



IMPULSPROGRAMMA ZEEWETENSCHAPPEN

**FEDERALE DIENSTEN VOOR WETENSCHAPPELIJKE,
TECHNISCHE EN CULTURELE AANGELEGENHEDEN**

1992-1996

CONTRACTNUMMER: MS/88/100

**EFFEKTEN VAN VERONTREINIGING OP MACROZOÖBENTHOS-
GEMEENSCHAPPEN IN HET SCHELDE-ESTUARIUM**

- AKTIVITEITENVERSLAG 1995 -

T. Ysebaert, P. Meire, N. De Regge, & E. Kuijken

Instituut voor Natuurbehoud
Kiewitdreef 5
3500 HASSELT

promotor:
Prof. Dr. E. Kuijken

september 1995
Rapport I.N. 95.17



IMPULSPROGRAMMA ZEEWETENSCHAPPEN
FEDERALE DIENSTEN VOOR WETENSCHAPPELIJKE,
TECHNISCHE EN CULTURELE AANGELEGENHEDEN

1992-1996

CONTRACTNUMMER: MS/88/100

**EFFEKTEN VAN VERONTREINIGING OP MACROZOÖBENTHOS-
GEMEENSCHAPPEN IN HET SCHELDE-ESTUARIUM**

- AKTIVITEITENVERSLAG 1995 -

T. Ysebaert, P. Meire, N. De Regge, & E. Kuijken

Instituut voor Natuurbehoud
Kiewitdreef 5
3500 HASSELT

promotor:
Prof. Dr. E. Kuijken

september 1995
Rapport I.N. 95.17

INHOUDSTAFEL

INLEIDING	1
OVERZICHT VAN VERVULDE TAKEN EN VERKREGEN RESULTATEN	2
1. Vervulde taken	2
1.1. Inleiding	2
1.2. Bemonsteringsschema	2
1.3. Benthos	3
1.4. Sedimentkarakteristieken en sedimentdynamiek	3
1.5. Chemische analyse	4
1.6. Ecotoxicologisch onderzoek	4
2. Bekomen resultaten	5
2.1. Inleiding	5
2.2. Abiotic characterization of seven intertidal locations, situated along a salinity gradient of the Schelde estuary: first results GBR-GBL	6
2.3. Monthly composition and spatial distribution of macrobenthic communities along estuarine gradients in the Schelde estuary for the period March 1993 - March 1994: first results for PVV, GBL and GBR	18
2.4. Life history of <i>Corophium volutator</i> : a literature review	47
2.5. Toxiciteitstesten op poriënwater en sedimenten van het Schelde-estuarium	60
INVENTARISERING WETENSCHAPPELIJKE AKTIVITEITEN	70
PROGNOSES VOLGENDE FASE VAN HET ONDERZOEK	72
HERZIENING VAN HET AANVANGSVERSLAG	73

INLEIDING

Zoals in de technische bijlage van het contract MS/88/100 beschreven staat, is de algemene doelstelling van de onderzoeksopdracht het nagaan van de parameters die de verspreiding van benthische macroinvertebraten in het Schelde-estuarium bepalen en in het bijzonder het aandeel van verontreiniging hierin. De onderzoeksopdracht bestaat uit een combinatie van (1) populatie-dynamisch gericht onderzoek van het macrozoöbenthos, (2) chemische analyse van het sediment, poriënwater en organismen en (3) kolonizatie-experimenten en toxiciteits-testen.

Dit rapport geeft de activiteiten weer die in 1995 verricht werden in het kader van het Impulsprogramma Zeewetenschappen aan het Instituut voor Natuurbehoud. In het eerste deel van het hoofdstuk 'Overzicht van de vervulde taken en verkregen resultaten' wordt een kort overzicht gegeven van de inspanningen die in 1995 geleverd werden op het vlak van veld- en labowerk. In het tweede deel wordt dit dan verder in detail voorgesteld per onderzoeksonderdeel waarbij voor een aantal onderdelen tevens de eerste resultaten getoond worden. Sommige teksten zijn reeds opgesteld in het Engels, aangezien ze reeds een eerste, maar onvolledige, aanzet zijn tot een wetenschappelijke publikatie. Volgende onderdelen komen aan bod:

1. Abiotic characterization of seven intertidal locations, situated along a salinity gradient of the Schelde estuary: first results for GBR and GBL
2. Monthly composition and spatial distribution of macrobenthic communities along estuarine gradients in the Schelde estuary for the period march 1993 - march 1994 : first results for Valkenisse, GBL and GBR
3. Life history of *Corophium volutator*: first results of a literature review
4. Het opstarten van ecotoxicologische experimenten (bioassays)

In het hoofdstuk 'Inventarisering van begeleidende wetenschappelijke activiteiten' wordt een beknopt verslag gegeven van de vergaderingen en kontakten in het kader van het Programma en wordt een overzicht gegeven van de deelname aan colloquia, seminars en workshops.

In het hoofdstuk 'Prognoses en doelstellingen volgende fase van het onderzoek' wordt een overzicht gegeven van de geplande activiteiten in 1996 en de te verwachten resultaten.

Om de multidisciplinaire opzet van deze onderzoeksopdracht te kunnen realiseren wordt er samengewerkt met andere instellingen en laboratoria, en dit in hoofdzaak met betrekking tot de chemische analyse en het uitvoeren van ecotoxicologische experimenten. In het aanvangsverslag en de activiteitenverslagen 1993 en 1994 (Ysebaert et al., 1993, 1994) werd hiervan reeds melding gemaakt. In het hoofdstuk "Herziening van het aanvangsverslag" wordt een geaktualiseerde stand van zaken gegeven.

**NIETS UIT DIT VERSLAG MAG GEREFEREERD WORDEN
ZONDER TOESTEMMING VAN DE AUTEURS**

OVERZICHT VAN VERVULDE TAKEN EN VERKREGEN RESULTATEN

1. VERVULDE TAKEN

1.1. Inleiding

Zoals in het activiteitenverslag 1994 (Ysebaert et al., 1994) reeds werd vermeld, is in 1995 de frekwentie van bemonsteren t.b.v. de populatiedynamiek van het macrobenthos op een aantal lokaties gereduceerd. Ook t.b.v. het chemisch onderzoek is de frekwentie van bemonsteren gereduceerd. Het analyseren van de monsters in het labo staat momenteel centraal.

Na een eerste verkenning in 1994 is in 1995 gestart met het ecotoxicologisch onderzoek. Dit gebeurt in samenwerking met het Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (Prof. Dr. Persoone en Dr. C. Janssen) aan de Universiteit Gent.

1.2. Bemonsteringsschema

Het bemonsteringsschema dat werd opgesteld voor de verschillende onderdelen staat weergegeven in het activiteitenverslag 1993 en 1994 (Ysebaert et al., 1993, 1994). Dit schema vormt de leidraad voor de bemonsteringen die in dit onderzoeksproject worden uitgevoerd op de acht bemonsteringslokaties (Tabel 1).

In grote lijnen is het bemonsteringsschema voor de meeste onderdelen konsekwent gevolgd. Sommige onderdelen zijn slechts onvolledig kunnen ingevuld worden, en dit omwille van verschillende omstandigheden. Per onderdeel volgt nu een korte bespreking.

Tabel 1. Bemonsteringslokaties (+ codes) met afstand tot de monding en estuarine zonering.

Lokatie	Code	Afstand (km)	Estuarine zonering
Paulina	PAU	15	polyhaline zone
Baalhoek	BH	40	poly/mesohaline transit
Valkenisse	VAL	43	poly/mesohaline transit
Groot Buitenschoor R	GBR	60	mesohaline zone
Groot Buitenschoor L	GBL	60	mesohaline zone
Boereschans	BOE	81	oligohaline zone
Ballooi	BAL	100	freshwater tidal zone

1.3. Benthos

Het benthos werd verder maandelijks bemonsterd op Valkenisse, Groot Buitenschoor Links en Rechts en Ballooi tot augustus 1995 (Tabel 2). De lokaties Paulina, Baalhoek en Boereschans werden slechts 2x bemonsterd (Tabel 2).

Tabel 2. Bemonsteringsfrequentie van het macrobenthos in de periode januari 1995 - juli 1995.

+ = maandelijks bemonstering macrobenthos + Oligochaeta

LOKATIE	jan 1995	feb 1995	maa 1995	apr 1995	mei 1995	jun 1995	jul 1995
Paulinaschor		+			+		
Baalhoek		+			+		
Valkenisse	+	+	+	+	+	+	+
Buitenschoor L	+	+	+	+	+	+	+
Buitenschoor R	+	+	+	+	+	+	+
Boereschans		+			+		
Ballooi	+	+	+	+	+	+	+

1.4. Sedimentkarakteristieken en sedimentdynamiek

Bij elke bemonstering van het benthos werd eveneens sediment verzameld voor de bepaling van de granulometrie. Hiervoor werden vijf monsters genomen tot op een diepte van 10 cm, met een steekbuis met diam. 2 cm.

Voor het analyseren van deze monsters kan het Instituut voor Natuurbehoud gebruik maken van de meetapparatuur van het Waterbouwkundig Laboratorium te Borgerhout. De sedimentmonsters worden geanalyseerd op basis van de laserdiffractie techniek ("COULTER LS 100 Particle Size Analyser"). Bepaald wordt zijn korrelgrootteverdelingen, mediane korrelgrootte, slibfractie, zandfractie, enz.

Maandelijks werd tevens in de mate van het mogelijke de sedimentdynamiek bepaald d.m.v. hoogtemetingen. Voor Ballooi beschikken we over geen gegevens omwille van het verdwijnen van het opnameplot.

1.5. Chemische analyse

De chemische analyses worden niet door het Instituut voor Natuurbehoud zelf uitgevoerd, maar gebeuren in andere laboratoria onder de vorm van een samenwerkingsverband (zie ook activiteitenverslag 1993 en 1994: Ysebaert et al., 1993 en 1994).

De zware metalen zijn in 1995 nog 3x bemonsterd in februari, juni en augustus op Valkenisse, Groot Buitenschoor Links en Rechts. Alle lokaties werden in juni bemonsterd. Telkens werden sediment, poriënwater en in de mate van het mogelijke ook organismen verzameld. Het onderzoek wordt in 1996 verder gezet en zal dan voornamelijk het uitvoeren van analyses in het laboratorium inhouden en het rapporteren van de resultaten.

Het onderzoek naar het voorkomen en de verspreiding van organische microverontreinigingen gebeurt minder frekwent omwille van de hoge analysekosten. Tevens zijn voor deze analyses relatief veel materiaal noodzakelijk, wat bij kleine organismen, die vaak in lage dichtheden voorkomen, een probleem kan vormen. In 1995 zijn nog enkele bemonsteringen uitgevoerd.

1.6. Ecotoxicologisch onderzoek

In 1995 is een aanvang gemaakt met het ecotoxicologisch onderzoek binnen het onderzoeksproject. Dit gebeurt in samenwerking met het Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (Prof. Dr. Persoone en Dr. C. Janssen) aan de Universiteit Gent. Samen met dit laboratorium, dat zeer veel ervaring heeft wat betreft toxicologisch onderzoek van water en sedimenten, worden een aantal bioassays uitgevoerd met enerzijds een aantal standaardtesten en anderzijds met ecologisch relevante soorten (*Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Corophium volutator*). Een aantal studenten verrichten op dit onderwerp hun thesis. De opzet van het onderzoek staat vermeld in het hoofdstuk 'Verkregen resultaten'.

2. BEKOMEN RESULTATEN

2.1. Inleiding

De eerste resultaten van een aantal onderzoeksonderdelen zijn momenteel beschikbaar en een aanzet tot het verwerken van deze resultaten tot wetenschappelijke publikaties wordt gemaakt. Een aantal van deze resultaten worden hieronder besproken. Sommige teksten zijn reeds opgesteld in het Engels, aangezien ze reeds een aanzet zijn tot wetenschappelijke publikatie. Volgende onderdelen komen aan bod:

1. Abiotic characterization of seven intertidal locations, situated along a salinity gradient of the Schelde estuary: first results for GBR and GBL

Dit hoofdstuk geeft een abiotische karakterisatie van de verschillende bemonsteringslokaties. De bedoeling van dit artikel is het bundelen van de verschillende gegevens die verzameld werden met betrekking tot de abiotiek. Het artikel geeft een aantal resultaten voor GBL en GBR.

2. Monthly composition and spatial distribution of macrobenthic communities along estuarine gradients in the Schelde estuary for the period march 1993 - march 1994 : first results for Valkenisse, GBL and GBR

Dit artikel behandelt het ruimtelijk en temporeel voorkomen van macrobenthosgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Meerbepaald gaat het dieper in op de jaarcyclus die gevolgd is op de zeven lokaties die binnen het onderzoeksproject gevolgd werden. De resultaten die hier getoond worden hebben enkel betrekking op drie lokaties, nl. Valkenisse, Groot Buitenschoor Links en Groot Buitenschoor Rechts.

3. Life history of *Corophium volutator* in the Schelde estuary

Dit artikel zal in detail de populatiedynamiek van *Corophium volutator* behandelen. In Ysebaert et al. (1993, 1994) werden reeds een aantal resultaten getoond voor GBL. Momenteel worden de resultaten van Valkenisse en GBR verwerkt. Tevens wordt een grondige literatuurstudie naar deze soort verricht. Een overzicht van deze literatuurstudie wordt in dit rapport gegeven.

4. Het opstarten van ecotoxicologische experimenten (bioassays)

De opzet van de verschillende ecotoxicologische experimenten worden hierin vermeld.

De volgende hoofdstukken vormen de eerste aanzet tot het publiceren van de resultaten bekomen in het kader van het onderzoeksproject. De artikels zoals ze hier staan weergegeven zijn nog onvolledig aangezien nog niet alle resultaten beschikbaar zijn. Verschillende analyses waarin dieper ingegaan wordt op de bekomen resultaten kunnen dan ook nog niet uitgevoerd worden.

2.2. Abiotic characterization of seven intertidal locations, situated along a salinity gradient of the Schelde estuary: first results

1. Introduction

This paper gives a detailed description of the abiotic environment of the seven locations where also the macrobenthic communities are followed.

The aim of this paper is (1) to describe the abiotic environment of the seven locations and (2) to study the relations between hydrology, morphology and other abiotic variables. Some of the results were provided by Vithet Srinetr.

Only the first results for the two locations at Groot Buitenschoor (Groot Buitenschoor Left and Right) are presented here. For a few measurements the results for all locations are presented. The final paper will deal with all locations.

2. Material & Methods

2.1. Study area

The Schelde estuary, a macrotidal coastal plain estuary, is situated at the border between the Netherlands and Belgium. It measures 160 km between the mouth in Vlissingen and Gent, where it is artificially stemmed by a weir (Fig. 1). The surface area of the estuary (excluding the tidal tributaries) is approximately 350 km², including a freshwater tidal area of about 17 km². The mean tidal amplitude increases from 3.8 m at Vlissingen to a max. of 5.2 m at Kruibeke. It diminishes more upstream to ± 2 m near Gent. The river discharge varies from 20 m³s⁻¹ during summer to 400 m³s⁻¹ during winter, with a mean yearly average of 105 m³s⁻¹. The total volume of the estuary (2.5*10⁹ m³) is large in comparison with the volume of the water that enters each day from the river (9*10⁶ m³). The residence time of the water in the estuary is rather high, ranging from one to three months, depending on the river discharge. The mean annual chlorinity decreases from ± 16.6 g Cl⁻/l near Vlissingen to ± 4.5 g Cl⁻/l at the Belgian-Dutch border, and near the tributary Rupel the water becomes fresh (< 0.3 g Cl⁻/l).

The lower and middle estuary, the so-called Westerschelde between the Dutch-Belgian border and Vlissingen (55 km), is a well mixed region characterized by a complex network of flood and ebb channels surrounded by several large intertidal mud- and sandflats. Tidal flats and marshes cover 34 % of the Westerschelde. The water column is moderately to well oxygenated, with oxygen saturation increasing from 20-60 % at the border to 90-100 % at the mouth of the estuary. Especially the middle and inner estuary is subject to extensive dredging and dumping.

The upper estuary, the so-called Zeeschelde between the Dutch-Belgian border and Gent (105 km), is characterized by a single channel, bordered with mudflats and marshes (28 % of total surface). Besides a brackish zone (mesohaline and oligohaline) between the border and the tributary Rupel, it has a freshwater tidal area of app. 60 km length. It forms an unique ecosystem, being one of the latest freshwater tidal areas of North-western Europe. However, this section is

heavily polluted by domestic, industrial and agricultural waste loads. An important feature of a large part of this section is the presence of an anoxic water column during most of the year.

The chemical, physical and biological properties of the Schelde estuary have been documented in detail by Heip (1988, 1989), Van Eck et al. (1991), Meire et al. (1992), and several papers in Meire and Vincx (1993).

2.2. Sampling and labo analysis

Samples were taken in the period March 1993 - April 1994 at 7 locations along a salinity and sediment gradient of the Schelde estuary (Fig. 1 and Table 1). Paulinaschor is situated in the polyhaline zone of the estuary, the locations Baalhoek and Valkenisse in the poly-mesohaline transit zone, the locations Groot Buitenschoor Left and Right in the mesohaline zone, the location Boereschans in the oligohaline zone and the location Ballooi in the freshwater tidal zone. All locations were situated in the intertidal zone.

Table 1. Names and codes of the sampling locations. Distance (from the mouth of the estuary) and estuarine division is given.

Location	Code	Distance (km)	Estuarine division
Paulina	PAU	15	polyhaline zone
Baalhoek	BH	40	poly/mesohaline transit
Valkenisse	VAL	43	poly/mesohaline transit
Groot Buitenschoor R	GBR	60	mesohaline zone
Groot Buitenschoor L	GBL	60	mesohaline zone
Boereschans	BOE	81	oligohaline zone
Ballooi	BAL	100	freshwater tidal zone

Erosion/sedimentation plots

Sedimentation and/or erosion on each location was measured by means of a so-called 'eroded plot'. This plot consists of three stainless steel tubes, which are put in the sediment, forming an equilateral triangle with side 1.5 m (Fig. 2). The special constructions on each tube prevents it from moving in a vertical way. This is checked on a regular basis by measuring the absolute height of the upper side of one of the tubes. When measuring, a measuring device of 1.5 m which fits on each side is put on the tubes. With a measuring-staff, five measurements of the distance from the device to the sediment surface are performed at each side. In this way 15 measurements per plot are obtained. These measures are middled to

Plots were first placed in the period March-April 1993. Measurements started in the period May-July 1993.

On each sampling five replicate sediment cores (2.5 cm diameter) were taken to a depth of 10 cm. In the laboratory each replica was stored in the deep freezer until being analysed. Conductometric analysis was done by means of a Coulter Counter Particle Size Analyser. The five replicates were analysed separately to get a better idea of the variation of the sediment granulometry on each sampling. Median grain size, silt, mud and sand fraction were determined.

Organic matter (OM) in sediment was estimated by percentage ignition loss. Wet sediment samples were weighted in clean crucibles. They were then oven-dried in two steps at 105 °C and 500 °C for 24 hours. After each step the sediment was weighted and ignition loss was calculated by sediment weight loss.

Additionally, in order to obtain more information on the organic matter in the sediment, a stepwisethermogravimetric method (STG) was applied (Kristensen, 1990). It is based on the principal that different types of organic matter in the sediment will degenerate by combusting at different range of temperature. Sediment was dried at 105 °C for 12 hours for determination of water content and porosity. Subsequently, the sediment was further dried at 130 °C to remove adsorbed water (typically 2-4 %). The sample was then combusted and weighted in 2 steps at 280 °C and 520 °C for 6 hours respectively. R_p ratio was then calculated from:

$$100\text{ }^{\circ}\text{C} \xrightarrow{12\text{h}} 130\text{ }^{\circ}\text{C} \xrightarrow{\text{PI}} 280\text{ }^{\circ}\text{C} \xrightarrow{\text{PII}} 520\text{ }^{\circ}\text{C}$$

$$\text{PII} \quad \text{PII}$$

$$R_p = \frac{\text{PII}}{\text{PI} + \text{PII}}$$

If R_p ratio is low ($= 0.2$) sediment is characterized by aliphatic compounds (lipids, carbohydrates). If R_p ratio is high (> 0.5), sediment is characterized by material rich in nitrogen and aromatic compounds (proteins).

TOC was measured by 'non-dispersive infrared measurement' with Dohrman-DC 180 Carbon Analyser. TOC measurements were done in July, September and December 1993.

Redox condition

Sediment was sampled with a plexiglass core to a depth of 20 cm. Redox potentials along the sediment depth profile was measured by Millivoltmeter ISIS 2000 in combination with platinum and carmel electrodes. The millivoltmeter was calibrated before each measurement by using standard solution until redox voltage reading was stable at +430 mV.

Measurements were done at 0,1,2,3,4,5,7,9,11,13,15 and 20 cm depth. These consequent depths were done by gradually intruding the platinum electrode into the sediment by means of an electronic stand.

Water quality parameters

In het whole Schelde estuary water quality parameters are monitored on a monthly basis by different institutions. For each intertidal location the nearest monitoring point was chosen to get an idea of the water quality in that part of the estuary (Fig. 1). Data for Paulina, Baaihoek, Valkenisse and GBL and GBR were derived from RIKZ, for Boereschans and Ballooi from VMM. Parameters chosen for this study are temperature, pH, salinity, oxygen, SPM and chia.

3. Results

The first results of the GBL and GBR data are presented here. For some measurements also the other locations are mentioned.

3.1. Erosion/sedimentation plots

Figure 3 gives the results of the measurements done at GBL and GBR for the period September 1993 - June 1995. GBR showed a general and continuous erosion of ± 10 cm during 1993 and early 1994, after which a slight sedimentation of a few cm followed in the second half of 1994. In the beginning of 1995 again a slight erosion was observed. The changes in GBL were much less pronounced, but a general sedimentation of ± 5 cm was clearly observed.

3.2. Sediment granulometry

Figure 4 shows seasonal variation in median grain size and the fractions $< 63 \mu\text{m}$, $< 53 \mu\text{m}$ and $< 16 \mu\text{m}$ for respectively GBL and GBR. Clear differences exist between the two locations, with GBL being characterized by relatively sandy sediments and GBR by very muddy sediments. Following the classification of Wolff (1973), GBL is called 'fine sand' (ϕ 2-3), whereas GBR is called 'mud' ($\phi > 3.75$).

In GBL, no clear seasonal trend can be observed, whereas in GBR variation is higher and there is a tendency to higher silt concentrations in summer.

3.3. Water content

Water content of the sediment was highest at locations characterized by muddy sediments. The highest water content was found at Ballooi and GBR (17-33 %), followed by Baalhoek, Boereschans and Paulina (13-24%) (Table 2). The water content of GBL (8.4-15.4 %) and Valkenisse (8.9-15.4 %) were very low (Table).

