

Onderzoek Milieu-effecten Sigmoplan (OMES)

Deelstudie 7: Water-schor interactie

DS 7.3: De Biogeochemische cycli van koolstof en stikstof

**L. Hellings, S. Van Damme,
L. Goeyens, W. Baeyens en F. Dehairs**

Vrije Universiteit Brussel
Laboratorium voor Analytische Chemie
Pleinlaan 2, 1050 Brussel

23699

en

K. Van Den Driessche en E. Keppens

Vrije Universiteit Brussel
Laboratorium voor Stabiele Isotopengeochemie
Pleinlaan 2, 1050 Brussel



Eindverslag januari 1999

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan), gesubsidieerd door de Vlaamse Gemeenschap. Onze dank gaat uit naar Patrick Meire, coördinator van dit project. We wensen ook Monika Segl (universiteit van Bremen) te bedanken voor de hulp en de training die ze ons (Koen Van Den Driessche en Liesbet Hellings) geboden heeft voor de constructie van de extractielijn voor de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ metingen. De maandelijkse staalnames waren mogelijk dankzij de hulp van de bemanning van de *Veremans* en de *Scaldis I*.

Deelstudie 7: Water-schor interactie.
Biogeochemische cyclus van koolstof en stikstof

<u>Inleiding</u>	vii
-------------------------------	-----

DEEL I: BIOGEOCHEMISCHE CYCLUS VAN KOOLSTOF EN STIKSTOF

Hoofdstuk I: Maandelijks campagnes

1. Situering	1
2. Materiaal en methode	1
2.1. <u>Staalname</u>	1
2.2. <u>Analyses</u>	3
2.2.1. Fysico-chemische parameters	
2.2.2. Particulaire fase	
2.2.3. Nutriënten	
3. Resultaten en discussie	4
3.1. <u>Fysico-chemische parameters</u>	4
3.2. <u>Particulaire fase</u>	8
3.3. <u>Nutriënten</u>	14
4. Referenties	18

Hoofdstuk II: 13-uursmetingen

1. Situering	19
2. Materiaal en methode	19
2.1. <u>Bemonstering</u>	19
2.2. <u>Bepaling van de waterbalans</u>	20
2.2.1. Geometrie van de geul	
2.2.2. Waterstand	
2.2.3. Stroomsnelheid	
2.3. <u>Klimatologische omstandigheden</u>	22
3. Resultaten en discussie	23
3.1. <u>Stroomsnelheden</u>	23
3.2. <u>Waterstand</u>	24

3.3. <u>Massabalans water</u>	26
3.4. <u>Verblijftijd van het water in het schor</u>	27
3.5. <u>Concentratieprofielen en massabalansen van de verschillende parameters</u>	29
3.5.1. Totale alkaliniteit (mM).....	29
a. Concentratieprofiel	
b. Massabalans	
3.5.2. Particulare fase: Zwevende stoffen, POC, PN en C/N.....	35
3.5.2.1. Zwevende stoffen en POC	
a. Concentratieprofielen	
b. Massabalans	
3.5.2.2. PN	
3.5.2.3. C/N-verhouding	
3.5.3. Stabiele koolstofisotopen.....	40
3.5.3.1. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)	
3.5.3.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het particulier organisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$)	
3.5.4. Nutriënten	43
a. Concentratieprofielen van stikstof	
b. Massabalansen van stikstof	
4. Referenties	53

Hoofdstuk III: Biogeochemische cyclus van stikstof

1. Situering	55
2. Materiaal en methode	56
2.1. <u>Ammonificatie</u>	
2.2. <u>Nitrificatie</u>	
2.3. <u>Assimilatie van de nutriënten</u>	
3. Resultaten en discussie	58
3.1. <u>Ammonium extractietechniek</u>	58
3.2. <u>Ammonificatie-experiment uitgevoerd in Dendermonde</u>	62
3.3. <u>Adsorptie experiment</u>	66
4. Referenties	68

Hoofdstuk IV: Biogeochemische cyclus van koolstof (isotopen)

1. Situering.....	69
2. Materiaal en methode.....	70
3. Resultaten.....	73
3.1. <u>Seizonale en geografische variaties in $\delta^{13}\text{C}$ van DIC</u>	73
3.2. <u>Seizonale en ruimtelijke variaties in $\delta^{13}\text{C}$ van POC</u>	74
4. Discussie.....	75
4.1. <u>$\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof</u>	75
4.2. <u>$\delta^{13}\text{C}$ van het gesuspendeerd organisch koolstof</u>	78
5. Besluit.....	85
6. Referenties.....	86

Hoofdstuk V: Diagenetische processen in het grondwater van 3 intertidale gebieden.

1. Situering.....	89
2. Materiaal en methode.....	89
2.1. <u>Situering van de bemonsteringsplaatsen</u>	89
2.2. <u>Bemonstering</u>	90
2.2.1. Peilbuizen	
2.2.2. Sediment boorkernen	
3. Resultaten.....	96
3.1. <u>Appels</u>	96
3.1.1. Totale alkaliniteit.....	96
3.1.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof.....	98
3.1.3. Sediment boorkernen.....	100
3.2. <u>Durme</u>	102
3.2.1. Totale alkaliniteit.....	102
3.2.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof.....	103
3.3. <u>Groot Buitenschor (GBS)</u>	104
3.3.1. Totale alkaliniteit.....	104
3.3.2. Saliniteit.....	104
3.3.3. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof.....	104

4. Discussie.....	105
4.1 <u>Appels</u>	105
4.2 <u>Durme</u>	110
4.3 <u>Groot Buitenschor</u>	110
5. Besluit.....	111
6. Referenties.....	112
<u>Algemeen Besluit</u>	113
<u>Bijlage: data van de bootcampagnes</u>	
<u>DEEL II: OMSCHRIJVING VAN DE WATERHUISHOUDING VAN HET INTER-TIDAAL MET BEHULP VAN DE STABIELE ISOTOPENVERHOUDING VAN ZUURSTOF ALS NATUURLIJKE TRACER</u>	
<u>Hoofdstuk I: Doelstelling van het onderzoek</u>	1
<u>Hoofdstuk II: Concept</u>	
1. Motivering van dit onderzoek.....	2
2. Waarom stabiele isotopenverhoudingen van het water als tracer gebruiken?.....	2
3. Zuurstofisotopensignatuur van water.....	2
3.1. <u>De verschillende reservoirs</u>	2
3.2. <u>De experimentele aanpak</u>	4
4. Getijden.....	5
5. De intertidale sedimenten.....	11
6. Hydrologische context en waterbalans.....	12
7. Geologische context.....	14
8. Verblijfstijd.....	16
<u>Hoofdstuk III: Situering van de bemonsteringsplaatsen</u>	18

Hoofdstuk IV: Methodologie van de bemonstering en de isotopenanalyse

1. Bemonstering.....	27
2. De equilibratie en extractie voor isotopenanalyse.....	27
3. De massaspectrometrische bepaling van de stabiele isotopenverhouding van zuurstof.....	29

Hoofdstuk V: Resultaten en bespreking van het zuurstofisotopen onderzoek

1. Inleiding.....	30
2. De neerslag.....	32
3. De rivier.....	37
4. Het binnendijksgebied.....	43
5. Het intertidaal.....	45
5.1. <u>Inleiding</u>	45
5.2. <u>Het zoetwater-intertidaal: het schor van appels en de Durmemonding</u>	45
5.3. <u>Het brakwaterintertidaal: het Groot- Buitenschor</u>	59
5.4. <u>Peilbuis hoogten en permeabiliteit</u>	64
6. De correlatiematrix.....	65
6.1. <u>De neerslag</u>	66
6.2. <u>De rivier</u>	66
6.3. <u>De verschillende peilbuizen op 1 plaats</u>	66
6.4. <u>Het grondwater</u>	66
6.5. <u>De atmosferische omstandigheden</u>	66

Hoofdstuk VI: Besluit

1. Inleiding.....	68
2. De conclusies van het zuurstofisotopen onderzoek.....	68
2.1. <u>Zuurstofisotopenverhouding als tracer voor hydrologische studies in het Schelde-estuarium</u>	68
2.2. <u>Het gedrag van de zuurstofisotopenverhouding in het grondwater van de intertidale sedimenten</u>	68

3. De belangrijkste conclusies in het OMES-project geformuleerd ivm. de hydrologie van het intertidaal	71
3.1. <u>De tijregimes (Antwerpen: periode 1/1/96 – 31/8/98)</u>	71
3.2. <u>De textuurverdeling van de intertidale sedimenten</u>	71
3.3. <u>De bodemstructuur van de intertidale sedimenten</u>	71
3.4. <u>De infiltratiecapaciteit en permeabiliteit</u>	71
3.5. <u>De peilbuishoogten</u>	72
3.6. <u>De chemie van het grondwater in de intertidale sedimenten</u>	72
4. Model van de waterhuishouding van het intertidaal	72
4.1. <u>De input</u>	72
4.2. <u>De output</u>	72
4.3. <u>De infiltratie</u>	73
4.4. <u>Grondwaterstroming</u>	73
<u>Hoofdstuk VII: Voorstel voor verdergezet onderzoek</u>	77
<u>VIII. Bibliografie</u>	80
<u>IX. Bijlage: Overzicht van de peilbuiskenmerken</u>	83

Inleiding

Het getijde systeem in de Zeeschelde zorgt voor een interactie tussen het water en de oevers. Dit brengt een uitwisseling met zich mee tussen verschillende componenten uit het water enerzijds en componenten van terrestrische oorsprong anderzijds. Het uitbreiden van de intergetijden gebieden en gecontroleerde overstromingsgebieden langsheen de Schelde zal veranderingen teweeg brengen in de interactie tussen de stroom en het intertidaal. Daarom dienen grootte en richting van de materiaalstroom bestudeerd te worden.

De koolstofluxen worden in de eerste plaats beïnvloed door de biologische koolstoffixatie van de begroeiing langsheen het Scheldebekken en door de lozing van industrieel en huishoudelijk afval. Dit veroorzaakt een input van organische koolstof naar de sedimenten in de getijdenzone en naar de waterkolom. Daarnaast zijn de CO₂ gasuitwisselingen tussen water en atmosfeer alsook de uitwisselingen tussen grondwater en sedimentcarbonaten van belang.

De voornaamste koolstofstocks die bestudeerd worden zijn het particulier organisch koolstof (POC) en het totaal opgelost anorganisch koolstof (DIC). Deze koolstofstocks worden bij iedere maandelijkse bemonstering bepaald. In Hoofdstuk I (deel I) trachten we de invloeden op de koolstoflading van de rivier en de seizoengebonden variatie ervan na te gaan.

Hoofdstuk II (deel I) handelt over: (1) de seizoenale en geografische variaties in de koolstofisotopensamenstelling van het gesuspendeerd organisch materiaal ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$) en de koolstofisotopensamenstelling van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) (DIC = $[\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$); (2) de identificatie van de mechanismes die deze spatio-temporele variabiliteit controleren en (3) de bepaling van het relatief belang van de belangrijkste bronnen van het particulier organisch materiaal.

Het is duidelijk dat de koolstofstroom niet los van de stikstofstroom beschouwd kan worden. Daarom is het noodzakelijk een beter inzicht te verwerven in de stofstromen van opgeloste stikstofhoudende verbindingen (nitraat, nitriet, ammonium en ureum) en eventueel andere anorganische voedingsstoffen (fosfaat en silicaat), die noodzakelijk zijn voor de primaire productie van ééncellige en hogere planten (Hoofdstuk III, deel I). Nitraat, nitriet, ammonium en ureum zijn de voornaamste opgeloste stikstofbronnen voor primaire productie. Hun concentratie in het water is evenwel door opname en vrijzetting bepaald. Dit laatste als resultaat van de heterotrofe afbraak en remineralisatie van organisch materiaal naast directe lozing. De voornaamste stikstofstocks die bestudeerd worden zijn het particulier organisch stikstof (PON) en het opgelost anorganisch stikstof (DIN). Deze stikstofstocks worden eveneens bij iedere maandelijkse campagne bepaald (Hoofdstuk I, deel I).

Omdat water het belangrijkste transportmiddel voor nutriënten is in een estuarium is het van belang de richting en de grootte van de waterstromen te kunnen bepalen. De waterstroming in de rivier is eenvoudig te volgen. In sedimenten daarentegen beweegt het water veel langzamer en is het moeilijker te volgen.

Peilbuisstanden gecombineerd met permeabiliteitsgegevens van de sedimenten laten toe op "analytische wijze" grondwaterstroming te berekenen. Het intertidaal ondergaat echter tengevolge van de getijden een wisselend hydrologisch regime, wat het toepassen van voornoemde techniek sterk bemoeilijkt. Dergelijke complexe systemen kunnen bestudeerd worden door middel van tracertechnieken. De tracer kan aan het systeem worden toevoegd en vervolgens gevolgd worden doorheen het systeem. Het bezwaar tegen artificiële tracers is dat ze duur en meestal schadelijk voor de omgeving zijn. Daarom wordt sterk de voorkeur gegeven aan natuurlijke tracers.

In deze studie is gebruik gemaakt van de natuurlijk voorkomende variatie in stabiele isotopen abundanties van de zuurstof in de watermolecules. Variaties in stabiele isotopenverhouding van het water worden via de neerslag in het systeem geïntroduceerd. Principieel is dit samen met stabiele waterstofisotopen van het water een ideale tracer omdat beide deel uitmaken van het water zelf.

In eerste instantie is onderzocht of de natuurlijke variatie die optreedt in het water van het estuarium-systeem voldoende groot is om waterbeweging te volgen. Vervolgens is op kwalitatieve wijze nagegaan hoe de natuurlijke variatie in zuurstofisotopenverhouding doorheen het systeem "stroomt". In laatste instantie is geprobeerd met behulp van deze tracer het aanvullen van de intertidale grondwatertafel te volgen (deel II).

Alhoewel het onderzoek naar de C- en N-flux en de zuurstofisotopen in nauw verband zijn uitgevoerd is er voor de duidelijkheid gekozen beide onderzoeken hier gescheiden voor te stellen. In deel I wordt het onderzoek naar de biochemisch cyclus van N en C beschreven; in deel II wordt het onderzoek naar de zuurstofisotopenvariaties als natuurlijke tracer uiteengezet.

E-mailadressen:

L. Hellings	scheldac@vub.ac.be
F. Dehairs	fdehairs@vub.ac.be
K. Van den Driessche	kvddries@vub.ac.be
E. Keppens	ekeppens@vub.ac.be

Deel I:

DS 7.3: De Biogeochemische cycli van koolstof en stikstof

**L. Hellings, S. Van Damme,
L. Goeyens, W. Baeyens en F. Dehairs**

Vrije Universiteit Brussel
Laboratorium voor Analytische Chemie
Pleinlaan 2, 1050 Brussel



Hoofdstuk I: Waterkwaliteit van de Zeeschelde

1. Situering

Het hier voorgestelde onderzoek is gericht op de identificatie van de voornaamste koolstof- en stikstofbronnen en het inschatten van hun relatief belang in de materiaalstromen in de rivier zelf en tussen rivier en schorre- en gecontroleerde overstromingsgebieden.

De voornaamste koolstofstocks die bestudeerd worden zijn het particulier organisch koolstof (POC) en het totaal opgelost anorganisch koolstof (DIC). Deze koolstofstocks worden bij iedere maandelijkse bemonstering bepaald. In dit deel van de studie trachten we de invloeden op de koolstoflading van de rivier en de seizoengebonden variatie ervan na te gaan.

De voornaamste stikstofstocks die bestudeerd worden zijn het particulier organisch stikstof (PON) en het opgelost anorganisch stikstof (DIN). Deze stikstofstocks worden eveneens bij iedere maandelijkse campagne bepaald.

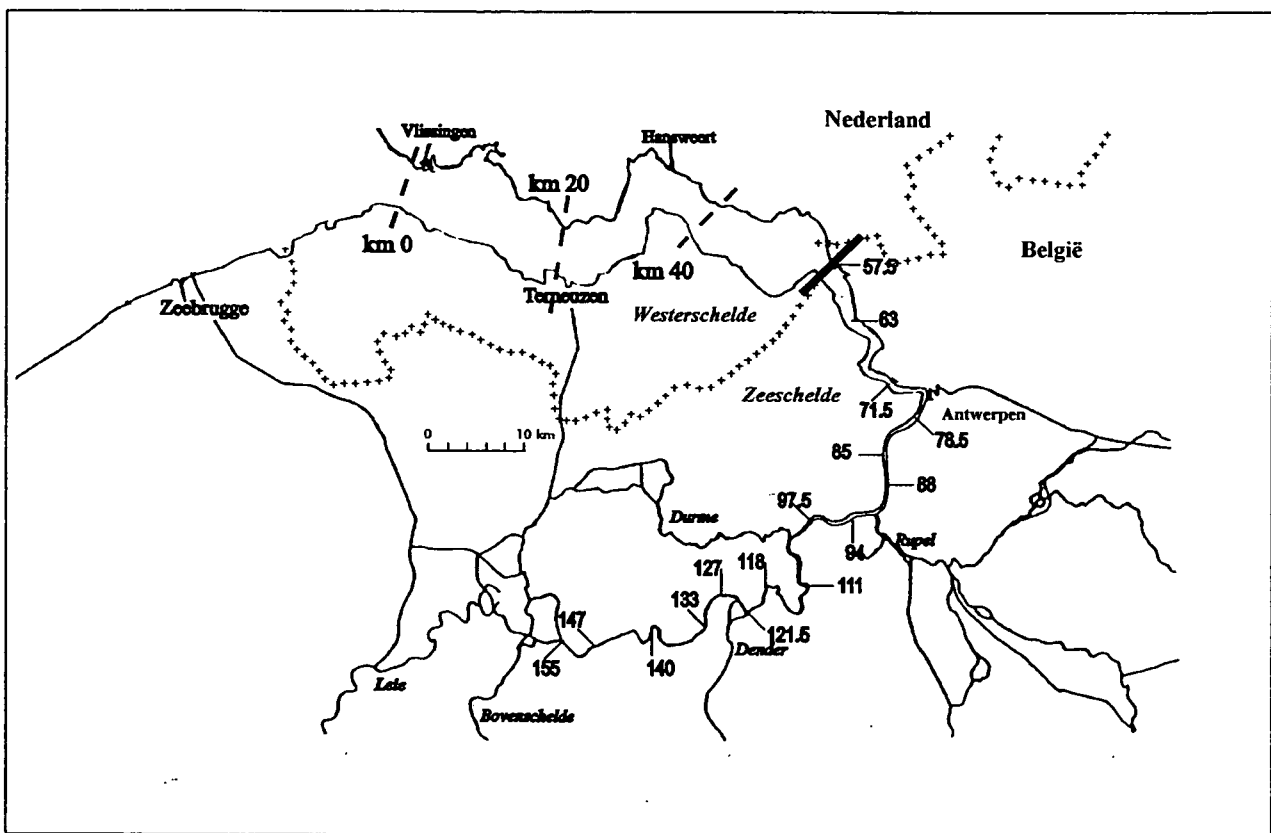
2. Materiaal en methode

2.1. Staalname

Om de ruimtelijke en seizoenale variabiliteit van de riviersamenstelling te kunnen bestuderen, zijn er langsheen de Schelde 16 bemonsteringspunten geselecteerd tussen de Belgisch-Nederlandse grens tot Gent (zie Figuur 1.1). De verschillende stations worden telkens weergegeven door hun afstand in km tov. Vlissingen.

Deze 16 staalnamepunten werden maandelijks bemonsterd. Het volledige traject werd in twee dagen gevaren. De eerste dag worden er stalen genomen van aan de Belgisch-Nederlandse grens (Boei 89, 57.5 km van Vlissingen) tot aan Sint-Amands (km 111), de tweede dag van Vlassenbroek (km 118) tot aan Melle (km 155). Tijdens de eerste dag werden eveneens de

zijrivieren nl. de Rupel (km 90), de Durme (km 101), de Dender (km 124) en de Bovenschelde (km 168) bemonsterd. De bemonsteringen gebeurden doorgaans met een 15 L Niskinfles, die op de kabel van het windas is bevestigd.



Figuur 1.1: Plan van de Schelde met 16 staalnamepunten:

57.5 km	Boei 89	85 km	Kruibeke-veer	111 km	Sint-Amands	133 km	Appels-veer
63 km	Boei 92	88 km	Kallebeek-veer	118 km	Vlassenbroek	140 km	Uitbergen
	Liefkenshoektunnel						
71.5 km	Boei 105	94 km	Steiger van	121.5 km	Dendermonde	147 km	Wetteren
	Punt van Melsele		Steendorp				
78.5 km	Steen – Antwerpen	97.5 km	Temse-brug	127 km	St-Onolfspolder	155 km	Melle

2.2. Analyses

Voor ieder station werden de volgende parameters bepaald:

2.2.1. Fysico-chemische parameters: pH, temperatuur en totale alkaliniteit (mM)

- **pH en temperatuur**- werden op terrein gemeten mbv. een draagbare pH-meter van Hanna instruments.
- **totale alkaliniteit (mM)** - bepalingen van totale alkaliniteiten gebeurden volumetrisch met een gestandaardiseerde 0.01 M HCl-oplossing en broomcresolgroen als indicator m.b.v. een automatisch titrator (Mettler-Toledo).

2.2.2. Particulare fase: Gesuspendeerd materiaal (SS), particulier organisch koolstof (POC), particulier organisch stikstof (PN) en C/N

- **Gesuspendeerd materiaal (mg/l)** - 25 ml van de waterstalen werd gefiltreerd op vooraf gewogen glasvezelfilters (Whatman, GF/F, 0.7 μ M). Na filtratie werden de filters gedroogd in de oven op 60 °C en vervolgens werden de filters opnieuw gewogen. Het verschil in gewicht na en vóór filtratie liet toe om de totale hoeveelheid gesuspendeerd materiaal te berekenen.
- **POC/PN (μ M)** - eerst werd er een gekend volume van het monster gefiltreerd op gepreconditioneerde glasvezelfilters (Whatman GF/F, 8 uur bij 450°C), de filters werden blootgesteld aan HCl dampen voor de eliminatie van anorganisch koolstof en nadien geanalyseerd in een Carlo Erba CN Analyzer NA 1500. De analyse maakt gebruik van een katalytische oxidatie tot CO₂ en N₂ in combinatie met een chromatografische scheiding van de gassen en een katarometrische detectie.

3. Nutriënten: NH₄⁺, NO₃⁻ en NO₂⁻

- **ammonium** - wordt spectrofotometrisch gemeten volgens de "indofenol blauw"-methode (Koroleff, 1969). De absorbanties worden gemeten bij 630 nm (Bausch and Lomb Spectronic 21).
- **nitraat en nitriet** - voor de bepaling van nitrietconcentraties in water wordt eerst sulfanilamide gediazoteerd met nitriet en nadien wordt de diazoverbinding gecomplexeerd met n-(1-naftyl)-ethyleendiamine. Dit leidt tot de vorming van een gekleurd complex waarvan de absorbtie wordt bepaald bij 520 nm. Voor de bepaling van nitraatconcentraties wordt het nitraat vooraf gereduceerd tot nitriet op een Cd-kolom. Zowel de nitriet- als de nitraat-analyses worden uitgevoerd met een Technicon A2 Autoanalyser-systeem (Elksens en Elksens, 1989).

3. Resultaten en discussie

3.1. Fysico-chemische parameters

Totale alkaliniteit

De totale alkaliniteit is per definitie het aantal equivalenten van een sterk zuur dat nodig is om 1 dm³ zeewater te neutraliseren tot het bicarbonaateindpunt (Dickson, 1981). Alleen zwakke zuren met een dissociatie constante kleiner dan de eerste dissociatie constante van carbonaatzuur worden meegetitreerd. De totale alkaliniteit wordt dan gedefinieerd als:

$$\text{TALK} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + [\text{Si}(\text{OH})_3\text{O}^-] + 2 [\text{HPO}_4^{2-}] + 3 [\text{PO}_4^{3-}] + [\text{OH}^-]$$

Opgelost silicaat, fosfaat en OH^- worden meestal verwaarloosd omdat zij slechts weinig bijdragen tot de alkaliniteit, daarom:

$$\text{TALK} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-]$$

of

$$\text{TALK} = \text{Carbonaat Alkaliniteit} + [\text{B}(\text{OH})_4^-]$$

$$\text{m.a.w. CALK} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}]$$

De totale concentratie aan opgelost anorganisch koolstof is:

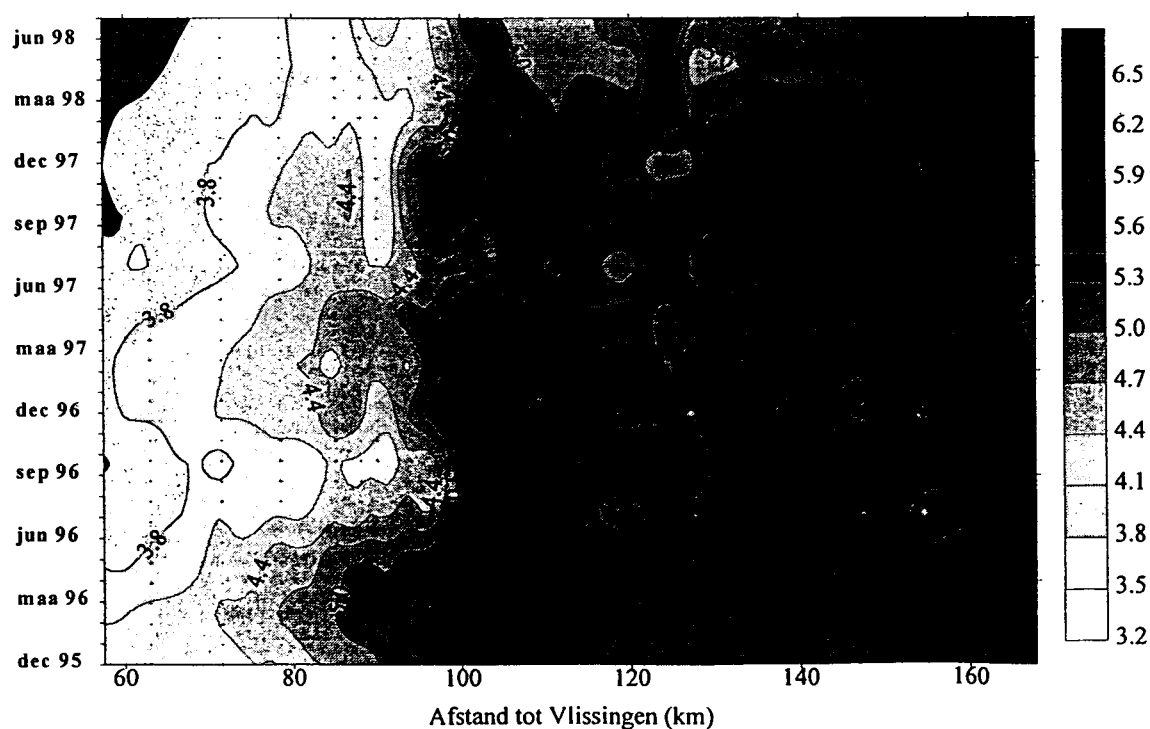
$$\text{DIC} = [\text{CO}_2]_{\text{aq}} + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

Bij pH 7 bestaat het grootste deel van DIC uit HCO_3^- ($\pm 95\%$ van de koolstof in DIC), maar het bevat ook opgelost CO_2 en CO_3^{2-} . De DIC concentratie kan berekend worden indien de pH en de totale alkaliniteit gekend zijn. De belangrijkste koolstofbronnen die bijdragen tot de DIC concentratie zijn: CO_2 afkomstig van de heterotrofe afbraak van organisch materiaal en de oplossing van carbonaten. In vergelijking hiermee is de bijdrage van atmosferisch CO_2 relatief klein. Opgelost anorganisch koolstof wordt verbruikt tijdens fotosynthese, carbonaatprecipitatie en uitwisselingen tussen de atmosfeer en water (Mook et al., 1991)

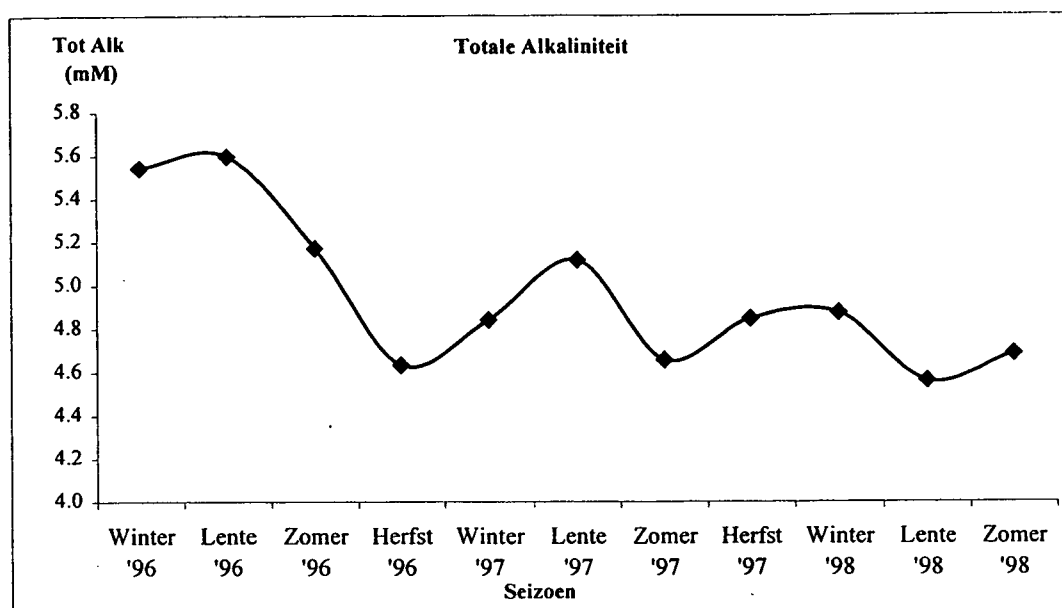
Van januari 1996 t.e.m. juli 1998 werd voor elk staalnamepunt iedere maand de totale alkaliniteit bepaald. In Figuur 1.2 wordt de totale alkaliniteit voor deze periode weergegeven in functie van het aantal km ten opzichte van Vlissingen. Het algemene profiel van de totale alkaliniteit vertoonde steeds een geleidelijke stijging vanaf de Belgisch-Nederlandse grens (57.5 km van Vlissingen). Het alkaliniteitsprofiel van de Schelde vertoonde een knik (sterkere stijging) ter hoogte van de Rupel (km 90) en de Durme (km 101). De totale alkaliniteit nam steeds toe vanaf

de Belgisch-Nederlandse grens tot km 100, vanaf km 100 bereikte de totale alkaliniteit een plateau. De winter en de lente van 1996 werden gekenmerkt door de hoogste gemiddelde waarden van de totale alkaliniteit (Figuur 1.3). In de zomer en in de herfst van 1996 werden er lagere waarden geregistreerd voor de totale alkaliniteit. Hetzelfde patroon herhaalde zich: een toename in de winter en in de lente van 1997 en een afname in de zomer van 1997 (Figuur 1.3).

Dit patroon zou verklaard kunnen worden door het feit dat in de winter de productie van CO₂ door afbraak van organisch materiaal belangrijk is, terwijl er in de zomer eerder de opname van CO₂ door fotosynthetische activiteiten zal domineren. In 1998 werd de seizonale fluctuatie van de totale alkaliniteit enorm afgezwakt (Figuur 1.3). Bovendien lagen de gemiddelde waarden van de totale alkaliniteit ongeveer 1 mM lager dan in 1996. Opmerkelijk was dat in 1998 de totale alkaliniteit van de 2 meest stroomafwaarts gelegen stations (km 547.5 en km 63) toenam (Figuur 1.2).



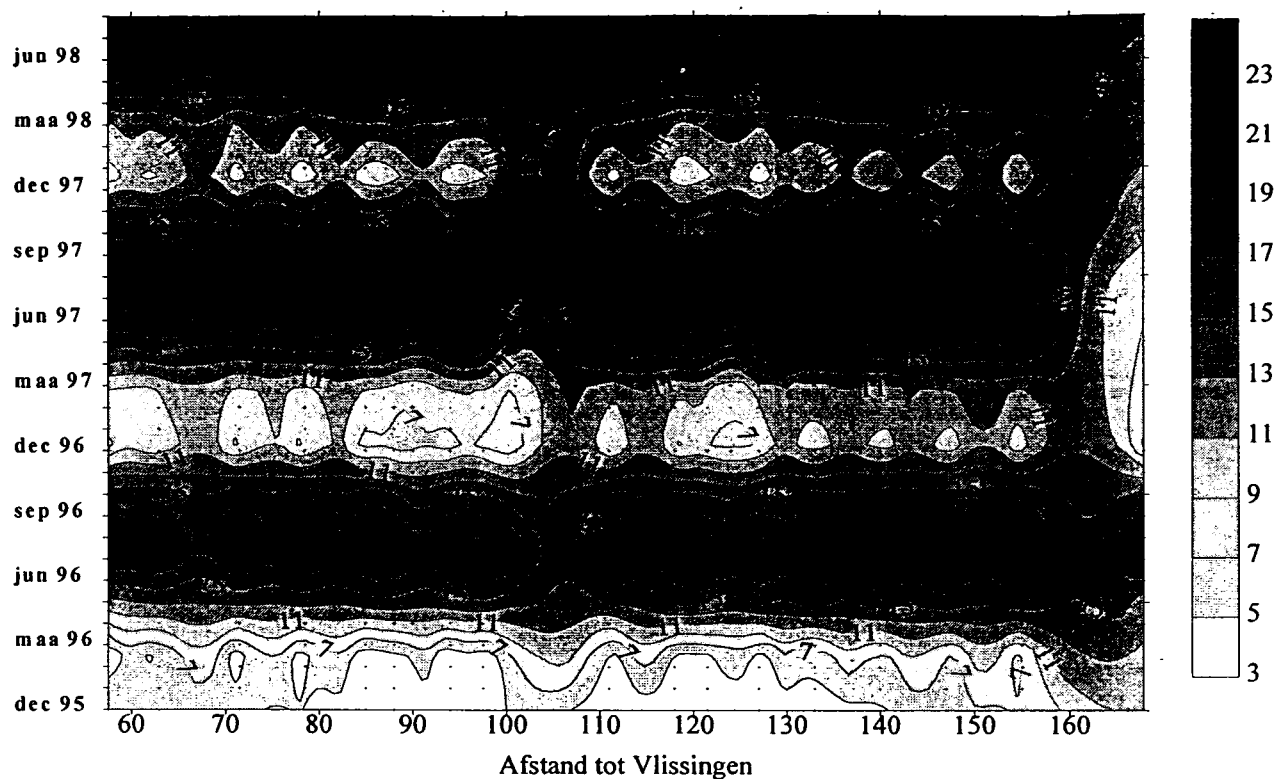
Figuur 1.2: Totale alkaliniteit in functie van het aantal km tov. Vlissingen



Figuur 1.3: Seizonale variatie van de totale alkaliniteit

Temperatuur

De temperatuur van het Scheldewater toonde een duidelijk seizoenal patroon (Figuur 1.4). December en januari waren telkens de koudste maanden. In Januari 1997 werden de koudste temperaturen gemeten, het Scheldewater bedroeg dan slechts $-0.3\text{ }^{\circ}\text{C}$. In deze maand kon ook het hele traject niet bemonsterd worden vermits een groot deel van Schelde dichtgevroren was. In Augustus werden telkens de warmste temperaturen geregistreerd, in augustus 96 bedroeg de watertemperatuur $20\text{ à }21\text{ }^{\circ}\text{C}$ en in augustus 97 $24\text{ à }26\text{ }^{\circ}\text{C}$.



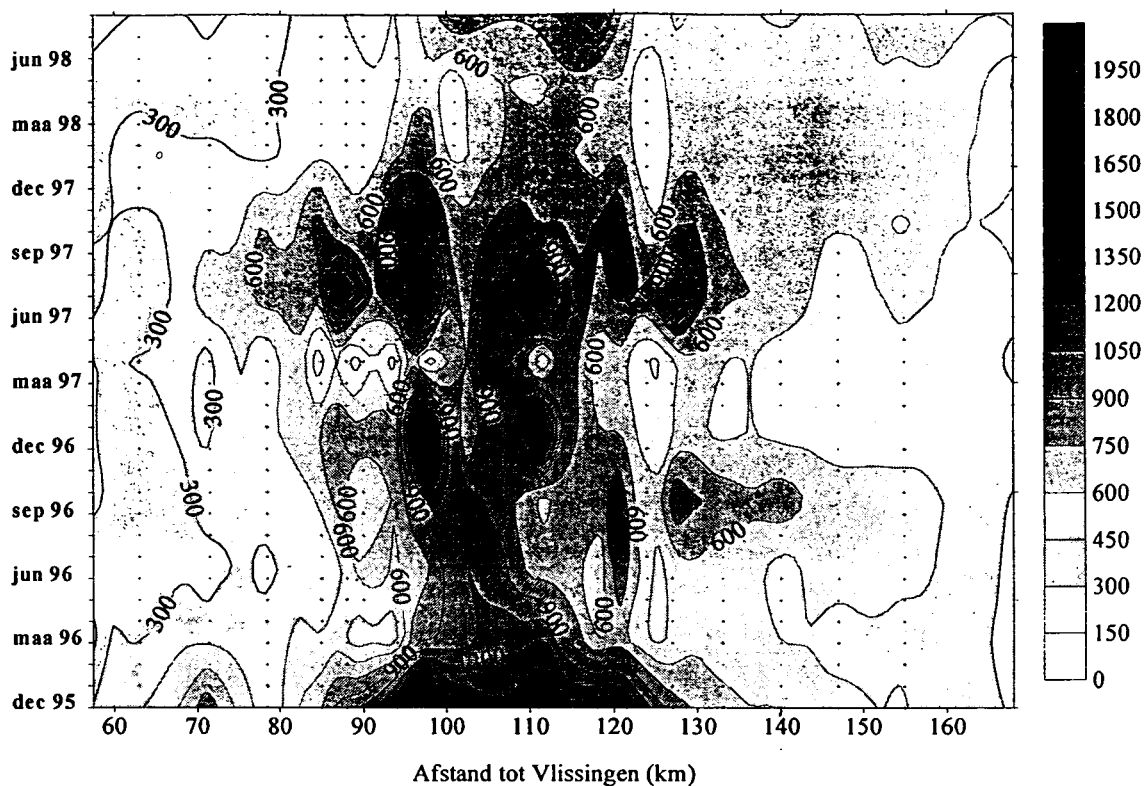
Figuur 1.4: Seizonale variatie van de temperatuur ifv. het aantal km tov. Vlissingen.

3.2. Particulare fase

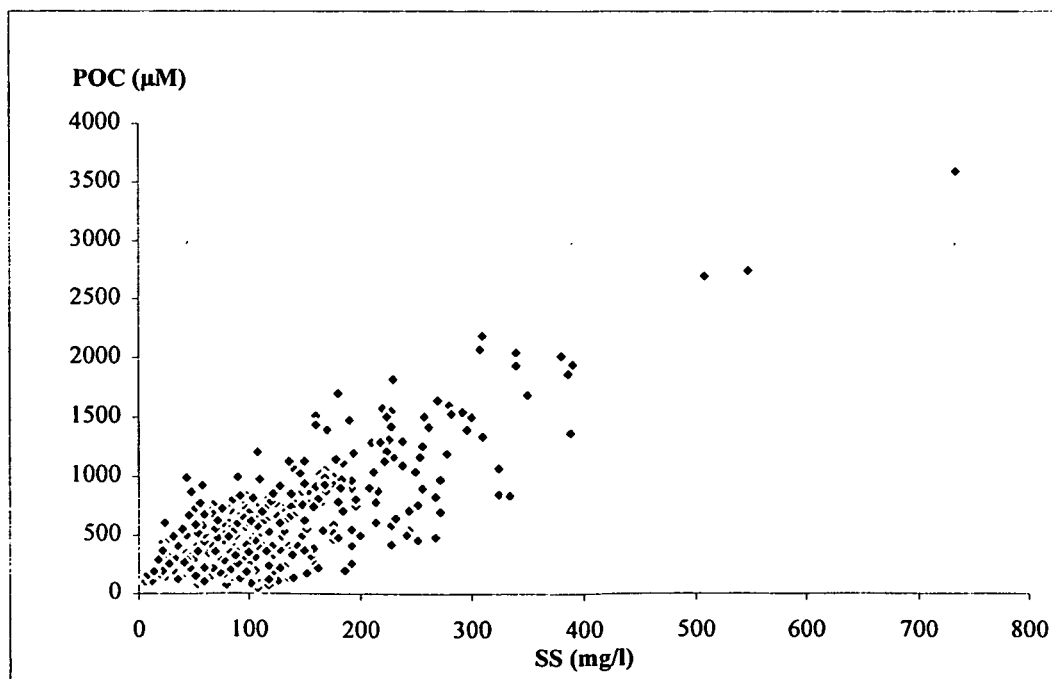
Particulair organisch koolstof (POC)

Figuur 1.5 geeft de POC-concentratie weer van december 1995 t.e.m. augustus 1998. De concentraties aan gesuspendeerd materiaal (SS) vertoonden telkens een volledig gelijkaardig patroon aan de POC-concentraties. De goede correlatie tussen de POC-concentratie en gesuspendeerd materiaal (Figuur 1.6) bevestigt dat POC een hoofdcomponent van het gesuspendeerd materiaal is.

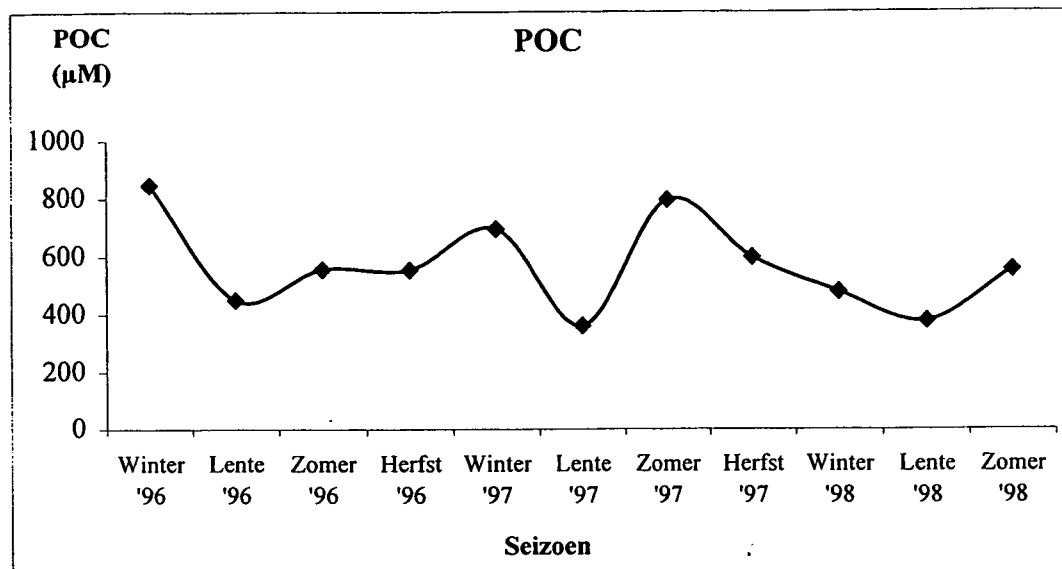
De gemiddelde seizoenale variatie van de POC-concentratie wordt weergegeven in Figuur 1.7. De winter 1995-1996 werd gekarakteriseerd door hoge POC-concentraties. De hoogste POC-concentraties werden gemeten terhoogte van Temse (km 97.5). Stroomopwaarts en stroomafwaarts nam de POC-concentratie af. In de lente en zomer van 1996 lagen de POC-concentraties lager dan in de winter (Figuur 1.7). De hoogste waarden werden ook hier terhoogte van Temse gemeten (km 97.5; Figuur 1.5). De gemiddelde POC-concentraties van de herfst van 1996 waren gelijkaardig aan de gemiddelde POC-concentratie van de zomer van 1996 (Figuur 1.7). In de winter van 1997 nam de gemiddelde POC-concentratie weer toe (Figuur 1.7). In januari werden slechts de eerste zeven stationpunten bemonsterd. Omdat de Schelde voor een groot deel was dichtgevroren, kon het laatste stuk van het traject niet bemonsterd worden. Dit verklaart eveneens de lage POC-concentratie (zeer laag tov. januari 1996) van het oppervlaktewater. In februari 1997 daarentegen was de POC-concentratie zeer hoog. De gemiddelde POC-concentratie lag het laagste voor de lente van 1997 (Figuur 1.7). De zomer van 1997 heeft in vergelijking met de zomer van 1996 relatief hoge POC-concentraties (Figuur 1.7). In de zone rond Temse (km 97.5) en Vlassenbroek (km 118) werden de hoogste POC-concentraties gemeten, stroomopwaarts en stroomafwaarts van deze zone nam de POC-concentratie af. Vervolgens nam de gemiddelde POC-concentratie geleidelijk af van de zomer 1997 naar de herfst 1997, de winter 1998 tot de lente van 1998 (zie Figuur 1.7). Integeningstelling met de winter van 1995-1996 en 1996-1997 liggen de POC-concentraties van de winter van 1997-1998 laag. De hoogste waarden werden gemeten in Temse (km 97.5). Zoals voor de andere jaren waren de POC-concentraties het laagst in de lente van 1998.



Figuur 1.5: POC-concentratie ifv. het aantal km tov. Vlissingen



Figuur 1.6: Gesuspendeerd materiaal (SS) ifv. POC-concentratie



Figuur 1.7: Seizonaal gemiddelde van POC-concentratie

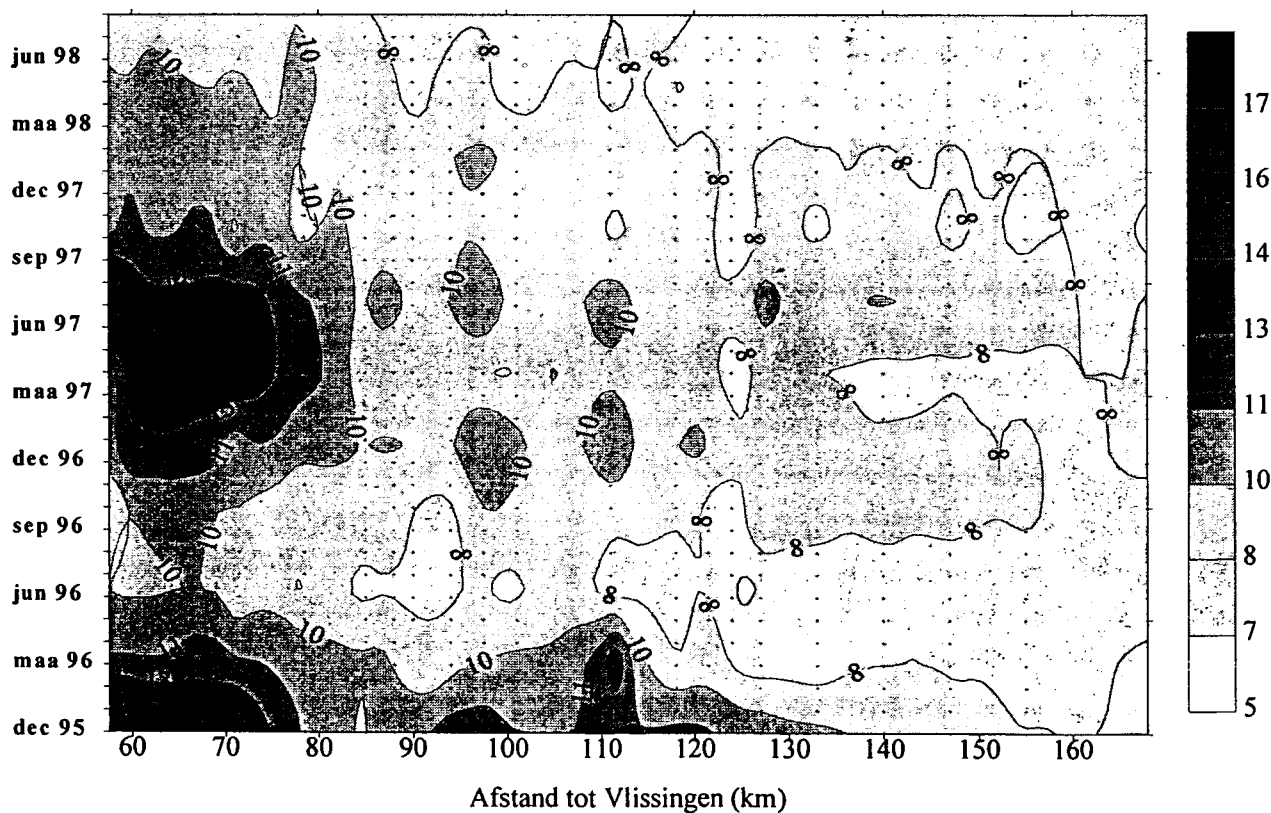
Particulair organisch stikstof (PN)

Deze parameter toonde een volledig gelijkaardig seizoenal en geografisch patroon als de POC-concentratie. Vb. Hogere POC-concentraties terhoogte van Temse werden telkens geassocieerd met hogere PN-concentraties.

