Historische ontwikkeling macrofauna levensgemeenschappen Rijn-Maas-monding

Biesbosch, Hollandsch Diep, Haringvliet en Haringvliet voordelta vanaf 1960 met het oog op de toekomst

Sander Wijnhoven,
Herman Hummel

Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME)

Eindrapport december 2008

Dankwoord

Graag willen wij de volgende mensen bedanken voor hun bijdrage aan dit project: Bart Reeze die namens RWS Waterdienst (afdeling Waterkwaliteit) het project heeft begeleid tot en met augustus 2008. Marieke Ohm (RWS Directie Zuid-Holland; RWS Waterdienst) die in de laatste fase de projectbegeleiding van Bart Reeze heeft overgenomen. Edwin Peeters (Wageningen Universiteit; Aquatic Ecology and Water Quality Management Group) en Michelle de la Haye (Grontmij / Aquasense) voor het aanleveren van de biotische en abiotische data vanuit het 'Ontwikkeling beoordelingsmethode macrofauna R8' project, en het beantwoorden van onze vragen met betrekking tot die data. Wil Sistermans voor het database beheer op het NIOO-CEME, waaruit de NIOO-CEME data afkomstig zijn. Bart Reeze, Edwin Peeters en Vincent Escaravage (NIOO-CEME; Monitor Taakgroep) voor de waardevolle discussies en suggesties ten tijden van de opzet van dit project en de uitwerking van het onderzoeksvoorstel. En Joan van der Velden (LNV Dienst Landelijk Gebied Zeeland) en Frans Kerkum en Marieke Ohm (beiden RWS Waterdienst) voor hun opmerkingen en aanbevelingen bij de concept versie van dit rapport.

Voorkant: Residu inclusief macrofauna (monster) in zeef *(uit archief MT-groep)*.

© Copyright, 2008. Nederlands Instituut voor Ecologie. Yerseke, Nederland.

Alle rechten beschermd. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, geluidsband, elektronisch of op welke andere wijze ook en evenmin in een opslag systeem worden opgeslagen zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs/directeur van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-CEME).

HISTORISCHE ONTWIKKELING MACROFAUNA LEVENSGEMEENSCHAPPEN RIJN-MAAS-MONDING; BIESBOSCH, HOLLANDSCH DIEP, HARINGVLIET EN HARINGVLIET VOORDELTA VANAF 1960 MET HET OOG OP DE TOEKOMST,
Sander Wijnhoven en Herman Hummel, 121 pp met illustraties in tekst en bijlagen.

Monitor Taskforce Publication Series 2008 - 12
KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Inhoudsopgave

Samenvatting **5**

1. Inleiding **7**

2. Materiaal en methoden **9**

2.1 Onderzoeksgebied en locaties *9*

Schets van historische gebeurtenissen 9

De ligging van de monsterlocaties 10

2.2 Monstername en monsterbeschikbaarheid *12*

Monsterbeschikbaarheid door de tijd 12

Monstername methodieken 14

2.3 Macrofauna parameters *15*

2.4 Statistische analyses *16*

Standaardisatie systematiek 16

2.5 Abiotiek *18*

2.6 Referentiebeschrijving *19*

3. Resultaten **23**

3.1 Analyse van de complete set *23*

3.2 Dichtheden en diversiteit gerelateerd aan tijd *24*

Effect van monstername op totale dichtheden 26

Effect van monstername op aantal soorten per monster 27

Effect van monstername op gemiddelde soortenrijkdom 28

Effect van monstername op verdeling bodemdieren over de soorten 29

Effect van monstername op soortendiversiteit 30

Bodemdierparameters gekoppeld aan monstername karakteristieken 31

Ontwikkelingen onderverdeeld in trofische groepen 33

Inheemse ten opzichte van exotische soorten 34

3.3 Effecten van ruimte; ontwikkelingen in de afzonderlijke bassins *35*

Ontwikkelingen in de omgevingsvariabelen 35

De ontwikkeling van bodemdierindicatoren voor de afzonderlijke bassins 37

De ontwikkelingen in de Voordelta 39

De ontwikkelingen in het Haringvliet 44

De ontwikkelingen in het Hollandsch Diep 48

De ontwikkelingen in de Biesbosch 51

De ontwikkelingen in de Rivieren 54

4. Discussie **57**

Van natuurlijke gradiënt naar scherpe overgang 57

Wat kan in de toekomst na instelling van het ‘Kier’-regime verwacht worden? 60

Referentie gemeenschappen **63**

(1) Zout – brakke getijdengemeenschap 63

(2) Brakke getijdengemeenschap 63

(3) Zoete getijdengemeenschap met zoutinvloed 63

Conclusies 65

Literatuur 67

Bijlagen 73

Bijlage 1: Herkomst van de in de huidige studie gebruikte macrobenthos gegevens 73

Bijlage 2: Taxa uit dataset verwijderd en taxa samengevoegd ter standaardisatie van het determinatie niveau 74

Bijlage 3: Aantallen macrozoobenthos monsters per periode x bassin, en per periode x stratum x seizoen 76

Bijlage 4: Significante verschillen gepaarde vergelijkingen jaren voor bodemdierparameters 77

Bijlage 5: Soortenlijst met indicatie van trofische groepen en exoten informatie 79

Bijlage 6: Trends in ontwikkelingen dichtheden voor verschillende trofische groepen 86

Bijlage 7: Trends in ontwikkelingen dichtheden van inheemse soorten en exoten 89

Bijlage 8: Ontwikkelingen in abiotische parameters per bassin en eventuele significante regressies 90

Bijlage 9: ANOSIM resultaten Voordelta 107

Bijlage 10: ANOSIM resultaten Haringvliet 108

Bijlage 11: ANOSIM resultaten Hollandsch Diep 109

Bijlage 12: ANOSIM resultaten Biesbosch 109

Bijlage 13: ANOSIM resultaten Rivieren 110

Bijlage 14: ANOSIM resultaten historische en huidige gemeenschappen van alle bassins 110

Bijlage 15: Gevoeligheid van meest voorkomende soorten van gedefinieerde gemeenschappen voor milieu condities, en indicatie van saliniteit range 111

Bijlage 16: Samenstelling referentiegemeenschappen voor (1) zout-brakke, (2) brakke, en (3) zoete getijde gebieden 118

Bijlage 17: Soorten die in aanmerking komen voor de zoetwater getijde gemeenschap 120

Samenvatting

De huidige rapportage beschrijft de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen van het zachte substraat in de Rijn-Maas-monding, bestaande uit de voordelta, het Haringvliet, het Hollandsch Diep, de Biesbosch, en de water aanvoerende riviertakken, gedurende de periode 1960-2006. Voorafgaand aan deze periode zijn de werkzaamheden rond de bouw van de Haringvlietdam gestart. Het sluiten van de diverse gaten en het verbreken van de zout – zoet connectie bij zowel de Voordelta als bij het Volkerak gedurende de jaren 60 en het instellen van een sluisregime in 1970 heeft grote gevolgen voor de aard van het gebied. De veranderingen in het gebied veroorzaken ook veranderingen in de bodemdiergemeenschappen. Deze studie analyseert de veranderingen in de bodemdierensamenstelling in termen van dichtheden, soortenrijkdom, soortendiversiteit en evenness. Ook wordt de verdeling over trofische groepen en de soortensamenstelling op een multivariate manier geanalyseerd. Veranderingen in bodemdierensamenstelling worden gerelateerd aan veranderingen van abiotische parameters. Hierbij wordt ook de aanwezigheid van specifieke soorten, zoals voor bepaalde omstandigheden gevoelige soorten, soorten specifiek voor abiotische condities en exoten, geanalyseerd.

Het doel van de studie is om een volledig beeld te geven van de ontwikkelingen van de bodemdiergemeenschappen in de Rijn-Maas-monding. Gezocht wordt naar de sturende factoren van de ontwikkelingen, en vaste patronen die ons iets vertellen over de staat van het onderwatermilieu. De Rijn-Maas-monding van de jaren 60 en daar voor, wordt gekenmerkt door een vrije zout – zoet gradiënt, een hoge dynamiek en getijdenbeweging. Aan de hand van de historische ontwikkelingen worden de referentie gemeenschappen voor de oorspronkelijke situatie in de Rijn-Maas-monding beschreven. Dit met het oog op toekomstige ontwikkelingen waarbij de eerste stap naar het herstel van de vrije zout – zoet gradiënt met de instelling van het ‘Kier’-regime in 2010 is gepland. De huidige gemeenschappen worden vergeleken met de historische gemeenschappen, en de gemeenschappen die wellicht in de toekomst weer aangetroffen worden beschreven.

Het onderzoeksgebied ten oosten van de Haringvlietdam is in korte tijd van een dynamische zout – zoet gradiënt met veel dynamiek en getijdenwerking overgegaan naar een reeks van statische zoetwaterbassins. Gedurende de jaren 70 had het gebied te maken met hoge concentraties aan verontreinigingen en nutriënten, waarna gedurende de jaren 80 en daarna weer geleidelijk een verbetering van de waterkwaliteit te zien is. Dit resulteert in een karakteristiek patroon van snel toenemende en weer dalende totale aantallen bodemdieren. De toenemende dichtheid gaat gepaard met afnemende soortenrijkdom en soortendiversiteit. Het geleidelijke herstel van de dichtheden valt samen met een hoge soortenrijkdom en diversiteit.

De soortensamenstelling van de historische gemeenschappen duidt op een natuurlijke gradiënt van gemeenschappen. Van zout water gemeenschappen in de Voordelta, via zout-brakke en brakke gemeenschappen naar zoete gemeenschappen met zeer lichte zout invloeden in de Biesbosch en de rivieren. Dit zijn gemeenschappen van een dynamisch milieu met getijdeslag en tot aan de Biesbosch ook variatie in het zoutgehalte. De gemeenschappen van de Voordelta, het Haringvliet en het Hollandsch Diep hebben wellicht vele kenmerken van referentie gemeenschappen voor een dergelijk dynamisch milieu, maar dan, wellicht door eerdere verstoringen, in iets verarmde staat. De gemeenschappen van de Biesbosch en de rivieren worden in de jaren 60 al door de aanwezigheid van verontreinigingen en nutriënten bepaald. Dit is voor de eerder genoemde zoutere wateren nog niet het geval.

De hedendaagse gemeenschappen in het onderzoeksgebied verschillen sterk van de historische gemeenschappen en kunnen worden opgesplitst naar twee gemeenschappen gescheiden door de Haringvlietdam. Op locatie (dus in de afzonderlijke monsters) wordt er momenteel een hoge soortenrijkdom en diversiteit aangetroffen. Het onderzoeksgebied in zijn geheel is juist minder divers en minder soortenrijk dan in de jaren 60. Het systeem kan dus in potentie een hogere soortendiversiteit en soortenrijkdom herbergen. De instelling van het ‘Kier’ regime in 2010 kan na verloop van tijd een winst aan soortenrijkdom voor de Rijn-Maas-monding in zijn geheel opleveren. Dit echter wanneer het zoetspoelen achterwegen wordt gelaten. Bij zoetspoelen zal de gemeenschap in het Haringvliet blijven hangen in de soortenarme situatie met fluctuerende dichtheden van net na een ingrijpende verstoring. Bij volledig herstel van de zout - zoet gradiënt zal wel een gradiënt aan gemeenschappen worden bereikt. Die zal er echter anders uit zien dan in het verleden doordat er nu exoten in het systeem aanwezig zijn, en ontbrekende soorten moeilijk zullen kunnen terugkeren.

1. Inleiding

In 2007 is door het NIOO-CEME een rapportage opgeleverd aangaande de historische ontwikkeling van bodemdiergemeenschappen in de Noordelijke delta (Wijnhoven et al., 2007). In dit rapport wordt de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen beschreven in het Haringvliet, het Hollandsch Diep en (in mindere mate) de Biesbosch en enkele riviertakken. Het rapport beslaat hoofdzakelijk de tijdsperiode 1960-1983 met inbegrip van één bemonstering van het westelijke deel van het Haringvliet in 2001. De rapportage is het resultaat van het digitaliseren en het verwerken van de meest relevante bodemdiergegevens uit deze tijdsperiode.
Tegelijkertijd is in 2007 in het kader van het project 'ontwikkeling van een beoordelingsmethode macrofauna voor het watertype R8 (zoetwatergetijdengebied)' een dataset van grofweg hetzelfde gebied samengesteld. De dataset is door Edwin Peeters (WUR) en Michelle de la Haye (Aquasense) tot stand gebracht, en bevat bodemdiergegevens in combinatie met de chemie van het onderwatermilieu. De gegevens in de set zijn grotendeels afkomstig uit onderzoeken naar de verontreiniging van de waterbodem uit de periode 1992-2006, de zogenaamde 'nader- of oriënterende onderzoeken waterbodem'.
De twee datasets samen maken het mogelijk om een volledig beeld te schetsen van de ontwikkelingen van de bodemdiergemeenschappen van 1960-2006 in de Rijn-Maas-monding. Hierbij kan zowel het gehele onderzoeksgebied worden beschouwd, als de deelgebieden Haringvliet, Hollandsch Diep, Biesbosch en Rivieren afzonderlijk. De gezamenlijke gegevensset is bovendien nuttig voor de beschrijving van de historische referentiesituatie ten behoeve van de ontwikkeling van de beoordelingsmethode. Verder kunnen de historische ontwikkelingen behulpzaam zijn bij het voorspellen van de ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen na het instellen van 'de Kier' in 2010. Het instellen van het 'Kier'-regime is een eerste stap naar een vrije zoet – zout gradiënt in de Rijn-Maas-monding. Met betrekking tot de ontwikkelingen in de toekomst, zijn ook de ontwikkelingen in de voordelta van het Haringvliet relevant. Het NIOO-CEME beschikt hier over enkele monsters uit 1961, 1963 en 1968, en een doorlopende reeks van monsters uit de jaren 1983 t/m 2006. Deze kunnen worden opgesplitst naar gegevens uit de oostelijke en de westelijke Haringvliet voordelta.

<u>De volgende vragen staan in deze studie centraal:</u>

- Welke ontwikkelingen hebben er plaats gevonden in de macrofauna gemeenschappen gedurende de onderzoeksperiode (1960-2006)? Hierbij zal in het bijzonder worden gelet op de soortensamenstelling, diversiteit, dichtheden, trofische groepen en wat de kenmerkende soorten voor de historische en de hedendaagse gemeenschappen zijn.
- Welke ontwikkelingen in omgevingsfactoren hebben hierbij een rol gespeeld?
- Kunnen hieruit één of meerdere referentie situaties voor de Rijn-Maas-monding afgeleid worden?

Aan de hand van de ontwikkelingen in de Rijn-Maas-monding en de Haringvliet voordelta zal een voorspelling worden gedaan aangaande de te verwachten ontwikkelingen met betrekking tot de te verwachten levensgemeenschappen na instelling van het 'Kier'-regime in 2010.

De huidige studie zal zich specifiek richten op de ontwikkelingen van de bodemdiergemeenschappen van het zachte substraat van de Rijn-Maas-monding over de periode 1960-2006.

2. Materiaal en methoden

2.1 Onderzoeksgebied en locaties

Schets van historische gebeurtenissen:

Vanaf het einde van de jaren vijftig is er veel veranderd in het Nederlandse Delta gebied. Als reactie op de watersnoodramp van 1953 zijn de diverse zeearmen (met uitzondering van de Westerschelde) geleidelijk afgesloten en is de vrije instroom van zeewater gedeeltelijk ingeperkt. Dit zogenaamde Deltaplan moest de veiligheid van het achterland waarborgen. Het Deltaplan heeft er echter ook toe geleid dat de tot op dat moment vrije zout-zoet overgangen met getijde werking drastisch veranderde. Er ontstonden een aantal zoete en/of zoute meren. De ingrepen hadden uiteraard grote gevolgen voor de flora en fauna, en de bodemmacrofauna in het bijzonder.
Ook de Rijn-Maas-monding, wat hier wordt gedefinieerd als het traject van de uitlopers van de grote rivieren via de Biesbosch, het Hollandsch Diep en het Haringvliet, naar de Haringvliet Voordelta, heeft zo grote veranderingen ondergaan. Eind jaren 50 is gestart met het scheiden van het Haringvliet van de Voordelta. In eerste instantie door het afsluiten van de kleine gaten (Zuiderdiep en Gat bij Noord-Pampus) in 1965 en 1968 (Tabel 1). In 1968 was de Haringvlietdam klaar. In 1970 werd er een dusdanig sluisregime ingesteld dat er slechts zoet water werd gespuid en er geen sprake meer was van zout intreding. Inmiddels was ook een start gemaakt met de aanleg van de Volkerakdam. In 1968 werd ook die gesloten waardoor er vanuit de Oosterschelde via het Volkerak geen zoutwater meer in het Haringvliet en het Hollandsch Diep terecht kon komen. Het sluiten van de sluizen van de Haringvlietdam in 1970 had niet alleen gevolgen voor het zoutgehalte, maar ook voor de stroming en de getijde werking die afnamen. De zo ontstane 'statische' brak-zoute meren begonnen zodoende snel te verzoeten. Verder verdween de dagelijkse getijde dynamiek voor een groot deel uit de Biesbosch en de westelijke riviertakken. Daar de kwaliteit van het rivierwater in de jaren 70 en 80 nogal wat te wensen overliet (Bij de Vaate et al., 2006), werden er grote hoeveelheden verontreinigd slib afgezet. Het slib was vooral verontreinigd met zware metalen en organische verbindingen, en kwam terecht in de inmiddels zoete stagnante wateren.

Tabel 1:
Historisch overzicht van de belangrijkste ingrepen in de Nederlandse Delta gedurende de periode 1953-heden, met invloed op de Rijn-Maas-monding.

Jaar	Omschrijving ingreep
1958 (juni)	Start aanleg Haringvlietdam en uitwateringssluizen
1965 (oktober)	Zuiderdiep gesloten
1968 (september)	Haringvlietdam voltooid, echter 34 schuiven met gezamenlijke doorstroombreedte van 1 km open
1968 (november)	Gat bij Noord-Pampus gesloten
1969	Voltooiing Volkerakdam waardoor scheiding van Zuidelijke delta
1970 (november)	Sluizen Haringvlietdam gedeeltelijk open tijdens eb voor zoetwater afvoer en dicht tijdens vloed
1997 (maart)	'Kier'-proef; gedurende 5 dagen gereguleerde zout water inlaat tijdens vloed
2010 (einde)	Geplande start nieuw regime volgens aangepast 'Kier'-regime

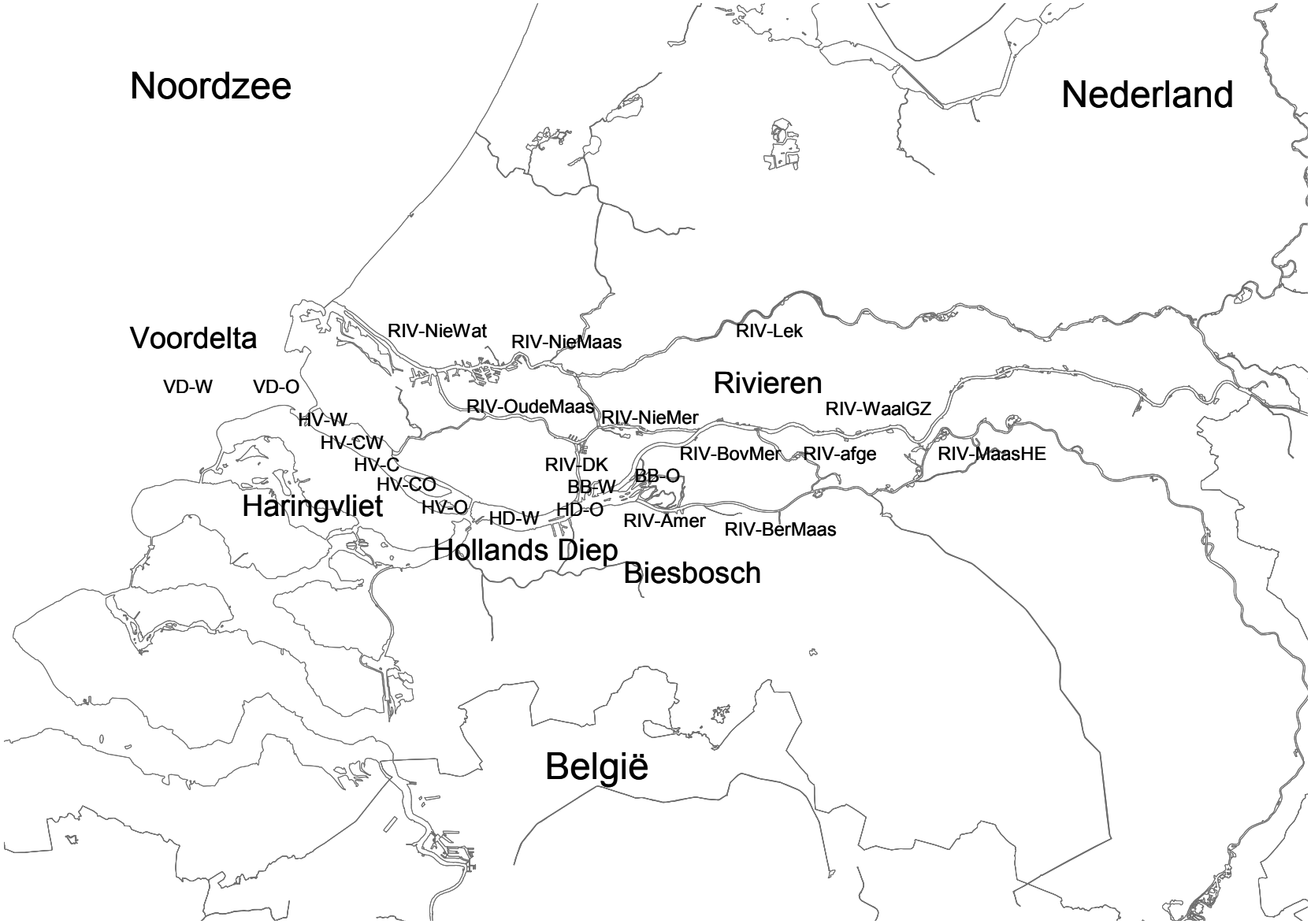
(o.a. Jacobs et al., 2003; Burgers et al., 2004; Verkeer & Waterstaat, 2004; Zeeuws Archief, 2006; Projectbureau Maatregelen Kierbesluit, 2008)

Eind jaren 90 gingen er steeds meer stemmen op om het estuarium in de Nederlandse Delta, voor zover mogelijk, te herstellen. De belangrijkste reden hiervoor is de meerwaarde die dit voor de natuur kan hebben. Er dient bij het herstel van het estuarium echter rekening te worden gehouden met bepaalde grenzen. Zo moet de veiligheid van de Nederlandse bevolking uiteraard te allen tijde worden gewaarborgd. En ook economische belangen spelen een rol. Zo zijn het Haringvliet en het Hollandsch Diep belangrijk voor de zoetwater voorziening. Tevens zijn er belangen met betrekking tot het behouden van doorvaart mogelijkheden en bereikbaar houden van havens. Verder zijn er belangen op het gebied van de visserij en het toerisme. Naast zoet-zout veranderingen moet dus gedacht worden aan veranderingen met betrekking tot waterstandwisselingen, opslibbing en afkalving. Maar ook mogelijke veranderingen in het zuurstofgehalte, algengroei en/of zwevend stof gehalte kunnen tijdelijk en/of plaatselijk optreden (Burgers et al., 2004).
Na onderzoek, voornamelijk op het gebied van de fysische parameters, heeft men besloten om over te gaan tot het hanteren van het 'Kier'-regime. Momenteel worden de Haringvlietsluizen alleen geopend

ten tijde van eb om zoet water uit te laten. Na instelling van het 'Kier'-regime zullen de sluizen ook deels worden geopend ten tijde van vloed, zodat de instroom van zout water plaats kan gaan vinden. Om de te verwachten ontwikkelingen te toetsen, is er in 1997 al een proef uitgevoerd, waarbij gedurende 5 dagen zout water is ingelaten en de fysische parameters zijn gemonitord. Deze proef heeft er toe geleid dat het sluisregime in de plannen iets is aangepast. Eind 2010 zal volgens de meest recente planning het nieuwe sluisregime volgens het 'Kier'-besluit worden ingesteld (Projectbureau Maatregelen Kierbesluit, 2008).
In het licht van deze veranderingen is het uiteraard van belang om een idee te hebben wat dit betekent voor flora en fauna. Voor groepen als vogels en vissen worden ofwel weinig implicaties verwacht, of wordt er van uit gegaan dat de veranderingen louter positief zijn (Van Leeuwen et al., 2004. Een voorbeeld is dat het nieuwe regime, positief zal zijn voor de in- en uittrek mogelijkheden van (trek-)vissen. Ook voor bodemdieren wordt een positieve ontwikkeling verwacht, daar brakwater gemeenschappen mogelijk weer een kans krijgen.
In het verleden is er sprake geweest van vrije zoet-zout overgangen en er hebben diverse ingrijpende veranderingen in de waterkwaliteit plaats gevonden. In dit perspectief is het zeer zinvol om naar de historische ontwikkelingen van de bodemdier gemeenschappen in deze wateren te kijken. Historische gegevens van de Rijn-Maas-monding kunnen een idee geven van wat te verwachten is na instelling van het nieuwe sluisregime. De verscheidene historische gemeenschappen kunnen wellicht fungeren als referentiebeelden of een idee geven van hoe een referentie voor het gebied er uit kan zien.

De ligging van de monsterlocaties:

De macrobenthos monsters zijn afkomstig uit twee databases. Een groot gedeelte van de gegevens is afkomstig uit de BIS (Benthos Informatie Systeem) database van de Monitor Taakgroep van het NIOO-CEME. De voor deze studie relevante gegevens zijn afkomstig uit studies en projecten van medewerkers van het NIOO-CEME en voorgangers van dit instituut. De gegevens zijn afkomstig uit monitoring projecten, effect studies, promotie trajecten en incidentele projecten van korte duur. Zo is een groot deel van de gegevens afkomstig uit de projecten: BOVO (Bodemdieren Voordelta), VIEVO (Visserijeffecten Voordelta), Slufter (effecten aanleg Slufterdam) en Maasvlakte (nulmetingen en effecten aanleg Maasvlakte). Landinwaarts gaat het meer om inventarisaties en gegevens uit historische studies die vallen onder de noemer Inventarisaties Deltawateren (Bijlage 1).
Het andere deel van de gegevens is een dataset die is samengesteld ten behoeve van het 'ontwikkeling van een beoordelingsmethode macrofauna voor het watertype R8 (zoetwatergetijdengebied)' project. Deze set bestaat vooral uit gegevens afkomstig uit verschillende projecten van het RIZA. De gegevens zijn onder andere afkomstig uit de MWTL (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands) zoete wateren, maar ook uit kleinere projecten zoals het project 'Proefstorting in het Haringvliet' (Bijlage 1). De RIZA gegevens zijn samengevoegd met gegevens verzameld door derden (Peeters et al., 2008b).
Figuur 1 geeft een overzicht van de verspreiding van de beschikbare monsters over het onderzoeksgebied. Het onderzoeksgebied is op te delen in 5 bassins met duidelijk verschillende karakteristieken; de voordelta Haringvliet (VD), het Haringvliet (HV), het Hollandsch Diep (HD), de Biesbosch (BB) en de Rivieren (RIV). De Voordelta wordt tegenwoordig van het Haringvliet gescheiden door de Haringvlietdam die ook voor de historische gegevens als grens is aangehouden. Aan de westkant is voor deze studie de Haringvliet voordelta begrensd bij Amersfoort coördinaat (WGS84) x = 43000. De noord en de zuid grens van het bassin worden respectievelijk gevormd door de y = 442000 en de y = 426000 lijn. Aangezien de abiotiek van bassins behoorlijk kan variëren, wordt onderscheid gemaakt in deelgebieden. De abiotiek zal worden gereflecteerd in de bodemdiergemeenschappen, dus er worden mogelijke verschillen in de soortensamenstelling tussen deelgebieden verwacht. Voor de Voordelta wordt onderscheid gemaakt in een westelijk (VD-W) en een oostelijk (VD-O) deelgebied. De verdeling loopt volgens de x = 58500 lijn, die grofweg van 'De Kwade Hoek' over de ondiepe drempel 'Ribben' naar het huidige 'Slufter' bassin loopt. Zodoende is de verdeling tussen west en oost min of meer een natuurlijke grens op basis van dynamiek en zoetwater invloed. Er valt echter ook wel wat te zeggen voor een scheiding tussen zuid en noord in de Haringvliet voordelta. Dit op basis van diepte, stroming en saliniteit die tussen het noordelijke en het zuidelijke deel verschilt. Er is hier echter gekozen voor slechts een opdeling in 2 deelgebieden. Dit om de datadichtheid (per deelgebied) niet te veel te verdunnen, en de moeilijkheid van het aangeven van een noord-zuid grens omdat er meer spraken is van een gradiënt..



Figuur 1
Het onderzoeksgebied van de
Maas-monding bestaande van
naar oost uit de Haringvliet
Voordelta, het Haringvliet, het
Hollandsch Diep, de Biesbosc
de Rivieren (de bassins).

Deze zijn verder onderverdee
deelgebieden:
VD-W = Voordelta West;
VD-O = Voordelta Oost;
HV-W = Haringvliet West;
HV-CW = Haringvliet Centraa
West;
HV-C = Haringvliet Centraal;
HV-CO = Haringvliet Centraal
Oost;
HV-O = Haringvliet Oost;
HD-W = Hollandsch Diep Wes
HD-O = Hollandsch Diep Oos
BB-W = Biesbosch West;
BB-O = Biesbosch Oost;
RIV-NieWat = Nieuwe Waterv
RIV-NieMaas = Nieuwe Maas
RIV-Lek = Lek;
RIV-OudeMaas = Oude Maas
RIV-DK = Dordtsche Kil;
RIV-NieMer = Nieuwe Merwe
RIV-BovMer = Boven Merwe
RIV-afge = Afgedamde Maas;
RIV-WaalGZ = Waal van
Gorinchem tot Zaltbommel;
RIV-Amer = Amer;
RIV-BerMaas = Bergsche Ma
RIV-MaasHE = Maas van Heu
tot Empel

Het Haringvliet strekt zich uit van de Haringvlietdam tot de Hellegatsdam en de Haringvlietbrug. Voor de aanleg van de dammen en bruggen rond het Hellegat, was het minder duidelijk waar het nog Haringvliet was en waar Hollandsch Diep dan wel Volkerak. Voor de volledige onderzoeksperiode worden de huidige grenzen gehanteerd. Het Haringvliet is onderverdeeld in 5 deelgebieden waarbij het meest westelijke deel (HV-W) loopt van de Haringvlietdam tot de lijn van de oostelijke punt van het 'Scheelhoek reservaat' tot het centrum van de 'Quack gors'. Het centraal-westelijke deelgebied wordt dan begrensd door de lijn startend tussen de 'Westplaat buiten gronden' en de 'Meneersche Plaat', die eindigt op de 'Hoornse Hoofden'. Het centrale deelgebied (HV-C) wordt begrensd door de lijn van de 'Stadsche Hoek' naar het centrum van de 'Korendijksche Slikken' ter hoogte van de geul de slikken in. Het centraal-oostelijke (HV-CO) en het oostelijke (HV-O) deelgebied worden gescheiden door een lijn van de haven van Den Bommel naar de 'Benedenhaven' te Nieuwendijk, en splitst het eiland 'Tiengemeten' en de omliggende wateren in tweeën.

Het Hollandsch Diep strekt zich uit van de Haringvlietbrug tot de punt van de 'Anna Jacominaplaat' waar Amer en Nieuwe Merwede bij elkaar komen. Het Hollandsch Diep is in twee deelgebieden opgesplitst door de lijn van de 'Westelijke Insteekhaven' midden in het Moerdijkgebied, naar het centrum van de 'Zeehondenplaat'. Het waterrijke gebied met de gaten, geulen en kreken ten noorden van de golfbanden tussen Dordtsche Kil en Nieuwe Merwede staat bekent als de Dordtsche Biesbosch. In deze studie behoort het gebied ook tot het Biesbosch bassin en vormt het deelgebied van de westelijke Biesbosch (BB-W). De rest van het bassin Biesbosch (het deelgebied de oostelijke Biesbosch; BB-O) wordt gevormd door de Brabantse Biesbosch, het waterrijke gebied tussen de Nieuwe Merwede en de Amer.

De rivieren zijn qua abiotiek zeer verschillend van aard. Om aan genoeg gegevens te komen zijn deze wateren onder de noemer 'Rivieren' (in het vervolg het bassin 'Rivieren' genoemd) samengevoegd. De verschillende rivieren en riviertakken waarvan macrobenthos gegevens beschikbaar zijn, vormen de deelgebieden binnen dit bassin. Achtereenvolgens zijn dit; de Nieuwe Waterweg (RIV-NieWat), de Nieuwe Maas (RIV-NieMaas), de Lek (RIV-Lek), de Oude Maas (RIV-OudeMaas), de Dordtsche Kil (RIV-DK), de Nieuwe Merwede (RIV-NieMer), de Boven Merwede (RIV-BovMer), de afgedamde Maas (RIV-afge), de Waal tussen Gorinchem en Zaltbommel (RIV-WaalGZ), de Amer (RIV-Amer), de Bergsche Maas (RIV-BerMaas) en de Maas tussen Heusden en Empel (RIV-MaasHE). De 3 eerst genoemde deelgebieden, de noordelijke riviertakken, zullen momenteel nog steeds enige zoetinvloed ondervinden (Peeters et al., 2008a). Ook zijn ze onderhevigd aan een duidelijke getijdenbeweging, omdat ze in open verbinding staan met de Noordzee. De Oude Maas en de Dordtsche Kil vormen de verbindingen tussen de Noordelijke riviertakken en de wateren in het zuiden. De overige deelgebieden zijn nog op te splitsen naar Rijnwater gevoede deelgebieden (RIV-NieMer, RIV-BovMer, RIV-afge, RIV-WaalGZ) en Maaswater gevoede deelgebieden (RIV-Amer, RIV-BerMaas, RIV-MaasHE). De databeschikbaarheid zal in de praktijk in deze studie veelal te laag zijn om op de verschillende clusters van riviertakken in te zoomen.

2.2 Monstername en monsterbeschikbaarheid

Monsterbeschikbaarheid door de tijd:

Figuur 1 laat zien dat, wellicht met uitzondering van de Rivieren, een mooie spreiding van de databeschikbaarheid is over het gehele onderzoeksgebied (ruimtelijk aspect). Wanneer echter het temporele aspect er bij betrokken wordt, dan blijkt dat de datadichtheid niet voor iedere periode het zelfde is. De temporele gradiënt is zeker niet continu voor ieder van de afzonderlijke bassins (Tabel 2). De databeschikbaarheid voor de jaren 90 is groot. Ook zijn er veel gegevens van de jaren 60 en 70. De verschillen in datadichtheid tussen de bassins is echter groot. Voor de Voordelta is er weinig informatie van de jaren 70. De jaren 80 zijn in de Voordelta data goed vertegenwoordigd, terwijl van die periode het aantal monsters in de overige bassins klein is. Veelal kan er worden gewerkt met gegevens opgesplitst naar jaren. In andere gevallen wordt er gefocust op de ontwikkelingen in grote lijnen waarvoor perioden zullen worden vergeleken. Daarvoor is een indeling naar perioden gemaakt, die enerzijds is gebaseerd op de (abiotische) ontwikkelingen, en anderzijds op de databeschikbaarheid voor ieder van de bassins. Tabel 2 toont de indeling naar perioden die vooral synchroon loopt met de grote ingrepen en verstoringen in het milieu. De periode 1960-1964 is de

periode ten tijden van de aanvang van de constructiewerkzaamheden rond de haringvlietdam en de sluizen (Periode A) (zie tevens Tabel 1).

Tabel 2
Aantal beschikbare macrozoobenthos monsters per jaar voor elk van de afzonderlijke bassins

Jaar	Periode	VD	HV	HD	BB	RIV
1960	A		2	1		
1961	A	6	29	9		
1962						
1963	A	27	71	32	9	11
1964	A		1			
1965	B	5		8	64	27
1966	B	5		72	12	30
1967						
1968	B	18	37	22		
1969	B		78	52		
1970						
1971	C		113	68	10	110
1972	C		21	46	30	
1973	C		21	27		
1974	C		44	37		
1975	C		23	27		
1976						
1977	C		23	27		
1978						
1979						
1980						
1981						
1982						
1983	C	108	76	52		
1984	C	13				
1985	C	60				
1986	C	32				
1987						
1988	C	262				
1989	C	268				
1990	C	269				
1991	D	1				
1992	D	176				42
1993	D	1	13	58	40	19
1994	D	247	11	11	70	
1995	D	251	62	2		44
1996	E	456				6
1997	E	67	16			41
1998	E	245	11	11	9	22
1999	E	1			21	73
2000	E	241				24
2001	F	11	40		16	54
2002	F	61	25	11	9	41
2003	F	121	6			53
2004	F	156				43
2005	F	154	6			3
2006	F	17				

1965-1969 is de periode waarin verschillende doorgangen tussen zoet en zout worden gesloten. In die periode wordt het gat van het Zuiderdiep (1965), het gat van Noord-Pampus (1968) gesloten, en komt de Volkerakdam (1969) gereed. Ondertussen komt ook de Haringvlietdam gereed (1968). Maar over een lengte van ongeveer 1 km blijven de sluizen geopend (Periode B). Er zijn geen monsters uit 1970. De periode 1971-1990 (Periode C) staat voor de veranderingen in de bassins van na het blokkeren van de zoutwater instroming (sinds 1970). De grote databeschikbaarheid van na die tijd, maakt een opsplitsing in 3 perioden mogelijk. De waterkwaliteit verbetering vanuit de rivieren zal na 1990 wellicht zichtbaar zijn. Grote veranderingen door aanpassing van water aan- en afvoer hebben er in de periodes 1991-1995 (Periode D), 1996-2000 (Periode E) en 2001-2006 (Periode F) niet meer plaats gevonden.

De geanalyseerde bodemdier parameters kunnen verschillen tussen periodes in het jaar waarin bemonsterd is, en de diepte waarop bemonsterd is. De monsters zijn daarom ingedeeld naar de seizoenen (winter, lente, zomer en herfst) en de strata (0-2 m, 2-5 m, 5-10 m en >10 m). Hiermee kan in de analyses rekening worden gehouden. De seizoensindeling is als volgt: december, januari en februari vormen de winter; maart, april en mei vormen de lente; juni, juli en augustus vormen de zomer; en september, oktober en november vormen de herfst. De databeschikbaarheid voor de winter is over de gehele linie (in de tijd en voor elk van de bassins) het laagst; de beschikbaarheid van gegevens van het diepste stratum (>10 m) is ook lager dan van de overige strata. Dit laatste is tevens het gevolg van een kleiner oppervlak van het >10 m stratum dan van de overige strata in bepaalde bassins (met name Rivieren en Biesbosch).

Monstername methodieken:

Van de dataset afkomstig uit BIS (data NIOO-CEME) is bekend dat veruit het grootste gedeelte van de monsters is genomen met de 'van Veen' happer, met meestal een monster oppervlak van 0.1 m^2 (Wijnhoven et al., 2007). Een klein aantal monsters is genomen met happers met geringe verschillen in afmeting. Van een aantal monsters is de monstermethode niet bekend, omdat die gegevens ergens gedurende de afgelopen 50 jaar al zijn omgerekend naar aantallen per vierkante meter. Er kan niet meer beschikt worden voor die data over de ruwe gegevens, alleen nog maar over de omgerekende waarden. Een aantal monsters is genomen met steekbuizen (Dikke Bertha), dan wel met steekbuizen vanuit een monster genomen met de Reineck Boxcorer. Bij hardere substraat types zoals zanderige substraten is het mogelijk dat de van Veen happers minder diep monsteren dan de steekbuizen/Boxcorers. Dit kan geringe verschillen in aantallen en eventueel aantallen soorten veroorzaken. Wel wordt verwacht dat 'zachte' substraat typen dominant zullen zijn in het onderzoeksgebied van de Rijn-Maas-monding. In de studie van Wijnhoven et al. (2007) is ook gewerkt met aan-/afwezigheids monsters. Dit zijn streeplijsten voor soorten in bepaalde gebieden. In de huidige studie worden die gegevens niet gebruikt omdat extra bewerking van de overige data vereist, en het slechts om gegevens uit 1968 gaat.

De dataset afkomstig uit het 'ontwikkeling van een beoordelingsmethode macrofauna voor het watertype R8 (zoetwatergetijdengebied)' project wordt hier aangeduid als de 'RIZA+' set. De 'RIZA+' set bevat naast macrofauna monsters van het zachte substraat, ook monsters van het harde substraat. Het harde substraat bevat een compleet andere gemeenschap dan het zachte substraat. Het NIOO-CEME beschikt niet over hardsubstraat gegevens van de Rijn-Maas-monding. Hierdoor zijn er in het geheel geen oude data (van voor de jaren 80) van het harde substraat beschikbaar. Zodoende is er met betrekking tot de 'RIZA+' set ook alleen gebruik gemaakt van de monsters van het zachte substraat. Dit zijn de monsters met substraattype aanduiding 'Bodem', 'Slib' en 'Zand' uit Peeters et al. (2008b). Het monsteren van hard substraat vereist overigens ook een totaal andere methodiek die het vergelijkbaar maken van de bemonsteringsinspanning moeilijk maakt. In de 'RIZA+' set wordt onderscheid gemaakt tussen profundale en litorale monsters, die in de huidige studie op basis van de diepte in verschillende strata terecht komen. De methodiek van monstername voor de profundaal monsters is vergelijkbaar met die van de NIOO-CEME monsters. Met betrekking tot de litoraal monsters, worden er ook andere technieken gehanteerd (Peeters et al., 2008b). Een groot deel van de monsters verkregen via andere technieken valt automatisch af daar het om bemonstering van hard substraat gaat. Echter een aantal monsters van zachte substraten is met een handnet genomen; wat betekend dat meer dan bij andere technieken ook dieren in de waterkolom mee worden bemonsterd. Dit maakt de omrekening naar een standaard oppervlakte (1 m^2) problematischer. De omrekening naar vierkante meter is in de aangeleverde set echter al uitgevoerd. Van een groot aantal monsters is zodoende voor deze studie de ruwe data en het in eerste instantie bemonsterde oppervlak niet beschikbaar. In de huidige studie is dus met de aangeleverde aantallen per vierkante meter gewerkt. Mogelijke effecten van bemonsteringstechnieken op onze resultaten worden wel

onderzocht. Omdat het Ketelmeer en de Hollandse IJssel geen of nauwelijks een relatie hebben tot het onderzoeksgebied, zijn de aangeleverde gegevens van die gebieden in de huidige studie buiten beschouwing gelaten. Gegevens uit het project 'Proefsanering Haringvliet' zijn alleen meegenomen indien het om referentie en t_0 monsters gaat. Mogelijke effecten van storting op de bodemgemeenschappen verstoren zo niet het beeld van het Haringvliet in deze studie. Van de 'Proefsanering Haringvliet' monsters zijn geen exacte geografische coördinaten bekend. De figuren in de rapportage van Schmidt et al. (2004) laten echter duidelijk de ligging in het Haringvliet zien, waardoor de monsters konden worden gekoppeld aan de deelgebieden zien, en dus bruikbaar zijn.

2.3 Macrofauna parameters

De bodemdiergemeenschappen van de verschillende gebieden, locaties, periodes en tijdstippen zijn op verschillende manieren vergeleken en geanalyseerd.

Ten eerste is de totale macrofauna dichtheden vergeleken. Dat zijn de totale aantallen bodemdieren per vierkante meter (n/m^2). Omdat de gegevens zijn omgerekend vanuit een monsteroppervlak dat niet overeen komt met 1 m^2, kan het zijn dat de dichtheden kleiner dan 1 zijn. Ook de gemeenschappen worden vergeleken op basis van dichtheidsverhoudingen voor de diverse soorten met behulp van MDS en ANOSIM (zie 2.4).

De volgende parameter is de soortenrijkdom uitgedrukt als het aantal soorten per monster. Een nadeel is dat het monsteroppervlak niet bij iedere methode hetzelfde is, waardoor het aantal soorten per monster mogelijk door de methodiek wordt beïnvloed. Correctie hiervoor is echter ook problematisch omdat het oorspronkelijke monsteroppervlak voor de in onze dataset omgerekende dichtheden per vierkante meter veelal niet bekend is.

Soortenrijkdom voor monsters genomen volgens verschillende methodes is dan ook beter vergelijkbaar wanneer bepaald volgens Margalef (Margalef's species richness; d). In dat geval wordt voor het berekenen van de soortenrijkdom rekening gehouden met het totale aantal individuen. Zodoende is de Margalef richness (tot op zekere hoogte) onafhankelijk van het bemonsterde oppervlak. De Margalef soortenrijkdom wordt bepaald volgens:

$$d = (S-1)/\ln(n),$$

waarin S = het aantal soorten per monster (of m^2), en n = het aantal individuen per monster (of m^2).

Vervolgens wordt gebruik gemaakt van de soortendiversiteit. Diversiteit indicatoren zijn altijd samengesteld uit een soortenrijkdom factor en een verdeling factor (van individuen over de soorten). Er zijn veel diversiteitindicatoren beschreven in de literatuur, die eigenlijk alleen verschillen in de belangrijkheid van A) het aantal soorten en B) de verdeling over de soorten, in de index. Een veelgebruikte diversiteitindex in de ecologie is die volgens Shannon. In deze studie wordt de Shannon index (H') gebruikmakende van de natuurlijke logaritme gehanteerd:

$$H' = -\Sigma P_i \ln(P_i),$$

waarbij P_i het aandeel van soort i in het monster weergeeft. Een diversiteit over 1 soort in een monster kan uiteraard niet worden berekend. In deze studie is de diversiteit van een monster met 1 individu op 0 gesteld. Dit kan een onderschatting van de diversiteit opleveren in het geval van zeer lage dichtheden in een gebied. Er is spraken van onderschatting van de diversiteit volgens de gebruikte methodiek wanneer gebruik is gemaakt van een te klein monsteroppervlak ten opzichte van de aanwezige dichtheden.

De verdeling van individuen over soorten wordt ook wel 'evenness' genoemd. De evenness geeft aan of er spraken is van 1 of enkele soorten die het volledige systeem domineren, of dat er spraken is van een gelijkmatigere verdeling over de soorten. Wij gebruiken in deze studie de evenness volgens Pielou (J'):

$$J' = H'/\ln(S),$$

waarin dus gebruik wordt gemaakt van de Shannon index en het aantal soorten per monster. Het berekenen van een evenness wordt echter wel problematisch bij zeer lage dichtheden. Het is dan niet meer duidelijk of de evenness hoog is omdat het bemonsterde oppervlak te klein was voor de lage dichtheden, of dat soorten inderdaad gelijkmatig verdeeld aanwezig zijn. In de huidige studie wordt de

evenness op 0 gesteld wanneer slechts 1 soort in een monster is aangetroffen. Bij slechts twee individuen in een monster, die toevallig van verschillende soorten zijn, kan de evenness ook 'onnatuurlijk' hoog uitpakken (J' is dan 1). De Pielou index heeft altijd een waarde van tussen de 0 en de 1.

De hierboven beschreven indexen zijn in deze studie steeds berekend in Primer for Windows (Version 5.2.8) (Clarke & Gorley, 2001).

2.4 Statistische analyses

Standaardisatie systematiek:

Gegevens uit de twee (NIOO-CEME en RIZA+) sets zijn gecombineerd voor deze studie in Microsoft Office Access 2003. Van hieruit is het mogelijk om gegevens aan elkaar te koppelen en selecties en aggregaties te maken. De gegevens zijn meestal naar Microsoft Office Excel 2003 getransporteerd voor verdere bewerking, analyse of het maken van grafieken.

Om macrobenthos indicatoren te berekenen, statistiek toe te passen en figuren te maken, is het noodzakelijk om de gebruikte systematiek (naamgeving van taxa) voor de verschillende monsters te standaardiseren. Uiteraard wordt er binnen en tussen de NIOO-CEME en de RIZA+ set her en der gebruik gemaakt van synoniemen voor dezelfde soort. Deze zijn opgespoord, en er is voor 1 soortnaam gekozen. Ook de terminologie op de verschillende taxonomische niveaus in de stamboom dient eenduidig te zijn. Zo kunnen er op verschillende niveaus (niet alleen op het soortniveau) synoniemen worden gebruikt. Ook wordt een naam soms aan het ene dan weer aan het andere niveau toegekend. In tabel 3 wordt bijvoorbeeld de naam Neoptera op het Subclassis en op het Superordo niveau gebruikt. Wanneer de Neoptera als één groep moeten worden behandeld, moet in de dataset voor 'GEN-*Agraylea*' op het Superordo niveau, Amphiesmenoptera worden vervangen door Neoptera, en Subclassis Neoptera bijvoorbeeld door 'CLAS-Insecta'. In dit bewuste geval is het onderscheid op het Superordo niveau (Amphiesmenoptera ten opzichte van Neoptera) wel gehandhaafd, en is de Subclassis Neoptera vervangen door Subclassis 'CLAS-Insecta'.

Nog vaker komt het voor dat bepaalde individuen niet tot op soort zijn gedetermineerd, en dat er slechts een genus, klasse, orde, etc. bekend is. Dit is in Tabel 3 het geval voor de soort(naam) 'GEN-*Agraylea*'. Dit kan op twee manieren worden opgelost. A) Individuen die slechts tot op een bepaald niveau zijn geïdentificeerd, kunnen worden verwijderd. 'GEN-*Agraylea*' had bijvoorbeeld uit de dataset kunnen worden verwijderd omdat een groot aantal individuen tot op soortniveau, *Agraylea multipunctata* of *Agraylea sexmaculata* gedetermineerd zijn. B) Individuen die wel verder zijn gedetermineerd tot een hoger niveau kunnen worden teruggezet tot een lager niveau. *Agraylea multipunctata* en *Agraylea sexmaculata* hadden bijvoorbeeld in de te analyseren set 'GEN-*Agraylea*' genoemd kunnen worden. Beide werkwijzen zijn gehanteerd, waarbij steeds een afweging is gemaakt aangaande het verlies aan informatie. Methode A geeft een verlies van data, methode B geeft een verlies aan diversiteit binnen de data.

Taxa die niet tot het hoogste niveau (Soort) zijn gedetermineerd, krijgen op de hogere niveaus dan de naam van het hoogste gedetermineerde niveau met de indicatie van het hoogste gedetermineerde niveau er voor. De soortnaam van het Genus *Agraylea*, slechts tot op genus niveau gedetermineerd, wordt dan 'GEN-*Agraylea*' (Tabel 3). Dit geldt ook voor individuen die slechts tot op Kingdom, Phylum, Subphylum, Superclassis, Classis, Subclassis, Superordo, Ordo, Subordo, Superfamilia of Familia niveau zijn gedetermineerd. De soortnaam is dan voor het voorbeeld van *Agraylea*; 'KD-Animalia', 'PH-Arthropoda', 'SUBPH-Hexapoda', 'CLAS-Insecta', 'SUBCLAS-Neoptera', 'SUPERORDO-Amphiesmenoptera', 'ORDO-Trichoptera', 'SUBORDO-Spicipalpia', 'SUPERFAM-Hydroptiloidea' of 'FAM-Hydroptilidae'. Een Superclassis (SUPERCLAS-) kan voor dit voorbeeld niet worden aangegeven waardoor het in dat geval ook 'SUBPH-Hexapoda' zou worden (Tabel 3). Bijlage 2a toont de taxa die uit de dataset zijn verwijderd omdat zij een groot verlies aan data diversiteit zouden betekenen. Bijlage 2b toont de taxa die lager zijn ingeschaald om zo min mogelijk gegevens te verliezen. Ook toont Bijlage 2b de taxa waarvoor hoogst waarschijnlijk slechts één groep van een hoger niveau aanwezig is in het onderzoeksgebied, zodat er op een hoger niveau kan worden samengevoegd. De individuen van *Agraylea* uit het voorbeeld (Tabel 3) behoren hoogst waarschijnlijk allemaal tot de soort *Agraylea multipunctata*. *Agraylea sexmaculata* is slechts één maal aangetroffen in de aangeleverde data, en wel op hard substraat. De hard substraat monsters zijn niet meegenomen

in de analyses. Alle *Agraylea* zijn daarom in de dataset voor de analyses, *Agraylea multipunctata* genoemd. Dit laatste is in het geval van *Agraylea* inderdaad gebeurd.

Tabel 3
Voorbeeld van de opbouw van de dataset waarbij de data op verschillende taxonomische niveaus kunnen worden geaggregeerd.
Zo laat de tabel, vijf individuen zien met op het soortniveau vijf verschillende groepen. Eén van de individuen is echter slechts tot op Genus niveau gedetermineerd. Wanneer er op Genus niveau wordt geaggregeerd worden er nog vier groepen gevonden waarbij het Genus *Ablabesmyia* uit 2 individuen bestaat. Op Familia niveau zijn er na aggregatie 3 groepen over, waarvan 2 groepen uit 2 individuen bestaan, etc. Alle individuen behoren tot de Classis Insecta. De Subclassis is van twee individuen niet bekend, maar zij behoren in ieder geval niet tot de Pterygota en de Neoptera. Door hier als Subclassis 'CLAS-Insecta' aan te geven blijft er bij aggregatie op Subclassis niveau in ieder geval spraken van 3 groepen, evenals bij aggregatie op Superordo, Ordo, Subordo, Superfamilia en Familia niveau.

SPcode*	Phylum	Subphylum	Superclassis	Classis	Subclassis	Superordo	Ordo
1	Arthropoda	Hexapoda	SUBPH-Hexapoda	Insecta	Pterygota	Neoptera	Diptera
2	Arthropoda	Hexapoda	SUBPH-Hexapoda	Insecta	Pterygota	Neoptera	Diptera
3	Arthropoda	Hexapoda	SUBPH-Hexapoda	Insecta	CLAS-Insecta	CLAS-Insecta	Lepidoptera
4	Arthropoda	Hexapoda	SUBPH-Hexapoda	Insecta	CLAS-Insecta	CLAS-Insecta	Lepidoptera
220	Arthropoda	Hexapoda	SUBPH-Hexapoda	Insecta	Neoptera	Amphiesmenoptera	Trichoptera

SPcode*	Subordo	Superfamilia	Familia	Genus	soortnaam
1	Nematocera	Chironomoidea	Chironomidae	*Ablabesmyia*	*Ablabesmyia longistyla*
2	Nematocera	Chironomoidea	Chironomidae	*Ablabesmyia*	*Ablabesmyia monilis*
3	Microlepidoptera	SUBORDO-Microlepidoptera	Pyralidae	*Acentria*	*Acentria ephemerella*
4	Microlepidoptera	SUBORDO-Microlepidoptera	Pyralidae	*Acentropus*	*Acentropus niveus*
220	Spicipalpia	Hydroptiloidea	Hydroptilidae	*Agraylea*	GEN-*Agraylea*

*SPcode = Een unieke code die iedere soort(naam) in de dataset heeft

Mogelijke verschillen tussen levensgemeenschappen zijn getoetst met behulp van een ANOSIM (Analysis of similarity) in Primer v5. Dit is een paarsgewijze vergelijking van (door de analist bepaalde) groepen waarbij het significantie niveau van de verschillen in levensgemeenschappen wordt weergegeven door overschrijdingsrisico's van de nulhypothese gelijk aan $p \leq 0.05$. Daar er hier sprake is van meervoudige testen, wordt hier de Bonferroni Correctie toegepast. Aangezien de Bonferroni Correctie in Primer niet direct geïntegreerd kan worden in de analyse, wordt per indelingsvariabele het significantie niveau volgens $p \leq \alpha/n$) (waarbij n=het aantal testen binnen een klasse) berekend. Het significantie niveau voor de totale test wordt daarbij op $\alpha=0.05$ gesteld. De grootte van de verschillen tussen de levensgemeenschappen wordt weergegeven met een R-waarde. Daarbij kan grofweg onderscheid worden gemaakt in de mate van scheiding tussen de groepen. Grote verschillen kennen een $R>0.75$. Wanneer $R>0.5$ en ≤ 0.75, dan is er spraken van overlappende groepen met duidelijke verschillen. Overlappende groepen met verschillen worden gekenmerkt door een R-waarde van tussen de 0.25 en de 0.5. Wanneer $R \leq 0.25$, dan zijn de groepen nauwelijks te onderscheiden (Clarke & Gorley, 2001). De R-waarde zegt dus iets over de scheiding van de groepen, terwijl significantie ook rekening houdt met het aantal punten en de variatie tussen de punten binnen een groep. Ter voorbereiding op de ANOSIM is een 4de machtswortel transformatie uitgevoerd om het effect van dominante soorten te verminderen. De monsters zijn eerst aan een 'similarity' analyse gebaseerd op de Bray Curtis formule onderworpen, wat noodzakelijk is voor uitvoer van een ANOSIM in Primer v5. Ter visualisatie is gebruik gemaakt van 'Non-metric Multi-dimensional scaling' (MDS) plots gebaseerd op de Bray-Curtis Matrices (Clarke & Gorley, 2001). Hierbij geeft de stressfactor de kwaliteit voor de 2D-representatie, van de afstanden tussen de monsterpunten met betrekking tot de soortensamenstelling, weer. Een stressfactor kleiner dan 0.25 is hierbij acceptabel.