3.4. Organic matter and TOC

The highest composition of organic matter in surface sediment was found at Baalhoek (2.54 %), followed by Paulina and GBR (± 2 %), Boereschans (1.5 %), Valkenisse (0.87 %) and GBL (0.73 %) (Table 2). However, organic matter varies substantially along the sediment depth profile, indicating that organic matter decomposition fluctuates over time. Additionally, Rp ratio pointed out that organic matter in the different locations contained a mixture of biogenic organic materials. All stations except Ballooi showed high Rp ratios (> 0.6), indicating that the biogenic organic materials of these locations are characterized by proteins and polyphenolic compounds (Table 2). The extreme low Rp ratio at Ballooi (0.43-0.47) indicates aliphatic carbohydrates and lipids (plant tissue).

TOC is highest in GBR (10000 - 16500 mg C/kg dw) (Table 2 and 3). Boereschans, Baalhoek, Paulinaschor and GBL all have TOC contents of 4000 - 9000 mg C/kg dw (Table 2 and 3). Lowest values are observed at Valkenisse (± 2500 mg C/dg dw). In most locations values are higher in summer (Table 3). Only Valkenisse didn't show any seasonal trend.

Table 2. Abiotic characterization of each location based on Septembre 1993 data. Given are water content (%), organic matter content OM (%), Rp ratio and TOC (mg C/kg dw).

Location	PAU	BAA	PVV	GBR	GBL	BOE	BAL
Water content	12.8-20.3	14.6-24.0	8.9-15.4	17.1-28.4	8.4-15.4	13.1-21.3	17.4-33.4
OM	2.04	2.54	0.87	2.02	0.73	1.49	
Rp ratio	0.66-0.68	0.67-0.73	0.82-0.99	0.59-0.71	0.67-0.74	0.59-0.65	0.43-0.47
TOC	6250	5650	2600	10000	4500	8000	13750

Table 3. TOC (mg C/kg dry weight) in July, September and December 1993 at each location.

Location	July 1993	September 1993	December 1993
Paulinaschor	6700	6250	5120
Baalhoek	7900	5650	4380
Valkenisse	2400	2600	2510
Groot Buitenschoor R	16500	10000	9660
Groot Buitenschoor L	7300	4500	4430
Boereschans	8650	8000	5600
Ballooi	10400	13750	7500

3.5. Water quality parameters

For GBL and GBR, only a few hundred meters aside, the same monitoring point for water quality parameters was chosen.

The evolution of different water quality parameters is shown in Figure 5. In March 1993 temperature was about 7 °C, after which it gradually increased to a maximum of 21.5 °C in the beginning of July 1993. In July and August, temperature remained high around 20 °C, after which it decreased to ± 10 °C in November 1993 and further to ± 6 °C in December 1993.

Salinity fluctuated seasonally with lowest values in winter and spring and highest values in the summer months. Especially in the spring of 1994 salinity was very low due to a extreme high freshwater runoff.

Oxygen content fluctuated substantially but no clear trend was observed. However, most of the year oxygen concentration didn't exceed 5 mg/l, which is considered as a minimum for basic water quality. The higher oxygen concentrations in spring 1994 coincides with the high freshwater runoff.

Chl a showed a distinct peak in June-July 1993, followed by a second, smaller peak in October 1993.

SPM is clearly higher in winter and spring months. Especially in winter and spring 1994 high values were recorded, again coinciding with the high freshwater runoff.

4. List of figures

Figure 2.2.1. Map of the Schelde estuary with situation of the seven sampling locations.

Figure 2.2.2. Sedimentation-erosion plot: scheme of the equilateral triangle with side 1.5 m and cross section of one side of the plot.

Figure 2.2.3. Seasonal trend in sedimentation/erosion processes at Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR). The height of the measuring device to the sediment surface is given.

Figure 2.2.4. Seasonal trend in some sediment characteristics (fraction $< 63\ \mu\text{m}$, $< 53\ \mu\text{m}$ and $< 16\ \mu\text{m}$ and median grain size at Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.2.5. Seasonal trend in some water quality parameters at Boei 87, a monitoring station close to Groot Buitenschoor.

Figure 2.2.1.

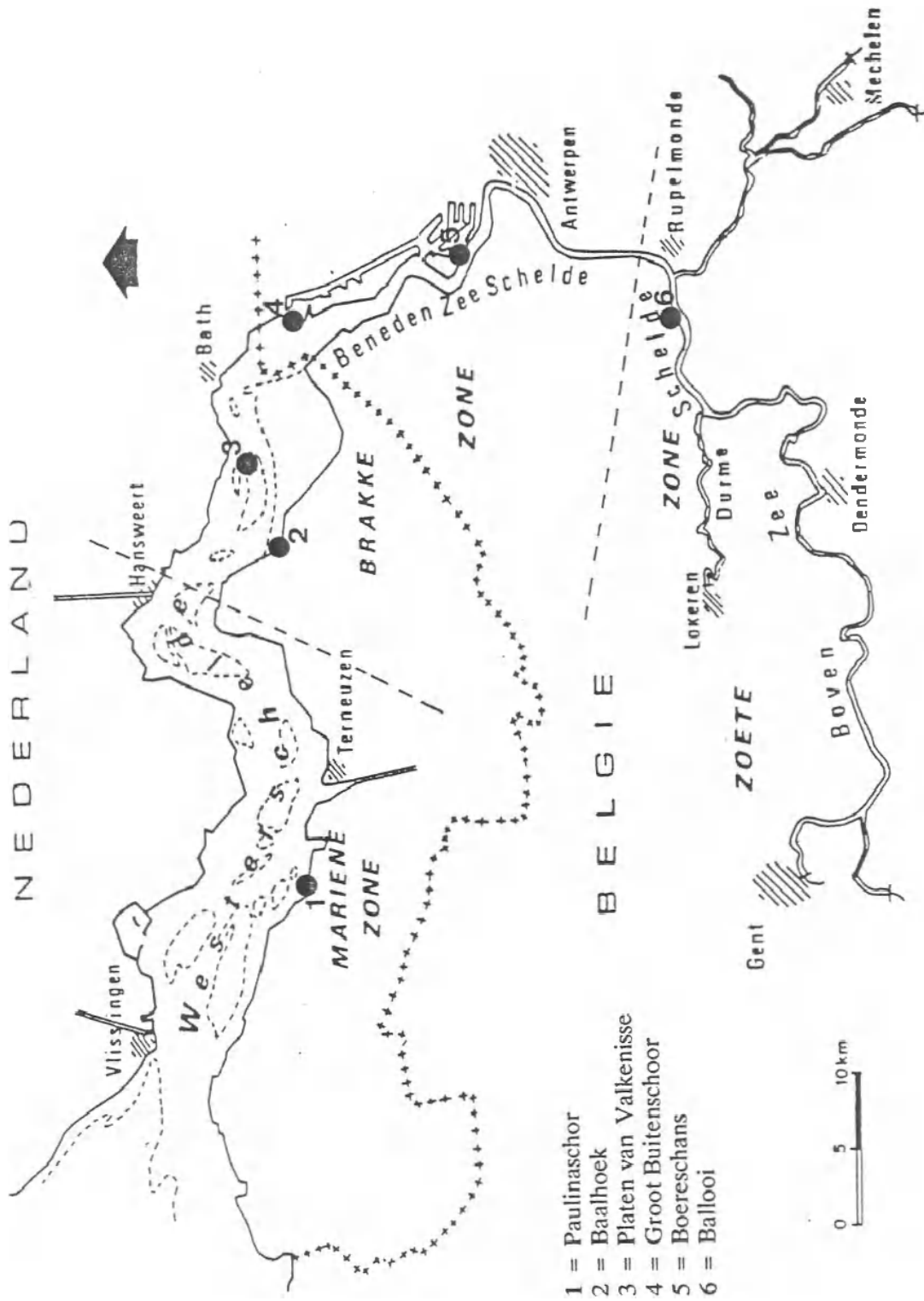
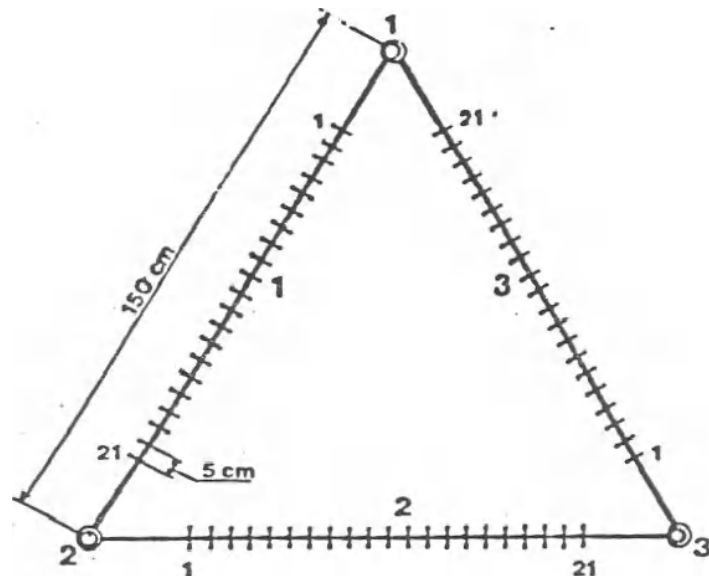


Figure 2.2.2.



Gelijkzijdige driehoek sedimentatie-erosie plot

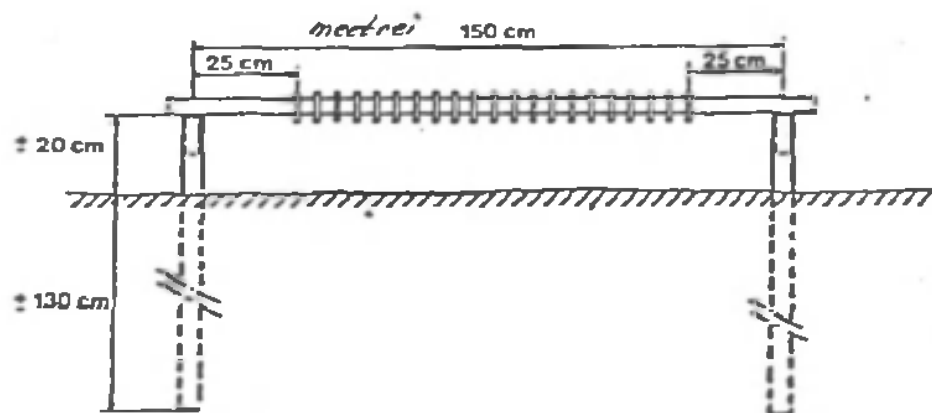


Figure 2.2.3.

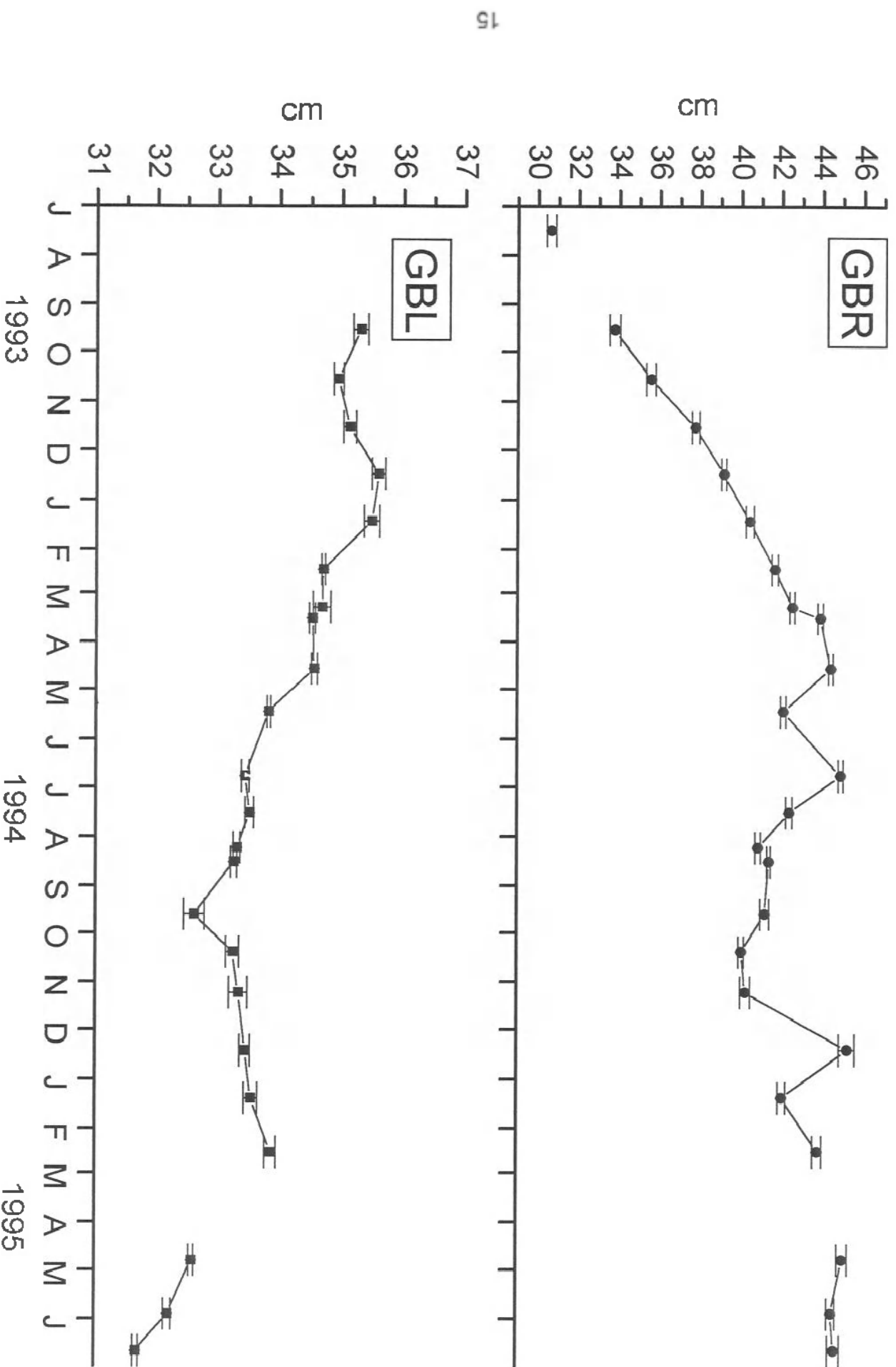


Figure 2.2.4.

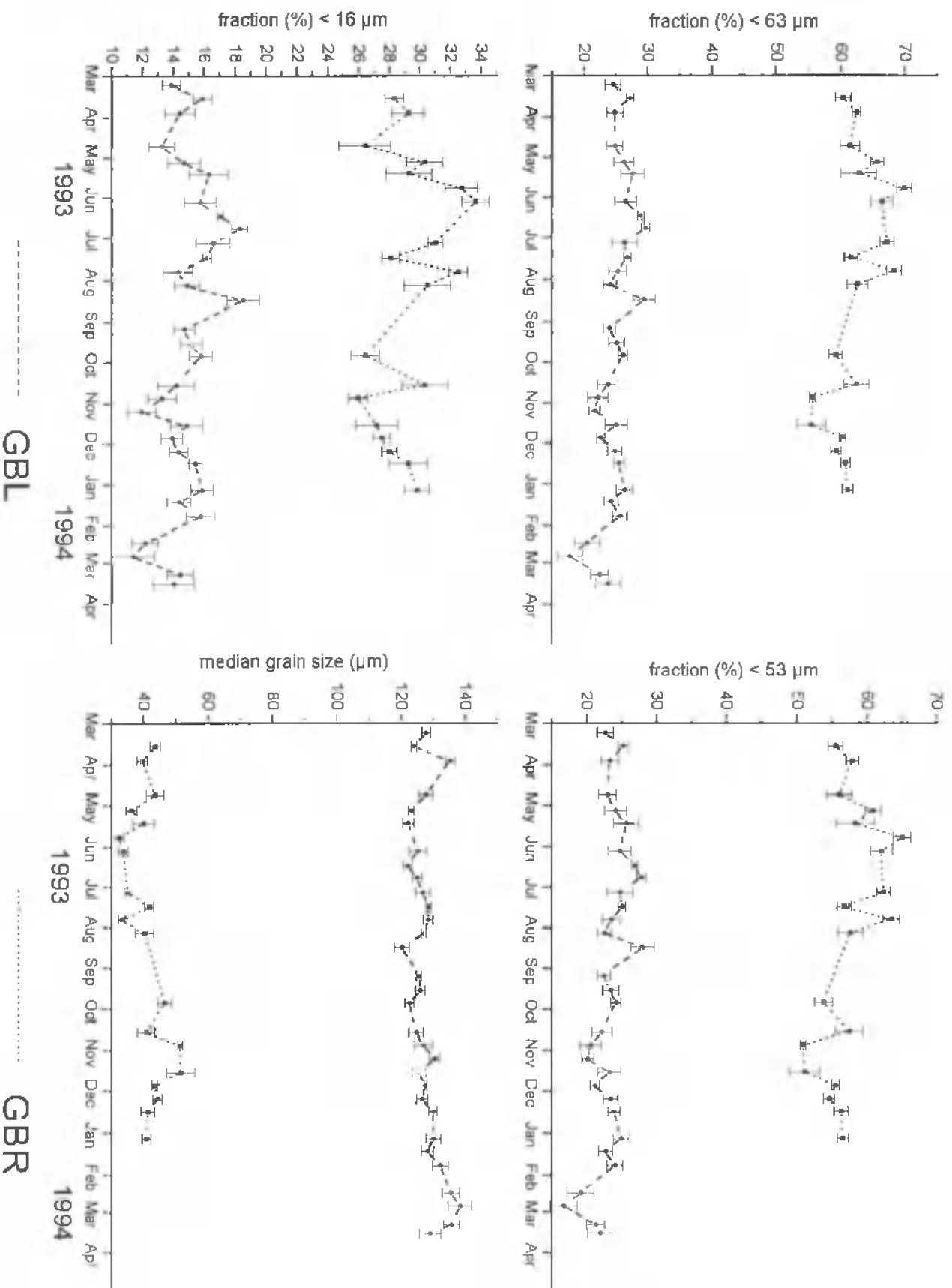
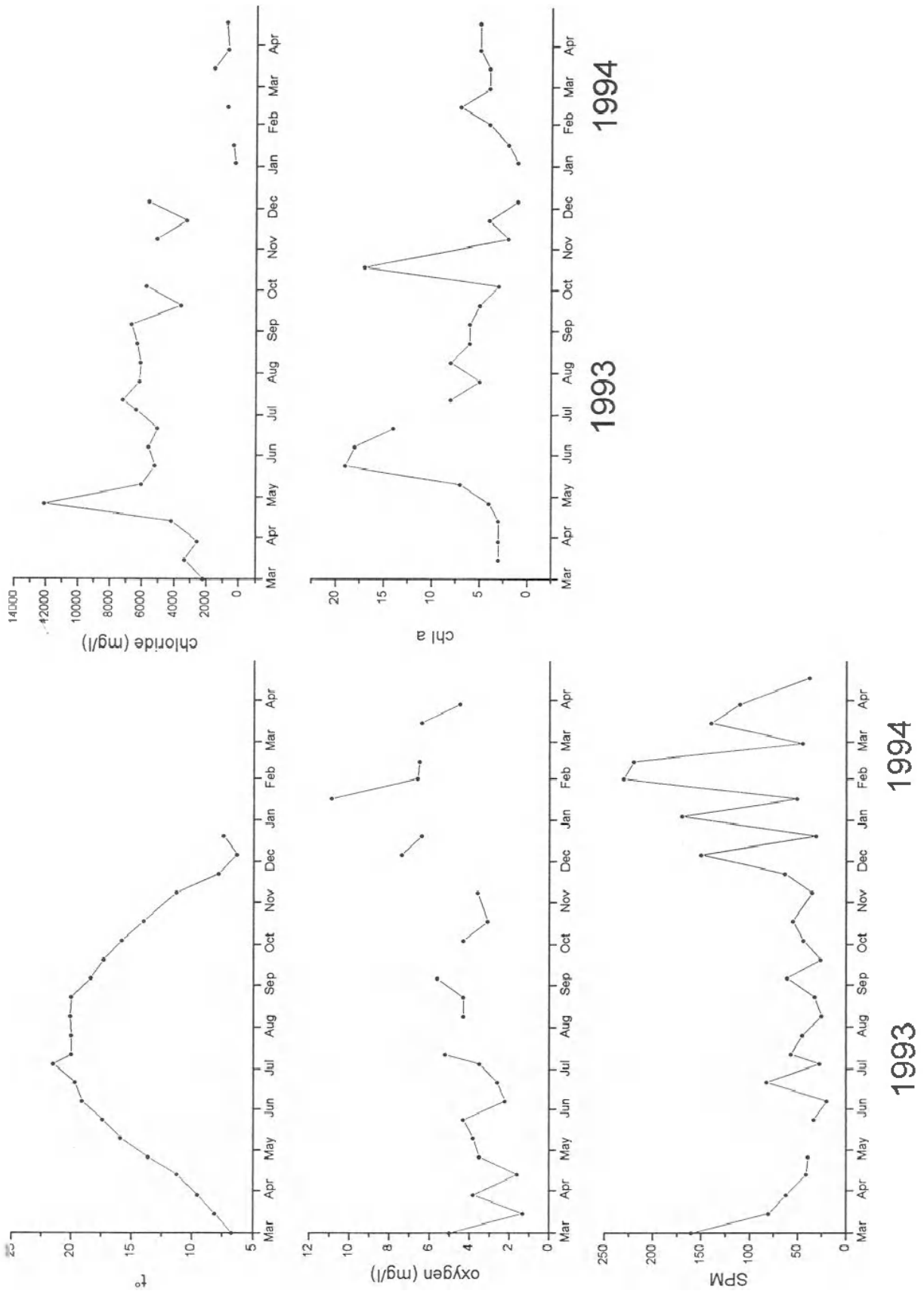


Figure 2.2.5.



2.3. Monthly composition and spatial distribution of macrobenthic communities along estuarine gradients in the Schelde estuary for the period march 1993 - march 1994 : first results for Valkenisse, GBL and GBR

1. Introduction

The ecological study of the macrobenthos in the Schelde estuary has been mainly restricted to the general spatial distribution along the estuarine gradient (Vermeulen, 1983; Meire et al., 1991; Ysebaert et al., 1993, in prep.). The knowledge on the temporal distribution of the macrobenthos and the population dynamics of macrobenthic species in the Schelde estuary is at present unknown. However, knowledge on the temporal fluctuations of the macrobenthos is necessary to get insight into the structure and functioning of macrobenthic communities, which instead can help to understand the functioning of the estuarine ecosystem as a whole.

