

# Effecten van kokkelvisserij op de Slikken van de Dortsman (Oosterschelde):

**Bodemdier gemeenschappen en sediment karakteristieken voor en na het vissen en één jaar later.**



Sander Wijnhoven & Vincent Escaravage

Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME)  
Monitor Taskforce Publication Series 2008-01

Eindrapport januari 2008

# Dankwoord

Dank aan de medewerkers van de Monitor Taakgroep (NIOO-CEME) voor het bemonsteren en uitwerken van de bodemdier monsters en het gereed brengen van de dataset.

De bemanning van de schepen YE172, YE98 en YE42 hebben hun welwillende hulp verleend bij het uitvoeren van de bemonstering op de Slikken van de Dortsman (Oosterschelde).

Dank ook aan Joke Kesteloo-Hendrikse en Douwe van de Ende (IMARES) voor hun assistentie aan de MT medewerkers tijdens de bemonstering.

Dank aan Aad Smaal (IMARES) en Herman Hummel (NIOO-CEME) voor hun commentaar op het concept rapport, en Peter Herman (NIOO-CEME) voor het meedenken betreffende de statistiek. Aad Smaal was vanuit IMARES-Yerseke verantwoordelijk voor de begeleiding van dit project.

Jaap Holstein was opdrachtgever namens de Coöperatieve Producentenorganisatie van de Nederlandse Kokkelvisserij (PO-Kokkels).

Voor kant: 'Kokkelboten met hydraulische kokkelkor op de Slikken van de Dortsman' en 'Kokkels' (uit het archief van de Monitor Taakgroep).

© Copyright, 2007. 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).

*EFFECTEN VAN DE KOKKELVISSERIJ OP DE SLIKKEN VAN DE DORTSMAN (OOSTERSCHELDE): BODEMDIER GEMEENSCHAPPEN EN SEDIMENT KARAKTERISTIEKEN VOOR EN NA HET VISSSEN EN ÉÉN JAAR LATER, Sander Wijnhoven & Vincent Escaravage, 45 pp met illustraties in tekst en bijlagen.*

NIOO-CEME rapport 2008

Monitor Taskforce Publication Series 2008-01

KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

# Inhoudsopgave

<b>Samenvatting</b>	<b>5</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>7</b>
<b>2. Materiaal en methoden</b>	<b>9</b>
2.1 <i>Experimentele opzet en monsternamen</i>	9
2.2 <i>Analyse sediment en bodemdier monsters</i>	10
2.3 <i>Databewerking en analyse</i>	11
2.3.1 Univariate macrofauna descriptoren	11
2.3.2 Toetsing van verschillen in univariate macrofauna descriptoren	12
2.3.3 Multivariate macrofauna descriptoren	13
2.3.4 Toetsing van verschillen in multivariate macrofauna descriptoren	13
2.3.5 Gebruikte dataverwerking/statistische pakketten	14
<b>3. Resultaten en discussie</b>	<b>15</b>
3.1 <i>Ruimtelijke verschillen in de uitgangssituatie (<math>t_0</math>)</i>	15
3.1.1 Mediane korrelgrootte op $T_0$	15
3.1.2 Bodemdier dichtheden en biomassa op $T_0$	16
3.1.3 Bodemdieren diversiteit en de dominante soorten op $T_0$	16
3.1.4 De kokkelpopulatie op $T_0$	18
3.2 <i>Verschillen in ontwikkeling tussen controle en beviste delen op korte termijn en na 1 jaar</i>	20
3.2.1 Ontwikkeling mediane korrelgrootte	20
3.2.2 Ontwikkeling bodemdier dichtheden en biomassa	22
3.2.3 Ontwikkeling bodemdieren diversiteit en de dominante soorten	25
3.2.4 Significante verschillen in ontwikkeling afzonderlijke soorten	31
3.2.5 Ontwikkeling kokkelpopulatie	32
3.3 <i>De Power van de testen en het design</i>	35
3.3.1 Achtergrond Power analyse	35
3.3.2 Mediane korrelgrootte	36
3.3.3 Totale dichtheden	36
3.3.4 Totale biomassa	36
3.3.5 Indicatoren van soortendiversiteit	37
3.3.6 Consequenties voor experimentele designs	37
<b>4. Conclusies</b>	<b>39</b>
<b>5. Literatuur</b>	<b>41</b>
<b>Bijlagen</b>	<b>43</b>



## Samenvatting

De huidige studie beschrijft de resultaten van een onderzoek naar de effecten van kokkelvisserij met de hydraulische kokkelkor op de bodemdiergemeenschappen van de Slikken van de Dortsman (Oosterschelde). Hierbij is een experimentele opzet gehanteerd volgens het BACI (Before-After-Control-Impact) design waarbij een aantal vakken (6) zijn bevestigd, en een aantal vakken (3) hebben gefungeerd als controle. Er is onderzoek gedaan naar mogelijke effecten van bevissing op de bodemdiergemeenschappen en de mediane korrelgrootte op de korte termijn, 6 weken na bevissing, en op de middellange termijn van 1 jaar na bevissing.

Uit een statistische (Power) analyse blijkt dat binnen de huidige randvoorwaarden van locatie en omvang van het onderzoek, negatieve verschillen van 50% in totale bodemdier dichtheden en biomassa, van 10 tot 25% in de diversiteit indices, en van 5% in de sediment korrelgrootte te detecteren zijn.

Rekening houdende met het onderscheidende vermogen van de toetsen zijn er geen korte termijn effecten te detecteren in totale bodemdier dichtheden, biomassa, soortendiversiteit en mediane korrelgrootte van het sediment. Na 1 jaar lijken de totale biomassa, de soortendiversiteit en de soortenrijkdom in de bevestigde plots eerder te zijn toegenomen dan afgenomen in vergelijking tot de controle plots, maar de waargenomen verschillen zijn niet significant. Voor een aantal (in het onderzoeksgebied talrijke) soorten bodemdieren, waarvan de aantallen op korte en/of middellange termijn, een toename (*Capitella capitata*, *Spio sp.*, *Crangon crangon* en *Gammarus locusta*) dan wel afname (*Hydrobia ulvae*, *Oligochaeta* en de kokkel *Cerastoderma edule*) in de bevestigde vakken ten opzichte van de controle vakken laten zien, zijn die verschillen ook niet significant.

De korrelgrootte van het sediment wordt door de bevissing niet beïnvloed.

Deze studie laat zien dat, binnen de gegeven randvoorwaarden van locatie en omvang van het onderzoek, er in het proefgebied geen destructieve effecten van de kokkelvisserij worden gevonden op de belangrijkste karakteristiek van het sediment, de korrelgrootte, en op de bodemdieren dichtheden, biomassa, soortenrijkdom, soortenverdeling en diversiteit.



# 1 Inleiding

De huidige studie vindt plaats in het kader van het meerjarige Project Onderzoek Duurzame Schelpdiervisserij (PRODUS), waarbinnen onderzoek wordt uitgevoerd met betrekking tot de ecologische effecten van schelpdiervisserij in relatie tot de ontwikkeling van natuurwaarden in de kustwateren. Dit rapport is een vervolg op Escaravage (2007) welke in detail de resultaten van de bemonsteringen net voor en na bevissing op de Slikken van de Dortsman (Oosterschelde, nabij Stavenisse) behandelt. Deze rapportage zal voornamelijk ingaan op de situatie één jaar na bevissing, welke wordt vergeleken met de situatie voor en net na bevissing. Zodoende zal daar waar nodig de uitgangssituatie en de korte termijn effecten in detail worden besproken, zodat dit rapport als een op zich zelf staand document kan worden gelezen, en wordt voor het overige verwezen naar bovengenoemde rapportage. In deze studie wordt de hypothese onderzocht, dat kokkelvisserij met behulp van een hydraulische kor destructieve gevolgen heeft voor de bodem en de bodemdieren gemeenschappen.

De op het NIOO-CEME opererende Monitor Taakgroep (MT) was als opdrachtnemer verantwoordelijk voor het vaststellen van de monsterlocaties, de bemonstering, de monsterverwerking en het produceren van de huidige rapportage.





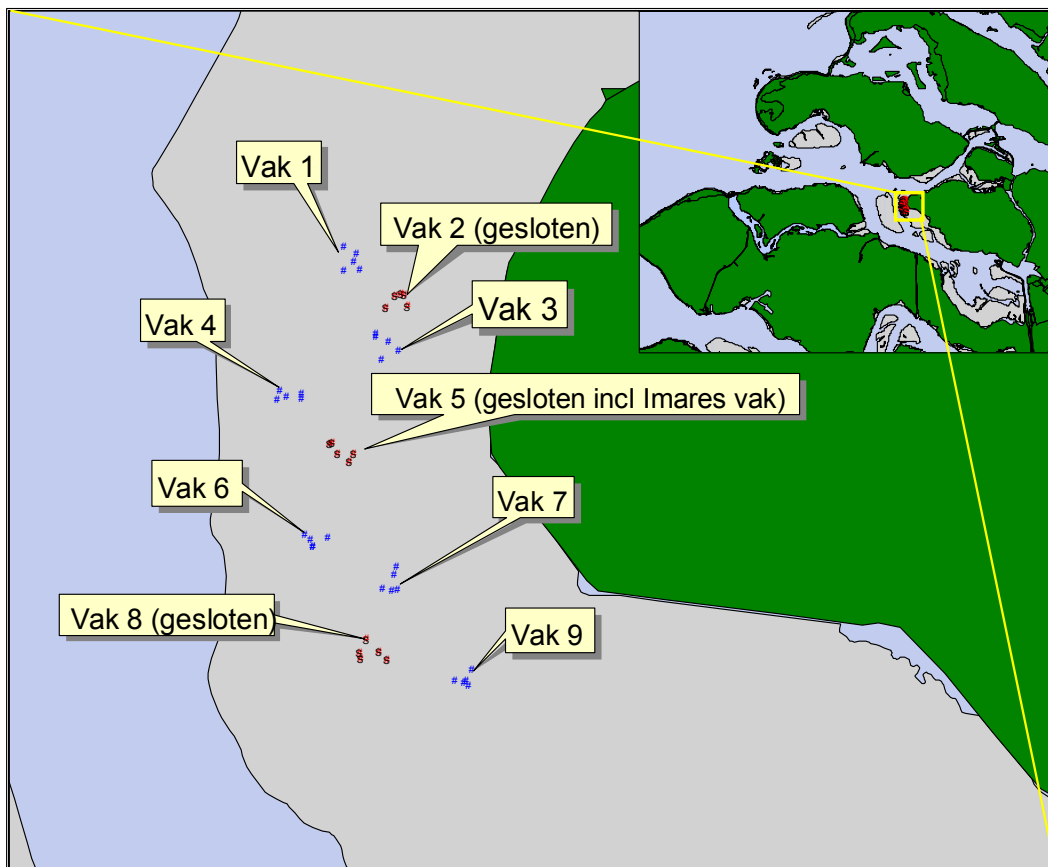
## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Experimentele opzet en monsternamen

In overleg met de opdrachtgever is voorgesteld om 3 x 45 monsters binnen 9 vakken (100 x 100 meter) op de Slikken van de Dortsman in het najaar van 2006 en het najaar van 2007 te verzamelen, om de eventuele korte duur en middellange duur effecten van de kokkelvisserij op de bodemdieren fauna en de sedimentsamenstelling te toetsen (Figuur 1).

**Figuur 1:**

Kaart van de monsterlocaties op de Slikken van de Dortsman met de bijbehorende vakindeling: beviste vakken (blauwe symbolen); onbeviste controle vakken (rode symbolen)



Er is direct voor en na het vissen, op 6 september 2006 ( $t_0$ ) en 09 november 2006 ( $t_1$ ), binnen elk vak bemonsterd. De vakken zijn verdeeld op basis van de geografische ligging in 3 groepen van 3 vakken. Het gaat hier om de noordelijke groep (vakken 1 t/m 3) de westelijke groep (vakken 4 t/m 6) en de zuidelijke groep (vakken 7 t/m 9). De vakken 2, 5 en 8 binnen de 3 geografische groepen zijn bedoeld als controle, en daar mag totaal geen visserij activiteit in plaats vinden. De andere 2 vakken binnen de 3 geografische groepen zijn vlak na het tijdstip  $t_0$  bevist met een hydraulische kokkelkor (het gaat hier dus om de vakken 1, 3, 4, 6, 7, 9). Voor de visintensiteit en de vangst resultaten van de kokkelboten wordt verwezen naar Escaravage (2007). Om specifiek te kijken naar mogelijke effecten van bevissing na 1 jaar, is de bemonstering van de 9 vakken op 1 en 2 oktober 2007 ( $t_2$ ) binnen een straal van enkele meters (de

nauwkeurigheid van de gehanteerde GPS) van de monsterposities van  $t_0$  en  $t_1$  herhaald. De indeling in geografische groepen zoals eerder toegepast in Escaravage (2007) zal in de discussie worden besproken. Het vak met de aanduiding 'Imares vak' (vak 5) verwijst naar een vast monitoringspunt van Imares (J. Kesteloo-Hendrikse, pers. comm.).

De experimentele opzet volgt de zogenaamde BACI design (Before/After/Control/Impact) waar vergelijkingen worden gemaakt tussen de tijdstippen  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$  op de beviste locaties, rekening houdend met de mogelijke 'autonome' veranderingen opgetreden tijdens dezelfde periode op de onbeviste (referentie) locaties.

Voor de hoekcoördinaten van de vakken en de coördinaten van de monsterpunten zie Escaravage (2007).

Binnen ieder vak zijn willekeurig 5 locaties door MT bepaald en bemonsterd volgens de methodiek van de standaard MWTL biomonitoring (BIOMON) procedure van RWS. De vijf bodemdier monsters binnen elke vak (1 tot 9) zijn beschouwd als replicamonsters. Op elke monsterlocatie zijn 3 steekbuizen (0,015 m<sup>2</sup>) gestoken voor het bemonsteren van de bodemdieren. De sediment-inhoud van deze steken is samengevoegd en uitgezeefd over 1 mm. Daarbij is ook een sediment monster genomen (1 buisje 3 cm diep) voor het bepalen van de korrelgrootte karakteristieken.

Tijdens de bemonstering gingen de MT-medewerkers bij laag water op de Slikken van de Dortsman waar assistentie verleend werd door daar aanwezige boten van de PO-kokkels en bemanning. De bemonstering van de 45 locaties vond op  $t_0$  en  $t_1$  plaats gedurende één getijde, en op  $t_2$  gedurende 2 getijden. Met behulp van de bootbemanning zijn de bodemdieren monsters aan de waterkant gebracht voor het zeven en in potten doen van het gezeefde materiaal. Vervolgens zijn de monsterpotten naar het lab gebracht voor fixatie (formaline) en verdere uitwerking volgens de vaste procedures in gebruik bij de Monitor Taakgroep (NEN-en-ISO 9001:2000). De sedimentmonsters zijn opgeslagen in een diepvriezer op het lab tot de dag van de analyse.

## **2.2 Analyse sediment en bodemdier monsters**

Het sediment is geanalyseerd door middel van een korrelgroottebepaling gebaseerd op het principe van laserdiffractie met behulp van een Mastersizer 2000. Hiervoor is een apparaat van de firma Malvern Instruments gebruikt, die de lichtverstrooiingspatronen van sedimentdeeltjes in suspensie bij het passeren door een laserbundel analyseert. De grootte distributie van de deeltjes tussen de 0.02 en 2000  $\mu\text{m}$  kan zodoende worden bepaald. Op deze manier is de mediane korrelgrootte van het sediment bepaald en gebruikt als karakteristiek voor de sedimentsamenstelling. Voor specificaties apparaat NIOO-CEME en specifieke aannames zie Escaravage (2007).

De bodemdier monsters zijn op het lab nagespoeld, gekleurd met Bengaals Rood en vervolgens uitgezocht. De monsters zijn, om het uitzoeken te vergemakkelijken, in twee fracties verdeeld met zeven van respectievelijk 3 en 0.5 mm. De dieren zijn met het blote oog uit de residuen van de grove fractie en met behulp van een binoculair (x6 - x12) uit de fijne fractie uitgezocht. De resultaten van de twee fracties zijn voor verdere (statistische) analyse samengevoegd.

Met uitzondering van de *Oligochaeta*, *Actiniaria* en *Nemertea* zijn alle dieren, zo mogelijk, tot op de soort gedetermineerd, en zijn de aantallen bepaald. Wegens de soms sterke fragmentatie van de polychaeten, is voor het bepalen van de dichtheid het aantal koppen geteld. Als van een bepaalde soort enkel fragmenten gevonden zijn, is het aantal gevonden exemplaren op één gesteld. Van alle schelpdieren, en van de complete exemplaren van de wadpier *Arenicola marina* (dankzij hun stevige niet breekbare structuur) zijn

tevens de lengte of lengteklasse genoteerd. Wanneer door het ontbreken van delen, of door het kleine formaat, bepaalde individuen niet met zekerheid tot op soort te brengen waren, zijn ze ingedeeld in aparte groepen gedetermineerd tot op genus niveau (zoals *Cerastoderma sp*, *Spio sp* en *Arenicola sp*) wat niet weg neemt dat zij mogelijk toch tot de soorten binnen dat genus behoren die zijn aangetroffen in de studie (*Cerastoderma edule*, *Spio goniocephala*, *Spio martinensis* en *Arenicola marina*).

De biomassa is bepaald op één van de volgende manieren:

- Hetzij direct door het meten van het asvrij-drooggewicht. Hiervoor zijn dieren met verschillende lengte minimaal 2 dagen gedroogd bij 80°C, en nadien gedurende 2 uur bij 560-580°C verast. Het asvrij-drooggewicht (ADW) is dan het verschil tussen het drooggewicht voor en het gewicht na verassen.
- Dan wel indirect via lengte-gewicht relaties ( $W=aL^b$  met  $W=ADW$  in mg en  $L=lengte$  in mm) welke zijn verkregen uit de CEME-database (BIS = Benthos Informatie Systeem). Voor de schaal- en schelpdieren zijn lengte-gewicht regressies opgesteld. Indien van een soort niet voldoende exemplaren gevonden zijn, of de spreiding zo groot is dat er geen betrouwbare regressie berekend kan worden, is een eerder berekende regressie uit een vergelijkbaar systeem en hetzelfde seizoen gebruikt. Bij gebruik van een alternatieve regressie is altijd gecheckt of deze passend is bij de huidige observaties.
- Of het converteren van natgewicht in ADW. Natgewichten zijn bepaald met een Sartorius balans tot op 0,1 mg nauwkeurig. De natte exemplaren zijn 1-10 sec op filtreerpapier gedroogd en dan gewogen. In verband met een grotere hoeveelheid aanhangend water zijn de grote exemplaren iets langer gedroogd dan de kleine. Voor de omrekening van natgewicht naar asvrijdrooggewicht is gebruik gemaakt van conversiefactoren die zijn bepaald tijdens eerdere monitoring-campagnes (verkregen uit BIS).
- Of ten slotte door het toekennen van een gemiddelde biomassa uit de bemonsterde populatie of een vergelijkbare populatie in het uitzonderlijke geval dat lengte noch natgewicht bepaald kon worden.