De complete dataset is in eerste instantie met behulp van MDS/ANOSIM geanalyseerd. Dit om algemene trends in de dataset zichtbaar te maken. Er is eerst gefocust op de effecten van tijd, seizoenaliteit en diepte op de macrofaunasamenstelling. Daarvoor zijn de macrobenthos gemeenschap data over de factoren periode, seizoen en stratum geaggregeerd. Bijlage 3 geeft een overzicht van het aantal monsters per geanalyseerd cluster. Er is in eerste instantie voor periode gekozen, om het bemonsterde gebied min of meer vergelijkbaar te houden, en om het aantal clusters te beperken. Bij analyse in Primer loop je bij het analyseren van uitgebreide datasets tegen het feit

aan dat je maar 250 kolommen kunt invoegen. In dit geval betekent dat, dat er maximaal 250 soorten in de analyse betrokken kunnen worden. Er zijn echter ruim 600 soorten (na standaardisatie van de monsters) in de complete datset aanwezig. Door slechts die soorten in de analyse te betrekken die in meer dan 4 clusters voorkomen, is het aantal soorten voor de gemeenschapsanalyse teruggebracht naar 214.

Standaard analyses en statistische testen zijn uitgevoerd in Systat 11 for Windows (2004). Zo ook de analyses van tijdsafhankelijkheid van macrofauna indicatoren. Via Anova's met Post Hoc testen en rekening houdende met de Bonferroni correctie voor het significantie niveau zijn zo de verschillende monsterjaren vergeleken. De zelfde methodiek is toegepast voor het analyseren van mogelijke verschillen in macrofauna indicatoren tussen seizoenen, strata, bassins en monstermethodieken.

Voor het analyseren van specifieke relaties tussen bodemdierparameters en monstername karakteristieken is een Principale Componenten Analyse (PCA) uitgevoerd, nadat een Detrended Correspondence Analyse (DCA) had uitgewezen dat er spraken was van een korte gradiënt lengte (Ter Braak & Smilauer, 1998) in de dataset. Een PCA is een indirecte gradiënt analyse waarbij de verspreiding en verwantschappen van de 'soort' gegevens worden weergegeven, onafhankelijk van de 'milieu' variabelen die in tweede instantie in de figuur worden geplot. PCA's en DCA's zijn uitgevoerd in CANOCO for Windows 4.5.

Vervolgens zijn de trends in dichtheden ontwikkelingen van trofische groepen en van exoten en inheemse soorten door de tijd geanalyseerd. Dit is onder andere gedaan met behulp van lineaire regressieanalyses, voor zowel de gehele onderzoeksperiode (1960-2006), als afzonderlijk voor de perioden 1960-1980, 1980-2006, 1980-1993 en 1992-2006. Dit laatste om meer inzicht in specifieke patronen en trendbreuken te krijgen. Voor het bepalen van de verdeling van soorten in monsters of gebieden over de trofische groepen is voor iedere soort bepaald tot welke groep deze behoort (Bijlage 5). Een groot aantal soorten wordt (in de literatuur) echter 2 of meer voedingswijzes toegekend. Deze soorten kunnen schakelen afhankelijk van de condities of het aanbod. Het is moeilijk te bepalen hoeveel voedsel een soort via de ene dan wel via de andere wijze tot zich neemt, of hoeveel tijd de soort aan de ene dan wel de andere voedingswijze besteed. Het voeden volgens een bepaalde wijze bij meerdere mogelijkheden zal ook grote variatie vertonen. Om dit op te vangen, wordt in de gevallen dat meerdere voedingswijzes bij een soort worden gevonden, er van uit gegaan dat voor die soort die voedingswijzes even belangrijk zijn. Zo wordt een individu van soort 1 met voedingswijze a gezien als 1 individu met voedingswijze a. Een individu van soort 2 met zowel voedingswijze a als b wordt dan gezien als een 0.5 individu met voedingswijze a en een 0.5 individu met voedingswijze b. Etcetera. Door al deze scores op te tellen voor een bepaald gebied of een bepaalde periode, kan de verhoudingsgewijze verdeling van individuen over de trofische groepen worden berekend.

2.5 Abiotiek

In de aangeleverde 'RIZA+' dataset zijn de abiotische gegevens gekoppeld aan de macrofaunamonsters. Dit is echter voor de NIOO-CEME data niet het geval. Wat betreft de abiotische gegevens is er slechts gebruik gemaakt van de data uit het 'ontwikkeling van een beoordelingsmethode macrofauna voor het watertype R8 (zoetwatergetijdengebied)' project. De abiotische gegevens zijn vervolgens op deelgebied niveau (gemiddelde ± standaard deviatie) aan de macrofauna gegevens gekoppeld. Van de volgende abiotische factoren zijn voldoende data beschikbaar om een indicatie te geven van de ontwikkelingen in het onderzoeksgebied gedurende de onderzoeksperiode:

Saliniteit: Zoutgehalte (dimensieloos of ook wel in psu) in oppervlaktewater, berekend uit chloride metingen door middel van geleidbaarheid. Aan de saliniteit gegevens zijn chloride metingen (in ‰) uit de NIOO-CEME database toegevoegd. Chloride gehaltes zijn volgens de formule Saliniteit=1.806*(Chloride promillage) omgerekend.

Conductiviteit: Geleidendheid gemeten in mS/m bij 20 graden Celsius in het oppervlaktewater.

Temperatuur: Temperatuur in graden Celsius (°C) gemeten in het oppervlaktewater. De temperatuur is veelal seizoenaal bepaald. Dit maakt het mogelijk om seizoen gemiddelden te bepalen.

Zuurstofgehalte: Percentage Zuurstof (O_2 in %) in het oppervlaktewater bepaald met de jodometrische bepaling volgens Winkler.

Zuurstofgehalte: Zuurstof in mg O_2 /l oppervlaktewater bepaald met jodometrische bepaling volgens Winkler.

Zuurgraad: pH van het oppervlaktewater.

Doorzicht: Doorzicht in dm in het oppervlaktewater.

Zwevend stof gehalte: Onopgelost deeltjes in mg/l oppervlaktewater, bepaald als gloeirest.

Chlorofyl a: Chlorofyl a in µg/l oppervlaktewater, fotospectrometrisch bepaald.

Opgelost organisch koolstofgehalte: C $org_{(aq)}$ of DOC in mg/l, na filtratie fotometrisch bepaald in het oppervlaktewater mbv CFA.

Totaal organisch koolstofgehalte: C $org_{(tot)}$ of TOC in mg/l, fotometrisch bepaald in het oppervlaktewater.

Orthofosfaat gehalte: PO_4 na filtratie fotometrisch bepaald als mg P/l in het oppervlaktewater mbv CFA.

Ammonium gehalte: NH_4 in mg N/l oppervlaktewater, fotometrisch bepaald na filtratie als som NH_4 en organisch N volgens Kjeldahl mbv CFA.

Nitriet gehalte: NO_2 in mg N/l oppervlaktewater, fotometrisch bepaald na filtratie mbv doorstroomanalyse.

Silicaat gehalte: SiO_4 in mg Si/l oppervlaktewater, fotometrisch bepaald na filtratie mbv CFA.

IJzergehalte: Fe in mg/l in oppervlaktewater bepaald mbv ICP-AES.

Arseengehalte: As in µg/l oppervlaktewater en As in mg/kg DW in het sediment, mbv AAS hydradegeneratie techniek in water.

Cadmiumgehalte: Cd in µg/l in oppervlaktewater en Cd in mg/kg DW in het sediment, mbv AAS grafietoventechniek.

Chroomgehalte: Cr in µg/l in oppervlaktewater en Cr in mg/kg DW in het sediment, mbv AAS grafietoventechniek.

Kopergehalte: Cu in µg/l in slibhoudend oppervlaktewater en Cu in mg/kg DW in het sediment, mbv AAS grafietoventechniek.

Kwikgehalte: Hg in µg/l oppervlaktewater en Hg in mg/kg DW in het sediment, dmv fluorescentiespectrometrische bepaling mbv koudedamp.

Nikkelgehalte: Ni in µg/l in slibhoudend oppervlaktewater en Ni in mg/kg DW in het sediment, mbv AAS grafietoventechniek.

Loodgehalte: Pb in µg/l in slibhoudend oppervlaktewater en Pb in mg /kg DW in het sediment, mbv AAS grafietoventechniek.

Zinkgehalte: Zn in µg/l in oppervlaktewater bepaald en Zn in mg /kg DW in het sediment, mbv ICP-AES.

Tributyltin: TBT in µg Sn/kg DW in het sediment, mbv GC-AED.

Ontwikkelingen in abiotiosche parameters zijn geanalyseerd met behulp van lineaire regressieanalyses per bassin. Door middel van Anova zijn eventuele significante verschillen tussen bassins voor de gehele onderzoeksperiode bepaald.

2.6 Referentiebeschrijving

Na de analyse van het onderzoeksgebied als geheel, is er ingezoomd op de afzonderlijke bassins. Daarvoor zijn eerst de gemiddelden voor macrofauna indicatoren uitgezet tegen de tijd. Vervolgens zijn ook de relaties tussen gemeenschappen van aggregaties per jaar x deelgebied x seizoen x stratum onderzocht in MDS plots en is er getest voor eventuele verschillen tussen groepen met behulp van ANOSIM analyses. Het analyseren van de macrobenthos gegevens per bassin zorgt er voor dat alle soorten in de analyse kunnen worden meegenomen, met uitzondering van de analyse voor het bassin de Rivieren. Er kunnen 250 soorten worden meegenomen in de Primer analyses. Voor alle bassins, met uitzondering van de Rivieren, is het aantal aangetroffen soorten in de

gestandaardiseerde dataset, kleiner dan 250. Door voor de Rivieren de soorten die in slechts 1 of 2 van de voor het gehele onderzoeksgebied genomen monsters voorkomen, uit te sluiten, is het aantal soorten tot onder de gewenste 250 teruggebracht. Dit zijn dus zeer zeldzame soorten voor onze dataset, waardoor deze bewerking zeer weinig effect op de gemeenschapsanalyses voor de Rivieren zal hebben gehad. Door clusters in de MDS plots te accentueren, worden de ontwikkelingen van de gemeenschappen in de tijd gevisualiseerd. Door de ontwikkelingen van de gemeenschappen te combineren met bevindingen voor de abiotische parameters, wordt een indicatie voor welke factoren mogelijk de verschuivingen of de verschillen tussen gemeenschappen bepalen, verkregen. Dit alles is in feite een eerste stap naar het bepalen van een referentiegemeenschap. Zo kan voor ieder bassin de historische gemeenschap uit de plot worden geëxtraheerd. Voor die gemeenschap kan worden bepaald welke soorten de gemeenschap domineren. Er kan ook spraken zijn van meerdere gemeenschappen wanneer er duidelijk afgescheiden groepen aanwezig zijn in de MDS plot. Er is voor gekozen om juist de dominante soorten te bekijken. Dit zijn de meest frequent in de monsters gevonden soorten en de soorten die in de geëxtraheerde gemeenschap gemiddeld de hoogste dichtheden halen. Gerealiseerd wordt dat ook minder frequent voorkomende soorten of soorten die in lage dichtheden voor komen karakteristiek voor een gemeenschap kunnen zijn, en juist tot een referentie gemeenschap kunnen behoren. Er is gefocust op de meest algemene soorten om niet met ellenlange lijsten van soorten te hoeven werken. De kans dat sporadisch aangetroffen soorten per toeval zijn gevonden en niet specifiek voor die gemeenschap zijn, is ook groot. Het bleek dat de algemene soorten al grote verschuivingen maar ook overeenkomsten konden laten zien. In principe wordt er gekeken naar de soorten die in 10% van de monsters voor die gemeenschap worden gevonden. Wanneer daardoor de lijst erg lang wordt, is deze beperkt tot een hoger percentage. Bij een zeer soortenarme gemeenschap is er gekozen voor een lager percentage. Door het referentiecluster in de ontwikkelingen van de gemeenschappen in de tijd te vergelijken met de abiotische parameters kan men een idee krijgen of met de geselecteerde gemeenschap een referentie van een ‘schone’ en ‘onverstoorde’ situatie voor de historische condities in dat bassin wordt benaderd of dat de antropogene invloed op de gemeenschappen reeds groot is. De verdeling van de organismen over de trofische groepen is wellicht ook kenmerkend voor een bepaald milieu. Deze verdeling kan tevens aangeven of er spraken is van een verstoord danwel een relatief onverstoord milieu. Verder zullen de eerder beschreven bodemdierparameters (soortenrijkdom, dichtheden, diversiteit en evenness) een indicatie zijn voor de staat van het onderwatermilieu. Hierbij moet worden aangetekend dat ook ken merkende milieufactoren als saliniteit, getijde, variabiliteit en dynamiek, invloed hebben op die parameters.

De gevonden historische gemeenschappen voor ieder bassin benaderen mogelijk de referentiegemeenschappen, of het blijkt dat die juist niet als referentie kunnen doorgaan. Deze gemeenschappen worden vervolgens vergeleken met de huidige gemeenschappen. De huidige gemeenschappen worden beschreven door de meest recent genomen monsters. De huidige gemeenschappen worden op dezelfde manier geanalyseerd als de historische gemeenschappen. Voor de soorten die in de historische en/of huidige gemeenschappen worden gevonden is tevens de gevoeligheid voor verschillende typen mogelijk relevante veranderingen en verstoringen door middel van literatuur onderzoek bepaald. De gevoeligheden waarop is gezocht, zijn: veranderingen in troebelheid/zwevend stof gehalte, stroomsnelheid/golfslag, verontreinigingen, nutriënten, saliniteit en zuurstofgehalte. Patronen in gevoeligheden kunnen wederom een indicatie geven van de aard van de gemeenschappen die geëxtraheerd zijn. Uiteindelijk wordt afgesloten met een MDS van de geëxtraheerde historische en recente gemeenschappen in één analyse. Dit geeft een beeld van de huidige situatie en wat mogelijk een doel kan zijn bij herstel van de zout – zoet gradiënt. De verwachtte haalbaarheid in relatie tot de geplande ingrepen (‘Kier’-regime) maar ook tot een volledig en permanent open stellen van de sluizen, zal worden bediscussieerd.

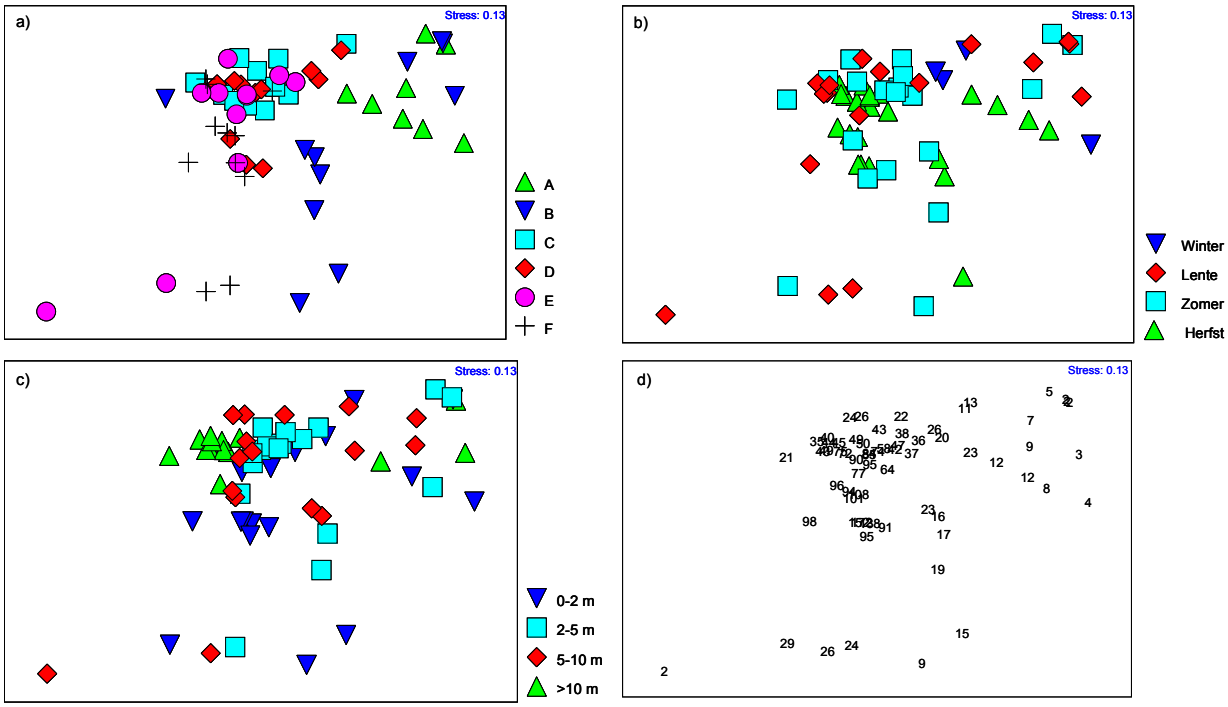
Er is uiteraard ook overwogen om direct een vergelijking te maken tussen onze bevindingen en de bevindingen van het ‘ontwikkeling van een beoordelingsmethode macrofauna voor het watertype R8 (zoetwatergetijdengebied)’ project. Daarbij kwamen echter een aantal problemen aan het licht, waardoor van een directe vergelijking is afgezien. Ten eerste werkt het ‘R8’-project met meerdere substraattypen die ook specifiek in de beoordeling van een gemeenschap worden gevraagd. Vanuit het NIOO-CEME was er alleen de beschikking over zacht substraat monsters, waardoor de soortenrijkdom per definitie veel lager was. Ten tweede gaat het om een maatlat voor zoet getijdenwater, waarvoor wellicht alleen onze historische Biesbosch gemeenschap in aanmerking kan komen. De recente gemeenschappen zijn, zoals zal blijken, karakteristiek voor weinig dynamische milieus. Verder kennen de historische gemeenschappen ten westen van de Biesbosch grote zoutinvloeden. De Rivierengemeenschap beschrijft wellicht een te groot divers gebied met een te lage

bemonsteringsintensiteit, om langs de ‘R8’-maatlat te leggen. Uiteindelijk is de ‘R8’-rapportage, sterk verontreinigingen gericht. Dit is begrijpelijk wanneer gebruik wordt gemaakt van gegevens van de afgelopen 20 jaar. De ontwikkelingen over de afgelopen 50 jaren zijn echter zeer sterk gestuurd werden door andere abiotische parameters, met name in de jaren 60. Wel bevat deze rapportage vergelijkbare factoren in de analyse als dichtheden, diversiteit, trofische groepen en verontreinigingindicatoren waardoor de uiteindelijke conclusie over de recente gemeenschappen ten opzichte van historische dan wel referentie gemeenschappen vrijwel het zelfde zal moeten zijn als voor de ‘R8’-maatlatten.

3. Resultaten

3.1 Analyse van de complete set

Daar in eerste instantie de interesse vooral ligt bij de grote verschuivingen en duidelijke patronen, wordt er gestart met het analyseren van de complete set aan onderzoeksgegevens. Niet voor alle jaren x bassin combinaties zijn er data beschikbaar. Er wordt echter wel verwacht dat de geanalyseerde milieus in ieder geval gedurende een bepaalde tijd duidelijk anders zijn of waren. Dit geldt dan uiteraard ook voor de bodemdiergemeenschappen. Er is daarom gekozen voor het werken met geaggregeerde jaren tot periodes. Voordat er gedetailleerd naar de ontwikkelingen in de tijd en ruimte wordt gekeken, is het interessant of de seizoenen en strata een belangrijke invloed hebben op de gemeenschappen. Figuur 2 toont de resultaten van een Multi Dimensional Scaling (MDS). Hierin wordt een grof onderscheid in de indeling van de gemiddelde gemeenschappen per perioden, jaargetijden en strata getoond, respectievelijk geaccentueerd in de grafieken (a), (b) en (c). De MDS plots dienen te worden gecombineerd met de ANOSIM (Analyses of Similarity) test resultaten weergegeven in Tabel 3. Tabel 3 laat zien of mogelijke verschillen (op het oog) ook significant zijn, en geeft aan of er spraken is van veel dan wel weinig overlap in de bijbehorende gemeenschappen.



Figuur 2
MDS resultaten van de voor het complete onderzoeksgebied geaggregeerde data naar periode (A = 1960-1964; B = 1965-1969; C= 1971-1990; D = 1991-1995; E = 1996-2000; F = 2001-2006), seizoen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en stratum (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m). MDS clustering met specifiek aangegeven de periodes (a); de seizoenen (b); de strata (c); en het aantal soorten 'S' (d) per aggregatie.

Er zijn dus significante verschillen tussen de karakteristieke (of gemiddelde) bodemdier gemeenschappen van de 6 periodes. De R-waarde (0.347) geeft aan dat er aanwijsbare verschillen tussen de gemeenschappen zijn, maar dat er ook grote overlap is tussen de verscheidene periodes. De verschillen zijn specifiek te vinden tussen de periode 1960-1964 en de overige perioden, en 1965-1969 en de overige perioden. Maar ook de gemeenschap van 1971-1990 is nog significant verschillend van de gemeenschappen van 1996-2000 en 2001-2006. De periode 2001-2006 is ook nog eens te onderscheiden van de periode 1991-1995.

De ontwikkelingen van periode tot periode blijken groter te zijn dan de verschillen tussen de gemeenschappen gerelateerd aan de seizoenen. Er blijken echter wel degelijk significante verschillen tussen de seizoenen te bestaan. Dit ondanks dat de overlap in soorten en abundanties enorm is. De verschillen zijn vooral terug te brengen tot een andere samenstelling van de gemeenschappen van de herfst, dan die van de lente en de zomer. Binnen de periode 1960-1964 is een secundaire trend

gerelateerd aan de seizoenen waarneembaar. Deze trend loopt in de grafiek van de winter via de zomer naar de herfst, grofweg van beneden naar boven. Het is echter wel opvallend dat de lente gemeenschappen uit de periode 1965-1969 duidelijk clusteren met de gemeenschappen van voor die tijd (1960-1964). Zo ook zijn het juist de wintergemeenschappen van de periode 1991-1995 die in vergelijking met de overige gemeenschappen van na 1970, dichter bij de oude gemeenschappen van voor 1970 liggen.

Tabel 3
Resultaten van ANOSIM analyses over de voor het complete onderzoeksgebied geaggregeerde data naar periode (A = 1960-1964; B = 1965-1969; C= 1971-1990; D = 1991-1995; E = 1996-2000; F = 2001-2006), seizoen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en stratum (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

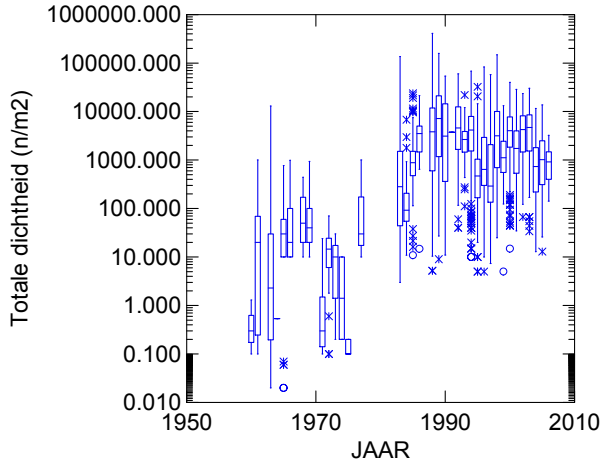
Parameters	Periodes	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:			
Significantie niveau	0.1 %	1.3 %	0.2 %
R-waarde	0.347	0.090	0.093
Onderlinge significante verschillen:			
	A – B t/m F	Herfst – Zomer	0-2 m – 2-5 m
	B – C t/m F	Herfst – Lente	0-2 m – 5-10 m
	C – E, F		0-2 m - >10 m
	D – F		2-5 m - >10 m

De overlap tussen de gemeenschappen van de verschillende strata is groot. Ook voor de strata zijn er significante verschillen. Met name de gemeenschappen van het ondiepste stratum van 0-2 m zijn verschillend van de overige strata. Het 2-5 m stratum verschilt qua gemeenschap ook significant van het diepste stratum (>10 m). Vooral gedurende de periode 1965-1969 wordt een duidelijke secundaire trend in diepte gevonden die loopt van het ondiepste naar het diepste stratum. In de grafiek (Figuur 2) grofweg van rechtsonder naar linksboven. De gemeenschappen van het diepste stratum liggen zo sterk geclusterd, onafhankelijk van de periode waarin ze bemonstert zijn. Dit duidt op weinig veranderingen in de diepe delen voor het gehele onderzoeksgebied. Figuur 2d laat overigens zien dat de gemeenschappen van de periode 1960-1964 tot de soortenarmste gemeenschappen behoren. Dit geldt ook voor een aantal van de meest afgescheiden gemeenschappen behorende tot andere perioden. Echter niet alle afgescheiden gemeenschappen zijn ook per definitie soortenarm.

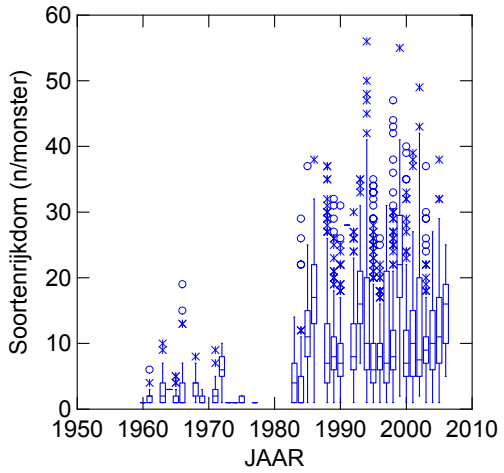
3.2 Dichtheden en diversiteit gerelateerd aan tijd

De gemiddelden voor de macrobenthos parameters voor het gehele onderzoekgebied tonen duidelijke verschillen (getoetst met ANOVA) gerelateerd aan de jaren van monstername (Figuur 3). De totale bodemdier dichtheden zijn gedurende de jaren 60 en 70 beduidend lager dan tijdens de periode van de jaren 80 tot op heden. Meer in detail is er een trend van een toename van begin jaren 60 tot eind jaren 60 waarneembaar, waarna de dichtheden weer inzakken. Halfweg de jaren 70 tot begin jaren 90 nemen de dichtheden weer toe. Vanaf de jaren 90 zijn de dichtheden hoog. Echter binnen die hoge dichtheden is ook weer variatie zichtbaar. De dichtheden lijken zodoende momenteel weer iets lager te zijn dan tijdens de piek begin jaren 90. Bij het afzonderlijk paarsgewijs testen, moet rekening worden gehouden met het herhaald testen van dezelfde type data. Het is dan noodzakelijk de Bonferroni correctie toe te passen op het gehanteerde significantie niveau. In het bijzonder de hoge dichtheden gevonden in 1988 en 1989 verschillen significant van de dichtheden gevonden in een reeks aan andere jaren (Bijlage 4).
De soortenrijkdom is op twee manieren gemeten; zowel als het absolute aantal soorten per monster, als volgens de Margalef richness. De Margalef soortenrijkdom houdt rekening met het totale aantal individuen per monster waarin het aantal soorten wordt waargenomen. In beide gevallen valt te zien dat de soortenrijkdom gedurende de jaren 60 laag is. De Margalef richness laat zien dat de soortenrijkdom, ondanks de lagere dichtheden die worden gevonden in de jaren 70, iets is toegenomen ten opzichte van de jaren 60. Dit resulteert voor de gehele periode in een toename van de richness. Wanneer ook de dichtheden toenemen richting de jaren 90, valt op dat er meer soorten kunnen worden gevonden per monster. Dit leidt tot een hoge Margalef richness. Na de jaren 90 wordt een permanent grotere soortenrijkdom gevonden dan in de voorgaande jaren. Hierbij wordt zo nu en

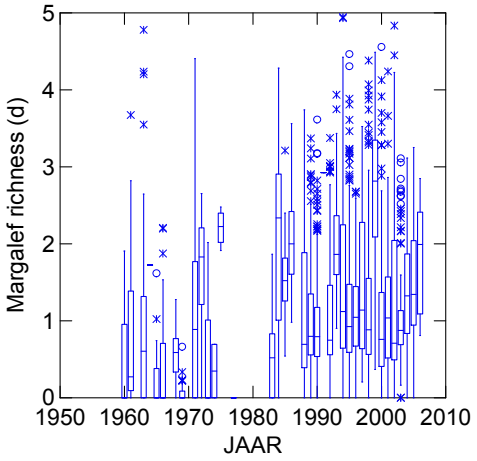
dan een jaar gekenmerkt door een zeer hoge soortenrijkdom. Recentelijk is er weer een stijgende trend in zowel de relatieve als de absolute soortenrijkdom zichtbaar.



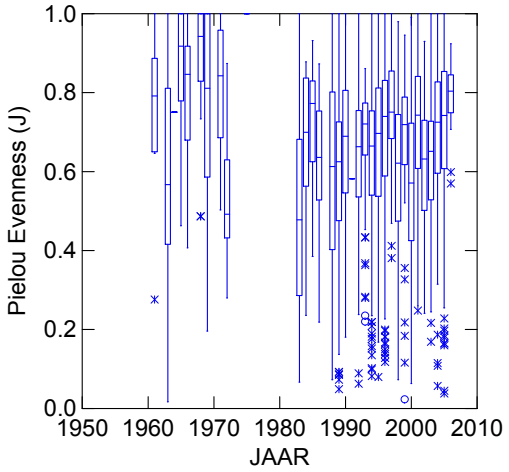
a) F(36, 4187)=12.42; p<0.001



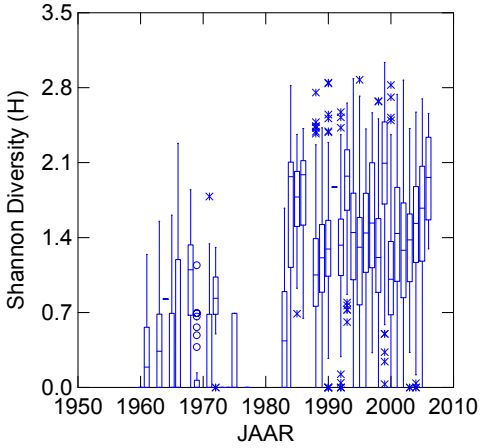
b) F(36, 4187)=29.85; p<0.001



c) F(36, 4129)=10.73; p<0.001



d) F(32, 3862)=11.88; p<0.001



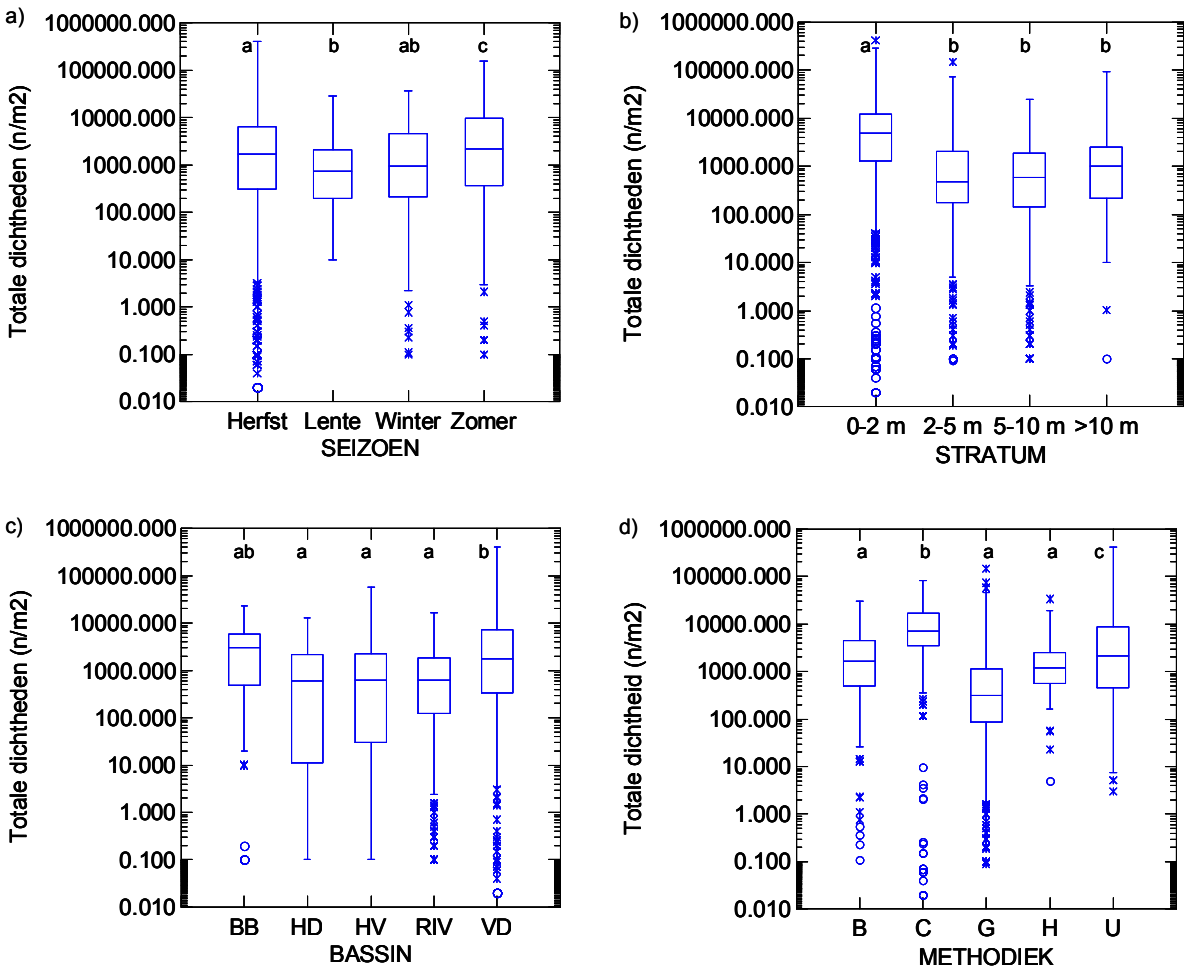
e) F(36, 4128)=45.87; p<0.001

Figuur 3
De ontwikkeling van het macrobenthos van het gehele onderzoeksgebied in totale dichtheden in n/m^2 (a), soortenrijkdom in aantallen soorten n/monster (b), soortenrijkdom d volgens Margalef (c), soortenverdeling J' wat is Pielou's Evenness (d), en soortendiversiteit H' volgens Shannon varieert significant met de jaren, als aangegeven met de ANOVA resultaten.

De evenness volgens Pielou is de verdeling van het aantal individuen in monsters over de soorten. De evenness kent vooral een grote spreiding binnen de jaren, en mogelijk minder variatie tussen de jaren. Er blijkt een significant jaar effect aanwezig te zijn. Deze wijst in de richting van een minder gelijke verdeling gedurende de jaren 70 tot halfweg de jaren 80. Dit ondanks het ontbreken van gegevens van een aantal jaren juist in deze periode. In deze periode zijn dus wellicht 1 of enkele in aantallen dominerende soorten aanwezig. Verder is ondanks (of dankzij) het lage aantal soorten en de lage dichtheden, de verdeling over de soorten in de jaren 60 evenwichtig te noemen. De evenness lijkt verder gedurende de jaren 90 en 2000 een lichte golfbeweging door te maken. Recentelijk is er weer spraken van een kleine toename na een dalletje.
De Shannon soortendiversiteit verenigt als het waren de richness en evenness in zich. Het is dan ook volgens de verwachting dat de diversiteit vanaf halfweg de jaren 90 beduidend hoger is in het onderzoeksgebied dan de voorafgaande periode. Wederom is er een lichte golfbeweging zichtbaar. De diversiteit neemt recentelijk weer toe. Er is echter ook al een piek zichtbaar halfweg de jaren 80, en ergens begin 90er jaren. In de periode daar voor is binnen de lage diversiteit, ook een toename naar de tweede helft van de jaren 60, gevolgd door een afname begin jaren 70, zichtbaar.
De waargenomen verschillen in bodemdierparameters kunnen mogelijk ook (mede) een gevolg zijn van verschillen in monstername gedurende de verschillende jaren. Er is om die reden getest of bemonstering in verschillende seizoenen (winter, lente, zomer, herfst), op verschillende diepten (strata: 0-2 m, 2-5 m, 5-10 m, >10 m) in verschillende bassins (Voordelta, Haringvliet, Hollandsch Diep, Biesbosch, Rivieren), of met verschillende bemonsteringtechnieken (Boxcorers, Handmatig gestoken Cores, Grijpers, Handnetten, Onbekend), verschillen oplevert in de bodemdierparameters.

Effect van monstername op totale dichtheden:

Voor zowel de monstering in verschillende seizoen, verschillende strata, verschillende bassins en met verschillende methoden wordt een significant effect op de totale bodemdier dichtheden gevonden. De bodemdierdichtheden zijn significant hoger in de zomer dan in de overige seizoenen. In de herfst ook nog eens hoger dan in de lente (Figuur 4). De ondiepe monsters, afkomstig van tussen de 0 en 2 meter diepte, kennen beduidend hogere dichtheden dan de monsters uit de overige strata. De dichtheden in de Voordelta zijn significant hoger dan in het Haringvliet, het Hollandsch Diep en de Rivieren. De Biesbosch zit qua aantallen bodemdieren per vierkante meter tussen de Voordelta en de overige bassins in. Ook de methode van monstername blijkt significant invloed te hebben op de gevonden bodemdier dichtheden. De dichtheden vallen significant hoger uit wanneer gebruik wordt gemaakt van steekbuizen (Cores), dan met de overige methoden. Deze methode wordt echter alleen in ondiep water en voornamelijk op platen gehanteerd. De hogere dichtheden zijn dus eerder toe te schrijven aan een diepte effect. Ook de dichtheden in de monsters waarvoor de methodiek onbekend is, ligt significant hoger dan bij de overige monstermethoden. Mogelijk dat ook hier steekbuis monsters, en dus een groot aandeel ondiepe monsters, zijn terug te vinden. Boxcoren, grijpen, of werken met een handnet heeft klaarblijkelijk nauwelijks invloed op de waar te nemen bodemdier dichtheden.

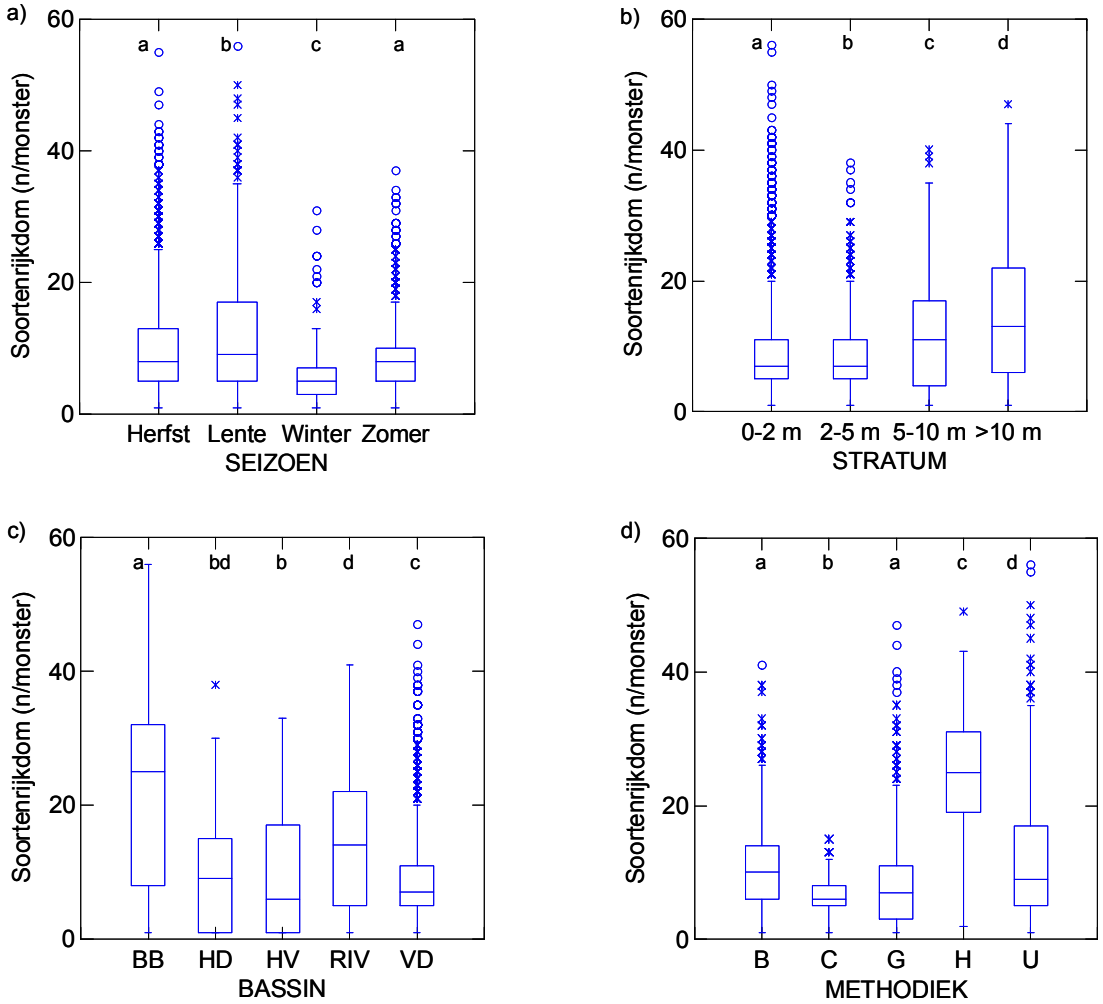


Figuur 4
Totale bodemdier dichtheden in n/m^2 per seizoen (a), stratum (b), bassin (c) en monster methode (d). Toetsing met behulp van ANOVA laat zien dat alle parameters een significant effect ($p<0.001$) hebben op de totale dichtheden. Paarsgewijze verschillen tussen categorieën van een parameter, zoals getest met behulp van een Post Hoc test met Bonferroni correctie, worden weergegeven met verschillende letters. Een overeenkomende letter duidt op geen verschil. Het significantieniveau is 0.0125 voor de seizoenen en de strata, en 0.01 voor de bassins en monster methode.

Effect van monstername op aantal soorten per monster:

De soortenrijkdom, als aantal soorten per monster, kan worden beïnvloed door het feit dat verschillende oppervlakte groottes bemonsterd zijn. Van een groot aantal monsters is echter het bemonsterde oppervlak niet exact bekend. Er is voor die monsters slechts de beschikking over (omgerekende) dichtheden per soort per vierkante meter. De verwachting is dat zoveel mogelijk een methode is gebruikt die inzicht geeft in de aanwezigheid van soorten. Dus mogelijk grotere oppervlaktes bemonsterd in milieus met lage dichtheden. Er dient te worden opgemerkt dat het aantal soorten meestal niet evenredig toe neemt met het oppervlak. Een relatie leggen tussen bemonstert oppervlak en het aantal te verwachten soorten is echter een studie op zich.
Ondanks de onnauwkeurigheid van het niet rekening houden met het bemonsterde oppervlak, zijn er duidelijke effecten van seizoenen, strata en bassins op het aantal soorten waarneembaar. De lente monsters zijn significant soortenrijker dan de herfst en zomer monsters. De herfst en zomer monsters zijn weer soortenrijker dan de winter monsters (Figuur 5). In het diepste stratum van dieper dan 10 meter zijn de monsters significant het soortenrijkst. Daarna volgen de monsters uit het 5-10 m stratum, qua soortenrijkdom. Verder zijn de 0-2 m monsters weer soortenrijker dan de 2-5 m monsters. Het is mogelijk dat vooral in de diepere delen vaak grotere oppervlaktes worden bemonsterd dan in de ondiepe delen. Vergelijking van de verschillende bassins laat zien dat de monsters uit de Biesbosch significant het soortenrijkst zijn, gevolgd door de Rivieren. De monsters uit de Voordelta zijn significant het soortenarmst. Bij het specifiek vergelijken van monstertechnieken zal het bemonsterde oppervlak

wellicht wel een rol spelen. Een handnet bemonstert al gauw een veel groter oppervlak dan de overige technieken. Dat is ook te concluderen uit Figuur 5d. Monsteren met het handnet levert significant het grootste aantal soorten per monster. Naast het oppervlak speelt hier ook nog mee dat een groter gedeelte van het monster uit organismen uit de waterkolom (pelagische soorten) zal bestaan. Verder worden er in de Core monsters ook minder soorten aangetroffen dan in de monsters verzamelt met de andere technieken. Mogelijk dat hier ook enigszins een diepte effect meespeelt. Cores worden altijd in het soortenarmere ondiepe gedeelte (0-2 m) gestoken.

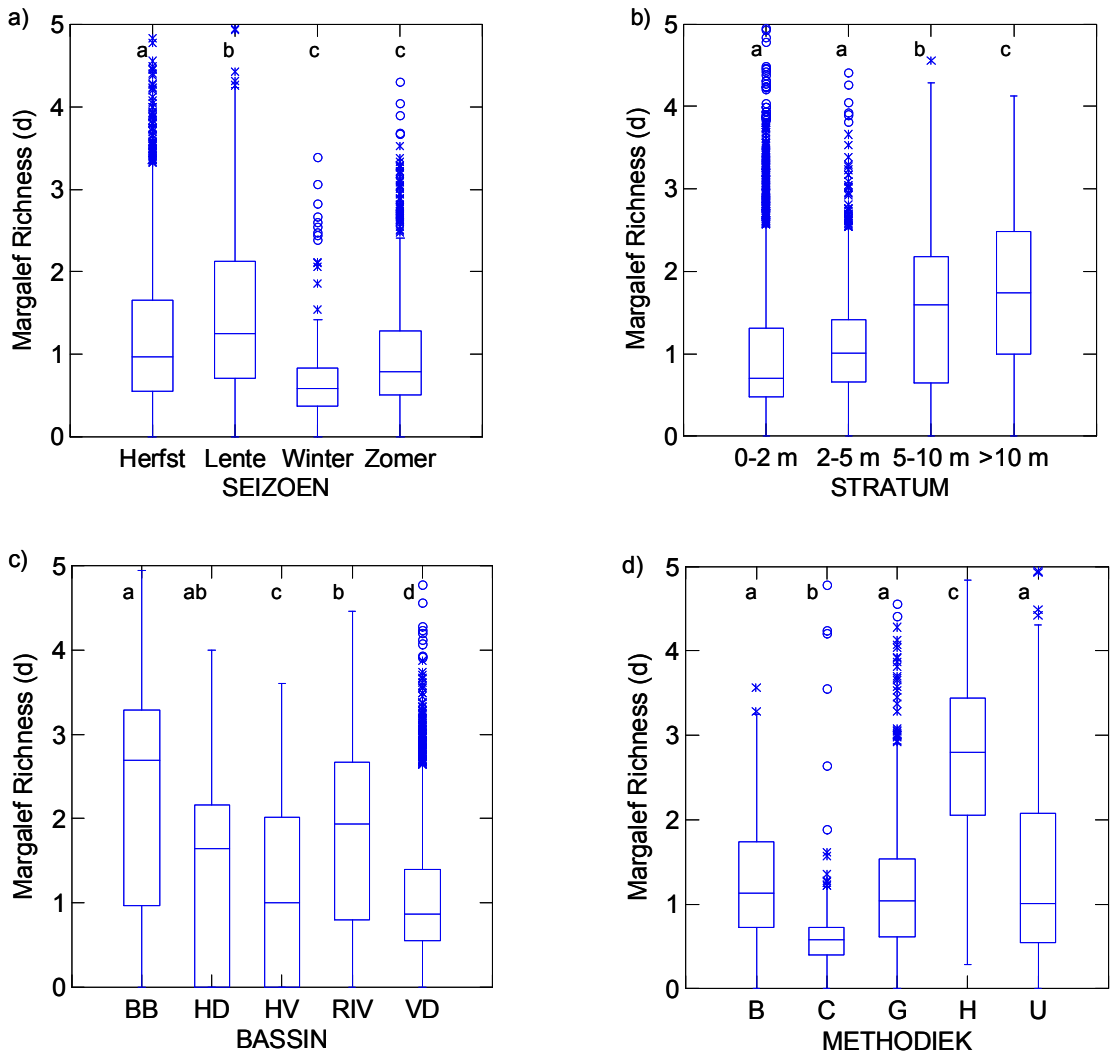


Figuur 5
Soortenrijkdom als aantal soorten per monster, uitgezet per seizoen (a), stratum (b), bassin (c) en monster methode (d). Toetsing met behulp van ANOVA laat zien dat alle parameters een significant effect ($p<0.001$) hebben op het aantal soorten per monster. Paarsgewijze verschillen tussen categorieën van een parameter, zoals getest met behulp van een Post Hoc test met Bonferroni correctie, worden weergegeven met verschillende letters. Een overeenkomende letter duidt op geen verschil. Het significantieniveau is 0.0125 voor de seizoenen en de strata, en 0.01 voor de bassins en monster methode.

Effect van monstername op gemiddelde soortenrijkdom:

Wanneer de soortenrijkdom wordt berekend volgens Margalef, wordt het aantal soorten afgezet tegen het totale aantal verzamelde bodemdieren (dichtheden). Dit maakt deze methodiek relatief ongevoelig voor het oppervlak dat wordt bemonsterd. De Margalef richness laat vrijwel het zelfde patroon zien met de seizoenen als het aantal soorten per monster, met het kleine verschil dat nu de zomer en de winter significant het soortenarmst zijn en onderling niet significant verschillen (Figuur 6). Waar het aantal soorten per monster in ieder stratum significant verschilde van het aantal soorten en de andere strata, is dit verschil niet meer aanwezig tussen de twee meest ondiepe strata wanneer soortenrijkdom wordt uitgedrukt volgens Margalef. Het 0-2 m stratum lijkt nu zelfs eerder minder soortenrijk te zijn dan het 2-5 m stratum. Wederom is de soortenrijkdom het hoogste in de Biesbosch, vervolgens in de

Rivieren, en het laagste in de Voordelta, met het Haringvliet en Hollandsch Diep daar tussen in. Het zelfde patroon als voor het aantal soorten per monster per methodiek wordt ook met de Margalef methode gevonden. Dit betekent dat het bemonsterde oppervlak waarschijnlijk nauwelijks een rol speelt bij de gevonden verschillen, en dat de relatief grote soortenrijkdom voor de handnet methodiek moet worden toegeschreven aan de pelagische soorten die worden mee bemonsterd.

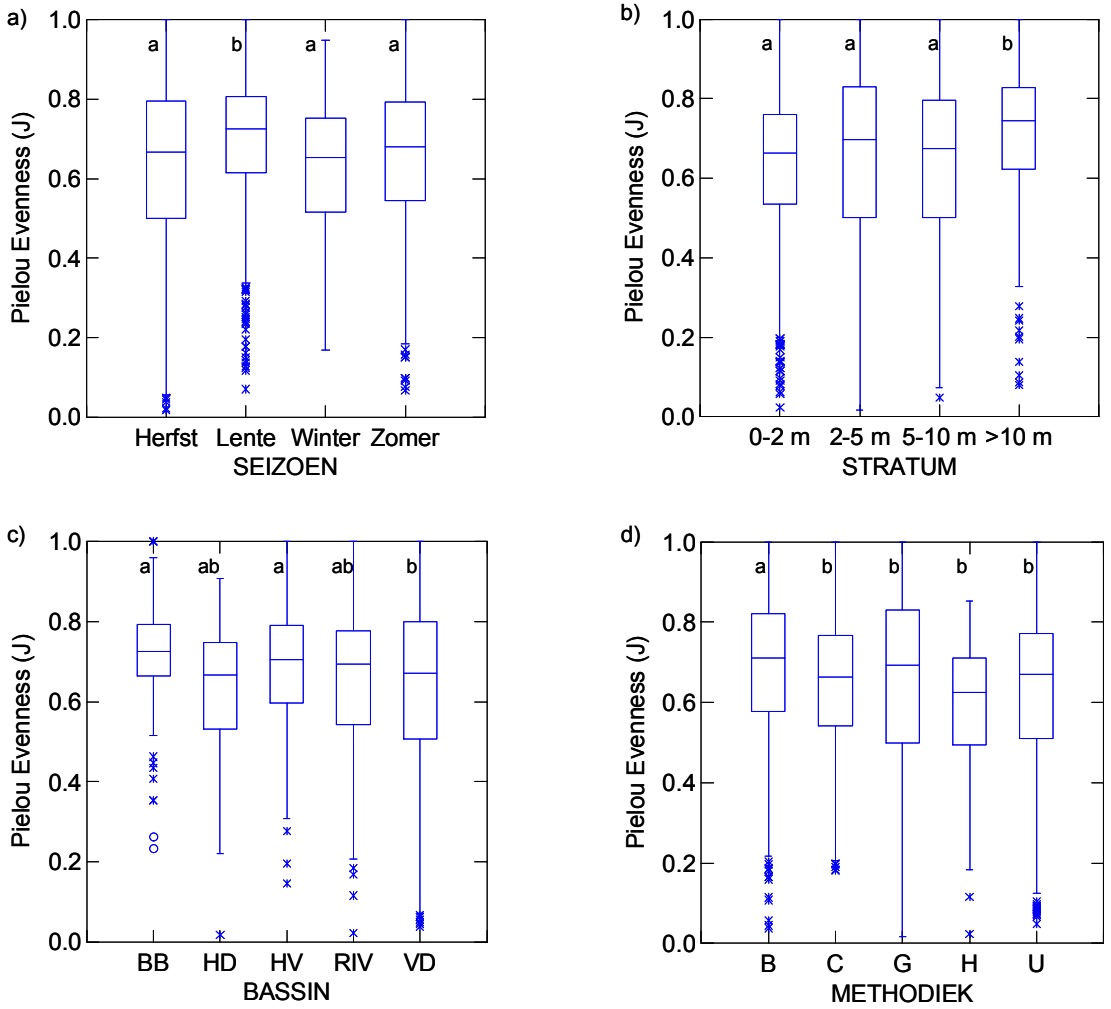


Figuur 6
Soortenrijkdom volgens Margalef opgesplitst naar seizoen (a), stratum (b), bassin (c) en monster methode (d). Toetsing met behulp van ANOVA laat zien dat alle parameters een significant effect ($p<0.001$) hebben op de species richness. Paarsgewijze verschillen tussen categorieën van een parameter, zoals getest met behulp van een Post Hoc test met Bonferroni correctie, worden weergegeven met verschillende letters. Een overeenkomende letter duidt op geen verschil. Het significantieniveau is 0.0125 voor de seizoenen en de strata, en 0.01 voor de bassins en monster methode.

Effect van monstername op verdeling bodemdieren over de soorten:

De evenness laat zien of er spraken is van dominantie van het systeem door 1 of een klein aantal soorten (evenness nadert 0), of dat de individuen in de monsters meer evenredig over de soorten zijn verdeelt (evenness nadert 1). Figuur 7 laat zien dat er weinig variatie is in de evenness over de seizoenen. Slechts in de lente is de evenness hoger dan in de andere seizoenen. Ook de strata verschillen weinig in evenness. Alleen het diepste stratum (>10 m) kent een significant meer evenredige verdeling dan de andere strata. De Voordelta blijkt iets meer te worden gedomineerd door een klein aantal soorten dan de Biesbosch en het Haringvliet. Het Hollandsch Diep en de Rivieren vallen qua verdeling over de soorten tussen de Voordelta en de Biesbosch en het Haringvliet in. Ook de verschillende monster methodes leveren hoofdzakelijk een vergelijkbare evenness op. Slechts bij

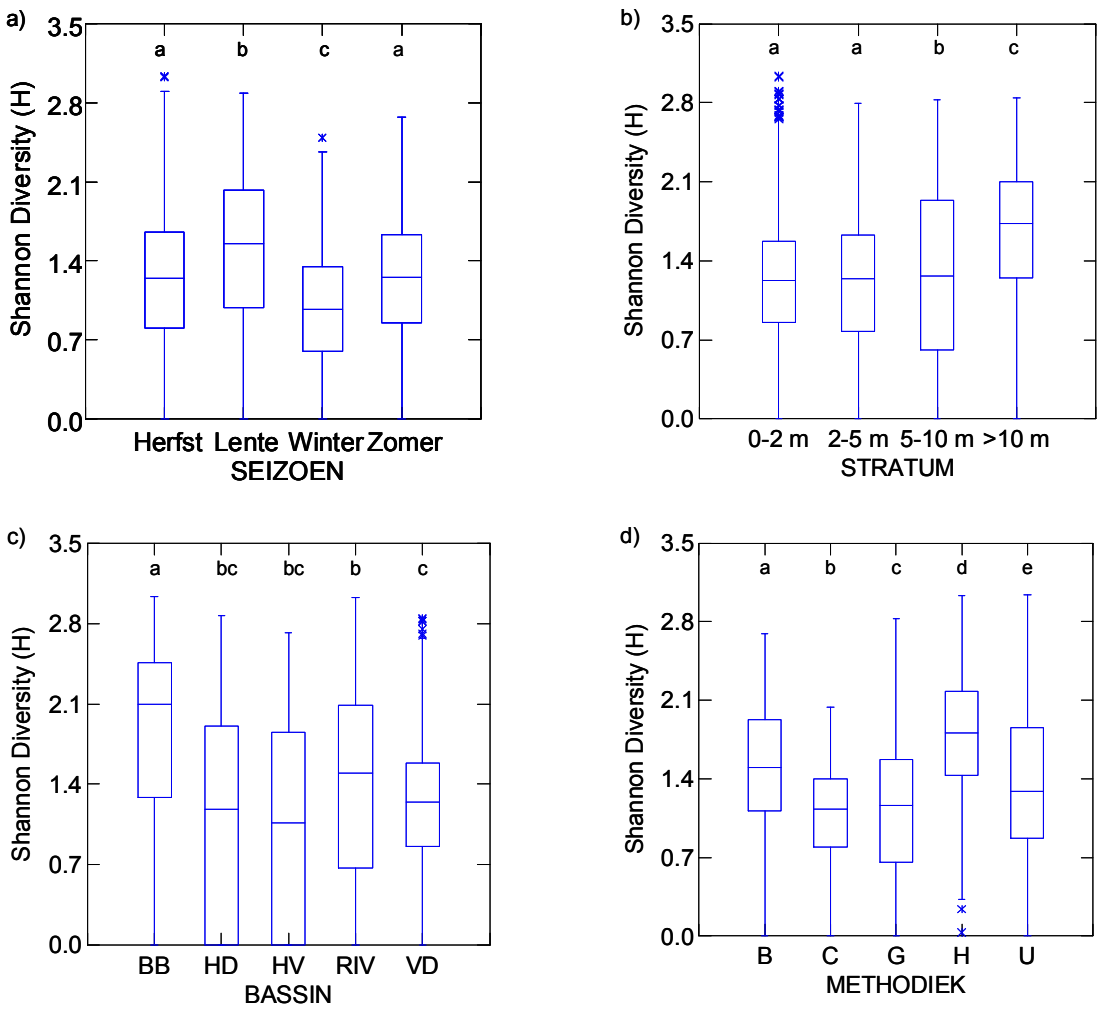
het gebruik van de boxcorer wordt een hogere evenness waargenomen. Het is niet duidelijk of de hogere evenness specifiek is voor de methodiek, of meer te maken heeft met het milieu waarvoor deze methodiek veel gebruikt wordt. Boxcorers worden bijvoorbeeld wellicht vaker in de diepe strata gebruikt.



