

**rijksuniversiteit
gent**

laboratorium voor
oecologie der dieren,
zoogeografie en natuurbehoud

ministerie van verkeer en waterstaat
rijkswaterstaat

dienst getijdewateren

Data-analyse van het macrozoöbenthos op de Slikken van Vianen (Oosterschelde): zijn er waarneembare pollutie-effecten rond het sloophaventje ?

Patrick Meire en Jan Seys

Rapport W.W.E. nr. 7

**BENTHOS EN POLLUTIE
OP DE
SLIKKEN VAN VIANEN**

P.M. MEIRE en J.J. SEYS

Rijksuniversiteit Gent
Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoogeografie en
Natuurbehoud
Ledeganckstraat 35
B9000 GENT
België

CONCEPT VERSLAG JULI 1989

INHOUD

Samenvatting.....	3
1. Inleiding	4
2. Materiaal en methode	6
3. Resultaten.....	7
3.1 Situering van de PQ's in de bedrijvigheid van de sloophaven.....	7
3.2 Multivariate analyse van de data.....	7
3.3 Algemene beschrijvende variabelen.....	12
3.4 Diversiteitsindices.....	15
3.5 Abundance/biomass comparison.....	19
3.6 Gemiddeld individueel gewicht van de Vermes.....	23
4. Discussie en conclusie.....	27
5. Dankwoord.....	27
6. Literatuurlijst.....	29

SAMENVATTING

Op de slikken van Vianen (Oosterschelde) was gedurende vele jaren een sloopssloper actief. Het tijdelijk stokeren van wrakken en de afbraak activiteiten zelf hebben op een oppervlakte van meerdere tientallen hektare slik een sterke vervuiling nagelaten. Ontelbare brokstukken slingeren op het slik rond. Bij een recent onderzoek bleken ook hoge concentraties organische microverontreinigingen in de bodem aanwezig te zijn (ref). Dit was de aanleiding voor een diepgaand onderzoek met het oog op mogelijke saneringsmaatregelen. In dit kader was het wenselijk om gegevens over bodemfauna van het gebied te analyseren teneinde na te gaan of er bepaalde effecten waarneembaar zijn of niet. Gegevens afkomstig van een gedetailleerde bemonstering op de slikken van Vianen uit het najaar van 1984 werden daartoe in detail geanalyseerd.

Op basis van multivariate analyse konden de Permanente Quadraten (PQ's) onderverdeeld worden in verschillende clusters. Abiotische factoren zoals de vrijliggingsduur en het slibgehalte bleken sterk te verschillen tussen de diverse clusters. Diverse andere parameters zoals diversiteit, evenness, de verhouding biomassa over abundantie, de verhouding abundantie over aantal soorten, de verdeling van de biomassa over diverse taxonomische groepen of trofische groepen, de gemiddelde individuele gewichten van Polychaeta en Oligochaeta evenals van diverse species en de Abundance/Biomass Comparison method vertoonden een grote variatie binnen de bestudeerde PQ's. Deze variatie kon evenwel steeds in verband gebracht worden met de gemeten abiotische factoren (sediment karakteristieken, vrijliggingsduur) en niet zozeer met de afstand tot het sloophaventje.

Daarom besluiten wij dat er op basis van deze gegevens geen reden is om aan te nemen dat de structuur van de bodemdiergemeenschappen dicht bij het sloophaventje afwijkend is van wat we op basis van de abiotische gegevens zouden verwachten. Dit wil evenwel niet zeggen dat de gegeven pollutie geen effecten heeft op de bodemfauna (zoals bv. reproductie problemen etc.). Een bemonstering dicht bij het haventje zou ook essentieel zijn. Bovendien is de visuele vervuiling op een zo druk bezochte plaats van de Oosterschelde onaanvaardbaar, dat een sanering toch noodzakelijk is.

1. INLEIDING

De interesse voor pollutieproblemen heeft, uit harde noodzaak en helaas te laat, de laatste jaren een sterke impuls gekregen, en dit niet in het minst in mariene ecosystemen en estuaria. In deze gebieden is de druk op het natuurlijk milieu immers groot (afvoer van vervuild rivierwater, aanwezigheid van havens en industrie,...), wat een rechtstreekse bedreiging vormt voor het functioneren van het ecosysteem en voor de voedselvoorzienende functie die deze gebieden vervullen (schelpdierkweek, visvangst). Belangrijkste pollutanten zijn: zware metalen, PCB's, PAK, pesticiden, olie, organotin-verbindingen,... (bv. BERGMAN 1982, RYGG 1985). Eutrofiëringsverschijnselen (BEUKEMA en CADEE 1986 & 1987, ESSINK en BEUKEMA 1986, PEARSON et al 1985, ROSENBERG et al 1987) nemen hierbij een bijzondere plaats in vermits ze als enige pollutievorm en dit bij een geringe organische aanrijking produktie stimulerend kunnen werken. Bij grotere aanrijking treedt O₂-tekort op (DETHLEFSEN en VAN WESTERNHAGEN 1983, THEEDE et al 1969, TSUTSUMI en KIKUCHI 1983) en storten benthosgemeenschappen soms helemaal ineen.

Het onderzoek dat wordt verricht kan ruwweg worden opgedeeld in experimentele studies naar dosis-effect relaties op organismen (EISLER 1977, THAIN 1983,...) en field-surveys. Bij laboratoriumexperimenten wordt meestal het effect van slechts één pollutant of pollutietype als stresserende factor bestudeerd. In het veld komt een dergelijke situatie vrij zelden voor gezien vele pollutanten samen voorkomen. Toch zijn nogal wat publicaties verschenen die het effect van één pollutietype (het meest dominante) evalueren. In field surveys kan de diergemeenschap uit een blanco-proefgebied (of een gebied dat er kan voor doorgaan) vergeleken worden met die van één of meerdere gepollueerde situaties. De meeste resultaten zijn echter bekomen uit tijdseries waarin de bodemdiergemeenschap gevolgd is voor en tijdens (en eventueel na) de pollutie. Het meest kalssieke voorbeeld is PEARSON en ROSENBERG (1978). Wanneer dergelijke vergelijkingen niet mogelijk zijn, kunnen we meer algemeen zoeken naar veranderingen in het ecosysteem o.i.v. een 'stress-factor'. We kunnen immers verwachten dat er verschuivingen zullen optreden binnen de bodemdiergemeenschappen, vermits de ene soort (of groep) gevoeliger is voor verstoring dan de andere. Zo is het verdwijnen van heel wat soorten en het massaal optreden van enkele opportunistische soorten (snelle kolonistoren met een hoge reproductiecapaciteit zoals Capitella capitata, Polydora sp.) kenmerkend voor matig tot sterk gepollueerde milieus (GRAY 1982). Deze wijzigingen in het systeem kunnen worden teruggevonden door m.b.v. multivariate technieken de structuur van de bodemdiergemeenschappen langs een pollutiegradiënt te analyseren. Als maat voor verandering kan tevens gebruik gemaakt worden van diversiteitsmetingen. Naast de gebruikelijke diversiteitsindices willen we hier eveneens de ABC-methode (WARWICK 1986, WARWICK et al 1987) vermelden. De ABC-methode (Abundance Biomass Comparison) vergelijkt k-dominantie curven voor abundantie en biomassa: bij een niet-gestresseerd systeem valt de biomassa-curve volledig onder de abundantie-curve, bij een sterk gestresseerd systeem ligt hij er volledig boven, bij matige stress kruisen beide curven. Hoewel enige problemen bestaan rond

de toepasbaarheid van deze methode onder bepaalde omstandigheden blijkt ze toch een zeer goede indicator te zijn van stress (MEIRE en DEREU, 1989). Min of meer aansluitend bij de onderliggende gedachtengang van deze methode - gepollueerde systemen worden numeriek gedomineerd door kleine organismen zoals kleine Polychaeten en Oligochaeten - zou bij pollutie het gemiddelde gewicht van Polychaeta (gemiddeld over alle soorten) kleiner worden (GRAY 1982). Naast de verschuivingen tussen de verschillende groepen, kunnen de gewijzigde groeiomstandigheden ook oorzaak zijn van kleinere individuele gewichten binnen één soort (PEARSON et al 1985). Dergelijke dosis-groei-effect experimenten zijn vooral onder laboratoriumomstandigheden uitgevoerd (ELDON et al 1980, NEUHOFF 1983, STROMGREN 1982) of onder semi-natuurlijke omstandigheden (cfr. uitgehangen mosselen: de KOCK en MARQUENIE 1981). Andere maten die eveneens kunnen worden gebruikt om pollutie effecten te detecteren zijn de abundantie of biomassa van dominante soorten of van grotere eenheden zoals trofische groepen, alsook verhoudingen zoals totale biomassa over totale abundantie of totale abundantie over het aantal soorten etc. (Gray et al. 1988). Een belangrijk probleem bij alle benaderingen zoals hierboven geschetst is evenwel het scheiden van effecten veroorzaakt door pollutie en die veroorzaakt door natuurlijke gradienten. Daarom moeten de resultaten eerst gecorreleerd worden met de abiotische en biotische omgevingsfactoren. Wat dan niet kan verklaard worden op basis hiervan kan dan eventueel aan pollutie te wijten zijn.

Het doel van deze studie is na te gaan of er op de Slikken van Vianen (Oosterschelde) t.h.v. het voormalige sloophaventje effecten van de aldaar geconstateerde pollutie merkbaar zijn op het macrozoöbenthos. Daarom zullen we in dit verslag de hierboven gesitueerde methoden toepassen op gegevens van het macrozoöbenthos teneinde de situatie aldaar te kunnen evalueren. Een korte vergelijking met andere gebieden zal gemaakt worden.

2. MATERIAAL EN METHODEN

De Slikken van Vianen zijn gelegen aan de Zuidoost kust van Schouwen Duiveland. Een gedetailleerde beschrijving van het studiegebied is gegeven door MEIRE en KUIJKEN (1987).

In oktober 1984 werden op 17 permanente kwadraten op de Slikken van Vianen bodemdiermonsters verzameld, dit in het kader van een lange termijn-monitoring van vogels en bodemdieren op deze slikken. De ligging van de studieplots is weergegeven in Fig.1. Tevens werden van alle PQ's volgende abiotische factoren bepaald: mediane korrelgrootte, sortering, slibgehalte, stikstofgehalte, diepte geoxideerde laag en vrijliggingsduur.

Per PQ werden 5 grote steekbuismonsters (diameter 15 cm) genomen tot op een diepte van 30-40cm. Deze monsters zijn in het veld gefixeerd met 7% neutrale formaline. In het lab werden ze uitgezeefd op een zeef met ronde gaten (diameter van 1 mm) en vervolgens gekleurd met 0.02% Bengaals rose en minimum 24 uur na de kleuring uitgezocht, gedetermineerd en geteld. Vervolgens zijn de dieren gedurende 24 uur gedroogd bij 105 C en een eerste maal gewogen, verast bij 550 C en een tweede maal gewogen. Het verschil tussen beide waarden, het asvrijdrooggewicht, is een maat voor de biomassa.

De densiteits- en biomassagegevens werden verwerkt op de Siemens mainframe computer van het Centraal Digitaal Rekencentrum (Rijksuniversiteit Gent). De positieve waarnemingen zijn ingevoerd m.b.v. een editor, omgezet in een volle matrix en statistisch verwerkt met het SPSS^x-programma (SPSS Inc. 1986), Two Way INDicator SPecies ANALYSIS (Twinspan: HILL 1979a) en DETrended CORrespondance ANALYSIS (Decorana: HILL 1979b). De waarden voor gemiddelde individuele biomassa's en voor gemiddelde biomassa's van de wormen als groep, werden eveneens berekend met SPSS^x, alsook de hieruit voortvloeiende statistische tests.