## **2.3 Databewerking en analyse**

### **2.3.1 Univariante macrofauna descriptoren**

Ten eerste zijn de vakken, gebieden, tijdstippen en behandelingen vergeleken mbt de dichtheid, biomassa, treffrequentie, diversiteit (Shannon index), soortenrijkdom (Margalef Richness) en 'Evenness' (Pielou's) van de totale macrofauna op elke monsterpunt. Rekening houdende met verschillen in de uitgangssituatie ( $t_0$ ) van de negen monstervakken en met de afwijkingen van de individuele observaties tov de normale verdeling worden met name de verhoudingen tussen observaties op  $t_1$  of  $t_2$  en  $t_0$  na eventuele logtransformatie getoetst. Eerst wordt gecontroleerd op autonome ontwikkelingen in de referentie gebieden tussen de monstertijdstippen. In afwezigheid van autonome ontwikkeling in de referentie vakken geven de verschillen tussen  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$  waargenomen in de beviste vakken, direct de effecten van de visserij weer. In geval van autonome ontwikkeling (veranderingen binnen de referentievakken) worden de verschillen tussen de tijdstippen in de referentie en de beviste vakken berekend. Vervolgens wordt het effect van de visserij gemeten door de veranderingen in de verschillen tussen de beviste en referentie vakken gemeten op  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$  te berekenen.

Voorafgaand aan het toetsen van de verschillen tussen de bodemdier monsters genomen op de tijdstippen  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$  is er gekeken naar de oorspronkelijke verschillen aanwezig op  $t_0$  tussen de monstervakken. De sediment en bodemdieren karakteristieken zijn gebruikt voor het inschatten van de bruikbaarheid van de

onbeviste locaties als referenties voor de beviste locaties. Daarvoor is het noodzakelijk dat de karakteristieken van de referentie vakken op  $t_0$  niet significant verschillend zijn van die in de beviste vakken. Voor analyse van de mogelijke effecten van visserij op de kokkel bestanden, hebben we tevens de lengte van de kokkels in ogenschouw genomen, daar de kokkel visserij met name de grotere exemplaren van de kokkels beoogt te bevissen, waarbij de kleinere exemplaren gespaard blijven.

### **2.3.2 Toetsing van verschillen in univariate macrofauna descriptoren**

De vergelijking van de bodemdieren descriptoren tussen de vakken dan wel de behandelingen (controle t.o.v. bevist) is in eerste instantie uitgevoerd met behulp van de gepaarde t-toets. Hierbij zijn de genomen monsters per tijdstip als random monsters binnen elke behandeling (bevist vs controle) beschouwd, dwz zonder onderscheid van de vakken waar de monsterpunten bijhoren. Daarmee is het aantal afzonderlijke observaties binnen elke behandeling 'kunstmatig' vergroot wat tot een vergroting van het onderscheidend vermogen leidt.

Bij het meervoudig testen, zoals hier de t-test meermaals is uitgevoerd, is het gebruikelijk een Bonferroni-correctie toe te passen. Het significantie niveau van iedere afzonderlijke test wordt dan teruggebracht met een factor  $(n*(n-1)/2)$ , met n het aantal geteste variabelen (Sokal & Rohlf, 1995), wat in dit geval van de t-testen per variabele met een  $p=0.05$  leidt tot een significantie-niveau van  $p=3.1*10^{-5}$ .

De keuze voor een dergelijke opzet (zonder onderscheid van vakken en zonder Bonferroni correctie) die relatief weinig conservatief is werd in eerste instantie gemaakt om mogelijke destructieve, d.w.z. negatieve, effecten van bevissing (op een versterkte manier) te kunnen detecteren. Hierbij bestempelen we een toevalstreffer liever als een mogelijk effect, dan een negatief effect over het hoofd te zien.

Vooraf aan de t-toets is vastgesteld of de data aan de normale verdeling voldoen (Kolmogorov-Smirnov toets  $p<0.05$ ). In gevallen van afwijking tov de normale verdeling zijn de data log-getransformeerd met als doel die afwijkingen te verkleinen. Verder hebben we, daar de Ausgangssituatie in de diverse vakken en tussen de controle en beviste vakken in het bijzonder niet altijd het zelfde was, gerekend met het verschil tussen de log-getransformeerde  $t_1$  dan wel  $t_2$  data en de  $t_0$  data per monsterpunt, daar we met name geïnteresseerd zijn in verschillen in ontwikkeling in de tijd tussen de vakken/behandelingen.

In geval van afwezigheid van significante effecten (tijd dan wel bevissing) tussen de steekproeven werden Power Analyses (Sokal & Rohlf, 1995) uitgevoerd voor het bepalen van het onderscheidende vermogen van de toets. Daarmee wordt het minimale verschil bepaald dat gedetecteerd kan worden ( $p<0.05$ ) rekening houdende met de natuurlijke variatie (tussen monsters en vakken) en het aantal monsters per steekproef. Het aantal beschikbare observaties met bijbehorende standaard deviatie is hiervoor getoetst op het niveau van 80% ( $1-\beta$ ) waarschijnlijkheid dat het ontbreken van significante verschillen ook overeenkomt met het behoren van de getoetste groepen tot één (normaal verdeelde) populatie van observaties. De power van de gebruikte toetsen is berekend voor een 50, 25, 10 en 5% verschil tussen de steekproeven, en een detectie niveau van 0.05 ( $\alpha$ ).

Mogelijke negatieve verschillen die worden gedetecteerd met de gepaarde t-toetsen (zonder onderscheid van vakken) zullen op significantie worden getest volgens een meer behoudende BACI-ANOVA. Met de ANOVA wordt rekening gehouden met het feit dat er verschillen bestaan tussen de vakken, waarbij de vakken gekoppeld zijn aan een behandeling. In het ANOVA-design wordt zodoende getest voor significante verschillen ( $p<0.05$ ) in de behandeling x tijd interactie, waarbij het 'nested'-effect van de vakken in de behandeling x tijd als 'error' wordt meegenomen.

### 2.3.3 Multivariate macrofauna descriptors

Multivariate statistics are used for the analysis of the species composition. For this, the dominant species are distinguished on the basis of the following criteria: 1) the most frequent in the samples; 2) the species with the highest average densities in the samples of this study, and; 3) the species with the highest average biomass in the samples of this study. This leads to three species lists of the twenty highest scoring species in these three categories of dominance. These 3 species lists are eventually supplemented with species that are not in the top twenty, but in one of the special boxes up to the 10 highest scoring species. The species lists (on the basis of density, biomass, frequency) are combined into a 'list of dominant species'. This species list is subsequently used for the analysis of the soil animals on the (multivariate) level of the species composition, with the help of MDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling in PRIMER v5; Clarke & Gorley, 2001) and RDA (Redundancy Analysis in Canoco for Windows 4.5; Ter Braak & Smilauer, 1998).

The MDS plots are based on the matrix of the Bray-Curtis similarity index (Bray & Curtis, 1957) calculated between the species densities and biomass on each of the sample points after a 4<sup>th</sup> root transformation of the observations to reduce the influence of 'very abundant' species. The first two dimensions of the MDS plots are given, where the stress factor is an indication of the quality of representation of the similarity matrix on this plane. A stress factor smaller than 0.20 indicates a representation where the main gradients in the similarity matrix are adequately represented.

An RDA is a direct gradient analysis according to a linear response model. We can use a linear response model if there are short gradient lengths (<3) in our datasets, as found after application of DCA's (Detrended Correspondence Analyses). In a direct gradient analysis, or also called constrained ordination, besides the species, the 'environmental' variables (time and treatment) are also included in the calculation. The axes are then also linear combinations of environmental variables. The advantage of an RDA over an MDS is that the relationships between species and environmental variables are directly visible; the MDS shows the opposite relationships between communities and environmental variables. To avoid that very abundant species dominate the analyses and to deal with the absence of species, the data are log-transformed (Ter Braak & Smilauer, 1998).

Since RDA analyses give indications of effects of fishing on specific species besides the effects of trawling, we also look at the developments in densities and biomass of the special species according to the method described in 2.3.2.

### 2.3.4 Testing for differences in multivariate macrofauna descriptors

Statistical testing of the group differences in the MDS plots, is done with the help of an ANOSIM (Analysis of Similarity) in PRIMER v5. Here, the groups (boxes/treatments/time points) are pairwise compared for differences in life communities, where the significance level is given by the stress factor. The stress factor of the difference between life communities is given with an R-value, where a large difference can be made in the degree of separation between the groups as: large differences ( $R > 0.75$ ), overlapping groups with clear differences ( $R > 0.5$ ), overlapping groups with differences ( $R > 0.25$ ), and hardly distinguishable groups ( $R \leq 0.25$ ) (Clarke & Gorley, 2001). The R-value says thus

iets over de scheiding van de groepen, terwijl significantie ook rekening houdt met het aantal monsters/punten, en de variatie tussen de punten binnen een groep.

### **2.3.5 Gebruikte dataverwerking/statistische pakketten**

Voor de voorbereiding van de data is gebruik gemaakt van Microsoft Office Access 2003 en Microsoft Office Excel 2003. De statistische analyses zijn uitgevoerd in Systat for Windows 11. De Shannon, Margalef en Pielou (diversiteit, soortenrijkdom en evenness) indexen zijn berekend in PRIMER v5. In een groot aantal van de figuren maken we gebruik van het presenteren van de resultaten in zogenaamde 'boxplots'. In deze figuren wordt per groep op de x-as steeds de mediane waarde  $\pm$  25-percentielen (boxen)  $\pm$  1.5 \* 50-percentiel (foutenbalken)  $\pm$  waarden binnen 3 \* 50-percentiel ranges (sterretjes)  $\pm$  waarden buiten 3 \* 50-percentiel ranges (cirkeltjes) weergegeven. Significante verschillen zijn aangegeven met letters waarbij overeenkomstige letters, dan wel het ontbreken van een letter duidt op geen significante verschillen, en verschillende letters duiden op significante verschillen.

### 3 Resultaten en discussie

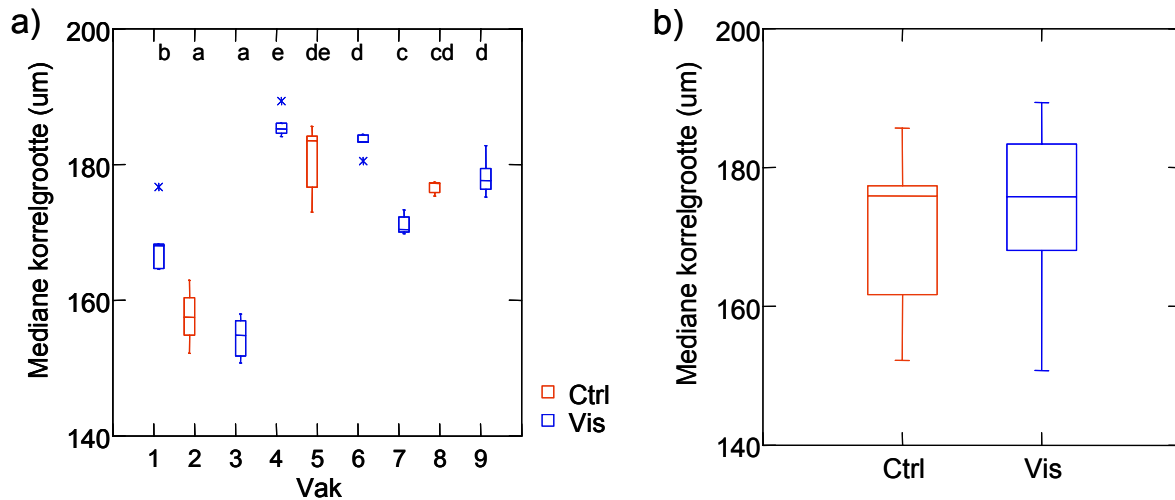
#### 3.1 Ruimtelijke verschillen in de uitgangssituatie ( $t_0$ )

##### 3.1.1 Mediane korrelgrootte op $T_0$

Ondanks het feit dat de experimentele vakken gelegen zijn op dezelfde plaat, is er een bepaalde variatie in abiotische condities te verwachten die zijn weerslag zal hebben op de bodemdiergemeenschappen. Een belangrijke abiotische factor is het substraat type welke we in de huidige studie in de vorm van mediane korrelgrootte meenemen. Mediane korrelgrootte is niet alleen een variabele die de ruimtelijke heterogeniteit in het onderzoeksgebied in beeld kan brengen, maar is ook een variabele die potentieel beïnvloed wordt door visserij activiteiten.

**Figuur 2:**

Mediane korrelgrootte bij aanvang van het experiment op  $T_0$ ; a) Variatie tussen de vakken; b) Variatie tussen de twee behandelingen (controle en beviste vakken). De letters a t/m e duiden eventuele verschillen tussen vakken aan, d.i. vakken met eenzelfde letter zijn niet significant verschillend van elkaar



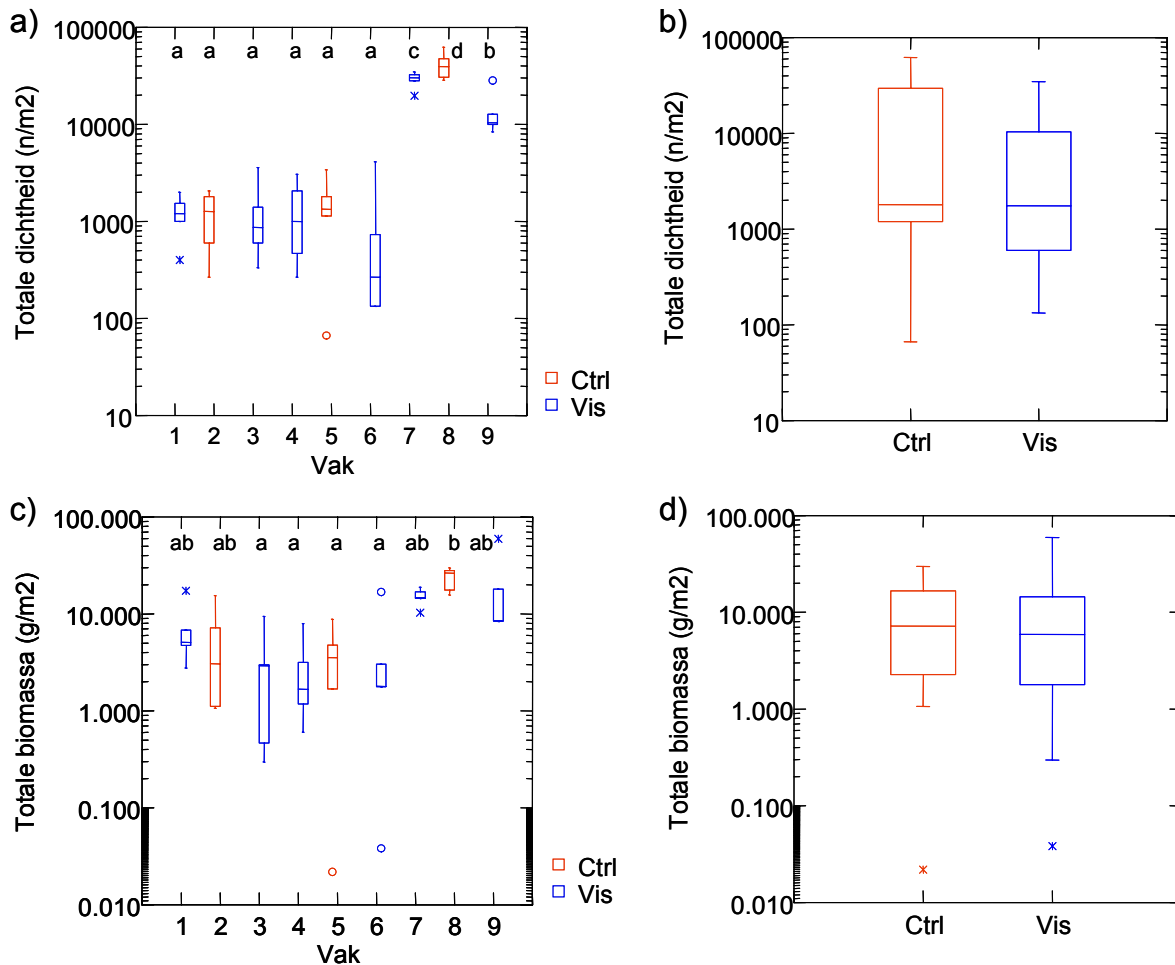
De mediane korrelgrootte bij aanvang van de experimenten ( $t_0$ ) varieert tussen de 150 en 190  $\mu\text{m}$  (Figuur 2). Er zijn significante verschillen tussen de vakken gevonden, waarbij met name de 3 noordelijke vakken (Figuur 1) worden gekenmerkt door een kleinere mediane korrelgrootte (significante verschillen aangegeven volgens de methodiek beschreven in 2.3.5). Escaravage et al. (2007) maakt het onderscheid in een noordelijke, westelijke en zuidelijke regio, elk bestaande uit 3 vakken. Deze indeling is echter qua sediment type maar ook qua bodemdieren niet eenduidig (significante verschillen binnen de regio's dan wel afwezigheid van verschillen tussen vakken uit verschillende regio's). Rekening houdende met een gewenste vergroting van het onderscheidende vermogen van het statistische design voor de huidige studie is er voor gekozen om daar waar mogelijk geen indeling naar regio's te hanteren. Met betrekking tot de mediane korrelgrootte is er geen significant verschil ( $p > 0.05$ ;  $\beta = 80\%$  voor verschil van 5%) tussen de controle en de beviste vakken (Figuur 2b).

### 3.1.2 Bodemdier dichtheden en biomassa op $T_0$

De bodemdier dichtheden en in mindere mate de biomassa laten een duidelijke scheiding tussen de 6 noordelijke en 3 zuidelijke vakken zien (Figuur 3a en c). Qua totale bodemdier dichtheden zijn de vakken 1 tot en met 6 vergelijkbaar, maar zijn de dichtheden significant groter in de vakken 7, 8 en 9. De vakken 7, 8 en 9 verschillen onderling ook significant van elkaar. Met name vanwege de grote variatie binnen de vakken, kent alleen vak 8 een significant grotere biomassa dan de vakken 3, 4, 5 en 6, terwijl de overige combinaties geen significante verschillen laten zien. Dit leidt tot niet significant verschillende dichtheden en biomassa in de controle en beviste vakken ( $p=0.05$ ;  $\beta \geq 80\%$  voor verschil van 50%; Figuur 3b en d).