Figuur 7
Pielou's evenness opgesplitst naar seizoen (a), stratum (b), bassin (c) en monster methode (d). Toetsing met behulp van ANOVA laat zien dat alle parameters een significant effect ($p<0.001$) hebben op de soortenverdeling. Paarsgewijze verschillen tussen categorieën van een parameter, zoals getest met behulp van een Post Hoc test met Bonferroni correctie, worden weergegeven met verschillende letters. Een overeenkomende letter duidt op geen verschil. Het significantieniveau is 0.0125 voor de seizoenen en de strata, en 0.01 voor de bassins en monster methode.

Effect van monstername op soortendiversiteit:

De soortendiversiteit blijkt behoorlijk te variëren met de seizoenen (Figuur 8). De diversiteit is significant het hoogst in de lente en het laagst in de winter. De zomer en de herfst liggen qua diversiteit tussen de lente en de winter. De diversiteit in de twee ondiepste strata is vergelijkbaar. De diversiteit neemt echter significant toe naar de dieper strata, van 5-10 m naar >10 m. In de Biesbosch is de diversiteit significant het hoogste, gevolgd door de Rivieren. In de Voordelta is de diversiteit het laagste, terwijl er grote variatie in diversiteit wordt gevonden in de monsters van het Hollandsch Diep en het Haringvliet. Ook de monster methodiek blijkt een sterke invloed te hebben op de waargenomen diversiteit. Zo wordt de hoogste diversiteit gevonden met het handnet, waarbij zoals eerder is geconstateerd ook een gedeelte van de waterkolom wordt mee bemonsterd. Vervolgens is de diversiteit het hoogste in de monsters met de Boxcore en dan met de grijper. De laagste diversiteit wordt gevonden in de met de hand gestoken cores. Het is zeer aannemelijk dat hier de grootte van het bemonsterde oppervlak een rol speelt.

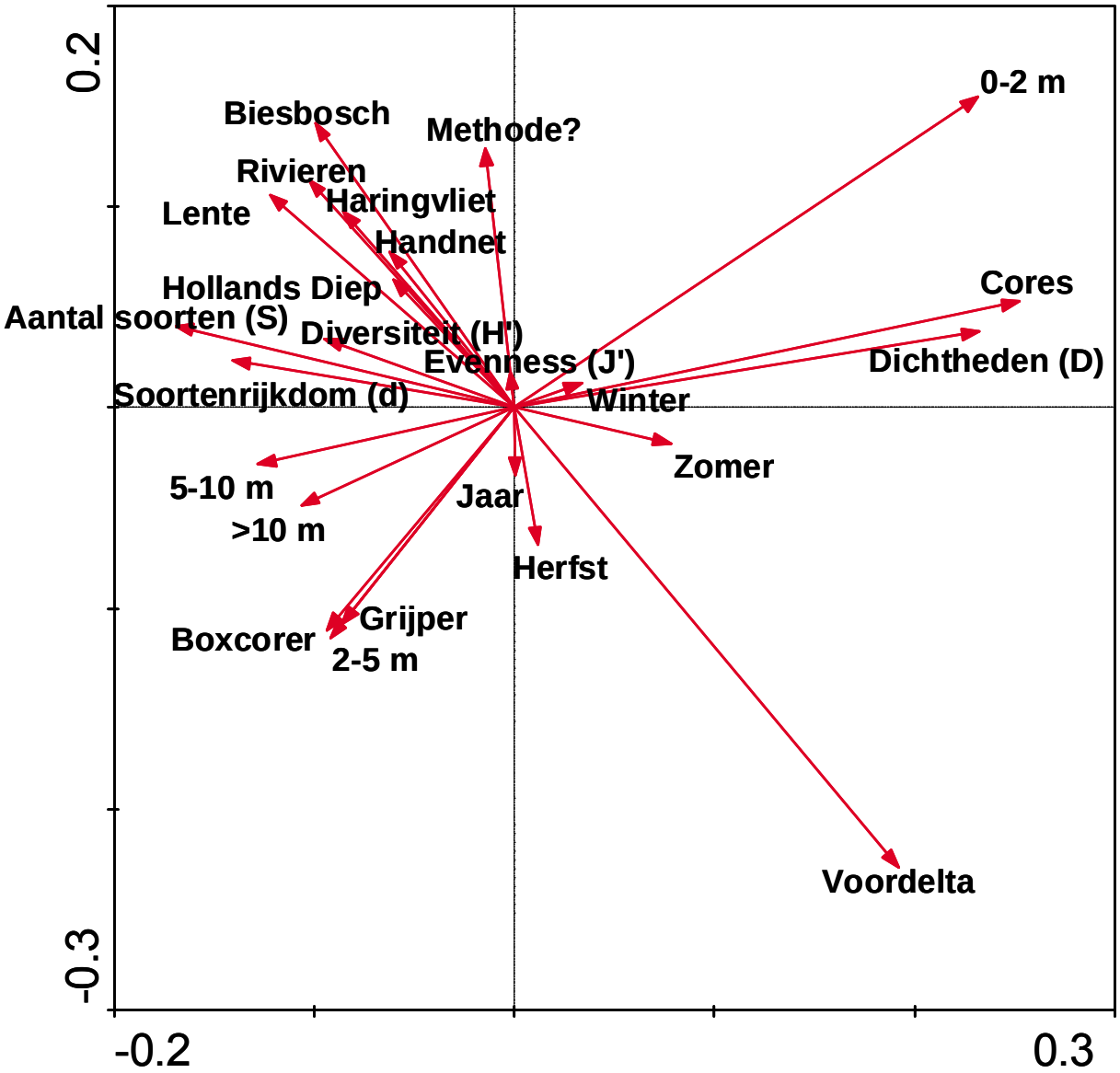


Figuur 8
Soortendiversiteit volgens Shannon gerelateerd aan de seizoenen (a), strata (b), bassins (c) en monster methodes (d). Toetsing met behulp van ANOVA laat zien dat alle parameters een significant effect ($p<0.001$) hebben op de diversiteit. Paarsgewijze verschillen tussen categorieën van een parameter, zoals getest met behulp van een Post Hoc test met Bonferroni correctie, worden weergegeven met verschillende letters. Een overeenkomende letter duidt op geen verschil. Het significantieniveau is 0.0125 voor de seizoenen en de strata, en 0.01 voor de bassins en monster methode.

Bodemdierparameters gekoppeld aan monstername karakteristieken:

Een principale componenten analyse (PCA) is een mooie techniek om variabelen aan elkaar te relateren en onderscheid te maken in het verklarende vermogen van de parameters voor de gemeenschappen. Het belangrijkste onderscheid op basis van de soortencompositie is te vinden tussen de gemeenschappen in de Voordelta enerzijds, en de gemeenschappen in de overige bassins anderzijds (Figuur 9). Dit is vooral een verdeling in zoet- (linksboven in de grafiek) en zoutwater (rechtsonder in de grafiek) soorten.
Het is opvallend dat de soorten die in de Rivieren, de Biesbosch, het Hollandsch Diep en het Haringvliet worden gevonden blijkbaar dezelfden zijn. De factor tijd (jaar) blijkt in het geheel van monsters niet zo heel belangrijk te zijn. Dit kan worden verklaard door het feit dat de ontwikkelingen in de bassins niet parallel lopen. De grootste verschillen worden gevonden tussen het zoute bassin enerzijds en de overige bassins, die het grootste gedeelte van de onderzoeksperiode zoet zijn geweest, anderzijds. Voor analyse van ontwikkelingen door de tijd is het dus zinvol om de bassins afzonderlijk onder de loep te nemen. Een tweede sterke gradiënt is het onderscheid tussen het ondiepe 0-2 m stratum, en de overige diepere strata. De soorten die de gemeenschappen van de diepere strata uitmaken zijn dus overwegend dezelfden. Dit geldt vooral voor de strata onder de 5 m. Parallel aan de diepte, valt op dat dezelfde soorten specifiek gerelateerd zijn aan een bepaalde monstertechniek. Het is niet verrassend dat soorten in het 0-2 m stratum ook specifiek in de monsters

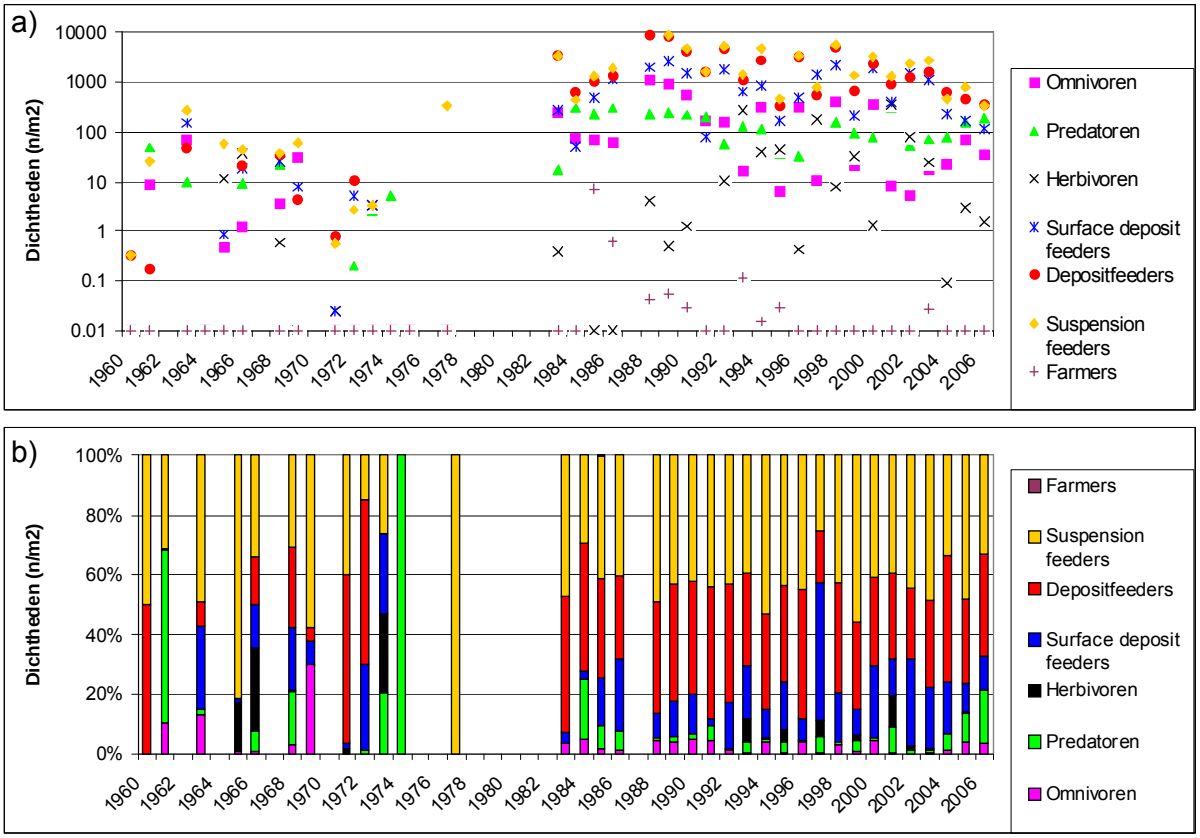
genomen met cores worden gevonden. Deze methode is namelijk alleen op ondiepe locaties toepasbaar. De soorten specifiek voor de diepere strata worden juist in boxcore en grijper monsters waargenomen. Het blijkt dat beide technieken dezelfde soorten laten zien. Met de boxcore en de grijper worden in ieder geval geen grote aantallen soorten structureel gemist. De handnetmethode blijkt een andere gemeenschap op te leveren. Het is ook weer mogelijk dat deze techniek is toegepast, daar waar een andere gemeenschap zich op houdt. De handnetmethode is steeds in de bassins ten oosten van de Haringvlietsluizen toegepast. Hoge dichtheden zijn vooral gerelateerd aan ondiepe monsters (0-2 m). Zodoende worden hoge dichtheden vooral in de Core monsters waargenomen. Het aantal soorten per monster, de soortenrijkdom en de diversiteit zijn sterk aan elkaar gerelateerd. Hogere aantallen soorten, soortenrijkdom en diversiteit worden vooral waargenomen in combinatie met lagere dichtheden. Dit is vooral het geval in de diepere delen en in de bassins ten oosten van de Haringvlietsluizen. De relaties met seizoen zijn minder sterk. De PCA laat zien dat de soortenrijkdom en diversiteit hoger is in de lente, en lager in met name de zomer.



Figuur 9
Relaties tussen bodemdierparameters, monstername karakteristieken en parameters en karakteristieken onderling als resultaat van een PCA analyse over de bodemdier gemeenschappen (dichtheden per soort ln(x+1) getransformeerd). 87% van de variatie aan soortendichtheden in monsters is met 4 assen samengesteld uit de 'milieu eigenschappen' verklaard.

Ontwikkelingen onderverdeeld in trofische groepen:

Naast dat er fluctuaties in dichtheden, soorten en diversiteit kunnen plaats vinden, is het ook mogelijk dat die fluctuaties juist zijn toe te schrijven aan een bepaalde groep. Daarvoor is er specifiek gekeken naar de verdeling van bodemdieren over de trofische groepen. Voor de indeling van soorten in trofische groepen zie Bijlage 5. In Figuur 10a zijn de ontwikkelingen van de aantallen over de jaren per trofische groep weergegeven. Wat hier op valt is dat de aantallen voor ieder van de trofische groepen in de jaren 60 en begin 70-er jaren beduidend lager liggen dan vanaf de jaren 80. Dit echter met uitzondering van de herbivoren en eventueel de omnivoren. Rekening houdende met de logaritmische schaal in Figuur 10a, zijn deze verschillen groot. Er zijn binnen de twee eerder genoemde perioden wel aanzienlijke fluctuaties in de aantallen waar te nemen. Rekening houdende met de spreiding binnen de jaren (Bijlage 6), worden er echter specifieke patronen zichtbaar. Een aantal significante trends in de ontwikkelingen kunnen worden onderscheiden. Zo blijkt er veelal een soort van golfbeweging in de aantallen voor ieder van trofische groepen aanwezig. Die golfbeweging ligt echter voor de ene groep net iets anders als voor de ander. Voor de jaren 60 en 70 valt voor alle groepen een afname van de dichtheden te onderscheiden. Deze wordt mogelijk voorafgegaan door een toename begin jaren 60. Door de gebrekkige beschikbaarheid en grote spreiding aan gegevens van voor 1980, worden er geen significante trends gevonden. Echter, vanaf de jaren 80 is er duidelijk spraken van een toename in de dichtheden voor vrijwel alle groepen.

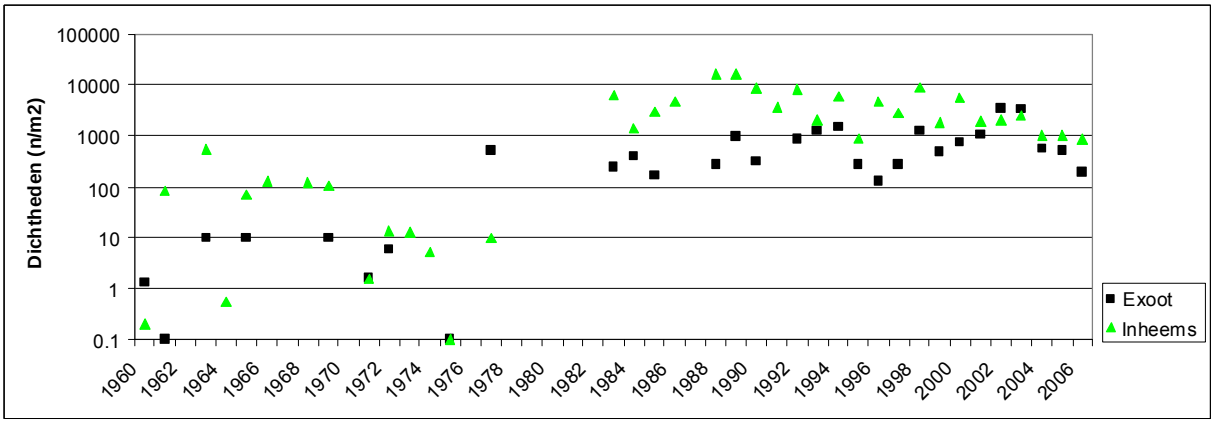


Figuur 10
Ontwikkelingen in de dichtheden per trofische groep als gemiddelden over de jaren; a) absolute dichtheden in n/m^2; b) procentuele verdeling van de bodemdieren over de trofische groepen.

Het aantal omnivoren bereikt een piek in 1988/1989, waarna de aantallen sterk afnemen tot een minimum in 1995. Daarna nemen de dichtheden in de laatste jaren mogelijk weer iets toenemen. De dichtheden blijven echter nog steeds maar net boven het niveau van de jaren 60. Er kan dan ook worden gesteld dat het aantal omnivoren significant is afgenomen sinds 1980, ook nog sinds 1992. De predatoren laten begin jaren 80 een toename zien. Voor de predatoren ligt de piek echter al halfweg de jaren 80. Daarna is een lichte afname naar iets lagere dichtheden gedurende de jaren 90 en 00 te zien. 1994 en 1995 laten zeer lage dichtheden zien. Dit leidt tot een significante afnemende trend over de jaren 1980-2006. De herbivoren blijken echter in de jaren 80 nog geen toename te laten zien. De toename volgt pas begin jaren 90 met een piek in 1993. Daarna volgen nog twee schommelingen van

lage naar hogere dichtheden. Over de gehele onderzoeksperiode leidt dit tot een significante toename in de dichtheden. Dit geldt ook voor de periode vanaf 1980, of voor het tijdvak 1980-1993. De surface depositfeeders, de depositfeeders en de suspensionfeeders laten grotendeels hetzelfde patroon zien. Zij vertonen een toename in dichtheden gedurende de jaren 80, gevolgd door een dal halfweg de 90-er jaren, en een geleidelijke toename tot het jaar 2003, waarna weer lagere dichtheden worden gevonden. Voor de periode 1980 - 2006 leidt dit tot een significante afnemende trend voor alle 3 de trofische groepen. De trofische groep der farmers is een weinig algemene groep waardoor er geen van jaar tot jaar patroon te onderscheiden is. Wel is het duidelijk dat er in de jaren 80 zo nu en dan hogere dichtheden worden gevonden die leiden tot een significant afnemende trend voor deze groep van 1980 tot en met 2006.
De verhoudingen van de aantallen bodemdieren per trofische groep verschillen sterk gedurende de jaren 60 en 70 (Figuur 10b). Er is echter een zeer constant patroon zichtbaar vanaf de jaren 80. De grote verschillen tussen de jaren gedurende de 60-ere en 70-ere jaren is wellicht vooral het gevolg van de kleine hoeveelheid beschikbare monsters. Die monsters zijn ook nog eens geconcentreerd op bepaalde gebieden. Lang niet alle bassins zijn even sterk vertegenwoordigd in de monstername van elk jaar. Het is dus onduidelijk of er grote schommelingen zijn tussen de jaren, of eerder grote verschillen tussen de bassins. Vanaf de jaren 80 domineren de suspension- en de depositfeeders, gevolgd door de surface depositfeeders die wat meer variatie laten zien. 1987 lijkt een uitzonderlijk jaar waarin plots de dichtheden surface depositfeeders hoger zijn dan die van de twee eerder genoemde groepen. Het aandeel predatoren is meestal een stuk kleiner dan dat van de suspension-, deposit- en surface depositfeeders. Het aandeel predatoren blijkt juist groter te zijn in jaren dat het aandeel surface depositfeeders klein is. Het aandeel herbivoren en omnivoren is steeds klein. De herbivoren worden met name in de jaren 90 en begin 2000 gezien, en zijn in grotere aantallen aanwezig wanneer er nauwelijks omnivoren worden gevonden.

Inheemse ten opzichte van exotische soorten:



Figuur 11
Ontwikkelingen in de dichtheden (n/m^2) van inheemse en exotische soorten over de jaren.

Fluctuaties in aantallen zouden ook specifiek het gevolg kunnen zijn van de opkomst van exoten. Bijlage 5 laat zien welke soorten tot de exoten gerekend kunnen worden, waar de soorten oorspronkelijk vandaan komen, en sinds wanneer ze in Nederland worden waargenomen. Ten eerste is in Figuur 11 zichtbaar dat er gedurende de gehele onderzoeksperiode vanaf de jaren 60, exoten in het onderzoeksgebied worden gevonden. De aantallen van de exotische soorten zijn eind jaren 70 sterk toegenomen ten opzichte van de jaren 60 en begin 70-ere jaren. Maar ook de aantallen van de inheemse soorten zijn sterk toegenomen begin jaren 80. Verder is met name het jaar 1977 opvallend, daar dit jaar laat zien dat de toename eerder heeft plaats gevonden in de exoten dan in de inheemse soorten. In 1977 is dan ook voor het eerst het aantal exoten veel hoger dan het aantal inheemse bodemdieren. Een dergelijke situatie wordt pas in 2002 en 2003 weer waargenomen.
Het is duidelijk dat de aantallen inheemse bodemdieren gedurende de jaren 60 en 70, lager zijn dan daarna (Bijlage 7). Zeker gezien de variatie aan dichtheden over de monsters binnen de jaren. Na 1980 zijn de aantallen beduidend hoger, maar is een significante dalende trend richting 2006 zichtbaar. Het lijkt er echter op dat er mogelijk ook weer spraken is van een golfbeweging met eveneens lagere aantallen in het midden van de jaren 90. Het aantal exotische bodemdieren vertoont over de hele onderzoeksperiode een significante stijging. Echter ook hier zijn schommelingen met lagere aantallen in het midden van de jaren 90 en recentelijk, aanwezig. Het lijkt er op dat in Figuur 11

een lichte toename in aantallen exoten steeds direct wordt gevolgd door een lichte afname van het aantal inheemse bodemdieren. Daarna neemt ook het aantal exoten weer iets af, enzovoorts. De aantallen exoten en inheemsen komen steeds dichter bij elkaar te liggen.

3.3 Effecten van ruimte; ontwikkelingen in de afzonderlijke bassins

Ontwikkelingen in de omgevingsvariabelen:

De ingrepen in het gebied, en de constructie werkzaamheden in het bijzonder, hebben hun reflectie op de omgevingsvariabelen. Hiernaast is er ook spraken van ontwikkeling in variabelen door veranderingen in het aangevoerde water. Dit kan rivier- of zeewater of effluent vanaf het land zijn. Verder staat het gebied onder invloed van regionaal of mondiaal optredende effecten zoals natuurlijke variatie of klimaatsveranderingen. De ontwikkelingen in abiotische parameters kunnen behoorlijk verschillen tussen de onderzochte bassins. Hier worden de ontwikkelingen naar de afzonderlijke bassins opgesplitst, en onderling waar mogelijk vergeleken.

Er zijn uiteraard grote effecten op de saliniteit te verwachten bij het opheffen van een zoet – zout gradiënt. Ondanks de beperkte beschikbaarheid aan meetwaarden voor de periode van voor 1973, is er een scherpe en significante afname in de saliniteit in het Haringvliet en het Hollandsch Diep (Bijlage 8). Deze bassins kenden voor afsluiting een hoge saliniteit. In de Biesbosch wordt vanaf 1973 geen veranderingen in de saliniteit waargenomen. Het valt te verwachten dat ook hier kort na de afsluiting spraken is geweest van een afname van de saliniteit. De getijdenkreken van begin jaren 60 en daarvoor moeten inderdaad enige zoutinvloeden hebben gekend. De zoutinvloed was echter minimaal. Vaas maakt in 1961 melding van een chloride promillage dat niet boven de 0.1 tot 0.12 uit komt, wat overeenkomt met een saliniteit van 0.18 – 0.22. Wolff (1973) heeft het over Rijnwater met een gemiddelde (vanuit chloride gehaltes omgerekende) saliniteit van 0.23 met uitschieters naar 0.54. Waswater had destijds een saliniteit van 0.045. Het water van beide rivieren komt samen in de Biesbosch waar de saliniteit rond de 0.18 ligt in de jaren voor de afsluiting van het Haringvliet (Wolff, 1973). Het valt op dat de saliniteit na 1973 tot op heden in de Biesbosch en de rivieren geregeld hoger ligt dan wat wordt gemeld van voor de afsluiting. Samen met de saliniteit is in het Haringvliet en het Hollandsch Diep ook de variatie in saliniteit (bijvoorbeeld per etmaal of per jaar) sterk afgenomen. Ook voor de Voordelta is een significante afname van de saliniteit zichtbaar. Dit valt te verwachten wanneer de zoet – zout grens opschuift naar het Westen. Dit is deels het gevolg van frequenter optreden van zeer lage saliniteit van beneden de 20 of zelfs beneden de 10 in de Voordelta. Dat de variatie in saliniteit in de grafiek plots sterk afneemt na 1998 is het gevolg van een beperkt aantal meetstations waarvan data beschikbaar zijn. Naast de saliniteitsverschillen door de tijd en het grote verschil tussen de Voordelta en de overige bassins, is de saliniteit over de gehele periode ook significant hoger in het Haringvliet dan op de rivieren (Bijlage 8).

Sterk gerelateerd aan de saliniteit is de conductiviteit die in zout water voornamelijk wordt bepaald door de zouten. Naast de zouten zijn voornamelijk organische verbindingen en verontreinigingen verantwoordelijk voor een hogere conductiviteit. Zodoende is de conductiviteit in de Voordelta veel hoger dan in de andere bassins (over de Biesbosch valt weinig te zeggen daar er slechts de beschikking is over 3 metingen; Bijlage 8). Het blijkt dat de conductiviteit in de rivieren ook significant hoger is dan in het Haringvliet en daar weer hoger dan in het Hollandsch Diep. Het lijkt er dus op dat de concentraties aan organische stoffen en verontreinigingen ook in de hoogste concentraties in de rivieren in oplossing zijn. Wel laten de 3 zoetwaterbassins een significante afname van de conductiviteit zien sinds de jaren 70. In de Voordelta, waar slechts gegevens beschikbaar zijn sinds 1985, lijkt de conductiviteit juist sterk te zijn toegenomen. Evenals voor de saliniteit geven de metingen van na 1998 een beperkt beeld, omdat slechts metingen van een paar meetstations beschikbaar zijn. Een trend naar minder variatie in de conductiviteit lijkt echter al eerder te zijn ingezet. Wellicht dat pieken van grote zoetwater afvoer door de sluizen, minder frequent voorkomen vanaf de jaren 90.

Er is geen beschikking over een dataset aan getijde metingen. Het valt te verwachten dat het tij met de constructiewerkzaamheden geleidelijk is afgenomen, en met ingebruikname van de sluizen in 1970 sterk is gereduceerd. Het getijdenverschil was in de Biesbosch voor 1960 nog zo'n 1.9 tot 2 meter (Wolff, 1973). Momenteel is het getijdenverschil slechts 35 cm in de Brabantse Biesbosch, 55 cm in de Sliedrechtse Biesbosch en 30 cm in het Haringvliet en het Hollandsch Diep (Backx et al., 2002; Boudewijn et al., 2004). Het tij wordt gestuurd door het sluiten van de sluizen en de rivierafvoer. Ook de stroomsnelheid zal, met name lokaal, enige veranderingen hebben ondergaan. Daar waar de

stroomsnelheid hoog was, bijvoorbeeld in delen van het Haringvliet en het Hollandsch Diep, is deze wellicht afgenomen waardoor er nu sedimentatie plaats vindt. In bepaalde delen van de Voordelta kan dit juist andersom zijn na de afsluiting van het Haringvliet.

De beschikbaarheid van temperatuurgegevens is voor de huidige zoete bassins sterk seizoen gerelateerd. Dit levert 3 clusters aan gegevens op, verdeeld in de winter, de zomer, en daar tussen in gelegen de gecombineerde lente en herfst data. Data van de gehele periode 1959 – 2006 zijn echter beschikbaar zodat er wel een goed beeld ontstaat. Het lijkt er op dat de temperatuur ten oosten van de Haringvlietdam iets is gestegen, echter de trends zijn niet significant. Wel wordt er een significante afname van de temperatuur in de Voordelta gevonden; beschikbaar zijn slechts gegevens van 1971 – 1988. Wanneer de bassins worden vergeleken wordt geconstateerd dat de temperatuur gemiddeld het laagste is in de Voordelta, en dat deze temperatuur significant lager is dan in het Hollandsch Diep en de Rivieren.

Het patroon van het zuurstofgehalte is voor de percentuele gehaltes en het gewichtsaandeel grotendeels het zelfde. De percentuele zuurstofgehaltes zijn afhankelijk van de watertemperatuur. In Haringvliet, Hollandsch Diep en de rivieren is een significante toename van het zuurstofgehalte over de gehele onderzoeksperiode zichtbaar. De Rivieren tonen een dieptepunt in het zuurstofgehalte in de jaren 70. In de Biesbosch zijn geen significante veranderingen waar genomen. De Biesbosch wijkt in zoverre af van de overige bassins, dat daar het zuurstofgehalte in de jaren 70 al op het huidige niveau lag. Dat vertaalt zich dan ook in over de gehele linie significant betere zuurstofcondities in de Biesbosch dan in het Hollandsch Diep en de Rivieren. Het Haringvliet ligt qua zuurstofgehalte tussen de Biesbosch en het Hollandsch Diep en de Rivieren in.

De pH verschillen zijn over het algemeen klein. Er worden wel significante verschillen tussen de bassins waargenomen. De hoogste pH wordt gevonden in de Voordelta, wat te verwachten is in zout water. De laagste pH kent de Biesbosch. Verder is er een lichte toename van de pH in het Hollandsch Diep en de Rivieren zichtbaar. De Biesbosch kent een lichte afname gedurende de afgelopen 50 jaar. Dit is vooral terug te brengen tot een lagere pH in de jaren 60 in de Rivieren en het Hollandsch Diep en een hogere pH in de jaren 70 in de Biesbosch.

Het doorzicht blijkt met name in de Voordelta en het Haringvliet behoorlijk variabel. Het doorzicht is in het Haringvliet echter beduidend beter dan in de andere bassins. De voordelta, het Haringvliet en het Hollandsch Diep laten over de laatste 35 a 40 jaar een significante afname van het doorzicht zien. In de Biesbosch is niet veel veranderd. De Rivieren laten een significante verbetering van het doorzicht zien.

Voor een gedeelte zal het zwevend stof bepalend zijn voor het doorzicht. In de Voordelta en de Rivieren is dan ook respectievelijk een significante toename en afname van het zwevend stof gehalte waar te nemen. In de Haringvliet en het Hollandsch Diep neemt het zwevend stof gehalte voor die periode af. Dit wordt mogelijk vooral veroorzaakt door hogere concentraties in de jaren 60. De databeschikbaarheid voor de jaren 60 is echter laag. Over de gehele linie is het zwevend stof gehalte beduidend hoger in de Voordelta, gevolgd door de Rivieren. Het zwevend stof gehalte is significant het laagste in het Haringvliet.

Uiteraard speelt ook het chlorofyl gehalte een rol bij het doorzicht. Sinds halfweg de jaren 70 zijn de gehaltes in het Hollandsch Diep en de Rivieren significant afgenomen. Voor het gemiddelde over de gehele onderzoeksperiode zijn echter geen significante verschillen in gehaltes tussen de 5 bassins gevonden. Het organisch C gehalte speelt ook een rol bij het doorzicht, en geeft een idee van de voedselbeschikbaarheid. Zowel het opgeloste als het totale gehalte aan organische koolstof ligt significant lager in de Voordelta dan in de zoete wateren. Het aanbod van opgelost en totaal organisch C is significant het hoogste in de Rivieren. De opgeloste organisch C gehaltes nemen sinds het einde van de jaren 70 significant af in Voordelta, Haringvliet en Hollandsch Diep. Voor het Haringvliet en het Hollandsch Diep valt wel op dat de gehaltes juist eind jaren 70 hoog waren. In de Rivieren is juist een toename van het opgeloste organisch C gehalte te zien. Er zijn voor de Rivieren echter geen gegevens van voor 1982 beschikbaar. Voor het totale organisch C gehalte zijn er wel data vanaf 1973 beschikbaar. Er valt een significant dalende trend in de Rivieren, in het Haringvliet en in het Hollandsch Diep waar te nemen.

Het gehalte aan orthofosfaat als belangrijke nutriënt in het water, is het hoogste in de Rivieren gevolgd door de Voordelta. Beide genoemde bassins laten een significant dalende trend in de gehaltes zien. Voor ammonium is de in dit geval sterk dalende trend zichtbaar in alle gebieden ten oosten van de Haringvlietdam. Alleen in de Voordelta, waar slechts gegevens van na 1974 aanwezig zijn, is er echter spraken van een lichte toename. De gemiddelde ammonium gehaltes over de gehele

onderzoeksperiode zijn significant het hoogste in de Rivieren en het laagste in de Voordelta. Ook nitraat gehaltes zijn belangrijk voor de nutriënten status van de wateren. Er zijn echter slechts gegevens van het derivaat nitriet beschikbaar. De gehaltes hiervan liggen steeds rond de detectielimiet. Er gedurende de jaren 60 en 70 nitriet gedetecteerd in het Hollandsch Diep en de Rivieren zodat er wellicht ook spraken is van een dalende trend. Wellicht dat ook het nitraat gehalte een dalende trend heeft laten zien.

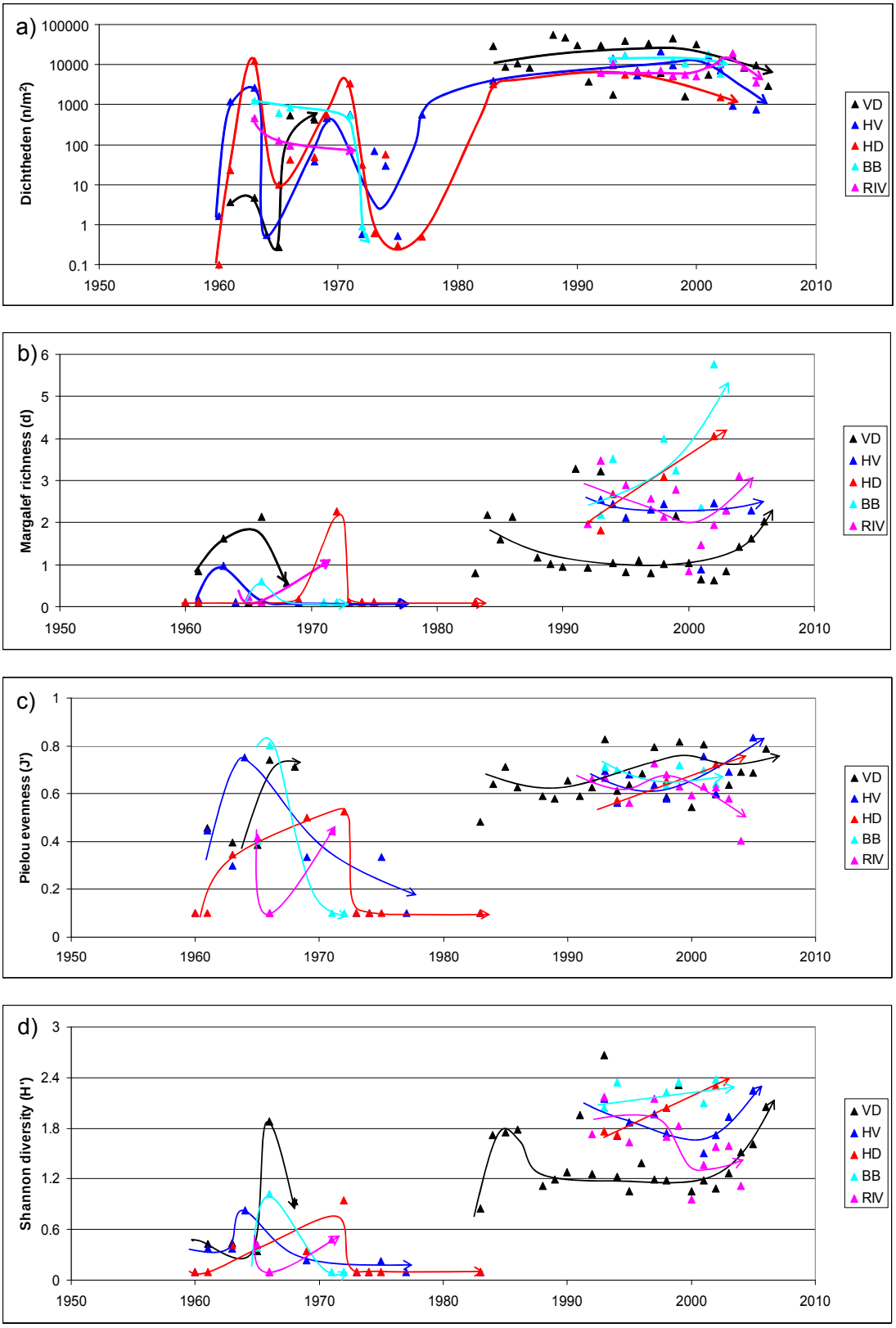
Silicaat is voor een groot aantal bodemorganismen een belangrijke bouwstof. Silicaat is slechts gemeten in de Voordelta. Daar worden geen significante veranderingen van de gehaltes door de tijd waargenomen. Ook ijzer is een bouwstof. Maar ijzer kan tevens de kleur van het water bepalen. Daardoor kan de hoeveelheid licht die de bodemorganismen bereikt worden beïnvloed. Er zijn echter ook geen significante veranderingen in Fe gehaltes of verschillen tussen bassins waargenomen. Dit is mogelijk een gevolg van de gebrekkige databeschikbaarheid.

De zware metalen verontreinigingen, waar voor het gemak ook Arseen toe wordt gerekend, kunnen zowel in de waterkolom als in het sediment worden gemeten. De opgeloste fractie is wellicht de meest schadelijke fractie. Deze fractie is voor veel organismen juist beschikbaar voor opname. Echter, ook veel bodemdieren zullen direct in contact komen met de verontreinigingen in de bodem. Verder kan de bodem een bron van nalevering van verontreinigingen zijn op het moment dat de waterkwaliteit juist lijkt te zijn verbeterd. De metaal gehaltes in het slib zijn veelal pas eind jaren 80, begin jaren 90 voor het eerst gemeten. Het valt te verwachten dat trends zichtbaar in de opgeloste fracties ook in de bodem zichtbaar zullen zijn. De trends in de bodem zullen ten opzichte van de waterkolom echter veelal iets zijn vertraagd. Zware metalen kunnen niet worden afgebroken, maar worden slechts gemixt en/of verdund met schoner substraat ten tijden van waterkwaliteitsverbetering. Wel kunnen zware metalen worden verplaatst door erosie – sedimentatie processen. De opgeloste arseen concentraties zijn sterk afgenomen in de bassins waar de beschikking over voldoende meetgegevens is. Dit is het geval in het Haringvliet, het Hollandsch Diep en de Rivieren. De concentraties in de bodem van de afgelopen 20 jaar liggen significant het hoogste in de Biesbosch. Cadmium in oplossing is in alle bassins met de jaren sterk afgenomen. De Biesbosch uitgezonderd omdat daar geen data beschikbaar van zijn. Ook in de bodem is, ten minste in de Rivieren, een significante afname van de concentratie te zien. Voor de gehele onderzoeksperiode zijn de concentraties in het oosten hoger dan in het westen. De laagste bodem en waterkolom concentraties worden gevonden in de Voordelta en de hoogste bodemconcentraties in de Biesbosch. Voor chroom is exact het zelfde patroon als voor cadmium zichtbaar. Dit met uitzondering van een niet geverifieerde trend van de opgeloste chroom concentratie in de Voordelta. Ook het koper verhaal lijkt sterk op dat van cadmium en chroom. De opgeloste gehaltes in de Voordelta, het Hollandsch Diep en de Rivieren nemen significant af. Er worden geen grote verschillen in gemiddelde koper concentraties in bodem en water tussen de bassins gevonden. De kwik concentraties in de waterkolom komen alleen in de jaren 70 boven de detectie grens uit. De kwik concentraties laten zodoende voor de Rivieren een significante afname zien. In de bodem zijn de concentraties uiteraard veel hoger. Daar wordt een significant afnemende trend in de Rivieren over de laatste 20 jaar waargenomen. De bassin gemiddelden zijn echter vergelijkbaar. Nikkel, lood en zink laten patronen zien die grotendeels overeenkomen met die waargenomen voor cadmium en chroom.

Van tributyltin is bekend dat het sterk geconcentreerd is in havens, daar het als antifouling middel werd gebruikt. Deze verontreiniging blijkt gedurende de periode 1992 – 2005, significant te zijn toegenomen in de bodem van de Biesbosch. De concentraties liggen daar ook significant hoger dan in de overige zoetwater bassins. De concentraties in het Haringvliet zijn het laagste. Van de Voordelta zijn geen gegevens beschikbaar.

De ontwikkelingen van de bodemdier indicatoren voor de afzonderlijke bassins:

Volgend op de start van de constructiewerkzaamheden rond de Haringvlietdam in het begin van de jaren 60 nemen de dichtheden onderzoeksgebied breed toe (Figuur 3). Deze toename werd gevolgd door een afname begin jaren 70, en vervolgens een geleidelijke toename van de dichtheden richting de jaren 90. Het is echter mogelijk dat in de grafieken van Figuur 3 de verschillende ontwikkelingen in de afzonderlijke bassins niet zichtbaar worden. Figuur 12a laat zien dat de zojuist beschreven ontwikkeling in de dichtheden grofweg in elk van de bassins valt terug te vinden. Echter de ontwikkeling van de jaren 60 naar begin 70-ere jaren blijkt veelal twee pieken in dichtheden te kennen.



Figuur 12
Ontwikkeling van de gemiddelde bodemdier parameters door de tijd voor de afzonderlijke bassins. a) Bodemdier dichtheden (n/m2); b) Soortenrijkdom van de monsters volgens Margalef; c) Soortenverdeling in de monsters als evenness volgens Pielou; d) Soortendiversiteit van de monsters volgens Shannon. VD = Voordelta; HV = Haringvliet; HD = Hollandsch Diep; BB = Biesbosch; RIV = Rivieren.

De werkzaamheden in 1958 hadden een behoorlijke impact op de saliniteit, saliniteit variatie en de getijde amplitude. Na de start van de werkzaamheden profiteert, wellicht, een klein aantal organismen

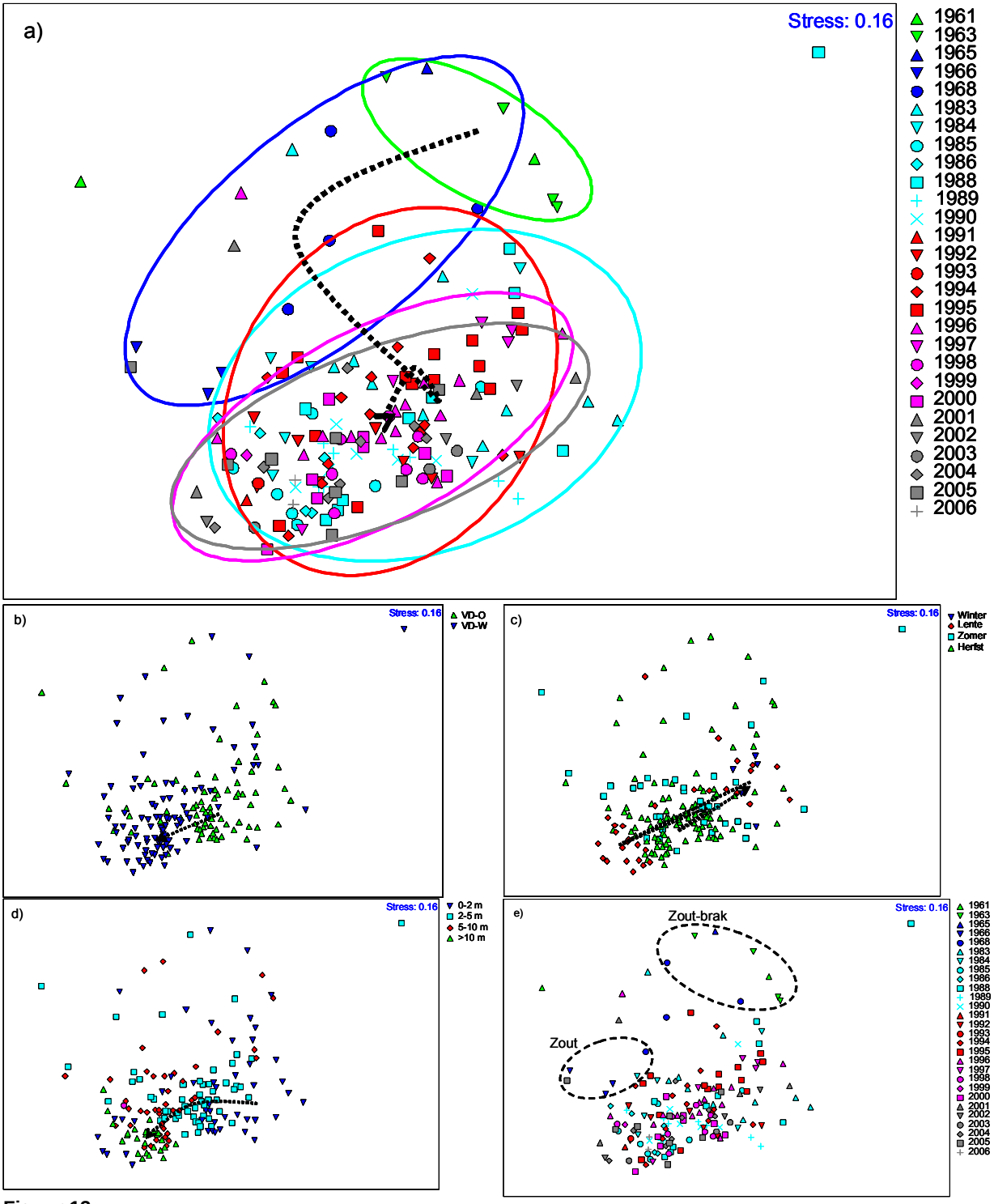
van de veranderingen en het stabielere milieu. Wellicht een groot aantal andere organismen verdwijnen. De zogenaamde r-strategen of opportunisten weten tot hoge dichtheden te komen. Wanneer de nieuwe condities in het onderwatermilieu relatief constant blijven en er een nieuw evenwicht is gevormd verschijnen er nieuwe soorten die de gemeenschappen gaan domineren. De dichtheden nemen dan echter duidelijk af. Vanaf halfweg de jaren 60 tot 1970 wanneer het nieuwe sluisregime in werking wordt gesteld, worden er verschillende gaten en vrije verbindingen tussen zoet en zout gedicht. Hierdoor verandert het milieu wezenlijk waarop de r-strategen weer reageren met een toename in aantallen. Dit gaat samen met de achteruitgang van minder flexibele soorten. Begin jaren 70 ontstaat een nieuw evenwicht met lage dichtheden, waarna de dichtheden geleidelijk toenemen. Die toename valt te verwachten wanneer de condities stabiel zijn. Maar mogelijk wordt de toename toch enigszins geremd door de aanwezigheid van verontreinigingen in het onderwater milieu. In de Rivieren en de Biesbosch zijn niet direct de schommelingen in dichtheden gedurende de jaren 60 waarneembaar. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door de meer geleidelijk verlopende veranderingen in het abiotische milieu in die bassins. Ook speelt mee dat de absolute verschillen in bijvoorbeeld saliniteit en waterbewegingen uiteindelijk kleiner zijn. De sterke afname van de dichtheden begin jaren 70 is ook zichtbaar in de Biesbosch, en kan eventueel aanwezig zijn geweest in de Rivieren. Voor de Rivieren ontbreken echter de gegevens. Momenteel liggen de dichtheden in alle bassins hoog, maar lijkt het er op dat er spraken is van een lichte afname ten opzichte van de jaren 90.

Die afname van de dichtheden de laatste jaren gaat wel gepaard met een aanzienlijke toename in de soortenrijkdom in de afzonderlijke monsters (Figuur 12b). Met name de Biesbosch is soortenrijk, daar waar de soortenrijkdom van de monsters uit de Voordelta wat achter blijft. Dat valt ook te verwachten omdat de Voordelta momenteel juist het meest dynamische milieu is en waar de saliniteit verschillen ook het grootst zijn. De huidige soortenrijkdom in de Voordelta is ook vergelijkbaar met de soortenrijkdom in de Voordelta van midden jaren 60. Echter ook de historische soortenrijkdom heeft behoorlijk gevarieerd. Ook daar worden toe- en afnamen van het aantal soorten gezien, maar op verschillende momenten voor de verschillende bassins. Verder bewegen die toe- en afnamen in soortenrijkdom enigszins in tegenfase ten opzichte van de waargenomen dichtheden. Veranderingen in het milieu kunnen er voor zorgen dat soorten die achteruit gaan of staan te verdwijnen, voorkomen naast soorten die verschijnen en het juist overnemen. Dit levert dan een hogere soortenrijkdom op. Het valt ook te verwachten dat juist de monsters genomen onder stabiele omstandigheden soortenrijker zijn. Het is in ieder geval duidelijk dat gedurende de jaren 70 en begin jaren 80 er spraken is van soortenarme gemeenschappen als gevolg van de aanwezigheid van verontreinigingen.

Een grotere soortenrijkdom reflecteert zich meteen in de evenness en de diversiteit van de monsters (Figuur 12c,d). De patronen voor deze bodemdierparameters per bassin vertonen grote overeenkomsten met die voor de soortenrijkdom. Met name gedurende de 60-er en 70-ere jaren. Een toename van de soortenrijkdom volgt op een nieuw evenwicht in de milieuomstandigheden en een sterke achteruitgang van de r-strategen met name in dichtheden. Die toename van de soortenrijkdom gaat gepaard met een gelijkere verdeling van de dichtheden over de soorten. De enkele sterk dominante soorten nemen in aantallen af. Dit leidt tot een hogere Shannon diversiteit. Ook de soortenrijkdom en diversiteit gedurende de jaren 90 tot op de dag van vandaag laat grote overeenkomsten in de patronen in de tijd zien voor de diverse bassins. Met de evenness zit het iets anders. De evenness blijkt ondanks de lagere diversiteit en soortenrijkdom van nature hoger te zijn in het meer dynamische en zoute milieu van de Voordelta.

De ontwikkelingen in de Voordelta:

De bodemdiermonsters zijn geaggregeerd tot gemeenschappen voor elk van de jaar, deelgebied, seizoen, stratum combinaties. De gemeenschappen van deze aggregaties worden vergeleken in een MDS (Figuur 13a). De MDS plot toont een verschuiving van de samenstelling van de jaren 60 naar de jaren 80.



Figuur 13
Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen in de Voordelta (VD) gerelateerd aan; a) jaar/periode van monstername; gekleurde cirkels bevatten alle gemeenschappen van die periode (zie Tabel X), eventueel met uitzondering van een enkele 'outlier'; b) opgesplitst naar deelgebied; c) opgesplitst naar de seizoenen; d) opgesplitst naar de strata. De globale richting waarin de gemeenschappen zich hebben ontwikkeld gedurende de onderzoeksperiode dan wel de geografische, seizoenale of diepte invloeden zijn weergegeven met een stippellijn. e) De gemeenschappen die mogelijk de gemeenschappen van de jaren 60 het meest benaderen en wijzen in de richting van referentiegemeenschappen zijn weergegeven binnen de cirkels, waarbij onderscheid is gemaakt in de echte zout en de zout-brakke gemeenschappen.

De bodemdiergemeenschappen van het begin van de jaren 60 in de Voordelta staan onder invloed van sterke wisselingen in saliniteit. Deze gemeenschappen kunnen dan ook gemeenschappen van het sterk dynamische zout-brakke milieu worden genoemd. Gaande weg de jaren 60 wordt de invloed van

de zoetwater toevoer steeds meer gereduceerd met de aanleg van de Haringvlietdam. De gemeenschappen van de tweede helft van de jaren 60 lijken dan ook deels nog sterk op de gemeenschappen van begin 60-er jaren. Echter, steeds frequenter is ook een afspiegeling van een zoutwater gemeenschap met minder schommelingen in saliniteit zichtbaar. Helaas is er geen goed beeld van de jaren 70. Vanaf 1983 veranderen de gemeenschappen niet erg veel meer. Er is dan spraken van een nieuw evenwicht met minder zoetwater invloed als daarvoor. Zo nu en dan wordt een gemeenschap aangetroffen die enigszins lijkt op de zoutwater gemeenschappen uit de jaren 60. Veelal is er ook spraken van een samenstelling in andere verhoudingen met een aantal nieuwe soorten. De variatie binnen de 1983-2006 periode is meer toe te schrijven aan de andere variabelen dan ontwikkelingen in de tijd. Bijlage 9 met de resultaten van de ANOSIM analyses laat inderdaad significante verschillen tussen de jaren zien. Wanneer meerdere jaren samen worden genomen, worden die verschillen tussen de perioden gevonden. Vergelijkingen tussen afzonderlijke jaren laten met name verschillen zien tussen jaren uit de begin periode en jaren uit latere periodes.

Tabel 4
Samenstelling van de gemiddelde Voordelta gemeenschappen in de jaren 60 als bepaald met behulp van MDS (Figuur 13e), welke wellicht als referentie gemeenschappen kunnen fungeren. Alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 10% van de monsters weergegeven.

VD Zout-Brak cluster	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)	VD Zout cluster	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
Macoma balthica	0.94	33.3	*Spiophanes bombyx*	90.1	90.9
Nereis diversicolor	0.023	28.2	*Magelona papillicornis*	39.8	90.9
Neomysis integer	0.54	23.1	*Nephtys cirrosa*	25.7	81.8
Crangon crangon	0.52	17.9	PH-*Nemertea*	10.6	63.6
Bathyporeia pilosa	0.28	17.9	*Nephtys hombergii*	9.16	63.6
Capitella capitata	0.29	15.3	*Scoloplos armiger*	48.2	45.5
Pygospio elegans	0.073	12.8	*Spio martinensis*	15.9	45.5
Polydora ligni	0.029	12.8	*Bathyporeia elegans*	8.73	36.4
GEN-*Eteone*	0.015	12.8	*Echinocardium cordatum*	7.54	36.4
Mya arenaria	0.007	12.8	*Chaetozone setosa*	3.64	36.4
			Lanice conchilega	2.99	36.4
			Pectinaria koreni	6.36	27.3
			Bathyporeia guilliamsoniana	4.55	27.3
			Crangon crangon	2.91	27.3
			Anaitides groenlandica	2.73	27.3
			Capitella capitata	5.69	18.2
			Spio filicornis	5.47	18.2
			Schistomysis kervillei	2.65	18.2
			Macoma balthica	1.45	18.2
			Spisula elliptica	1.36	18.2
			Atylus swammerdami	1.00	18.2
			Gastrosaccus spinifer	1.00	18.2
			Nephtys longosetosa	0.91	18.2
			Tellina pygmaea	0.91	18.2
			Tellina tenuis	0.91	18.2

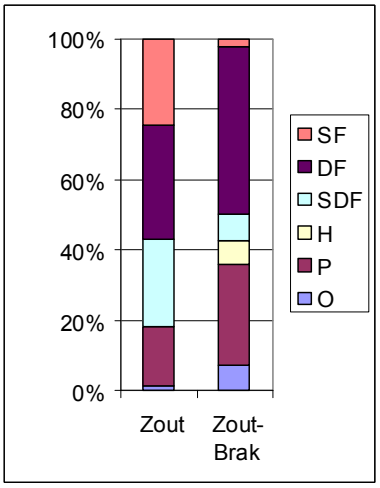
Ook het begin van de jaren 80 laat nog verschillen zien met latere jaren. De tweede helft van de jaren 80, de jaren 90 en de jaren 2000 vertonen grote overeenkomsten en zijn niet te onderscheiden op basis van de bodemdierengemeenschappen.

