

Het macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (1996 - 1997)

*Liesbeth De Neve, Tom Ysebaert,
Patrick Meire & Eckhart Kuijken*



Instituut voor Natuurbehoud
Kliniekstraat 25
1070 Brussel

Rapport IN 98/17
Augustus 1998

Colofon

Tekst : Liesbeth De Neve, Tom Ysebaert, Patrick Meire & Eckhart Kuijken

Lay-out : Liesbeth De Neve

Wijze van citeren : De Neve, L., Ysebaert, T., Meire, P. & Kuijken, E. (1998). Het Macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (1996-1997). Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/17, Brussel.

Dit rapport werd gemaakt in opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen

INHOUDSOPGAVE

Samenvatting

Dankwoord

1 INLEIDING	1
2. MATERIAAL EN METHODEN	5
2.1. HET STUDIEGEBIED	5
2.1.1. <i>Het Schelde-estuarium</i>	5
2.1.2. <i>Het studiegebied</i>	6
2.2. STAALNAME	9
2.3. LABORATORIUM ANALYSE	9
2.4. MATHEMATISCHE VERWERKING	10
3. RESULTATEN	13
3.1. ABIOTISCHE OMGEVINGSVARIABLEN	13
3.1.1. <i>Sediment</i>	13
3.1.2. <i>Diepte</i>	14
3.1.3. <i>Relatie diepte - sedimentkarakteristieken</i>	16
3.2. VOORKOMEN VAN HET MACROBENTHOS	17
3.2.1. <i>Soortensamenstelling</i>	17
3.2.2. <i>Densiteit</i>	19
3.2.3. <i>Biomassa</i>	20
3.3. MULTIVARIATE ANALYSES	23
3.3.1. <i>Analyses van de biota</i>	23
3.3.2. <i>Verband tussen biota en abiota</i>	31
3.3.3. <i>Besluit gemeenschapsanalyses</i>	37
3.4. KARAKTERISERING VAN DE CLUSTERS	38
3.4.1. <i>Cluster 1: indicatorsoort Bathyporeia pilosa</i>	39
3.4.2. <i>Cluster 2: indicatorsoort Boccardia redeki</i>	41
3.4.3. <i>Cluster 3: indicatorsoort Heteromastus filiformis</i>	49
3.4.4. <i>Locaties uit groep 4</i>	51
3.5. SAMENVATTING EN KONKLUSIES	53
4. DISCUSSIE	57
4.1. SOORTENSAMENSTELLING	57
4.1.1. <i>Vergelijking met de hele Zeeschelde</i>	57
4.1.2. <i>Vergelijking met de Westerschelde</i>	57
4.1.3. <i>Vergelijking met het groot Buitenschoor</i>	62
4.1.4. <i>Speciale waarnemingen</i>	62
4.2. DENSITEIT	63
4.3. VERBAND MET DE OMGEVINGSVARIABLEN	64
4.4. BESLUIT	66
<i>Referenties</i>	67

SAMENVATTING

Tot op heden was nog weinig gekend van het sublittoraal macrobenthosbestand van de brakwaterzone van de Beneden Zeeschelde. Omdat deze bodemdieren een belangrijke rol spelen in het estuariene ecosysteem, is het belangrijk om een goeie kennis van het huidige bodemdierbestand te verwerven om de mogelijke invloeden op het macrobenthos van toekomstige antropogene ingrepen op het estuarium te evalueren.

Daartoe werd in samenwerking met AWZ (Administratie Waterwegen en Zeewezen) het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde in drie dieptestrata in het najaar van 1996 en 1997 bemonsterd en volledig verwerkt. De doelstelling van deze studie was om vooral de ruimtelijke distributie, diversiteit, densiteit en biomassa van het macrobenthos in de Beneden Zeeschelde te bepalen, alsook het verband met de heersende abiota.

Het macrobenthos in het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde is behoorlijk soortenrijk (35 soorten : 11 Annelida, 9 Mollusca en 15 Arthropoda), met een sterke dominantie van enkele Annelida soorten. De gemiddelde densiteit bedroeg 700 ± 150 ind/m², een aantal stalen waren leeg en één enkel staal behaalde een densiteit van 17300 ind/m². Stalen met één of twee soorten en een densiteit lager dan 500 ind/m² werden echter het meest frekwent aangetroffen. De gemiddelde biomassa was 0.9325 ± 0.3463 g AFDW/m².

Als omgevingsvariabelen werden de granulometrische samenstelling van het sediment en de diepte (m.T.A.W.) van ieder staalnamepunt bepaald.

Het grootste deel van de stalen (35%) behoorde tot de sedimentklasse slib (mediane korrelgrootte 2-63 µm); verder werd nog een indeling gemaakt gaande van zeer fijn zand tot grof zand. Een aantal stalen werd in een sediment met stukken hard substraat genomen. Deze waren vaak niet helemaal volledig en er kon ook geen sedimentstaal genomen worden. Ze werden ondergebracht in een aparte sedimentklasse : harde substraten.

In de dieptेरange werden drie dieptestrata onderscheiden : <2.5 m T.A.W. ; 2.5-7.5 m T.A.W. en > 7.5 m T.A.W..

De sedimentparameters bleken allen significant gerelateerd met elkaar, maar niet met de diepte. De verschillende sedimenttypes kwamen over de gehele dieptेरange voor.

De stalen werden op basis van een klusteranalyse, TWINSPAN en Multi Dimensional Scaling-MDS op basis van densiteit opgesplitst in drie clusters, die alle sterk gedomineerd werden door één of twee soorten. Er kon geen onderscheid gemaakt worden tussen de twee jaren.

Een eerste cluster met een fijn zandig sediment (mediane korrelgrootte 125-250 µm) werd gedomineerd door *Bathyporeia pilosa*, was heel soortenarm (9 soorten) en had een heel lage gemiddelde densiteit (86 ± 18 ind/m²). De tweede cluster was de soortenrijkste (22 soorten), met een hoge gemiddelde densiteit (2298 ± 613 ind/m²) en werd gedomineerd door *Boccardia redeki*. In deze cluster waren stalen uit alle sedimentklassen aanwezig ; maar het grootste deel behoorde tot de sedimentklasse slib (mediane korrelgrootte 2-63 µm). Ook het grootste deel van de stalen met hard substraat werd hier teruggevonden. De derde cluster, met een slib (mediane korrelgrootte 2-63 µm)-zeer fijn zand (63-125 µm) sediment, werd gedomineerd

door *Heteromastus filiformis* en *Oligochaeta* en was soortenarm (12 soorten) met een lage gemiddelde densiteit (248 ± 76 ind/m²).

Een vierde groep ontstond in 1997 door stalen die bij geen van deze drie clusters groepeerden. Deze groep werd gekenmerkt door een heel lage densiteit en soortenrijkdom en de stalen lagen gemiddeld dieper dan de stalen van de clusters.

Veel van de aangetroffen soorten waren euryhalien en kwamen ook in de Westerschelde frekvent voor. In de Beneden Zeeschelde werden toch een aantal typische brakwatersoorten aangetroffen die niet in Westerschelde of Boven Zeeschelde werden teruggevonden, nl. de frekvent voorkomende polychaet *Boccardia redeki*, alsook een aantal minder algemene soorten *Corophium lacustre*, *Gammarus salinus*, *Palaemon longirostris* en *Rhithropanopeus harrisi*.

Ook *Marenzelleria spec.* werd zowel in 1996 (1^{ste} maal in België) als in 1997 waargenomen. Dit vormt tot nu toe de meest zuidelijke waarnemingen van deze soort.

Uit de Multi Dimensional Scaling-MDS bleek dat het voorkomen van het macrobenthos in de eerste plaats afhangt van de sedimentkarakteristieken en dat de diepte geen significante invloed uitoefent. De ordinatie plots vertonen echter ook nog een grote spreiding van de stalen langs de 2^{de} as die niet verklaard kan worden door de opgemeten omgevingsvariabelen.

De gemiddelde diepte van de drie clustergroepen (resp. 6.2, 6.3 en 5.1 m T.A.W.) verschilt nauwelijks en vertoont een hoge Standard Error. Toch bleek dat de lege stalen of de stalen met een heel lage densiteit grotendeels in het diepste dieptestratum gelegen waren en dat de stalen met de hoogste densiteit veelal tussen de 2.5-7.5 m. T.A.W. gelegen waren.

De stalen met stukken hard substraat vertoonden het hoogste gemiddeld aantal soorten per staal en ook vrij hoge densiteiten. Toch, ook op deze substraten kwamen stalen voor met tegenovergestelde kenmerken ; wat waarschijnlijk te verklaren is door het feit dat het dan ging om onvolledige stalen die een groot deel van hun inhoud verloren.

Op slib sedimenten werd echter de grootste variatie in densiteiten vastgesteld, het merendeel met een lage densiteit tot de enkele stalen met de hoogste densiteiten.

Aangezien de variatie in soortenrijkdom en densiteit van het macrobenthos niet volledig verklaard kan worden door de sedimentkarakteristieken, moeten er nog één of meerdere andere factoren het voorkomen bepalen. Waarschijnlijk gaat het hier om antropogene invloeden, vooral dan ten gevolge van baggerwerken en eventuele vervuiling van het sediment in de Beneden Zeeschelde.

Dankwoord

Wij danken de afdeling Maritieme Schelde en de bemanning van het meetschip « Veremans » voor alle logistieke steun.

Nico De Regge en Jan Soors danken we voor hun assistentie bij het veldwerk en bij determinatieproblemen en voor het uitvoeren van de sedimentanalyses.

Tenslotte danken we ook Stefan Van Damme voor de vlotte transfer van meetgegevens nodig bij de interpretatie van de data.

1. INLEIDING

Het Schelde estuarium dat zich uitstrekt van Gent tot aan Vlissingen, met vertakkingen langs Durme, Rupel, Nete, Dijle en Zenne vormt één aaneengesloten hydrologisch systeem, gedomineerd enerzijds door de getijbeweging die het estuarium binnendringt vanaf de zee en anderzijds door de bovenafvoer die het systeem beïnvloedt van de landzijde. Binnen Europa is het Schelde estuarium één van de weinige overgebleven estuaria met een vertakt en omvangrijk zout-, brak-, en zoetwater getijden rivierensysteem. Vooral het zoetwater getijdegebied is op Europese schaal een bijzonder zeldzaam habitat (MEIRE *et al.*, 1992).

De Zeeschelde, één van Vlaanderens grootste rivieren, vormt het brakwater- en zoetwaterdeel van het Schelde estuarium op Belgisch grondgebied. Het Schelde estuarium, en dan vooral het gedeelte tussen de Belgisch/Nederlandse grens en Gent (Zeeschelde), staat echter ook bekend als een estuarium onder sterk antropogene druk. Inpolderingen, havenuitbreidingen, baggerwerken, verontreiniging van water en bodem, enz. beïnvloeden het Schelde estuarium negatief. Recent werden nog een aantal ingrepen gerealiseerd en verschillende ingrepen zijn gepland voor de toekomst :

- Door haar gunstige ligging langs de Schelde en door enorme investeringen in de havenstructuur in de voorbije 200 jaar is Antwerpen uitgegroeid tot een belangrijke zeehaven. Deze eeuw was er vooral een verdere uitbouw van de haven in Noordwaartse richting, vooral na 1960, door de aanleg van vele dokken en vier sluizen en onlangs ook nog de bouw van containerkades langs de rivier zelf: tussen 1988 en 1991 de Scheldeterminaal (Europaterminal) ten noorden van het Galgenschoor en in 1996 de Noordzeeterminaal te Zandvliet vlak aan het Groot Buitenschoor. De ontwikkeling van de linkeroever startte pas medio de jaren zeventig en is nu nog volop bezig (HIMLER, 1993). Onlangs (januari 1998) werd beslist voor een getijdok nabij Doel (M.E.R., 1993).
- De expansie van de haven vereiste evenwel niet alleen de aanleg van kades, dokken, sluizen en industriegronden, maar ook een verbetering van de maritieme toegankelijkheid van Antwerpen. Hiertoe werden in de Schelde vanaf de jaren 40 geregeld onderhouds- en verdiepingsbaggerwerken uitgevoerd (BELMANS, 1988). Ook nu zijn deze werken nog volop bezig en is een verdergaande verdieping gepland tot in het jaar 2001 met bedoeling de vaarmogelijkheden van de Westerschelde op te drijven om aan Antwerpen de mogelijkheid te bieden om zijn positie als wereldhaven in stand te houden en te verbeteren (BELMANS, 1995).

De verdiepingen van de Westerschelde en Zeeschelde hebben echter verstrekkende gevolgen voor het estuarium. De hoogwaterstanden in de rivier stijgen sneller dan de gemiddelde zeespiegel, wat enerzijds komt door de gemiddelde zeespiegelstijging zelf, en anderzijds door menselijke ingrepen. In het Schelde estuarium is de tweede reden de belangrijkste, met als voornaamste ingrepen de inpolderingen in het verleden en meer recent de verdiepingen van de vaargeul en het hiermee gepaard gaande onderhoud (VROON, 1995).

- Naar aanleiding van een aantal overstromingen op Vlaams grondgebied werd, tot bescherming van het ganse Zeeschelde bekken tegen overstromingen en dus voor de veiligheid, beslist tot de uitvoering van het Sigmaplan. Momenteel moeten nog 30,5% van de dijken worden aangepast en werden reeds 13 gecontroleerde overstromingsgebieden aangelegd. Het (voorlopig) laatste en grootste nog aan te leggen gecontroleerd overstromingsgebied is dit van Kruikeke-Bazel-Rupelmonde (MEIRE *et al.*, 1997). Over de stormvloedkering is nog geen beslissing genomen (KERSTENS, 1996).

Een algemene (her)inrichting van het rivierlandschap betekent uiteraard ook het manipuleren van de fysische structuur ervan. Al deze antropogene invloeden kunnen ingrijpende gevolgen voor het Scheldebekken hebben. Meer en meer stemmen komen op voor een gereguleerd duurzaam gebruik van dit unieke gebied.

De degradatie van de waterlopen in het algemeen en het groeiend inzicht in de samenhang van alle facetten van het watersysteem hebben geleid tot het concept integraal waterbeheer.

Integraal waterbeheer vormt momenteel de basis van het beleid ten aanzien van water in Vlaanderen. De uitvoering ervan berust op drie peilers en de interacties ertussen : overleg, uitvoer en onderzoek. Het is essentieel dat overleg en uitvoer kunnen steunen op resultaten van wetenschappelijk onderzoek. Een goed voorbeeld hiervan is het AMIS (Algemene Milieu-Impactstudie van het Sigmaplan) project wat beoogt om een overzicht te geven van de potentiële milieu-impact van de nog uit te voeren dijkwerken in het kader van het Sigmaplan en ook suggesties om deze milieu-effecten te milderden of zelfs de projecten zo aan te passen dat ze in een netto milieuwinst resulteren. Dit werd gekaderd binnen een visie op het integraal waterbeheer van het estuarium (MEIRE *et al.*, 1997).

Teneinde de werken van het Sigmaplan te begeleiden en een wetenschappelijke basis te geven voor het uitwerken van een integraal waterbeheer voor de Zeeschelde, werd door de Vlaamse Regering beslist tot de uitvoering van het project OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan). OMES is een multidisciplinaire studie van het estuariene milieu van de Zeeschelde. Dit onderzoeksproject moet resulteren in een uitgebreide database en modellering van het Schelde estuarium (GRARÉ, 1995 ; MEIRE *et al.*, 1997).

Ook naar aanleiding van de ingrepen t.b.v. de havenuitbreidingen (bouw containerkades, het getijdok in Doel) wordt wetenschappelijk onderzoek verricht naar de mogelijke effecten van deze ingrepen (in opdracht van Administratie Waterwegen en Zeewezen, AWZ).

Het onderzoek naar het voorkomen van het macrobenthos in het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde situeert zich dan ook in deze problematiek en vormt tevens een onderdeel binnen het luik Inventarisatie en Monitoring van het OMES project.

Binnen de estuariene voeselketen vormen bodemdieren (macrozoöbenthos) een zeer belangrijke schakel. Enerzijds zijn zij belangrijke consumenten van detritus (depositfeeders), algen (grazers), phyto- en zoöplankton (filterfeeders), en macroinvertebraten (predatoren/omnivoren), en anderzijds vormt het macrozoöbenthos een belangrijk aandeel in het voedsel van oa. vissen en vogels.

Het macrozoöbenthos kan dus als waardemeter gehanteerd worden voor het functioneren van andere trofische niveaus of voor het estuarien ecosysteem in zijn geheel (YSEBAERT & MEIRE, 1991).

Data over de ruimtelijke spreiding van het macrozoöbenthos in het sublittoraal van de Zeeschelde ontbraken tot nog toe bijna volledig. Wel is recent nog een studie uitgevoerd op het voorkomen van het benthos in de volledige Zeeschelde (SEYS *et al.*, 1997), maar deze spitste zich vooral toe op de aanwezigheid van Oligochaeta. Gegevens van het macrobenthos van het brakwaterslikkegebied, het Groot Buitenschoor, zijn wel beschikbaar over een periode van zeven jaar (1990-1996). Ook recente gegevens van het sublittoraal van de Westerschelde zijn beschikbaar via de resultaten van voor- en najaarsbemonsteringen (CRAFMEERSCH *et al.*, 1990-1995, BRUMMELHUIS *et al.*, 1996) in het kader van BIOMON, een Biologisch Monitoring Programma (COLIJN & AKKERMAN, 1990).

Om de ruimtelijke spreiding, de soortenrijkdom, densiteit en biomassa van het benthos in de Beneden Zeeschelde te bepalen werd in het najaar van 1996 en 1997 het brakke sublittoraal bemonsterd in drie dieptezones. In dit rapport gaat de aandacht ook uit naar de verbanden tussen voorkomen van het macrobenthos en de heersende abiotische factoren in de Beneden Zeeschelde.

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1. HET STUDIEGEBIED

2.1.1. HET SCHELDE ESTUARIUM

De Schelde ontspringt in Saint-Quentin (Frankrijk) en mondt na 350 km uit in de Noordzee, nabij Vlissingen. Het getij beïnvloedt de rivier tot aan Gent, waar een sluis het verhindert verder stroomopwaarts door te dringen. Bijgevolg situeert het eigenlijke estuarium zich tussen Vlissingen en Gent, met een totale lengte van 160 km.

Het Schelde estuarium wordt gekenmerkt door een volledige saliniteitsgradiënt en kan globaal onderverdeeld worden in drie zones: een mariene zone (polyhalien) tussen Vlissingen (27.2 p.s.u) en Hansweert (15.2 p.s.u.), een brakwaterzone (mesohalien en oligohalien) tussen Hansweert en Kruibeke (0.5 p.s.u.) en een zoetwaterzone (limnetisch) verder stroomopwaarts (< 0.5 p.s.u.). Seizoenale en jaarlijkse fluctuaties in de saliniteit zijn het grootst in de brakwaterzone (variaties tot 16 p.s.u. kunnen zich voordoen op een zelfde plaats). Door de getijdenbeweging wordt de waterkolom goed gemixt, waardoor de verticale saliniteitsgradiënt minder is dan 0,2 %.

Het deel van de Schelde op Nederlands grondgebied is de Westerschelde; het deel van de Nederlands-Belgische grens tot aan Gent noemt men de Zeeschelde, die nog eens wordt onderverdeeld in de Boven Zeeschelde (Gent-Antwerpen) en de Beneden Zeeschelde (Antwerpen-grens).

De breedte van de rivier vertoont grote variatie over zijn verloop en is ongeveer 50 m in Dendermonde, 250 m in Temse, 500 m in Antwerpen en 4,5 km in Vlissingen. De maximale breedte bedraagt 7,8 km.

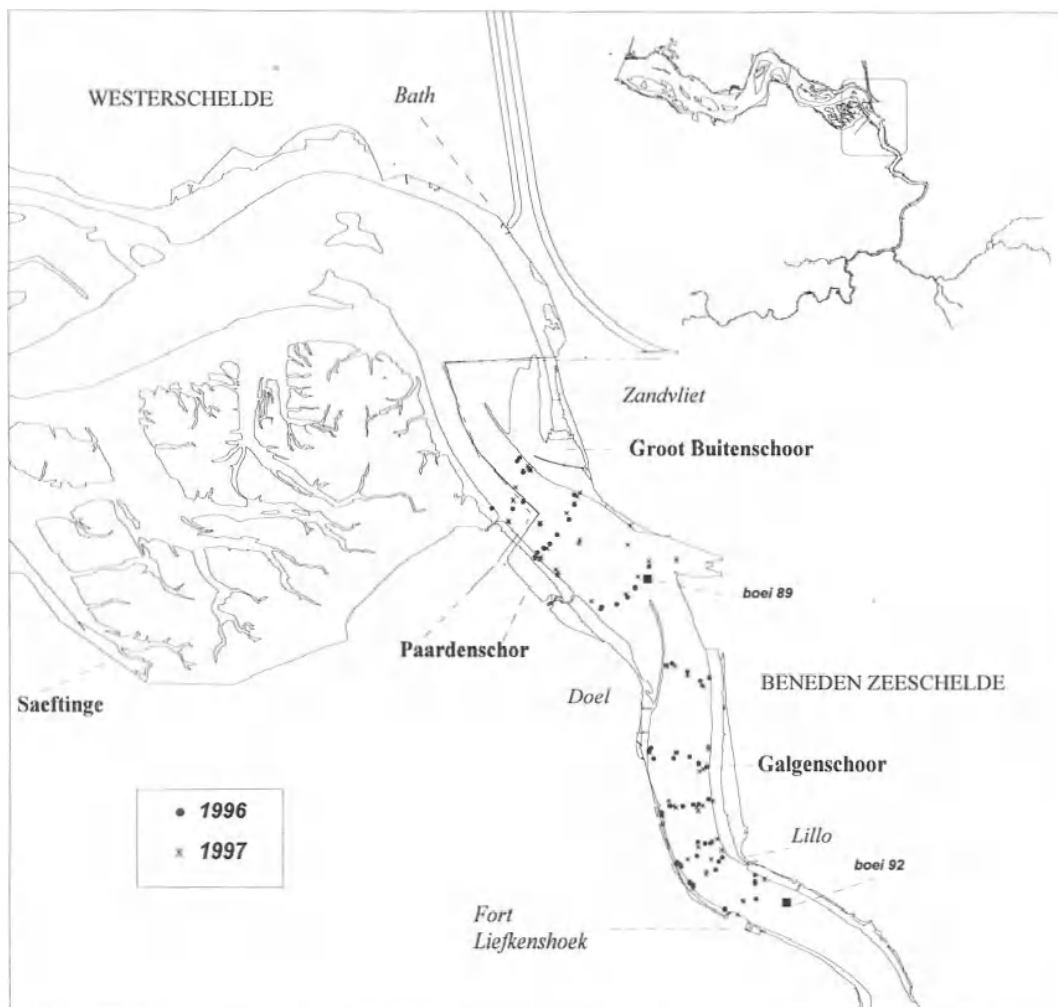
Het getijverschil neemt toe van Vlissingen (3,8 m) tot Antwerpen (5,19 m), met een maximum nabij Rupelmonde (5,33 m) en het neemt verder stroomopwaarts af tot ongeveer 2 m nabij Gent (CLAESSENS, 1994).

Het Schelde estuarium is gecontamineerd met zware metalen en organische microverontreinigingen, bovendien is er ook een grote input van organische stoffen. Als resultaat van de vermenging van rivier- en mariene partikels neemt normaal gezien de concentratie van de pollutanten af wanneer het zoutgehalte stijgt (VAN ECK *et al.*, 1991; ZWOLSMAN & VAN ECK, 1993). Het hoog gehalte aan organische stof veroorzaakt zuurstoftekorten in de rivier en in het estuarium tot aan de grens. In de jaren '80 is wel een verbetering in de waterkwaliteit van de Zeeschelde merkbaar, die zich in de jaren '90 verder zet of toch minstens stabiliseert. De organische belasting van de Zeeschelde is gedaald door de toenemende waterzuivering van industrieel en huishoudelijk afvalwater. Dit heeft een verbetering van de zuurstofhuishouding met zich meegebracht, waardoor ook de nitrificatie (een aëroob proces) kon toenemen. Ook orthofosfaat vertoont de laatste 15 jaar een duidelijk dalende trend over de gehele Zeeschelde (VAN DAMME *et al.*, 1995)

2.1.2. HET STUDIEGEBIED

Het bemonsteringsgebied situeert zich in de brakwaterzone (Beneden Zeeschelde), tussen Fort Liefkenshoek en de Belgisch-Nederlandse grens (Figuur 1).

De maandelijkse waarnemingen van temperatuur, chloride gehalte en zuurstof gehalte gedurende 1996 en 1997 ter hoogte van boei 89 en 92 (Figuur 2) zijn ontleend aan de OMES (Onderzoek Milieu Effecten Sigmaphan) database (MEIRE *et al.*, 1997).



Figuur 1: Situering van het studiegebied en de locatie van de staalnamepunten in 1996 en 1997.

De temperatuur vertoont een typisch seizoenaal patroon. Op het moment van de staalnames was het water ruim 15°C in beide jaren met weinig variatie tussen de hoeien. De gemiddelde watertemperatuur lag in 1997 ruim een graad hoger dan in 1996 (resp. 13,5°C en 12,0°C).

Het chloridegehalte vertoont geen duidelijk seizoenaal patroon, maar is globaal gezien hoger in de zomer dan in de winter. Dit licht seizoenaal patroon ontstaat door een wisselende rivierafvoer die het gevolg is van de seizoensmatige variatie in neerslaghoeveelheden en de mate van verdamping. De Schelde behoort immers tot de zgn. regenrivieren. In de winter worden de laagste chloridegehalten gemeten, terwijl in de zomer meestal de hoogste waarden gemeten worden. Deze wisselende rivierafvoer zorgt ook dikwijls voor een verschil in saliniteit tussen de jaren (YSEBAERT & MEIRE, 1991). Het chloridegehalte nabij boei 89 is ruim 1 g Cl/l (1,6 p.s.u.) hoger dan nabij boei 92.

Het ganse gebied bevindt zich het hele jaar door in de mesohaliene zone van het estuarium (tabel 1). Enkel in december 1996 zakt het chloride gehalte onder de 3 g Cl/l naar de oligohaliene zone toe, zowel nabij boei 89 als 92, wat hoogstwaarschijnlijk een gevolg is van een verhoogde rivierafvoer.

Gedurende de periode van de staalname was het chloride gehalte in 1996 ca. 7 g Cl/l (11,5 p.s.u.) nabij boei 89 en ca. 6 g Cl/l (9,8 p.s.u.) nabij boei 92. In 1997 bedroegen deze waarden respectievelijk 6,8 (11 p.s.u.) en 5,5 g Cl/l (9 p.s.u.).

	Saliniteit p.s.u.	Chloridegehalte g Cl/l
limnetisch	<0,5	<0,3
oligohalien	0,5-5	0,3-3
meschalien	5-18	3-11
polyhalien	18-30	11-18,5

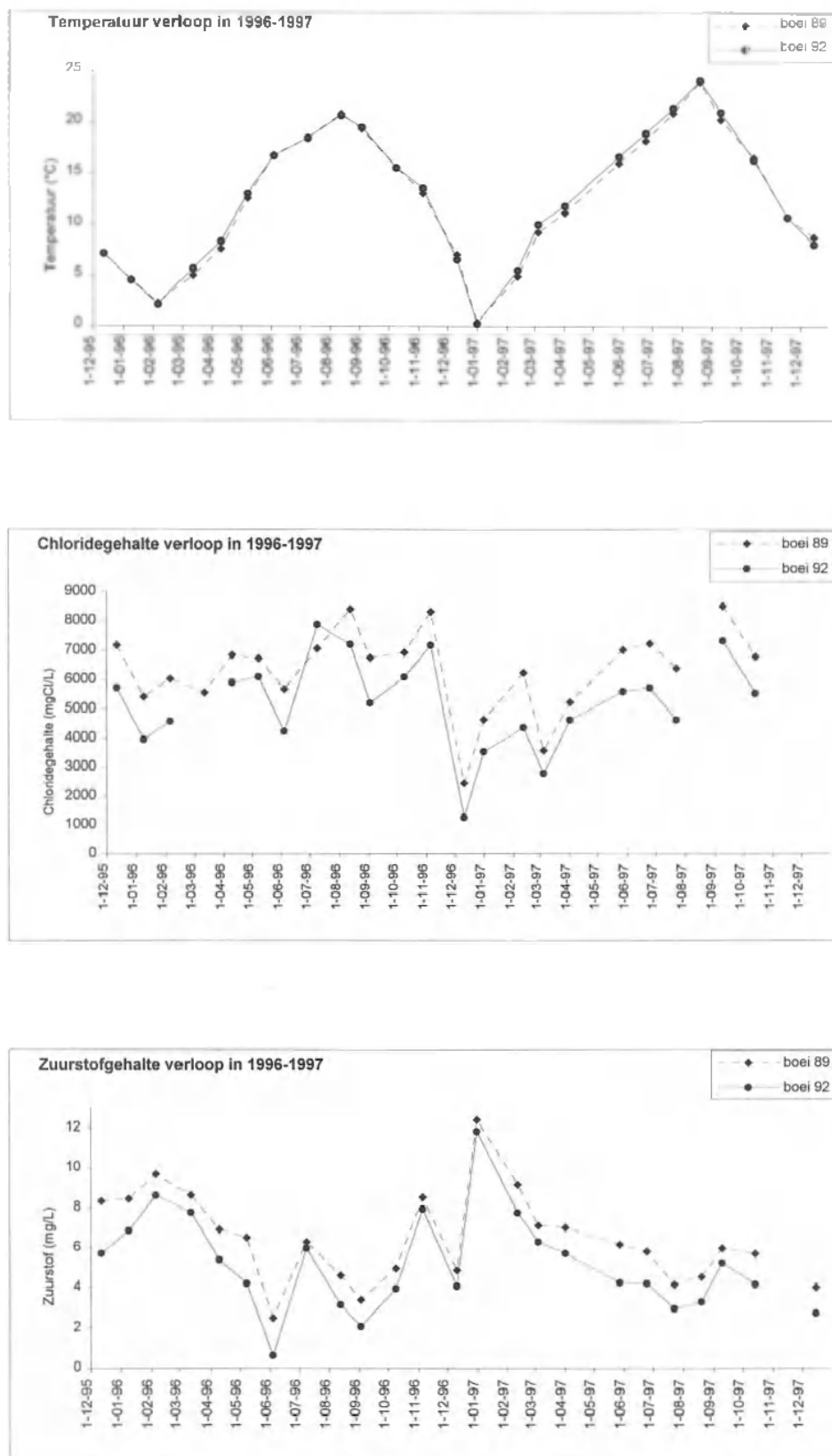
Tabel 1: Verdeling van de Saliniteit en het chloridegehalte in verschillende zones (MCLUSKY, 1993)

Het zuurstof gehalte vertoont evenmin een duidelijk seizoenaal patroon, maar er treden wel seizoensfluctuaties op, waarbij het zuurstofgehalte globaal hoger is in de winter dan in de zomer.