**Figuur 3:**

Totale bodemdier dichtheden en biomassa exclusief de kokkels bij aanvang van het experiment op  $T_0$ ; a) Variatie in dichtheden tussen de vakken; b) Variatie in dichtheden tussen de twee behandelingen (controle en beviste vakken); c) Variatie in biomassa tussen de vakken; d) Variatie in biomassa tussen de twee behandelingen (controle en beviste vakken). De letters a t/m d duiden eventuele verschillen tussen vakken aan, d.i. vakken met eenzelfde letter zijn niet significant verschillend van elkaar



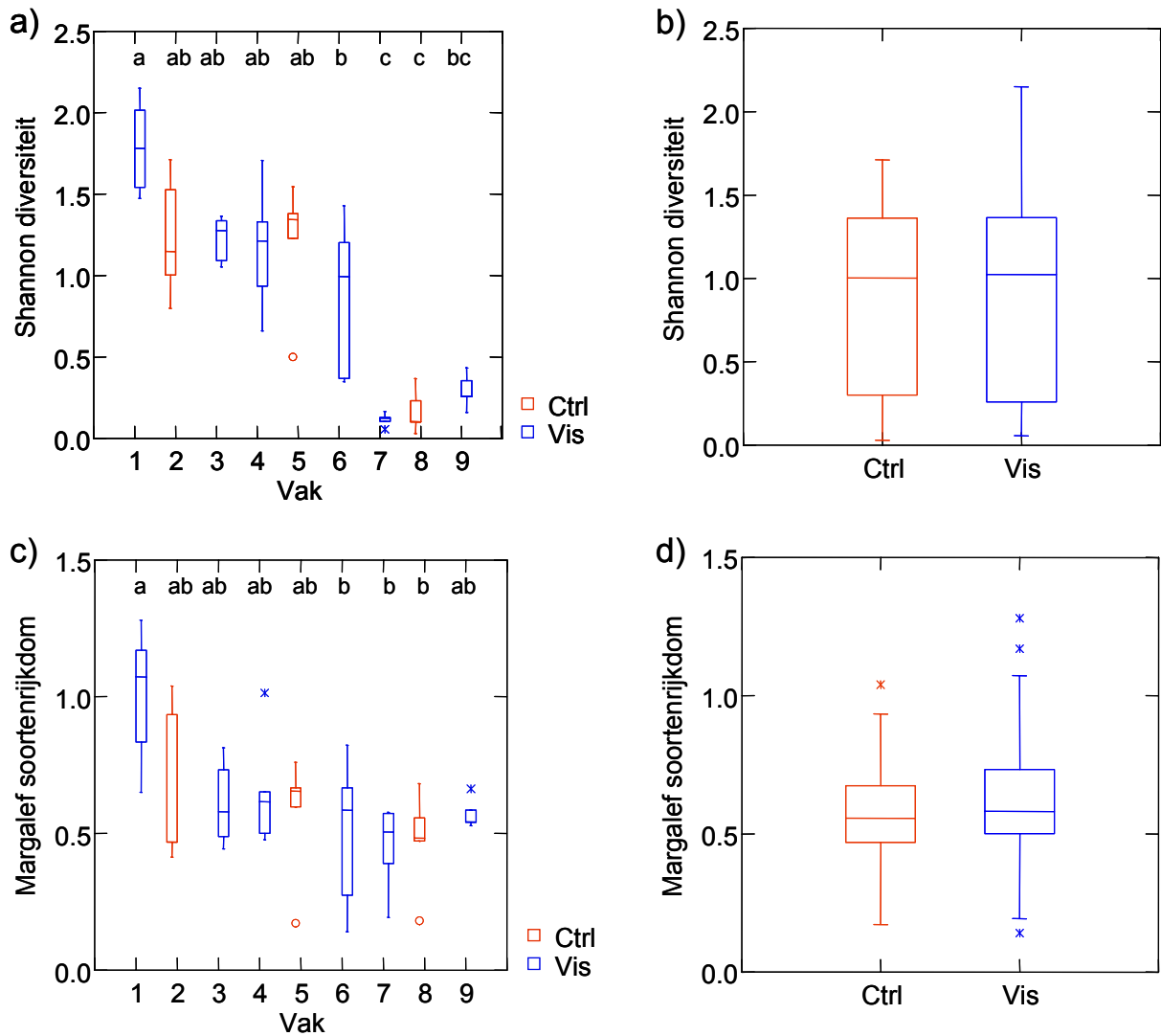
### 3.1.3 Bodemdieren diversiteit en de dominante soorten op $T_0$

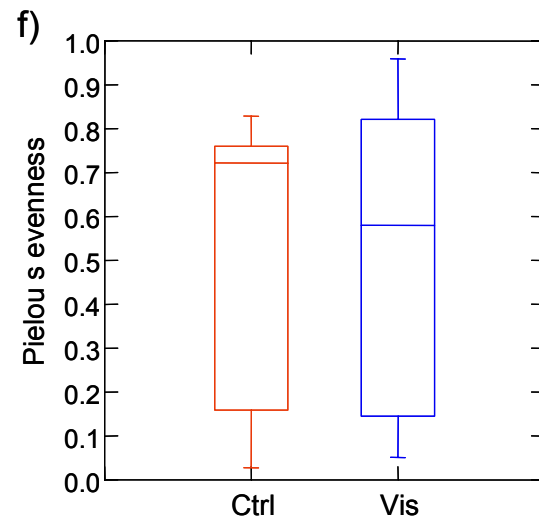
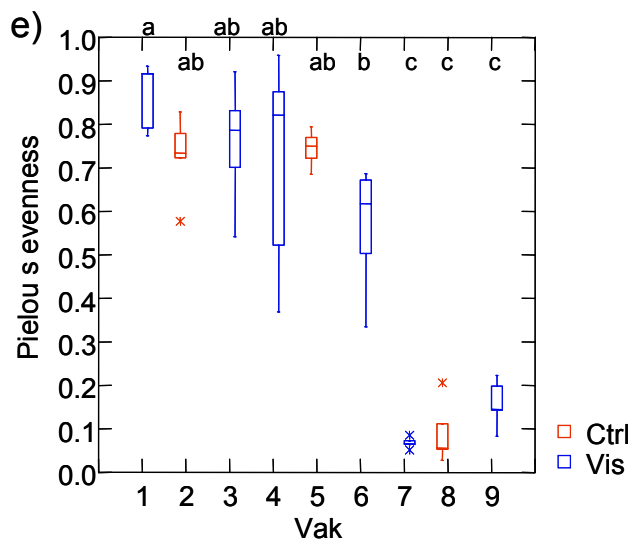
De 3 zuidelijke vakken (7, 8, 9) met de grootste bodemdieren dichtheden laten de laagste soortendiversiteit (volgens de Shannon index) zien (Figuur 4a). De diversiteit is significant lager in de vakken 7 en 8 dan in de overige vakken, maar ook de vakken 6 en 9 kennen een significant lagere diversiteit dan vak 1. Dit is enerzijds een gevolg van een significant kleinere soortenrijkdom (Figuur 4c) in vakken 6, 7 en 8 dan in vak 1,



en anderzijds een gevolg van een minder evenredige verdeling van aantallen over de aanwezige soorten (Pielou's Evenness; Figuur 4e). De evenness is significant lager in de vakken 7, 8 en 9 dan in de overige vakken, en in vak 6 ook lager dan in vak 1.

**Figuur 4:** Bodemdier diversiteit (Shannon index; a & b), soortenrijkdom (Margalef Richness; c & d) en evenness (Pielou's Evenness; e & f) bij aanvang van het experiment op T<sub>0</sub>; a, c & e) Variatie tussen de vakken; b, d & f) Variatie tussen de twee behandelingen (controle en beviste vakken). De letters a t/m c duiden eventuele verschillen tussen vakken aan, d.i. vakken met eenzelfde letter zijn niet significant verschillend van elkaar





Daar de controle vakken wat betreft de diversiteit, rijkdom en evenness parameters zowel tot de hoog en laag scorende behoren, in dezelfde mate als de beviste vakken, zijn er geen substantiële verschillen waar te nemen bij aanvang van de experimenten tussen de controle en beviste gebieden ( $p=0.05$ ;  $\beta \geq 80\%$  voor verschil van 25% (diversiteit, soortenrijkdom) en 10% (evenness)). De grote variatie en significante verschillen tussen vakken maken het noodzakelijk om de vakken op basis van hun relatieve ontwikkelingen in de tijd (verhoudingen in descriptoren tussen verschillende tijdstippen) te vergelijken.

Tabel 1 laat zien dat de controle en beviste gebieden bij aanvang van het experiment door dezelfde soorten worden gedomineerd. De trefkans (in %) is in beide delen het grootste voor *Hydrobia ulvae*, *Cerastoderma edule* en *Urothoe poseidonis*. De trefkans van de soorten in de top 10, wijkt gemiddeld slechts 10 % af per soort, en 8 van de top 10 soorten van de twee groepen komen overeen. Door de variabiliteit in dichtheden kunnen deze per soort aardig verschillen tussen de twee experimentele groepen. Toch gaat het hier om vergelijkbare gemeenschappen wat blijkt uit de top 4, de soorten waaruit de monsters voor meer dan 90 % bestaan, welke voor beide groepen hetzelfde is. Qua biomassa worden beide groepen bij aanvang van het experiment gedomineerd door de kokkels. Ook in gewicht is de top 4 vergelijkbaar in de twee groepen, hoewel de soorten op de posities 2, 3 en 4 in een andere volgorde staan. Wel geldt voor elke van deze soorten dat de orde van grootte aan asvrijdrooggewicht in beide groepen enkele grammen per vierkante meter is.

### 3.1.4 De kokkelpopulatie op $T_0$

Wanneer we de aantallen kokkels bij aanvang van de experimenten vergelijken valt het op dat de mediaan voor de aantallen in de vakken die zullen worden bevist enigszins lager ligt dan in de controle vakken, maar dat het gemiddelde niet significant verschilt daar een aantal monsters juist hoge aantallen bevatten (Figuur 5a). Dit maakt wel duidelijk dat we ons met name bij de kokkel aantallen zullen moeten richten op de ontwikkeling in de vakken. De initieel aanwezige biomassa is vergelijkbaar in de twee groepen (Figuur 5b). De lengte frequentie verdeling in beide groepen is vergelijkbaar. Hoewel het gemiddelde aantal kokkels iets groter is (maar zoals eerder bleek niet significant groter) in de vakken die zullen worden bevist, ligt de gemiddelde kokkel lengte rond de 22 mm in beide groepen.

**Tabel 1:**

De tien dominante soorten in respectievelijk de monsters van de controle en de beviste vakken bij aanvang van het experiment ( $t_0$ ): a) De aanwezigheid van de soorten in de monsters als percentage trefkans; b) in aantallen per vierkante meter; c) in milligrammen asvrijdrooggewicht per vierkante meter

**a)**

Controle		Bevist	
Soort	Trefkans (%)	Soort	Trefkans (%)
<i>Hydrobia ulvae</i>	93.3	<i>Cerastoderma edule</i>	90.0
<i>Cerastoderma edule</i>	86.7	<i>Urothoe poseidonis</i>	83.3
<i>Urothoe poseidonis</i>	60.0	<i>Hydrobia ulvae</i>	80.0
<i>Nephtys hombergii</i>	60.0	<i>Tharyx marioni</i>	50.0
<i>Scoloplos armiger</i>	40.0	<i>Scoloplos armiger</i>	43.3
<i>Tharyx marioni</i>	40.0	<i>Nephtys hombergii</i>	40.0
<i>Mya arenaria</i>	33.3	<i>Lanice conchilega</i>	30.0
<i>Spio martinensis</i>	26.7	<i>Spio martinensis</i>	30.0
<i>Arenicola marina</i>	20.0	<i>Arenicola sp</i>	23.3
<i>Crangon crangon</i>	20.0	<i>Crangon crangon</i>	16.7

**b)**

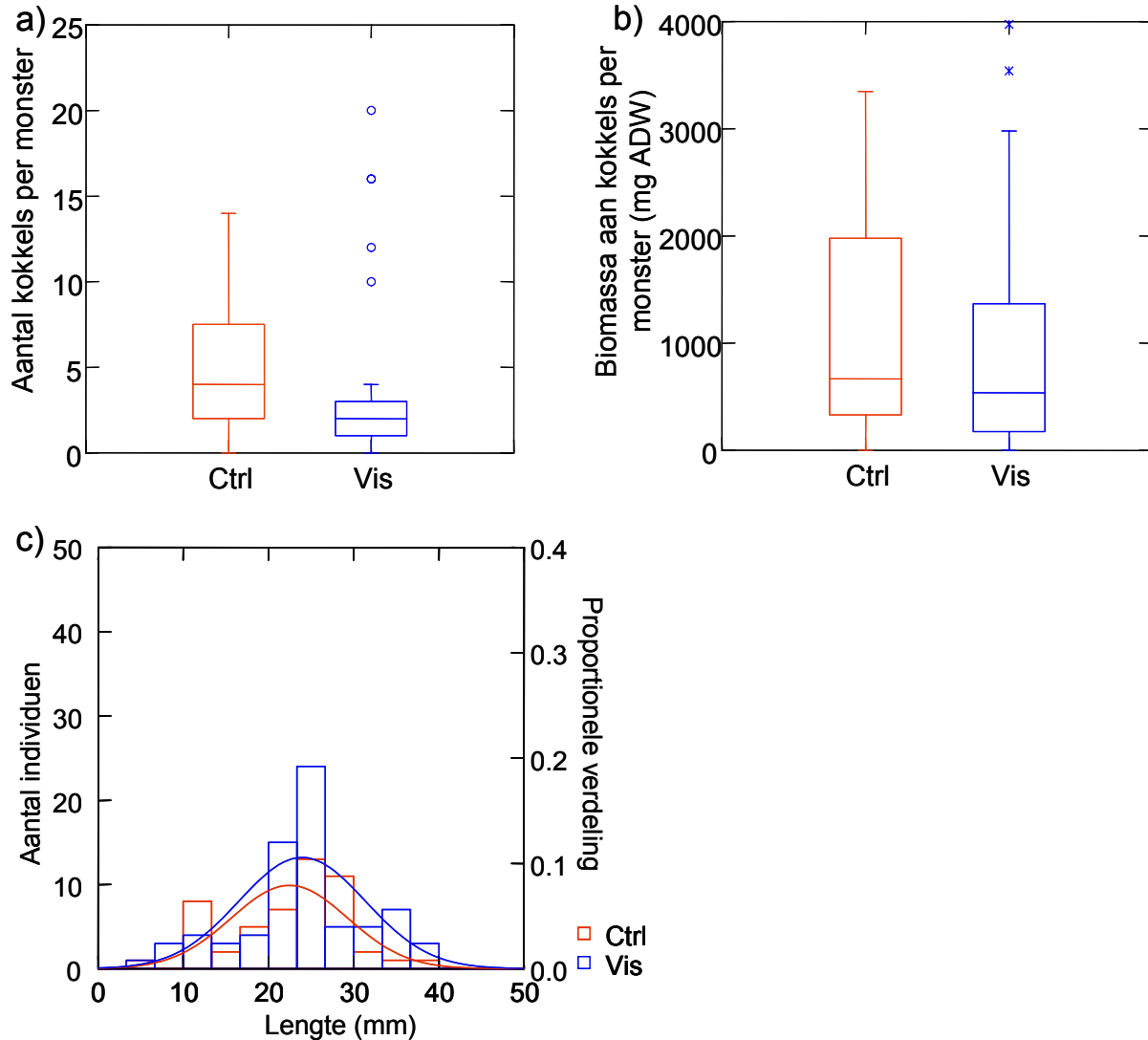
Controle		Bevist	
Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )	Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )
<i>Hydrobia ulvae</i>	14088.9	<i>Hydrobia ulvae</i>	7546.5
<i>Urothoe poseidonis</i>	566.7	<i>Urothoe poseidonis</i>	382.0
<i>Cerastoderma edule</i>	373.3	<i>Cerastoderma edule</i>	280.0
<i>Tharyx marioni</i>	205.6	<i>Tharyx marioni</i>	98.1
<i>Urothoe sp</i>	155.6	<i>Scoloplos armiger</i>	93.3
<i>Capitella capitata</i>	88.9	<i>Crangon crangon</i>	66.7
<i>Scoloplos armiger</i>	75.6	<i>Nephtys hombergii</i>	61.1
<i>Nephtys hombergii</i>	72.2	<i>Spio martinensis</i>	55.6
<i>Mya arenaria</i>	55.6	OLIGOCHAETA	55.6
<i>Spio martinensis</i>	51.9	<i>Lanice conchilega</i>	51.1

**c)**

Controle		Bevist	
Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )	Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )
<i>Cerastoderma edule</i>	84995.2	<i>Cerastoderma edule</i>	63211.9
<i>Hydrobia ulvae</i>	7063.4	<i>Mya arenaria</i>	9651.7
<i>Arenicola marina</i>	3943.1	<i>Hydrobia ulvae</i>	3941.0
<i>Mya arenaria</i>	3188.0	<i>Arenicola marina</i>	2163.5
<i>Carcinus maenas</i>	2248.1	<i>Arenicola sp</i>	2074.2
<i>Nephtys hombergii</i>	761.6	<i>Scrobicularia plana</i>	1002.4
BRACHYURA	683.4	<i>Nephtys hombergii</i>	836.8
<i>Crangon crangon</i>	249.4	<i>Lanice conchilega</i>	774.2
<i>Urothoe poseidonis</i>	210.8	<i>Crangon crangon</i>	536.9
<i>Scoloplos armiger</i>	80.8	<i>Harmothoe lunulata</i>	160.5

**Figuur 5:**

Kokkel karakteristieken van de controle en beviste delen bij aanvang van het experiment op  $T_0$ ; a) Variatie in het aantal kokkels per monster; b) Variatie in het asvrijdrooggewicht aan kokkels per monster; c) Lengte distributie van de kokkels in aantallen (balken) en proportioneel volgens een normale verdeling



### **3.2 Verschillen in ontwikkeling tussen controle en beviste delen op korte termijn en na 1 jaar**

#### **3.2.1 Ontwikkeling mediane korrelgrootte**

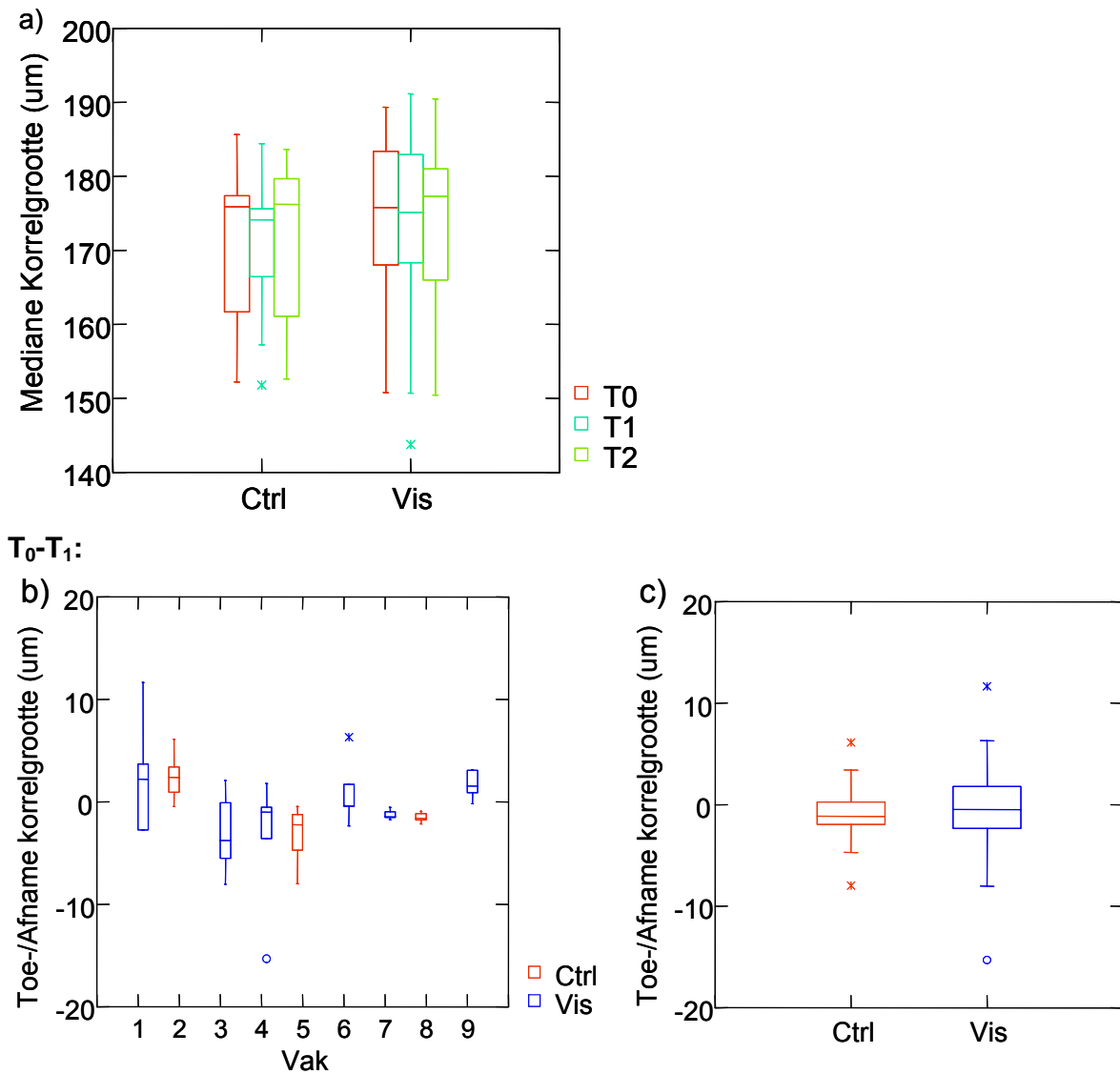
Figuur 6a geeft een eerste indicatie van het feit dat het tijdseffect op de mediane korrelgrootte mogelijk groter is dan het effect van bevissing. De verschillen tussen de tijd ( $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$ ) en behandeling (Ctrl, Vis) groepen blijken miniem te zijn, en in de orde grootte van enkele micrometers te liggen. Beide behandelingsgroepen vertonen een lichte afname gevolgd door een lichte toename van de mediaan van de mediane korrelgrootte van  $t_0$  naar  $t_1$ , naar  $t_2$ . Significante verschillen zijn niet waargenomen. Zoals we

hiervoor ook voor de uitgangssituatie (zie 3.1) hebben geconcludeerd, kunnen mogelijke effecten worden verbloemd door de grote variabiliteit tussen de vakken, en dat we daarom beter de ontwikkeling van mediane korrelgrootte binnen de vakken kunnen analyseren. Figuur 6b en 6d laten zien dat er slechts sprake is van geringe toenames dan wel afnames in de tijd, en dat dit niet eenduidig is binnen de vakken dan wel binnen de behandelingsgroepen. Er worden dan ook geen significante verschillen tussen de controle en beviste vakken waargenomen in de ontwikkeling van  $t_0$  naar  $t_1$  (op de korte termijn), of van  $t_0$  naar  $t_2$  (effecten na 1 jaar).