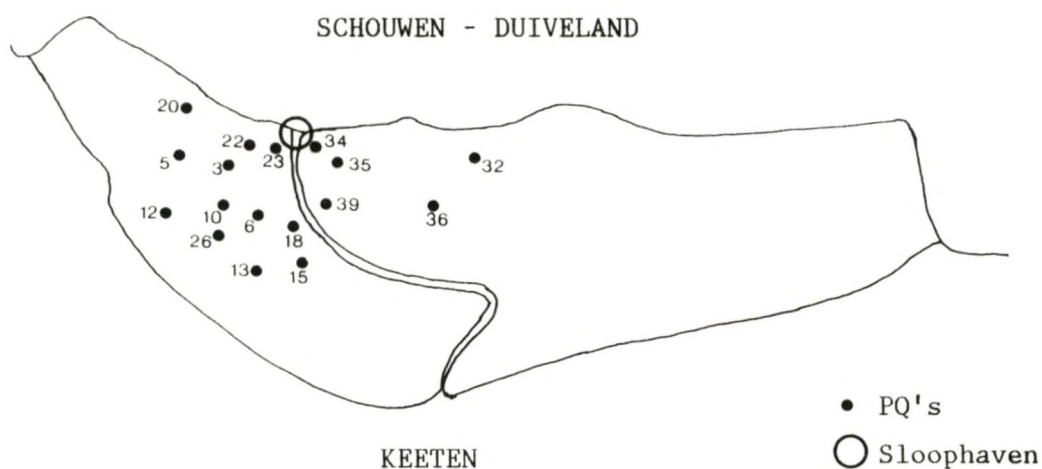


Fig. 1. Kaart van de Slikken van Vianen met de ligging van de verschillende PQ's en het sloophaventje.

3. RESULTATEN

3.1 Situering van de PQ's in de bedrijvigheid van de sloophaven.

Om een mogelijke invloed van pollutanten op het macrozoöbenthos van de Slikken van Vianen te ontdekken, werden de gegevens van de 17 PQ's vergeleken. Bij een pollutie-effect verwachten we een niet door natuurlijke factoren verklaarbaar afwijkend patroon in de PQ's, dichtst bij het sloophaventje - de pollutiebron-gelegen. PQ 23, 34 en 35 liggen het dichtst bij het haventje. PQ 22 en 20 liggen in een geul waarlangs veel water dat van het haventje afvloeit passeert. Een min of meer analoge situatie geldt voor PQ 39. De overige PQ's liggen ofwel verder af ofwel zo dat de waterstroming tussen het haventje en het PQ minder intens is dan bij de eerder vermelde PQ's. In het gebied rond de PQ's 34 en 35 lagen frequent wrakken voor langere tijd. De aanwezigheid in de bodem van veel brokstukken zoals stenen, ijzer, hout en plastic zijn daar getuige van. Rond PQ 39 liggen veel stenen. Hun oorsprong is ons onduidelijk. Wij konden nooit waarnemen tussen 1976 en 1987 dat in die buurt wrakken lagen. Mogelijks zijn die stenen afkomstig van stortingen ivm het onderhoud van het dammetje. Op de helling juist ten westen van het dammetje voor het huis werden de boten steeds gesloopt. Met hoog water werd het schip op deze helling getrokken en daarna eerst volledig uitgebrand waarna het afgebroken werd. In de wijde omgeving, tot in PQ 23 en in mindere mate PQ 22, liggen veel brokstukken van allerlei allooi.

3.2. Multivariate analyse

Om enig inzicht in de structuur van de dataset te verkrijgen werd een TWINSPAN uitgevoerd. Bij de analyse werden volgende aantalsklassen gebruikt via de opgave van cutlevels: 0, 1-4, 4-16, 16-64, 64-256, 256-1024, 1024-4096, 4096-9999. Zeven clusters kunnen onderscheiden worden. De dendrogrammen, zowel voor de PQ's als voor de soorten, zijn samen met de soortgegevens overzichtelijk weergegeven in Fig.2. Bij de eerste opsplitsing worden alle PQ's op of nabij mosselpercelen (PQ 20,22,23,6,10,3,5,18,12,26) afgescheiden van de rest (PQ 34,35,39,36,32,13,15). In tweede instantie worden in de mosselgroep de PQ's, gelegen op de mosselbank (20, 22, 23, 6, 10) gescheiden van zij die erond liggen. De mossel-PQ's worden verder gesplitst in de commerciële banken (PQ's 20, 22, 23) en de natuurlijke banken (PQ's 6 en 10). De mosselbank begeleide PQ's worden eveneens verder opgedeeld in twee groepen: de PQ's 3 5 en 18 en de PQ's 12 en 26. De rest PQ's worden verder nog opgesplitst in 3 groepen. PQ's 13 en 15 worden in eerste instantie afgescheiden en de resterende 5 PQ's worden verdeeld in de PQ's 34, 35, 39 en de PQ's 32 en 36. Op te merken valt dat de PQ's rond het sloophaventje alle samenclusteren in twee groepen: 20, 22, 23 vormen 1 groep bij de mossel-PQ's, 34, 35 en 39 vormen 1 groep bij de overige PQ's.

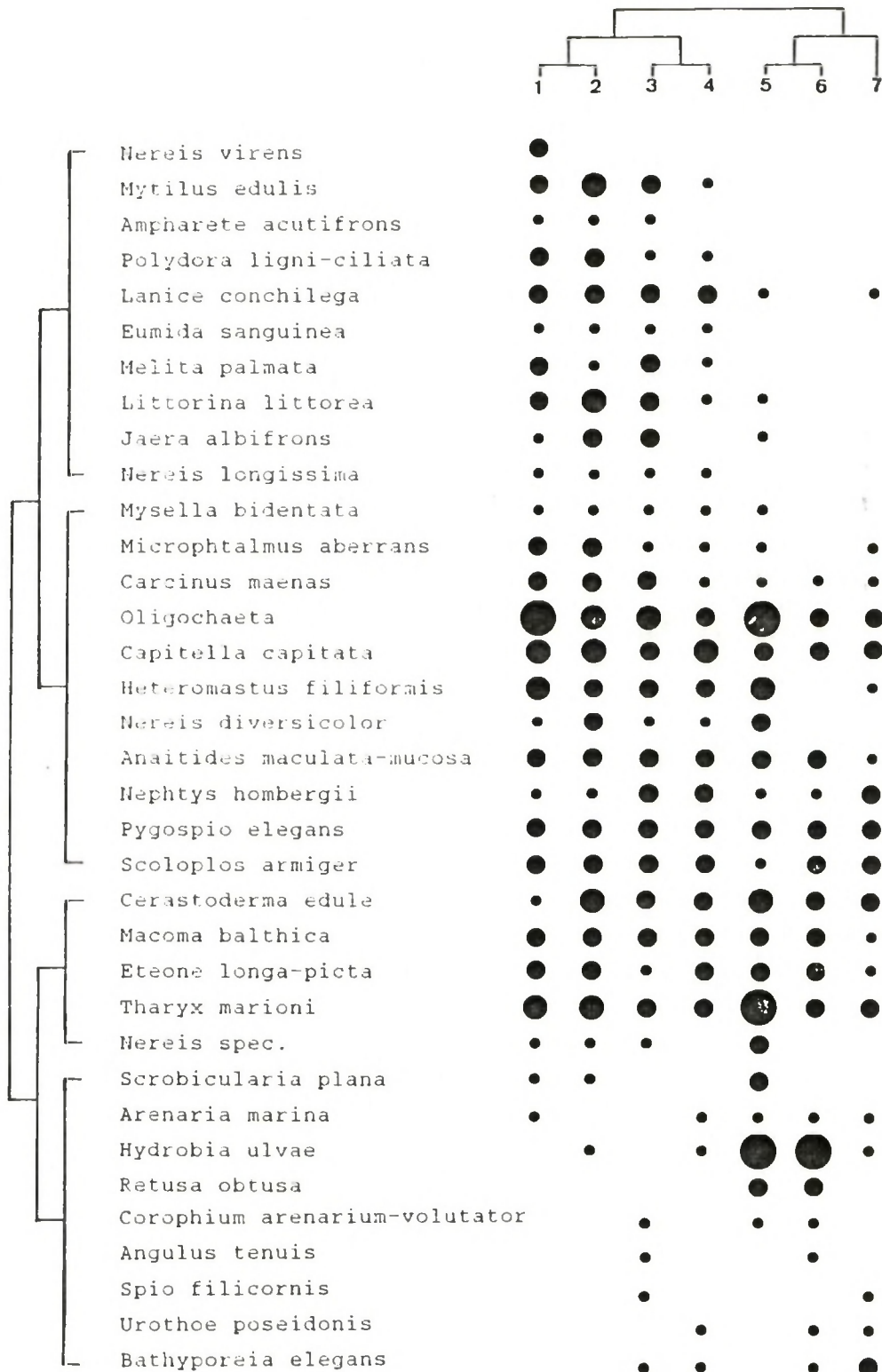


Fig. 2. Resultaten van een TWINSpan analyse gebaseerd op de dichtheden van bodemdieren in 17 PQ's van de Slikken van Vianen. Het dendrogram voor zowel soorten als PQ's is weergegeven. De dichtheden van elke soort in elke cluster zijn als volgt weergegeven (= 1 tot 4; = 4 tot 64; = 64 tot 1024; = >1024).

Om de resultaten van de TWINSPAN analyse verder te kunnen interpreteren werden de gegevens eveneens aan een ordinatie (DECORANA) onderworpen. Fig.3 geeft de resultaten weer. Hieruit blijkt opnieuw de groepering van de PQ's 34,35 en 39. De 3 overige PQ's (20, 22 en 23) liggen weliswaar samen, maar toch zeer dicht bij de andere mossel-PQ's. Uit de figuur blijkt ook dat de PQ's gespreid liggen langs een omgevingsgradient, die weerspiegeld wordt door de assen. Vooral de eerste as is belangrijk. Dit blijkt zowel uit de eigenwaarden van de assen (0.586 voor de eerste; 0.308 voor de tweede en 0.075 voor de derde as) als uit de spreiding van de PQ's. De spreiding is inderdaad veel minder langs de tweede as en dit geldt zeker voor de PQ's rond het sloophaventje.

DECORANA densities
Vianen 1984 all plots

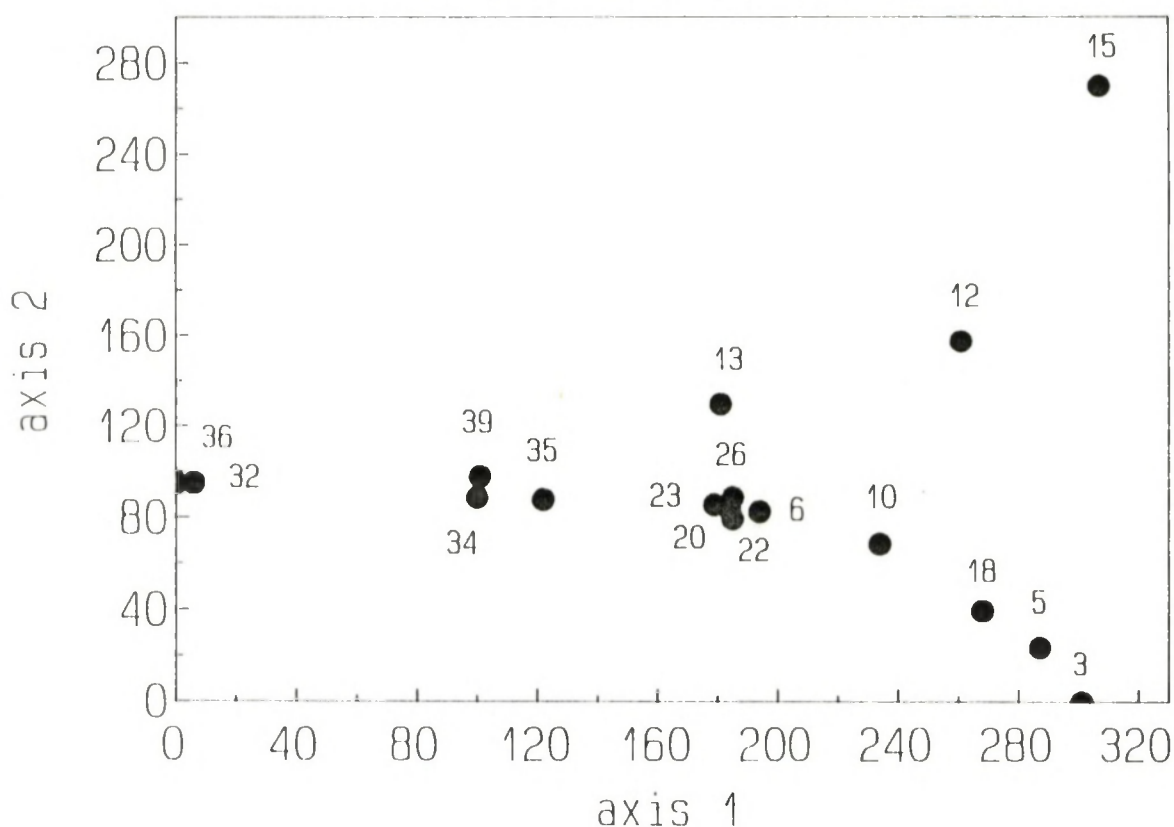


Fig. 3. Ligging van de 17 PQ's ten opzichte van de Decorana as 1 en 2.