De westelijke en de oostelijke voordelta vertonen een significant verschil maar wel met grote overlap tussen de gemeenschappen (Figuur 13b; Bijlage 9). De oostelijke Voordelta (VD-O) staat sterker onder invloed van een zoetwater invoer en saliniteit verschillen, dan het zeewater gedomineerde westelijke deel. De aan de seizoenen (Figuur 13c) en strata (Figuur 13d) gerelateerde gemeenschappen zijn nog moeilijker te onderscheiden. Maar ook die vertonen significante verschillen (Bijlage 9) die grotendeels parallel lopen met de verschillen tussen de deelgebieden. Ook die zijn terug te brengen op de gradiënt van zoetwater invloeden en saliniteit variatie. Hoog- en laagwater afvoeren van de rivieren komen in het ene seizoen frequenter voor dan in het andere. Anderzijds is de ontwikkeling van vooral de abundantie van soorten gekoppeld aan de seizoenen. De gemeenschappen van de winter en vroege lente met lage aantallen lijken hierdoor op de gemeenschappen met lagere dichtheden uit de dynamische zone. De vol ontwikkelde gemeenschappen van de herfst lijken op de gemeenschappen van de relatief stabiele westelijke Voordelta. De zoetwater invloed en daardoor de saliniteit variatie, is het grootst in de ondiepe delen. Dit komt doordat de zoetwater tong over het zeewater stroomt. De bodemdiergemeenschappen vertonen dus een gradiënt van ondiep naar diep die gelijk loopt met de zoetwater invloed. Slechts een aantal ondiepe gemeenschappen van tussen de 0-2 m uit het westelijke deel zijn gelegen aan de zoutwater kant. Deze gemeenschappen blijven klaarblijkelijk grotendeels buiten de zoetwater invloed en vertonen dan de hoge dichtheden die over het algemeen in ondiepe en inter-getijde gebieden worden aangetroffen.

Tabel 5
Karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de macrozoobenthos gemeenschappen van de jaren 60 en dus de mogelijke referentie gemeenschappen, onderverdeelt in een Zout-Brak en een Zout gemeenschap volgens Figuur 13, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

Macrobenthos descriptor	VD Zout-Brak cluster	VD Zout cluster
Aantal soorten (S)	2.49 ± 2.00	10.55 ± 4.32
Totale dichtheid (n) in n/m^2	3.79 ± 9.70	314.5 ± 168.8
Margalef soortenrijkdom (d)	1.16 ± 2.90	1.67 ± 0.69
Pielou evenness (J')	0.42 ± 0.43	0.80 ± 0.11
Shannon diversiteit (H')	0.44 ± 0.46	1.80 ± 0.35

Verdeling in trofische groepen



*SF = Suspensionfeeders; DF = Depositfeeders; SDF = Surface depositfeeders; H = Herbivoren; P = Predatoren; O = Omnivoren

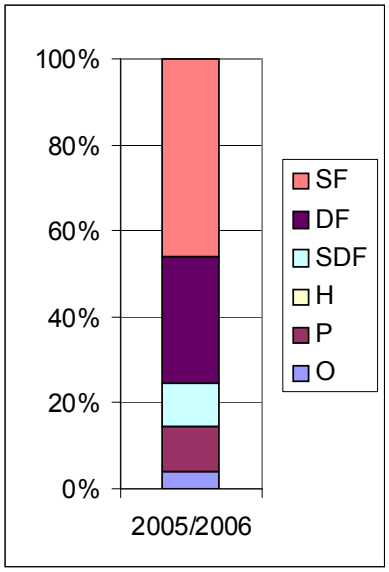
Figuur 13e toont de twee te onderscheiden historische gemeenschappen. Een zoute gemeenschap van een relatief stabiel milieu en een zout-brakke gemeenschap van een dynamisch milieu. Deze gemeenschappen kunnen mogelijk fungeren als referentie voor een Voordelta met vrije uitwisseling met het Haringvliet. De twee gemeenschappen zijn gespecificeerd in Tabel 4 en Tabel 5. De zout-brakke historische gemeenschap van het dynamische milieu is soortenarm (gemiddeld 2.49 soorten per monster). De gemeenschap kent tevens lage dichtheden (3.79 bodemdieren per m^2) wat leidt tot een lage diversiteit (gemiddelde Shannon van 0.44). Door de lage dichtheden is het meest frequent dat een soort wordt aangetroffen slechts eens per 3 monsters. *Macoma balthica* (het nonnetje) wordt met een frequentie van eens per 3 monsters waargenomen. Dit is ook de soort die gemiddeld in de hoogste dichtheden wordt gevonden. Verder worden *Nereis diversicolor* (veelkleurige zeeduizendpoot) en *Neomysis integer* (brakwater aasgarnaal) frequent aangetroffen. *Neomysis integer* en *Crangon crangon* (gewone garnaal) bereiken gemiddeld de hoogste dichtheden. In de zoute gemeenschap van het stabielere milieu zijn de soortenrijkdom (gemiddeld 10.55 soorten per monster) de dichtheden (314 bodemdieren per m^2) en de diversiteit beduidend groter (Shannon = 1.80). Hier is een groot aantal soorten te vinden die in vrijwel ieder monster worden gevonden. Voorbeelden zijn *Spiophanes bombyx* (een mariene worm) *Magelona papillicornis* (een worm) en

Nephtys cirrosa (zandzager). Alle drie de soorten behoren dus tot de wormen. Naast deze soorten is de gemiddelde dichtheid aan *Scoloplos armiger* (wapenworm) ook hoog.

Tabel 6
Samenstelling van de gemiddelde recente Voordelta gemeenschappen (2005, 2006). Alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 10% van de monsters weergegeven. En karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de recente macrozoobenthos gemeenschappen, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

VD 2005/2006	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
GEN-*Ensis*	331.0	64.3
Magelona papillicornis	106.5	60.8
Nephtys hombergii	27.4	56.7
Nephtys cirrosa	31.7	56.1
Spiophanes bombyx	33.9	53.2
Urothoe poseidonis	119.8	43.3
Lanice conchilega	123.6	42.7
Capitella capitata	24.3	37.4
Echinocardium cordatum	12.3	34.5
Spio martinensis	28.4	33.9
Heteromastus filiformis	99.6	32.2
Scoloplos armiger	14.1	29.8
GEN-*Harmothoe*	40.0	29.2
Anaitides mucosa	55.8	26.9
PH-*Nemertea*	5.97	26.3
Notomastus latericeus	41.3	24.0
Owenia fusiformis	7.78	22.8
Nereis longissima	6.35	22.8
GEN-*Eteone*	5.36	22.8
Tellimya ferruginosa	9.90	22.2
Tharyx marioni	152.7	21.1
Eumida sanguinea	19.2	20.5
Leucothoe incisa	13.8	18.1
Macoma balthica	4.84	18.1
Mya arenaria	61.8	16.4
Crangon crangon	2.72	15.8
Pygospio elegans	18.1	14.6
Gastrosaccus spinifer	3.17	14.0
Spio goniocephala	2.95	13.5
Tellina fabula	4.38	12.3
Streblospio shrubsolii	9.90	11.7
Poecilochaetus serpens	8.31	11.7
Abra alba	4.31	11.7
GEN-*Autolytus*	4.08	11.7
Mysella bidentata	3.93	11.7
Atylus swammerdami	2.57	11.7
Diastylis bradyi	1.74	11.1
GEN-*Cerastoderma*	49.9	10.5
Sigalion mathildae	3.93	10.5
Scolelepis bonnieri	1.59	10.5

Macrobenthos descriptor	VD 2005/2006
Aantal soorten (S)	12.66 ± 7.31
Totale dichtheid (n) in n/m^2	1594.9 ± 1997.2
Margalef soortenrijkdom (d)	1.66 ± 0.86
Pielou evenness (J')	0.70 ± 0.21
Shannon diversiteit (H')	1.66 ± 0.65



*SF = Suspensionfeeders; DF = Depositfeeders; SDF = Surface depositfeeders; H = Herbivoren; P = Predatoren; O = Omnivoren

Bijlage 15 laat zien dat de meest voorkomende soorten in de zoute historische gemeenschap inderdaad allen typische soorten zijn van een overwegend euhalien milieu (saliniteit van 30 – 40). Mogelijke uitzonderingen vormen de Bathyporeia soorten. De meeste soorten tolereren overigens wel ook een lagere saliniteit. Het valt dan ook te verwachten dat er zo nu en dan ook polyhaliene condities (18 – 30) optreden in het gebied waar deze gemeenschap wordt aangetroffen. Slechts een paar soorten zijn enigszins gevoelig voor saliniteit veranderingen. Wel valt op dat een groot aantal soorten gevoelig is voor verontreinigingen. Een aantal soorten is ook gevoelig voor het optreden van zuurstofarme en voedselrijke condities. Dit laatste geldt in mindere maten voor de karakteristieke

soorten van de historische zout-brakke Voordelta gemeenschap. Ook hier worden soorten aangetroffen die een hoge saliniteit kunnen weerstaan. Maar de soorten hebben veelal ook weinig problemen met mesohaliene condities (5 – 18) of zelfs een nog lagere saliniteit.

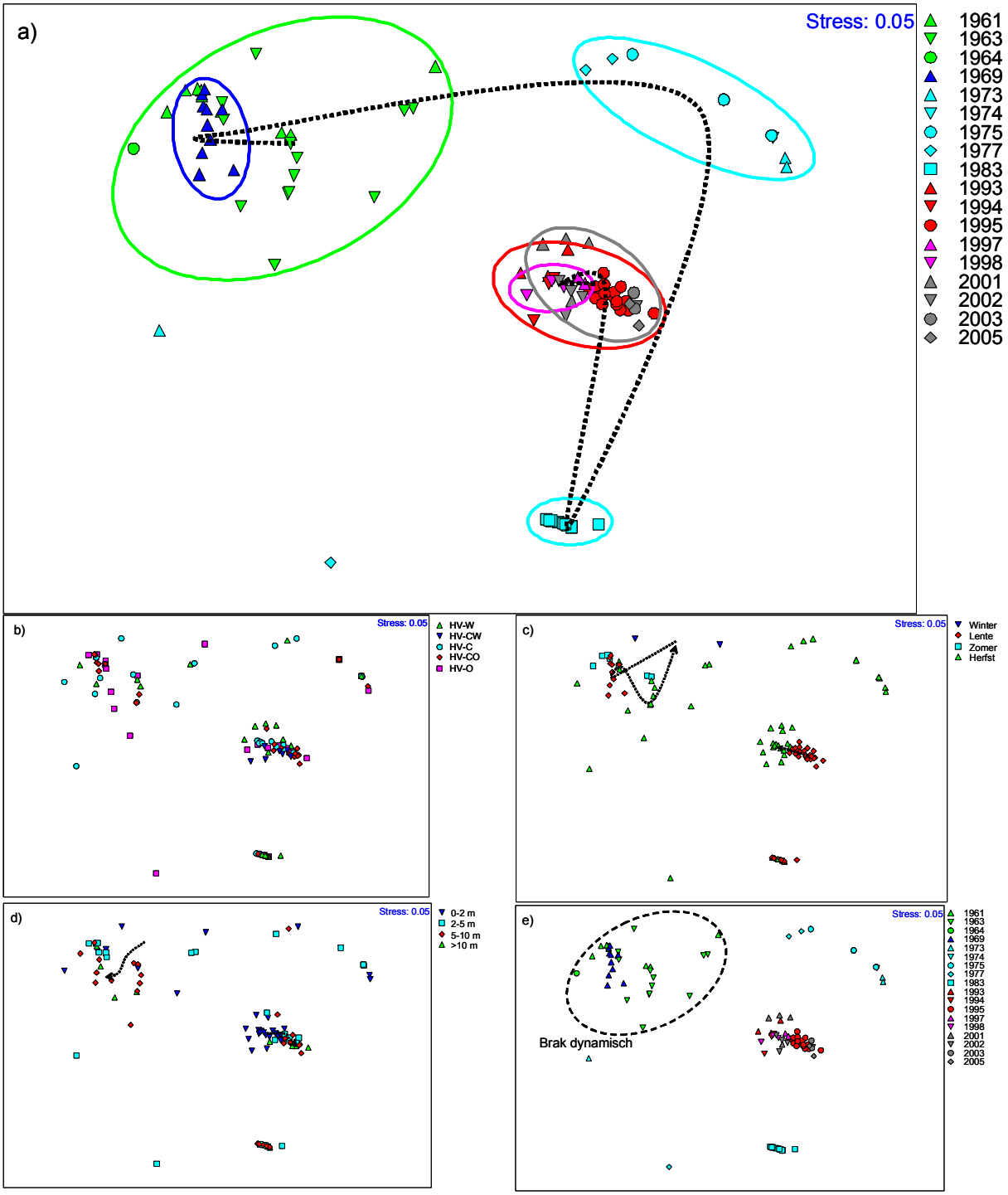
De zout-brakke historische gemeenschap werd gedomineerd door depositfeeders en predatoren. In de zoute gemeenschap zijn deze trofische groepen in ongeveer gelijke verhouding met de suspensionfeeders en de surface depositfeeders te vinden. Omnivoren en herbivoren werden wel in kleinere aantallen in de zout-brakke gemeenschap gevonden. In de zoute gemeenschap zijn die naar verhouding vrijwel afwezig.

Hoe verhoud de huidige bodemdierengemeenschap in de Voordelta zich dan tot de historische gemeenschappen uit de jaren 60? Daarvoor zijn de monsters uit 2005 en 2006 gespecificeerd (daar de monsters uit 2006 niet representatief zijn voor de gehele Voordelta) in Tabel 6. Er is al aangetoond dat de huidige gemeenschap dichter bij de meer stabiele zoutwater gemeenschap uit het verleden ligt. Wanneer de meest algemene soorten worden vergeleken (Tabellen 4 & 6) valt op dat de 7 meest frequent gevonden soorten nog steeds tot de meest algemene soorten in de Voordelta behoren. Dit zijn tevens de soorten met de gemiddelde hoogste dichtheden in de historische zoute gemeenschappen. Echter het meest algemene taxum is tegenwoordig *Ensis sp.* (zwaardschede). In de Voordelta bestaat dit genus voornamelijk uit *Ensis directus* of ook wel *Ensis americanus* (de Amerikaanse zwaardschede). *Ensis directus* is een exoot uit Noord Amerika die voor het eerst in Nederland is gesignaleerd in 1981. *Ensis directus* is in biomassa nog dominanter in het systeem aanwezig dan in aantallen. Verder zijn een aantal inheemse soorten opgekomen waarvan *Urothoe poseidonis* (het bulldozerkreeftje) en *Heteromastus filiformis* (de draadworm) de meest algemene zijn. Over het algemeen kan worden gesteld dat er spraken is van een lichte toename in het aantal soorten. Maar er is vooral een grote toename in de dichtheden (gemiddeld 1594.9 bodemdieren per m^2). De waarden voor de Margalef soortenrijkdom, Pielou evenness en Shannon diversiteit zijn voor de twee gemeenschappen vrijwel gelijk. Dit betekent dat de opbouw van de gemeenschap met de toename van de dichtheden niet wezenlijk is veranderd. Ook de verdeling van de organismen over de trofische groepen vertoont grote gelijkenissen. Verhoudingsgewijs is er wel een achteruitgang van het aantal surface depositfeeders waar te nemen ten voordelen van het aantal suspensionfeeders. De huidige gemeenschap wordt inderdaad gedomineerd door een groot aantal soorten die kunnen voorkomen bij een hoge saliniteit (30 – 40). Maar bijna allemaal kunnen ze ook polyhaliene omstandigheden aan (Bijlage 15). Nog steeds worden er, of worden er weer, een groot aantal soorten aangetroffen die bekend staan als gevoelig voor verontreinigingen.

De ontwikkelingen in het Haringvliet:

Uit de MDS resultaten blijkt als eerste dat 2 clusters uit 1960 zich afsplitsen van de rest. Ook onderling zijn die clusters compleet verschillend. Beide clusters bestaan uit slechts één monster met daarin ook slechts één soort. Dit is uiteraard een indicatie dat de gemeenschappen van 1960 niet erg soortenrijk zijn, maar verder is de databeschikbaarheid van dat jaar te gering om hieruit conclusies te trekken. Voor de vervolg MDS analyse zijn deze twee clusters/monsters weg gelaten. Er is een groot verschil in de samenstelling van de bodemdieren gemeenschappen over de onderzoeksperiode, met significante verschillen tussen jaren (Bijlage 10). Dit valt ook te verwachten, in relatie tot de grote ingrepen in het gebied. De gemeenschappen van de jaren waarvan data beschikbaar zijn, zijn duidelijk opgedeeld in 4 clusters (Figuur 14a). Het eerste cluster wordt gevormd door de gemeenschappen uit de jaren 60. Dit is inclusief de gemeenschappen van 1969. Dit geeft aan dat de verandering in de bodemdierensamenstelling gedurende de constructiewerkzaamheden rond de aanleg van de Haringvlietdam nog minimaal was. Toch blijken de gemeenschappen van 1963 en 1969 ook al significant te verschillen (Bijlage 10). De gemeenschappen van 1969 zijn vooral armer en laten lagere dichtheden zien. Dit geeft aan dat er door de werkzaamheden wellicht al saliniteit verschuivingen en wisselingen hebben plaats gevonden. De gemeenschappen van de jaren 70 zien er duidelijk anders uit, en bestaan voor een groot deel uit zoetwater organismen van een stabiel milieu. Dat is duidelijk verschillend van de gemeenschap der brakwater organismen uit een dynamisch milieu van het begin van de jaren 60. Eén van de waargenomen gemeenschappen uit 1973 (HV-C, Herfst, 2-5 m) lijkt echter nog sterk op de jaren 60 gemeenschappen. Dit is tevens de diepst gelegen en meest westwaarts gelegen gemeenschap uit dat jaar. Blijkbaar weet de brakwatergemeenschap zich nog tot in 1973 te handhaven in de diepere delen van het systeem. Een andere gemeenschap afkomstig uit

1977 komt meer in de buurt van het duidelijk afgescheiden cluster van het jaar 1983. Dat is juist een gemeenschap uit het uiterste oostelijke deel van het Haringvliet (HV-O).



Figuur 14
Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen in het Haringvliet (HV) gerelateerd aan; a) jaar/periode van monstername; gekleurde cirkels bevatten alle gemeenschappen van die periode (zie Tabel X), eventueel met uitzondering van een enkele 'outlier'; b) opgesplitst naar deelgebied; c) opgesplitst naar de seizoenen; d) opgesplitst naar de strata. De globale richting waarin de gemeenschappen zich hebben ontwikkeld gedurende de onderzoeksperiode dan wel de geografische, seizoenale of diepte invloeden zijn weergegeven met een stippellijn. e) De gemeenschap die de gemeenschap van de jaren 60 het meest benadert en wijst in de richting van een referentiegemeenschap is weergegeven binnen de cirkel, welke kan worden gezien als een gemeenschap van het brakke dynamische getijde gebied.

Hierbij moet worden opgemerkt dat er van de periodes tussen 1977 en 1983 en tussen 1983 en 1993 geen bodemdiergegevens beschikbaar zijn. Dit maakt het jaar 1983 een op zich zelf staand

geïsoleerd jaar in de analyse. Het jaar 1983, en dus wellicht ook al de oostelijke gemeenschap uit 1977, laat een gemeenschap van een geëutrofieerd en verontreinigd zoetwater milieu zien. Eind jaren 80 treed er een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit op. De gemeenschappen van 1993 en later vertegenwoordigen het stabiele zoetwatermilieu met een verbeterde waterkwaliteit. Na 1993 gaat het nog om slechts kleine veranderingen in de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen. De gemeenschappen van begin jaren 90 verschillen nog slechts significant van een aantal andere jaren binnen het cluster. Hierdoor vormen de gemeenschappen van de jaren 90 en 2000 weer een duidelijk cluster. Naast de eerder genoemde opvallende afwijkingen van gemeenschappen uit de jaren 70, worden er geen significante verschillen in bodemdiergemeenschappen tussen deelgebieden waargenomen (Bijlage 10). Er blijkt echter wel een verschil te bestaan tussen de verschillende seizoenen. Met name binnen het jaren 60 cluster zijn seizoengerelateerde verschuivingen zichtbaar. Het jaren 90 en 2000 cluster blijkt duidelijk gesplitst te zijn in herfst en lente monsters (Figuur 14c). Hoewel de overlap van de stratum clusters erg groot is (R=0.047), blijken er toch significante verschillen tussen de gemeenschappen waarneembaar te zijn. De ondiepe gemeenschap van tussen de 0-2 m verschilt significant van de diepere gemeenschappen van tussen de 5-10 m en dieper dan 10 m (Bijlage 10). De verandering van de samenstelling met de diepte is vooral zichtbaar binnen het jaren 60 cluster. De verschillen vallen daar zeer waarschijnlijk samen met een zoet-zout gradiënt (Figuur 14d).

Tabel 7
Samenstelling van de gemiddelde Haringvliet gemeenschap in de jaren 60 als bepaald met behulp van MDS (Figuur 14e), welke wellicht als referentie gemeenschap kan fungeren, en de gemiddelde recente Haringvliet gemeenschap (2003, 2005). Voor de historische en recente gemeenschappen zijn respectievelijk alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 10% en 25% van de monsters weergegeven.

HV Brak dynamisch	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)	HV 2003/2005	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
Nereis diversicolor	69.0	75.3	GEN-*Procladius*	172.3	100
Streblospio shrubsolii	12.2	18.5	GEN-*Corbicula*	128.1	100
Neomysis integer	3.46	18.5	*Pisidium moitessierianum*	88.3	100
Boccardiella ligerica	90.9	17.3	*Pisidium henslowanum*	49.0	100
Polydora ligni	77.0	14.8	*Pisidium casertanum*	35.0	100
Macoma balthica	0.51	12.3	*Potamothrix moldaviensis*	27.3	100
Crangon crangon	13.6	11.1	*Branchiura sowerbyi*	23.2	100
			Limnodrilus hoffmeisteri	18.3	100
			Limnodrilus claparedeianus	7.33	83.3
			Pisidium nitidum	6.50	83.3
			Potamopyrgus antipodarum	76.2	66.7
			Chironomus plumosus	38.3	66.7
			Pisidium subtruncatum	10.0	66.7
			Valvata piscinalis	35.5	50.0
			GEN-*Harnischia*	8.83	50.0
			Dreissena polymorpha	3.83	33.3
			Pisidium milium	2.83	33.3

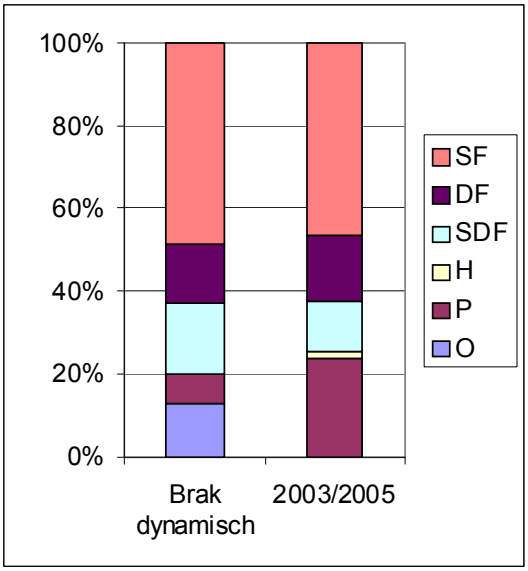
De brakwater gemeenschap van de jaren 60 lijkt in de loop van de jaren 60 onder invloed van de constructie werkzaamheden al iets te verarmen. Dit komt vooral tot uiting in lagere dichtheden. De historische gemeenschap is er een van een dynamisch milieu met zout-zoet wisselingen en getijde. Eind jaren 60 is dus mogelijk de initiële fase van een overgang van een dynamisch naar een stabiel milieu waarbij zoet water dominant wordt. Toch blijkt dat de soorten samenstelling in 1969 nog grote overeenkomsten vertoont met die van het begin van de jaren 60 (Figuur 14e). Het gehele jaren 60 cluster kan dan ook als een referentie gemeenschap voor het brak dynamische milieu worden beschouwd. De referentiegemeenschap wordt met de huidige situatie vergeleken, waarvoor de meest recente monsters van 2003 en 2005 wellicht representatief zijn. De twee te vergelijken

gemeenschappen komen dus uit totaal verschillende milieus. Het is dan ook niet vreemd dat de twee gemeenschappen geen enkele overeenkomst in de soortensamenstelling laten zien (Tabel 7). De brak dynamische gemeenschap van het Haringvliet uit de jaren 60, wordt zowel in dichtheden als in de trefkans gedomineerd door *Nereis diversicolor* (de veelkleurige zeeduizendpoot). Ook de gemiddelde dichtheid aan *Boccardiella ligerica* en *Polydora ligni*, twee modderwormen, is hoog. Deze gemeenschap vertoont juist grote overeenkomsten met de zout-brakke historische gemeenschap uit de voordelta. Vijf van de 7 meest voorkomende soorten in de historische Haringvliet gemeenschap behoren ook tot de meest voorkomende soorten in de zout-brakke historische Voordelta gemeenschap (Tabellen 4 & 7). En ook wordt er een lage soortenrijkdom en diversiteit waargenomen. Alleen de dichtheden liggen aanzienlijk hoger dan in de historische zout-brakke Voordelta (Tabel 5 & 8).

Tabel 8
Karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de historische brak dynamische en recente macrozoobenthos gemeenschappen van het Haringvliet, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

Macrobenthos descriptor	HV Brak dynamisch
Aantal soorten (S)	2.09 ± 1.75
Totale dichtheid (n) in n/m^2	275.2 ± 1062.4
Margalef soortenrijkdom (d)	0.47 ± 2.34
Pielou evenness (J')	0.34 ± 0.38
Shannon diversiteit (H')	0.33 ± 0.38

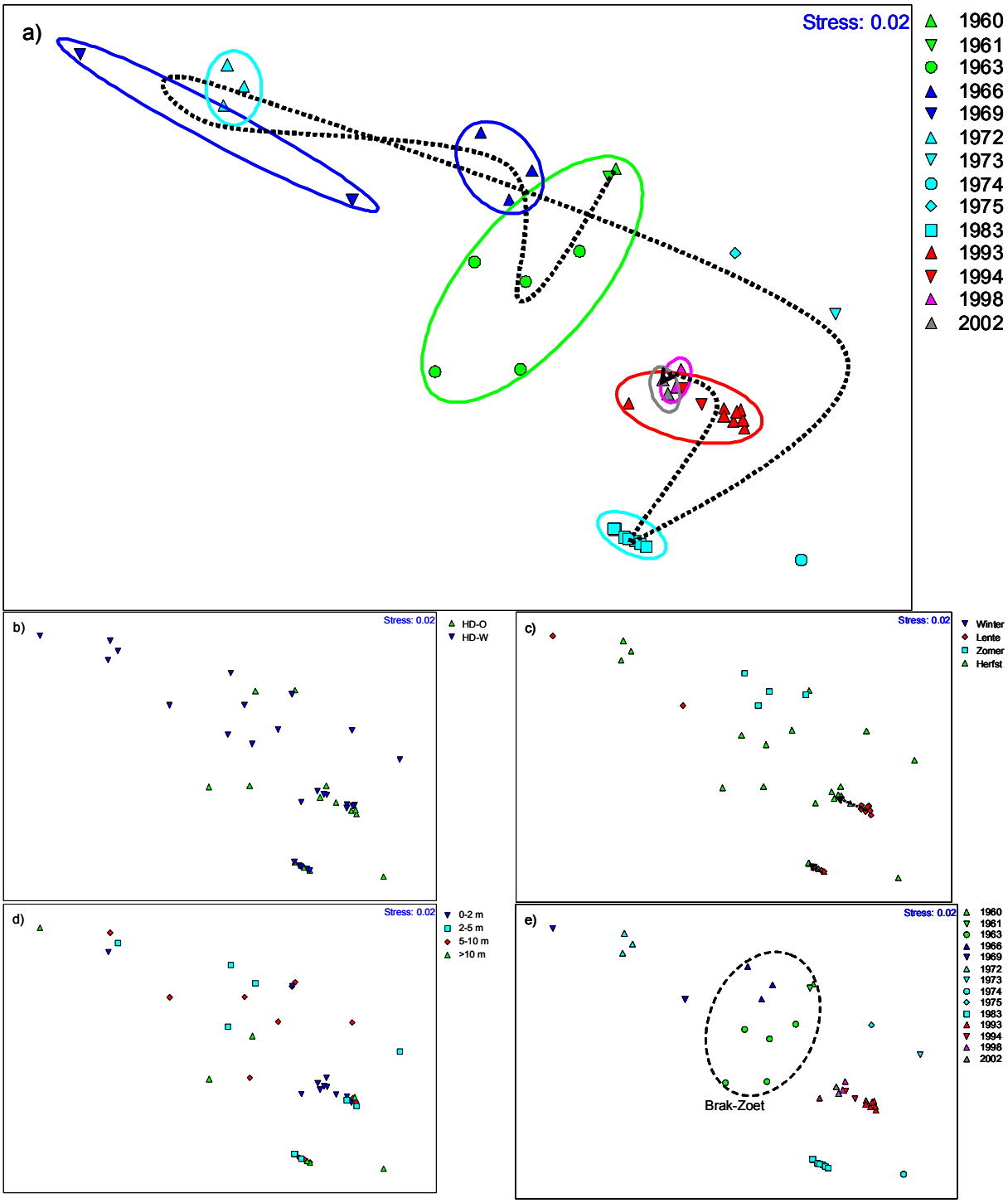
Macrobenthos descriptor	HV 2003/2005
Aantal soorten (S)	16.00 ± 2.83
Totale dichtheid (n) in n/m^2	747.8 ± 253.2
Margalef soortenrijkdom (d)	2.29 ± 0.47
Pielou evenness (J')	0.76 ± 0.10
Shannon diversiteit (H')	2.10 ± 0.19



De historische kenmerkende soorten van het Haringvliet zijn stuk voor stuk bestand tegen grote saliniteit veranderingen. Alleen *Neomysis integer* die tot een saliniteit van 30 voor komt, staat bekend als gevoelig voor een toename van de saliniteit naar euhaliene omstandigheden (Bijlage 15). Waar een aantal van de aangetroffen soorten gevoelig is voor verontreinigingen, blijkt dit nauwelijks het geval te zijn voor eutrofiering. Momenteel zijn in het Haringvliet de genera *Procladius* (muggenlarven) en *Corbicula* (korfmosselen) aanwezig in hoge dichtheden. Ook worden met name een aantal *Pisidium* (erwtenmosselen) soorten frequent gevonden. De korfmosselen zijn overigens exoten afkomstig uit Oost Azië die sinds 1988 in Nederland worden gevonden. Alle soorten van de recente Haringvliet gemeenschap zijn dus kenmerkend zijn voor zoetwater gemeenschappen. Maar er zijn ook soorten aanwezig die ook nog in brak water goed gedijen (Bijlage 15). Alle soorten zijn vrij ongevoelig voor verontreinigingen en eutrofe omstandigheden. Dit wijst er op dat nog niet gesproken kan worden van een schoon milieu. Ook is het mogelijk dat verontreinigingen lange tijd de gemeenschappen sterk hebben beïnvloed, en dat verontreiniginggevoelige soorten het gebied nog niet weten te herkoloniseren. Het rekolonisatie probleem kan door fysieke barrières danwel door concurrentie van de reeds aanwezige soorten worden veroorzaakt.

De soortenrijkdom is hoog, en ook de dichtheden aan bodemdieren zijn aanzienlijk wat leidt tot een hoge diversiteit. Soortenrijkdom, diversiteit en dichtheden zijn hoger dan momenteel voor de Voordelta worden gevonden. Het is wel opvallend te zien dat de verdeling over de trofische groepen in de historische en de hedendaagse bodemdierengemeenschap van het Haringvliet elkaar niet veel ontloopt. In beide gemeenschappen maken de suspensionfeeders bijna de helft van het totale aantal bodemdieren uit. Er worden momenteel alleen nauwelijks omnivoren gevonden, waar tegenover staat dat er nu meer predatoren worden gevonden.

De ontwikkelingen in het Hollandsch Diep:



Figuur 15
Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen in het Hollandsch Diep (HD) gerelateerd aan; a) jaar/periode van monstername; gekleurde cirkels bevatten alle gemeenschappen van die periode (zie Tabel X), eventueel met uitzondering van een enkele 'outlier'; b) opgesplitst naar deelgebied; c) opgesplitst naar de seizoenen; d) opgesplitst naar de strata. De globale richting waarin de gemeenschappen zich hebben ontwikkeld gedurende de onderzoeksperiode dan wel de geografische, seizoenale of diepte invloeden zijn weergegeven met een stippellijn. e) De gemeenschap die de gemeenschap van de jaren 60 het meest benadert en wijst in de richting van een referentiegemeenschap is weergegeven binnen de cirkel, welke kan worden gezien als een gemeenschap van het brak-zoete getijde gebied.

Ook in het Hollandsch Diep worden grote verschuivingen in de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen in de tijd vastgesteld. Bijlage 11 (ANOSIM resultaten) laat zien dat de jaren duidelijk van elkaar te onderscheiden zijn (R = 0.907). Slechts de jaren 1963, 1983 en 1993 verschillen significant van elkaar omdat de overige jaren veelal uit slechts 1 of enkele clusters bestaan. Door naar perioden te kijken, wordt het aantal clusters per groep vergroot, en worden er wel significante verschillen tussen de diverse periodes zichtbaar. Alleen de gemeenschappen van het laatste decennium verschillen niet significant. Halfweg de jaren 60 treden er al verschuivingen op. De brak – zoete gemeenschap van het dynamische milieu van het begin van de jaren 60 ziet er aan het einde van de jaren 60 al compleet anders uit zien (Figuur 15a). Door de constructiewerkzaamheden wordt de dynamiek van saliniteit wisselingen en getijde reeds afgetopt en ontstaat er al een stabieler milieu. De gemeenschappen van eind jaren 60 worden gekenmerkt door een brakwatergemeenschap van het stabiele milieu. Dit is begin jaren 70 ook nog het geval in sommige delen. In de loop van de jaren 70 slaat de gemeenschap om en gaan de zoetwater organismen domineren. In de MDS plot is dan ook een sterk zoet naar brak/zout gradiënt te zien van rechtsonder naar linksboven. De bepalende factoren voor de ontwikkeling van de aanwezige gemeenschappen naar de volgende periode zijn verontreinigingen en voedingsstoffen. De verontreinigingen en nutriënten verdelen de gemeenschappen in de rechter onderhoek grof weg van onder naar boven (van eutroof verontreinigd naar minder voedselrijk en schoner). De gemeenschappen van eind jaren 70 en met name de jaren 80 zijn dus kenmerkend voor het stabiele voedselrijke en verontreinigde zoetwater milieu. Begin jaren 90 is de waterkwaliteit aanzienlijk verbeterd wat wordt gereflecteerd in de soortensamenstelling. Sinds die tijd zijn de veranderingen in de gemeenschappen klein te noemen.

Tabel 9
Samenstelling van de gemiddelde Hollandsch Diep gemeenschap in de jaren 60 als bepaald met behulp van MDS (Figuur 15e), welke wellicht als referentie gemeenschap kan fungeren, en de gemiddelde recente Hollandsch Diep gemeenschap (2002). Voor de historische en recente gemeenschappen zijn respectievelijk alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 5% en 50% van de monsters weergegeven.

HD Brak-Zoet	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)	HD 2002	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
Nereis diversicolor	302.8	50.0	*Potamopyrgus antipodarum*	77.0	100
Crangon crangon	2.74	31.8	GEN-*Corbicula*	28.8	100
Neomysis integer	4.39	13.6	*Hypania invalida*	23.4	100
Gammarus zaddachi	1.36	13.6	*Gammarus tigrinus*	17.0	100
Boccardiella ligerica	590.9	9.1	*Limnomysis benedeni*	13.4	100
Capitella capitata	0.046	9.1	*Jaera istri*	4.80	100
Bathyporeia pilosa	0.038	9.1	GEN-*Cladotanytarsus*	55.6	80.0
			Dreissena polymorpha	36.8	80.0
			Valvata piscinalis	35.6	80.0
			Pisidium moitessierianum	18.2	80.0
			Pisidium milium	10.6	80.0
			GEN-*Cryptochironomus*	7.80	80.0
			Corophium curvispinum	5.60	80.0
			Helobdella stagnalis	3.20	80.0
			FAM-*Ceratopogonidae*	5.60	60.0
			Pisidium henslowanum	4.60	60.0
			Dicrotendipes nervosus	4.20	60.0
			Dikerogammarus villosus	0.60	60.0

De bodemdiergemeenschappen blijken nauwelijks te verschillen tussen het westelijke en het oostelijke deel van het Hollandsch Diep. Ook verschillen tussen strata zijn minimaal ten opzichte van de grote verschillen in de tijd (Bijlage 11). Alleen seizoen invloeden zorgen voor een secundaire onderverdeling van gemeenschappen waarbij de zomergemeenschap zich onderscheid van de lente

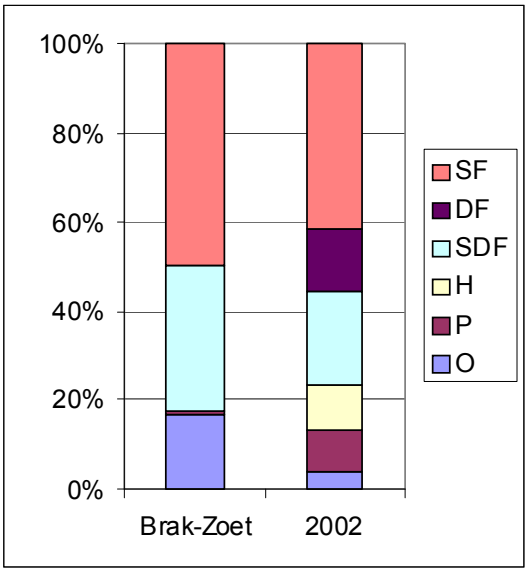
en de herfst gemeenschappen (Bijlage 11). Figuur 15c laat zien dat de gemeenschappen vanaf de jaren 90, en in mindere mate ook die van de jaren 80, worden opgesplitst in de lente en de herfst gemeenschappen.

Er is geen uitgebreide recente dataset van de bodemdier gemeenschappen van het Hollandsch Diep beschikbaar. Er is recentelijk echter weinig veranderd. Zodoende kan worden aangenomen dat de gemeenschap van 2002 representatief is voor de huidige situatie. Die gemeenschap is dan ook vergeleken met de brak-zoete gemeenschap van het dynamische milieu uit het begin van de jaren 60. De jaren 60 gemeenschap omvat de data van 1960, 1961, 1963 en 1966 (Tabellen 9 & 10). De meeste frequent aangetroffen soorten in de historische Hollandsch Diep gemeenschap zijn *Nereis diversicolor* (veelkleurige zeeduizendpoot) en *Crangon crangon* (gewone garnaal). De dichtheden van de worm *Boccardiella ligerica* zijn ook hoog. De gemeenschap vertoont behoorlijke overeenkomsten met de historische gemeenschap van het Haringvliet. De gemiddelde dichtheden zijn behoorlijk hoog te noemen, maar de soortenrijkdom van de monsters is dan weer laag. Dit leidt tot een lage evenness en diversiteit. De huidige gemeenschap in het Hollandsch Diep is opvallend in zoverre dat de 6 soorten die in alle monsters zijn aangetroffen, allen exoten zijn. *Potamopyrgus antipodarum*, een exoot uit Nieuw Zeeland is al meer dan een eeuw in de Nederlandse wateren aanwezig. Maar de *Corbicula* soorten (korfmosselen uit Oost Azië), *Hypania invalida* (een worm het Ponto-Kaspische gebied), *Gammarus tigrinus* (tijgervlokreeft afkomstig uit Noord Amerika), *Limnomysis benedeni* (een Ponto-Kaspische garnaal) en *Jaera istri* (een Ponto-Kaspische zeepissebed) zijn veel recentelijker in Nederland gearriveerd. Soorten die in hogere dichtheden voorkomen behoren tot de *Cladotanytarsus* muggenlarven, de vijverpluimdrager (*Valvata piscinalis*) en de eveneens van Ponto-Kaspische afkomst *Dreissena polymorpha* (driehoeksmossel). De soortenrijkdom van de huidige gemeenschap is behoorlijk hoog, en samen met aardige dichtheden levert dit een hoge diversiteit op. De soortenrijkdom is veel hoger dan die van de historische Hollandsch Diep gemeenschap.

Tabel 10
Karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de historische brak-zoete en recente macrozoobenthos gemeenschappen van het Hollandsch Diep, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

Macrobenthos descriptor	HD Brak-zoet
Aantal soorten (S)	1.45 ± 1.01
Totale dichtheid (n) in n/m^2	902.3 ± 3049.7
Margalef soortenrijkdom (d)	3.62 ± 14.51
Pielou evenness (J')	0.11 ± 0.28
Shannon diversiteit (H')	0.13 ± 0.33

Macrobenthos descriptor	HD 2002
Aantal soorten (S)	25.0 ± 8.8
Totale dichtheid (n) in n/m^2	460.0 ± 292.4
Margalef soortenrijkdom (d)	4.05 ± 1.44
Pielou evenness (J')	0.72 ± 0.05
Shannon diversiteit (H')	2.30 ± 0.40



In de historische gemeenschap van het Haringvliet werden allemaal soorten aangetroffen die ten minste bij hoge saliniteit voor kunnen komen. Voor de historische gemeenschap van het Hollandsch Diep is dit niet uitsluitend het geval (Bijlage 15). *Gammarus zaddachi* en *Boccardiella ligerica* zijn juist typische soorten van het oligohaliene milieu (saliniteit 0.5 – 5). Andere soorten bereiken de ondergrens mogelijk al in het mesohalien. Het lijkt er op dat er in de historische situatie steeds spraken is geweest van zoutstratificatie. Zout - en zoetwater komen naast elkaar voor, in horizontale of verticale richting gescheiden. Een aantal zeer mobiele soorten die domineren wijzen hier ook op. In de huidige situatie worden nog steeds soorten aangetroffen die mesohaliene condities aan kunnen. Maar alle aangetroffen soorten redden zich ook in een echt zoetwater milieu (saliniteit 0 - 0.5). In de historische situatie laten de aanwezige soorten overwegend enige gevoeligheid voor verontreinigingen

zien. Momenteel is er juist een groot aantal indifferente soorten aanwezig. Dit duidt er op dat verontreinigingen enigszins een rol spelen. Het kan ook zo zijn dat verontreinigingen in het verleden grote invloed op de gemeenschappen hebben gehad, en de terugkeer van verontreiniginggevoelige soorten momenteel nog wordt bemoeilijkt.

Bij vergelijking van de verdeling over de trofische groepen valt op dat in beide gemeenschappen de suspensionfeeders in aantallen dominant zijn. In de historische gemeenschap zijn naar verhouding ook grote aantallen surface depositfeeders en omnivoren te vinden terwijl de andere groepen grotendeels afwezig zijn. De recente Hollandsch Diep gemeenschap lijkt qua verdeling over de trofische groepen meer op de brak-dynamische historische gemeenschap van het Haringvliet. Maar dan met een groter aandeel aan herbivoren.

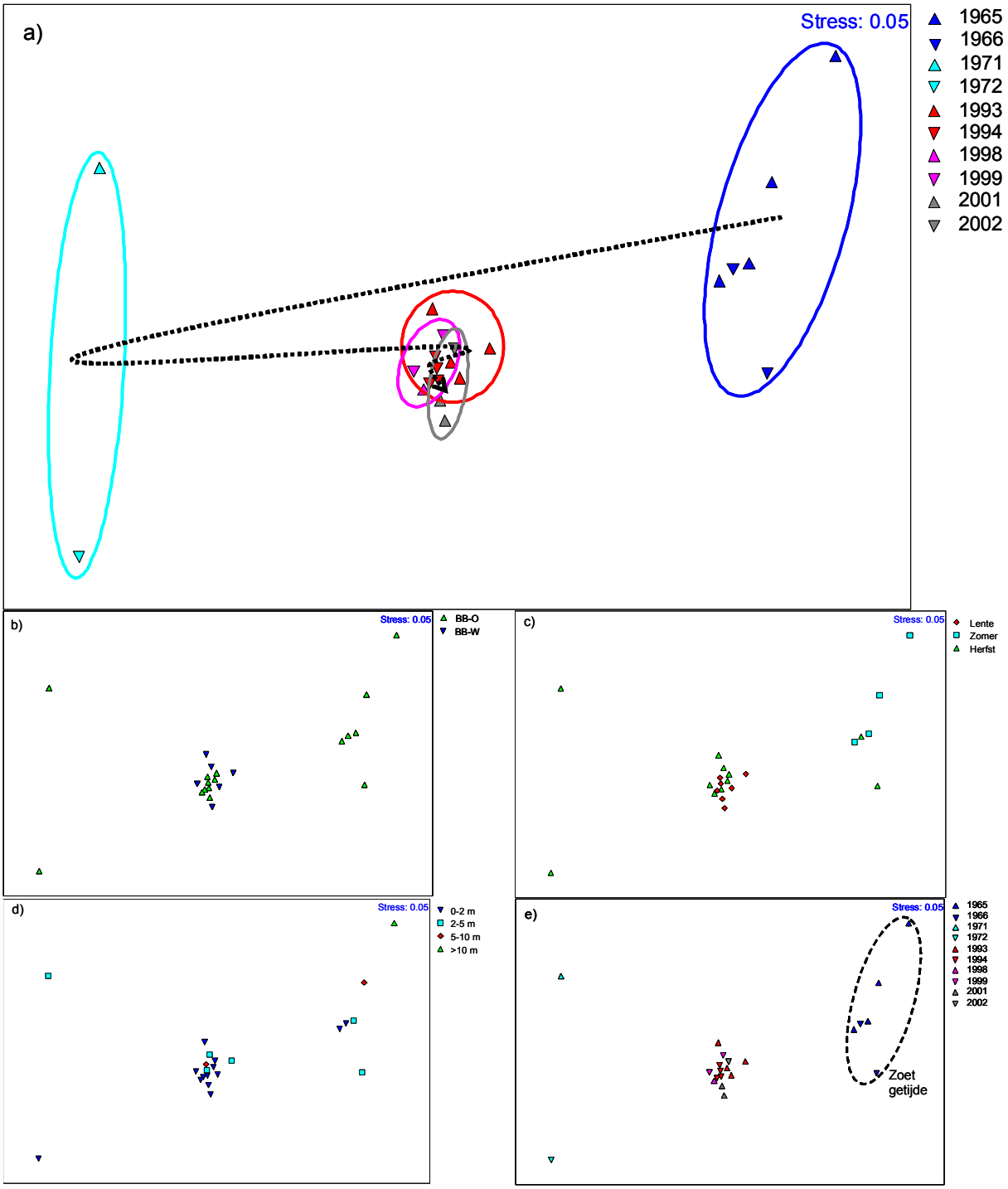
De ontwikkelingen in de Biesbosch:

Tabel 11
Samenstelling van de gemiddelde Biesbosch gemeenschap in de jaren 60 als bepaald met behulp van MDS (Figuur 16e), welke wellicht als referentie gemeenschap kan fungeren, en de gemiddelde recente Biesbosch gemeenschap (2001/2002). Voor de historische en recente gemeenschappen zijn respectievelijk alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 10% en 40% van de monsters weergegeven.

BB Zoet getijde	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)	BB 2001/2002	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
Pisidium amnicum	33.4	65.8	*Einfeldia carbonaria*	1268.0	81.8
Pisidium supinum	16.8	44.7	*Valvata piscinalis*	255.4	77.3
Gammarus zaddachi	42.4	21.1	GEN-*Corbicula*	35.8	77.3
Sphaerium solidum	5.79	21.1	GEN-*Procladius*	183.1	72.7
Pisidium subtruncatum	3.95	21.1	*Pisidium henslowanum*	117.5	72.7
Pisidium henslowanum	2.37	15.8	*Polypedilum nubeculosum*	97.3	72.7
Pisidium casertanum	18.4	10.5	*Limnodrilus claparedeianus*	92.6	68.2
			Pisidium casertanum	79.8	68.2
			Pisidium moitessierianum	55.4	68.2
			GEN-*Cladotanytarsus*	577.8	63.6
			Limnodrilus hoffmeisteri	59.6	63.6
			Vejdovskyella intermedia	1002.4	59.1
			Pisidium nitidum	87.1	59.1
			GEN-*Tanytarsus*	79.2	59.1
			PH-*Nematoda*	251.3	54.5
			Pisidium subtruncatum	71.3	54.5
			GEN-*Cryptochironomus*	21.0	54.5
			Quistadrilus multisetosus	112.6	50.0
			FAM-*Ceratopogonidae*	37.9	50.0
			Polypedilum bicrenatum	52.1	45.5
			Unio pictorum	4.46	45.5
			Potamopyrgus antipodarum	237.0	40.9

De oudste bodemmacrofauna gegevens voor de Biesbosch in de gebruikte dataset stammen uit 1965. Er is dus geen beschikking over gegevens uit periode A (1960-1964). Zodoende kan niet met zekerheid worden gezegd of de initiële werkzaamheden en hun invloed op de dynamiek en het tij al mogelijk voor 1965 tot verschuivingen hebben geleid. De jaren 1965 en 1966 zijn in ieder geval nog niet significant verschillend (Bijlage 12; Figuur 16). Er worden echter door de lage aantallen clusters

per jaar in het geheel geen significante verschillen tussen jaren waargenomen. Dit ondanks dat er een duidelijke variatie door de tijd zichtbaar is (R=0.680 bij p<0.001). De gemeenschappen van begin jaren 70 zien er in ieder geval compleet anders uit dan de gemeenschappen van halfweg de jaren 60.



Figuur 16
Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen in de Biesbosch (BB) gerelateerd aan; a) jaar/periode van monstername; gekleurde cirkels bevatten alle gemeenschappen van die periode (zie Tabel 11); b) opgesplitst naar deelgebied; c) opgesplitst naar de seizoenen; d) opgesplitst naar de strata. De globale richting waarin de gemeenschappen zich hebben ontwikkeld gedurende de onderzoeksperiode dan wel de geografische, seizoenale of diepte invloeden zijn weergegeven met een stippellijn. e) De gemeenschap die de gemeenschap van de jaren 60 het meest benadert en wijst in de richting van een referentiegemeenschap is weergegeven binnen de cirkel, welke kan worden gezien als een gemeenschap van het zoete getijde gebied.

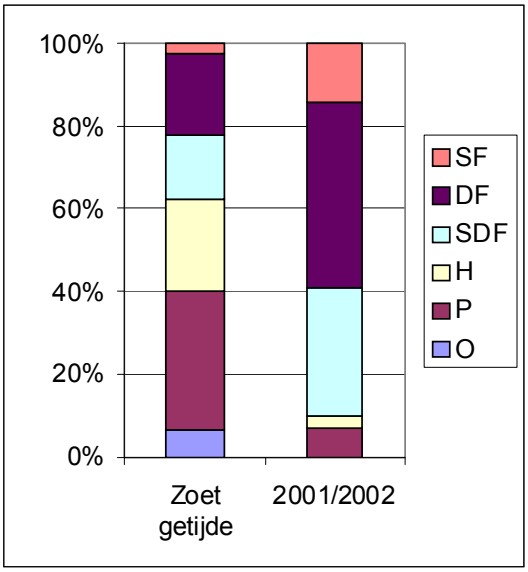
De gemeenschappen van halfweg de jaren 60 zijn nog zoete getijde gemeenschappen. Begin jaren 70 is er echter spraken van een verarmde gemeenschap met een klein aantal zoetwater soorten. Hierin heeft de verandering van het milieu, van getijde water met mogelijk nog een licht zilte invloed naar stagnant zoet water, uiteraard een rol gespeeld. Maar ook zullen eutrofiering en de accumulatie van verontreinigingen effect hebben gehad. Helaas is er niet de beschikbaarheid over data van de jaren 80. De gemeenschappen vanaf 1993 zijn relatief stabiel. De geografische spreiding van de monsters, seizoenale spreiding en spreiding over de diepte, heeft geen zichtbare invloed op de waargenomen gemeenschappen.

De meest frequent waargenomen soorten van de zoete getijde gemeenschap van de Biesbosch van de jaren 1965/1966 zijn de erwtenmosseltjes *Pisidium amnicum* en *Pisidium supinum* (Tabel 11). Dat er mogelijk ook spraken is van een spoortje zilte invloed valt af te leiden aan de aanwezigheid van *Gammarus zaddachi* (een brakwater vlokreeft) als de soort met de hoogste dichtheden. De historische Biesbosch gemeenschap wordt gekenmerkt door een vrij lage soortenrijkdom en niet al te hoge dichtheden. Dit leidt tevens tot een lage diversiteit (Tabel 12). Een dergelijk patroon duidt er op dat reeds in de jaren 60 kan worden gesteld dat verontreinigingen een rol spelen in de Biesbosch. De dominantie van de *Pisidium* soorten (Bijlage 15) bevestigt dit. De *Pisidium* soorten zijn indifferent ten opzichte van verontreinigingen. Van een aantal soorten kan zelfs gezegd worden dat zij juist goed gedijen in verontreinigde milieus (Peeters, 2008a). Anderzijds zijn de bevindingen het gevolg van het ontbreken van in detail gedetermineerde monsters uit die tijd voor de Insecta. De hedendaagse Biesbosch gemeenschap kent daarentegen een groot aantal soorten, hoge dichtheden, en daardoor een hoge diversiteit. Frequent aangetroffen soorten zijn *Einfeldia carbonaria* (muggenlarf), *Valvata piscinalis* (vijverpluimdrager) en de *Corbicula* soorten (korfmosselen) (Tabel 11). Soorten die ook in hoge dichtheden worden aangetroffen zijn *Tubifex* wormen als *Vejdovkyella intermedia* en muggenlarven als de *Cladotanytarsus* soorten. Echter ook nu worden er nog voornamelijk soorten gevonden die ongevoelig zijn voor verontreinigingen. Dus nog steeds wordt de terugkeer van verontreiniginggevoelige soorten geblokkeerd (Bijlage 15).

Tabel 12
Karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de historische zoete getijde en recente macrozoobenthos gemeenschappen van de Biesbosch, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

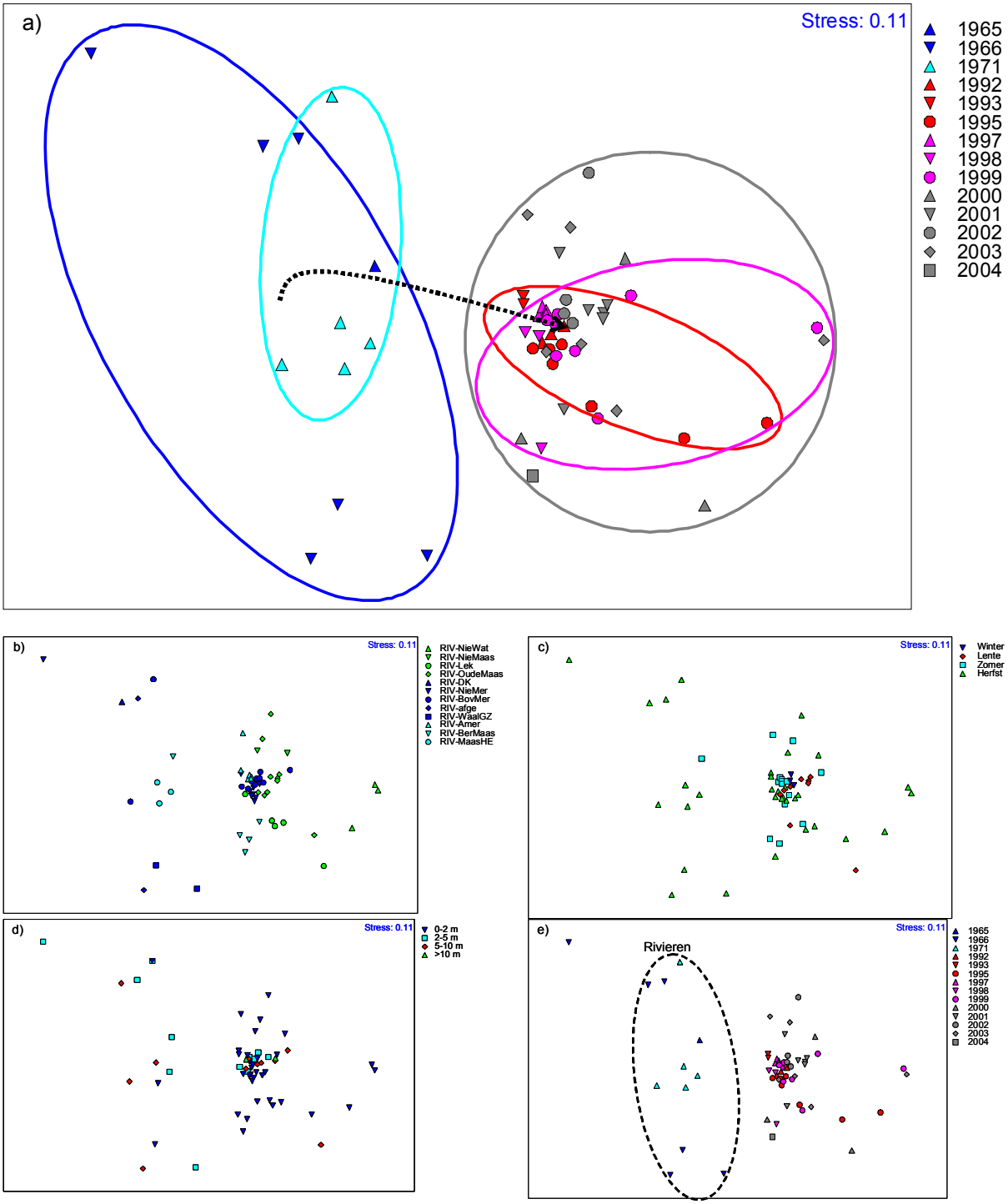
Macrobenthos descriptor	BB Zoet getijde
Aantal soorten (S)	2.39 ± 1.50
Totale dichtheid (n) in n/m^2	129.2 ± 212.4
Margalef soortenrijkdom (d)	0.30 ± 0.28
Pielou evenness (J')	0.50 ± 0.43
Shannon diversiteit (H')	0.54 ± 0.49

Macrobenthos descriptor	BB 2001/2002
Aantal soorten (S)	26.59 ± 10.71
Totale dichtheid (n) in n/m^2	5697.9 ± 5419.8
Margalef soortenrijkdom (d)	3.29 ± 1.72
Pielou evenness (J')	0.68 ± 0.14
Shannon diversiteit (H')	2.17 ± 0.52



In het Haringvliet en het Hollandsch Diep is steeds een dominantie in aantallen van de suspensionfeeders waargenomen. In de historische zoetwater getijde gemeenschap van de Biesbosch zijn die vrijwel afwezig. Opvallend is dat predatoren het meest algemeen zijn. Ook herbivoren, die meestal in aantallen achter blijven, worden in verhouding veel gevonden. Ook de hedendaagse Biesbosch gemeenschap laat slechts een klein aantal suspensionfeeders zien. De hedendaagse gemeenschap wordt gedomineerd door deposit- en surface deposit-feeders. Omnivoren zijn hier vrijwel afwezig.