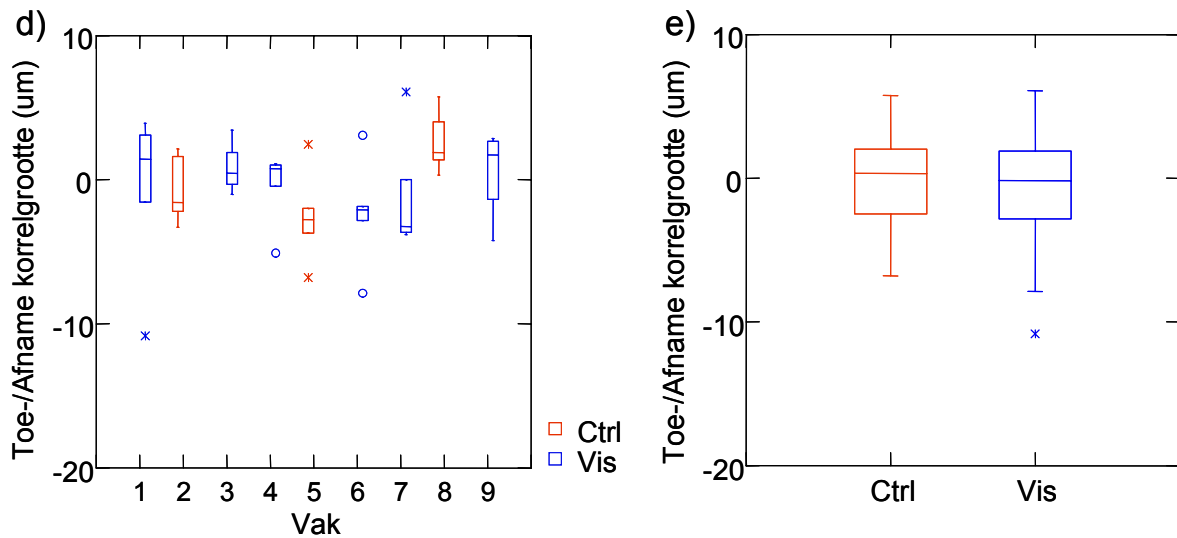
Dit betekent dat mogelijke ontwikkelingen in de bodemdier gemeenschappen in het vervolg van het onderzoek niet indirect worden veroorzaakt via effecten op de mediane korrelgrootte.

**Figuur 6:**

Mediane korrelgrootte in de controle en de beviste vakken, en ontwikkelingen in sediment grootte in de tijd; a) Mediane korrelgrootte op de tijdstippen  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen; Toe- en/of afname in mediane korrelgrootte tussen  $t_0$  en  $t_1$  en per vak (b) en per behandeling (c); Toe- en/of afname in mediane korrelgrootte tussen  $t_0$  en  $t_2$  per vak (d) en per behandeling (e)



**T<sub>0</sub>-T<sub>2</sub>:**



Net als dat we met de t-toets geen significante verschillen in mediane korrelgrootte vonden tussen de vakken en de ontwikkeling van de behandelingen, vonden we rekening houdende met de variatie tussen vakken ook met de BACI-ANOVA geen significante verschillen voor de mediane korrelgrootte tussen de behandelingen in de tijd.

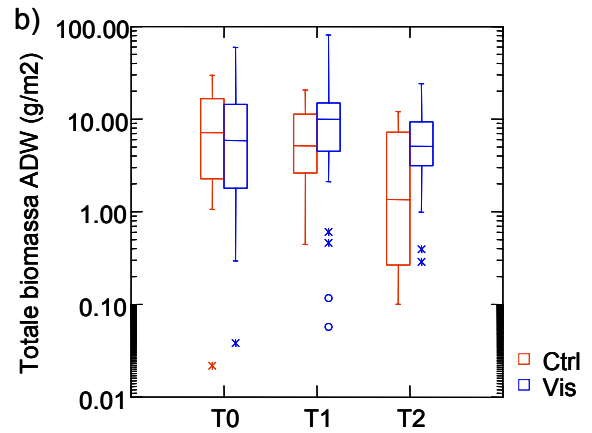
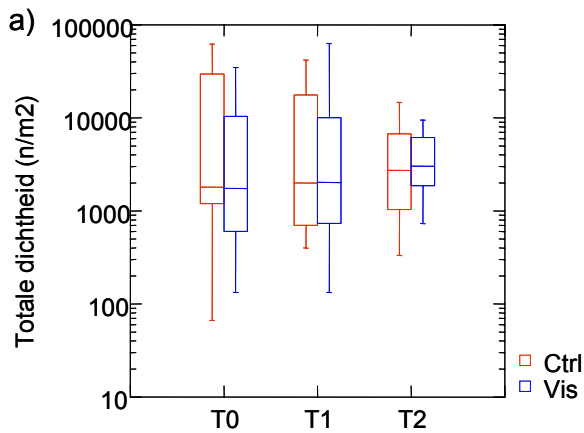
### 3.2.2 Ontwikkeling bodemdier dichtheden en biomassa

Aangezien we in deze studie in eerste instantie geïnteresseerd zijn in mogelijke effecten van kokkelvisserij op de bodemdiërgemeenschappen, en dus effecten op andere soorten dan de kokkels zelf, hebben we voor de totale dichtheden en biomassa berekeningen de kokkels (*Cerastoderma edule* en *Cerastoderma sp.*; de laatste zijn de niet met zekerheid te determineren stukjes of kleine exemplaren van *C. edule*) buiten de analyses gehouden. Wanneer we de combinaties van tijdstippen ( $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$ ) en behandelingen (Ctrl, Vis) vergelijken qua totale dichtheden en biomassa, vinden we geen significante effecten (Figuur 7a en b). De hogere biomassa die is waargenomen in de beviste dan in de controle vakken op  $t_1$  en  $t_2$  is wel opvallend. Waar de totale biomassa in de beviste vakken gelijk blijft, of zelfs op  $t_1$  iets lijkt te zijn toegenomen en op  $t_2$  te zijn teruggekeerd naar de initiële situatie, neemt deze in de controle vakken gestaag af naar bijna de helft van de biomassa in de beviste vakken op  $t_2$  (figuur 7b). De gemiddelde biomassa op  $t_1$  in de controle vakken bedraagt 3.995 ( $\pm 4.512$ ) gram, terwijl deze in de beviste vakken 6.263 ( $\pm 5.213$ ) gram bedraagt. Dit blijkt geen significant verschil te zijn ( $p=0.141$ ), door de grote variatie binnen de vakken/behandelingen. Het aantal genomen monsters lijkt hier ontoereikend om bij deze variabiliteit een verschil aan te tonen tussen de behandelingen. De veranderingen voor zowel de dichtheden als de biomassa tussen  $t_0$  en  $t_1$  laten geen significante verschillen tussen de vakken zien, en dit resulteert in het ontbreken van significante verschillen tussen de twee behandelingen op de korte termijn. (figuur 7c en g). Na 1 jaar (van  $t_0$  naar  $t_2$ ), blijken er significante verschillen in de ontwikkeling van de dichtheden te bestaan tussen de vakken. Deze blijken niet zozeer aan de behandeling gerelateerd te zijn (Figuur 7f), maar eerder aan een ruimtelijk effect. De 6 'noordelijke' vakken kennen een lichte toename of blijven gelijk, terwijl de 3 'zuidelijke' vakken een significante afname in de dichtheden laten zien (Figuur 7e). Wat betreft de verandering in biomassa zien we wederom de ruimtelijke splitsing tussen de vakken, hoewel de verschillen in ontwikkeling tussen vakken niet

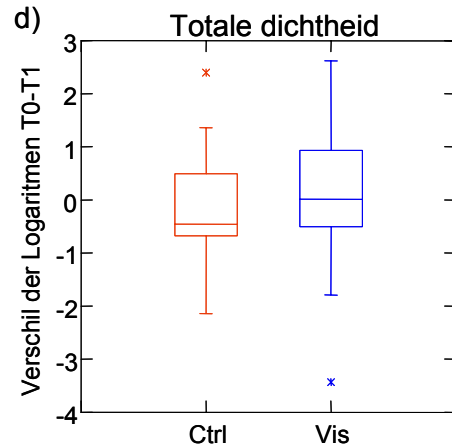
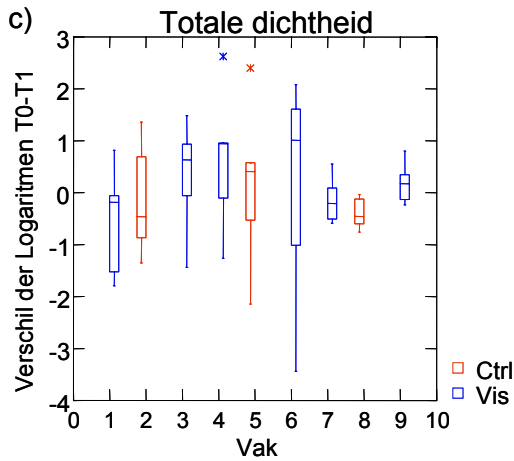
significat zijn (Figuur 7i). De 3 'zuidelijke' vakken laten een lichte afname in biomassa zien, evenals de controle vakken in het 'noordelijke' deel. De beviste vakken in het 'noordelijke' deel laten geen afname in biomassa zien, of kennen zelfs een toename in biomassa.

**Figuur 7:**

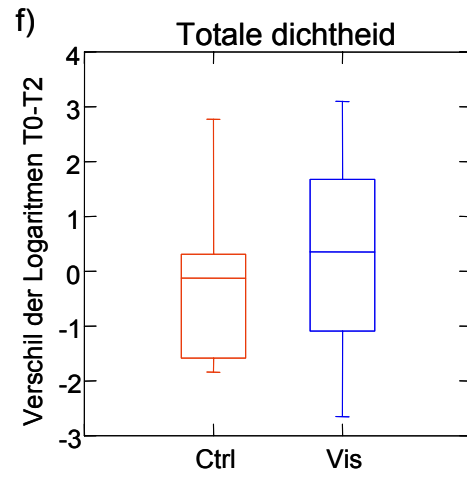
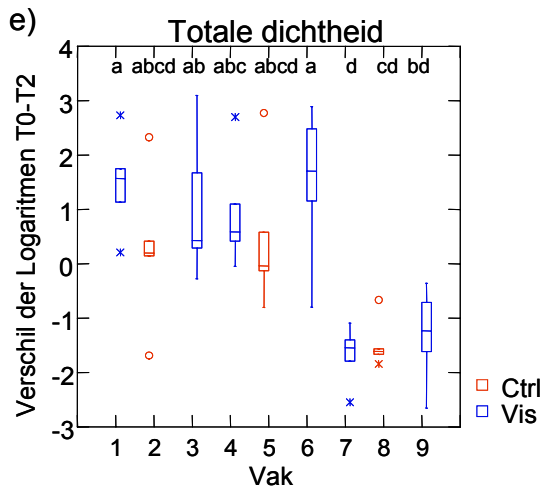
Ontwikkeling totale bodemdier dichtheden en biomassa exclusief de kokkels, gedurende het experiment (van  $t_0$  naar  $t_1$  en  $t_2$ ) in de controle en de beviste delen; a) Totale dichtheden in aantallen per vierkante meter in de controle en beviste delen op  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$ ; b) Totale biomassa in grammen asvrijdrooggewicht per vierkante meter in de controle en beviste delen op  $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$ ; c) Ontwikkeling totale dichtheid tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de vakken; d) Ontwikkeling totale dichtheid tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; e) Ontwikkeling totale dichtheid tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de vakken; f) Ontwikkeling totale dichtheid tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen; g) Ontwikkeling totale biomassa tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de vakken; h) Ontwikkeling totale biomassa tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; i) Ontwikkeling totale biomassa tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de vakken; j) Ontwikkeling totale biomassa tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen. De letters a/t/m d duiden eventuele verschillen tussen vakken aan, d.i. vakken met eenzelfde letter zijn niet significant verschillend van elkaar



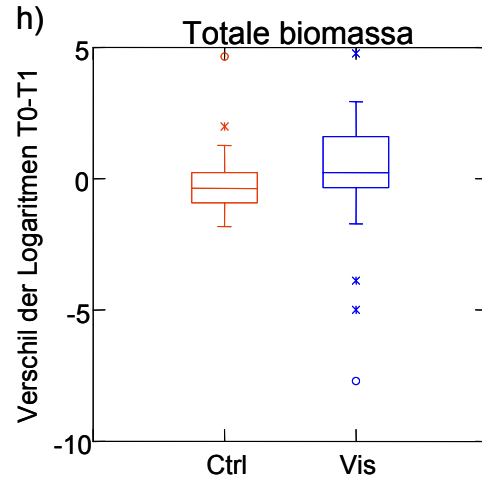
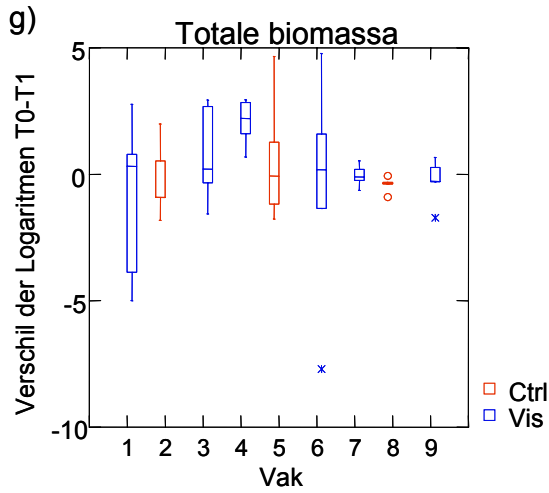
**T<sub>0</sub>-T<sub>1</sub>:**



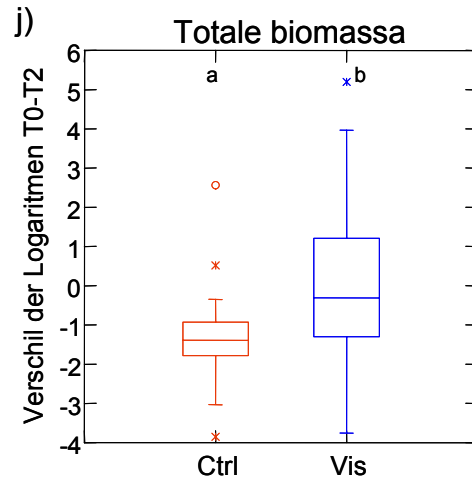
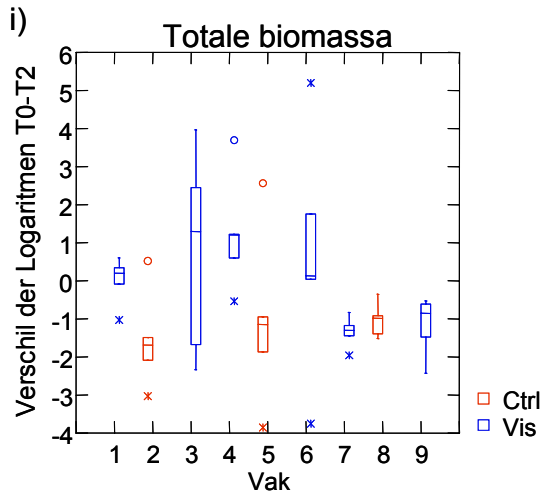
**T<sub>0</sub>-T<sub>2</sub>:**



$T_0-T_1$ :



$T_0-T_2$ :



Dit leidt tot mogelijke verschillen tussen de behandelingen, met een afname in biomassa in de controle, die niet wordt teruggevonden in het beviste deel.



Wanneer we de ontwikkeling van de totale dichtheden en biomassa inclusief de kokkels vergelijken zien we dat er geen significante verschillen tussen de twee behandelingen waar te nemen zijn. De totale biomassa in de beviste vakken blijft mogelijk iets achter bij die in de controle vakken, wat aangeeft dat er mogelijk sprake is van een gedeeltelijke (na een jaar nog niet volledige) compensatie door de overige soorten organismen voor de weggeviste kokkelbiomassa (Bijlage 1).