This study is part of a multi-disciplinary project in which macrobenthic populations of the Schelde estuary are studied in relation to the abiotic environment, and more specifically towards the role of pollution and morphodynamical variables. The following questions are addressed in this paper: (1) what is the diversity, density and biomass along the estuarine gradients; (2) what is the seasonal fluctuation of the macrobenthos and does it differ spatially (3) what is the secondary production of the benthos; (4) which environmental variables correlates with the observed macrobenthic communities.

In this paper only the first results for three locations are presented: Valkenisse, Groot Buitenschoor Left and Right. In the final paper results on all locations will be presented, including more statistical analysis of the data towards the relationship with environmental variables.

2. Material & Methods

2.1. Study area

The Schelde estuary, a macrotidal coastal plain estuary, is situated at the border between the Netherlands and Belgium. It measures 160 km between the mouth in Vlissingen and Gent, where it is artificially stemmed by a weir (Figure 2.3.1). The surface area of the estuary (excluding the tidal tributaries) is approximately 350 km², including a freshwater tidal area of about 17 km². The mean tidal amplitude increases from 3.8 m at Vlissingen to a max. of 5.2 m at Kruibeke. It diminishes more upstream to ± 2 m near Gent. The river discharge varies from 20 m³s⁻¹ during summer to 400 m³s⁻¹ during winter, with a mean yearly average of 105 m³s⁻¹. The total volume of the estuary ($2.5 \cdot 10^9$ m³) is large in comparison with the volume of the water that enters each day from the river ($9 \cdot 10^6$ m³). The residence time of the water in the estuary is rather high, ranging from one to three months, depending on the river discharge. The mean annual chlorinity decreases from ± 16.6 g Cl⁻/l near Vlissingen to ± 4.5 g Cl⁻/l at the Belgian-Dutch border,

and near the tributary Rupel the water becomes fresh ($< 0.3 \text{ g Cl}^-/\text{l}$).

The lower and middle estuary, the so-called Westerschelde between the Dutch-Belgian border and Vlissingen (55 km), is a well mixed region characterized by a complex network of flood and ebb channels surrounded by several large intertidal mud- and sandflats. Tidal flats and marshes cover 34 % of the Westerschelde. The water column is moderately to well oxygenated, with oxygen saturation increasing from 20-60 % at the border to 90-100 % at the mouth of the estuary. Especially the middle and inner estuary is subject to extensive dredging and dumping.

The upper estuary, the so-called Zeeschelde between the Dutch-Belgian border and Gent (105 km), is characterized by a single channel, bordered with mudflats and marshes (28 % of total surface). Besides a brackish zone (mesohaline and oligohaline) between the border and the tributary Rupel, it has a freshwater tidal area of app. 60 km length. It forms an unique ecosystem, being one of the latest freshwater tidal areas of North-western Europe. However, this section is heavily polluted by domestic, industrial and agricultural waste loads. An important feature of a large part of this section is the presence of an anoxic water column during most of the year.

The chemical, physical and biological properties of the Schelde estuary have been documented in detail by Heip (1988, 1989), Van Eck et al. (1991), Meire et al. (1992), and several papers in Meire and Vincx (1993).

2.2. Sampling

The macrozoobenthos was sampled on a monthly basis in the period March 1993 - April 1994 at 7 locations along a salinity and sediment gradient of the Schelde estuary (Figure 2.3.1 and Table 1). Paulinaschor is situated in the polyhaline zone of the estuary, the locations Baalhoek and Valkenisse in the poly-mesohaline transit zone, the locations Groot Buitenschoor Left and Right in the mesohaline zone, the location Boereschans in the oligohaline zone and the location Ballooi in the freshwater tidal zone. All locations were situated in the intertidal zone. More details on the abiotic environment of the locations is given in 2.2.

The sampling methods were different between the locations, and based on a pilot sampling. At the stations Paulina, Baalhoek and Valkenisse 15 small cores (diameter 4.5 cm) were taken to a mean depth of 25 cm and 5 large cores (diameter 15 cm) to a mean depth of 40 cm. At Groot Buitenschoor Left and Right only 15 small cores (diameter 4.5 cm) were sampled. At Boereschans and Ballooi only 5 small cores (diameter 4.5 cm) were sampled. Large cores were taken at stations where large, deep living individuals occur like some bivalve species (e.g. *Mya arenaria*) and polychaete species (e.g. *Arenicola marina*). Only 5 small cores were taken at locations which were characterized by very homogeneous communities of only Oligochaeta.

The large cores were sieved in the field through a 3 mm mesh, the small cores were taken to the laboratory. All benthic samples were preserved in 4 % neutralised formalin. Different samples and measurements were taken for the characterization of the abiotic environment. Sediment characteristics, sedimentation/erosion processes, water and sediment quality parameters were considered.

For a detailed description of the methods used see 2.2.

In the laboratory the samples of the small cores were sieved through a 1 mm mesh and sorted after staining with 0.02 % Rose Bengal. The organisms of all samples were identified to species level, except *Nemertini* and *Oligochaeta*, and counted. The large cores were only used for large and/or deep living species (e.g. *Arenicola marina*, *Mya arenaria*). The ash-free dry weight (AFDW) biomass was measured by drying all specimens at 105 °C for 12 h and ashing at 550 °C.

Table 1. Names and codes of the sampling locations. Distance (from the mouth of the estuary) and estuarine division is given.

Location	Code	Distance (km)	Estuarine division
Paulina	PAU	15	polyhaline zone
Baalhoek	BH	40	poly/mesohaline transit
Valkenisse	VAL	43	poly/mesohaline transit
Groot Buitenschoor Right	GBR	60	mesohaline zone
Groot Buitenschoor Left	GBL	60	mesohaline zone
Boereschans	BOE	81	oligohaline zone
Ballooi	BAL	100	freshwater tidal zone

2.3. Data analysis

Diversity was calculated as Hill's diversity numbers (Hill, 1973). Hill (1973) showed that several diversity indices are members of the equation:

$$N_a = (p^a + p^a + \dots p^a)^{1/1-a}$$

where $a > 0$. When $a=0$, $N_0 = S$, when $a=1$, $N_1 = \exp H'$, when $a=2$, $N_2 = 1/C$ and so on. With an increase of a , the dependence on the number of species S decreases, and, hence, on the sampling errors caused by the lower probability of counting the rarest species. For instance, N_2 is less dependent on the number of species than N_1 . The last member of Hill's series (N_{∞}) which is the reciprocal of Berger-Parker's dominance index, is completely independent on the species richness.

The following multivariate analyses were applied: classification by TWINSpan cluster analysis (Hill, 1979) and by an agglomerative clustering method (group average sorting GAS of Bray-Curtis dissimilarities) and ordination by non-metric multi-dimensional scaling (MDS). Plotting of the TWINSpan/GAS clusters on the 2-D ordination planes aided in evaluating the divisions imposed. Density and biomass data were subjected to fourth root transformation prior to analysis.

3. Results

The results presented here only deal with three locations, namely Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Right (GBR). Biomass data are not included since not all species are yet analysed. In the final paper results of all locations will be presented, including more detailed statistical and multivariate analysis.

3.1. Diversity

A total of 25 macrobenthic species were recorded (Table 2) in the three locations. Annelids were most diverse, being represented by 14 species. Of the remaining phyla, crustaceans were represented by 8 species and molluscs by five species. 23 species were observed in Valkenisse, 11 in GBL and 10 in GBR. Excluding rare species which were observed 1 or 2 times, the number drops to 17, 7 and 5 species resp. in PVV, GBL and GBR. Six species were recorded every month at PVV, whereas only 3 and 2 species were recorded every month at GBL and GBR resp.

Table 3 and Figure 2.3.2. show Hill's diversity numbers (N_0 , N_1 , N_2 , N_{in}) for each location in each month. Valkenisse had a clearly higher diversity for all measures as compared to the other 2 locations GBL and GBR. Clear seasonal variations were observed with some clear differences between locations. The number of species N_0 was in all three locations higher in summer than in winter and spring. In GBL, N_1 , N_2 , N_{in} tend to be higher in spring and winter and drop in summer, indicating that one or two species were dominating the community numerically in summer. In GBR the opposite is observed with low measures in spring and winter and higher measures in summer.

Table 2. List of species found in Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR). Rare species observed only 1 or 2 times are indicated with resp. 1 and 2.

LIST OF SPECIES FOUND	PVV	GBL	GBR
Crustacea			
Bathyporeia pilosa	x	x	
Haustorius arenarius	1		
Corophium arenarium	x		
Corophium volutator	x	x	x
Crangon crangon	2	2	
Carcinus maenas	x		
Eurydice pulchra	1		
Cyathura carinata	1		
Mollusca			
Cerastoderma edule	x		
Macoma balthica	x	x	x
Mya arenaria	x		1
Scrobicularia plana	x		
Hydrobia ulvae	x	2	2
Annelida			
Heteromastus filiformis	x		x
Manayunkia aestuarina		x	
Nereis diversicolor	x	x	x
Nereis succinea	x		
Polydora spec.	x	2	
Pygospio elegans	x	x	2
Eteone longa	x		1
Arenicola marina	x		
Nephtys spec.	2		
Nephtys hombergii	2		
 Oligochaeta		x	x
Nemertini			
Nemertini	x	1	2
 Total number of species	23	11	10

Table 2. Hill's diversity numbers N_0 , N_1 , N_2 , N_{in} for each location in each month.

GBL	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar
N_0	4	3	5	8	7	7	7	5	4	5	4	5	5
N_1	2.79	2.80	3.33	2.64	1.93	1.98	2.07	2.13	2.13	2.79	2.39	2.42	2.73
N_2	2.52	2.66	3.06	1.87	1.49	1.51	1.63	1.73	1.75	2.49	2.20	2.06	2.14
N_{in}	1.95	2.18	2.43	1.41	1.24	1.25	1.32	1.38	1.39	2.17	2.01	1.61	1.56

GBR	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar
N_0	3	3	5	4	5	5	8	7	6	5	3	4	2
N_1	1.57	1.62	1.54	1.6	2.19	4.02	4.46	4.48	3.81	2.61	1.69	2.24	1.78
N_2	1.28	1.35	1.23	1.26	1.58	3.38	3.85	3.97	3.19	2.04	1.47	2.1	1.63
N_{in}	1.14	1.17	1.11	1.13	1.27	2.22	2.77	2.72	2.11	1.51	1.25	1.99	1.36

PVV	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr
N_0	8	9	11	16	19	14	19	17	15	14	10	8	9
N_1	3.44	2.77	1.68	3.6	4.79	6.23	5.98	5.6	7.9	7.8	5.47	4.61	5.8
N_2	2.63	1.79	1.25	2.07	2.74	4.57	4.19	3.81	5.77	5.81	4.20	3.66	4.8
N_{in}	1.91	1.36	1.12	1.46	1.73	2.76	2.83	2.33	3.26	3.37	2.84	2.58	3.37

3.2. Density

The total density of the macrobenthos is highest in Valkenisse (4946-91841 N/m²), followed by GBL (4653-28797) and GBR (1844-14504), but show a great seasonal variation in all three stations (Figure 2.3.3.). In general terms, low numbers are observed in winter and spring, high numbers in summer and autumn. The pattern is however clearly different between the different locations. In GBL, an increase in density is first observed in May and reaches a peak in July-August (28500 ind/m²), after which numbers drop steady towards winter. In GBR, a clear increase in density is only observed from July onwards and a peak is reached in September (14500 ind/m²), after which densities only slightly drop. In Valkenisse, a steep increase from $\pm$ 10000 ind/m² to 80000 ind/m² is observed between May and June. Total density remains high until August, after which it drops to 55000-35000 ind/m² in September-November, and further to 15000-5000 ind/m² in December-April.

3.3. Community analysis: spatial and seasonal patterns

3.3.1. Spatial pattern

By combining all monthly data from each location into one dataset, the spatial pattern was studied. The general pattern is illustrated with the group average sorting of Bray-Curtis similarities and the MDS on density data (Figures 2.3.4. and 2.3.5.).

The cluster analysis (Figure 2.3.4.) shows a distinct separation between the three locations. In a first separation, two highly dissimilar cluster groupings are distinguished with all Valkenisse data at one side and the GBR and GBL data at the other side. A second division divides all GBL data from the GBR data, except for the February 1994 GBR data which were put in the GBL cluster. Each 'location cluster' is composed of seasonal groupings at decreasing dissimilarity levels.

The ordination is in general agreement with the cluster analysis (Figure 2.3.5.). The same clusters can be identified in the ordination plane formed by the first and second axes (Figure 2.3.5.). Valkenisse is clearly segregated from GBL and GBR along the first axis. GBR and GBL are segregated along the second axis. Seasonal variation is more pronounced in PVV as compared to the other two locations GBL and GBR.

3.3.2. Seasonal pattern

For the seasonal pattern each location was analysed separately, since the spatial pattern clearly showed distinct separation between all three locations.

In Valkenisse, the cluster analysis separates in a first division the spring data (Feb-May) from all other months (Figure 2.3.6.). The other months are clustered in a successive way: a June cluster, a July-August cluster, a September-October-November cluster and a December-January cluster. This successive change in the community is clearly demonstrated with the MDS (Figure 2.3.7.). The spring cluster is widely spread along the horizontal and vertical axes, whereas especially the summer months forms a more tight grouping.

In GBL, the cluster analysis separates in a first division the winter and early spring months (Jan-Mar) from all other months (Fig. 2.3.8.). Like Valkenisse, the other months are clustered in a successive way: a May cluster, a June-July-August cluster and a September-October-November-December cluster. These clusters are clearly observed in the MDS (Figure 2.3.9.).

In GBR, the cluster analysis shows basically the same pattern as for PVV and GBL. However, May and June are now clustered in the same cluster as the winter and spring months (Figure 2.3.10.), indicating that a change in benthic community occurred later in the year as compared to PVV and GBL. A successive change in the community is also demonstrated for GBR by the MDS-ordination (Figure 2.3.11.).

3.3.3. Characterization of the benthic communities

In Valkenisse the benthic community is numerically dominated by Annelida; Mollusca and Arthropoda form only a minor part of the community (Figure 2.3.12.). In terms of feeding type, Valkenisse is numerically dominated by surface deposit feeders, in some months together with deposit feeders (Figure 2.3.13.). Suspension feeders are the third most important group.

All species have significantly lower densities in the spring and winter months, except for the amphipod *Bathyporeia pilosa*. *B. pilosa* shows high densities in winter and early spring and nearly disappear in the summer months (Figure 2.3.14.). This is in contrast to all other species, which show clearly an increase in the summer months. However, the month of increase and the moment of peak densities clearly differ between species. This is well demonstrated with the two *Corophium* species, namely *C. volutator* and *C. arenarium* (Figure 2.3.14.). Densities of *C. arenarium* increase in June and peak densities are observed in July and August. From September on, *C. arenarium* have nearly disappeared and instead *C. volutator* now reaches peak densities (September-October). Another important feature of the benthic community of Valkenisse is the high and rapid increase in densities of most species. This is best demonstrated with the spionid *Pygospio elegans* (Figure 2.3.14.). In winter and spring this species is nearly absent, but from May to June an increase from 7500 ind/m² to 65000 ind/m² is observed.

Based on these differences the community composition changes from month to month. In June the community is nearly totally numerically dominated by *Pygospio elegans* (90 %). In July and August the dominance of *P. elegans* drops to 60-70 %, because other species have become numerically important like *Heteromastus filiformis* (7-14 %), *Cerastoderma edule* (6-7 %) and *Macoma balthica* (3-6 %) (Figures 2.3.14. and 2.3.15.). Other species which increased significantly in July-August but do not have a substantial contribution to density are *Corophium arenarium*, *Nereis diversicolor*, *Nereis succinea*, *Polydora spec.*, and *Mya arenaria*. In September-October total density has dropped and the community has changed again with the numerically dominant species being now *P. elegans* (35 %), *Heteromastus filiformis* (20-30 %) and *Corophium volutator* (16-17 %). Except for *C. volutator* and *H. filiformis*, all species decreased in these period. In November total density decreases further and the community is now dominated by *H. filiformis* (43 %) and *P. elegans* (25 %). In winter density decreased further, in December and January still dominated by *Heteromastus filiformis* and *Pygospio elegans* (± 50 %). The amphipod *Bathyporeia pilosa* appears again and makes 10-15 % of the total density in this period. In this period also *Cerastoderma edule* disappears, whereas *Macoma balthica* and *Mya arenaria* remains at ± 7 %. In February-April *Heteromastus filiformis* disappears and the only important polychaete left is *Pygospio elegans*, which makes up ± 30 % of the total density observed. The importance of *Bathyporeia pilosa* increases to ± 30 %, and *Macoma balthica* and *Mya arenaria* are the most important bivalves with ± 20 -25 %.

In GBL the benthic community is numerically dominated by Arthropoda, except in some winter and early spring months when Annelida are dominating (Figure 2.3.12.). In terms of feeding type, surface deposit feeders dominate, in some months together with omnivores (Figure 2.3.13.).

In GBL, the winter and spring months are numerically dominated by only two species, namely *Nereis diversicolor* and *Oligochaeta* (Figure 2.3.16.). These are the only two species which remains in relatively high numbers throughout the year. However, an increase in late spring (*Oligochaeta*) and early summer (*Nereis diversicolor*) is clearly observed. In the summer and autumn months (June-November) the community is exclusively dominated by *Corophium volutator* (70-80 %). Some other species, like *Macoma balthica* (Figure 2.3.16.), *Manayunkia aestuarina* and *Pygospio elegans* also enters the community in early summer but they never reach high densities and their numbers decrease rapidly.

In GBR the benthic community is numerically dominated by Annelida, in some months forming 100 % of the population (Figure 2.3.12.). In terms of feeding type, this location is dominated by deposit feeders. Surface deposit feeders and omnivores are less important (Figure 2.3.13.).

In GBR, *Corophium volutator*, *Macoma balthica*, and *Heteromastus filiformis* show in general a similar pattern as in the other two locations with a sharp increase in the summer months, followed by a sharp decrease towards the winter (Figure 2.3.17.). It is however striking that the increase in densities is one to two months later as compared to GBL, but is more or less the same as in PVV. *Nereis diversicolor* occurred in the beginning of the study in rather low numbers at GBR, but the numbers increased during the year and now clear decrease is observed (Figure 2.3.17.). *Oligochaeta*, which are one of the most important species in this location, show a clear increase in the beginning of the study (March-July), but afterwards no clear trend was observed (Figure 2.3.17.).

4. Conclusions

Diversity is significantly higher in Valkenisse as compared to Groot Buitenschoor Left and Right, which are dominated by only a few species.

All three locations are characterized by low densities in winter and spring. In summer a rapid increase in density is observed for most species.

The benthic community in GBL and GBR is characterized by a relative simple structure, with only one to maximum a few species dominating the community at a certain time. In Valkenisse the benthic community structure is much more complex and more subject to a lot of variation in the course of the year.

The benthic community changes in a more or less successive way during the course of the year in all three locations.

5. Literature

Heip, C. 1988. Biota and abiotic environment in the Westerschelde estuary. *Hydrobiol. Bull.* 22:31-34.

Heip, C. 1989. The ecology of the estuaries of Rhine, Meuse and Scheldt in the Netherlands. In: J.D. Ross, Ed., *Topics in Marine Biology, Scient. Mar.* 53:457-463.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.

Hill, M.O. 1979. TWINSpan - A Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York: 1-60.

Meire, P.M., J.J. Seys, T.J. Ysebaert & J. Coosen. 1991. A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. In M. Elliot & J.-P. Ducrotoy (Eds.), *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 221-230.

Meire, P., G. Rossaert, N. De Regge, T. Ysebaert and E. Kuijken. 1992. Het Schelde-estuarium: Ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. Report Institute of Nature Conservation, A. 92.57 (in dutch).

Meire, P. and M. Vincx. 1993. Marine and estuarine gradients. *Proceedings of the 21th Symposium of the Estuarine and Coastal Science Association*. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27, 496 pp.

Van Eck, G.T.M., N. De Pauw, M. Van den Langenbergh and G. Verreut. 1991. Emissies, gehalten, gedrag en effecten van (micro)verontreinigingen in het stroomgebied van de Schelde en Schelde-estuarium. *Water* 60: 164-181.

Vermeulen, Y.M. & J.C.R. Govaere. 1983. Distribution of benthic macrofauna in the Western Scheldt Estuary (the Netherlands). *Cah. Biol. mar.* 24: 297-308.

Ysebaert, T., P. Meire, D. Maes & J. Buijs. 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27: 327-341.

Ysebaert, T., P. Meire, K. Essink & J. Coosen. in prep. Estuarine zonation of intertidal macrobenthos in the Schelde and Ems estuary.

6. List of figures

Figure 2.3.1. Map of the Schelde estuary with situation of the seven sampling locations.

Figure 2.3.2. Seasonal trend in Hill's diversity numbers (N_0 , N_1 , N_2 , and N_{inf}) at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.3. Seasonal trend in total density of macrobenthos at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.4. Hierarchical agglomerative clustering of the macrobenthic communities at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR) using group-average linking on Bray-Curtis similarities.

Figure 2.3.5. Two-dimensional ordination from non-metric multi-dimensional scaling (MDS) of the macrobenthos at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.6. Hierarchical agglomerative clustering of the macrobenthic community at Valkenisse (PVV) using group-average linking on Bray-Curtis similarities.

Figure 2.3.7. MDS ordination of monthly samples at Valkenisse (PVV).

Figure 2.3.8. Hierarchical agglomerative clustering of the macrobenthic community at Groot Buitenschoor Left (GBL) using group-average linking on Bray-Curtis similarities.

Figure 2.3.9. MDS ordination of monthly samples at Groot Buitenschoor Left (GBL).

Figure 2.3.10. Hierarchical agglomerative clustering of the macrobenthic community at Groot Buitenschoor Right (GBR) using group-average linking on Bray-Curtis similarities.

Figure 2.3.11. MDS ordination of monthly samples at Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.12. Mean density of the major taxonomical groups at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.13. Mean density of the major trophic (feeding) groups at Valkenisse (PVV), Groot Buitenschoor Left (GBL) and Groot Buitenschoor Right (GBR).

Figure 2.3.14. Seasonal abundance of the commonest Amphipod and Polychaete species at Valkenisse from April 1993 to April 1994.

Figure 2.3.15. Seasonal abundance of the commonest Bivalve species at Valkenisse from April 1993 to April 1994.

Figure 2.3.16. Seasonal abundance of the four commonest macrobenthic species at Groot Buitenschoor Left from March 1993 to March 1994.

Figure 2.3.17. Seasonal abundance of the five commonest macrobenthic species at Groot Buitenschoor Right from March 1993 to March 1994.

Figure 2.3.1.