Het zuurstof gehalte was steeds 1 tot 2 mg/l lager ter hoogte van boei 92 in vergelijking met boei 89. De hoge piekwaarde in januari 1997 kan het gevolg zijn van een verhoogde rivierafvoer in december 1996.

Bij de staalname was het zuurstofgehalte in 1996 ca. 5 mg/l t.h.v. boei 89 en ca. 4 mg/l t.h.v. boei 92 en in 1997 respectievelijk ca. 5,7 mg/l en 4,2 mg/l.

Het zuurstof gehalte in het studiegebied voldoet nog niet het ganse jaar door aan de waterkwaliteits doelstellingen van 5 mg O₂/l, zoals ze gesteld werden volgens Vlareem-Titel II, Bijlage 2.3.1.: Besluit van de Vlaamse Regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (VAN DAMME *et al.*, 1995).



Figuur 2: Het maandelijks verloop van Temperatuur, Chloridegehalte en Zuurstofgehalte gedurende 1996 en 1997.

De variatie tussen 1996 en 1997 in abiotische factoren is klein. De ruimtelijke verschillen tussen de boeien 89 en 92 daarentegen zijn wel duidelijk aanwezig.

Boei 89 is meer zeewaarts gelegen en vertoont een hogere saliniteit en een hoger zuurstofgehalte dan boei 92, de temperatuur blijft ongeveer gelijk.

2.2. STAALNAME

In oktober 1996 werden in de Beneden-Zeeschelde 53 lokaties bemonsterd met het meetschip 'Veremans' van de afdeling Maritieme Schelde van AWZ (Figuur 1).

De staalnamepunten waren gelegen op 9 dwarsraaien gaande van de Nederlands-Belgische grens tot het Fort Liefkenshoek. Per raai werden een 6-tal plaatsen bemonsterd, verspreid over drie dieptestrata (0,50-2,50 m T.A.W./ 2,51-7,50 m T.A.W./ >7,5 m T.A.W.). Er werd met een Van Veen grijper (0,105 m²) telkens 1 staal per lokatie bemonsterd. Uit de Van Veen werd ook iedere keer met een steekbuis (2 cm diameter) een monster genomen voor de sedimentanalyse.

Bij elke staalnameplaats werden de positie van het schip (coördinaten) en de diepte t.o.v. het wateroppervlak bepaald. Daarnaast werden ook de tijd, het soort sediment en eventuele bijzonderheden (bv. stenen, geen volledig staal, aanwezigheid van zeepokken...) genoteerd.

In oktober 1997 werden al deze lokaties aan de hand van de coördinaten zo goed mogelijk teruggevonden en opnieuw bemonsterd. Daarenboven werd nog een extra raai ter hoogte van het Groot Buitenschoor-Plaats van Doel bemonsterd. De methodiek was hetzelfde als in 1996.

Er dient nog opgemerkt te worden dat op een aantal locaties, vooral waar stenen en rotsachtige formaties voorkwamen, onvolledige stalen genomen zijn. De Van Veen grijper sloot soms niet volledig waardoor sediment en vermoedelijk ook macrobenthos verloren gingen. Zo gebeurde het dat op min of meer dezelfde lokatie tot maximaal driemaal toe werd bemonsterd om een volledig staal van die plaats te bekomen. Lukte dit niet dan waren enkel drie onvolledige stalen van die staalnameplaats beschikbaar.

De stalen werden ter plaatse levend gezeefd op een 1 mm zeef met ronde opening en vervolgens gefixeerd met een geneutraliseerde formaldehyde-oplossing.

2.3. LABORATORIUM ANALYSE

In het laboratorium werden de stalen nogmaals gespoeld op een zeef met een ronde diameter van 1 mm om het resterende sediment te verwijderen. Vervolgens werden de stalen gekleurd met een 0,02% Bengaals rose oplossing.

Nadien werd het macrozoöbenthos getrieerd, gesorteerd en gedetermineerd, zoveel mogelijk tot op soortniveau, uitgez. enkele exemplaren van het genus *Ostrea* (Bivalvia) en een exemplaar van de fam. Spionidae (Annelida) alsook de fam. Oligochaeta.

Tenslotte werden alle individuen geteld. Wegens de vaak sterke fragmentatie van bepaalde Annelida soorten, werd voor het bepalen van de densiteit het aantal aanwezige koppen geteld.

Een korrelanalyse van het sediment werd uitgevoerd aan de hand van de laserdiffractietechniek, met een MALVERN, type Mastersizer S. Van ieder staal werd de mediane korrelgrootte bepaald alsook het volumepercentage van het sediment binnen bepaalde intervallen (0,01-2µm/ 16µm/ 63µm/ 125 µm/ 250 µm/ 500 µm en 1000 µm). Als een deel van het sediment een grotere korrel had dan 1000 µm, werd de analyse opnieuw gedaan tot een maximumbereik van 2000 µm om te zien of er een groot verschil bestond.

Op basis van de mediane korrelgrootte werden 6 sedimentklassen onderscheiden, gaande van klei (klasse 1) tot grof zand (klasse 6) (KRAMER *et al.*, 1994). Van de stalen waarin hard substraat (hout of stenen) werd aangetroffen kon veelal geen sedimentstaal genomen worden en aldus ook geen mediane korrelgrootte berekend. Deze stalen worden in een aparte klasse ondergebracht (klasse 7).

Verder werd ook van alle organismen het asvrijdrooggewicht (Ash Free Dry Weight; AFDW) bepaald. Hiervoor werden de organismen gedroogd bij 105°C gedurende 12h., verast bij 550°C en telkens gewogen tot op 0,0001g nauwkeurig.

2.4. MATHEMATISCHE VERWERKING

Per locatie werden de aantallen per soort omgerekend naar een standaard oppervlakte (N/m²), zodat een densiteit dataset verkregen werd. Dit type dataset werd opgesteld voor de gegevens van 1996, 1997 en voor beide jaren samen.

Hierbij dient vermeld te worden dat bij de onvolledige stalen waar een deel van het sediment en bijgevolg vermoedelijk ook macrobenthos verloren gingen, de verdere omrekeningen naar de standaard oppervlakte een fout kunnen geven op de densiteitsdata.

Om het ruis uit de datasets enigszins te verminderen werden een aantal selecties op de datasets doorgevoerd :

- de zeldzaam aangetroffen soorten (= 1 individu waargenomen in de gehele datamatrix) werden verwijderd uit de dataset (Spionidae spec., de polychaet *Nereis diversicolor*, de mysid *Neomysis integer* en de bivalve *Cerastoderma edule* in de dataset 1996-1997 samen); evenals de garnaal soorten *Crangon crangon* en *Palaemon longirostris* (beide Decapoda, Crustacea), die met de Van Veen grijper niet kwantitatief bemonsterd kunnen worden. Ook *Balanus spec.* (zeepokken) werd verwijderd, aangezien enkel de aan-of afwezigheid van deze soort genoteerd werd.
- De lege locaties (3 loc. in 1996 en 5 loc. in 1997) en de locaties waarin slechts één individu teruggevonden werd (4 loc. in 1996 en 5 loc. in 1997), werden ook verwijderd.

In alle analyses worden deze locaties en soorten telkens weggelaten.

Dit resulteert in 24 species x 45 locaties in 1996 en 22 species x 61 locaties in 1997. Voor beide jaren samen geeft dit 25 species x 106 locaties.

Verskillende multivariate analysetechnieken werden aangewend om de data te interpreteren en de onderlinge verbanden tussen de staalname punten weer te geven. Voor iedere multivariate analyse werden de data $\sqrt{\sqrt{\quad}}$ getransformeerd.

De classificatie werd uitgevoerd met een clusteranalyse (Hierarchical agglomerative clustering, group average) op basis van de Bray-Curtis similariteitsindex (CLIFFORD & STEPHENSON, 1975) en een Two-Way INDicator Species Analysis (TWINSPAN) (HILL, 1979)

Als ordinatie techniek werd gebruik gemaakt van non-metric multi-dimensional scaling (MDS, KRUSKAL & WISH, 1978) op basis van de Bray-curtis similariteitsindex tussen de stalen. K-dominantiecurves (LAMSHEAD *et al.*, 1983) werden gemaakt voor de verschillende clusters voor beide jaren.

De clusteranalyses, MDS en k-dominantiecurves werden uitgevoerd met het programma PRIMER (CARR *et al.*, 1993), de TWINSPAN met het programma PC-ORD (MCCUNE & MEFFORD, 1995).

Om het verband tussen densiteit van het macrobenthos en omgevingsparameters aan te tonen werd de Spearman Rank Order correlatie tussen de eerste en de tweede as van de verschillende MDS-plots met de verschillende omgevingsparameters berekend.

Als univariate niet-parametrische testen werden de Wilcoxon-Mann-Whitney test en de Kruskal-Wallis ANOVA median test gebruikt (SIEGEL & CASTELLAN, 1988).

Naast de correlaties, werden ook deze uitgevoerd met het programma STATISTICA.

3. RESULTATEN

3.1. ABIOTISCHE OMGEVINGSVARIABLEN

3.1.1. SEDIMENT

De bemonsterde locaties vertonen een grote variatie in sedimentkarakteristieken (Tabel 2). Geen enkele locatie heeft een mediane korrelgrootte kleiner dan 2 μm (klei). In 1996 hebben veel stalen een slib (35,6%) of een fijn zand (28,9%) type sediment. In 1997 liggen de verhoudingen iets anders en komt het slib (2-63 μm) type sediment veruit het meest voor (34,4%) op de bemonsterde plaatsen. In 1997 worden er ook wat meer grovere types sedimenten (250-1000 μm) en sedimenten met stukken hard substraat gevonden dan in 1996.

Sedimentklasse	Type sediment	Range (μm)	# loc.		#loc.	
			1996	%	1997	%
Klasse 1	Klei	< 2	0	0,00	0	0,00
Klasse 2	Slib	2 – 63	16	35,56	21	34,43
Klasse 3	Zeer fijn zand	63 – 125	7	15,56	9	14,75
Klasse 4	Fijn zand	125 – 250	13	28,89	12	19,67
Klasse 5	Gemiddeld zand	250 – 500	3	6,67	6	9,84
Klasse 6	Grof zand	500 – 1000	0	0,00	2	3,28
Klasse 7	Hard substraat	–	6	13,33	11	18,03
TOTAAL			45		61	

Tabel 2: Indeling van de locaties op basis van de mediane korrelgrootte (D50) in sedimentklassen.

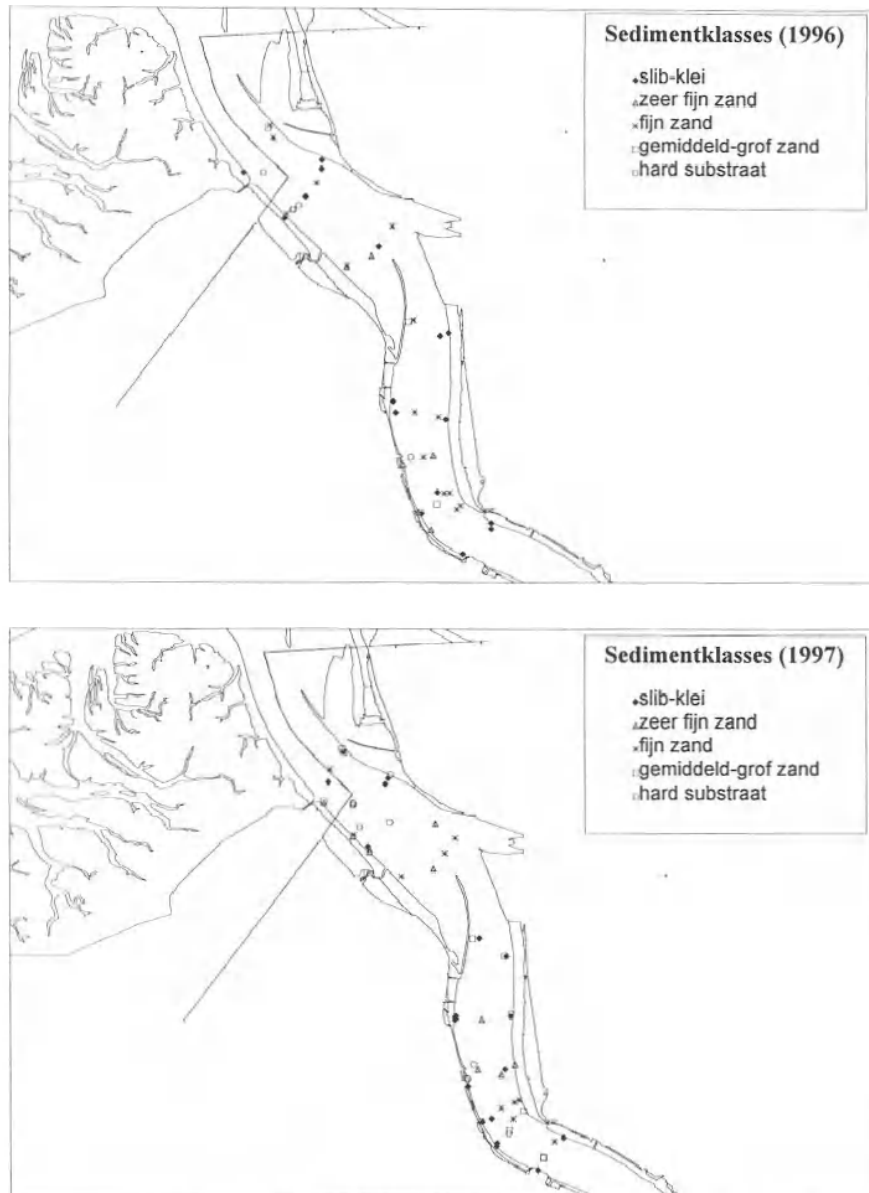
Voor de verdere analyse wordt het sediment gekarakteriseerd door het volumepercentage slib < 16 μm , het volumepercentage slib < 63 μm en de mediane korrelgrootte (D50). De vastgestelde sedimentklassen worden bij de verdere interpretaties gereduceerd tot vijf klassen, waarbij de 'klei' klasse wordt weggelaten en de 'gemiddeld zand' en 'grof zand' klasse worden samengenomen.

In beide jaren afzonderlijk, alsook samen, zijn alle drie deze variabelen significant gerelateerd met elkaar (Tabel 3).

De ruimtelijke spreiding van de sedimentklassen in het studiegebied vertoont geen patroon en de klassen liggen weinig gegroepeerd (Figuur 3).

	%<16 μm			%<63 μm			D(50)			diepte		
	1996	1997	96-97	1996	1997	96-97	1996	1997	96-97	1996	1997	96-97
%<16 μm	-	-	-	0,94 ***	0,99 ***	0,98 ***	-0,94 ***	-0,94 ***	-0,94 ***	-0,09	-0,14	-0,13
%<63 μm				-	-	-	-0,94 ***	-0,93 ***	-0,93 ***	-0,10	-0,13	-0,12
D(50)							-	-	-	0,06	0,16	0,15
Diepte										-	-	-

Tabel 3: Spearman Rank Order Correlatie tussen de verschillende omgevingsvariabelen. Correlatiecoëfficiënt en significantieniveau: $p < 0.001 = (***)$. 1996: $n=37$; 1997: $n=49$; 96-97: $n=86$.



Figuur 3: Ruimtelijke spreiding van de sedimentklassen in het studiegebied in 1996 en 1997.

3.1.2. DIEPTE

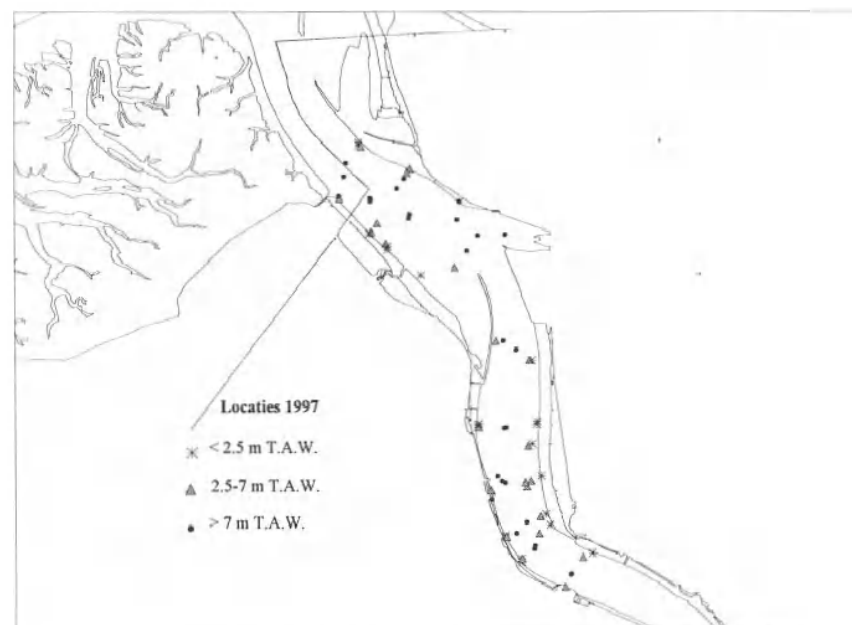
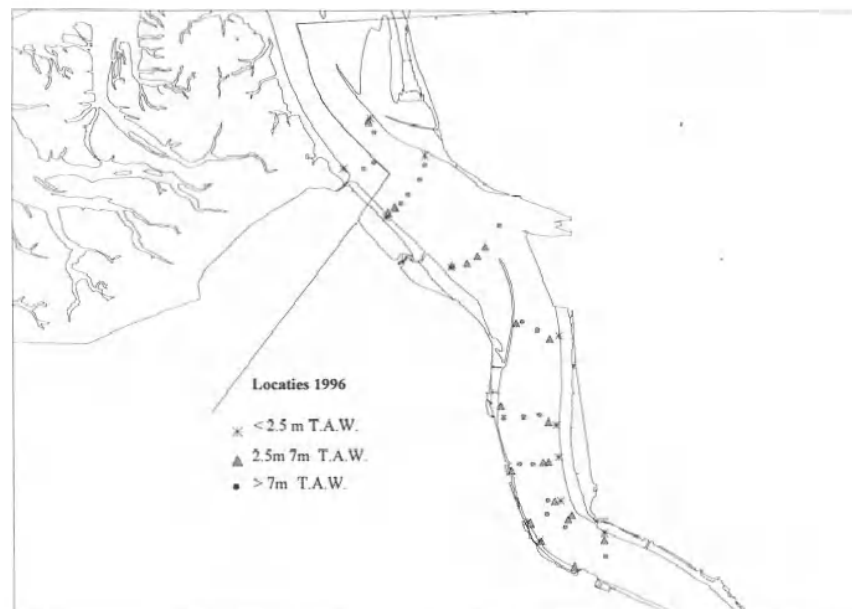
De diepte van de bemonsteringslocaties varieerde tussen +1 m T.A.W. en -18,15 m T.A.W. in 1996 en tussen +0,23 m T.A.W. en -20,99 m T.A.W. in 1997.

In 1996 bevonden bijna de helft van de stalen zich in het dieptestratum 2,5-7,5 m.T.A.W., daar waar in 1997 de stalen meer evenredig over de dieptestrata verspreid waren (Tabel 4).

Op Figuur 4 wordt de ligging van de locaties volgens de dieptestrata weergegeven voor 1996 en 1997.

Dieptestrata (m. T.A.W.)	# locaties		# locaties		# locaties	
	1996	%	1997	%	1996-1997	%
< 2,5	10	22,22	19	31,15	29	27,36
2,5 - 7,5	21	48,89	20	32,79	41	38,68
> 7,5	14	31,11	22	36,07	36	33,96
TOTAAL	45		61		106	

Tabel 4: Verdeling van de locaties over de dieptestrata.



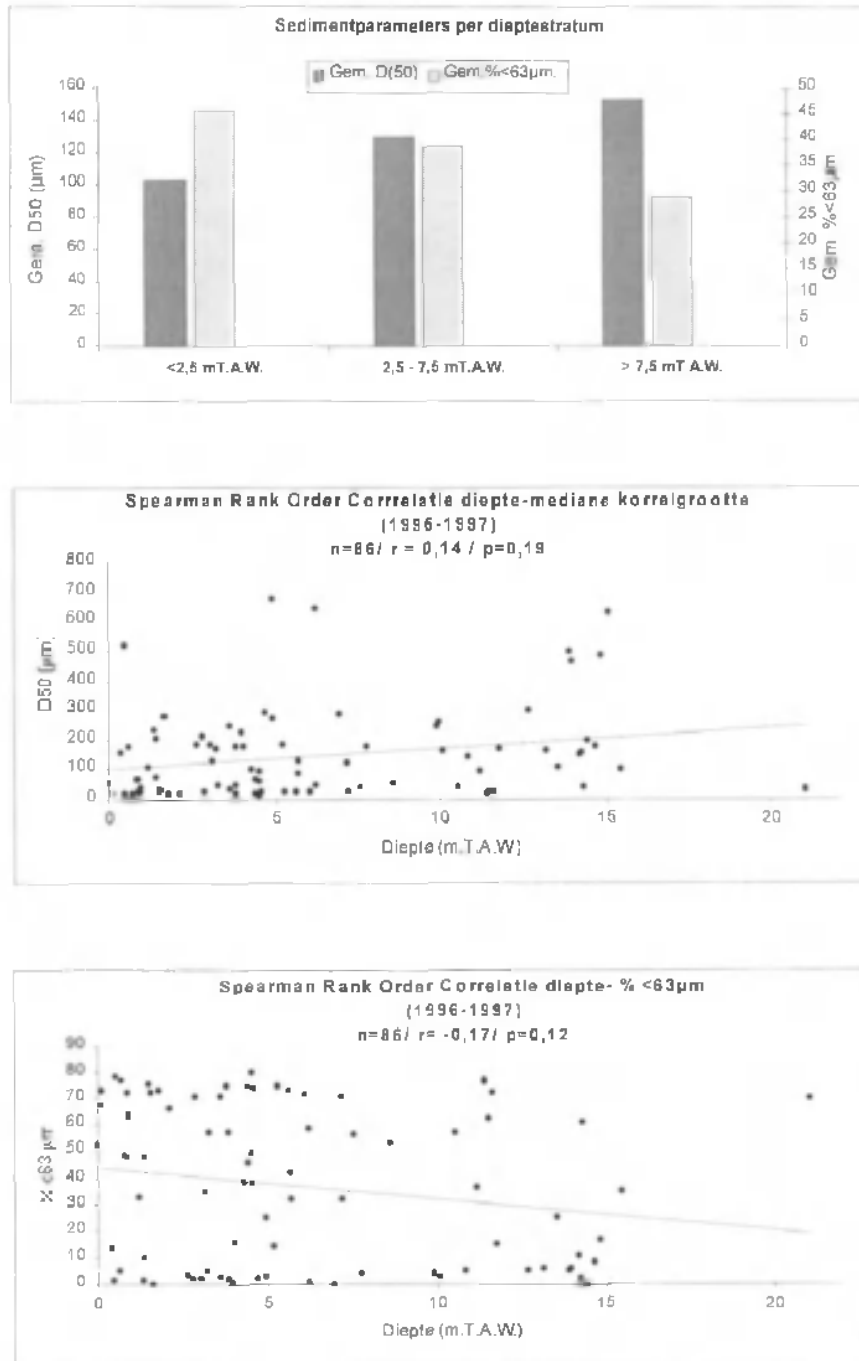
Figuur 4: Verspreiding van de verschillende dieptestrata over de locaties in het studiegebied in 1996 en 1997.

3.1.3. RELATIE DIEPTE-SEDIMENTKARAKTERISTIEKEN

De gemiddelde mediane korrelgrootte per dieptestratum stijgt lichtjes van ondiep naar diep, het volumepercentage sediment < 63µm vertoont het tegenovergestelde patroon (Figuur 5).

De mediane korrelgrootte (D50), noch het volumepercentage slib < 63µm en < 16µm is echter significant gecorreleerd met de diepte (Tabel 2).

De verschillende sedimentklassen komen dan ook over de volledige diepterange voor (Figuur 5).



Figuur 5: Verband tussen de diepte en de sedimentkarakteristieken 'mediane korrelgrootte' en 'volumepercentage < 63µm' voor 1996 en 1997 samen.

3.2. VOORKOMEN VAN HET MACROBENTHOS

3.2.1. SOORTENSAMENTSTELLING

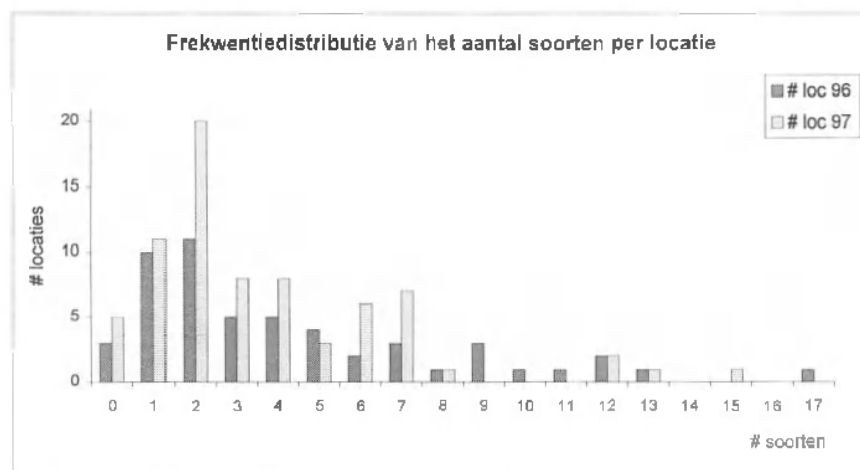
In het totaal werden 35 macrozoöbenthos soorten gevonden (28 in 1996 en 24 in 1997), waarvan 11 Annelida, 9 Mollusca en 15 Arthropoda (Tabel 5).

Slechts zeven soorten werden in meer dan 20% van de stalen aangetroffen, met als belangrijkste de Annelide *Heteromastus filiformis* (65,5% in 1996; 33% in 1997) en de familie Oligochaeta (61,5% in 1996 en 50,7% in 1997).

Veel soorten werden echter sporadisch waargenomen, met 6 soorten die slechts éénmalig op een locatie werden aangetroffen.

Het aantal soorten aangetroffen per locatie was laag (Figuur 6). Locaties met 1 of 2 soorten werden het meest frekvent aangetroffen, zowel in 1996 als in 1997. Het maximum aantal soorten per locatie bedroeg 17 soorten in 1996 en 15 soorten in 1997.

In 1996 werden in totaal 54 locaties bemonsterd, waarvan er 3 leeg waren; in 1997 waren dat er 73 waarvan er 5 leeg waren. De lege stalen worden bij verdere analyses buiten beschouwing gelaten.



Figuur 6: Het aantal soorten per locatie in 1996 en 1997. De lege locaties en locaties met slechts één individu zijn opgenomen in de figuur.