De gradient zoals weergegeven in de ordinatie kunnen we aan de gemeten omgevingsfactoren relateren. M.b.v. een Spearman-Rank correlatie tussen de coördinaten op de Decorana-assen en de abiotische factoren van de 17 PQ's vinden we dat de eerste as gecorreleerd is met de mediane korrelgrootte ($R_s = -0.5879$; $p=0.013$) en de vrijliggingsduur ($R_s = -0.6340$; $p=0.006$). De tweede as vertoont een significante correlatie met de diepte van

de geoxideerde laag ($R_s = 0.5890$; $p=0.013$). Deze gradient komt ook duidelijk naar voor in Fig. 4 waar de gemiddelde waarden van de abiotische factoren per TWINSPAN groep zijn weergegeven. Hieruit blijkt dat de PQ's 34, 35, en 39 een hoog slibgehalte en een lange vrijligingsduur hebben. De PQ's 20, 22 en 23 hebben eveneens een zeer hoog slibgehalte in vergelijking met de andere groepen.

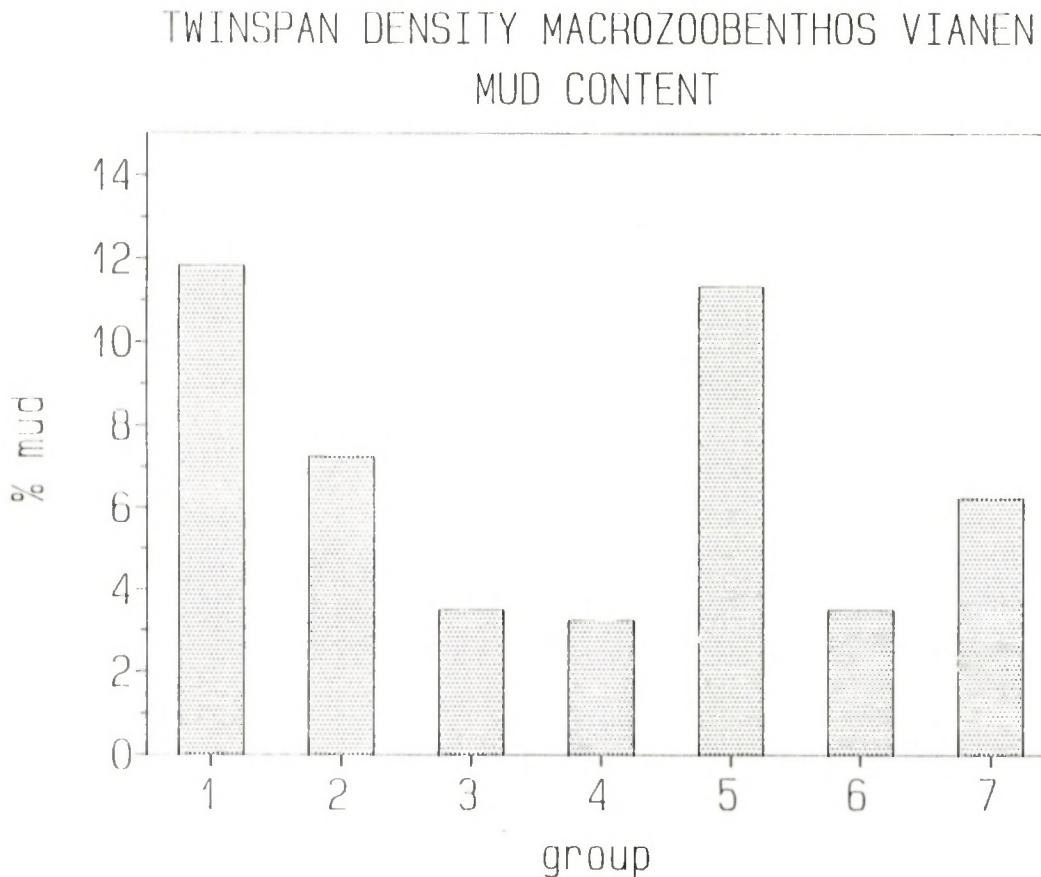
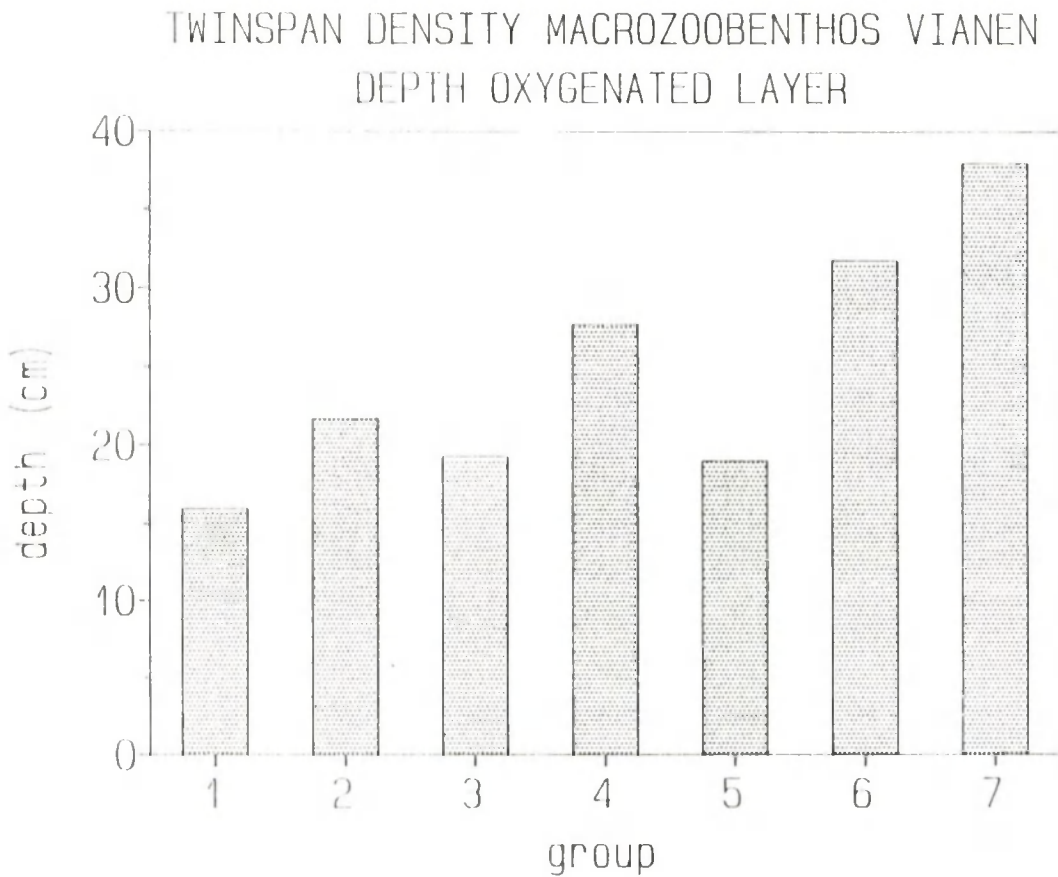
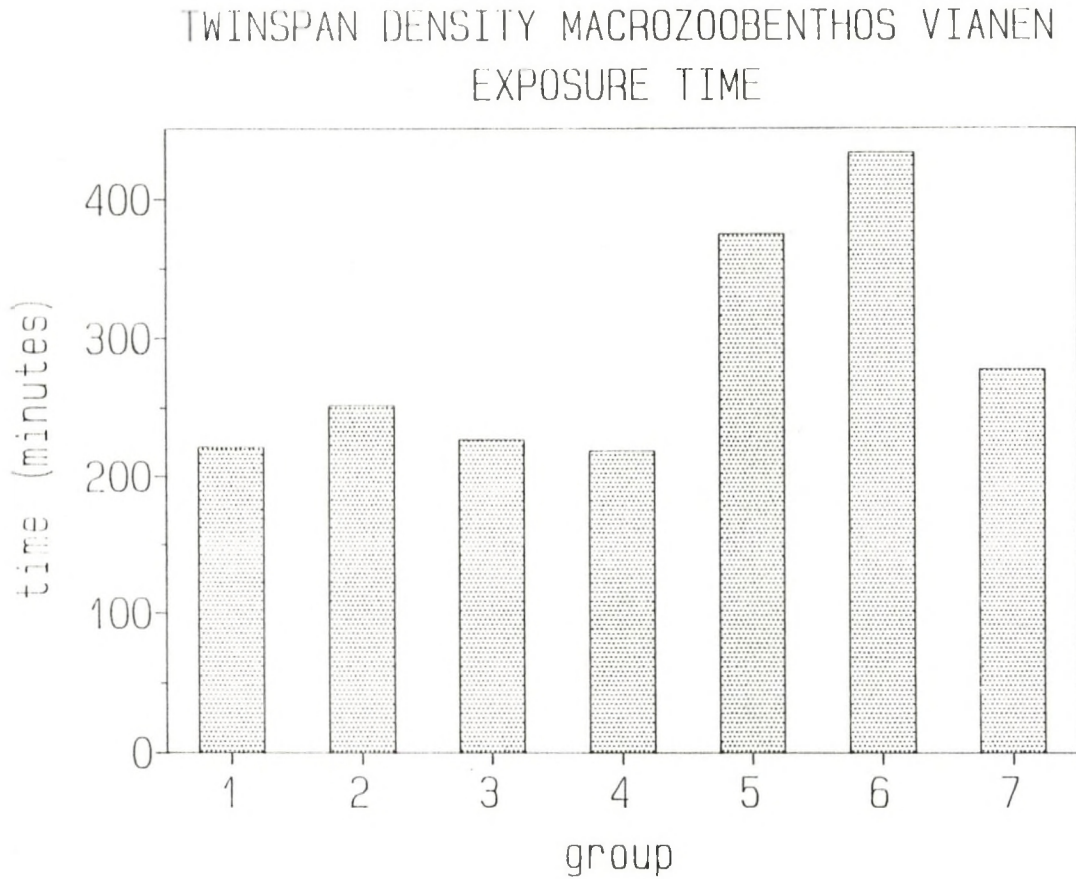


Fig. 4. Gemiddelde waarde van het slibgehalte, vrijliggingsduur en diepte van de geoxideerde laag van de verschillende PQ's per TWINSPAN groep. (Groep 1: PQ 20,22,23; Groep 2: PQ 6,10; Groep 3: PQ 3,5,18; Groep 4: PQ 12,26; Groep 5: 34,35,39; Groep 6: PQ 36,32; Groep 7: PQ 13,15).

Fig. 4. Vervolg.



3.3. Algemeen beschrijvende variabelen

In Tabel 1 zijn per plot de totale dichtheid en biomassa weergegeven. De hoogste biomassa's vinden we op de mosselbanken (PQ 20,22,23,6 en 10), intermediaire waarden op de PQ's rond de mosselbanken (PQ's 26,5 en 18) en op de hoger gelegen slibrijke PQ's (PQ's 34,35 en 39). In de overig PQ's zijn de biomassa's veel lager. Voor de totale densiteit geldt een analoog beeld, met maxima op de hoger gelegen slibrijke PQ's 34,35 en 39.

=====						
Plot	Nr. of species	ABC index	Percentage of crosses	Exposure time	Bio-mass	Total Density
=====						
3	28	11.06	0	225	42	8941
5	31	10.25	0	210	70	8545
6	32	4.71	0	250	157	20145
10	33	4.95	0	255	255	23201
12	25	9.39	0	185	5	1754
13	21	10.03	0	270	23	2490
15	21	17.73	0	280	8	905
18	29	12.28	0	245	74	4527
20	32	2.78	0	210	435	43234
22	30	0.71	16	260	139	30331
23	33	2.37	0	195	179	29766
26	28	9.95	0	255	215	10186
32	12	-3.07	17	440	25	19014
34	21	0.32	33	380	97	64115
35	26	-4.69	46	390	64	81431
36	20	-3.98	90	430	20	53193
39	27	0.85	33	355	79	56758

Tabel 1. Overzicht van het totaal aantal soorten, de totale dichtheid (aantal per m²), totale biomassa (g asvrij drooggewicht per m²) en vrijliggingsduur (min) voor elk PQ evenals de ABC index en het percentage van het aantal kruisingen (voor uitleg zie tekst).