De ontwikkelingen in de Rivieren:



Figuur 17
Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschappen in de Rivieren (RIV) gerelateerd aan; a) jaar/periode van monstername; gekleurde cirkels bevatten alle gemeenschappen van die periode (zie Tabel 13); b) opgesplitst naar deelgebied; c) opgesplitst naar de seizoenen; d) opgesplitst naar de strata. De globale richting waarin de gemeenschappen zich hebben ontwikkeld gedurende de onderzoeksperiode dan wel de geografische, seizoenale of diepte invloeden zijn weergegeven met een stippellijn. e) De gemeenschap die de gemeenschap van de jaren 60 het meest benadert en wijst in de richting van een referentiegemeenschap voor de Rivieren is weergegeven binnen de cirkel. (MDS waarin soorten voorkomende in meer dan 2 monsters zijn meegenomen).

Er dient rekening te worden gehouden met het feit dat de monsters behorende tot de Rivieren, afkomstig zijn uit een heterogeen milieu. De geografische spreiding van de monsters is groot. De ANOSIM resultaten laten dan ook zien dat naast de factor tijd (jaren, periodes) de gemeenschappen ook significant verschillen tussen de deelgebieden. De deelgebieden zijn mogelijk beter van elkaar te onderscheiden zijn dan de jaren en periodes. Desondanks is er ook een patroon in de tijd zichtbaar (Figuur 17a). Met name een aantal clusters van de jaren 60 en begin jaren 70 verschillen significant van clusters van de jaren 90 en later. Dit echter met een grote spreiding binnen de jaren en periodes. Gedurende de jaren 60 en begin jaren 70 was er wellicht meer merkbaar van het tij dan heden ten dagen. De noordelijk gelegen rivier takken kennen echter nog steeds getijde.

Anderzijds is met name in dit meest oostelijk gelegen 'bassin' de invloed van verontreinigingen en voedingsstoffen al in de jaren 60 merkbaar. Voor een referentiegemeenschap is het dus eigenlijk noodzakelijk om te kijken naar oudere monsters. Het is dan ook de vraag of een referentiegemeenschap in de MDS plots van Figuur 17, links van de jaren 60 monsters zal liggen. Het is ook mogelijk dat deze toch eerder ergens rechts van de huidige monsters ligt. Dit laatste is zeer waarschijnlijk en volgt dan het patroon dat zichtbaar is geworden voor de Biesbosch (Figuur 16).

Zoals reeds aangegeven zijn er ook grote verschillen tussen de gemeenschappen van de verschillende deelgebieden of riviertakken (Figuur 17b). Echter, voor geen enkele van de deelgebieden is er de beschikking over een uitgebreide dataset die meerdere jaren beslaat. Het lijkt er op dat de Noordelijk gelegen riviertakken, gerelateerd aan de Nieuwe waterweg (in groen), rechts van de Waal gerelateerde takken (donker blauw) en met name de Maas gerelateerde takken (licht blauw) terecht zijn gekomen. Dit zou kunnen duiden op een rol van verontreinigingen waar het bekend is dat Rijnwater momenteel schoner is dan Waswater. Effecten van seizoenen en/of strata op de waargenomen gemeenschap zijn onderschikt aan de variatie veroorzaakt door de tijd en de geografische ligging.

Tabel 13
Samenstelling van de gemiddelde Rivieren gemeenschap in de jaren 60 als bepaald met behulp van MDS (Figuur 17e), welke wellicht als referentie gemeenschap kan fungeren, en de gemiddelde recente Rivieren gemeenschap (2003/2004). Voor de historische en recente gemeenschappen zijn respectievelijk alleen soorten met aanwezigheid in meer dan 10% en 30% van de monsters weergegeven.

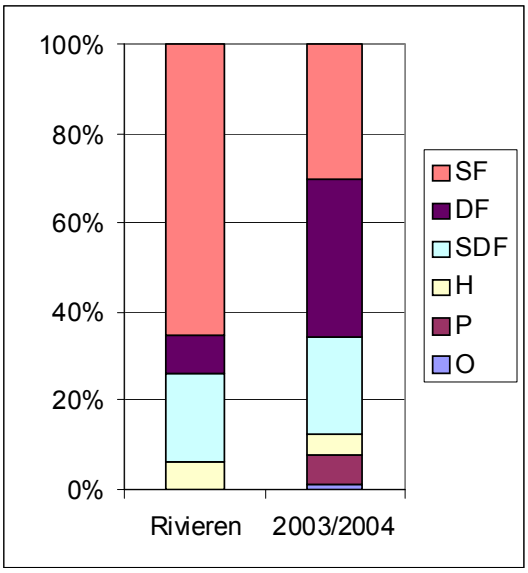
RIV Rivieren	Gemiddel-de dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)	RIV 2003/2004	Gemiddel-de dichtheid (n/m^2)	Frequentie van voorkomen (%)
Pisidium supinum	0.636538	0.442308	GEN-*Corbicula*	304.6	60.9
Sphaerium corneum	1.963462	0.25	GEN-*Cladotanytarsus*	230.3	60.9
Chironomus reductus	0.598077	0.192308	*Potamopyrgus antipodarum*	142.7	60.9
Pisidium casertanum	0.044231	0.173077	*Corophium multisetosum*	175.0	52.2
Spisula solida	0.044231	0.153846	*Valvata piscinalis*	91.6	52.2
Pisidium henslowanum	0.223077	0.115385	*Limnodrilus hoffmeisteri*	79.4	47.8
Valvata piscinalis	0.032692	0.115385	FAM-*Ceratopogonidae*	61.3	47.8
			Pisidium moitessierianum	130.2	43.5
			Gammarus tigrinus	12.4	43.5
			Dreissena polymorpha	9.37	43.5
			GEN-*Procladius*	64.2	39.1
			Pisidium casertanum	41.8	34.8
			Hypania invalida	16.8	34.8
			GEN-*Cryptochironomus*	12.6	34.8
			Pisidium henslowanum	64.4	30.4
			Limnodrilus claparedeianus	48.4	30.4
			Corophium curvispinum	26.0	30.4
			Polypedilum nubeculosum	17.0	30.4
			Dicrotendipes nervosus	3.35	30.4

Zoals aangegeven wordt de huidige gemeenschap met die van de jaren 60 vergeleken (Figuur 17e). De jaren 60 gemeenschap is echter zeer waarschijnlijk een verarmde referentie gemeenschap (Tabel 13 & 14). De soortenrijkdom en met name de dichtheden zijn erg laag. Zodoende is ook de diversiteit laag. De meest algemene soorten zijn weekdieren en muggenlarven: *Pisidium supinum* (een erwtenmosseltje), *Sphaerium corneum* (gewone hoornschaal), *Chironomus reductus* (muggenlarf). Dit zijn allen weer soorten die weinig problemen ondervinden bij de aanwezigheid van verontreinigingen (Bijlage 15). Een mogelijke uitzondering hierop is de aanwezigheid van *Spisula solida*, die ook nog eens kenmerkend is voor een zout milieu. Wellicht moet de ondergrens voor saliniteit waarbij deze soort voor komt veel lager gezocht worden dan de hier vermelde salinteit van 30. Maar het geeft wellicht wel aan dat er ten minste plaatselijk aanzienlijke zoutwater invloeden in de rivieren aanwezig zijn geweest. De hedendaagse gemeenschappen van de Rivieren zijn juist zeer soortenrijk en kennen hoge dichtheden (Tabel 14). De diversiteit is iets lager dan in de Biesbosch, het Hollandsch Diep en het Haringvliet, maar veel hoger dan voor de historische Rivieren gemeenschap. De historische Rivieren gemeenschap wordt volledig gedomineerd door suspensionfeeders aangevuld met surface depositfeeders en enkele depositfeeders en herbivoren. In vergelijking met de historische gemeenschap is het aantal suspensionfeeders in verhouding sterk afgenomen, en zijn de depositfeeders nu even talrijk als de suspensionfeeders. Het aandeel surface depositfeeders is weinig veranderd, en er zijn nu ook een aantal predatoren aanwezig. De verdeling over de trofische groepen sluit aardig aan bij het hedendaagse patroon voor de Biesbosch en het Hollandsch Diep. Soorten die gevoelig zijn voor verontreinigingen of eutrofiering zijn weer grotendeels afwezig (Bijlage 15). Alle gevonden soorten zijn specifiek voor zoetwatermilieus. Een vrij groot aantal tolereert echter tevens hogere zoutconcentraties. Dit zou er op kunnen duiden dat niet overal altijd pure zoetwatercondities worden aangetroffen in de Nederlandse rivieren. Voor de noordelijke riviertakken kan er uiteraard spraken zijn van zoutindringing landinwaarts. Maar wat de conductiviteit gegevens ook al aangaven (Bijlage 8), zijn de ionen concentraties in het aangevoerde rivierwater ook nog steeds licht verhoogd.

Tabel 14
Karakteristieken (gemiddelde ± standaard deviatie) van de historische en recente macrozoobenthos gemeenschappen van de Rivieren, inclusief percentuele verdeling van bodemdieren over de trofische groepen.

Macrobenthos descriptor	RIV Rivieren
Aantal soorten (S)	2.12 ± 1.69
Totale dichtheid (n) in n/m^2	6.96 ± 12.3
Margalef soortenrijkdom (d)	0.81 ± 1.62
Pielou evenness (J')	0.37 ± 0.42
Shannon diversiteit (H')	0.41 ± 0.52

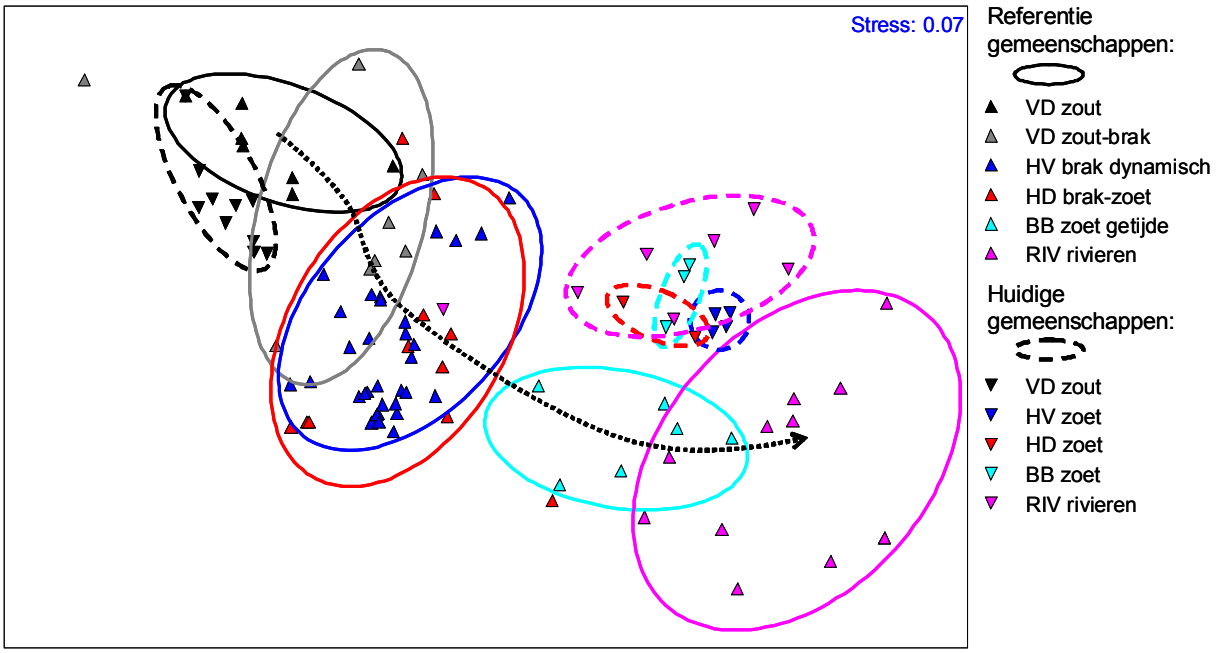
Macrobenthos descriptor	RIV 2003/2004
Aantal soorten (S)	17.5 ± 7.8
Totale dichtheid (n) in n/m^2	3137.8 ± 4510.4
Margalef soortenrijkdom (d)	2.37 ± 0.83
Pielou evenness (J')	0.57 ± 0.17
Shannon diversiteit (H')	1.57 ± 0.59



4. Discussie

Van natuurlijke gradiënt naar scherpe overgang:

Er wordt een gradiënt van de historische zoute Voordelta tot aan de historische Rivieren gemeenschappen zichtbaar, wanneer de historische en huidige gemeenschappen voor de verschillende bassins worden vergeleken in een MDS plot (Figuur 18; Bijlage 14). Deze gradiënt in bodemdieren samenstelling is gekoppeld aan een afnemende saliniteit. De twee omschreven historische Voordelta gemeenschappen blijken niet significant te verschillen. Dit wordt vooral veroorzaakt door een grote variatie in de samenstelling van de Zout-brakke historische Voordelta gemeenschap. De samengestelde gemeenschappen variëren klaarblijkelijk van een zoute gemeenschap tot gemeenschappen met lagere saliniteit die overeenkomen met omstandigheden die ook in het Haringvliet en het Hollandsch Diep worden gevonden. Zodoende verandert de bodemdieren samenstelling wanneer naar het oosten in de richting van het Haringvliet en het Hollandsch Diep wordt gegaan. Daar valt het echter op dat er nauwelijks verschil is tussen de gemeenschappen van de twee bassins. Bij de aanwezigheid van een geleidelijke gradiënt, valt te verwachten dat de Hollandsch Diep gemeenschappen tussen die van het Haringvliet en de Biesbosch terecht komen. Dat de saliniteit in het Hollandsch Diep niet overwegend lager is dan in het Haringvliet, heeft te maken met de zuidelijke connectie die tussen het Haringvliet en het Hollandsch Diep uit kwam. Deze connectie werd pas in 1969 gesloten door middel van de Volkerakdam. De connectie met het huidige Volkerak zorgde voor een even grote zout toevoer en dus een saliniteit in dezelfde range in het Haringvliet en het Hollandsch Diep. De historische gemeenschap van het Hollandsch Diep is dan ook eerder brak dynamisch te noemen dan brak-zoet. Vergelijkbaar met de historische gemeenschap van het Haringvliet. De historische gemeenschap van de Biesbosch ligt duidelijk afgescheiden van de historische gemeenschappen van de bassins ten westen van het gebied. Zoals eerder duidelijk werd, is het mogelijk dat er ook in de Biesbosch spraken is van enige zoutinvloed. Toch kan worden gesteld dat de Biesbosch overwegend een zoetwater

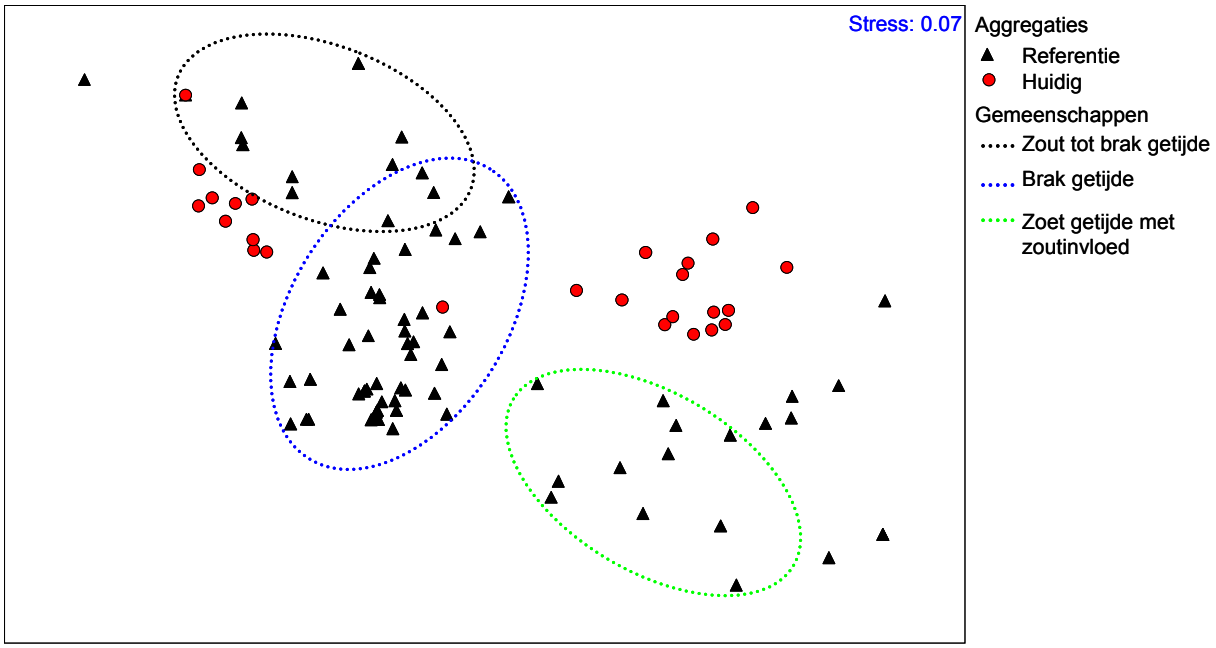


Figuur 18
MDS plot toont de relaties tussen de eerder omschreven historische en huidige gemeenschappen van de verschillende bassins, waarbij monsters naar jaar x seizoen x stratum zijn geclusterd, waarbij soorten die in minimaal 2 monsters voorkomen zijn meegenomen. De stippellijn toont de historische natuurlijke zout-zoet gradiënt. VD = Voordelta; HV = Haringvliet; HD = Hollandsch Diep; BB = Biesbosch; RIV = Rivieren.

getijdengebied is geweest. De historische gemeenschappen voor de rivieren lopen al aardig uit elkaar. Dat is in de eerste plaats een gevolg van verschillen in het karakter van de diverse rivierarmen. Maar het heeft ook te maken met het feit dat verontreinigingen al een grote rol spelen in dit gebied. De mate

van verontreiniging en waar effecten optreden, hangt samen met de mate waarin sedimentatie, van verontreinigd slib, plaats vindt. Een hoge dynamiek en een hogere saliniteit zal de effecten van verontreinigingen tevens verminderen (chemische binding en 'verversing'). Daardoor kan het westelijke deel van de Rijn-Maas-monding ook wellicht iets meer aan verontreinigingen verdragen. Verder zal het afnemen van de getijdendynamiek wellicht een verschillend effect hebben op de diverse rivierarmen. Op de plaatsen waar de dagelijkse getijdenbeweging volledig verdween is de impact wellicht groter dan daar waar er slechts spraken van een reductie van het tij is geweest. Ten tijde van de constructiewerkzaamheden werd de invloed van het tij op de rivieren wellicht al sterk gereduceerd. De werkelijke referentie gemeenschap voor de 'onverstoorde' rivieren moet wellicht in het verlengde van de gradiënt gecreëerd door de andere bassins worden gezocht. Dat betekent dus ergens in de rechter onderhoek van het MDS plot.

Vanuit de analyses kunnen grofweg 3 referentiegemeenschappen worden beschreven. (1) Een zoute tot brakke referentiegemeenschap van het getijdengebied; (2) Een brakke getijdengemeenschap; (3) zoete getijdengemeenschap met zoutinvloeden. Voor de laatste referentiegemeenschap moet echter worden aangetekend dat het om een uitgeklede gemeenschap staat. De referentiegemeenschap is behoorlijk verarmd door invloed van verontreinigingen en nutriënten. Verder worden hier nu 3 gemeenschappen gepresenteerd (Figuur 19 voor begrenzing), die in werkelijkheid uiteraard geleidelijk in elkaar over lopen zoals aangegeven bij Figuur 18. De historische gemeenschap voor het zout – brakke getijdengebied was in de jaren 60 te vinden in de Haringvliet Voordelta maar ook plaatselijk en/of tijdelijk in Haringvliet en Hollandsch Diep. Er is een groot aantal soorten aangetroffen, maar een derde deel van de soorten werd slechts in één van de aggregaties gezien. De gemeenschap is samengesteld uit zoutwater aggregaties en aggregaties met meer brakke invloeden, en wellicht meer zoutvariatie. De zoutwater delen met de minste variatie in saliniteit zullen het soortenrijkst zijn. Ondanks dat er aan de brakke getijdengemeenschap een groot aantal aggregaties aan de basis staan uit zowel Haringvliet, Hollandsch Diep als Voordelta, worden er toch veel minder soorten aangetroffen dan in de zout-brakke getijde gemeenschap. Dat is ook wat kan worden verwacht van een dynamisch milieu waar grote saliniteit variaties kunnen plaats vinden. De gemeenschap is samengesteld uit soorten vanuit de zoete kant van het brakke milieu en vanuit de zoute kant. Slechts een klein aantal soorten komt voor in hoge dichtheden. Veel soorten worden sporadisch aangetroffen of worden gevonden in zeer lage dichtheden.



Figuur 19
Zelfde MDS plot als in Figuur18. Weergegeven zijn de 3 duidelijk te onderscheiden referentiegemeenschappen; (1) de zout-brakke getijde gemeenschap die uit de studie rollen; (2) de brakke getijde gemeenschap; en (3) de zoete getijde gemeenschap met zoutinvloeden. De samenstelling is weergegeven in Bijlage 16.

De zoete referentie gemeenschap van het getijdengebied blijkt zeer soortenarm te zijn. Dat is vreemd voor een zoetwater gebied, waar veel meer soorten worden verwacht dan in brak water. De soortensamenstelling laat enerzijds zien dat er ook brakwater organismen aanwezig zijn met een behoorlijke zout tolerantie. Zoutinvloeden, maar vooral variatie in saliniteit, kan het aantal soorten

decimeren. Het is echter opvallend dat met name de muggenlarven volledig ontbreken. Een belangrijke reden is dat die in het verleden niet altijd tot op soortniveau zijn gedetermineerd. Er zijn echter ook sterke aanwijzingen dat verontreinigingen en nutriënten al een stempel drukken op de gemeenschappen. Een dergelijke soortenverdeling over een gradiënt van zout naar zoet zoals voor de historische gemeenschappen, werd recentelijk ook voor de Westerschelde en de Eems gevonden (Ysebaert et al., 1998). Daar werden slechts *Corophium volutator* en *Nereis diversiciolor* in combinatie met Oligochaeten gevonden. Ook daar worden de problemen met verontreinigingen en eutrofiëring met name zichtbaar aan de zoetwater kant. Echter in Westerschelde en Eems wordt de gemeenschap het resultaat van regelmatig optreden anoxische condities genoemd en worden de systemen gedomineerd door deposit feeders. De meer gelijke verdeling van individuen over de trofische groepen in de historische Biesbosch gemeenschap, duidt op een (geleidelijk) verarmde referentie situatie. Maar het geeft aan dat er nog geen spraken is van ernstige aantasting van het systeem waardoor de gemeenschappen omslaan naar een depositfeeders gedomineerd systeem. Wolff (1973) geeft aan dat de suspensionfeeders het zoetwater getijdensysteem van de Biesbosch domineren in de jaren 60 en dat een groot aantal taxa behorende tot de Insecta in het gebied kunnen worden gevonden. De Insecta is juist de groep die in de huidige studie is weggevallen uit de historische data, omdat er nauwelijks tot op soort of zelfs genus gedetermineerde gegevens aanwezig zijn voor die tijd. Wellicht dat hierdoor ook de groep der suspensionfeeders wordt onderschat. Soorten die op basis van recente gegevens worden genoemd als mogelijk te verwachte soorten bij een goede ecologische status van het zoetwater getijde gebied zijn weergegeven in Bijlage 17. Hiervoor zijn de studies van Backx et al. (2002) en Peeters et al. (2008) gebruikt. De gegevens van Backx et al. (2002) zijn gebaseerd op recente Biesbosch, Hollandsch Diep en Haringvliet data. Zodoende zijn de soorten wel karakteristiek voor een schoon milieu, maar niet noodzakelijkerwijs voor een getijde gebied. De gegevens van Peeters et al. (2008) zijn gebaseerd op historische en recente data voor zoetwater en zoetwater getijde gebieden die echter niet onverstoord genoemd kunnen worden en zijn samengesteld op basis van experts perceptie. Tevens zijn de soorten die in de jaren 50 en 60 in de Biesbosch zijn aangetroffen volgens Verhey et al. (1961) en Wolff (1973), weergegeven. Het blijkt dat een groot aantal van de door de recente studies genoemde soorten niet door de historische studies, inclusief deze rapportage, worden genoemd. Voor de Insecta hoeft dit niet te betekenen dat die ook niet aanwezig zijn geweest. Voor de overige soorten lijkt het er op dat die inderdaad in aanmerking kunnen komen maar dat dat niet betekend dat de toekomstige gemeenschap op een referentie gemeenschap gaat lijken. De soortenlijst als zoete getijde referentie uit deze studie (Bijlage 16) laat in vergelijking tot Bijlage 17, nog maar eens zien dat ook zout invloeden in de Biesbosch een rol hebben gespeeld. De meest algemene soort is *Gammarus zaddachi* en ook *Nereis diversicolor* komt in de lijst voor. Mogelijk dat hierdoor de gemeenschap op het eerste gezicht ook verarmd oogt. Wellicht dat de Biesbosch overwegend werd gevoed door zoet water, en nauwelijks toevoer van zout water kende. Echter een incidentele golf van zout/brak water toevoer, kan de bodem voor lange tijd een licht zout karakter geven. Hierdoor wordt de gemeenschap dan gekenmerkt door de aanwezigheid van brakwater soorten en soorten met een hoge zouttolerantie.

De vraag is dan hoe de hedendaagse gemeenschappen gezien moeten worden? De zoetwater gemeenschappen liggen allen duidelijk afgescheiden van de historische gemeenschappen (Figuur 18). Er worden niet overal significante verschillen met de huidige gemeenschappen gevonden, omdat het beschikbare aantal aggregaties voor het heden aan de lage kant is. Duidelijke verschillen tussen de hedendaagse gemeenschappen ten oosten van de Haringvlietsluizen en de historische referenties zijn het ontbreken van dagelijks tij, het ontbreken van zoutinvloeden en het ontbreken van zoutvariatie. Zoals reeds aangegeven voor de historische Biesbosch gemeenschappen, moeten de getijdeneffecten wellicht in een gradiënt van middenonder naar rechtsboven, met een afnemende getijdeninvloed, worden gezocht. Het is al duidelijk geworden dat de saliniteitgradiënt van linksboven naar rechtsonder loopt. Het is opvallend te zien dat dit voor het hedendaagse zoetwatercluster betekent dat de saliniteit mogelijk lager is in het Haringvliet dan in het Hollandsch Diep, de Biesbosch en een aantal rivieraggregaties. Dit wordt bevestigd door de saliniteit- en conductiviteit metingen (Bijlage 8), die laten zien dat de, weliswaar minimale, zoutinvloeden tegenwoordig juist vanuit het oosten komen en het grootst zijn in de rivieren.

De hedendaagse gemeenschappen in de Voordelta komen aardig in de buurt van de historische gemeenschappen. Er worden echter significante verschillen gevonden. Wellicht is een groot verschil dat het milieu in de Voordelta tegenwoordig minder dynamiek kent. Dit komt tot uiting in het patroon waarin de gemeenschappen van het gebied beter clusteren (dichter bij elkaar liggen).

Wat kan in de toekomst verwacht worden na instelling van het 'Kier'-regime?:

Figuur 18 geeft aan dat er in het verleden (grofweg begin jaren 60 en daar voor) spraken is geweest van een gradiënt aan gemeenschappen die ruimtelijk, grotendeels horizontaal maar deels ook verticaal, gescheiden aanwezig is geweest. Dit betekent een grote diversiteit voor de Rijn-Maas-monding, van de Haringvliet Voordelta tot op de Rivieren, als geheel. Geconstateerd is dat qua diversiteitindicatoren (Shannon diversiteit, Pielou evenness, Margalef richness) de huidige gemeenschappen er niet zo slecht van af komen. De plaatselijke diversiteit pakt over het algemeen veel hoger uit, dan wat er in het verleden in de referentie situatie kon worden gevonden. In plaats van die brede gradiënt aan gemeenschappen met volop variatie daar om heen, zijn er nu in feiten slechts variaties op twee gemeenschappen aanwezig. (1) Een zoutwater gemeenschap met brakwater invloeden in een redelijk dynamische omgeving, ten westen van de Haringvlietsluizen. (2) Een zoetwater gemeenschap van een stabiele omgeving, met hooguit wat meer variatie de rivieren op, ten oosten van de Haringvlietsluizen. De huidige variatie in het gehele Rijn-Maas-monding gebied van ver op de rivieren tot aan de Haringvlietdam is vergelijkbaar met de variatie die in het verleden alleen in de Biesbosch werd gevonden. In het verleden was er door de hoge dynamiek en wisselingen in de condities spraken van een veelheid aan niches. Gestratificeerd (horizontaal, verticaal en wellicht zelfs in de tijd) waren die aanwezig. Daardoor kwamen specifieke soorten plaatselijk of zelfs tijdelijk tot bloei. De huidige situatie wordt gekenmerkt door zeer stabiele omstandigheden met weinig variatie. Hierdoor wordt een zelfde set aan (dominante) soorten verspreid over het gehele zoetwater gebied aangetroffen. Daar de omstandigheden weinig extreem zijn, worden er juist soorten aangetroffen met een grote verspreiding die in grote delen van de wereld succesvol zijn (globalisering). Daartoe behoort juist een groot aantal exoten.

Het is wellicht niet mogelijk om vanuit de huidige situatie terug te keren naar exact de zelfde gradiënt aan gemeenschappen als in het verleden. Ook niet wanneer de abiotische omstandigheden worden hersteld. Er is momenteel een compleet andere set aan soorten aanwezig. Een aantal soorten uit het verleden wordt niet meer in de directe omgeving aangetroffen. Het is dus de vraag of die hun passende biotoop weer zouden kunnen koloniseren. Enerzijds kan dit worden belemmerd door fysieke barrières en afwezigheid van (her)kolonisatie bronnen. Anderzijds zullen die terugkerende soorten in competitie moeten gaan met de reeds aanwezige en gevestigde soorten. Daarbij is het de vraag of de huidige soorten allen weer zullen verdwijnen bij veranderende omstandigheden. Wel valt te verwachten dat de structuur van de toekomstige gemeenschappen enigszins te voorspellen zal zijn. Zo valt er wel iets te zeggen over ontwikkelingen in dichtheden/biomassa, diversiteit en wellicht de verdeling van de organismen over de trofische groepen.

Bij volledig herstel van de oude (abiotische) situatie van begin jaren 60 valt te verwachten dat de soortenrijkdom in de Haringvliet Voordelta weinig zal veranderen. Wellicht wordt het oostelijke deel soorten armer. En daar waar de variatie van de gemeenschappen over het onderzochte gebied momenteel klein is, zal meer variatie komen. Maar de toename in de dynamiek en grotere variatie in saliniteit in ruimte en tijd zal voor de combinatie oostelijke en westelijke Haringvliet Voordelta gecombineerd een vergelijkbaar aantal soorten opleveren als nu. Een aantal echte zoutwater soorten zal wellicht verder opschuiven richting het westen. Dit terwijl brakwater soorten van het dynamische milieu meer ruimte krijgen. Voor de dichtheden valt een karakteristiek patroon bij wijzigende omstandigheden te verwachten. Een dergelijk patroon is ook zichtbaar in de loop van de jaren 60, zoals valt te zien in de Figuren 3a en 12a. In eerste instantie zullen de dichtheden toenemen omdat een klein aantal organismen profiteert van de nieuwe omstandigheden en tijdelijk extreem succesvol wordt. Geleidelijk zullen nieuwe soorten opkomen waardoor de periode van dominantie door een klein aantal soorten wordt afgesloten en de dichtheden zullen afnemen. Bij een nieuw evenwicht van de abiotische omstandigheden en een stabiele set aan soorten die een gemeenschap vormen, kunnen de dichtheden van die soorten weer geleidelijk toenemen. Hierbij zullen factoren als voedselaanbod, substraat aanbod, en zuurstof condities de uiteindelijk te bereiken dichtheden bepalen. De genoemde condities zullen in de nieuwe situatie waarschijnlijk niet wezenlijk anders zijn dan nu. In het Haringvliet zullen de veranderingen, qua saliniteit omstandigheden en variatie, het grootst zijn. Dat zal in eerste instantie een grote mortaliteit te weeg brengen. Die sterfte kan mogelijk zelfs een effect op het lokale milieu kan hebben, waarbij tijdelijk zuurstofloze condities kunnen ontstaan. Ook kan de troebelheid van het water en de voedselbeschikbaarheid tijdelijk flink toenemen. Ook hier zal een klein aantal soorten direct van de veranderingen profiteren en tot hoge dichtheden uitgroeien. Veelal moeten die 'ruderale' soorten of opportunisten worden gezocht onder de depositfeeders. Depositfeeders worden

vervolgens eventueel gevolgd door een aantal predatoren. Met name wormen zullen in zo'n situatie tijdelijk succesvol kunnen zijn. Wanneer een nieuwe gemeenschap de 'ruderale' soorten aflost en er een stabiele gemeenschap is ontstaan, zal lokaal de soortenrijkdom (dus eigenlijk de soortendichtheid) zeker zijn afgenomen ten opzichte van de huidige situatie. Maar voor het Haringvliet als geheel zal het aantal soorten wellicht zijn toegenomen. Dit geldt uiteraard ook voor de diversiteit. Mogelijk dat ook de dichtheden nog iets kunnen toenemen wanneer de sedimentatiezone weer meer naar het oosten verschuift. In feiten geldt dit verhaal ook voor het Hollandsch Diep. Mogelijk dat in het Hollandsch Diep de sterfte gevolgd door dominantie door 'ruderale' soorten minder extreem zal verlopen. Doordat de sedimentatie in het Hollandsch Diep flink kan gaan afnemen zouden de dichtheden hier wel aardig kunnen gaan toenemen. In het Haringvliet en het Hollandsch Diep zouden uiteindelijk suspensionfeeders en surface depositfeeders samen met enkele omnivoren kunnen profiteren. De aantallen depositfeeders en predatoren zullen verhoudingsgewijs juist minder belangrijk worden. Met name het Hollandsch Diep wordt nu zeer opvallend volledig door exoten gedomineerd. Wellicht dat die situatie bij meer dynamiek kan veranderen.

Voor de Biesbosch ligt de situatie iets anders. Dit door de aard van dit gebied, waar naast grote waterlichamen en rivier- cq kanaalachtige wateren er ook een wirwar aan ondiepe watertjes en kreekjes beschikbaar is. In het verleden hebben in het zoete getijde gebied herbivoren en predatoren goed gedijd. De gemeenschappen van de jaren 60 waren echter reeds beïnvloed door verontreinigingen en eutrofiering en door incidentele zout toevoer. Een groter aandeel aan herbivoren is wellicht specifiek kenmerkend voor het systeem met vele ondiepe watertjes en kreekjes en de bijbehorende vegetatie en algen gemeenschappen. Echter bij de huidige waterkwaliteit zouden ook meer suspensionfeeders verwachten kunnen worden, dan dat er in het verleden zijn waargenomen. Wederom zal de locale diversiteit afnemen. Bassin breed zal het tegendeel wellicht het geval zijn. Dit doordat de diversiteit aan niches nog groter kan worden. De aanwezigheid of afwezigheid van zout invloeden en getijde amplitude verschillen tussen de kreekjes kunnen hier voor zorgen. Grootschalige mortaliteit wordt hier niet verwacht. De overgang verloopt wellicht veel geleidelijker. Wel valt te verwachten dat de dichtheden zullen afnemen, wanneer de sedimentatie zone de Biesbosch in schuift. Op de rivieren is de enige factor die een rol kan gaan spelen, een dagelijkse getijde beweging waarvan de invloed landinwaarts uiteraard af neemt. Dit zal alleen significant iets opleveren wanneer daardoor gebieden langs de rivieren frequenter nat en droog gaan vallen. Die ruimte is in Nederland over het algemeen schaars. Voor de rivieren worden weinig veranderingen in de gemeenschappen verwacht. Zeker voor zacht substraat gemeenschappen. Wellicht kan de diversiteit voor de Rivieren in het algemeen nog iets toenemen, en kan het aantal suspensionfeeders verhoudingsgewijs toenemen ten kosten van de depositfeeders. Dit staat echter toch meer in verband met de waterkwaliteit en de troebelheid van het rivierwater.

Er zijn momenteel alleen nog geen concrete plannen voor een volledig herstellen van de historische vrije zoet-zout gradiënt. Ten eerste was er in het verleden spraken van een verbinding met het Volkerak. Hierdoor reikte de zout invloed verder landinwaarts. Ook werd hierdoor de overeenkomst tussen de gemeenschappen van het Haringvliet en het Hollandsch Diep bewerkstelligd. Wellicht heeft de verbinding met het Volkerak ook grote gevolgen gehad voor het erosie-sedimentatie patroon en de getijde bewegingen in de Rijn-Maas-monding. Dus wanneer deze verbinding niet wordt hersteld zal het Hollandsch Diep inderdaad eerder een brak-zoete gemeenschap gaan bevatten en is het de vraag of er spraken zal zijn van zilt invloeden die tot in de Biesbosch reiken.

Voorlopig zijn er alleen plannen voor een gereguleerde situatie volgens het Kier-regime. Daarbij reikt het zoute water niet verder dan pak weg 11.5 km landinwaarts vanaf de Haringvliet sluizen. Dit betekend ten eerste dat de zout-zoet gradiënt in een veel kleiner gebied wordt geperst dan waarover het op natuurlijke wijze zou uitspreiden. Dit wordt bereikt door voldoende te spuien, en door bij lage rivierafvoeren het westelijke deel van het Haringvliet zoet te spoelen. Er wordt zoet gespoeld om te voorkomen dat het zoute water via de diepe delen toch verder landinwaarts kruipt. Dit zou zonder zoetspoelen ook kunnen gebeuren wanneer de sluizen bij vloed worden dichtgehouden. Het is niet zo dat de volledige gradiënt tot 11.5 km in het Haringvliet wordt teruggebracht. Dit gebied is natuurlijk groter omdat een gedeelte of de gehele Haringvliet Voordelta bij de gradiënt zal horen. Wel betekent die situatie extremere overgangen en wisselingen en minder ruimte voor verschillende condities en dus niches. Dit betekent dat de hierboven beschreven effecten met uiteindelijke achteruitgang van de locale diversiteit in het westelijke, centraal-westelijke en centrale deel van het Haringvliet zal optreden. De algehele diversiteit en soortenrijkdom verhoging van het Haringvliet zal dit wel opleveren, en ook het oostelijke deel van het Haringvliet zal ten opzichte van het Hollandsch Diep wel interessant worden. Dit doordat er echt wel een spoortje van de zout invloed zijn reflectie op de gemeenschappen van het oostelijke deel van het Haringvliet zal hebben. De dichtheden in het Hollandsch Diep zullen

echter niet toenemen. Dit omdat de sedimentatiezone in dit gedeelte van de Rijn-Maas-monding gehandhaafd blijft. En uiteraard zullen er weinig veranderingen optreden verder oostwaarts (Biesbosch en Rivieren). Maar de mogelijk interessante veranderingen in het Haringvliet kunnen ook achterwege blijven wanneer het zoetspoelen een feit wordt (Jacobs et al., 2003). Volgens berekeningen zal een dergelijke lage rivier afvoer die dit noodzakelijk maakt regelmatig optreden. Daarbij wordt voor langere perioden het systeem zoet gespoeld. Dit zal wellicht 2 a 3 maal per jaar voorkomen, waarbij een zoet spoel situatie van meer dan 100 dagen tot de mogelijkheden behoort (Van Leeuwen et al., 2004). Voor de aanwezige gemeenschappen zal dit mogelijk niet meteen grote mortaliteit betekenen omdat zout invloeden vanuit de bodem wel aanwezig zullen blijven. Een groot aantal organismen kunnen een behoorlijke variatie doorstaan (uiteraard afhankelijk van de frequentie en de duur). Echter de gemeenschappen zullen niet het stadium van de stabiele gemeenschappen met redelijke soortenrijkdom en diversiteit bereiken. Mogelijk dat een klein aantal ‘ruderale’ soorten het systeem zal blijven domineren. Dan zullen er alleen maar fluctuaties in de dichtheden te zien zijn afhankelijk van toevallige langere of kortere perioden dat lage rivier toevoeren elkaar afwisselen.

Referentie gemeenschappen

(1) Zout – brakke getijdengemeenschap

Een gemeenschap samengesteld uit een combinatie van zowel brakwater als zoutwater soorten van het dynamische milieu. Dit is een soortenrijke gemeenschap waarvan slechts een klein aantal soorten in hogere dichtheden van gemiddeld meer dan tien exemplaren per vierkante meter aangetroffen wordt. De meest abundante soorten zijn *Magelona papillicornis*, *Spiophanes bombyx*, *Nephtys cirrosa* en *Scoloplos armiger*. Soorten in lagere dichtheden die echter wel frequent kunnen worden aangetroffen zijn *Crangon crangon*, *Capitella capitata*, *Gastrosaccus spinifer*, *Bathyporeia elegans*, *Spio martinensis*, *Nephtys hombergii*, *Bathyporeia pilosa* en vertegenwoordigers van de Nemertea. Dit zijn allen soorten die hoofdzakelijk in het zoute milieu worden aangetroffen. Soorten die lokaal hogere dichtheden kunnen halen zijn veelal kenmerkend voor een lagere saliniteit, of frequente saliniteit wisselingen. Dit zijn soorten als *Gammarus locusta*, *Scolelepis bonnieri* en *Mesopodopsis slabberi*. Overige soorten die tot deze referentie gemeenschap behoren zijn *Neomysis integer*, *Echinocardium cordatum*, *Macoma balthica*, *Lanice conchilega*, *Pectinaria koreni*, *Bathyporeia guilliamsoniana*, *Schistomysis kervillei*, *Anaitides groenlandica*, *Chaetozone setosa*, *Atylus swammerdami*, *Nephtys longosetosa*, *Tellina pygmaea*, *Tellina tenuis*, *Angulus tenuis*, *Spio filicornis*, *Heteromastus filiformis*, *Megaluropus agilis*, *Nephtys caeca*, *Scolelepis squamata*, *Spisula elliptica*, *Urothoe poseidonis*, *Atylus falcatus*, *Owenia fusiformis* en vertegenwoordigers van *Eteone*. Het overgrote deel van deze soorten wordt overigens wel in dichtheden aangetroffen met meer dan één individu per vierkante meter. Zie Bijlage 16 voor de gemiddelde dichtheden en de frequentie van voorkomen per soort in de historische bodemdier monsters.

(2) Brakke getijdengemeenschap

De brakke getijdengemeenschap is minder soortenrijk dan de zout - brakke getijdengemeenschap gezien de hoge dynamiek en variatie in salinteit. De gemeenschap bevat soorten die kenmerkend zijn voor de meer zoete kant van het brakwater milieu, en soorten die representatiever zijn voor de zoute kant van het brakwater milieu. Een klein aantal soorten wordt in hoge dichtheden aangetroffen van meer dan 10 individuen per vierkante meter. Dit zijn *Boccardiella ligerica*, *Nereis diversicolor*, *Polydora ligni*, *Crangon crangon* en *Streblospio shrubsolii*, waarbij de twee eerstgenoemde soorten gemiddeld met meer dan 100 individuen per vierkanta meter worden aangetroffen. Samen met *Neomysis integer* en *Macoma balthica* zijn dit ook de soorten die het meest frequent worden aangetroffen. *Nereis diversicolor* was daarbij in vrijwel ieder historisch monster van deze gemeenschap aanwezig. De gemeenschap wordt verder gecomplementeerd met soorten die die in lagere dichtheden worden aangetroffen: *Spiophanes bombyx*, *Heteromastus filiformis*, *Cyathura carinata*, *Pygospio elegans*, *Capitella capitata*, *Mya arenaria*, *Gastrosaccus spinifer*, *Mytilus edulis*, *Gammarus zaddachi*, *Nereis succinea*, *Streblospio dekhuyzeni*, *Hydrobia ulvae*, *Asterias rubens* en *Echinocardium cordatum*, en de zeer sporadisch aangetroffen *Bathyporeia pilosa*, *Spio martinensis*, *Eurydice pulchra*, *Mysella bidentata* en een enkele vertegenwoordiger van de *Eteona* en *Cerastoderma* soorten. Voor de achtergrondinformatie; zie Bijlage 16.

(3) Zoete getijdengemeenschap met zoutinvloed

Er wordt verwacht dat wanneer de zoutinvloed en fluctuaties in saliniteit beperkt zijn, de zoete getijdengemeenschap soortenrijk is, waarbij een groot aantal soorten ook in hogere dichtheden kan worden aangetroffen. Zeer algemeen in het systeem zijn *Gammarus zaddachi*, en de *Pisidium* en *Sphaerium* soorten (*P. supinum*, *P. amnicum*, *P. henslowanum*, *P. moitessierianum*, *P. subtruncatum*, *P. casertanum*, *P. nitidum*, *S. solidum*, *S. rivicola* en *S. corneum*). Soorten die in lagere dichtheden kunnen worden gevonden zijn; *Valvata piscinalis*, *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Nereis diversicolor* en *Unio tumidus*. Wanneer we spreken over de referentiegemeenschap zonder effecten van nutriënten en verontreinigingen, zullen ook soorten als *Agriolimax reticulatus*, *Haemopsis sanguisuga*, *Hydrobia sp*, *Lymnaea sp*, *Orchestia cavimanna*, *Perforatella rubiginosa*, *Planorbis sp*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Pseudamnicola sp*, *Telmatogeton sp*, *Thalassomya sp*, *Trocheta bykowskii*, *Tubifex ignotus* en *Tubifex newaensis*, aanwezig zijn. Voor een aantal van de laatst genoemde soorten kan ook de zoutinvloed een rol spelen, en zijn wellicht indicatoren van het zoete getijdengebied zonder zoutinvloeden. Achtergrondinformatie is te vinden in Bijlagen 16 en 17.

Conclusies

De aanleg van de Haringvlietdam en de Volkerakdam, het sluiten van de zeegaten en het instellen van een sluizenregime voor de Haringvlietsluizen in de jaren 60, heeft grote veranderingen teweeg gebracht in de aard van de Rijn-Maas-monding. Dit heeft ook gezorgd voor grote veranderingen in de bodemdier gemeenschappen van het zachte substraat. Het gebied is in korte tijd van een dynamische zout – zoet gradiënt met veel dynamiek en getijdenwerking, veranderd in een reeks van statische zoetwaterbassins met daarvoor gelegen een scherp afgescheiden brak - zoute voordelta. Deze ontwikkelingen werden in de jaren 70 gevolgd door een verslechterende water- en sedimentkwaliteit met betrekking tot verontreinigingen en nutriënten. Eutrofe en door verontreinigingen verslechterde condities waren gedurende de jaren 60 al waarneembaar in de Rivieren en de Biesbosch. Ten tijde van en na de grote constructiewerken in de Rijn-Maas-monding verschoof het sedimentatiefront richting het westen naar het Hollandsch Diep en het Haringvliet. Gedurende de jaren 80 verbeterde geleidelijk de waterkwaliteit van het door de rivieren aangevoerde water. Daardoor vindt er tot op de dag van vandaag nog verbetering in de kwaliteit van het onderwatermilieu plaats.

Dit alles heeft tot gevolg gehad dat in de jaren 60 – begin 70, twee maal een specifiek patroon voor ingrijpende verstoringen geconstateerd wordt in de bodemdiergemeenschappen. Dit patroon bestaat uit een initiële flinke toename van de dichtheden ten gevolgen van de opkomst van een klein aantal soorten. De dichtheden van die soorten nemen toe als reactie op ingrijpende ‘permanente’ veranderingen in het milieu. De opkomende soorten worden opportunisten of r-strategen genoemd, en bestaan voornamelijk uit depositfeeders. De depositfeeders worden gevolgd door een aantal predatoren. De soortenrijkdom en diversiteit in die situatie is dan ook laag. Wanneer het onderwatermilieu stabiliseert en de nieuwe condities gehandhaafd blijven, verschijnt een nieuwe gemeenschap die het systeem overneemt. Dit laat zich zien in een afname van de dichtheden, maar een toename van de soortenrijkdom en de diversiteit. Dit patroon wordt zichtbaar na de eerste obstructies van de vrije zout – zoet gradiënt door de werkzaamheden, en na het instellen van het sluizenregime in 1970. Hierbij zijn de veranderingen in het Haringvliet en het Hollandsch Diep veelal drastischer dan in de Biesbosch, de rivieren en de Voordelta. Door verontreinigingen en eutrofiëring is de soortenrijkdom en diversiteit tijdens de jaren 70 laag. Met de waterkwaliteit verbeteringen gedurende de jaren 80 nemen de dichtheden, het aantal soorten en de diversiteit geleidelijk toe. De laatste jaren nemen de dichtheden weer iets af, terwijl de soortenrijkdom en diversiteit stijgt, wat op een verdere verbetering van het onderwatermilieu duidt.

De historische gemeenschappen laten een natuurlijke gradiënt zien van zoutwater gemeenschappen via zout-brakke gemeenschappen en brakke gemeenschappen naar zoete gemeenschappen met zeer lichte zout invloeden. De gradiënt loopt van een gemeenschap in de Voordelta, naar een gemeenschap rond de toekomstige Haringvlietdam, naar een gemeenschap in Haringvliet en Hollandsch Diep overgaand naar gemeenschappen voor de Biesbosch en de rivieren. De gemeenschappen van het Haringvliet en het Hollandsch Diep lijken dus sterk op elkaar. Allen zijn gemeenschappen van een dynamisch milieu met getijdeslag. Tot aan de Biesbosch zijn het gemeenschappen die te maken hebben met zout gehalte fluctuaties. De in de huidige studie beschreven historische gemeenschappen uit het begin van de jaren 60 voor de gradiënt van Voordelta tot en met Hollandsch Diep, benaderen de referentie gemeenschappen voor een dergelijk dynamisch milieu. Afgaande op de soortenrijkdom en de dichtheden gaat het echter wel om verarmde uitvoeringen van referentiegemeenschappen, wellicht ten gevolgen van eerdere verstoringen. De aanwezigheid van verontreiniging en eutrofiering gevoelige soorten laat zien dat in het begin van de jaren 60 de invloed van verontreinigingen en nutriënten in het dynamische en brakke en zoute deel van de Rijn-Maas-monding nog klein is. Het ontbreken van verontreiniging gevoelige soorten en de dominantie van verontreiniging tolerante soorten in de Biesbosch en de rivieren, toont aan dat in het begin van de jaren 60 er al geen spraken meer is van referentie gemeenschappen voor het zoete getijde milieu.

De hedendaagse gemeenschappen in het onderzoeksgebied verschillen, zoals te verwachten valt, sterk van de historische gemeenschappen. Er zijn grofweg twee gemeenschappen te onderscheiden. Eén van het zoute vrij dynamische milieu met zoetwater invloeden in de Voordelta. En één van het stagnante zoetwater milieu, ten oosten van de Haringvlietsluizen. De gemeenschappen de meer dynamische rivieren op, wijken iets af van de laatst genoemde gemeenschap en zijn varianten hier op. De hedendaagse gemeenschappen zijn soortenrijk en divers, maar voor het gehele zoete gedeelte vergelijkbaar. De soortenrijkdom en soortendiversiteit van het gehele Rijn-Maas-monding kan dus in

potentie veel hoger zijn, bij de aanwezigheid van een vrije zout – zoet gradiënt. Dit zal tevens zorgen voor een hogere diversiteit aan niches in met name de Biesbosch door variatie in getijde blootstelling.

Of een terugkeer naar referentiegemeenschappen realiteit zal worden is uiteraard afhankelijk van de te nemen maatregelen. Een sluisregime volgens het 'Kier' besluit levert een andere situatie op als in het verleden. Na verloop van tijd kan het nieuwe regime een winst aan soortenrijkdom voor de Rijn-Maas-monding in zijn geheel opleveren. Dit echter wanneer het zoetspoelen achterwegen wordt gelaten. Met de zoetspoel maatregel wordt de bodemdieren 'successie' periodiek terug gezet en blijven de gemeenschappen in het Haringvliet hangen in de soortenarme situatie met fluctuerende dichtheden van net na een ingrijpende verstoring. Wanneer de zout - zoet gradiënt volledig zal worden hersteld, zal de zoutinreiking minder ver zijn dan in het verleden door het ontbreken van de connectie met het Volkerak en de aanwezigheid van de Haringvlietdam. Een gradiënt aan gemeenschappen zal wel worden bereikt, maar die zal er toch altijd anders uit zien dan in het verleden. Dit door de huidige aanwezigheid van een groot aantal exoten in het systeem, die zeer waarschijnlijk niet allemaal weer zullen verdwijnen na herstel van de gradiënt. Tevens ontbreken er een aantal soorten die in het verleden aanwezig waren. Het is de vraag of die fysiek en concurrentietechnisch terug kunnen keren. Daar waar de terugkeer van een zout - zoet gradiënt en hogere dynamiek de soortenrijkdom voor het Voordelta – Hollandsch Diep traject kan verbeteren, is voor de Biesbosch met name de terugkeer van getijde van belang. Winst voor de Rivieren moet toch vooral in waterkwaliteit verbetering worden gezocht. Daarvan zouden met name de suspensionfeeders kunnen profiteren.

Literatuur

Ager, O.E.D., 2005. *Spiophanes bombyx*. A bristleworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Spiophanesbombyx.htm*>

Ager, O.E.D., 2008. *Lanice conchilega*. Sand mason. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Laniceconchilega.htm*>

Backx, J.J.G.M., van den Berg, G., Geilen, N., de Hoog, A., Houwing, E.J., Ohm, M., van Oirschot, M., van Wijngaarden, M. (2002). Heavily modified waters in Europe. Case study on the Haringvliet estuary. RIZA-report.

Barnes, R.S.K., 1994. The brackish-water fauna of northwestern Europe. Cambridge: Cambridge University Press.

Berezina, N.A., Tsiplenkina, I.G., Pankova, E.S., Gubelit, J.I., 2007. Dynamics of invertebrate communities on the stony littoral of the Neva Estuary (Baltic Sea) under macroalgal blooms and bioinvasions. *Transitional Waters Bulletin* 1, 65-76.

Bij de Vaate, A., Breukel, R., Van der Velde, G., 2006. Long-term developments in ecological rehabilitation of the main distributaries in the Rhine delta: fish and macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 565, 229-242.

Boon, J.P., Zantvoort, M.B., Govaert, M.J.M.A. & Duinker, J.C ., 1985. Organochlorines in benthic polychaetes (*Nephtys spp*.) and sediments from the southern North Sea. Identification of individual PCB components. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19, 93-109.

Borja, A, Franco, J, Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114.

Boudewijn, T.J., van Dam, E.M., de Ridder, R.P. (2004). Sliedrechtse Biesbosch op de schop! *De Levende Natuur* 105, 87-92.

Brinkhurst, R.O., 1971. A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication* No. 2, 55 pp.

Bryan, G.W. & Gibbs, P.E., 1983. Heavy metals from the Fal estuary, Cornwall: a study of long-term contamination by mining waste and its effects on estuarine organisms. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [Occasional Publication, no. 2.]

Budd, G.C., 2005. *Nephtys cirrosa*. White catworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 06/08/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Nephtyscirrosa.htm*>

Budd, G.C., 2007. *Abra alba*. A bivalve mollusc. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Abraalba.htm*>

Budd, G.C., 2008a. *Hediste diversicolor*. Ragworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Hedistediversicolor.htm*>

Budd, G.C., 2008b. *Neomysis integer*. An opossum shrimp. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Neomysisinteger.htm*>

Budd, G.C. & Hughes, J.R., 2005. *Nephtys hombergii*. A catworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Nephtyshombergii.htm*>

Budd, G.C.& Rayment, W.J., 2001. *Macoma balthica*. Baltic tellin. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Macomabalthica.htm*>

Burgers, M., Louwman-Soeters, L., De Meijer, E., Storm, K., Tiebosch, T., 2004. Haringvlietsluizen op een Kier. De Kier: doordacht doen! Eindrapportage planstudie. Stuurgroep Realisatie de Kier. Notanummer AP/2004.06.

Clark, R.B. & Haderlie, E.C., 1960. The distribution of *Nephtys cirrosa* and *Nephtys hombergii* of the south western coasts of England and Wales. *Journal of Animal Ecology* 29, 117-147.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001. Primer v5: User Manual/Tutorial. Primer-E, Plymouth, 91 pp.

De Kluijver, M.J. & Ingalsuo, S.S., 2008. Crustacea. Macrobenthos of the North Sea. Available from: <*http://nlbif.eti.uva.nl/bis/crustacea.php*>

Diaz, R.J. & Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33, 245-303.

Eagle, R.A., 1975. Natural fluctuations in a soft bottom benthic community. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 55, 865-878.

Fish, J.D. & Fish, S., 1996. A student's guide to the seashore. Second edition. Cambridge: Cambridge University Press.

Gergs, R., Hanselmann, A.J., Eisele, I., Rothhaupt, K.-O., 2008. Autecology of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, Southwestern Germany. *Limnologica* 38, 139-146.