	1996			1997		
	# waarnemingen	gem.dens.	gem. blom.	# waarnemingen	gem.dens.	gem. blom.
	%	N/m ²	g/m ² AFDW	%	N/m ²	g/m ² AFDW
Phylum Annelida						
Classis Polychaeta						
<i>Boccardia redeki</i>	34,5	479,6	0,0908	27,4	232,0	0,0501
<i>Eteone longa</i>	5,5	0,9	0,0004	*	-	-
<i>Harmothoe impar</i>	3,6	0,4	0,0004	1,4	0,1	0,0001
<i>Heteromastus filiformis</i>	65,5	143,4	0,0575	32,9	74,4	0,0642
<i>Marenzelleria spec.</i>	1,8	0,4	*	1,4	0,3	*
<i>Nereis diversicolor</i>	*	*	*	1,4	0,1	0,0001
<i>Nereis succinea</i>	25,5	23,0	0,0452	26,0	22,2	0,0403
<i>Polydora ligni</i>	23,6	47,0	0,0085	27,4	55,3	0,0077
<i>Pygospio elegans</i>	16,4	4,2	0,0002	15,0	6,0	0,0016
<i>Spionidae spec.</i>	1,8	0,2	*	*	*	*
Classis Oligochaeta						
Oligochaeta	61,5	58,2	0,0015	50,7	72,3	0,0014
Phylum Mollusca						
Classis Gastropoda						
<i>Hydrobia ulvae</i>	3,6	0,4	0,0001	-	-	*
Classis Bivalvia						
<i>Barnesia candida</i>	1,8	0,4	0,0040	*	-	*
<i>Cerastoderma edule</i>	1,8	0,2	0,0004	*	*	*
<i>Crassostrea angulata</i>	5,5	2,4	0,8432	-	-	-
<i>Macoma balthica</i>	16,4	2,9	0,0267	16,4	3,3	0,0206
<i>Mya arenaria</i>	9,1	2,1	0,0037	4,1	1,2	0,0004
<i>Mytilus edulis</i>	7,3	1,0	0,0002	2,7	0,4	0,0006
<i>Ostrea spec.</i>	*	*	*	2,7	0,4	0,1337
<i>Petricola pholadiformis</i>	-	*	0,0004	0,0	0,4	
Phylum Arthropoda						
Ordo Cirripedia						
<i>Balanus spec.</i>	aanwezig			aanwezig		
Ordo Mysidacea						
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	3,6	0,4	0,0001	5,5	0,7	0,0000
<i>Neomysis integer</i>	1,8	0,2	*	-	*	*
Ordo Amphipoda						
<i>Bathyporeia elegans</i>	7,3	0,9	0,0002	1,4	0,1	0,0000
<i>Bathyporeia pilosa</i>	31,0	23,4	0,0023	22,0	5,9	0,0004
<i>Corophium insidiosum</i>	11,0	8,3	0,0005	13,7	5,7	0,0002
<i>Corophium lacustre</i>	14,5	15,2	0,0019	13,7	16,2	0,0016
<i>Corophium volutator</i>	23,6	23,7	0,0049	32,9	38,4	0,0055
<i>Gammarus salinus</i>	1,8	0,2	0,0003	4,1	1,3	0,0011
<i>Melita palmata</i>	1,8	0,2	0,0004	1,4	0,3	0,0006
<i>Pleusymtes glaber</i>	12,7	4,8	0,0008	15,1	8,7	0,0011
Ordo Isopoda						
<i>Eurydice pulchra</i>	9,1	1,9	0,0015	9,6	1,0	0,0022
Ordo Decapoda						
<i>Crangon crangon</i>	14,5	1,4	0,0517	15,1	1,8	0,1755
<i>Palaeomon longirostris</i>	3,6	0,5	0,0845	9,6	1,0	0,1241
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	3,6	0,5	0,0165	9,6	1,3	0,0481

Tabel 5: Soortenlijst met het procentueel aantal waarnemingen, de gemiddelde dichtheid en gemiddelde biomassa per soort in 1996 en 1997. De meest voorkomende soorten werden vetjes gedrukt. Een * geeft aan dat de soort niet werd aangetroffen.

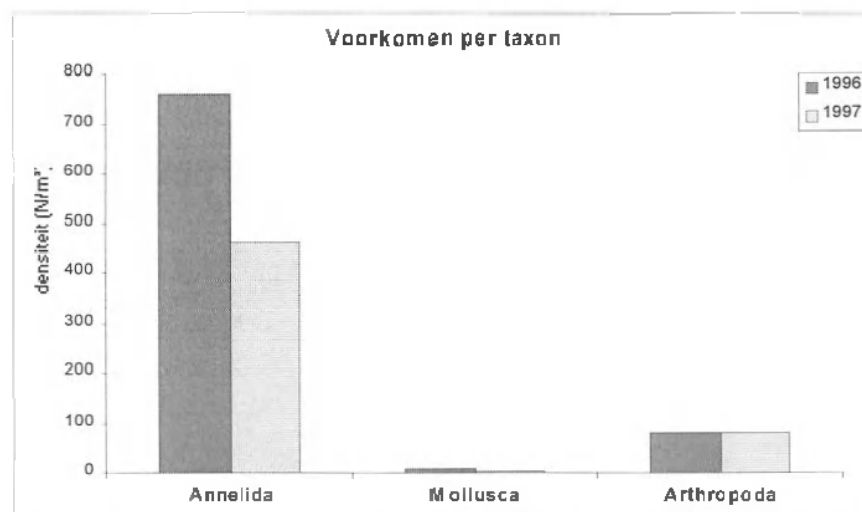
3.2.2. DENSITEIT

De gemiddelde densiteit van het macrobenthos bedroeg 700 ind/m² (SE 150 ind/m²) in het sublittoraal van de Zeeschelde (850 ± 335 ind/m² in 1996; 550 ± 160 ind/m² in 1997). Over het algemeen werd een ietwat hogere densiteit teruggevonden in 1996, echter niet significant (Mann-Whitney U; p=0,1108). Enkel voor *Heteromastus filiformis* werden significant hogere densiteiten waargenomen in 1996 dan in 1997 (Mann-Whitney U; p=0,001).

Annelida maken veruit het grootste deel van de totale densiteit uit, terwijl de densiteit van Mollusca verwaarloosbaar is, Arthropoda bevinden zich er tussenin (Figuur 7).

De densiteit van Annelida is in 1996 duidelijk hoger dan in 1997, doch niet significant (Mann-Whitney U; p=0,4045) en waarschijnlijk veroorzaakt door enkele stalen met een heel hoge densiteit aan Annelida in 1996. De andere phyla hebben vergelijkbare densiteiten tussen beide jaren.

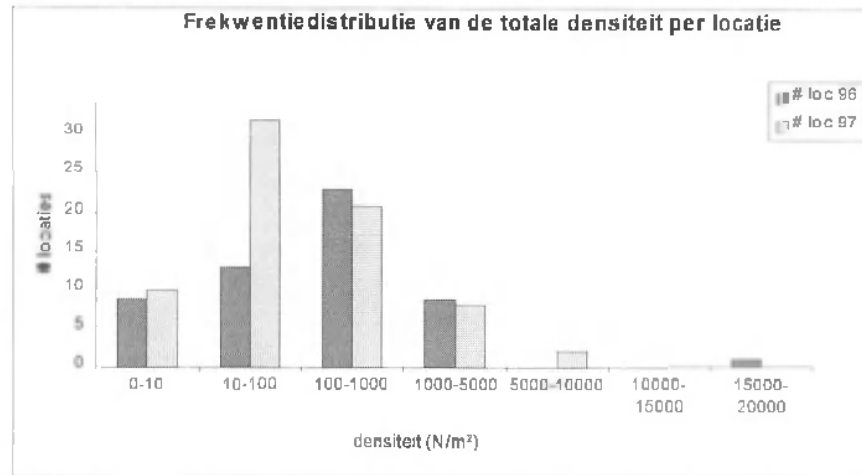
De gemiddelde densiteit en het procentueel aantal waarnemingen per soort wordt weergegeven op de soortenlijst (Tabel 5). De densiteit was voor veel soorten erg laag, voor 22 soorten in 1996 en 16 soorten in 1997 bedroeg de gemiddelde densiteit minder dan 5 exemplaren per m².



Figuur 7: De gemiddelde densiteit van de verschillende taxonomische groepen in het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde in 1996 en 1997.

De dominante soorten waren dezelfde voor beide jaren. De vijf hoogste densiteiten werden bereikt bij de Polychaeta *Boccardia redeki*, *Heteromastus filiformis* en *Polydora ligni*, bij *Oligochaeta* en de Amphipode *Corophium volutator*. Het is echter niet zo dat de soorten die de hoogste gemiddelde densiteit vertonen (vb. *Boccardia redeki*, 1996, 450 ind/m²; *Heteromastus filiformis*, 1996, 143 ind/m²), ook noodzakelijk op de meeste plaatsen voorkamen (*Boccardia redeki*, 1996, 34,5%; *Heteromastus filiformis*, 1996, 65,5%) (Tabel 5).

Het grootste aantal locaties had een totale densiteit tussen 100-1000 ind/m² in 1996 en tussen 10-100 ind/m² in 1997. Slechts 1 locatie (1996) bereikte een totale densiteit van meer dan 15000 ind/m² (Figuur 8).

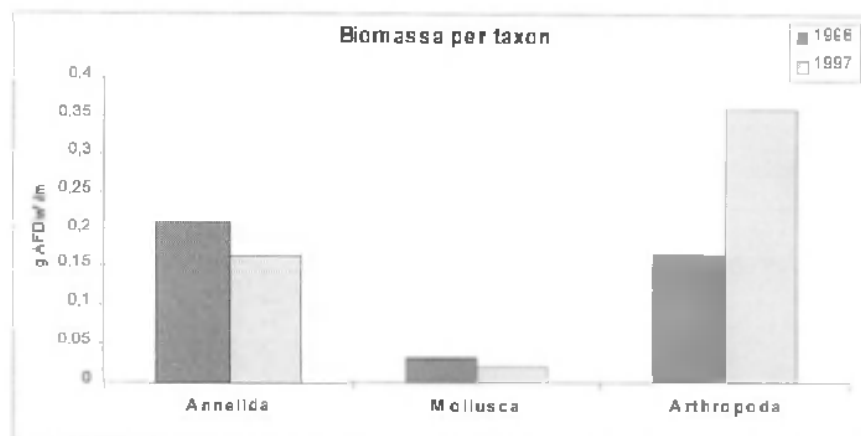


Figuur 8: Frequentiedistributie van de totale densiteit over de locaties in 1996 en 1997.

3.2.3. BIOMASSA

De gemiddelde biomassa (\pm SE) van het macrobenthos bedroeg $0,9325 \pm 0,3463$ g AFDW/m² in het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (Tabel 5). In 1996 was de gemiddelde biomassa bijna de helft hoger dan in 1997 (1996: $1,2504 \pm 0,7478$; 1997: $0,6812 \pm 0,2421$). Toch is dit verre van een significant verschil (Mann-Whitney U; $p=0,9864$), wat ook de hoge SE in 1996 al deed vermoeden. Dit grote verschil in gemiddelde biomassa werd veroorzaakt door de hoge individuele biomassa van de enkele oesters die gevonden werden en waarvan er in 1996 een aantal meer gevonden werden dan in 1997, wat de hele gemiddelde biomassa verhoogt. In 1996 maakten de oesters 67% uit van de totale biomassa, in 1997 was dit 20%. Als de oesters weggelaten werden uit de dataset, daalde de gemiddelde biomassa vooral in 1996 beduidend ($0,41 \pm 0,13$ g AFDW/m²), zelfs tot onder de gemiddelde biomassa van 1997 ($0,55 \pm 0,16$ g AFDW/m²).

De verhouding in biomassa tussen de verschillende taxonomische groepen is enigszins verschillend als bij de densiteit. Vooral de Arthropoda hebben een veel hogere biomassa dan hun gemiddelde densiteit doet vermoeden. Arthropoda en Annelida hebben de hoogste gemiddelde biomassa, Mollusca (afgezien van de oesters) de laagste (Figuur 9). In 1997 is de biomassa van de Arthropoda duidelijk hoger dan in 1996, alhoewel de gemiddelde densiteit min of meer gelijk is. Er zijn echter geen significante verschillen in de gemiddelde biomassa's per taxon.



Figuur 9: De gemiddelde biomassa van de verschillende taxonomische groepen in het subtidaal van de Beneden Zeeschelde in 1996 en 1997. De biomassa van de oesters is weggelaten om een juist beeld te verkrijgen van de reële situatie.

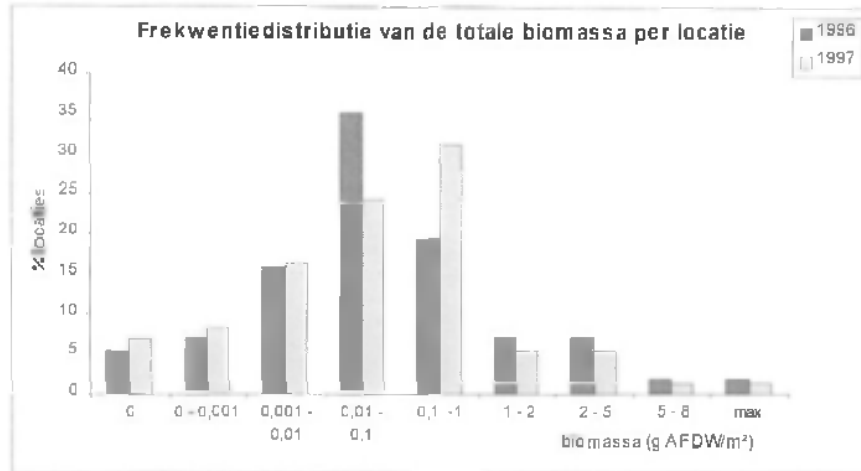
Opvallend is dat de belangrijkste soorten op basis van biomassa's weinig overeenstemmen met de dominante soorten op basis van denstieten (Tabel 6).

In beide jaren zijn de belangrijkste soorten qua biomassa de in heel lage densiteit voorkomende oesters, de dominante Polychaeta *Boccardia redeki* en *Heteromastus filiformis* en de in lage densiteit hemonsterde Decapoda *Crangon crangon* en *Palaemon longirostris*, welke beide eerder epibenthische soorten zijn.

	Densiteit (ind/m ²)		Biomassa (g AFDW/m ²)	
	1996	1997	1996	1997
<i>Boccardia redeki</i>	479,6	232,0	0,091	0,050
<i>Heteromastus filiformis</i>	143,4	74,4	0,057	0,064
<i>Oligochaeta spec.</i>	58,2	72,3	0,002	0,001
<i>Polydora ligni</i>	47,0	55,9	0,008	0,008
<i>Corophium volutator</i>	23,7	38,4	0,005	0,006
<i>Nereis succinea</i>	23,0	22,2	0,049	0,040
<i>Bathyporeia pilosa</i>	23,4	5,9	0,002	0,000
<i>Corophium lacustre</i>	15,2	16,2	0,002	0,002
<i>Pleusymtes glaber</i>	4,8	8,7	0,001	0,001
<i>Pygospio elegans</i>	4,2	6,0	0,000	0,002
<i>Macoma balthica</i>	2,9	3,3	0,027	0,021
<i>Crassostrea/Ostrea spec.</i>	2,4	0,4	0,843	0,134
<i>Crangon crangon</i>	1,4	1,8	0,052	0,175
<i>Palaemon longirostris</i>	0,5	1,0	0,085	0,124
<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	0,5	1,3	0,019	0,048

Tabel 6: De densiteit en biomassa van de belangrijkste soorten. De soorten staan geordend volgens gemiddelde densiteit. Vijf soorten behoren niet tot de tien belangrijkste soorten qua densiteit, maar wel qua biomassa. De vijf soorten met de hoogste biomassa zijn vet gedrukt.

Het grootste aantal locaties had een lage totale biomassa; tussen de 0.01 en 1 g AFDW/m² (Figuur 10). De maximale biomassa werd gevonden in 1996, nl. 39.95 g AFDW/m² (een locatie met zeven oesters), de maximale biomassa in 1997 was 15 g AFDW/m².



Figuur 10: Frekwentiedistributie van de totale biomassa per locatie in 1996 en 1997.

3.3. MULTIVARIATE ANALYSES

3.3.1. ANALYSES VAN DE BIOTA

Data 1996

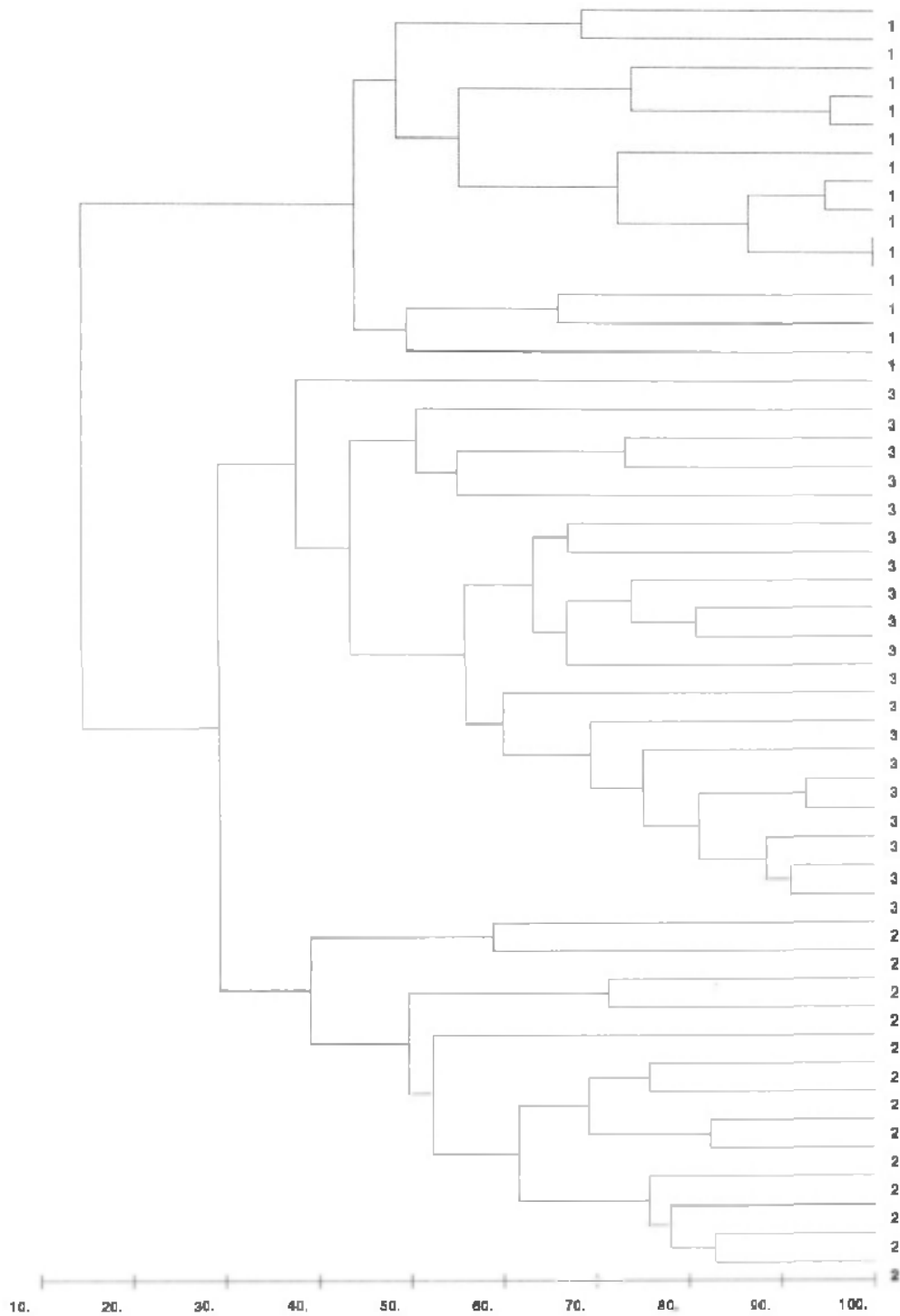
De clusteranalyse verdeelt de locaties duidelijk in drie verschillende clusters (Figuur 11). Een eerste groep locaties wordt al afgescheiden bij 15% similariteit, de tweede en derde groep splitsen bij ongeveer 30% similariteit.

Eenzelfde opdeling wordt in grote mate teruggevonden in de TWINSPAN analyse.

Aangezien beide klassificatie analyses de stalen in min of meer in dezelfde groepen indelen, wordt de samenstelling van de groepen verder gebaseerd op de resultaten van de clusteranalyse.

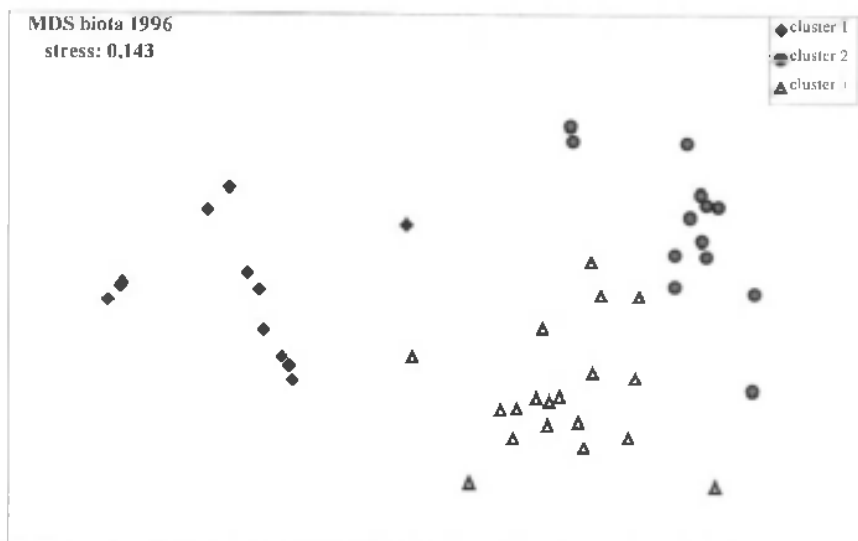
Op de MDS-ordinatie-plot (Figuur 12A), waarop de clusterindeling gesuperponeerd werd, wordt duidelijk dat de locaties inderdaad per groep worden samengeplaatst, maar dat eigenlijk enkel de eerste cluster zich helemaal afscheid van de andere twee. Zeker in het geval van de tweede en derde cluster gaat het in feite voornamelijk om een gradiënt waarbij de ene groep overgaat in een andere.

Bray-Curtis similarity 1996

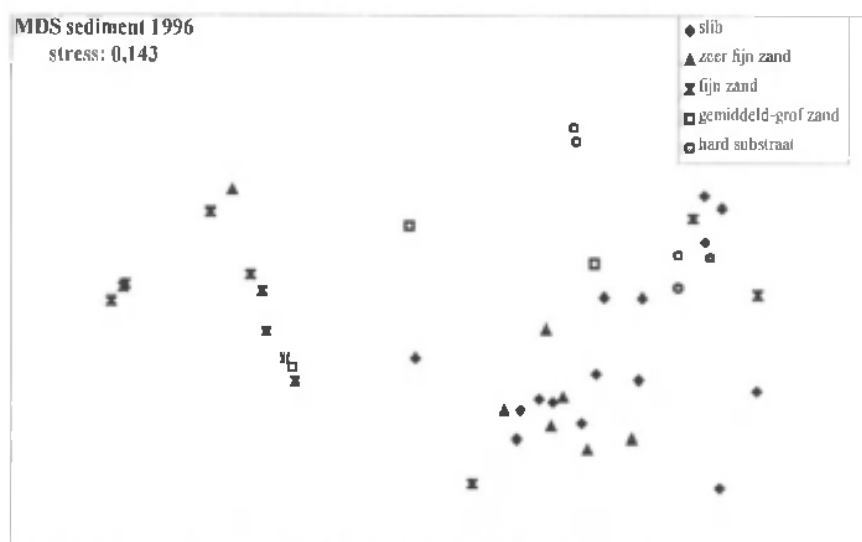


Figuur 11: Dendrogram a.h.v. 'group average sorting' van 'Bray-Curtis similarities' op basis van $\sqrt{\sqrt{\text{getransformeerde densiteiten uit 1996}}$, met aanduiding van de drie clusters.

A.



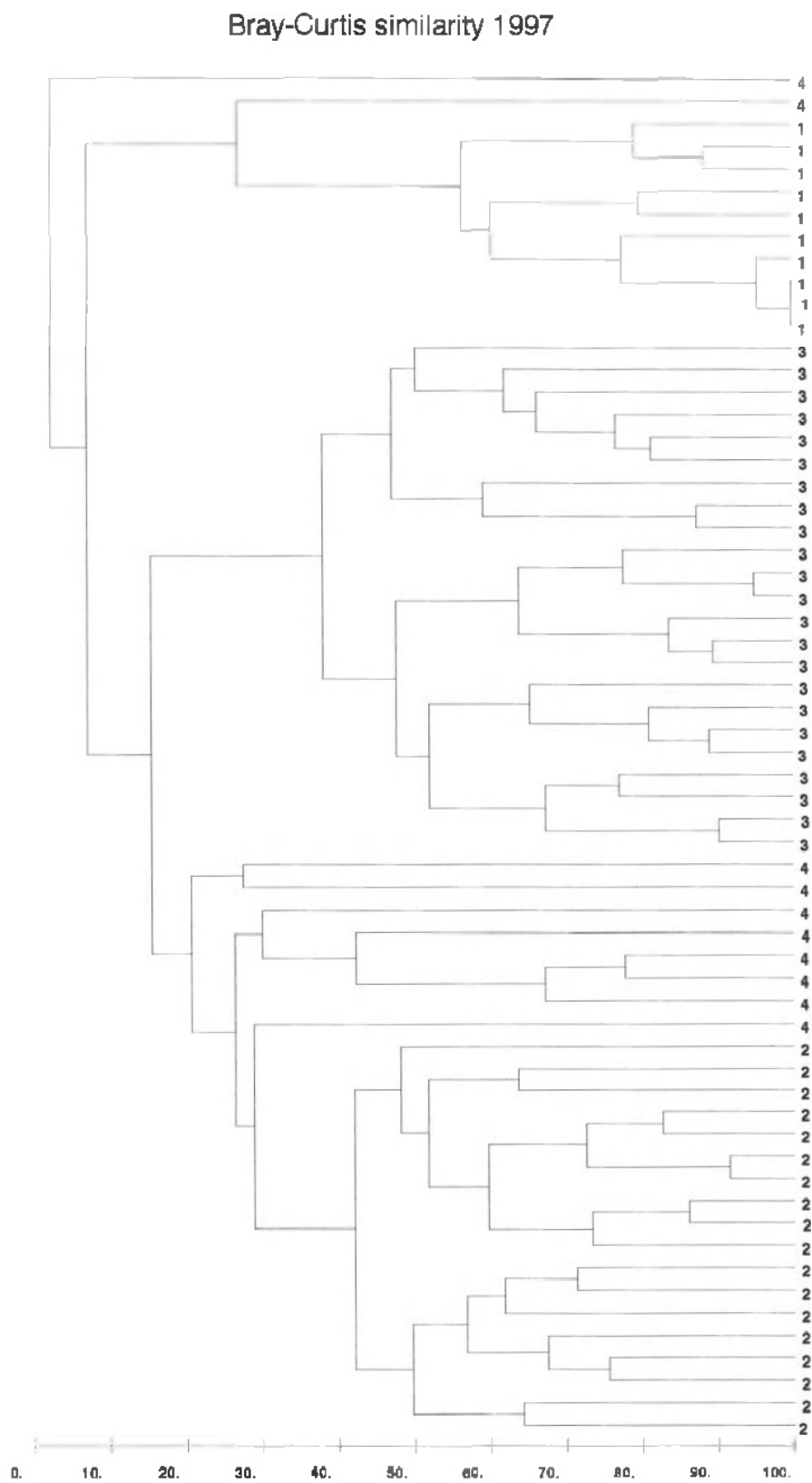
B.



Figuur 12: MDS analyse van de densiteit dataset van 1996. A. De drie clustergroepen werden gesuperponeerd op de ordinatieplot. B. De verschillende sedimentklassen werden gesuperponeerd op de ordinatieplot.

Data 1997

In de clusteranalyse (Figuur 13) komen terug duidelijk drie verschillende clusters naar voor met ongeveer dezelfde similariteit als in 1996. Maar daarnaast worden bij de eerste twee splitsingen al onmiddellijk twee stalen afgesplitst. Bovendien is er nog een vierde groep die een 8-tal locaties omvat, die wel samenclusteren maar over het algemeen weinig similariteit (20% à 40%) vertonen en tot geen van de drie gevormde clusters behoren. Deze locaties kunnen dus niet als een aparte clustergroep beschouwd worden, maar worden, voor de duidelijkheid, in de verdere bespreking, samen onder één noemer geplaatst en benoemd als groep 4.



Figuur 13: Dendrogram a.h.v. 'group average sorting' van 'Bray-Curtis similarities', op basis van $\sqrt{\sqrt{\text{getransformeerde densteiten}}}$ uit 1997, met aanduiding van de drie clusters.

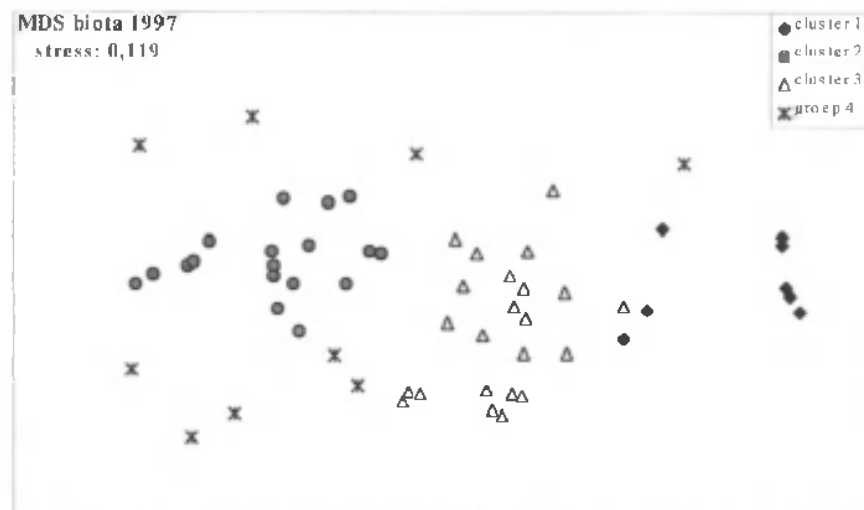
In de TWINSPAN analyse komen dezelfde drie clusters terug. De locaties uit de vierde groep worden niet meer samengeklusterd, maar komen verdeeld over de drie verschillende clusters voor, wat er zeker op wijst dat deze locaties niet als één cluster mogen beschouwd worden.

Op de MDS ordinatie van de biota met de gesuperponeerde clusterindeling (Figuur 14A) worden, net als in 1996, de stalen uit de clusters samen geplott. De aanwezigheid van een gradiënt komt ook hier duidelijk naar voor. De stalen uit groep 4 komen voornamelijk aan de rand van de plot, buiten de drie clusters voor.