In Fig. 5 werd de verhouding biomassa/abundantie voor de 17 PQ's weergegeven. Lage waarden wijzen op een gestoord systeem (Gray et al. 1988). In de figuur werden de PQ's gerangschikt volgens hun ligging op DECORANA as 1 en we zien inderdaad een gradient van zeer lage B/A waarden voor de PQ's 36,32,34,39 en 35 en hogere waarden voor de overige PQ's. Genoemde PQ's hebben allemaal een lange vrijliggingsduur (Tabel 1) en liggen op variabele afstand van de sloophaven.

De verhouding abundantie/aantal soorten is groot in gestoorde gebieden en laag in normale omstandigheden (Gray et al. 1988). In Fig. 6 is deze verhouding weergegeven voor de 17 PQ's eveneens gerangschikt volgens hun ligging op DECORANA as 1 en geven precies dezelfde resultaten als de biomassa/abundantie verhouding.

MACROZOOBENTHOS VIANEN 17 STUDY-PLOTS
BIOMASS/ABUNDANCE

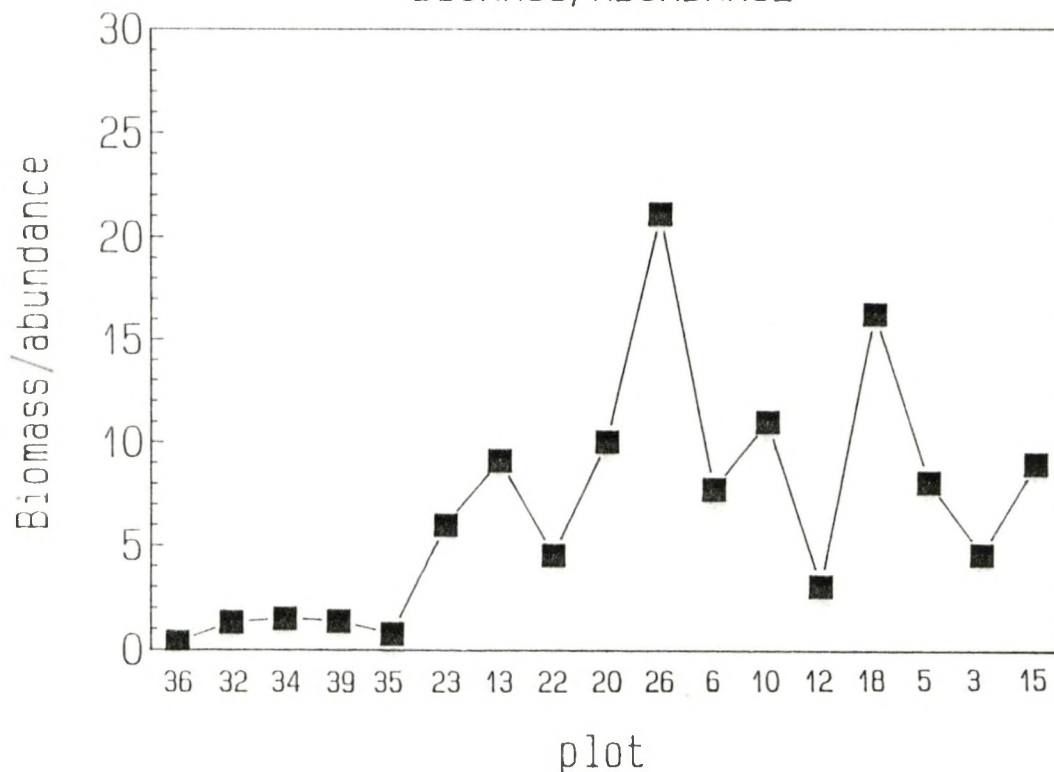


Fig. 5. Overzicht van de biomassa/abundantie verhouding voor de 17 PQ's. De PQ's werden gerangschikt op basis van hun ligging langs de eerste DECORANA as.

ABUNDANCE/TOTAL NUMBER OF SPECIES

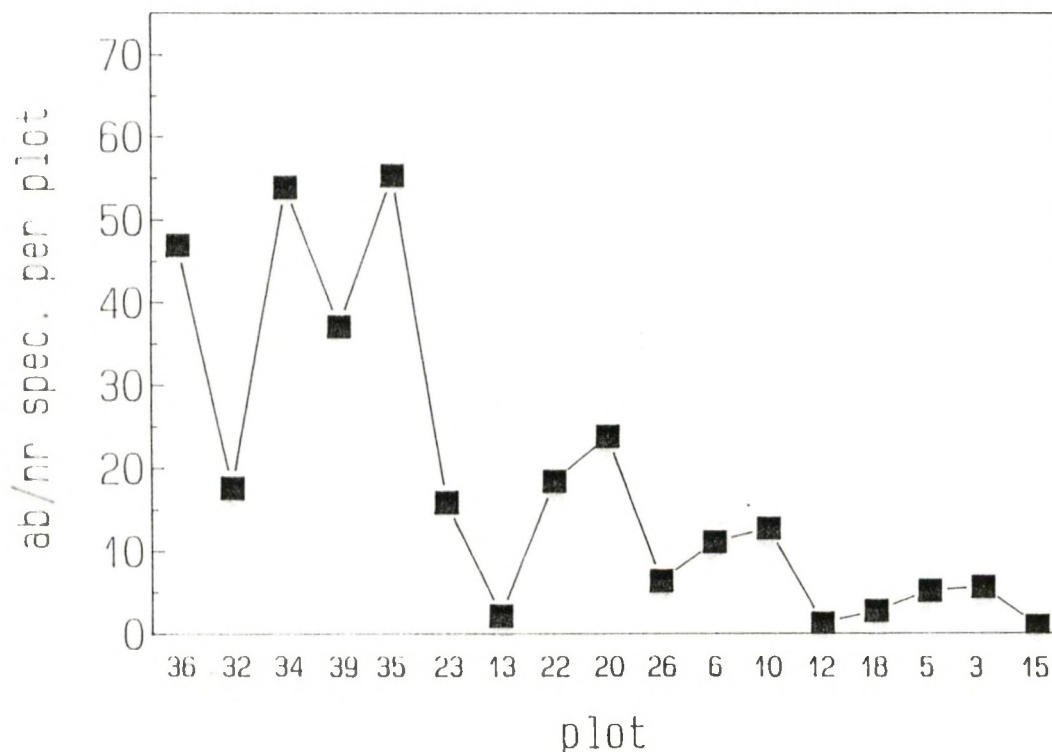


Fig. 6. Overzicht van de abundantie/aantal soorten verhouding voor de 17 PQ's. De PQ's werden gerangschikt op basis van hun ligging langs de eerste DECORANA as.

Bekijken we de verdeling van de biomassa over de verschillende grote faunistische groepen (Mollusca, Oligochaeta, Polychaeta en Crustacea) (Fig. 7) dan is de dominantie van Mollusca -vooral op de mosselbanken-, gevolgd door een kleiner aandeel Polychaeta opvallend. Oligochaeta, Crustacea en overige zijn qua biomassa van zeer weinig belang. In geval van pollutie verwachten we een dominantie van Oligochaeta of Polychaeta (GRAY et al. 1988).

MACROZOOBENTHOS VIANEN 17 STUDY-PLOTS

PERCENTAGE BIOMASS FAUNAL GROUPS/PLOT

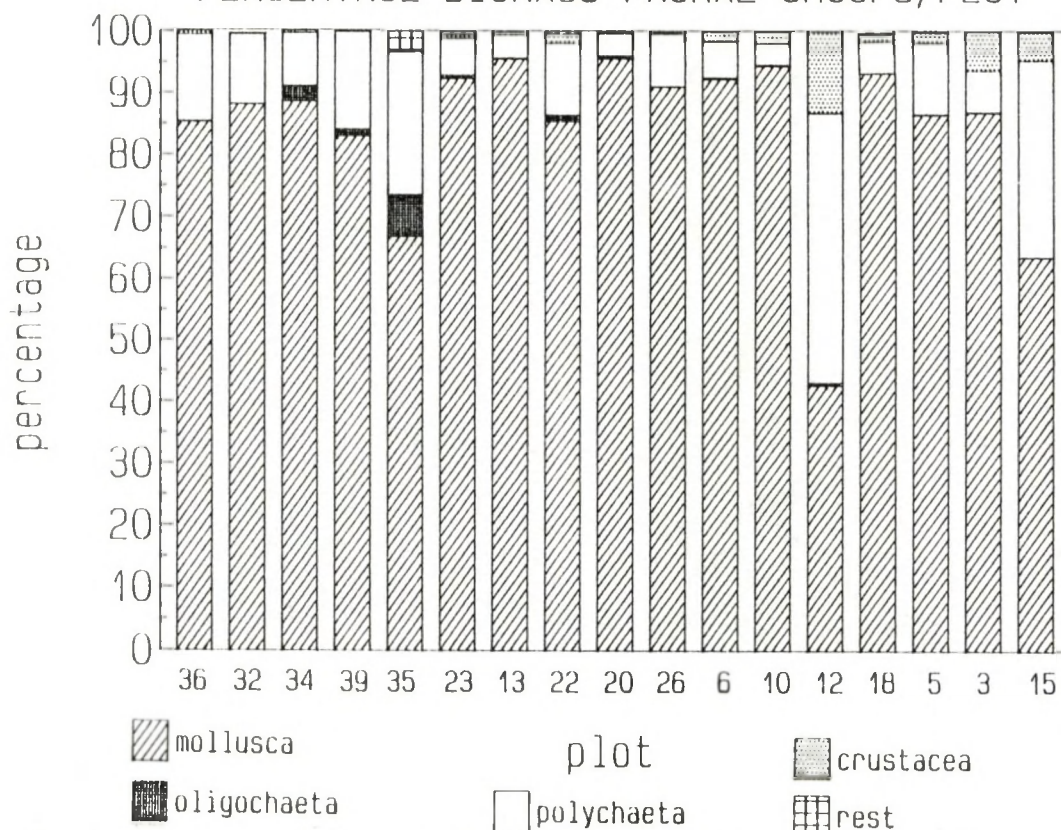


Fig. 7. Het percentage van de totale biomassa is weergegeven voor de belangrijkste fauna groepen. De PQ's werden weer gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

De diverse bodemdieren hebben elk een eigen manier van voedsel verzamelen. Op basis hiervan kunnen we de fauna opdelen in functionele groepen. Filterfeeders gaan vooral hun voedsel uit de waterkolom halen door het filtreren van het water. Deze groep organismen vormt, gezien hun grote filtreercapaciteit en hoge dichtheden, een zeer belangrijke schakel in de energiedoorstroming van gezonde ecosystemen. Gezien het hier vaak om grotere organismen (mosselen, kokkels, strandgapers) gaat zijn zij vaak het eerst verdwenen oiv pollutie. Organisch materiaal dat bezinkt naar de bodem of dat er afgzet wordt als pseudofaeces door bv. mosselende is de voedselbron voor de depositfeeders, voornamelijk Polychaeta. Deze kunnen sterk in aantal toenemen oiv. pollutie. Verder onderscheiden we nog grazers en omnivoren/predatoren. Grazers voeden zich voornamelijk met kleine algen en omnivoren/predatoren zijn aaseters en echte predatoren. De opdeling van de soorten in de diverse trofische groepen is weergegeven in appendix 1. Deze indeling is soms arbitrair gezien

bepaalde soorten zich op meerder manieren kunnen voeden. In Fig. 8 is het aandeel in de totale biomassa van de verschillende trofische groepen weergegeven. De mosselbanken worden gedomineerd door filterfeeders. In de slibrijke hoge PQ's (34,35 en 39) evenals in PQ 12,15 en 22 komen nogal wat depositfeeders voor en in de PQ's 36, 32 en 3 zijn veel grazers aanwezig. Een duidelijke gradient is niet waar te nemen.