Gittenberger, E, Janssen, A.W., Kuijper, W.J., Kuijper, J.G.J., Meijer, T., van der Velde, G., de Vries, J.N., 1998. De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. - Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden. 288 pp.

Glasby, C.J. & Timm, T., 2000. Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 107-115.

Grassle, J.F. & Grassle, J.P., 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research* 32, 253-284.

Guerlet, E., Ledy, K., Giambérini, L., 2008. Is the freshwater gammarid, *Dikerogammarus villosus*, a suitable sentinel species for the implementation of histochemical biomarkers? *Chemosphere* 72, 697-702.

Hamburger, K., Dall, P.C., Lindegaard, C., Nilson, I.B., 2000. Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment. Field and laboratory studies on the bottom fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 432, 173-188.

Hayward, P.J., 1994. Animals of sandy shores. Slough, England: The Richmond Publishing Co. Ltd. [Naturalists' Handbook 21.]

Hill, J.M., 2006. *Ensis spp*.. Razor shell. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Ensisspp..htm*>

Hill, J.M., 2008. *Echinocardium cordatum*. Sea potato. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Spiophanesbombyx.htm*>

Jacobs, P., Steenkamp, B.P.C., de Goederen, S., 2003. Van zoet naar zout in 5 dagen? Analyse zoutmetingen inlaatproef Haringvliet in maart 1997. RIZA WST, Dordrecht, RIZA rapport 2003.001.

Josens, G., Bij de Vaate, A., Usseglio-Polatera, P., Cammaerts, R., Cherot, F., Grisez, F., Verboonen, P., Vanden Bossche, J.-P., 2005. Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. *Hydrobiologia* 542, 203-220.

Khayrallah, N.H., 1977. Studies on the ecology of *Bathyporeia pilosa* in the Tay Estuary. PhD thesis, University of Dundee.

Khayrallah, N.H., 1985. The tolerance of *Bathyporeia pilosa* Lindström (Amphipoda: Haustoriidae) to organic and inorganic salts of mercury. *Marine Environmental Research* 15, 137-151.

Krebs, B.P.M., 1984. Waterkwaliteitsbeoordeling van enkele Zeeuwse watergangen op grond van hun macrofaunasamenstelling. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Rapporten en Verslagen nr. 1984 - 1.

Lincoln, R.J., 1979. British marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London, 658 pp.

Mandaville, S.M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 128 pp.

MarLIN, 2008. The Marine Life Information Network for Britain & Ireland. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/sah*>

Moller Pillot, H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (diptera). 1A Inleiding, Tanypodinae & Chironomini. derde druk, 278 pp.

Naylor, M., 2006a. *Corophium curvispinum*. Alien species in Swedish waters. Available from: <*http://www.frammandearter.se*>

Naylor, M., 2006b. *Dikerogammarus villosus*. Alien species in Swedish waters. Available from: <*http://www.frammandearter.se*>

Neal, K.J., 2008. *Crangon crangon*. Brown shrimp. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Crangoncrangon.htm*>

Neal, K.J. & Avant, P., 2008. *Owenia fusiformis*. A tubeworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Oweniafusiformis.htm*>

Ockelmann, K.W. & Muus, K., 1978. The biology, ecology and behaviour of the bivalve *Mysella bidentata* (Montagu). *Ophelia* 17, 1-93.

Olivier, F. & Retière, C., 1998. The Role of Physical-Biological Coupling in the Benthic Boundary Layer Under Megatidal Conditions: The Case of the Dominant Species of the *Abra alba* Community in the Eastern Baie de Seine (English Channel). *Estuaries* 21, 571-584.

Olsgard, F., 1999. Effects of copper contamination on recolonisation of subtidal marine soft sediments - an experimental field study. *Marine Pollution Bulletin* 38, 448-462.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16, 229-311.

Peeters, E.T.H.M., de Lange, H.J., de la Haye, M.A.A., 2008a. KRW-Maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei (R8). Rapport Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Waterdienst, 47 pp.

Peeters, E.T.H.M., de Lange, H.J., de la Haye, M.A.A., Rutjes, H.A., Janmaat, L.M., 2008b. Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Bewerking en Analyse data. Rapport Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Waterdienst, 126 pp.

Projectbureau Maatregelen Kierbesluit, 2008. Project Maatregelen Kierbesluit. Samenwerken aan een duurzame zoetwatervoorziening in een natuurlijke delta. Available from: <*http://www.zuid-holland.nl/kierbesluit*>

Rayment, W.J., 2007a. *Aphelochaeta marioni*. A bristleworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Aphelochaetamarioni.htm*>

Rayment, W.J., 2007b. *Magelona mirabilis*. A polychaete. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Magelonamirabilis.htm*>

Rayment, W.J., 2008. *Fabulina fabula*. Bean-like tellin. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Fabulinafabula.htm*>

Rees, E.I.S., Nicholaidou, A. & Laskaridou, P., 1977. The effects of storms on the dynamics of shallow water benthic associations. In Proceedings of the 11th European Symposium on Marine Biology, Galway, Ireland, October 5-11, 1976. Biology of Benthic Organisms, (ed. B.F. Keegan, P.O Ceidigh & P.J.S. Boaden), pp. 465-474.

Reise, K., Gollasch, S., Wolff, W.J., 1999. Introduced marine species of the North Sea coasts. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52, 219-234.

Riley, K., 2005. *Capitella capitata*. Gallery worm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Capitellacapitata.htm*>

Sabatini, M., 2007. *Spisula solida*. A surf clam. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Spisulasolida.htm*>

Schmidt, C., ten Hulscher, D., Kamps, R., Oosterbaan, J., Greijdanus, M., Cuypers, C., 2004. Biologische monitoring proefsanering Haringvliet. Tussenrapportage T0 en T1. Rapportage Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 45 pp.

Smit, H., Reinhold-Dudok van Heel, H.C., Wiersma, S.M., 1995. Sublittoral macrozoobenthic assemblages in the enclosed sediment-polluted Rhine-Meuse delta; their relationship to environmental conditions. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 31-47.

Steenbergen, H.A., 1993. Macrofauna-atlas van Noord Holland: verspreidingskaarten en responsies op milieufactoren van ongewervelde waterdieren. Provincie Noord-Holland, 651 pp.

Stichting Anemoon, 2008. Exoten lijst. Available from: <*http://www.anemoon.org/anemoon/projecten/exoten/exoten-lijst*>

Stirling, E.A., 1975. Some effects of pollutants on the behaviour of the bivalve *Tellina tenuis*. *Marine Pollution Bulletin* 6, 122-124.

Sturm, C.F., Pearce, T.A., Valdés, A., 2006.The Mollusks: A Guide to Their Study, Collection, and Preservation. Universal-Publishers, 445 pp.

Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (1998). CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, The Netherlands.

Tyler-Walters, H., 2003. *Mya arenaria*. Sand gaper. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Myaarenaria.htm*>

Tyler-Walters, H., 2007. *Cerastoderma edule*. Common cockle. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 14/07/2008]. Available from: <*http://www.marlin.ac.uk/species/Cerastodermaedule.htm*>

Vaas, K.F. (1961). De taak en het arbeidsveld van de Afdeling Delta-Onderzoek van het Hydrobiologisch Instituut te Yerseke. *Vakblad voor Biologen* 41, 6-13.

Vallenduuk, H.J., Moller Pillot, H.K.M., van der Velde, J.A., Wiersma, S.M., bij de Vaate, A., 1997. Bijdrage tot de kennis der Nederlandse Chironomidae (vedermuggen): de larven van het genus *Chironomus*. Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, rapport nr. 97.053.

Van Leeuwen, F., Jacobs, P., Storm, K., 2004. Haringvlietsluizen op een Kier. Effecten op natuur en gebruikersfuncties. Stuurgroep Realisatie de Kier. Notanummer AP/2004.07.

Van Moorsel, G.W.N.M., 2005. Macrofauna en hydromorfologie van zoute wateren. Ecosub, Doorn. pp. 74.

Verhey, C.J., Heyligers, P.C., Lebret, T., Zonneveld, I.S., 1961. De Biesbosch. Land van het levende water. W.J. Thieme & Cie N.V., Zutphen, 255 pp.

Verkeer & Waterstaat, Ministerie van, 2004. Wijziging besluit beheer Haringvlietsluizen. *Staatscourant* 249, 50.

Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, 2008. Subgroep Exoten – Soortenlijst. Available from: <*http://www.wew.nu/exoten*>

Wijnhoven, S., Sistermans, W., Hummel, H., 2007. Historische ontwikkeling bodemdier gemeenschappen Noordelijke delta. Analyse van het Haringvliet en vergelijking met het Hollands Diep en de Biesbosch. NIOO-CEME, Yerseke. Rapport, Monitor Taskforce Publication Series 2007-2.

Wolff, W.J., 1973. The estuary as a habbitat. 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.

Wolff, W.J., 1999. Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many? *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52, 393-400.

Wolff, W.J., 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zoologische Mededelingen Leiden* 79, 1-116.

WoRMS, 2008. World Register of Marine Species. Available from: <*http://www.marinespecies.org/index*>

Ysebaert, T., Meire, P., Coosen, J., Essink, K., 1998. Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems. *Aquatic Ecology* 32, 53-71.

Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H., 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225, 79-95.

Zeeuws Archief, 2006. Strijd tegen het water – Haringvlietdam (1956-1972). Available from: <*http://www.zeeuwsarchief.nl*>

Bijlagen:

Bijlage 1
De herkomst van de in deze studie gebruikte macrobenthos gegevens, waarbij een onderverdeling is gemaakt in de projecten in de Voordelta (VD) en de projecten in de bassins ten oosten van de huidige Haringvlietdam (HV-HD-BB-RIV). Alle data zijn opgeslagen in de Bentos Informatie Systeem (BIS) database van het NIOO-CEME, tenzij het RIZA als plaats van herkomst staat vermeld.

Macrobenthos monsters afkomstig uit het gehele onderzoeksgebied:	
Bodemhappen open water	Samenvoeging van diverse historische gegevens (1960-1989) uit papieren bronnen (overwegend mappen met data, logboeken en bootlijsten). Omvat gehele onderzoeksgebied. Bevat o.a. gegevens van studies van W.J. Wolff, I.J. Weeber, H. Hummel, R. Lambeck, A.W. Fortuin en andere onderzoekers van het toenmalige Delta Instituut.
Haringvliet Monitoring	Project uitgevoerd door MT aan weerskanten van de Haringvlietdam (VD en HV) in 2001, als t_0 opname voor instelling van 'de Kier'.
Raaien	Samenvoeging van diverse historische gegevens (1963-1974) uit papieren bronnen (overwegend mappen met data, logboeken en bootlijsten), echter allen bemonstert in raaien en vaak meerdere jaren achter elkaar. Omvat gehele onderzoeksgebied. Bevat o.a. gegevens van studies van W. Vader, W. Wolff, L. de Wolf, A. Sandee en andere onderzoekers van het toenmalige Delta Instituut.

Macrobenthos monsters afkomstig uit ofwel de huidige zoete danwel de huidige zoute wateren:			
Huidige zoete wateren:		Huidige zoute wateren:	
DB & TG	Dombosch (BB) en Tiendgorzen (HV), monitoring in raaien in 2002 en 2003 (herkomst: RIZA)	BELVOOR	Bemonstering Voordelta in kader van Beleidsplan Voordelta met betrekking tot visserij en natuurontwikkeling (1994-1996)
MWTL	Bemonstering in kader van MWTL Zoetwater in BB, HD en HV (1994, 1998 en 2002) op Maastakken (1992, 1996-2001, 2003-2004) en op Rijntakken (1995, 1999-2000 en 2003) (herkomst: RIZA)	BIOMON-Noordzee	1 Monsterlocatie jaarlijks bemonsterd van 1991 t/m 2004 in het kader van de MWTL Noordzee
Klinkdiv	Data afkomstig van projecten van Alexander Klink op de Lek (1995), de Nieuwe Maas (2000-2002) en de Oude Maas (2002-2003, 2005) (herkomst: RIZA)	BOVO	Project Bodemdieren bemonstering Voordelta van 1984 t/m 1989
KOR & BEN	Monitoring Korendijkse & Beninger slikken (HV) in 1997. (herkomst RIZA)	Kokkelv. Voord.	Bemonstering in voor kokkelvisserij open en gesloten gebieden (2002-2003)
Proefstorting referentie & sanering	Monitoring van t_0 situatie en t_1; negen maanden na proefstorting op stort en referentie locaties in het Haringvliet in 2002 en 2003 (herkomst RIZA)	Maasvlakte 2	Bemonstering ten behoeve van milieu-effectrapportage voor uitbreiding Maasvlakte en daarmee gepaard gaande zandwinning (2002, 2004-2007)
ZUIDRAND	Monitoring in HV, HD, BB en RIV in 1993 (herkomst: RIZA)	Slufter	Bemonstering in kader van milieu effect rapportage aanleg Slufter (1981-1983) en evaluatie aanwezigheid depot (1988-1990, 1992, 1994, 1996, 1998, 2000).
		VIEVO	Bemonstering ter inventarisatie van visserijeffecten in de Voordelta 1994-1997

Bijlage 2

a) Taxa die uit de dataset zijn verwijderd omdat in een groter aantal monsters het determinatieniveau hoger was.

Anguilla anguilla *	FAM-Phyllodocidae	GEN-*Glossiphonia*	GEN-*Spio*
CLAS-Arachnida	FAM-Physidae	GEN-*Glyptotendipes*	GEN-*Spisula*
CLAS-Bivalvia	FAM-Pionidae	GEN-*Gobius* *	GEN-*Tanypus*
CLAS-Echinoidea	FAM-Planorbidae	GEN-*Gyraulus*	GEN-*Tellina*
CLAS-Gastropoda	FAM-Polycentropodidae	GEN-*Jaera*	GEN-*Trocheta*
CLAS-Hydrozoa	FAM-Psychomyiidae	GEN-*Limnodrilus*	GEN-*Tubifex*
CLAS-Insecta	FAM-Sphaeriidae	GEN-*Liocarcinus*	GEN-*Unio*
CLAS-Ophiuroidea	FAM-Spionidae	GEN-*Lymnaea*	GEN-*Urothoe*
CLAS-Polychaeta	FAM-Syllidae	GEN-*Metriocnemus*	GEN-*Valvata*
CLAS-Turbellaria	FAM-Talitridae	GEN-*Microchironomus*	KD-Animalia
FAM-Aoridae	FAM-Tellinidae	GEN-*Nais*	ORDO-Coleoptera
FAM-Asellidae	FAM-Tipulidae	GEN-*Nanocladius*	ORDO-Cumacea
FAM-Bodotriidae	FAM-Tubificidae	GEN-*Nassarius*	ORDO-Decapoda
FAM-Capitellidae	FAM-Unionidae	GEN-*Nephtys*	ORDO-Diptera
FAM-Chironomidae	FAM-Valvatidae	GEN-*Nereis*	ORDO-Ephemeroptera
FAM-Cirratulidae	*Gasterosteus aculeatus* *	GEN-*Ophiura*	ORDO-Lepidoptera
FAM-Corixidae	GEN-*Anaitides*	GEN-*Orchestia*	ORDO-Mysida
FAM-Corophiidae	GEN-*Asellus*	GEN-*Palaemon*	ORDO-Neuroptera
FAM-Dytiscidae	GEN-*Atylus*	GEN-*Parachironomus*	ORDO-Odonata
FAM-Elmidae	GEN-*Bathyporeia*	GEN-*Paranais*	ORDO-Ophiurida
FAM-Erpobdellidae	GEN-*Bithynia*	GEN-*Paratendipes*	ORDO-Trichoptera
FAM-Gammaridae	GEN-*Caenis*	GEN-*Pisidium*	PH-Bryozoa
FAM-Glossiphoniidae	GEN-*Chironomus*	GEN-*Planorbis*	*Platichthys sp* *
FAM-Hydrobiidae	GEN-*Corophium*	GEN-*Polydora*	SUBCLAS-Hirudinea
FAM-Hydroptilidae	GEN-*Crangon*	GEN-*Polypedilum*	SUBCLAS-Oligochaeta
FAM-Leptoceridae	GEN-*Cricotopus*	GEN-*Pontocrates*	SUBORDO-Brachycera
FAM-Lymnaeidae	GEN-*Cyrnus*	GEN-*Potamothrix*	SUBORDO-Gammaridea
FAM-Lysianassidae	GEN-*Diastylis*	GEN-*Proasellus*	SUBORDO-Heteroptera
FAM-Mysidae	GEN-*Dicrotendipes*	GEN-*Psectrocladius*	SUBORDO-Pleocyemata
FAM-Mytilidae	GEN-*Dugesia*	GEN-*Radix*	SUBORDO-Zygoptera
FAM-Naididae	GEN-*Einfeldia*	GEN-*Rheocricotopus*	SUBPH-Crustacea
FAM-Nereididae	GEN-*Erpobdella*	GEN-*Scolelepis*	SUPERFAM-Tellinoidea
FAM-Palaemonidae	GEN-*Forelia*	GEN-*Sigara*	
FAM-Paraonidae	GEN-*Gammarus*	GEN-*Sphaerium*	

* Verwijderd omdat het vissen zijn

Bijlage 2

b) Omzetting van taxa, om het determinatie niveau van alle monsters te standaardiseren. Weergegeven zijn taxa die op een lager determinatieniveau zijn ingeschaald, omdat het hogere determinatieniveau in een groot aantal monsters niet is gehaald. Verwijdering van die lagere determinatieniveaus zou een groot dataverlies betekenen. Ook zijn taxa weergegeven waarvan slechts 1 groep op een hoger niveau in het onderzoeksgebied aanwezig is (geweest), zodat die taxa hoger kunnen worden ingeschaald.

Taxa	Omgezet naar:	Taxa	Omgezet naar:
Arrenurus soorten	GEN-*Arrenurus*	*Lebertia* soorten	GEN-*Lebertia*
Autolytus soorten	GEN-*Autolytus*	*Limnesia* soorten	GEN-*Limnesia*
Balanus soorten	GEN-*Balanus*	*Limnophilus lunatus*	GEN-*Limnophilus*
Caspiobdella fadejewi	FAM-Piscicolidae	*Lype* soorten	GEN-*Lype*
Cerastoderma edule	GEN-*Cerastoderma*	*Malacoceros* soorten	GEN-*Malacoceros*
Chlamys varia	FAM-Pectinidae	*Marenzelleria* soorten	GEN-*Marenzelleria*
Cladotanytarsus soorten	GEN-*Cladotanytarsus*	*Melita* soorten	GEN-*Melita*
Corbicula soorten	GEN-*Corbicula*	*Microphthalmus* soorten	GEN-*Microphthalmus*
Cryptochironomus soorten	GEN-*Cryptochironomus*	*Micropsectra* soorten	GEN-*Micropsectra*
Eiseniella tetraedra	FAM-Lumbricidae	*Mideopsis* soorten	GEN-*Mideopsis*
Ensis soorten	GEN-*Ensis*	*Molanna angustata*	FAM-Molannidae
Eteone soorten	GEN-*Eteone*	*Mystacides* soorten	GEN-*Mystacides*
FAM-*Haliplidae*	GEN-*Haliplus*	*Neumania* soorten	GEN-*Neumania*
FAM-*Lebertiidae*	GEN-*Lebertia*	*Oecetis* soorten	GEN-*Oecetis*
GEN-*Agraylea*	*Agraylea multipunctata*	*Orthocladius* soorten	GEN-*Orthocladius*
GEN-*Arenicola*	*Arenicola marina*	*Orthotrichia* soorten	GEN-*Orthotrichia*
GEN-*Asterias*	*Asterias rubens*	*Oulimnius* soorten	GEN-*Oulimnius*
GEN-*Dikerogammarus*	*Dikerogammarus villosus*	*Pagurus bernhardus*	FAM-Paguridae
GEN-*Eumida*	*Eumida sanguinea*	*Paratanytarsus* soorten	GEN-*Paratanytarsus*
GEN-*Eurydice*	*Eurydice pulchra*	*Piona* soorten	GEN-*Piona*
GEN-*Idotea*	*Idotea linearis*	*Pionopsis* soorten	GEN-*Pionopsis*
GEN-*Natica*	*Natica alderi*	*Polycelis* soorten	GEN-*Polycelis*
GEN-*Pectinaria*	*Pectinaria koreni*	*Pseudocuma* soorten	GEN-*Pseudocuma*
GEN-*Sigalion*	*Sigalion mathildae*	*Pseudorthocladius curtistylus*	GEN-*Pseudorthocladius*
GEN-*Venerupis*	*Venerupis pullastra*	*Pseudosmittia arenaria*	GEN-*Pseudosmittia*
Glycera soorten	GEN-*Glycera*	*Sphaeroma* soorten	GEN-*Sphaeroma*
Haliplus soorten	GEN-*Haliplus*	*Stempellina* soorten	GEN-*Stempellina*
Harmothoe soorten	GEN-*Harmothoe*	SUBORDO-Caprellidea	FAM-Caprellidae
Harnischia soorten	GEN-*Harnischia*	*Tanytarsus* soorten	GEN-*Tanytarsus*
Henlea perpusilla	GEN-*Henlea*	*Tipula* soorten	GEN-*Tipula*
Hippolyte varians	GEN-*Hippolyte*	*Unionicola* soorten	GEN-*Unionicola*
Hydroporus palustris	GEN-*Hydroporus*	*Viviparus viviparus*	GEN-*Viviparus*
Hygrobates soorten	GEN-*Hygrobates*	*Xenopelopia* soorten	GEN-*Xenopelopia*

Bijlage 3

a) Aantal beschikbare macrozoobenthos monsters per periode voor elk van de bassins

Periode	VD	HV	HD	BB	RIV
A	33	103	42	9	11
B	28	115	154	76	57
C	1012	321	284	40	110
D	676	86	71	110	105
E	1010	27	11	30	166
F	520	77	11	25	194

Periode A=1960-1964; B=1965-1970; C=1971-1990; D=1991-1995; E=1996-2000; F=2001-2006

b) Aantal beschikbare macrozoobenthos monsters per stratum x seizoen combinatie opgesplitst naar onderzoeksperiode

Periode	Stratum	Seizoen	Monsters (n)	Periode	Stratum	Seizoen	Monsters (n)
A	0-2 m	Zomer	1	D	2-5 m	Zomer	61
A	0-2 m	Herfst	38	D	2-5 m	Herfst	144
A	0-2 m	Winter	13	D	2-5 m	Winter	69
A	2-5 m	Zomer	6	D	5-10 m	Lente	41
A	2-5 m	Herfst	35	D	5-10 m	Zomer	32
A	5-10 m	Zomer	26	D	5-10 m	Herfst	12
A	5-10 m	Herfst	60	D	5-10 m	Winter	29
A	>10 m	Zomer	6	D	>10 m	Lente	23
A	>10 m	Herfst	13	D	>10 m	Zomer	6
B	0-2 m	Lente	33	D	>10 m	Herfst	4
B	0-2 m	Zomer	82	E	0-2 m	Lente	62
B	0-2 m	Herfst	28	E	0-2 m	Zomer	28
B	2-5 m	Lente	27	E	0-2 m	Herfst	617
B	2-5 m	Zomer	63	E	2-5 m	Lente	122
B	2-5 m	Herfst	26	E	2-5 m	Zomer	84
B	5-10 m	Lente	67	E	2-5 m	Herfst	250
B	5-10 m	Zomer	54	E	5-10 m	Lente	1
B	5-10 m	Herfst	12	E	5-10 m	Zomer	10
B	>10 m	Lente	27	E	5-10 m	Herfst	50
B	>10 m	Zomer	11	E	>10 m	Lente	7
C	0-2 m	Lente	23	E	>10 m	Zomer	2
C	0-2 m	Zomer	223	E	>10 m	Herfst	11
C	0-2 m	Herfst	356	F	0-2 m	Herfst	160
C	2-5 m	Lente	56	F	0-2 m	Lente	53
C	2-5 m	Zomer	99	F	0-2 m	Zomer	66
C	2-5 m	Herfst	378	F	2-5 m	Herfst	172
C	5-10 m	Lente	39	F	0-2 m	Winter	10
C	5-10 m	Zomer	77	F	2-5 m	Lente	11
C	5-10 m	Herfst	332	F	2-5 m	Zomer	105
C	>10 m	Lente	32	F	2-5 m	Winter	5
C	>10 m	Zomer	18	F	5-10 m	Lente	23
C	>10 m	Herfst	133	F	5-10 m	Herfst	62
D	0-2 m	Lente	131	F	5-10 m	Winter	8
D	0-2 m	Herfst	256	F	>10 m	Lente	22
D	0-2 m	Zomer	144	F	>10 m	Zomer	6
D	0-2 m	Winter	58	F	>10 m	Herfst	123
D	2-5 m	Lente	38				

Periode A=1960-1964; B=1965-1970; C=1971-1990; D=1991-1995; E=1996-2000; F=2001-2006

Bijlage 4

Tabel met daarin aangegeven de significant verschillende gepaarde vergelijkingen (ANOVA Post Hoc test resultaten) tussen jaren voor totale bodemdier dichtheden in n/m^2 (D), aantal soorten per monster (S), Margalef soortenrijkdom (d), Pielou soortenverdeling (J) en Shannon soortendiversiteit (H). Hierbij is de Bonferreni correctie toegepast, wat inhoud dat voor alle bodemdierparameters het significantie niveau (α) op 0.00135 is gesteld, met uitzondering van de Pielou soortenverdeling waarvoor α=0.00152. Voor J zijn er geen gegevens beschikbaar voor de jaren 1960, 1973, 1974 en 1977 omdat daar het aantal soorten in de beschikbare monsters niet groter was dan 1, of de overige soorten slechts behoorden tot ‘zeldzame’ soorten die slechts in minder dan 21 monsters van het totale aantal beschikbare monsters zijn aangetroffen.

	60	61	63	64	65	66	68	69	71	72	73	74	75	77	83	84	85	86	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06
60																	H	H						H				H		S H						H	H
61			d													H	S H	S H	D S H	D S H	H		S H	S H	S H	H	H	S H	S H	S H	S H	S H	S H	S H	S H	S H	S H
63					dJ	d	d	d	d						d	H	S H	S H	D Sd H	D Sd H	Sd H		Sd H	S H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	S H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	S H
64																																					
65										J						H	Sd H	Sd H	D SJ H	D SJ H	S H		SJ H	Sd H	Sd H	S H	S H	Sd H	SJ H	Sd H	SJ H	S H	SJ H	SJ H	S H	Sd H	S H
66															J	H	S H	Sd H	D S H	D H	H		S H	Sd H	S H	H	H	S H	S H	S H	H	S H	S H	H	S H	S H	S H
68								H		J					J		H	S H	J	J				S H	S			S	J	Sd H	J		S			S	S H
69																H	Sd H	Sd H	D S H	D S H	S H		S H	Sd H	Sd H	S H	S H	Sd H	S H	Sd H	S H	S H	Sd H	S H	Sd H	Sd H	S H
71															J	H	S H	S H	D S H	D S H	S H		S H	S H	S H	S H	S H	S H	S H	Sd H	SJ H	S H	S H	S H	S H	S H	S H
72																	H	S H	D					S H	S H			H		S H					H	H	H
73																H	H	H					H	H	H		H	H		S H		H	H	H	H	H	H
74																								H						H							H
75																H	H	H	H	H	H		H	S H	S H	H	H	S H	H	S H	H	H	S H	H	H	S H	S H
77																	H	H						H				H		S						H	H
83																H	Sd JH	Sd H	D S H	D S H	SJ H		SJ H	Sd JH	Sd JH	Sd JH	Sd JH	Sd JH	Sd JH	Sd JH	S H	SJ H	Sd H	SJ H	Sd JH	Sd JH	SJ H
84																	S	S	D S	D			S	S	S			S	S	S		S	S		S	S	S
85																			D H	D H	H		H			H			H	S	JH			H			

	60	61	63	64	65	66	68	69	71	72	73	74	75	77	83	84	85	86	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06
86																			S H	S H	S H		S			S H	S		S H		S H	S		S	S		
88																					D		D	D Sd H	D S H	D	DJ H	DJ H	D	D Sd H	D	DJ	D	D	DJ H	DJ H	H
89																					D	J	D	D Sd H	D S H	D	DJ	DJ H	D	D Sd H	D	DJ	D	D	DJ H	D SJ H	H
90																								Sd H	Sd	D		S H		Sd H	JH		S	D		S H	H
91																																					
92																								Sd H	S			J		Sd H	H						
93																									H	Sd H	Sd H	S	Sd H		Sd JH	S H	S H	Sd H	S H	S	
94																										D S H	S	J	S H	Sd H	SJ H			S	S		
95																												S H	D	Sd H	J		S		H	S H	H
96																													J	Sd H	JH					S	
97																													JH	Sd	JH		J	J			
98																														Sd H		J			DJ	DJ H	H
99																															Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd H	Sd	
00																																H			JH	SJ H	H
01																																					
02																																					
03																																					
04																																					
05																																					
06																																					

Bijlage 5

Indicatie van de trofische groep waar de soort (of het taxon) toe behoort, en of het om een exoot (1) dan wel een inheemse soort (0) gaat. Voor de exoten is tevens aangegeven uit welke regio de soort afkomstig is, en indien mogelijk sinds wanneer de soort in Nederland wordt aangetroffen. Trofie codes: SDF = surface depositfeeder; SF = suspensionfeeder; DF = depositfeeder; P = predator; O = omnivoor; H = herbivoor; F = farmer. Streek van herkomst: MZ = Middellandse Zee; NA = Noord Amerika; OA = Oost Azië; PK = Ponto-Kaspisch gebied; DO = Donau; NZ = Nieuw Zeeland; ZOA = Zuidoost Azië; AF = Afrika; OE = Oost Europa; ZE = Zuid Europa; ? = onbekend. Wanneer de kolom Exoot niet is ingevuld betekend dit dat er zowel exoten als inheemse soorten onder dit taxon kunnen vullen.

soortnaam	Trofie Code	Exoot	Her-komst	Sinds	soortnaam	Trofie Code	Exoot
Atyaephyra desmaresti	SDF	1	MZ	1915	GEN-*Platichthys*	P	0
Balanus improvisus	SF	1	NA	1875	GEN-*Plumatella*	SF	0
Branchiura sowerbyi	DF	1	OA	1919	GEN-*Polycelis*	P	0
Caspiobdella fadejewi	P	1	PK	1999	GEN-*Polydora*	SDF	0
Corbicula fluminalis	SF	1	OA	1988	GEN-*Polypedilum*	SF	0
Corbicula fluminea	SF	1	OA	1988	GEN-*Pontocrates*	DF	0
Cordylophora caspia	P	1	PK	1874	GEN-*Potamothrix*	DF	
Corophium curvispinum	DF-SF	1	PK	1987	GEN-*Proasellus*	SDF	
Corophium robustum	DF-SF	1	PK	2004	GEN-*Procladius*	P	0
Crepidula fornicata	SF	1	NA	1926	GEN-*Propappus*	DF	0
Cystobranchus respirans	P	1	DO	?	GEN-*Prostoma*	P	0
Dendrocoelum romanodanubiale	P	1	PK	1999	GEN-*Psectrocladius*	DF	0
Dikerogammarus villosus	O	1	PK	1994	GEN-*Pseudocuma*	SDF-SF	0
Dreissena polymorpha	SF	1	PK	1826	GEN-*Pseudorthocladius*	DF	0
Dugesia tigrina	P	1	NA	1934	GEN-*Pseudosmittia*	DF	0
Echinogammarus ischnus	H	1	PK	1991	GEN-*Psychoda*	SDF	0
Elminius modestus	SF	1	NZ	1945	GEN-*Radix*	SDF	0
Ensis americanus	SF	1	NA	1981	GEN-*Rheocricotopus*	O	
Ensis directus	SF	1	NA	1981	GEN-*Rheopelopia*	H	0
Eriocheir sinensis	O	1	ZOA	1929	GEN-*Rheotanytarsus*	SF	0
Ferrissia wautieri	H	1	AF	?	GEN-*Scolelepis*	SDF-SF	0
Ficopomatus enigmaticus	SF	1	OA	1968	GEN-*Sigalion*	O	0
Gammarus tigrinus	O	1	NA	1960	GEN-*Sigara*	SDF	0
Hemimysis anomala	O	1	PK	1997	GEN-*Sisyra*	P	0
Hypania invalida	SF	1	PK	1995	GEN-*Smittia*	DF	0
Jaera istri	H	1	PK	1997	GEN-*Sphaerium*	SDF-SF	0
Limnodrilus cervix	DF	1	NA	1999	GEN-*Sphaeroma*	SF	0
Limnodrilus maumeensis	DF	1	NA	1994	GEN-*Spio*	SDF-SF	0
Limnomysis benedeni	P	1	PK	1997	GEN-*Spisula*	SF	0
Lipiniella moderata	H	1	OE	?	GEN-*Stempellina*	SDF	0
Lithoglyphus naticoides	SDF	1	PK	1870	GEN-*Stempellinella*	SDF	0
Marenzelleria viridis	DF	1	NA	1983	GEN-*Stenochironomus*	H	0
Menetus dilatatus	H	1	NA	1986	GEN-*Stictochironomus*	H	0
Microphthalmus similis	O	1	PK	?	GEN-*Succinea*	H	0
Mya arenaria	SF	1	NA	1000	GEN-*Tanypus*	H	0
Mytilopsis leucophaeata	SF	1	NA	1895	GEN-*Tanytarsus*	DF	0
Nanocladius rectinervis	SDF	1	ZE	?	GEN-*Tellina*	SDF-SF	0
Nereis succinea	O-SF	1	NA	1915	GEN-*Thyopsis*	P	0
Nereis virens	O	1	NA	1915	GEN-*Tipula*	H	0
Orchestia cavimana	SDF	1	PK	1878	GEN-*Trocheta*	P	0
Orconectes limosus	O	1	NA	1968	GEN-*Tubifex*	DF	0
Petricola pholadiformis	DF-SF	1	NA	1899	GEN-*Tvetenia*	DF	0
Physella acuta	H	1	ZE	1870	GEN-*Unio*	SF	0
Potamopyrgus antipodarum	SDF	1	NZ	1890	GEN-*Unionicola*	P	0
Potamopyrgus jenkinsi	SDF	1	NZ	1890	GEN-*Urothoe*	SDF-DF	0
Potamothrix vejdovskyi	DF	1	PK	1995	GEN-*Valvata*	H-SDF-SF	0
Proasellus coxalis	SDF	1	MZ	1901	GEN-*Venerupis*	SF	0
Proasellus meridianus	SDF	1	ZE	1924	GEN-*Viviparus*	H-SDF-SF	0
Proceraea cornuta	P	1	NA	1941	GEN-*Xenopelopia*	H	0
Proceraea cornuta	P	1	NA	1941	*Glossiphonia complanata*	P	0
Quistadrilus multisetosus	DF	1	NA	1977	*Glossiphonia heteroclita*	P	0
Rheocricotopus chalybeatus	O	1	ZE	?	*Glycera oxycephala*	O-SDF	0
Rhithropanopeus harrisii	O-P	1	NA	1874	*Glycera tridactyla*	O-SDF	0
Tharyx marioni	SDF-SF	1	?	?	*Glyphotaelius pellucidus*	H	0
Tubificoides heterochaetus	DF	1	NA	1925	*Glyptotendipes ospeli*	SF	0
Ablabesmyia longistyla	P	0			*Glyptotendipes pallens*	SF	0
Ablabesmyia monilis	P	0			*Glyptotendipes paripes*	SF	0
Abludomelita obtusata	SDF-SF	0			*Glyptotendipes viridis*	SF	0
Abra alba	DF	0			*Gomphus flavipes*	P	0
Abra nitida	DF	0			*Graptodytes pictus*	P	0
Abra prismatica	DF	0			*Guttipelopia guttipennis*	P	0

Acentria ephemerella	H	0
Acentropus niveus	H	0
Acricotopus lucens	SDF	0
Acroloxus lacustris	SDF	0
Agraylea multipunctata	SDF	0
Agraylea sexmaculata	SDF	0
Alboglossiphonia heteroclita	P	0
Alderia modesta	H	0
Ampelisca brevicornis	SF	0
Ampelisca gibba	SF	0
Ampelisca spinipes	SF	0
Amphilochus neapolitanus	H-DF	0
Anacaena limbata	P	0
Anaitides groenlandica	P	0
Anaitides maculata	P	0
Anaitides mucosa	P	0
Anaitides rosea	P	0
Anatopynia plumipes	P	0
Ancylus fluviatilis	H	0
Anguilla anguilla	P	0
Angulus tenuis	SF	0
Anisus leucostomus	SDF	0
Anisus vortex	SDF	0
Anodonta anatina	SF	0
Anodonta cygnea	SF	0
Aonides paucibranchiata	DF	0
Aora typica	H	0
Apherusa ovalipes	SDF-SF	0
Apsectrotanypus trifascipennis	P	0
Arenicola marina	DF	0
Arrenurus crassicaudatus	P	0
Arrenurus globator	P	0
Arrenurus sinuator	P	0
Asellus aquaticus	P	0
Asellus meredianus	P	0
Assiminea grayana	SDF	0
Asterias rubens	P	0
Astropecten irregularis	O	0
Atylus falcatus	O	0
Atylus swammerdami	O	0
Aulodrilus limnobius	DF	0
Aulodrilus pigueti	DF	0
Aulodrilus pluriseta	DF	0
Autolytus brachycephalus	P	0
Autolytus langerhansi	P	0
Balanus crenatus	SF	0
Barnea candida	H-DF	0
Bathyomphalus contortus	SDF	0
Bathyporeia elegans	DF	0
Bathyporeia guilliamsoniana	DF	0
Bathyporeia pelagica	DF	0
Bathyporeia pilosa	SDF	0
Bathyporeia sarsi	DF	0
Bathyporeia tenuipes	DF	0
Bithynia leachi	H-SF	0
Bithynia tentaculata	H-SF	0
Boccardiella ligerica	SDF-SF	0
Bodotria scorpioides	SDF	0
Brillia modesta	H	0
Bryophaenocladius muscicola gr	DF	0
Caenis horaria	SDF	0
Caenis luctuosa	SDF	0
Caenis rivulorum	SDF	0
Caenis robusta	SDF	0
Callianassa subterranea	DF	0
Callianassa tyrrhena	H-DF	0
Capitella capitata	DF	0
Carcinus maenas	P	0
Cataclysta lemnata	H	0
Ceraclea dissimilis	P	0
Cerastoderma edule	SF	0
Chaetocladius piger	H-SDF	0
Chaetogammarus marinus	SDF	0
Chaetogaster diaphanus	SDF	0
Gymnometriocnemus terrestris	DF	0
Gyptis capensis	O	0
Gyptis helgolandica	O	0
Gyraulus albus	H	0
Gyraulus crista	H	0
Gyraulus laevis	H	0
Haementeria costata	P	0
Haemopis sanguisuga	P	0
Haliplus fluviatilis	H	0
Haliplus immaculatus	H	0
Haliplus lineatocollis	H	0
Haliplus wehnckei	H	0
Halocladius varians	DF	0
Harmothoe glabra	O	0
Harmothoe imbricata	P	0
Harmothoe longisetis	O	0
Harmothoe lunulata	O	0
Harmothoe sarsi	P	0
Harnischia curtilamellata	SF	0
Haustorius arenarius	SDF-SF	0
Helobdella stagnalis	P	0
Helophorus brevipalpis	P	0
Helophorus minutus	P	0
Hemiclepsis marginata	P	0
Henlea perpusilla	DF	0
Hesionura augeneri	O	0
Heterochaeta costata	DF	0
Heteromastus filiformis	DF	0
Hippeutis complanatus	H	0
Hippolyte varians	O	0
Hydraena riparia	SDF	0
Hydrobia ulvae	SDF	0
Hydrometra stagnorum	P	0
Hydroporus palustris	P	0
Hydropsyche contubernalis	SF	0
Hygrobates longipalpis	P	0
Hygrobates nigromaculatus	P	0
Hygrobates trigonicus	P	0
Hygrotus versicolor	P	0
Idotea linearis	O	0
Ilybius fenestratus	P	0
Ilyodrilus templetoni	DF	0
Iphinoe trispinosa	SDF	0
Ischnura elegans	P	0
Jaera albifrons	H	0
Jaera nordmanni	H	0
KD-Animalia	O-P-H-SDF-DF-SF	0
Kiefferulus tendipediformis	DF-SF	0
Kloosia pusilla	DF	0
Laccophilus hyalinus	P	0
Laccophilus minutus	P	0
Lamprops fasciata	SDF	0
Lanice conchilega	DF-SF	0
Lebertia inaequalis	P	0
Leptocerus tineiformis	SDF	0
Leptocheirus pilosus	SDF-SF	0
Leucothoe incisa	DF	0
Ligia oceanica	H	0
Limnephilus lunatus	H	0
Limnesia connata	P	0
Limnesia maculata	P	0
Limnesia undulata	P	0
Limnodrilus claparedeianus	DF	0
Limnodrilus hoffmeisteri	DF	0
Limnodrilus profundicola	DF	0
Limnodrilus udekemianus	DF	0
Limnophora riparia	P	0
Liocarcinus arcuatus	P	0
Liocarcinus holsatus	P	0
Liocarcinus marmoreus	P	0
Lipiniella arenicola	H	0
Lumbricillus lineatus	DF	0
Lumbriculus variegatus	DF	0
Lunatia poliana	O	0

Chaetozone setosa	SDF-SF	0
Chamelea gallina	SF	0
Chaoborus flavicans	P	0
Chironomus acutiventris	DF	0
Chironomus annularius	DF	0
Chironomus anthracinus	DF	0
Chironomus aprilinus	DF	0
Chironomus balatonicus	DF	0
Chironomus bernensis	DF	0
Chironomus commutatus	DF	0
Chironomus luridus agg	DF	0
Chironomus muratensis	DF	0
Chironomus nuditarsis	DF	0
Chironomus nudiventris	DF	0
Chironomus obtusidens	DF	0
Chironomus plumosus	DF	0
Chironomus reductus	DF	0
Chironomus riparius	DF	0
Chironomus striatus	DF	0
Chlamys varia	SF	0
Chrysops relictus	DF	0
Cladopelma gr. viridula	DF	0
Cladopelma laccophila	DF	0
Cladopelma virescens	DF	0
Cladotanytarsus atridorsum	DF	0
Cladotanytarsus lepidocalcar	DF	0
Cladotanytarsus mancus	DF	0
Cladotanytarsus pallidus	DF	0
CLAS-Anthozoa	P-SF-F	
CLAS-Arachnida	P	
CLAS-Ascidiacea	SF	
CLAS-Bivalvia	DF-SF	
CLAS-Cestoda	P	
CLAS-Echinoidea	P-DF	
CLAS-Gastropoda	H-SDF	
CLAS-Hydrozoa	P	
CLAS-Insecta	O-P-H-SDF-DF-SF	
CLAS-Ophiuroidea	O-P-SDF	
CLAS-Ostracoda	SDF	
CLAS-Polychaeta	O-P-DF	
CLAS-Turbellaria	P	
Clinotanypus nervosus	P	0
Cloeon dipterum	SDF	0
Conchapelopia melanops	P	0
Corbicula fluviatilis	SF	0
Corbula gibba	SF	0
Corophium acherusicum	SDF-SF	0
Corophium arenarium	DF-SF	0
Corophium insidiosum	SDF-SF	0
Corophium lacustre	DF-SF	0
Corophium multisetosum	DF-SF	0
Corophium volutator	DF-SF	0
Corynoneura scutellata agg	H	0
Corystes cassivelaunus	P	0
Crangon crangon	P	0
Cricotopus bicinctus	H	0
Cricotopus cylindraceus-festivellus gr	H	0
Cricotopus intersectus	H	0
Cricotopus sylvestris	H	0
Cricotopus triannulatus	H	0
Cricotopus vierriensis	H	0
Cryptochironomus defectus	P	0
Cryptochironomus obreptans-supplicans	P	0
Cryptochironomus rostratus	P	0
Cryptocladopelma laccophila	DF	0
Cryptotendipes holsatus	SDF	0
Cumopsis goodsiri	SDF	0
Cyathura carinata	P	0
Cymatia coleoptrata	H	0
Cyrnus flavidus	P	0
Cyrnus trimaculatus	P	0
Dartia borneri	P	0

Lymnaea palustris	H-DF	0
Lymnaea peregra	H-DF	0
Lymnaea stagnalis	H-DF	0
Lype phaeopa	H-SDF	0
Lype reducta	H-SDF	0
Macoma balthica	DF	0
Mactra corallina	SF	0
Mactra stultorum	SF	0
Magelona johnstoni	DF-SF	0
Magelona mirabilis	DF-SF	0
Magelona papillicornis	DF-SF	0
Malacoceros fuliginosus	SDF-SF	0
Manayunkia aestuarina	DF-SF	0
Marionina southerni	DF	0
Marstoniopsis scholtzi	SDF	0
Megaluropus agilis	SF	0
Melita obtusata	SDF-SF	0
Melita palmata	SDF-SF	0
Mercuria confusa	SDF	0
Mesopodopsis slabberi	O	0
Metriocnemus hirticollis	P-DF	0
Metriocnemus inopinatus	P-DF	0
Metriocnemus terrester	P-DF	0
Microchironomus deribae	DF	0
Microchironomus tener	DF	0
Micronecta minutissima	SDF	0
Micronecta scholtzi	SDF	0
Microphthalmus fragilis	H-DF	0
Microphthalmus listensis	H	0
Microphthalmus sczelkowii	H-DF	0
Microprotopus maculatus	H-DF	0
Micropsectra apposita	H	0
Micropsectra atrofasciata	H	0
Micropsectra fusca	H	0
Microtendipes chloris agg	DF	0
Microtendipes pedellus agg	DF	0
Mideopsis orbicularis	P	0
Molanna angustata	O	0
Monopelopia tenuicalcar	P	0
Musculium lacustre	SF	0
Mysella bidentata	SF	0
Mystacides longicornis	O	0
Mystacides nigra	O	0
Mytilus edulis	SF	0
Nais barbata	DF	0
Nais bretscheri	DF	0
Nais communis	DF	0
Nais elinguis	DF	0
Nais pardalis	DF	0
Nais simplex	DF	0
Nais variabilis	DF	0
Nanocladius bicolor	SDF	0
Nassarius nitidus	O	0
Nassarius reticulatus	SDF	0
Natica alderi	P	0
Neomysis integer	P	0
Nepa cinerea	P	0
Nephtys assimilis	P	0
Nephtys caeca	P	0
Nephtys cirrosa	P	0
Nephtys hombergii	P	0
Nephtys longosetosa	P	0
Nereis diversicolor	O-SF	0
Nereis longissima	O	0
Neumania deltoides	P	0
Neumania limosa	P	0
Neureclipsis bimaculata	SF	0
Niets gevonden		0
Noterus clavicornis	P	0
Notomastus latericeus	DF	0
Oecetis lacustris	P	0
Oecetis notata	P	0

Demicryptochironomus vulneratus	P	0
Dendrocoelum lacteum	P	0
Dero digitata	SDF	0
Dero nivea	SDF	0
Diastylis bradyi	SDF-SF	0
Diastylis laevis	SDF-SF	0
Diastylis rathkei	SDF-SF	0
Diastylis rugosa	SDF-SF	0
Dicrotendipes lobiger	DF	0
Dicrotendipes nervosus	DF	0
Dicrotendipes notatus	DF	0
Dicrotendipes tritomus	DF	0
Dina lineata	P	0
Diogenes pugilator	O	0
Donax vittatus	SF	0
Dugesia lugubris/polychroa gr	P	0
Echinocardium cordatum	SDF	0
Ecnomus tenellus	SDF	0
Einfeldia carbonaria	SDF	0
Einfeldia dissidens	SDF	0
Eiseniella tetraedra	DF	0
Endochironomus albipennis	H	0
Endochironomus dispar	H	0
Endochironomus tendens	H	0
Ensis siliqua var. Minor	SF	0
Ephemera glaucops	SF	0
Ephoron virgo	SF	0
Erpobdella octoculata	P	0
Erpobdella testacea	P	0
Eteone flava	P	0
Eteone foliosa	P	0
Eteone longa	P	0
Eukiefferiella claripennis agg	DF	0
Eukiefferiella clypeata	DF	0
Eumida sanguinea	P	0
Eurydice pulchra	P	0
FAM-Aoridae	H	
FAM-Asellidae	SDF	
FAM-Baetidae	H	
FAM-Bodotriidae	SDF	
FAM-Capitellidae	P-DF	
FAM-Caprellidae	O-P	
FAM-Ceratopogonidae	P	
FAM-Chironomidae	DF	
FAM-Cirratulidae	SDF-SF	
FAM-Coenagrionidae	P	
FAM-Corixidae	O-SDF	
FAM-Corophiidae	DF-SF	
FAM-Curculionidae	H	
FAM-Cyclorrapha	DF	
FAM-Dolichopodidae	P	
FAM-Dryopidae	H	
FAM-Dytiscidae	P	
FAM-Elmidae	H	
FAM-Empididae	P	
FAM-Enchytraeidae	DF	
FAM-Ephydridae	DF	
FAM-Erpobdellidae	P	
FAM-Gammaridae	O	
FAM-Glossiphoniidae	P	
FAM-Halacaridae	H	
FAM-Haliplidae	H	
FAM-Hirudinidae	P	
FAM-Hydrobiidae	SDF	
FAM-Hydroptilidae	H	
FAM-Hygrobatidae	P	
FAM-Ingolfiellidae	DF	
FAM-Lebertiidae	P	
FAM-Leptoceridae	SDF	
FAM-Libellulidae	P	
FAM-Limoniidae	H	
FAM-Lumbricidae	DF	
FAM-Lumbriculidae	DF	
FAM-Lymnaeidae	O-H-SDF	

Oecetis ochracea	P	0
Ophelia limacina	DF	0
Ophidonais serpentina	DF	0
Ophiura albida	O	0
Ophiura ophiura	O	0
Ophiura texturata	O	0
Orchestia gammarella	SDF	0
Orchomene humilis	O	0
Orchomene nana	O	0
ORDO-Actiniaria	P-SF	
ORDO-Coleoptera	P-H-SDF	
ORDO-Cumacea	SDF-SF	
ORDO-Decapoda	P-H-SDF	
ORDO-Diptera	P-H-DF	
ORDO-Ephemeroptera	P-H-SDF	
ORDO-Lepidoptera	H-SDF	
ORDO-Mysida	O-P	
ORDO-Neuroptera	P	
ORDO-Odonata	P	
ORDO-Ophiurida	O-P-SDF	
ORDO-Oribatida	P-H-SDF	
ORDO-Tanaidacea	SDF-SF	
ORDO-Trichoptera	P-SDF	
Orthetrum cancellatum	P	0
Orthocladius consobrinus	DF	0
Orthocladius frigidus	DF	0
Orthocladius holsatus	DF	0
Orthotrichia costalis	H	0
Oulimnius rivularis	H	0
Oulimnius tuberculatus	H	0
Ovatella myosotis	H	0
Owenia fusiformis	DF-SF	0
Pachygaster atra	H	0
Pagurus bernhardus	P	0
Palaemon longirostris	O	0
Palaemonetes varians	O	0
Parachironomus arcuatus	P-SDF	0
Parachironomus biannulatus	P-SDF	0
Parachironomus frequens	P-SDF	0
Parachironomus longiforceps gr	P-SDF	0
Paracladius conversus	SDF	0
Paragnathia formica	P	0
Paralauterborniella nigrohalteralis	DF	0
Paranais frici	SDF	0
Paranais litoralis	SDF	0
Paraonis fulgens	SDF-SF	0
Paraonis gracilis	SDF-SF	0
Paraphaenocladius impensus	SDF	0
Parapoynx stratiotata	H	0
Paratanytarsus dissimilis	SDF	0
Paratanytarsus inopertus	SDF	0
Paratanytarsus lauterborni	SDF	0
Paratanytarsus tenuis agg	SDF	0
Paratendipes albimanus	SDF	0
Paratendipes intermedius	SDF	0
Paratendipes nubilus	SDF	0
Paratrichocladius rufiventris	DF	0
Pariambus typicus	SDF-SF	0
Pectinaria koreni	DF	0
Peloscolex ferox	DF	0
Perioculodes longimanus	DF	0
PH-Bryozoa	SF	
PH-Chaetognatha	O-P	
PH-Nematoda	P-DF	
PH-Nemertea	P	
Pholoe minuta	O	0
PH-Porifera	SF	
Phryganea bipunctata	O	0
Phyllodoce lineata	P	0
Physa fontinalis	H	0
Piersigia limophila	P	0
Piona alpicola	P	0
Piona coccinea	P	0
Piona imminuta	P	0

FAM-Lysianassidae	O-P	
FAM-Molannidae	O	
FAM-Muscidae	P	
FAM-Mysidae	SF	
FAM-Mytilidae	SF	
FAM-Naididae	SDF	
FAM-Nereididae	O	
FAM-Paguridae	O	
FAM-Palaemonidae	O	
FAM-Paraonidae	SDF-SF	
FAM-Pectinidae	SF	
FAM-Phoronidae	SF	
FAM-Phyllodocidae	O-P	
FAM-Physidae	H	
FAM-Pionidae	H	
FAM-Piscicolidae	P	
FAM-Planorbidae	H	
FAM-Polycentropodidae	SF	
FAM-Psychodidae	SDF	
FAM-Psychomyiidae	SDF	
FAM-Rhagionidae	P	
FAM-Sphaeriidae	SF	
FAM-Sphaeromatidae	DF	
FAM-Spionidae	SDF	
FAM-Spongillidae	SF	
FAM-Succineidae	H	
FAM-Syllidae	O	
FAM-Tabanidae	P	
FAM-Talitridae	H-SDF	
FAM-Tellinidae	SDF-SF	
FAM-Tipulidae	SDF	
FAM-Tubificidae	DF	
FAM-Unionidae	SF	
FAM-Valvatidae	H	
Forelia brevipes	P	0
Forelia liliacea	P	0
Forelia variegator	P	0
Galba truncatula	H	0
Gammarus crinicornis	O	0
Gammarus duebeni	O	0
Gammarus locusta	DF	0
Gammarus pulex	O	0
Gammarus salinus	H	0
Gammarus spooneri	H	0
Gammarus zaddachi	H	0
Gasterosteus aculeatus	P	0
Gastrosaccus spinifer	O	0
Gattyana cirrosa	P	0
GEN-*Ablabesmyia*	P	0
GEN-*Agraylea*	SDF	0
GEN-*Alboglossiphonia*	P	0
GEN-*Amphiura*	SF	0
GEN-*Anaitides*	P	0
GEN-*Anax*	P	0
GEN-*Anopheles*	SDF	0
GEN-*Arenicola*	DF	0
GEN-*Arrenurus*	P	0
GEN-*Asellus*	P	0
GEN-*Assiminea*	SDF	0
GEN-*Asterias*	O	0
GEN-*Atrichopogon*	P	0
GEN-*Atylus*	O	0
GEN-*Autolytus*	P	0
GEN-*Balanus*	DF-SF	
GEN-*Bathyporeia*	DF	0
GEN-*Bezzia*	P	0
GEN-*Bithynia*	H-SF	0
GEN-*Bryophaenocladius*	DF	0
GEN-*Caenis*	SDF	0
GEN-*Callianassa*	H-DF	0
GEN-*Calopteryx*	P	0
GEN-*Ceraclea*	P	0
GEN-*Cerastoderma*	SF	0

Piona pusilla	P	0
Piona rotundoides	P	0
Pionopsis lutescens	P	0
Pirata piraticus	P	0
Piscicola geometra	P	0
Pisidium amnicum	SF	0
Pisidium casertanum	SF	0
Pisidium casertanum plicatum	SF	0
Pisidium casertanum ponderosum	SF	0
Pisidium crassum	SF	0
Pisidium henslowanum	SF	0
Pisidium henslowanum f. inappendiculatum	SF	0
Pisidium milium	SF	0
Pisidium moitessierianum	SF	0
Pisidium nitidum	SF	0
Pisidium personatum	SF	0
Pisidium pulchellum	SF	0
Pisidium subtruncatum	SF	0
Pisidium supinum	SF	0
Planaria torva	P	0
Planorbarius corneus	H-DF	0
Planorbis carinatus	H	0
Planorbis contortus	H	0
Planorbis planorbis	H	0
Platambus maculatus	P	0
Platichthys flesus	P	0
Platynereis dumerilii	O	0
Plea minutissima	P	0
Poecilochaetus serpens	SDF-SF	0
Polinices pulchella	O	0
Polycelis nigra	P	0
Polydora ciliata	DF-SF	0
Polydora cornuta	SF	0
Polydora ligni	DF-SF	0
Polypedilum bicrenatum	SF	0
Polypedilum laetum agg	SF	0
Polypedilum nubeculosum	SF	0
Polypedilum pedestre agg	SF	0
Polypedilum scalaenum	SF	0
Polypedilum sordens	SF	0
Pontocrates altamarinus	DF	0
Pontocrates arenarius	DF-SF	0
Pontophilus trispinosus	O	0
Portumnus latipes	O	0
Potamothrix bavaricus	DF	0
Potamothrix bedoti	DF	0
Potamothrix hammoniensis	DF	0
Potamothrix moldaviensis	DF	0
Potthastia longimana	O	0
Praunus flexuosus	P	0
Processa parva	O	0
Prodiamesa olivacea	DF	0
Propappus volki	DF	0
Psammodrilus balanoglossoides	H-DF	0
Psammoryctides albicola	DF	0
Psammoryctides barbatus	DF	0
Psammoryctides moravicus	DF	0
Psectrocladius barbimanus	DF	0
Psectrocladius obvius agg	DF	0
Psectrocladius oxyura	DF	0
Psectrocladius sordidellus	DF	0
Psectrotanypus varius	DF	0
Pseudamnicola confusa	SDF	0
Pseudanodonta complanata	SF	0
Pseudocuma gilsoni	SDF-SF	0
Pseudocuma longicornis	SDF-SF	0
Pseudopolydora pulchra	SDF-SF	0
Pseudorthocladius curtistylus	DF	0
Pseudosmittia arenaria	DF	0
Psychomyia pusilla	O	0
Pygospio elegans	DF-SF	0
Radix auricularia	SDF	0
Radix ovata	SDF	0
Radix peregra	SDF	0