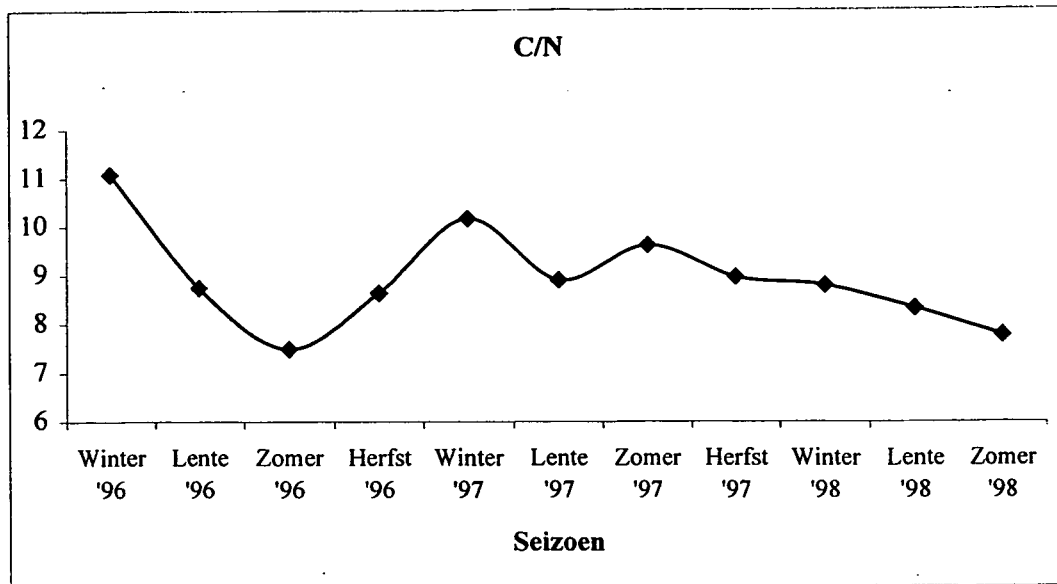
C/N-verhouding

In de winter van 1995-1996 werden de hoogste C/N-verhoudingen gemeten aan de Belgisch-Nederlandse grens (Figuur 1.8). Temse (km 97.5) en Vlassenbroek (km 118) werden eveneens gekenmerkt door hogere C/N-ratios. Stroomopwaarts van deze zone nam de C/N-ratio af. De gemiddelde C/N-ratio daalde in de lente en de zomer van 1996 (Figuur 1.9), de laagste waarden werden stroomopwaarts van Vlassenbroek gemeten. Vervolgens werd er in de herfst en in de

winter terug een toename in de C/N-verhouding waargenomen (Figuur 1.9). De winter van 1996-1997 was gelijkaardig aan de winter van 1995-1996: de hoogste C/N-ratios terhoogte van de Belgisch-Nederlandse grens. De zomer van 1997 werd, integenstelling tot de zomer van 1996, eveneens gekenmerkt door hoge C/N-ratios aan de Belgisch-Nederlandse grens. Vanaf de zomer van 1997 was er een geleidelijke afname van de C/N- verhouding, de laagste waarden werden in de zomer van 1998 geregistreerd (Figuur 1.9).



Figuur 1.8: C/N-ratio ivf. het aantal km tov. Vlissingen



Figuur 1.9: Seizonale variatie van de C/N-ratio

Bespreking

Over het algemeen werd dus het volgende patroon vastgesteld: de wintermaanden werden gekenmerkt door relatief hoge POC-concentraties en hoge C/N-verhoudingen. In de lente namen beide parameters (POC en C/N) af. De C/N-verhouding was het laagste in de zomer van 1996 en 1998. Enkel de zomer van 1997 vormt een uitzondering op deze regel.

Het organisch koolstof is afgeleid van twee bronnen: autochtoon organisch materiaal (zoals fytoplankton) en allochtoon organisch materiaal (terrestrische planten, huishoudelijk afval,...).

In de winter viel de hoge C/N-verhouding samen met hogere POC-concentraties en hogere concentraties aan gesuspendeerd materiaal. Deze hoge turbiditeiten en hoge POC-concentraties zouden verklaard kunnen worden door het feit dat in dit seizoen de input van terrestrisch materiaal hoger ligt. Hierdoor zal het terrestrisch organisch materiaal zal domineren in het POC, wat aanleiding geeft tot hogere C/N-raties. In de zomer gingen de lagere C/N-verhoudingen gepaard met lagere POC-concentraties en lagere concentraties aan gesuspendeerd materiaal. De

rivierinput van terrestrisch plantenmateriaal zal in de zomer lager liggen, bovendien zijn in de zomer de condities optimaal (hogere temperaturen, lage turbiditeiten, ..) voor *in situ* productie van organisch koolstof via fotosynthese. Het POC zal dan waarschijnlijk in belangrijke mate uit autochtoon organisch materiaal bestaan, wat de lagere C/N-ratios verklaart (Telang et al., 1991). Deze hypothesen worden bevestigd door de resultaten van de stabiele koolstofisotopen (zie verder: hoofdstuk IV).

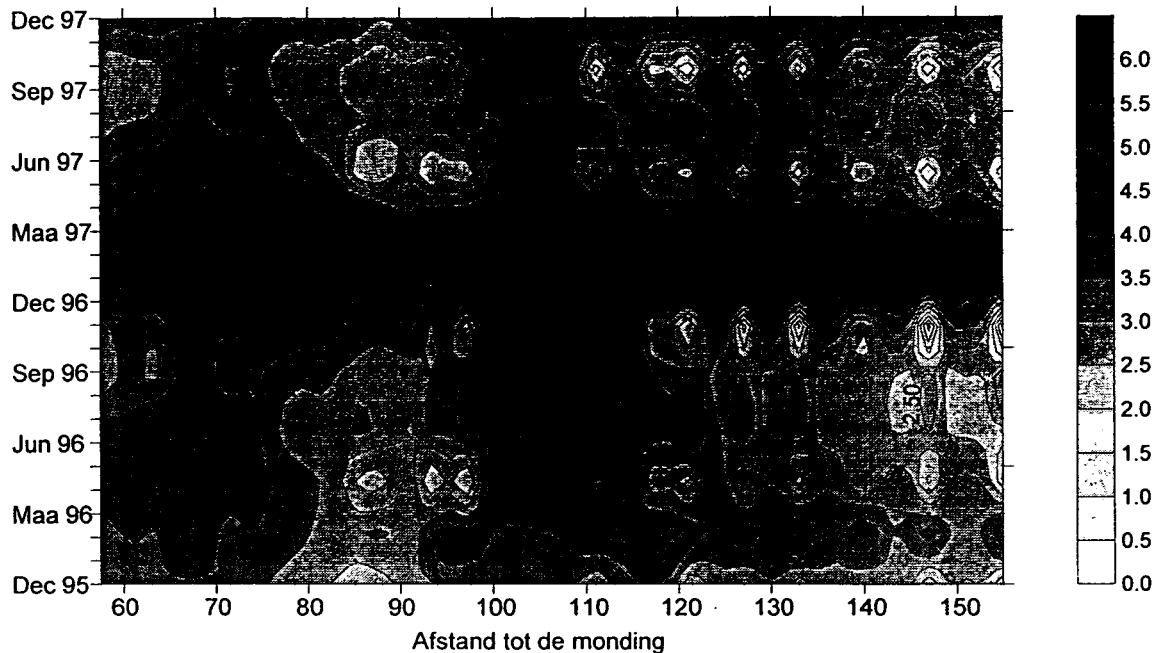
In vergelijking met de zomer van 1996 en 1998 werd de zomer van 1997 echter gekenmerkt door relatief hoge POC-concentraties en C/N-verhoudingen. De hogere POC-, SS-concentratie en C/N-verhouding zouden erop wijzen dat in de zomer van 1997 het aandeel van het allochtoon materiaal (terrestrisch materiaal, huishoudelijk afval, ...) in de totale POC-pool groter was dan in de andere zomers.

3.3. Nutriënten

Nitraat

Nitraatgehalten waren zowel in het brakke als in het zoete deel maximaal tijdens de winter en de lente (Figuur 1.10). Tijdens de zomer werden in het zoete deel lagere waarden vastgesteld dan in het brakke deel, en tijdens de winter werden in 1996 en 1997 in het zoete deel hogere waarden vastgesteld dan in het brakke deel. Bijgevolg vertoonden de concentratiewaarden van nitraat meer variatie in het zoete deel. De winter van 1995 was gekenmerkt door lagere waarden. De zone rond de monding van de Rupel (km 80 - km 100) vertoonde het hele jaar door lagere waarden dan de zones stroomop- en stroomafwaarts ervan. Naar Gent toe werden tijdens de zomer lagere waarden vastgesteld dan in de zone rond Dendermonde. Aan de Belgisch-Nederlandse grens, samen met andere punten in het brakke deel, en ook op ter hoogte van Dendermonde

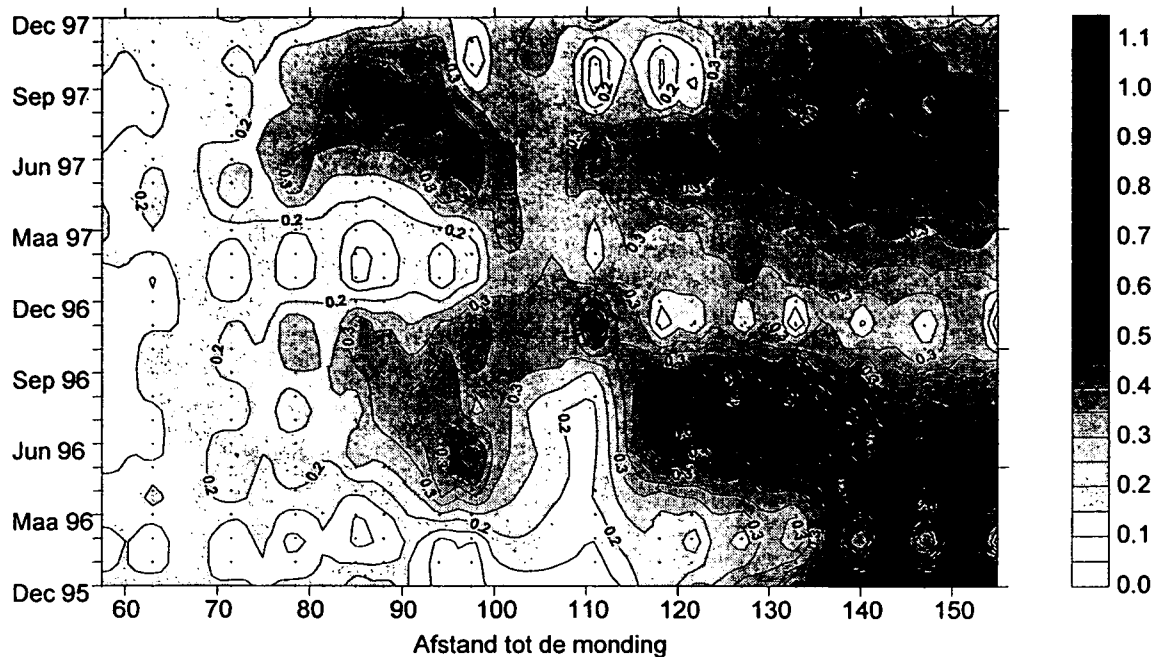
schommelde het nitraatgehalte rond 4 mg N L^{-1} . Ter hoogte van Kruibeke en Melle schommelden de waarden eerder rond 3 mg L^{-1} .



Figuur 1.10: Nitraat in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

Nitriet

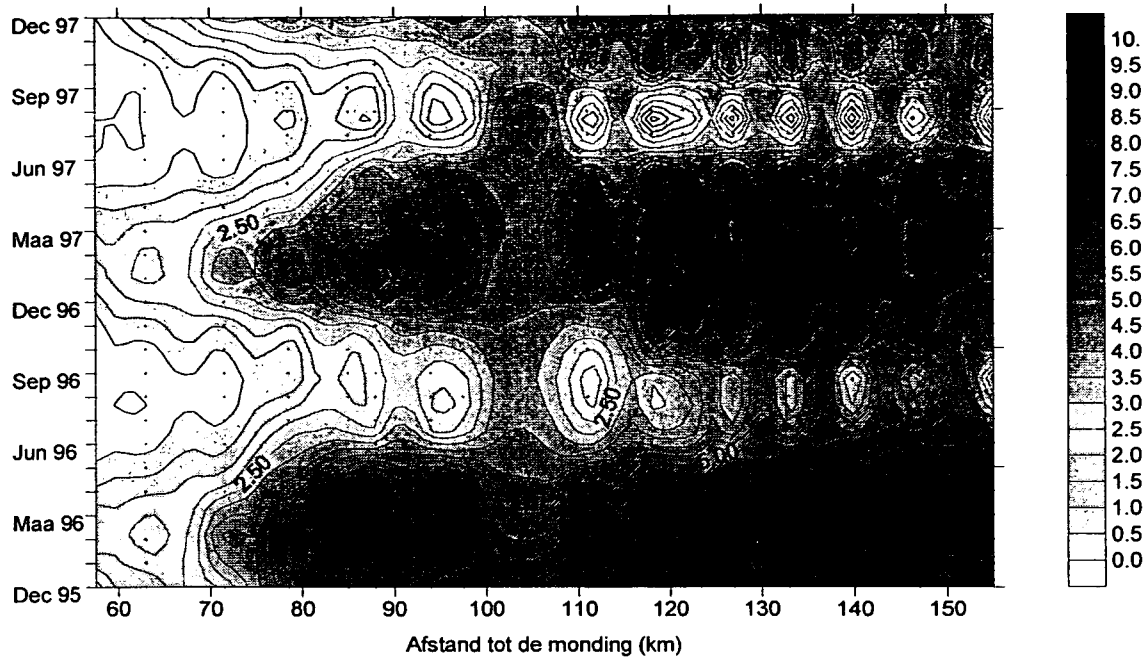
Ondanks het feit dat nitriet een biochemisch zeer labiele verbinding is, was er toch een patroon voor te onderscheiden. Maximale waarden kwamen voor tijdens de zomer, minima tijdens de winter en de lente (Figuur 1.11). Daarmee vertoonde nitriet het omgekeerd seizoenaal patroon t.o.v. nitraat en ammonium. De concentraties namen toe naar het zoete deel toe. Extreem hoge waarden werden genoteerd in december 1995 in het zoete deel naar Gent toe.



Figuur 1.11: Nitriet in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

Ammonium

Het hele jaar door was een duidelijk asymptotisch toenemend longitudinaal profiel te zien met stijgende concentraties naar het zoete deel toe. Evenals voor nitraat kwamen de hoogste concentraties voor tijdens de lente en de winter. Minima traden op tijdens de late zomer. Ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens kwam tijdens het zomerhalfjaar (april tot september) van zowel 1996 als 1997 geen of bijna geen ammonium voor. Op die plaats kwam enkel tijdens de winter en het voorjaar ammonium voor, en enkel in heel lage concentraties.



Figuur 1.12: Ammonium in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

Bespreking

De lage nitraatconcentraties ter hoogte van Kruibeke (km 85) gingen gepaard met lage zuurstofconcentraties (Van Damme et al., 1998). De gemiddelde nitraat concentratiewaarden van de periode 1995-1997 waren de hoogste die ooit werden waargenomen (Van Damme et al., 1998). De waarden van ammonium voor diezelfde periode waren daarentegen de laagste die ooit werden waargenomen. Dat ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens tijdens het zomerhalfjaar van zowel 1996 als 1997 geen of bijna geen ammonium voorkwam is een fenomeen dat in het verleden nog niet werd waargenomen. De progressieve omzetting van ammonium naar nitraat, zoals die werd voorspeld door Billen et al. (1985) en werd beschreven door Soetaert & Herman (1995) heeft bijgevolg in de tweede helft van de jaren 90 een recordhoogte bereikt. Dit betekent dat een steeds groter aandeel van de totale stikstofvracht in aanmerking komt om door

denitrificatie te worden verwijderd uit het estuarien systeem of in zee terecht komt als er geen denitrificatie optreedt wegens een "te veel" aan zuurstof.

4. Referenties

- Billen G., Somville M., De Becker E., Servais P. (1985) A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19, 223-230.
- Elskens I. and Elskend M. (1989) Manual for the determination of nutrients in seawater with an Autoanalyser II™ system. Vrije Universiteit Brussel, 50p.
- Koroleff F. (1969) Direct determination of ammonium in natural waters as indophenol blue. International council of the sea committee meeting.C:9, p19.
- Mook W.G. & Tan T.C. (1991) Stable carbon isotopes in rivers and estuaries. In: Biogeochemistry of major world rivers. (Eds) E.T. Degens, S. Kempe and J.E. Richey. SCOPE, John Wiley and sons Ltd.: 245-264.
- Soetaert K. and Herman P. (1995) Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES. *Hydrobiologia*, 311, 225-246.
- Telang S.A., R. Pocklington, A.S. Naidu, E.A. Romankevich, I.I. Gitelson and M.I. Gladyshev. (1991). Carbon and Mineral Transport in Major North American, Russian, Arctic, and Siberian Rivers. *Biogeochemistry of Major World Rivers*, ch 4, 75-104.
- Van Damme S., Van Cleemput O. en P.Meire. (1998) Eindverslag OMES: DS 7: Water-schor interactie, 7.4 Denitrificatie.

Hoofdstuk II: 13-uursmetingen

1. Situering

Mbv. 13-uursmetingen werd er getracht een massabalans op te stellen voor het schor van de Durme. Het schor is gelegen op de linkeroever nabij Tielrode en heeft slechts één toegangseul naar de Schelde. Het schoroppervlakte is geschat op ongeveer 10 ha.

Het zwakke punt van alle massabepalingen via getijdencycli zijn de waterbalansen. Het watervolume is in vergelijking met de hoeveelheden uitgewisseld materiaal immers zo groot dat een kleine fout op de waterbalans grote gevolgen kan hebben op de massabalansen. Het is daarom belangrijk alle mogelijkheden die bestaan om fouten te verkleinen te evalueren en indien mogelijk hieraan te verhelpen.

Om financiële en technische redenen werd besloten deze studie over 4 getijdencycli te beperken, verspreid over een jaar. Het blijkt immers mogelijk het geringe aantal getijdencycli te compenseren door een intense bemonstering per cyclus. In de mate van het mogelijke werden de cycli zo geselecteerd dat het onderlinge tijchoogte hetzelfde was. Deze tijchoogte werd zo hoog mogelijk gekozen, zonder dat er het gevaar bestond dat de bemonsteringsplaats zou worden overstroomd, daar de bemonsteringsplaats onder de springvloedlijn lag. De 13-uursmetingen werden uitgevoerd in juli 1997, oktober 1997, januari 1998 en april 1998.

2. Materiaal en Methode

2.1. Bemonstering

De geul werd ter hoogte van het transect overspannen door een loopbrug, die bestond uit een damplank waarop een leuning was gelast. Op het diepste punt van de dwarssectie werd een bemonsteringsbuis (PVC, lengte 3m, diameter 20cm) in verticale stand geïnstalleerd. De buis

was over heel de lengte om de 0.5 meter lateraal geperforeerd (diameter van de gaten = 5cm). Bovenaan in de buis werden rubberslangen gebracht, zodanig dat de uiteinden van de slangen uit de laterale openingen van de buis staken. Op die manier konden waterstalen vanop de oever dmv. een handpomp bemonsterd worden over het gehele diepteprofiel van de waterkolom.

2.2. Bepaling van de waterbalans

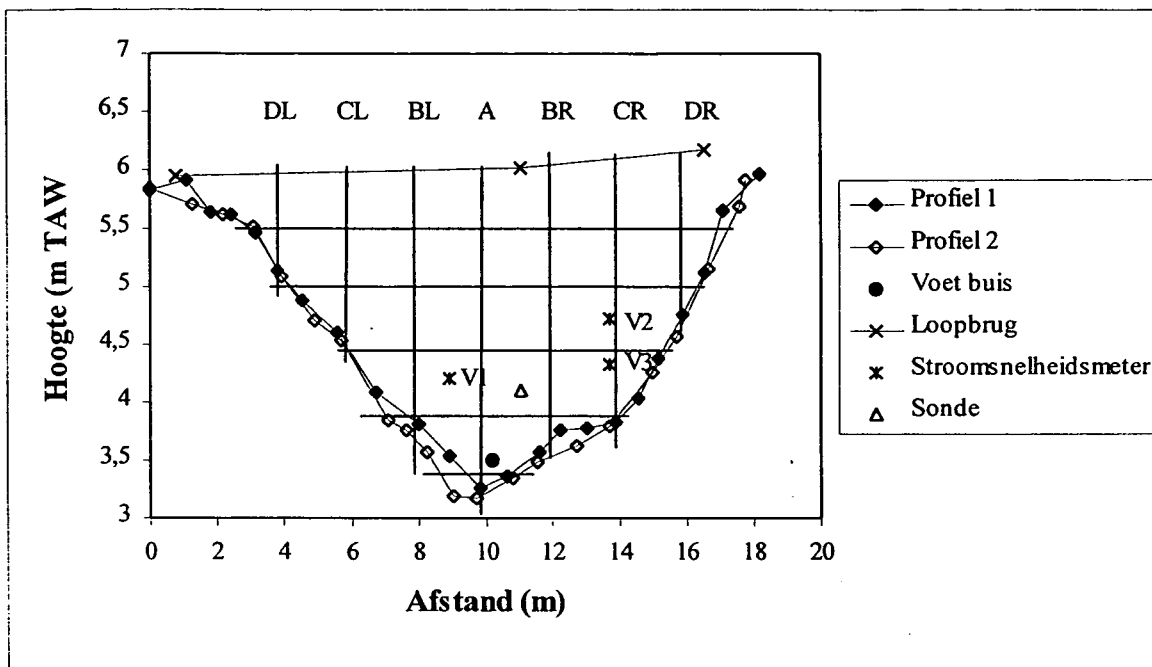
Om de waterbalans te kunnen berekenen was het noodzakelijk de geometrie van de dwarssectie van de geul, de waterstand en de stroomsnelheid van het water op geregelde tijdstippen van de cyclus te kennen.

2.2.1. Geometrie van de geul

De geometrie van de geul werd door M. Hoffmann (Instituut voor Natuurbehoud, Brussel) opgemeten m.b.v. een teodoliet. Het verschil tussen de begin- en de eindmeting van het altimetrisch punt Restaurant "De Drie Narren" bedroeg slechts 11 mm, waardoor de meting van de dwarssectie van de geul betrouwbaar kon geacht worden. De coördinaten van elk toestel dat in de geul werd opgesteld werden opgemeten. Voor iedere 13-uursmeting werden de toestellen (de sonde en 3 stroomsnelheidmeters (V1, V2 en V3)) op identiek dezelfde plaats opgesteld.

De geometrie van de geul is weergegeven in Figuur 2.1. Het profiel van de geul was grofweg driehoekig. Ter hoogte van de loopbrug was de geul ongeveer 16 m breed en maximaal bijna 3 m diep. Op een hoogte van 5,5 m TAW, de hoogte waarrond de getijhoogtes van de verschillende getijdencycli gesitueerd konden worden, was de geul 14 m breed en iets meer dan 2 m diep. De posities van de verschillende toestellen zijn eveneens weergegeven in Figuur

2.1. Het transect was gesitueerd in de overgangszone tussen de steenbestorting van de zomerdijk en de kreekbodem. De wand van de geul bestond hoofdzakelijk uit steenbestorting. Op het diepste punt was slib prominent aanwezig.



Figuur 2.1: Geometrie van de toegangsegul tot 'de Schorren van de Durme' (profielen) met situëring van apparatuur, raaien (verticale lijnen = DL, CL, BL, A, BR, CR en DR) en dieptelijnen (horizontale lijnen)

2.2.2. Waterstand

De waterstand werd afgelezen op de bemonsteringsbuis die werd voorzien van geijkte hoogtemarkeringen. De hoogtemarkeringen komen overeen met de dieptelijnen in Figuur 2.1.

2.2.3. Stroomsnelheid

Bij elke 13-uursmeting werden 2 à 3 stroomsnelheidsmeters (OTT-molens) op verschillende plaatsen in het dwarsstransect van de geul vast opgesteld. Deze werden met een touw aan de

loopbrug bevestigd. Elke OTT-molen werd in de stroming op zijn plaats gehouden dmv. een gewicht van 15 kg, mbv. een richtvin konden ze onbelemmerd roteren om hun verticale as. De stroomsnelheid werd gemeten door het aantal schroefomwentelingen per tijdsinterval van 5 min te registreren. Bij de laatste 13-uursmeting werd een additionele OTT-molen gebruikt om een gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel op te meten.

Eens het water terug gedaald was tot de voet van de buis bleef er steeds een nasijpelingsgeultje stromen. Dit nasijpelen wordt in de tekst verder gedefinieerd als "geultje". De geometrie van dit geultje werd om het half uur opgemeten. De stroomsnelheid werd bepaald door drijvend materiaal over een afstand van 2 meter te chronometreeren.

Voor de fluxbepaling werd het dwarsprofiel van de stroomgeul onderverdeeld in rechthoekige deelvlakken van 2 m breed en 0.1m hoog. Aan de zijkant van de geul werden deze rechthoeken afgeknot naargelang de afmetingen van de geul. De flux werd voor elk van deze oppervlakken geïnterpoleerd a.h.v. de gemeten waarden. Dit werd voor elk tijdsinterval van 6 min herhaald. Alleen tijdens de laatste 13-uursmeting (april 1998) werd een gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel opgemeten. Het patroon van het gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel werd gebruikt om de interpolaties van de waarden van de andere tijcycli (juli 1997, oktober 1997 en januari 1998) te optimaliseren.

2.3. Klimatologische omstandigheden

De klimatologische omstandigheden van de tijcycli zijn voorgesteld in Tabel 2.1.

De dagtemperaturen waren min of meer representatief voor de betreffende seizoenen. De getijdencyclus van januari ging gepaard met strenge nachtvorst. Dit was ook zo de dag voordien. Er viel geen neerslag, noch op de dag zelf, noch de week voordien. Enkel in juli werd tijdens de getijdencyclus zelf beduidend veel neerslag geregistreerd. In oktober viel

enkel wat motregen. In juli, oktober, en april was de gemiddelde windrichting georiënteerd van de rivier naar de toegangseul. Tijdens de cyclus in januari was het bijna windstil.

Tabel 2.1: Klimatologische parameters tijdens de onderlinge tijcycli (dagwaarden); bron: KMI

	Temperatuur	Neerslag	Neerslag	Windsnelheid		Windrichting
	(°C)	(mm of Lm ⁻²)	1 dag vroeger (mm of Lm ⁻²)	Gemid. (kmh ⁻¹)	Max. (kmh ⁻¹)	
	Bornem	Bornem	Bornem	Deurne	Deurne	Deurne
01/07/97	15.2	4.0	3.0	13	32	SW-SE
07/10/97	13.2	1.0	4.0	21	61	WSW-SSW
27/01/98	-2.1	0.0	0.0	5	14	NNE-S
29/04/98	12.0	0.0	2.9	9	25	ESE-ENE

3. Resultaten en discussies

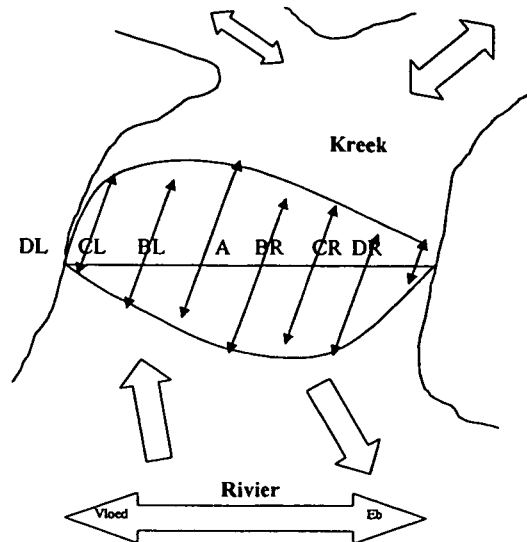
3.1. Stroomsnelheden

Het gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel, dat werd uitgevoerd op 29/04/98, vertoonde belangrijke variaties (zie Van Damme et al., 1998).

In Figuur 2.2 is een plattegrond geschetst van het geultransect. Voor de verschillende raaien (DL, CL, BL, A, BR, CR en DR) zijn de maximale stroomsnelheden uitgezet bij inkomend en uitstromend water, rekening houdend met de richting van de stroming.

Het stromingspatroon werd beïnvloed door de vorm van de kreek en door de dwarse positie van het transect t.o.v. de rivier. Hierdoor beschreef het inkomend water een bocht van meer dan 300° naar de hoofdkreek. Het water kwam vooral binnen via de buitenbocht van deze stromingsmeander. Het uitstromend water vond de gemakkelijkste weg langs de binnenbocht.

De turbulenties werden deels veroorzaakt door het voorkomen van een vertakking naar een zijkreek dicht bij het transect.



Figuur 2.2: Stromingspatroon ter hoogte van het geultransect (De pijlen die vertrekken uit de raaien geven richting en grootte aan van de maximale stroomsnelheid bij eb en vloed.)

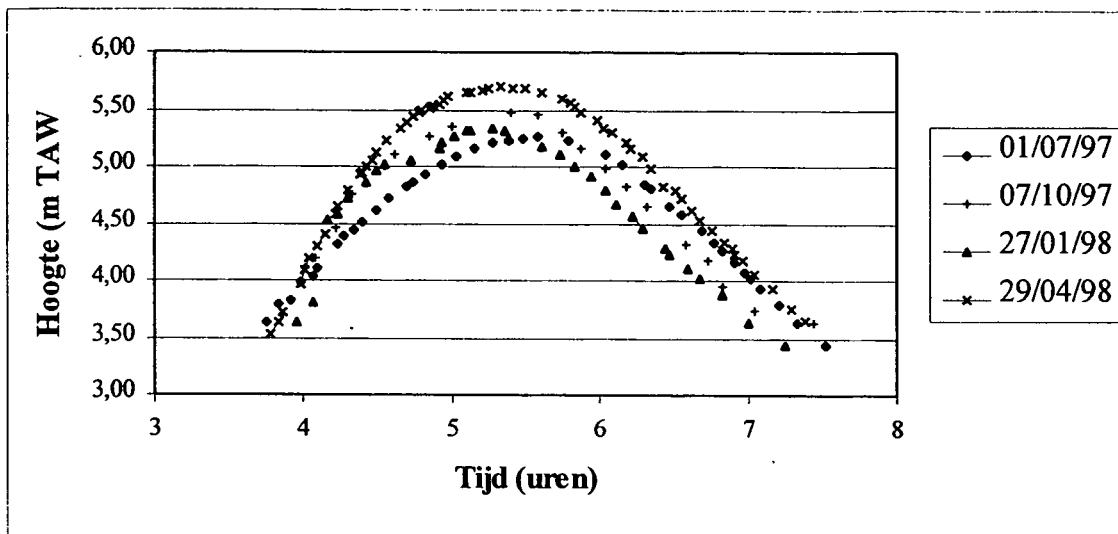
Eens het bulkwater het schor verlaten had vielen de kreekten toch niet droog. Een geultje water bleef de rest van de getijdencyclus verder stromen. De stroomsnelheid van dit nasijpelingsgeultje (geultje) sloot op het eind van de cyclus goed aan op die aan het begin van de cyclus (De getijhoogte van de voorgaande cyclus was nochtans iets hoger.) De schommelingen in het snelheidsprofiel van het geultje waren te wijten aan turbulenties. Naarmate de hoeveelheid water in het geultje afnam verminderde ook de turbulentie.

3.2. Waterstand

De waterstanden in de geul werden op geregelde tijdstippen geregistreerd. De resultaten zijn voorgesteld in Figuur 2.3. De maximale waterstanden zijn weergegeven in Tabel 2.2.

De hoogste waterstand kwam voor tijdens de getijdencyclus van april, de laagste tijdens deze van januari. Het verschil bedroeg 37 cm, hetgeen in vergelijking met de enorme getijamplitude niet veel is. Bij opkomend water nam de tijhoogte sneller toe dan ze bij aftrekkend

water afnam. De tijcurven verliepen asymmetrisch, maar waren voor de verschillende cycli gelijkaardig van vorm.



Figuur 2.3: Waterstanden tijdens de 4 cycli

Tabel 2.2: Resultaten van de waterbalansen van de 4 cycli ,positieve waarden duiden op export uit het schor

Datum	Max waterstand m TAW	Bulk watermassa				Geultje		Totaal			
		Vloed m ³	Eb m ³	Eb -Vloed m ³	%	Eb m ³	%	Vloed m ³	Eb m ³	Eb -Vloed m ³	%
01-07-97	5.41	9834	9601	-233	-2.4	750	7.6	9834	10351	517	5.3
07-10-97	5.62	12649	11415	-1234	-9.8	1090	8.6	12649	12505	-144	-1.1
27-01-98	5.33	10211	9843	-368	-3.7	99	1.0	10211	9942	-269	-2.6
29-04-98	5.7	26000	23501	-2499	-9.6	6066	23.3	26000	29567	3567	13.7

3.3. Massabalans water

Massabalansen van de 3 getijcycli die uitgewerkt waren enkel op basis van de resultaten van de vast opgestelde stroomsnelheidsmeters leverden zeer grote verschillen op tussen input en output. Bij die berekeningen werd uitgegaan van homogene, laminaire stroomsnelheidsprofielen. De resultaten van het gedetailleerd profiel toonden echter aan dat die veronderstellingen grondig fout waren. Daarom werden de massabalansen van juli 1997, oktober 1997 en januari 1998 herrekend. De resultaten van de waterbalansen zijn voorgesteld in Tabel 2.2.

De hoeveelheid water die uitgewisseld werd varieerde grofweg tussen 10.000 en 30.000 m³. Deze marges zijn zeer ruim in vergelijking met het gering verschil in maximale waterstand. Zo was de getijhoogte van de cyclus van oktober 21 cm hoger dan deze van juli, terwijl het overeenkomstig verschil in afvoer van het geultje 340 m³ bedroeg. De getijhoogte in april daarentegen was slechts 8 cm hoger dan in oktober, maar het verschil in afvoer van het geultje bedroeg bijna 5000 m³. Hieruit blijkt dat in april een aanzienlijk deel van het schor moet zijn overstroomd. Troccaz et al. (1994) maakte een onderscheid tussen de eigenschappen van het geultje volgens de getijhoogte. Bij geringe getijhoogte zou het geultje vooral uit 'suboppervlakte drainering' bestaan. Bij grotere getijhoogte, zoals bij de cyclus in april, zou de fase van 'run off' te lang duren opdat drainering nog zou kunnen plaatsvinden. Het is mogelijk dat dit onderscheid implicaties kan hebben voor de nutriëntconcentraties.

Een tweede vaststelling is dat de procentuele fout tussen eb en vloed ligt tussen 1.1 en 13.7. Het is echter de vraag of de waterbalans van het schor wel conservatief is, m.a.w. of de massa instromend en uitstromend water wel aan elkaar gelijk moet zijn. Dankers et al. (1984) somt een lijst redenen op die een niet conservatieve waterbalans kunnen verklaren. Deze, en ook andere, worden vermeld en vervolgens beknopt getoetst door Van Damme et al. (1998).

3.4. Verblijftijd van het water in het schor

Vermits het diepste punt van het transect gelegen was op 3.2 m TAW was de verblijftijd van het bulkwater in de geul beperkt tot 3,5 à 3,8 uur. De nasijpeling bleef echter steeds gedurende de rest van de cyclus doorgaan.

Om een inzicht te bekomen in de factoren die de nutriëntbalansen bepalen is het van belang te weten hoeveel van het water dat uit het schor gestroomd is bij eb terug in het schor komt bij vloed van de volgende cyclus. Volgens Pejrup et al. (1993) dienen 3 watermassa fracties te worden onderscheiden:

- de fractie (Y) die binnen dezelfde getijcyclus (in het schor) terugkeert
- de fractie (X) die binnen dezelfde getijcyclus (met de rivier) uitgewisseld wordt
- de fractie (F) die uit de getijcyclus ontsnapt

De grens tussen Y en X+F wordt gevormd door het geultransect waar de metingen werden uitgevoerd. Een eerste opvallende maar belangrijke vaststelling was dat de kreken, op het ogenblik dat het opkomend water terug het schor binnen stroomde, bijna volledig waren leeggelopen op een deel van het nasijpelingswater na. Y komt dus overeen met het volume water dat nog achterbleef in het schor op het moment dat het opkomend water de geul terug binnenkwam. Gezien de relatief kleine oppervlakte van het schor (10 ha), en gezien het feit dat de gemeten fractie (de (X+F)-fractie) van de nasijpeling gemiddeld 10 % en maximaal 23 % bedroeg van het totaal binnengestroomde water, is het aannemelijk de Y fractie heel klein te noemen t.o.v. de (X+F)-fractie. De verblijftijd van het meeste water binnen het schor beperkt zich bijgevolg tot enkele uren.

Nu stelt zich nog de vraag hoeveel van het schorwater dat in de rivier is gekomen opnieuw het schor binnenkomt, m.a.w. hoe verhouden zich de fracties X en F. De gemiddelde afvoer van de Schelde in de periode van 1949 t.e.m. 1996 te Schelle bedroeg $107 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tabel 3.3).

Tabel 3.3: Gemiddelde afvoer van de Schelde in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (Afdeling Maritieme Schelde, 1997)

Periode	Schelde te Schelle	Rupel	Schelde opwaarts Rupel
1996	78	45	33
1949-1996	107		

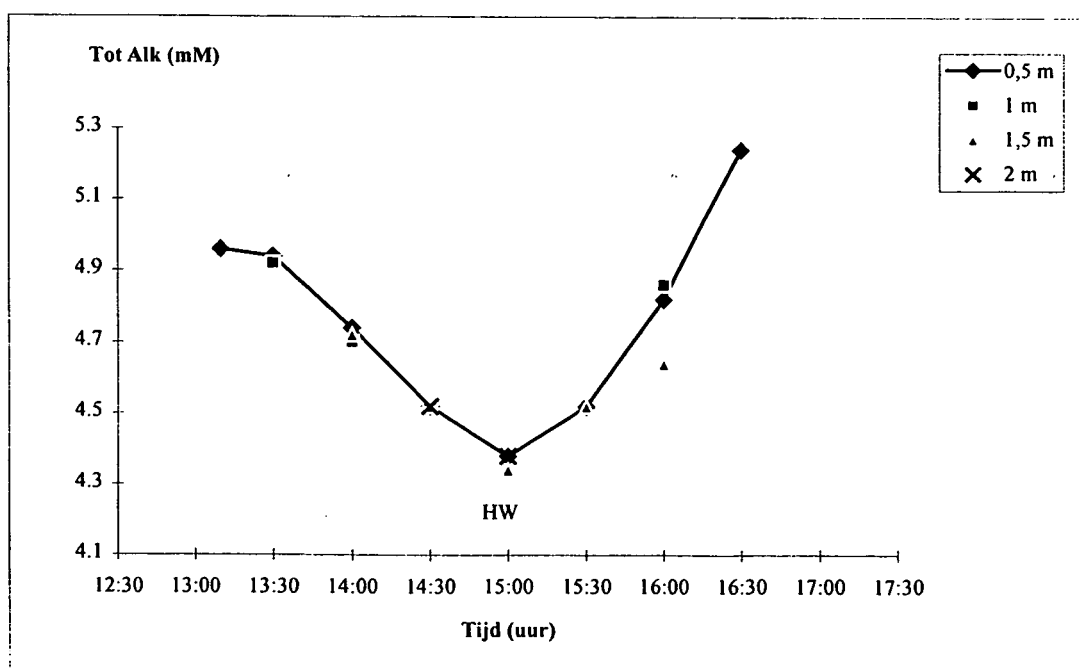
Dit is in feite een onderschatting van de huidige afvoer vermits de afvoer van de Schelde over die periode een stijgende trend vertoont. Daarvan moet de afvoer van de Rupel afgetrokken worden om een beeld te hebben van de afvoer van de Schelde ter hoogte van de schorren van de Durme. Tabel 3.3 laat zien dat de afvoer in 1996 zeer laag was. Waarden voor 1997 waren nog niet vrijgegeven op het ogenblik van deze rapportage. Wanneer echter de verhoudingen van 1996 gehanteerd worden kan gesteld worden dat de gemiddelde afvoer van de Schelde voor de periode 1949-1996 ter hoogte van het schor ongeveer $45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ zou bedragen. De maximale geregistreerde afvoer uit het schor bedroeg bijna $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Het bulkwater uit het schor heeft dus 10 à 12 uur de tijd om zich te vermengen met een op zijn minst meer dan tienvoudig grotere watermassa uit de rivier. Het asymmetrisch in- en uitstroompatroon is overigens een aspect dat een goede menging van schor- en rivierwater onderschrijft. F kan dus veel groter genoemd worden dan X en Y. Bijgevolg kan gesteld worden dat een quasi volledige verversing van het water in het schor zich bij elke tijcyclus voordoet. Modellerings zal echter moeten uitwijzen in hoeverre deze benaderende uitspraak correct is.

3.5. Concentratieprofielen en massabalansen van de verschillende parameters

3.5.1. Totale Alkaliniteit (mM)

a. Concentratie profiel

Tijdens de 13-uursmeting van juli werd de waterkolom van de geul op verschillende dieptes bemonsterd. Het eerste staal werd genomen van zodra het Scheldewater in de geul begon te stromen (ongeveer 3.5 uur na laagwater). Naarmate het water hoger steeg werden er meer dieptes bemonsterd. Bij hoog water kon het maximaal aantal dieptes (5) worden bemonsterd. Figuur 2.4 geeft weer dat er tijdens de eerste 13-uursmeting van juli 1997 geen significant verschil was in de totale alkaliniteit van de verschillende dieptes. Voor geen van alle parameters die via de bemonsteringsbuis werden genomen, werd er een significante verticale gradiënt waargenomen. Daarom werd tijdens de volgende 13-uurscycli geen diepteprofiel meer bemonsterd. Er werd telkens enkel oppervlaktewater bemonsterd, dwz. de hoogste waterstand die met de handpomp via de bemonsteringsbuis kon worden bemonsterd.



Figuur 2.4: Diepteprofiel van de totale alkaliniteit ifv tijd: om 15:00 was het hoogwater.

Rivierwater

Behalve in oktober was er steeds een aanzienlijke variatie van de totale alkaliniteit in de Schelde (Figuur 2.5a). De totale alkaliniteit was steeds het hoogst bij laagwater, vervolgens daalde de totale alkaliniteit geleidelijk tot het hoog water was, en nam dan weer toe tot het opnieuw laagwater was. Deze fluctuatie van alkaliniteiten tussen laagwater en hoogwater ligt binnen het waargenomen verloop van de totale alkaliniteit tijdens een Scheldetraject (Figuur 2.5b). De totale alkaliniteit is altijd lager in de benedenloop (zie hoofdstuk I). Bij hoogwater zal er dus een watermassa met lagere alkaliniteit op de plaats van de staalname binnenstromen. Verder speelt het feit dat het studiegebied stroomopwaarts van de Rupelmonding is gelegen een rol: bij opkomend tij wordt de waterkwaliteit van de Schelde vóór het schor beïnvloed door het water van de Rupel. In juli, oktober, januari en april was de totale alkaliniteit van het water van de Rupel telkens lager dan de totale alkaliniteit van het water ter hoogte van de studieplaats (Figuur 2.5b). Niettegenstaande de totale alkaliniteit van het Scheldetraject in oktober een relatief grote variatie toonde (de totale alkaliniteit van de Rupel was zelfs zeer laag), was er slechts een geringe tidale variatie in het Scheldewater tijdens de 13-uursmeting. Men moet wel rekening houden met het feit dat de bemonstering van het Scheldetraject en de 13-uursmeting niet op dezelfde dag gebeurde.

Geul

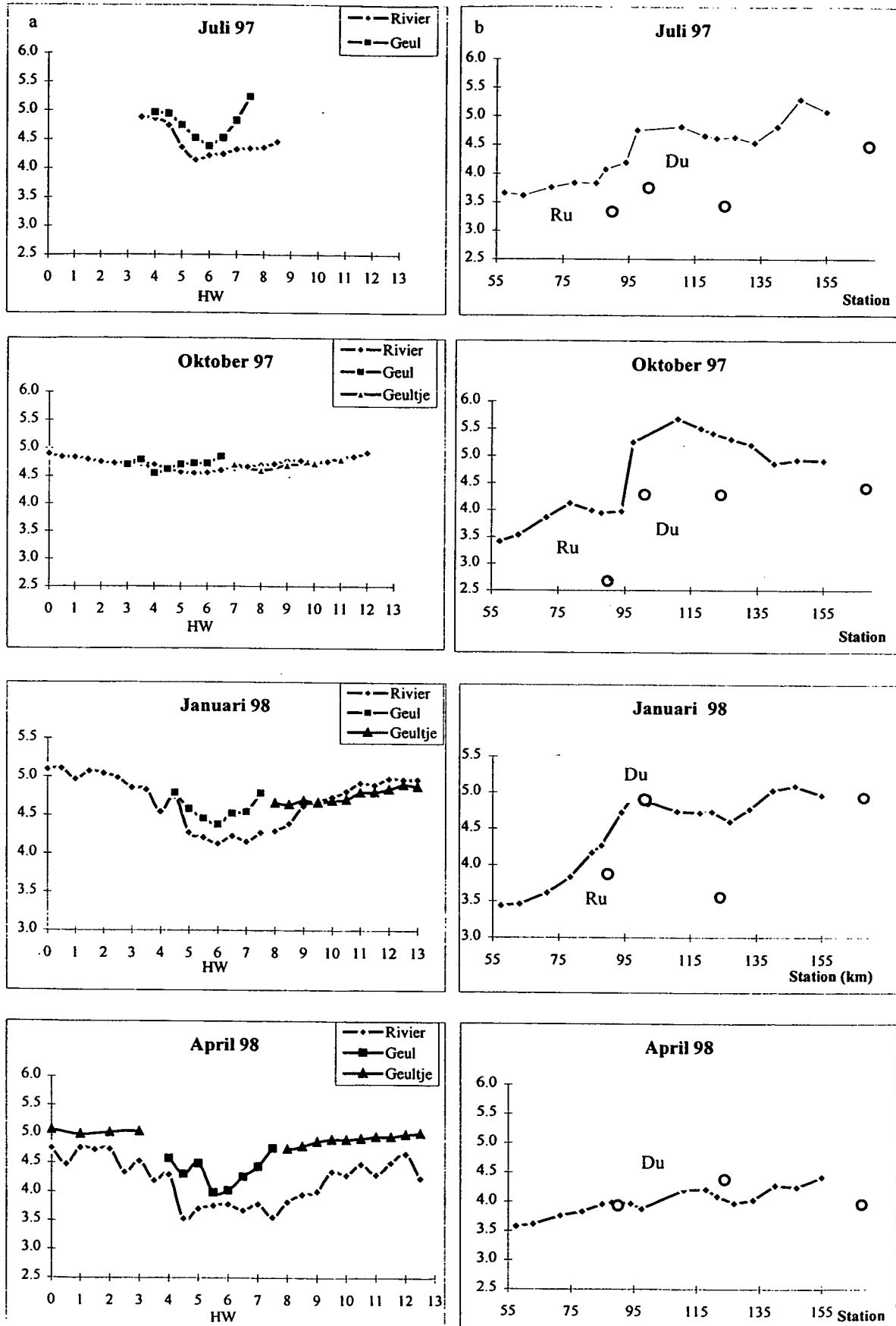
In de geul werd dezelfde fluctuatie van alkaliniteiten tussen laagwater en hoogwater waargenomen. In oktober was deze variatie ook veel geringer dan voor de andere maanden. In juli, januari en april was de totale alkaliniteit van het water dat de geul binnenstroomde steeds hoger dan de totale alkaliniteit van het Scheldewater. Dit zou eventueel verklaard kunnen worden door het feit dat de Schelde ter hoogte van het schor niet homogeen is over een dwarsdoorsnede.