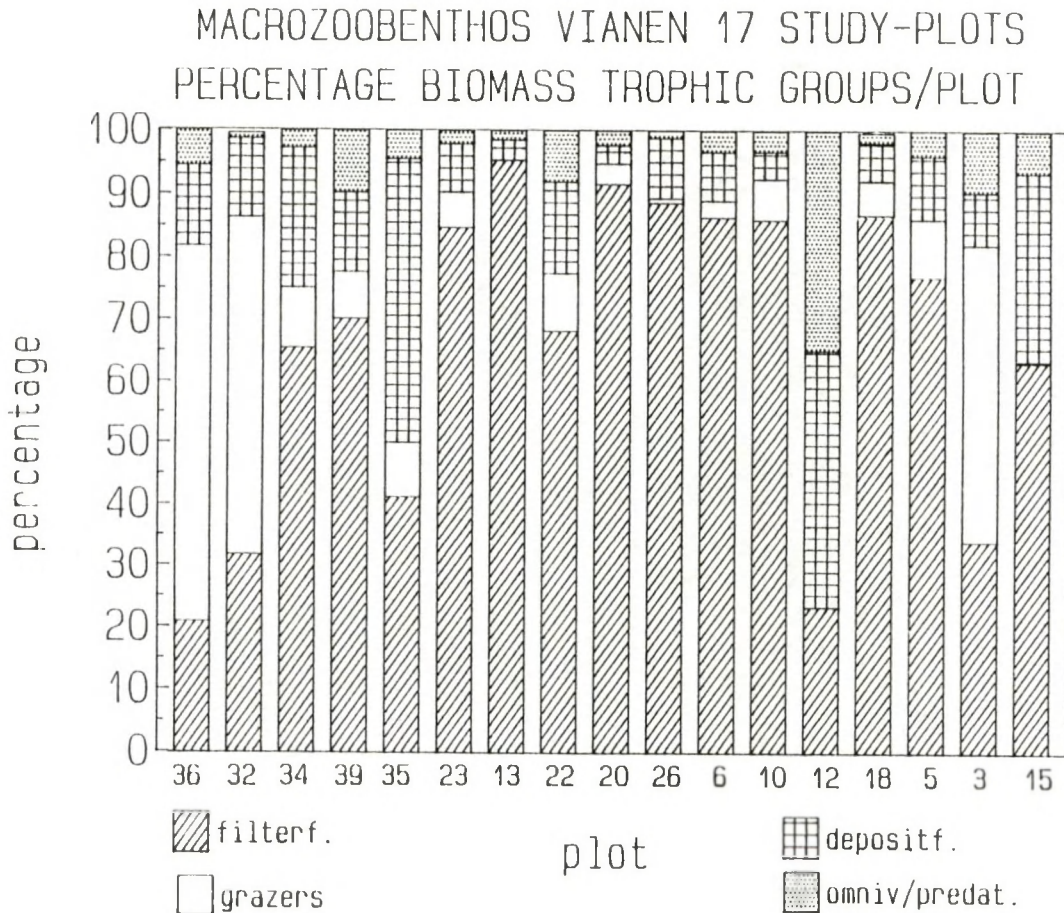


Fig. 8. Het percentage van de totale biomassa is weergegeven voor de verschillende trofische groepen. De PQ's werden weer gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

3.3. Diversiteitsindices

In Fig. 9 is de Shannon-Wiener diversiteitsindex en in Fig. 10 de evenness van de 17 PQ's weergegeven, waarbij de PQ's geordend zijn volgens hun plaats langs de eerste Decorana-as. Voor beide indices zien we een stijgende diversiteit van links naar rechts. Dit betekent dat de diversiteit gemeten als een Shannon-Wiener en evenness, toeneemt naarmate de PQ's minder zandig worden en minder lang droogvallen. Dit patroon komt niet naar voor wanneer we als diversiteitsmaat het totaal aantal soorten gebruiken (Fig. 11).

Hier blijkt vooral het criterium mossel- nietmosselperceel doorslaggevend, met de mosselpercelen duidelijk rijker aan soorten.

Tussen de PQ's 20,22 en 23 en tussen de PQ's 34,35 en 39 zijn geen duidelijke verschillen in diversiteit. Alleen PQ 20 lijkt er enigszins uit te springen met een lagere Shannon-Wiener diversiteit en evenness. Gemiddeld beschouwd per TWINSPAN groep zien we dat cluster 1 en 5 een relatief lage diversiteit hebben maar dat het soortenaantal in cluster 1 zeer groot is (Fig. 12 en 13).

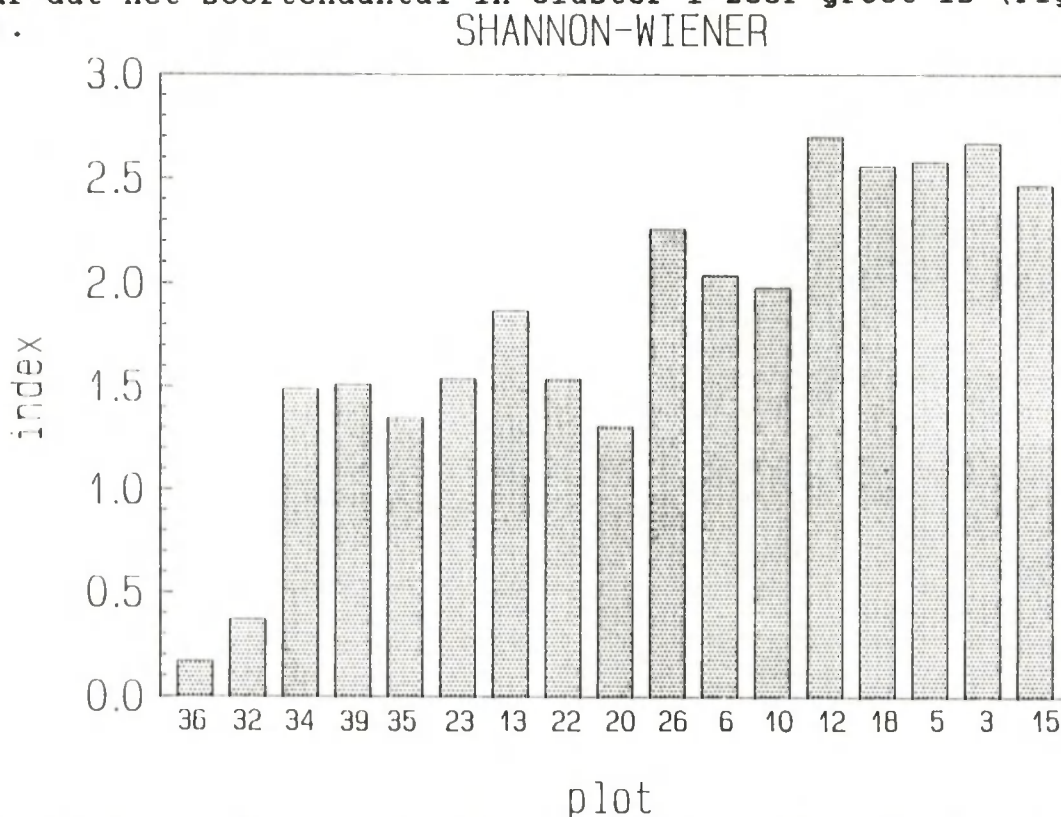


Fig. 9. Overzicht van de Shannon-Wiener diversiteit per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

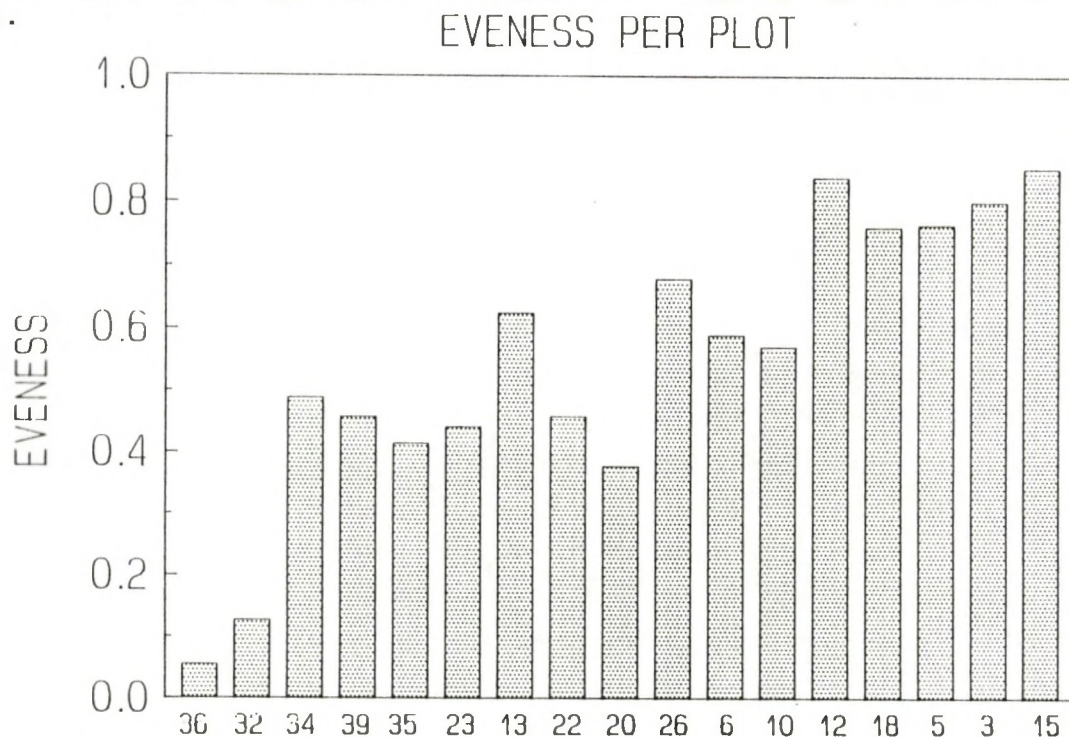


Fig. 10. Overzicht van de evenness per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

MACROZOOBENTHOS VIANEN 17 STUDY-PLOTS
NUMBER OF SPECIES/PLOT

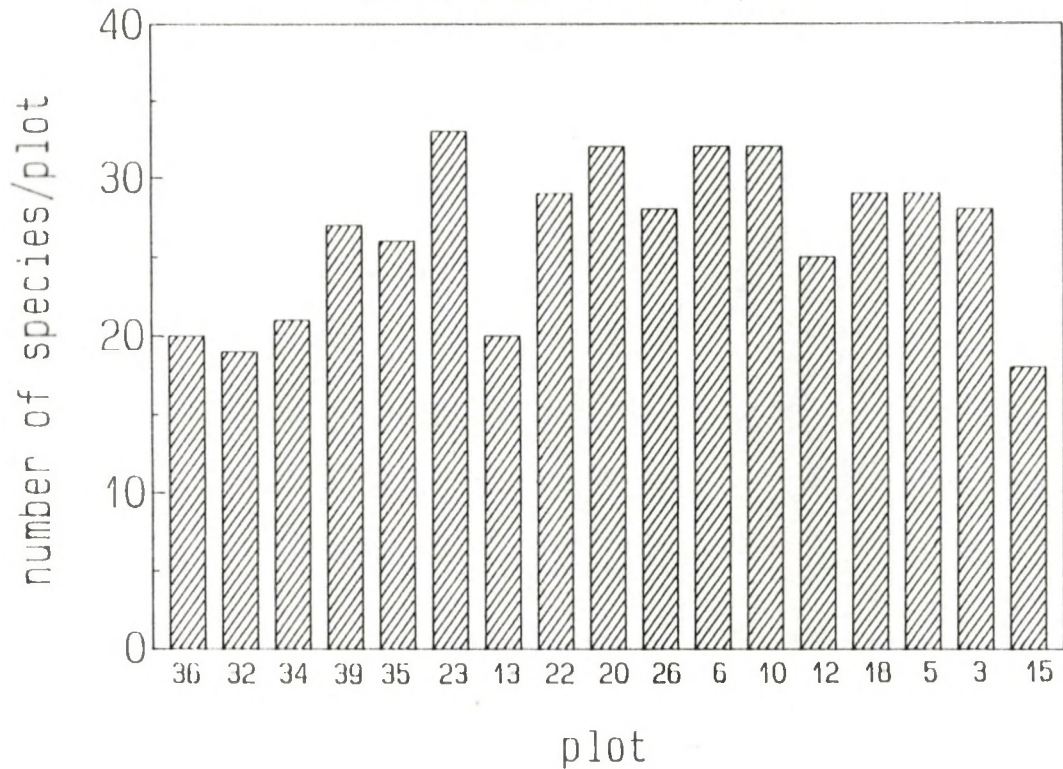


Fig. 11. Overzicht van het aantal soorten per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

