

Waterbouwkundig Laboratorium
Borgerhout
BIBLIOTHEEK

Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlokaties Westerschelde:

Plaat van Walsoorden

216444

D. van der Wal, A. Wielemaker, D. Raymaekers, E. Knaeps, T. Ysebaert,
T.J. Bouma, H. Hummel, P.M.J. Herman

Eindrapport
februari 2010

Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW),
Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Korringaweg 7, Postbus 140, 4400 AC, YERSEKE, Nederland
URL [http //www.nioo.knaw.nl](http://www.nioo.knaw.nl)



Rapport 8/8 (deelopdracht 1 /2)

Doc:	NIOO_Walsoorden3_Eindrapport_deel1.doc
Naam:	Project Walsoorden 3, Rapport 8/8, Deel 1/2
Datum:	10.02.2010
In opdracht van:	MOW, Afdeling Maritieme Toegang
Namens opdrachtgever:	Frederik Roose / Ann Govaerts
Uitvoering door:	NIOO-KNAW en VITO-TAP
Versie:	Revisie:

Het copyright van dit rapport is nadrukkelijk voorbehouden aan NIOO-KNAW. Niets uit dit rapport mag op enigerlei wijze worden vermenigvuldigd zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NIOO-KNAW, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander doel dan waarvoor het is vervaardigd.

Te citeren als:

D. van der Wal, A. Wielemaker, D. Raymaekers, E. Knaeps, T. Ysebaert, T.J. Bouma, H. Hummel & P.M.J. Herman (2010). *Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde: Plaats van Walsoorden*. Eindrapport. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW) in samenwerking met VITO-TAP, 201 pp.



Inhoudsopgave

Dankwoord	7
1. Samenvatting	9
2. Inleiding	13
2.1. Een alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde	13
2.2. Principes van ecologische monitoring	16
2.3. Ecologische monitoring en toetsingscriteria Plaat van Walsoorden	18
3. Methoden en technieken	20
3.1. Ecologische monitoring van het subtidaal	20
3.1.1. Bemonstering en laboratoriumanalyse	20
3.1.1.1. Bemonsteringsschema in impactgebieden en controlegebieden	20
3.1.1.2. Bemonstering en laboratorium-analyse van het macrobenthos	22
3.2.1.3. Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment	24
3.2.1.4. Analyse van de morfodynamiek	24
3.1.2. Statistische analyse	24
3.1.2.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)	24
3.1.2.2. Regressie-analyse van univariate data	25
3.1.2.3. Multivariate analyse	26
3.2. Ecologische monitoring van het intertidaal	28
3.2.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse	28
3.2.1.1. Bemonsteringsschema intertidaal	28
3.2.1.2. Bemonstering en laboratorium-analyse van het macrobenthos	30
3.2.1.3. Bemonstering en laboratoriumanalyse van pigmenten	30
3.2.1.4. Spectraalmetingen van het sediment	31
3.2.1.5. Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment	32
3.2.1.6. Erosie/sedimentatie metingen	32
3.2.1.7. Analyse van de morfodynamiek	33
3.2.1.8. Langjarige bemonstering macrobenthos (BIOMON)	33
3.2.1.9. Langjarige bemonstering omgevingsvariabelen (MOVE)	34
3.2.1.10. Hydrodynamische metingen	35
3.2.2. Synoptische hyperspectrale surveys vanuit een vliegtuig	38
3.2.2.1. Inleiding	38
3.2.2.2. Voorbewerking en analyse van de 2007 vlucht	39
3.2.2.3. Voorbewerking en analyse van de 2008 vlucht	48
3.2.3. Statistische analyse	56
3.2.3.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)	56
3.2.3.2. Regressie-analyse van univariate data	56
3.3.3.3. Multivariate analyse	56