In het geultje werd in oktober, januari en april een lichte stijging van de alkaliniteit waargenomen. In oktober en januari valt de totale alkaliniteit van het geultje samen met deze van het Scheldewater. In april lag de totale alkaliniteit ongeveer 0.5 a 1 mM hoger dan die van het Scheldewater.

b. Massabalans

Tabel 2.4 geeft de massabalans van de totale alkaliniteit voor elke 13-uursmeting weer. De massabalans van de meting van juli is niet volledig vermits het geultje niet bemonsterd werd. Uit Tabel 2.4 zou men kunnen opmaken dat er in januari een import van totale alkaliniteit zou zijn en in april een export. In Tabel 2.5 werden per compartiment (bulkwater en geultje) de verhoudingen van de watermassa bij eb tov. vloed vergeleken met dezelfde verhouding voor de betrokken parameter anderzijds. Het verschil tussen deze verhoudingen (in vet) geeft aan welk compartiment relatief het meest heeft bijgedragen tot de uiteindelijke balans. Het teken in de laatste kolom geeft aan of er export (productie) dan wel import (verbruik) zou hebben plaatsgevonden indien de waterbalans conservatief werd verondersteld, dwz. indien input en output van water gelijk zou zijn. Maw. als het verschil = 0 dan is er een conservatief gedrag, als verschil < 0 is dan is verbruik in het schor en als het verschil > 0 dan is er productie in het schor.

Uit deze waarden kan men concluderen dat er geen belangrijke uitwisseling van totale alkaliniteit tussen rivier en schor plaatsvond.



Figuur 2.5: a. Totale alkaliniteitsprofielen (mM) tijdens de 13-uurscycli.
 b. Totale alkaliniteit tijdens de campagnes

Tabel 2.4: Massabalansen van de verschillende waterkwaliteitsparameters.

Parameter	Datum	Bulk watermassa				Geultje		Totaal			
		Vloed	Eb	Eb -Vloed	%	Eb	%	Vloed	Eb	Eb -Vloed	%
Tot Alk (mol)	01-07-97	46.5	44.0	-2.4	-5.3						
Tot Alk (mol)	07-10-97	58.4	52.7	-5.8	-9.9	6.4	11.0	58.4	59.1	0.6	1.1
Tot Alk (mol)	27-01-98	47.1	44.1	-3.0	-6.3	0.5	1.0	47.1	44.6	-2.5	-5.3
Tot Alk (mol)	29-04-98	112.4	98.3	-14.1	-12.6	29.7	26.4	112.4	128.0	15.6	13.9
POC (mol)	01-07-97										
POC (mol)	07-10-97	18180.7	12969.9	-5210.8	-28.7	1484.5	8.2	18180.7	14454.4	-3726.3	-20.5
POC (mol)	27-01-98	7268.2	5035.7	-2232.6	-30.7	64.7	0.9	7268.2	5100.4	-2167.8	-29.8
POC (mol)	29-04-98	21511.1	16434.5	-5076.6	-23.6	1694.2	7.9	21511.1	18128.7	-3382.4	-15.7
PN (mol)	01-07-97										
PN (mol)	07-10-97	1901.6	1415.3	-486.2	-25.6	141.5	7.4	1901.6	1556.8	-344.7	-18.1
PN (mol)	27-01-98	713.7	497.5	-216.1	-30.3	6.2	0.9	713.7	503.8	-209.9	-29.4
PN (mol)	29-04-98	2362.9	1604.3	-758.5	-32.1	162.9	6.9	2362.9	1767.2	-595.6	-25.2
NO ₃ ⁻ -N (kg)	01-07-97	19.9	16.3	-3.6	-18.0	1.5	7.5	19.9	17.8	-2.1	-10.4
NO ₃ ⁻ -N (kg)	07-10-97	37.3	31.9	-5.4	-14.6	3.3	8.8	37.3	35.2	-2.1	-5.8
NO ₃ ⁻ -N (kg)	27-01-98	69.7	66.4	-3.3	-4.7	0.8	1.1	69.7	67.1	-2.5	-3.6
NO ₃ ⁻ -N (kg)	29-04-98	137.4	114.0	-23.4	-17.0	34.2	24.9	137.4	148.2	10.8	7.9
NO ₂ ⁻ -N (kg)	01-07-97	1.3	2.2	0.8	60.1	0.1	4.7	1.3	2.2	0.9	64.7
NO ₂ ⁻ -N (kg)	07-10-97	3.0	2.7	-0.3	-9.9	0.1	1.7	3.0	2.8	-0.2	-8.2
NO ₂ ⁻ -N (kg)	27-01-98	5.9	4.1	-1.8	-30.5	0.0	0.1	5.9	4.1	-1.8	-30.3
NO ₂ ⁻ -N (kg)	29-04-98	9.4	8.7	-0.7	-7.5	0.3	3.2	9.4	9.0	-0.4	-4.3
NH ₄ ⁺ -N (kg)	01-07-97	48.2	44.2	-3.9	-8.2	1.2	2.6	48.2	45.5	-2.7	-5.6
NH ₄ ⁺ -N (kg)	07-10-97	22.6	21.8	-0.8	-3.5	0.5	2.4	22.6	22.3	-0.3	-1.1
NH ₄ ⁺ -N (kg)	27-01-98	30.1	28.4	-1.7	-5.7	0.1	0.4	30.1	28.5	-1.6	-5.3
NH ₄ ⁺ -N (kg)	29-04-98	54.5	54.7	0.3	0.5	1.7	3.2	54.5	56.5	2.0	3.6

Tabel 2.5: Massaverhoudingen per parameter van eb t.o.v. vloed, en vergelijking hiervan tussen de parameters en het water zelf.

Parameter	Datum	Bulk watermassa			Geultje			Totaal		
		% tov vloed			% tov vloed			% tov vloed		
		Parameter	Water	Vershil	Parameter	Water	Vershil	Parameter	Water	Vershil
Tot Alk	01-07-97	-5.3	-2.4	-2.8						
Tot Alk	07-10-97	-9.9	-9.8	-0.1	11.0	8.6	2.4	1.1	-1.1	2.3
Tot Alk	27-01-98	-6.3	-3.7	-2.6	1.0	1.0	0.0	-5.3	-2.7	-2.6
Tot Alk	29-04-98	-12.6	-9.6	-3.0	26.4	23.3	3.1	13.9	13.7	0.2
POC	01-07-97									
POC	07-10-97	-28.7	-9.8	-18.9	8.2	8.6	-0.5	-20.5	-1.1	-19.4
POC	27-01-98	-30.7	-3.7	-27.0	0.9	1.0	-0.1	-29.8	-2.7	-27.1
POC	29-04-98	-23.6	-9.6	-14.0	7.9	23.3	-15.5	-15.7	13.7	-29.4
PN	01-07-97									
PN	07-10-97	-25.6	-9.8	-15.8	7.4	8.6	-1.2	-18.1	-1.1	-17.0
PN	27-01-98	-30.3	-3.7	-26.6	0.9	1.0	-0.1	-29.4	-2.7	-26.7
PN	29-04-98	-32.1	-9.6	-22.5	6.9	23.3	-16.4	-25.2	13.7	-38.9
NO ₃ ⁻ -N	01-07-97	-18.0	-2.4	-15.6	7.5	7.6	-0.1	-10.4	5.3	-15.7
NO ₃ ⁻ -N	07-10-97	-14.6	-9.8	-4.8	8.8	8.6	0.2	-5.8	-1.1	-4.6
NO ₃ ⁻ -N	27-01-98	-4.7	-3.7	-1.0	1.1	1.0	0.1	-3.6	-2.7	-0.9
NO ₃ ⁻ -N	29-04-98	-17.0	-9.6	-7.4	24.9	23.3	1.6	7.9	13.7	-5.8
NO ₂ ⁻ -N	01-07-97	60.1	-2.4	62.5	4.7	7.6	-3.0	64.7	5.3	59.5
NO ₂ ⁻ -N	07-10-97	-9.9	-9.8	-0.2	1.7	8.6	-6.9	-8.2	-1.1	-7.1
NO ₂ ⁻ -N	27-01-98	-30.5	-3.7	-26.8	0.1	1.0	-0.9	-30.3	-2.7	-27.6
NO ₂ ⁻ -N	29-04-98	-7.5	-9.6	2.1	3.2	23.3	-20.1	-4.3	13.7	-18.0
NH ₄ ⁺ -N	01-07-97	-8.2	-2.4	-5.8	2.6	7.6	-5.0	-5.6	5.3	-10.9
NH ₄ ⁺ -N	07-10-97	-3.5	-9.8	6.2	2.4	8.6	-6.2	-1.1	-1.1	0.0
NH ₄ ⁺ -N	27-01-98	-5.7	-3.7	-2.0	0.4	1.0	-0.5	-5.3	-2.7	-2.5
NH ₄ ⁺ -N	29-04-98	0.5	-9.6	10.1	3.2	23.3	-20.2	3.6	13.7	-10.1

3.5.2. Particulare fase: Zwevende stoffen (mg/l), POC (μM), PN (μM) en C/N

3.5.2.1. Zwevende stoffen en POC

a. Concentratieprofielen

Rivierwater

De POC-concentratie en de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in het rivierwater vertonen steeds een gelijkaardig patroon (Figuur 2.6 a en b): zowel de POC-concentratie als het gesuspendeerd materiaal nemen af bij hoogwater. Dit lijkt aannemelijk vermits bij keren van het tij er weinig turbulentie is in het water, aan het oppervlak kon men eveneens waarnemen dat het water helderder werd. In oktober waren de POC-concentraties en de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal van het Scheldewater het hoogst.

Geul

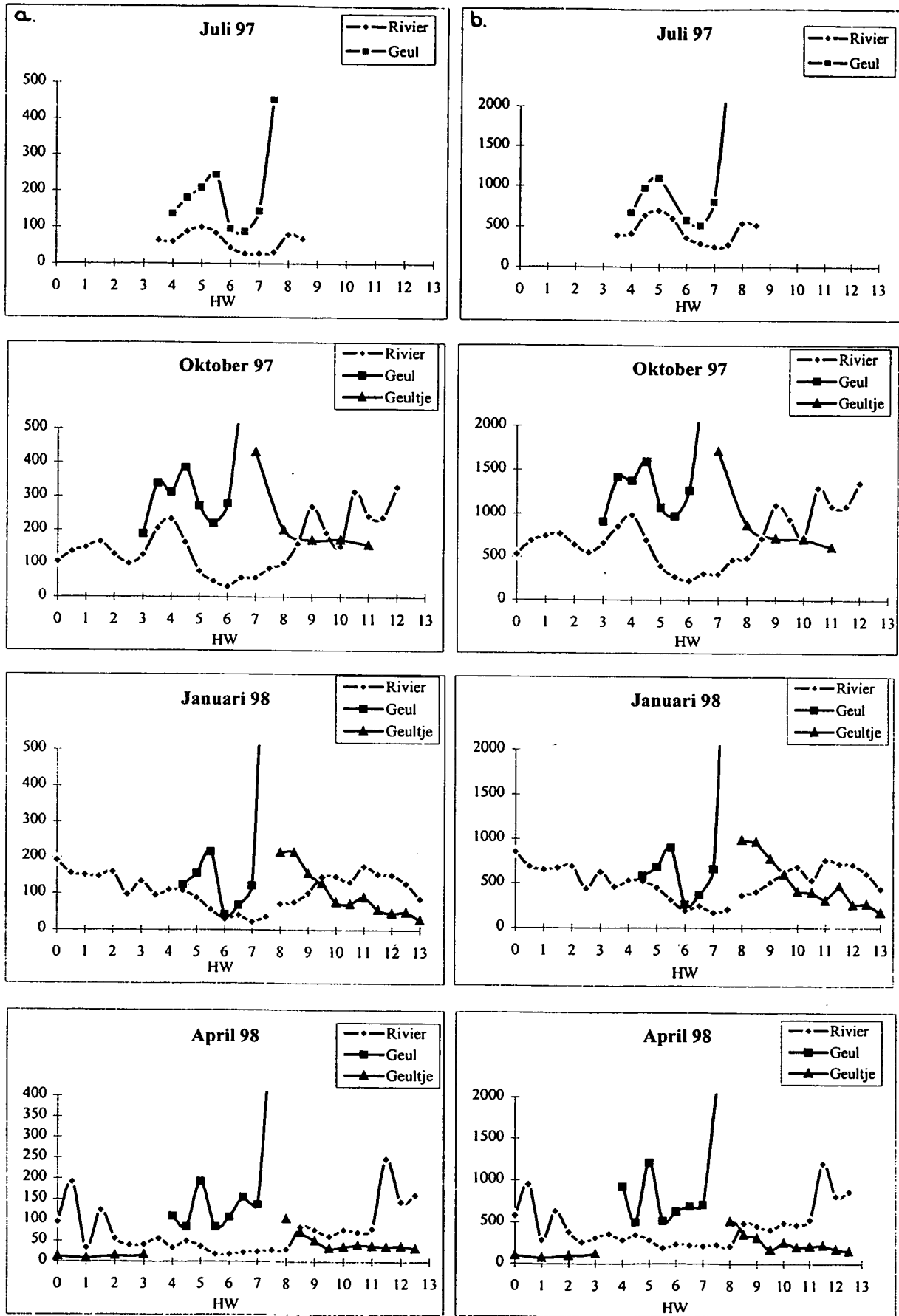
De POC-concentratie en de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal van het water in de geul vertonen een zelfde patroon als het Scheldewater, maw. een daling van de concentratie bij het keren van het tij. Bij elke 13-uursmeting lagen de POC- en SS-concentraties van het water in de geul echter hoger dan die van het Scheldewater. Het laatste staal dat met de bemonsteringsbuis werd genomen vertoonde een enorm hoge POC- en SS-concentratie. Op dat moment is de waterkolom erg ondiep geworden, het Scheldewater was praktisch volledig uit de geul gestroomd, maw. het schor is bijna leeggestroomd op het geultje na.

In oktober, januari en april daalden de POC- en SS-concentraties in het geultje geleidelijk en werden deze zelfs lager dan de concentraties in de Schelde. Deze afnemende POC- en SS-concentraties verliepen parallel met de afname van de stroomsnelheid.

b. Massabalans

Tabel 2.4 geeft de massabalans weer voor de POC-concentratie van de laatste drie 13-uursmetingen. In alle gevallen bleef er een groot deel van de POC-concentratie dat

binnenstroomde in de geul achter op het schor. Vergelijking tussen waterbalans en massabalans toont bovendien aan dat er een verlies is van materiaal (POC en gesuspendeerd materiaal (SS) zijn niet conservatief). Dit verlies aan materiaal (zie Tabel 2.5) kan waarschijnlijk door bezinking verklaard worden. In oktober en januari was deze import vooral te wijten aan het bulkwater. In april speelde het geultje ook een belangrijke rol. Een andere mogelijk verklaring voor deze import cijfers zou zijn dat een deel van de POC-concentratie bij terugtrekkend water verdween via het bodemwater, er werd immers alleen oppervlaktewater bemonsterd. Dit is echter weinig waarschijnlijk, in juli 1997 werd immers een volledig diepteprofiel van POC-concentraties bemonsterd. Er werd geen significant verschil tussen de verschillende dieptes waargenomen.



Figuur 2.6: a. Suspended solids (mg/l) en b. POC-concentraties tijdens de 13-uurscycli

3.5.2.2. PN

Voor de PN-concentratie toonden zowel het patroon in de rivier als in de geul een volledig gelijkaardig verloop als dat van de POC-concentratie.

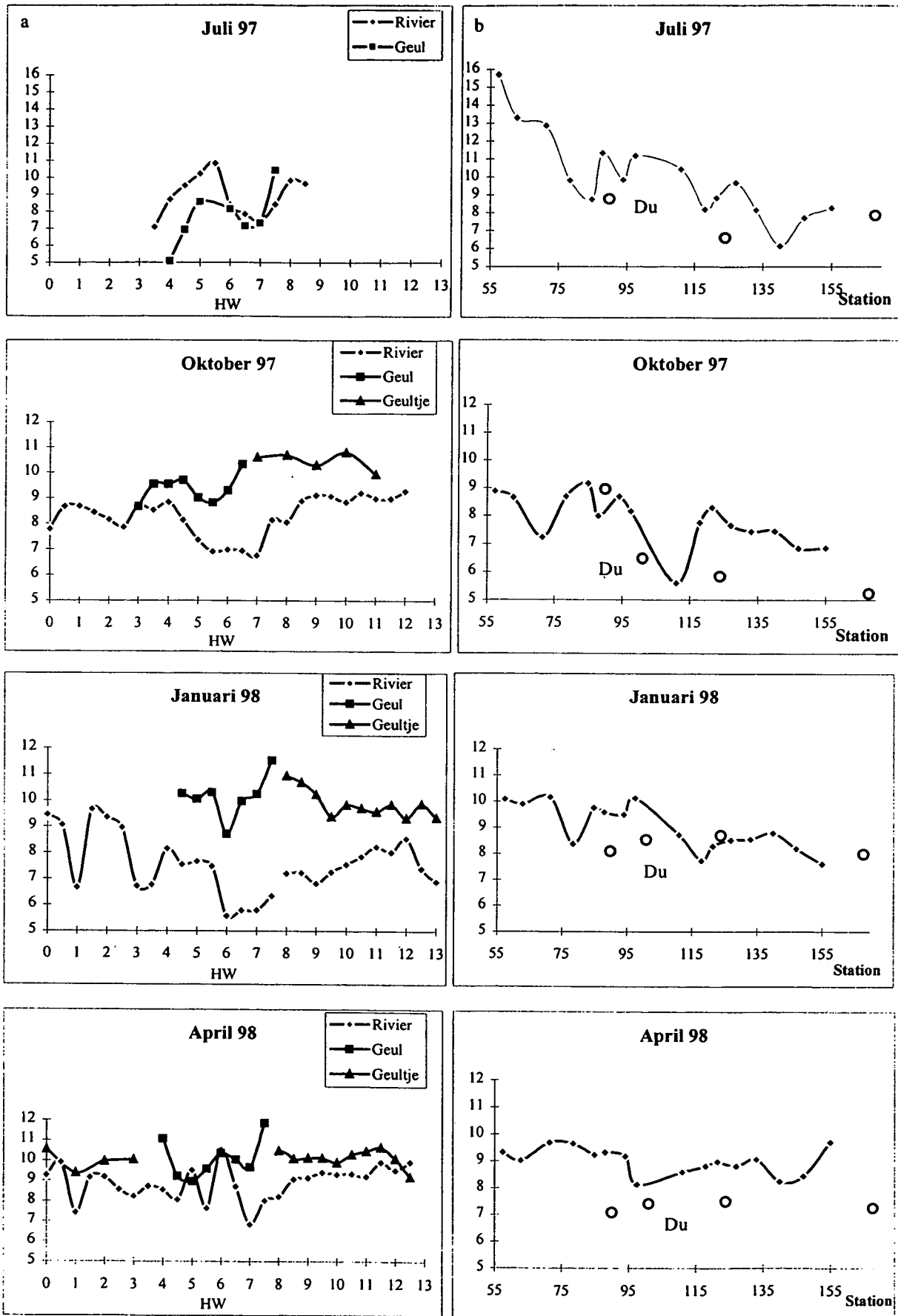
3.5.2.3. C/N-verhouding

Rivierwater

In oktober en in januari daalde de C/N-verhouding in de rivier bij hoogwater (Figuur 2.7 a). In juli nam de C/N-verhouding toe bij hoogwater. C/N-verhouding van het Scheldewater toonde in april een heel grillig patroon.

Geul

Bij elke 13-uursmeting lag de C/N-verhouding van het water in de geul aanzienlijk hoger dan deze van het rivierwater. Dit zou eveneens verklaard kunnen worden door het feit dat er meer terrestrisch organisch materiaal met een hogere C/N-verhouding, dan voor fytoplankton (C/N = 6.6; Redfield), in de geul aanwezig is. In april werd zowel het eerste instromend water als het laatste uitstromend water gekenmerkt door een hogere C/N-verhouding.



Figuur 2.7: a. C/N-verhouding tijdens de 13-uurscycli b. C/N-verhouding tijdens de campagnes

3.5.3. Stabiele koolstofisotopen

3.5.3.1. $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)

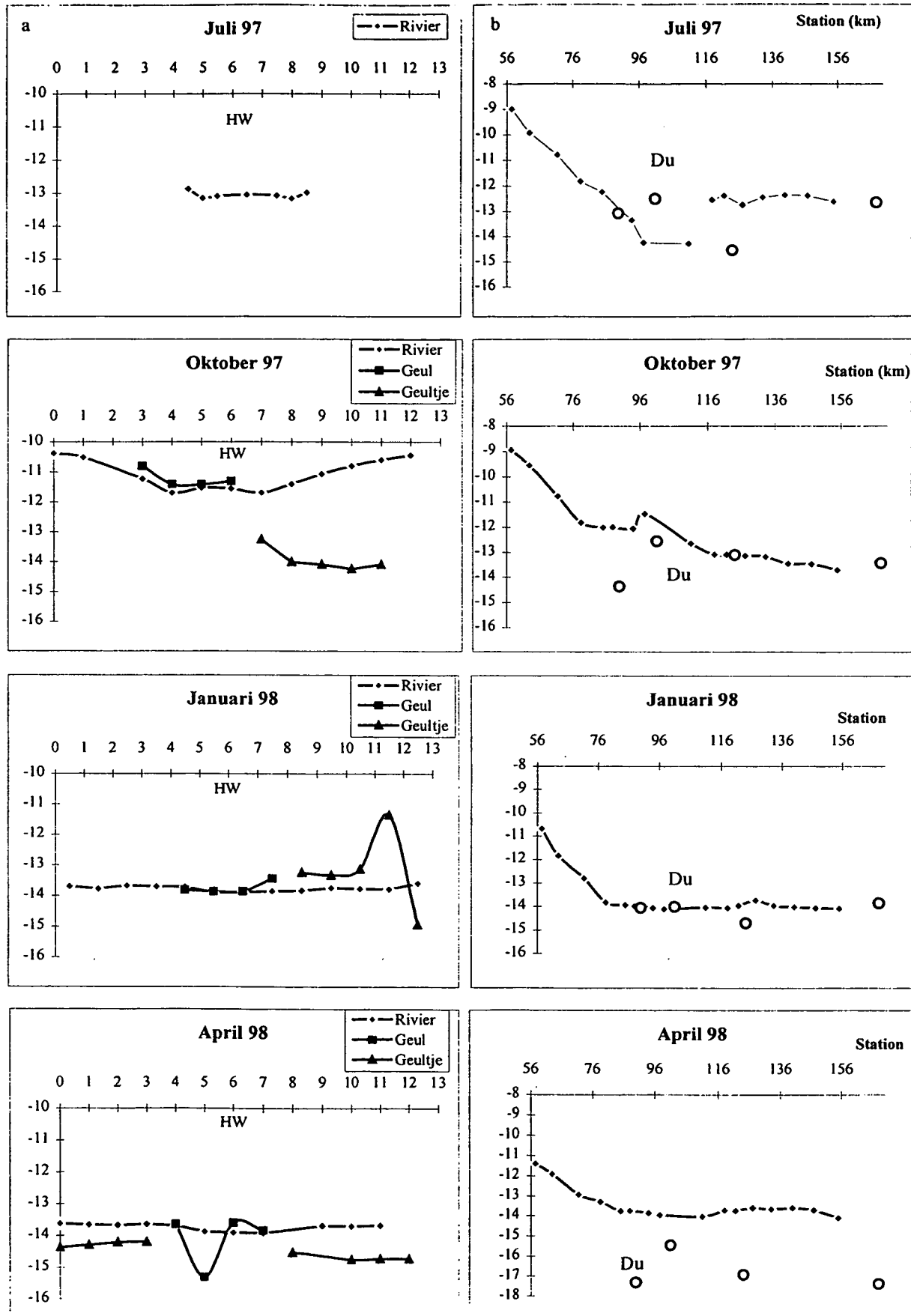
Rivierwater

In juli en oktober werd de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van de rivier lichtjes negatiever bij hoogwater (Figuur 2.8a). De negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van de Rupel (Figuur 2.8b) zou hiervoor verantwoordelijk kunnen zijn. In januari en april was er praktisch geen tidale variatie in de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden van het rivierwater. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden van het Scheldetraject van januari en april vertoonde in de zone van het studiegebied ook praktisch geen variatie. In januari werden de meest negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden gemeten, dit duidt op een echte wintersituatie. Immers in de winter wordt het ademhalingsproces belangrijker (zie hoofdstuk IV). De productie tijdens de afbraak van ^{13}C -verarmd terrestrisch organisch materiaal zal aanleiding geven tot totaal opgelost anorganisch koolstof dat aangerijkt is in ^{12}C tov. ^{13}C .

Geul

In oktober en januari zijn de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden van water in de geul identiek aan deze van het Scheldewater. In april was de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarde bij hoog water 1 ‰ negatiever dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het Scheldewater.

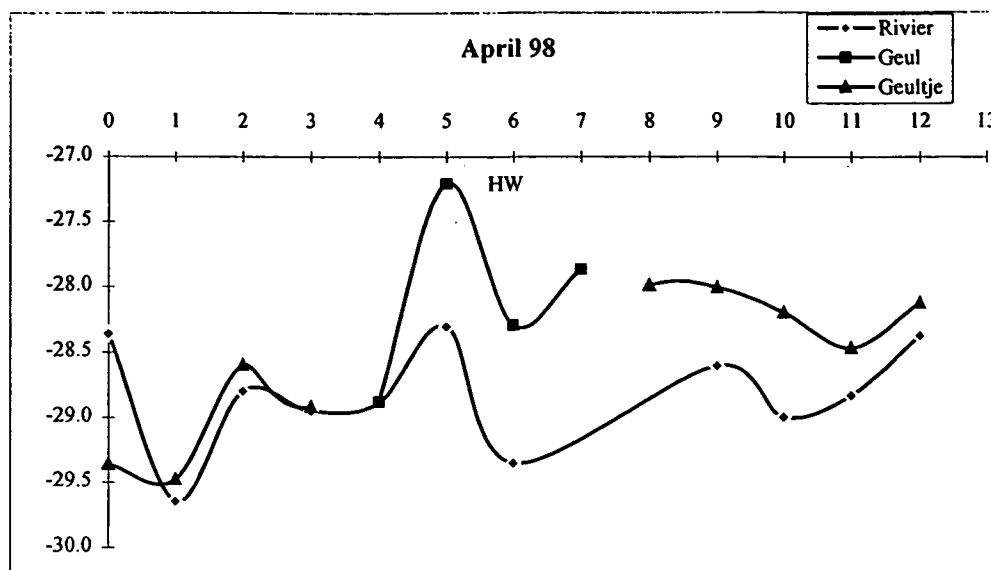
De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het water van het geultje werd in oktober en in april aanzienlijk negatiever ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}} = -14\text{‰}$ en -14.6‰ respectievelijk). Waarschijnlijk is dit water voornamelijk een vermenging van grondwater (met negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) met water van de krekens die door het schor stromen. De impact van het ademhalingsproces kan in zo'n geval belangrijk zijn. In januari toonde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het geultje eerder een grillig patroon.



Figuur 2.8: a. $\delta^{13}C_{DIC}$ profiel (‰) tijdens de 13-uurscycli
 b. $\delta^{13}C_{DIC}$ tijdens de campagnes

3.5.3.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het particulier organisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$)

In Figuur 2.9 wordt voor de 13-uursmeting van april 1998 de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ weergegeven ifv. de tijd. In het begin van de 13-uursmeting, bij opkomend water, vertoonden $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van het Scheldewater en $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van het geultje een zelfde verloop, niettegenstaande het Scheldewater niet rechtstreeks in contact staat met het water van het geultje. Vanaf het moment echter dat het Scheldewater de geul begint binnen te stromen (na ongeveer 4 uur), zijn de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden verschillend. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van het water in de geul is ongeveer 1.5 ‰ positiever dan het Scheldewater. Ook het geultje had een positievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarde dan het Scheldewater. Op het einde van de 13-uursmeting vallen de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden van het geultje en het Scheldewater praktisch weer samen. Een mogelijke verklaring zou kunnen zijn dat er een laterale gradiënt van $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ is in de Schelde. De negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarde in het midden van de rivier zou verklaard kunnen worden door het feit dat hier het fytoplankton een groter deel uitmaakt van de totale POC-pool. Voor een lente situatie, zoals in april, leidt dit tot negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden (zie ook hoofdstuk IV). De positievere waarden van het water in de geul worden dan verklaard door het feit dat hier het aandeel van terrestrisch materiaal in de totale POC-pool groter zal zijn in vergelijking met het Scheldewater.



Figuur 2.9: $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ ifv de tijd voor de laatste 13-uursmeting

3.5.4. Nutriënten (NH_4^+ , NO_3^- en NO_2^-)

a. Concentratieprofielen van stikstof

De diepteprofielen in de geul zijn samen met de resultaten van het geultje en de resultaten van de rivier zelf, afgebeeld in Figuur 2.10.

Rivierwater

Bij hoog water vertoende nitraat in de rivier steeds een minimum, ammonium daarentegen een maximum (Figuur 2.10). De concentratie van ammonium was bij laag water gering en bedroeg in oktober zelfs nul. Nitriet vertoende maxima bij hoog water, behalve in januari. Daar werd geen tidale variatie vastgesteld. Het tidale patroon van nitriet is immers hoofdzakelijk het resultaat van biologische processen.

Tijdens de zomer waren de concentraties van ammonium in de rivier het hoogst. Dit is niet in overeenstemming met het algemeen patroon dat uit de bootcampagne naar voor kwam (zie Hoofdstuk I). De waarden van nitraat waren beter in overeenstemming. De concentratie van

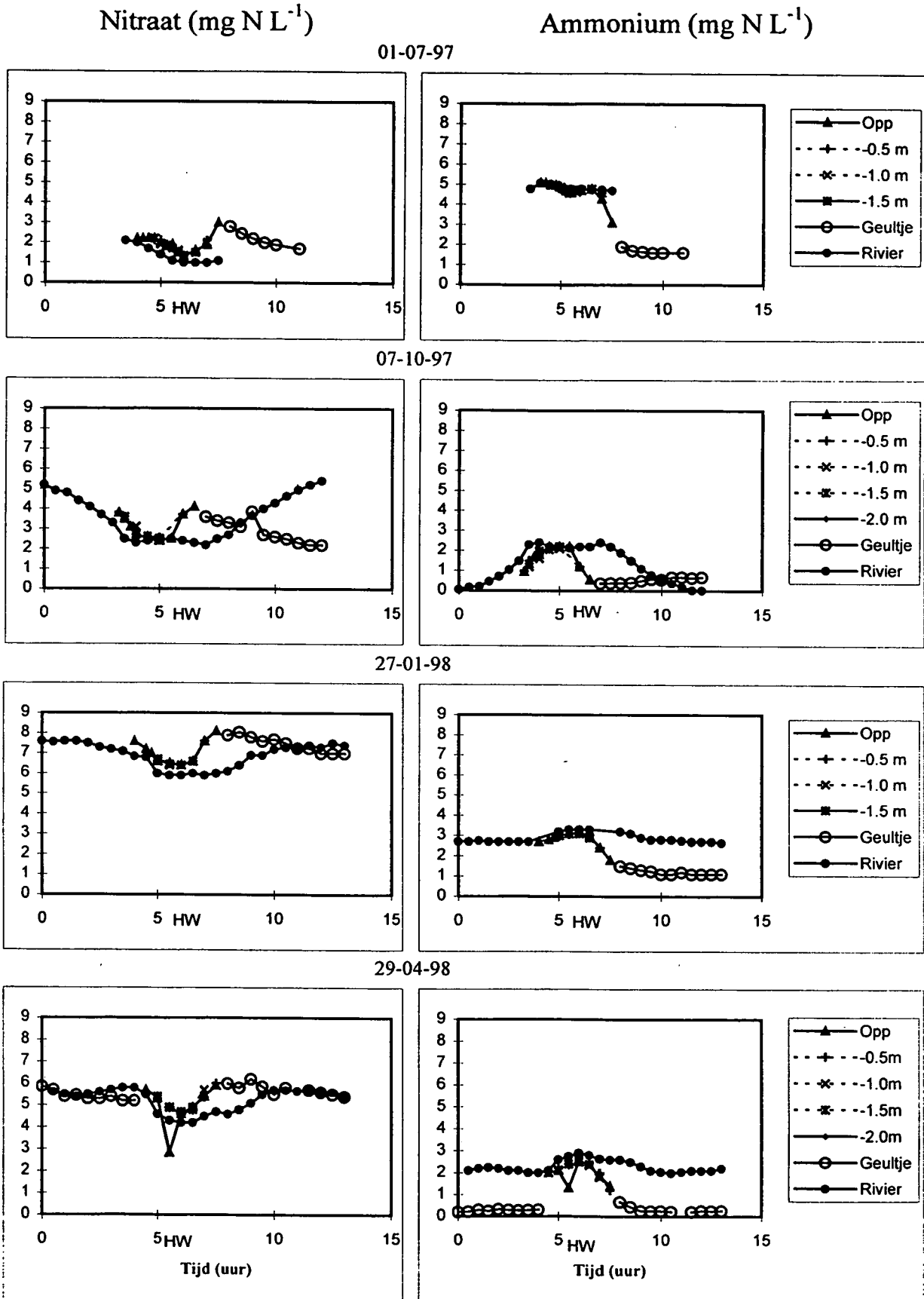
nitraat was het laagst tijdens de zomer. Tijdens de winter was de concentratie van nitraat maximaal.

Op basis van de 4 cycli was geen duidelijk seizoenspatroon te onderscheiden voor nitriet. De waarden lagen steeds tussen 0,2 en 0,4 mg.L⁻¹. De laagste waarden kwamen voor in januari, hetgeen in overeenstemming is met de resultaten van de bootcampagne (zie Hoofdstuk I).

Geul

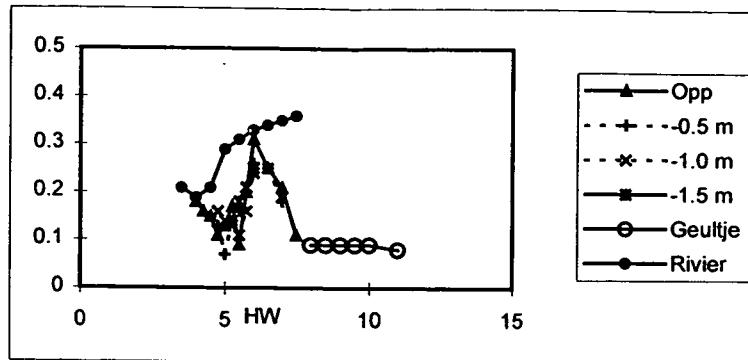
Bij opkomend water was de concentratie in de geul van elke parameter gelijk aan die in de rivier. Bij aftrekkend water kwam daar steeds verandering in. De concentratie van elke parameter in de geul divergeerde van de concentratie in de rivier. Per parameter gebeurde dit op dezelfde manier. De concentratie van nitraat werd bij aftrekkend water initieel steeds groter in de geul dan in de rivier. De concentratie van ammonium daarentegen werd in de geul relatief lager. Zo ook voor nitriet.

De toename van de nitraatconcentratie bij aftrekkend water had uitsluitend betrekking op het bulkwater. Eens het uitstromend water beperkt was tot het geultje nam de nitraatconcentratie ongeacht de cyclus terug af. Bulkwater en geultje hadden dus een onderscheiden concentratieprofiel. De concentratie van ammonium nam in het geultje telkens af tenzij in oktober. In oktober was bij laag water voor nitraat een grote discrepantie te zien tussen de concentratie in het geultje en in de rivier. De concentratie van nitriet in het geultje was steeds geringer dan in het bulkwater of de rivier, behalve wanneer de nitrietconcentratie in het bulkwater ook zeer gering was, zoals in juli.

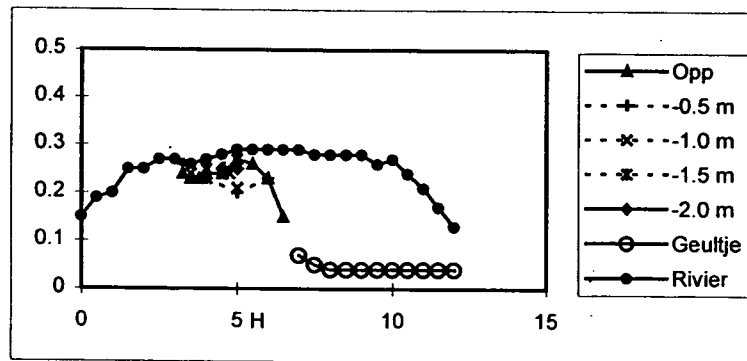


Figuur 2.10: Nutrienten concentratieprofielen

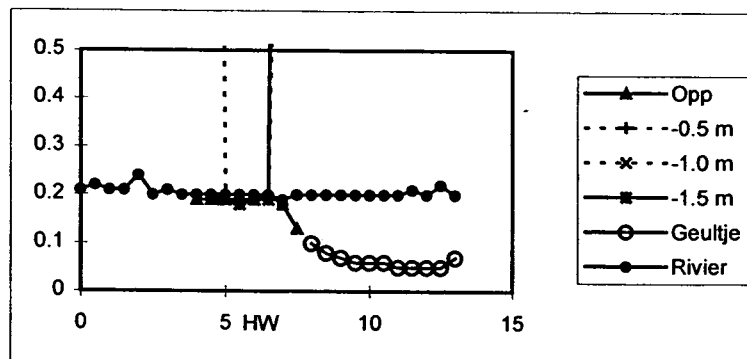
Nitriet (mg N L⁻¹)
01-07-97



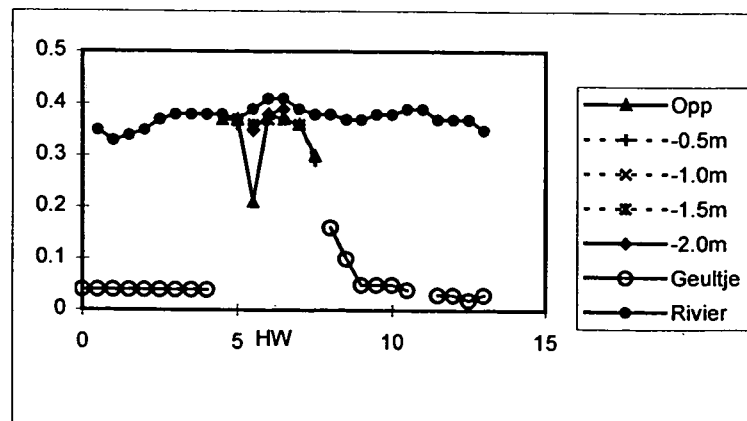
07-10-97



27-01-98



29-04-98



Figuur 2.10: Nutriënten concentratieprofielen vervolg

b. Massabalansen van stikstof

De massabalansen zijn voor de verschillende parameters weergegeven in Tabel 2.4. In Tabel 2.5 werden per 'compartiment' (bulkwater en geultje) en voor de totale cycli de verhoudingen van de massa van eb t.o.v. vloed vergeleken tussen het water zelf enerzijds en de betrokken parameters anderzijds. Het verschil tussen deze verhoudingen (in vet) geeft aan welk compartiment relatief het meest heeft bijgedragen tot de uiteindelijke balans. De waarden van de compartimenten met doorslaggevende bijdrage (meer dan het dubbele) zijn onderlijnd. Het teken in de laatste kolom geeft aan of export dan wel import zou plaatsgevonden hebben indien de waterbalans conservatief werd verondersteld, d.w.z. indien input en output van water gelijk zouden zijn.

Voor nitraat en ammonium werd telkens import vastgesteld, behalve in april (Tabel 2.4). De export in april was vooral te wijten aan de hogere output via het geultje. Indien de waterbalans echter conservatief werd verondersteld trad voor nitraat en ammonium import op, ook in april. De import van nitraat (Tabel 2.4) was relatief het grootst wanneer de concentratie in de rivier het laagst was, nl. in juli. Er werd toen nochtans minder dan 20 kg uitgewisseld, maar de verwijdering bedroeg meer dan 10 % van de input. De import van ammonium was eveneens het grootst in juli, zowel relatief als absoluut. De concentratie ervan in de rivier was toen het hoogst.

In januari werd dankzij de hoge concentratie in de rivier wel veel nitraat uitgewisseld in vergelijking met juli (bijna 70 kg bruto), maar was de netto-import relatief laag (3,6 %), zeker wanneer de waterbalans conservatief wordt verondersteld (0,9 %). Zowel voor nitraat als voor ammonium waren de verschillen in het bulkwater en het geultje t.o.v. de watermassa in tijdens die winter-tijcyclus gering. Ter vergelijking: in oktober was de import van ammonium relatief en absoluut kleiner dan in januari, maar was dit te wijten aan de compensatie van grote maar aan elkaar tegengestelde verschillen t.o.v. de waterbalans in bulkwater enerzijds en geultje

anderzijds. Samenvattend kan gesteld worden dat de cyclus in de winter lage netto fluxen vertoonde, en tijdens de zomer hoge.

De balansen van ammonium waren niet zo eenduidig. Evenals voor nitraat vertoonden de balansen, behalve in april, import. Waar dit bij nitraat echter volledig te wijten was aan de uitwisseling in het bulkwater, was dit bij ammonium te wijten aan het bulkwater en het geultje samen. Het bulkwater vertoonde bovendien zowel import als export-effecten. In het geultje vertoonde ammonium steeds in meer (april) of mindere mate (januari) een import-effect (Tabel 2.5).

Het tidaal patroon van nitraat en ammonium in de zoetwater zone van de Zeeschelde vertoonde een belangrijk verschil t.o.v. de brakke zone. In getijdencycli van stikstof die werden uitgevoerd in de brakke zone, nl. te Liefkenshoek (63 km stroomopwaarts Vlissingen) (Van Meel, 1958), te Boerenschans (66.5 km) (NIOO-CEMO, 1994, niet gepub.) en op diverse andere locaties in de brakke zone (De Pauw, 1975), werd telkens een omgekeerd patroon t.o.v. de voorgestelde resultaten vastgesteld, nl. maximale nitraat- en minimale ammoniumconcentraties bij hoog water. Voor zuurstof kon eenzelfde onderscheid tussen brakke en zoetwater zone worden vastgesteld als voor nitraat (Van Damme et al., 1998). De Rupelmonding vormt de overgang tussen beide soorten patronen. De reducerende invloed van de Rupel heeft dus blijkbaar ook gevolgen voor de stikstofsamenstelling van het rivierwater ter hoogte van de Schorren van de Durme. Stroomopwaarts van de Rupel werden helaas niet eerder getijdencycli van stikstof geregistreerd (Van Damme et al., 1995).

De scherpe tegenstelling tussen de relatief grote fluxen van nitraat in juli en de kleine in januari ondersteunen de hypothese dat de uitwisseling in juli vooral te wijten was aan biologische processen. In juli was de temperatuur de hoogste van de 4 cycli (Tabel 2.1). De biologische processen waren toen goed op dreef. In januari lagen die processen gezien de lage temperatuur vrijwel stil.

In april had het geultje een grotere impact op de uitwisseling tussen schor en pelagiaal dan tijdens de overige cycli. Dit kan in verband gebracht worden met de veronderstelling dat het geultje in april vooral 'runoff'-water bevatte van het schoroppervlak en tijdens de andere cycli vooral bestond uit 'subsurface seepage' uit de kreekwanden. Dat het nasijpelingswater filtratie had ondergaan bleek uit het import-effect van het geultje voor ammonium, terwijl voor het mobiele nitraat geen effect werd vastgesteld. Dit illustreert het belang van de tijlhoogte als factor voor stikstofuitwisseling tussen schor en pelagiaal.

Het feit dat in hoofdzaak import van nitraat (en van ammonium) werd vastgesteld wijst op de zuiverende werking van schorren m.b.t. stikstof. Daarom is het van belang de nitraatverwijdering in meer detail te kwantificeren. Een import van nitraat ten bedrage van 2 kg per cyclus (zoals bv. bekomen in juli en oktober) komt overeen met, indien als overspoelde oppervlakte 10 ha gesteld wordt, een import van ongeveer $40 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Deze waarde is een onderschatting vermits de totale oppervlakte van het schor niet overspoeld werd. Aangezien nitraat noch in getijsediment van de Zeeschelde (Van Damme et al., 1998), noch in sediment van zoetwatergetijdengebieden elders (Bowden, 1986) accumuleerde, kan aangenomen worden dat het geïmporteerd nitraat volledig getransformeerd werd. Denitrificatie en assimilatie zijn hierbij de belangrijkste processen. De sediment-experimenten leverden voor het zoetwaterdeel van de Zeeschelde nitraatconsumptiesnelheden op tussen grofweg 100 en $150 \text{ N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Van Damme et al., 1998). De opmerking dient gemaakt dat hierbij een simulatie van slikken (maar ook van een schor: Appels punt 4) bij hoog water vergeleken werd met een balans van een schor tijdens een volledige cyclus. De waarden van de massabalans waren weliswaar lager dan deze van de sedimentproeven, maar kunnen met inachtneming van de gestelde opmerkingen toch voorzichtig met elkaar in overeenstemming genoemd worden.

Ondanks de afnemende concentratie van nitraat in het nasijpelingswater werd eerder een export-effect in het geultje vastgesteld. Het nasijpelingswater in de krekken vertoonde eerder karakteristieken van een snelstromend beekje. Daardoor kan het zijn dat de verblijftijd van het water te kort is, en dat de bacterieën te zeer worden uitgespoeld, opdat denitrificatie zou kunnen doorgaan. Bovendien heerst in de kreekbodems zelf misschien een gebrek aan koolstof. DOC vertoonde immers een importeffect in het geultje (Van Damme et al., 1998). De anaërobe sites die nodig zijn voor denitrificatie worden misschien door de combinatie van zuurstofaanrijking en turbulentie te zeer gereduceerd om nog veel nitraatverwijdering toe te laten. In ieder geval is in het studiegebied zeker een mozaïek aan sites aanwezig die elk wel andere factorcombinaties inhouden naar denitrificatie toe.