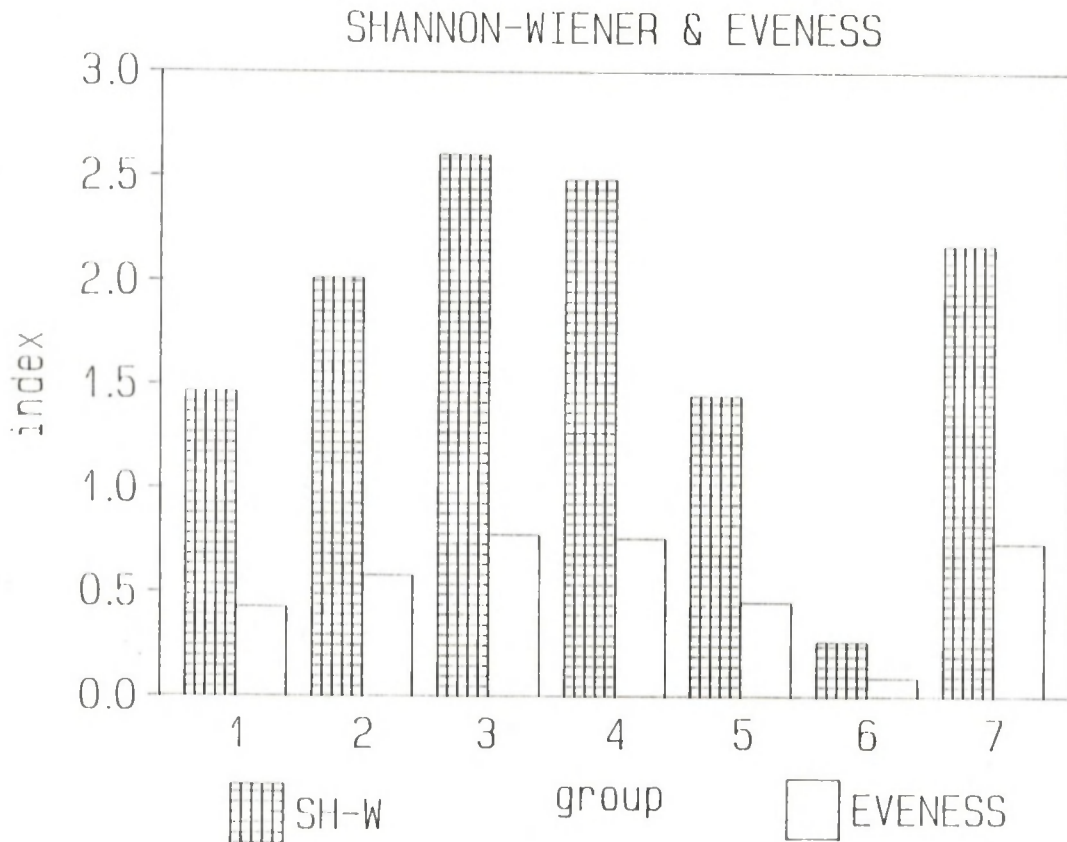


Fig. 12. Overzicht van de gemiddelde Shannon-Wiener diversiteit en eveness per TWINSpan groep. (voor de TWINSpan groepen zie Fig. 4).

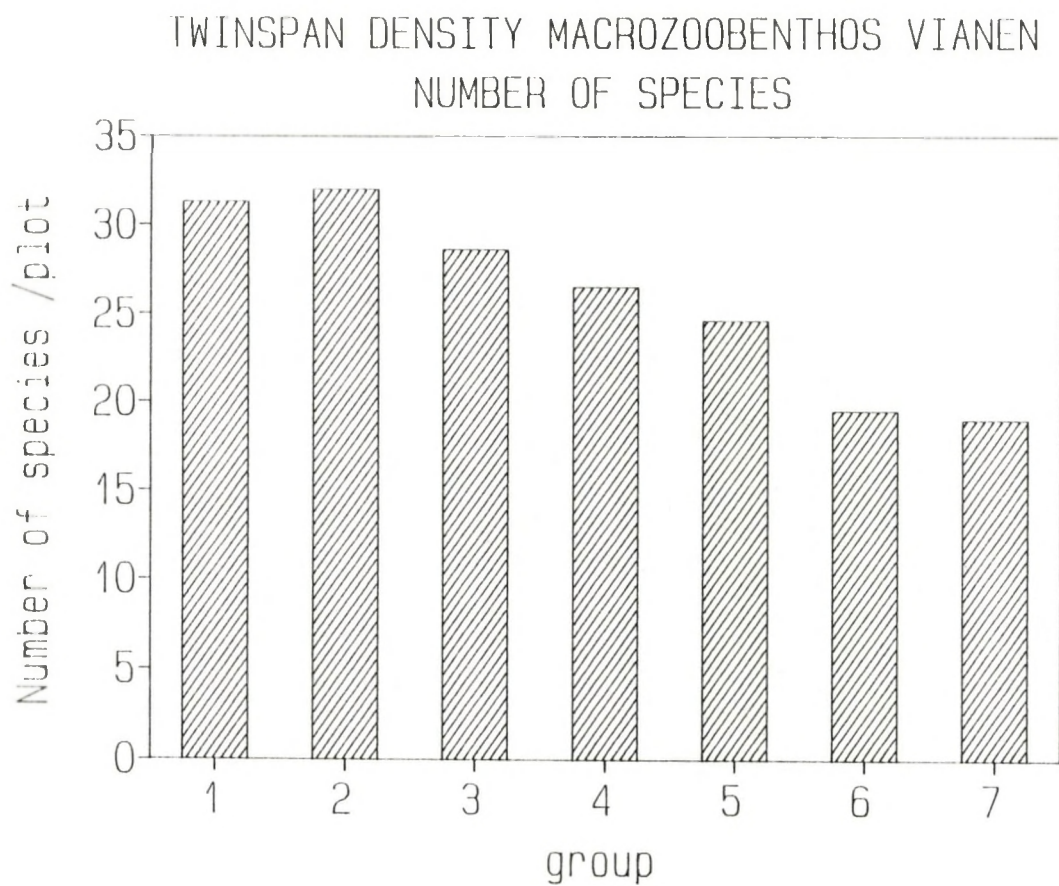


Fig. 13. Overzicht van het gemiddeld aantal soorten per TWINSpan groep. (voor de TWINSpan groepen zie Fig. 4).

3.5 Abundance/Biomass Comparison methode.

Met de ABC methode kunnen we een beeld krijgen van de stress binnen een bepaald gebied. In Fig. 14 zijn de ABC-curven voor de verschillende PQ's weergegeven en de ABC index en het procentueek aantal kruisingen der beide curves (MEIRE en DEREU, 1989) zijn in Tabel 1 samengevat.

Curven die wijzen op een matig tot sterk gestresseerd systeem (densiteitscurve kruist biomassa-curve of ligt erboven) vinden we voor de PQ's 34,35,36,39 en 22. Met uitzondering van PQ 22 zijn dit de hoogst gelegen PQ's (vrijliggingsduur van 6 uur of meer). PQ 22 heeft echter slechts een gemiddelde vrijliggingsduur van 4 uur 20 minuten. Een lange vrijliggingsduur betekent voor de bodemorganismen inderdaad een belangrijke stress-factor. Voor PQ 22 kunnen we het gestresseerd patroon mogelijks verklaren door het regelmatig bevissen van deze mosselbank (Meire en Dereu, 1989).

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

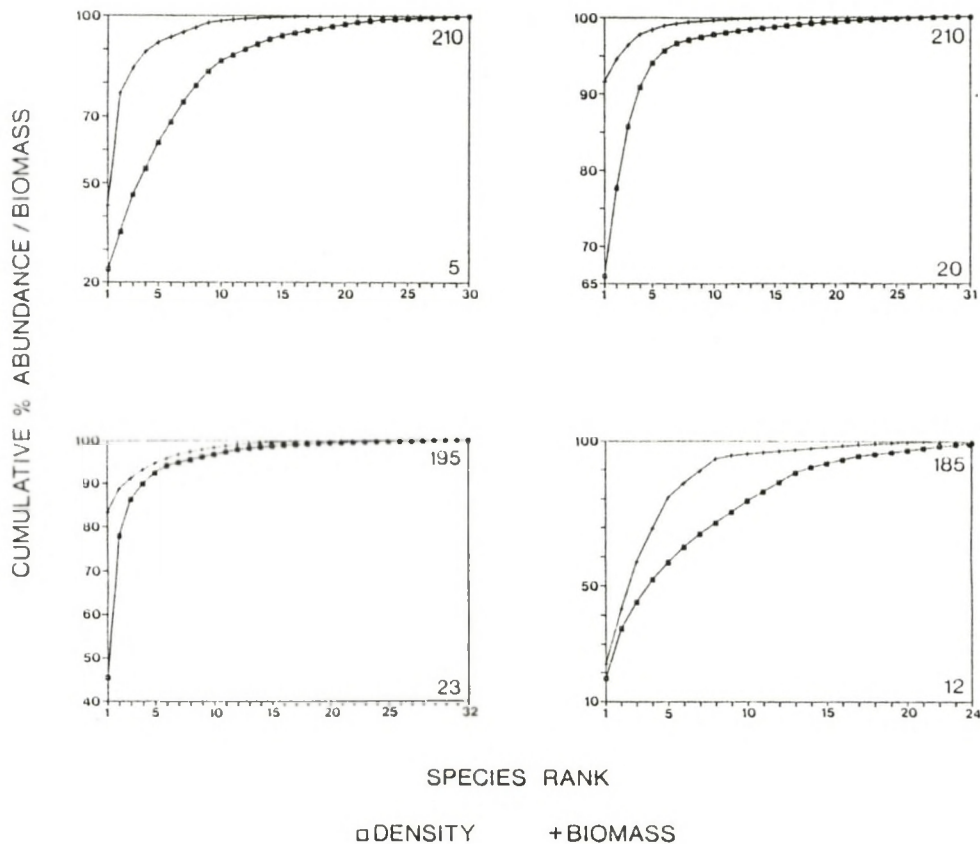


Fig. 14. ABC curves van het macrobenthos van de 17 PQ's op de Slikken van Vianen. Het PQ-nummer en de vrijliggingsduur zijn weergegeven.