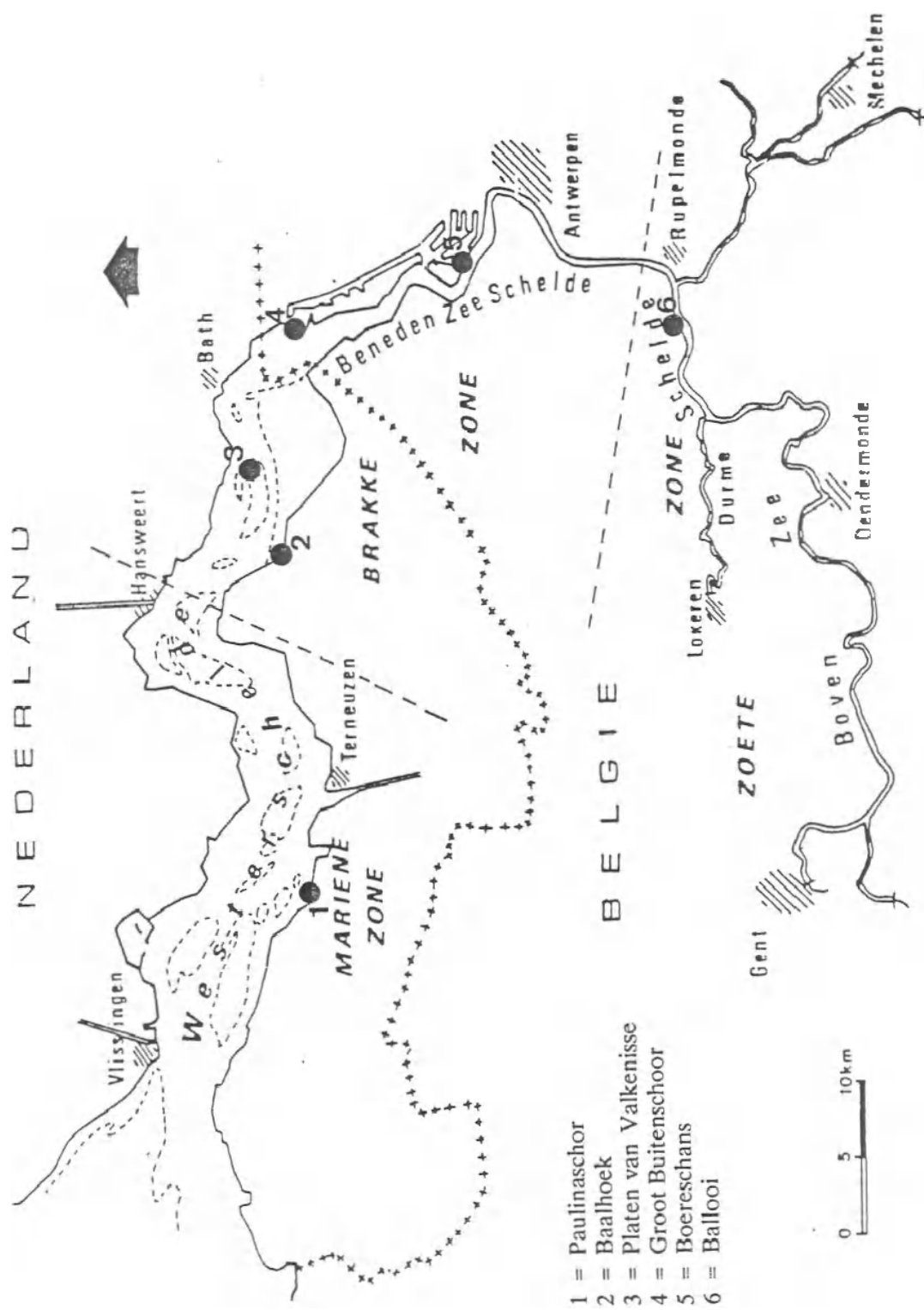


Figure 2.3.2.

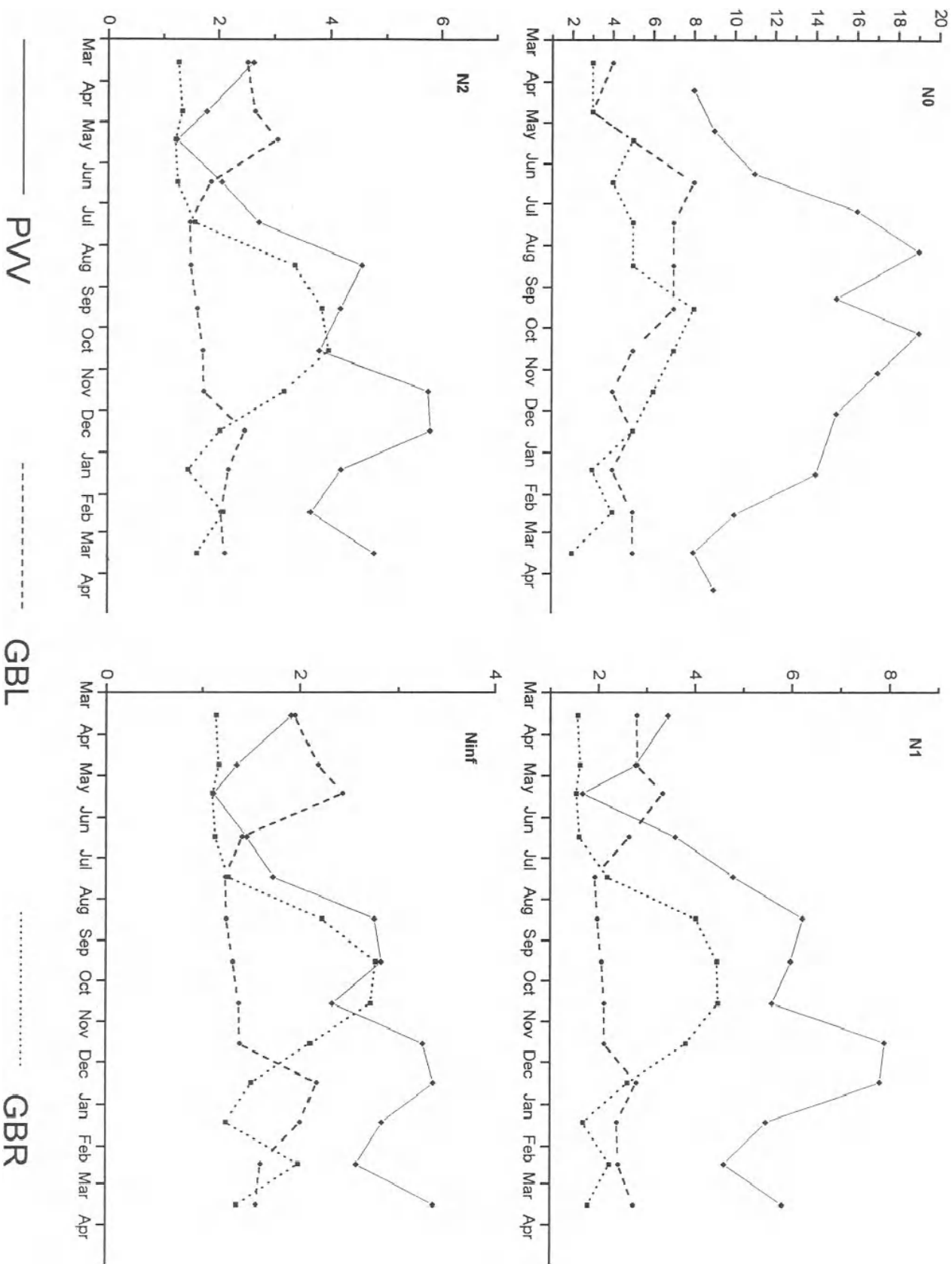


Figure 2.3.3.

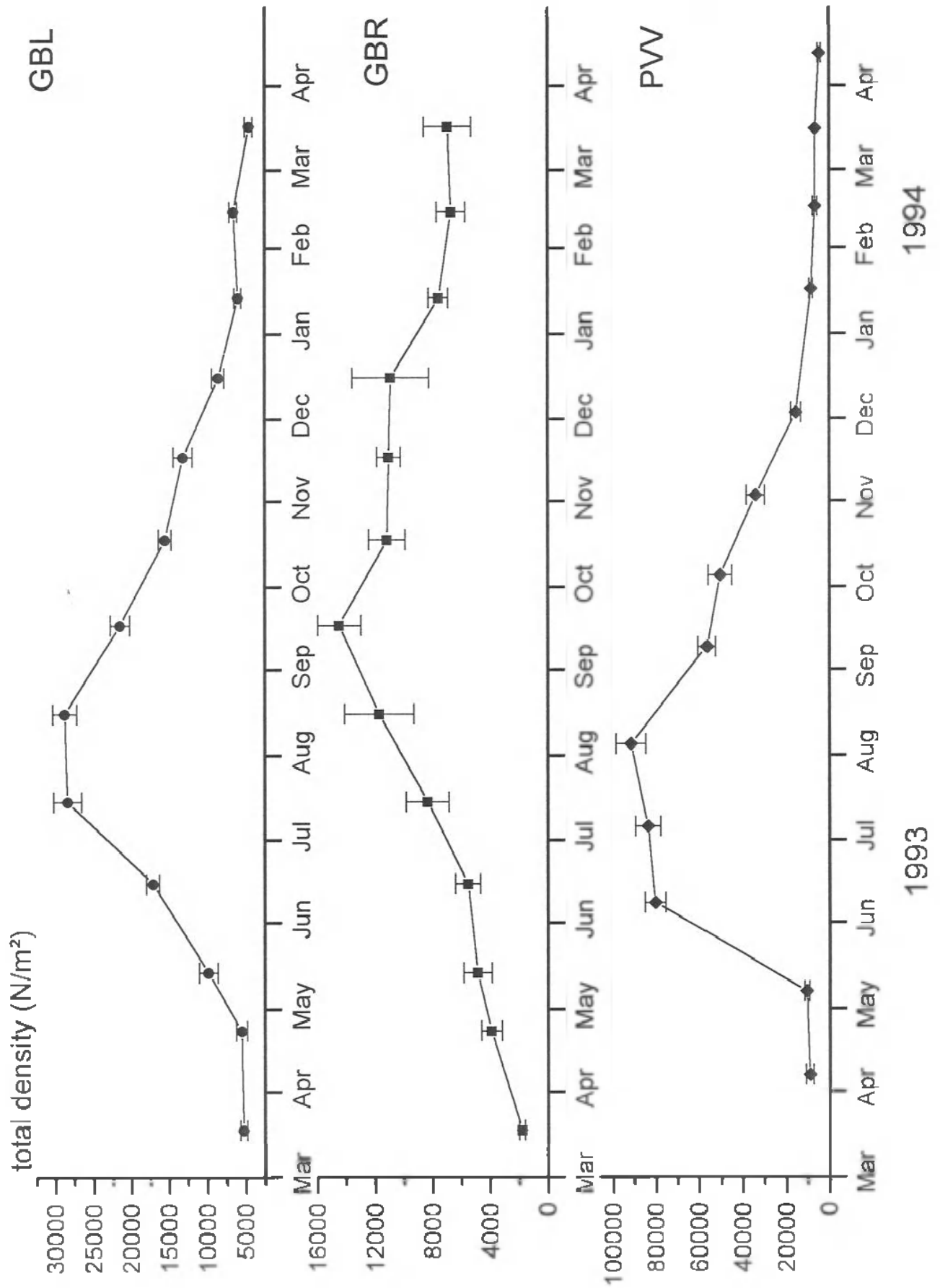


Figure 2.3.4.

PVV-GBL-GBR Benthos Density 1 mm Mar 93 - Apr 94

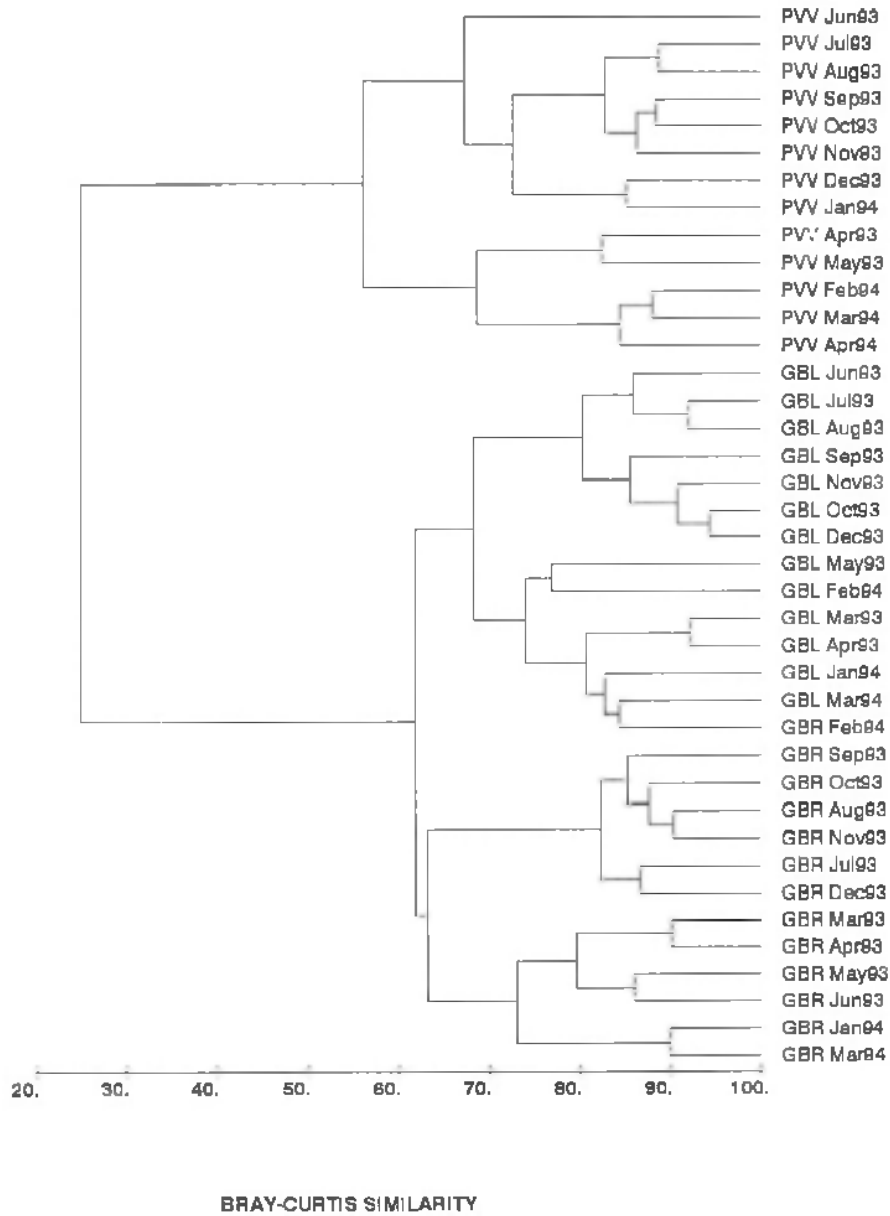
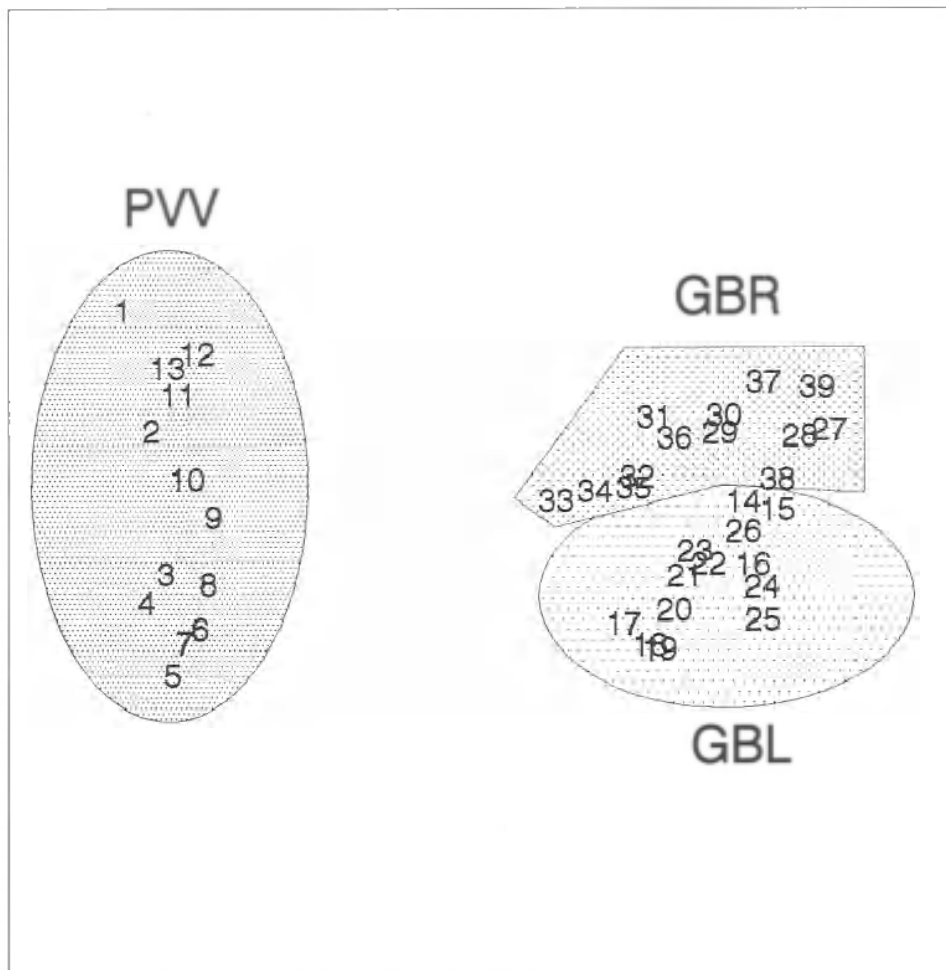


Figure 2.3.5.

MDS

PWV-GBL-GBR Benthos Density 1 mm Mar 93 - Apr 94



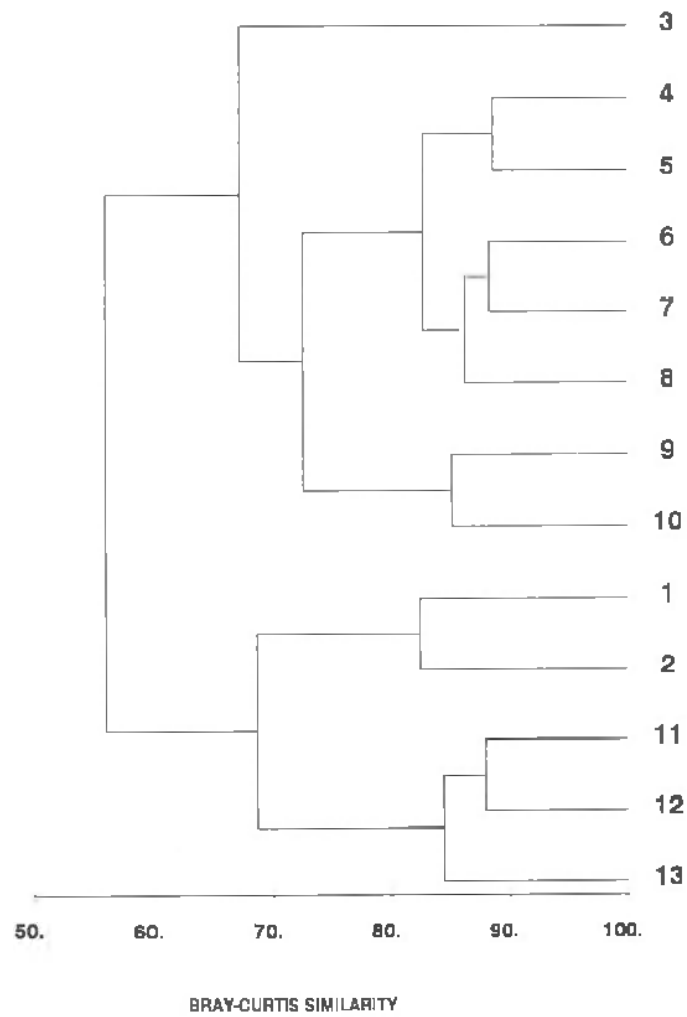
PWV: 1=Apr93 - 13=Apr94

GBL: 1=Mar93 - 13=Mar94

GBR: 1=Mar93 - 13=Mar94

Figure 2.3.6.

Valkenisse Benthos Density 1 mm Apr 93 - Apr 94

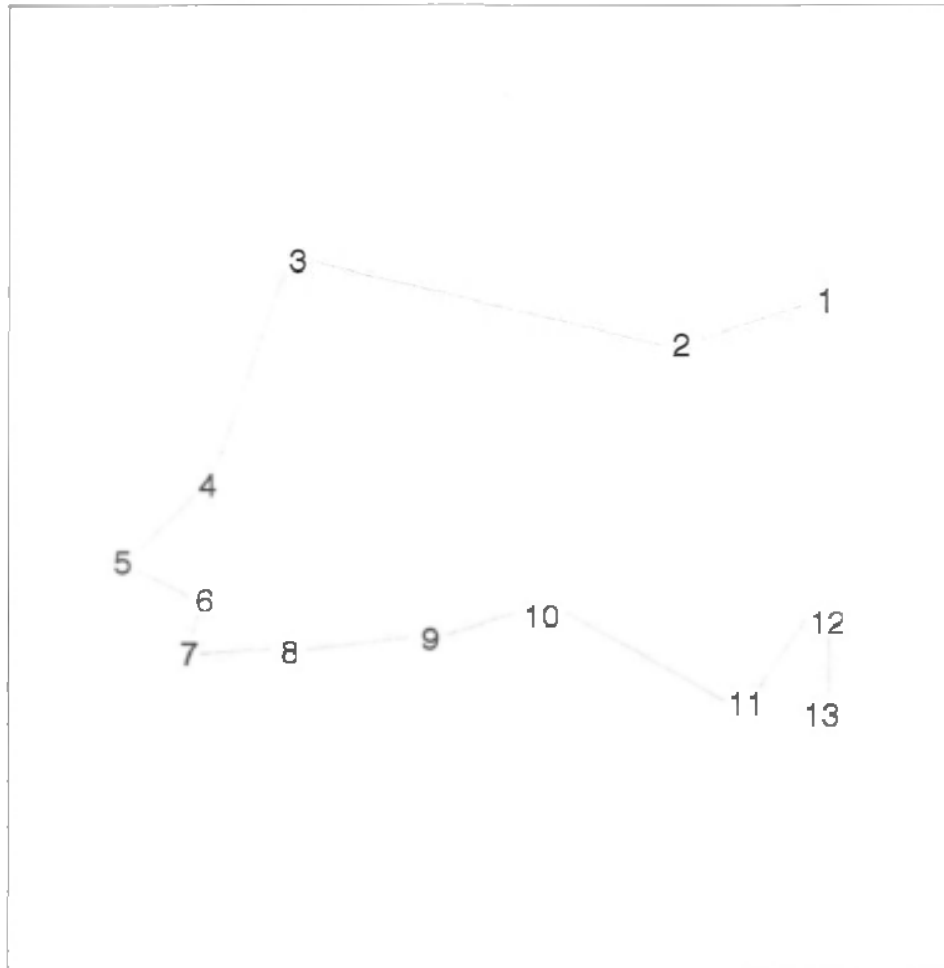


1 = Apr 93; 2 = May 93;; 13 = Apr 94

Figure 2.3.7.