De uitwisseling van ammonium is het resultaat van verschillende factoren. Niet enkel zijn er de fysische interacties met sorptie en desorptie aan sediment. Biologische processen spelen eveneens een grote rol. Opname door vegetatie is hierbij slechts één factor. Minstens even belangrijk is ook mobilisatie en immobilisatie door algen, schimmels en bacteriën. Evenals bij fosfor is de resultante van deze laatste groep processen afhankelijk van de zuurstofbalans. Onder aërobe omstandigheden wordt ammonium vooral geconsumeerd. Hierbij wordt het sneller uit het rivierwater verwijderd naarmate er meer detritus voorhanden is. Onder anaërobe omstandigheden wordt ammonium daarentegen uit detritus vrijgesteld (Bowden, 1986 ; Jordan et al., 1989). Deze reacties zijn zeer temperatuursafhankelijk (Bowden, 1984). In oktober was de temperatuur nog vrij hoog (Tabel 2.1) en was veel dood plantenmateriaal aanwezig op het schor. Anaërobie in de strooiselpakketten en overspoeling met zuurstofarm water zou dan vrijstelling van ammonium moeten betekenen. Opname door planten is in de herfst immers heel gering. Inderdaad werd in oktober in het bulkwater een exporteffect vastgesteld. In het nasijpelingswater daarentegen werd een sterk importeffect vastgesteld. Het laatste water dat uit het schor komt was dan ook aangerijkt met zuurstof. In de krekken zelf is

bovendien minder detritus aanwezig en domineren misschien eerder de fysische processen. De analogie met de concentratieprofielen van conductiviteit (Van Damme et al., 1998) wijzen althans in die richting. Het inert gedrag van nitraat in het nasijpelingswater is hiermee in overeenstemming.

Bij laag water is denitrificatie afhankelijk van nitraatlevering door nitrificatie. Nitrificatiewaarden van zoetwatersediment van de Zeeschelde zijn niet gekend. Wel zijn waarden gekend van andere zoetwatergetijdegebieden. In een dergelijk gebied met een tij-amplitude van amper 0,5 à 1 m werden bij laag water nitrificatiewaarden vastgesteld van minder dan $3,6 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Bowden, 1986). Denitrificatie werd voor dezelfde locatie op jaarbasis 2 tot 3 x zo groot als nitrificatie geschat (Bowden et al., 1991).

Slechts weinig studies aangaande massabalansen van zoetwatergetijdegebieden zijn uitgevoerd. Literatuurwaarden van import of export per eenheid van oppervlakte zijn voorgesteld in Tabel 2.6. Simpson et al. (1983) stelden import van ammonium en nitraat vast tijdens het groeiseizoen van de vegetatie, en export in het najaar. Childers & Day Jr. (1988) stelden significante import van stikstof vast tegenover export in een zoutmoeras, beide gemeten volgens dezelfde methode. Bowden et al. (1991) stelden op jaarbasis slechts een geringe nettoflux van rivier naar schor vast voor nitraat, ammonium, en totaal stikstof. Khan & Brush (1994) kwamen tot de bevinding dat import van nutriënten, waaronder totaal stikstof, afhankelijk waren van sedimentatie. De bevindingen lopen dus uiteen. Dat kan voor een deel te wijten zijn aan het feit dat de zoetwatergetijdegebieden verschillen vertoonden volgens de graad van eutrofiëring en de getijamplitude.

Tabel 2.6: Netto fluxen per eenheid van oppervlakte: eigen resultaten en literatuurwaarden

Periode	Netto flux (mg.m ⁻² .d ⁻¹)		Ecotype	Bron	Opmerking
	Nitraat	Ammonium			
01/07/97	-42	-112	-128 zoetwaterschor	dit werk	
07/10/97	-42	-22	-132 zoetwaterschor		
27/01/98	-50	-106	-156 zoetwaterschor		
29/04/98	216	72	108 zoetwaterschor		
07/06/79	-36	-25	zoetwaterschor	Simpson et al., 1983	
20/07/79	-29	-22	zoetwaterschor		
20/08/79	18	-8	-18 zoetwaterschor		
18/09/79	2	4	14 zoetwaterschor		
12/11/79	-11	44	25 zoetwaterschor		
1981	-231	-257	zoetwaterschor	Bowden et al., 1991	zomerhalfjaar 1981
1981	38	64	zoetwaterschor		
1981	-74	-64	zoetwaterschor		zomerhalfjaargemiddelde
05/11/87	1	-12	-9 zoetwaterschor	Childers & Day, 1988	
23/06/87	2	-2	60 brakwaterschor		
02/06/87	5	8	126 zoutmoeras		
1989	-7.945E-06	-2.47E-06	zoutmoeras	Whiting et al., 1989	jaargemiddelde

Zoutwatergetijdgebieden worden dikwijls getoetst aan de hand van de 'outwelling hypothesis'. Deze hypothese houdt in dat (zoute) estuariene of kustgebieden meer materiaal produceren dan ze kunnen opslaan, waardoor het overschot wordt geëxporteerd naar de zee. Inderdaad worden op jaarbasis voor zoute systemen dikwijls exportwaarden van totaal stikstof vastgesteld (bv. Dame et al., 1986; Peyrup et al., 1993). Hoewel, ook hier zijn de bevindingen variabel. Jordan & Corell (1991) vonden dat de hoogteligging van een gebied bepalend kon zijn voor export of import. Hoe variabel de fluxen van ammonium en organische stikstof qua richting en grootte ook kunnen zijn naargelang de studie, toch is heel wat meer overeenkomst wat betreft de flux van nitraat. Meestal wordt nitraat geïmporteerd (Dankers et al., 1983 ; Dame et al., 1986 ; Whiting et al., 1989 ; Jordan & Corell, 1991 ; hoewel ook hier uitzonderingen op bestaan (bv. Troccaz et al., 1994).

Voldoende indicaties zijn echter aanwezig om te stellen dat zoetwatergetijdegebieden langs de Zeeschelde een zuiverende werking uitoefenen voor stikstof, en dat dit gepaard gaat met een uitgesproken seizoensvariatie.

4. Referenties

- Afdeling Maritieme Schelde (1997) Zeescheldebekken: De afvoer van de Schelde in 1996. Verslag AMS-97.02. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Antwerpen, 7p.
- Bowden W. B. (1984) A nitrogen- 15 isotope dilution study of ammonium production and consumption in a marsh sediment. *Limnology and Oceanography*, 29, 1004-1015.
- Bowden W. B. (1986) Nitrification, nitrate reduction, and nitrogen immobilisation in a tidal freshwater marsh sediment. *Ecology*, 67, 88-99.
- Bowden W. B. (1987) The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry*, 4, 313-348.
- Bowden W. B., Vörösmarty C. J., Morris J. T., Peterson B. J., Hobbie J. E., Steudler P. A., Moore B. (1991) Transport and processing of nitrogen in a tidal freshwater wetland. *Water Resources Research*, 27, 389-408.
- Childers D.L., Day Jr. J.W. (1988) A flow-through flume technique for quantifying nutrient and material fluxes in macrotidal estuaries. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 27, 483-494.
- Dame R., Chrzanowski T., Bildstein K., Kjerfve B., McKellar H., Nelson D., Spurrier J., Stancyk S., Stevenson H., Vernberg J., Zingmark R. (1986) The outwelling hypothesis and North Inlet, South Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 33, 217-229.
- Dankers N., Binsbergen M., Zegers K., Laane R., Rutgers Van Der Loeff M. (1984) Transportation of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a

- salt marsh and the Ems-Dollard Estuary, The Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19, 143-165.
- De Pauw C. (1975) Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium. Doctoraatsverhandeling, RUG, Gent, 380 p.
- Jordan T. E., Corell D. L. (1991) Continuous automated sampling of tidal exchanges of nutrients by brackish marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32, 527-545.
- Jordan T. E., Whigham D.F., Corell D. L. (1989) The role of litter in nutrient cycling in a brackish tidal marsh. *Ecology*, 70, 1906-1915.
- Khan H., Brush H G. S. (1994) Nutrient and metal accumulation in a freshwater tidal marsh. *Estuaries*, 17, 345-360.
- Pejrup M., Bartholdy J., Jensen A. (1993) Supply and exchange of water and nutrients in the Grådyb tidal area, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 221-234.
- Simpson R. L., Good R. E., Walker R., Frasco B. R. (1983) The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 12, 41-48.
- Troccaz O., Giraud F., Bertru G., Lefeuvre J.C. (1994) Methodology for studying exchanges between salt marshes and coastal marine waters. *Wetlands Ecology and Management*, 3(1), 37-48.
- Van Meel L. (1958) Etudes hydrobiologiques des eaux saumâtres de Belgique. 1. - L'Escaut à Liefkenshoek (Doel). Mededelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 34(4), 60 p.
- Whiting G. J., Mc Kellar Jr., Spurrier J.D., Wolaver T.G. (1989) Nitrogen exchange between a portion of vegetated salt marsh and the adjoining creek. *Limnology and Oceanography*, 34, 463-473.

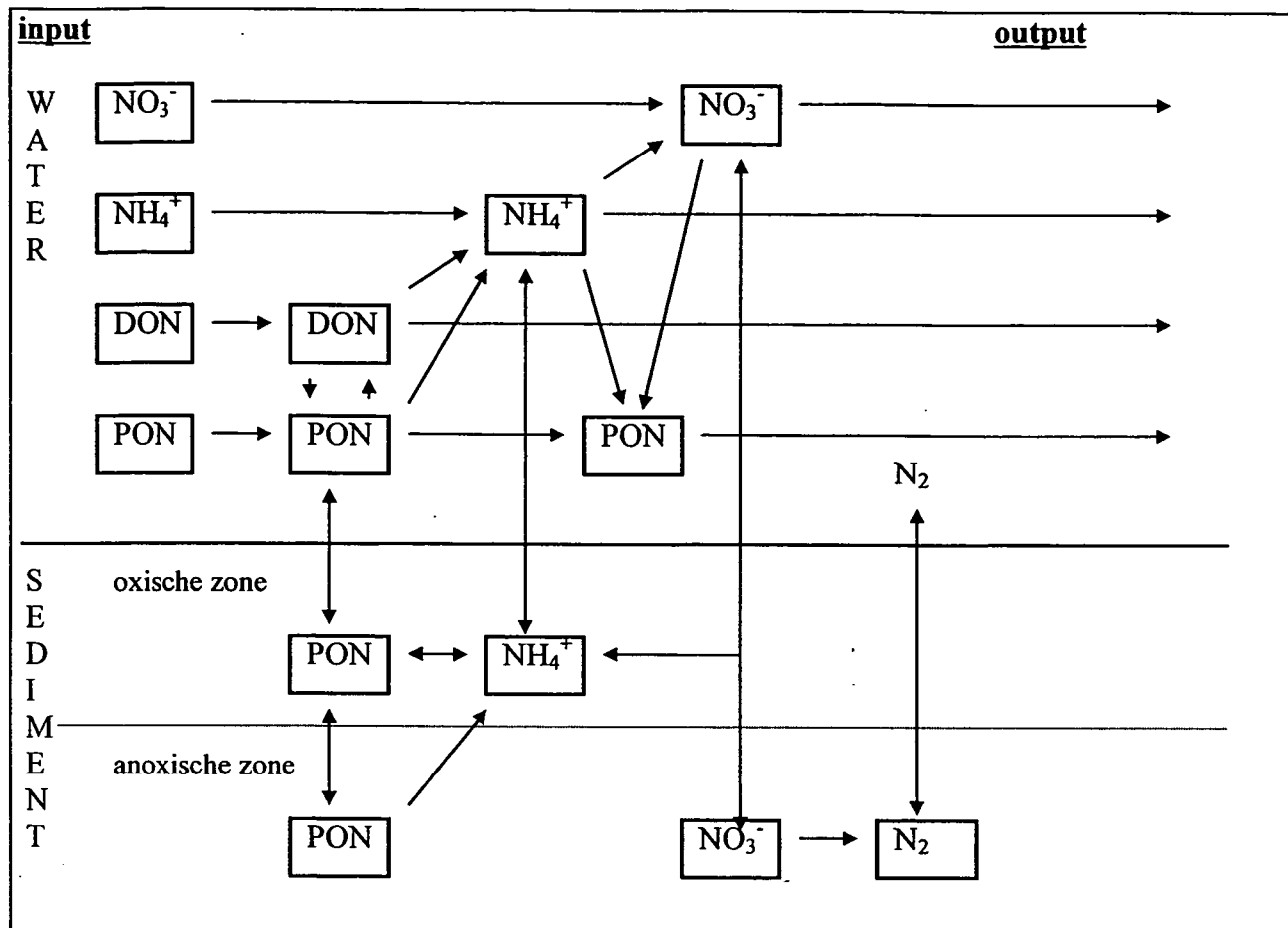
Hoofdstuk III: Biogeochemische cyclus van stikstof

1. Situering

Het hier voorgestelde onderzoek is gericht op het bestuderen van de fluxen die tussen de verschillende stikstofstocks bestaan. Deze fluxen bestaan in hoofdzaak uit:

- de transformatie van PON en of DON in ammonium (ammonificatie),
- de transformatie van ammonium in nitraat (nitrificatie),
- de assimilatie van nutriënten door het fytoplankton.

Het uiteindelijke doel bestaat erin de belangrijkste factoren die de processen controleren te bepalen en weer te geven in een mathematisch model. Dit model kan gebruikt worden om het systeem beter te beheren. Een schematische voorstelling van de meest essentiële fluxen is weergegeven in Figuur 3.1.



Figuur 3.1: Schema van de biogeochemische cyclus van stikstof

2. Materiaal en methode

2.1. Ammonificatie

Ammonificatie wordt bestudeerd door middel van de isotoopdilutietechniek, waarbij gebruik wordt gemaakt van het stabiele stikstofisotoop ^{15}N . Bij deze techniek wordt ammonium, gemerkt met ^{15}N , aan een waterstaal toegevoegd en na een bepaalde incubatieduur worden zowel de incorporatie van ^{15}N in het particulier materiaal alsook de verdunning van het ^{15}N isotoop in opgelost ammonium bepaald.

De incorporatie van ^{15}N in de particulaire fase is te wijten aan opname door micro-organismen en de isotoopverdunding in ammonium is te wijten aan mineralisatie of vorming van ammonium uit reagentia (zoals DON, PON) met natuurlijke ^{15}N abundantie. Voor de kwantificering van deze verdunding moet het ammonium uit zijn watermatrix afgezonderd worden.

Voor de meting van ^{15}N -abundanties is het noodzakelijk stikstof van het staal om te zetten in stikstofgas (N_2). Daarvoor wordt het te analyseren staal uit zijn ammonium matrix geëxtraheerd evenals particulier stikstof in kwartstubes gebracht en omgezet in stikstofgas door oxidatie met CuO bij 750°C onder vacuum. Gassen zoals CO_2 en H_2O , die kunnen interferen worden geabsorbeerd op calciumoxide. De berekeningen van mineralisatie- en assimilatiesnelheden werden op punt gesteld door Caperon *et al.* (1979).

De meting van de ^{15}N -abundanties gebeurt d.m.v een optische emissiespectrometrie, het instrument dat hier gebruikt wordt is een JASCO NIA-1 N-15 Analyser. De emissiespectrometrische metingen worden gekalibreerd t.o.v gecertificeerde standaards (Goeyens *et al.*, 1985).

2.2. Nitrificatie

Deze methode is eveneens gebaseerd op de ^{15}N methodologie, waarbij zowel isotoopverdunding (productie van niet-gemerkt nitraat) als aanrijking (oxidatie van gemerkt ammonium) aangewend worden.

2.3. Assimilatie van de nutriënten

Bij deze techniek worden stabiele stikstofisotopen ($^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$, K^{15}NO_3 , K^{15}NO_2 en ^{15}N -gemerkt ureum) aan de waterstalen toegevoegd. Meestal wordt er voor gezorgd dat deze toevoegingen niet

meer bedragen dan 10% van de originele nutriëntenconcentratie (ammonium, nitraat en nitriet) om de natuurlijke groeiomstandigheden van het fytoplankton niet te verstoren.

Na incubatie worden de stalen gefiltreerd en de bepaling van ^{15}N -abundanties gebeurt na omzetting tot N_2 volgens de hierboven beschreven oxidatie met CuO .

3. Resultaten en discussie

Het is algemeen geweten dat ammonium een belangrijke rol speelt in het stikstofgebeuren van aquatische ecosystemen. Enerzijds is ammonium een reactieproduct van het remineralisatieproces en anderzijds is het een reagens voor de vorming van organische stof (assimilatie van stikstof) of voor de vorming van nitraat (nitrificatie). Het belang van dergelijke processen en de meting van de conversiesnelheden gebeurt meestal met de isotopentechniek, waarbij de afzondering van ammonium uit zijn matrix (die uiteraard andere stikstofhoudende verbindingen bevat) een essentieel onderdeel is van de methode. Hiervoor werd een techniek geoptimaliseerd die gebaseerd is op de vrijzetting van ammonium als ammonia-gas in sterk basisch midden. Het vrije ammoniak-gas wordt vervolgens opgevangen op een drager bedekt met verdund zwavelzuur.

3.1. Ammonium extractietechniek

Het principe van deze extractietechniek is de vrijzetting van ammonium door toevoeging van een overmaat aan kaliumhydroxide (50% w/w). Het gevormde ammoniakgas diffundeert vervolgens uit de oplossing en wordt opgevangen op aluminiumoxide bedekt met zwavelzuur (0.25 N).

Tijdens een reeks experimenten hebben we enkele parameters voor de optimalisatie van de microdiffusietechniek bestudeerd. Hiervoor werden twee oplossingen van gemerkt

ammoniumchloride bereid, een NH_4Cl oplossing van $300 \mu\text{M}$ en één van $1000 \mu\text{M}$. De bestudeerde parameters waren de volgende:

- ^{15}N -abundanties van de oplossing: een abundantie van 1%, 3%, 5% en 10% ^{15}N werd bestudeerd.
- het volume dat in “diffusie”-flessen gebracht wordt: een hoeveelheid water van 1ml, 3ml, 5ml en 10ml werd bestudeerd.

Er werd aangetoond dat een hoeveelheid van 1-3 $\mu\text{g N}$ in de ontladingstube vereist was om een optimale emissie te krijgen (Goeyens *et al.*, 1985).

- tijd van de microdiffusie: diffusies gedurende drie en zes dagen werden vergeleken.

De hele experimentele opzet wordt in tabel 3.1 samengevat. Elke parametercombinatie werd vijf keer herhaald.

Tabel 3.1: microdiffusie experiment

300 μM NH_4Cl	1% abundantie	1 ml	3 dagen
			6 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen
			6 dagen
		10 ml	3 dagen
	5% abundantie		6 dagen
		1 ml	3 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen
	6 dagen		
	10 ml	3 dagen	
		6 dagen	

	10% abundantie	1 ml	3 dagen 6 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen 6 dagen
		10 ml	3 dagen 6 dagen
1000 μM NH_4Cl	1% abundantie	1 ml	3 dagen 6 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen 6 dagen
		10 ml	3 dagen 6 dagen
	5% abundantie	1 ml	3 dagen 6 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen 6 dagen
		10 ml	3 dagen 6 dagen
	10% abundantie	1 ml	3 dagen 6 dagen
		3 ml	3 dagen
		5 ml	3 dagen 6 dagen
		10 ml	3 dagen 6 dagen

De resultaten van de optimalisatie van de ammonium extractiemethode zijn samengevat in Tabel

3.2.

Tabel 3.2: Gemiddelde abundantie van de 5 of 10 keer herhaalde parametercombinatie, de standaarddeviatie en het aantal uitgevoerde emissiemetingen (= rendement).

300 μ M -1% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	300 μ M -1% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	0.913% +/- 0.09 (9/10)	1ml	0.79% +/- 0.10 (4/5)
3ml	1.030% +/- 0.06 (5/5)		
5ml	1.051% +/- 0.08 (10/10)	5ml	0.84% (1/5)
10ml	1.016% +/- 0.07 (5/5)	10ml	1.02% +/- 0.07 (5/5)

300 μ M -5% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	300 μ M -5% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	4.293% +/- 0.51(8/10)	1ml	3.70% +/- 0.36 (4/4)
3ml	4.726% +/- 0.11 (5/5)		
5ml	4.770% +/- 0.17(10/10)	5ml	4.69% +/- 0.06 (4/5)
10ml	/ (0/5)	10ml	/ (0/5)

300 μ M -10% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	300 μ M -10% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	8.347% +/- 1.88 (10/10)	1ml	5.87% +/- 0.85 (5/5)
3ml	10.522% +/- 0.19 (5/5)		
5ml	10.105% +/-0.25 (10/10)	5ml	9.93% +/- 0.24 (5/5)
10ml	/ (0/5)	10ml	/ (0/5)

1000 μ M -1% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	1000 μ M -1% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	1.001% +/- 0.05 (10/10)	1ml	0.99% +/- 0.05 (5/5)
3ml	1.135% +/- 0.04 (2/5)		
5ml	1.160% +/- 0.00 (1/10)	5ml	/ (0/5)
10ml	/ (0/5)	10ml	1.34% (1/5)

1000 μ M -5% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	1000 μ M -5% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	4.413% +/- 0.46 (6/10)	1ml	4.24% +/- 0.19 (5/5)
3ml	5.180% +/- 0.00 (1/5)		
5ml	/ (0/10)	5ml	/ (0/5)
10ml	/ (0/5)	10ml	/ (0/5)

1000 μ M -10% -3d	gem abundantie (+/- stdv)	1000 μ M -10% -6d	gem abundantie (+/- stdv)
1ml	5.946% +/- 4.53 (8/10)	1ml	9.16% +/- 0.23 (5/5)
3ml	0.498% +/- 0.07 (3/5)		
5ml	0.410% +/- 0.00 (1/10)	5ml	/ (0/5)
10ml	/ (0/5)	10ml	/ (0/5)

Een statistische analyse van de bekomen resultaten toont aan dat het volume aangewend voor de extractie de determinerende parameter is voor het succes van de bewerking.

Aangezien de vereiste hoeveelheid voor een optimale emissie (abundantie-meting) 1 tot 3 $\mu\text{g N}$ bedraagt, werd hiermee rekening gehouden bij de bepaling van de optimale extractiecondities. Optimale extractiecondities hebben wij "arbitrair" vertaald als de beste combinatie van reproduceerbaarheid (de standaarddeviatie op het gemiddelde van een aantal herhalingen), accuratesse (de afwijking ten opzichte van de aanvaarde correcte waarde) en de opbrengst (het percentage geslaagde emissies of abundantiemetingen). Hierbij dient opgemerkt dat bij al te hoge of al te lage stikstofhoeveelheden geen emissie optreedt, waardoor de meting van het ^{15}N -gehalte onmogelijk wordt.

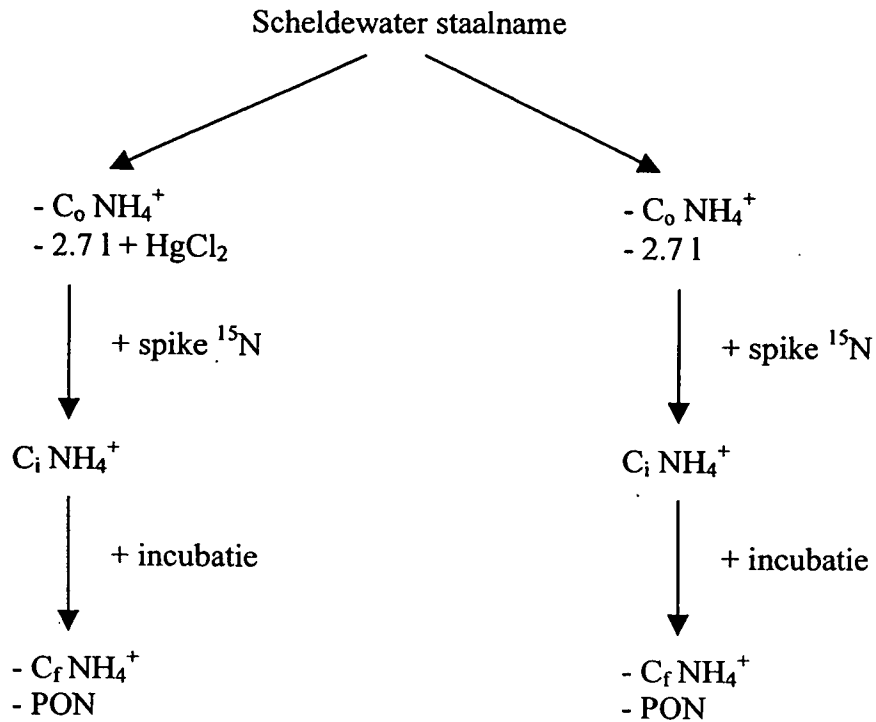
Uit de bekomen resultaten blijkt dat een oorspronkelijke hoeveelheid van 10 tot 40 μg optimale resultaten geeft bij extractie voor de bepaling van de abundanties. Dit betekent dat een bijkomende bepaling van het ammoniumgehalte in het waterstaal soms vereist is voor de incubatieproef kan uitgevoerd worden. Uit ervaring is de grootteorde van de nutriëntconcentraties wel gekend, maar de waargenomen schommelingen (zie resultaten van de 13 uur-metingen) en het beperkte concentratiegebied voor optimale abundantiebepalingen verplichten ons toch soms tot bijkomende analyses.

3.2. Ammonificatie-experiment uitgevoerd in Dendermonde

Tijdens de maanden september, april en mei werden volledige ammonificatie-experimenten uitgevoerd in Dendermonde. De schematische voorstelling ervan volgt hieronder.

Voor elke incubatietijd en voor elke 2.7 l fles werden monsters genomen voor de bepaling van ammonium en PON concentraties. Bovendien werd nog een bepaald volume gefiltreerd, het filtraat hiervan dient voor de microdiffusie en dus voor de berekening van de

remineralisatiesnelheid. De filter wordt geanalyseerd voor de bepaling van de assimilatiesnelheid van ammonium door micro-organismen.



waarbij

C_0 : de oorspronkelijke concentratie aan ammonium,

C_i : de initiële concentratie aan ammonium, d.w.z na toevoeging van gemerkt ammonium,

C_f : de concentratie op het einde van het experiment.

De resultaten van de berekeningen van de assimilatie- en de mineralisatiesnelheden worden samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 3.3: resultaten van de ammonificatie experimenten. Het model van Blackburn en Caperon werd gebruikt voor de berekeningen.

plaats	datum	incubatie tijd (u)	mineralisatiesnelheid r ($\mu\text{M/h}$)	assimilatiesnelheid ρ ($\mu\text{M/h}$)
Dendermonde	24/09/96	2u	-149.53	-156.20
		4u	17.23	20.13
Dendermonde	9/04/97	1u30	-154.15	-173.48
		3u	-16.36	-22.02
		6u	-16.95	-19.29
		12u	-13.98	-12.98
Dendermonde	7/05/97	3u	-13.73	10.74
Dendermonde	27/05/97	3u	-432.16	-431.33

We kunnen zien dat de mineralisatiesnelheden in de meeste gevallen een negatieve waarde geven. Dit is natuurlijk niet mogelijk en wordt waarschijnlijk verklaard door het feit dat voor sommige experimenten de gemeten ^{15}N -abundantie op het einde van de incubatie ($A_{d,f}$) hoger is dan de abundantie in het begin van de incubatie ($A_{d,i}$). In feite werd de initiële ^{15}N -abundantie in opgelost stikstof ($A_{d,i}$) berekend door middel van de isotoopdilutiewet:

$$N_i \cdot A_{d,i} = N_0 \cdot A_{d,0} + N_a \cdot A_{d,a}$$

waarbij N_0 : de oorspronkelijke concentratie aan ammonium

N_i : de initiële concentratie aan ammonium, d.w.z. na toevoeging van gemerkt ammonium

N_a : de toegevoegde hoeveelheid ammonium ($= N_i - N_0$)

$A_{d,0}$: de natuurlijke ^{15}N abundantie (0.365%)

$A_{d,i}$: initiële ^{15}N abundantie in opgelost stikstof, d.w.z. na toevoeging van het gemerkt ammonium

$A_{d,a}$: ^{15}N abundantie in opgelost stikstof van het toegevoegd ammonium (99%).

N_0 en N_i worden gemeten, $A_{d,0} = 0.365\%$. Anderzijds is het mogelijk de theoretische waarde $A_{d,i}$ te bepalen in de veronderstelling dat de precieze hoeveelheid toegevoegd ammonium en zijn ^{15}N abundantie gekend zijn. Hieronder worden de resultaten van de berekeningen van de assimilatie- en de mineralisatiesnelheden samengevat. De theoretische $A_{d,i}$ wordt hier gebruikt.

Tabel 3.4: resultaten van de ammonificatie experimenten (met gebruik van de theoretische $A_{d,i}$). Het model van Blackburn en Caperon werd gebruikt voor de berekeningen.

plaats	datum	incubatie tijd (u)	mineralisatiesnelheid r ($\mu\text{M/h}$)	assimilatiesnelheid ρ ($\mu\text{M/h}$)
Dendermonde	24/09/96	2u	128.49	121.82
		4u	58.28	61.18
Dendermonde	9/04/97	1u30	171.78	152.45
		3u	85.54	79.87
		6u	42.40	40.06
		12u	19.60	20.60
Dendermonde	7/05/97	3u	73.54	98.01
Dendermonde	27/05/97	3u	73.11	73.95

Als we de theoretische $A_{d,i}$ gebruiken worden positieve waarden voor de remineralisatiesnelheid verkregen (Tabel 3.4). De vergelijking van onze resultaten met andere waarden in de literatuur toont aan dat dezelfde grootte-orde worden weergevonden (referenties in Selmer, 1988).

Gezien de hoge concentratie aan particulier materiaal in de Schelde, moeten wij er rekening mee houden dat isotoopdilutie te wijten kan zijn aan biologische activiteit maar ook aan fysische fenomenen zoals adsorptie van ammonium op de deeltjes. Om dat fenomeen beter te begrijpen hebben we bijkomende analyses uitgevoerd.

3.3. Adsorptie experiment

Om het adsorptie fenomeen beter te bestuderen hebben we de evolutie van de ^{15}N abundantie in de opgeloste fase en de particulaire fase in de tijd gevolgd. Daarom doen we precies hetzelfde als voor een incubatie. We nemen 2 stalen in Dendermonde en aan één ervan wordt 5 ml HgCl_2 toegevoegd. Na de toevoeging van het met ^{15}N gemerkt ammonium (5 ml van een $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$ 10750 μM oplossing) nemen we een substaal om de ammoniumconcentratie, PON, de abundantie in de opgeloste fase (A_d) en de abundantie in de particulaire fase (A_p) te meten. Een substaal werd telkens na 5, 10, 20, 40, 80, 160 min incubatietijd genomen. Hieronder worden de resultaten van de analyses weergegeven in Tabel 3.5 en 3.6.

Tabel 3.5: Evolutie in de tijd van ammonium concentratie, PON, ^{15}N abundantie in de opgeloste fase (Ad) en in de particulaire fase (Ap).

tijd (min)	$[\text{NH}_4^+]$ (μM)	Ad (%)	PON (μM)	Ap (%)
0	439.8		111.4	
i	508.0	6.156	119.2	1.262
5	508.0	6.069	118.7	1.344
10	496.6	6.274	123.4	1.166
20	502.3	5.911	124.6	1.217
40	539.2	6.169	122.5	1.229
80	499.4	6.278	124.5	1.250
160	485.2	6.018	129.4	1.286

Tabel 3.6: Evolutie in de tijd van ammonium concentratie, PON, ^{15}N abundantie in de opgeloste fase (Ad) en in de particulaire fase (Ap). Aan deze fles werd HgCl_2 toegevoegd.

tijd (min)	$[\text{NH}_4^+]$ (μM)	Ad (%)	PON (μM)	Ap (%)
0	479.5		99.5	
i	508.0	6.056	151.9	2.115
5	482.4	6.135	162.4	2.662
10	505.1	5.900	162.0	2.391
20	510.8	6.290	163.9	2.294
40	508.0	6.256	168.3	2.664
80	513.6	5.980	162.0	2.647
160	499.4	6.025	164.6	2.557

De theoretische ammoniumconcentratie na de toevoeging van het met ^{15}N gemerkt ammonium zou respectievelijk 491 μM en 530 μM moeten bedragen. In de gewone fles komt de theoretische concentratie overeen met de gemeten ammoniumconcentratie. Daarentegen, in de fles met HgCl_2 is de gemeten ammoniumconcentratie lager dan de theoretische waarde, wat kan te wijten zijn aan een onmiddellijke adsorptie van ammonium op het particulier materiaal.

Ten tweede, de theoretische ^{15}N -abundantie in de opgeloste fase na de toevoeging van het ^{15}N gemerkt ammonium is respectievelijk 11.16 % en 10.36 %. Nochtans is de gemeten abundantie in beide gevallen 6%: een verdwijning van een deel van het aangerijkt ammonium uit de opgeloste fase. De processen die hiervoor verantwoordelijk zijn blijven voorlopig onbepaald. We kunnen wel een deel van het gemerkt ammonium in de particulaire fase terugvinden. Na 5 minuten kunnen we al een ^{15}N abundantie van 1.3 % of zelfs 2.1 % meten. Dat doet vermoeden dat adsorptie van ammonium op het particulaire materiaal een belangrijk proces is.

Dit experiment is evenwel onvoldoende om conclusies te kunnen trekken. Er wordt nu gewerkt aan andere experimenten waarbij moet getracht worden biologische en fysische processen te onderscheiden door het gebruik van inhibitoren.

4. Referenties

- Caperon et al. (1979): "Ammonium excretion rates in Kaneohe Bay, Hawaii, measured by a ^{15}N isotope dilution technique." *Marine Biology*, 54, 33-40.
- Glibert et al. (1982): "Isotope dilution models of uptake and remineralization of ammonium by marine plankton." *Limnology Oceanography*, 27 (4), 639-650.
- Goeyens et al. (1985): "Preparation method for solid samples with low nitrogen content for spectrometric nitrogen-15 analysis." *The analyst*, 110, 135-139.

Hoofdstuk IV: Biogeochemische cyclus van koolstof

1. Situering

Het estuariene milieu is zeer dynamisch. Gedurende één etmaal voert de Schelde ruim tien miljoen kubieke meter naar de zee. In dezelfde tijdspanne is bij Vlissingen een honderd maal grotere hoeveelheid zeewater, ruim één miljard kubieke meter, het estuarium twee maal in- en uitgestroomd. Deze wisselwerking draagt ertoe bij dat in de Schelde een zone met getijverschillen bestaat waar al het water zoet is, naast een brakwater zone en een zoute zeezone (Meire P. et al., 1995). Door de sterke invloed van de getijdenwerking zijn de verblijftijden van de zoetwatermassa's lang, dit bevoordeelt chemische en biologische transformaties van de componenten die door de rivier getransporteerd worden. De lange verblijftijden van het zoetwater en de intense bacteriële ademhaling resulteren in zuurstof depletie en een grote flux van CO₂ naar de atmosfeer in de centrale en stroomopwaartse delen van het estuarium (Goosen et al., 1995; Frankignoulle et al., 1996).

Indien men de oorsprong van het organisch materiaal in een estuarium wil bestuderen, kan het gebruik van stabiele koolstofisotopen een interessant hulpmiddel zijn. Ongeveer 98.89% van alle koolstof in de natuur is ¹²C en 1.11% van alle koolstof is ¹³C. De verhouding van deze twee stabiele koolstofisotopen in natuurlijk materiaal kan variëren rond deze gemiddelde waarde. Stabiele koolstofisotoopverhoudingen kunnen veranderd worden door fractionaties tijdens fotosynthese, biosynthese, katabolische reacties, tijdens respiratie, decompositie en remineralisatie (Ostrom et al., 1997). Het gebruik van stabiele isotopen om de oorsprong van organisch materiaal na te gaan, is gebaseerd op het feit dat isotopenratios conservatief zijn en dat fysische menging van de randwaarden de isotopen verdeling van organisch materiaal in natuurlijke systemen bepaalt.

Stabiele koolstofisotopen werden reeds zeer intensief gebruikt om diverse aspecten van de koolstofcyclus in rivieren en estuaria te bestuderen, omdat er een brede spreiding is op het

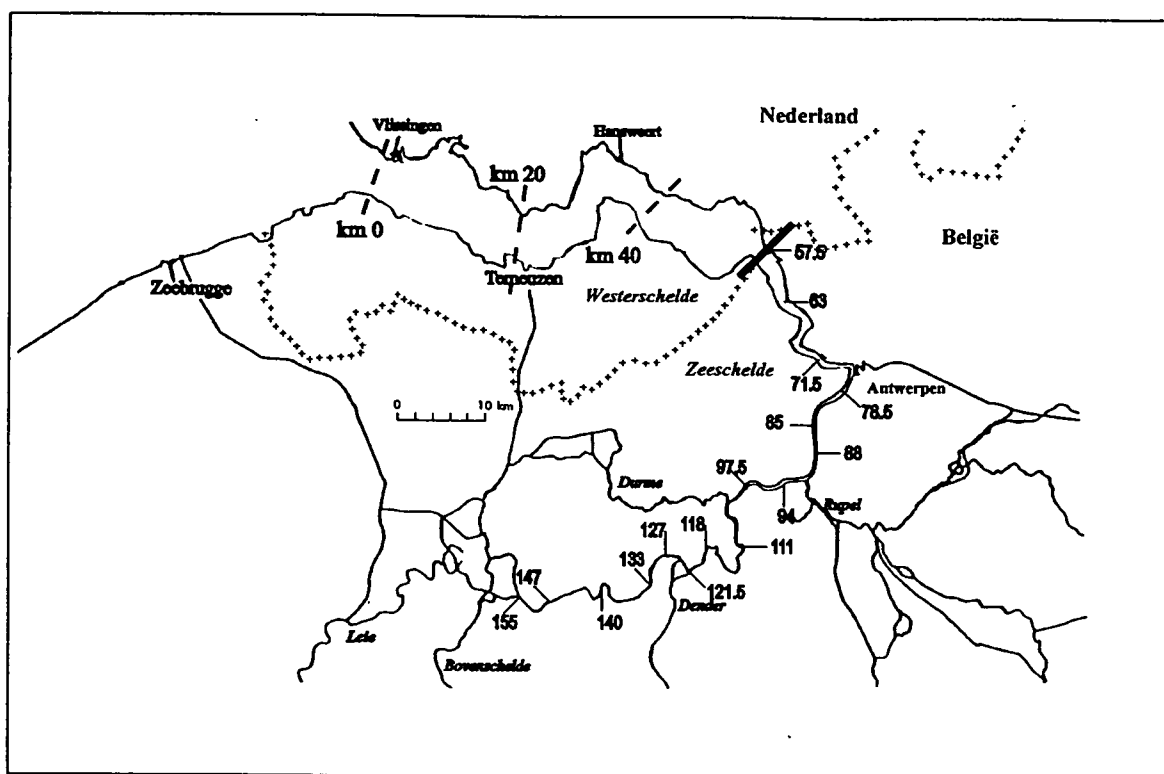
isotopensignaal van de verschillende mogelijke koolstofbronnen. Particulair organisch materiaal kan opgebouwd zijn uit veel verschillende mogelijke koolstofbronnen, de belangrijkste bronnen werden reeds geïdentificeerd op basis van hun koolstofisotopen-signatuur (Coffin et al., 1994). Zo is vb. de koolstofisotopenratio ($\delta^{13}\text{C}$) van terrestrische planten en mariene algen significant verschillend (O'Leary, 1988).

De objectieven van dit deel van het onderzoek zijn :

1. de seizonale en geografische variaties in de koolstofisotopensamenstelling van het gesuspendeerd organisch materiaal ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$) en de koolstofisotopensamenstelling van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) ($\text{DIC} = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$) te bestuderen;
2. de mechanismes te identificeren die deze spatio-temporele variabiliteit controleren;
3. trachten het relatief belang van de belangrijkste bronnen van het particulier organisch materiaal te achterhalen.

2. Materiaal en Methode

Oppervlaktewater van 16 stations in de Zeeschelde (Figuur 4.1) werd bemonsterd. Alle stations worden weergegeven door hun afstand in km tov. Vlissingen. In twee dagen werden alle 16 stations plus 4 zijrivieren (Rupel, Durme, Dender en Bovenschelde) bemonsterd (Figuur 4.1). Oppervlaktewater werd bemonsterd mbv. een Niskinfles (15 liter). Voor DIC isotopen analyse werd een 50 ml glazen flesje volledig gevuld en HgCl_2 werd toegevoegd. Vervolgens werd het flesje gasvrij afgesloten mbv. een rubberen en een aluminium stop. De stalen werden bewaard bij kamertemperatuur. Voor POC isotopen analyse werd een 500ml PE fles gevuld, vervolgens werd er eveneens HgCl_2 toegevoegd. De stalen werden bewaard in de frigo en zo snel mogelijk geanalyseerd.



Figuur 4.1: Kaart van de Zeeschelde, de staalname punten zijn aangeduid in km tov. Vlissingen.

Voor de bepaling van $\delta^{13}\text{C}$ van totaal opgelost anorganisch koolstof wordt gebruik gemaakt van een methode die reeds in het eerste jaarverslag beschreven werd. Hiervoor werd een glazen vacuüm extractieketen gebouwd, op basis van een design uitgewerkt in het isotopenlaboratorium van de Universiteit Bremen. Om de $\delta^{13}\text{C}$ van totaal opgelost anorganisch koolstof te kunnen bepalen moet eerst alle DIC ($\text{DIC} = [\text{CO}_2]_{\text{aq}} + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$) omgezet worden in CO_2 -gas. Een kolfje met septum, 3 ml verzadigd *ortho*-fosforzuur (99% cryst.) en een magnetische roerder werd ontgast en verwarmd in een warm waterbad tot ongeveer 50°C . Vervolgens werd 15 ml van het staal mbv. een spuit geïnjecteerd doorheen het septum van het kolfje. Het vrijgezette CO_2 -gas komt via vallen met gekoelde isopropanol (-80°C) (om waterdamp te verwijderen) uiteindelijk terecht in een val gekoeld met vloeibare

stikstof. Hier wordt het CO₂-gas vastgevroren. De glazen buisjes met het gezuiverd CO₂-gas worden afgebrand en vervolgens manueel aan de massaspectrometer gekoppeld. Voor de massaspectrometrische bepaling van de isotopensamenstelling van het gezuiverd CO₂-gas wordt NBS-19 gebruikt als standaard.

Om de $\delta^{13}\text{C}$ waarde van het particulier organisch koolstof (POC) te bepalen, wordt het organisch materiaal verbrand in een Elemental Analyser (Carbo Erba NA 1500). De CO₂ gevormd tijdens de combustie wordt automatisch opgevangen in een on-line CT-NT Finnigan Mat Trappingbox. Op die manier wordt het CO₂-gas gezuiverd en op correcte druk gebracht vooraleer het in de massaspectrometer wordt geïnjecteerd. Voor de organische koolstofisotoop metingen wordt een grafiet referentiemateriaal (USG-24) gebruikt als standaard.

De massaspectrometer metingen werden uitgevoerd mbv. een Delta E Finnigan Mat massaspectrometer. De normale werkstandaard voor koolstof is CO₂ vrijgezet uit Carrara marmer. De waarden worden relatief tov. VPDB (Vienna Peedee-Belminite) standaard uitgedrukt (Coplen, 1996). De stabiele koolstofisotoopratios worden uitgedrukt als δ waarden. De $\delta^{13}\text{C}$ waarde wordt berekend op basis van de gemeten koolstofisotoopratios van het staal en van het standaard gas:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(X_{\text{staal}} - X_{\text{standaard}}) / X_{\text{standaard}}] \times 10^3$$

$$\text{met } X = {}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$$

Reproduceerbaarheid van de analyses was beter dan 0.1 % voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ en 0.04% voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.

3. Resultaten

3.1. Seizonale en geografische variaties in $\delta^{13}\text{C}$ van DIC

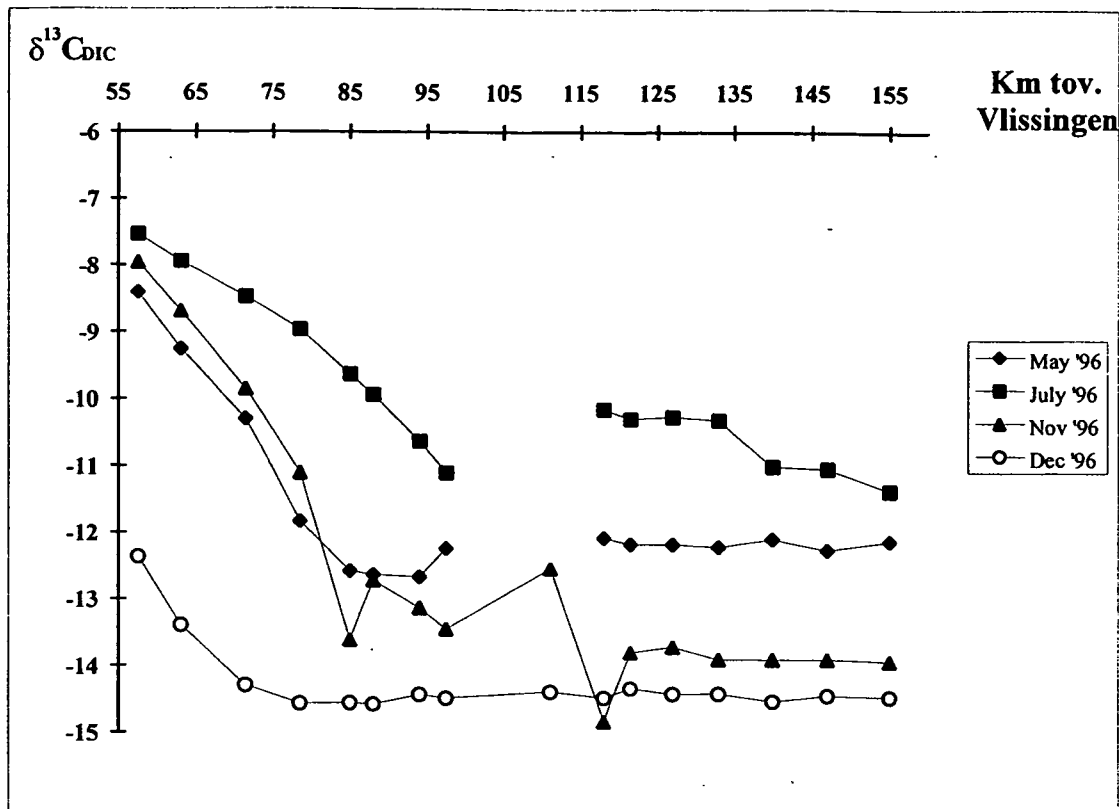
De $\delta^{13}\text{C}$ waarden van het totaal opgelost anorganisch koolstof in de Zeeschelde toonden een duidelijke seizonale en ruimtelijke variatie (Figuur 4.2, Tabel 4.1).

In de lente (mei) varieerde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van de Zeeschelde tussen -8.4 en -12.7‰, met een gemiddelde waarde van $-11.7 \pm 1.3\%$. In de zomer (juli) zijn de isotopensamenstellingen van het DIC aangerijkt in ^{13}C (dwz. meer positieve $\delta^{13}\text{C}$ waarden), de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ varieert tussen -7.5‰ en -11.4‰ met een gemiddelde waarde van $-9.9 \pm 1.2\%$. Meer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden werden gemeten in de herfst (november), $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ varieerde van -8.0 tot -14.8‰ (gemiddelde waarde $-12.6 \pm 2.0\%$). In de winter (december) werd de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ gekarakteriseerd door de meest negatieve waarden, variërend van -12.4 tot -14.6‰, met een gemiddelde waarde van $-14.3 \pm 0.6\%$.

In elk seizoen daalde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ significant van km 57.5 (Belgisch-Nederlandse grens) tot km 78.5 (Antwerpen). Van km 111 tot km155 bleven de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden min of meer constant. Behalve voor de wintermaand toonde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het meest zeewaarts gelegen station (km 57.5) slechts een geringe seizonale variatie.

Tabel 4.1: Seizonale variatie van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ en de chlorofyl a concentraties in de Zeeschelde.