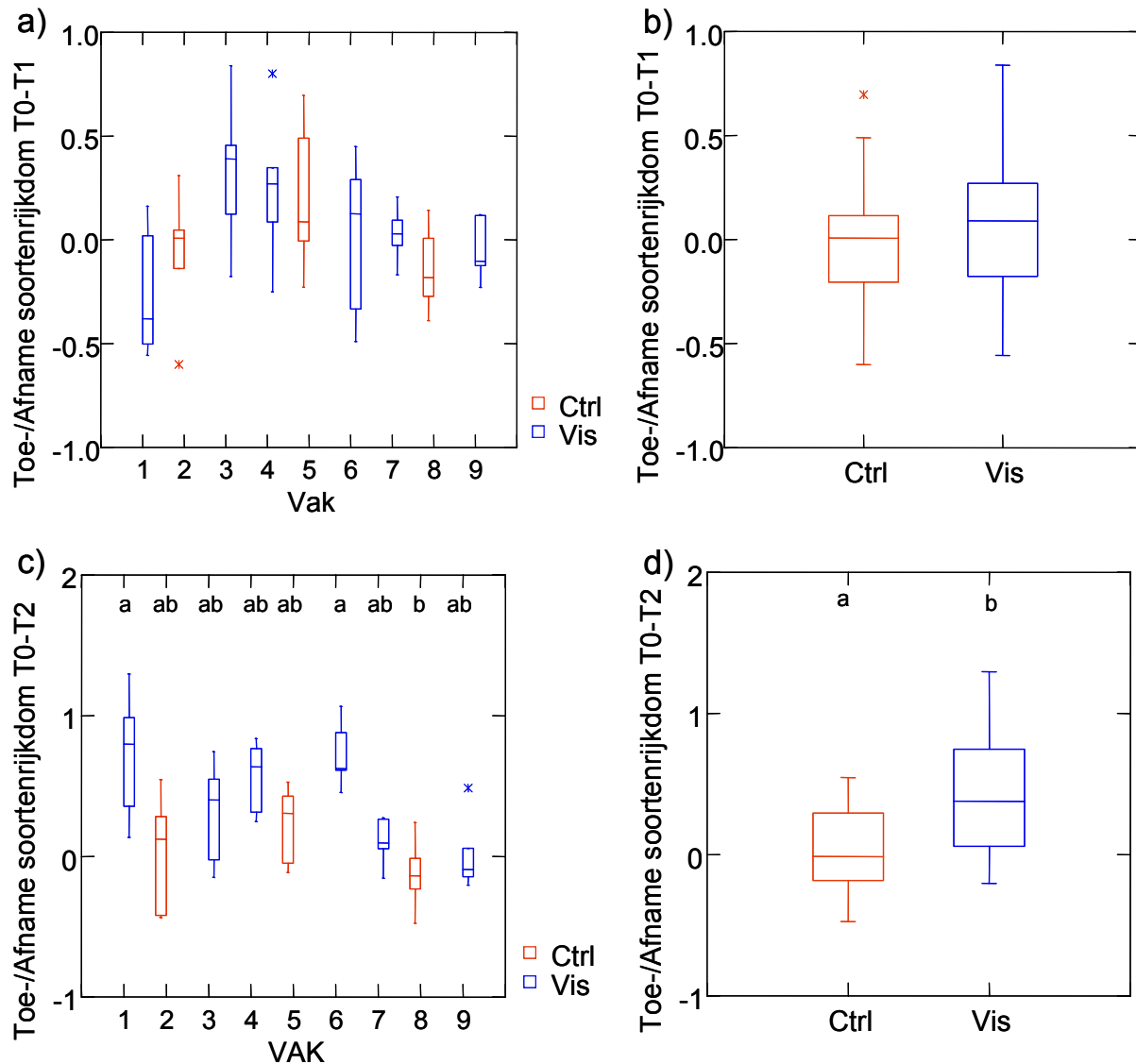
We hebben hiermee dus aangetoond dat er in ieder geval geen sprake is van negatieve effecten van de kokkelvisserij op de dichtheden en biomassa van de overige bodemdier soorten op zowel de korte als de middellange termijn. De BACI-ANOVA laat zien dat de biomassa van de overige bodemdier soorten ('non-target species') in de beviste t.o.v. de onbeviste vakken tussen  $t_0$  en  $t_2$  niet significant ( $p < 0.099$ ) is toegenomen.

### **3.2.3 Ontwikkeling bodemdieren diversiteit en de dominante soorten**

Daar we met betrekking tot de dichtheden en biomassa al grote variatie tussen de vakken, en dan met name met betrekking tot een ruimtelijke component, hebben gezien, hebben we met betrekking tot de ontwikkeling in soortendiversiteit, ons ook gericht op de ontwikkeling in de tijd. Er bleken geen significante verschillen te zijn tussen vakken dan wel behandelingen tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de soortendiversiteit volgens de Shannon index. Tussen  $t_0$  en  $t_2$  zijn er ook geen significante negatieve verschillen waar te nemen, en lijken er alleen enkele toenemende trends te zijn. Aangezien de Shannon index bestaat uit een 'Richness' en 'Evenness' component, hebben we beide ook afzonderlijk geanalyseerd, waaruit blijkt dat de gevonden toenemende trends in diversiteit met name zijn terug te brengen tot verschillen in Richness ofwel soortendiversiteit welke we hebben gemeten volgens de Margalef Richness index. De resultaten voor de diversiteit en de 'Evenness' zijn terug te vinden in Bijlage 2. Het lijkt of er sprake is van een grotere toename in soortenrijkdom in de vakken 1 en 6, dan in vak 8 (Figuur 8c). Het blijkt dat de controle vakken een stabiele soortenrijkdom behouden tussen  $t_0$  en  $t_2$ , en dat met name de beviste vakken in het 'noordelijke' deel verantwoordelijk zijn voor een schijnbare toename in de soortenrijkdom (Figuur 8d). Gelijk aan de soortenrijkdom lijkt ook de diversiteit sterker te zijn toegenomen in de beviste delen dan in de controle (Bijlage 2). De schijnbare effecten van bevissing op soortenrijkdom en diversiteit blijven behouden wanneer we ook de kokkels in deze analyses meenemen (Bijlage 1). Wanneer we in de analyse rekening houden met de variatie tussen de vakken binnen de behandelingen (d.m.v. een BACI-ANOVA) blijken de toenemende trends in soortenrijkdom en soortendiversiteit tussen  $t_0$  en  $t_2$  niet significant ( $p=0.101$  en  $p=0.113$  respectievelijk voor soortenrijkdom en diversiteit).

**Figuur 8:**

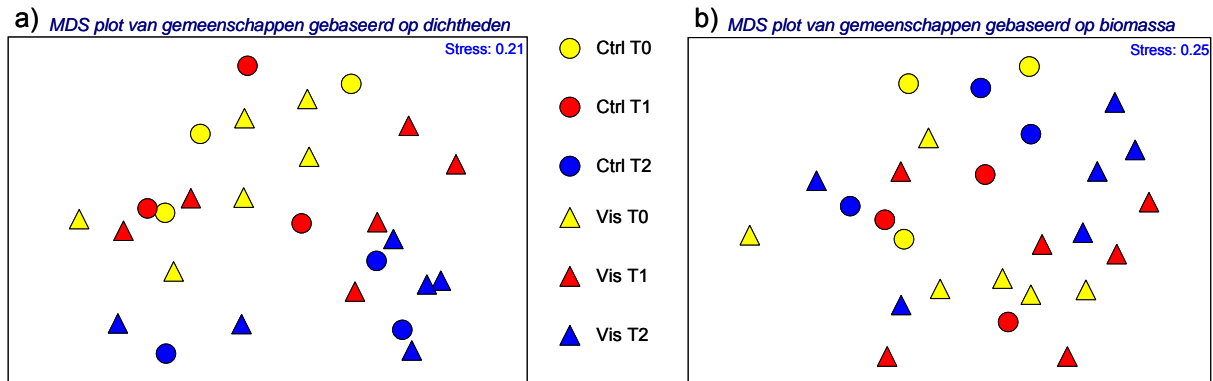
Ontwikkeling soortenrijkdom volgens Margalef Richness gedurende het experiment (van  $t_0$  naar  $t_1$  en  $t_2$ ) in de controle en de beviste delen; a) Ontwikkeling soortenrijkdom tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de vakken; b) Ontwikkeling soortenrijkdom tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; c) Ontwikkeling soortenrijkdom tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de vakken; d) Ontwikkeling soortenrijkdom tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen



Voor het vergelijken van de gemeenschappen in MDS-plots, hebben we gebruik gemaakt van de gegevens van de 32 dominante soorten binnen het onderzoeksgebied (Bijlage 3), volgens de criteria beschreven in 2.3. Dit om te voorkomen dat 'zeldzame' soorten of soorten met zeer lage dichtheden de verdeling van de gemeenschappen gaan bepalen. Wanneer we naar de MDS op basis van dichtheden kijken (Figuur 9a), valt op dat er enigszins sprake is van een gradient in de tijd, van linksboven naar rechtsonder. Met name  $t_2$  lijkt zich te onderscheiden van  $t_0$  en  $t_1$ . Een verdeling in controle en beviste vakken valt niet of nauwelijks te onderscheiden; en wanneer er enigszins sprake is van onderscheid, maar met grote overlap, dan is dat op  $t_1$ . Een ANOSIM geeft aan dat slechts 'Ctrl T2' en 'Vis T2' significant qua gemeenschap verschillen van 'Vis T0'. Een verschil met 'Ctrl T0' is ook voor de hand liggend, maar wordt wellicht niet gevonden door het geringe aantal van 3 vakken.

**Figuur 9:**

Vergelijkbaarheid van de gemeenschappen per aggregatie naar vak en monstertijdstip. De symbolen geven het tijdstip (kleur) en de behandeling (vorm) weer. MDS plots zijn gebaseerd op de data van de dominante soorten als gepresenteerd in Bijlage 3; a) gebaseerd op dichtheden; b) gebaseerd op biomassa



Let op: aangezien de stressfactor de 0.2 overschrijdt, is de visualisatie in het 2-D vlak niet optimaal.

De MDS gebaseerd op biomassa lijkt weinig onderscheidend voor de behandeling de tijd (Figuur 9b). Daar waar de gemeenschappen misschien niet direct te onderscheiden zijn, is het mogelijk dat bepaalde soorten juist gerelateerd zijn aan een bepaalde situatie (behandeling en/of tijd). Een eerste indicatie is te verkrijgen door de dominante soorten per situatie te vergelijken; dus een vergelijk van de behandelingen in combinatie met de tijdstippen. Daar waar de verschillen tussen controle en beviste vakken op  $t_0$  nog klein zijn (zie 3.1.3), valt in Tabel 2 op, dat bijvoorbeeld de trefkans van *Hydrobia ulvae* in de beviste vakken op  $t_1$  beduidend lager is dan in de controle vakken, en dat de trefkans voor *Scoloplos armiger* en *Capitella capitata* groter is.

De verschillen voor *H. ulvae* zijn ook waar te nemen in de dichtheden en de biomassa, terwijl bijvoorbeeld de biomassa aan *Arenicola marina* en *Mya arenaria* groter lijkt te zijn in de beviste vakken. Ook op  $t_2$  zijn er in het oog springende verschillen tussen controle en beviste vakken, zoals een grotere trefkans voor *Scoloplos armiger* en hogere dichtheden aan *Nephtys hombergii* in de beviste vakken (Tabel 3).

Een RDA kan meer inzicht geven in de relaties tussen soorten en hun reactie op behandeling dan wel de ontwikkeling in de tijd. Hiervoor hebben we gebruik gemaakt van de 20 dominante soorten binnen de bodemdier parameters waarop de analyse wordt gebaseerd (zie soortenlijsten in Bijlage 4; samengesteld uit de tabellen 1, 2 en 3).

**Tabel 2:**

De tien dominante soorten in respectievelijk de monsters van de controle en de beviste vakken op t<sub>1</sub>; a) De aanwezigheid van de soorten in de monsters als percentage trefkans; b) in aantallen per vierkante meter; c) in milligrammen asvrijdrooggewicht per vierkante meter

**a)**

Controle		Bevist	
Soort	Trefkans (%)	Soort	Trefkans (%)
<i>Hydrobia ulvae</i>	100.0	<i>Cerastoderma edule</i>	76.7
<i>Cerastoderma edule</i>	86.7	<i>Urothoe poseidonis</i>	76.7
<i>Urothoe poseidonis</i>	66.7	<i>Hydrobia ulvae</i>	66.7
<i>Nephtys hombergii</i>	40.0	<i>Nephtys hombergii</i>	40.0
<i>Arenicola sp</i>	33.3	<i>Capitella capitata</i>	40.0
<i>Spio martinensis</i>	26.7	<i>Scoloplos armiger</i>	37.8
<i>Spio sp</i>	26.7	<i>Arenicola sp</i>	23.3
<i>Scoloplos armiger</i>	20.0	<i>Lanice conchilega</i>	23.3
<i>Crangon crangon</i>	20.0	<i>Pygospio elegans</i>	23.3
<i>Mya arenaria</i>	20.0	<i>Arenicola marina</i>	20.0

**b)**

Controle		Bevist	
Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )	Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )
<i>Hydrobia ulvae</i>	9946.7	<i>Hydrobia ulvae</i>	7110.0
<i>Urothoe poseidonis</i>	365.2	<i>Urothoe poseidonis</i>	899.3
<i>Cerastoderma edule</i>	272.6	<i>Cerastoderma edule</i>	146.3
<i>Spio martinensis</i>	111.1	<i>Capitella capitata</i>	88.9
<i>Nephtys hombergii</i>	66.7	OLIGOCHAETA	88.9
		<i>Streblospio</i>	
<i>Spio sp</i>	66.7	<i>shrubsolii</i>	77.8
<i>Scoloplos armiger</i>	55.6	<i>Scoloplos armiger</i>	63.9
<i>Crangon crangon</i>	55.6	<i>Nephtys hombergii</i>	62.0
<i>Lanice conchilega</i>	44.5	<i>Arenicola sp</i>	55.6
<i>Arenicola sp</i>	44.5	<i>Lanice conchilega</i>	51.1

**c)**

Controle		Bevist	
Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )	Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )
<i>Cerastoderma edule</i>	59341.8	<i>Cerastoderma edule</i>	22813.6
<i>Hydrobia ulvae</i>	5156.7	<i>Mya arenaria</i>	7280.5
<i>Arenicola sp</i>	1413.9	<i>Hydrobia ulvae</i>	3863.6
<i>Mya arenaria</i>	1051.3	<i>Arenicola marina</i>	3480.2
<i>Nephtys hombergii</i>	1022.1	<i>Arenicola sp</i>	3391.2
<i>Crangon crangon</i>	272.1	<i>Lanice conchilega</i>	1718.5
<i>Urothoe poseidonis</i>	151.0	<i>Nephtys hombergii</i>	1218.0
<i>Scoloplos armiger</i>	43.7	<i>Ensis sp</i>	808.3
<i>Spio martinensis</i>	23.7	<i>Cerastoderma sp</i>	779.0
BRACHYURA	22.1	<i>Macoma balthica</i>	587.9

**Tabel 3:**

De tien dominante soorten in respectievelijk de monsters van de controle en de beviste vakken op  $t_2$ ; a) De aanwezigheid van de soorten in de monsters als percentage trefkans; b) in aantallen per vierkante meter; c) in milligrammen asvrijdrooggewicht per vierkante meter

**a)**

Controle		Bevist	
Soort	Trefkans (%)	Soort	Trefkans (%)
<i>Cerastoderma edule</i>	86.7	<i>Scoloplos armiger</i>	80.0
<i>Hydrobia ulvae</i>	66.7	<i>Cerastoderma edule</i>	70.0
<i>Urothoe poseidonis</i>	60.0	<i>Hydrobia ulvae</i>	66.7
<i>Scoloplos armiger</i>	53.3	<i>Urothoe poseidonis</i>	63.3
<i>Nephtys hombergii</i>	46.7	<i>Nephtys hombergii</i>	60.0
<i>Gammarus sp</i>	46.7	<i>Gammarus sp</i>	50.0
<i>Capitella capitata</i>	33.3	<i>Capitella capitata</i>	46.7
<i>Streblospio shrubsolii</i>	33.3	<i>Tharyx marioni</i>	40.0
<i>Tharyx marioni</i>	26.7	<i>Lanice conchilega</i>	40.0
<i>Microtopopus maculatus</i>	20.0	<i>Crangon crangon</i>	40.0

**b)**

Controle		Bevist	
Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )	Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )
<i>Hydrobia ulvae</i>	3346.7	<i>Hydrobia ulvae</i>	1613.3
<i>Urothoe poseidonis</i>	850.0	<i>Urothoe poseidonis</i>	717.2
<i>Gammarus sp</i>	394.4	<i>Gammarus sp</i>	669.6
<i>Cerastoderma edule</i>	231.1	<i>Gammarus locusta</i>	382.4
<i>Capitella capitata</i>	118.5	<i>Capitella capitata</i>	201.1
<i>Scoloplos armiger</i>	111.1	<i>Scoloplos armiger</i>	195.0
OLIGOCHAETA	111.1	<i>Polydora ligni</i>	145.2
<i>Tharyx marioni</i>	81.5	<i>Cerastoderma edule</i>	137.2
<i>Nephtys hombergii</i>	74.1	<i>Eumida sp</i>	119.4
<i>Streblospio shrubsolii</i>	70.4	<i>Platynereis dumerilii</i>	116.7

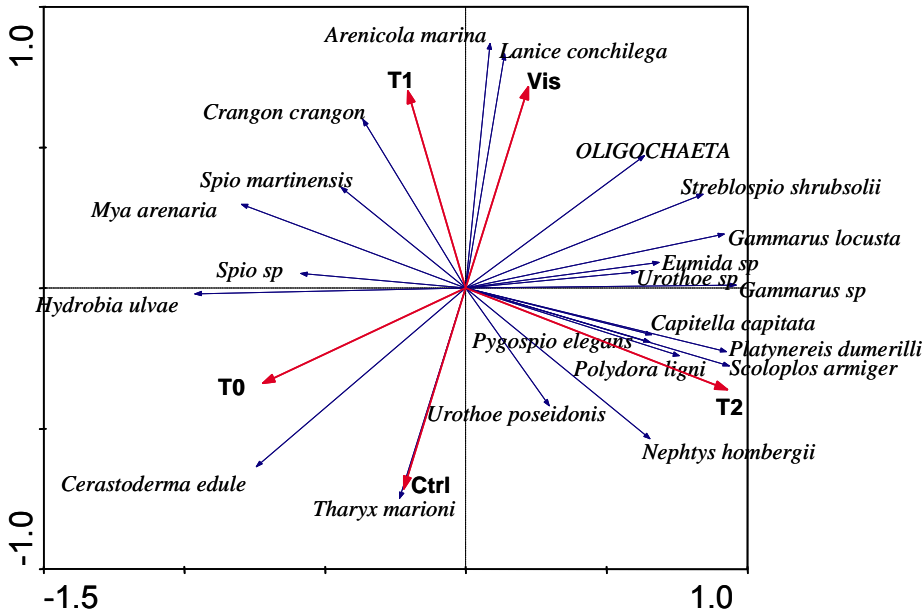
**c)**

Controle		Bevist	
Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )	Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )
<i>Cerastoderma edule</i>	83390.9	<i>Cerastoderma edule</i>	36992.1
<i>Arenicola marina</i>	3699.0	<i>Arenicola sp</i>	2700.8
<i>Hydrobia ulvae</i>	2519.3	<i>Lanice conchilega</i>	2261.7
<i>Nephtys hombergii</i>	695.6	<i>Arenicola marina</i>	1602.7
<i>Urothoe poseidonis</i>	368.4	<i>Hydrobia ulvae</i>	1095.6
<i>Scoloplos armiger</i>	174.3	<i>Nephtys hombergii</i>	1009.8
<i>Gammarus locusta</i>	25.0	<i>Nereis longissima</i>	500.4
<i>Gammarus sp</i>	19.2	<i>Carcinus maenas</i>	487.1
<i>Nephtys sp</i>	18.4	<i>Gammarus locusta</i>	371.5
<i>Capitella capitata</i>	16.7	<i>Scoloplos armiger</i>	371.0

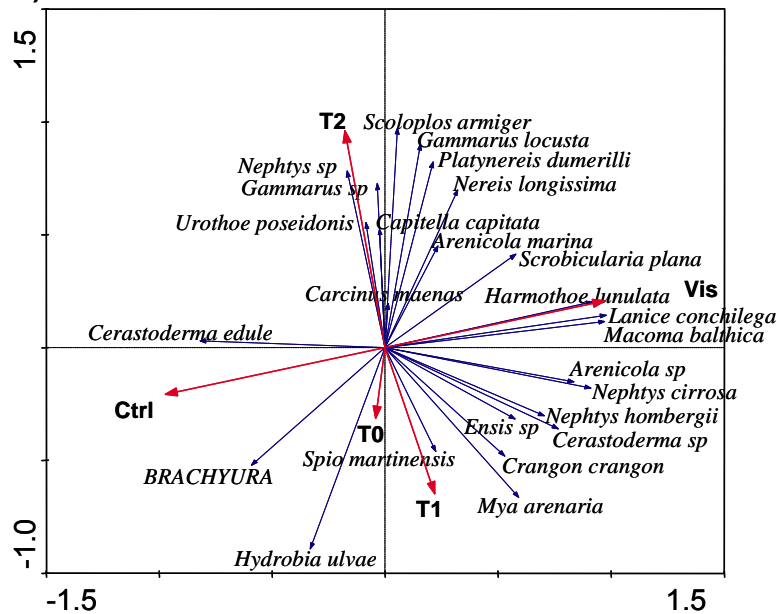
Het is mogelijk een dergelijke analyse uit te voeren voor de treffrequentie, de dichtheden en de biomassa. Aangezien de eerste twee vrijwel identieke resultaten geven, is het resultaat van de RDA gebaseerd op treffrequentie terug te vinden in Bijlage 5. Wanneer we naar de RDA gebaseerd op dichtheden kijken, valt op dat veel soorten gerelateerd lijken te zijn aan de gradiënt in tijd gaande van  $t_0$  naar  $t_2$ , en dat minder soorten gerelateerd zijn aan het type behandeling (Figuur 10a).