MDS

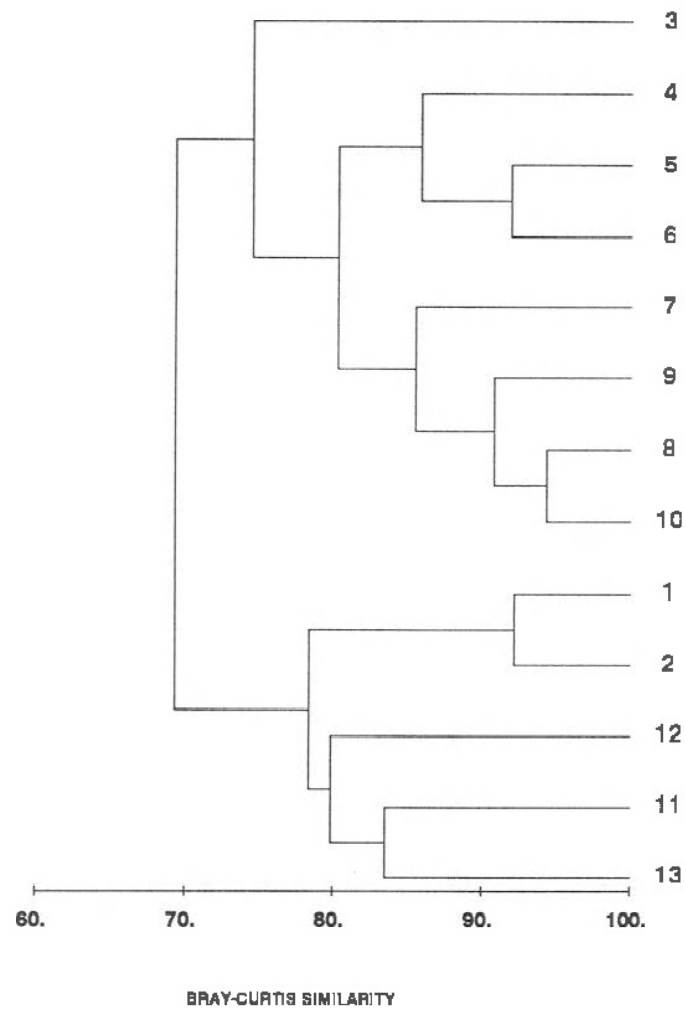
Valkenisse Benthos Density 1 mm Apr 93 - Apr 94



1 = Apr 93; 2 = May 93;.....; 13 = Apr 94

Figure 2.3.8.

Groot Buitenschoor Left 1 mm Dens March 1993 - March 1994

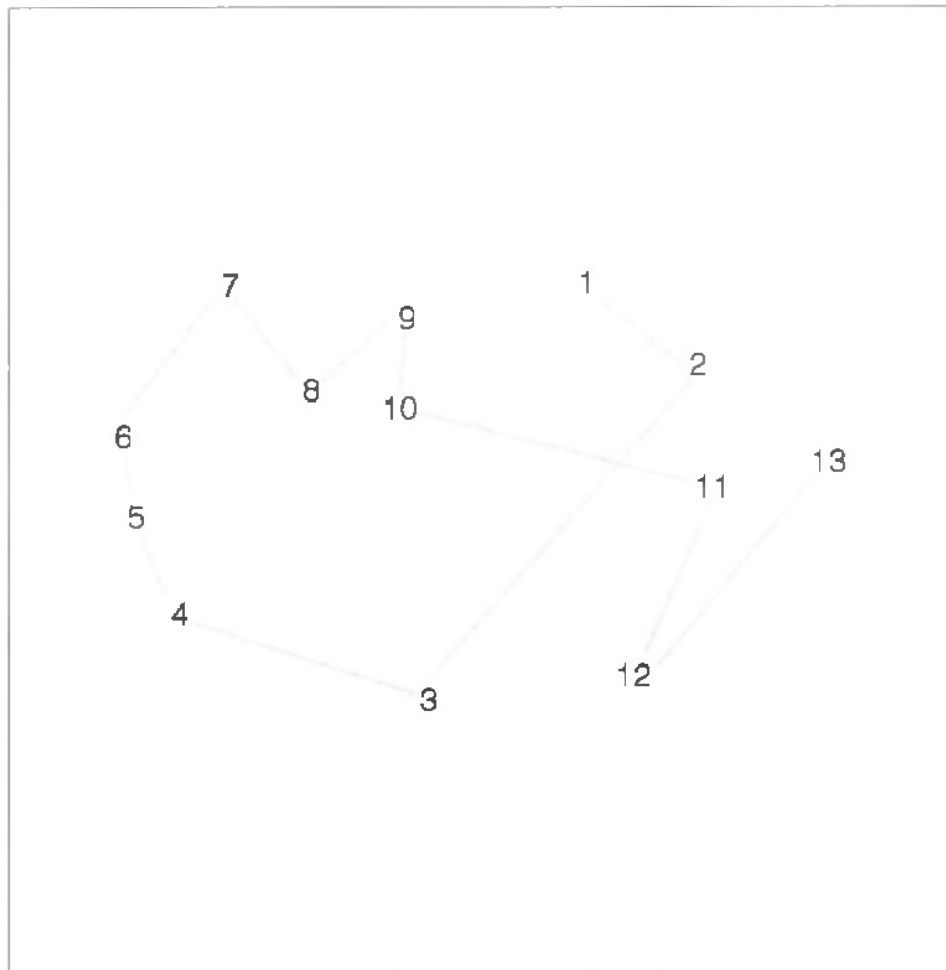


1 = Mar 93; 2 = Apr 93;; 13 = Mar 94

Figure 2.3.9.

MDS

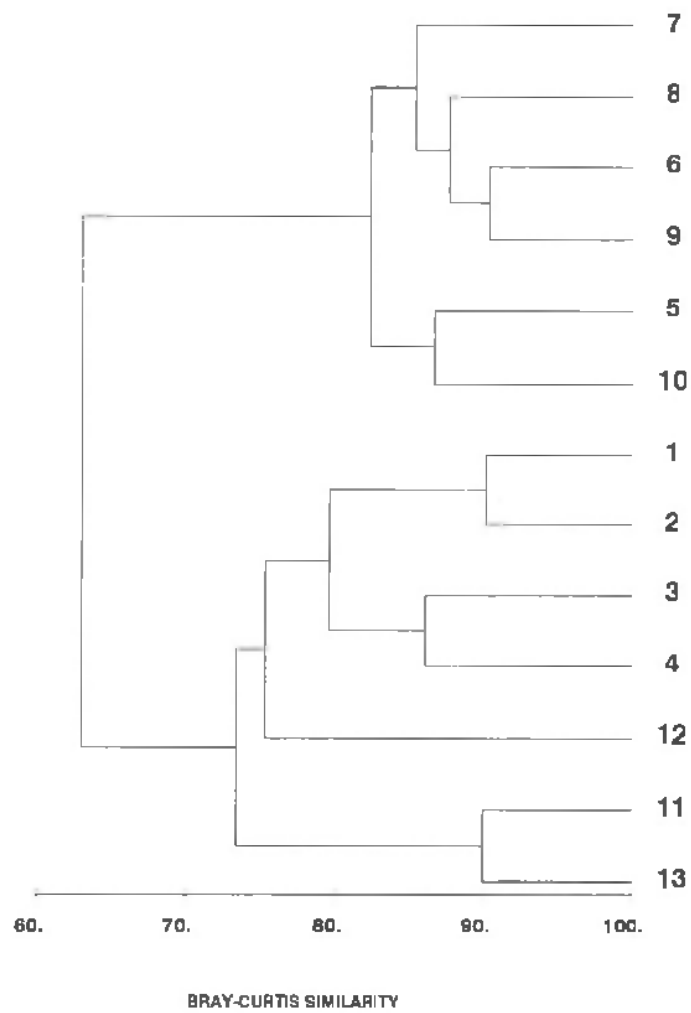
Groot Buitenschoor Left 1 mm Dens March 1993 - March 1994



1 = Mar 93; 2 = Apr 93;.....; 13 = Mar 94

Figure 2.3.10.

Groot Bultenschoor Right 1 mm Dens March 1993 - March 1994

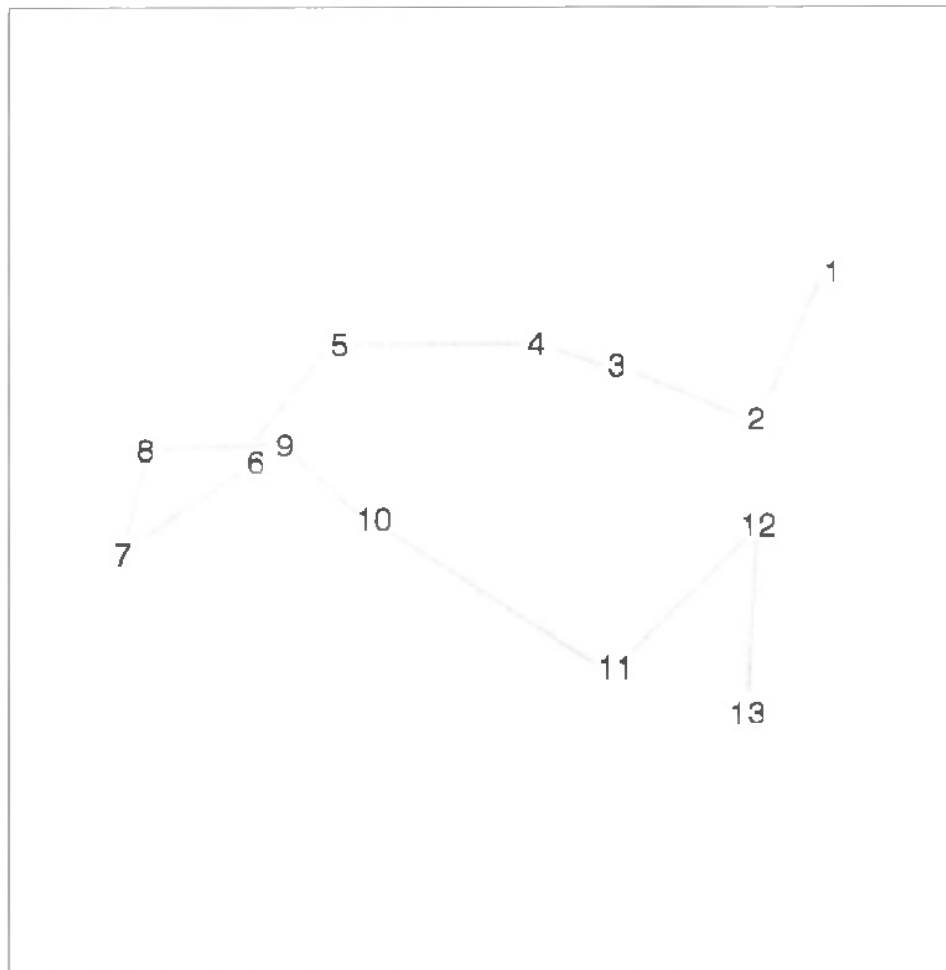


1 = Mar 93; 2 = Apr 93;; 13 = Mar 94

Figure 2.3.11.

MDS

Groot Buitenschoor Right 1 mm Dens Mar 93 - Mar 94



1 = Mar 93; 2 = Apr 93;; 13 = Mar 94

Figure 2.3.12.

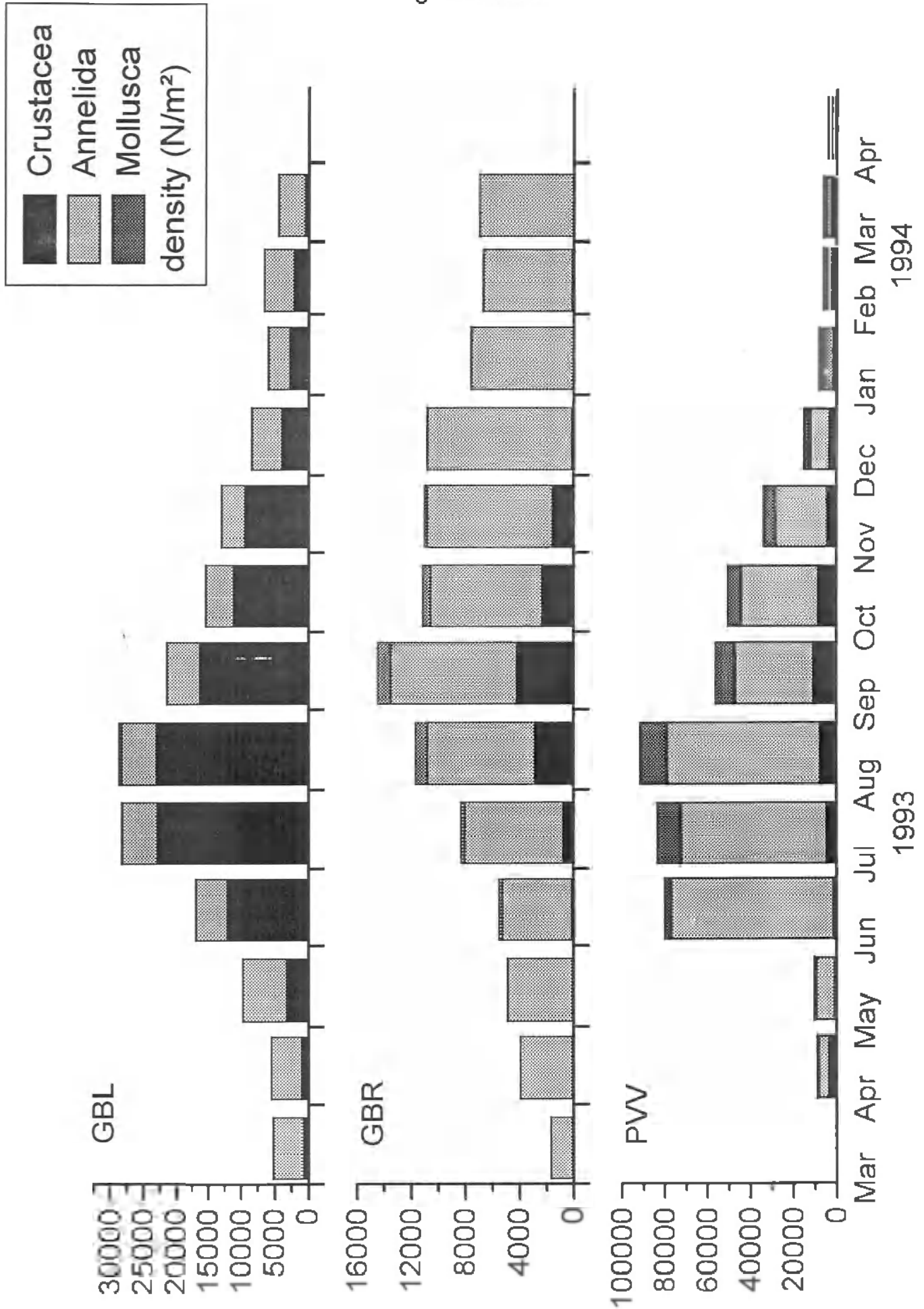
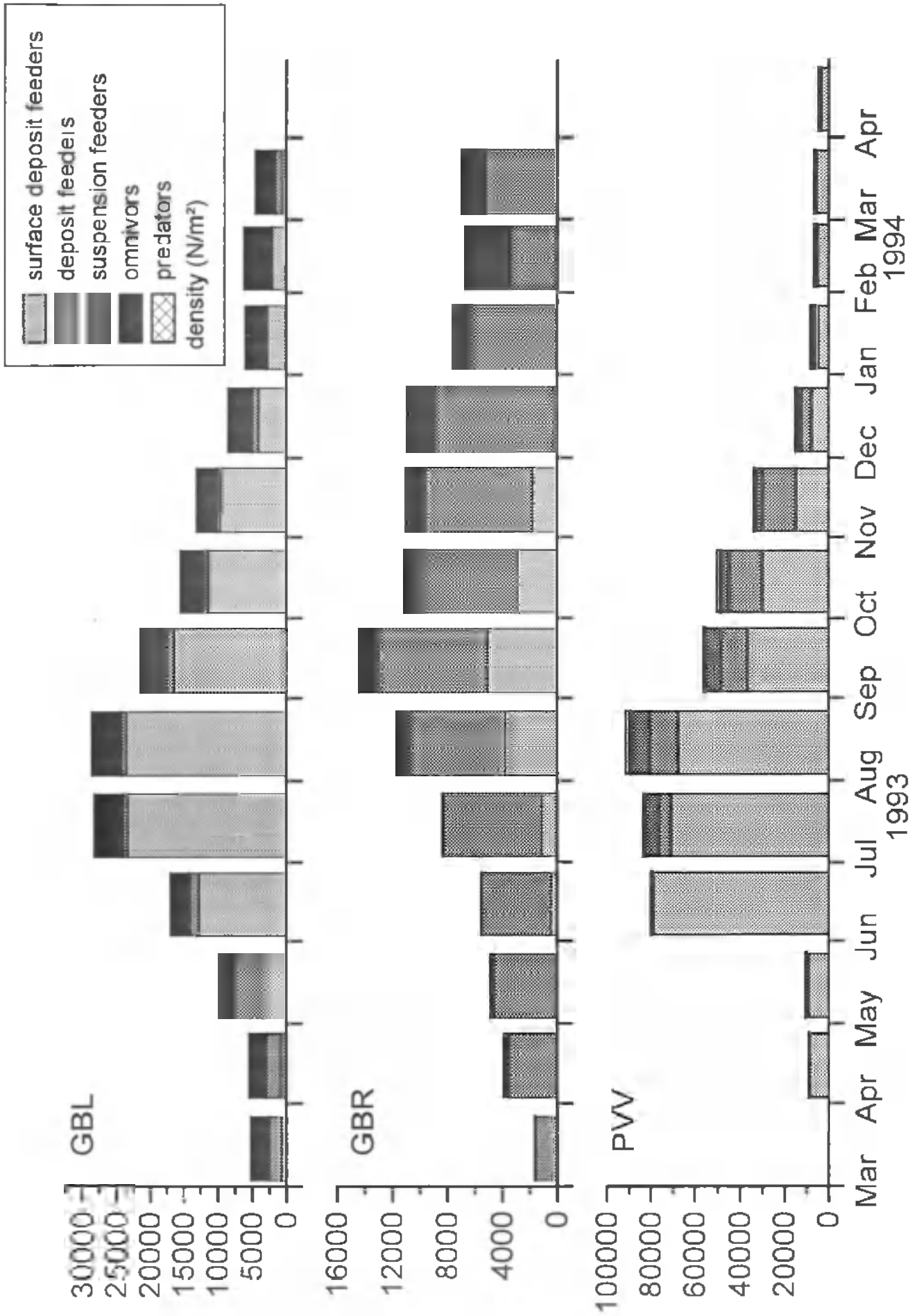


Figure 2.3.13.



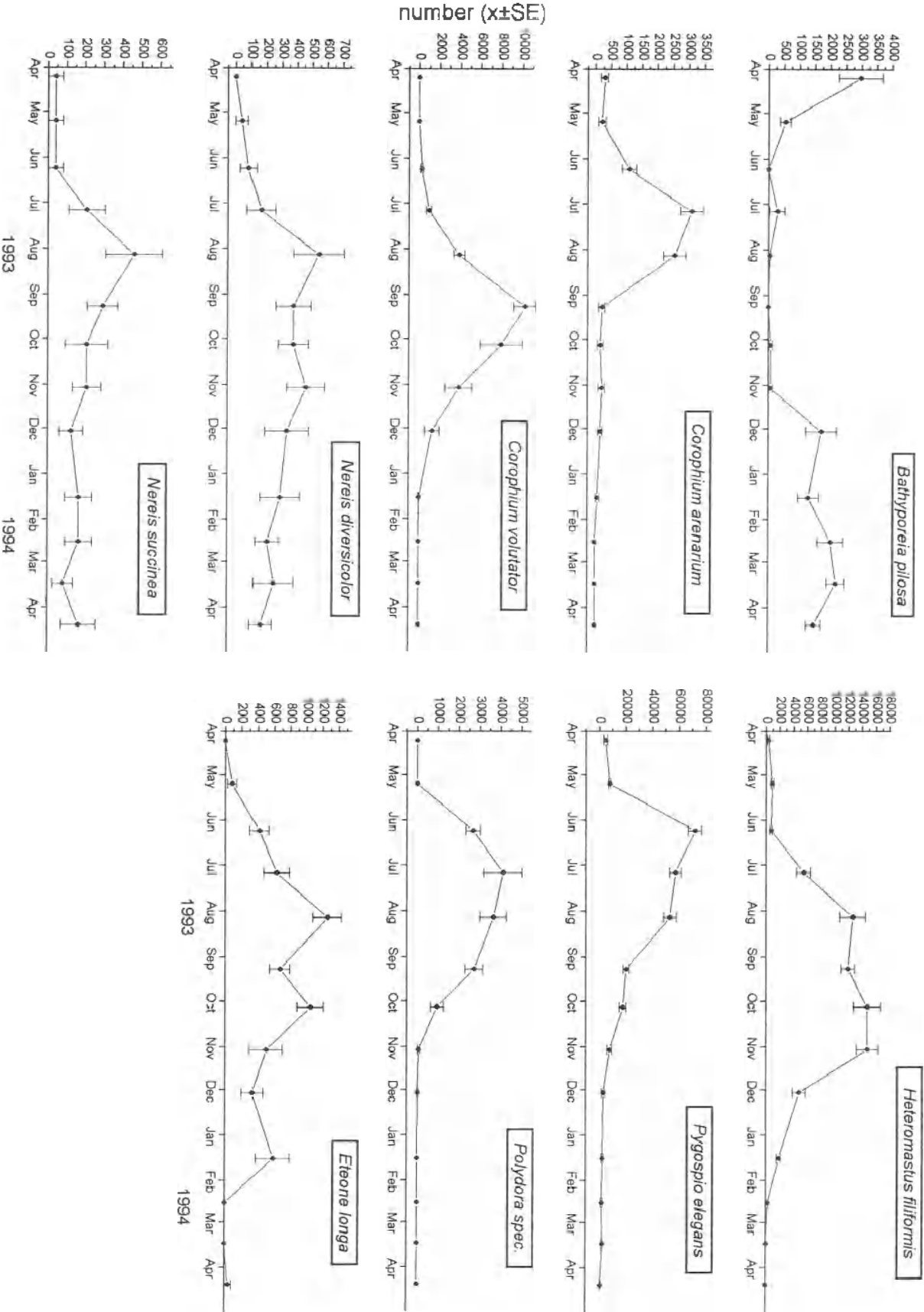


Figure 2.3.14.