	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (‰)		$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (‰)		Chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	
	mean \pm SD	range	mean \pm SD	Range	mean \pm SD	range
Mei '96	-11.7 ± 1.3	-8.4 to -12.7	-29.4 ± 1.7	-26.9 to -31.9	18.0 ± 12.6	3.2 - 41.6
Juli '96	-9.9 ± 1.2	-7.5 to -11.4				
August '96			-29.4 ± 1.2	-26.7 to -31.2	28.9 ± 17.1	2.4 - 54.0
November '96	-12.6 ± 2.1	-7.6 to -14.8	-27.8 ± 0.7	-26.3 to -29.2	4.9 ± 3.3	1.0 - 9.9
December '96	-14.3 ± 0.6	-12.4 to -14.6	-27.2 ± 0.3	-26.5 to -27.6	2.4 ± 1.3	0.7 - 4.5



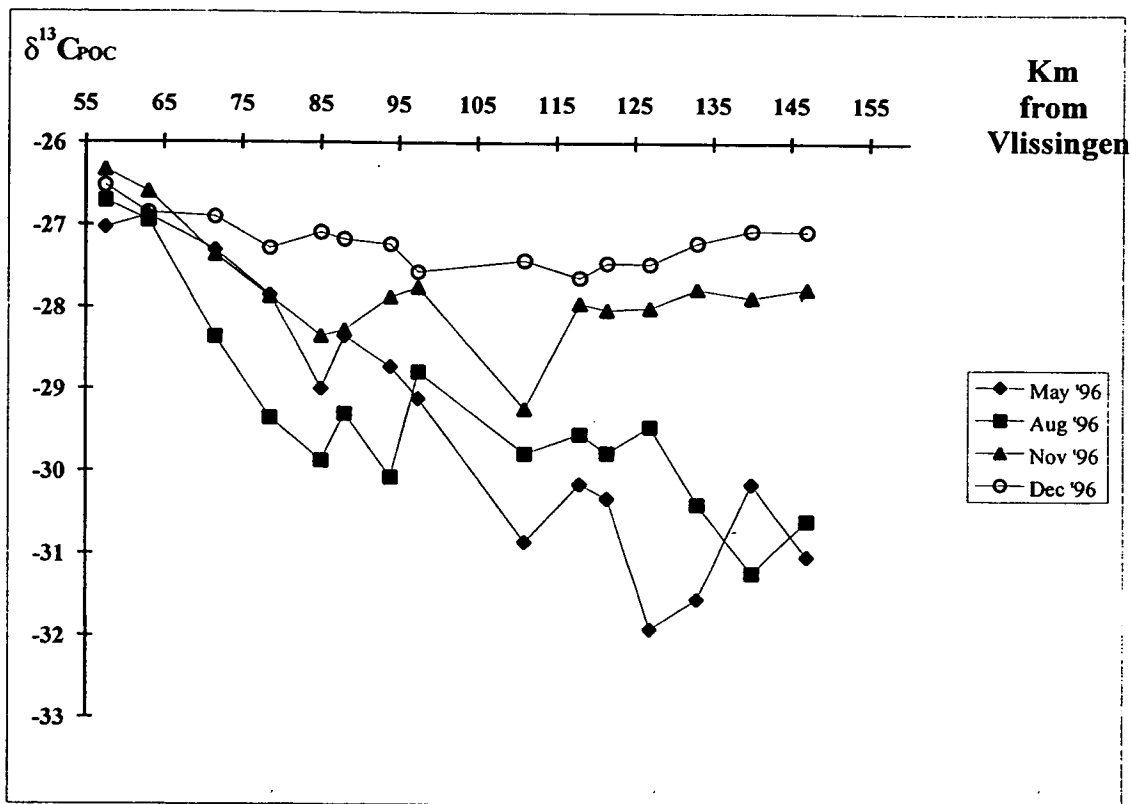
Figuur 4.2: Sezonale en geografische variatie van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in de Zeeschelde

3.2. Sezonale en ruimtelijke variaties in $\delta^{13}\text{C}$ van POC

De $\delta^{13}\text{C}$ van het gesuspendeerd materiaal in de Zeeschelde varieerde eveneens seizoenal en ruimtelijk (Figuur 4.3, Tabel 4.1).

In de winter (december) toonde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$, ondanks de saliniteitsgradiënt van de Zeeschelde, slechts een geringe ruimtelijke variatie nl. van -26.5 tot -27.6‰, met een gemiddelde waarde van $-27.2 \pm 0.3\text{‰}$. Tijdens de lente (mei) werden er meer negatieve waarden (-26.9 tot -31.9‰, gemiddelde waarde $-29.4 \pm 1.7\text{‰}$) gemeten in de Zeeschelde. De longitudinale verdeling van $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van de zomer (augustus) was gelijkaardig aan die van de lente. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ heeft een grote spreiding nl. van -26.7 tot -31.2‰, met een gemiddelde waarde van $-29.4 \pm 1.2\text{‰}$. In de herfst (november) daarentegen was het particulier organisch koolstof meer aangerijkt in ^{13}C , de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ varieerde tussen -26.3 en -29.2 ‰ (gemiddelde $-27.8 \pm 0.7\text{‰}$).

In elk seizoen, behalve in de winter, toonde de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ een duidelijke geografische variatie, de meest negatieve waarden werden gemeten stroomopwaarts van km 100, stroomafwaarts richting km 57.5 werden de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden geleidelijk aan positiever. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden van de twee meest zeevaartse stations (km 57.5 en km 63) toonde weinig seizonale variatie. Een gelijkaardig situatie (behalve voor de winter) werd geobserveerd voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.



Figuur 4.3: Seizonale en geografische variatie van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ in de Zeeschelde

4. Discussie

4.1. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof

De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in de Zeeschelde varieerde zowel seizonaal als geografisch. De jaarlijkse cyclus van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ is een gevoelige indicator voor veranderingen veroorzaakt door biologische koolstoffixatie en de daaropvolgende afbraak, omdat grote isotoopfractionaties gepaard gaan

met de fotosynthese (Quay et al., 1986). Anorganisch koolstof dat autochtoon gevormd wordt door ademhaling van aquatisch flora en fauna of dat allochtoon gevormd is door decompositie van afval dat in het systeem is terechtgekomen, kan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarde van de anorganische koolstof pool opmerkelijk verlagen (Keeley en Sandquist, 1992). Studies door Quay et al. (1986) tonen aan dat de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het oppervlaktewater bepaald wordt door een balans tussen opname door fotosynthese en productie door ademhaling. Mook en Tan (1991) meldden ook een seizoenale variatie van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in Nederlandse rivieren. Zij concludeerden dat de positievere $\delta^{13}\text{C}$ waarden van de HCO_3^- fractie in de zomer het resultaat was van de fotosynthetische activiteiten en de isotopische uitwisseling met atmosferisch CO_2 . In de herfst veroorzaakten de lagere temperaturen, zware regenbuien en een stijgende grondwaterafvoer een daling van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.

De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden kunnen enorm variëren en zijn afhankelijk van: 1. de mate waarin atmosferisch CO_2 in evenwicht is met de watermassa, niettegenstaande de bijdrage van atmosferisch CO_2 aan DIC in de rivieren verwaarloosbaar klein is (Mook et al., 1991); 2. grondwater afvoer; 3. ademhaling op particulier organisch koolstof afkomstig van natuurlijk terrestrisch organisch materiaal en van huishoudelijk afval en 4. *in situ* fotosynthese.

De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in de Zeeschelde varieerde seizoenal. In de zomer (juli) was de isotopenratio van DIC aangerijkt in ^{13}C . In deze periode is de fotosynthetische activiteit hoog en de ademhaling op particulier organisch materiaal van terrestrische oorsprong laag. Het fotosyntheseprocess discrimineert tegen ^{13}C (het lichtere isotoop wordt in het particulier organisch materiaal ingebouwd), met als gevolg dat de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden positiever worden. Bovendien zal de gereduceerde input van CO_2 geproduceerd tijdens de afbraak van ^{13}C -verarmd terrestrisch detritus ook aanleiding geven tot meer positieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden in de zomer en in de lente (Figuur 4.2). In de winter en in de herfst werden meer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden gemeten. In deze periode wordt het ademhalingsproces belangrijker. De productie van CO_2 tijdens de

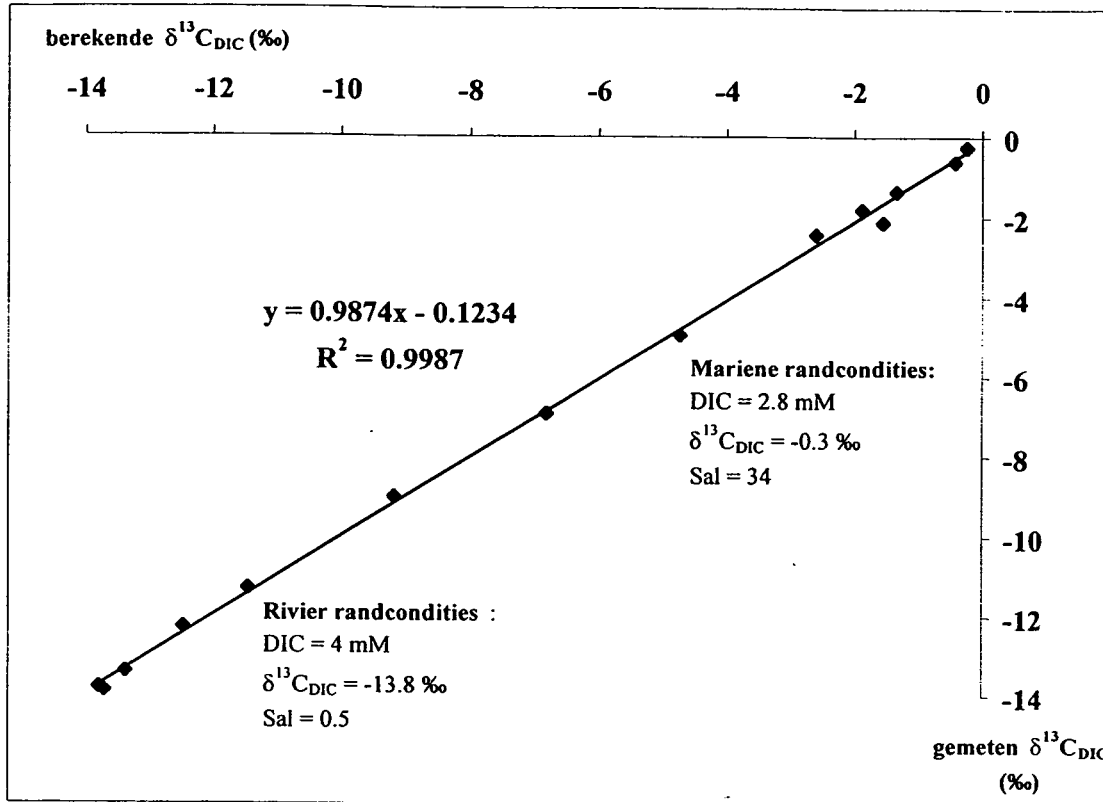
afbraak van ^{13}C -verarmd terrestrisch organisch materiaal zal aanleiding geven tot DIC met een lichtere stabiele koolstofisotopenverhouding.

De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden varieerde echter ook geografisch. Men zou zich hier de vraag kunnen stellen of deze spatiale variatie een gevolg is van conservatieve menging van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. Om dit na te kunnen gaan is er informatie nodig van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden over de hele saliniteitsgradiënt van het estuarium. Onze staalname stations bevatten normaal gezien geen typische estuariene en mariene bemonsteringsplaatsen stroomafwaarts van de Belgisch-Nederlandse grens (km 57.5). In februari 1997 werd echter de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ bepaald van het estuarien deel tussen Vlissingen en Antwerpen. We gingen na of de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ data voor dat deel (km 0 tot km 78.5) van de Schelde gehoorzaamde aan conservatieve menging. Bij conservatieve menging is het noodzakelijk dat de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden aan de ^{13}C massabalans vergelijking (1) gehoorzamen (Mook et al., 1991):

$$\delta^{13}\text{C} = \frac{\text{Sal}(\text{DIC}_{\text{R}}\delta^{13}\text{C}_{\text{R}} - \text{DIC}_{\text{M}}\delta^{13}\text{C}_{\text{M}}) + \text{Sal}_{\text{R}}\text{DIC}_{\text{M}}\delta^{13}\text{C}_{\text{M}} - \text{Sal}_{\text{M}}\text{DIC}_{\text{R}}\delta^{13}\text{C}_{\text{R}}}{\text{Sal}(\text{DIC}_{\text{R}} - \text{DIC}_{\text{M}}) + \text{Sal}_{\text{R}}\text{DIC}_{\text{M}} - \text{Sal}_{\text{M}}\text{DIC}_{\text{R}}} \quad (1)$$

Sal, Sal_{R} en Sal_{M} refereren naar de saliniteiten van het eigenlijke staal, het rivierwater en het zeewater respectievelijk. DIC concentraties werden berekend uitgaande van experimentele bepalingen van de pH en de totale alkaliniteit; de subscripts R en M refereren naar rivierwater en zeewater respectievelijk. Randwaarden geobserveerd voor de mariene conditie waren: $\text{DIC}_{\text{M}} = 2.8 \text{ mM}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{M}} = -0.3 \text{ ‰}$ en $\text{Sal}_{\text{M}} = 34$ en voor de rivier conditie: $\text{DIC}_{\text{R}} = 4\text{mM}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{R}} = -13.8 \text{ ‰}$ en $\text{Sal}_{\text{R}} = 0.5$. Figuur 4.4 toont de regressie tussen de geobserveerde $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden en de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden berekend in de veronderstelling dat er conservatieve menging plaatsvond. Het lijkt dat voor februari de variatie van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in het estuarium verklaard kan worden door een conservatieve menging. We hebben echter niet voldoende data van het

stroomafwaartse deel van het estuarium om te kunnen concluderen dat dit voor elk seizoen van toepassing is. Het is echter duidelijk dat de mariene en de rivier randwaarden wel seizonaal zullen variëren zoals hierboven reeds besproken.



Figuur 4.4: Berekende $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ versus de gemeten $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

4.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het gesuspendeerd materiaal ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$)

Zoals voor de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, varieerde de $\delta^{13}\text{C}$ van het gesuspendeerd materiaal seizonaal en ruimtelijke (Figuur 4.3, Tabel 4.1).

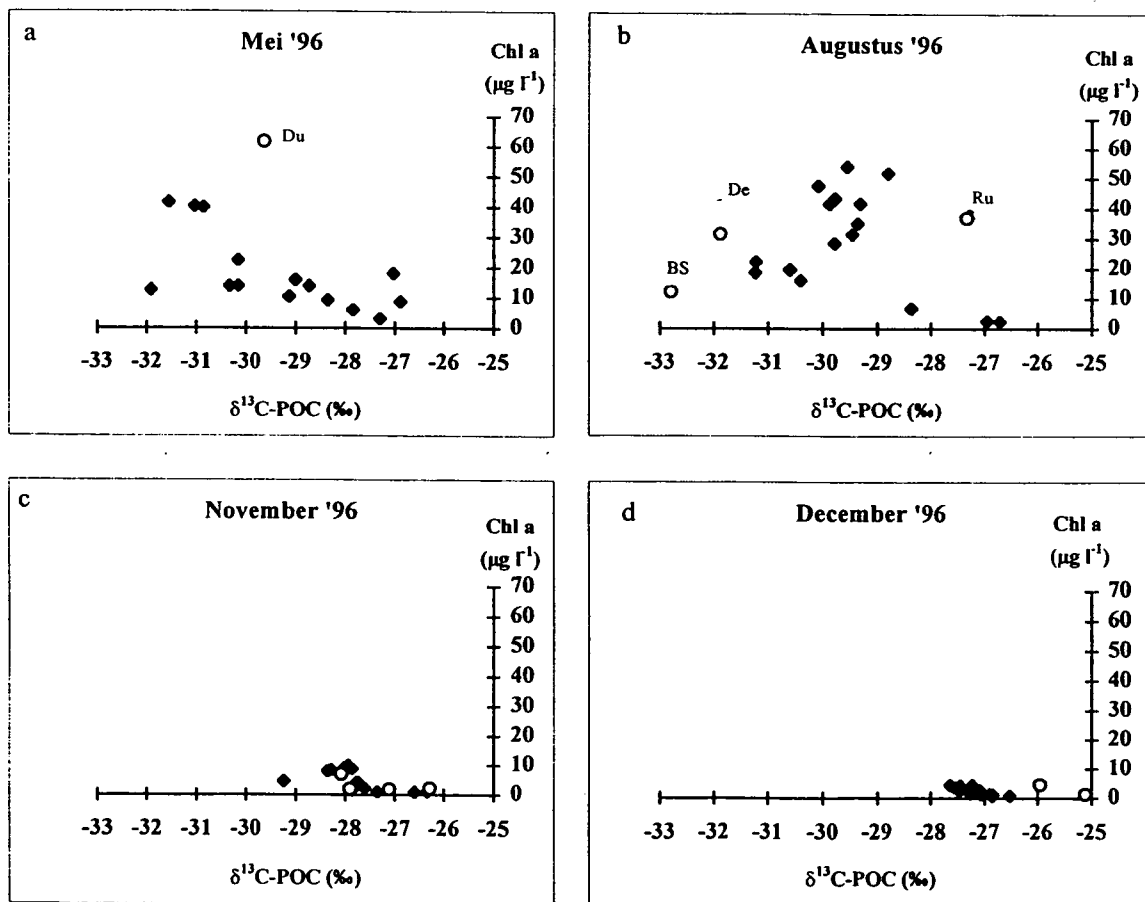
In de winter waren de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden bijna constant (-27.2 ± 0.3 ‰, Tabel 4.1), ondanks de saliniteitsgradiënt in de Zeeschelde. Deze constante $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarde suggereert dat de belangrijkste bronnen van het organisch materiaal gelijkaardige $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden zullen hebben. Door de lage watertemperatuur ($\pm 4.5^\circ\text{C}$) in de winter zal de groeisnelheid van het fytoplankton gelimiteerd worden en hun biomassa zal afnemen. De bijdrage van fytoplankton aan de totale POC pool zal dus niet groot zijn, dit wordt bevestigd door de lage chlorofyl a

concentraties ($\text{Chl a} < 4.5 \mu\text{g.l}^{-1}$). De erg kleine spreiding van $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden (-26.5 tot -27.6‰) viel samen met relatief hoge C/N-verhoudingen ($\text{C/N} > 9$).

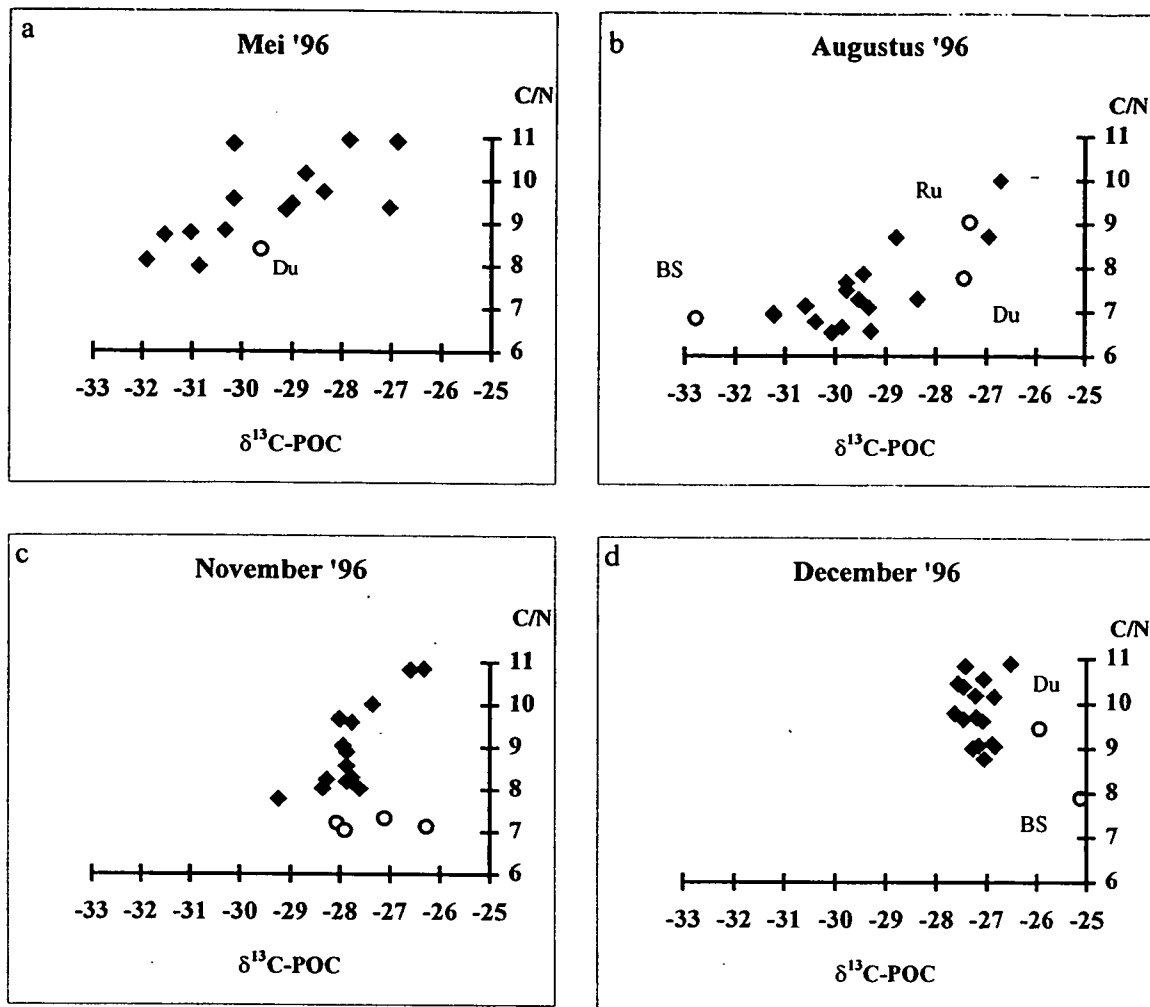
Het verschil in koolstofisotoopratios tussen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ en $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ ($=\Delta\delta^{13}\text{C}$) varieerde van 12.4 tot 14.1‰. Deze $\Delta\delta^{13}\text{C}$ waarden zijn kleiner dan men zou verwachten, indien het particulier organisch koolstof hoofdzakelijk van autochtone origine zou zijn. Hieruit zouden we kunnen besluiten dat in de winter praktisch al het rivier POC afgeleid is van allochtoon terrestrisch materiaal van natuurlijke, antropogene en industriële-huishoudelijke oorsprong. De meeste terrestrische planten zijn C_3 -planten. Planten die de C_3 -cyclus van fotosynthese volgen reduceren CO_2 tot fosfoglyceraat, een C_3 component, mbv. het enzym RuBP (RUBISCO) carboxylase oxygenase. Dit enzym discrimineert $^{13}\text{CO}_2$, met als gevolg dat C_3 -planten gekenmerkt worden door relatief lage $\delta^{13}\text{C}$ waarden. C_3 -planten hebben $\delta^{13}\text{C}$ waarden die variëren tussen -20 en -30‰, met een gemiddelde waarde van -27‰ (Boutton, 1991). Wilgen zijn het meest voorkomende vegetatie type langs het zoetwater deel van de Schelde (46.4% van de totale vegetatie; Meire et al., 1994). In september 1996 werden bladeren van 16 willekeurig gekozen wilgen langs de Schelde verzameld. De $\delta^{13}\text{C}$ waarden van deze wilgenbladeren varieerden van -26.2 tot -31.5‰.

In de zomer wanneer de gemiddelde watertemperatuur 20°C bedroeg werden de meest negatieve waarden voor gesuspendeerd organisch koolstof gemeten. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ werd gekenmerkt door een brede spreiding van -26.7 tot -31.2‰ (Tabel 4.1). Deze waarden zijn gelijkaardig aan de waarden gerapporteerd in de literatuur voor het Schelde estuarium. Laane et al. (1990) meldde $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor gesuspendeerd materiaal in het estuarium die varieerde tussen -27.2 en -31‰. Voor augustus 1994 rapporteerde Middelburg et al. (1997) een waarde van $-28.9 \pm 1.1\%$ voor de zoetwater randwaarde. In de zomer vielen onze meest negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden samen met hogere chlorofyl a concentraties (Figuur 4.5) en lage C/N-verhoudingen ($\text{C/N} < 8$, Figuur 4.6). Dit suggereert dat het gesuspendeerd materiaal

gedomineerd wordt door fytoplankton (C/N -ratio = 6.5, Redfield et al., 1963). Een gelijkaardige situatie voor augustus 1994 werd gerapporteerd door Middelburg et al. (1997). Zij identificeerden een rivier randwaarde met een $\delta^{13}C_{POC} = -30\text{‰}$ en een C/N -ratio van 7.5, dit toonde aan dat het gesuspendeerd organisch materiaal eerder door rivier algen en hun detritus gedomineerd werd dan door terrestrisch organisch materiaal. Onze minder negatieve $\delta^{13}C_{POC}$ waarden (ongeveer -27‰) werden daarentegen geassocieerd met hogere C/N -verhoudingen ($C/N > 8$) en lagere chlorofyl a concentraties. In deze situaties zal de POC pool eerder een grotere fractie van terrestrische oorsprong bevatten.



Figuur 4.5: Chl a concentratie ivv. $\delta^{13}C_{POC}$ voor één typische maand per seizoen.



Figuur 4.6: C/N-verhouding ifv. $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ voor één typische maand per seizoen.

In het volgende zullen we het relatief belang van de verschillende belangrijke bronnen van het organisch koolstof in de Zeeschelde evalueren. Twee mogelijk belangrijke bronnen kunnen bijdragen aan de totale particuliere organische koolstof pool in de rivier: (1) allochtoon materiaal bestaande uit terrestrisch organisch koolstof van natuurlijke (vegetatie) en van antropogene (huishoudelijk en industrieel afval) oorsprong; (2) autochtoon materiaal bestaande uit levend fytoplankton en hun detritus.

De $\delta^{13}\text{C}$ van het zuivere Scheldeplankton is zeer moeilijk te bepalen, omdat het praktisch onmogelijk is het fytoplankton te scheiden van de andere componenten in het gesuspendeerd

materiaal. De isotopenratio van het fytoplankton wordt bepaald door de enzymatische fractionatie tussen $^{13}\text{CO}_2$ en $^{12}\text{CO}_2$ tijdens de koolstoffixatie, het $\delta^{13}\text{C}$ signaal van het anorganisch koolstof substraat, de substraat concentratie en de snelheid van de koolstoffixatie (Farquhar et al., 1989). Door gebruik te maken van de gemeten isotopensamenstelling van het DIC en schattingen van de isotopenfractionatie tussen het plankton en het DIC, hebben we $\delta^{13}\text{C}$ waarden van het Scheldefytoplankton onrechtstreeks berekend. Tan en Strain (1983) rapporteerde een koolstofisotoopfractionatie tussen plankton en totaal opgelost anorganisch CO_2 ($\Delta\delta^{13}\text{C}$) in het rivier en estuariene milieu (St. Lawrence Estuary, Canada) die varieerde tussen 21.2 en 24.3‰ (gemiddelde 22.3‰). Gelijkaardige waarden werden geregistreerd in andere milieus. Bijvoorbeeld in een Nederlands meer bepaalde Mook (1970) een isotopenfractionatie tussen opgelost anorganisch koolstof en plankton van 23‰. Deze waarden zijn gelijkaardig aan een fractionatie van 14‰ tussen $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ en plankton, vermits $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ ongeveer 9‰ negatiever is in $\delta^{13}\text{C}$ dan HCO_3^- bij een temperatuur van 25 °C (Mook et al., 1974). Niettegenstaande de $\Delta\delta^{13}\text{C}$ waarden kunnen afwijken van de verwachte fractionatie en onvoorspelbaar kunnen variëren in hetzelfde estuarium (Tan en Strain, 1983), veronderstellen we dat een gelijkaardige en constante fractionatie van toepassing is in onze studie. Deze benadering werd eveneens gebruikt door Cai et al. (1988) in hun studie over de Amazone Rivier.

We beperken deze discussie tot het deel van de Zeeschelde met saliniteit 0, d.i. van km 85 tot km 155. Hier zal het aantal POC bronnen gelimiteerd worden tot terrestrisch POC en *in situ* POC. Voor de lente (mei) varieerde onze geobserveerde $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden in dit deel van de rivier van -12.1 tot -12.7‰ (gemiddelde -12.3‰; Tabel 4.2). De verwachte waarde van het aquatisch plankton ($\delta^{13}\text{C}_{\text{fytol}}$) varieert daarom tussen -34.4 en -35.0‰ (gemiddelde -34.6‰; Tabel 4.3). Mook et al. (1991) rapporteerde $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor zoetwater fytoplankton variërend tussen -32 ‰ voor hoge HCO_3^- waters bij gematigde temperaturen en -44 ‰ voor

hoge CO₂ waters bij lage temperaturen. Onze berekende $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor fytoplankton ($\delta^{13}\text{C}_{\text{fyto1}}$) vallen binnen deze spreiding. Door gebruik te maken van deze berekende fytoplankton $\delta^{13}\text{C}$ waarden kunnen we nu de relatieve bijdrage van het fytoplankton koolstof tot de totale POC pool schatten. We kozen een $\delta^{13}\text{C}$ waarde voor allochtoon materiaal van -27‰. Deze waarde is de typische waarde voor C₃ planten materiaal, bovendien benaderd deze waarde de gemiddelde waarde van het Zeeschelde POC in de winter wanneer de fytoplankton bijdrage verwaarloosbaar is en het rivier POC praktisch hoofdzakelijk uit allochtoon materiaal bestaat. Het relatief belang van allochtoon versus autochtoon organisch koolstof kan geschat (Tabel 4.2) worden door een twee bronnen mengmodel toe te passen:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{POC}_{\text{allocht}}} * \text{Terrestrische fractie} + \delta^{13}\text{C}_{\text{POC}_{\text{autocht}}} * \text{fytoplankton fractie} \quad (2)$$

Als we veronderstellen dat $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}_{\text{allocht}}} = -27 \text{‰}$ en $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}_{\text{autocht}}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{fyto}}$

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}} = -27 \text{‰} * (1 - \text{fytoplankton fractie}) + \delta^{13}\text{C}_{\text{fyto}} * \text{fytoplankton fractie} \quad (3)$$

Tabel 4.2: Geschatte fytoplankton fractie in totaal gesuspendeerd particulier materiaal (Mei 1996) door gebruik te maken twee benaderingen.

km	$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ ‰	$\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ ‰	POC _{totaal} μM	Chl a μg/l	$\delta^{13}\text{C}_{\text{fyto1}}$ ‰ (1)	Fytoplankton fractie 1 (2)	Fyto C μM (3)	Fytoplankton fractie 2 (4)	$\delta^{13}\text{C}_{\text{fyto2}}$ ‰ (5)	fractionatie ‰ (6)
85.0	-12.6	-29.0	404.3	15.99	-34.9	0.25	66.6	0.16	-39.1	26.5
88.0	-12.6	-28.4	582.2	9.20	-34.9	0.17	38.3	0.07	-47.5	34.9
94.0	-12.7	-28.7	771.2	13.95	-35.0	0.22	58.1	0.08	-49.9	37.2
97.5	-12.2	-29.1	752.4	10.45	-34.5	0.28	43.5	0.06	-63.6	51.4
118.0	-12.1	-30.9	169.8	39.92	-34.4	0.52	166.3	0.98	-30.9	18.9
121.5	-12.2	-30.2	272.3	22.44	-34.5	0.42	93.5	0.34	-36.2	24.0
127.0	-12.2	-30.3	208.4	13.78	-34.5	0.45	57.4	0.28	-39.1	26.9
133.0	-12.2	-31.9	148.4	12.53	-34.5	0.65	52.2	0.35	-41.0	28.8
140.0	-12.1	-31.5	207.0	41.59	-34.4	0.62	173.3	0.84	-32.4	20.3
147.0	-12.2	-30.2	295.3	13.89	-34.5	0.42	57.9	0.20	-43.1	30.8
155.0	-12.1	-31.0	194.9	40.15	-34.4	0.54	167.3	0.86	-31.7	19.6

(1) $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ - constante fractionatie van 22.3 ‰

(2) berekend uit vergelijking 3

(3) $(50/12) * \text{Chl a}$

(4) $\text{Fyto C} / \text{POC}_{\text{totaal}}$

(5) berekend uit vergelijking 3

(6) $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{fyto2}}$

De berekende fytoplankton fractie (fytoplankton fractie, Tabel 4.2) van de totale POC pool varieert tussen 17 en 65 %.

Om na te gaan of onze veronderstelling van een constante fractionatie wel realistisch is, trachten we de fytoplankton fractie op een andere manier (fytoplankton fractie 2, Tabel 4.2) te berekenen. Hiervoor veronderstellen we dat een gezonde fytoplankton gemeenschap gekarakteriseerd wordt door een C/Chl a gewichtsratio van 50 (e.g. Geider, 1987). Vervolgens passen we het twee bronnen mengmodel toe (vergelijking 3) om de $\delta^{13}\text{C}$ waarde van fytoplankton ($\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt02}}$) te kunnen berekenen. De berekende $\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt02}}$ varieert nu tussen -31.7 en -63.6‰ (gemiddelde waarde -41.3‰). De zeer negatieve waarden zijn niet realistisch. Wanneer we echter alleen de sectie stroomopwaarts van de Rupel (km 118 tot km 155) beschouwen, zien we dat zowel de fytoplankton $\delta^{13}\text{C}$ waarden ($\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt0}}$) als de fytoplankton fracties overeenkomen met de waarden die we bekomen met de constante fractionatie benadering. Inderdaad, wanneer we de fractionatie constant beschouwen bekomen we een gemiddelde $\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt01}}$ van -34.4 ‰ en een gemiddelde fytoplankton fractie van 0.52, terwijl we voor de vaste C/Chl a ratio benadering een gemiddelde $\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt02}}$ van -34.5 ‰ en een gemiddelde fytoplankton fractie van 0.51 bekomen. Bovendien volgt hieruit dat voor de vaste C/Chl a ratio benadering, de gemiddelde fractionatie tussen DIC en de berekende $\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt02}}$ 22.4‰ was, gelijkaardig met de fractionatie gerapporteerd door Tan en Strain (1983). Vermits voor de sectie stroomopwaarts van de Rupel, beide benaderingen overeenkomen, kunnen we concluderen dat een $\delta^{13}\text{C}$ waarde voor fytoplankton van -34.4‰ en een fractionatie van 22.3‰ realistisch lijkt voor de lente in de Zeeschelde (km 115 tot km 155). De afgeleide fytoplankton biomassa waarden die ongeveer de helft uitmaken van de totale POC pool zijn hoger dan de waargenomen fytoplankton biomassa's in de Zeeschelde bekomen door celtellingen (Muylaert K. et al., 1997; Billiones R., 1998). Om deze tegenstrijdigheid te kunnen verklaren is verder onderzoek noodzakelijk.

Voor het deel van de Zeeschelde tussen km 85 en km 97.5 zijn de berekende $\delta^{13}\text{C}$ waarden en de fytoplankton fracties verschillend voor beide benaderingen. In dit deel worden de stations gekarakteriseerd door hoge POC-concentraties en lage Chl a concentraties. Door gebruik te maken van een C/Chl a ratio van 50 zijn de fytoplankton fracties die we berekenen laag. Dit resulteert in zeer negatieve (onrealistisch) fytoplankton $\delta^{13}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}_{\text{fyt02}}$) waarden en in te hoge fractionaties. Grotere fytoplankton fracties zou hogere C/Chl a ratios vereisen. Het is echter onwaarschijnlijk dat de gekozen C/Chl a ratio van 50 te laag is vermits de zone tussen km 85 en km 97.5 gekarakteriseerd wordt door een hoge turbiditeit en dus een gelimiteerde licht penetratie. Deze situatie bevoordelt eerder lagere C/Chl a ratios (Geider, 1987). Deze sectie wordt sterk beïnvloed door de Rupel, een zijrivier met het onverwerkte afval van de stad Brussel. Het is daarom waarschijnlijk dat de hoge POC pool in de sectie stroomafwaarts van de Rupel significant beïnvloed wordt door een derde POC bron met een verschillende $\delta^{13}\text{C}$ waarde. In dit geval is het twee bronnen mengmodel niet langer meer van toepassing.

5. Besluit

Een seizoenale en geografische variatie werd geobserveerd in de stabiele koolstofisotoopratios van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) en het gesuspendeerd organisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$) in de Zeeschelde. In de herfst (november) en de winter (december) resulteerde de significante CO_2 -productie tijdens decompositie van terrestrisch organisch koolstof in DIC met lage $\delta^{13}\text{C}$ waarden. Bovendien was de erg kleine spreiding van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (gemiddeld -27.3‰) geassocieerd met relatief hoge C/N-ratios ($\text{C/N} > 9$) en relatief lage Chl a concentraties. Er wordt daarom besloten dat in de winter bijna al het rivier POC afgeleid is van allochtoon terrestrisch materiaal van antropogene of natuurlijke oorsprong. In de lente en de zomer zorgen de gereduceerde input van CO_2 van decompositie van ^{13}C -verarmd terrestrisch detritus voor minder negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden. In de zomer werd

daarentegen voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ de meest negatieve waarden gemeten. Deze zeer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden vielen samen met hoge Chl a concentraties en lage C/N-ratios, dit suggereert dat fytoplankton een groot deel uitmaakt van de POM fractie. Inderdaad, voor de sectie stroomopwaarts van de Rupel (km118 tot km155) maakt het fytoplankton in de lente ongeveer 50 % uit van de totale POC pool. Dit fytoplankton heeft een gemiddelde $\delta^{13}\text{C}$ waarde van -34.4‰, en een fractionatie tussen totaal opgelost anorganisch koolstof en fytoplankton van 22.3‰.

6. Referenties

- Billiones R. (1998) Spatio-temporal distribution of suspended particulate matter in the Scheldt Estuary (Belgium) and interactions with mesozooplankton, Doctoral Thesis, Vrije Universiteit Brussel, 173 pp.
- Boutton T.W. (1991) Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Carbon Isotope Techniques. Academic press. 173-184.
- Cai D.L., Tan F.C. & Edmond J.M. (1988) Sources and transport of particulate organic carbon in the Amazon River and estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 26: 1-14.
- Coffin R.B., Cifuentes L.A. & Elderidge P.M. (1994) The use of stable carbon isotopes to study microbial processes in estuaries. In: *Methods in ecology: Stable isotopes in ecology and environmental science.* (eds) Lajtha and Michener. 222-240
- Coplen T.B. (1996) New guidelines for reporting stable hydrogen, carbon and oxygen isotope-ratio data. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60: 3359-3360.
- Farquhar G.D., J.R. Ehlinger & Hubick K.T. (1989) Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 40: 503-537.

- Frankignoulle M., Bourge I. & Wollast R. (1996) Atmospheric CO₂ fluxes in a highly polluted estuary (the Scheldt). *Limnology and Oceanography* 41(2): 365-369.
- Geider R.J. (1987) Light and temperature dependence of the carbon to chlorophyll a ratio in microalgae and cyanobacteria: implications for physiology and growth of phytoplankton. *New Phytol.* 106:1-34.
- Goosen N.K., Rijswijk P. van & Brockmann U. (1995) Comparison of heterotrophic bacterial production rates in early spring in the turbid estuaries of the Scheldt and the Elbe. *Hydrobiologia* 311: 31-42.
- Keeley J.E. & Sandquist D.R. (1992) Carbon: freshwater plants. *Plant, Cell and Environment* 15: 1021-1035.
- Kroopnick P. (1974) Correlations between ¹³C and ΣCO₂ in surface waters and atmospheric CO₂. *Earth Planetary Science Letters* 22: 397-403.
- Meire P., Ysebaert T., Hoffmann M., Van Den Balk E., Debos K., Samanya R., Deregge N., Van Waeyenberge J., Anselin A., Rossaert G. & Kuijken E. (1994) Ecologisch onderzoek in de Zeeschelde door het instituut voor natuurbehoud: onderbouwing van natuurherstel en natuurontwikkeling. *Biologisch Jaarboek, Dodonaea* 62: 27-47.
- Meire P., Hoffman M. & Ysebaert T. (1995) De Schelde: een stroom natuurtalent. Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt:rapport 95.10.
- Middelburg J.J., Klaver G., Nieuwenhuize J. & Vlug T. (1995) Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt Estuary. *Hydrobiologia* 311: 57-69.
- Middelburg J. & Nieuwenhuize J. (1998) Carbon and nitrogen stable isotopes in suspended matter and sediments from the Schelde Esstuary. *Marine Chemistry* 60: 217-225.
- Mook W.G. (1970) Stable carbon and oxygen isotopes of natural waters in the Netherlands. In: *Proceedings IAEA Conference on Isotopes in Hydrology, Vienna*: 163-90.

- Mook W.G., Bommerson J.C. & Staverman W.H. (1974) Carbon isotope fractionation between dissolved bicarbonate and gaseous carbon dioxide. *Earth and Planetary Science Letters* 22: 169-176.
- Mook W.G. & Tan T.C. (1991) Stable carbon isotopes in rivers and estuaries. In: *Biogeochemistry of major world rivers*. (Eds) E.T. Degens, S. Kempe and J.E. Richey. SCOPE, John Wiley and sons Ltd.: 245-264.
- Muylaert K., Van Kerckvoorde A., Vyverman W. & Sabbe K. (1997) Structural characteristics of phytoplankton assemblages in tidal and non-tidal freshwater systems: a case study from the Schelde basin, Belgium. *Freshwater Biology* 38: 263-276.
- Ostrom N.E., Macko S.A., Deibel D. & Thompson R.J. (1997) Seasonal variation in the stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry of a coastal cold ocean environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61(14): 2929-2942.
- Quay P.D., Emerson S.R., Quay B.M. & Devol A.H. (1986) The carbon cycle for Lake Washington-A stable isotope study. *Limnology and Oceanography* 31(3): 596-611.
- Quay P.D., Wilbur D.O. & Richey J.E. (1992) Carbon cycling in the Amazon River: Implications from the ^{13}C compositions of particles and solutes. *Limnology and Oceanography* 37(4): 857-871.
- Redfield A.C., Ketchum B.H. and Richards F.A. (1963) The influence of organisms on the composition of seawater, In: *The Sea*, ed. M.N. Hill, Vol. 2, Willey, New York, pp. 26-77.
- Tan F.C. & Strain P.M. (1983) Sources, sinks and distribution of organic carbon in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 125-132.

Hoofdstuk V: Diagenetische processen in het grondwater van 3 intertidale gebieden.

1. Situering

De overstromingen van 1976 hebben in Vlaanderen aanleiding gegeven tot de oprichting van het Sigmaphan. Het Sigmaphan voorziet een verhoging van de dijken langs de Zeeschelde. De aanleg van deze nieuwe dijken zorgt voor een vergroting van het areaal intergetijdengebied en creëert een habitat voor vegetatie.

In gebieden zoals de Zeeschelde vinden intensieve uitwisselingen plaats tussen het aquatisch en het terrestrisch milieu. Deze uitwisselingen tussen sedimenten en de waterkolom kunnen een belangrijke onderdeel vormen van de koolstof cyclus. Veel reacties in de waterkolom en in de sedimenten hebben te maken met de fixatie van CO₂ naar organisch koolstof en de degradatie van dit organisch materiaal. Stabiele koolstofisotopen zijn een interessant hulpmiddel om deze processen te bestuderen, vermits er grote verschillen zijn in de koolstofisotopensamenstelling van organisch materiaal van totaal opgelost anorganisch koolstof (zie ook Hoofdstuk IV).

2. Materiaal en methode (zie deel twee van dit verslag)

2.1. Situering van de bemonsteringsplaatsen

Er werden drie intertidale zones uitgekozen langs de Zeeschelde: 1 in de brakwater zone (Groot Buitenschor) en 2 in het zoetwater deel (Durme en Appels). In deze intertidale zones werd er grondwater bemonsterd mbv. peilbuizen.

Deze drie intertidale zones zijn:

- het "schor van Appels" bij de Sint Onolfspolder. Dit is een smal klein zoetwaterschor in de buitenbocht van een meander.

- het "schor van de Durmemonding" bij Tielrode. Dit is een zoetwaterschor dat ontstaan is door het terugtrekken van de Scheldedijk. De oude Scheldedijk is op tenminste twee plaatsen doorbroken zodat het buitendijkse stuk polder opnieuw intertidale zone is geworden. Hieruit is een soort "krekengebied" met diepe geulen ontstaan met duidelijke inlaat. Het gebied is deze eeuw gebruikt als griend.
- het "Groot Buitenschor" nabij de Belgisch-Nederlandse grens. Dit gebied is gelegen in de brakwater zone van het estuarium. De rivier heeft hier al een aanzienlijke breedte (1.5 km). Dit maakt dat de mariene invloed hier reeds sterk voelbaar is (saliniteit, plantengroei, golfenergie). Het slikkegebied is zeer uitgestrekt en verbonden met een systeem van zandplaten. Het schorgebied is een honderdtal meter breed en is voornamelijk begroeid met zeebies. Smalle getijdengeulen doorsnijden het gebied.

Voor een meer gedetailleerde beschrijving en locaties van de peilbuizen zie deel II van dit verslag.

Deze intertidale zones van de rivier kunnen worden opgesplitst in twee delen:

- slikke: zonder plantengroei (ongeveer 75% van de tidale schommelingen)
- schor: met plantengroei (ongeveer 25% van de tidale schommelingen)

Het schor vormt het bovenste deel van de intertidale zone en is bovendien meestal vlak.

2.2. Bemonstering

Voor details ivm de bemonstering van het grondwater zie deel II van het verslag. In eerste instantie werd het grondwater in de peilbuizen van de verschillende tidale zones bemonsterd. Ten tweede werd er éénmalig op het schor van Appels een aantal boorkernen genomen.

2.2.1. Peilbuizen

Het grondwater in de verschillende peilbuizen werd 6 maal in november 1997 (Appels en Durme) + 4 maal in mei 1998 (Appels, Durme en Groot Buitenschor) bemonsterd.

Appels

Hier werden telkens 7 peilbuizen bemonsterd: A11, A13, A8, A9, A10 en A15 zijn gesitueerd in het slikke en A6 in het schor tussen de wilgenbomen (Figuur 5.1 en 5.2). De peilbuizen op het slikke kunnen volgens hun ligging nog in twee groepen gesplitst worden (Figuur 5.1 en 5.2): slikke 1: A11 en A13, deze peilbuizen worden frequent overstroomd met Scheldewater en slikke 2: A8, A9, A10 en A15, deze peilbuizen worden veel minder frequent overstroomd.