**Figuur 10:** Relaties tussen soorten dichtheden (a) en biomassa (b) en de tijd ( $t_0$ ,  $t_1$ ,  $t_2$ ) dan wel behandeling (Ctrl, Vis) weergegeven in een RDA. Analyses zijn gebaseerd op de gegevens van de dominante soorten van de bijbehorende scoringswijze (dichtheden, biomassa, dan wel treffrequentie (zie hiervoor Bijlage 5) als gepresenteerd in Bijlage 4

**a) RDA gebaseerd op dichtheden**



**b) RDA gebaseerd op biomassa**



Voor een groot aantal soorten worden specifiek grotere dichtheden waargenomen op  $t_2$ , dan op de twee andere tijdstippen. Het feit dat  $t_1$  en het bevissen van de vakken, dezelfde kant in wijzen, als *Arenicola marina* en *Lanice conchilega*, kan betekenen dat de dichtheden van deze soorten net na het vissen ( $t_1$ ) met name in de beviste vakken zijn toegenomen. Een aantal soorten verschijnt op langere termijn ( $t_2$ ) in de beviste vakken, zoals de *Oligochaeta*, maar het grootste gedeelte van de soorten neemt onafhankelijk van

de behandeling in dichtheden toe. Het feit dat *Cerastoderma edule* is gerelateerd aan de controle en de  $t_0$  monsters, laat zien dat de bevissing met name effect heeft gehad op de dichtheden aan kokkels. Een soort die mogelijk onder invloed van het vissen in aantallen is achteruit gegaan, is *Tharyx marioni*, maar het kan ook zijn dat deze ook met name talrijk was op  $t_0$ . Wanneer we de RDA gebaseerd op biomassa bekijken (Figuur 10a) zijn er duidelijke verschillen waar te nemen in vergelijking tot Figuur 10b. De verschillen zijn met name terug te brengen tot soorten die minder talrijk zijn, maar die behoren tot de de grotere organismen (individuen zijn relatief zwaar. Zoals laat Figuur 10b, zoals valt te verwachten, zien dat de biomassa aan *C. edule* onder invloed van bevissing achteruit is gegaan, maar ook de *Brachyura* worden mogelijk beïnvloed. Andere soorten, zoals *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii* en *Crangon crangon* laten mogelijk op de korte termijn een toename in gewicht zien onder invloed van bevissing waar op de middellange termijn soorten als *Nereis longissima* en *Scrobicularia plana* lijken te profiteren.

### **3.2.4 Significante verschillen in ontwikkeling afzonderlijke soorten**

Multivariate analyses kunnen indicaties geven voor relaties tussen soorten en behandelingen dan wel tijdstippen. Soorten die per toeval in bepaalde situaties worden aangetroffen, vaak in lage dichtheden of biomassa zijn echter niet te onderscheiden van soorten die significant verschillen. We zullen specifiek elke soort afzonderlijk moeten toetsen om een uitspraak te kunnen doen over welke soorten significant (negatief) worden beïnvloed door bevissing. Dit hebben we gedaan door middel van een gepaarde t-test voor zowel de ontwikkeling in dichtheden als in biomassa. Tabel 4 geeft een overzicht van de soorten die tussen de behandelingen mogelijk verschillen, waarbij onderscheid is gemaakt in algemene soorten, en de minder frequent voorkomende soorten in het onderzoeksgebied. Het valt direct op dat er voor slechts drie soorten een mogelijke afname in de beviste vakken wordt gevonden ten opzichte van de controle vakken, en dat dit verschil alleen wordt gevonden tussen  $t_0$  en  $t_1$ . *H. ulvae* en de *Oligochaeta* kennen een afname in de dichtheden in de beviste vakken die mogelijk verschilt van de toename in de controle vakken. De toename in de biomassa van *Arenicola sp* in de beviste vakken blijft achter bij de toename in de controle vakken; maar deze ontwikkeling is moeilijk los te zien van de ontwikkelingen met betrekking tot *A. marina*.

Een veel groter aantal soorten lijkt te profiteren van de bevissing. De enige soort die gelijk blijft in de beviste vakken en lijkt te verschillen van de achteruitgang in dichtheden in de controle vakken, zowel tussen  $t_0$  en  $t_1$  als tussen  $t_0$  en  $t_2$ , is *C. maenas*. Drie andere soorten laten in de beviste vakken een toename in dichtheden (*Anaitides mucosa* en *Spio sp*) of een minder grote afname in dichtheden (*Harmothoe lunulata*) zien die tussen  $t_0$  en  $t_2$  mogelijk verschilt van de afname in de controle vakken. Wat betreft de ontwikkeling in biomassa is er een schijnbaar verschil tussen  $t_0$  en  $t_1$  voor een 5-tal soorten, en tussen  $t_0$  en  $t_2$  voor een 8-tal soorten, waarvoor bevissing een hogere biomassa tot gevolg lijkt te hebben.

Uit de BACI-ANOVA analyse blijkt echter dat alle waargenomen verschillen voor individuele soorten niet significant zijn.

**Tabel 4:**

Trends in de ontwikkeling van de dichtheden en/of biomassa tussen de controle en beviste delen voor andere soorten dan de kokkels tussen  $t_0$  en  $t_1$  en  $t_0$  en  $t_2$  respectievelijk.

Negatief effect bevissing			Positief effect bevissing		
Soort	Groep	Ontw	Soort	Groep	Ontw
<b>Dichtheden <math>T_0-T_1</math>:</b>					
<i>Hydrobia ulvae</i>	slak	↓Vis, ↑Ctrl	<i>Carcinus maenas</i> <sup>1</sup>	schaaldier	=Vis, ↓Ctrl
<i>Oligochaeta</i>	ringworm	↓Vis, ↑Ctrl			
<b>Biomassa <math>T_0-T_1</math>:</b>					
<i>Arenicola sp</i>	borstelworm	↑Vis, ↑↑Ctrl	<i>Arenicola marina</i>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Capitella capitata</i>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Pygospio elegans</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Streblospio shrubsolii</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↑Vis, =Ctrl
			<i>Urothoe sp</i> <sup>1</sup>	schaaldier	↑Vis, ↓Ctrl
<b>Dichtheden <math>T_0-T_2</math>:</b>					
			<i>Anaitides mucosa</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Carcinus maenas</i> <sup>1</sup>	schaaldier	=Vis, ↓Ctrl
			<i>Harmothoe lunulata</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↓Vis, ↓↓Ctrl
			<i>Spio sp</i>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
<b>Biomassa <math>T_0-T_2</math>:</b>					
			<i>Crangon crangon</i>	schaaldier	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Gammarus sp</i>	schaaldier	↑↑Vis, ↑Ctrl
			<i>Gammarus locusta</i>	schaaldier	↑↑Vis, ↑Ctrl
			<i>Mya arenaria</i>	tweekleppige	↓Vis, ↓↓Ctrl
			<i>Nephtys hombergii</i>	borstelworm	↑Vis, ↓Ctrl
			<i>Platynereis dumerilii</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↑↑Vis, ↑Ctrl
			<i>Polydora ligni</i> <sup>1</sup>	borstelworm	↑↑Vis, ↑Ctrl
			<i>Scoloplos armiger</i>	borstelworm	↑↑Vis, ↑Ctrl

↓ afname; ↓↓ sterkere afname dan andere behandeling voor zelfde soort; ↑ toename; ↑↑ sterkere toename dan andere behandeling voor zelfde soort; = gelijk gebleven<sup>1</sup> Soorten niet behorende tot de 10 dominante soorten binnen ten minste een van de behandeling x tijd combinaties

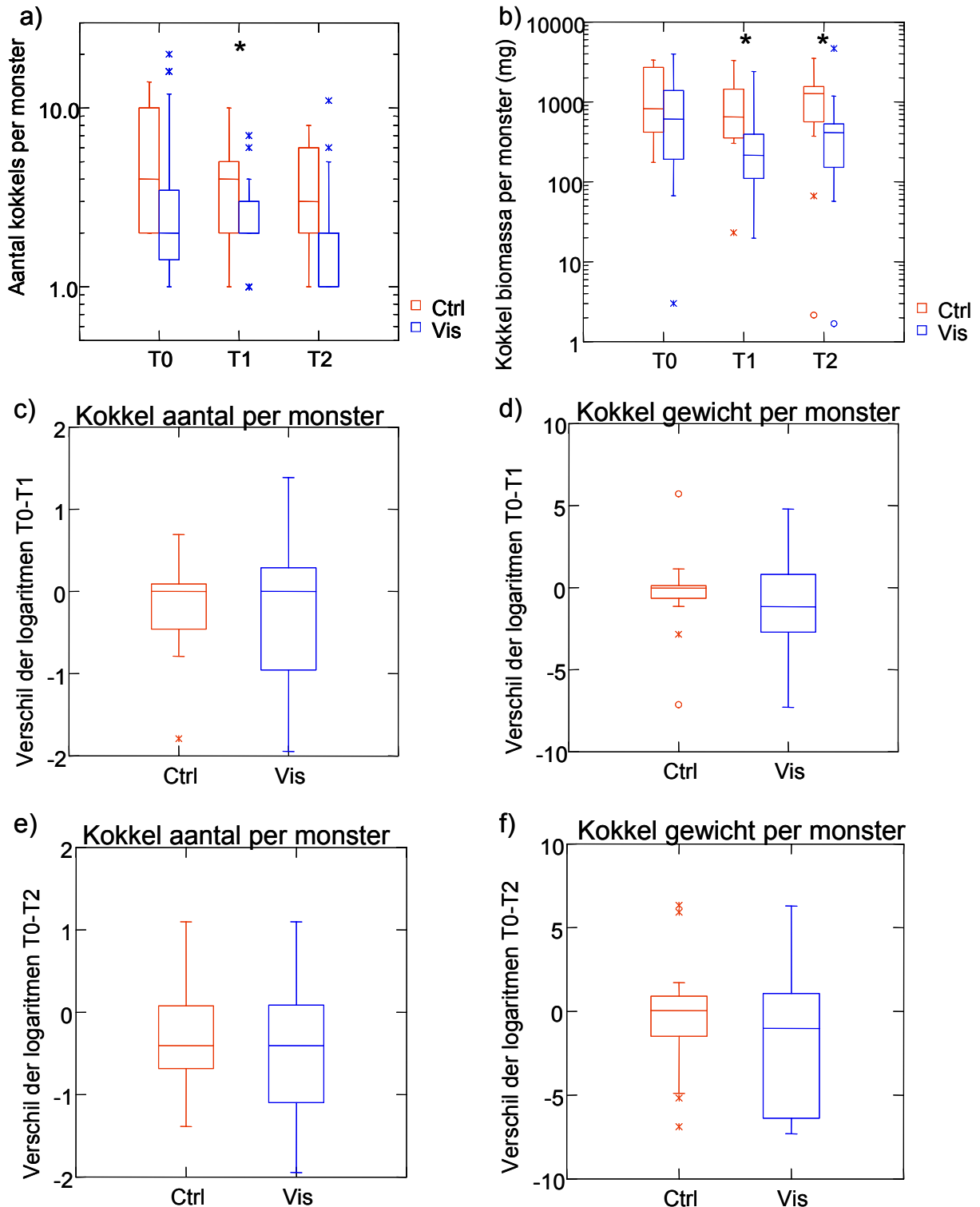
### 3.2.5 Ontwikkeling kokkelpopulatie

Uiteraard worden er effecten van het bevissen op de kokkelpopulaties verwacht; de vraag is hoe groot deze effecten zijn, of ze selectief zijn voor de grotere exemplaren, en of ze nog zichtbaar zijn na 1 jaar. In 3.1.4 hebben we al geconstateerd dat er reeds enig verschil is in de aantallen kokkels op  $t_0$  tussen de controle en de beviste vakken. De verschillen in de gemiddelde aantallen zijn op  $t_0$  niet significant, maar op  $t_1$  wel (Figuur 11a). Op  $t_2$  is het verschil dan weer niet significant. Het significante verschil op  $t_1$  wordt verklaard door een minder grote variatie in de aantallen, die inderdaad kan zijn veroorzaakt door bevissing, maar voor het analyseren van de effecten van bevissing zal de ontwikkeling binnen de groepen moeten worden vergeleken. De aantallen kokkels blijken op  $t_1$ , en in iets grotere mate op  $t_2$ , te zijn afgenomen, maar verschillen tussen de controle en beviste delen worden niet waargenomen.



**Figuur 11:**

Ontwikkeling in het aantal en de biomassa aan kokkels gerelateerd aan de tijd ( $t_0$ ,  $t_1$ ,  $t_2$ ) en de behandeling (Ctrl, Vis). a) Verschillen in het aantal kokkels per monster tussen de controle en beviste delen; b) Verschillen in de biomassa aan kokkels per monster tussen de controle en beviste delen; c) Ontwikkeling kokkel aantallen tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; d) Ontwikkeling kokkel biomassa ADW (mg) tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; e) Ontwikkeling kokkel aantallen tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen; f) Ontwikkeling kokkel biomassa ADW (mg) tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen; Significante verschillen ( $p < 0.05$ ) tussen behandelingen aangeduid met \*



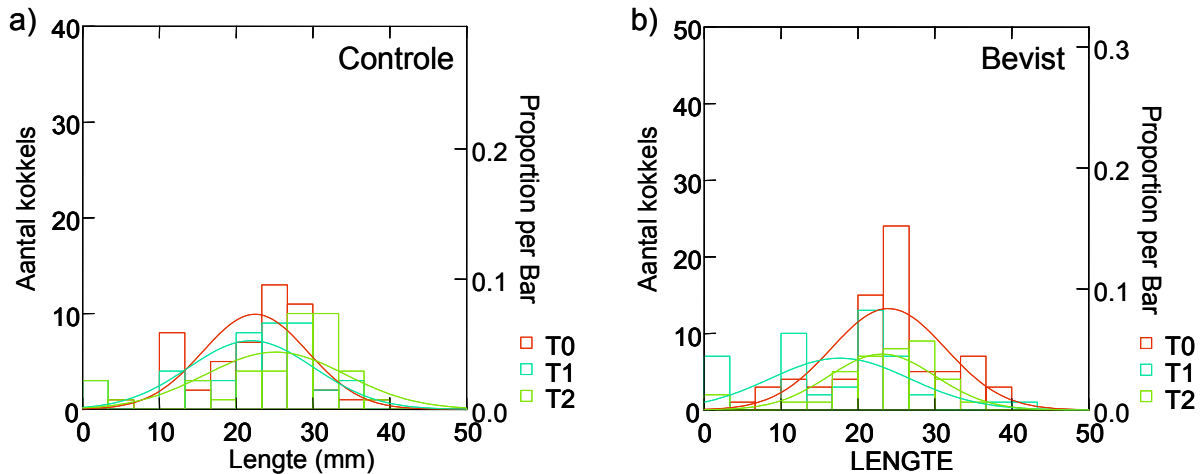
Ook is er op  $t_0$  een klein maar niet significant verschil in kokkel biomassa (Figuur 11b). De verschillen tussen de behandelingen zijn op  $t_1$  duidelijk toegenomen, en het gewicht is in de beviste vakken significant lager, wat ook nog steeds het geval is op  $t_2$ . Wanneer we de ontwikkeling in de tijd bekijken (Figuur 11d en f), lijkt het er op of de biomassa aan kokkels in de beviste delen inderdaad is afgenomen, en in de controle delen min of meer gelijk is gebleven; maar door de grote variatie zijn er geen significante verschillen gevonden. Wanneer we de aanwezige kokkels op de 3 tijdstippen voor de controle en vis behandeling opsplitsen naar lengte klassen, dan wordt duidelijk dat het vissen duidelijk effect heeft gehad op de kokkel populatie (Figuur 12). Waar in de controle vakken de lengte distributie van de kokkels op  $t_0$  en  $t_1$  vergelijkbaar is, en daarna iets is toegenomen naar  $t_2$ , zien we dat in de beviste vakken de gemiddelde lengte die op  $t_0$  nog vergelijkbaar was met de controle, op  $t_1$  sterk is afgenomen, van 23.96 naar 17.65 mm. Op  $t_2$  lijkt de lengte frequentie weer enigszins te zijn hersteld, hoewel de aantallen, die overigens ook in de controle vakken iets zijn afgenomen, duidelijk achter blijven, en de kokkels in de controle vakken na de toename in de gemiddelde lengte naar  $t_2$ , nog groter zijn (gemiddeld 25.12 mm).

De reductie in aantallen lijkt met name op te treden in de kokkels met een lengte van boven de 23 mm. Het zichtbare herstel op  $t_2$  is een effect van de groei van de achtergebleven kokkels (en geen herkolonisatie door grote exemplaren), wat blijkt uit het feit dat het aantal kokkels met een lengte van tussen de 23 en 30 mm is toegenomen, maar nog steeds achter ligt bij de controle, en het feit dat er nog steeds nauwelijks kokkels van boven de 30 mm aanwezig zijn in tegenstelling tot in de controle.

Figuur 12 laat zien dat er op ieder tijdstip in zowel de controle als de beviste vakken kleine kokkels met een lengte van <10 mm aanwezig zijn. Voor tijdstip  $t_2$  gaat het dan om de broedval van dat jaar. Echter door de lage aantallen waargenomen kleine kokkels in de 0-10 mm lengteklasse in beide behandelingen, als gevolg van het feit dat er gedurende het jaar waarin de experimenten hebben plaatsgevonden er geen massale broedval heeft plaatsgevonden, kunnen we niet bepalen of er effecten van bevissing op de broedval zijn. Het totale aantal kokkels en zeker het aantal kleine kokkels in de monsters is dusdanig laag dat voor het beantwoorden van deze specifieke vraag het bemonsterde oppervlak groter dient te zijn.

**Figuur 12:**

Ontwikkeling in de kokkel lengte distributie in de controle monsters (a) en in de beviste monsters (b) gedurende de tijd ( $t_0$ ,  $t_1$  en  $t_2$ ); weergegeven zijn de aantallen per lengte klassen in bars, en de proportionele verdelingen volgens normale distributies



Controle: gemiddelde kokkel lengte  
( $\pm$ standaard deviatie)  
T0: 22.47 ( $\pm$ 6.84) mm  
T1: 21.96 ( $\pm$ 8.19) mm  
T2: 25.12 ( $\pm$ 9.15) mm

Bevist: gemiddelde kokkel lengte  
( $\pm$ standaard deviatie)  
T0: 23.96 ( $\pm$ 7.44) mm  
T1: 17.65 ( $\pm$ 9.05) mm  
T2: 23.13 ( $\pm$ 6.93) mm

### 3.3 De Power van de testen en het design

#### 3.3.1 Achtergrond Power analyse

Daar waar datasets worden vergeleken en er geen significant verschil gevonden wordt, is het altijd de vraag of er dan ook daadwerkelijk geen verschil is tussen de populaties waaruit de monsters getrokken zijn. Met name wanneer het gaat om biologische data waarbij er sprake is van een grote natuurlijke variatie, en er ruimtelijke en temporele tendensen door de data heen lopen, kan de power van bepaalde testen laag zijn. Een Power Analyse geeft een indicatie voor het onderscheidende vermogen bij het detecteren van verschillen tussen groepen. Een power analyse kan bijvoorbeeld gebruikt worden om tot een schatting te komen van de verschillen die gedetecteerd kunnen worden rekening houdende met het huidige aantal monsters en hun intrinsieke (natuurlijke) variatie. Ook kan het aantal monsters worden berekend dat nodig zou zijn voor het detecteren van een bepaald verschil.