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

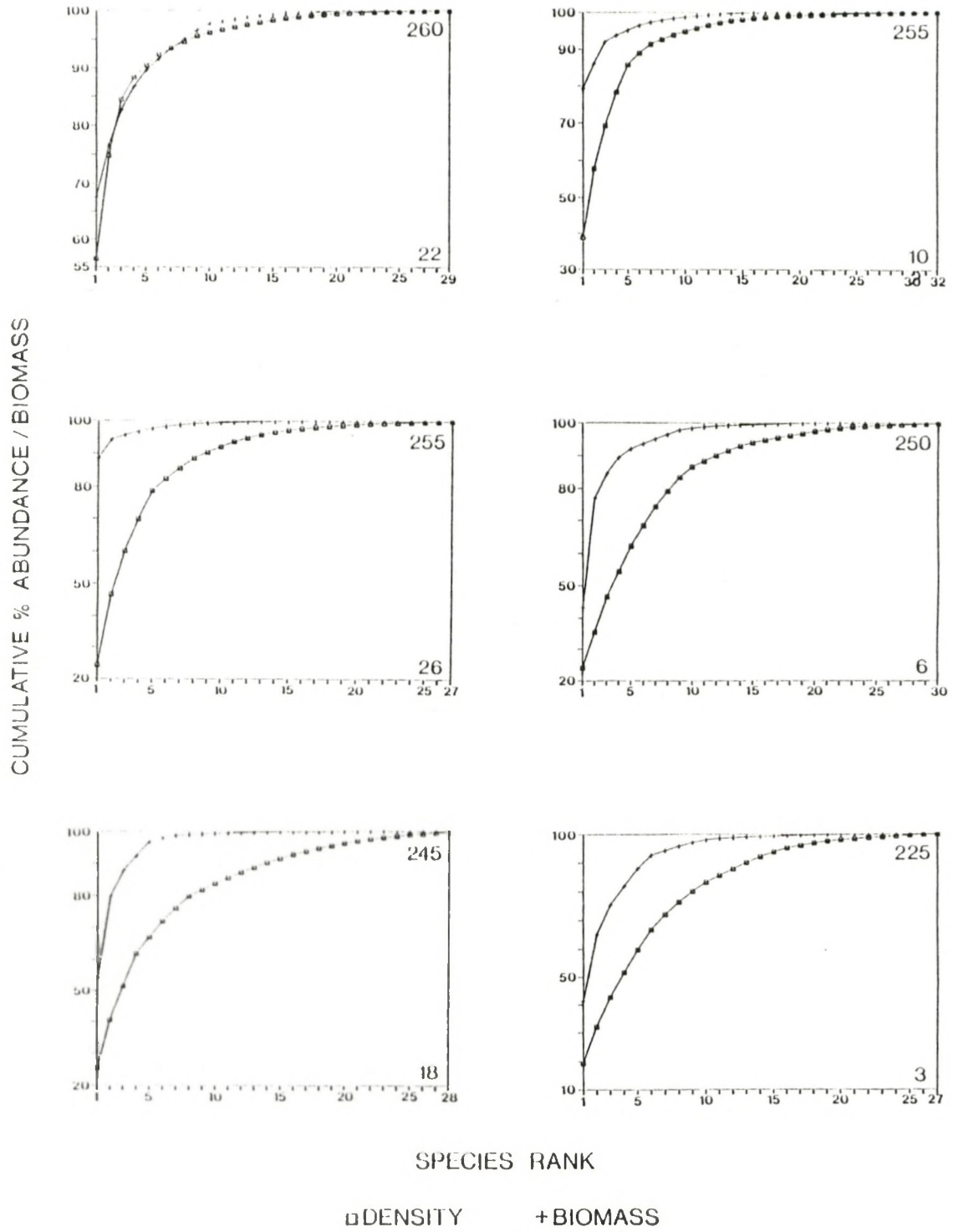


Fig. 14. Vervolg.

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

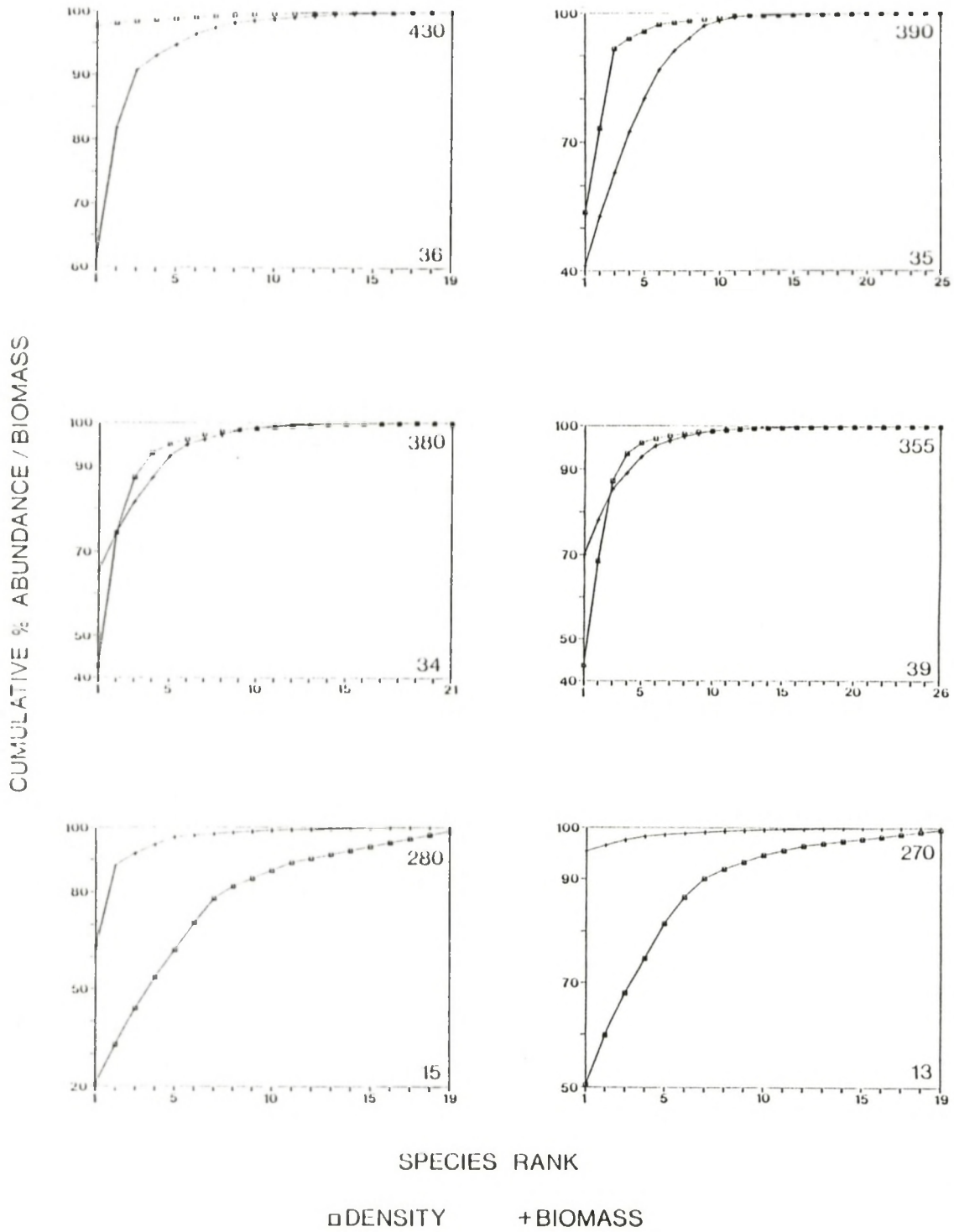
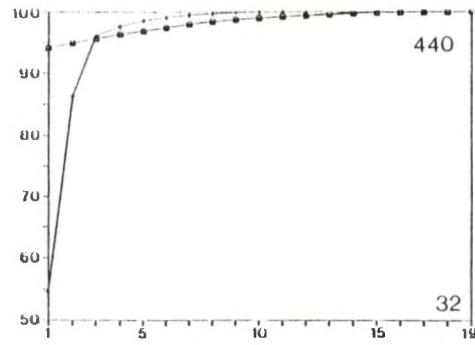


Fig. 14. Vervolg

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

CUMULATIVE % ABUNDANCE / BIOMASS



SPECIES RANK

□ DENSITY

+ BIOMASS

Fig. 14 vervolg

3.6. Gemiddeld individueel gewicht van de Polychaeten

Als reactie op pollutie kan het individueel gewicht van organismen sterk verkleinen. Dit werd berekend uitgaande van de totale biomassa van alle Polychaeten, gedeeld door de totale dichtheid van alle Polychaeten en dit per PQ. De resultaten hiervan zijn samengevat in Tabel 2. In deze Tabel zijn tevens de waarden voor de Polychaeten en Oligochaeten samen weergegeven.

=====
Tabel 2: Gemiddelde individuele biomassa's (in mg) van de Polychaeten en van de Poly- en Oligochaeten samen in de 17 PQ's van de Slikken van Vianen in okt.1984.

PQ	Ind. Gewicht Polychaeta	Ind. Gewicht Poly + Oligochaeta
3	0.90	0.67
5	2.07	1.38
6	0.92	0.57
10	1.00	0.54
12	1.77	1.60
13	0.44	0.41
15	4.82	4.82
18	2.34	1.40
20	0.37	0.26
22	1.40	0.62
23	0.38	0.30
26	3.14	2.29
32	5.18	4.11
34	0.76	0.28
35	1.07	0.38
36	4.89	4.14
39	0.75	0.49

=====
We stellen vast dat de waarden voor de PQ's 20,22,23,34,35 en 39 allen in dezelfde grootte-orde liggen en laag zijn vergeleken met bepaalde andere PQ's. Diverse abiotische factoren kunnen hier uiteraard een rol in spelen. Om dit na te gaan berekenden we een multiple lineaire regressie tussen het gemiddelde gewicht van Poly- en Oligochaeten en de diverse gemeten abiotische factoren. De resultaten zijn samengebracht in Tabel 3.

=====

Tabel 3.: Resultaten van een multipele lineaire regressie analyse tussen het individueel gewicht van wormen en abiotische factoren. (diepte = diepte van de geoxideerde laag, SC = sorteringscoefficient)

Individueel gewicht Polychaeta en Oligochaeta (N=15)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	DIEPTE	0.638	26.44	<0.001	0.623	
2	SC	0.793	26.76	<0.001	-0.431	
	constante					3.299

Individueel gewicht Polychaeta (N=15)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	DIEPTE	0.485	14.13	<0.01	0.507	
2	SC	0.665	13.94	<0.01	-0.466	
	constante					4.772

=====

Zowel voor de gemiddelde gewichten van de Polychaeta als van de Polychaeta en Oligochaeta blijken de diepte van de geoxideerde laag als de sortering van het sediment een belangrijke rol te spelen, of hoe slechter het sediment gesorteerd is en hoe dieper de geoxideerde laag, des te kleiner zullen Polychaeten en Oligochaeten zijn. Aan de hand van de berekende regressies kunnen we nu ook nagaan of de waarden voor bepaalde PQ's sterk afwijken van het door het regressie model gefitte patroon (outliers). Dit blijkt niet het geval te zijn, wat betekent dat hogergenoemde abiotische factoren voldoende de gemiddelde grootte van de wormen bepalen.

Niet alleen het gemiddeld gewicht van alle soorten samen kan variëren maar uiteraard ook het individueel gewicht van elke soort afzonderlijk. De gemiddelde biomassa's van de belangrijkste soorten zijn per PQ weergegeven in Tabel. 4.

Tabel 4: Gemiddelde biomassa in de 17 PQ's op de Slikken van Vianen in oktober 1984 van Capitella capitata, Heteromastus filiformis, Pygospio elegans, Polydora sp., Arenicola marina, Oligochaeta, Tharyx marioni, Scoloplos armiger, Nereis sp., Hydrobia ulvae, Macoma balthica, Cerastoderma edule (in mg ADW).

	CAP	HET	PYG	POL	ARE	OLI	THA	SCO	NER	HYD	MAC	CER
3	0.11	1.25	0.06			0.05	0.07	0.84	10.31		10.42	21.12
5	0.09	1.14	0.06	0.19		0.06	0.23	1.83	21.75		0.78	241.79
6	0.09	6.48	0.10	0.12		0.08	0.08	0.59	9.43		25.66	85.25
10	0.13	6.04	0.11	0.11		0.09	0.11	0.41	13.46	1.00	24.33	62.00
12	0.07	2.88	0.18	0.09	52.55	0.18	0.35	0.75	8.08		16.53	37.18
13	0.19	1.55	0.21			0.20	5.09	1.55			0.80	174.41
15	0.27		0.28		179.45		0.17	1.91		1.35		228.33
18	0.10	1.01	0.13	0.08		0.08	0.14	0.66	3.35		12.81	276.89
20	0.08	2.73	0.33	0.13		0.09	0.09	0.30	39.71		33.88	17.20
22	0.09	3.44	0.11	0.33	104.3	0.09	0.07	0.39	23.91		27.51	7.10
23	0.13	3.72	0.16	0.12	9.55	0.08	0.06	0.18	72.02		50.68	
26	0.08	5.29	0.14		62.70	0.09	0.08	0.90	6.99	1.06	9.88	139.15
32					109.74				22.75	0.77	3.53	58.93
34	0.08	4.54	0.06		9.23	0.09	0.12	0.90	5.03	2.32	7.00	17.75
35	0.03	4.44	0.13		97.07	0.10	0.12	2.48	0.13	0.31	2.15	13.75
36	0.50		0.26		311.60	0.26	0.36	3.05	26.90	0.23	7.36	34.27
39	0.06	2.19	0.10		22.98	0.08	0.08	0.63	10.89	0.41	1.27	15.55

De resultaten van een multi-pele lineaire regressie zijn samengebracht in Tabel 5. De gemiddelde grootte van de soorten Scoloplos armiger en Macoma balthica wordt vooral bepaald door de vrijliggingsduur. Bij de soorten Capitella capitata en Arenicola marina blijkt de sortering van het sediment ca 40% van de variatie in gemiddeld individueel gewicht te verklaren, en de gemiddelde individuele biomassa van de Oligochaeta is afhankelijk van de diepte van de geoxydeerde laag. Bij Pygospio elegans tenslotte verklaren de sortering, het slibgehalte als de diepte van de geoxydeerde laag 83% van de variatie. Ook hier kon in geen enkel geval een outlier gevonden worden.