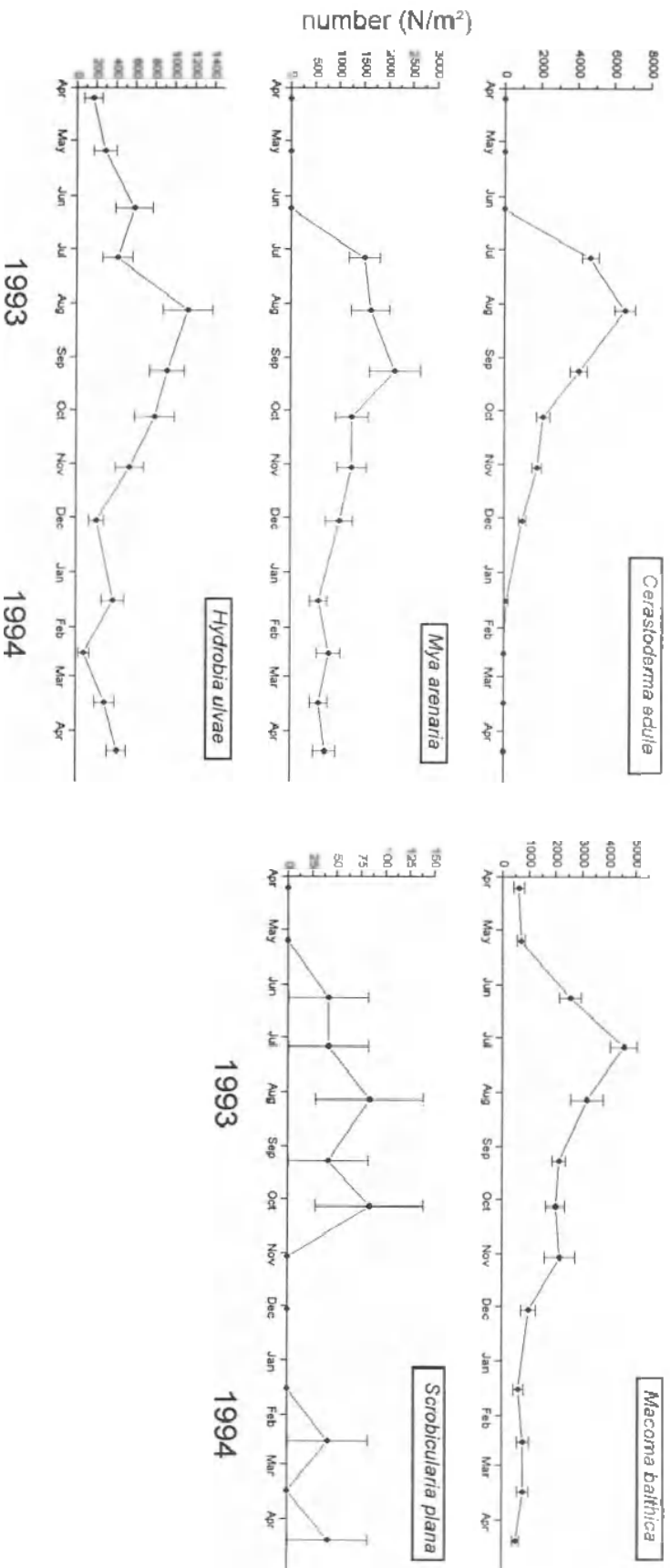
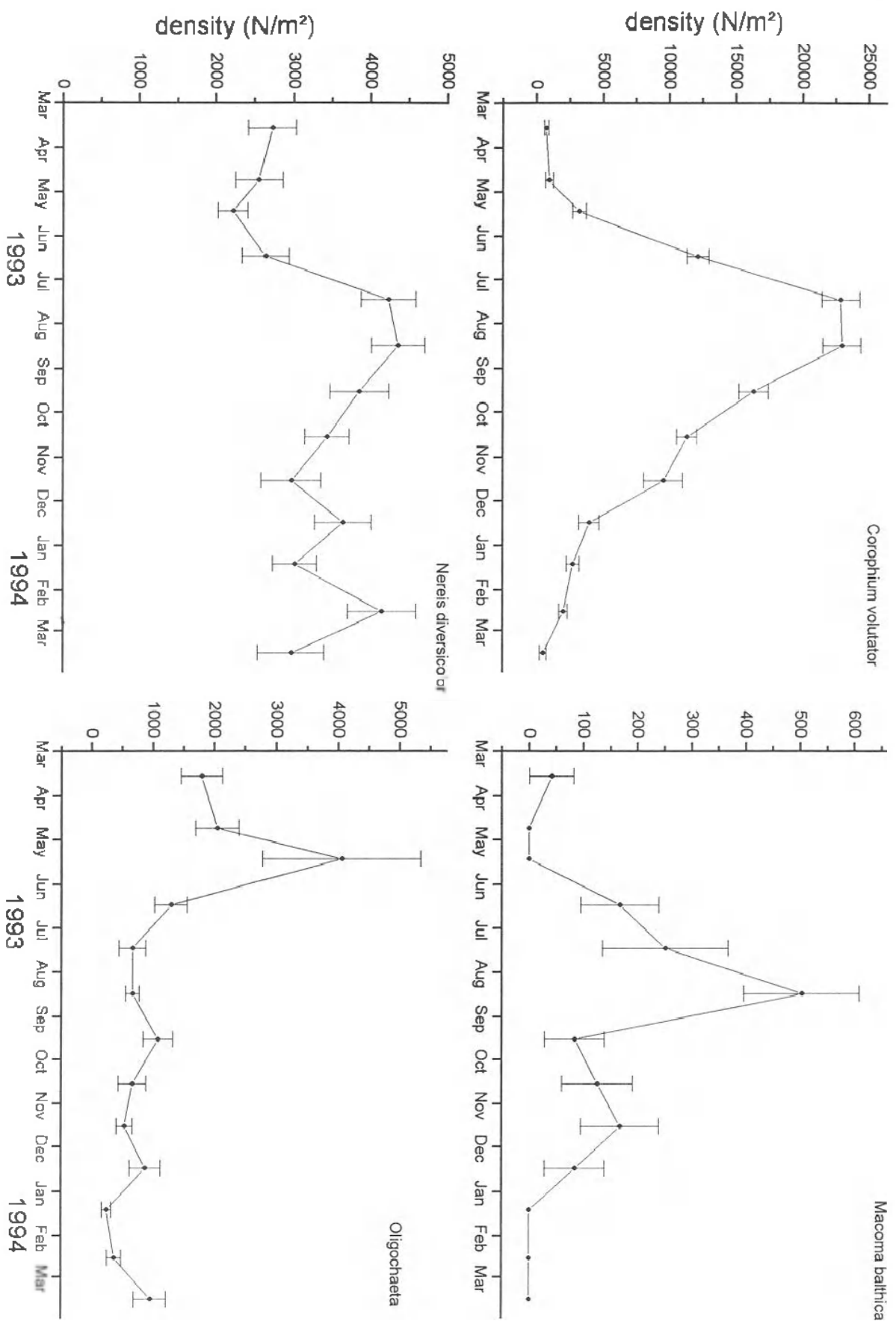


Figure 2.3.15.

Figure 2.3.16.



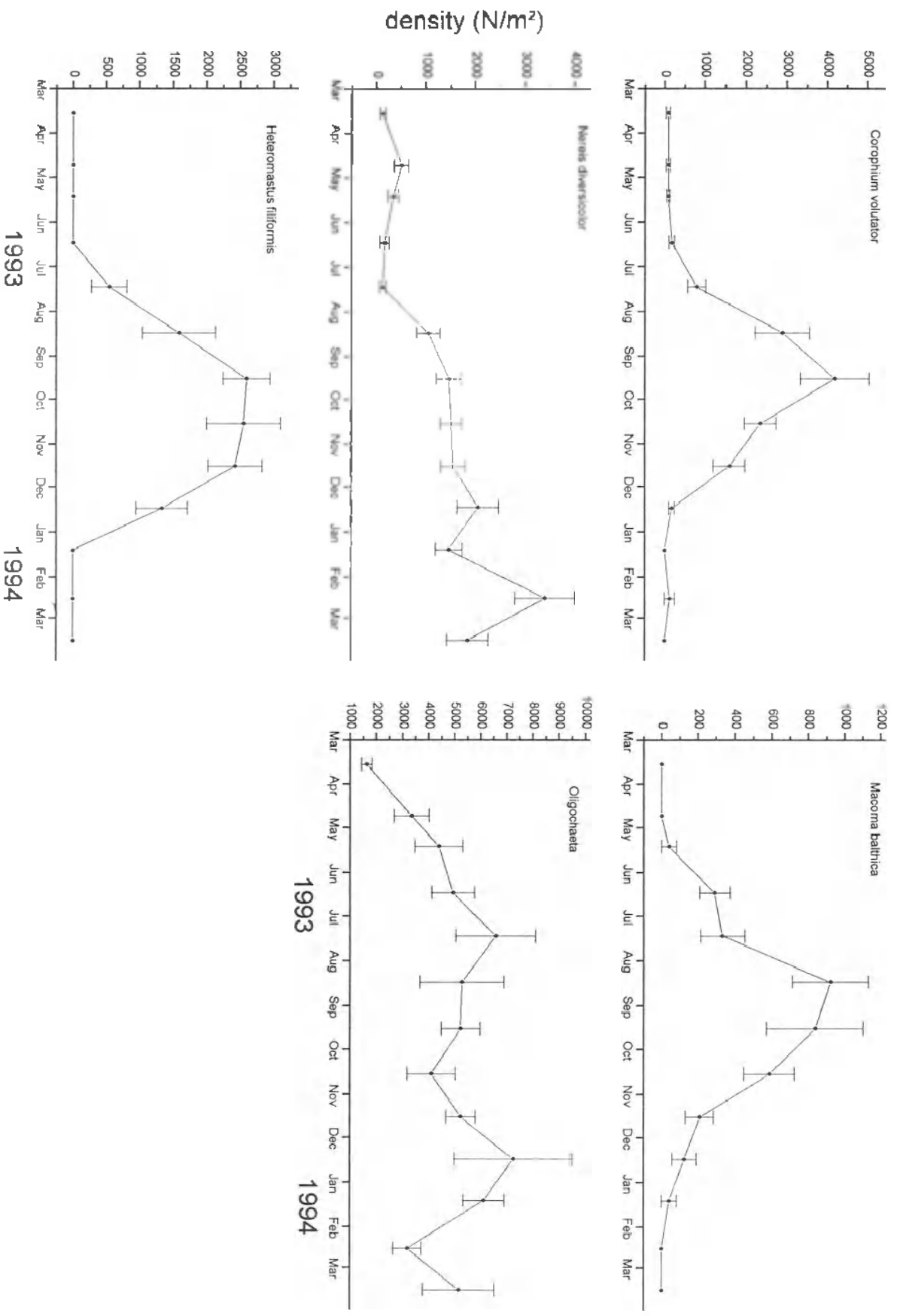


Figure 2.3.17.

2.4. Life history of *Corophium volutator* in the Schelde estuary

1. Introduction

Corophium volutator is one of the most common macrobenthic amphipods in the intertidal zone of the Schelde estuary. Especially in the mesohaline part this species is one of the most dominant macrobenthic species.

In Ysebaert et al. (1993, 1994) already the first results were presented on the population dynamics of *Corophium volutator* at Groot Buitenschoor Left. The results of Valkenisse and Groot Buitenschoor Right, the other two locations where *Corophium volutator* occur, are being analysed.

Besides a detailed study on the population dynamics of this species in the Schelde estuary, a comparison will be made with the literature. Therefore an extensive review of the available literature on this species is being made. Presented here is the first draft of this review, with emphasis on the population dynamics of this species. The search for more literature is still ongoing and these will be added to this review in the future. This will include some more topics on this species.

2. General

The gammaridean Amphipoda are one of the most common taxa in the class Crustacea. A well known family within the Amphipoda are Corophiidae, with representatives like *Corophium volutator*, *C. arenarium*, and *C. lacustre*.

C. volutator is a benthic amphipod, widely distributed in the North Temperate Zone. The species inhabits U-shaped burrows in estuarine sediments and lives upto six cm deep, mainly in muddy or muddy-sandy sediments.

C. volutator is frequently found in conditions from marine to almost fresh water (see further) and is relatively resistant to anaerobic conditions (Gamble, 1970).

As a component in the food web of an estuary, *C. volutator* is an important link, feeding on mud and organic detritus, and in turn forming a major constituent in the diet of fish (e.g. Flounder) and waders (e.g. Redshank, Dunlin).

3. Feeding

C. volutator is a selective deposit feeder, feeding mainly on bacteria and to a lesser extent on diatoms. Food is collected by filtering particles from the current generated through the U-shaped burrow by the beating pleopods, or by using the antennae to scrape material into this current (Meadows & Reid, 1966). For more detailed studies on the food selection by *C. volutator* see Fenchel et al. (1975), Nielsen & Kofoed (1982), Miller (1984), Murdoch et al. (1986).

4. Salinity preference and tolerance

C. volutator has been most frequently reported in estuarine waters, or seas such as the Baltic, that have a reduced salinity. Some authors have mentioned a lower limit of salinity below which *C. volutator* was not found and ranges between 2 and 6 psu (see McLusky, 1967). These variations in the lower limits observed may reflect the varying distribution of suitable substrates in the areas studied.

A salinity preference of 10-30 psu was found experimentally by McLusky (1970). This preference has been shown to be stable, despite acclimation to either low or high salinities. However, below 20 psu and especially below 10 psu the animals are under increasing osmotic stress (McLusky, 1967; 1968b). Below 5 psu they are scarce in the field, and below 2 psu *C. volutator* is absent (McLusky, 1968a). *C. volutator* is able to tolerate salinities up to 50 psu for long periods, and are essentially isosmotic to the medium, being only limited by tissue tolerance (McLusky, 1967).

5. Life history

5.1. Density and biomass

All studies show low densities and biomasses in winter and spring, followed by a rapid increase in the summer period. Later in the year, densities and biomasses drop again to a winter level.

In winter, density observed varies between studies and between study sites. McLusky (1968a) found in the Ythan estuary (UK) an overwintering population, characterized by low to very low densities, depending on the salinity (Table ..). Highest density was observed at the study site with a winter salinity > 10 psu (8000 ind/m²), whereas at a winter salinity < 1 psu, *C. volutator* was absent. Peer et al. (1986) found in the Bay of Fundy (Canada) maximum overwintering densities of $\pm$ 3500 ind/m². However, in some stations *C. volutator* was totally absent during the winter. These low densities were attributed to severe ice scouring. Möller & Rosenberg (1982) found on the west coast of Sweden a high variation in winter density, ranging from 0 to 12000 ind/m². Also here ice formation was the main cause for the absence of *C. volutator*. Omori & Tanaka (1984) observed relatively high densities during the winter months (23000-35000 ind/m²). This is probably due to the relatively high winter temperatures.

Olafsson & Persson (1986) studied a shallow area on the south coast of Sweden. The area was divided into two sites: between 0-400 m from the shore and between 400-500 m from the shore. During 1980 and 1981, *C. volutator* population in the outermost part of the site studied (400-500 m) showed typical seasonal fluctuations in densities with the lowest numbers being during winter and spring and peaks of 25000-30000 ind/m² in July. In 1982, the population crashed and low densities were recorded through the entire area. At the innermost part (0-400 m), only very low densities were observed of *C. volutator*, being almost absent in winter and increasing to 2000-4000 ind/m² in summer. At this site, *Nereis diversicolor* is the most important species.

Population crashes of *C. volutator* is reported more than once. Parasite infestation is often mentioned as being the main cause for a suddenly dramatical

decimation of the population in the summer period (Muus, 1967; Olafsson & Persson, 1986; Lauckner, 1987; Jensen & Mouritsen, 1992). Also predation by waders can cause a temporary decrease of the numbers of *C. volutator* (Peer et al., 1986). Raffaelli et al. (1991) observed a dramatical decline of *C. volutator* in the Ythan estuary throughout those parts of the estuary affected by macroalgal mats. Under a high biomass of weed, *C. volutator* disappeared almost completely from the mudflat.

5.2. Egg development and brood size

C. volutator has, like all amphipods, no larval stage. Small amphipods hatch from eggs retained in a ventral thoracic brood pouch. Within the brood pouch four clearly defined stages can be recognized (Peer et al., 1986):

Stage A: Eggs small, white to cream coloured; no differentiation of cells; eggs held in a pair of transparent sacs.

Stage B: Eggs case transparent; appendage rudiments discernible; optic rudiments present; transparent sacs, if present, broken.

Stage C: Egg case transparent; all appendages fully developed; transparent sacs absent.

Stage D: Newly hatched juveniles.

Fish & Mills (1979) and Peer et al. (1986) recorded a 25-30 % mortality between stage A and stage C eggs. For gravid females of all size classes the mean brood size observed varies between different studies: 23.6 (Fish & Mills, 1979), 29 (Hart, 1930) and 37.5 (Peer et al., 1986). The number of eggs of stage A observed in the brood pouch shows a large variation: between 10 and 172 for the Bay of Fundy (Peer et al., 1986), 10 to over 70 for Danish estuaries (Muus, 1967), and a maximum of 48 on the south coast of England (Hart, 1930). Peer et al. (1986) demonstrated a clear positive correlation between length of gravid females and numbers of stage A eggs in the brood pouch.

The newly hatched amphipods remained in the brood pouch for 1-3 days according to Hughes (1988) and up to five days according to Fish & Mills (1979), but are able to move in or out at will.

Fish & Mills (1979) estimated the time from copulation to the release of young being ± 14 days, while Peer et al. (1986) recorded 19 days between the observation of the first gravid females and the first young. Möller & Rosenberg (1982) gives a hatching time of ± 2 weeks for the first generation (see further).

C. volutator is known to have a semi-lunar rhythm of release of young (Fish & Mills, 1979). Also Peer et al. (1986) observed the release of young occurring during the time of the highest tides associated with the full moon at perigee.

After the escape from the brood pouch by the young, they remain in the parental burrow for a few hours before constructing their own burrow (Hughes, 1988). Based on these short laboratory observations, Hughes (1988) concluded that there was no direct evidence that juveniles swim or crawl from the parental burrow immediately after release from the brood pouch.

5.3. Population structure and life history

Most gammarid species in the North Temperate Zone are inferred to be uni- or bivoltine, with a long-lived overwintering generation and a short-lived spring-summer generation. However, like Omori & Tanaka (1984) state, the majority of these studies determined the number of generations per year by seasonal changes of size distribution, data being obtained by successive field sampling. Especially for species with an extended reproductive season and overlapping generations, this method can give rise to erroneous interpretation of population dynamics and number of generations due to the non-recognition of overlapping generations. Omori & Tanaka (1984) therefore applied a more detailed study, including growth and survivorship of the different seasonal generations by combining detailed field studies, rearing experiments and a simulation model (see further).

C. volutator is generally believed to be bivoltine, although some studies record one to four generations per year. The different studies are summarized in detail below.

Seggerstråle (1940) found for a Baltic population of *C. volutator* one generation annually, with a overwintering population of 7.5-8.0 mm.

Watkin (1941) noted two generations per year for Dovey estuary (Scotland).

Muus (1967) investigated at Niva Bay (north of Copenhagen, Denmark), a shallow, mesohaline, sheltered bay, the population dynamics of *C. volutator* in the period April-August 1957. In april, Muus (1967) observed a small overwintering generation, mainly including 7-9 mm long individuals. Already gravid females were present at that time. In the second half of May, a bimodal pattern was observed, with a first new generation of 2.5-3.0 mm. On Mid-june, this generation had grown to 5-6 mm long, with most of the females carrying eggs in the brood pouch. A second new generation was already occurring. At the beginning of July, both the first and the second new generation produced a third generation, while the overwintering generation totally disappeared at that time. At the end of July, the second and third generation gave rise to a fourth generation. At the end of August, the numbers had already decreased dramatically, and only the third and fourth generation were still present (Muus, 1967). But this decrease was probably due to a malignant cercaria infection. Muus (1967) concluded that four generations of *C. volutator* per year were present.

McLusky (1968a) studied the effects of salinity on the distribution and abundance of the amphipod *C. volutator* in the estuary of the River Ythan (Aberdeenshire, UK) between October 1966 and November 1967 at four locations. Throughout the winter (Oct.-Mar.) the mean size of the animals fluctuated between 3.0 and 3.6 mm, with little growth from December to March. In May, the mean size increased to 5.61 mm and first egg-bearing females were observed. Comparing the four study areas, it can be seen that although they all experienced the same temperature conditions, breeding began first at the area with the highest salinity. It appears that breeding occurred only as the salinity increased above 7.5 psu. The sequence of breeding reflected the successive increase of salinity up to and above this level. McLusky (1968a) concluded that only one single breeding season occurred per year in this population of *C. volutator*, extending from May to August. Animals born in the summer of one year grew to a maximum size, bred when over 5 mm, and subsequently died in the summer of the next year. The onset of the reproductive season was correlated with increased temperature and salinity

conditions.

Gratto (1979) recorded two generations annually at Minas Basin, Bay of Fundy (Canada).

Fish & Mills (1979) also recorded two generations annually for the Dovey estuary (Scotland), the same result as found by Watkin (1941) for this estuary.

Möller & Rosenberg (1982) investigated the production and abundance of *C. volutator* in three shallow coastal areas in Sweden. In winter these areas were completely covered by ice for several months. Samples taken just after ice disappeared in March- April showed an overwintering population of *C. volutator* which consisted of animals between 2 and 8 mm in length. This overwintering generation was breeding from May to June, which gave rise to a subsequent summer-breeding generation which reproduced between the beginning of July and September. So two generations per year were distinguished. However, within these two generations, Möller & Rosenberg (1982) observed two distinct cohortes (bimodal generations).

Omori & Tanaka (1984) recorded in Tomioka Bay (Amakusa Shimosima Island, West Kyushu, Japan), based on successive field sampling, two types of generation in a year, one a long-lived, overwintering generation, and the other a short-lived, spring-summer generation. Furthermore, detailed analysis revealed that both the short-lived and long-lived generations were each composed of two partially overlapping generations. In stead of two generations a year, Omori & Tanaka (1984) showed four generations of different duration per year.

Peer et al. (1986) recorded in the Bay of Fundy (Canada) both a summer and overwintering generation. In May, the population was dominated by adults of the overwintering generation having a mean length of approximately 5.0 mm. By June the population became bimodal representing the remaining larger overwintering animals and their progeny. Near the end of July a new cohort entered the population. In August the overwintering population and the May-June cohort were gone and mainly juveniles remained with a unimodal frequency distribution.