Durme

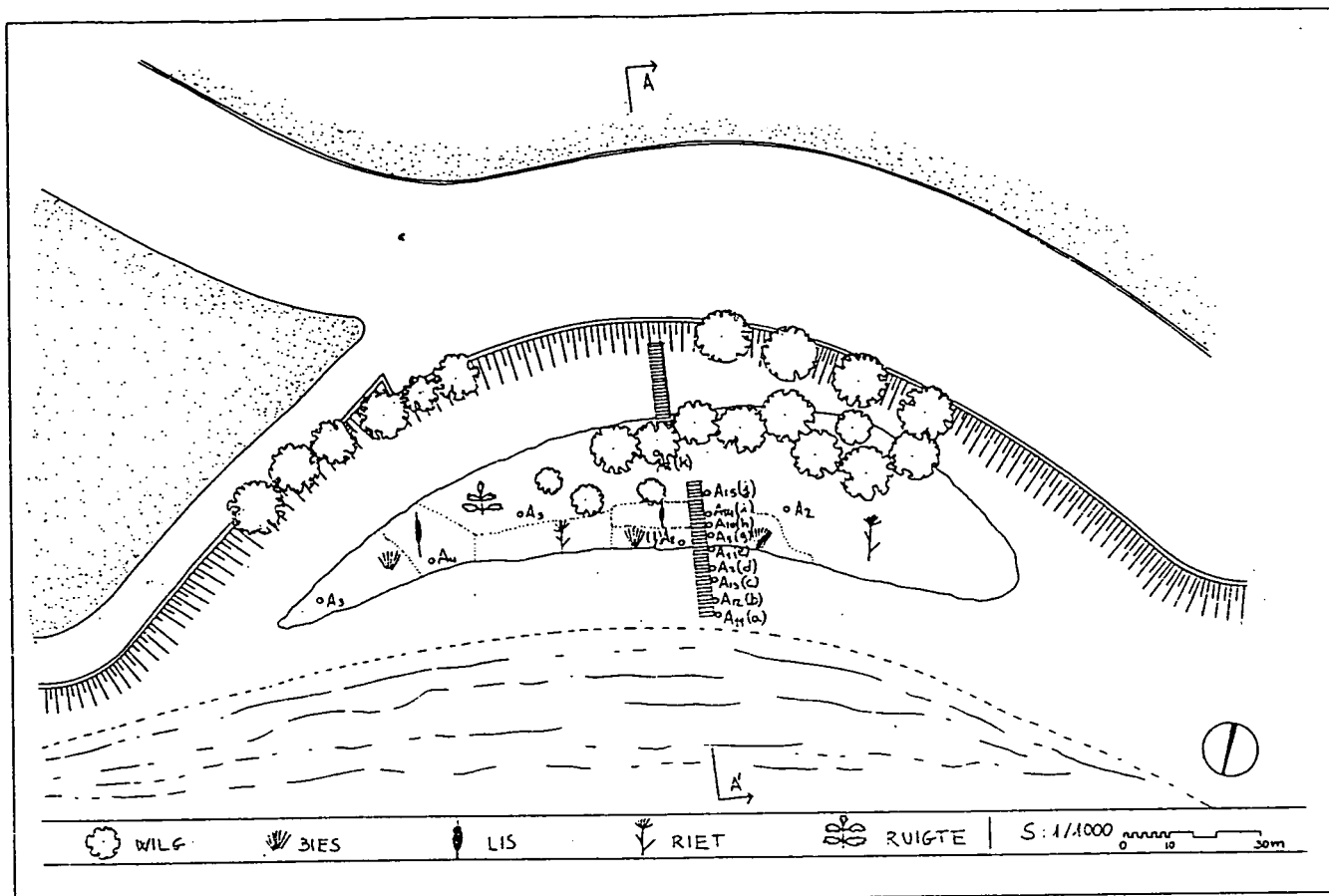
Hier werden 5 peilbuizen bemonsterd: D1, D2, D3, D4 en D5. Al deze peilbuizen zijn gelegen tussen de vegetatie (Figuur 5.3 en 5.4): D4 en D5 tussen de wilgen en de anderen tussen de rietvegetatie.

Groot Buitenschor

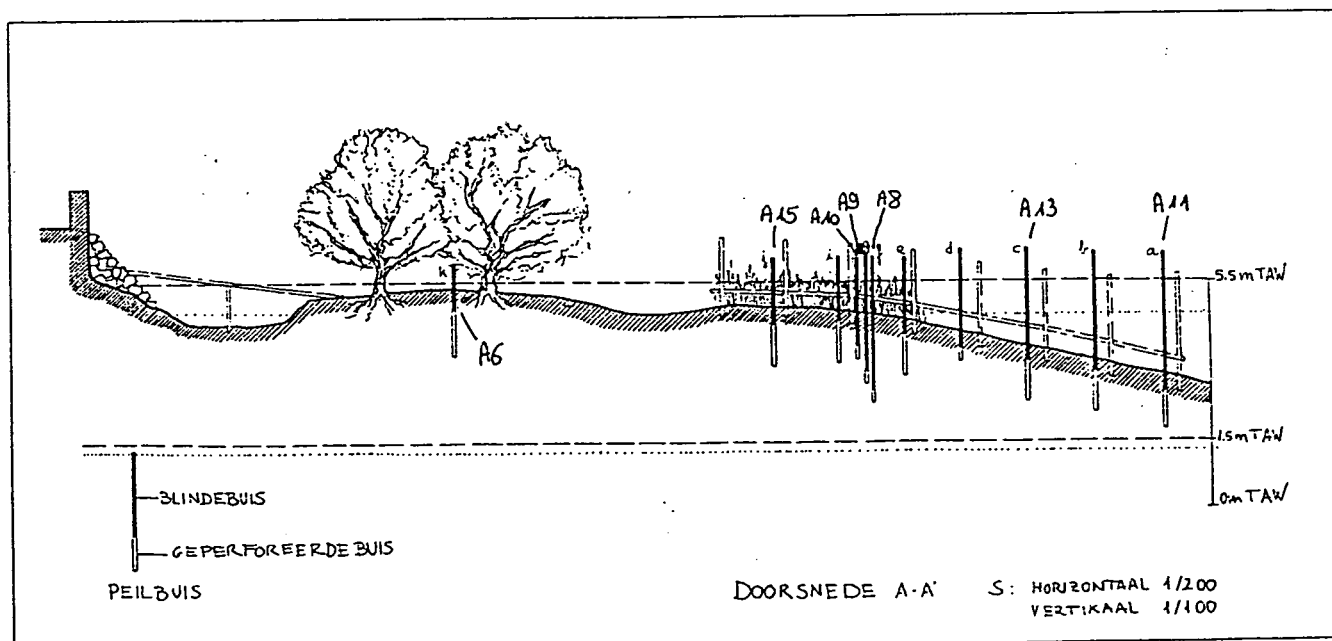
Hier werden ook 5 peilbuizen bemonsterd. Deze liggen in een gradiënt van de Schelde naar de dijk (Figuur 5.5 en 5.6).

Bij iedere staalname werd eveneens het Scheldewater bemonsterd.

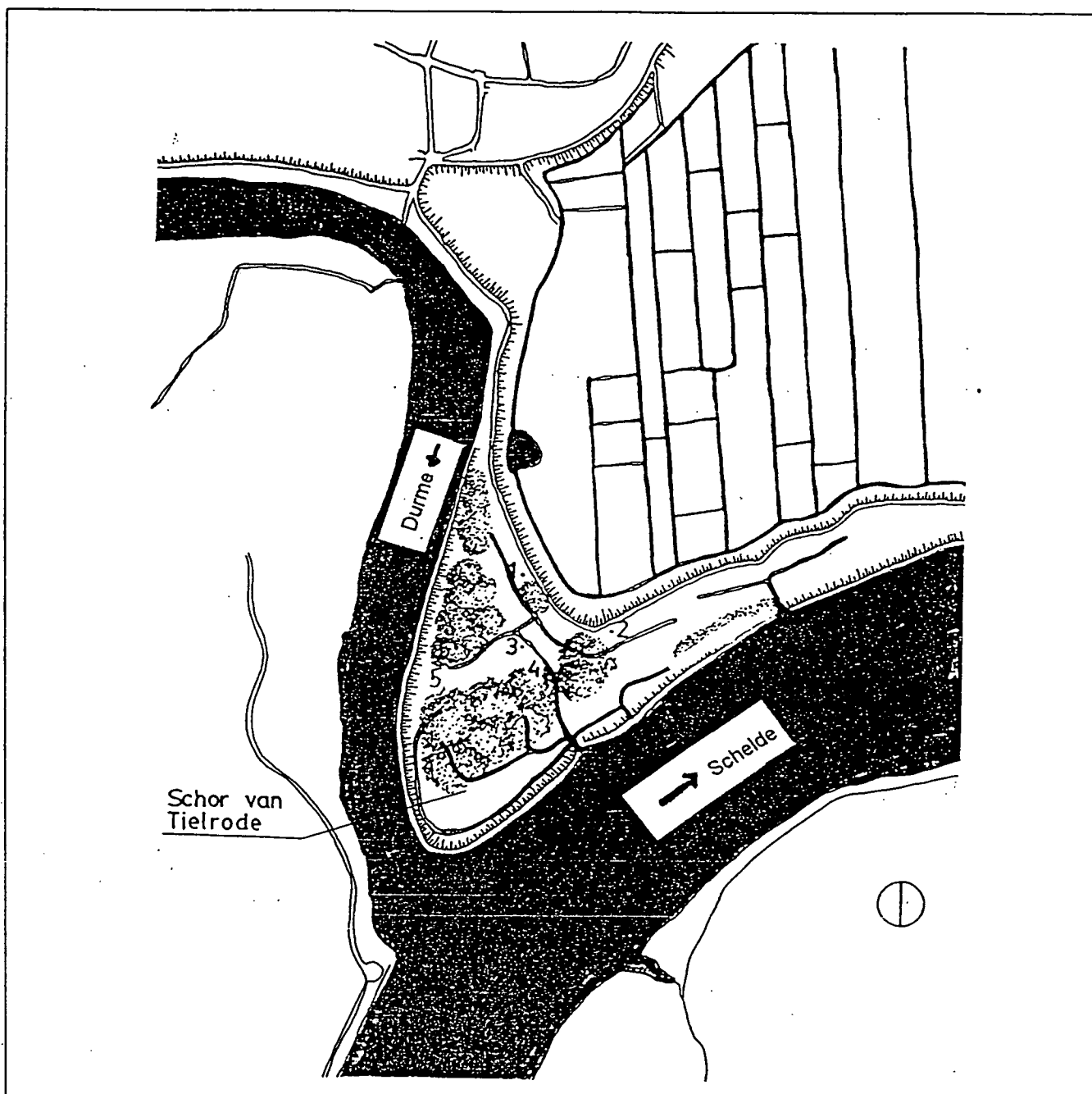
Van ieder staal werd de totale alkaliniteit en de $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) bepaald (materiaal en methode: zie Hoofdstuk I en Hoofdstuk IV respectievelijk).



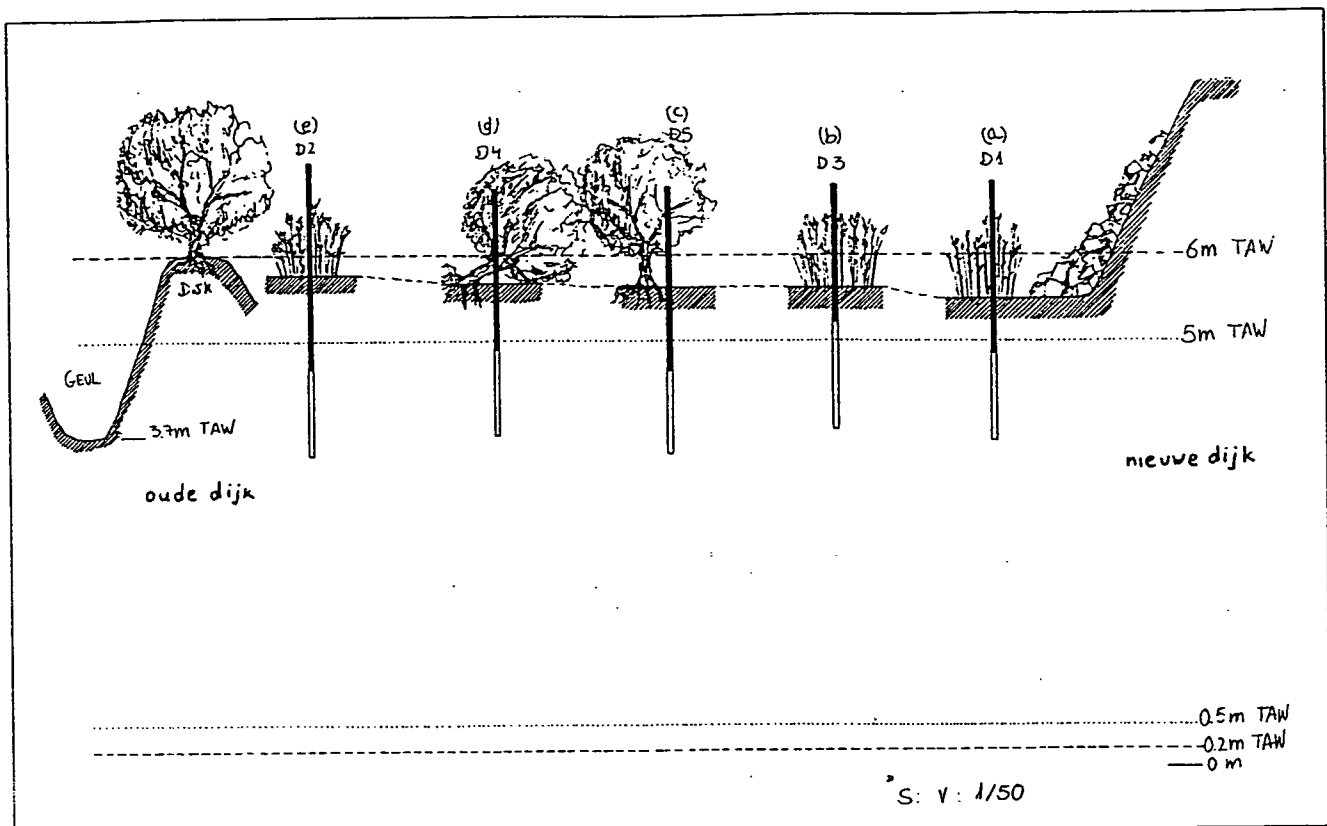
Figuur 5.1: Situering van de peilbuizen in het "Schor van Appels" (bron: K. Van Den Driessche)



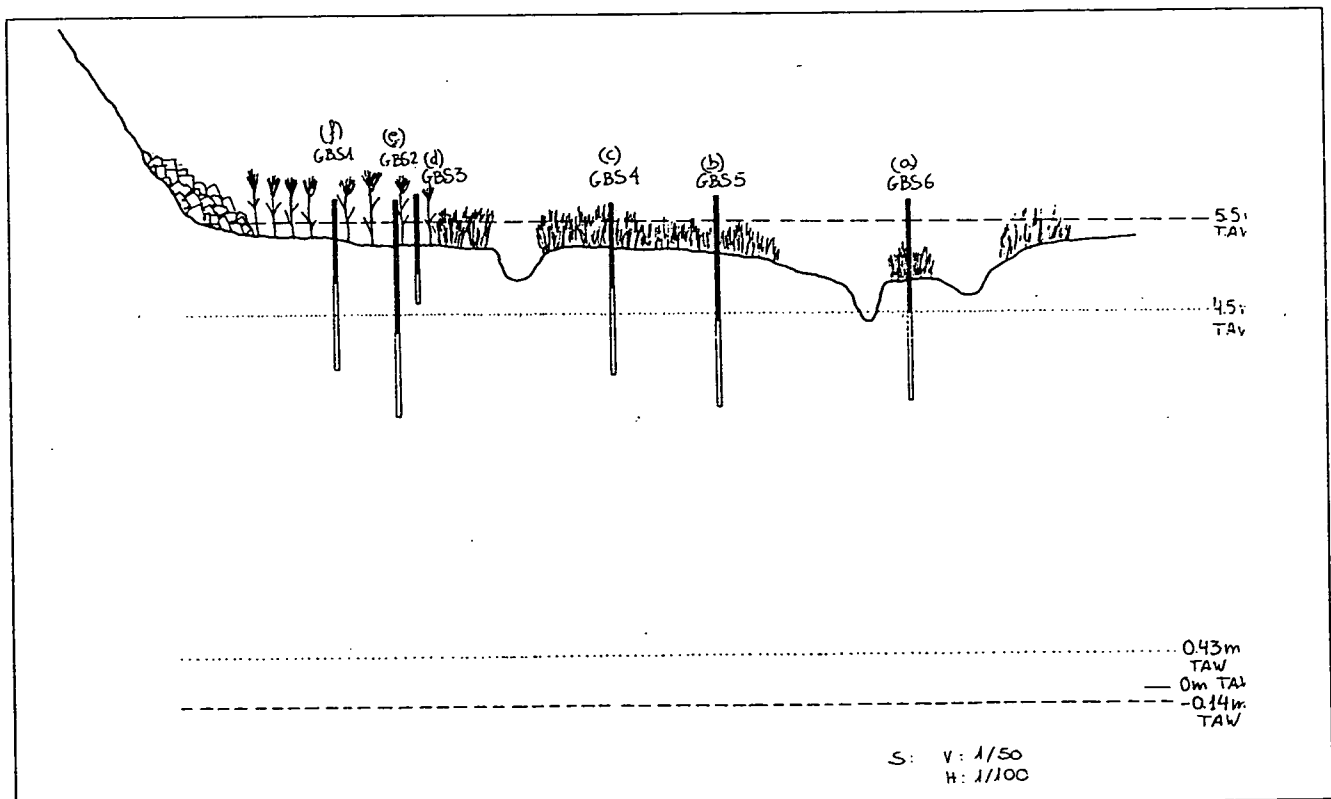
Figuur 5.2.: Vertikale positie van de peilbuizen in het "Schor van Appels" (K. Van Den Driessche)



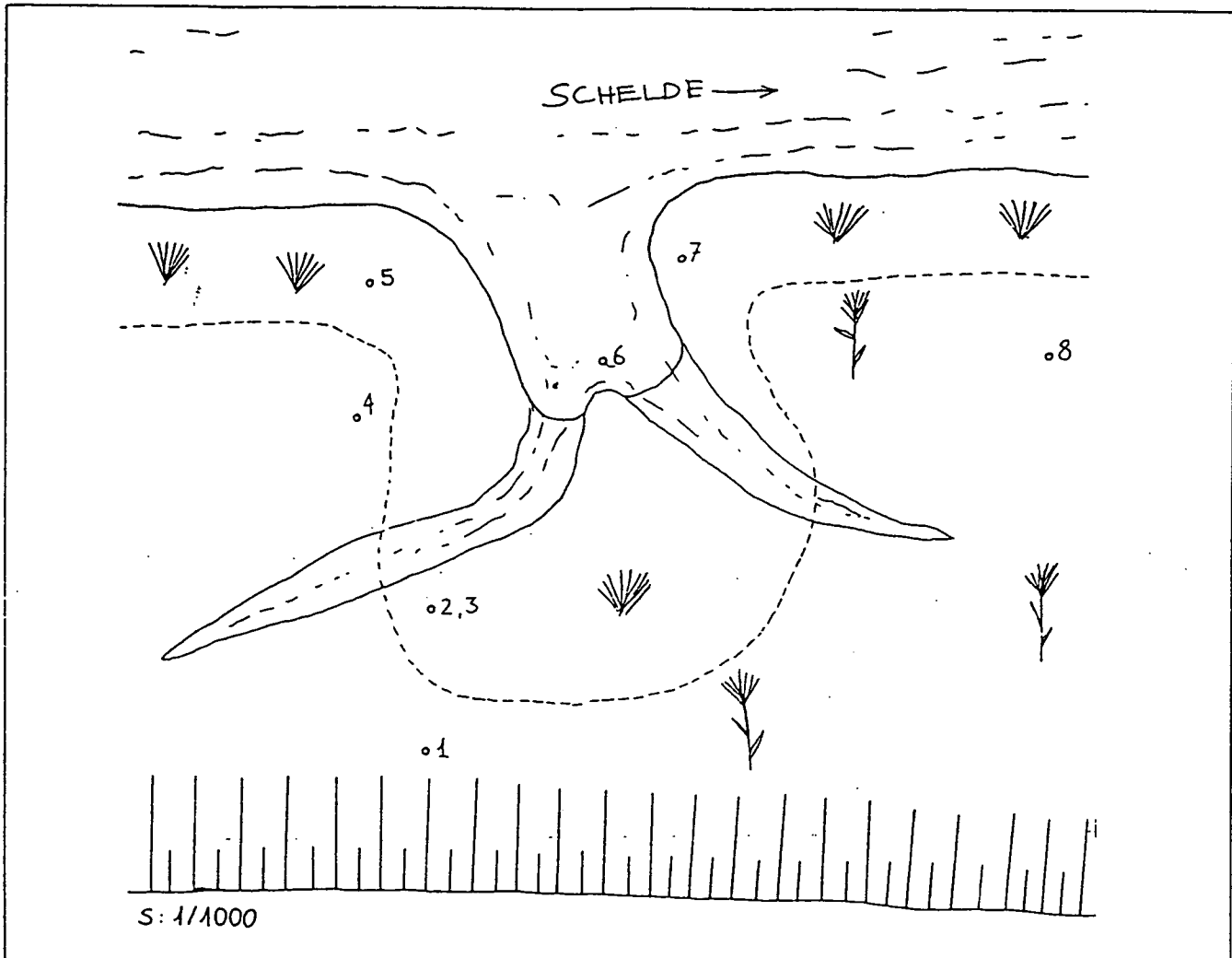
Figuur 5.3: Situering van de peilbuizen in het "Schor van Durme" (bron: K. Van Den Driessche)



Figuur 5.4: Vertikale positie van de peilbuizen in het "Schor van de Durme" (K. Van Den Driessche)



Figuur 5.5: Vertikale positie van de peilbuizen in het "Groot Buitenschor" (K. Van Den Driessche)



Figuur 5.6: Situering van de peilbuizen in het "Groot Buitenschor" (K. Van Den Driessche)

2.2.2. Sediment boorkernen

Enkel in juni 1998 werden in Appels diepteprofielen genomen van $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het interstitieel water en van $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ en het particulier organisch koolstof en stikstof van de sedimenten. In totaal werden er 5 boorkernen verzameld: 2 in het schor onder de wilgen, 2 in slikke 2 en 1 in slikke 1. In het laboratorium werden deze boorkernen in segmenten verdeeld van 5 tot 15 cm. In een met N_2 -gas gevulde kast werd vervolgens het interstitieel water van deze segmenten geëxtraheerd

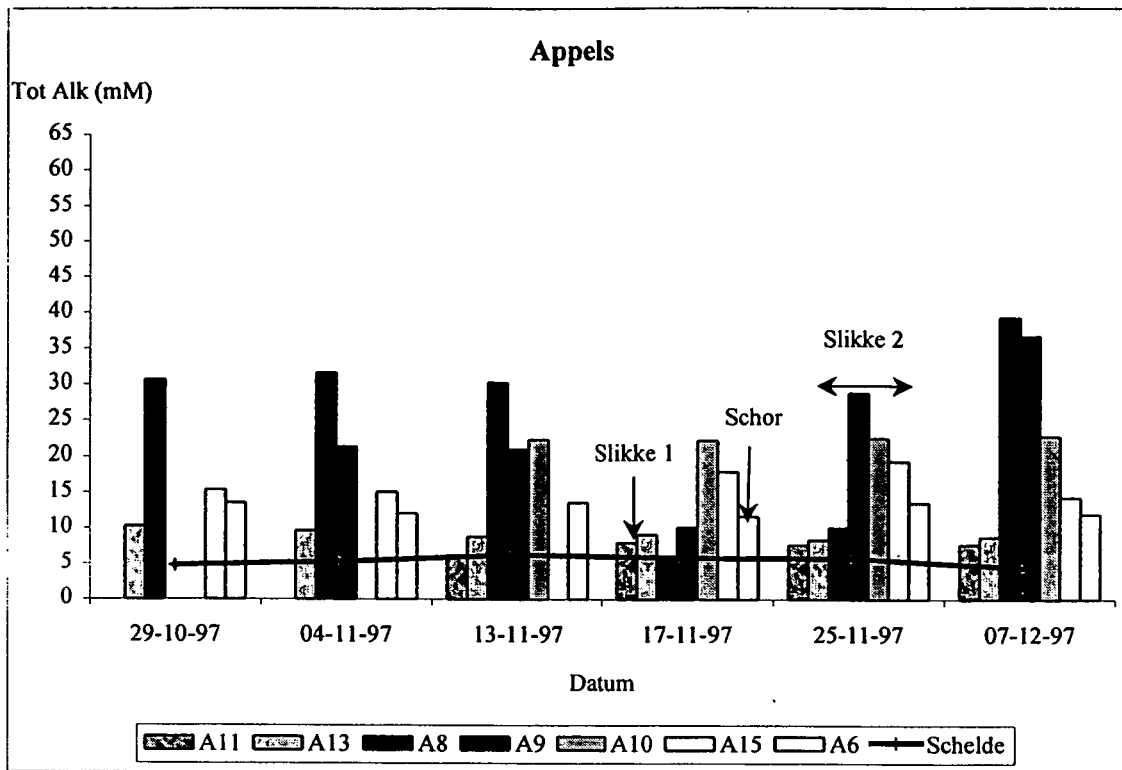
doorheen een 0.45µM membraan filter door gebruik te maken van een nylon squeezer en stikstofdruk. $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het interstitiële water werd bepaald (zie Hoofdstuk IV). Sediment werd gedroogd in een oven bij 60°C en vervolgens gehomogeniseerd. Voor elk sedimentmonster werd zowel de POC-; PN- concentraties als $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ bepaald (zie Hoofdstuk I en Hoofdstuk IV respectievelijk).

3. Resultaten

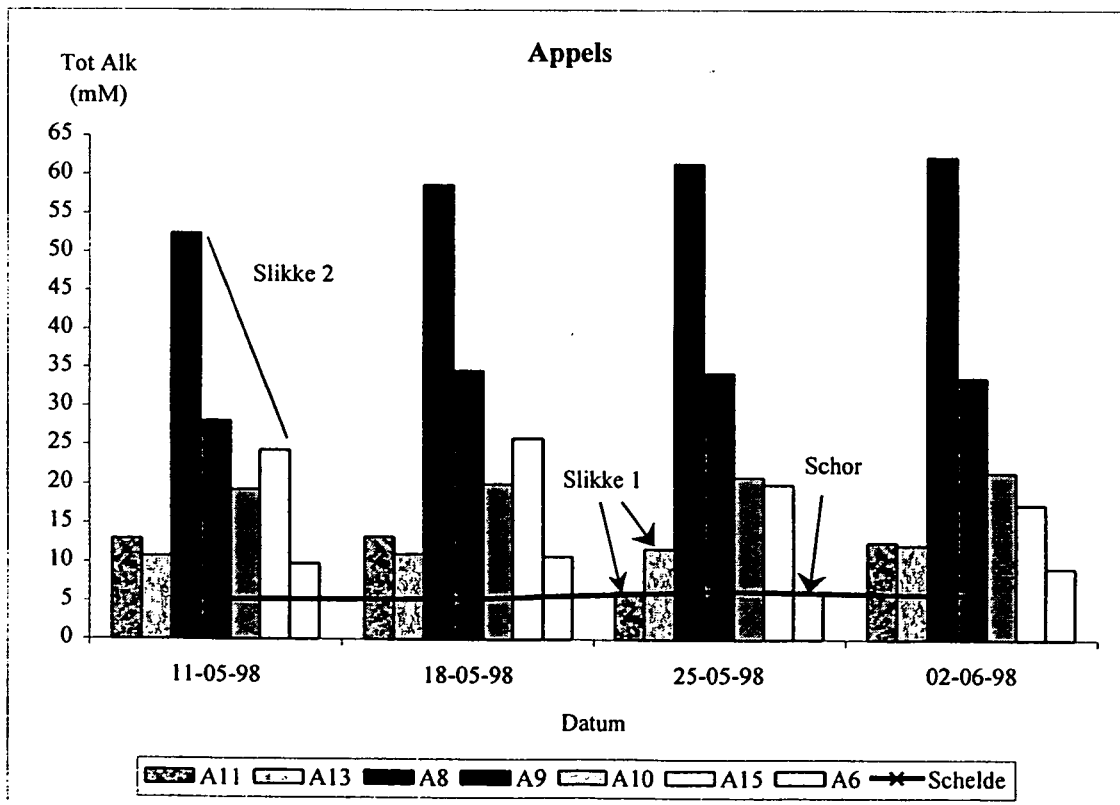
3.1. Appels

3.1.1. Totale alkaliniteit

In Figuur 5.7 wordt voor de staalnamen van november 1997 de totale alkaliniteit van het grondwater van de verschillende peilbuizen weergegeven. De peilbuizen van slikke 1 (A11 en A13) hadden een totale alkaliniteit vergelijkbaar met deze van het Scheldewater. In het grondwater van slikke 2 (A8, A9, A10 en A15) daarentegen was de totale alkaliniteit aanzienlijk hoger. Hoe dieper de peilbuis zat (zie Tabel 5.1) hoe hoger de alkaliniteit ($A8 > A9 > A10 > A15$). Op 17 november hadden peilbuizen A8 en A9 gelekt en was er Scheldewater binnengedrongen. De totale alkaliniteit van deze peilbuizen was op dat moment praktisch gelijk aan deze van het Scheldewater. Op een paar weken tijd nam echter de totale alkaliniteit terug toe tot de oorspronkelijke waarde. In mei (Figuur 5.8) namen we dezelfde variaties waar, maar meer uitgesproken dan in november. De totale alkaliniteit van het grondwater in slikke 2 was in deze maand dubbel zo hoog dan in november. Ook hier was hetzelfde patroon zichtbaar, hoe dieper het bemonsterde grondwater (zie Tabel 5.1) hoe hoger de totale alkaliniteit ($A8 > A9 > A10 > A15$).



Figuur 5.7: Totale alkaliniteit van het grondwater te Appels in november 1997



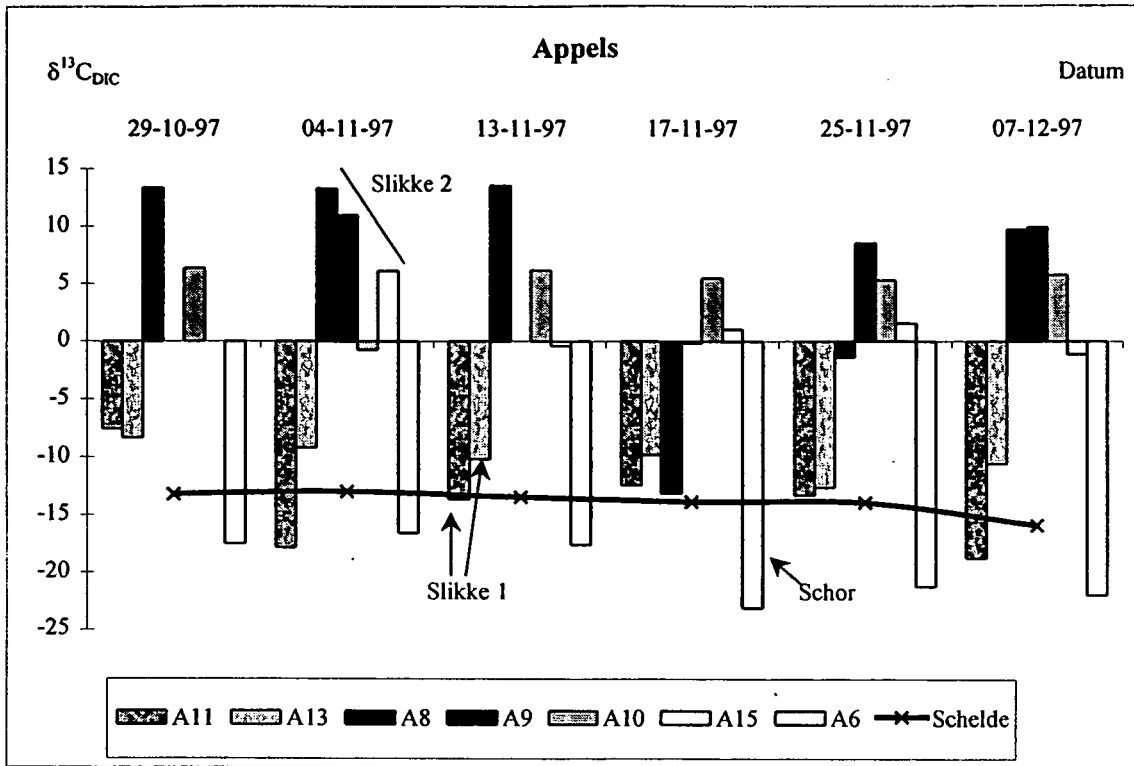
Figuur 5.8: Totale alkaliniteit van het grondwater te Appels in mei 1998

Tabel 5.1: Diepte (in meter) van de verschillende peilbuizen in Appels

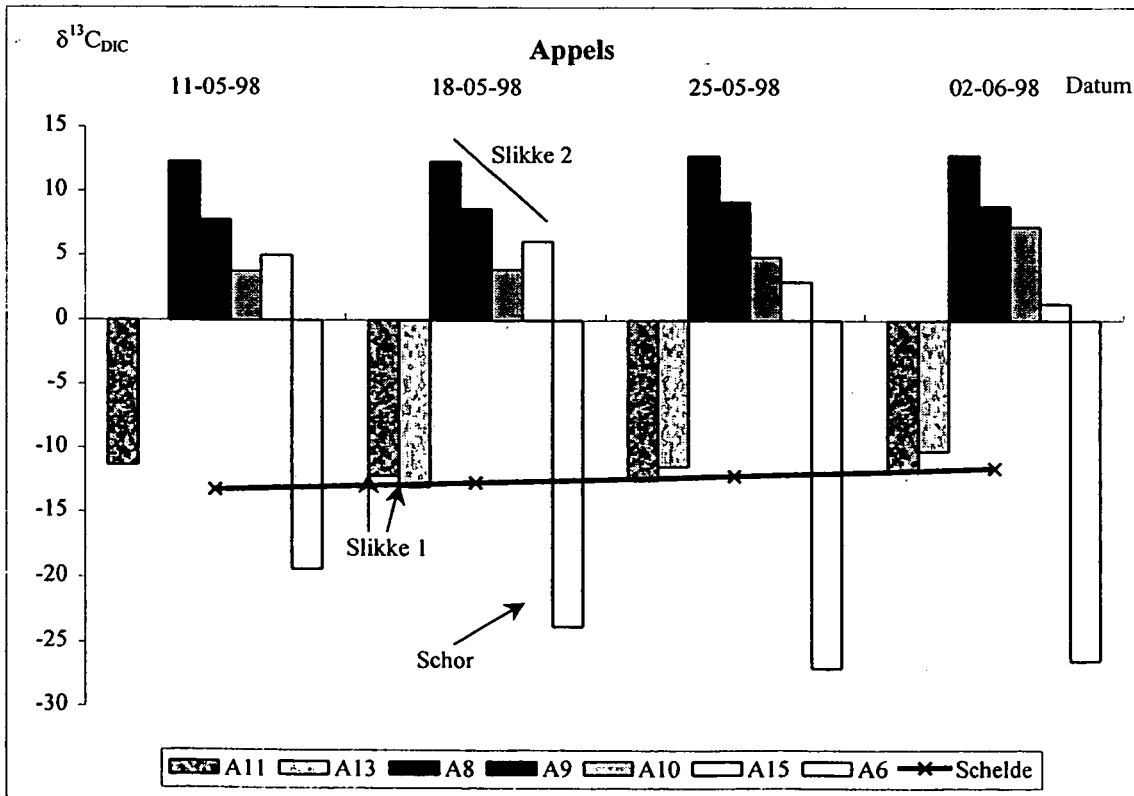
Schor	Slikke 1		Slikke 2			
A6	A11	A13	A8	A9	A10	A15
1 m	0.8 m	0.7 m	1.85 m	1.45 m	0.95 m	0.7 m

3.1.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)

Het totaal opgelost anorganisch koolstof in het grondwater van slikke 1 (A11, A13; Figuur 5.9) werd gekenmerkt door een $\delta^{13}\text{C}$ signaal dat vergelijkbaar was met dat van het Scheldewater. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater in slikke 2 (A8, A9, A10 en A15) had een totaal verschillend signaal. Hoe dieper de peilbuis zat (Tabel 5.1), hoe positiever het $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ signaal. Op 17 november lekte peilbuis A8, met als gevolg een daling van het $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ signaal van +13.5 ‰ (13 november) naar -13 ‰ (17 november) tot op 7 december een waarde van +10‰ bereikt werd (een verschil in $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van 26.5 ‰ !). Het grondwater van het schor (A6) werd daarentegen gekenmerkt door een $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (-20 ‰) dat nog negatiever was dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het Scheldewater (-14 ‰). In mei werd eveneens hetzelfde patroon waargenomen (Figuur 5.10). Het grondwater van het schor (A6) werd in mei (-26 ‰) echter nog negatiever dan in november (-20 ‰).



Figuur 5.9: $\delta^{13}C_{DIC}$ van het grondwater te Appels in november 1997



Figuur 5.10 : $\delta^{13}C_{DIC}$ van het grondwater te Appels in mei 1998

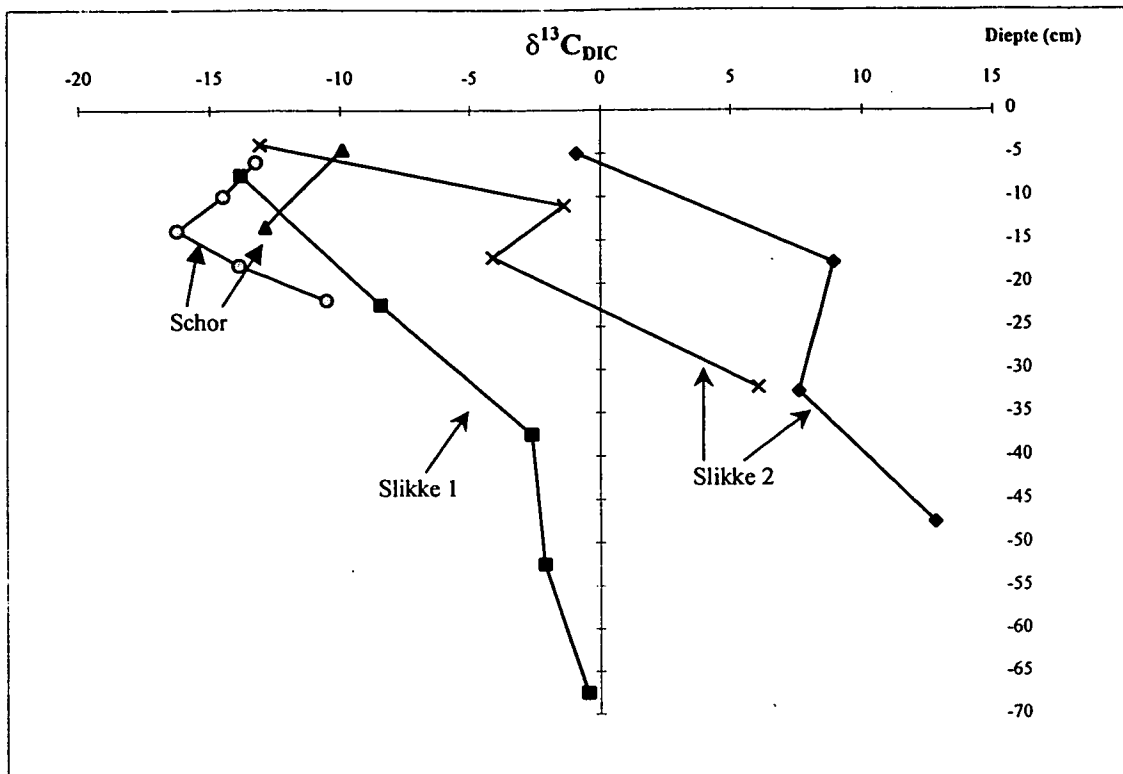
3.1.3. Sediment boorkernen

Om een beter inzicht te krijgen in de diepte variaties van deze parameters werden er in juli een aantal boorkernen bemonsterd. Wegens een te hoge bodemvastheid kon tussen de wilgen geen sediment dieper dan 25 cm bemonsterd worden. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het interstitiële water van het schor varieerde hier tussen de -10 en -17 ‰ (Figuur 5.11). Van 0 tot 15 cm werd de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ negatiever, tussen 15 en 25 cm was er een toename van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$.

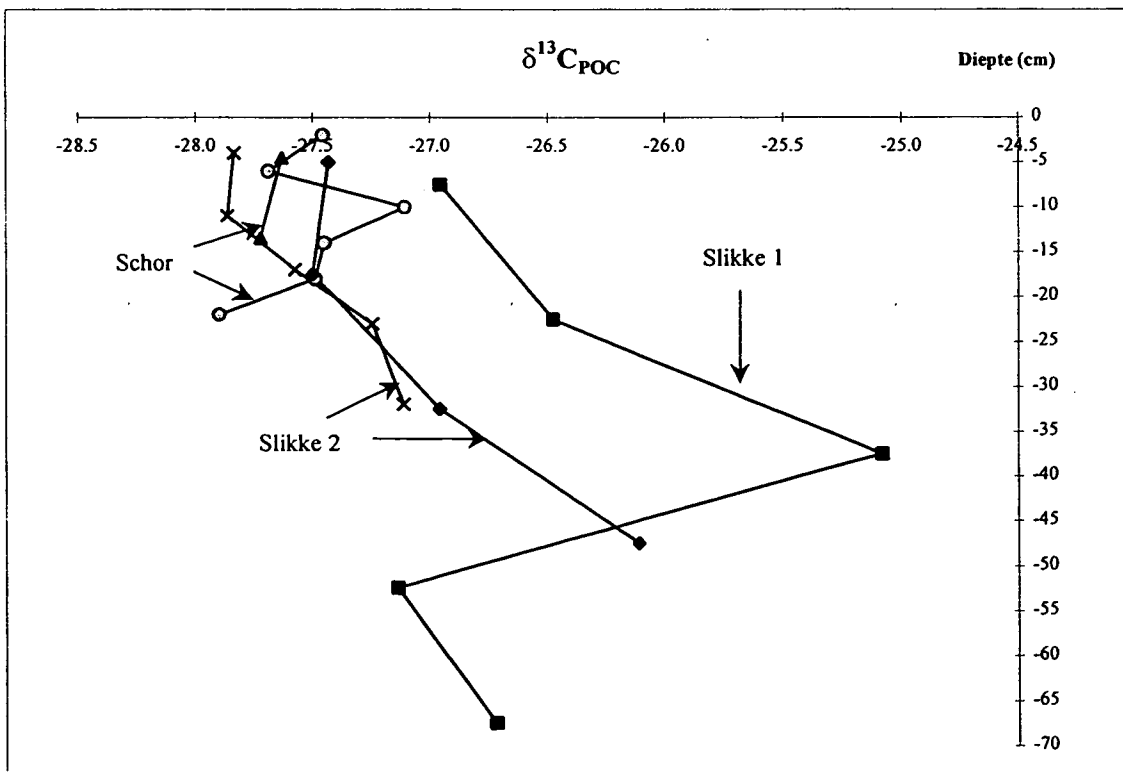
De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het interstitieel water van de boorkernen van slikke 2 nam sterk toe met de diepte. In slikke 1 werd er ook een aanrijking van ^{13}C in het totaal opgelost anorganisch koolstof met de diepte waargenomen, maar de aanrijking was minder sterk, de bovenste 15 cm werden echter nog beïnvloed door het Scheldewater.

Het sediment van slikke 1 (aan de Schelde) werd gekenmerkt door een $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ die ongeveer 1 ‰ positiever was dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van de andere sedimenten (Figuur 5.12). Het oppervlakesediment van slikke 2 had een $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (ongeveer -27.5 ‰) typisch voor C_3 -planten (riet, biez en wilgen). Beneden de 10 cm nam de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ geleidelijk aan toe met de diepte, op 50 cm diepte was de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ ongeveer 1.5‰ aangerijkt. Het sediment van het schor (0-25 cm) werd eveneens gekenmerkt door een signaal dat typisch is voor C_3 -planten.

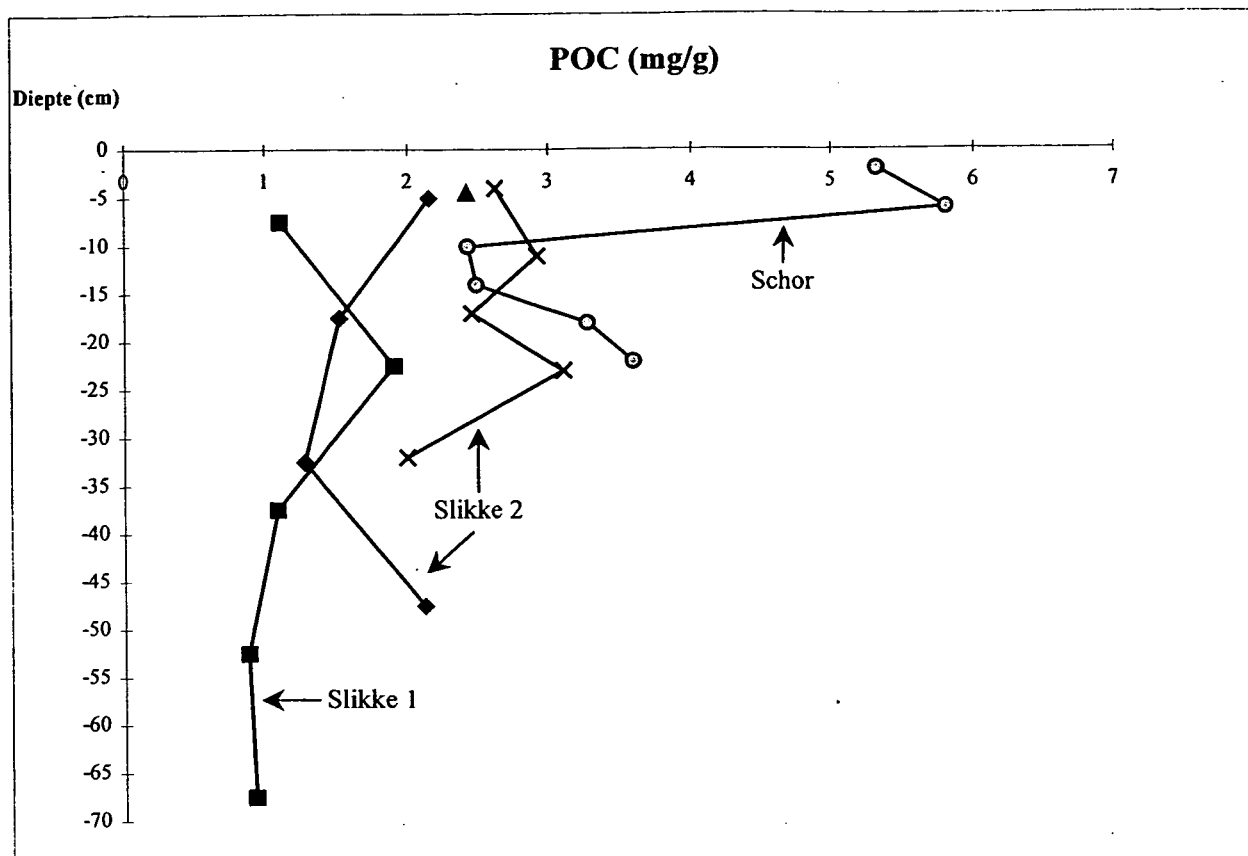
De POC-concentratie van het sediment onder de wilgen was het hoogste (Figuur 5.13). Sedimenten van slikke 2 hadden een iets lagere POC-concentratie. Het sediment van slikke 1 werd gekenmerkt door de laagste POC concentratie.



Figuur 5.11: $\delta^{13}C_{DIC}$ ifv de diepte



Figuur 5.12: $\delta^{13}C_{POC}$ ifv de diepte



Figuur 5.13: POC-concentratie ifv de diepte

3.2. Durme

3.2.1. Totale alkaliniteit

Aan de Durme situeren alle peilbuizen zich tussen vegetatie (Figuur 5.3 en 5.4). Zowel in november als in mei lag de totale alkaliniteit van het grondwater in peilbuis D1 aanzienlijk hoger (ongeveer 3 maal) dan de totale alkaliniteit van de andere peilbuizen (Tabel 5.2). In november lag de totale alkaliniteit van peilbuis D5 ook wat hoger dan de andere peilbuizen. De totale alkaliniteit van het grondwater van D2, D3 en D4 waren gelijkaardig en kwamen goed overeen met de totale alkaliniteit van het Durmewater.