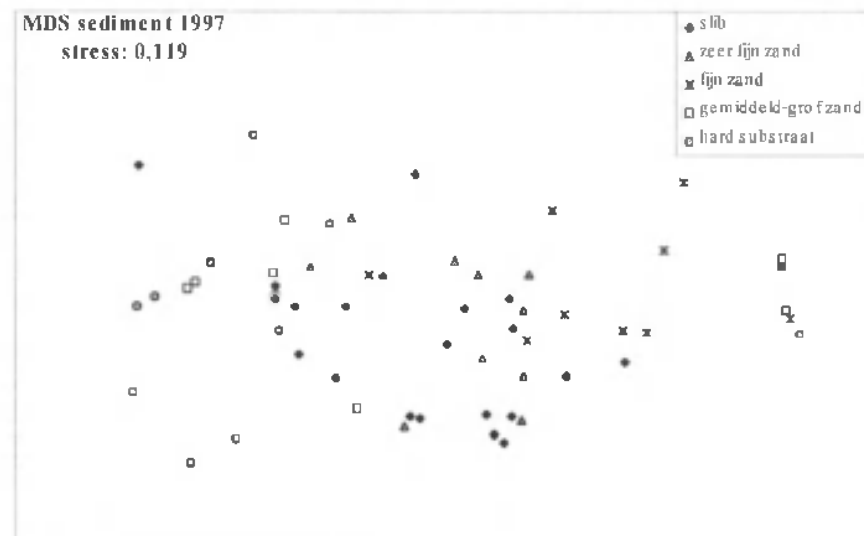
Er werd één uitbijter uit groep 4 (locatie met 2 ind. *Corophium insidiosum*) verwijderd om de ordiantieplot duidelijker te maken en de stress factor te verlagen.

De resultaten van de analyses zijn in 1997 dus niet zo eenduidig als in 1996, maar dezelfde trends worden zeker teruggevonden.

A.



B.



Figuur 14: MDS analyse van de densiteit dataset van 1997. A. De drie clusters + groep 4 werden gesuperponeerd op de ordiantieplot. B. De sedimentklassen werden gesuperponeerd op de ordiantieplot.

Onvolledige stalen

Aangezien vooral in 1997 toch een aantal onvolledige stalen (materiaal en methoden) in de gebruikte dataset voorkwamen (11 in de analyses; in 1996 slechts 2), werd besloten een extra TWINSPAN-analyse uit te voeren enkel op basis van de 'aan-en afwezigheid' van de soorten, zodat de densiteit totaal aan belang verliest.

Uit het resultaat blijkt dat identiek dezelfde drie clusters gevormd werden als in de vorige analyses, wat erop wijst dat de densiteit van de soorten van ondergeschikt belang is bij de opsplitsing in de drie clusters.

Data 1996-1997 samen

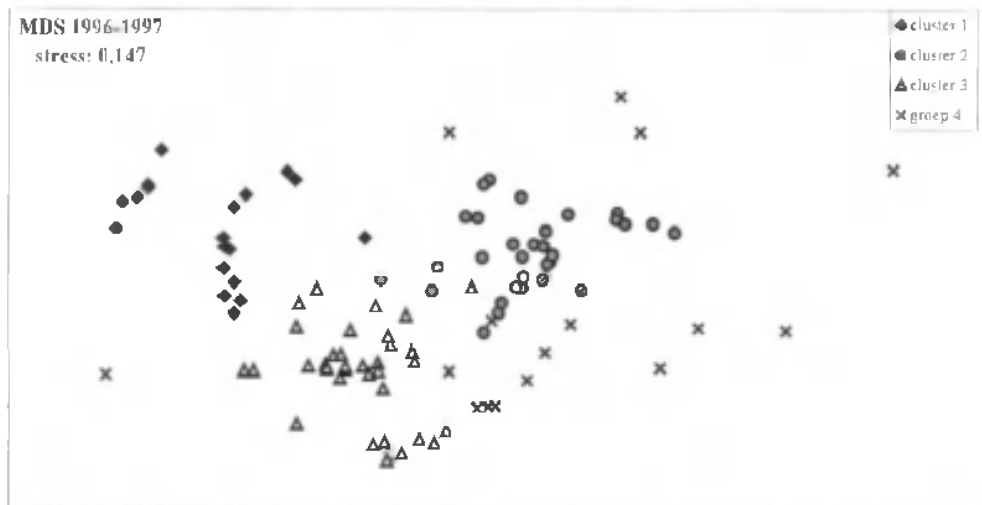
In de clusteranalyse (Figuur 15) is hetzelfde patroon zichtbaar als in 1996 en 1997 apart, nl. drie clusters worden onderscheiden. Daarnaast, zoals in 1997, is er een vierde groep stalen die onderling weinig similariteit vertonen en ook niet allemaal samenclusteren, maar zich tussen de groepen bevinden. In het totaal gaat het hier om 16 stalen in groep 4 (2 in 1996; 14 in 1997).

Bij nader inzien wordt duidelijk dat bijna alle stalen uit de eerste cluster van 1996 en uit de eerste cluster van 1997 hier samenclusteren en ook de eerste cluster vormen. Hetzelfde wordt vastgesteld voor de twee andere clusters.

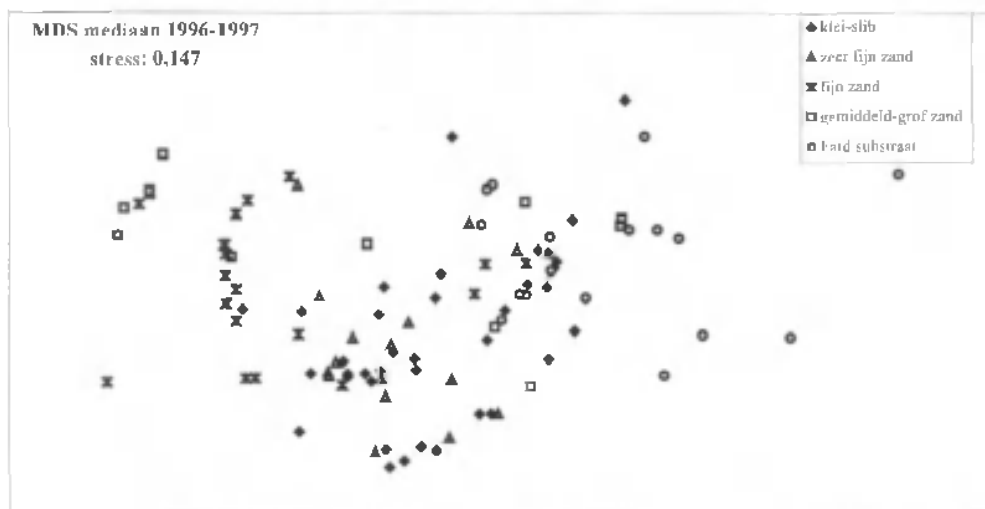
Er wordt in de analyse dus geen onderscheid gemaakt tussen de stalen van 1996 en 1997.

Op de MDS-ordinatie (Figuur 16.4) is een gelijkaardig patroon zichtbaar als in de MDS van 1996 en 1997 apart; wederom worden de stalen van de drie clusters samen geplot. De stalen van de vierde groep bevinden zich aan de randen van de clusters, of er helemaal buiten.

A.



B.



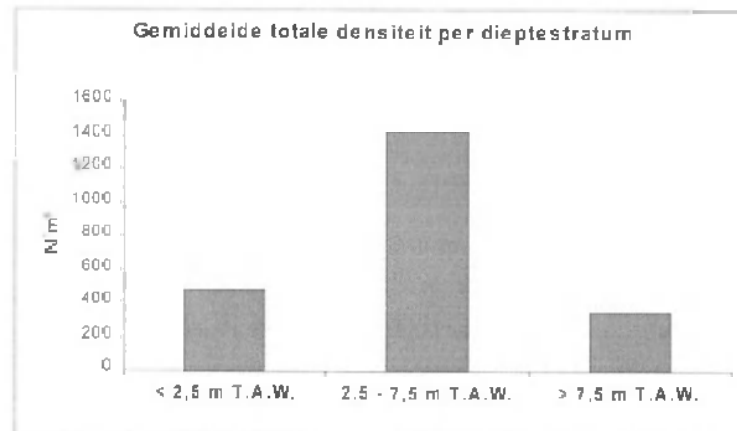
Figuur 16: MDS analyse van de densiteit dataset van 1996-1997. A. De drie clusters + groep 4 werden gesuperponeerd op de ordinatieplot. B. De sedimentklassen werden gesuperponeerd op de ordinatieplot.

3.3.2. VERBAND TUSSEN BIOTA EN ABIOTA

Dieptestrata - sedimentklassen

DIEPTESTRATA

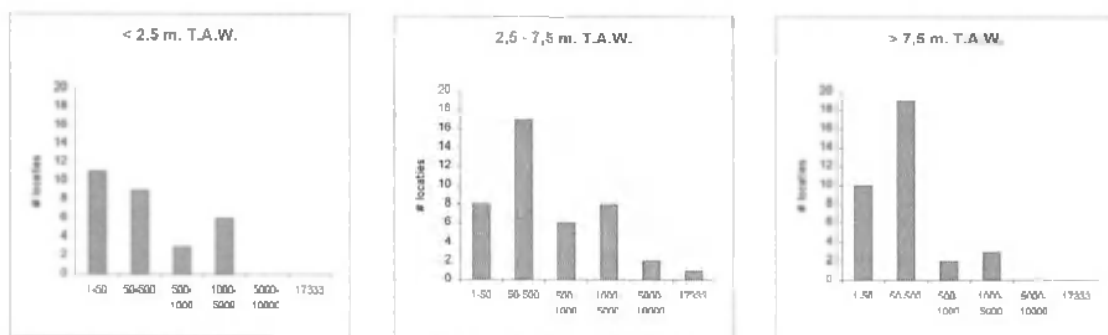
De totale gemiddelde densiteit van het macrobenthos per dieptestratum vertoont een grote variatie, waarbij de densiteit tussen 2,5 en 7,5 m T.A.W. veruit het hoogst is, doch niet significant (Kruskal-Wallis test; $N=89$; $p=0.3128$) (Figuur 17).



Figuur 17: De gemiddelde densiteit van het macrobenthos per dieptestratum.

De frekwentiedistributies vertonen een gelijkaardig patroon in ieder dieptestratum; waarbij grotendeels stalen met een densiteit lager dan 500 ind/m² voorkomen (Figuur 18). Veel van de stalen met een hoge densiteit (500-5000 ind/m²) en de enkele stalen met de hoogste densiteiten worden echter aangetroffen in het dieptestratum 2,5-7,5 m T.A.W., wat natuurlijk de gemiddelde densiteit in dit stratum sterk verhoogt.

Het dieptestratum 2,5-7,5 m T.A.W. bevat ook het grootste aantal stalen (41 tegenover 29 en 36) en heeft het hoogst aantal soorten (24 soorten), toch worden ook in de andere twee dieptestrata resp. 19 en 21 soorten gevonden.



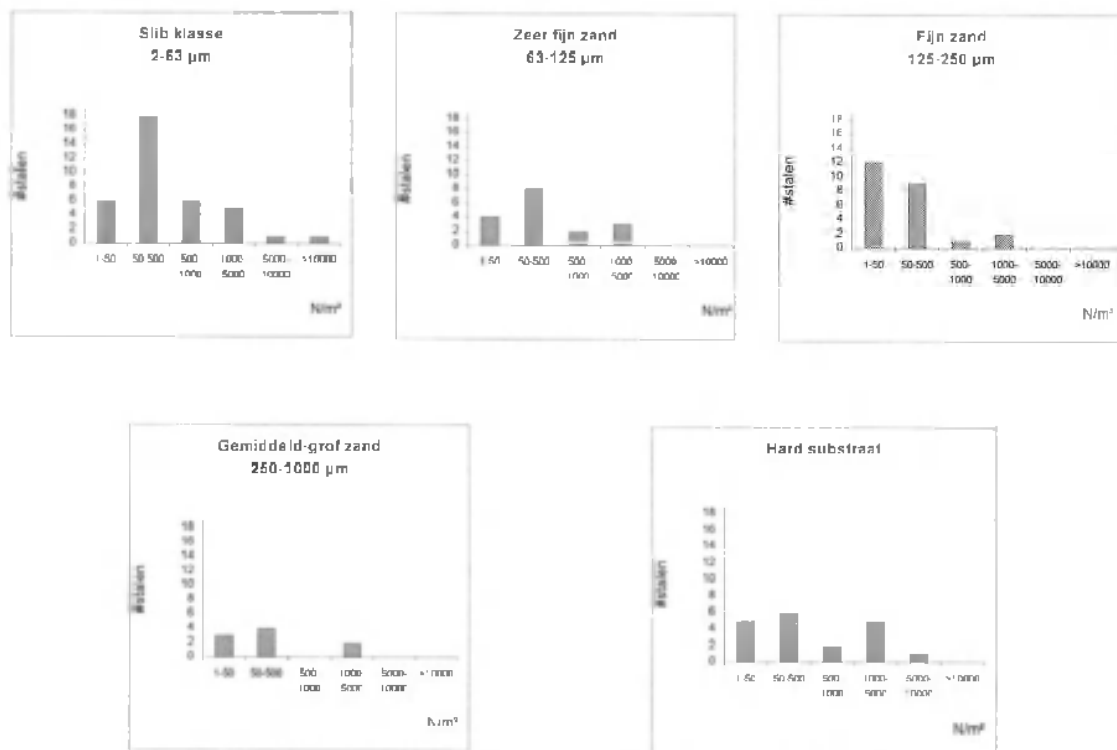
Figuur 18: Frekwentiedistributie per dieptestratum van de densiteit.

SEDIMENTKLASSES

De sedimentklasse 'slib' bevat het grootste aantal stalen (36) en het merendeel van deze stalen heeft een densiteit lager dan 500 ind/m² (Figuur 19). Toch wordt de hele densiteitsrange vrij goed vertegenwoordigd en worden de stalen met de hoogste densiteiten in deze sedimentklasse aangetroffen.

De overige sedimentklassen bevatten minder stalen (ca. 15-20), de klasse 'gemiddeld-grof zand' slechts 9 stalen. De sedimentklassen 'zeer fijn zand', 'fijn zand' en 'gemiddeld-grof zand' omvatten voornamelijk stalen met een lage densiteit, doch in iedere klasse komen ook een aantal stalen voor met een densiteit tussen de 1000-5000 ind/m². Hogere densiteiten komen niet voor. De sedimentklasse 'hard substraat' bevat een meer gelijkmatige verdeling van de stalen over de densiteitsrange, met zowel stalen met lage, als hoge densiteiten (Figuur 19).

De klassen 'slib' en 'hard substraat' herbergen het hoogst aantal soorten (20), doch in de andere klassen worden ook telkens 15-16 soorten teruggevonden.



Figuur 19: Frekwentieverdeling van de densiteit in de verschillende sedimentklassen.

Samenvattend is de variatie in densiteit tussen de verschillende dieptestrata grotendeels te verklaren door de aanwezigheid van de stalen met de hoogste densiteit in het stratum 2.5-7.5 m.T.A.W.. De soortenrijkdom is min of meer gelijk in de verschillende dieptestrata.

Bij de sedimentklassen valt het op dat de klasse 'slib' veruit het best vertegenwoordigd is onder de stalen (35%) en dat de harde substraten verhoudingsgewijs meer stalen met hoge densiteit bevatten. De soortenrijkdom is het hoogst in de 'slib' klasse en bij de 'harde substraten'.

Statistische correlaties

De Spearman Rank Order Correlatie tussen de gemiddelde densiteit en de diepte is niet significant (Tabel 7). Deze Correlatie tussen de gemiddelde densiteit en de volumepercentages <math><16\mu\text{m}</math> en <math><63\mu\text{m}</math> is wel significant maar niet significant met de mediane korrelgrootte (Tabel 7).

	Gemiddelde densiteit 1996-1997		
	N	R	p-level
Diepte	105	0,0421	0,6700
%<math><16\mu\text{m}</math>	86	0,3329	0,0017
%<math><63\mu\text{m}</math>	86	0,3001	0,0050
D(50)	86	0,0756	0,4891

Tabel 7: De Spearman Rank Order Correlation van de gemiddelde densiteit met de diepte en de sedimentkarakteristieken.

Op de figuren 12B, 14B en 16B worden de sedimentklassen gesuperponeerd op de MDS ordinaties op basis van de densiteit in 1996, 1997 en 1996-1997. De sedimentklassen komen min of meer gegroepeerd naar voor. Bij vergelijking met de ordinaties (Figuren 12A, 14A en 16A) waar de clusters op dezelfde ordinaties werden gesuperponeerd, is een verband tussen de spreiding van de clusters en de spreiding van de sedimentklassen aanwezig.

Op figuren 20, 21 en 22 worden de Spearman Rank Order Correlaties van de eerste en tweede as uit de MDS ordinaties (op basis van de densiteit) met de drie omgevingsvariabelen: gemiddelde mediane korrelgrootte, %<math><63\mu\text{m}</math> en de diepte berekend (1996, 1997, 1996-1997). In deze berekeningen konden echter een deel van de stalen niet worden opgenomen (sedimentklasse 'hard substraat': 17 stalen = 16% van de stalen).

De mediane korrelgrootte (D50) vertoont een significante correlatie met de eerste as in 1996 en 1996-1997, maar in geen van de drie gevallen met de tweede as.

Het %<math><63\mu\text{m}</math> is in de drie gevallen significant gecorreleerd met de eerste as, en in 1996-1997 ook met de tweede as.

De diepte vertoont in geen enkel geval, noch met de eerste, noch met de tweede as een significant verband.

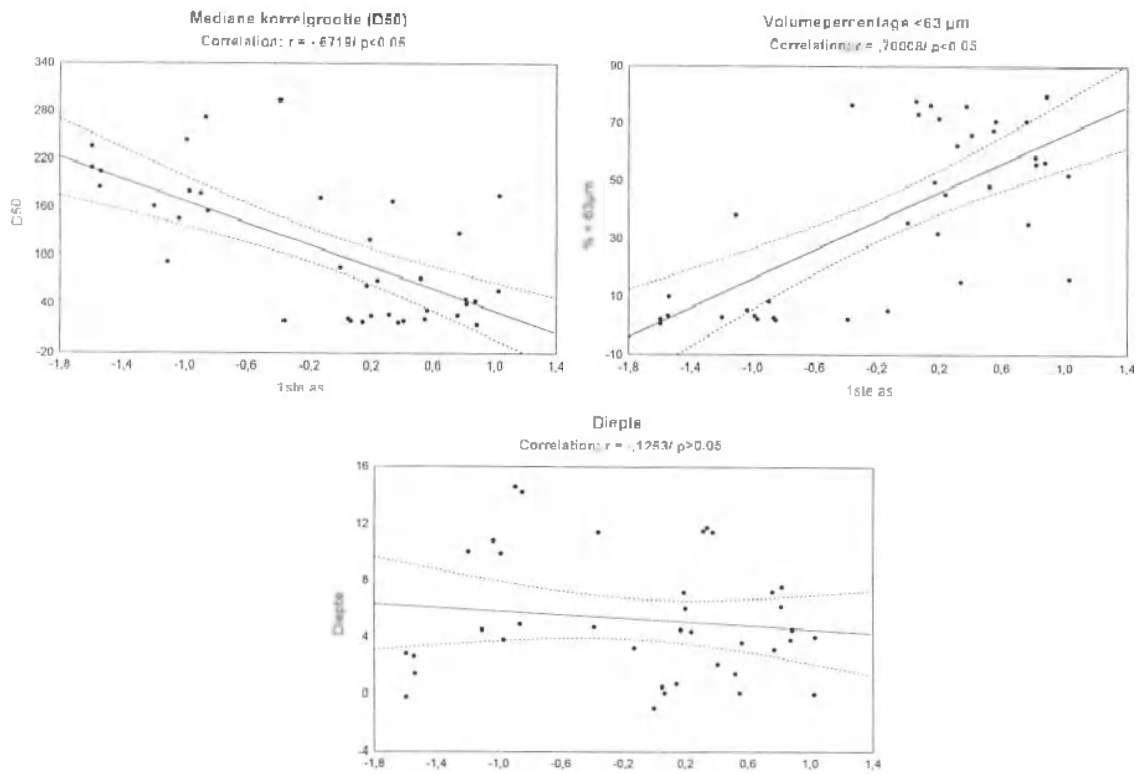
De gemiddelde densiteit van het macrobenthos is significant gecorreleerd met de volumepercentages slib <math><16\mu\text{m}</math> en <math><63\mu\text{m}</math>, maar niet significant met de mediane korrelgrootte. Gemiddelde densiteit en diepte vertonen praktisch geen verband.

De spreiding van de stalen langs de eerste as in de MDS ordinaties wordt voornamelijk bepaald door de sedimentsamenstelling.

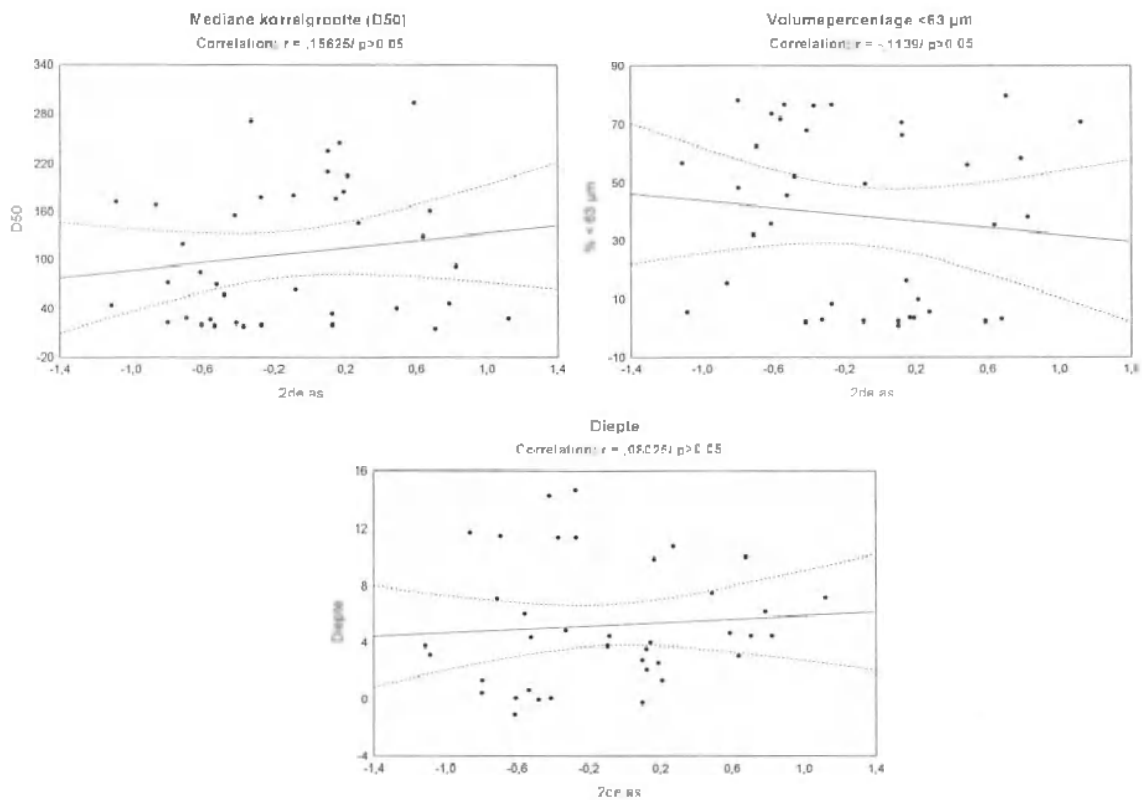
Langs de tweede as is in alle MDS ook nog een opmerkelijke spreiding van de stalen te zien. Er is geen opgemeten omgevingsvariabele die deze spreiding sluitend kan verklaren.

De diepte heeft in de analyses geen significante invloed op het voorkomen van het macrobenthos.

Correlatie 1ste as met omgevingsvariabelen (1996)

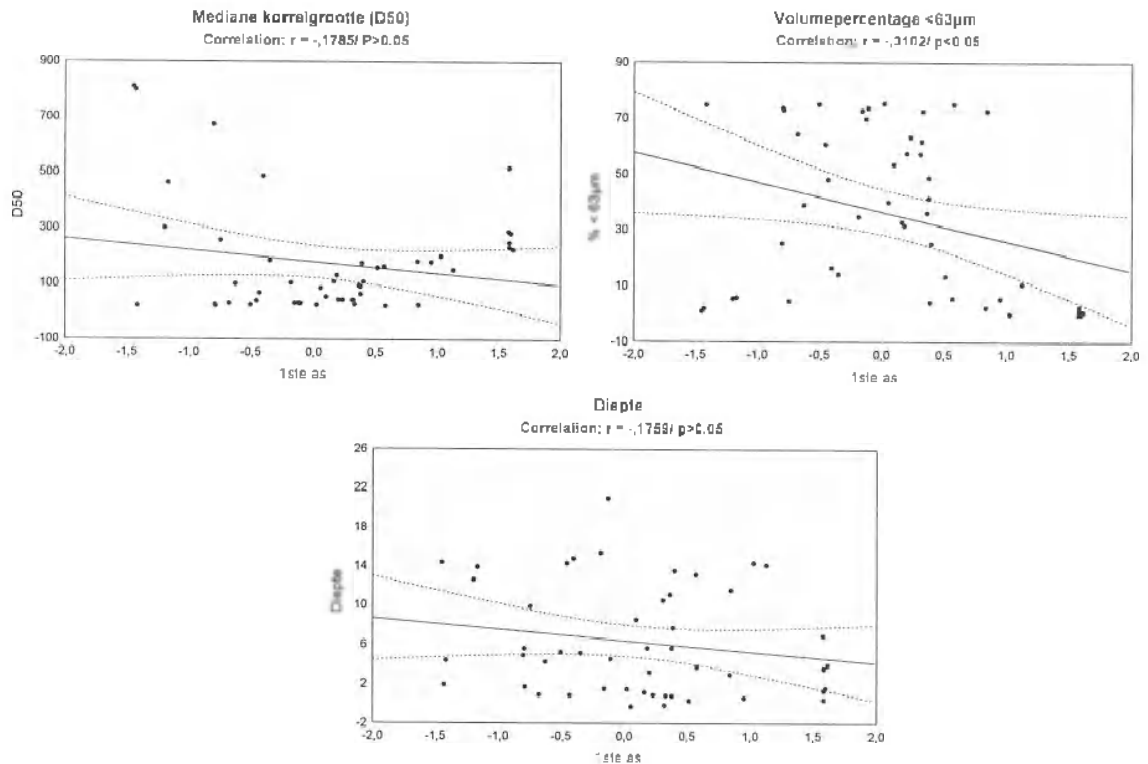


Correlatie 2de as met omgevingsvariabelen (1996)

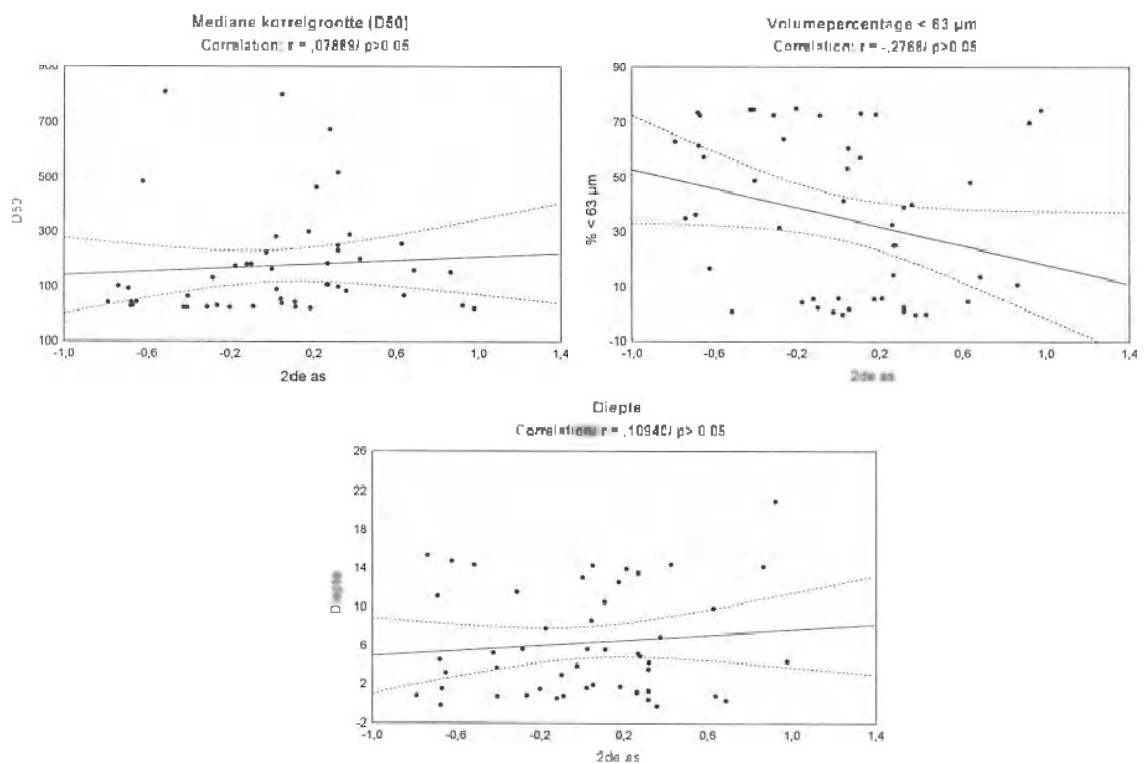


Figuur 20: Correlatie tussen de 1^{ste} en 2^{de} as van de MDS ordinatie van 1996 met de omgevingsvariabelen: mediane korrelgrootte, volumepercentag <63µm en de diepte.