5.4. Ovigerous females

Peer et al. (1986) recorded ovigerous females between May and July 1978, and May and August 1979. In 1979, Peer et al. (1986) recorded a first peak of ovigerous females (> 50 % of the female population) between 23 May and 20 June. This was followed by a sharp decline. The next peak in frequency coincided with the maturity of the May-June cohort. Peer et al. (1986) also showed that the mean length of gravid females from the overwintering generation was larger at maturity (7.8 mm) than that of the May-June cohort (6.4 mm).

Smallest size of gravid females observed varies between different studies: 5.4 mm in the Bay of Fundy (Peer et al., 1986), 4.5 mm in the Baltic (Segerstrale, 1959), 4.0-4.5 mm in Denmark (Muus, 1967) and 5.0 mm in Wales (Fish & Mills, 1979).

6. Pelagic occurrence

C. volutator seemingly have little need to leave their burrow, except to find a mate, and in laboratory studies this has rarely been seen (Hughes, 1988). Fish & Mills (1979) found that as the tide ebbs, adult males emerge from the sediment and crawl across the mud surface, probably searching for burrows occupied by adult, receptive females. This behaviour was especially evident at the spring tides just before the time when gravid females were carrying Stage A embryos.

C. volutator has been found in plankton samples, and the pelagic occurrence has been demonstrated under laboratory conditions. Holmström & Morgan (1979, 1983a,b,c) studied a Welsh population of *C. volutator* and demonstrated a rhythm of swimming activity with three components: a circa-tidal rhythm of 12-13 h, with the maximum occurring on the ebb tide; a semi-lunar rhythm, where swimming was more pronounced at the time of spring tides; and a seasonal rhythm with swimming throughout the year but more pronounced in the summer. However, the relevance of these observations to the in situ behaviour of *C. volutator* are subject to doubt because the observations were made on animals with no natural substrata in which to burrow (see further). The same results were found by Harris & Morgan (1986).

Only few studies have been undertaken to study the in situ swimming behaviour of *C. volutator*. Most detailed observations are made by Hughes (1988) in the estuary of the River Stour (Suffolk, East Anglia, UK), making use of traps, emergence traps and plankton nets. Hughes (1988) found a swimming behaviour of *C. volutator* which has a rhythmicity with circadian, semi-lunar and seasonal components. *C. volutator* swim only at night, on both the flood and ebb tide, around times of spring tides, and between May and August.

Because of the differences found between the in situ observations of Hughes (1988) and the laboratory observations of Holmström & Morgan (1983a), Hughes & Horsfall (1990) examined both areas in situ and under simulated tidal conditions. Swimming *C. volutator* were caught in the Welsh estuary in the summer, but only rarely in the autumn and winter, and in both daylight and darkness. In simulated tidal conditions in the laboratory *C. volutator* from two sites in East Anglia never swam, while those from Wales swam whenever the substratum was immersed, in daylight and darkness, mostly on the ebb tide and in winter. The tidal swimming rhythm is different to east coast *C. volutator* which only swam at night (see above). There is, therefore, a difference in the behaviour of these geographically separated *C. volutator* (Hughes & Horsfall, 1990). This has probably to do with the time of the successive spring tides (Hughes & Horsfall, 1990).

Gidney (1971) also mentions large numbers of swimming *C. volutator* occurring on the ebb tide at night, while only few animals were observed above the mud during the day.

Essink et al. (1989) studied the pelagic occurrence of *C. volutator* in tidal channels of the Dollard, the inner part of the Ems estuary (The Netherlands). The mean concentration of *C. volutator* was almost always higher during flood than during ebb, resulting in a net landward (=southward) transport. This transport was believed to be the result of a passive accumulation mechanism, and apparently the swimming ability of *C. volutator* is of no significance in this process (Essink et al., 1989). No indications for a seasonal migration were observed. Essink et al. (1989) estimated the pelagic population as only ± 0.06 % of the total benthic

population at any time.

Few studies report on the pelagic occurrence as a possible way of immigration into an area. McLusky (1968) observed changes in the distribution of *C. volutator* within an estuary, depending on changing salinities, which indicate the possible use of tidal currents for dispersal and thus pelagic occurrence of the species.

7. Role of *C. volutator* in stabilization of sediments

The presence/absence of *C. volutator* may have significant impact on sediment topography, sediment stability and erosion/sedimentation processes (Reise, 1978; Meadows et al., 1990; Jensen & Mouritsen, 1992).

8. Literature

- Essink, K., H.L. Kleef & W. Visser. 1989. On the pelagic occurrence and dispersal of the benthic amphipod *Corophium volutator*. J. mar. biol. Ass. U.K. 69: 11-15.
- Fenchel, T., L. Kofoed & A. Lappalainen. 1975. Particle size selection of two deposit-feeders, the amphipod *Corophium volutator* and the prosobranch *Hydrobia ulvae*. Mar. Biol. 30: 119-128.
- Fish, J.D. & A. Mills. 1979. The reproductive biology of *Corophium volutator* (Pallas) and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 59: 355-368.
- Gamble, J.C. 1970. Anaerobic survival of the crustaceans *Corophium volutator*, *C. arenarium* and *Tanais chevreuxi*. J. mar. biol. Ass. U.K. 50: 657-671.
- Gidney, A.R. 1971. The light sensitivity and light environment of *Corophium volutator*. In: D. J. Crisp (ed.), Proc. 4th Eur. Mar. Biol. Symp., Cambridge Univ. Press., Cambridge, p. 559.
- Gratto, G.W. 1979. The biology of the amphipod *Corophium volutator* (Pallas) in the western Minas Basin, Nova Scotia. Unpublished M. Sc. Thesis, Acadia University, Wolfville, Nova Scotia.
- Gratto, G.W., M.L.H. Thomas & J.S. Bleakney. 1983. Growth and production of the intertidal amphipod *Corophium volutator* (Pallas) in the inner and outer Bay of Fundy. Proc. N. S. Inst. Sci. 33: 47-55.

- Harris, G.J. & E. Morgan. 1986. Seasonal and semi-lunar modulation of the endogenous swimming rhythm in the estuarine amphipod *Corophium volutator* (Pallas). *Mar. Behav. Physiol.* 12: 303-314.
- Hart, T.J. 1930. Preliminary notes on the bionomics of the amphipod, *Corophium volutator* Pallas. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 16: 761-789.
- Holmström, W.F. & E. Morgan. 1979. Some properties of the tidal activity rhythm in the estuarine amphipod *Corophium volutator*. In: E. Naylor & R.G. Hartwall (eds.), *Cyclic phenomena in marine plants and animals*, 355-356.
- Holmström, W.F. & E. Morgan. 1983a. Variation in the naturally occurring rhythm of the estuarine amphipod *Corophium volutator* (Pallas). *J. mar. biol. Ass. U.K.* 63: 833-850.
- Holmström, W.F. & E. Morgan. 1983b. The effects of low temperature pulses in rephasing the endogenous activity rhythm of *Corophium volutator* (Pallas). *J. mar. biol. Ass. U.K.* 63: 851-860.
- Holmström, W.F. & E. Morgan. 1983c. Laboratory entrainment of the rhythmic swimming activity of *Corophium volutator* to cycles of temperature and periodic inundation. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 63: 861-867.
- Hughes, R.G. 1988. Dispersal by benthic invertebrates: the in situ swimming behaviour of the amphipod *Corophium volutator*. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 68: 565-579.
- Hughes, R.G. & J.M. Horsfall. 1990. Differences in the swimming behaviour of the amphipod *Corophium volutator* from different populations. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 70: 143-148.
- Jensen, K.T. & K.N. Mouritsen. 1992. Mass mortality in two common soft-bottom invertebrates, *Hydrobia ulvae* and *Corophium volutator* - the possible role of trematodes. *Helgoländer Meeresunters.* 46: 329-339.
- Lauckner, G. 1987. Effects of parasites on juvenile Wadden Sea invertebrates. In: S. Tougaard & S. Asbirk (eds.), *Proceedings of the 5th International Wadden Sea Symposium*. The National Forest and Nature Agency & The Museum of Fisheries and Shipping, Esbjerg, 103-121.
- McLusky, D.S. 1967. Some effects of salinity on the survival, moulting, and growth of *Corophium volutator* (Amphipoda). *J. mar. biol. Ass. U.K.* 47: 607-617.

- McLusky, D.S. 1968a. Some effects of salinity on the distribution and abundance of *Corophium volutator* in the Ythan estuary. J. Mar. biol. Ass. U.K. 48: 443-454.
- McLusky D.S. 1968b. Aspects of osmotic and ionic regulation in *Corophium volutator* (Pallas). J. mar. biol. Ass. U.K. 48: 769-781.
- McLusky, D.S. 1970. Salinity preference in *Corophium volutator*. J. mar. biol. Ass. U.K. 50: 747-752.
- Meadows, P.S. 1964a. Experiments on substrate selection by *Corophium* species - films and bacteria on sand particles. J. Exp. Biol. 41: 499-510.
- Meadows, P.S. 1964b. Experiments on substrate selection by *Corophium* species - depth selection and population density. J. Exp. Biol. 41: 677-687.
- Meadows, P.S. 1964c. Substrate selection by *Corophium* species: the particle size of substrates. J. Anim. Ecol. 33: 387-394.
- Meadows, P.S. & A. Reid. 1966. The behaviour of *Corophium volutator* (Crustacea: Amphipoda). Journal of Zoology 150: 387-399.
- Meadows, P.S., J. Tait, & S.A. Hussain. 1990. Effects of estuarine infauna on sediment stability and particle sedimentation. Hydrobiologia 190: 263-266.
- Miller, D.C. 1984. Mechanical post-capture particle selection by suspension- and deposit-feeding *Corophium*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 82: 59-76.
- Möller, P. & R. Rosenberg. 1982. Production and abundance of the amphipod *Corophium volutator* on the west coast of Sweden. Neth. J. Sea Res. 16: 127-140.
- Morgan, E. 1965. The activity rhythm of *Corophium volutator* (Pallas) and its possible relationship to changes in hydrostatic pressure associated with the tides. J. Anim. Ecol. 34: 731-746.
- Murdoch, M.H., F. Bärlocher & M.L. Laltoo. 1986. Population dynamics and nutrition of *Corophium volutator* (Pallas) in the Cumberland Basin (Bay of Fundy). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 103: 235-249.
- Muus, B.J. 1967. The fauna of Danish estuaries and lagoons: Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone. Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders. N. S. 5(1): 1-316.

- Nielsen, M.V. & L.H. Kofoed. 1982. Selective feeding and epipsammic browsing by the deposit-feeding amphipod *Corophium volutator*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10: 81-88.
- Olafsson E.B. & L.-E. Persson. 1986. The interaction between *Nereis diversicolor* O.F. Müller and *Corophium volutator* Pallas as a structuring force in a shallow brackish sediment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 103: 103-117.
- Omori, K. & M. Tanaka. 1984. Life history trait changes among four seasonal generations of the mud flat amphipod, *Corophium volutator*. Physiol. Ecol. Japan 21: 89-114.
- Peer, D.L., L.E. Linkletter & P.W. Hicklin. 1986. Life history and reproductive biology of *Corophium volutator* (Crustacea: Amphipoda) and the influence of shorebird predation on population structure in Chignecto Bay, Bay of Fundy, Canada. Neth. J. Sea Res. 20: 359-373.
- Raffaelli, D., J. Limia, S. Hull & S. Pont. 1991. Interactions between the amphipod *Corophium volutator* and macroalgal mats on estuarine mudflats. J. mar. biol. Ass. U.K. 71: 899-908.
- Reise, K. 1978. Experiments on epibenthic predation in the Wadden Sea. Helgoländer wiss. Meeresunters. 31: 55-101.
- Seggerstråle, S.G. 1940. Studien über die Bodentierwelt in sudfinnlandischen Kurtengewässern VI. Zur Biologie des Amphipoden *Corophium volutator*, nebst Angaben über die Entwicklung und Rückbildung der Oostegitenborsten bei dieser Art. Soc. Scient. Fenn., Commentat. biol., Vol. 7, No. 16, 40 pp.
- Seggerstråle, S.G. 1959. Synopsis of data on the crustaceans *Gammarus locusta*, *G. oceanicus*, *Pontoporeia affinis* and *Corophium volutator*. Socc. Scient. Fenn., Commentat. biol., Vol. 20, No. 5, 23 pp.
- Watkin, E.E. 1941. The yearly life cycle of the amphipod *Corophium volutator*. J. Anim. Ecol. 10: 77-93.
- Ysebaert, T. R. Samanya, N. De Regge, P. Meire & E. Kuijken. 1993. Effekten van verontreiniging op macrozoöbenthosgemeenschappen in het Schelde-estuarium - Aktiviteitenverslag 1993. Rapport I.N. 93.10.
- Ysebaert, T. N. De Regge, P. Meire & E. Kuijken. 1993. Effekten van verontreiniging op macrozoöbenthosgemeenschappen in het Schelde-estuarium - Aktiviteitenverslag 1993. Rapport I.N. 93.10.

Table 1. Available studies on the life history - population dynamics of *Corophium volutator*. Study area and period, frequency and method of sampling is given.

Author	Location	Period	Frequency	Sieve	
Seggerstråle (1940)	Baltic				
Watkin (1941)	Dovey estuary (Scotland)				
Muus (1967)	Nivå Bay, Copenhagen (Denmark)	Apr-Aug 1957	1x-2x per month	1 mm	
McLusky (1968a)	Ythan estuary (Aberdeenshire, UK)	Oct 1966 - Nov 1967	monthly	335 μ m	
Gratto (1979)	Minas Basin, Bay of Fundy (Canada)				
Fish & Mills (1979)	Dovey estuary (Scotland)				
Möller & Rosenberg (1982)	West coast of Sweden	Jul 1977 - Dec 1981 (1978)		200 μ m (su/au) 500 μ m (sp/wi)	
Omori & Tanaka (1984)	Tomioka Bay (West Kyushu, Japan)	Dec 1979 - Nov 1980	2x per month	250 μ m	
Peer et al. (1986)	Cumberland Basin (Bay of Fundy, Canada)	May 1978 - Sep 1979	1x-5x per month	700 μ m - 250 μ m	

Table 2. Available literature on density parameters of *Corophium volutator*

Author	winter density N/m ²	Summer density N/m ²	Start of increase	Remarks
Seggerstråle (1940)			Mid May- Begin Jun	
Watkin (1941)				
Muus (1967)	< 1000 (Nivå Bay)	max 4000 (Jun, Nivå Bay) other loc.: max 65000		
McLusky (1968a)	Oct-Mar Sal > 10: ± 8000 Sal 2-15 (6) : 1000-4000 Sal 2-7 (2.5): < 500 Sal < 1: absent	Jul-Sep Sal 16-26: max 28000 Sal 13-23: max 16000 Sal 8-14: max 7500 Sal 3-8: max < 500		density depend on salinity
Gratto (1979)				
Fish & Mills (1979)				
Möller & Rosenberg (1982)	0-12000			ice formation
Omori & Tanaka (1984)	Dec-Mar 23000-35000	Jun peak: 133000 Oct peak: 100000	Begin Apr	
Peer et al. (1986)	Dec-Mar 0-3750, depending on site	6000-10000	June	ice scouring in winter

Table 3. Available literature on life history parameters of *Corophium volutator*

Author	# generations	Size winter population	Gravid females occurrence	Gravid females minimal size	Brood size	Sex ratio
Seggerstråle (1940)	1	7.5-8.0 mm		4.5 mm		
Watkin (1941)	2					
Muus (1967)	4	Apr: mainly 7-9 mm		Spring: 6 mm June: 5 mm July: 4-4.5 mm	10-70 (4-8.5 mm)	
McLusky (1968a)	1	3.0-4.0 mm				
Gratto (1979)	2					
Fish & Mills (1979)	2			5.0 mm	23.6	
Möller & Rosenberg (1982)	2			2° gen. 4-5 mm		
Omori & Tanaka (1984)	4					
Peer et al. (1986)	2	May: ±5.0 mm	May-Aug > 60 % of mature ind.	1° gen. 7.8 mm (7.3-9.6 mm) 2° gen. 6.4 mm	10-172 (37.5)	

2.4. Toxiciteitstesten op poriënwater en sedimenten van het Schelde-estuarium

1. Inleiding

Het project dat door het Instituut voor Natuurbehoud uitgevoerd wordt in het kader van het Impulsprogramma Zeewetenschappen heeft als belangrijk onderdeel het integreren van chemie, ecologie en ecotoxicologie waarbij een Triade-benadering centraal staat.

Voor het onderdeel ecotoxicologie is een samenwerkingsverband opgezet met het Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (Prof. Dr. Persoone en Dr. C. Janssen) aan de Universiteit Gent. Dit laboratorium heeft zeer veel ervaring wat betreft (eco)toxicologisch onderzoek van water en sedimenten en beschikken over de nodige infrastructuur om deze testen uit te voeren. Tevens zijn er studenten die in het kader van een thesis een aantal testen kunnen uitvoeren.

In een eerste fase is een screening uitgevoerd naar de toxiciteit van het poriënwater van de zeven onderzochte lokaties. Het poriënwater werd getest met een aantal kortlopende, acute toxiciteitstesten. Deze testen werden uitgevoerd in het kader van een scriptie. De samenvatting van deze thesis is bijgevoegd in bijlage 1. In het algemeen werd met deze testen geen duidelijke toxiciteit vastgesteld.

Bedoeling is nu om over te schakelen naar testen met een grotere ecologische relevantie, m.a.w. testen die kunnen vertaald worden naar mogelijke effecten in het veld. Het gaat hier om chronische, langdurige testen met estuariene benthische organismen. Een exacte simulatie van blootstelling onder veldomstandigheden kan uiteraard niet bereikt worden.

In deze nota wordt de motivatie voor de verschillende geplande testen kort gesitueerd. Een *Macoma/Mya* test en een *Corophium* test zijn reeds uitgevoerd. De opzet (protocol) van deze twee testen wordt eveneens vermeld.

2. Doelstellingen

Het nagaan van de (eco)toxiciteit van sedimenten uit het Schelde-estuarium a.h.v. relatief langdurige, acute en chronische toxiciteitstesten met ecologisch relevante soorten. Ecologisch relevante soorten zijn deze welke ofwel reeds voorkomen in het gebied of potentieel zouden kunnen voorkomen. Het inschakelen van een aantal standaardtesten wordt noodzakelijk geacht als referentie.

Het opzetten van een veldexperiment moet toelaten om een betere vertaling van de laboresultaten naar het veld mogelijk te maken. Dit zal echter pas in een later stadium plaatsvinden.

3. Testorganismen

Als testsoorten worden gekozen:

Zout- en brakwater:

- *Corophium volutator* (Amphipoda)
- *Neomysis integer* (Mysidacea)
- *Macoma balthica* (Mollusca, Bivalvia)
- *Mya arenaria* (Mollusca, Bivalvia)
- oesterlarven

Zoetwater:

- *Hyallorella*
- *Chironomus*

Waarom *Corophium volutator* ?

C. volutator is een zeer algemene estuariene soort, die in het Schelde-estuarium vooral in de brakwaterzone voorkomt. Dichtheden > 25000 ind/m² zijn geen uitzondering. Binnen de zeven onderzochte lokaties komt *C. volutator* enkel voor op de Platen van Valkenisse en op het Groot Buitenschoor (zowel GBL als GBR). Hoogste dichtheden worden aangetroffen op GBL.

C. volutator wordt in de winter slechts in zeer kleine aantallen aangetroffen of is zelfs afwezig. In het voorjaar en de zomer nemen de aantallen spectaculair toe. In 1993-1994 gebeurde dit opvallend vroeger in GBL (mei) dan in de andere twee lokaties (augustus). Vermoedelijk is de populatie sterk afhankelijk van immigrerende individuen die via de waterkolom de lokaties gaan koloniseren.

Aangezien *C. volutator* op deze lokaties relatief abundant voorkomt, is er op het eerste zicht geen directe, acute toxiciteit te veronderstellen. Maar aangezien toch duidelijke verschillen in populatiestructuur kunnen vastgesteld worden, lijkt het interessant om te gaan kijken naar eventuele chronische effecten.

Methode: - testen van immature individuen, afkomstig van de zomergeneratie, in een 28-d chronische sedimenttest

- testen van immature of adulte individuen in een 10-d acute sedimenttest (standaardtest)

- ev. 10-d acute poriënwatertest

Endpoints: groei, ontwikkelingsstadium, ev. reproductie, ev. uitgraafgedrag en heringraafgedrag

Waarom *Macoma balthica* ?

M. balthica is de meest algemene bivalve in de Westeuropese estuaria. Het is in hoofdzaak een deposit feeder. In het Schelde-estuarium is het een zeer algemene soort. *M. balthica* wordt dan ook in vijf van de onderzochte lokaties waargenomen: Paulinaschor, Baalhoek, Platen van Valkenisse, en Groot Buitenschoor Links en Rechts. Op het Groot Buitenschoor wordt echter slechts spat waargenomen, en dit slechts in relatief kleine aantallen. In de winter verdwijnt *M. balthica* hier volledig. Mogelijks heeft dit te maken met de lagere saliniteiten in de winter, hoewel in andere estuaria *M. balthica* relatief lage saliniteiten tolereert.

Methode: - testen van spat (*M. balthica*, jaarklasse 0+, lengte max. 5 mm), afkomstig van Platen van Valkenisse, in een 28-d chronische sedimenttest
Endpoints: groei, conditie, ev. graafgedrag

Waarom *Mya arenaria* ?

M. arenaria is een relatief algemene bivalve in de Westeuropese estuaria. In tegenstelling tot *M. balthica* is *M. arenaria* een typische suspension feeder. In het Schelde-estuarium is het een eerder zeldzame soort, zowel in de mariene als de brakke zone. In het Eems-estuarium daarentegen is het een algemene soort met een grote bijdrage tot de totale biomassa. De laatste jaren lijkt de soort wel meer waargenomen te worden in het Schelde-estuarium, hoewel een duidelijk beeld ontbreekt.

Methode: - testen van spat (*M. arenaria*, jaarklasse 0+, lengte max. 5 mm), afkomstig van Platen van Valkenisse, in een 28-d chronische sedimenttest
Endpoints: groei, conditie, ev. graafgedrag

Waarom *Neomysis integer* ?

N. integer is een hyperbenthische soort welke zeer algemeen is in de brakwaterzone van de Westerschelde. In vergelijking met andere estuaria is de verspreiding meer stroomafwaarts opgeschoven, vermoedelijk omwille van de lage zuurstofgehalten in de stroomopwaartse delen van de brakwaterzone. De verspreiding van deze soort wordt dan ook vermoedelijk beïnvloed door de waterkwaliteit. Dit maakt de soort interessant om op te nemen in deze studie.

Methode: - testen van *N. integer* in een 96-h acute porienwatertest
Endpoints: mortaliteit

Waarom oesterlarven-test ?

De oesterlarventest is een relatief gevoelige test, aangezien embryo's en larven over het algemeen beschouwd worden als de meest gevoelige stadia van Mollusca. Het is een standaardtest. Deze test kan dan ook als een belangrijke aanvulling beschouwd worden op de hierboven beschreven testen met *M. balthica* en *M. arenaria*.