GEN-*Chaetocladius*	H-SF	0
GEN-*Chaetogaster*	SDF	0
GEN-*Chironomus*	DF	0
GEN-*Cladotanytarsus*	DF	0
GEN-*Coenagrion*	P	0
GEN-*Corbicula*	SF	
GEN-*Corixa*	DF	0
GEN-*Corophium*	DF-SF	
GEN-*Crangon*	O	0
GEN-*Cricotopus*	H	0
GEN-*Cryptochironomus*	P	0
GEN-*Cryptotendipes*	SDF	0
GEN-*Cyrnus*	P	0
GEN-*Dasyhelea*	DF	0
GEN-*Diastylis*	SDF-SF	0
GEN-*Dicrotendipes*	DF	0
GEN-*Dikerogammarus*	O	1
GEN-*Donacia*	H	0
GEN-*Dryops*	DF	0
GEN-*Dugesia*	P	
GEN-*Echinocardium*	P-DF	0
GEN-*Einfeldia*	DF	0
GEN-*Ensis*	SF	
GEN-*Ephemera*	SF	0
GEN-*Erioptera*	H	0
GEN-*Erpobdella*	P	0
GEN-*Esolus*	SDF	0
GEN-*Eteone*	P	0
GEN-*Eumida*	P	0
GEN-*Eurydice*	O-P	0
GEN-*Forcipomyia*	P	0
GEN-*Forelia*	P	0
GEN-*Gammarus*	O-H	
GEN-*Gastrosaccus*	O	0
GEN-*Glossiphonia*	P	0
GEN-*Glycera*	O-SDF	0
GEN-*Glyptotendipes*	SF	0
GEN-*Gobius*	P	0
GEN-*Gyraulus*	H	0
GEN-*Haliplus*	H	0
GEN-*Halocladius*	DF	0
GEN-*Harmothoe*	O	0
GEN-*Harnischia*	SF	0
GEN-*Helobdella*	P	0
GEN-*Henlea*	DF	0
GEN-*Hippolyte*	O	0
GEN-*Hydrobaenus*	H	0
GEN-*Hydroporus*	P	0
GEN-*Hydropsyche*	SF	0
GEN-*Hydroptila*	H	0
GEN-*Hygrobates*	P	0
GEN-*Idotea*	O-P	0
GEN-*Jaera*	H	
GEN-*Laccobius*	SDF	0
GEN-*Lebertia*	P	0
GEN-*Limnephilus*	H	0
GEN-*Limnesia*	P	0
GEN-*Limnochironomus*	DF	0
GEN-*Limnodrilus*	DF	
GEN-*Limnophora*	P	0
GEN-*Limnophyes*	SDF	0
GEN-*Liocarcinus*	P	0
GEN-*Littorina*	H-DF	0
GEN-*Lymnaea*	H-SDF	0
GEN-*Lype*	H-SDF	0
GEN-*Macropelopia*	P	0
GEN-*Malacoceros*	SDF-SF	0
GEN-*Marenzelleria*	SDF-SF	1
GEN-*Melita*	SDF-SF	0
GEN-*Metriocnemus*	P-DF	0

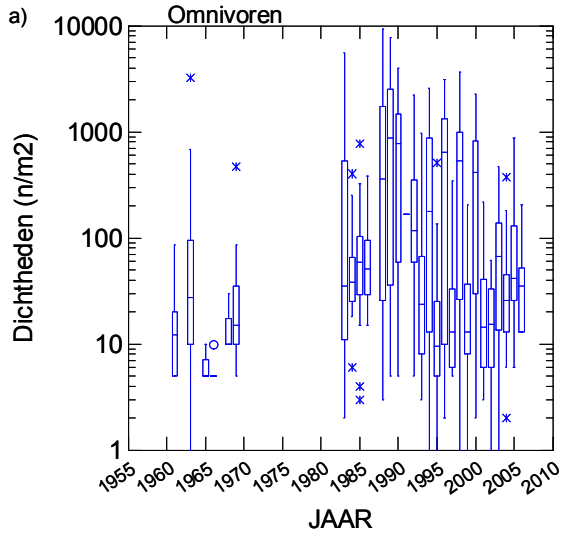
Rheocricotopus fuscipes	O	0
Rheotanytarsus photophilus	SF	0
Rhyacodrilus coccineus	DF	0
Rhynchelmis limosella	DF	0
Robackia demeyerei	DF	0
Sargus iridatus	H-DF	0
Schistomysis kervillei	DF	0
Schistomysis spiritus	SF	0
Scolelepis bonnieri	SDF-SF	0
Scolelepis foliosa	P-SDF-SF	0
Scolelepis squamata	SDF-SF	0
Scoloplos armiger	DF	0
Scrobicularia plana	DF	0
Setacera micans	DF	0
Sialis lutaria	P	0
Sigalion mathildae	P	0
Sigara distincta	SDF	0
Sigara falleni	SDF	0
Sigara iactans	SDF	0
Sigara lateralis	SDF	0
Sigara stagnalis	SDF	0
Sigara striata	SDF	0
Slavina appendiculata	DF	0
Smittia aquatilis gr	DF	0
Specaria josinae	DF	0
Sphaerium corneum	SDF-SF	0
Sphaerium lacustre	SDF-SF	0
Sphaerium rivicola	SDF-SF	0
Sphaerium solidum	SDF-SF	0
Sphaeroma hookeri	SF	0
Sphaeroma rugicauda	SF	0
Spio filicornis	SDF	0
Spio goniocephala	SDF	0
Spio martinensis	SDF	0
Spiophanes bombyx	SDF-SF	0
Spisula elliptica	SF	0
Spisula solida	SF	0
Spisula subtruncata	SF	0
Stagnicola palustris	H	0
Stempellina almi	SDF	0
Stempellina bausei	SDF	0
Stenothoe marina	SF	0
Sthenelais boa	O	0
Sthenelais limicola	P	0
Streblospio benedicti	SF	0
Streblospio dekhuyzeni	SF	0
Streblospio shrubsolii	SF	0
Stylaria lacustris	DF	0
SUBCLAS-Asteroidea	O	
SUBCLAS-Copepoda	H	
SUBCLAS-Hirudinea	P	
SUBCLAS-Oligochaeta	DF	
SUBORDO-Brachycera	P-H-DF	
SUBORDO-Caprellidea	O-P	
SUBORDO-Gammaridea	O-H-SDF-SF	
SUBORDO-Heteroptera	P-H	
SUBORDO-Hydracarina	P	
SUBORDO-Natantia	O-P-H-SDF	
SUBORDO-Nudibranchia	O-P	
SUBORDO-Pleocyemata	O-P	
SUBORDO-Zygoptera	P	
SUBPH-Crustacea	O-P-H-SDF-DF-SF	
SUPERCLAS-Actinopterygii	O-P-H	
SUPERFAM-Tellinoidea	SDF-DF-SF	
SUPERFAM-Thalassinoidea	SDF-SF	
Synchelidium haplocheles	DF	0
Talitrus saltator	H	0
Tanypus kraatzi	H	0
Tanypus punctipennis	H	0
Tanypus vilipennis	H	0

GEN-*Microchironomus*	DF	0
GEN-*Microdeutopus*	SDF-SF	0
GEN-*Micronecta*	SDF	0
GEN-*Microphthalmus*	H-DF	
GEN-*Micropsectra*	H	0
GEN-*Mideopsis*	P	0
GEN-*Modiolus*	SF	0
GEN-*Molophilus*	DF	0
GEN-*Mystacides*	O	0
GEN-*Nais*	DF	0
GEN-*Nanocladius*	SDF	
GEN-*Nassarius*	O	0
GEN-*Natica*	O	0
GEN-*Neozavrelia*	DF	0
GEN-*Nephtys*	P	0
GEN-*Nereis*	O-SF	
GEN-*Neumania*	P	0
GEN-*Notiphila*	H	0
GEN-*Oecetis*	P	0
GEN-*Ophiura*	O-P	0
GEN-*Orchestia*	SDF	
GEN-*Ormosia*	SDF	0
GEN-*Orthetrum*	P	0
GEN-*Orthocladius*	DF	0
GEN-*Orthotrichia*	P	0
GEN-*Oulimnius*	H	0
GEN-*Oxyethira*	H	0
GEN-*Palaemon*	O	0
GEN-*Parachironomus*	P-SDF	0
GEN-*Paracladius*	SDF	0
GEN-*Paragnathia*	P	0
GEN-*Parametriocnemus*	SDF	0
GEN-*Paranais*	SDF	0
GEN-*Paraphaenocladius*	SDF	0
GEN-*Paratanytarsus*	SDF	0
GEN-*Paratendipes*	SDF	0
GEN-*Pectinaria*	H-DF	0
GEN-*Peloscolex*	DF	0
GEN-*Petricola*	SF	1
GEN-*Phaenopsectra*	H-SDF	0
GEN-*Physa*	H	0
GEN-*Pilaria*	P	0
GEN-*Piona*	P	0
GEN-*Pionopsis*	P	0
GEN-*Piscicola*	P	0
GEN-*Pisidium*	SF	0
GEN-*Planorbis*	H	0
Tanytarsus curticornis	DF	0
Tanytarsus ejuncidus	DF	0
Tanytarsus eminulus gr	DF	0
Tanytarsus gracilentus	DF	0
Tanytarsus gregarius	DF	0
Tanytarsus lestagei agg	DF	0
Tanytarsus mendax gr	DF	0
Tanytarsus occultus	DF	0
Tanytarsus pallidicornis	DF	0
Tellimya ferruginosa	SF	0
Tellina fabula	DF	0
Tellina pygmaea	SDF-SF	0
Tellina tenuis	SDF-SF	0
Terebellides stroemi	DF	0
Thalassosmittia thalassophila	DF	0
Theromyzon tessulatum	P	0
Thia scutellata	O	0
Tinodes waeneri	SDF	0
Tipula oleracea	H	0
Tornus subcarinatus	H-DF	0
Travisia forbesii	SDF	0
Triaenodes bicolor	H	0
Trichia hispida	H	0
Trocheta bykowskii	P	0
Trocheta pseudodina	P	0
Tubifex blanchardi	DF	0
Tubifex costatus	DF	0
Tubifex ignotus	DF	0
Tubifex newaensis	DF	0
Tubifex tubifex	DF	0
Uncinais uncinata	DF	0
Unio pictorum	SF	0
Unio tumidus	SF	0
Unionicola aculeata	P	0
Unionicola crassipes	P	0
Unionicola intermedia	P	0
Urothoe brevicornis	SDF	0
Urothoe poseidonis	DF	0
Valvata cristata	H-SDF-SF	0
Valvata piscinalis	H-SDF-SF	0
Vaunthompsonia cristata	SDF	0
Vejdovskyella intermedia	DF	0
Venerupis pullastra	SF	0
Viviparus contectus	H-SDF-SF	0
Viviparus viviparus	H-SDF-SF	0
Xenochironomus xenolabis	P	0
Xenopelopia nigricans	H	0

De voor deze tabel gebruikte literatuur: MarLIN (2008), Reise et al. (1999), Stichting Anemoon (2008), Werkgroep Ecologisch Waterbeheer (2008), Wolff (1973), Wolff (1999), Wolff (2005), WoRMS (2008).

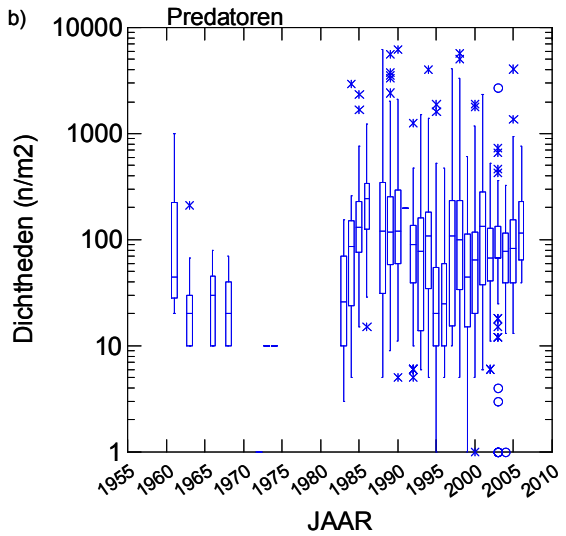
Bijlage 6

Trends in de ontwikkeling in dichtheden (n/m^2) van de verschillende trofische groepen over de onderzoeksjaren. a) de omnivoren; b) de predatoren; c) de herbivoren; d) de surface depositfeeders; e) de depositfeeders; f) de suspensionfeeders; g) de farmers. Weergegeven zijn tevens de significante regressies (p≤0.01 na Bonferroni correctie) volgens lineair model (↓ = afname; ↑ = toename) welke getest zijn voor de gehele onderzoeksperiode van 1960-2006, de periode voor 1980, de periode van 1980-2006, de periode van 1980-1993, en de periode van 1992-2006.



Omnivoor dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	n
1980-2006	↓	-30.9	61907	0.000	3872
1992-2006	↓	-11.8	23744	0.000	2807

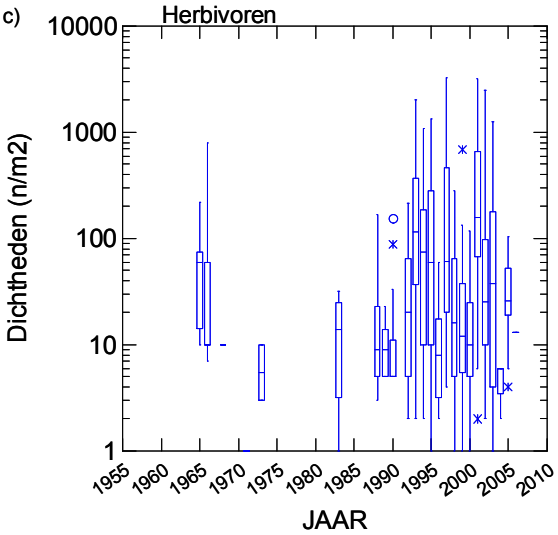


Predator dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	n
1980-2006	↓	-3.8	7795	0.002	3872

Vervolg Bijlage 6

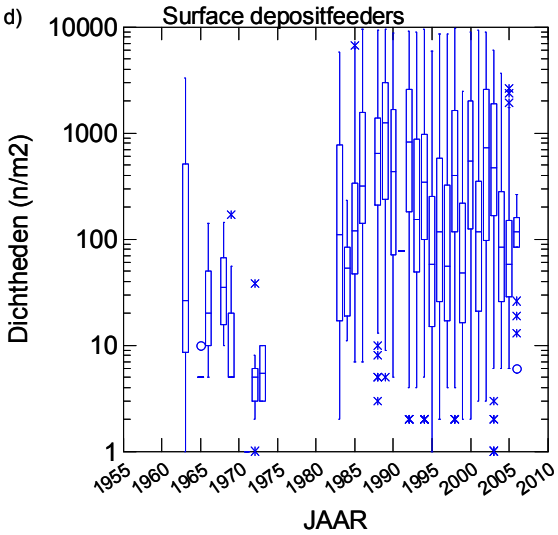
c)



Herbivoor dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

Periode		a	b	P	n
1960-2006	↑	1.5	-3004	0.000	4171
1980-2006	↑	2.5	-4973	0.000	3872
1980-1993	↑	9.6	-19063	0.000	1364

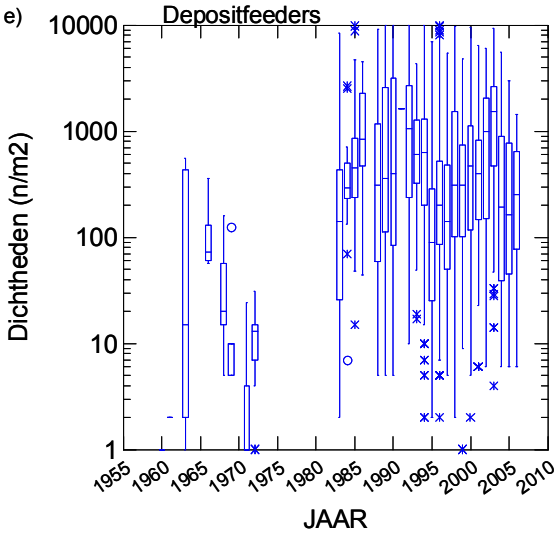
d)



Surface depositfeeder dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	n
1980-2006	↓	-33.4	67721	0.001	3872
1980-1993	↑	122.4	-241761	0.001	1364

e)

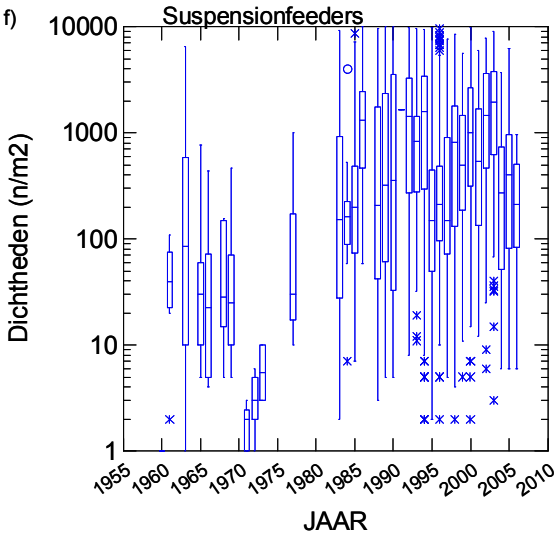


Depositfeeder dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	n
1980-2006	↓	-265.0	531948	0.000	3872
1992-2006	↓	-177.1	356110	0.000	2807

Vervolg Bijlage 6

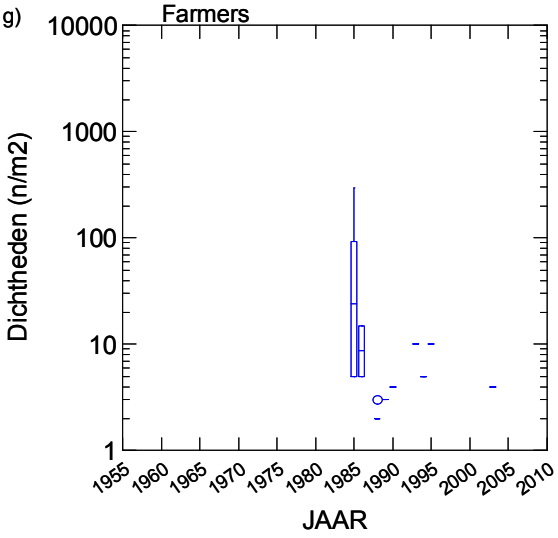
f)



Suspensionfeeder dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

Periode		a	b	P	N
1980-2006	↓	-294.6	591622	0.000	3872
1992-2006	↓	-193.1	388553	0.000	2807

g)

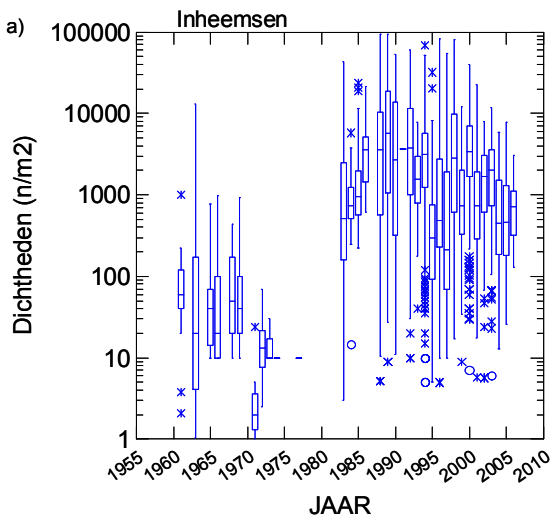


Farmer dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	N
1980-2006	↓	-0.037	73.5	0.010	3872

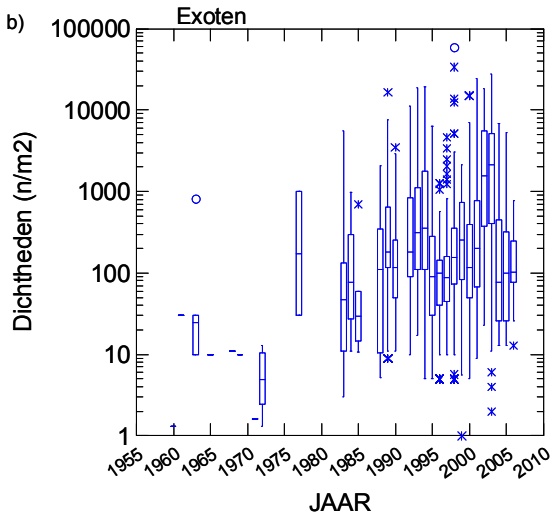
Bijlage 7

Trends in de ontwikkeling in dichtheden (n/m^2) van de inheemse soorten (a) en de exoten (b) over de onderzoeksjaren. Weergegeven zijn tevens de significante regressies (p≤0.01 na Bonferroni correctie) volgens lineair model (↓ = afname; ↑ = toename) welke getest zijn voor de gehele onderzoeksperiode van 1960-2006, de periode voor 1980, de periode van 1980-2006, de periode van 1980-1993, en de periode van 1992-2006.



Inheemse soorten dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	N
1980-2006	↓	-462.0	927773	0.000	3872
1992-2006	↓	-305.4	614306	0.000	2807



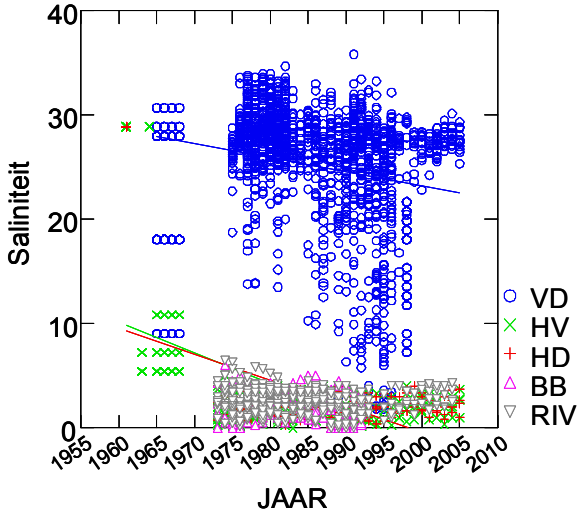
Exoten dichtheden (n/m^2)
Lineaire regressie:

periode		a	b	P	N
1960-2006	↑	32.4	-64083	0.000	4171
1980-2006	↑	56.0	-111128	0.000	3872
1980-1993	↑	57.0	-113195	0.000	1364
1992-2006	↑	61.8	-122722	0.000	2807

Bijlage 8

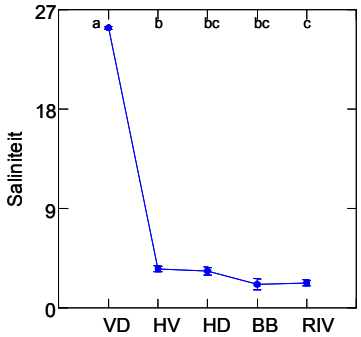
Ontwikkelingen in abiotische parameters opgesplitst naar de bassins. Weergegeven worden de significante regressies na Bonferroni correctie (p<0.01) en de Anova resultaten (significantie niveau p<0.05) van tijd en ruimte effect (jaar x bassin).

Saliniteit



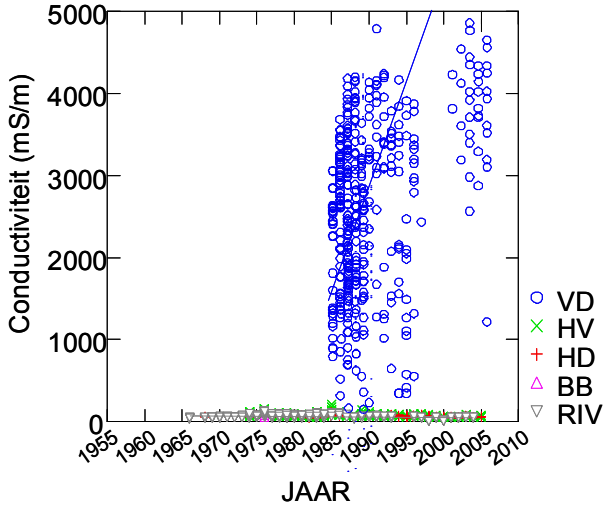
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.135	292.8	0.000	1660
HV	↓	-0.296	589.4	0.000	464
HD	↓	-0.249	498.3	0.000	220
BB				ns	108
RIV				ns	427



Anova: bassin F(5,2879)=3128.9; p<0.001
jaar F(39,2879)=273.5; p<0.001

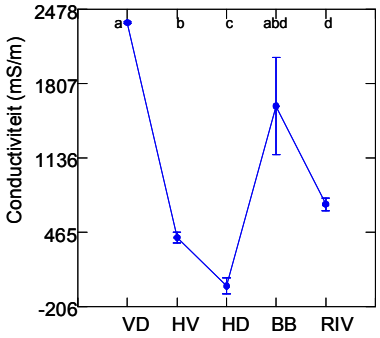
Conductiviteit (mS/m)



* Vanwege het grote aantal monsters voor de VD, zijn deze niet allemaal weergegeven, daar dit problemen gaf bij de bewerking van de figuur. Echter de spreiding is realistisch, en de trendlijn ongewijzigd.

Lineaire regressie:

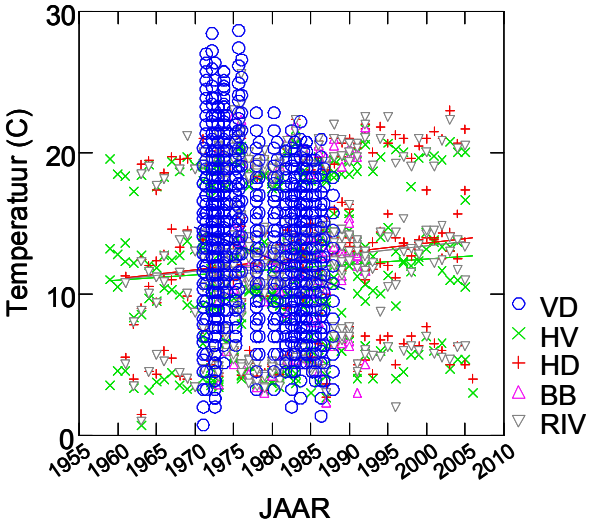
bassin		a	b	P	N
VD	↑	283.7	-561765	0.000	22049
HV	↓	-1.059	2184.4	0.000	260
HD	↓	-0.824	1708.8	0.000	110
BB				ns	3
RIV	↓	-0.721	1490.9	0.000	198



Anova: bassin F(5,22620)=858.6; p<0.001
jaar F(38,22620)=2375.8; p<0.001

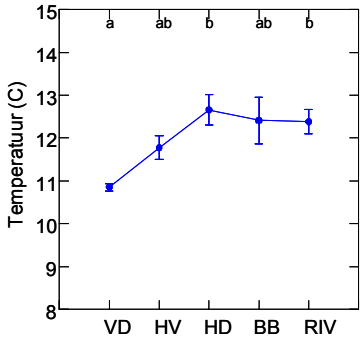
Vervolg Bijlage 8

Temperatuur (C)



Lineaire regressie:

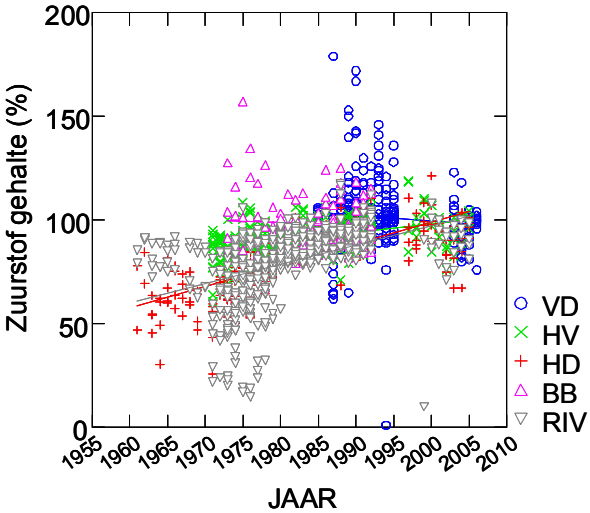
bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.110	228.1	0.000	4595
HV				ns	436
HD				ns	259
BB				ns	108
RIV				ns	413



Anova: bassin F(5,5811)=14.93; p<0.001
jaar F(47,5811)=15.70; p<0.001

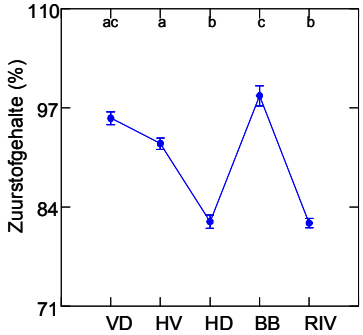
* Vanwege het grote aantal monsters voor de VD, zijn deze niet allemaal weergegeven, daar dit problemen gaf bij de bewerking van de figuur. Echter de spreiding is realistisch, en de trendlijn ongewijzigd.

Zuurstof gehalte (%)



Lineaire regressie:

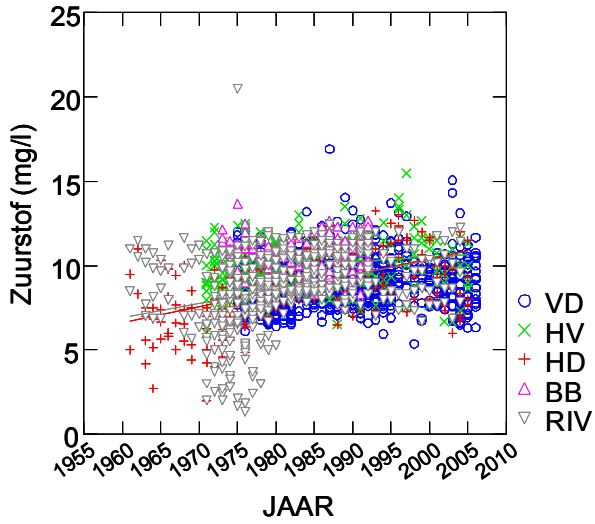
bassin		a	b	P	N
VD				ns	306
HV	↑	0.406	-712.9	0.000	340
HD	↑	1.036	-1973	0.000	242
BB				ns	108
RIV	↑	0.924	-1751	0.000	474



Anova: bassin F(5,1470)=73.35; p<0.001
jaar F(47,1470)=251.0; p<0.001

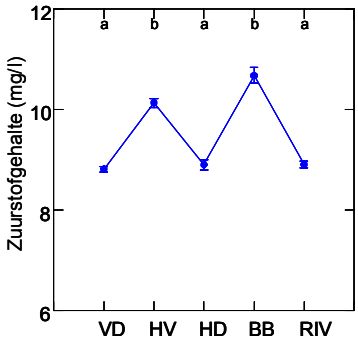
Vervolg Bijlage 8

Zuurstofgehalte (mg/l)



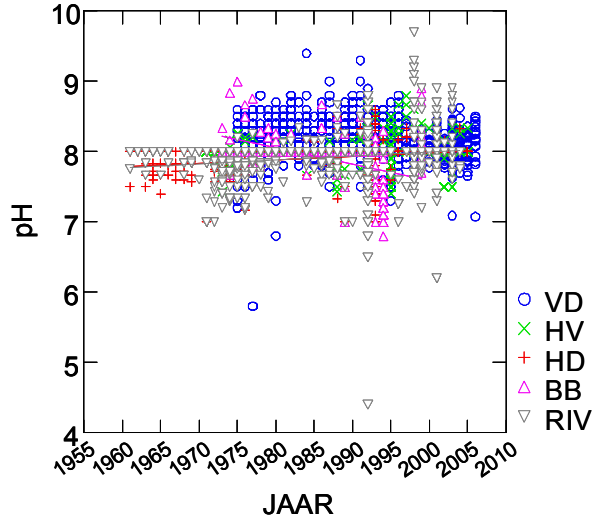
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD				ns	939
HV	↑	0.027	-43.46	0.002	356
HD	↑	0.095	-178.9	0.000	258
BB				ns	108
RIV	↑	0.086	-162.1	0.000	496



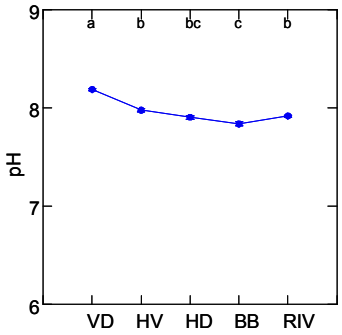
Anova: bassin F(5,2157)=71.62; p<0.001
jaar F(47,2157)=134.2; p<0.001

pH



Lineaire regressie:

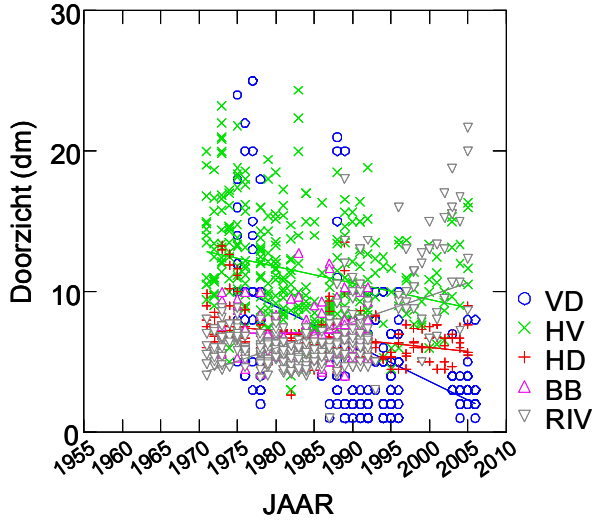
bassin		a	b	P	N
VD				ns	952
HV				ns	430
HD	↑	0.005	-1.402	0.001	310
BB	↓	-0.023	53.68	0.000	203
RIV	↑	0.006	-3.737	0.000	661



Anova: bassin F(5,2556)=123.2; p<0.001
jaar F(48,2556)=3.805; ns

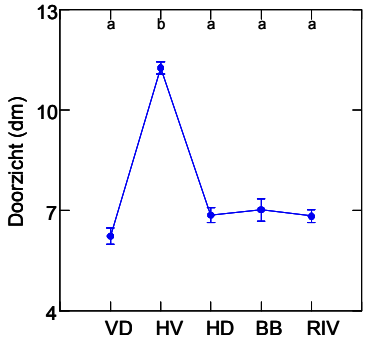
Vervolg Bijlage 8

Doorzicht (dm)



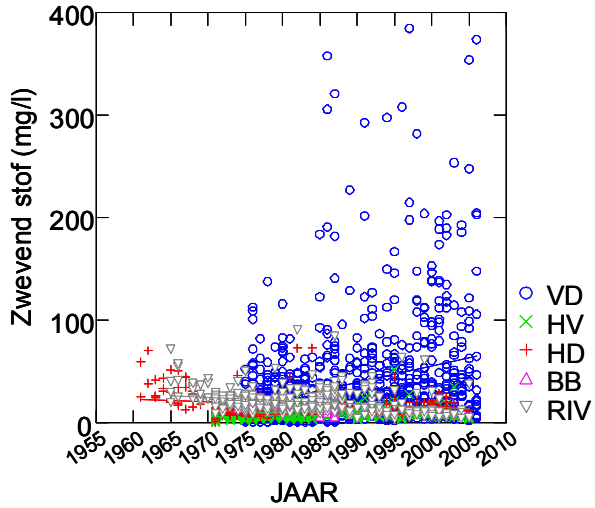
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.265	533.1	0.000	208
HV	↓	-0.117	244.3	0.000	340
HD	↓	-0.056	118.7	0.000	217
BB				ns	100
RIV	↑	0.185	-360.0	0.000	327



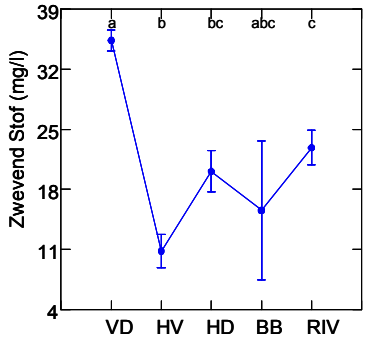
Anova: bassin F(5,1192)=110.5; p<0.001
jaar F(37,1192)=24.28; p<0.001

Zwevend stof (mg/l)



Lineaire regressie:

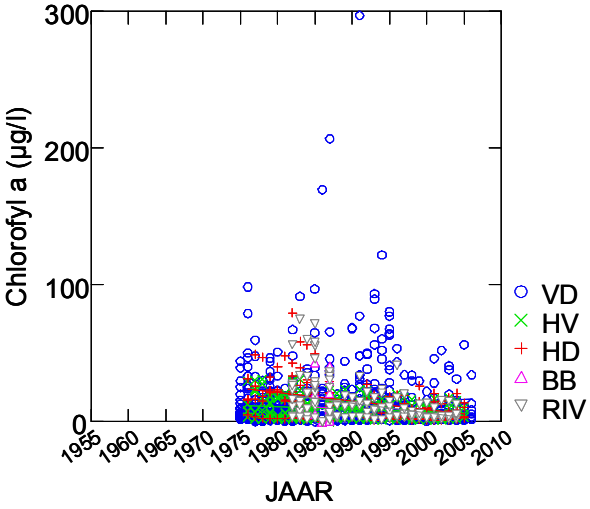
bassin		a	b	P	N
VD	↑	1.592	-3128	0.000	910
HV	↓	-317.0	0.164	0.000	334
HD	↓	-0.254	521.1	0.000	224
BB				ns	19
RIV	↓	-0.317	648.3	0.000	314



Anova: bassin F(5,1801)=31.65; p<0.001
jaar F(45,1801)=63.86; p<0.001

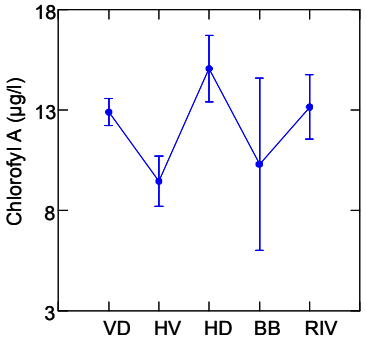
Vervolg Bijlage 8

Chlorofyl a (µg/l)



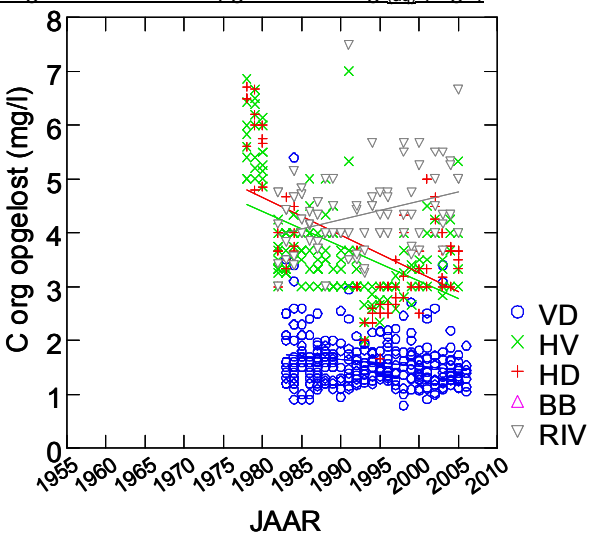
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD				ns	720
HV				ns	209
HD	↓	-0.632	1273	0.000	121
BB				ns	18
RIV	↓	-0.728	1463	0.000	131



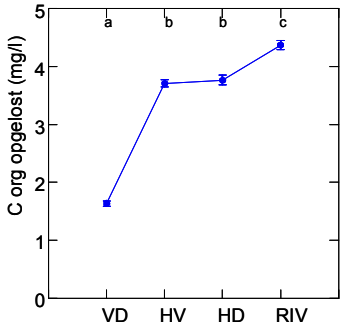
Anova: bassin F(5,1199)=2.244; ns
jaar F(32,1199)=0.244; ns

Organisch koolstof opgelost – C org $_{(aq)}$ (mg/l)



Lineaire regressie:

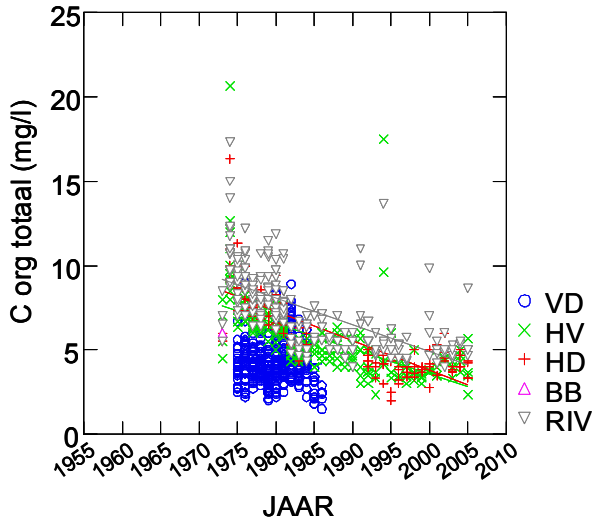
bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.012	26.51	0.002	295
HV	↓	-0.065	132.8	0.000	175
HD	↓	-0.070	143.8	0.000	80
BB					0
RIV	↑	0.035	-65.36	0.002	88



Anova: bassin F(4,638)=480.8; p<0.001
jaar F(20,638)=62.16; p<0.001

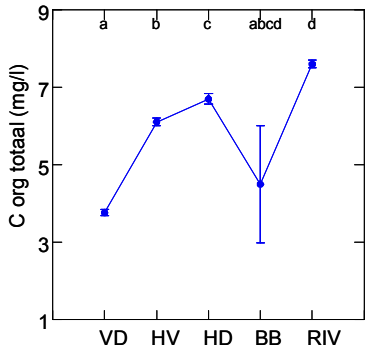
Vervolg Bijlage 8

Organisch koolstof totaal – C org $_{tot}$ (mg/l)



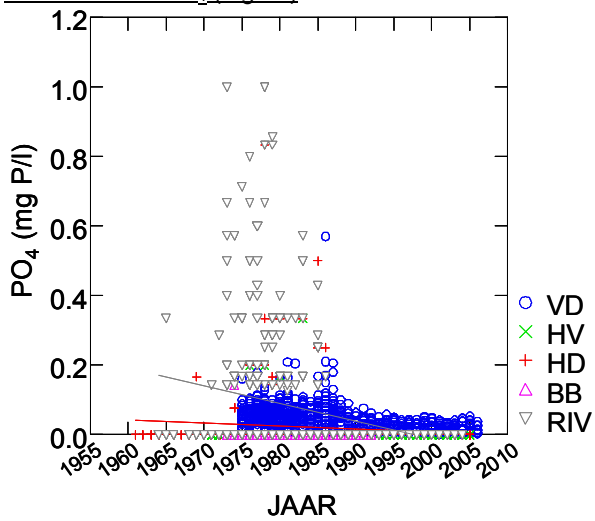
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD				ns	406
HV	↓	-0.150	303.2	0.000	250
HD	↓	-0.174	351.8	0.000	131
BB					1
RIV	↓	-0.159	322.2	0.000	220



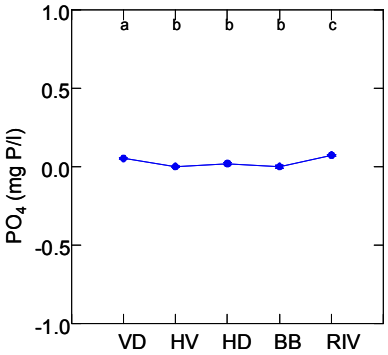
Anova: bassin F(5,1008)=480.8; p<0.001
jaar F(33,1008)=62.16; p<0.001

Orthofosfaat – PO_4 (mg P/l)



Lineaire regressie:

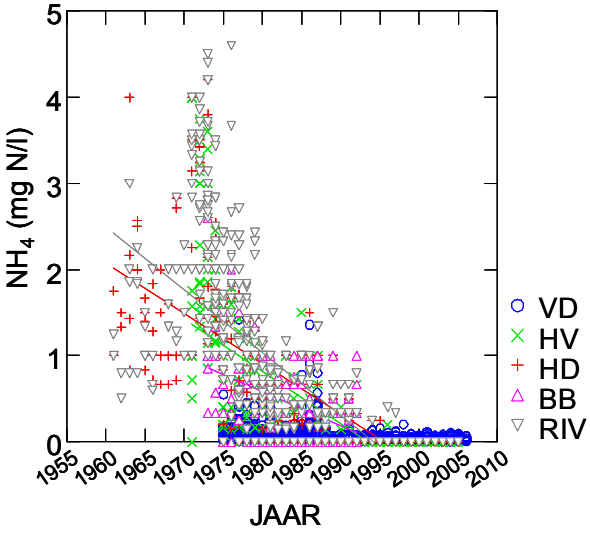
bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.001	2.920	0.000	680
HV				ns	352
HD				ns	247
BB				ns	108
RIV	↓	-0.005	10.21	0.000	481



Anova: bassin F(5,1868)=40.36; p<0.001
jaar F(45,1868)=57.76; p<0.001

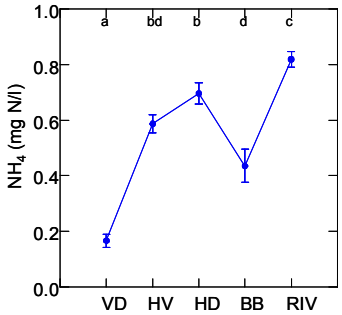
Vervolg Bijlage 8

Ammonium – NH_4 (mg N/l)



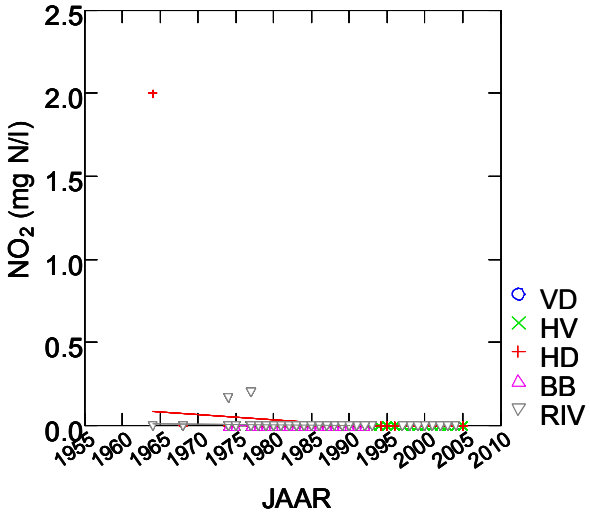
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↑	4.657	-0.002	0.000	683
HV	↓	-0.061	121.2	0.000	355
HD	↓	-0.058	116.4	0.000	258
BB	↓	-0.040	78.94	0.000	108
RIV	↓	-0.073	145.8	0.000	500



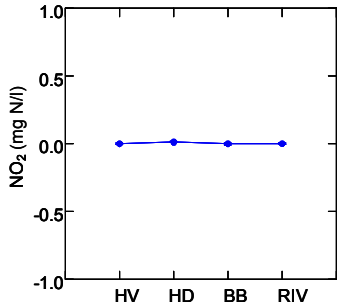
Anova: bassin F(5,1904)=89.74; p<0.001
jaar F(46,1904)=761.3; p<0.001

Nitriet – NO_2 (mg N/l)



Lineaire regressie:

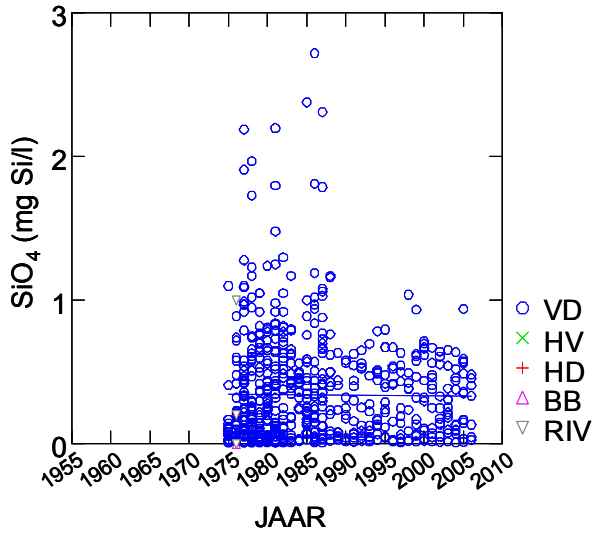
bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	276
HD	↓	-0.003	6.391	0.007	191
BB				ns	95
RIV	↓	-0.000	0.765	0.006	347



Anova: bassin F(4,909)=1.536; ns
jaar F(33,909)=12.63; p<0.001

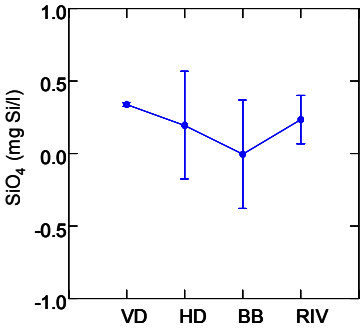
Vervolg Bijlage 8

Silicaat – SiO_4 (mg Si/l)



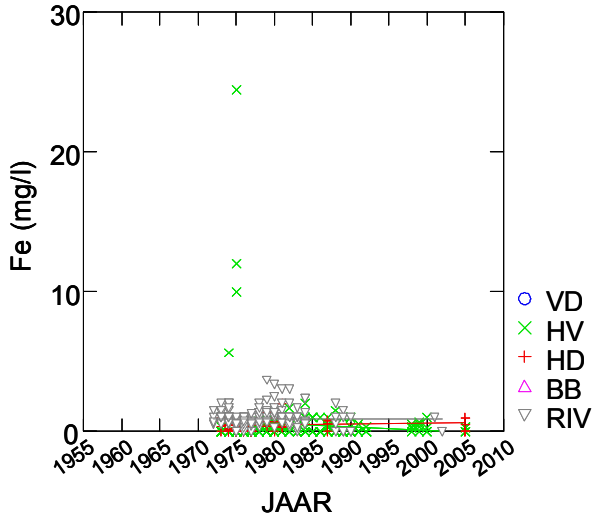
Lineaire regressie:

bassin	a	b	P	N
VD			ns	678
HV				0
HD			ns	1
BB			ns	1
RIV			ns	5



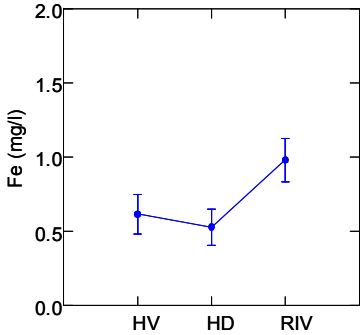
Anova: bassin F(4,685)=0.450; ns
jaar F(33,685)=0.057; ns

IJzer – Fe (mg/l)



Lineaire regressie:

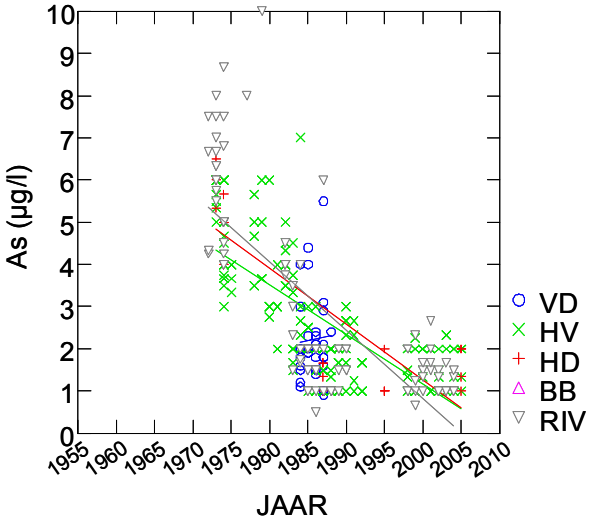
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	210
HD			ns	71
BB				0
RIV			ns	161



Anova: bassin F(3,442)=3.530; p<0.05
jaar F(27,442)=1.721; ns

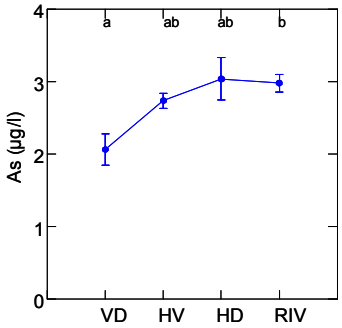
Vervolg Bijlage 8

Arseen – As (µg/l)



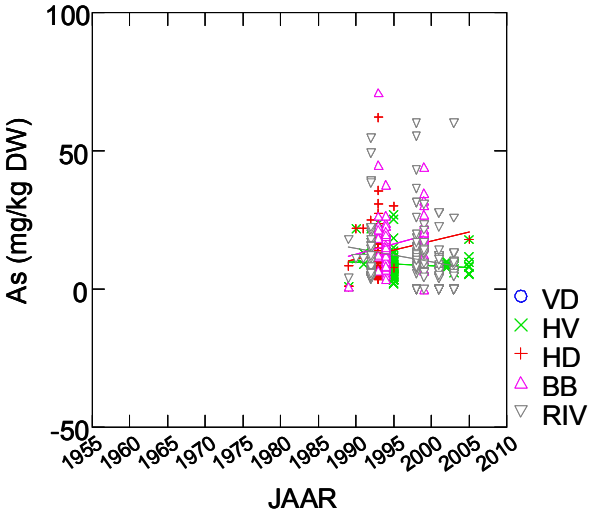
Lineaire regressie:

bassin	a	b	P	N
VD			ns	34
HV	-0.117	235.8	0.000	150
HD	-0.133	266.7	0.000	18
BB				0
RIV	-0.162	324.7	0.000	102



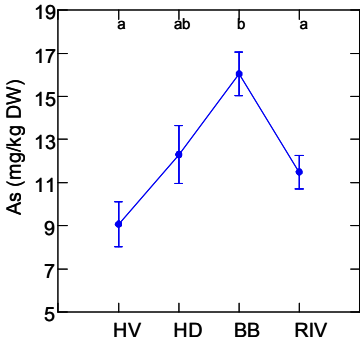
Anova: bassin F(4,304)=4.916; p<0.005
jaar F(29,304)=1.721; p<0.001

Arseen – As (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

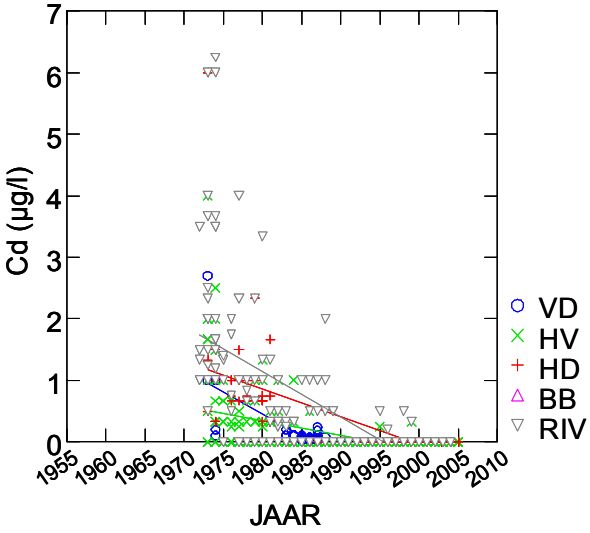
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	90
HD			ns	59
BB			ns	96
RIV			ns	169



Anova: bassin F(4,414)=7.921; p<0.001
jaar F(16,414)=1.813; ns

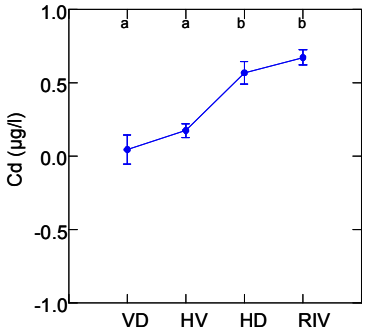
Vervolg Bijlage 8

Cadmium – Cd (µg/l)



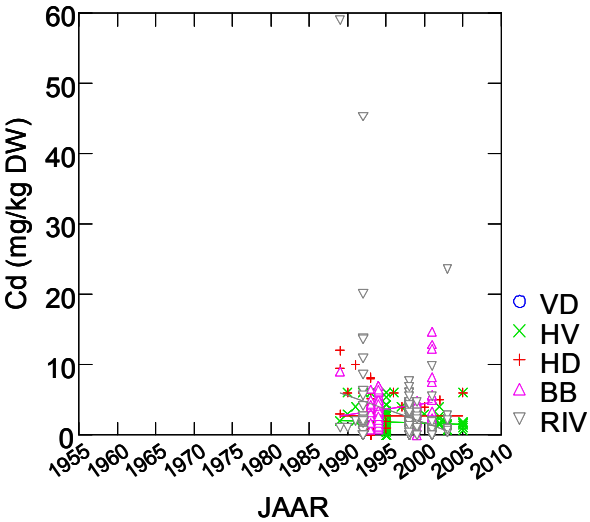
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.072	143.3	0.000	50
HV	↓	-0.024	47.70	0.000	213
HD	↓	-0.045	90.01	0.000	86
BB					0
RIV	↓	-0.074	147.6	0.000	171



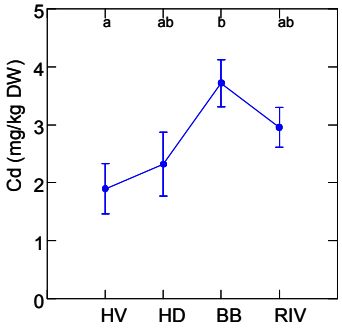
Anova: bassin F(4,520)=32.06; p<0.001
jaar F(32,520)=98.91; p<0.001