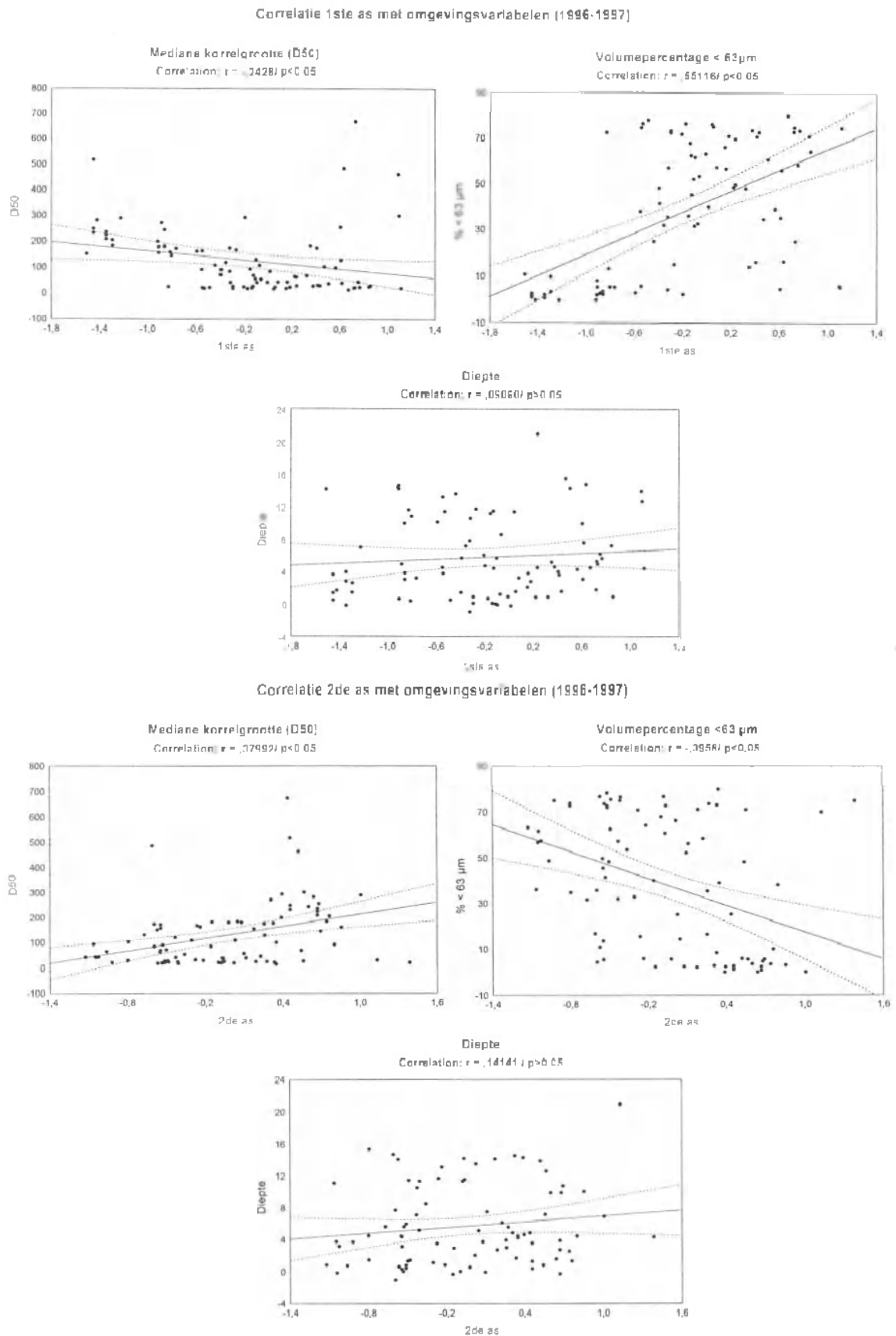
Correlatie 1ste as met omgevingsvariabelen (1997)



Correlatie 2de as met omgevingsvariabelen (1997)



Figuur 21: Correlatie tussen de 1^{ste} en 2^{de} as van de MDS ordinatie van 1997 met de omgevingsvariabelen: mediane korrelgrootte, volumepercentage <63 μm en de diepte.



Figuur 22: Correlatie tussen de 1^{ste} en 2^{de} as van de MDS ordinatie van 1996-1997 met de omgevingsvariabelen: mediane korrelgrootte, volumepercentage <63µm en de diepte.

3.3.3. BESLUIT GEMEENSCHAPSANALYSE

Uit de voorgaande clusteranalyses kan besloten worden dat de staalnamepunten onderverdeeld werden in drie clusters en dat de verschillen tussen de punten onderling groter was dan de temporele verschillen tussen de punten.

Vooraf in 1997 waren er ook een aantal locaties die niet duidelijk geclusterd konden worden en die ondergebracht werden in een 'groep 4', die gezien kan worden als een soort restgroep.

In de MDS ordinatie is te zien dat het in feite niet om drie duidelijk afgescheiden clusters gaat, maar eerder om een gradiënt, waarbij de ene cluster een kleine overlap vertoont met de andere. Alleen de eerste cluster wordt vrij duidelijk afgezonderd van de andere twee, wat ook al in de klassificatie analyses naar voren kwam.

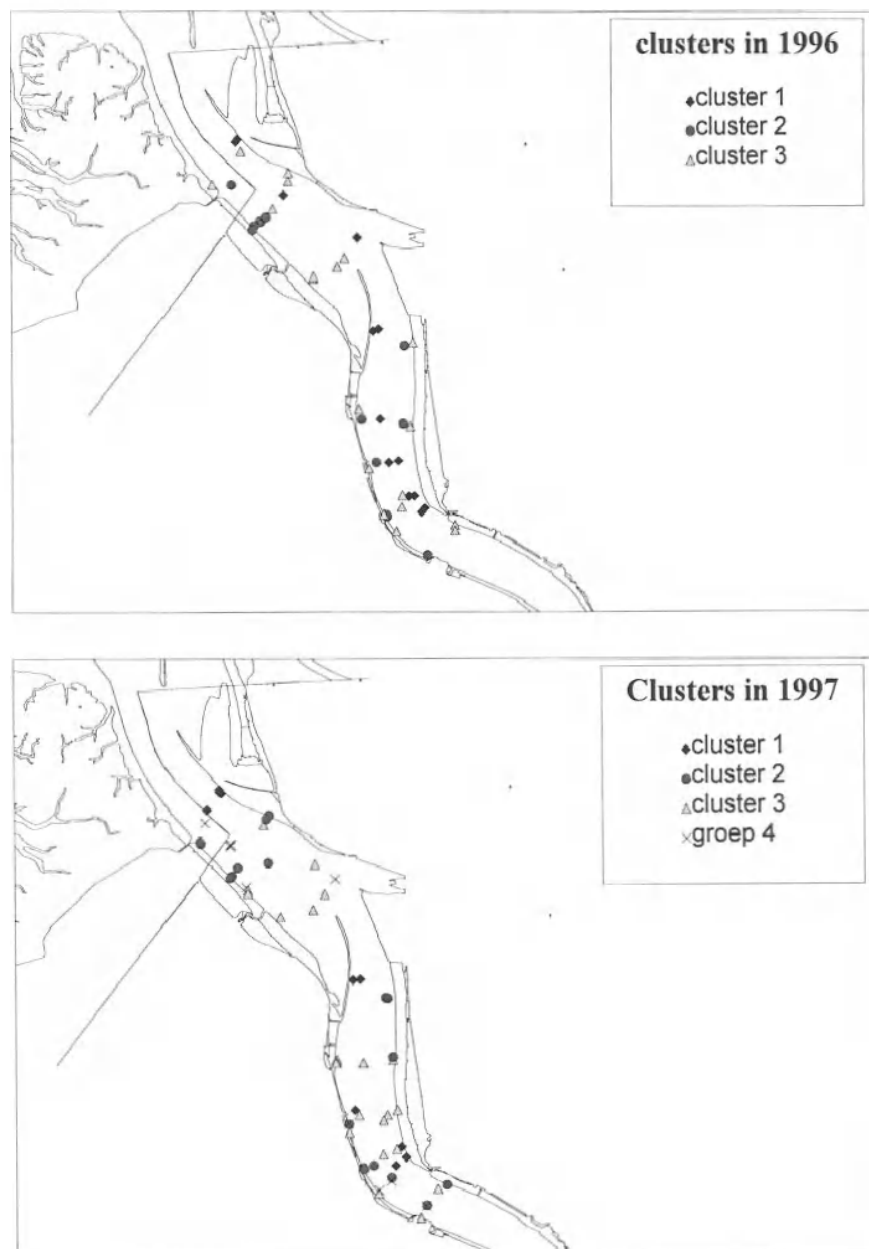
De sedimentsamenstelling (volumepercentage slib <63µm en de mediane korrelgrootte) bepaalt in grote mate de spreiding van de locaties in de MDS-plot. De diepte heeft, volgens de analyses, blijkbaar geen invloed op het voorkomen van het macrobenthos, doch als de dieptestrata beschouwd worden blijkt de densiteit het hoogst tussen de 2,5 en 7,5 m T.A.W. (niet significant) wat veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van enkele stalen met de hoogste waargenomen densiteiten.

De meeste MDS plots vertonen nog een duidelijke spreiding langs de 2^{de} as, die niet sluitend kan verklaard worden door de opgemeten omgevingsvariabelen. Mogelijks gaat het hier om één of meerdere antropogene invloeden, zoals een vervuilingfactor van het sediment of een invloed van de baggeractiviteiten op de macrobenthosgemeenschappen.

3.4. KARAKTERISERING VAN DE CLUSTERS

Uit de multivariate analyses werd geconcludeerd dat er drie clusters locaties onderscheiden worden in het sublittoraal van de Zeeschelde. Die locaties zijn telkens gekarakteriseerd door een min of meer gelijke fauna; men zou die kunnen beschouwen als levensgemeenschappen. De ene gemeenschap vloeit over in de andere en er zijn een aantal locaties die zich in de overgangsgebieden tussen de verschillende clusters bevinden. Daarenboven zijn er ook een aantal locaties die niet tot deze clusters behoren en niet samenklusteren en ondergebracht werden in een vierde groep.

Voor de duidelijkheid wordt verder gesproken over drie verschillende clusters en een groep vier.



Figuur 23: Ruimtelijke ligging in het studiegebied van de clusters in 1996 en 1997.

	# soorten	Gem. N/m ²	SE	gem. D50	SE	gem. diepte	SE	
Cluster 1:	1996	9	122	28	197	15	6,5	1,3
	1997	5	44	13	245	43	5,9	1,9
	1996-1997	9	86	18	215	19	6,2	1,1
Cluster 2:	1996	22	3113	1205	70	22	7,3	1,4
	1997	19	1740	527	183	60	5,8	1,2
	1996-1997	22	2298	613	133	41	6,3	0,8
Cluster 3:	1996	15	230	63	57	12	5,1	1,1
	1997	10	229	104	84	14	5,1	1,0
	1996-1997	12	248	76	76	9	5,1	0,6
Groep 4	1996-1997	17	273	99	105	36	9,5	1,4

Tabel 8: Een aantal karakteriserende variabelen per cluster in 1996, 1997 en 1996-1997.

3.4.1. CLUSTER 1: INDICATORSOORT *BATHYPOREIA PILOSA*

Deze cluster wordt gekenmerkt door een soortenarme (9 soorten) macrobenthosgemeenschap met heel lage densiteiten (ca. 86 ind/m² ± 18 ind/m²) en een gemiddelde mediane korrelgrootte van ca. 215 µm ± 19µm (fijn zand) (Tabel 8).

Bijna alle locaties met fijn zand (125-250µm) behoren tot clustergroep 1 en hebben ook een heel laag slibgehalte van 0-10% (Figuur 16).

De indicatorsoort voor deze gemeenschap is de Amphipode *Bathyporeia pilosa* die voorkomt in alle locaties van deze cluster (Figuur 24). Naast *B. pilosa* (75% van de totale densiteit) is geen enkel andere soort echt kenmerkend voor deze groep; de andere soorten komen slechts met zeer lage densiteiten voor en zijn dikwijls kenmerkend voor de andere clusters.

B. pilosa is een typisch euryhalieen soort van kusten en estuaria die tot ver in de brakke zone kan doordringen en die zowel littoraal als sublittoraal voorkomt (WOLFF, 1973).

In de Westerschelde is *B. pilosa* de meest waargenomen soort met een voorkomen over de volledige verticale gradiënt, maar met een duidelijke voorkeur voor de ondiepe en littorale zone. Zij vertoont vooral sublittoraal in de Westerschelde een toename naar de brakke zone toe (YSEBAERT & MEIRE, 1991). Toch komt deze soort vrij weinig voor in de Zeeschelde.

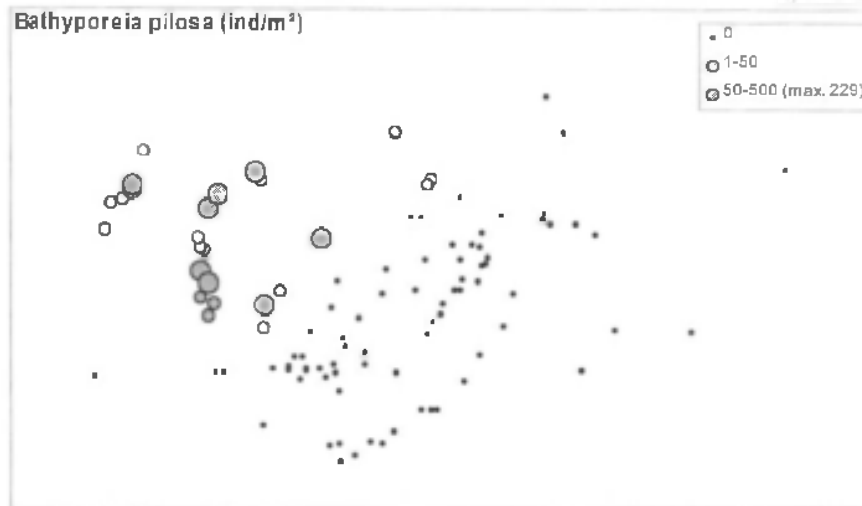
B. pilosa komt voor in alle soorten sedimenten, maar heeft wel een duidelijk optimum voor middelmatig fijne, goed gesorteerde sedimenten. In sedimenten met een hoog slibgehalte (>10%) komen ze nauwelijks voor (YSEBAERT & MEIRE, 1991).

Dit stemt overeen met waar we *B. pilosa* aantreffen in de Beneden Zeeschelde, voornamelijk in sedimenten behorend tot de fijne zandklasse.

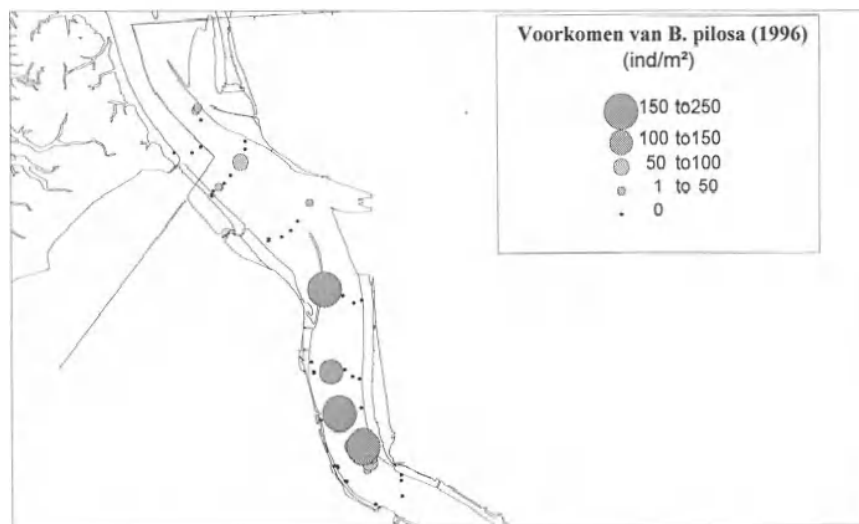
De grootste dichtheden van *B. pilosa* werden gevonden tussen Doel en Fort Liefkenshoek (Figuur 24).



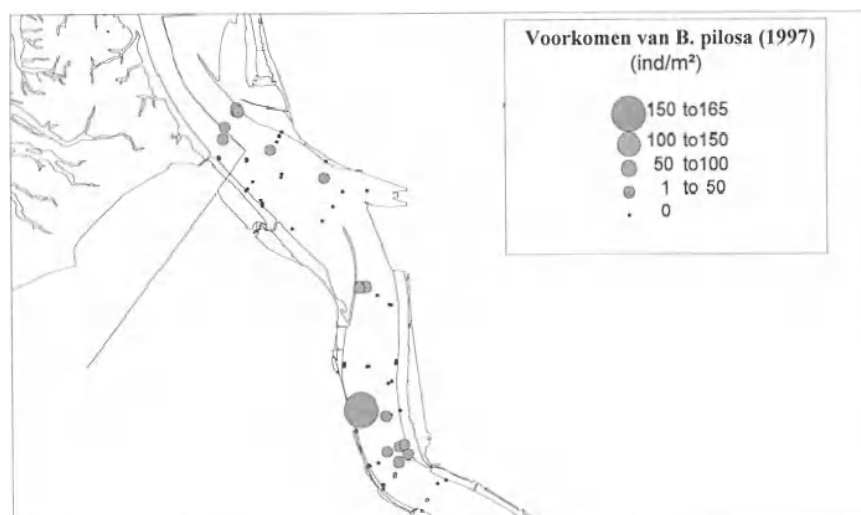
A.



B.



C.



Figuur 24: A. Densiteiten van *B. pilosa* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *B. pilosa* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *B. pilosa* in 1997.

3.4.2. CLUSTER 2: INDICATORSOORT *BOCCARDIA REDEKI*

Van deze soortenrijke gemeenschap (22 soorten) met een hoge dichtheid (ca. $2298 \text{ ind/m}^2 \pm 613 \text{ ind/m}^2$) bedraagt de gemiddelde mediane korrelgrootte $133 \mu\text{m} \pm 41 \mu\text{m}$ (fijn zand) (Tabel 8). Het is wel opvallend dat de gemiddelde mediane korrelgrootte in 1996 bijna twee derde lager is dan in 1997. In 1997 bevat cluster 2 echter twee locaties met een heel grof sediment, nl. een mediane korrelgrootte van $674 \mu\text{m}$ en $464 \mu\text{m}$. Als deze twee weggelaten worden dan wordt het verschil tussen tussen beide jaren veel kleiner, nl. D(50) in 1997: $105 \mu\text{m}$ (SE $33 \mu\text{m}$) i.p.v. $183 \mu\text{m}$ (SE $60 \mu\text{m}$).

Deze heterogene cluster qua sedimentkarakteristieken bevat de meeste locaties met hard-substraat, met daarnaast nog voornamelijk klei-slib locaties (Figuur 16). De sedimentklassen fijn zand en gemiddeld grof zand zijn nagenoeg afwezig in deze cluster.

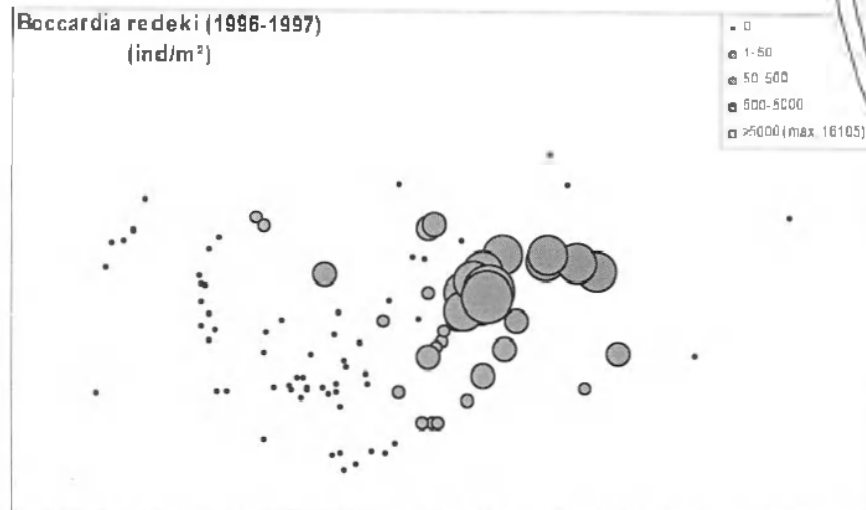
De indicatorsoort voor deze cluster is de Polychaet *Boccardia redeki* (Figuur 25), die 60% van de totale dichtheid vertegenwoordigt en in 81% van de locaties van deze cluster voorkomt. Deze groep omvat naast *B. redeki* nog een aantal typisch kenmerkende soorten zoals de Polychaeta *Polydora ligni* (Figuur 26) en *Nereis succinea* (Figuur 27) en de Amphipoda *Corophium spec.* (*C. volutator* (Figuur 28), *C. lacustre* en *C. insidiosum*) en *Pleusymtes glaber* (Figuur 29). Ook de Polychaet *Heteromastus filiformis* en de *Oligochaeta* worden vaak en met vrij hoge dichtheden teruggevonden in deze cluster, maar niettegenstaande vormen zij geen kenmerkende soorten voor deze gemeenschap, maar wel voor gemeenschap 3.

B. redeki prefereert mesohalien en oligohalien water en is bijgevolg een typische brakwatersoort (HARTMANN-SCHRÖDER, 1996). In tegenstelling tot de Westerschelde waar deze soort slechts weinig werd aangetroffen (YSEBAERT & MEIRE, 1991), is deze kleine Spionide één van de dominante soorten met bovendien de hoogste gemiddelde dichtheid in de Zeeschelde (Tabel 5). De verticale verspreiding van *Boccardia redeki* strekt zich slechts uit tot enkele meters onder het wateroppervlak (HARTMANN-SCHRÖDER, 1996). De verspreidingskaartjes (Figuur 25) tonen ook dat deze soort bijna uitsluitend in de locaties langs de randen van de rivier voorkomt, daar waar het ondiep is.

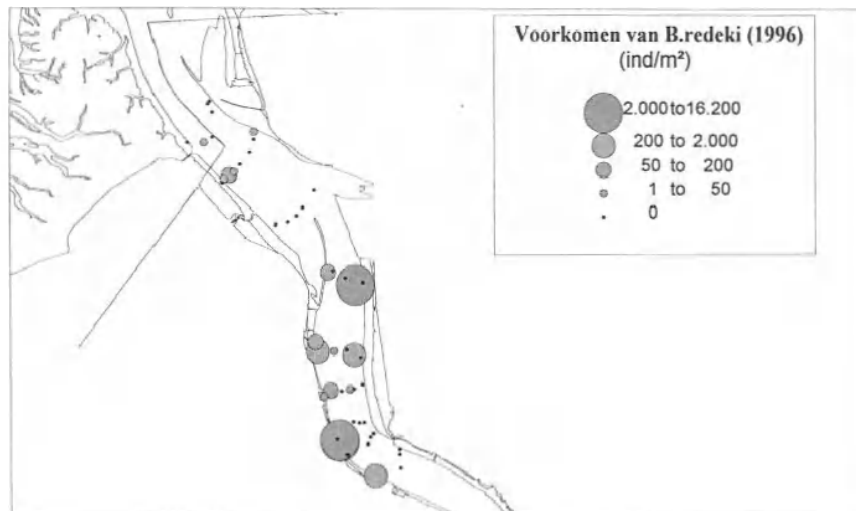
P. ligni is een kleine euryhalie Spionide met een voorkeur voor de brakke zone en een voorkeur voor zeer fijne, slibrijke bodems (WOLFF, 1973; HARTMANN-SCHRÖDER, 1996). Deze soort komt over de hele Beneden Zeeschelde voor en wordt vaak aangetroffen samen met *B. redeki*, maar veelal met een lagere dichtheid. Deze Polychaet vertegenwoordigt 7% van de gemiddelde dichtheid en werd in 78% van de locaties uit cluster 2 gevonden (Figuur 26).

N. succinea (4% van de gemiddelde dichtheid; 81 % van de locaties) is ook een euryhalie, grotere Polychaet (tot 190 mm), die tot in de brakke zones voorkomt (WOLFF, 1973; HARTMANN-SCHRÖDER, 1996). Alhoewel in de studie van YSEBAERT & MEIRE (1991) *N. succinea* slechts sporadisch sublittoraal in de Westerschelde werd aangetroffen en als typisch littoraal werd omschreven, wordt in de Beneden Zeeschelde *N. succinea* wel sublittoraal teruggevonden, doch ook met vrij lage dichtheden. *N. diversicolor* is typisch voor het intergetijdengebied in de Beneden Zeeschelde, waar *N. succinea* nauwelijks wordt aangetroffen.

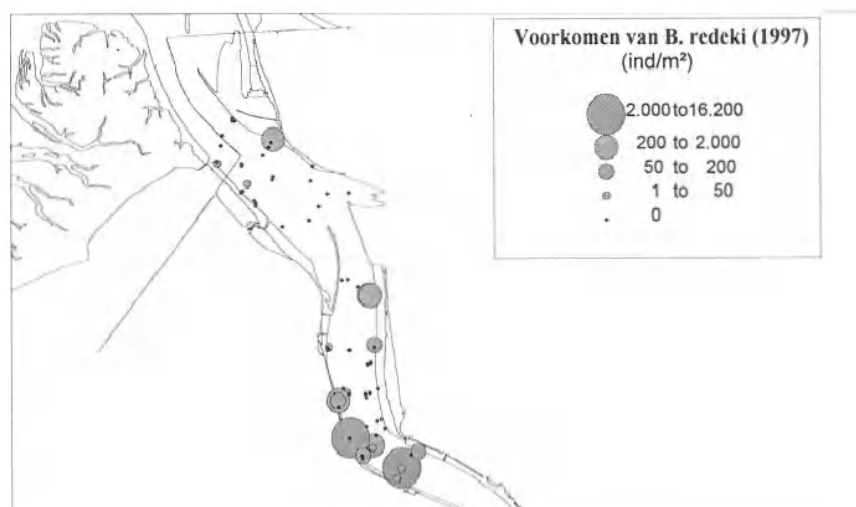
A.



B.

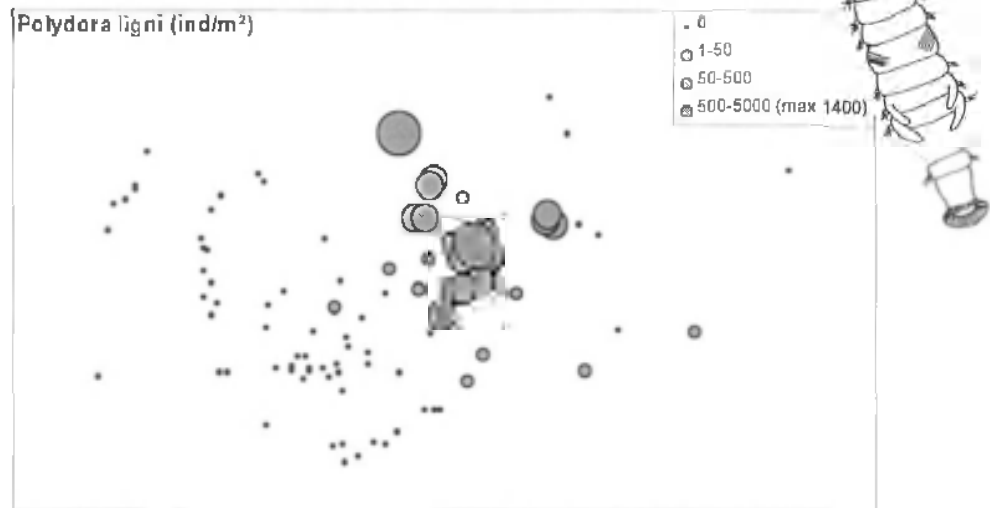


C.

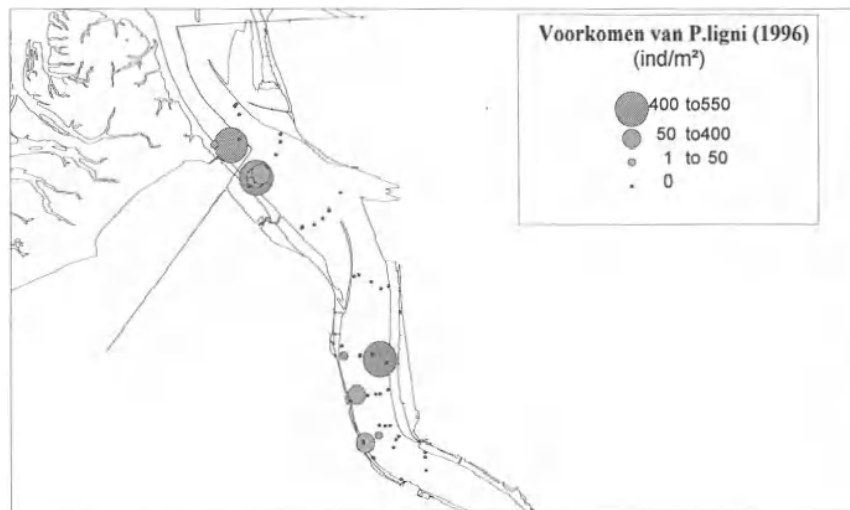


Figuur 25: A. Densiteiten van *B. redeki* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *B. redeki* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *B. redeki* in 1997.

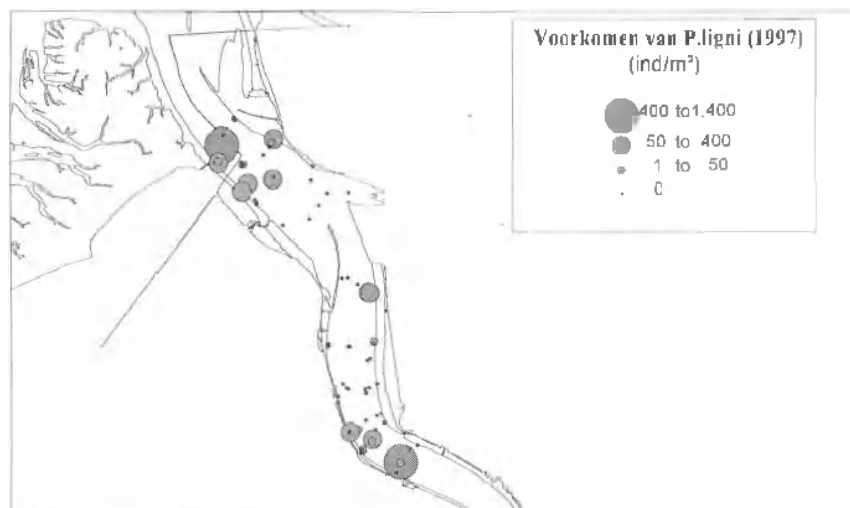
A.