4. Resultaten	
4.1. Ecologische monitoring van het subtidaal	57
4.1.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse	57
4.1.1.1. Veranderingen in het macrobenthos	57
4.1.1.2. Veranderingen in de korrelgrootte-verdeling van het sediment	64
4.1.1.3. Morfodynamiek	67
4.1.2. Statistische analyse	68
4.1.2.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)	68
4.1.2.2. Regressie-analyse van univariate data	69
4.1.2.3. Multivariate analyse	72
4.2. Ecologische monitoring van het intertidaal	76
4.2.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse	76
4.2.1.1. Veranderingen in het macrobenthos	76
4.2.1.2. Veranderingen in pigmenten	86
4.2.1.3. Veranderingen in reflectie van het sediment	89
4.2.1.4. Veranderingen in korrelgrootte-verdeling van het sediment	92
4.2.1.5. Erosie/sedimentatie	99
4.2.1.6. Morfodynamiek	100
4.2.1.7. Langjarige veranderingen in macrobenthos (BIOMON)	104
4.2.1.8. Langjarige veranderingen in omgevingsvariabelen (MOVE plots)	106
4.2.1.9. Hydrodynamiek	110
4.2.2. Synoptische hyperspectrale surveys vanuit een vliegtuig	114
4.2.2.1. Veranderingen in NDVI uit hyperspectrale beelden	114
4.2.2.2. Veranderingen in habitat uit hyperspectrale beelden	116
4.2.3. Statistische analyse	121
4.2.3.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)	121
4.2.3.2. Regressie-analyse van univariate data	121
4.2.3.3. Multivariate analyse	127
5. Discussie	130
6. Conclusies	134
Referenties	135
Appendices	141

Appendices	141
I. Overzicht monitoring Plaat van Walsoorden fase 3 (april 2007–april 2009)	143
II. Macrobenthos en omgevingsvariabelen subtidaal	144
III. ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen subtidaal	146
IV. Responscurven, subtidaal	149
V. Multivariate analyse van het macrobenthos, subtidaal	152
VI. Macrobenthos en omgevingsvariabelen intertidaal	170
VII. ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen intertidaal	173
VIII. Responscurven, intertidaal	177
IX. Multivariate analyse van het macrobenthos, intertidaal	180
X. Lijst van gebruikte afkortingen	199

Dankwoord

Dit onderzoek werd uitgevoerd door de werkgroep Ruimtelijke Ecologie (RE), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (CEME) van het Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek (NIOO-KNAW) in opdracht van Maritieme Toegang en het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB) in Borgerhout. Onderaannemers in dit project waren VITO-TAP (Els Knaeps en Dries Raymaekers) voor het uitvoeren van de hyperspectrale vluchten en het bewerken, classificeren en analyseren van de beelden, en de Monitor Taakgroep (MT) van het CEME voor het bemonsteren en analyseren van het macrobenthos. Het onderzoek is een onderdeel van het 'Ecologisch monitoringsprogramma alternatieve stortlocaties', dat vanaf 2004 door CEME wordt uitgevoerd.

We willen hierbij de personen bedanken die hebben bijgedragen aan dit project. Allereerst danken we ir. Frederik Roose en drs. Ann Govaerts van Maritieme Toegang voor het leiden van het project. De begeleidingsgroep, naast ir. F. Roose en drs. A. Govaerts bestaande uit ir. Y.M.G. Plancke, ir. S.J. Ides en prof. dr. F. Mostaert van het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout, prof. ir. J.J. Peters van PAET, ir. Y. Meersschant van Maritieme Toegang, drs. D.J. de Jong en ir. G.J. Liek van Rijkswaterstaat Dienst Zeeland, ir. J.G. de Ronde van Deltares, dr.ir. M. Huygens van Soresma en E. Leys en F. Claeys van Eurosense, danken we voor advies en het beschikbaar stellen van gegevens. We danken G. Vos voor het extraheren van de multibeam data op de monsterlocaties.