Methode: - testen van oesterlarven in een 48-h acute porienwatertest
Endpoints: mortaliteit

Waarom *Hyalrella azteca* ?

- standaardtest beschikbaar,
- amphipod, resultaten kunnen vergeleken worden met *Corophium* (*C. curvispinum*)

Methode: - testen van *Hyalrella* (2nd instar) in een 10-d acute sedimenttest (Standaardtest)
- testen van *Hyalrella* (2nd instar) in een 28-d chronische sedimenttest
Endpoints: mortaliteit, groei, reproductie

Waarom *Chironomus* larven ?

Algemeen kan gesteld worden dat het zoetwatergetijdengebied van het Schelde-estuarium zeer arm is aan benthische organismen. Enkel Oligochaeta worden in zeer grote aantallen aangetroffen. Soorten waaronder Chironomidenlarven, zoetwatergastropoden, enz. ontbreken momenteel.

Methode: - testen van *Chironomus* in een 10-d acute sedimenttest (Standaard-test)

- testen van *Chironomus* in een 28-d chronische sedimenttest

Endpoints: mortaliteit, body weight, uitkomen van larven

4. Testomstandigheden

4.1. Welke sedimentlaag ?

In de eerste screening (zie bijlage 1) werd het sediment opgesplitst in een aantal frakties naargelang het redoxprofiel. Dit is niet haalbaar binnen de nieuwe opzet aangezien hierdoor het aantal testen wordt vertwee- tot verdrievoudigd.

Geopteerd wordt om de bovenste 5 cm te nemen, aangezien dit de laag is waar minimum 95 % van het benthos voorkomt (densiteit). M.a.w., er wordt geopteerd voor de actieve biotische zone.

4.2. Testlokaties

In totaal zullen vijf lokaties onderzocht worden, waarvan vier in de brakke zone en één in de zoete zone:

Brak

1. Platen van Valkenisse
2. Groot Buitenschoor Rechts (Belgisch-Nederlandse grens)
3. Groot Buitenschoor Links (Belgisch-Nederlandse grens)
4. Boereschans (Antwerpen)

Zoet

5. Ballooi (Temse)

4.3. Reference sites

Het is belangrijk om over goede reference sites te beschikken. De reference sites moeten aan volgende eisen voldoen:

- geochemische eisen van het testorganisme
- vergelijkbaar zijn met testsediment naar fysicochemische karakteristieken (TOC, deeltjesgrootte, pH, Eh en saliniteit)
- bovenal: een niet gecontamineerd sediment.

De moeilijkheid is om lokaties te vinden die aan deze eisen voldoen. Hiervoor zijn kontakten gelegd met Wies Vonk die werkzaam is in het Rijkswater-

staat-veldstation te Jacobahaven. Dit veldstation, gelegen in de Oosterschelde, doet eveneens onderzoek naar de toxiciteit van sedimenten. Hier worden oa. ook testen met *Corophium* ontwikkeld. Op hun aanraden gebruiken we als referentie-sedimenten sedimenten afkomstig uit de Oosterschelde (Oesterput en Jacobahaven).

4.4. Uitvoeren van de test

De testen worden uitgevoerd bij 25 °C. Alle replica's komen in een flow-through systeem. De saliniteit wordt op een constante waarde gehouden. Alle organismen worden gedurende de test gevoed.

5. Chemische analyses en in situ observaties van het benthos

Om een Triade benadering mogelijk te maken zal uiteraard ook het in situ macrobenthos bestudeerd worden en zullen chemische analyses uitgevoerd worden op de verzamelde sedimenten en poriënwater.

Bulk sediment

- metals (+ mercury ?)
- organic C
- granulometry
- * - redox
- organic micropollutants
- AVS

Pore water (indien nodig)

- metals
- ammonia
- DOC

6. Sediment bioassay met *Macoma balthica* / *Mya arenaria* en met *Corophium volutator*

Twee testen zijn reeds uitgevoerd. In een eerste test werd een sediment bioassay uitgevoerd gedurende 31d voor zowel *Macoma balthica* als *Mya arenaria*. Een tweede test werd opgezet gedurende 31 dagen met *Corophium volutator*. Het gebruikte protocol (verzamelen organismen en sedimenten, opzetten test, gebruikte endpoints, enz.) staan kort vermeld in Tabel 1 en 2.

Tabel 1. Informatie betreffende het verzamelen van testorganismen en -sedimenten.

Test organisms	<i>Macoma balthica</i> and <i>Mya arenaria</i>	<i>Corophium volutator</i>
Test organisms: place of collection date of collection Method of collection Size of ind. collected	Valkenisse (PVV) 15/06/95 field sieving (1 mm) and hand-picking <i>Macoma</i> : 3-5 mm ; <i>Mya</i> : 6-12 mm	Groot Buitenschoor Left (GBL) 18/07/95 sieving on a range of sieves ind. caught between 600-350 μ m sieves
Test sediments: Date of collection Valkenisse Groot Buitenschoor Left Groot Buitenschoor Right Boereschans	15/06/95 21/06/95 21/06/95 21/06/95	12/07/95 19/07/95 19/07/95 19/07/95
Reference sediment: Date of collection Oesterput Jacobahaven	20/06/95 20/06/95	20/07/95 20/07/95

Tabel 2. Gevolgd protocol bij het uitvoeren van sediment bioassays met *Macoma balthica* / *Mya arenaria* en met *Corophium volutator*.

Test organisms	<i>Macoma balthica</i> and <i>Mya arenaria</i>	<i>Corophium volutator</i>
Start of the experiment	23/06/95	28/07/95
End of the experiment	24/07/95	28/08/95
Duration of the experiment	31d	31d
Design of the experiment	- 4 replicas for each location and each species - 20 ind. of <i>M. balthica</i> in each replica - 10 ind. of <i>M. arenaria</i> in each replica - each replica: oxygenated/flow-through - salinity: 15 psu	- 4 replicas for each location - 20 individuals in each replica - each replica: oxygenated/flow-through - salinity: start 10 psu, brought to 15 psu
Measurements at the beginning of the experiment	length and width of each individual	bodylength and 1° ped. ant. length of 100 ind. which were sampled extra
Measurements at the end of the experiment (is of course dependent on the number of surviving individuals)	- mortality: all individuals - burrowing activity/speed: per replica - length and width measurement: all ind. - metal analysis: ind. of one replica - condition etc.: ind. of two replicas - biomass measurements: ind. 1 replica	- mortality: all individuals - burrowing activity/speed: per replica - bodylength and 1° ped. ant. length - metal analysis: ind. of one replica - condition etc.: ind. of two replicas (if enough biomass available) - biomass measurements: ind. 1 replica

Bijlage 1.

Samenvatting scriptie :

'Evaluatie van de ecotoxiciteit van de waterbodems langsheen een saliniteitsgradiënt in het Schelde-estuarium'
(Jeroen Van Waeyenberge)

Verontreinigde sedimenten hebben een belangrijke impact op het aquatische ecosysteem aangezien ze kunnen optreden als een bron of opslagplaats van contaminanten. De ecologische kwaliteitsevaluatie van waterbodems is dan ook van primair belang. In deze scriptie wordt een eerste aanzet genomen tot een grondigere studie van de ecotoxicologische kwaliteit van het sediment van het Schelde-estuarium. Het estuarium van de Schelde-rivier wordt gekenmerkt door een uniek en dynamisch ecosysteem en bezit een volledige zout-zoet gradiënt. Verschillende chemische en biologische aspecten werden reeds grondig bestudeerd. De ecotoxiciteit van de waterbodems van dit ecosysteem werden daarentegen niet onderzocht. Deze scriptie tracht dan ook beide aspecten dichterbij elkaar te brengen.

De evaluatie van de acute toxiciteit van de waterbodems gebeurde aan de hand van een aantal kortlopende bioassays, uitgevoerd op het poriënwater afkomstig van lokaties verdeeld over de saliniteitsgradiënt in het Schelde-estuarium. Daarnaast werden nog enkele chemische (ammoniak en zware metalen) en fysico-chemische parameters (redoxpotentiaal, saliniteit en DOC-gehalte) van het poriënwater bepaald.

De staalname gebeurde met steekbuizen op zeven lokaties die van zout naar zoet gerangschikt zijn: Paulinaschor (1), Baalhoek (2), Platen van Valkenisse (3), Groot Buitenschoor Rechts (4), Groot Buitenschoor Links (5), Boereschans (6) en Ballooi (7). Daarna werden de sedimentkernen op basis van de redoxprofielmetingen in een geoxideerde toplaag (a), een transitie laag (b) en een gereduceerde bodemlaag (c) opgesplitst (lokatie 1: a,b en c; locatie 2: a en c; locatie 3: a,b en c; locatie 4: c; locatie 5: a en c; locatie 6: a,b en c; locatie 7: c). Van elke fraktie werd het poriënwater geëxtraheerd door centrifugatie gevolgd door filtratie.

Op het verkregen poriënwater werden de volgende toxiciteitstesten uitgevoerd: een test met bacteriën (Microtox) op alle bemonsteringslokaties, een test met rotiferen (Rotoxkit M) op locatie 1 tot en met 6 en een test met het kieuwpootkreeftje *Thamnocephalus platyurus* (Thamnotoxkit F) enkel op locatie 7.

Bij de verwerking van de resultaten van de testen werd voor de toxiciteitstesten uitgevoerd met crustaceeën en rotiferen mortaliteit (LC_{50}) als testcriterium gebruikt en voor de bacteriële test bioluminescentie (EC_{50}). Nadien werden de bekomen effectniveaus omgerekend naar toxische eenheden (T.E.). Voor alle poriënwaters werd voor elk onderzocht metaal afzonderlijk de individuele bijdrage en de verwachte toxische sterkte van het poriënwater berekend aan de hand van de additiviteitstheorie. Daarnaast gebeurde de bepaling van de individuele bijdrage van ammoniak voor de stalen die een acuut toxisch signaal te zien gaven.

De chemische analyses van de zware metalen (Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd en Pb) gebeurde zowel op poriënwaters verkregen door centrifugatie van de sedimentstalen als op persing. Er werd hierbij geen duidelijk verband vastgesteld tussen het type van extractiemethode en de metaalconcentraties die in het poriënwater voor de verschillende fracties werden gevonden. Daarnaast werden in het algemeen hogere metaalconcentraties waargenomen bij het centrifugeren van de sedimentstalen. Het geogene metaal mangaan kwam (met uitzondering van de Platen van Valkenisse en Ballooi) met de hoogste concentraties in het poriënwater van de verschillende fracties voor. De seleenconcentraties namen stroomopwaarts toe en waren voor de verschillende fracties van alle bemonsteringslokaties veruit het hoogst (met uitzondering van mangaan) van alle metaalconcentraties. Een uitzondering hierop was Ballooi, het meest stroomopwaarts gelegen staalnamepunt. Voor alle bemonsteringslokaties waren de cadmium- en loodconcentraties voor de verschillende fracties het laagst. Naast seleen werd voor veel stations ook voor zink een verhoogde concentratie vastgesteld.

De waarden van de chemische analyses van het DOC-gehalte lagen in dezelfde grootteorde als de jaargemiddelden van organische koolstof in het oppervlaktewater uit de literatuur. Bij de fracties van de Platen van Valkenisse werden de laagste DOC-waarden vastgesteld. De hoogste waarde werd gemeten bij de anoxische laag van de Ballooi, het meest stroomopwaarts gelegen staalnamepunt.

Twee van de 4 testorganismen die werden opgenomen in de beperkte testbatterij, gaven voor geen enkel station een acuut toxisch signaal. Slechts met de mariene copepode *Acartia tonsa* en het kieuwpootkreeftje *Thamnocephalus platyurus* (T.E. = 1.2) werd acute toxiciteit waargenomen. Voor *Acartia tonsa* bleken enkel de oxische laag van het sedimentstaal uit Baalhoek en de anoxische laag bij het staal van Boereschans een duidelijk toxisch signaal te geven (T.E. > 1). Terwijl het poriënwater van de oxische laag van het sedimentstaal van Boereschans, de transitilaag van de Platen van Valkenisse en Boereschans en de anoxische laag bij Baalhoek, Platen van Valkenisse en Groot Buitenschoor Rechts slechts een gering effect laten zien ($0.1 < \text{T.E.} < 1$).

In de meeste gevallen was de geobserveerde toxiciteit van het poriënwater niet in overeenstemming met de verwachte toxiciteit berekend op basis van de additiviteitstheorie. Het is zelfs zo dat in die gevallen waarbij de hoogste toxische sterkte werd verwacht dit niet bevestigd werd door een acuut toxisch signaal. Uit de berekeningen van de individuele bijdragen blijkt dat cadmium en lood een verwaarloosbaar aandeel hebben aan de toxische sterkte van alle onderzochte poriënwaters. Nikkel kwam 5 maal voor aan een concentratie die beduidend hoger was dan zijn LC_{50} . Voor zink was dit 4 maal het geval. Koper overschreed in geen enkele lokatie zijn LC_{50} concentratie. Nochtans werd voor deze metalen geen acuut toxisch signaal waargenomen. Een mogelijke verklaring voor deze vaststelling kan liggen in het feit dat de metalen niet biologisch beschikbaar zijn. Eén van de belangrijkste factoren die de biologische beschikbaarheid van metalen kan beïnvloeden is de saliniteit.

Wanneer de individuele bijdragen van de metalen aan de toxische sterkte van het poriënwater tussen de verschillende fracties onderling bekeken worden, werd geen duidelijk patroon verkregen. Afhankelijk van de bemonsteringslokatie werd met de diepte een stijging of een daling van de individuele bijdrage van het

metaal aan de toxische sterkte vastgesteld.

Bij de 4 fracties waarvoor de ammoniakconcentraties gemeten werden, lagen de gehalten voor Boereschans en Ballooi boven de LC_{50} -waarden van ammoniak voor *Acartia tonsa* en *Thamnocephalus platyurus*. Enkel voor de oxische laag van Baalhoek kon de waargenomen toxiciteit ondubbelzinnig aan metaaltoxiciteit worden toegeschreven. Voor de anoxische laag van Boereschans en Ballooi kon de ammoniakconcentratie alleen aangeduid worden als mogelijke oorzaak van toxiciteit.

De evaluatie van de ecotoxiciteit van de waterbodems langsheen een saliniteitsgradiënt in het Schelde-estuarium kan als volgt samengevat worden. Chemische analyses alleen blijken niet voldoende te zijn om de waargenomen toxiciteit van de stalen te voorspellen. De biologische beschikbaarheid van een contaminant kan enkel gemeten worden met behulp van bioassays. Verder onderzoek is echter noodzakelijk om de factoren te bepalen die een invloed uitoefenen op deze biologische beschikbaarheid. Slechts een grondige kennis van deze onderliggende systemen laat een juiste interpretatie van de resultaten toe.

Daarnaast kan het uitvoeren van een meer uitgebreide testbatterij met gevoeliger soorten en verschillende chronische testen met benthische organismen een bijdrage leveren tot een meer realistische aanpak van het probleem. Ook het uitvoeren van testen op sedimentstalen die genomen zijn gedurende verschillende periodes van het jaar kunnen bijdragen tot het beter begrijpen van de variatie in de ecotoxiciteit van de waterbodems in het complexe en dynamische ecosysteem van het Schelde-estuarium.

INVENTARISERING WETENSCHAPPELIJKE AKTIVITEITEN

Deelname congressen, symposia

- 'Fifth SETAC-Europe Congress: 'Environmental science and vulnerable ecosystems'. Kopenhagen (Denemarken), 25-28 juni 1995

Poster: 'Trace metals in macrobenthic species and in pore water along a salinity gradient of the Schelde estuary' (V. Srinetr, T. Ysebaert, P. Meire, W. Baeyens & F. Dehairs).

SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, is een professionele vereniging die een multi-disciplinair forum biedt voor wetenschappers en beleids mensen die betrokken zijn bij de studie van het leefmilieuproblemen. Het kongres dat in Denemarken doorging kadert in het onderzoek dat binnen het Impulsprogramma Zeewetenschappen wordt uitgevoerd en kan nieuwe inzichten bijbrengen. Op het kongres werd een poster gepresenteerd die vooral betrekking had op de eerste resultaten van het onderzoek naar de zware metalen.

- '25th ECSA symposium: Strategies and methods in coastal and estuarine management'. Dublin (Ierland), 11-16 september 1995.

Mededeling: 'Use of intertidal habitats by benthos and birds: ruled by sand?' (J. Coosen, T. Ysebaert, P. Meire, P. Meininger & E. Stikvoort).

'Het '25th ECSA symposium: Strategies and methods in coastal and estuarine management' ging dit jaar door te Dublin, Ierland. De ECSA-symposia zijn jaarlijkse symposia van de 'Estuarine and Coastal Science Association'. Het thema dit jaar behandelt verschillende aspecten van 'estuarine management', meer bepaald welke strategieën kunnen gehanteerd worden in het opstellen van kwaliteitsobjectieven, emissie standaards, enz. en welke methoden/benaderingen hiervoor het best gebruikt kunnen worden. In het kader van het Europees Jaar voor het Natuurbehoud gaat speciale aandacht uit naar 'conservation strategies' voor kust- en estuariene gebieden. Het kongres sluit dan ook zeer nauw aan bij de activiteiten die aan het Instituut voor Natuurbehoud gebeuren rond de Noordzee en het Schelde-estuarium. Zowel Patrick Meire als Tom Ysebaert namen deel aan dit kongers, waarbij tevens een voordracht werd gehouden in samenwerking met kollega's van het Rijksinstituut Kust en Zee van Rijkswaterstaat.

- 'Second Setac World Congress: Global Environmental Protection: Science, Politics, and Common Sense'. Vancouver (Canada), 5-9 november 1995.

Mededeling: 'Is pore water an Important Route of Metals to Macrobenthic Organisms?: Example of an Estuarine Field Study (V. Srinetr, T. Ysebaert, P. Meire & W. Bayens).

Publicaties

Meire, P., T. Ysebaert & M. Hoffmann (red) 1995: De Schelde: een stroom natuurtalent. Rapport IN 95.15.

Meire, P., T. Ysebaert, M. Hoffmann, E. Van Den Balck, K. Devos, R. Samanya, N. Deregge, J. Van Waeyenberghe, A. Anselin, G. Rossaert & E. Kuijken. 1995. Ecologisch onderzoek in de Zeeschelde uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud. Biologisch Jaarboek Dodonaea, 62: 27-47.

Ysebaert, T., P. Meire, K. Essink & J. Coosen. submitted Neth. J. Aquat. Ecol. The intertidal macrofauna of the Schelde and Ems estuary: a comparison.

Ysebaert, T., M. Vinckx & P. Meire. submitted Belgian Journal of Zoology. Meio- and macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary.

Ysebaert, T., P. Meire & V. Srinetr. in prep. Abiotic characterization of seven intertidal locations, situated along a salinity gradient of the Schelde estuary: first results for GBR and GBL.

Ysebaert, T. & P. Meire. in prep. Monthly composition and spatial distribution of macrobenthic communities along estuarine gradients in the Schelde estuary.

PROGNOSES VOLGENDE FASE VAN HET ONDERZOEK

Het laatste jaar van de onderzoeksopdracht zal in hoofdzaak bestaan uit enerzijds het verder verwerken van de monsters in het labo en anderzijds uit het presenteren en analyseren van de resultaten. Dit zal gebeuren aan de hand van wetenschappelijke publikaties, die ook zullen opgenomen worden in het eindrapport. De algemene inhoud van de wetenschappelijke publikaties handelt enerzijds over de rol van het benthos in estuariene ecosystemen en anderzijds naar de effecten van milieuverontreiniging op het voorkomen van het benthos.

Het veldwerk zal in 1996 tot een minimum herleid worden. In het kader van het lange termijn onderzoek zullen wel nog enkele bemonsteringen uitgevoerd worden. Op basis van de bekomen resultaten zullen daarnaast in 1996 nog enkele zeer gerichte onderzoeken uitgevoerd worden (bv. veldexperiment, e.d.).

Het ecotoxicologisch onderzoek zal in 1996 nog verder gezet worden in samenwerking met het Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (Prof. Dr. Persoone en Dr. C. Janssen) aan de Universiteit Gent.

Het onderzoek naar de zware metalen wordt ook in 1996 verdergezet. In 1996 zal het onderzoek afgerond worden, wat moet leiden tot een aantal wetenschappelijke publikaties en het ph. D. van Vithet Srinetr, welke aangenomen is op dit samenwerkingsproject.

HERZIENING VAN HET AANVANGSVERSLAG

Lijst van overeenkomsten en kontrakten

Zoals in het aanvangsverslag en het activiteitenverslag 1993 en 1994 reeds werd aangegeven, is met het Laboratorium voor Analytische Scheikunde (Prof. W. Bayens & Prof. F. Dehairs) van de Vrije Universiteit Brussel een overeenkomst gesloten voor de bestudering van de biobeschikbaarheid van zware metalen. Hierbij worden de kosten $\pm$ gedeeld door beide instellingen. De financiering van deze samenwerking gebeurt volledig a.h.v. eigen kredieten van het Instituut voor Natuurbehoud. Voor 1996 zal een nieuwe overeenkomst gesloten worden met de VUB. In 1996 zal het onderzoek afgerond worden, wat moet leiden tot een aantal wetenschappelijke publikaties en het ph. D. van Vithet Srinetr, welke aangenomen is op dit project.

In 1996 worden nog een aantal analyses van organische microverontreinigingen voorzien, welke nog steeds door het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (Antwerpen) uitgevoerd worden.

Een samenwerkingsverband is opgezet met het Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (Prof. Dr. Persoone en Dr. C. Janssen) aan de Universiteit Gent. Samen met dit laboratorium, dat zeer veel ervaring heeft wat betreft toxicologisch onderzoek van water en sedimenten, worden een aantal bioassays uitgevoerd met enerzijds een aantal standaardtesten en anderzijds met ecologisch relevante soorten (*Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Corophium volutator*). Een aantal studenten verrichten op dit onderwerp hun thesis.

Door het Instituut voor Natuurbehoud werd in 1995 een groot onderzoeksproject in verband met de ecologie van het Schelde-estuarium uitgewerkt (AMIS, Algemene Milieu Impactstudie Sigmaphan). De doelstelling is om een ecosysteemmodel te ontwikkelen dat in staat moet zijn om de effecten van verschillende beheersalternatieven te voorspellen en op die manier de wetenschappelijke basis voor natuurontwikkeling binnen het estuarium te vormen. Binnen dit project zal het in het kader van het impulsprogramma uitgevoerde onderzoek een belangrijk aandeel hebben. Aan dit project wordt door acht verschillende instellingen/universiteiten meegewerkt.

Personeel

Wat betreft het personeel dat werkzaam is op het contract MS/88/100 is het contract van Nico De Regge afgelopen op 31 augustus 1995.