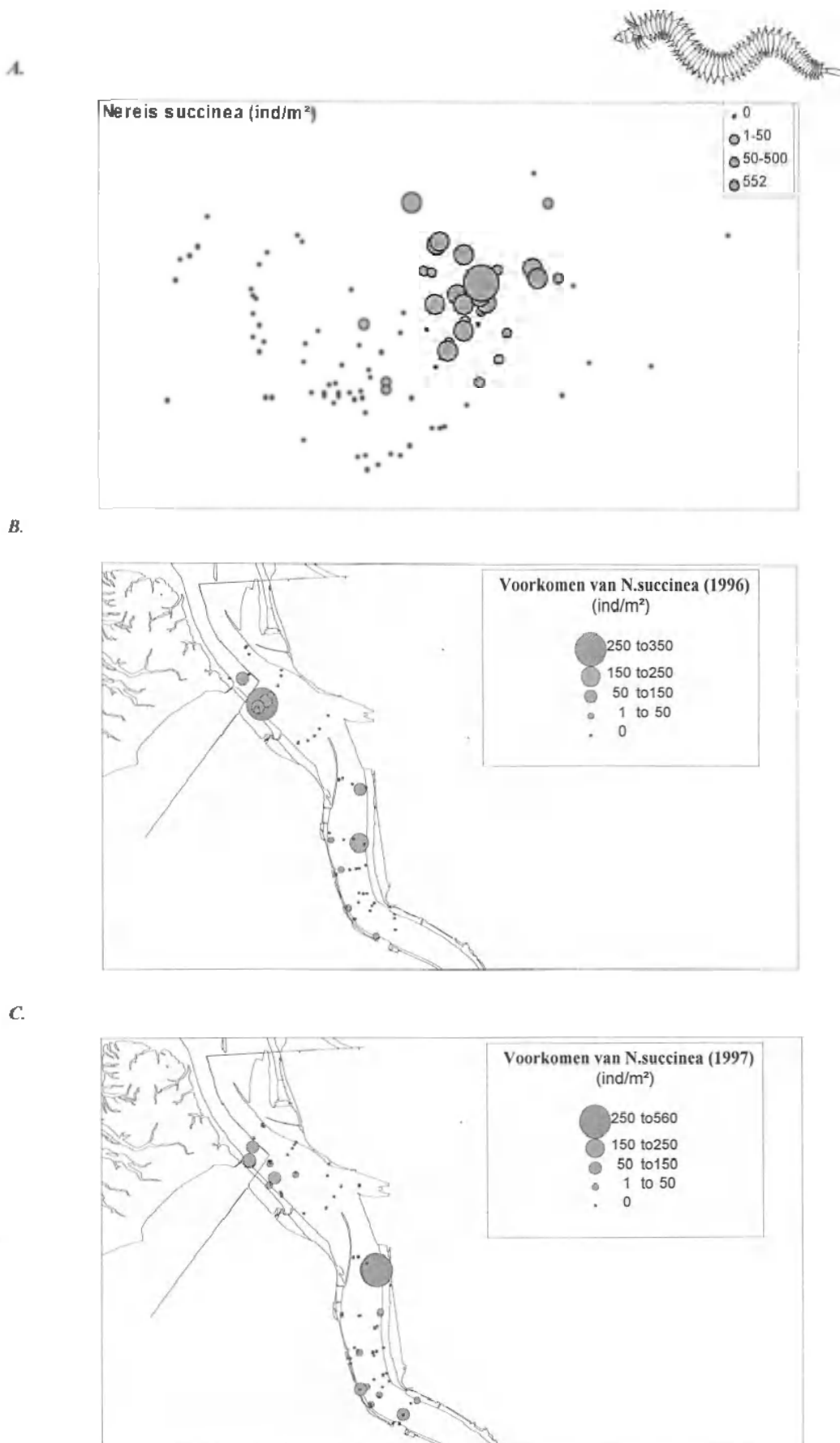
B.



C.



Figuur 26: A. Densiteiten van *P. ligni* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *P. ligni* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *P. ligni* in 1997.



Figuur 27: A. Densiteiten van *N. succinea* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *N. succinea* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *N. succinea* in 1997.

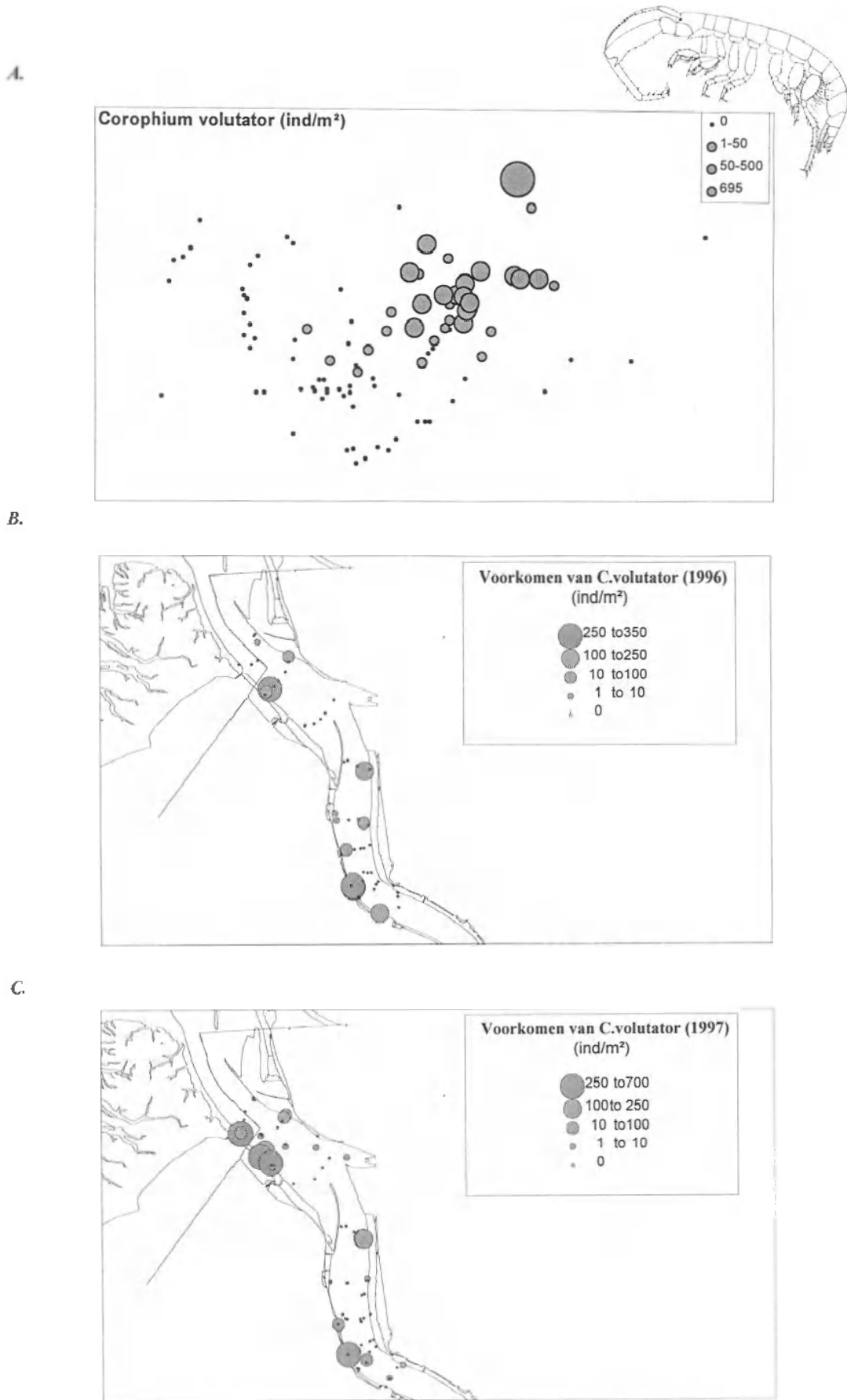
N. succinea wordt op tal van substraten aangetroffen (WOLFF, 1973), maar vertoont in de Westerschelde, net als *P. ligni*, een voorkeur voor fijne sedimenten met een hoog slibgehalte. De soort wordt vooral in de locaties langs de randen van de Beneden Zeeschelde aangetroffen (Figuur 27).

De Amphipode *C. volutator* (slijkgarnaal) is wederom een euryhaliene soort die zoutgehalten van bijna marien tot bijna zoet water kan verdragen (WOLFF, 1973; MILLS & FISH 1980). *C. volutator* wordt ook algemeen aangetroffen in de Westerschelde, vooral in de brakke en mariene overgangszone. Het is een typisch littorale soort die op grote dieptes sublittoraal nagenoeg afwezig is. *C. volutator* vertoont een voorkeur voor fijne slibrijke sedimenten met een optimum slibgehalte van 10-25% (YSEBAERT & MEIRE, 1991).

In de Beneden Zeeschelde vertoont *C. volutator* enkel in de locaties aan de randen van de rivier hoge densiteiten (Figuur 28). In cluster 2 maakt deze soort 5% van de gemiddelde densiteit uit en wordt ze in 87,5% van de locaties gevonden.

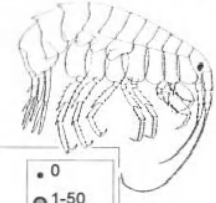
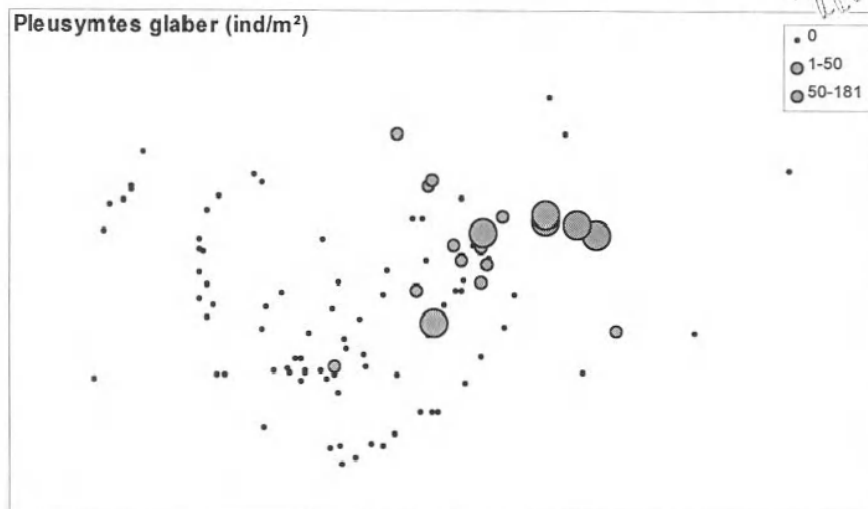
Corophium lacustre (3% van de gemiddelde densiteit; 47% van de locaties in cluster 2) en *Corophium insidiosum* (1% van de gemiddelde densiteit, 44% van de locaties in cluster 2) zijn twee typische brakwatersoorten die voorkomen in het laag intertidaal en het ondiep subtidaal (LINCOLN, 1979). Deze drie *Corophium* soorten worden in de Beneden Zeeschelde veel samen aangetroffen.

De Amphipode *P. glaber* is een subtidale soort die vaak voorkomt op rotskusten (LINCOLN, 1979). In de Beneden Zeeschelde worden geen grote densiteiten van deze soort aangetroffen (1% van de gemiddelde densiteit; 40% van de locaties in cluster 2). *P. glaber* komt, net als *B. redeki*, voornamelijk stroomopwaarts van Doel voor (Figuur 29).

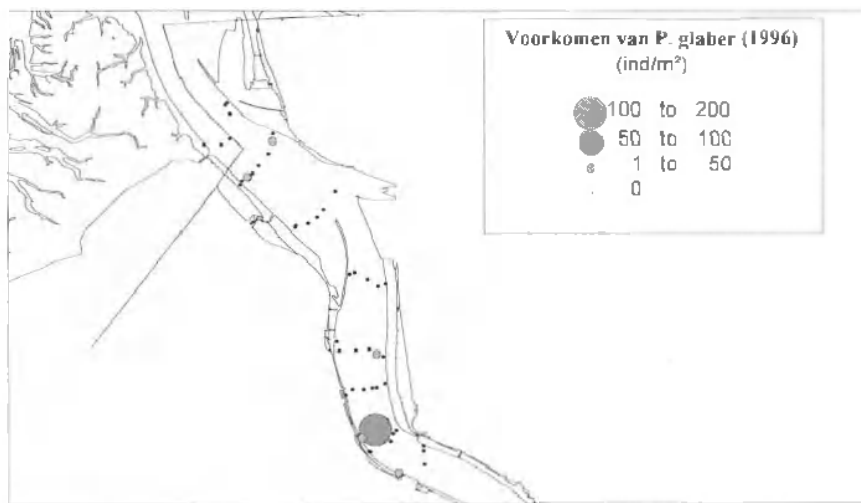


Figuur 28: A. Densiteiten van *C. volutator* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *C. volutator* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *C. volutator* in 1997.

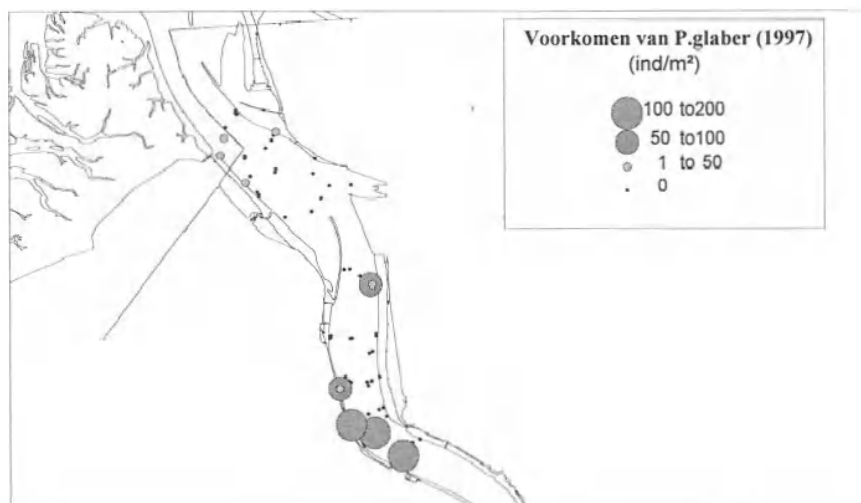
A.



B.

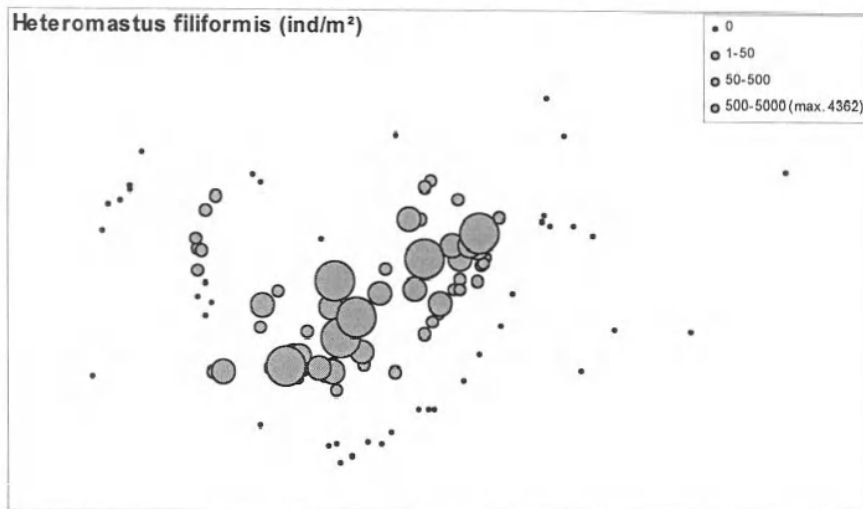


C.

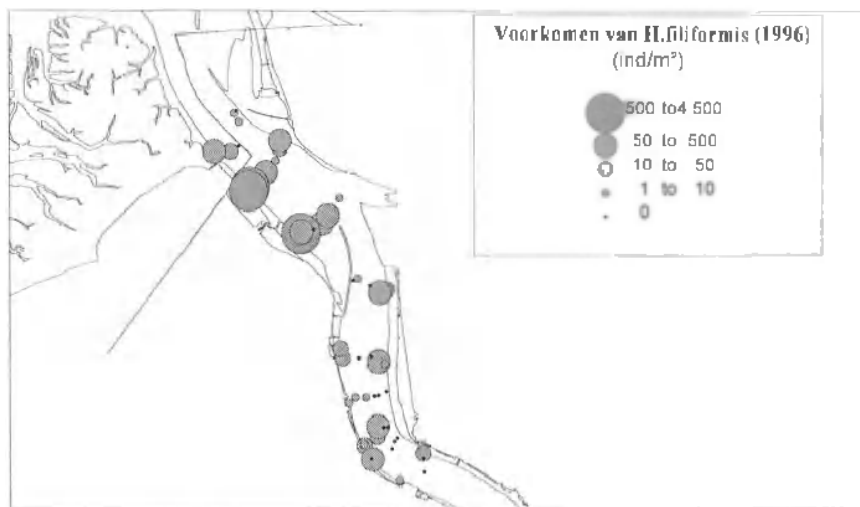


Figuur 29: A. Densiteiten van *P. glaber* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *P. glaber* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *P. glaber* in 1997.

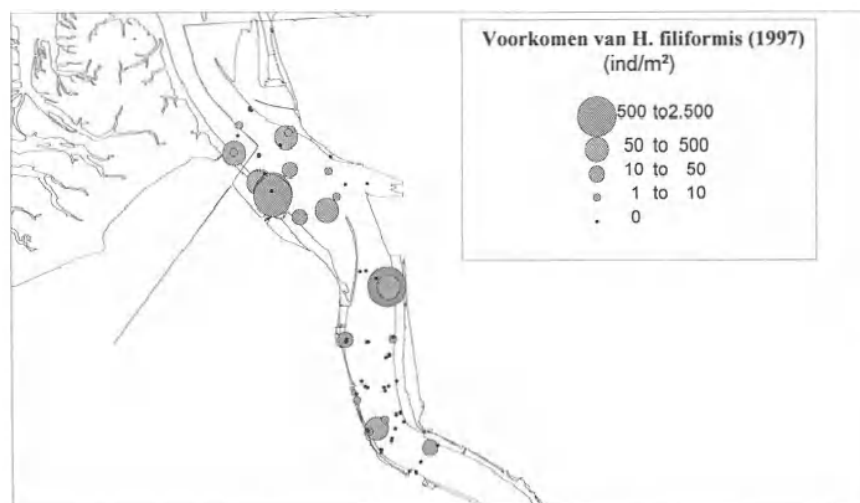
A.



B.



C.



Figuur 30: A. Densiteiten van *H. filiformis* gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van *H. filiformis* in 1996. C. Ruimtelijk voorkomen van *H. filiformis* in 1997.

3.4.3. CLUSTER 3: INDICATORSOORT *HETEROMASTUS FILIFORMIS*

Deze cluster situeert zich qua soortenaantal tussen de twee vorige clusters (12 soorten). De gemiddelde densiteit is laag ($248 \text{ ind/m}^2 \pm 76 \text{ ind/m}^2$); de gemiddelde mediane korrelgrootte is $76 \mu\text{m} \pm 9 \mu\text{m}$ (zeer fijn zand) (Tabel 8).

Cluster 3 omvat bijna uitsluitend locaties uit de sedimentklassen 'slib' en 'heel fijn zand' (Figuur 16).

De indicatorsoort voor deze gemeenschap is *Heteromastus filiformis* (68% van de totale densiteit; 80% van de locaties) en ook *Oligochaeta* (22% van de totale densiteit, 97% van de locaties) zijn algemeen aanwezig (Figuur 30 en 31). Alhoewel deze twee soorten met vergelijkbare densiteiten voorkomen in de soortenrijke tweede gemeenschap (Figuur 30 en 31), maken zij daar slechts respectievelijk 10% en 7% van de totale densiteit uit. Toch worden deze soorten ook in cluster 2 in respectievelijk 78% en 62,5% van de locaties aangetroffen.

H. filiformis wordt omschreven als een kosmopoliet en een opportunist die vaak dominant is in mariene benthische gemeenschappen (ROSENBERG, 1972; BOESCH ET AL., 1976, SHAFFER, 1983). Het is een polyhalieen soort, waarvan de verticale verspreiding reikt van het littoraal tot het onderste abyssaal. *H. filiformis* kan ook sterke watervervuiling verdragen (HARTMANN-SCIURÖDER, 1996).

De aangetroffen oligochaeten bestaan voornamelijk uit de soorten *Heterochaeta costata* en *Tubificoides heterochaetus* (SEYS *et al.*, 1997). Deze soorten zijn typische brakwatersoorten en worden ook algemeen aangetroffen in de brakke delen van andere estuaria (GIERE & PFANNKUCKE, 1982). Het voorkomen van *Oligochaeta* in de Westerschelde is nooit in detail bestudeerd, toch wijzen losse waarnemingen op een soortenspectrum dat vergelijkbaar is met dat van andere estuaria (SEYS *et al.*, 1997).

Ook *Macoma balthica* wordt bijna uitsluitend teruggevonden in deze cluster, doch deze soort wordt slechts met lage densiteiten aangetroffen in het studiegebied.

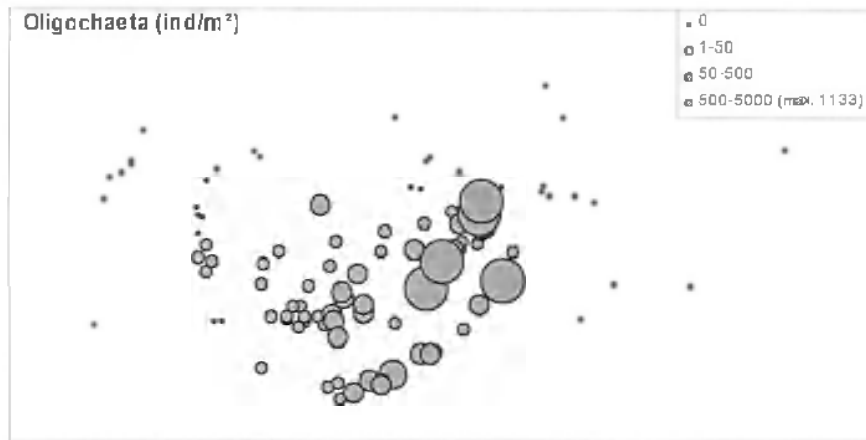
M. balthica is een euryhalieen soort die sublittoraal minder algemeen voorkomt in de brakke gedeelten dan in de mariene gedeelten van estuaria (WOLFF, 1973) en bijgevolg dus geen typische brakwatersoort is. In de Westerschelde is dit de meest algemeen voorkomende Mollusca, echter met een duidelijke voorkeur voor de littorale zone. *M. balthica* is een typische soort van fijne sedimenten met een hoog slibgehalte (optimum 10-25%) (YSEBAERT & MEIRE, 1991).

Alle andere teruggevonden soorten in deze cluster komen in verwaarloosbaar kleine densiteiten voor.

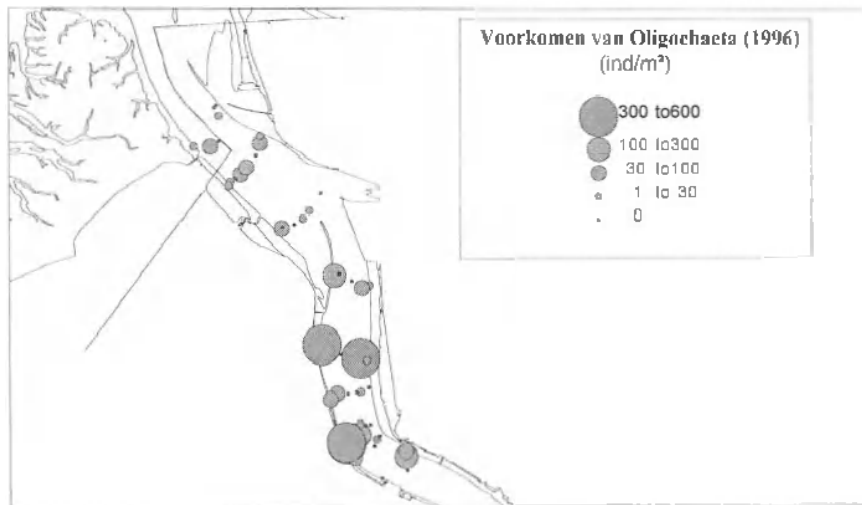
H. filiformis vertoont de hoogste densiteiten tussen Doel en de grens; bij de *Oligochaeta* daarentegen neemt de densiteit duidelijk toe stroomopwaarts van Doel (Figuur 30 en 31).



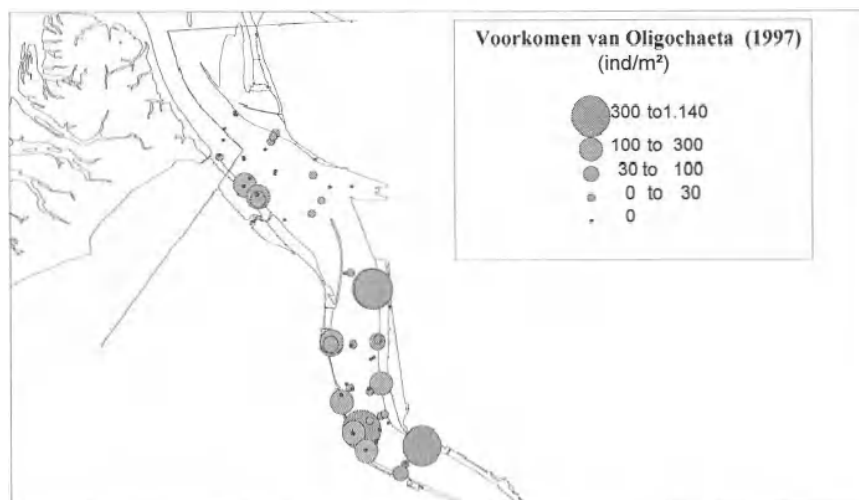
A.



B.



C.



Figuur 31: A. Densiteiten van de oligochaeten gesuperponeerd op de MDS ordinatie van 1996-1997. B. Ruimtelijk voorkomen van oligochaeten in 1996. R. Ruimtelijk voorkomen van oligochaeten in 1997.

3.4.4. LOCATIES UIT GROEP 4

Deze groep locaties (n=16) is geen cluster, maar toch kunnen een aantal gezamenlijke kenmerken teruggevonden worden bij deze stalen.

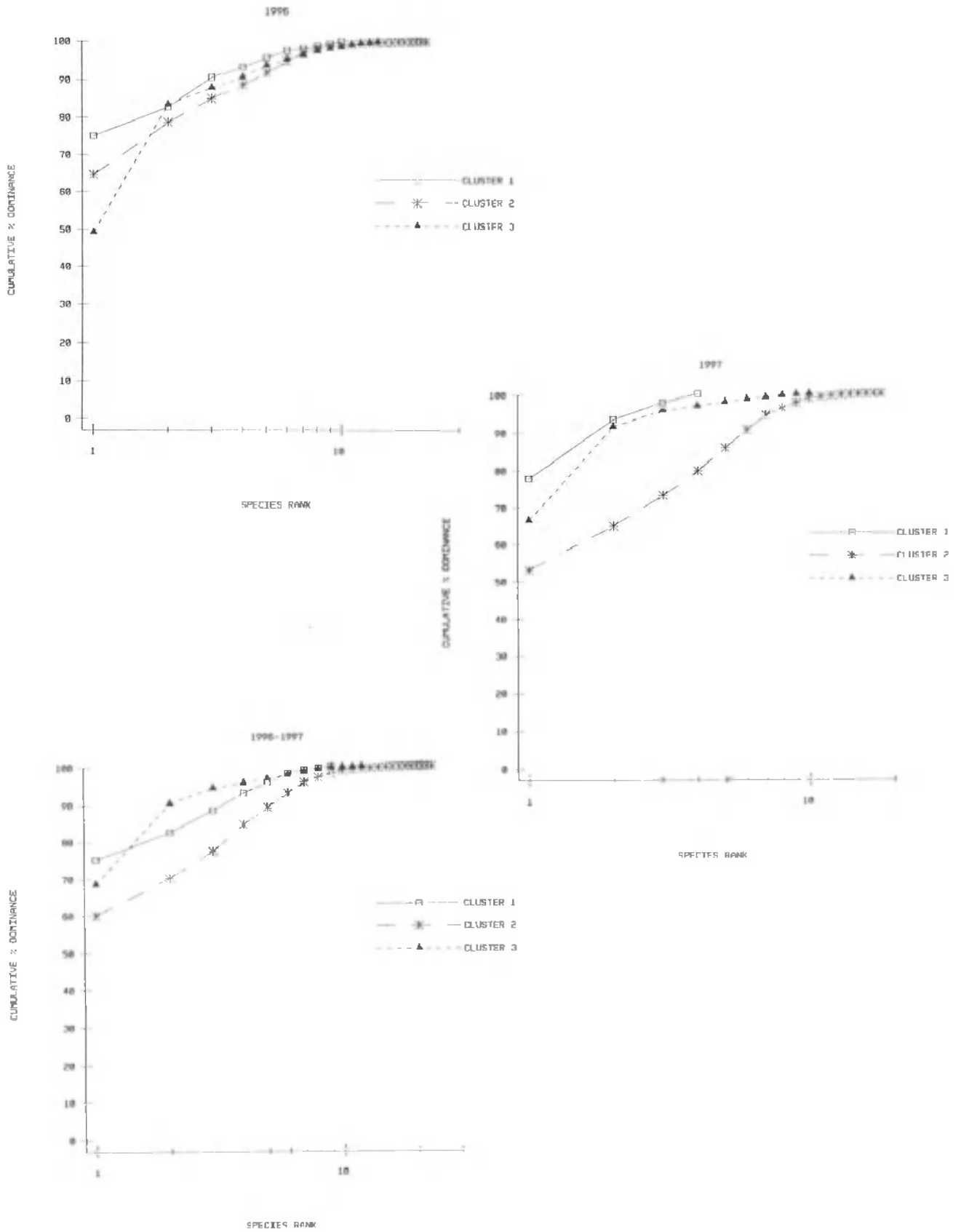
Ongeveer een derde (n=5) van deze locaties wordt teruggevonden op harde substraten, een derde in klei-slib sediment (n=6) en de overige in de andere sedimentklassen (Figuur 16). Groep 4 blijkt vrij soortenrijk (17 soorten) te zijn met een gemiddelde densiteit (273 ± 99 ind/m²) hoger dan in cluster 1 en 3. Over het algemeen betreft het hier echter toch locaties met een lage densiteit en lage soortenrijkdom per locatie. Wel zijn de locaties heel divers waardoor groep 4 vrij soortenrijk lijkt..