Cadmium – Cd (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

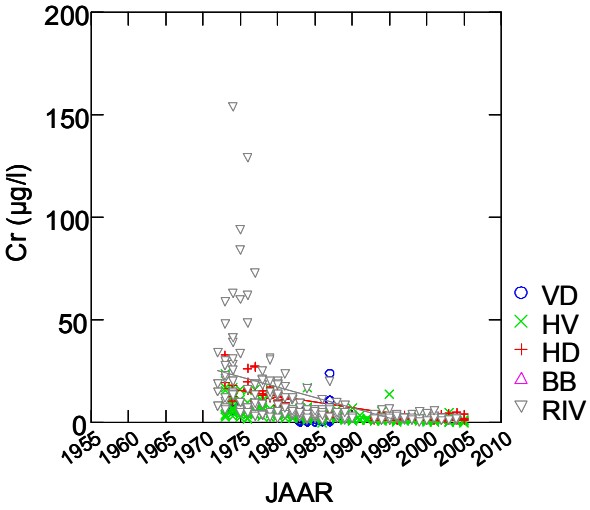
bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	97
HD				ns	67
BB				ns	112
RIV	↓	-0.388	777.9	0.004	161



Anova: bassin F(4,437)=3.467; p<0.05
jaar F(16,437)=6.673; p<0.05

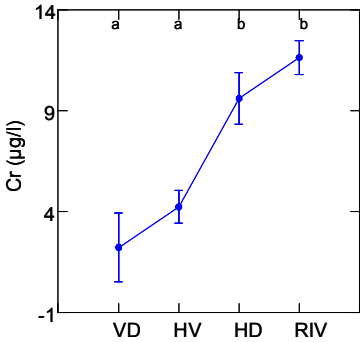
Vervolg Bijlage 8

Chroom – Cr (µg/l)



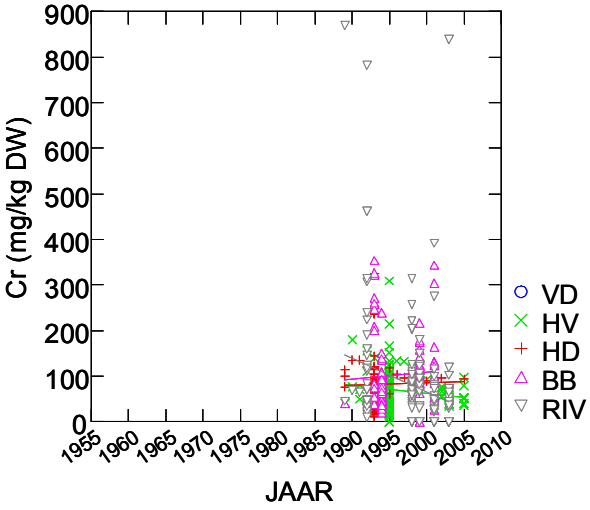
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD				ns	47
HV	↓	-0.274	549.3	0.000	206
HD	↓	-0.559	1120	0.000	86
BB					0
RIV	↓	-1.013	2022	0.000	187



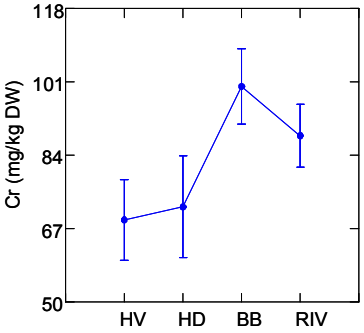
Anova: bassin F(4,526)=17.54; p<0.001
jaar F(34,526)=122.2; p<0.001

Chroom – Cr (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

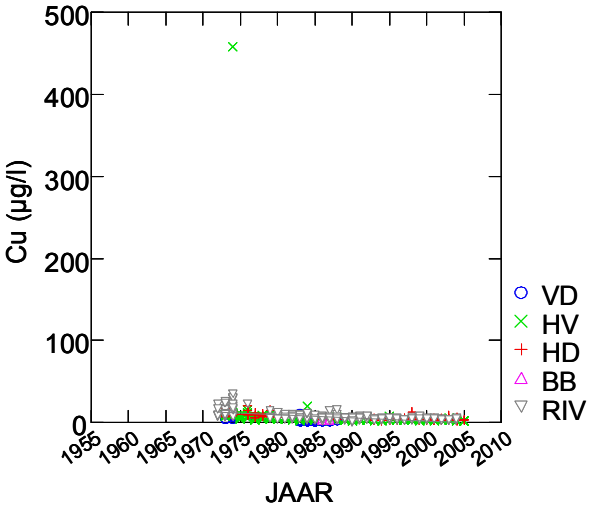
bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	97
HD				ns	67
BB				Ns	112
RIV	↓	-7.398	14862	0.003	169



Anova: bassin F(4,445)=2.442; ns
jaar F(16,445)=8.381; p<0.01

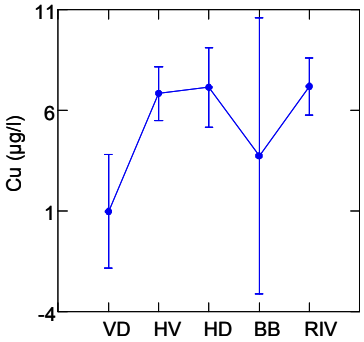
Vervolg Bijlage 8

Koper – Cu (µg/l)



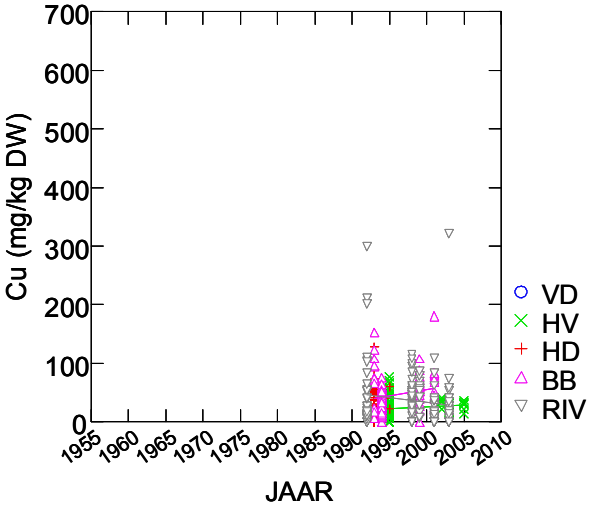
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.252	501.3	0.000	48
HV				ns	214
HD	↓	-0.232	467.7	0.000	98
BB				ns	8
RIV	↓	-0.393	788.8	0.000	186



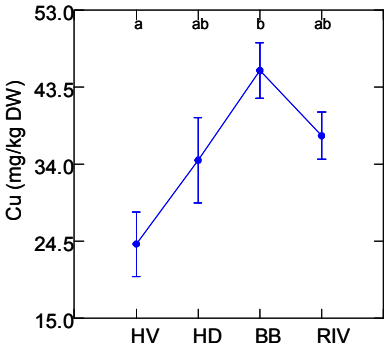
Anova: bassin F(5,554)=1.099; ns
jaar F(34,554)=18.33; p<0.001

Koper – Cu (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

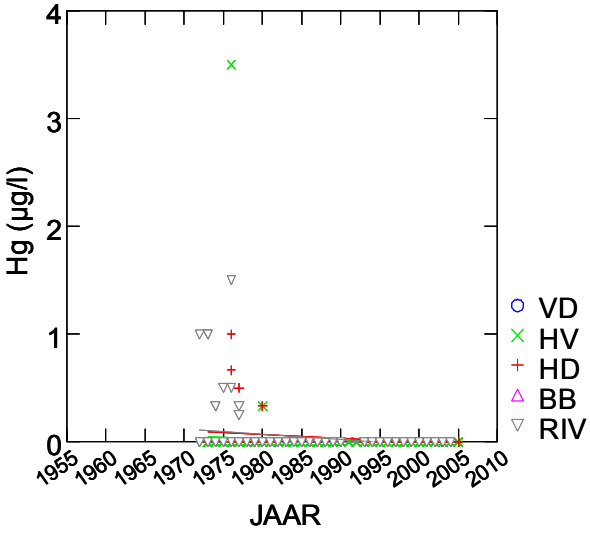
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	80
HD			ns	52
BB			ns	111
RIV			ns	164



Anova: bassin F(4,407)=5.672; p<0.001
jaar F(9,407)=0.131; ns

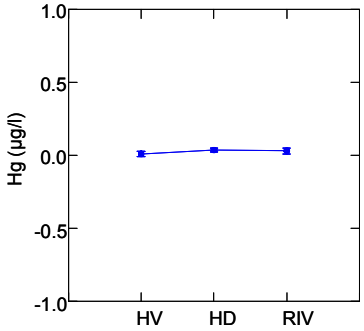
Vervolg Bijlage 8

Kwik – Hg (µg/l)



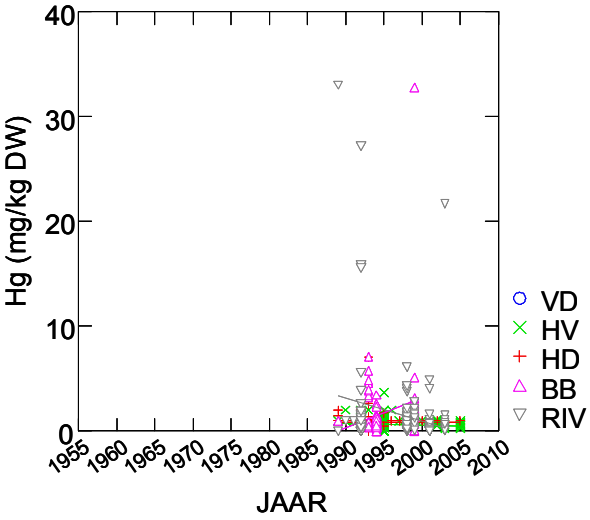
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	212
HD				ns	85
BB					0
RIV	↓	-0.005	9.735	0.001	164



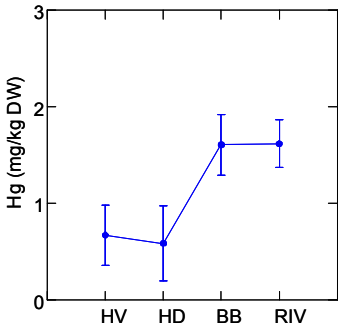
Anova: bassin F(3,461)=5.672; ns
jaar F(34,461)=0.131; p<0.001

Kwik – Hg (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

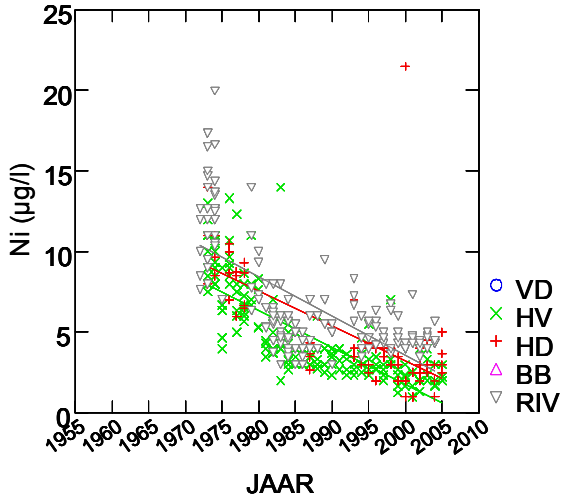
bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	97
HD				ns	67
BB				ns	96
RIV	↓	-0.218	436.0	0.006	169



Anova: bassin F(4,429)=3.348; p<0.05
jaar F(15,429)=4.138; p<0.05

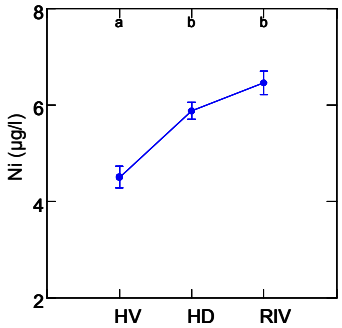
Vervolg Bijlage 8

Nikkel – Ni (µg/l)



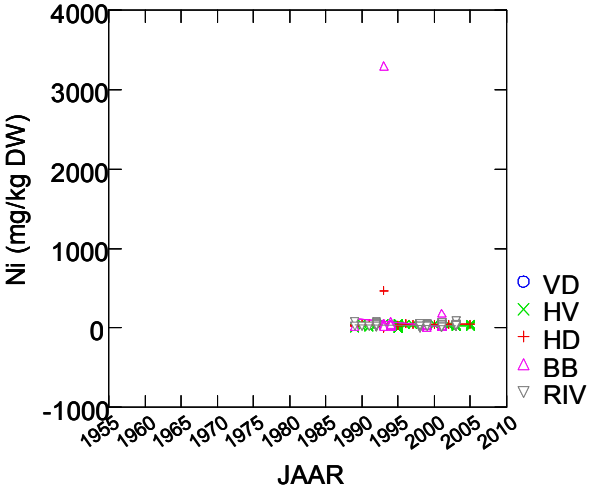
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD					0
HV	↓	-0.230	461.2	0.000	194
HD	↓	-0.217	438.2	0.000	74
BB					0
RIV	↓	-0.243	489.2	0.000	149



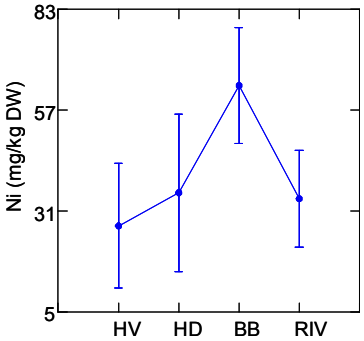
Anova: bassin F(3,417)=33.34; p<0.001
jaar F(34,417)=417.9; p<0.001

Nikkel – Ni (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

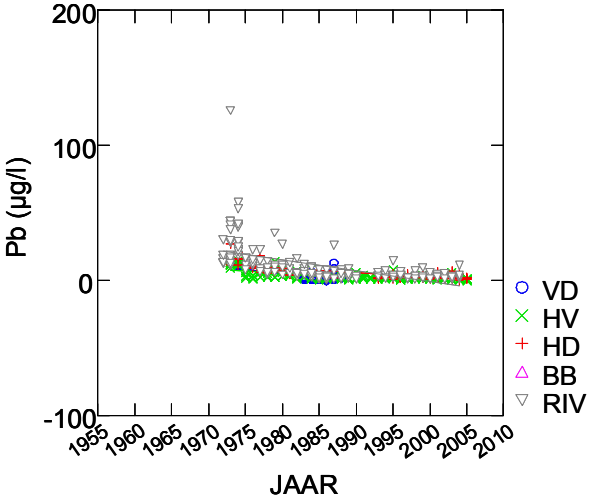
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	96
HD			ns	66
BB			ns	112
RIV			ns	169



Anova: bassin F(4,443)=1.115; ns
jaar F(16,443)=0.502; ns

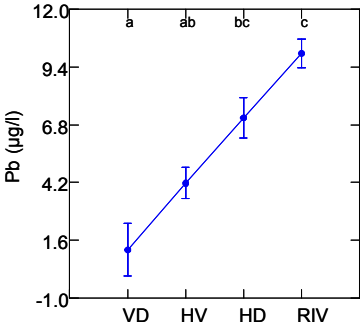
Vervolg Bijlage 8

Lood – Pb (µg/l)



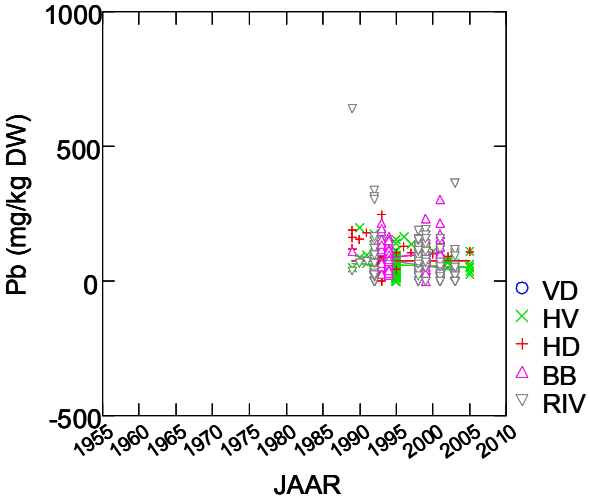
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-0.603	1198	0.000	48
HV	↓	-0.242	484.5	0.000	135
HD	↓	-0.336	674.0	0.000	85
BB					0
RIV	↓	-0.810	1619	0.000	163



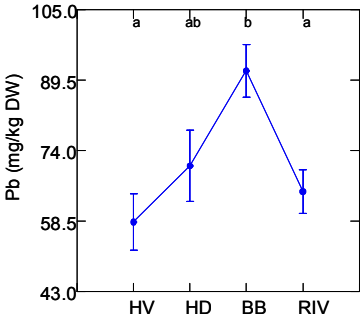
Anova: bassin F(4,431)=20.74; p<0.001
jaar F(34,431)=144.2; p<0.001

Lood – Pb (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

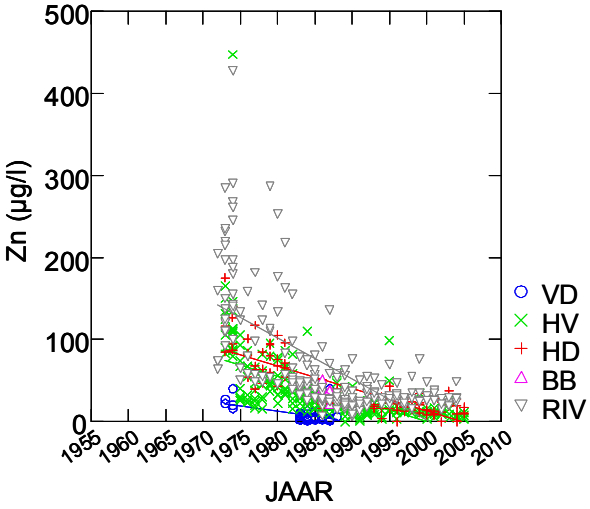
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	97
HD			ns	67
BB			ns	112
RIV			ns	169



Anova: bassin F(4,445)=6.016; p<0.001
jaar F(16,445)=3.375; ns

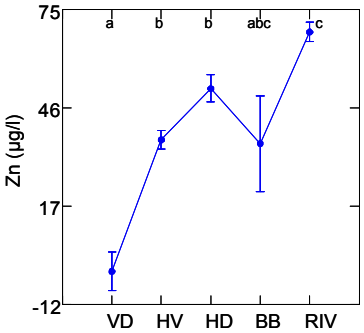
Vervolg Bijlage 8

Zink – Zn (µg/l)



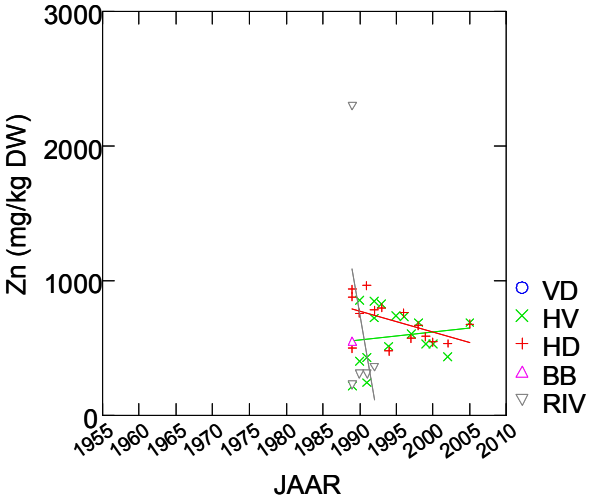
Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD	↓	-1.231	2450	0.000	50
HV	↓	-2.788	5576	0.000	213
HD	↓	-2.743	5498	0.000	101
BB				ns	8
RIV	↓	-5.009	10019	0.000	201



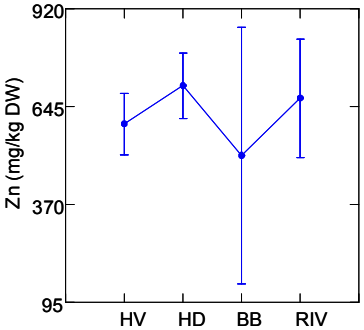
Anova: bassin F(5,573)=37.24; p<0.001
jaar F(34,573)=352.3; p<0.001

Zink – Zn (mg/kg DW)



Lineaire regressie:

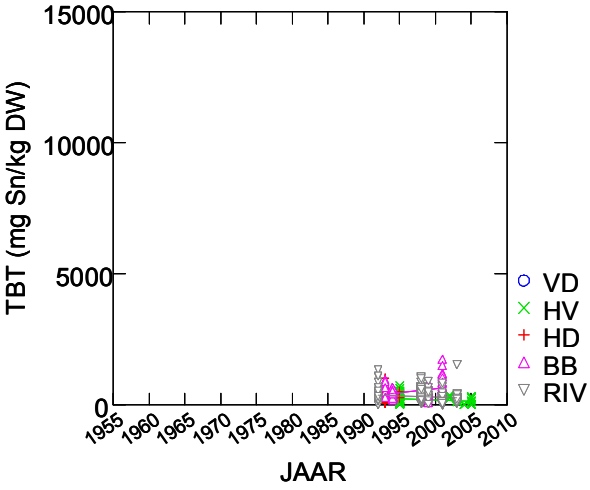
bassin	a	b	P	N
VD				0
HV			ns	17
HD			ns	15
BB				1
RIV			ns	5



Anova: bassin F(4,38)=0.303; ns
jaar F(14,38)=0.379; ns

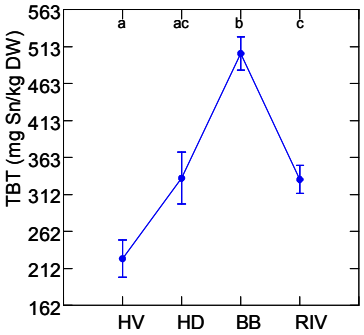
Vervolg Bijlage 8

Tributyltin – TBT (µg Sn/kg DW)



Lineaire regressie:

bassin		a	b	P	N
VD					0
HV				ns	88
HD				ns	52
BB	↑	29.01	-57388	0.000	111
RIV				ns	164



Anova: bassin F(4,415)=23.29; p<0.001

jaar F(12,415)=0.375; ns

Bijlage 9
Resultaten van ANOSIM analyses over de voor de Voordelta (VD) geaggregeerde data naar jaren (1961, 1963, 1965, 1966, 1968, 1983-1986, 1988-2006), periodes (A = 1960-1964; B = 1965-1969; C= 1971-1990; D = 1991-1995; E = 1996-2000; F = 2001-2006), deelgebieden (VD-W, VD-O), seizoenen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en strata (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

Parameters	Jaren	Periodes	Deel-gebieden	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:					
Significantie niveau	0.1 %	0.1 %	0.1 %	0.1 %	0.1 %
R-waarde	0.327	0.220	0.201	0.160	0.163
Onderlinge significante verschillen na Bonferroni correctie:					
α =	0.002	0.008	0.05	0.0125	0.0125
	1963 – 1983, 1989, 1992, 1994 t/m 1996, 1998, 2000, 2004, 2005	A – C t/m F	VD-W – VD-O	Lente – Zomer, Herfst	0-2m – 2-5m, 5-10m, >10m
	1966 – 1994, 1995	B – C t/m F		Zomer - Herfst	2-5m – 5-10m, >10m
	1968 – 1989, 1992, 1998, 2000, 2004	C – D t/m F			
	1983 – 1989, 1992, 1994 t/m 1996, 1998, 2000, 2004, 2005	D – F			
	1984 – 1994, 1998, 2000, 2004	E – F			
	1985 – 1994, 1995, 2000				
	1986 – 1995				
	1989 – 2004				
	1997 – 1998				
	1998 – 2001				
	2000 - 2001				

Bijlage 10

Resultaten van ANOSIM analyses over de voor het Haringvliet (HV) geaggregeerde data naar jaren (1961, 1963, 1964, 1969, 1973-1975, 1977, 1983, 1993-1995, 1997, 1998, 2001-2003, 2005), periodes (A = 1960-1964; B = 1969; C= 1973-1983; D = 1993-1995; E = 1997-1998; F = 2001-2005), deelgebieden (HV-W, HV-CW, HV-C, HV-CO, HV-O), seizoenen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en strata (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

Parameters	Jaren	Periodes	Deel-gebieden	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:					
Significantie niveau	0.1 %	0.1 %	ns	0.2 %	0.1 %
R-waarde	0.864	0.521	0.000	0.130	0.047
Onderlinge significante verschillen na Bonferroni correctie:					
α =	0.003	0.008	0.01	0.0125	0.0125
	1961 – 1973, 1975, 1977, 1983, 1993 t/m 1995, 1998, 2001, 2002	A – C t/m F		Lente – Zomer, Herfst, Winter	0-2m – 5-10m, >10m
	1963 – 1969, 1973, 1975, 1977, 1983, 1993 t/m 1995, 1998, 2001, 2002	B – C t/m F		Zomer - Herfst	
	1969 – 1973, 1975, 1977, 1983, 1993 t/m 1995, 1998, 2001, 2002	C – D, F			
	1973 – 1983, 1995	D – F			
	1975 – 1983, 1995, 2001, 2002				
	1977 – 1983, 1995				
	1983 – 1993 t/m 1995, 1998, 2001, 2002				
	1993 – 1995				
	1994 – 1995				
	1995 – 1998, 2001, 2002				

Bijlage 11
Resultaten van ANOSIM analyses over de voor het Hollandsch Diep (HD) geaggregeerde data naar jaren (1960, 1961, 1963, 1966, 1969, 1972-1975, 1983, 1993, 1994, 1998, 2002), periodes (A = 1960-1963; B = 1966-1969; C= 1972-1983; D = 1993-1994; E = 1998; F = 2002), deelgebieden (HD-W, HD-O), seizoenen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en strata (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

Parameters	Jaren	Periodes	Deel-gebieden	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:					
Significantie niveau	0.1 %	0.1 %	ns	1.9 %	ns
R-waarde	0.907	0.444	0.000	0.128	0.020
Onderlinge significante verschillen na Bonferroni correctie:					
α =	0.004	0.008	0.05	0.0125	0.0125
	1963 – 1983, 1993	A – C, D		Zomer – Lente, Herfst	
	1983 – 1993	B – C, D			
		C – D			

Bijlage 12
Resultaten van ANOSIM analyses over de voor de Biesbosch (BB) geaggregeerde data naar jaren (1965, 1966, 1971, 1972, 1993, 1994, 1998, 1999, 2001, 2002), periodes (B = 1965-1966; C= 1971-1972; D = 1993-1994; E = 1998-1999; F = 2001-2002), deelgebieden (BB-W, BB-O), seizoenen (Lente; Zomer; Herfst) en strata (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

Parameters	Jaren	Periodes	Deel-gebieden	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:					
Significantie niveau	0.1 %	0.1 %	ns	ns	ns
R-waarde	0.743	0.680	0.000	0.178	0.165
Onderlinge significante verschillen na Bonferroni correctie:					
α =	0.005	0.01	0.05	0.016	0.0125
		B – D			
		C – D			

Bijlage 13
Resultaten van ANOSIM analyses over de voor de Rivieren (RIV) geaggregeerde data naar jaren (1965, 1966, 1971, 1992, 1993, 1995, 1997-2004), periodes (B = 1965-1966; C = 1971; D = 1992-1995; E = 1997-1999; F = 2000-2004), deelgebieden (RIV-BerMaas; RIV-WaalGZ; RIV-afge; RIV-NieMer; RIV-DK; RIV-BovMer; RIV-MaasHE; RIV-Amer; RIV-Lek; RIV-NieWat; RIV-OudeMaas; RIV-NieMaas), seizoenen (Winter; Lente; Zomer; Herfst) en strata (0-2 m; 2-5 m; 5-10 m; >10 m).

Parameters	Jaren	Periodes	Deel-gebieden	Seizoenen	Strata
Overall statistieken:					
Significantie niveau	0.1 %	0.1 %	0.1 %	ns	ns
R-waarde	0.279	0.376	0.392	0.000	0.124
Onderlinge significante verschillen na Bonferroni correctie:					
α =	0.004	0.01	0.004	0.0125	0.0125
	1966 – 1995, 2001, 2003	B – D t/m F	RIV-BerMaas – RIV-NieMer, RIV-Amer, RIV-OudeMaas		
	1971 – 1995, 1999, 2001, 2003	C – D t/m F	RIV-MaasHE – RIV-OudeMaas		
			RIV-Amer – RIV-Lek		
			RIV-NieWat – RIV-OudeMaas		

Bijlage 14
Resultaten van ANOSIM analyses over de historische en huidige gemeenschappen als bepaald in het voorgaande, geaggregeerd naar jaren x seizoenen x strata x deelgebieden, waarbij soorten die in minimaal 2 monsters voorkomen zijn meegenomen. Weergegeven zijn de overall statistieken (significantie niveau, R-waarde (significantie waarde na Bonferroni correctie)), en voor de kenmerkende gemeenschappen de onderlinge R-waarde wanneer de gemeenschappen significant verschillen (ns = niet significant). VDref1 = Voordelta Zoute referentie gemeenschap; VDref2 = Voordelta Zout-brakke referentie gemeenschap; HVref = Haringvliet Brak dynamische referentie gemeenschap; HDref = Hollandsch Diep Brak-zoete referentie gemeenschap; BBref = Biesbosch Zoete getijde referentie gemeenschap; RIVref = Rivieren referentie gemeenschap; VDpres, HVpres, HDpres, BBpres en RIVpres zijn respectievelijk de huidige gemeenschappen van de Voordelta, het Haringvliet, het Hollandsch Diep, de Biesbosch en de Rivieren.

Kenmerkende gemeenschap				Significantie niveau = 0.1%; R-waarde = 0.667 (α = 0.005)							
	VDref1	VDref2	HVref	HDref	BBref	RIVref	VDpres	HVpres	HDpres	BBpres	RIVpres
VDref1											
VDref2	ns										
HVref	0.792	0.600									
HDref	0.583	ns	ns								
BBref	0.861	0.698	0.809	0.482							
RIVref	0.586	0.543	0.814	0.526	ns						
VDpres	0.472	0.710	0.791	0.731	0.983	0.712					
HVpres	0.852	0.676	0.849	0.689	0.802	ns	1.000				
HDpres	ns	ns	0.823	ns	ns	ns	ns	ns			
BBpres	ns	ns	0.848	0.672	ns	ns	1.000	ns	ns		
RIVpres	0.775	0.603	0.754	0.577	0.714	0.413	0.928	ns	ns	ns	

Seizoenen	ns (α = 0.0125)
Strata	ns (α = 0.0125)

Bijlage 15

Gevoeligheid van de meest voorkomende soorten per gemeenschap, (historisch en recent) zoals omschreven in de figuren 13 t/m 17, voor veranderingen en bepaalde condities in het milieu. De gevoeligheid is weergegeven met een score van 0, 1 of 2, waarbij 0 = ongevoelig; 1 = gevoelig; 2 = zeer gevoelig. Factoren die zijn bekeken zijn de toe- of afname in troebelheid (ook wel toe- of afname in zwevend stof); de toe- of afname van de stroomsnelheid (ook wel de toe- of afname in golfslag); de aanwezigheid van verontreinigingen; de aanwezigheid van hoge concentraties nutriënten (eutrofie); toe- of afname van de saliniteit; en lage zuurstofconcentraties (tijdelijke anaerobie). Verder is er een indicatie van de range aan saliniteiten waarbij de organismen kunnen voorkomen weergegeven, en wordt er weergegeven uit welke literatuur de desbetreffende informatie is betrokken.

nr	VD Zout cluster	toename troebelheid	afname troebelheid	toename stroomsnelheid	afname stroomsnelheid	Verontreinig-ingen	nutriënten	toename saliniteit	afname saliniteit	zuurstof	saliniteit	
1	*Spiophanes bombyx*	0	0	2	0	1	0	0	0	1	18-40	Ager, 2005
2	*Magelona papillicornis*	0	0	1	1	1	1	0	0	0	18-40	Borja et al., 2000; Rayment, 2007
3	*Nephtys cirrosa*	0	0	1	2	2	0	0	0	0	18-40	Budd, 2005; Ysebaert et al., 2002
4	PH-*Nemertea*					0	0					Borja et al., 2000
5	*Nephtys hombergii*	0	0	0	0	2	0	0	0	0	16-40	Budd & Hughes, 2005; Clark & Haderlie, 1960
6	*Scoloplos armiger*					1	1	0	0		9-40	Hayward, 1994; Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
7	*Spio martinensis*	1	0	0	0	0	0				8-40	Borja et al., 2000; Wolff, 1973; Ysebaert et al., 2002
8	*Bathyporeia elegans*			0	0	1	1				7-30	Borja et al., 2000; Ysebaert et al., 2002
9	*Echinocardium cordatum*	0	0	1	1	2	2	1	1	2	18-40	Hill, 2008
10	*Chaetozone setosa*					1	0				30-40	Olsgard, 1999; Van Moorsel, 2005
11	*Lanice conchilega*	0	0	2	1	1	1	0	1	1	18-40	Ager, 2008
12	*Pectinaria koreni*			2	0	1	0			1	30-40	Borja et al., 2000; Eagle, 1975; Olivier & Retière, 1998; Pearson & Rosenberg, 1978; Rees et al., 1977
13	*Bathyporeia guilliamsoniana*			0	0						7-30	Ysebaert et al., 2002
14	*Crangon crangon*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	<18-40	Neal, 2008
15	*Anaitides groenlandica*						0				23-40	Pearson & Rosenberg, 1978; Wolff, 1973
16	*Capitella capitata*	0	0	2	0	0	0	0	0	0	18-40	Riley, 2005
17	*Spio filicornis*	0	0	1	0	0	0	0	0	1	8-40	Ager, 2005; Ysebaert et al., 2002
18	*Schistomysis kervillei*										5-40	De Kluijver & Ingalsuo, 2008
19	*Macoma balthica*	0	0	1	0	2	0	0	0	0	<4-40	Budd & Rayment, 2001; Ysebaert et al., 2002
20	*Spisula elliptica*	0	0	1	1	1	0	2	2	2	30-40	Sabatini, 2007
21	*Atylus swammerdami*					1	1				27-40	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
22	*Gastrosaccus spinifer*										18-40	Wolff, 1973

23	*Nephtys longosetosa*					0	1				20-40	Barnes, 1994; Boon et al., 1985; Borja et al., 2000
24	*Tellina pygmaea*					1	1	0	2		34-40	Borja et al., 2000; Wolff, 1973
25	*Tellina tenuis*					1	1				27-40	Borja et al., 2000; Stirling, 1975; Van Moorsel, 2005

nr	VD Zout-Brak cluster											
1	*Macoma balthica*	0	0	1	0	2	0	0	0	0	<4-40	Budd & Rayment, 2001
2	*Nereis diversicolor*	0	0	1	1	1	0	0	0	1	<4-40	Budd, 2008a; Ysebaert et al., 2002
3	*Neomysis integer*	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0-30	Budd, 2008b; Steenbergen, 1993
4	*Crangon crangon*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	<18-40	Neal, 2008
5	*Bathyporeia pilosa*			2		0	1	0		2	7-30	Borja et al., 2000; Fish & Fish, 1996; Khayrallah, 1977; Khayrallah, 1985; Ysebaert et al., 2002
6	*Capitella capitata*	0	0	2	0	0	0	0	0	0	18-40	Riley, 2005
7	*Pygospio elegans*			1	0	0	0	0	0		5-40	Borja et al., 2000; Bryan & Gibbs, 1983; Ysebaert et al., 2002
8	*Polydora ligni*					0	0	0	0		1-30	Borja et al., 2000; Grassle & Grassle, 1974; Wolff, 1973
9	GEN-*Eteone*					1	0				5-18	Borja et al., 2000; Pearson & Rosenberg, 1978; Van Moorsel, 2005
10	*Mya arenaria*	1	1	1	1	1	1	0	0	0	<18-40	Tyler-Walters, 2003

nr	VD 2005/2006											
1	GEN-*Ensis*	0	0	1	1	2	1	0	1	1	30-40	Hill, 2006
2	*Magelona papillicornis*	0	0	1	1	0	1	0	0	0	18-40	Rayment, 2007b
3	*Nephtys hombergii*	0	0	0	0	2	0	0	0	0	16-40	Budd & Hughes, 2005; Clark & Haderlie, 1960
4	*Nephtys cirrosa*	0	0	1	2	2	0	0	0	0	8-40	Budd, 2005; Ysebaert et al., 2002
5	*Spiophanes bombyx*	0	0	2	0	1	0	0	0	1	18-40	Ager, 2005
6	*Urothoe poseidonis*					1	1				18-40	Borja et al., 2000
7	*Lanice conchilega*	0	0	2	1	1	1	0	1	1	18-40	Ager, 2008
8	*Capitella capitata*	0	0	2	0	0	0	0	0	0	18-40	Riley, 2005
9	*Echinocardium cordatum*	0	0	1	1	2	2	1	1	2	18-40	Hill, 2008
10	*Spio martinensis*	1	0	0	0	0	0				8-40	Borja et al., 2000; Wolff, 1973; Ysebaert et al., 2002
11	*Heteromastus filiformis*			1	0	0	0			0	<4-35	Borja et al., 2000; Diaz & Rosenberg, 1995; Ysebaert et al., 2002
12	*Scoloplos armiger*					1	1	0	0	0	9-40	Borja et al., 2000; Hayward, 1994; Van Moorsel, 2005
13	GEN-*Harmothoe*					0	1				5-22	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
14	*Anaitides mucosa*					1	0				30-40	Borja et al., 2000; Pearson & Rosenberg, 1978
15	PH-*Nemertea*					0	0					Borja et al., 2000
16	*Notomastus latericeus*					0	0				5-30	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
17	*Owenia fusiformis*	0	0	1	1	0	0	0	0	0	18-40	Neal & Avant, 2008

18	*Nereis longissima*					0	0				5-27	Borja et al., 2000; Wolff, 1973
19	GEN-*Eteone*					1	0				5-18	Borja et al., 2000; Pearson & Rosenberg, 1978; Van Moorsel, 2005
20	*Tellimya ferruginosa*					0	1				18-40	Borja et al., 2000
21	*Tharyx marioni*	0	0	2	0	1	1	0	0	0	<18-40	Rayment, 2007a
22	*Eumida sanguinea*					0	1				27-40	Borja et al., 2000; Wolff, 1973
23	*Leucothoe incisa*					1	1				18-40	Borja et al., 2000
24	*Macoma balthica*	0	0	1	0	2	0	0	0	0	<18-40	Budd & Rayment, 2001
25	*Mya arenaria*	1	1	1	1	1	1	0	0	0	<18-40	Tyler-Walters, 2003
26	*Crangon crangon*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	<18-40	Neal, 2008
27	*Pygospio elegans*			1	0	0	0	0	0		5-40	Borja et al., 2000; Bryan & Gibbs, 1983; Ysebaert et al., 2002
28	*Gastrosaccus spinifer*										18-40	Wolff, 1973
29	*Spio goniocephala*			0	0						8-40	Ysebaert et al., 2002
30	*Tellina fabula*	0	0	1	1	1	1	0	1	1	18-40	Rayment, 2008
31	*Streblospio shrubsolii*					0	0				6-40	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
32	*Poecilochaetus serpens*					1	1				18-40	Borja et al., 2000
33	*Abra alba*	0	0	1	0	1	0	0	1	0	30-40	Budd, 2007
34	GEN-*Autolytus*										5-18	Van Moorsel, 2005
35	*Mysella bidentata*					0	1	0	0	0	27-40	Borja et al., 2000; Ockelmann & Muus, 1978; Van Moorsel, 2005
36	*Atylus swammerdami*					1	1				27-40	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
37	*Diastylis bradyi*					1	1				18-40	Borja et al., 2000
38	GEN-*Cerastoderma*	0	0	1	1	1	1	0	0	2	5-40	Gittenberger et al., 1998; Tyler-Walters, 2007; Ysebaert et al., 2002
39	*Sigalion mathildae*					0	1				18-40	Borja et al., 2000
40	*Scolelepis bonnieri*										27-40	Van Moorsel, 2005

nr	HV Brak dynamisch											
1	*Nereis diversicolor*	0	0	1	1	1	0	0	0	1	<4-40	Budd, 2008a; Ysebaert et al., 2002
2	*Streblospio shrubsolii*					0	0				6-40	Borja et al., 2000; Van Moorsel, 2005
3	*Neomysis integer*	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0-30	Budd, 2008b; Steenbergen, 1993
4	*Boccardiella ligerica*										0.6-18	Van Moorsel, 2005
5	*Polydora ligni*					0	0	0	0		1-30	Borja et al., 2000; Grassle & Grassle, 1974; Wolff, 1973
6	*Macoma balthica*	0	0	1	0	2	0	0	0	0	<4-40	Budd & Rayment, 2001
7	*Crangon crangon*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	<18-40	Neal, 2008

nr	HV 2003/2005											
1	GEN-*Procladius*			1	0	0	0	0	0	0	0-5	Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993

2	GEN-*Corbicula*			0	1	0	0			2	0-24	Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
3	*Pisidium moitessierianum*					0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
4	*Pisidium henslowanum*			0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
5	*Pisidium casertanum*					0	0			0	0-1	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Hamburger et al., 2000; Mandaville, 2002
6	*Potamothrix moldaviensis*					0	0				0-1	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
7	*Branchiura sowerbyi*			0		0	0				0-1	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
8	*Limnodrilus hoffmeisteri*					0	0	1	0		0-5	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
9	*Limnodrilus claparedeianus*			0	1	0	0				0-1	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
10	*Pisidium nitidum*			0		0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
11	*Potamopyrgus antipodarum*			2	0	1	0	0	0	0	0-20	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
12	*Chironomus plumosus*					0	0	1	0		0-5.4	Mandaville, 2002; Vallenduuk et al., 1997
13	*Pisidium subtruncatum*					0	0				0-3	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
14	*Valvata piscinalis*			2	0	0	0	0	0	0	0-6	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
15	GEN-*Harnischia*			0	0	0	0				0-1	Mandaville, 2002; Moller Pillot, 1984
16	*Dreissena polymorpha*			0	0	0	0	0	0	1	0.1-4.7	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993
17	*Pisidium milium*					0	0				0.0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
nr	HD Brak-Zoet											
1	*Nereis diversicolor*	0	0	1	1	1	0	0	0	1	<4-40	Budd, 2008a; Ysebaert et al., 2002
2	*Crangon crangon*	0	0	0	0	1	1	0	0	0	<18-40	Neal, 2008
3	*Neomysis integer*	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0-30	Budd, 2008b; Steenbergen, 1993
4	*Gammarus zaddachi*				0	1	1			0	0.1-5	Borja et al., 2000; Lincoln, 1979; Steenbergen, 1993; Van Moorsel, 2005
5	*Boccardiella ligerica*										0.6-5	Van Moorsel, 2005
6	*Capitella capitata*	0	0	2	0	0	0	0	0	0	18-40	Riley, 2005
7	*Bathyporeia pilosa*			1		1	1	0	0	1	5-18	Borja et al., 2000; Fish & Fish, 1996; Khayrallah, 1977; Khayrallah, 1985; Van Moorsel, 2005
nr	HD 2002											
1	*Potamopyrgus antipodarum*			2	0	1	0	0	0	0	0-20	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993 Wolff, 1973
2	GEN-*Corbicula*			0	1	0	0			2	0-24	Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
3	*Hypania invalida*					1	1				0.5-5	Glasby & Timm, 2000; Peeters et al., 2008a
4	*Gammarus tigrinus*				0	0	0		0	0	0-5	Lincoln, 1979; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993; Van Moorsel, 2005

5	*Limnomysis benedeni*	1	0	0	0				0-19	Gergs et al., 2008; Peeters, 2008a
6	*Jaera istri*	0	1	1	0				0-1	Josens et al., 2005; Peeters, 2008a
7	GEN-*Cladotanytarsus*		0	1	0		0	1	0-1	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
8	*Dreissena polymorpha*	0	0	0	0	0	0	1	0.1-4.7	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993
9	*Valvata piscinalis*	2	0	0	0	0	0	0	0-6	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
10	*Pisidium moitessierianum*			0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
11	*Pisidium milium*			0	0				0.0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
12	GEN-*Cryptochironomus*	0	0	1	0		0	0	0-1	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
13	*Corophium curvispinum*			0	0				0-15	Lincoln, 1979; Naylor, 2006a
14	*Helobdella stagnalis*			0	0				0-1	Krebs, 1984; Mandaville, 2002
15	FAM-Ceratopogonidae	0	0	0	0		0	0	0-2	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
16	*Pisidium henslowanum*	0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
17	*Dicrotendipes nervosus*	0	0	0	0	0	0	0	0-5	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
18	*Dikerogammarus villosus*	0	0	0	0			0	0-20	Guerlet et al., 2008; Naylor, 2006b

nr	BB Zoet getijde									
1	*Pisidium amnicum*			0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
2	*Pisidium supinum*	0	1	0	0				0-0.6	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Sturm et al., 2006
3	*Gammarus zaddachi*		0	1	1			0	0.1-5	Borja et al., 2000; Lincoln, 1979; Steenbergen, 1993; Van Moorsel, 2005
4	*Sphaerium solidum*			1	0				0-2	Gittenberger et al., 1998; Peeters, 2008a
5	*Pisidium subtruncatum*			0	0				0-3	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
6	*Pisidium henslowanum*	0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
7	*Pisidium casertanum*			0	0			0	0-1	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Hamburger et al., 2000; Mandaville, 2002

nr	BB 2001/2002									
1	*Einfeldia carbonaria*	2	0	0	0				0-1	Moller Pillot, 1984; Peeters, 2008a
2	*Valvata piscinalis*	2	0	0	0	0	0	0	0-6	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
3	GEN-*Corbicula*	0	1	0	0			2	0-24	Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
4	GEN-*Procladius*	1	0	0	0	0	0	0	0-5	Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
5	*Pisidium henslowanum*	0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
6	*Polypedilum nubeculosum*	1	0	0	0	1	0	0	0-2	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993

7	*Limnodrilus claparedeianus*			0	1	0	0				0-1	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
8	*Pisidium casertanum*					0	0			0	0-1	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Hamburger et al., 2000; Mandaville, 2002
9	*Pisidium moitessierianum*					0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
10	GEN-*Cladotanytarsus*				0	1	0		0	1	0-1	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
11	*Limnodrilus hoffmeisteri*					0	0	1	0		0-5	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
12	*Vejdovskyella intermedia*					0	0				0-0.6	Berezina et al., 2007; Mandaville, 2002
13	*Pisidium nitidum*			0		0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
14	GEN-*Tanytarsus*			0	0	0	0		0	0	0-2	Krebs, 1984; Steenbergen, 1993
15	PH-Nematoda											
16	*Pisidium subtruncatum*					0	0				0-3	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
17	GEN-*Cryptochironomus*			0	0	1	0		0	0	0-1	Moller Pillot, 1984; Krebs, 1984; Steenbergen, 1993
18	*Quistadrilus multisetosus*					0	0				0-0.6	Mandaville, 2002; Smit et al., 1995
19	FAM-Ceratopogonidae			0	0	0	0		0	0	0-2	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
20	*Polypedilum bicrenatum*			0	0	0	1	0	0	1	0-5	Moller Pillot, 1984; Peeters, 2008a; Steenbergen, 1993
21	*Unio pictorum*			1	0	0					0-3	Gittenberger et al., 1998
22	*Potamopyrgus antipodarum*			2	0	1	0	0	0	0	0-20	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973

nr	RIV Rivieren											
1	*Pisidium supinum*			0	1	0	0				0-0.6	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Sturm et al., 2006
2	*Sphaerium corneum*			0	0	0	0	1	0	0	0-5.2	Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
3	*Chironomus reductus*										0-1	Moller Pillot, 1984
4	*Pisidium casertanum*					0	0			0	0-1	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Hamburger et al., 2000; Mandaville, 2002
5	*Spisula solida*	0	0	1	1	1	1	2	2	2	30-40	Borja et al., 2000; Sabatini, 2007; Van Moorsel, 2005
6	*Pisidium henslowanum*			0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
7	*Valvata piscinalis*			2	0	0	0	0	0	0	0-6	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973

nr	RIV 2003/2004											
1	GEN-*Corbicula*			0	1	0	0			2	0-24	Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
2	GEN-*Cladotanytarsus*				0	1	0		0	1	0-1	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
3	*Potamopyrgus antipodarum*			2	0	1	0	0	0	0	0-20	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
4	*Corophium multisetosum*					0	0				0-4	Borja et al., 2000; Lincoln, 1979

5	*Valvata piscinalis*	2	0	0	0	0	0	0	0-6	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993; Wolff, 1973
6	*Limnodrilus hoffmeisteri*			0	0	1	0		0-5	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
7	FAM-Ceratopogonidae	0	0	0	0		0	0	0-2	Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
8	*Pisidium moitessierianum*			0	0				0-0.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002
9	*Gammarus tigrinus*		0	0	0		0	0	0-5	Lincoln, 1979; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993; Van Moorsel, 2005
10	*Dreissena polymorpha*	0	0	0	0	0	0	1	0.1-4.7	Gittenberger et al., 1998; Steenbergen, 1993
11	GEN-*Procladius*	1	0	0	0	0	0	0	0-5	Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
12	*Pisidium casertanum*			0	0			0	0-1	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Hamburger et al., 2000; Mandaville, 2002
13	*Hypania invalida*			1	1				0.5-5	Glasby & Timm, 2000; Peeters et al., 2008a
14	GEN-*Cryptochironomus*	0	0	1	0		0	0	0-1	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
15	*Pisidium henslowanum*	0	0	0	0	1	0	1	0-1.5	Borja et al., 2000; Gittenberger et al., 1998; Mandaville, 2002; Steenbergen, 1993
16	*Limnodrilus claparedeianus*	0	1	0	0				0-1	Brinkhurst, 1971; Mandaville, 2002
17	*Corophium curvispinum*			0	0				0-15	Lincoln, 1979; Naylor, 2006a
18	*Polypedilum nubeculosum*	1	0	0	0	1	0	0	0-2	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993
19	*Dicrotendipes nervosus*	0	0	0	0	0	0	0	0-5	Krebs, 1984; Moller Pillot, 1984; Steenbergen, 1993

Bijlage 16

Samenstelling van de referentiegemeenschappen als beschreven in Figuur 19. Alle waargenomen soorten zijn weergegeven waarbij de frequentie van voorkomen in monsters en de gemiddelde dichtheid binnen die gemeenschap is weergegeven

(1) Zout – brakke getijdengemeenschap			(2) Brakke getijdengemeenschap			(3) Zoete getijdengemeenschap met zoutinvloed		
Soort	Frequentie van voorkomen (%)	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Soort	Frequentie van voorkomen (%)	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)	Soort	Frequentie van voorkomen (%)	Gemiddelde dichtheid (n/m^2)
Magelona papillicornis	50.0	16.82	*Nereis diversicolor*	86.0	189.14	*Gammarus zaddachi*	72.7	90.15
Crangon crangon	50.0	3.53	*Neomysis integer*	38.0	5.85	*Pisidium supinum*	54.5	13.17
Spiophanes bombyx	41.7	37.34	*Crangon crangon*	28.0	22.21	*Sphaerium solidum*	54.5	9.32
Nephtys cirrosa	41.7	13.96	*Streblospio shrubsolii*	26.0	14.50	*Pisidium amnicum*	36.4	24.32
PH-*Nemertea*	41.7	7.05	*Boccardiella ligerica*	22.0	315.97	*Sphaerium rivicola*	36.4	5.91
Capitella capitata	41.7	3.53	*Polydora ligni*	22.0	86.55	*Pisidium henslowanum*	36.4	5.45
Gastrosaccus spinifer	41.7	1.79	*Macoma balthica*	20.0	1.26	*Pisidium moitessierianum*	27.3	5.91
Scoloplos armiger	33.3	41.29	*Spiophanes bombyx*	12.0	2.74	*Sphaerium corneum*	27.3	5.45
Bathyporeia elegans	33.3	6.75	*Heteromastus filiformis*	12.0	0.41	*Pisidium subtruncatum*	27.3	4.73
Spio martinensis	33.3	5.70	*Cyathura carinata*	8.0	1.60	*Pisidium casertanum*	18.2	31.82
Nephtys hombergii	33.3	3.93	*Pygospio elegans*	8.0	0.82	*Pisidium nitidum*	18.2	1.82
Bathyporeia pilosa	33.3	0.92	*Capitella capitata*	8.0	0.22	*Valvata piscinalis*	9.1	1.82
Neomysis integer	25.0	6.40	*Mya arenaria*	6.0	0.73	*Unio pictorum*	9.1	1.36
Echinocardium cordatum	25.0	4.83	*Gastrosaccus spinifer*	6.0	0.61	*Anodonta anatina*	9.1	0.91
Macoma balthica	25.0	3.00	*Mytilus edulis*	6.0	0.40	*Nereis diversicolor*	9.1	0.91
Lanice conchilega	25.0	2.12	*Bathyporeia pilosa*	6.0	0.01	*Unio tumidus*	9.1	0.91
Pectinaria koreni	16.7	5.21	GEN-*Eteone*	6.0	0.01			
Bathyporeia guilliamsoniana	16.7	2.50	*Gammarus zaddachi*	4.0	0.40			
Schistomysis kervillei	16.7	2.43	*Nereis succinea*	4.0	0.40			
Anaitides groenlandica	16.7	1.67	*Streblospio dekhuyzeni*	4.0	0.20			
Chaetozone setosa	16.7	1.67	*Hydrobia ulvae*	4.0	0.20			
Atylus swammerdami	16.7	0.92	GEN-*Cerastoderma*	4.0	0.00			
Nephtys longosetosa	16.7	0.83	*Asterias rubens*	2.0	3.80			
Tellina pygmaea	16.7	0.83	*Echinocardium cordatum*	2.0	0.20			
Tellina tenuis	16.7	0.83	*Spio martinensis*	2.0	0.00			
Angulus tenuis	8.3	2.95	*Eurydice pulchra*	2.0	0.00			
Spio filicornis	8.3	2.51	*Mysella bidentata*	2.0	0.00			
Gammarus locusta	8.3	1.51						
Scolelepis bonnieri	8.3	1.08						
Mesopodopsis slabberi	8.3	1.00						
GEN-*Eteone*	8.3	0.83						
Heteromastus filiformis	8.3	0.83						

Megaluropus agilis	8.3	0.83		
Nephtys caeca	8.3	0.83		
Scolelepis squamata	8.3	0.83		
Spisula elliptica	8.3	0.63		
Urothoe poseidonis	8.3	0.50		
Atylus falcatus	8.3	0.42		
Owenia fusiformis	8.3	0.42		

Bijlage 17
Soorten die volgens andere studies in aanmerking komen voor de referentie gemeenschap van het zoetwater getijde gebied. De studies van Verhey et al. (1961) en Wolff (1973) beschrijven de historische gemeenschap van respectievelijk de jaren 50 en 60. De studies van Backx et al. (2002) en Peeters et al. (2008) hebben de soorten grotendeels geselecteerd op basis van huidige gemeenschappen in combinatie met de gevoeligheid van organismen (vooral voor verontreinigingen).

Soort	Wolff (1973)	Verhey et al. (1961)	Backx et al. (2002)*	Peeters et al. (2008)**
Agriolimax reticulatus	*x*		x	
Anodonta anatina			x	
Anodonta cygnea			x	
Arrenurus crassicaudatus				x
Asellus aquaticus				x
Aulodrilus limnobius			x	
Aulodrilus pigueti			x	
Caenis sp				x
Chironomus nudiventris				x
Corophium multisetosum				x
Cricotopus intersectus				x
Dreissena polymorpha			x	
Enchytraeidae				x
Erpobdella vilnensis			x	
Gammarus zaddachi	*x*			
Glyptotendipes pallens			x	
Gyraulus albus				x
Haemopsis sanguisuga		x	x	
Hydrobia sp		x		
Hypania invalida				x
Jaera istri				x
Kloosia pusilla			x	x
Limnodrilus udekemianus			x	x
Lipiniella arenicola			x	x
Lumbriculidae				x
Lymnaea sp	x	x		
Mercuria confusa			x	
Metriocnemus inopinatus			x	
Orchestia cavimanna	*x*	x	x	
Paranais frici				x
Paratendipes albimanus				x
Paratendipes nubilus				x
Perforatella rubiginosa	*x*		x	
Physella acuta				x
Pisidium sp	*x*	x	x	
Planaria torva			x	
Planorbis sp		x		
Polypedilum scalaenum				x
Potamopyrgus antipodarum	*x*		x	
Potamothrix moldaviensis			x	
Potamothrix vejdovskyi			x	
Prodiamesa olivacea				x
Propappus volkii			x	x
Psammoryctides sp			x	x
Pseudamnicola sp	x	x		
Pseudanodonta complanata			x	
Pseudorthocladius curtistylus			x	
Radix peregra			x	
Robackia demeyerei				x
Sialis lutaria				x
Sphaerium corneum	*x*		x	
Sphaerium rivicola			x	x
Sphaerium solidum	*x*		x	
Stagnicola palustris			x	
Stictochironomus sp			x	

Stylaria lacustris			x	
Telmatogeton sp		x		
Thalassomya sp		x		
Trocheta bykowskii	*x*	x	x	
Tubifex ignotus		x	x	x
Tubifex newaensis		x	x	x
Unio crassus			x	
Unio pictorum			x	
Unio tumidus			x	
Valvata cristata				x

* Soorten geselecteerd uit huidige Biesbosch, Hollandsch Diep en Haringvliet gemeenschappen, dus mogelijk vooral karakteristiek voor stagnant milieu.
** De soorten waarvan is aangegeven dat het indicatoren zijn voor een schoon milieu, zijn weergegeven.