Tabel 5.2: Totale alkaliniteit van het grondwater van de verschillende peilbuizen aan het schor van de Durme. DD = Durmewater

Datum	Durme	D1	D2	D3	D4	D5
29-10-97	4.56		5.76	6.45	5.07	8.14
13-11-97	5.07	17.23	5.84	4.79	4.84	5.73
17-11-97	5.79	17.73	5.02	4.81	4.69	7.27
25-11-97	5.76	18.73	5.27	5.69	5.27	8.22
05-12-97	5.76	17.22	6.28	5.72	5.35	8.39
11-05-98	5.51	12.40	5.70	6.92	6.53	6.06
18-05-98	4.66	17.13	5.92	7.00	6.34	6.39
25-05-98	5.30	15.78	5.36	4.93	4.86	5.77
02-06-98	5.25	16.18	5.15	5.25	5.10	5.39

3.2.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)

In november en in mei was het $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater van D1 steeds minder negatief dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van de Durme en van de andere peilbuizen (Tabel 5.3). In mei was $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van grondwater in D5 het negatiefst. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van D2, D3, D4 en D5 waren telkens negatiever dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het Durmewater.

Tabel 5.3: $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater van de verschillende peilbuizen aan het Schor van de Durme. DD = Durmewater

Datum	DD	D1	D2	D3	D4	D5
29-10-97	-12.93	-9.79	-16.28	-17.15	-15.95	-14.68
13-11-97	-12.80	-9.14	-16.22	-15.38	-15.34	-16.43
17-11-97	-13.88	-10.00	-15.06	-15.12	-15.19	-15.52
25-11-97	-13.50	-9.10	-16.89	-16.39	-15.92	-16.17
05-12-97	-14.89	-9.38	-15.83	-16.35	-16.22	-14.53
11-05-98	-13.13	-10.81	-16.98	-17.23	-17.16	-18.94
18-05-98	-16.12	-8.76	-16.61	-17.38	-17.10	-18.77
25-05-98	-11.27	-9.56	-16.03	-15.39	-15.47	-20.11
02-06-98	-11.93	-9.64	-15.43	-16.19	-15.92	-18.41

3.3. Groot Buitenschor (GBS)

3.3.1. Totale alkaliniteit

De peilbuizen van het Groot Buitenschor (GBS1, GBS2, GBS4, GBS5 en GBS6; Figuur 5.5 en 5.6) werden enkel in mei bemonsterd. De totale alkaliniteit van het Scheldewater lag steeds lager dan de totale alkaliniteit van het grondwater (Tabel 5.4). Op 11 en 18 mei lag de totale alkaliniteit van GBS4 aanzienlijk hoger dan deze van de andere peilbuizen.

3.3.2. $\delta^{13}\text{C}$ van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)

Er was weinig variatie in de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater van de verschillende peilbuizen (Tabel 5.4). Behalve bij de eerste bemonstering (laag water, zie Tabel 5.4) lag de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het Scheldewater steeds hoger dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater. Tijdens de laatste bemonstering was het grondwater $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ praktisch hetzelfde in al de peilbuizen. $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van GBS4 was bij elke staalname licht positiever dan de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van de andere peilbuizen.

3.3.3. Saliniteit

Op het Groot Buitenschor werd eveneens de saliniteit van het grondwater en het Scheldewater bepaald (Tabel 5.4). Bij de eerste bemonstering lag de saliniteit van het Scheldewater lager dan bij de andere staalnamen, er werd hier bemonsterd op het moment dat het water aan het terug trekken was. Dit werd eveneens waargenomen bij de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden, tijdens de eerste bemonstering was de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ negatiever, wat typisch was voor de meer stroomopwaarts gelegen stations (zie Hoofdstuk IV). De saliniteiten van GBS 1 en GBS 2, het verst van de Schelde verwijderd, waren steeds het laagst. GBS 4 en GBS 6, het dichtst bij het Scheldewater gelegen, hadden steeds een hogere saliniteit.

Tabel 5.4: Totale alkaliniteit, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, calcium en saliniteit van het grondwater van de verschillende peilbuizen aan het Groot Buitenschor.

Tot alk	GBS1	GBS2	GBS4	GBS5	GBS6	Schelde
11-05-98	9.038	8.567	17.826	9.910	8.831	3.553
18-05-98	8.102	8.857	19.219	9.990	8.761	3.153
25-05-98	5.189	9.579	10.877	10.902	6.523	3.473
02-06-98	7.254	8.606	12.496	10.408	7.569	3.385

$\delta^{13}\text{C}$	GBS1	GBS2	GBS4	GBS5	GBS6	Schelde
11-05-98	-16.77	-15.07	-14.19	-14.43	-15.97	-14.06
18-05-98	-16.90	-14.99	-13.60	-15.22	-15.28	-9.83
25-05-98	-12.12	-15.05	-13.38	-14.86	-13.71	-10.80
02-06-98	-14.65	-14.36	-14.08	-14.66	-14.69	-9.71

Ca	GBS1	GBS2	GBS4	GBS5	GBS6	Schelde
11-05-98	3.995	5.255	7.846	4.770	5.519	4.509
18-05-98	3.592	4.430	8.385	4.458	7.017	4.826
25-05-98	4.021	4.833	6.920	4.317	7.851	4.792
02-06-98	5.060	5.762	7.269	5.283	7.115	5.612

Sal	GBS1	GBS2	GBS4	GBS5	GBS6	Schelde
11-05-98	5.597	5.656	9.854	6.825	7.201	5.956
18-05-98	5.350	5.555	10.258	6.871	9.271	9.439
25-05-98	6.433	5.871	8.979	6.601	10.091	8.970
02-06-98	6.017	6.020	9.117	6.777	9.747	9.343

4. Discussie

4.1. Appels

Het is duidelijk dat men op basis van de bekomen resultaten en op basis van de fysische karakteristieken het schor van Appels in drie groepen kan opsplitsen: schor (A6), slikke 1 (A11 en A13) en slikke 2 (A8, A9, A10 en A15). De grondsamenstelling van het sediment in Appels werd eenmalig bepaald door K. Siebens (1997). Volgens de textuurdriehoek van het Centrum voor Bodemkartering (RUG) bleek dat slikke 1 door een zandtextuur, slikke 2 door een

zandleemtextuur en het schor door een kleitextuur gekenmerkt werd. Vermits leem en klei water kunnen vasthouden, had het sediment van het schor het hoogste vochtgehalte.

In vergelijking met het Scheldewater wordt het grondwater van het schor (tot 25 cm) gekenmerkt door een gelijkaardige alkaliniteit maar een negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. Deze negatievere $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ kan verklaard worden door het feit dat op deze plaats de aërobe afbraak van terrestrisch organisch materiaal een belangrijk proces is. C_3 -planten worden gekarakteriseerd door $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden die variëren tussen de -32 en -20 ‰, met een gemiddelde waarde van -27 ‰ (Boutton, 1991). Het meest voorkomende vegetatietype langs de Schelde zijn wilgen (46.4% van de totale vegetatie, Meire et al., 1994). Het $\delta^{13}\text{C}$ signaal van de bladeren van 16 willekeurig geselecteerde wilgen langs de Schelde werd bepaald en varieerde tussen -26.2 en -31.5‰. $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van het sediment tussen de wilgen varieerde tussen -27.1 en -27.9‰, met een gemiddelde waarde van -27.6‰. Deze $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden komen dus overeen met $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ van de aanwezige vegetatie. Decompositie van dit ^{13}C -verarmd terrestrisch organisch koolstof geeft aanleiding tot de vorming van DIC met een lichte koolstofisotopenverhouding. De aanwezigheid van sterk vertakte wortels zorgt ervoor dat er in de sedimenten van het schor (tot 25 cm) voldoende zuurstof kan binnendringen voor aërobe decompositie van het aanwezige terrestrisch organisch materiaal, de gemeten POC-concentratie lag hier het hoogste.

Het grondwater van de peilbuizen in slikke 1 heeft dezelfde eigenschappen (totale alkaliniteit en $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) als het Scheldewater. Dit is aannemelijk vermits deze oppervlakte bij ieder getij overstroomd wordt en dus het meest frequent in contact komt met het rivierwater. Wanneer men het diepteprofiel bekijkt dan ziet men dat in het bovenste deel van het profiel de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden gelijkaardig zijn aan die van het bovenliggende Scheldewater (Figuur 5.11), maar beneden de 15

cm begint de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ toe te nemen. Ook in het grondwater van slikke 2 namen de totale alkaliniteit en de isotopensamenstelling ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) toe met de diepte. De waarden begonnen hier echter onmiddellijk onder het sediment-water oppervlakte toe te nemen. Opgeloste carbonaten van het interstitiële water van deze sedimenten zijn aangerijkt in ^{13}C met ongeveer 20 tot 26 ‰ tov. de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het Scheldewater. Deze enorme aanrijking in ^{13}C van het totaal opgelost anorganisch koolstof in het interstitieel water is waarschijnlijk te wijten aan de anaërobe afbraak van organisch materiaal in de sedimenten. Omgevingsfactoren zoals lage porositeit, waterverzadiging en een lage permeabiliteit zullen hier resulteren in anaërobiciteit. In de sedimenten vindt waarschijnlijk methanogenese plaats, door dit proces wordt er isotopisch licht methaan geproduceerd waardoor de overblijvende fractie van totaal opgelost anorganisch koolstof is sterk aangerijkt in ^{13}C . De positieve correlatie tussen $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ en de DIC concentratie in de interstitiële waters kan het gevolg zijn van methanogenese (Ogrinc et al., 1997). Lojen et al. (1997) toonden aan dat DIC toeneemt en de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ een limietwaarde bereikt als resultaat van methanogenese. Deze limietwaarde wordt bepaald door relatieve verhoudingen der CH_4 -fluxen gevormd door twee mogelijke microbiële processen: acetaat fermentatie en CO_2 reductie met H_2 .

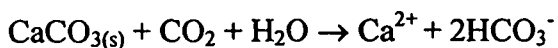


Het methaan gevormd door elk van deze reacties wordt gekenmerkt door een karakteristieke $\delta^{13}\text{C}$ -waarde (acetaat fermentatie: $\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4} \sim -65$ tot -50% ; CO_2 reductie: $\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4} \sim -110$ tot -60%). Methaan met een intermediaire $\delta^{13}\text{C}$ waarde wordt over het algemeen geïnterpreteerd als een mengsel afgeleid van beide microbiële processen. Whiticar et al. (1986) suggereerde dat niettegenstaande $\sim 70\%$ van de methaanproductie in zoetwatersystemen gebeurt via acetaat fermentatie, methanogenese door CO_2 reductie domineert nadat de toevoer van gemethyleerde

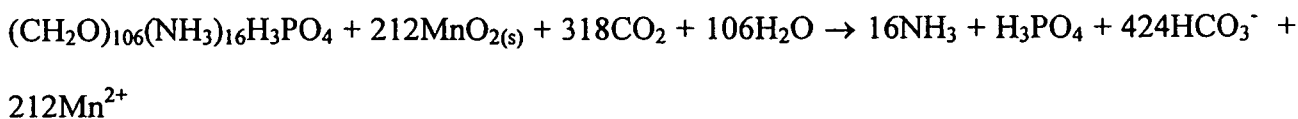
elementen verminderd is. We hebben echter zelf geen methaanvorming gemeten, maar we verwachten dat het proces plaatsvindt gezien de anaërobe condities in de sedimenten en de zware koolstofisotopensamenstelling van het totaal opgelost anorganisch koolstof in het interstitiële water. De snelheid van de gasuitwisseling tussen bodem en atmosfeer neemt af met de diepte, hierdoor blijven gassen zoals CH₄ gevangen in het sediment. In sedimenten met een voldoende hoge CH₄ productie en organisch materiaal kan de CH₄ concentratie een verzadigingsniveau bereiken. Door een continue CH₄ productie zal de druk blijven stijgen en worden er gas "CH₄" bellen geproduceerd die kunnen ontsnappen naar de atmosfeer. Tijdens de staalnamen werden zeer duidelijk vorming van gasbellen aan het sedimentoppervlakte waargenomen. De stijging van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden met de diepte is seizoenaal variabel en is afhankelijk van de temperatuurveranderingen, die de snelheid van methanogenese beïnvloeden (Zeikus en Winfrey, 1976). De verhoogde bodemtemperaturen in de zomermaanden zorgen voor een verhoogde methanogenese, lagere temperaturen in de winter (0°C) inhiberen meestal de volledige microbiële activiteit (Hornibrook et al., 1997). Dit zou een verklaring kunnen zijn voor de hogere totale alkaliniteit van het grondwater in mei, wanneer de temperatuur van het sediment immers hoger was dan in november.

De exacte oorzaak van de toename van alkaliniteit in zoetwater sedimenten met lage sulfaat concentraties is niet duidelijk. Stijging van de totale alkaliniteit en totale CO₂ met de diepte is te wijten aan ammonium productie en aan sulfaat, ijzer en mangaan reductie (Kuivila and Murray, 1984). Voordat de sulfaatreductie een belangrijke bijdrage levert tot de totale alkaliniteit en de totale CO₂ concentratie, zijn de reductie van ijzer- en mangaanoxides en de oplossing van calciumcarbonaat van belang. De reacties die een verhoging van de alkaliniteit kunnen veroorzaken worden hieronder weergegeven (Kuivila and Murray, 1984):

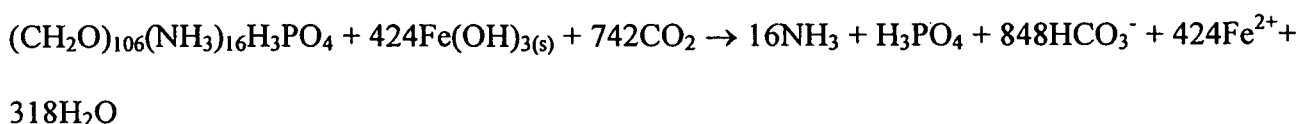
- calcium carbonaat oplossing:



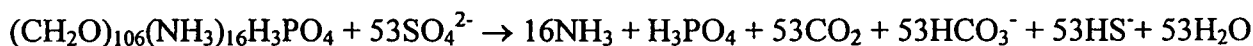
- mangaan reductie



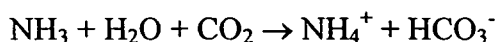
- IJzer reductie:



- Sulfaat reductie:



- Ammonium productie:



Elk van de bovenstaande reacties resulteert in een toename van de alkaliniteit.

Het grondwater van de diepste peilbuis in Appels (A8) werd eveneens gekenmerkt door een hogere calcium concentraties. De stijging in de calcium concentratie kon echter slechts 10 - 20 % van de geobserveerde stijging van de totale alkaliniteit verklaren. Als de saliniteit afneemt en bijgevolg de sulfaat concentratie vermindert zal methanogenese belangrijker worden dan sulfaatreductie in het totale koolstofmetabolisme (Winfrey and Zeikus, 1979a). Vermits het sediment van slikke 2 gekenmerkt wordt door een hogere anaërobiciteit (lage permeabiliteit), zullen deze processen een toename in de totale alkaliniteit veroorzaken.

4.2. Durme

Hier werd enkel grondwater van het schor bemonsterd. De waargenomen verschillen in totale alkaliniteit en $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ kunnen op een zelfde manier verklaard worden als in Appels. Het sediment in de zone van peilbuis D1 wordt gekenmerkt door een slechte permeabiliteit in vergelijking met de sedimenten rond de andere peilbuizen (zie deel II van dit verslag). Deze anaërobe omgeving resulteert in een stijging van de totale alkaliniteit en een aanrijking van ^{13}C in het totaal opgelost anorganisch koolstof. Er werd hier echter geen seizonale verschillen waargenomen, de totale alkaliniteit en de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ zijn van dezelfde grootte orde voor beide bemonsteringen. De $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het grondwater in D5 was in mei negatiever dan deze van de andere peilbuizen. Dit zou verklaard kunnen worden door het feit dat deze peilbuis zich in een wilgenstruweel bevindt. De wortels van de wilgen creëren een omgeving waar zuurstof gemakkelijker kan binnendringen. De aërobe decompositie van het ^{13}C -verarmd organisch materiaal zorgt ervoor dat de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ negatiever wordt.

4.3. Groot Buitenschor

In de meeste sedimenten die meer dan 1 mM SO_4^{2-} bevatten vormt de methaan productie maar een klein percentage (<0.1%) van het totale anaërobe metabolisme (Winfrey and Ward, 1983; Senior et al., 1982). In de meeste zoetwater systemen is de sulfaationen concentratie maar 100 – 200 μM , in zeewater varieert deze concentratie eerder tussen 20 en 30 mM (Capone and Kiene, 1988). De concentratie van SO_4^{2-} in het grondwater van de peilbuizen werd 1 maal bepaald (Wouter Muylaert, Instituut voor Natuurbehoud). In het grondwater van het Groot Buitenschor varieerde de SO_4^{2-} -concentratie tussen de 0.5 en 1.2 mM, terwijl deze concentratie in het grondwater van Appels en Durme lager lag (6-120 μM). Vermits in de sedimenten van het Groot

Buitenschor de hoogste SO_4^{2-} -concentratie werd aangetroffen, zou dit een verklaring kunnen zijn voor het feit dat het totaal opgelost anorganisch koolstof van het grondwater van het Groot Buitenschor niet aangerijkt is in ^{13}C ten opzichte van de Durme en Appels.

5. Conclusie

Verschillende factoren beïnvloeden de totale alkaliniteit en de stabiele koolstofisotopenverhouding van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) van het interstitiële water van de geselecteerde intertidale gebieden. Factoren die een invloed kunnen uitoefenen zijn: aanvoer van organisch detritus, sediment structuur, hydrologische condities en vegetatie.

Het interstitiële water van sedimenten met een hoge permeabiliteit werd gekenmerkt door zeer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden. Door de hogere permeabiliteit van het sediment kon zuurstof immers diffunderen in de bovenste laag van het sediment. Dit heeft als gevolg dat er CO_2 met een negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ wordt geproduceerd door aërobe decompositie van het ^{13}C -verarmd terrestrisch organisch materiaal in de toplaag van het sediment.

In sedimenten die echter gekenmerkt worden door een slechtere permeabiliteit is de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ van het interstitiële water meer aangerijkt. De lage permeabiliteit van het sediment creëert een meer anaërobe omgeving. In de sedimenten vindt waarschijnlijk methanogenese plaats, door dit proces wordt er isotopisch licht methaan geproduceerd waardoor de overblijvende fractie van totaal opgelost anorganisch koolstof sterk aangerijkt is in ^{13}C . Alhoewel we zelf geen methaanvorming hebben gemeten, wijst de informatie gewonnen uit $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden in die richting.

6. Referenties

- Boutton T.W. (1991) Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Carbon Isotope Techniques. Academic press. 173-184.
- Capone D.G. and R.P. Kiene (1988) Comparison of microbial dynamics In marine and freshwater sediments: Contrasts in anaerobic carbon catbolism. *Limnology Oceanography* 33(4, part2), 725-749.
- Hornibrook E.R.C., Longstaffe F.J. and W.S. Fyfe (1997) Spatial distribution of microbial methane production pathways in temperate zone wetland soils: Stable caron and hydrogen isotope evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61(4), 745-753.
- Kuivila K.M. and J.W. Murray (1984) Organic matter diagenesis in freshwater sediments: The alkalinity and total CO₂ balance and methane production in the sediments of Lake Washington. *Limnology Oceanography* 29(6), 1218-1230.
- Lojen S., Ogrinc N. and T. Dolenc. (1997) Carbon and nitrogen stable carbon istope fractionation in the sediment of lake Bled (Slovenia). *Water, Air and Soil Pollution* 99: 315-323.
- Meire P., Ysebaert T., Hoffmann M., Van Den Balk E., Debos K., Samanya R., Deregge N., Van Waeyenberge J., Anselin A., Rossaert G. & Kuijken E. (1994) Ecologisch onderzoek in de Zeeschelde door het instituut voor natuurbehoud: onderbouwing van natuurherstel en natuurontwikkeling. *Biologisch Jaarboek, Dodonaea* 62: 27-47.
- Ogrinc N., Lojen S. and Faganeli J. (1997). The sources of dissolved inorganic carbon in porewaters of lacustrine sediment. *Water, Air and Soil Pollution* 99: 333-341.

Algemeen Besluit

De gemiddelde nitraat concentraties van de periode 1995-1997 waren de hoogste die ooit werden waargenomen (Van Damme et al., 1998). De concentraties van ammonium voor diezelfde periode waren daarentegen de laagste die ooit werden waargenomen. Een fenomeen dat in het verleden nog niet werd waargenomen zijn de zeer lage (geen of bijna geen) ammonium-concentraties ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens tijdens het zomerhalfjaar van zowel 1996 als 1997. De progressieve omzetting van ammonium naar nitraat, zoals die werd voorspeld door Billen et al. (1985) en werd beschreven door Soetaert & Herman (1995) heeft bijgevolg in de tweede helft van de jaren 90 een recordhoogte bereikt. Dit betekent dat een steeds groter aandeel van de totale stikstofvrucht in aanmerking komt om door denitrificatie te worden verwijderd uit het estuarien systeem of in zee terechtkomt als er geen denitrificatie optreedt wegens een "te veel" aan zuurstof.

Een seizoenale en geografische variatie werd geobserveerd in de stabiele koolstofisotoopratios van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) en het gesuspendeerd organisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$), de totale alkaliniteit, het particulier organisch koolstof en de C/N ratios in de Zeeschelde.

In de herfst en de winter resulteerde de significante CO_2 -productie tijdens decompositie van terrestrisch organisch koolstof in DIC met lage $\delta^{13}\text{C}$ waarden en een gemiddeld hogere totale alkaliniteit. Bovendien was de erg kleine spreiding van de $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (gemiddeld -27.3‰) geassocieerd met relatief hoge C/N-ratios ($\text{C/N} > 9$), hoge POC-concentraties en relatief lage Chlorofyl a concentraties. Er wordt daarom besloten dat in de winter bijna al het rivier POC afgeleid is van allochtoon terrestrisch materiaal van antropogene of natuurlijke oorsprong.

In de lente en de zomer zorgen de gereduceerde input van CO₂ van decompositie van ¹³C-verarmd terrestrisch detritus voor minder negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden en gemiddeld lagere totale alkaliniteiten. In de zomer werd daarentegen voor $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ de meest negatieve waarden gemeten. Deze zeer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ waarden vielen samen met hoge Chl a concentraties en lage C/N-ratios, dit suggereert dat fytoplankton een groot deel uitmaakt van de POM fractie. Inderdaad, voor de sectie stroomopwaarts van de Rupel (km118 tot km155) maakt het fytoplankton in de lente ongeveer 50 % uit van de totale POC pool. Dit fytoplankton heeft een gemiddelde $\delta^{13}\text{C}$ waarde van -34.4‰, en een fractionatie tussen totaal opgelost anorganisch koolstof en fytoplankton van 22.3‰.

Er zijn voldoende indicaties aanwezig om te stellen dat zoetwatergetijdengebieden langs de Zeeschelde een zuiverende werking uitoefenen voor stikstof, en dat dit gepaard gaat met een uitgesproken seizoensvariatie. Er werd voor praktisch elk seizoen een import van nitraat en ammonium vastgesteld (indien de waterbalans conservatief beschouwd werd). In de winter vertoonde de stikstofcyclus lage netto-fluxen, terwijl de zomer gekenmerkt werd door hoge netto-fluxen. Voor de koolstof cyclus was het duidelijk dat een groot deel van de POC-concentratie dat binnenstroomde in de geul achterbleef op het schor. Dit verlies aan materiaal kan waarschijnlijk door bezinking verklaard worden.

Verschillende factoren beïnvloeden de totale alkaliniteit en de stabiele koolstofisotopenverhouding van het totaal opgelost anorganisch koolstof ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) van het interstitiële water van de drie geselecteerde intertidale gebieden. Factoren die een invloed kunnen uitoefenen zijn: aanvoer van organisch detritus, sediment structuur, hydrologische condities en vegetatie.

Het interstitiële water van sedimenten met een hoge permeabiliteit werd gekenmerkt door zeer negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden. Door de hogere permeabiliteit van het sediment kon zuurstof immers diffunderen in de bovenste laag van het sediment. Dit heeft als gevolg dat er CO_2 met een negatieve $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ wordt geproduceerd door aërobe decompositie van het ^{13}C -verarmd terrestrisch organisch materiaal in de toplaag van het sediment.

In sedimenten die echter gekenmerkt worden door een kleinere permeabiliteit is het totaal opgelost anorganisch koolstof (DIC) van het interstitiële water aanzienlijk aangerijkt in ^{13}C . De lage permeabiliteit van het sediment creëert een meer anaërobe omgeving, waardoor vermoedelijk methanogenese plaatsgrijpt. Door dit proces wordt er isotopisch licht methaan geproduceerd waardoor de overblijvende fractie van totaal opgelost anorganisch koolstof sterk aangerijkt is in ^{13}C . Alhoewel we zelf geen methaanvorming hebben gemeten, wijst de informatie gewonnen uit $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ waarden in die richting.

Bijlage

Lokatie	Code	Datum	Tijd	pH	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	12-12-96	11:35	7.6	250.5	10.2	120	309.7	16.7	18.5
b92	10.1	12-12-95	12:05	7.5	280.5	6.7	110	334.4	21.5	15.5
b105	11.1	12-12-95	12:49	7.4	271.6	11.9	170	902.9	59.5	15.2
Antwerpen	12.1	12-12-95	13:23	7.6	190.1	12.3	40	379.6	34.7	10.9
Kruike	13.1	12-12-95	13:56	7.6	160.7	2.1	80	545.7	63.3	8.6
Kallebeek	13.2	12-12-95	14:15	7.6	170.1	1.5	90	1024.9	94.0	10.9
Steendorp	14.1	12-12-95	14:43	7.7	191.6	1.9	160	1513.9	128.3	11.8
Temse	14.2	12-12-95	15:03	7.8	199	19.3	340	2047.8	172.3	11.9
Marierke	15.1	12-12-95	15:44	7.8	203.1	25.2	280	1607.3	148.5	10.8
Vlassenbroek	16.1									
Dendermonde	16.2	11-12-95	9:24	7.7	177.6	2.5	170	1395.8	126.9	11.0
Dendermonde	16.2	18-12-95	9:52	7.7	161.7	39.8	90	991.9	93.9	10.6
Sint-Onolispolder	17.1	18-12-95	9:55	7.7	165.3	50.1	60	759.9	73.4	10.3
Appels	17.2	18-12-95	10:20	7.7	142.3	4.0	40	491.9	51.5	9.5
Uitbergen	18.1	18-12-95	11:01	7.6	202		50	496.7	55.3	9.0
Wetteren	19.1	18-12-95	11:37	7.6	208.5	3.1	30	489.2	52.0	9.4
Melle	19.2	18-12-95	12:45	7.6	206.3		40	481.7	61.6	7.8

Tabel 1: Data van de maand december 95

Lokatie	Code	Datum	pH	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	09-01-96	7.50	4.38	260	4	212	130	490.9	30.0	16.4
b92	10.1	09-01-96	7.40	4.26	311	3	215	130	679.4	43.6	15.6
b105	11.1	09-01-96	7.49	4.14	267	1	295	100	721.7	52.8	13.7
Antwerpen	12.1	09-01-96	7.53	4.20	260	1	343	40	318.3	30.8	10.3
Kruike	13.1	09-01-96	7.43	4.62	252	2	522	180	1702.5	139.4	12.2
Bazel	13.2	09-01-96	7.48	4.58	286	2	577	80	718.8	66.3	10.8
Steendorp	14.1	09-01-96	7.54	4.94	353	1	552	230	1823.1	159.8	11.4
Temse	14.2	09-01-96	7.56	5.14	338	2	451	310	2188.6	180.7	12.1
Marikerke	15.1	09-01-96	7.56	5.58	265	6	492	220	1578.5	140.4	11.2
Vlassenbroek	16.1	09-01-96	7.59	5.44	314	10	464	160	1436.4	127.5	11.3
Dendermonde	16.2	10-01-96	7.63	5.42	315	4	431	190	1476.2	129.6	11.4
St-Onolfspolder	17.1	10-01-96	7.67	5.50	326	10	444	140	1070.7	97.6	11
Appels	17.2	10-01-96	7.65	5.40	303	8	424	150	1129.1	106.8	10.6
Uitbergen	18.1	10-01-96	7.68	5.84	328	12	477	110	973.2	90.1	10.8
Wetteren	19.1	10-01-96	7.65	5.74	331	12	280	70	600.5	61.6	9.7
Melle	20.1	10-01-96	7.66	5.62	322	13	230	30	426.1	46.4	9.2

Tabel 2: Data van de maand januari 96

Lokatie	Code	Datum	Tijd	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]
b89	9.1	06-02-96	10:20	7.47	3.7	4.40	253.8	1.2	/	324	1069.8	94.8
b92	10.1	06-02-96	10:45	7.50	3.5	4.37	257.6	1.1	255.0	252	458.7	36.7
b105	11.1	06-02-96	11:10	7.40	3.5	4.88	222.0	2.3	260.4	192	411.9	36.7
Antwerpen	12.1	06-02-96	11:45	7.76	4.1	5.21	207.8	2.3	/	40	154.0	16.2
Kruike	13.1	06-02-96	12:15	7.67	3	5.49	197.3	0.9	/	176	591.1	59.4
Kallebeek	13.2	06-02-96	12:35	7.75	2.9	5.71	204.9	1.2	560.4	148	500.6	51.9
Steendorp	14.1	06-02-96	13:00	7.83	3.2	6.36	244.5	7.2	560.4	252	761.4	74.8
Temse	14.2	06-02-96	13:20	7.81	3.1	6.68	240.5	13.4	598.2	388	1368.0	133.7
Mariekerke	15.1	06-02-96	14:10	7.78	3.2	6.94	255.3	8.5	638.7	268	829.8	82.8
Vlassenbroek	16.1	06-02-96	15:10	7.76	3.8	6.77	292.0	13.3	641.4	164	547.0	55.1
Dendermonde	16.2	05-02-96	9:20	7.62	5.4	6.77	242.4	15.7	/	196	762.9	74.2
St-Onolfspolder	17.1	05-02-96	10:00	7.65	5.5	6.74	263.8	17.7	546.8	196	727.2	77.4
Appels	17.2	05-02-96	10:30	7.62	6.3	6.51	289.4	21.1	555.0	152	558.6	55.5
Uitbergen	18.1	05-02-96	11:30	7.70	8.2	6.57	283.3	20.7	533.3	100	374.4	38.9
Wetteren	19.1	05-02-96	12:15	7.66	7.7	6.61	286.7		538.7	52	248.9	25.4
Melle	20.1	05-02-96	12:45	7.60	7.7	6.58	311.4		552.3	36	189.9	21.4

Tabel 3: Data van de maand februari 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	12-03-96	7.65	4.10	286.8	5.7	254.4	136	131.9	11.2	11.8
b92	10.1	12-03-96	7.65	4.32	320.4	6.2	246.2	192	259.6	22.2	11.7
b105	11.1	12-03-96	7.57	4.64	332.1	3.9	322.2	268	483.3	43.3	11.2
Antwerpen	12.1	12-03-96	7.58	4.70	320.0	2.4	379.2	156	318.0	28.4	11.2
Kruike	13.1	12-03-96	7.58	4.88	331.0	3.0	384.7	176	469.0	47.0	10.0
Kallebeek	13.2	12-03-96	7.57	4.90	302.9	4.2	425.4	228	588.3	59.4	9.9
Steendorp	14.1	12-03-96	7.58	5.08	355.2	5.3	420.0	132	382.8	41.4	9.2
Temse	14.2	12-03-96	7.60	5.58	372.1	5.9	387.4	324	848.1	85.3	9.9
Marikerke	15.1	12-03-96	7.70	5.84	446.1	10.4	371.1	292			
Vlassenbroek	16.1	12-03-96	7.80	5.98	436.8	14.8	477.0	192	519.8	61.6	8.4
Dendermonde	16.2	13-03-96	7.80	6.10	375.3	14.6	523.1	176	527.7	62.4	8.5
St-Onolfspolder	17.1	13-03-96	7.75	6.08	354.5	15.2	471.5	176	521.3	61.6	8.5
Appels	17.2	13-03-96	7.75	6.02	343.6	15.1	474.2	192	549.4	68.3	8.0
Uitbergen	18.1	13-03-96		6.02	346.4	17.9	490.5	108	496.0	59.9	8.3
Wetteren	19.1	13-03-96	7.75	6.00	346.7	19.0	482.4	136	405.4	54.4	7.4
Melle	20.1	13-03-96	7.75	6.08	381.4	16.5	487.8	112	409.1	57.7	7.1

Tabel 4: Data van de maand maart 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	10-04-96	7.67	8.9	3.92	294.3	12.0	172.1	108	45.5	5.4	8.4
b92	10.1	10-04-96	7.56	9.5	4.10	314.1	12.2	214.0	124	181.4	20.9	8.7
b105	11.1	10-04-96	7.55	9.6	4.16	311.8	10.9	241.9	132	232.7	21.9	10.6
Antwerpen	12.1	10-04-96	7.52	9.4	4.64	299.1	7.5	328.5	180	482.2	47.0	10.3
Kruike	13.1	10-04-96	7.60	9.8	5.14	293.7	7.9	479.3	128	375.9	40.7	9.2
Kallebeek	13.2	10-04-96	7.64	10.4	5.30	198.3	14.4	524.0	104	308.8	35.5	8.7
Steendorp	14.1	10-04-96	7.63	10.2	5.38	158.0	29.7	554.7	64	266.5	37.8	7.0
Temse	14.2	10-04-96	7.59	10.6	5.56	161.8	32.3	538.0	184	709.7	85.1	8.3
Mariakerke	15.1	10-04-96	7.65	10.1	6.14	256.6	7.8	524.0	160	757.2	107.9	7.0
Vlassenbroek	16.1	10-04-96	7.67	11.8	6.40	238.0	12.9	540.8	180	785.3	107.8	7.3
Dendermonde	16.2	10-04-96	7.68	11.8	6.40	235.7	15.1	560.3	140	387.1	85.0	4.6
Dendermonde	16.2	11-04-96	7.68	11.7	6.32	258.0	16.8	560.3	80	722.9	90.1	8.0
Sint-Onolfspolder	17.1	11-04-96	7.63	12.4	6.24	254.9	20.7	563.1	56	294.9	80.2	3.7
Appels	17.2	11-04-96	7.63	12.6	6.28	241.6	22.7	557.5	80	373.7	93.5	4.0
Uitbergen	18.1	11-04-96	7.65	13.9	6.44	241.4	37.5	591.1	68	374.9	59.0	6.4
Wetteren	19.1	11-04-96	7.60	14.4	6.36	204.7	43.7	588.3	56	353.5	53.6	6.6
Melle	20.1	11-04-96	7.60	13.7	6.44	190.2	49.7	585.5	84	499.0	97.5	5.1
Bovenscheide	G1	10-04-96	7.5	13.4	6.34	216.7	54.4	565.9	36	248.9	29.5	8.4
Durne	G2	10-04-96	7.7	9.8	7.08	259.8	8.9	669.3	148	722.8	77.0	9.4
Dender	G3	10-04-96	7.8	9.9	7.04	188.6	7.9	448.6	16	219.6	31.3	7.0
Rupel	G4	10-04-96	7.6	9.9	5.26	182.0	34.3	563.1	24	153.0	21.2	7.2

Tabel 5: Data van de maand april 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	14-10-97	7.62	16.7	3.40	276	11	0	92	89.2	10.0	8.9
b92	10.1	14-10-97	7.53	16.6	3.53	320	13	5	92	128.2	14.8	8.7
b105	11.1	14-10-97	7.40	15.9	3.86	333	23	37	62	206.7	28.6	7.2
Antwerpen	12.1	14-10-97	7.35	16.2	4.13	261	32	126	250	1043.2	120.0	8.7
Kruikeke	13.1	14-10-97	7.31	15.9	3.99	248	35	159	254	1165.6	127.1	9.2
Kallebeek	13.2	14-10-97	7.33	16.8	3.94	266	35	163	68	372.6	46.6	8.0
Steendorp	14.1	14-10-97	7.41	15	3.98	262	35	187	182	887.9	102.1	8.7
Temse	14.2	14-10-97	7.52	15.5	5.25	325	14	241	108	611.7	74.9	8.2
St-Amands	15.1	14-10-97	7.39	15.7	5.68	25	6	484	66	411.4	73.4	5.6
Vlassenbroek	16.1	15-10-97	7.32	14.5	5.51	24	8	543	118	812.7	104.8	7.8
Dendermonde	16.2	15-10-97	7.39	14.4	5.41	31	12	536	136	850.9	102.5	8.3
St-Onolfspolder	17.1	15-10-97	7.32	14.8	5.31	74	27	537	108	654.5	85.5	7.7
Appels	17.2	15-10-97	7.35	14.8	5.20	80	36	558	88	537.4	72.2	7.4
Uitbergen	18.1	15-10-97	7.30	14.8	4.87	107	44	504	72	482.5	64.7	7.5
Wetteren	19.1	15-10-97	7.30	14.5	4.93	134	41	542	58	402.1	58.7	6.9
Melle	20.1	15-10-97	7.31	14.3	4.92	152	51	528	50	351.1	51.2	6.9
Bovenshelde	G1	14-10-97	7.28		4.41	53	59	256	26	235.5	45.0	5.2
Durme	G2	14-10-97	7.33		4.29	192	9	214	78	478.0	73.7	6.5
Dender	G3	14-10-97	7.43		4.29	94	12	240	28	309.0	52.8	5.8
Rupel	G4	14-10-97	7.23		2.68	177	19	208	74	607.3	67.8	9.0

Label 23: Data van de maand oktober 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	10-09-97	7.75	20.2	3.13	234	1	4	94	90.2	6.8	13.3
b92	10.1	10-09-97	7.74	21.0	3.25	264	1	4	102	83.6	5.9	14.3
b105	11.1	10-09-97	7.55	21.2	3.34	291	2	5	106	196.0	12.8	15.3
Antwerpen	12.1	10-09-97	7.50	21.7	3.54	307	15	8	66	171.9	12.1	14.3
Kruike	13.1	10-09-97	7.53	21.6	3.92	280	31	29	94	491.8	45.5	10.8
Kallebeek	13.2	10-09-97	7.57	21.3	4.05	260	29	55	98	537.5	49.9	10.8
Steendorp	14.1	10-09-97	7.53	21.5	4.26	206	26	104	168	990.0	89.7	11.0
Temse	14.2	10-09-97	7.69	21.4	4.40	293	24	65	124	732.2	72.8	10.1
St-Amands	15.1	10-09-97	7.80	21.6	4.76	427	11	10	116	736.6	75.4	9.8
Vlassenbroek	16.1	11-09-97	7.61	19.7	5.21	447	11	9	58	586.2	76.5	7.7
Dendermonde	16.2	11-09-97	7.59	19.7	5.27	432	15	11	150	941.3	97.4	9.7
St-Onolfspolder	17.1	11-09-97	7.58	20.6	5.26	403	23	29	98	830.7	86.5	9.6
Appels	17.2	11-09-97	7.58	21.3	5.20	384	29	32	160	912.8	92.8	9.8
Uitbergen	18.1	11-09-97	7.59	20.1	5.45	319	34	136	82	562.7	56.7	9.9
Wetteren	19.1	11-09-97	7.58	20.4	5.55	289	30	172	94	585.3	56.3	10.4
Melle	20.1	11-09-97	7.60	20.4	5.73	202	17	256	84	587.6	57.9	10.1
Bovenscheide	G1	10-09-97			5.86	487	4	261	18	281.7	33.5	8.4
Durme	G2	10-09-97			4.41	483	14	64	56	423.6	50.1	8.5
Dender	G3	10-09-97			6.43	35	6	482	44	987.4	156.3	6.3
Rupel	G4	10-09-97			4.36	252	22	217	100	677.1	65.4	10.4

Tabel 22: Data van de maand september 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	20-08-97	7.46	24.2	3.66	226	5	8	150	371.6	23.4	15.9
b92	10.1	20-08-97	7.38	24.5	3.52	263	7	6	90	174.6	15.3	11.4
b105	11.1	20-08-97	7.32	24.4	3.84	288	9	15	150	628.2	43.0	14.6
Antwerpen	12.1	20-08-97	7.31	25.3	4.02	287	16	15	196	805.9	61.7	13.1
Kruibeke	13.1	20-08-97	7.42	25.1	4.22	243	22	57	176	928.5	82.3	11.3
Kallebeek	13.2	20-08-97	7.50	25.5	4.20	235	21	68	58	370.1	49.1	7.5
Steendorp	14.1	20-08-97	7.55	25.5	4.32	273	21	51	46	373.8	45.3	8.2
Temse	14.2	20-08-97	7.60	25.7	4.52	317	21	36	180	1112.3	101.1	11.0
St-Amands	15.1	20-08-97	7.70	26.4	4.82	406	13		168	1006.7	94.2	10.7
Vlassenbroek	16.1	21-08-97	7.59	25.1	4.66	391	14	30	38	363.1	46.0	7.9
Dendermonde	16.2	21-08-97	7.67	25.1	4.88	456	12	27	54	443.4	55.9	7.9
St-Onolfspolder	17.1	21-08-97	7.68	25.5	5.20	497	14	27	184	1117.4	105.7	10.6
Appels	17.2	21-08-97		25.2	5.20	497	18	73	40	418.8	53.0	7.9
Uitbergen	18.1	21-08-97		25.4	5.60	544	9	23	62	410.0	26.1	15.7
Weiteren	19.1	21-08-97		25.4	5.76	552	16	17	84	148.6	11.2	13.3
Melle	20.1	21-08-97		25.6	5.62	506	34	23	38	612.2	47.6	12.9
Bovenshelde	G1	20-08-97			5.62	176	5	30	40	680.1	69.2	9.8
Durme	G2	20-08-97			4.74	287	25	64	108	584.8	66.7	8.8
Dender	G3	20-08-97			6.72	3	8	518	24	1533.5	135.1	11.4
Rupel	G4	20-08-97			4.24	117	21	126	48	1021.7	103.6	9.9

Tabel 21: Data van de maand augustus 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	23-07-97	7.57	21.6	3.66	241	8	6	144	410.0	26.1	15.7
b92	10.1	23-07-97	7.46	22.1	3.62	266	10	6	80	148.6	11.2	13.3
b105	11.1	23-07-97	7.38	21.9	3.76	268	13	14	152	612.2	47.6	12.9
Antwerpen	12.1	23-07-97	7.47	22.1	3.84	212	15	75	108	680.1	69.2	9.8
Kruike	13.1	23-07-97	7.56	23.2	3.84	201	16	111	86	584.8	66.7	8.8
Kallebeek	13.2	23-07-97	7.59	23.2	4.08	209	21	133	282	1533.5	135.1	11.4
Steendorp	14.1	23-07-97	7.56	23.7	4.20	234	24	125	164	1021.7	103.6	9.9
Temse	14.2	23-07-97	7.63	24.0	4.76	279	27	117	380	2016.4	179.8	11.2
St-Amands	15.1	23-07-97	7.60	24.4	4.82	218	31	180	340	1936.6	185.2	10.5
Vlassenbroek	16.1	24-07-97	7.62	21.6	4.66	243	28	173	98	774.5	94.4	8.2
Dendermonde	16.2	24-07-97	7.62	21.5	4.62	235	29	176	128	918.6	103.8	8.9
St-Onolfspolder	17.1	24-07-97	7.60	21.5	4.64	227	33	188	228	1423.0	146.6	9.7
Appels	17.2	24-07-97	7.63	21.8	4.54	228	35	196	74	556.6	67.9	8.2
Uitbergen	18.1	24-07-97	7.62	22.4	4.82	228	43	235	52	731.3	118.9	6.1
Wetteren	19.1	24-07-97	7.67	22.9	5.30	173	42	326	42	383.9	49.7	7.7
Melle	20.1	24-07-97	7.64	22.8	5.08	110	28	342	68	538.8	65.1	8.3
Bovenscheide	G1	23-07-97			4.48	176	27	249	40	342.8	43.6	7.9
Durme	G2	23-07-97			3.76	259	21	225	84	561.2	64.5	8.7
Dender	G3	23-07-97			3.44	175	30	135	34	402.6	60.7	6.6
Rupel	G4	23-07-97			3.34	173	26	176	92	663.3	75.5	8.8

Tabel 20: Data van de maand juli 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	25-06-97	7.77	18.3	3.68	263	8	8	128	218.7	18.5	11.8
b92	10.1	25-06-97	7.66	18.8	3.82	294	9	8	139	334.7	23.0	14.6
b105	11.1	25-06-97	7.52	18.9	4.00	312	14	13	166	542.6	39.5	13.7
Antwerpen	12.1	25-06-97	7.56	19.1	4.48	213	21	264	157	794.1	74.3	10.7
Kruike	13.1	25-06-97	7.68	19.3	4.80	26	12	297	210	1289.1	172.1	7.5
Kallebeek	13.2	25-06-97	7.71	18.9	5.16	17	9	363	547	2747.1	243.3	11.3
Steendorp	14.1	25-06-97	7.72	18.8	5.14	14	12	382	508	2701.0	239.7	11.3
Temse	14.2	25-06-97	7.74	19.1	5.12	138	15	396	176	1152.1	124.2	9.3
St-Amands	15.1	25-06-97	7.76	19.6	5.48	128	26	412	258	1506.2	153.3	9.8
Vlassenbroek	16.1	26-06-97	7.80	18.7	5.46	102	31	446	218	1292.7	131.2	9.8
Dendermonde	16.2	26-06-97	7.77	18.9	5.42	94	31	456	148	934.6	101.2	9.2
St-Onolfspolder	17.1	26-06-97	7.75	19.3	5.48	21	27	488	183	973.6	96.5	10.1
Appels	17.2	26-06-97	7.75	19.1	5.50	4	22	481	168	1053.0	109.6	9.6
Uitbergen	18.1	26-06-97	7.74	19.0	5.06	14	22	467	119	675.0	75.5	8.9
Wetteren	19.1	26-06-97	7.75	19.0	5.10	10	22	464	66	426.4	50.9	8.4
Melle	20.1	26-06-97	7.73	18.9	5.06	92	31	497	56	401.5	49.1	8.2
Bovenshelde	G1	25-06-97			4.82	72	29	427	78	293.3	108.6	2.7
Durme	G2	25-06-97			5.42	67	18	328	224	1508.1	172.3	8.8
Dender	G3	25-06-97			5.22	28	14	530	18	233.3	38.9	6.0
Rupel	G4	25-06-97			4.62	60	12	402	54	408.8	66.2	6.2

Tabel 19: Data van de maand juni 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	28-05-97	7.63	16.2	3.56	316	14	17	104	141.4	11.8	12.0
b92	10.1	28-05-97	7.45	17.1	3.86	350	18	17	87	195.9	15.9	12.3
b105	11.1	28-05-97	7.28	16.7	3.92	364	25	31	106	311.0	23.4	13.3
Antwerpen	12.1	28-05-97	7.28	16.9	4.14	303	96	141	75	335.3	32.0	10.5
Kruike	13.1	28-05-97	7.41	17.1	4.44	487	0	271	158	389.3	54.6	7.1
Kallebeek	13.2	28-05-97	7.43	17.3	4.42	268	3	294	130	733.8	76.7	9.6
Steendorp	14.1	28-05-97	7.46	17.3	4.64	426	4	266	150	923.5	93.9	9.8
Temse	14.2	28-05-97	7.49	17.5	4.80	288	10	353	92	607.3	64.9	9.4
St-Amands	15.1	28-05-97	7.52	18.6	5.64	635	1	356	169	877.8	85.7	10.2
Vlassenbroek	16.1	02-06-97	7.80	17.9	5.52	654	0	445	103	635.2	70.2	9.1
Dendermonde	16.2	02-06-97	7.75	18.2	5.68	654	0	427	108	729.0	76.1	9.6
St-Onolfspolder	17.1	02-06-97	7.78	18.5	5.66	646	0	440	108	699.3	70.9	9.9
Appels	17.2	02-06-97	7.74	18.5	5.76	648	1	445	111	609.6	64.5	9.4
Uitbergen	18.1	02-06-97	7.81	18.8	6.18	652	0	521	62	416.8	46.1	9.0
Wetteren	19.1	02-06-97	7.82	19.4	6.18		79	483	44	413.2	56.6	7.3
Melle	20.1	02-06-97	7.81	19.9	6.22	32	61	504	20	289.0	38.8	7.4
Bovenscheide	G1	28-05-97			5.68	129	41	366	20	276.5	36.0	7.7
Durme	G2	28-05-97			6.56	773	1	498	270	1644.8	175.1	9.4
Dender	G3	28-05-97			5.98	125	15	340	12	198.9	30.5	6.5
Rupel	G4	28-05-97			4.74	515	0	322	19	226.6	34.0	6.7