Opmerkelijk is wel dat 57% van deze locaties zich op meer dan 10 m T.A.W. diepte bevinden en de gezamenlijke gemiddelde diepte van deze heterogene groep is $9,5 \pm 1,4$ m T.A.W. (Tabel 8), wat beduidend dieper is dan de gemiddelde diepte van de drie clusters (5,7 m T.A.W.)

Bij nader inzien blijkt dat 62% van de lege locaties + de locaties uit groep 4 in het dieptestratum < 7,5 m T.A.W. liggen (Tabel 9). In de clusters is het stratum tussen 2,5-7,5 m T.A.W. het best vertegenwoordigd (42%).

Dieptestrata (m. T.A.W.)	1996-1997		1996-1997		1996-1997	
	Totaal aantal locaties		lege locaties + groep 4		Locaties clusters	
	# loc.	%	# loc	%	# loc.	%
< 2,5	32	25,8	5	14,7	27	28,9
2,5-7,5	44	35,5	8	23,5	36	42,2
> 7,5	48	38,7	21	61,8	27	28,9
TOTAAL	124	100	34	100	90	100

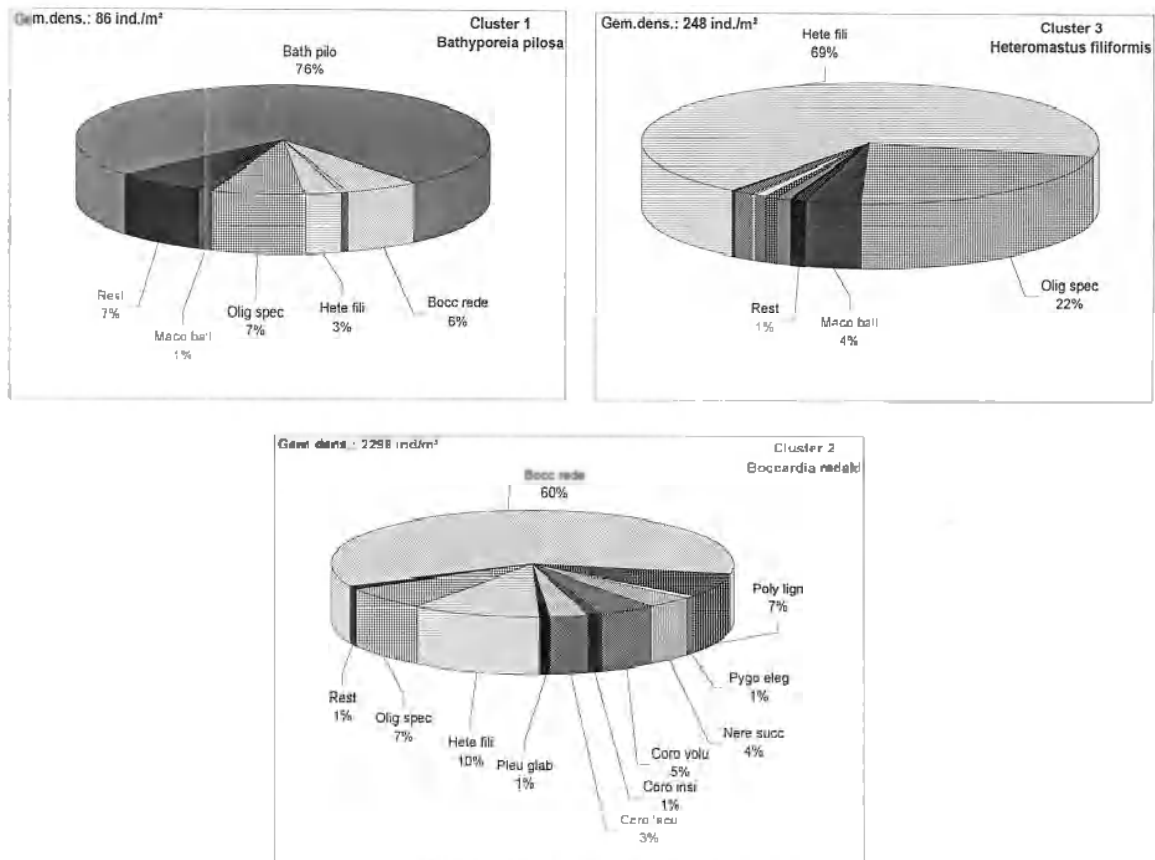
Tabel 9: Verdeling van het totaal aantal stalen; de lege stalen + groep 4 en de stalen van de clusters over de dieptestrata.



Figuur 33: K-dominantiecurves van de drie clusters in 1996, 1997 en 1996-1997 samen.

3.5. SAMENVATTING EN KONKLUSIES

Het onderscheid tussen de groepen wordt gemaakt op basis van de verschillen in soortensamenstelling en densiteit. Elke cluster wordt qua densiteit bijna volledig gedomineerd door één of twee soorten (Figuur 32). Enkel cluster 2 vertoont naast de dominantie van *B. redeki*, nog een duidelijke aanwezigheid van een aantal andere soorten, wat ook zichtbaar wordt in de k-dominatiecurve van 1997 en 1996-1997 (Figuur 33).

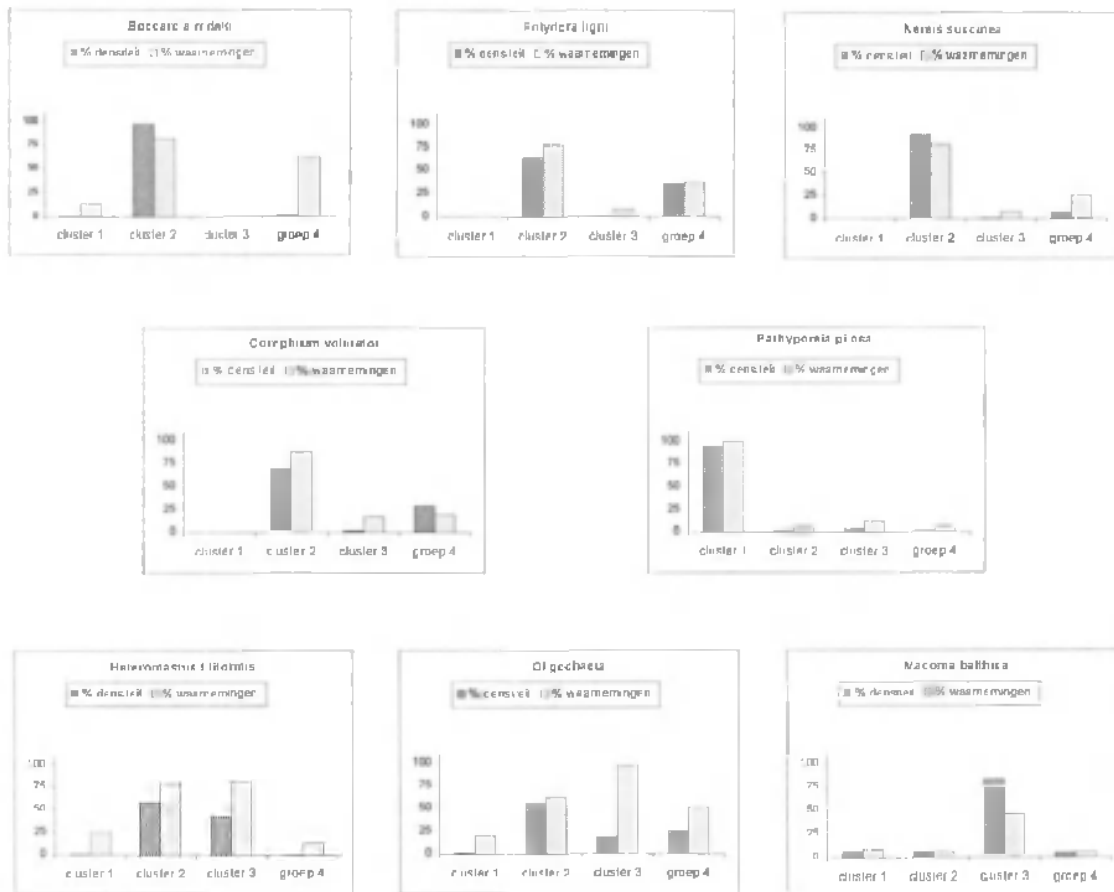


Figuur 32: Het procentueel aandeel van de gemiddelde densiteit per cluster van de verschillende macrobenthossoorten. De totale rest-groep omvat 12 soorten, die voornamelijk in lage densiteiten voorkomen.

De kenmerkende soorten van cluster twee worden in 75 tot 80% van de stalen van cluster 2 aangetroffen, alhoewel deze soorten ook in een aantal stalen van groep vier worden teruggevonden, hetzij in een heel lage densiteit (Figuur 34). Hetzelfde geldt voor *B. pilosa* van cluster 1 die in alle stalen van deze cluster werd gevonden en praktisch afwezig is in de andere clusters en in groep vier (Figuur 34).

De kenmerkende soorten van cluster 3, *H. filiformis* en *Oligochaeta* vertonen een enigszins andere bezetting. *H. filiformis*, de indicatorsoort van deze cluster, wordt in ongeveer 80% van de stalen van zowel cluster 2 als cluster 3 gevonden en heeft zelfs een hogere gemiddelde densiteit in cluster 2 dan in cluster 3. *Oligochaeta* worden in 97% van de stalen van cluster 3 en 62% van de stalen van cluster 2 gevonden. Ook in 50% van de stalen van groep vier worden *Oligochaeta* aangetroffen. De gemiddelde densiteit is veruit het hoogst in cluster 2 en is zelfs hoger in groep vier dan in cluster 3 (Figuur 34).

Wat echter kenmerkend is voor cluster 3, is dat *H. filiformis* en *Oligochaeta*, naast *M. balthica*, die trouwens wel min of meer afwezig is in de andere clusters (Figuur 34), de enige soorten zijn die met een vrij hoge dichtheid aanwezig zijn. Beide soorten samen maken dan ook 91% van de gemiddelde dichtheid van deze cluster uit. In de soortenrijke cluster 2 maken deze twee soorten samen, slechts 17% uit van de gemiddelde dichtheid (Figuur 32).



Figuur 34: Het procentueel aandeel van de totale gemiddelde dichtheid van een aantal belangrijke kenmerkende soorten per cluster en het procentueel aantal stalen van elke cluster waarin deze soorten werden aangetroffen.

Het sediment is de belangrijkste opgemeten abiotische factor die inspeelt op het voorkomen van het macrobenthos.

De diepte speelt geen significante rol in het aantreffen van de verschillende soorten en densiteiten tussen de gemeenschappen. De clusters vertonen ook een min of meer gelijke gemiddelde diepte, waarbij de locaties van cluster drie zich gemiddeld wat ondieper bevinden dan de locaties uit cluster 1 en 2 (Tabel 8).

Toch is de diepte niet geheel onbelangrijk. Zo wordt in het dieptestratum 2.5-7.5 m T.A.W. de hoogste gemiddelde dichtheid aangetroffen. Het is ook opvallend dat heel wat locaties die dieper gelegen zijn dan 7.5 m T.A.W. ofwel reeds bij de eerste selectie (lege locaties + locaties met 1 ind.) uit de dataset verdwijnen, ofwel niet bij één van de drie gemeenschappen clusteren, maar een vierde groep vormen.

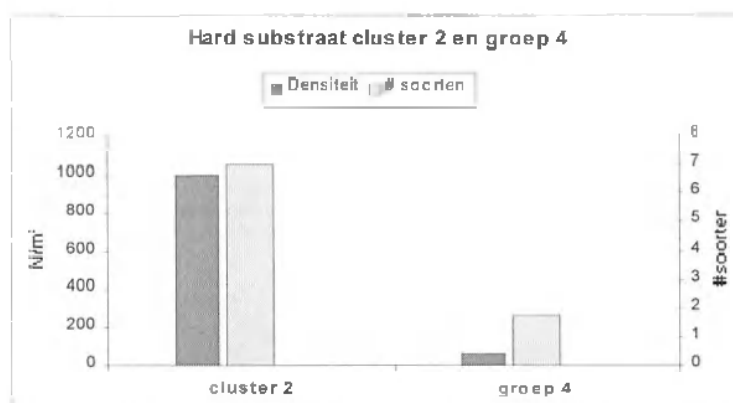
Diep sublittoraal in de Beneden Zeeschelde is er een trend van een gemiddeld lagere densiteit van het macrobenthos dan in de andere twee dieptestrata, al is dit verband niet significant.

Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
<i>Bathyporeia pilosa</i>	<i>Boccardia redeki</i>	<i>Heteromastus filiformis</i>
Soortenarm: 9 soorten	Soortenrijk: 22 soorten	Soortenarm: 12 soorten
Heel lage densiteit: 86 ± 18 ind./m ²	Hoge densiteit: 2298 ± 613 ind./m ²	Lage densiteit: 248 ± 76 ind./m ²
Gem. diepte: 6,2 m T.A.W.	Gem. diepte: 6,3 m T.A.W.	Gem. diepte: 5,1 m T.A.W.
Fijn zandig sediment (125-250 μ m)	Hard substraat + Vnl. slib (2-63 μ m)	Slib (2-63 μ m) + Zeer fijn zand (63-125 μ m)

Tabel 10: Overzicht van de belangrijkste kenmerken per groep.

De tweede en derde cluster vertonen in de analyses door aanwezigheid van *Heteromastus filiformis* en *Oligochaeta* in vergelijkbare densiteit in beide clusters, duidelijk meer similariteit met elkaar dan met de eerste cluster, waar deze soorten niet of in heel lage densiteit worden aangetroffen, wat ook naar voren kwam in Figuren 32 en 34.

De stalen met stukken hard substraat behoren, behalve eentje (cluster 1), allemaal ofwel tot cluster 2 (n=10) ofwel tot groep 4 (n=5). Bij nader inzien blijkt dat de stalen met stukken hard substraat die in groep 4 werden ondergebracht allemaal onvolledig zijn en een heel lage densiteit en soortenrijkdom hebben (Figuur 35). De meeste stalen genomen op hard substraat waren echter onvolledig, ook in cluster 2. Toch was er een groot verschil in de mate waarin de stalen onvolledig waren en waarschijnlijk was dit in grote mate bij de stalen uit groep 4, waardoor heel waarschijnlijk een groot deel van het macrobenthos verloren ging. Als alleen de stalen met hard substraat uit cluster 2 even onder beschouwing genomen worden, dan wordt toch duidelijk dat sedimenten met stukken hard substraat een soortenrijke gemeenschap met een hoge densiteit herbergen.



Figuur 35: De gemiddelde densiteit en het gemiddeld aantal soorten van de locaties met harde substraten in cluster 2 (n=10) en groep 4 (n=5).

4. DISCUSSIE

4.1. SOORTENSAMENSTELLING

De gradiënt van zout naar zoet in een estuarium is normaalgezien goed terug te vinden in de soortendiversiteit van het macrobenthos. Deze is hoog in de mariene zone, minimaal in de oligohaliene zone en stijgt daarna terug in het zoetwatergedeelte, de zogenaamde kurve van Remane (REMANE & SCHLIEPER, 1958; REMANE, 1971). In veel estuaria werd dit patroon reeds vastgesteld (WOLFF, 1973). In het Eems en het Weser estuarium werd een ander patroon gevonden: er is een sterke daling van het aantal soorten in het brakwatergebied die zich voortzet in het oligohalien-limnetisch gebied, nl. voor de Eems en de Weser resp. 63 soorten en 69 soorten in het polyhalien gebied, resp. 33 en 25 soorten in het mesohalien gebied en resp. 10 en 11 soorten in het oligohalien-limnetisch gebied (DITTMER, 1983).

De resultaten van het macrobenthos van het sublittoraal in de Beneden Zeeschelde worden eerst vergeleken met een andere recente studie van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde en vervolgens met gegevens van het sublittoraal uit de Westerschelde. Daarna wordt nog een vergelijking gemaakt met het brakwaterslikkegebied het Groot Buitenschoor, gelegen in het studiegebied.

4.1.1. VERGELIJKING MET DE HELE ZEESCHELDE

SEYS *et al.*, 1997 deed een studie van het macrobenthos in de gehele Zeeschelde (brak-zoet) en spitste zich daarin vooral toe op de Oligochaeta. Slechts vier macrobenthossoorten werden aangetroffen in het sublittoraal van het brakke deel van de Zeeschelde. Ze werden alle vier ook in deze studie gevonden, nl. *B. redeki*, *H. filiformis*, *N. succinea* en *M. balthica*. Dat zoveel minder macrobenthossoorten werden teruggevonden door SEYS *et al.* (1997) is te verklaren door de verschillende staalnamemethodes: de bemonsteringsoppervlakte was veel kleiner (0.01 m²) dan in deze studie (0.105 m²). In het zoete deel van de Zeeschelde is de soortendiversiteit van het macrobenthos zeer laag en het benthos wordt er gedomineerd door een aantal Oligochaetasoorten die er soms in grote densiteit voorkomen (SEYS *et al.*, 1997). De Oligochaeta soorten in de Beneden Zeeschelde zijn *Heterochaeta costata* en *Tubificoides heterochaetus*, wat hoogstwaarschijnlijk ook de soorten zijn gevonden in deze studie.

4.1.2. VERGELIJKING MET DE WESTERSCHELDE

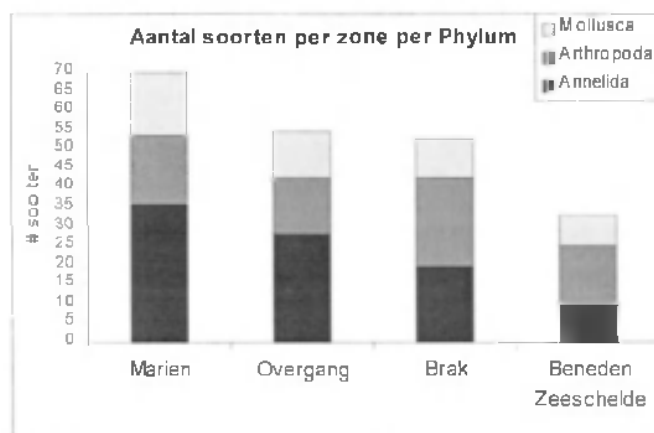
Bij de karakterisering van de gemeenschappen werd het voorkomen van een aantal belangrijke soorten uit de Beneden Zeeschelde reeds vergeleken met hun voorkomen in de Westerschelde op basis van een compilatie van gegevens uit een rapport van YSEBAERT & MEIRE (1991). Veel van de dominante soorten uit de Beneden Zeeschelde zijn euryhalien en worden ook teruggevonden in de Westerschelde, dikwijls met een hogere densiteit.

In het kader van het project BIOMON, Biologisch Monitoring Programma (COLIJN & AKKERMAN, 1990) zijn meer actuele gegevens over het macrobenthosbestand van de Westerschelde beschikbaar. Sinds 1990 wordt door het Centrum voor Estuariene en Mariene

Oecologie van het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek van een aantal gebieden, o.a. de Westerschelde, het bodemdierbestand bepaald. Er wordt in het voor- en najaar in drie deelgebieden van de Westerschelde (saliniteitsgradiënt: marien (Vlissingen-Terneuzen), overgangszone (Terneuzen-Hansweert), brak (Hansweert-Belgisch/Nederlandse grens)) en in drie dieptestrata (-2m tot -5m / -5m tot -8m / > -8m t.o.v. NAP) bemonsterd. De methodiek is wel verschillend van deze gebruikt in dit onderzoek, nl. er worden ieder jaar per deelgebied, per dieptestratum ad random 10 stalen bemonsterd en de oppervlakte van de stalen is kleiner (0,0150 m²).

Een overzicht van alle soorten en het aantal jaren dat ze aangetroffen zijn in het sublittoraal, wordt weergegeven in Tabel 11. Er werd wel een selectie doorgevoerd in de BIOMON dataset, aangezien veel soorten niet gedetermineerd werden tot op soortniveau. Zo werden één aangetroffen soort van één genus en de spec. exemplaren samengenomen en beschouwd als één soort (vb. *Polydora ligni* en *P. spec.* wordt *P. ligni/spec.*). Op die manier werden in het totaal 101 soorten gevonden in de Westerschelde en Beneden Zeeschelde samen.

Het aantal macrobenthossoorten is het hoogst in de mariene zone (Figuur 36), daalt in de overgangszone tot in de de brakwaterzone van de Beneden Zeeschelde. De mariene zone wordt vnl. vertegenwoordigd door Annelida soorten, daar waar in de brakke zone vooral Arthropoda soorten worden teruggevonden. De Mollusca hebben meer soorten in het marien gedeelte dan in het brak gedeelte (Figuur 36).



Figuur 36: Aantal soorten per phylum per horizontale zone sublittoraal in de Westerschelde (BIOMON, 1990-1996) en in de Beneden Zeeschelde (1996-1997).

Een aantal bedenkingen i.v.m. het vergelijken van de BIOMON resultaten met deze van de Beneden Zeeschelde kunnen zeker gemaakt worden.

Aangezien de BIOMON gegevens uit de Westerschelde voor handen zijn over een periode van zeven jaar (CRAEYMEERSCH *et al.*, 1990-1995; BRUMMELHUIS *et al.*, 1996), is het logisch dat een jaarlijks cumulatief effect ontstaat in het totaal aantal aangetroffen soorten, wat veel minder een rol speelt bij gegevens van twee jaar. Wanneer alle soorten met een éénmalige waarneming in zeven jaar weggelaten worden uit de soortenlijst, kunnen elf soorten geëlimineerd worden, maar de verhouding in aantal soorten tussen de vier deelgebieden bleef min of meer ongewijzigd.

	1990-1996: Westerschelde			1996-1997 Beneden Zeeschelde
	marien	overgang	brak	
<i>Abra alba</i>	**			
<i>Actinaria</i> indet.	***	**		
<i>Anatides mucosa</i> /spec	****	-		
<i>Arenicola marina</i>	**	*****	*	
<i>Autolytus langerhansi</i>			*	
<i>Balanus crenatus</i>	*			
<i>Balanus improvisus</i>			*	
<i>Balanus spec.</i>				**
<i>Bamea candida</i>	*	-	*	*
<i>Bathyporeia elegans</i>			*	**
<i>Bathyporeia pelagica</i>	**		**	
<i>Bathyporeia pilosa</i>		***	*****	**
<i>Bathyporeia sarsi</i>	*			
<i>Bathyporeia spec.</i>		**	**	
<i>Boccardia redeki</i>				*
<i>Bodotria pulchella</i> *	*			
<i>Capitella capitata</i>	*****	*****	*****	
<i>Carcinus maenas</i>	**	**	*	
<i>Caridea</i> indet.	*	*		
<i>Cerastoderma edule</i> /spec	***	*	**	*
<i>Cirripedia</i> indet. *			*	
<i>Corophium acherusicum</i>	*			
<i>Corophium arenarium</i>			**	
<i>Corophium bonnelli</i>	*		*	
<i>Corophium insidiosum</i>			**	**
<i>Corophium lacustre</i>				**
<i>corophium spec.</i>	*			
<i>Corophium volutator</i>		*	**	**
<i>Crangon crangon</i> /spec	****	****	****	**
<i>Crassostrea angulata</i>				*
<i>Crepidula fornicata</i>	*	*		
<i>Ensis arcuatus</i>	*	*		
<i>Ensis directus</i>	**			
<i>Ensis spec.</i>	***	*		
<i>Eleone longa</i> /spec	****	****	****	*
<i>Eumida sanguinea</i> /spec.	---	-		
<i>Eurydice pulchra</i>	**	***	*	**
<i>Gammarus salinus</i> /spec	*	*	**	*
<i>Gastrosaccus spinifer</i> /spec.	****	*****	****	
<i>Galyana cirrosa</i>	**			
<i>Glycera alba</i> /spec	*	*	*	
<i>Harmothoe imbricata</i> *	*			
<i>Harmothoe impar</i> *		*		---
<i>Harmothoe lunulata</i>	**			
<i>Harmothoe spec.</i>	*		*	
<i>Haustorius arenarius</i>		*****	*****	
<i>Heteromastus filiformis</i>	*****	*****	*****	**
<i>Hydrobia ulvae</i>	**	***	*****	*
<i>Macoma balthica</i>	****	*****	****	---
<i>Lanice conchilega</i>	---	**		

Tabel 11: Alfabetische soortenlijst van het macrobenthos aangetroffen in het sublittoraal van de Westerschelde (BIOMON, 1990-1996) en de Beneden Zeeschelde (1996-1997). Het aantal "*" geeft het aantal jaar weer waarin de soort werd aangetroffen. Een "*" naast de soortnaam geeft een éénmalige waarneming aan.

	1990-1996: Westerschelde			1996-1997 Beneden Zeeschelde
	<i>marien</i>	<i>overgang</i>	<i>brak</i>	
<i>Magelona papillicornis</i>	*****	**	v	
Marenzelleria viridis				**
<i>Melita palmata</i>			v	**
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	*	***	*****	**
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> *			*	
<i>Microphthalmus fragilis</i>	***	**		
<i>Microphthalmus similis</i>	**			
<i>Microphthalmus spec.</i>	v			
Montacuta ferruginosa *			v	
<i>Mya arenaria</i>	v	*	**	**
<i>Mycidae</i> indet.	v	**	v	
<i>Mysella bidentata</i>	**		**	
<i>Mytilus edulis</i>	***	**	***	**
<i>Namerinae</i> indet.	*****	*****	*****	
<i>Neomysis integer</i>		**	****	v
<i>Nephtys caeca</i>	*	*		
<i>Nephtys cirrosa</i>	*****	*****	**	
<i>Nephtys hombergii</i>	*****	*****		
<i>Nephtys spec.</i>	*****	*****	v	
<i>Nereis diversicolor</i>	*		*	v
<i>Nereis longissima</i>	**	v		
<i>Nereis spec.</i>	*		*	
<i>Nereis succinea</i>	**	v	*****	**
<i>Oligochaeta</i> indet.	****	*****	**	**
<i>Ophelia limacina</i>	***	**		
<i>Ostrea spec.</i>				*
Palaemon longirostris				**
<i>Parajassa pelagica</i>	*	**	*	
<i>Paraonis fulgens</i>	*	***		
<i>Pectinaria koreni</i>	*	v		
<i>Petricola pholadiformis</i>	**	***	**	*
<i>Pleusymles glaber</i>			**	**
<i>Polycirrus spec.</i> *			*	
<i>Polydora ligni/spec.</i>	****	****	****	**
<i>Pontocrates altamarinus</i>	**			
<i>Portumnus latipes</i>		*		
<i>Pygospio elegans</i>	****	*****	****	**
Rhithropanopeus harrisi				**
<i>Schistomysis kervillei</i> *	*			
<i>Schistomysis spiritus</i> *	*			
<i>Scolecopsis squamata</i>	**	**		
<i>Scoloplos armiger</i>	*****	*****		
<i>Scrobicularia plana</i>	*		*	
<i>Spio filicornis</i> *		v		
<i>Spio marlinensis</i>	*****	*****	*****	
Spiophanes bombyx	****	**	*	
<i>Spirula subtruncata</i>	****	v		
<i>Sthenelais boa</i> *	*			
<i>Tellina tenuis</i>	**	**		
<i>Terebellomorpha</i> indet.				
<i>Tharyx marioni</i>	****	****	*	
<i>Urothoe brevicornis/spec.</i>	*		v	

Tabel 11: Vervolg.

Verder kan worden opgemerkt dat verschillende staalnamemethodes werden toegepast in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde. De grootte van de stalen van BIOMON waren $0,015 \text{ m}^2$, deze van de Beneden Zeeschelde waren $0,105 \text{ m}^2$, wat bijna een factor 10 groter is. De totaal bemonsterde oppervlakte in zeven jaar in de Westerschelde is $9,45 \text{ m}^2$, in de Beneden Zeeschelde werd in twee jaar $11,13 \text{ m}^2$ bemonsterd. Hoe groter de bemonsterde oppervlakte, hoe meer soorten logischerwijze worden gevonden. Dit althans tot op een bepaalde grens, waar de grootte van de stalen steeds minder tot geen invloed meer uitoefent op het aantal gevonden soorten. Er is niet geweten in hoeverre het verschil in grootte tussen de stalen en/of de totaal bemonsterde oppervlakte hier een invloed uitoefent op het aantal aangetroffen soorten.