=====
 Tabel 5: Resultaten van een multiële lineaire regressie analyse tussen het individueel gewicht van enkele species en abiotische factoren. (diepte = diepte van de geoxideerde laag, SC = sorteringscoëfficiënt, slib = slibgehalte, duur = vrijliggingsduur)

Gemiddeld individueel gewicht Capitella capitata (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	SC	0.370	8.23	<0.05	-0.607
	constante				0.607

Gemiddeld individueel gewicht Pygospio elegans (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	SC	0.277	5.37	<0.05	-0.528
2	SLIB	0.627	10.94	<0.01	0.754
3	DIEPTE	0.828	19.22	<0.001	0.500
	constante				0.285

Gemiddeld individueel gewicht Arenicola marina (N=7)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	SC	0.426	5.93	<0.05	-0.653
	constante				477.62

Gemiddeld individueel gewicht Scoloplos armiger (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	DUUR	0.392	9.04	<0.01	0.626
	constante				-0.873

Gemiddeld individueel gewicht Macoma balthica (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	DUUR	0.302	6.06	<0.05	-0.549
	constante				41.124

Gemiddeld individueel gewicht Oligochaeta (N=13)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	DIEPTE	0.279	5.03	<0.05	0.528
	constante				0.001

Voor Heteromastus filiformis, Polydra sp., Tharyx marioni, Nereis sp., Hydrobia ulvae en Cerastoderma edule werden geen significante regressies gevonden.

=====

4. Besluit

Naar aanleiding van mogelijke pollutie-effecten afkomstig van het sloophaventje op de Slikken van Vianen, werd een analyse verricht van de densiteits- en biomassagegevens van het macrozoöbenthos in 17 permanente kwadraten rond dit haventje. Hiertoe zijn de data van 5 grote steekbuismonsters per PQ, genomen in oktober 1984, gebruikt. Bij duidelijke effecten van pollutie verwachten we, zeker in de dichtst bij de pollutiebron gelegen PQ's, verschuivingen in de benthosgemeenschappen of veranderingen in de groeiomgankelijkheden van de dieren.

Om dit te evalueren werd een Twinspan en Decorana uitgevoerd op de dichtheidsmatrix. Verschillende clusters kwamen duidelijk naar voor. De zes plots, dichtst bij het haventje, clusteren in twee groepen van drie samen (20, 22, 23 en 34, 35, 39). Deze 2 groepen blijken echter in belangrijke mate te verschillen in abiotische factoren van de overige groepen. De mossel-PQ's 20, 22 en 23 vertonen een hoog slibgehalte in vergelijking met andere mossel-PQ's. De PQ's 34, 35 en 39 hebben eveneens een hoog slibgehalte en liggen bovendien hoog in de getijdenzone. De diversiteit, evenness en het aantal soorten zijn bijgevolg in overeenstemming met deze abiotische omstandigheden. Een vergelijking van de gegevens met andere gebieden van de Oosterschelde is niet zo eenvoudig gezien steeds andere bemonsteringmethoden gebruikt worden, maar duidelijk is dat de gevonden patronen passen binnen het normale patroon dat we in de Oosterschelde aantreffen.

De ABC-methode geeft aan dat alle PQ's met een vrijliggingsduur van 6 uur of meer gestresseerd zijn. Alleen PQ 22 - met een vrijliggingsduur van 4 uur 20 minuten - is eveneens gestresseerd. Dit is te wijten aan het recent wegvangen van de mosselen op dit perceel. Pollutie-effecten zijn ook hier dus niet merkbaar.

Tenslotte werd ook nagegaan of er in de gemiddelde individuele biomassa's van de Polychaeten (en Polychaeten + Oligochaeten) als groep verschillen optreden tussen de PQ's, niet verklaarbaar vanuit de gemeten abiotische factoren (mediane korrelgrootte, sortering, slibgehalte, diepte geöxydeerde laag, vrijliggingsduur, stikstof). Dit werd eveneens nagegaan voor de gemiddelde individuele biomassa van een aantal soorten.

Er werden bij het opstellen van regressies tussen de biomassa's en de abiotische factoren geen afwijkende PQ's gevonden, wat opnieuw wijst op het niet detecteerbaar zijn van pollutie-effecten in de benthosgemeenschappen van de bemonsterde PQ's.

Op basis van dit alles moeten wij concluderen dat de fauna in de PQ's het dichtst bij de sloophaven niet afwijkt van wat wij verwachten op basis van de voorkomende abiotische factoren. Toch wil dit niet zeggen dat er geen effecten van mogelijke pollutanten zijn. Zo weten wij niets af over het reproductief succes. Het kan gemakkelijk zijn dat de reproductie van bodemdieren rond het haventje zeer laag is. Door de migratie van dieren is zo'n effect uiteraard niet te constateren binnen deze studie. Bovendien zou een bemonstering dicht bij het haventje noodzakelijk zijn. De afstand tussen onze PQ's en de pollutiebron bedraagt nu toch vlg enkele honderden meter.

Wat er ook van zij lijkt ons een sanering van het gebied essentieel. De visuele vervuiling van een gebied waar zovele recreanten halt houden lijkt ons niet te verzoenen met een op natuurwaarden gericht beleid van de Oosterschelde. Bovendien zijn de effecten op termijn van de grote hoeveelheid materiaal die het slopersbedrijf op het slik heeft achtergelaten niet gekend. Van de overig gebieden waar van bodemvervuiling sprake is beschikken we enkel over gegevens van de plaat van Oude Tonge uit het rapport van COOSEN en VAN DEN DOOL (1983). Een gedetailleerde analyse van de data zoals hier weergegeven voor Vianen kon alsnog niet gebeuren maar uit een inspectie van de gegevens blijkt evenwel dat de resultaten van punt IV/4, gelegen op de slikken van Oude Tonge nabij de waterlijn sterk afwijken van wat op basis van de abiotische factoren kan verwacht worden. Nader onderzoek hier en een gedetailleerde bemonstering van de diverse gebieden op een analoge manier en een analyse van de data zoals hierboven is weergegeven zouden ons evenwel meer informatie kunnen bieden.

5. Literatuurlijst

- BERGMAN, M. (1982). Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden: literatuuroverzicht. RIN-rapport 82/18.
- BEUKEMA, J.J. & G.C. GADDE (1986). Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.
- BEUKEMA, J.J. & G.C. GADDE (1987). De eutrofiëring van onze kustwater: genoeg of al te veel? *Nethl. Ecol. Biol.* 67 (4): 103-107.
- COOSEN, J. & A. VAN DEN DOOL (1983). Macrozoöbenthos van het Krammer-Keeten-Volkerak estuarium. Verspreiding der soorten, aantallen en biomassa in relatie met het zoutgehalte. Eindrapport "Zachtsub", Deltainstituut voor Hydrobiologisch onderzoek, Yerseke.
- DETHLEFSEN, V. & H. van WESTERNHAGEN (1983). Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. *Meeresforsch.* 30: 42-53.
- EISLER, R. (1977). Acute toxicities of selected heavy metals to the soft shell clam *Mya arenaria*. *Bull. Envir. Cont. Tox.* 17: 137-145.
- ELDON, J., M. PEKKARINEN & R. KRISTOFFERSEN (1980). Effects of low concentrations of heavy metals on the bivalve *Macoma balthica*. *Am. Zool. Fennici* 17: 233-242.
- ESSINK, K. & J.J. BEUKEMA (1986). Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. *Hydrobiologia* 142: 209-215.
- GRAY, J.S. (1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J. of Sea Res.* 16: 424-443.
- GRAY, J.S., M. ASCHAN, M.R. CARR, K.R. CLARKE, R.H. GREEN, T.H. PEARSON, R. ROSENBERG & R.M. WARWICK (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 151-161.
- HILL, M.O. (1979a). Twinspan: 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 Ithaca, N.Y. 90 pp.
- HILL, M.O. (1979b). DECORANA - A Fortran program for detrended correspondance analysis and reciprocal averaging. Section of Ecology and Systematics, Cornell University Ithaca, N.Y. 52pp.
- KOCK, W.C. de & J.M. MARQUENIE (1981). De experimentele toepassing van de mossel *Mytilus edulis* L. bij het meten van zware metalen en organische micro-verontreinigingen in Nederlandse kustwateren. TNO-Delft.
- MEIRE, P.M. & E. KUIJKEN (1987). A description of the habitat and wader populations of the Slikken van Vianen (Oosterschelde, The Netherlands) before major environmental changes and some predictions on expected changes. *Gerfaut* 77: 283-311.
- MEIRE, P.M. & J. DEREU (1989). Use of the Abundance/Biomass Comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *J. Appl. Ecol.* 26: (in press).
- NEUHOFF, H.G. (1983). Influence of an elevated cadmium level in

- the food on growth and food conversion of Nereis succinea.
Bull. Environm. Contam. Toxicol. 31: 535-542.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.
- PEARSON, T.H., A.B. JOSEFSON & R. ROSENBERG (1985). Petersen's stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? J. exp. mar. Biol. Ecol. 92: 157-206.
- ROSENBERG, R., J.S. GRAY, A.B. JOSEFSON & T.H. PEARSON (1987). Petersen's stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? J. exp. mar. Biol. Ecol. 105: 219-251.
- RYGG, B. (1985). Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. 25: 83-89.
- SPSS Inc. (1986). SPSS-x. User's guide. 2nd ed.: 987 p.
- STROMGREN, T. (1982). Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of Mytilus edulis. Mar. Biol. 72: 69-72.
- THAIN, J.E. (1983). The acute toxicity of bis (tributyl tin) oxide to the adults and larvae of some marine organisms. Mar. Env. Qual. Com. CM 1983/E: 13 p.
- THEEDE, H., A. PONAT, K. HIROKI & C. SCHIEPER (1969). Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. Mar. Biol. 2: 325-337.
- TSUTSUMI, H. & T.K. KIKUCHI (1983). Benthic ecology of a small cave with seasonal oxygen depletion caused by organic pollution. Publ. Amakusa Mar. Biol. Lab. 7 (1): 17-40.
- WARWICK, R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 92: 557-562.
- WARWICK, R.M., T.H. PEARSON & RUSWAHYUNI (1987). Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Mar. Biol. 95: 193-200.

Appendix 1.

Lijst van gevonden soorten samen met hun voedingstype zoals in de analyse gebruikt (F filterfeeder; D depositfeeder; O omnivoor/predator; G grazer).

Mollusca

Angulus tenuis	F
Cerastoderma edule	F
Crassostrea angulata	F
Macoma balthica	D
Mya arenaria	F
Mysella bidentat	F
Mytilus edulis	F
Scrobicularia plana	F
Tellina fabula	F

Crepidula fornicata	F
Hydrobia ulvae	G
Littorina littorea	G
Retusa obtusa	O

Lepidochiton cinereus	G
-----------------------	---

Polychaeta

Oligochaeta	D
Anaitides maculata	O
Autolytus prolifer	O
Eteone longa	O
Eumida sanguinea	O
Harmathoe lunulatum	O
Nereis diversicolor	O
Neiris longissima	O
Nereis succinea	O
Nereis virens	O
Nepthys hombergii	O
Pholoe minuta	O

Ampharete acutifrons	D
Arenicola marina	D
Aricidea minuta	D
Capitella capitata	D
Heteromastus filiformis	D
Lanice conchilega	D
Magelona papilicornis	D
Microphthalmus aberans	G
Microphthalmus similis	G
Polydora sp.	D
Pygospio elegans	D
Scolecopsis foliosa	D
Scoloplos armiger	D
Spio filicornis	D
Spiophanes bombyx	D
Streblospio shrubsoli	D
Tharyx marioni	D

Crustacea

Batyporeia sp.	D
Carcinus maenas	O
Crangon crangon	O
Corophium arenarium	D
Cumacea	D
Eurydice pulchra	G
Gammarus sp.	G
Jaera albifrons	G
Melita palmata	D
Urothoe poseidonis	D
Tanaissus lilljeborgi	D

Echinodermata

Asterias rubens	O
Ophiura texturata	O

Coelenterata	F
Nemertinea	D