Tabel 18: Data van de maand mei 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	02-04-97	7.18	11.2	3.72	519	6	55	86	134.2	13.3	10.1
b92	10.1	02-04-97	7.12	11.8	3.80	542	9	23	121	405.9	27.6	14.7
b105	11.1	02-04-97	7.03	11.8	3.88	544	15	51	62	166.2	11.8	14.1
Antwerpen	12.1	02-04-97	7.01	11.5	4.06	546	17	69	63	180.4	16.1	11.2
Kruike	13.1	02-04-97	7.12	11.1	4.48	434	10	275	16	110.9	13.5	8.2
Kallebeek	13.2	02-04-97	7.16	11.2	4.66	400	9	315	6	105.1	13.0	8.1
Steendorp	14.1	02-04-97	7.17	11.3	4.74	381	13	333	12	108.9	14.2	7.7
Temse	14.2	02-04-97	7.17	11.3	4.96	359	22	352	20	168.3	21.7	7.8
St-Amands	15.1	02-04-97	7.25	11.6	6.06	358	13	356	44	309.1	31.2	9.9
Vlassenbroek	16.1	03-04-97	7.55	13.1	6.40	274	20	288	70	481.8	48.3	10.0
Dendermonde	16.2	03-04-97	7.50	13.0	6.48	277	21	278	82	457.5	47.6	9.6
St-Onolfspolder	17.1	03-04-97	7.57	13.0	6.46	269	24	267	48	370.9	41.6	8.9
Appels	17.2	03-04-97	7.57	13.3	6.40	255	27	260	44	337.6	37.3	9.1
Uitbergen	18.1	03-04-97	7.58	13.6	6.50	128	38	256	22	261.4	31.5	8.3
Wetteren	19.1	03-04-97	7.59	13.9	6.56	221	43	291	36	327.9	37.7	8.7
Melle	20.1	03-04-97	7.57	14.1	6.62	204	42	347	42	416.2	50.4	8.3
Bovenscheide	G1	02-04-97			6.56	666	139	551	28	241.8	28.9	8.4
Durme	G2	02-04-97			6.56	363	1	412	16	260.0	38.2	6.8
Dender	G3	02-04-97			4.28	479	129	390	24	235.5	31.6	7.4
Rupel	G4	02-04-97			5.80	692	1	371	24	204.4	24.9	8.2

Tabel 17: Data van de maand april 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	05-03-97	7.64	10.1	3.72	370	14	187	86	147.2	11.7	12.6
b92	10.1	05-03-97	7.68	10.1	3.96	404	12	179	56	117.1	8.5	13.8
b105	11.1	05-03-97	7.62	10.1	4.07	410	8	221	64	250.0	17.5	14.2
Antwerpen	12.1	05-03-97	7.60	10.1	4.23	409	6	232	88	415.4	29.4	14.1
Kruike	13.1	05-03-97	7.59	10.1	4.15	403	7	260	62	341.1	30.9	11.1
Kallebeek	13.2	05-03-97	7.56	10.1	4.14	394	9	266	58	282.2	35.1	8.0
Steendorp	14.1	05-03-97	7.56	10.1	4.02	378	10	266	40	233.3	30.9	7.6
Temse	14.2	05-03-97	7.55	10.3	4.39	358	12	297	44	268.9	39.6	6.8
St-Amands	15.1	05-03-97	7.69	10.4	5.27	413	15	297	46	266.7	56.1	4.8
Vlassenbroek	16.1	06-03-97	7.66	10.3	5.37	385	18	313	66	401.2	65.1	6.2
Dendermonde	16.2	06-03-97	7.68	10.5	5.36	392	19	350	72	367.8	68.2	5.4
St-Onolfspolder	17.1	06-03-97	7.69	10.7	5.41	399	20	353	72	359.1	76.4	4.7
Appels	17.2	06-03-97	7.69	10.7	5.38	383	22	356	64	364.4	81.9	4.5
Uitbergen	18.1	06-03-97	7.67	11.0	5.42	364	21	370	56	335.5	74.1	4.5
Wetteren	19.1	06-03-97	7.64	11.5	5.16	352	20	328	56	336.3	67.3	5.0
Melle	20.1	06-03-97	7.68	11.5	5.30	341	23	350	36	211.5	51.3	4.1
Bovenscheide	G1	05-03-97			4.84	346	18	291	32	276.3	30.4	9.1
Durme	G2	05-03-97			5.36	397	16	325	30	227.0	24.6	9.2
Dender	G3	05-03-97			5.32	381	12	229	24	196.3	23.0	8.5
Rupel	G4	05-03-97			3.52	208	14	350	32	328.6	38.1	8.6

Tabel 16: Data van de maand maart 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	12-02-97	7.60	4.9	4.18	303	5	274	334	838.4	49.6	16.9
b92	10.1	12-02-97	7.55	5.6	4.36	319	4	316	232	648.8	39.2	16.5
b105	11.1	12-02-97	7.50	5.2	4.78	288	2	415	278	1195.2	77.7	15.4
Antwerpen	12.1	12-02-97	7.50	5.4	5.02	264	1	488	178	931.1	71.6	13.0
Kruikeke	13.1	12-02-97	7.50	5.9	4.94	278	2	516	224	1212.3	100.7	12.0
Kallebeek	13.2	12-02-97	7.50	6.2	5.10	288	3	541	262	1421.2	121.5	11.7
Steendorp	14.1	12-02-97	7.55	6.3	5.72	307	4	558	390	1946.3	163.0	11.9
Temse	14.2	12-02-97	7.55	6.4	6.52	342	5	642	734	3596.3	292.2	12.3
St-Amands	15.1	12-02-97	7.60	6.7	6.02	381	13	538	386	1866.6	158.0	11.8
Vlaassenbroek	16.1	13-02-97	7.75	7.2	5.76	399	14	510	98	616.7	69.3	8.9
Dendermonde	16.2	13-02-97	7.70	7.3	5.76	404	15	504	88	640.5	70.5	9.1
St-Onolfspolder	17.1	13-02-97	7.65	7.5	5.78	428	17	558	98	477.3	56.5	8.4
Appels	17.2	13-02-97	7.65	7.6	5.76	440	18	614	72	468.0	58.8	8.0
Uitbergen	18.1	13-02-97	7.60	8.6	5.58	447	22	594	90	578.6	76.8	7.5
Wetteren	19.1	13-02-97	7.60	8.4	5.36	522	21	496	68	416.9	54.5	7.6
Melle	20.1	13-02-97	7.65	8.8	5.46	581	21	462	56	402.4	53.1	7.6
Bovenshelde	G1	12-02-97	7.55	8.2	6.06	355	17	690	68	607.9	59.5	10.2
Durme	G2	12-02-97	7.55	6.4	6.02	338	4	667	226	1312.9	117.4	11.2
Dender	G3	12-02-97	7.65	6.5	5.40	376	11	308	90	601.0	70.6	8.5
Rupel	G4	12-02-97	7.45	6.6	4.64	298	5	479	82	587.7	56.4	10.4

Tabel 15: Data van de maand februari 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	08-01-97			3.68	331	3	177	80	73.8	7.3	10.1
b92	10.1	08-01-97			3.78	352	2	190	54	80.9	6.7	12.1
b105	11.1	08-01-97			4.18	330	1	274	64	181.5	18.4	9.8
Antwerpen	12.1	08-01-97			4.60	287	1	415	80	357.5	37.8	9.5
Kruibeke	13.1	08-01-97			4.90	264	1	462	66	299.0	33.2	9.0
Kallebeek	13.2	08-01-97			4.82	249	2	459	46	329.8	37.5	8.8
Steendorp	14.1	08-01-97			4.90	236	2	477	50	357.0	42.0	8.5

Tabel 14: Data van de maand januari 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	11-12-96	7.45	7.0	3.66	383	7	136	96	310.9	28.6	10.9
b92	10.1	11-12-96	7.4	6.6	3.60	407	5	177	50	194.4	19.1	10.2
b105	11.1	11-12-96	7.4	6.3	3.62	429	5	174	24	145.2	15.9	9.1
Antwerpen	12.1	11-12-96	7.35	6.2	3.52	424	7	185	44	247.2	27.5	9.0
Kruikeke	13.1	11-12-96	7.35	6.1	3.72	414	9	190	230	1166.3	121.3	9.6
Kallebeek	13.2	11-12-96	7.4	6.0	3.84	431	10	205	216	878.1	96.9	9.1
Steendorp	14.1	11-12-96	7.45	5.9	4.12	478	10	195	238	1093.5	107.4	10.2
Temse	14.2	11-12-96	7.5	6.0	4.28	527	11	177	208	904.9	86.6	10.4
St-Amands	15.1	11-12-96	7.6	6.3	5.00	560	14	192	300	1502.8	138.7	10.8
Vlassenbroek	16.1	10-12-96	7.5	6.8	4.80	563	15	156	100	590.8	60.4	9.8
Dendermonde	16.2	10-12-96	7.5	6.8	4.90	570	15	172	102	495.7	47.8	10.4
St-Onolfspolder	17.1	10-12-96	7.45	6.8	4.74	594	16	446	76	429.3	44.5	9.7
Appels	17.2	10-12-96	7.45	7.2	4.86	554	17	508	78	329.5	34.0	9.7
Uitbergen	18.1	10-12-96	7.4	7.1	4.92	497	17	241	35	254.1	29.0	8.8
Wetteren	19.1	10-12-96	7.45	7.0	4.86	511	18	285	21	268.2	25.4	10.5
Melle	20.1	10-12-96	7.4	7.1	4.92	451	18	267	28	217.3	24.0	9.0
Bovenshelde	G1	11-12-96	7.4	6.5	4.96		15	221	40	310.9	39.4	7.9
Durme	G2	11-12-96	7.55	4.6	5.32		13	377	106	452.7	47.9	9.4
Dender	G3	11-12-96	7.6	5.6	5.28		14	182	20	171.8	22.7	7.6
Rupel	G4	11-12-96	7.35	5.1	3.52		10	282	76	698.6	76.8	9.1

Tabel 13: Data van de maand december 1996

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Aik. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	06-11-96			3.5	226.9	5.3	51.8	186	200.8	18.5	10.8
b92	10.1	06-11-96			3.6	248.9	7.7	111.1	152	174.4	16.1	10.8
b105	11.1	06-11-96			3.7	275.7	14.1	22.9	108	125.2	12.5	10.0
Antwerpen	12.1	06-11-96			3.9	282.0	20.5	57.1	76	168.5	20.5	8.2
Kruike	13.1	06-11-96			4.3	245.4	18.6	147.9	78	331.4	41.2	8.0
Kallebeek	13.2	06-11-96			4.4	207.1	15.9	201.8	70	306.1	37.1	8.2
Steedorp	14.1	06-11-96			4.5	173.5	13.5	243.9	104	554.6	62.3	8.9
Temse	14.2	06-11-96			4.5	147.4	19.8	336.1	92	608.6	74.4	8.2
St-Amands	15.1	06-11-96			5.8	237.4	23.6	284.7	56	283.1	36.3	7.8
Vlassenbroek	16.1	07-11-96			6.9	304.2	28.9	467.6	192	969.5	107.2	9.0
Dendermonde	16.2	07-11-96			6.9		4.7	497.9	172	948.4	98.0	9.7
St-Onolfspolder	17.1	07-11-96			6.8		7.9	526.8	140	834.6	86.3	9.7
Appels	17.2	07-11-96			6.9	45.6	7.5	528.2	154	876.7	91.4	9.6
Uitbergen	18.1	07-11-96			6.5		6.4	528.2	80	481.2	56.2	8.6
Wetteren	19.1	07-11-96			6.6		3.4	541.3	52	423.7	51.0	8.3
Melle	20.1	07-11-96			6.5		6.2		62	582.9	72.6	8.0
Bovenscheide	G1	06-11-96			6.7		1.7	538.7	36	540.2	73.7	7.3
Durme	G2	06-11-96			6.4	95.7	54.3		80	581.9	80.6	7.2
Dender	G3	06-11-96			7.0		4.5	425.5	28	230.7	32.8	7.0
Rupel	G4	06-11-96			3.6	76.9	24.3	309.7	38	528.1	74.1	7.1

Tabel 12: Data van de maand november 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	09-10-96	7.69	16.2	3.42	244.4	4.8	34.9	126	106.0	13.2	8.0
b92	10.1	09-10-96	7.64	16.2	3.50	255.5	7.3	34.9	96	97.1	10.9	8.9
b105	11.1	09-10-96	7.51	16	3.56	263.1	13.4	48.3	96	98.2	11.6	8.5
Antwerpen	12.1	09-10-96	7.49	15.8	3.76	230.1	17.7	83.5	78	255.8	31.9	8.0
Kruike	13.1	09-10-96	7.61	15.9	4.02	162.6	16.7	184.1	98	513.4	58.4	8.8
Kallebeek	13.2	09-10-96	7.69	15.6	4.02	134.6	17.2	219.3	84	562.7	64.9	8.7
Steendorp	14.1	09-10-96	7.73	15.5	4.12	112.1	20.5	249.5	60	424.8	56.3	7.6
Temse	14.2	09-10-96	7.79	15.3	4.44	127.8	26.8	259.6	176	999.5	112.5	8.9
St-Amands	15.1	09-10-96	7.92	15.2	5.04	277.8	17.2	192.5	132	535.2	61.9	8.6
Vlassenbroek	16.1	08-10-96	7.82	15.4	6.16	91.1	13.6	536.2	114	596.1	77.3	7.7
Dendermonde	16.2	08-10-96	7.63	15.1	6.22	44.7	12.1	610.0	106	614.8	84.2	7.3
Sint-Onolfspolder	17.1	08-10-96	7.64	15.3	6.24	37.5	11.7	626.8	116	775.6	89.3	8.7
Appels	17.2	08-10-96	7.56	15.7	6.20	36.9	12.9	630.1	74	408.5	51.9	7.9
Uitbergen	18.1	08-10-96	7.47	15.9	6.32		10.2	727.4	86	685.7	85.7	8.0
Wetteren	19.1	08-10-96	7.38	16	6.06		13.1	705.6	82	470.8	65.5	7.2
Melle	20.1	08-10-96	7.31	16.5	5.82	32.6	23.3	685.4	60	438.0	62.6	7.0
Bovenshelde	G1	09-10-96			5.90	52.3	44.7	439.0	42	293.5	57.3	5.1
Durme	G2	09-10-96			5.86				88	430.8	50.7	8.5
Dender	G3	09-10-96			6.72	61.0	11.8	660.3	26	231.9	33.7	6.9
Rupel	G4	09-10-96			4.44	27.5	36.0	479.2	32	224.8	31.3	7.2

Tabel III: Data van de maand oktober 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	03-09-96	7.57	20.4	3.60	226.0	7.0	6.3	108	157.1	18.0	8.7
b92	10.1	03-09-96	7.25	20.1	3.72	237.5	10.4	7.5	118	256.9	24.1	10.7
b105	11.1	03-09-96	7.12	19.4	4.12	231.1	14.4	11.8	256	901.2	83.6	10.8
Antwerpen	12.1	03-09-96	7.24	19.1	3.48	216.7	13.6	109.6	118	531.8	59.3	9.0
Kruike	13.1	03-09-96	7.12	18.4	2.92	222.5	16.3	162.2	76	442.7	48.3	9.2
Kallebeek	13.2	03-09-96	7.01	17.7	2.92	227.6	18.6	162.8	254	1185.3	119.4	9.9
Steendorp	14.1	03-09-96	7.00	17.4	2.96	235.5	19.5	534.5	192	902.5	117.1	7.7
Temse	14.2	03-09-96	7.02	17.4	3.16	256.4	19.9	205.9	256	1258.4	121.5	10.4
St-Amands												
Vlassenbroek	16.1	04-09-96	7.29	17.4	3.20	266.2	27.8	246.5	104	650.9	71.0	9.2
Dendermonde	16.2	04-09-96	7.29	17.4	3.34	267.8	29.1	235.4	136	1127.8	143.7	7.8
Sint-Onolfspolder	17.1	04-09-96	7.30	17.6	3.46	263.7	31.1	240.3	174	992.4	98.0	10.1
Appels	17.2	04-09-96	7.31	17.6	3.36	265.1	31.6	235	166	922.0	89.0	10.4
Uitbergen	18.1	04-09-96	7.34	18.6	3.28	265.5	27.8	231.5	140	792.1	77.9	10.2
Wetteren	19.1	04-09-96	7.35	18.6	3.26	264.8	23.0	228	120	691.7	66.9	10.3
Melle	20.1	04-09-96	7.33	18.6	3.16	269.4	20.8	196	108	805.1	82.3	9.8
Bovenscheide	G1	03-09-96			3.04	286.3	18.7	145.4	34	242.7	24.8	9.8
Durme	G2	03-09-96			4.16	202.6	5.5	335.0	350	1688.7	165.8	10.2
Dender	G3	03-09-96			2.70	199.6	16.3	1392.0	34	421.2	55.4	7.6
Rupel	G4	03-09-96			2.70	230.2	19.1	145.7	40	236.5	29.2	8.1

Tabel 10: Data van de maand september 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	13-08-96	7.59	21	3.70	237.6	9.5	6.2	162	220.9	22.1	10.0
b92	10.1	13-08-96	7.54	21.1	3.86	275.9	9.7	6.0	101	122.1	14.0	8.7
b105	11.1	13-08-96	7.35	20.9	4.20	309.4	9.3	7.2	90	155.2	21.3	7.3
Antwerpen	12.1	13-08-96	7.43	21.2	4.52	296.7	15.4	16.4	72	343.9	48.4	7.1
Kruike	13.1	13-08-96	7.43	20.9	4.82	204.8	25.9	98.0	58	410.3	61.6	6.7
Kallebeek	13.2	13-08-96	7.45	20.9	5.10	152.0	24.3	155.8	52	452.2	68.8	6.6
Steendorp	14.1	13-08-96	7.44	20.9	5.06	241.7	26.4	78.1	52	431.1	66.0	6.5
Temse	14.2	13-08-96	7.48	20.9	5.40	343.4	24.7	28.9	222	1212.6	139.5	8.7
St-Amands	15.1	13-08-96	7.50	21.1	5.50	489.6	21.5	34.7	98	663.7	86.6	7.7
Vlassenbroek	16.1	13-08-96	7.62	21.4	5.74	429.1	29.6	107.5	62			
Vlassenbroek	16.1	14-08-96	7.52	20.8	5.62	341.4	31.8	183.4	146	1026.0	140.7	7.3
Dendermonde	16.2	14-08-96	7.60	20.9	5.76	306.3	36.3	209.8	113	770.4	102.8	7.5
Sint-Onolfsolder	17.1	14-08-96	7.59	21.1	5.86	213.0	31.4	250.0	116	783.5	99.7	7.9
Appels	17.2	14-08-96	7.60	21.1	6.06	186.3	22.0	268.8	86	807.5	119.1	6.8
Uitbergen	18.1	14-08-96	7.64	21.6	6.00	175.4	10.0	221.1	100	839.8	120.5	7.0
Wetteren	19.1	14-08-96	7.60	21.5	5.92	112.0	11.0	257.5	82	717.2	100.6	7.1
Melle	20.1	14-08-96	7.56	21.8	5.26	207.4	39.0	218.6	54	579.3	83.8	6.9
Bovenscheide	G1	13-08-96	7.50		6.04	283.0	6.8	256.3	44	468.1	68.3	6.9
Durne	G2	13-08-96			5.78		1.8	907.0	228	1552.9	200.0	7.8
Dender	G3	13-08-96	7.75		6.74		7.7	658.3	48	867.6	145.6	6.0
Rupel	G4	13-08-96	7.43		5.44	77.8	13.0	427.1	308	2072.8	229.4	9.0

Tabel 2: Data van de maand augustus 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ [µM]	NO ₂ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	09-07-96	7.74	18.7	3.20	259.1	5.5	5.9	140	137.7	14.5	9.5
b92	10.1	09-07-96	7.79	18.7	3.50	272.3	5.2	4.0	116	134.7	13.7	9.8
b105	11.1	09-07-96	7.70	19	3.58	287.5	5.6	3.9	120	96.7	11.5	8.4
Antwerpen	12.1	09-07-96	7.62	18.5	3.68	356.4	6.0	4.1	104	117.1	14.7	8.0
Kruibeke	13.1	09-07-96	7.55	19.1	4.06	337.0	14.0	10.3	60	71.7	10.0	7.2
Kallebeek	13.2	09-07-96	7.49	19.1	4.14	301.6	20.3	12.6	68	247.3	33.0	7.5
Steendorp	14.1	09-07-96	7.52	19.2	4.40	233.2	21.5	77.9	68	343.9	51.4	6.7
Temse	14.2	09-07-96	7.58	19.2	4.54	193.1	16.5	133.2	56	531.0	78.5	6.8
St-Amands												
Vlassenbroek	16.1	10-07-96	7.62	19.1	5.70	331.3	42.9	198.5	68	749.4	118.9	6.3
Dendermonde	16.2	10-07-96	7.59	19.1	5.86	353.1	46.7	228.6	168	896.9	123.9	7.2
Sint-Onolfspolder	17.1	10-07-96	7.55	19.3	5.76	316.4	48.9	253.8	92	814.7	126.9	6.4
Appels	17.2	10-07-96	7.67	19.4	5.92	290.2	47.9	294.0	116	790.8	118.5	6.7
Uitbergen	18.1	10-07-96	7.71	20.3	6.00	227.4	44.3	394.5	64	405.3	63.0	6.4
Wetteren	19.1	10-07-96	7.78	20.6	6.10	193.1	49.6	384.4	88	653.6	96.9	6.7
Melle	20.1	10-07-96	7.80	20.8	6.26	162.1	50.2	444.7	80	577.9	88.3	6.5
Bovenscheide	G1	09-07-96	7.73		6.16	164.2	55.6	379.4	20	285.4	40.4	7.1
Durne	G2	09-07-96	7.89		5.30	361.9	29.3	57.8	108	1204.7	175.3	6.9
Dender	G3	09-07-96	7.81		6.88		4.1	781.4	36	517.3	79.8	6.5
Rupel	G4	09-07-96	7.46		4.10	39.4	3.7	419.6	68	639.1	88.0	7.3

Tabel 8: Data van de maand juli 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	04-06-96	7.48	17.8	3.78	333.7	16.9	38.2	104	284.1	29.9	9.5
b92	10.1	04-06-96	7.37	18.5	4.00	317.8	24.7	76.6	100	245.3	27.8	8.8
b105	11.1	04-06-96	7.41	18.7	4.50	205.4	17.6	263.5	64	238.8	30.9	7.7
Antwerpen	12.1	04-06-96	7.62	19	4.88	96.7	7.6	447.3	44	320.2	44.5	7.2
Kruibeke	13.1	04-06-96	7.49	19.5	5.00	91.2	7.2	458.2	72	485.0	63.1	7.7
Kallebeek	13.2	04-06-96	7.42	19.8	5.06	61.0	9.4	430.8	132	759.3	93.3	8.1
Steendorp	14.1	04-06-96	7.40	19.9	5.18	89.8	9.1	480.2	136	739.3	87.9	8.4
Temse	14.2	04-06-96	7.42	20.1	5.28	147.9	10.6	452.7	144	777.9	87.4	8.9
St-Amands												
Vlassenbroek	16.1	05-06-96	7.57	20.8	5.28	205.2	15.2	430.8	76	285.2	41.6	6.9
Dendermonde	16.2	05-06-96	7.47	20.2	5.40	197.9	16.8	411.5	168	912.3	101.8	9.0
Sint-Onolfspolder	17.1	05-06-96	7.59	20.9	5.24	182.7	16.2	395	28	256.4	37.4	6.9
Appels	17.2	05-06-96	7.51	20.9	5.26	178.9	16.6	406.0	32	217.0	31.5	6.9
Uitbergen	18.1	05-06-96	7.48	21.3	5.20	187.1	17.0	425	20	227.1	32.2	7.0
Wetteren	19.1	05-06-96	7.45	21.9	5.44	173.9	18.9	466	52	407.5	56.6	7.2
Melle	20.1	05-06-96	7.46	22.5	5.72	120.8	28.2	515.9	44	385.0	48.7	7.9
Bovenshelde	G1	04-06-96	7.54	21.3	5.70	53.5	44.8	494.0	32	240.8	34.1	7.1
Dume	G2	04-06-96	7.44	18.3	5.68	156.0	15.4	480.2	148	871.7	110.4	7.9
Dender	G3	04-06-96	7.53	19.2	5.98	44.0	10.2	554.4	36	315.4	49.4	6.4
Rupel	G4	04-06-96	7.37	18.4	4.98	195.5	9.4	587.4	84	607.1	77.8	7.8

Tabel Z: Data van de maand juni 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot.Alk. [mM]	NO ₂ [µM]	NO ₃ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PN [µM]	C/N
b89	9.1	08-05-96	7.74	12.5	3.80	6.7	317.7	48.9	108	101.7	10.9	9.4
b92	10.1	08-05-96	7.63	12.9	3.82	12.1	350.0	65.4	160	250.2	22.9	10.9
b105	11.1	08-05-96	7.58	13.5	4.16	20.8	348.3	103.8	244	546.4	45.3	12.1
Antwerpen	12.1	08-05-96	7.60	13.8	4.78	15.9	216.8	315.4	200	501.9	45.8	10.9
Kruike	13.1	08-05-96	7.74	14	5.14	9.2	82.4	507.7	108	404.3	42.8	9.5
Kallebeek	13.2	08-05-96	7.74	14.2	5.40	12.7	63.1	510.4	120	582.2	59.8	9.7
Steendorp	14.1	08-05-96	7.74	14.1	5.52	16.5	72.6	524.2	152	771.2	75.9	10.2
Temse	14.2	08-05-96	7.82	14.6	6.02	21.1	134.8	518.7	196	752.4	80.8	9.3
St Amands												
Vlassenbroek	16.1	07-05-96	7.90	15	6.34	15.8	139.3	331.9	40			
Dendermonde	16.2	07-05-96	7.85	15	6.42	18.6	116.8	403.3	124			
Sint-Onolfspolder	17.1	07-05-96	7.82	14.9	6.40	29.7	100.0	406	64			
Appels	17.2	07-05-96	7.89	15.1	6.44	2.4	185.5	395.1	36			
Uitbergen	18.1	07-05-96	7.85	15	6.54	28.0	104.1	450	84			
Wetteren	19.1	07-05-96	7.86	15.1	6.46	49.9	93.0	439	108			
Melle	20.1	07-05-96	7.86	15.1	6.36	56.6	95.8	631.3	44			
Bovenscheide	G1	08-05-96	7.65	13.7	5.00	51.5	141.9	535.2	36	225.9	28.6	7.9
Durme	G2	08-05-96	7.85	12.9	6.52	18.8	126.5	612.1	120	543.5	64.9	8.4
Dender	G3	08-05-96	7.85	13.2	5.82	14.3	54.5	430.8	44	243.7	35.8	6.8
Rupel	G4	08-05-96	7.75	13.6	5.20	15.0	58.2	524.2	32	175.1	23.0	7.6

Tabel 6: Data van de maand mei 96

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	19-11-97	7.58	11.1	3.46	257	8	19	242	506.4	38.8	13.1
b92	10.1	19-11-97	7.38	11	3.51	298	11	28	228	424.1	37.4	11.4
b105	11.1	19-11-97	7.31	10.5	3.91	305	15	112	214	611.6	55.7	11.0
Antwerpen	12.1	19-11-97	7.36	9.5	4.36	216	13	302	56	229.6	28.8	8.0
Kruike	13.1	19-11-97	7.37	10	4.74	148	15	401	90	436.9	51.9	8.4
Kallebeek	13.2	19-11-97	7.34	9.8	5.10	114	14	465	164	775.8	89.0	8.7
Steedorp	14.1	19-11-97	7.35	9.8	5.63	95	7	529	296	1394.7	151.1	9.2
Temse	14.2	19-11-97	7.38	10.5	6.09	70	2	577	310	1336.7	142.8	9.4
St-Amands	15.1	19-11-97	7.39	10.2	6.07	101	18	567	222	1128.8	119.0	9.5
Vlassenbroek	16.1	18-11-97	7.33	10	5.84	92	19	592	118	652.0	74.9	8.7
Dendermonde	16.2	18-11-97	7.35	10.3	5.94	100	27	577	168	930.8	101.6	9.2
St-Onolfspolder	17.1	18-11-97	7.35	10.2	6.05	88	28	635	140	777.3	90.5	8.6
Appels	17.2	18-11-97	7.33	10.8	6.17	84	21	709	88	565.2	71.8	7.9
Uitbergen	18.1	18-11-97	7.34	11.5	6.15	113	16	780	60	444.4	56.8	7.8
Wetteren	19.1	18-11-97	7.33	13.5	6.14	37	3	658	54	544.0	75.1	7.2
Melle	20.1	18-11-97	7.39	12.8	6.25	39	9	698	46	511.1	73.5	6.9
Bovenscheide	G1	19-11-97	7.27		5.68	12	1	598	58	921.7	146.9	6.3
Durme	G2	19-11-97	7.56		6.17	94	3	571	212	1039.3	113.2	9.2
Dender	G3	19-11-97	7.53		6.28	63	8	576	20	218.5	27.7	7.9
Rupel	G4	19-11-97	7.46		4.34	39	60	521	40	380.6	52.3	7.3

Tabel 24: Data van de maand november 1997

Lokatie	Code	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	NO ₃ ⁻ [µM]	NO ₂ ⁻ [µM]	NH ₄ ⁺ [µM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	15-12-97	7.20	9.3	3.83	306	12	35	244	711.6	59.7	11.9
b92	10.1	15-12-97	7.01	8.5	4.06	291	10	326	116	364.7	35.8	10.2
b105	11.1	15-12-97	7.07	8.5	4.31	382	5	309	58	277.4	29.2	9.5
Antwerpen	12.1	15-12-97	7.06	8.5	4.23	420	8	295	44	213.0	26.4	8.1
Kruikeke	13.1	15-12-97	7.13	8.5	4.24	442	12	282	44	264.0	29.5	8.9
Kallebeek	13.2	15-12-97	7.26	8.4	4.01	427	14	274	58	382.2	42.2	9.1
Steedorp	14.1	15-12-97	7.36	8.7	5.04	424	19	261	74	430.1	48.3	8.9
Temse	14.2	15-12-97	7.36	9	5.03	416	22	286	272	975.2	107.0	9.1
St-Amands	15.1	15-12-97	6.92	9.3	5.15	396	29	294	182	898.6	104.6	8.6
Vlassenbroek	16.1	16-12-97	7.14	7.2	5.08	462	24	319	162	810.3	95.5	8.5
Dendermonde	16.2	16-12-97	7.50	7.4	5.04	450	22	312	182	903.0	107.1	8.4
St-Onolfspolder	17.1	16-12-97	7.53	7	5.08	444	22	292	150	737.6	95.9	7.7
Appels	17.2	16-12-97	7.53	7.3	5.11	430	22	309	90	473.5	72.9	6.5
Uitbergen	18.1	16-12-97	7.51	7	5.04	400	24	316	62	381.7	58.9	6.5
Wetteren	19.1	16-12-97	7.53	7.1	5.16	332	22	276	64	409.0	65.3	6.3
Melle	20.1	16-12-97	7.50	7.1	5.20	209	26	286	78	433.9	70.4	6.2
Bovenschedde	G1	15-12-97			5.19	346	22	262	26	265.7	36.5	7.3
Durme	G2	15-12-97			5.38	333	14	224	138	743.7	82.6	9.0
Dender	G3	15-12-97			4.84	295	15	181	22	220.9	28.6	7.7
Rupel	G4	15-12-97			3.12	322	13	289	44	500.1	52.9	9.5

Tabel 25: Data van de maand december 1997

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	21-01-98	7.82	7.6	3.44	64	131.1	13.0	10.1
b92	10.1	63	21-01-98	7.57	8.2	3.46	52	158.8	16.0	9.9
b105	11.1	71.5	21-01-98	7.54	7.9	3.62	98	416.1	41.0	10.2
Antwerpen	12.1	78.5	21-01-98	7.50	7.3	3.83	32	198.6	23.7	8.4
Kruike	13.1	85	21-01-98	7.73	7.1	4.17	124	658.7	67.5	9.8
Kallebeek	13.2	88	21-01-98	7.61	7.4	4.27	126	662.6	69.1	9.6
Steedorp	14.1	94	21-01-98	7.62	7.4	4.72	140	667.6	70.3	9.5
Temse	14.2	97.5	21-01-98	7.67	7.6	4.94	272	700.0	69.2	10.1
St-Amands	15.1	111	21-01-98	7.41	7.1	4.73	136	654.5	75.1	8.7
Vlassenbroek	16.1	118	22-01-98			4.71	56	339.3	43.9	7.7
Dendermonde	16.2	121.5	22-01-98			4.73	58	377.2	45.5	8.3
St-Onolfsolder	17.1	127	22-01-98			4.59	80	428.6	50.4	8.5
Appels	17.2	133	22-01-98			4.77	74	423.7	49.6	8.5
Uitbergen	18.1	140	22-01-98			5.02	72	451.5	51.4	8.8
Wetteren	19.1	147	22-01-98			5.09	58	373.7	45.6	8.2
Melle	20.1	155	22-01-98			4.96	52	335.8	44.2	7.6
Bovenscheide	G1	168	21-01-98			4.93	46	313.8	39.3	8.0
Durne	G2	101	21-01-98			4.89	46	296.1	34.7	8.5
Dender	G3	124	21-01-98			3.56	52	316.9	36.4	8.7
Rupel	G4	90	21-01-98			3.87	8	162.1	20.0	8.1

Tabel 26: Data van de maand januari 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	24-02-98	7.51	9.3	3.51	78	168.0	16.0	10.5
b92	10.1	63	24-02-98	7.49	10.1	3.75	214	782.6	67.1	11.7
b105	11.1	71.5	24-02-98	7.46	10.1	4.03	78	276.7	25.2	11.0
Antwerpen	12.1	78.5	24-02-98	7.54	10.3	4.50	78	312.5	30.0	10.4
Kruikeke	13.1	85	24-02-98	7.56	10.3	4.79	48	260.6	28.8	9.0
Kallebeek	13.2	88	24-02-98	7.58	10.3	4.82	26	217.1	24.3	8.9
Steendorp	14.1	94	24-02-98	7.55	10.3	4.95	90	498.7	52.1	9.6
Temse	14.2	97.5	24-02-98	7.43	10.3	5.16	98	707.3	71.6	9.9
St-Amands	15.1	111	24-02-98	7.52	10.3	6.13	148	759.6	82.7	9.2
Vlassenbroek	16.1	118	25-02-98	7.72	10.5	6.30	94	603.5	69.9	8.6
Dendemonde	16.2	121.5	25-02-98	7.72	10.5	6.44	102	696.7	79.9	8.7
St-Onolfspolder	17.1	127	25-02-98	7.70	10.6	6.43	86	499.4	63.5	7.9
Appels	17.2	133	25-02-98	7.69	10.6	6.42	74	601.5	74.6	8.1
Uitbergen	18.1	140	25-02-98	7.65	11.3	6.45	74	611.3	72.8	8.4
Weteren	19.1	147	25-02-98	7.64	11.8	6.45	104	815.4	90.5	9.0
Melle	20.1	155	25-02-98	7.62	11.9	6.44	86	801.7	89.9	8.9
Bovenscheide	G1	168	24-02-98			6.43	36	446.4	56.5	7.9
Durme	G2	101	24-02-98			6.32	62	456.1	49.4	9.2
Dender	G3	124	24-02-98			6.56	22	297.9	45.2	6.6
Rupel	G4	90	24-02-98			4.15	22	440.5	50.6	8.7

Tabel 27: Data van de maand februari 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	24-03-98	7.62	10.5	3.43	84	204.9	20.3	10.1
b92	10.1	63	24-03-98	7.54	10.4	3.47	100	353.2	33.2	10.6
b105	11.1	71.5	24-03-98	7.52	10.3	3.48	78	282.4	26.5	10.7
Antwerpen	12.1	78.5	24-03-98	7.51	10.5	3.55	88	365.6	34.9	10.5
Kruikeke	13.1	85	24-03-98	7.52	13.5	3.73	70	314.8	31.2	10.1
Kallebeek	13.2	88	24-03-98	7.52	14.5	3.80	38			
Steendorp	14.1	94	24-03-98	7.50	13	3.93	32			
Temse	14.2	97.5	24-03-98	7.52		4.08	56			
St-Amards	15.1	111	24-03-98	7.70	14.5	5.10	80			
Vlassenbroek	16.1	118	25-03-98	7.52	10.3	5.64	88			
Dendermonde	16.2	121.5	25-03-98	7.40	10.3	5.74	88			
St-Onofspolder	17.1	127	25-03-98	7.38	10.5	5.77	78	482.4	55.8	8.7
Appels	17.2	133	25-03-98			5.76	76	519.2	56.8	9.1
Uitbergen	18.1	140	25-03-98			5.77	70	504.3	55.6	9.1
Weteren	19.1	147	25-03-98			5.83	96	582.3	69.9	8.3
Melle	20.1	155	25-03-98			5.80	82	601.0	63.1	9.5
Bovenscheide	G1	168	25-03-98			5.96	20	256.7	30.7	8.4
Durme	G2	101	25-03-98			5.45	48	317.3	35.6	8.9
Dender	G3	124	25-03-98			5.94	24	272.9	36.3	7.5
Rupel	G4	90	25-03-98			3.85	22	368.0	42.9	8.6

Tabel 28: Data van de maand maart 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	22-04-98	7.53	13.6	3.58	58	138.5	14.8	9.3
b92	10.1	63	22-04-98	7.42	13.5	3.62	52	158.9	17.6	9.0
b105	11.1	71.5	22-04-98	7.43	12.8	3.76	48	210.6	21.7	9.7
Antwerpen	12.1	78.5	22-04-98	7.39	12.5	3.83	72	321.4	33.3	9.7
Kruike	13.1	85	22-04-98	7.44	12.6	3.96	86	439.4	47.6	9.2
Kallebeek	13.2	88	22-04-98	7.43	12.9	3.99	66	426.9	45.8	9.3
Steedorp	14.1	94	22-04-98	7.42	12.8	3.97	82	459.4	50.0	9.2
Temse	14.2	97.5	22-04-98	7.41	13.2	3.87	42	262.7	32.3	8.1
St-Amands	15.1	111	22-04-98	7.44	12.1	4.20	52	308.0	35.8	8.6
Vlassenbroek	16.1	118	23-04-98	7.50	13.8	4.21	72	442.5	50.2	8.8
Dendermonde	16.2	121.5	23-04-98	7.48	13.8	4.09	88	524.5	58.4	9.0
St-Onolfspolder	17.1	127	23-04-98	7.48	13.8	3.97	78	437.5	49.7	8.8
Appels	17.2	133	23-04-98	7.40	13.8	4.03	72	361.9	39.9	9.1
Uitbergen	18.1	140	23-04-98	7.50	14.5	4.28	54	412.4	50.0	8.2
Weteren	19.1	147	23-04-98	7.46	15	4.25	68	501.8	59.4	8.4
Melle	20.1	155	23-04-98	7.50	15.4	4.42	102	715.7	73.7	9.7
Bovenschedde	G1	168	22-04-98			3.96	20	273.6	37.7	7.3
Durme	G2	101	22-04-98			4.37	26	243.6	32.8	7.4
Dender	G3	124	22-04-98			4.38	22	194.5	25.9	7.5
Rupel	G4	90	22-04-98			3.94	14	191.7	27.0	7.1

Tabel 29: Data van de maand april 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	19-05-98	7.75	18.3	3.32	118	237.0	22.9	10.3
b92	10.1	63	19-05-98	7.71	18.3	3.36	94	200.4	19.2	10.4
b105	11.1	71.5	19-05-98	7.65	18.7	3.42	74	178.6	17.2	10.4
Antwerpen	12.1	78.5	19-05-98	7.54	18.8	3.53	68	215.1	20.5	10.5
Kruike	13.1	85	19-05-98	7.56	20	3.97	84	350.0	38.0	9.2
Kallebeek	13.2	88	19-05-98	7.60	20	4.23	64	349.6	43.0	8.1
Steendorp	14.1	94	19-05-98	7.62	20.8	4.37	54	365.1	42.3	8.6
Temse	14.2	97.5	19-05-98	7.66	21.6	4.61	98	722.7	89.2	8.1
St-Amands	15.1	111	19-05-98			5.03	112	608.3	95.0	6.4
Vlassenbroek	16.1	118	20-05-98			5.38	94	538.5	107.5	5.0
Dendermonde	16.2	121.5	20-05-98			5.45	89	530.4	105.0	5.1
St-Onolfspolder	17.1	127	20-05-98			5.50	108	577.8	106.6	5.4
Appels	17.2	133	20-05-98			5.53	88	494.4	104.5	4.7
Uibergeren	18.1	140	20-05-98			5.70	78	454.0	93.2	4.9
Weteren	19.1	147	20-05-98			5.82	72	479.7	96.5	5.0
Melle	20.1	155	20-05-98			5.88	68	401.0	86.9	4.6
Bovenscheide	G1	168	19-05-98			6.12	34	297.6	38.3	7.8
Durne	G2	101	19-05-98			4.62	26	278.6	39.1	7.1
Dender	G3	124	19-05-98			6.62	18	288.8	44.5	6.5
Rupel	G4	90	19-05-98			4.54	38	406.9	55.9	7.3

Tabel 30: Data van de maand mei 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	23-06-98	7.55	19.9	3.41	90	257.2	29.8	8.6
b92	10.1	63	23-06-98	7.49	19.9	3.50	60	220.3	26.6	8.3
b105	11.1	71.5	23-06-98	7.53	19.6	3.73	44	291.4	39.1	7.4
Antwerpen	12.1	78.5	23-06-98	7.54	19.8	3.77	28	258.5	34.4	7.5
Kruike	13.1	85	23-06-98	7.49	20.2	3.86	92	616.4	72.3	8.5
Kallebeek	13.2	88	23-06-98	7.52	20	3.87	60	445.4	56.1	7.9
Steendorp	14.1	94	23-06-98	7.52	19.9	4.02	112	699.8	79.2	8.8
Temse	14.2	97.5	23-06-98	7.54	19.9	4.27	100	690.8	77.4	8.9
St-Amands	15.1	111	23-06-98	7.54	20.5	4.47	138	852.5	94.1	9.1
Vlassenbroek	16.1	118	24-06-98	7.45	20.3	4.44	178	1145.6	123.2	9.3
Dendermonde	16.2	121.5	24-06-98	7.51	20.5	4.40	90	602.8	73.2	8.2
St-Onolspolder	17.1	127	24-06-98	7.47	20.7	4.44	86	524.2	66.0	7.9
Appels	17.2	133	24-06-98	7.46	20.8	4.52	82	487.8	63.5	7.7
Uitbergen	18.1	140	24-06-98	7.51	21.3	4.75	96	646.0	78.3	8.2
Wetteren	19.1	147	24-06-98	7.55	21.7	5.04	62	523.4	70.5	7.4
Melle	20.1	155	24-06-98	7.55	22.2	5.03	64	548.5	73.5	7.5
Bovenshelde	G1	168	23-06-98			4.97	36	411.1	59.2	6.9
Dumme	G2	101	23-06-98			4.99	60	618.3	79.5	7.8
Dender	G3	124	23-06-98			5.40	28	471.5	72.6	6.5
Rupel	G4	90	23-06-98			3.86	32	478.0	70.3	6.8

Tabel 31: Data van de maand juni 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	22-07-98			3.41	100	187.7	18.2	10.3
b92	10.1	63	22-07-98			3.49	60	105.3	12.7	8.3
b105	11.1	71.5	22-07-98			3.72	36	124.5	16.3	7.6
Antwerpen	12.1	78.5	22-07-98			3.97	42	268.1	36.5	7.3
Kruike	13.1	85	22-07-98			4.17	124	773.8	91.9	8.4
Kallebeek	13.2	88	22-07-98			4.21	66	536.9	69.4	7.7
Steedorp	14.1	94	22-07-98			4.44	120	788.2	96.6	8.2
Temse	14.2	97.5	22-07-98			4.86	158	744.6	90.8	8.2
St-Amands	15.1	111	22-07-98			5.43	76	594.8	79.6	7.5
Vlassenbroek	16.1	118	23-07-98			5.55	68	758.3	109.1	7.0
Dendermonde	16.2	121.5	23-07-98			5.55	66	703.2	106.7	6.6
St-Onolfspolder	17.1	127	23-07-98			5.55	60	681.4	100.7	6.8
Appels	17.2	133	23-07-98			5.14	76	725.0	103.3	7.0
Uitbergen	18.1	140	23-07-98			5.65	60	506.4	71.3	7.1
Weteren	19.1	147	23-07-98			5.74	62	575.6	86.4	6.7
Melle	20.1	155	23-07-98			5.81	58	580.3	89.7	6.5
Bovenscheide	G1	168	22-07-98			5.83	54	519.4	69.1	7.5
Durme	G2	101	22-07-98			5.21	194	1198.7	150.2	8.0
Dender	G3	124	22-07-98			6.16	40	552.5	84.1	6.6
Rupel	G4	90	22-07-98			4.25	68	677.3	79.6	8.5

Tabel 32: Data van de maand juli 1998

Lokatie	Code	Km	Datum	pH	Temp [°C]	Tot. Alk. [mM]	SS [mg/l]	POC [µM]	PON [µM]	C/N
b89	9.1	57.5	18-08-98	7.61	22.5	3.29	118	73.1	9.2	7.9
b92	10.1	63	18-08-98	7.79	22.7	3.38	98	182.4	18.1	10.1
b105	11.1	71.5	18-08-98	7.68	23.1	3.53	118	119.5	14.7	8.2
Antwerpen	12.1	78.5	18-08-98	7.69	22.4	3.74	52	153.4	15.0	10.2
Kruike	13.1	85	18-08-98	7.63	22.5	4.04	88	325.1	40.0	8.1
Kallebeek	13.2	88	18-08-98	7.57	22.6	4.07	70	347.7	46.9	7.4
Steendorp	14.1	94	18-08-98	7.54	22.8	4.20	70	360.1	50.5	7.1
Temse	14.2	97.5	18-08-98	7.59	23.1	4.38	132	610.6	75.7	8.1
St-Amands	15.1	111	18-08-98	7.61	23.2	4.61	122	852.9	105.5	8.1
Vlassenbroek	16.1	118	19-08-98	7.77	23.3	5.17	238	1299.6	143.9	9.0
Dendermonde	16.2	121.5	19-08-98			5.43	102	620.8	82.8	7.5
St-Onolfspolder	17.1	127	19-08-98			5.33	128	603.6	78.7	7.7
Appels	17.2	133	19-08-98			5.47	70	555.7	80.1	6.9
Uitbergen	18.1	140	19-08-98			5.35	46	671.6	79.1	8.5
Weteren	19.1	147	19-08-98			5.40	52	591.7	88.8	6.7
Melle	20.1	155	19-08-98			5.57	56	772.5	115.1	6.7
Bovenscheide	G1	168	18-08-98			5.55	60	677.0	95.3	7.1
Durme	G2	101	18-08-98			5.29	92	835.3	117.3	7.1
Dender	G3	124	18-08-98			7.30	32	493.2	81.9	6.0
Rupel	G4	90	18-08-98			5.07	72	624.5	92.8	6.7

Tabel 33: Data van de maand augustus 1998