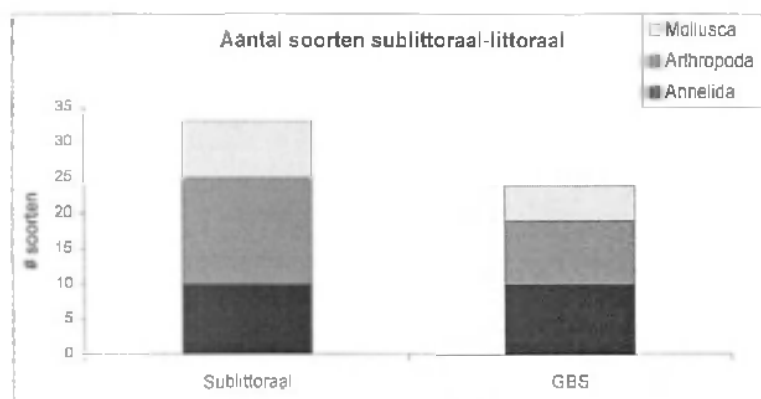
Een groot deel van de soorten wordt slechts in één of twee jaar aangetroffen en voor deze soorten kan moeilijk een gradiënt in hun voorkomen van marien naar brak worden vastgesteld. Toch werden een aantal soorten in veel van de jaren aangetroffen en voor deze was het wel mogelijk om een gradiënt in hun voorkomen in het estuarium vast te stellen (Tabel 11).

- **Euryhaliene soorten:** weinig soorten worden frekwent over de gehele zoutgradiënt in de Westerschelde en Beneden Zeeschelde aangetroffen, zoals de polychaeten *Heteromastus filiformis* en *Polydora ligni*, de garnaal *Crangon crangon*, de bivalve *Macoma balthica*, de isopode *Eurydice pulchra* en de Oligochaeta.
- **Polyhaliene soorten:** een aantal soorten zijn typisch voor de Westerschelde en komen er over de gehele zoutgradiënt voor, maar worden niet of bijna niet in de Beneden Zeeschelde teruggevonden, zoals de polychaeten *Capitella capitata*, *Eteone longa/spec.*, *Spio martinensis* en *Pygospio elegans*; de mysid *Gastrosaccus spinifer*; de Nemertinae en de Mollusca *Hydrobia ulvae* en *Petricola pholadiformis*.
- **Mariene soorten:** deze soorten zijn typisch voor het marien deel van de Westerschelde en komen verder stroomopwaarts niet of bijna niet meer voor, bv. de anneliden *Anaitides mucosa*, *Lanice conchilega*, *Magelona pappilicornis*, *Microphthalmus spec.*, *Tharyx marioni*, *Nephtys spec.*, *Scoloplos armiger* en *Scolecopsis squamata* en de molluscen *Spisula subtruncata* en *Tellina tenuis*.
- **Brakwatersoorten:** deze werden zowel in het brakwatergebied van de Westerschelde als in de Beneden Zeeschelde gevonden, bv. de amphipoden *Bathyporeia pilosa*, *Corophium insidiosum*, *Corophium volutator*, *Melita palmata* en *Pleusymtes glaber*; de Mysidacea *Mesopodopsis slabberi* en *Neomysis integer* en de polychaet *Nereis succinea*.

Een aantal brakwatersoorten worden ook enkel in de Beneden Zeeschelde en niet in de Westerschelde teruggevonden, waarvan de belangrijkste *Boccardia redeki* is. Deze soort wordt ook praktisch niet meer teruggevonden stroomopwaarts (SEYS *et al.*, 1997), waardoor deze soort als een typische soort van de Beneden Zeeschelde kan beschouwd worden. Ook een aantal minder algemene soorten van de Beneden Zeeschelde, die niet voorkomen in de Westerschelde, zijn typische brakwatersoorten zoals de Amphipoda *Gammarus salinus* en *Corophium lacustre*; de garnalsoort *Palaemon longirostris* en het Zuiderzeekrabbetje (*Rhithropanopeus harrisii*).

4.1.3. VERGELIJKING MET HET GROOT BUITENSCHOOR

Uit de studie van YSEBAERT & MEIRE (1991) bleek dat in de Westerschelde het totaal aantal waargenomen soorten niet zozeer verschilde tussen het intertidaal en subtidaal, maar wel het aantal aangetroffen soorten per staal was significant hoger in het intertidaal dan in het subtidaal. Op het Groot Buitenschoor (GBS) werden in totaal 24 soorten (gegevens 1990-1996) gevonden. De soortenrijkdom intertidaal is hier dus beduidend lager dan subtidaal en ook de gemiddelde soortenrijkdom per station is lager intertidaal dan subtidaal, resp. 2.48 ± 0.4 en 3.94 ± 0.3 . De verdeling van de soorten over de verschillende phyla is wel min of meer analoog, de meeste macrobenthossoorten behoren tot de Arthropoda en het minst tot de Mollusca. Het aantal Annelida soorten is verhoudingsgewijs hoger intertidaal (Figuur 37).



Figuur 37: Het aantal soorten per Phylum gevonden in het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde (1996-1997) en littoraal op het Groot Buitenschoor (1990-1996).

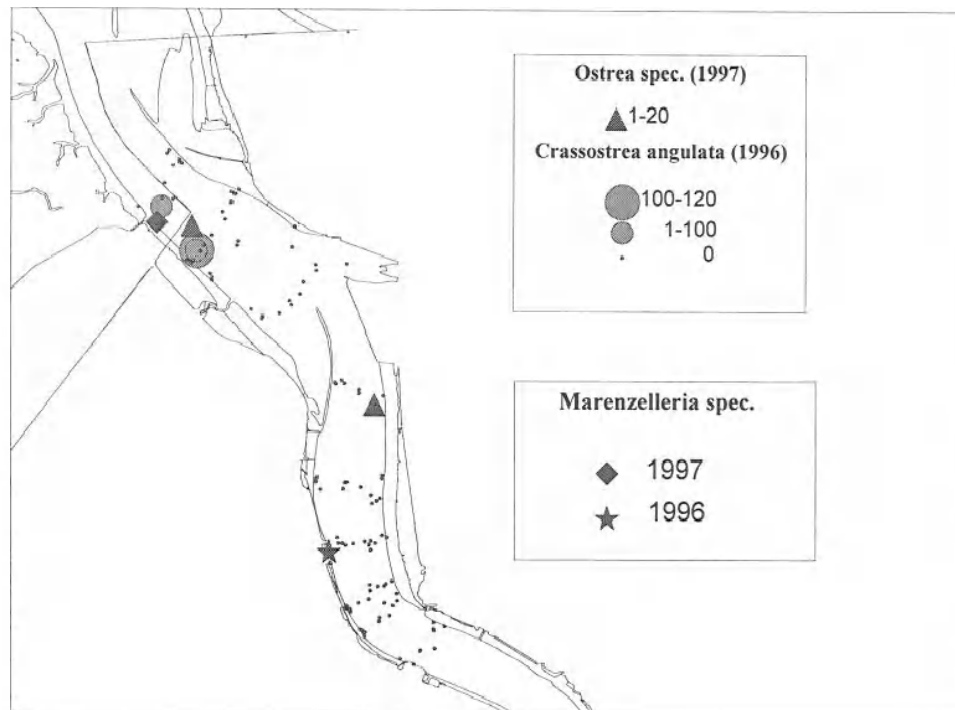
4.1.4. SPECIALE WAARNEMINGEN

In 1982 werd voor de eerste maal in Europa de Noordamerikaanse spionide polychaet *Marenzelleria* aangeroffen in het Forth estuarium, Schotland (MCLUSKY *et al.*, 1993); in 1983 werd *Marenzelleria* voor het eerst gevonden in het Eems estuarium, Nederland (ESSINK & KLEEF, 1988). Deze waarnemingen werden en worden nog steeds beschouwd als onafhankelijke introducties aan weerszijden van de Noordzee (ESSINK & KLEEF, 1993). Tot nu toe werden alle daaropvolgende populaties van *Marenzelleria* aangetroffen in de Noordzee en in de Balthische zee beschreven als *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873).

In 1996 werden voor de eerste maal ook twee individuen *Marenzelleria* gevonden in de Beneden Zeeschelde (YSEBAERT *et al.*, 1997) en in 1997 werden terug twee exemplaren gevonden, maar op een andere locatie (Figuur 38).

Onlangs is echter een studie uitgevoerd naar het op soort brengen van *Marenzelleria* spp. vanuit verschillende NW Europese populaties (ESSINK & SCHÖTTLER, 1997). De Noordzee populaties werden beschreven als *Marenzelleria Wireni* en de Balthische Zee populaties als *Marenzelleria viridis*. In de Beneden Zeeschelde gaat het dus mogelijks om *M. wireni*. Toch blijft er nog enige twijfel bestaan en momenteel wordt hiernaar verder onderzoek verricht (ESSINK, 1998).

Zowel in 1996 als in 1997 werden, hetzij met een lage densiteit, oesters gevonden in een aantal stalen met harde substraten in de Beneden Zeeschelde (Figuur 38). Enkel in 1996 konden deze tot op soort gebracht worden, *Crassostrea angulata*. Tot op heden werden nog geen oesters gevonden in het Schelde estuarium. Hoogstwaarschijnlijk zijn er wel oesters in de Westerschelde, maar omdat nooit op harde substraten bemonsterd werd, werden ze ook nooit aangetroffen.



Figuur 38: Vindplaatsen van *Marenzelleria spec.* en van oesters (*Ostrea spec.* en *Crassostrea angulata*) in het sudiegebied in 1996 en 1997.

4.2. DENSITEIT & BIOMASSA

De gemiddelde densiteit (144 ± 53 ind/m²) en gemiddelde biomassa (0.2 ± 0.1 g AFDW/m²) in het sublittoraal brakwatergebied van de Westerschelde (YSEBAERT & MEIRE, 1991) was beduidend lager dan de gemiddelde densiteit (700 ind/m² ± 150 ind/m²) en biomassa (0.93 ± 0.34 g AFDW/m²) die in dit onderzoek teruggevonden werden in de Beneden Zeeschelde. Doch heel wat locaties bezaten ook hier een heel lage densiteit en biomassa en de gemiddeldes werden voor een deel omhoog getrokken door een aantal stalen met hoge densiteiten en biomassa's. In de studie van YSEBAERT & MEIRE (1991) gaat het ook om een compilatie van gegevens van een groot aantal jaren, die om methodologische redenen niet zomaar vergeleken kunnen worden met de resultaten uit deze studie.

In de BIOMON resultaten verschilt de gemiddelde densiteit nogal sterk van jaar tot jaar, gaande van gemiddeld 350 ind/m² (1995) tot gemiddeld 4333 ind/m² (1993). Over het algemeen zijn de gemiddelde dichtheden in het brakwaterdeel van de Westerschelde in dezelfde grootte orde als in deze studie en de gemiddelde densiteit over de zeven jaar (1177 ind/m²) is iets hoger dan in de Beneden Zeeschelde (700 ± 150 ind/m²).

Ook de gemiddelde biomassa's verschillen sterk van jaar tot jaar in de BIOMON gegevens, van gemiddeld 0.33 g AFDW/m² (1995) tot 18 g AFDW/m² (1991, groot aantal *Mytilus edulis*). Afgezien van de extreem hoge biomassa in 1991, worden in de andere jaren over het algemeen gemiddelde biomassa's lager dan 2.5 g AFDW/m² gevonden, wat min of meer in dezelfde grootte orde ligt als in de Beneden Zeeschelde.

Doch, ook hier wordt een verschillende bemonsteringsstrategie toegepast, waarvan de impact op de berekende densiteiten moeilijk in te schatten is (zie soortensamenstelling).

De gemiddelde densiteit en biomassa van het macrobenthos op het GBS (7000 ind/m² ± 1060 ind/m² en 4.79 ± 0.34 g AFDW/m²) is zoals verwacht heel wat hoger dan sublittoraal.

4.3. VERBAND MET DE OMGEVINGSVARIABELEN

Uit de analyses blijkt dat het voorkomen van het benthos in de eerste plaats bepaald wordt door de sedimentsamenstelling. De locaties werden op basis van de soortensamenstelling en densiteit door een klusteranalyse in drie clusters opgedeeld, die ook naar voor kwamen in de MDS. De 1^{ste} as van de MDS met de biota geeft een significante correlatie met de mediane korrelgrootte en met het gehalte slib.

Merkwaardig is echter dat de diepte in de analyses blijkbaar geen invloed uitoefent op het voorkomen van het benthos in de Beneden Zeeschelde, wat wel heel duidelijk het geval is in de Westerschelde (YSEBAERT & MEIRE, 1991). De correlatie van de diepte met de 1^{ste} en 2^{de} as coördinaten van de MDS van de biota vertoont geen enkele keer een significante waarde. Ook de drie clustergroepen vertonen nauwelijks een verschil in gemiddelde diepte: respectievelijk -6.2; -6.3; -5.1 m. T.A.W..

De Westerschelde is een zandig bekken en enkel aan de randen op de slikken en schorren komt slib voor; daartegenover bestaat de bodem in de Beneden Zeeschelde uit gemengd zand/slib en in de toegangseulen tot de zeesluizen zelfs uit puur slib (CLAESSENS & DEVROEDE-VANDER LINDEN, 1995). De grootste concentraties aan slib in water en bodem bevinden zich in de Beneden Zeeschelde tussen Antwerpen en de grens, dus in het studiegebied. Op het scheidingsvlak tussen zout en zoet water blijft een groot deel van het slib opgesloten tussen convergerende stromen. In de brakwaterzone met zoutgehalten tussen 0.5 g Cl/l en 3 g Cl/l treedt flocculatie op, waarbij het materiaal in suspensie groter en zwaarder wordt en bijgevolg meer bezinkt. Aldus bevindt zich in de Beneden Zeeschelde een grote slibvlek. Deze slibvlek groeit nog jaarlijks aan, gezien de reële toevoer van slib in het Scheldebekken uit de bijrivieren afkomstig van huishoudelijke en industriële lozingen alsook van erosie, vooral vanuit de landbouw (CLAESSENS & DEVROEDE-VANDER LINDEN, 1995). De jaarlijkse toename van slib in de Zeeschelde kan op zo een 200.000 à 250.000 ton geschat worden (Beleidsplan Sanering Waterbodem Beneden Zeeschelde, 1995) en zal op termijn

zeker problemen stellen, vooral omdat dit slib verontreinigd is. Vroeger was de jaarlijkse toevoer van slib veel kleiner. Bovendien werd slib vroeger voor een groot deel aan land afgezet, hetzij door overstromingen, hetzij door schorvorming.

Om de Zeeschelde bevaarbaar te houden, wat van groot economisch belang is, worden regelmatig baggerwerken uitgevoerd. Bondig gesteld bestaat het baggeren in de vaargeul van de Zeeschelde uit het opzuigen door middel van een sleephopperzuiger van een hoeveelheid specie, gevolgd door het vervoeren van deze specie in het ruim van het baggerschip naar een losplaats waar de specie terug in de rivier wordt gestort. In de toegangseulen tot de zeesluizen wordt de specie op de bodem door middel van een sweepbeam of ploeg terug in de rivier getrokken (CLAESSENS, VAN HOOFF & DE RUIG, 1991). Slechts een zeer klein deel van de gebaggerde specie wordt aan wal opgespoten. Ook via de haven van Antwerpen wordt een hoeveelheid slib uit het systeem verwijderd. De hoeveelheid (verontreinigd) slib in de Zeeschelde vermindert echter niet op deze manier (Beleidsplan Sanering Waterbodem Beneden Zeeschelde, 1995).

Deze baggerwerken gaan gepaard met een aantal effecten die het milieu kunnen beïnvloeden; doordat de vaargeul in de Zeeschelde momenteel grotendeels door baggerwerken wordt vastgelegd, onderdrukt dit op macroschaal in grote mate de natuurlijke geuldynamiek, wat erosie langs de buitenkant van de vaargeul tengevolge van toegenomen stroomsnelheden veroorzaakt; een verhoogde turbiditeit op de plaats van het baggeren en op de plaats van het lossen en ook heel veel slib die tijdens het baggeren terug in suspensie wordt gebracht. Om erosie tegen te gaan werden op enkele plaatsen leidammen (steenbestortingen) gelegd, bv. ter hoogte van Doel en ter hoogte van het GBS. Deze verzakken na enige tijd, wat er voor zorgt dat ook stenen en dergelijke andere harde substraten in de rivier kunnen terecht komen.

Al deze antropogene invloeden samen zorgen er waarschijnlijk voor dat het sediment in de Zeeschelde, ook o.i.v. stromingspatronen, gemengd voorkomt. Hierdoor is er in de Beneden Zeeschelde weinig of geen correlatie tussen de mediane korrelgrootte en de diepte. De verschillende sedimenttypes komen over de gehele diepterange voor en het voorkomen van het macrobenthos hangt in de eerste plaats af van het type sediment.

Toch wordt een trend waargenomen in de Zeeschelde waarbij lege stalen en stalen met een heel lage densiteit en soortenrijkdom vooral voorkomen op grote diepte. Op grotere diepte zijn de stroomsnelheden ook hoger dan op ondiepe plaatsen, wat de lagere densiteit van het macrobenthos op grote diepte ook gedeeltelijk kan verklaren. Maar een significant verband tussen diepte en voorkomen van het macrobenthos is niet gevonden.

Het grootste deel van de bemonsterde harde substraten komt voor op een grotere diepte (stratum 2 en 3). Veel van deze stalen met harde substraten vertonen een opmerkelijk hoog aantal soorten en een hoge densiteit, alhoewel veel van deze stalen niet volledig waren.

De geassocieerde omgeving van harde substraten kan voor veel soorten een heel goed biotoop vormen en bovendien, door de aanwezigheid van deze harde substraten, zal waarschijnlijk minder verstoring (lagere stroomsnelheden met bijgevolg minder kans op uitspoeling) optreden op deze plaatsen. Een goeie bemonsteringsstrategie van deze substraten, met eventueel analyses van het omringende sediment, zou meer duidelijkheid kunnen brengen.

Op de MDS van de locaties is het ook duidelijk dat er nog een vrij grote spreiding bestaat langs de 2^{de} as, die in dit onderzoek niet kan verklaard worden door één van de opgemeten omgevingsvariabelen.

Ook het verschil tussen cluster 2 (*Boccardia redeki*) en 3 (*Heteromastus filiformis*) kan niet helemaal verklaard worden door de opgemeten sedimentparameters of de diepte. Vermoedelijk speelt op de locaties van cluster drie nog een andere omgevingsvariabele in, zoals een vervuilingfactor of, meer waarschijnlijk, een gevolg van het intensieve baggeren op bepaalde plaatsen in de Beneden Zeeschelde.

Ter hoogte van de Zandvlietsluis/ Berendrechtsluis en in de vaargeul ter hoogte van het Groot Buitenschoor wordt regelmatig gebaggerd. De Schaar van Ouden Doel vormt al jarenlang een stortplaats voor baggerspecie (BELMANS, 1988). Het is opvallend dat de stalen op deze plaatsen gelegen, bijna zonder uitzondering, heel lage densiteiten hebben. *Boccardia redeki* (Figuur 25), *Polydora ligni* (Figuur 26), *Nereis succinea* (Figuur 27), *Corophium volutator* (Figuur 28) en *Pleusymtes glaber* (Figuur 29), de belangrijkste soorten van cluster 2, komen praktisch niet voor op deze plaatsen. *Heteromastus filiformis* (Figuur 30), de indicatorsoort van cluster 3, blijkt iets minder gevoelig te zijn aan deze verstoringfactor. De Oligochaeta (Figuur 31) daarentegen komen wel met lagere densiteiten voor op deze plaatsen. Oligochaeta worden over het algemeen ook slechts meer stroomopwaarts in hoge densteit gevonden (net als *B. redeki* en *P. glaber*) waardoor hun al dan niet voorkomen op bovenvermelde plaatsen moeilijk kan gerelateerd worden met de baggerwerken. Het is echter opvallend dat veel van de bovenvermelde soorten wel terug met hogere densiteiten voorkomen ten zuiden van het Land van Saeftinge, waar het rustiger is. Blijkbaar is hier toch een aanwijzing dat het veelvuldig baggeren en storten een negatieve invloed op het macrobenthos uitoefent.

Het is dus in ieder geval duidelijk dat meer dan alleen de opgemeten sedimentkarakteristieken het voorkomen van het macrobenthos verklaren.

4.4.BESLUIT

Het macrobenthos van de Beneden Zeeschelde wordt gekenmerkt door een relatief grote soortenrijkdom, een lage densiteit en een grote dominantie van enkele soorten.

Het voorkomen van de drie clusters wordt vooral bepaald door sedimentkarakteristieken, in mindere mate door de diepte. Hierbij speelt vermoedelijk een antropogene invloed een rol, namelijk het intensief baggeren en de aangelegde leidammen om erosie tegen te gaan.

Harde substraten zijn vaak geassocieerd met een soortenrijke macrobenthosgemeenschap, met hoge densiteiten. Het gemiddeld aantal soorten per staal is het hoogst in stalen met harde substraten. Maar ook de slibrijke sedimenten vertonen dikwijls een grote soortenrijkdom en de hoogste densiteiten worden daarin teruggevonden.

REFERENTIES

- BELMANS, H. (1988). Verdiepings- en onderhoudsbaggerwerken in Wester- en Zeeschelde. *Water*, 43/1: 184-194.
- BELMANS, H. (1995). De verdieping van de Westerschelde. AWZ, Ministerie Vlaamse Gemeenschap. 3^{de} Internationaal Schelde-symposium. Integraal Waterbeheer Schelde-estuarium.
- BOESCH, D.F., R.I. DIAZ & R.W. VIRNSTEIN (1976). Effects of tropical storm Agnes on soft-bottom macrobenthic communities of the James and York estuaries and the lower Chesapeake Bay. *Chesapeake Sci.*, 17: 246-259.
- BRUMMELHUIS, E.B.M., J.A. CRAEYMEERSCH, R. MARKUSSE & W. SISTERMANS (1996). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1996. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CARR, M.R., R.G. CARTER & K.R. CLARKE (1993). User guide to PRIMER v. 3.1b (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). Version prepared for training workshop at Plymouth Marine laboratory, Oct. 1993. 53pp.
- CLAESSENS, J., J. VAN HOOF, J.H.M. DE RUIJ (1991). Interactie Morfologie en Baggerwerken. *Water*, 60: 182-189.
- CLAESSENS, J. (1994). Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1981-1990. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap; Antwerpse Zeehavendienst.
- CLAESSENS, J., M.P. DEVROEDE-VANDERLINDEN (1995). Beneden-Zeeschelde: slibproblematiek (Beleidsplan sanering waterbodembeneden-Zeeschelde). 3^{de} Internationaal Schelde-symposium. Integraal Waterbeheer Schelde-estuarium.
- CLIFFORD, H.T. & W. STEPHENSON (1975). An introduction to numerical classification. Academic Press, New York.
- COLIJN, F. & I. AKKERMAN (1990). Biologisch monitoringsprogramma zoute wateren, stand van zaken 1990. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, nota GWA0-90.018.
- CRAEYMEERSCH, E.B.M., BRUMMELHUIS, W., SISTERMANS, & E.C. SIKKVOORT (1990). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1990. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, E.B.M., BRUMMELHUIS, W., DIMMERS, W., SISTERMANS, & E.G.J. WESSEL (1991). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1991. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, E.B.M., BRUMMELHUIS, W., DIMMERS, W., SISTERMANS, & E.G.J. WESSEL (1992). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1992. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, E.B.M., BRUMMELHUIS, W., DIMMERS, W., SISTERMANS, & E.G.J. WESSEL (1993). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1993. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.
- CRAEYMEERSCH, E.B.M., BRUMMELHUIS, W., DIMMERS, R., MARKUSSE & W. SISTERMANS (1994). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1994. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.

CRAEYMEERSCH, E.B.M. BRUMMELHUIS, W. DIMMERS, R. MARKUSSE & W. SISTERMANS (1995). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1995. Rapp. Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke.

DITTMER, J.D. (1983). The distribution of subtidal macrobenthos in the estuaries of the Ems and Weser. In: W.J. Wolff (ed.) 'Ecology of the Wadden Sea, Volume I'. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 188-206.

ECOLAS (Environmental consultancy and assistance) (1993). Containerterminal-Noord, M.E.R. Ontwerp-rapport. Antwerpen.

ESSINK, K. & H.L. KLEEF (1988). *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). *Zoologische Bijdragen* (Leiden) No. 38: 1-13.

ESSINK, K. & H.L. KLEEF (1993). Distribution and life cycle of the North American spionid polychaet *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873) in the Ems estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 27: 237-246.

ESSINK, K.; U. SCHÖTTLER (Eds.) (1997). Studies on *Marenzelleria* spp. (Polychaeta: Spionidae). *Aquat. Ecol.*, 31: 117-258.

GIERÉ, O. & O. PFANNKUCHE (1982). Biology and ecology of marine Oligochaeta: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 20: 173-308.

GRARÉ, W. (1995). Veiligheid tegen overstromingen in Vlaanderen en in Nederland. Afdeling Zeeschelde, AWZ. Ministerie Vlaamse gemeenschap. 3^{de} Internationaal Schelde-symposium, Integraal waterbeheer Schelde-estuarium.

HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1996). Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. *Die Tierwelt Deutschlands*, 58: 1-648.

HILL, M.O. (1979). TWINSPLAN: A Fortran program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two way Table by Classification of the Individuals and Attributes. *Section of Ecology and Systematics, Cornell University Ithac, N.Y.*, 48pp.

HIMLER, A. (1993). De Antwerpse haven vanaf de Franse periode. *Tijdschrift van het Gemeentekrediet*, 185: 33-56.

KERSTENS, P. (1996). Sigmaphan voor de beveiliging van het Zeescheldebekken tegen stormvloed op de Noordzee. Rapport Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Dep. LIN, AWZ-Afdeling Zeeschelde, Antwerpen.

KRAMER, K.J.M., U.H. BROCKMANN, R.M. WARWICK (1994). Tidal estuaries. Manual of sampling and analytical Procedures. A.A. Balkema, Rotterdam.

KRUSKAL, J.B. & M. WISH (1978). *Multidimensional scaling. Sage Publications. Beverly Hills.*

LAMBSHEAD, P.J.D., H.M. PLATT & K.M. SHAW. (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J.Nat. Hist.*, 17:859-874.

LINCOLN, R.J. (1979). British marine Amphipoda. British Museum (Natural History). 658pp.

MCCUNE B. & M.J. MEFFORD (1995). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 2.0. MjM Software design. *Gleneden Beach, Oregon, USA.*

MCLUSKY, D.S., S.C. HULL, M. ELLIOT (1993). Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 27 (2-4): 101-109.

- MEIRE, P., G. ROSSAERT, N. DE REGGE, T. YSEBAERT & E. KUIJKEN (1992). Het Schelde-estuarium: ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. Rapport RUG-WWE no 28/IN nr. A92.57, RUG en Instituut voor Natuurbehoud.
- MEIRE, P., M. STARINK & M. HOFFMANN (1997). Integratie van ecologie en waterbouwkunde in de Zeeschelde: aanleiding tot een situering van het Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaphan. *Water*, 95: 147-165.
- MILLS, A. & J.D. FISII (1980). Effects of salinity and temperature on *Corophium volutator* and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda), with particular reference to distribution. *Marine Biology*, 58: 153-161.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1958). Die Biologie des Brackwassers. E. Schweizerbart'sche Verlangscuchhandlung, Stuttgart, 348pp.
- REMANE, A. (1971). Ecology of brackish water. *Die Binnengewasser*, 25: 1-210.
- ROBINEAU, R. (1987). Caracterisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire. *Vie et Milieu*, 37:67-76.
- ROSENBERG, R. (1972). Benthic faunal recovery in a Swedish fjord following the closure of a sulphite pulp mill. *Oikos*, 23: 92-108.
- SEYS, J.; M. VINCX, P. MEIRE (1997). Benthische fauna van de Zeeschelde: ruimtelijke distributie en eerste resultaten temporele patronen, verticale distributie en impact Oligochaeten op ecosysteem.
- SHAFFER, P.L. (1983). Population ecology of *Heteromastus filiformis* (Polychaeta: Capitellidae). *Neth. J. Sea. Res.*, 17: 106-125.
- SIEGEL, S. & N.J. CASTELLAN (1988). Nonparametric statistics for the behavioral sciences. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data. ISBN 0-070100326-6.
- VAN DAMME, S.; P. MEIRE; H. MAECKELBERGHE, M. VERDIEVEL; L. BOURGOING; E. TAVERNIERS, T. YSEBAERT; G. WATTEL (1995). De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water*, 85:244-256.
- VAN ECK, G.T.M., N. DE PAUW, M. VAN DEN LANGENBERGH; G. VERREET (1991). Emissies, gehalten, gedrag en effecten van (micro)verontreinigingen in het stroomgebied van de Schelde en Schelde-estuarium. *Water*, 60: 164-181.
- VROON, J. (1995). Veiligheid tegen overstroming in Nederland. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Rijkswaterstaat (NL), 3^{de} Internationaal Schelde-symposium, Integraal waterbeheer Schelde-estuarium.
- WOLFF, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Zoologische verhandelingen*. 126: 1-242
- YSEBAERT, T. & P. MEIRE (1991). Het macrozoöbenthos van de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde. Rapport LN. A92.085.
- 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(2-4): 327-341.
- YSEBAERT, T.; P. MEIRE; M. DE BLOCK; N. DE REGGE; J. SOORS (1997). First record of *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in the Schelde estuary (Belgium).
- ZWOLSMAN, J.J.G. & G.T.M. VAN ECK (1993). Dissolved and particulate trace metal geochemistry in the Scheldt estuary, S.W. Netherlands (Water column and sediments). *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 27(2-4): 287-300.