Wanneer men het over Power analyse heeft, dan komen er 3 aspecten in beeld waarbij men keuzes kan maken. Ten eerste heeft men te maken met het significantie niveau, ook vaak aangegeven met ' $\alpha$ ', wat zoals bij alle statistische testen de waarschijnlijkheid van een 'Type I' fout aangeeft. Het gaat hier om de kans dat een geteste nul hypothese ten onrechte wordt verworpen. Traditioneel wordt deze in de ecologie vaak op 0.05 gesteld. De Power, wordt gedefinieerd als ' $1-\beta$ ' waarbij  $\beta$  de kans op het begaan van een 'Type II' fout aangeeft. Een Type II fout bestaat uit het onterecht niet verworpen van de nulhypothese, waarbij de power ( $1-\beta$ ) dus aangeeft wat de kans is dat een nulhypothese inderdaad correct niet wordt verworpen (Sokal & Rohlf, 1995). Vaak wordt de Power op 80% gesteld, maar evenals bij  $\alpha$ , is het bij  $1-\beta$  afhankelijk van het

risico dat men bereid is te nemen ten opzicht van de type 1 dan wel type 2 fouten (onterecht detectie van verschillen voor hoge waarden van  $\alpha$ , dan wel overzien van ware verschillen voor hoge waarden van  $\beta$ ). Een derde aspect is ten slotte de moeilijker in te schatten ecologische relevantie van de waar te nemen veranderingen; beschouwen we een verandering van 5% als een relevant verschil of moeten de veranderingen 25% tot 50% overschrijden voordat we er rekening mee gaan houden?

In de huidige studie hebben we te maken met diverse variabelen waarbij we soms significante verschillen detecteren, en waarbij er geregeld geen significante verschillen zijn gevonden. Power analyses kunnen de bevindingen in perspectief plaatsen, en nuttig zijn met betrekking tot vervolg onderzoek dan wel de inrichting van experimenten en formuleren van vragen. We zullen hieronder de diverse parameters die we hebben getoetst tegen het licht houden, en met behulp van Power analyse resultaten onze bevindingen bediscussiëren.

### **3.3.2 Mediane korrelgrootte**

De resultaten laten significante verschillen in mediane korrelgrootte tussen vakken zien in de uitgangssituatie. Wanneer er naar de ontwikkeling in de tijd wordt gekeken, dan wordt er geen verschil tussen vakken en behandelingen waargenomen, en is de variatie ook klein. Dit leidt er toe dat bij  $\alpha=0.05$  verschillen in mediane korrelgrootte van 5% tussen de behandelingen gedetecteerd kunnen worden (Power >90%). Rekening houdende met de huidige variatie in de verschillen in mediane korrelgrootte, zouden zelfs 3 monsters per behandeling kunnen volstaan om een power van 80% te halen.

### **3.3.3 Totale dichtheden**

De ruimtelijke variatie in dichtheden binnen de vakken dan wel behandelingen is groot en dat geldt ook voor de variatie in de relatieve veranderingen waargenomen op de individuele monsterlocaties. Significante verschillen zijn wel gedetecteerd in de toe- en afname van dichtheden tussen de vakken ( $t_0-t_2$ ), maar niet tussen de behandelingen. Rekening houdende met de huidige variatie, bereikt de toets een power van 80% voor het detecteren van verschillen in dichtheden tussen  $t_0$  en  $t_1$  van 50%. Voor het detecteren van verschillen van 5% zouden maar liefst enkele duizenden (3000 tot 7000) monsters per behandeling nodig zijn. De situatie verbetert ook niet door duidelijk afwijkende vakken (zoals de 3 vakken in het zuiden) buiten beschouwing te laten, omdat hiermee de variatie wel iets kleiner wordt, maar het aantal monsters ook. Door de monsters binnen elk vak tot een monster samen te voegen (3 controle en 6 beviste monsters per tijdstip) stijgt de power voor het verschil in dichtheden tussen  $t_0$  en  $t_1$ . Verschillen van iets meer dan 25% kunnen dan met een power van 80% worden gedetecteerd. Voor de effecten na 1 jaar wordt de power van de toets niet verbeterd door het samenvoegen van de monsters per vak. Met het huidige design kunnen we dus significante verschillen in de dichtheden ontwikkeling detecteren als die verschillen groter dan 25 tot 50% zijn.

### **3.3.4 Totale biomassa**

Wat voor de dichtheden geldt, gaat in grote lijnen ook op voor de biomassa. Verschillen van 50% tussen de behandelingen kunnen slechts met een power van rond de 50% worden gedetecteerd. Hier blijkt aggregatie van de gegevens goed te werken voor de controle groep; een power van 80% wordt al gehaald bij verschillen in ontwikkeling van 20%. Binnen de beviste groep blijkt de variatie, en dus de power, nauwelijks

te verbeteren. Wellicht dat de effecten van bevissen op de biomassa niet eenduidig zijn, en samenhangen met de abiotische omstandigheden of afhankelijk zijn van de gemeenschappen; dan wel dat de effecten van bevissing zeer heterogeen zijn (niet iedere plek in het vak wordt bevist, of kan juist meerdere malen geraakt zijn). We moeten dus voorzichtig zijn in het benoemen van de effecten van bevissing op de biomassa, of in het aanduiden van een mogelijke compensatie van de weggeviste kokkel-biomassa tussen  $t_0$  en  $t_2$  door andere bodemdieren, omdat de gevonden variatie in en tussen vakken groot is. Daardoor is de power van de analyses voor biomassa te laag en zijn de gevonden trends niet significant te noemen.

### **3.3.5 Indicatoren van soortendiversiteit**

Met de variatie binnen onze data hadden we met een power van 80% de negatieve verschillen voor de soortendiversiteit van tegen de 25%, voor soortenrijkdom tussen de 10 en 25%, en voor Evenness van rond de 10% kunnen waarnemen (de power is overigens een goede reden om in de presentatie van de resultaten de soortenrijkdom boven de soortendiversiteit te verkiezen). In de reeks van gepaarde t-testen is geen significant negatief verschil gevonden hetgeen inhoudt dat de afnemende trends van enkele soorten in geen enkel geval geleid hebben tot sterkere verschillen dan 10 to 25 %.

### **3.3.6 Consequenties voor experimentele designs**

De resultaten van de power analyses laten zien dat de grote variabiliteit binnen de behandelingen grote consequenties heeft voor het onderscheidend vermogen van de toetsen, en dan met name voor de parameters dichtheid en biomassa. Veel van die (natuurlijke) variatie is wellicht gerelateerd aan abiotische parameters die een ruimtelijke heterogeniteit vertonen. Daar waar significante effecten waargenomen zijn is het huidige design toereikend voor het meten van het huidige proces. Dat was het geval voor de verschillen in de mediane korrelgrootte en in totale bodemdieren biomassa ondanks de grote heterogeniteit daarin. Daarentegen bleek het onderscheidende vermogen van de toetsen voor de verschillen in bodemdieren dichtheden belemmerd te worden door de hoge natuurlijke variatie. Een paarsgewijze experimentele opzet met evenveel controle als beviste vakken zou leiden tot een vergroting van het onderscheidende vermogen en het detecteren van geringe verschillen tussen de behandelingen toelaten. Gezien de grote mate aan variatie tussen de vakken en in mindere mate binnen de vakken, is er meer winst te halen uit het vergroten van het aantal vakken binnen het experiment, dan uit het vergroten van het aantal monsters binnen de vakken.



## 4 Conclusies

- De huidige studie beschrijft de effecten van kokkelvisserij met de hydraulische kokkelkor op bodem en bodemdiergemeenschappen op een gedeelte van de Slikken van de Dortsman (Oosterschelde) 6 weken en 1 jaar na bevissing.
- We hebben getoetst met een gevoelige test (veelvuldige t-test zonder onderscheid van vakken) of er mogelijke negatieve effecten van bevissing op de bodemdier gemeenschappen zijn waar te nemen. Daar waar mogelijk effecten aanwezig waren, hebben we deze met een conservatievere test (BACI-ANOVA) op significantie getoetst.
- De huidige experimentele opzet liet het toe om in het onderzoeksgebied negatieve verschillen van 50% in totale bodemdier dichtheden en biomassa, van 10 tot 25% in soortendiversiteit, soortenrijkdom en evenness, en van 5% in mediane korrelgrootte te detecteren.
- Kort (6 weken) na het vissen waren de effecten van de kokkelvisserij op de bodemdieren totale dichtheid, diversiteit en biomassa (excl. kokkels) kleiner dan de detectiedrempels (onderscheidend vermogen) van de toetsen.
- Een jaar na het vissen waren de effecten van bevissing op de totale dichtheden steeds te klein voor het huidige onderscheidende vermogen. De biomassa aan niet-beviste organismen en de diversiteit (Shannon Index, aantal soorten) zijn een jaar na bevissing niet significant verschillend. De waargenomen positieve trends in biomassa en diversiteit, evenals de toename in biomassa van niet beviste organismen die de weggeviste biomassa aan kokkels lijkt te compenseren, zijn niet significant.
- Een paarsgewijs design met evenveel beviste als onbeviste vakken zou het onderscheidende vermogen van de toetsen vergroten en daardoor het waarnemen van mogelijke geringe effecten van bevissing op de totale bodemdieren dichtheden mogelijk maken.
- Er waren zes weken en een jaar na de bevissing geen significante effecten meetbaar op de korrelgrootte van het sediment.
- Op de slikken van de Dortsman was er na 1 jaar geen significant negatief effect op de soorten waarneembaar.
- Voor een aantal (in het onderzoeksgebied talrijke) soorten bodemdieren, waarvan de aantallen op korte en/of middellange termijn, een toename (*Capitella capitata*, *Spio sp*, *Crangon crangon* en *Gammarus locusta*) dan wel afname (*Hydrobia ulvae*, *Oligochaeta* en de kokkel *Cerastoderma edule*) in de beviste vakken ten opzichte van de controle vakken laten zien, zijn die verschillen niet significant bevonden.
- De kokkelvisserij bleek specifiek op de grotere exemplaren (>23 mm) te vissen, hetgeen de stand aan kleinere kokkels in de huidige studie niet zichtbaar beïnvloedde. De effecten op de kokkelpopulaties waren een jaar na bevissing nog steeds zichtbaar met kleinere kokkels in de beviste vakken ten opzichte van de controle plots.
- De waargenomen effecten van de kokkelvisserij gelden voor de hier onderzochte omstandigheden en het aanwezige substraat type met de daarbij behorende bodemdiergemeenschappen.





## 5 Literatuur

Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325-349.

Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2001). PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 91 p.

Escaravage, V. (2007). Effecten van kokkelvisserij op de natuurwaarden van slikken (Dortsman) in de Oosterschelde: Sediment eigenschappen en karakteristieken van de bodemdieren gemeenschappen voor en na het vissen. KNAW/NIOO-Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke. Monitor Taskforce Publication Series 2007-01.

Sokal, R.S., Rohlf, F.J. (1995). Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3<sup>rd</sup> ed., W.H. Freeman and Company, New York, US, 887 p.

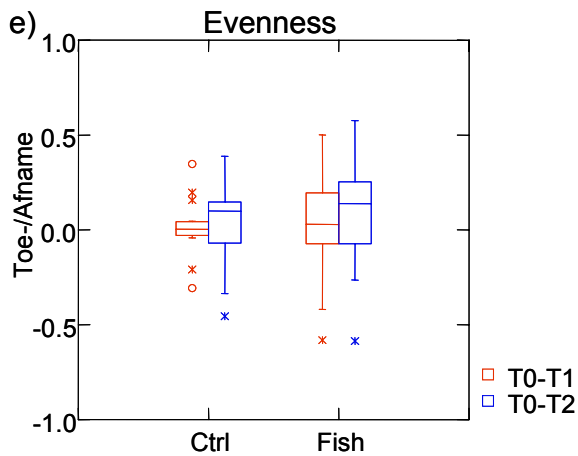
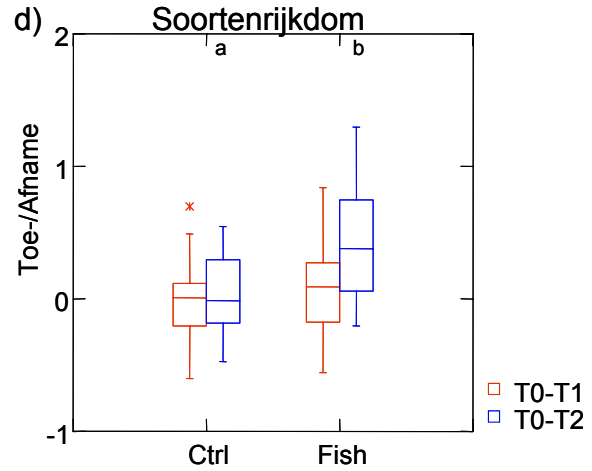
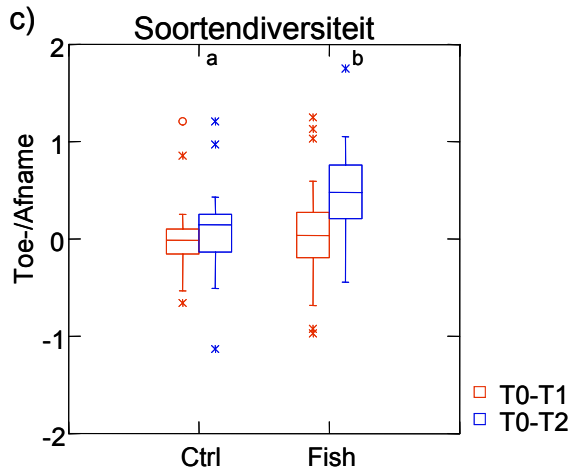
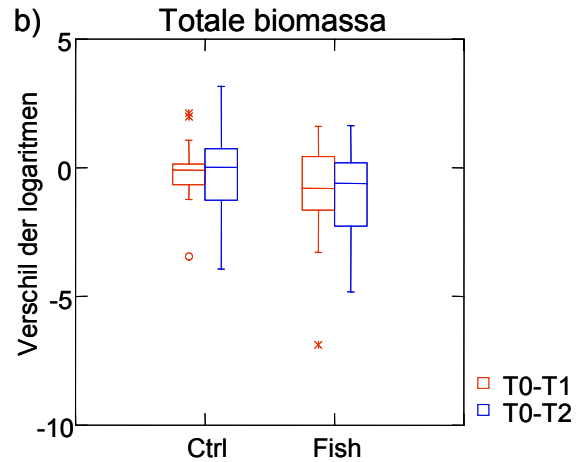
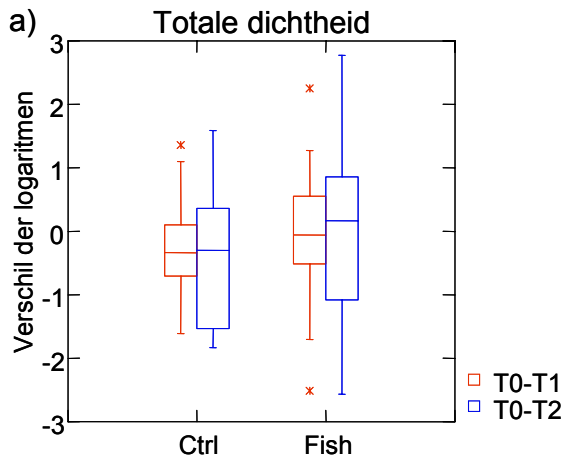
Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. (1998). CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, the Netherlands, 351 p.



# Bijlagen

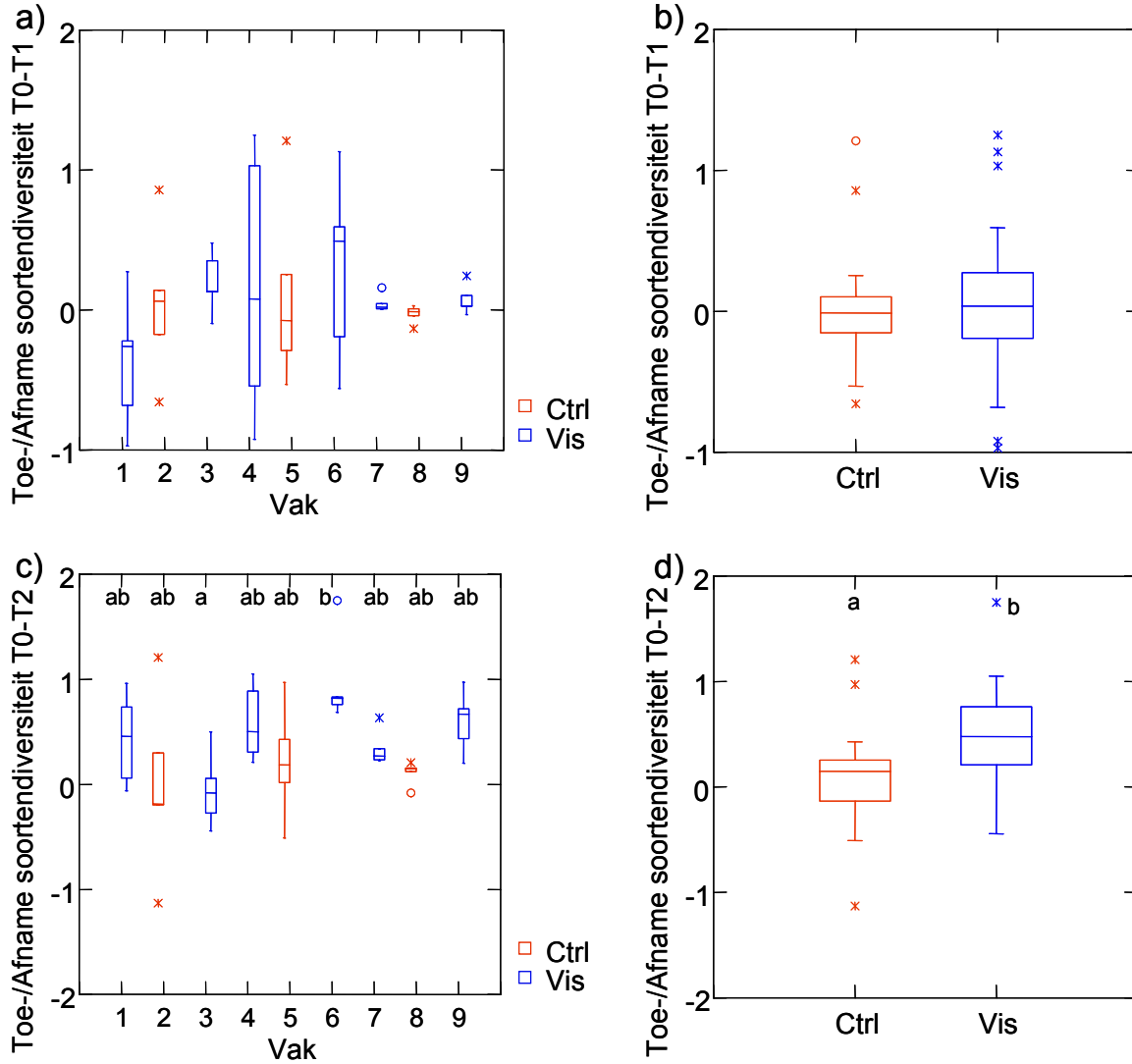
## Bijlage 1:

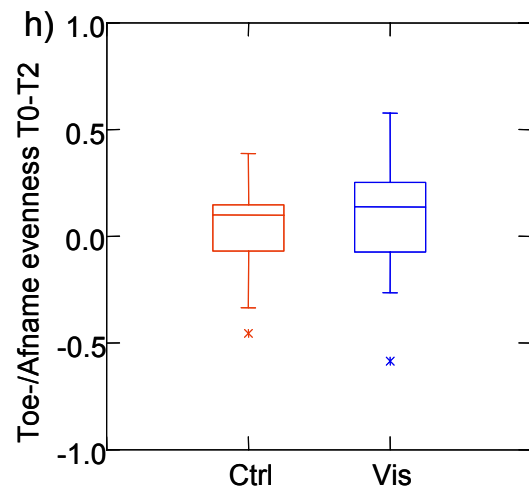
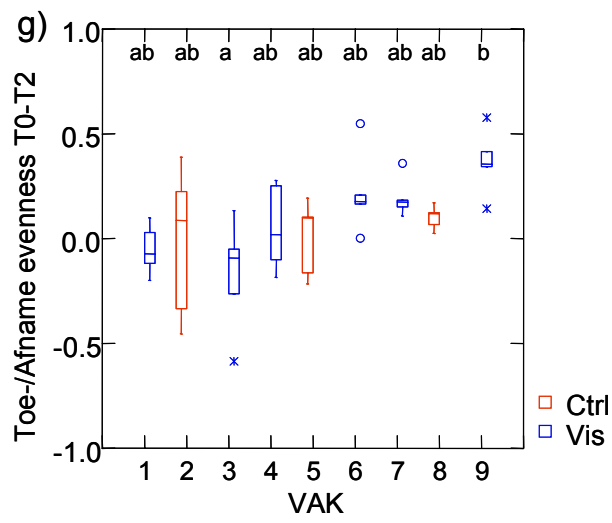
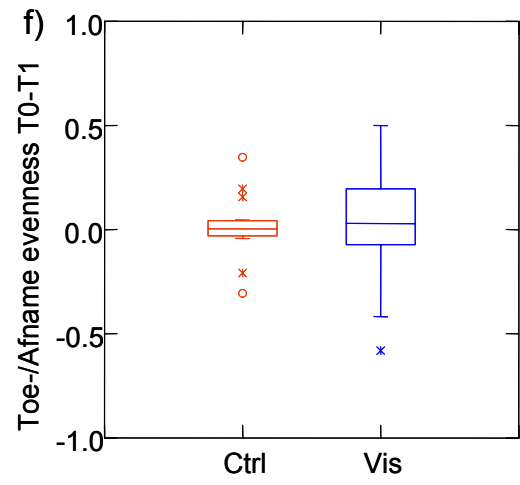
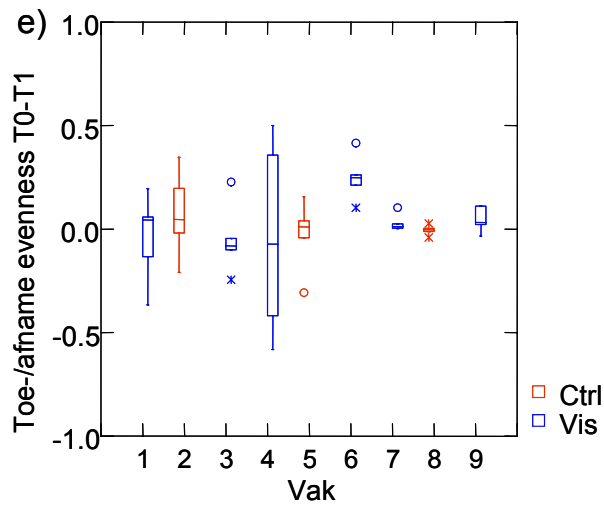
Totale bodemdier dichtheden in  $n/m^2$  (a), biomassa in  $mg/m^2$  (b), soorten diversiteit als Shannon index (c), soorten rijkdom als Margalef index (d) en evenness als Pielou's index (e), in controle en beviste gebieden, voor het totaal aan bodemdieren inclusief de kokkels. De letters a en b duiden eventuele significante verschillen tussen behandelingen aan op over een bepaalde periode



**Bijlage 2:**

Ontwikkeling soortendiversiteit volgens Shannon en evenness volgens Pielou gedurende het experiment (van  $t_0$  naar  $t_1$  en  $t_2$ ) in de controle en de beviste delen; a) Ontwikkeling soortendiversiteit tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de vakken; b) Ontwikkeling soortendiversiteit tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; c) Ontwikkeling soortendiversiteit tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de vakken; d) Ontwikkeling soortendiversiteit tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen; e) Ontwikkeling evenness tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de vakken; f) Ontwikkeling evenness tussen  $t_0$  en  $t_1$  in de controle en de beviste delen; g) Ontwikkeling evenness tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de vakken; h) Ontwikkeling evenness tussen  $t_0$  en  $t_2$  in de controle en de beviste delen





### Bijlage 3:

Lijst van 32 dominante soorten, bevattende de soorten behorende tot de 20 soorten met hoogste totale treffrequentie dan wel 20 soorten met hoogste totale dichtheden dan wel 20 soorten met hoogste totale biomassa in het totaal van de monsters, aangevuld met soorten die op specifieke tijdstip (t0, t1, t2) – behandeling (Ctrl, Vis) combinaties tot de 10 meest dominante soorten qua treffrequentie, dichtheid of biomassa behoren\*

Soort
<i>Arenicola sp</i> <sup>1</sup>
<i>Arenicola marina</i>
<i>BRACHYURA</i> <sup>2</sup>
<i>Capitella capitata</i>
<i>Carcinus maenas</i>
<i>Crangon crangon</i>
<i>Ensis sp</i> <sup>1</sup>
<i>Gammarus sp</i> <sup>1</sup>
<i>Gammarus locusta</i>
<i>Harmothoe lunulata</i>
<i>Hydrobia ulvae</i>
<i>Lanice conchilega</i>
<i>Macoma balthica</i>
<i>Microprotopus maculatus</i>
<i>Mya arenaria</i>
<i>Nephtys sp</i> <sup>1</sup>
<i>Nephtys cirrosa</i>
<i>Nephtys hombergii</i>
<i>Nereis longissima</i>
<i>OLIGOCHAETA</i> <sup>2</sup>
<i>Platynereis dumerilii</i>
<i>Polydora ligni</i>
<i>Pygospio elegans</i>
<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Scrobicularia plana</i>
<i>Spio sp</i> <sup>1</sup>
<i>Spio martinensis</i>
<i>Streblospio shrubsolii</i>
<i>Tharyx marioni</i>
<i>Urothoe sp</i> <sup>1</sup>
<i>Urothoe poseidonis</i>

\* De MDS plots en ANOSIM analyses zijn gebaseerd op de data van deze soorten

<sup>1</sup> Slechts tot op genus niveau gedetermineerd; zijn wel als aparte groep in de analyses meegenomen, omdat het hier specifiek gaat om de kleine/juveniele exemplaren van de in het gebied aanwezige soorten (vaak met een specifieke niche)

<sup>2</sup> Alle soorten binnen deze klasse zijn geaggregeerd

#### Bijlage 4:

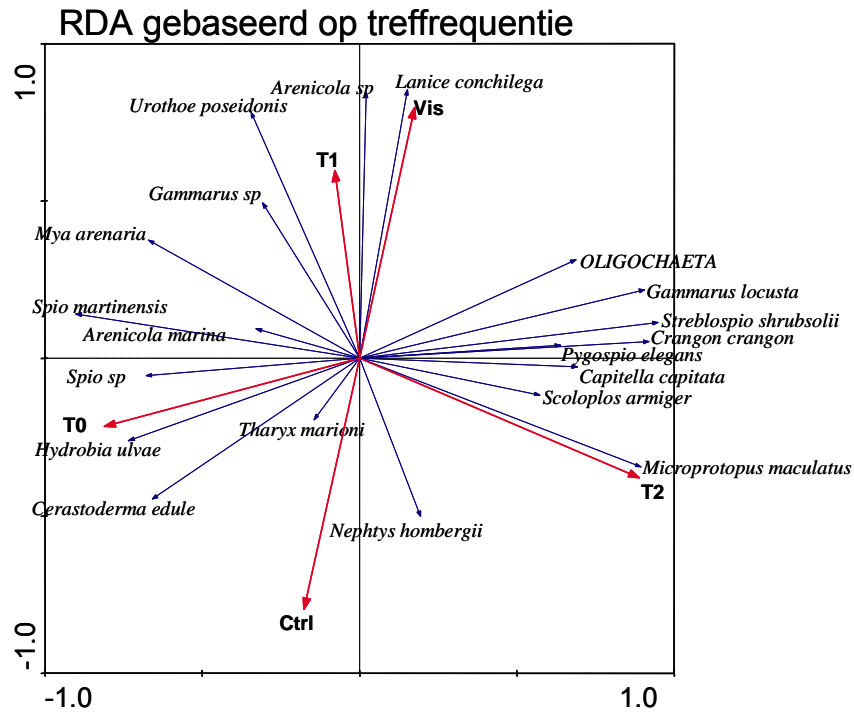
Lijsten van respectievelijke de 20 meest dominante soorten qua treffrequentie, dichtheid en biomassa in het geheel van de monsters in deze studie

	Soort	Tref- frequentie (% monsters)	Soort	Dichtheid (n/m <sup>2</sup> )	Soort	Biomassa ADW (mg/m <sup>2</sup> )
1	<i>Cerastoderma edule</i>	81.5	<i>Hydrobia ulvae</i>	6658.0	<i>Cerastoderma edule</i>	43196.4
2	<i>Hydrobia ulvae</i>	76.3	<i>Urothoe poseidonis</i>	642.1	<i>Mya arenaria</i>	3953.3
3	<i>Urothoe poseidonis</i>	70.4	<i>Cerastoderma edule</i>	222.7	<i>Hydrobia ulvae</i>	2830.7
4	<i>Scoloplos armiger</i>	48.4	<i>Gammarus sp</i>	203.3	<i>Arenicola marina</i>	2021.3
5	<i>Nephtys hombergii</i>	47.4	<i>Scoloplos armiger</i>	105.2	<i>Arenicola sp</i>	1971.8
6	<i>Tharyx marioni</i>	33.3	<i>Gammarus locusta</i>	97.3	<i>Lanice conchilega</i>	1057.3
7	<i>Capitella capitata</i>	27.4	<i>Capitella capitata</i>	93.7	<i>Nephtys hombergii</i>	871.9
8	<i>Lanice conchilega</i>	22.2	<i>Tharyx marioni</i>	81.7	<i>Scrobicularia plana</i>	297.6
9	<i>Crangon crangon</i>	20.0	<i>Nephtys hombergii</i>	69.1	<i>Crangon crangon</i>	240.3
10	<i>Gammarus sp</i>	20.0	OLIGOCHAETA	60.5	<i>Urothoe poseidonis</i>	218.0
11	<i>Spio martinensis</i>	18.5	<i>Spio martinensis</i>	55.1	<i>Cerastoderma sp</i>	180.5
12	<i>Arenicola sp</i>	17.8	<i>Streblospio shrubsolii</i>	51.2	<i>Ensis sp</i>	179.6
13	<i>Streblospio shrubsolii</i>	16.3	<i>Lanice conchilega</i>	46.5	<i>Macoma balthica</i>	165.0
14	<i>Pygospio elegans</i>	14.8	<i>Crangon crangon</i>	43.2	<i>Scoloplos armiger</i>	139.6
15	<i>Mya arenaria</i>	14.1	<i>Arenicola sp</i>	39.5	<i>Carcinus maenas</i>	121.5
16	<i>Spio sp</i>	13.2	<i>Urothoe sp</i>	39.5	<i>Nereis longissima</i>	111.2
17	<i>Arenicola marina</i>	11.1	<i>Polydora ligni</i>	37.2	<i>Gammarus locusta</i>	87.4
18	<i>Gammarus locusta</i>	10.4	<i>Spio sp</i>	32.9	<i>Harmothoe lunulata</i>	51.2
19	OLIGOCHAETA	10.4	<i>Pygospio elegans</i>	30.4	<i>Nephtys cirrosa</i>	49.1
20	<i>Microprotopus maculatus</i>	8.9	<i>Platynereis dumerilii</i>	28.4	<i>Platynereis dumerilii</i>	42.9

\* De RDA analyses zijn gebaseerd op deze gegevens

### Bijlage 5:

Resultaten RDA analyse gebaseerd op de treffrequentie per soort (meest voorkomende soorten volgens treffrequentie uit Bijlage 4 meegenomen) in het totaal van de monsters





## Bijlage 6:

Lijst van genoemde soorten met (indien mogelijk) de Nederlandse naam.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groep
<i>Actiniaria</i>	Zeeanemonen	Neteldier
<i>Anaitides mucosa</i>	Dieseltreinworm	Worm
<i>Arenicola marina</i>	Zeepier	Worm
<i>Arenicola sp</i>	Zeepier <sup>1</sup>	Worm
<i>Capitella capitata</i>	Slangpier	Worm
<i>Carcinus maenas</i>	Strandkrab	Schaaldier
<i>Cerastoderma edule</i>	(Eetbare) kokkel	Schelpdier
<i>Cerastoderma sp</i>	Kokkel <sup>1</sup>	Schelpdier
<i>Crangon crangon</i>	Gewone garnaal	Schaaldier
<i>Ensis sp</i>	Zwaardschede <sup>1</sup>	Schelpdier
<i>Eumida sp</i>	Een roofwormen soort	Worm
<i>Gammarus locusta</i>	Sprinkhaanvlokreeft	Schaaldier
<i>Gammarus sp</i>	Vlokreeft <sup>1</sup>	Schaaldier
<i>Harmothoe lunulata</i>	Zeerups	Worm
<i>Hydrobia ulvae</i>	Wadslakje	Slak
<i>Lanice conchilega</i>	Schelpkokerworm	Worm
<i>Macoma balthica</i>	Nonnetje	Schelpdier
<i>Microprotopus maculatus</i>	Een vlokreeften soort	Schaaldier
<i>Mya arenaria</i>	Strandgaper	Schelpdier
<i>Nemertea</i>	Snoerwormen	Worm
<i>Nephtys cirrosa</i>	Een zager soort	Worm
<i>Nephtys hombergii</i>	Zandzager	Worm
<i>Nereis longissima</i>	Een zeeduizendpoot soort	Worm
<i>Oligochaeta</i>	Ringwormen	Worm
<i>Platynereis dumerilii</i>	Een zeeduizendpoot soort	Worm
<i>Polychaeta</i>	Borstelwormen	Worm
<i>Polydora ligni</i>	Slibkokerworm	Worm
<i>Pygospio elegans</i>	Zandkokerwormpje	Worm
<i>Scoloplos armiger</i>	Wapenworm	Worm
<i>Scrobicularia plana</i>	Platte slijkgaper	Schelpdier
<i>Spio gonioccephala</i>	Een borstelworm soort	Worm
<i>Spio martinensis</i>	Een borstelworm soort	Worm
<i>Spio sp</i>	Een borstelworm soort <sup>1</sup>	Worm
<i>Streblospio shrubsolii</i>	Een borstelworm soort	Worm
<i>Tharyx marioni</i>		Worm
<i>Urothoe poseidonis</i>	Bulldozerkreeftje	Schaaldier
<i>Urothoe sp</i>	Een bulldozerkreeftje <sup>1</sup>	Schaaldier

<sup>1</sup> onderdelen of niet complete dieren en jonge/kleine exemplaren die niet met zekerheid op soort te brengen zijn

## Bijlage 7:

Verklarende woordenlijst van vaktermen.

ANOSIM (Analysis of Similarity)	Analyse waarin de verdeling van soorten over monsters wordt vergeleken
BACI (Before-After-Control-Impact) design	Proefopzet waarbij een controle gebied en experimenteel (in dit geval bevist) gebied zowel voor als na bevissing worden vergeleken
BACI-ANOVA	Statistische toets die zowel de variatie in tijd (voor en na bevissing) als de variatie tussen de behandelingen (controle en bevist), en de interactie tussen tijd en behandeling test
Bonferroni correctie	Een correctie die wordt uitgevoerd op het significantie-niveau wanneer er meerdere testen van dezelfde aard worden uitgevoerd
Bray-Curtis gelijkenis index	Rekenmethode om de mate van gelijkheid op basis van de soortensamenstelling van monsters te bepalen
Detectedrempel (onderscheidend vermogen)	Het kleinste verschil wat we nog met zekerheid kunnen aantonen (meestal uitgedrukt in procenten)
Detrended Correspondence Analyses (DCA)	Techniek waarbij de relaties (mate van gelijklopen) tussen meerdere factoren wordt bepaald
Directe gradiëntanalyse	Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen omgevingsvariabelen en soorten bij het berekenen van de mate van gelijklopen
Evenness	Soortenverdeling of de mate waarin de aantallen in een monster gelijk verdeeld zijn over de aanwezige soorten
Gepaarde t-test	Twee groepen worden statistisch vergeleken waarbij de behandeling van de groepen op 1 factor na (controle of bevist) hetzelfde is.
Margalef Richness	Een index waarmee de soortenrijkdom wordt berekend
Mediane korrelgrootte	Wanneer alle korrels uit een monster van groot naar klein worden gerangschikt is dit de middelste korrel in de rij
Multiple t-test	Meervoudig of veelvuldig uitgevoerde test (bv voor meerdere soorten uitgevoerd) om te bepalen of wel of geen verschil is tussen groepen
'nested'-effect	Er wordt rekening gehouden in de toets met een verschil in variatie van een bepaalde factor, die niet de factor is die getoets wordt
Niet-beviste bodemdier soorten ('non-target species')	De soorten waarop niet direct gevist wordt, maar die wel aanwezig zijn en mogelijk door het bevissen kunnen worden beïnvloed
Non-metric Multi-Dimensional Scaling (MDS)	De gelijkenis van monsters op basis van de soortensamenstelling wordt in een ruimte van meerdere dimensies weergegeven (MDS figuren worden meestal 2 of 3-dimensionaal weergegeven)
Pielou's evenness	Een index om de mate waarin de aantallen verdeeld zijn over de soorten, weer te geven.
Power	De kracht van een toets waarbij 1 honderd procent zekerheid geeft, en 0 betekend dat de toets totaal niets zegt. Een power van 0.8, ook wel 80% wordt vaak als zeer acceptabel gezien.
Power analyse	De analyse waarmee je de kracht van je statistische toets bij de gebruikte gegevens met hun (natuurlijke) variatie berekent
ReDundancy Analysis (RDA)	Techniek waarbij de relaties (mate van gelijklopen) tussen meerdere factoren wordt bepaald
Shannon index	Een index waarmee de soortendiversiteit kan

Significantie-niveau	worden berekend. Diversiteit houdt zowel rekening met het aantal soorten, als met de gelijkmatige verdeling van aantallen over soorten Het percentage onterechte toegekende effecten bij een bepaalde onzekerheid wat je nog acceptabel vindt
Stress factor	Een maat voor hoe goed een verdeling in meerdere dimensies is weer te geven in een 2- of 3-dimensionaal plaatje
Trend	Het lijkt er op dat er een bepaalde toe- of afname in de tijd aanwezig is
'Type I' fout	Een geteste hypothese wordt ten onrechte verworpen
'Type II' fout	Een geteste hypothese wordt ten onrechte niet verworpen