L. van IJzerloo, J. van Soelen en B. Koutstaal hebben geassisteerd in het veld en in het laboratorium. O.J.A. van Hoesel, A. Engelberts, L. de Witte, A. Dekker, E. Hartog, M.M. Markusse, en W.C.H. Siermans van de Monitor Taakgroep hebben gezorgd voor de bemonstering en analyse van de macrofauna. Daarnaast werd veldassistentie verleend door onder andere A. Tramper, F. Montserrat, P. Klaassen, en E. Weerman.

De bemanning van de Luctor, K. van Sprundel, G. Weststrate, P. Coomans, K. Verschuren, A. Tramper en M. Kristallijn, danken we voor transport naar de plaat. Tot slot willen we J.M. Houtekamer, H. Francke, C. van Zetten en A. Tramper bedanken voor de korrelgrootte- en pigmentanalyses.

1. Samenvatting

De Westerschelde heeft een belangrijke rol voor de scheepvaart; het estuarium verschaft toegang tot de haven van Antwerpen. In de Westerschelde wordt continu gebaggerd om de diepte van de vaargeulen op peil te houden. Daarnaast wordt aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de haven te verschaffen. Zowel voor het baggerwerk voor aanleg als voor onderhoud moeten stortplaatsen worden gevonden voor grote hoeveelheden zand of slib, waarbij de toegankelijkheid van de havens, de veiligheid en de natuurlijkheid van het estuarium niet in gevaar mogen komen. Het karakteristieke meergeulensysteem van de Westerschelde met intergetijdengebieden, die van groot belang zijn voor de ecologie van het estuarium, moet daarbij gehandhaafd blijven.

In de afgelopen jaren zijn ideeën ontwikkeld voor een alternatieve stortstrategie. Er is een voorstel gedaan om het storten te verplaatsen van secundaire (meestal vloed)geulen naar ondiepe lokaties dicht bij de eroderende koppen van platen. Daardoor zouden drie doelstellingen kunnen worden verenigd: (1) het positief beïnvloeden van de morfologie ten gevolge van het storten (bijv. effectievere verdeling eb-vloedstroom), (2) het gestorte zand wordt gestort met als doel dat het blijft liggen, in tegenstelling tot stortingen in de nevengeul. Hierdoor zal het onderhoud op de baggerdrempels afnemen, (3) door het wijzigen van de stromingen ter hoogte van de plaatkop zou er slibrijk materiaal in het ondiepe subtidaal en op de plaat worden afgezet, zodat het areaal ecologisch waardevol gebied toeneemt.

Na positieve resultaten van een uitgebreide haalbaarheidsstudie is in het najaar van 2004 een experiment voor zo'n strategie uitgevoerd nabij de plaat van Walsoorden. Een monitoringsprogramma is opgezet om de gevolgen van de proefstorting te volgen. Door met name het morfologisch succes van deze proef is er in 2006 opnieuw een proefstorting uitgevoerd. De morfologische en ecologische monitoring werd voortgezet om de effecten van beide proeven te kunnen volgen. In dit rapport wordt de ecologische monitoring beschreven zoals die is uitgevoerd in de periode april 2007- april 2009. De onderzochte ecologische effecten van de stortproef zijn opgedeeld in (1) directe effecten in en nabij het stortgebied en (2) indirecte effecten in het intertidaal.

In het ecologisch monitoringsprogramma is het macrobenthos (ongewervelde bodemdieren >1 mm) als indicator gebruikt. Het macrobenthos is zeer gevoelig voor veranderingen van de omgeving. Het heeft daarnaast een essentiële rol in de ecologie van het estuarium: het is het voornaamste voedsel van vele vogels die in het estuarium overwinteren of broeden, en speelt ook een rol als voedsel voor vissen. Het macrobenthos is daarom een belangrijke parameter, waarmee de ecologische gevolgen van verstoringen zoals het storten van sediment, te meten zijn.

Naast het macrobenthos zijn relevante omgevingsfactoren bepaald, zowel in het subtidaal (hoogteligging en sedimentsamenstelling) als in het intertidaal (hoogteligging, sedimentsamenstelling en microfytobenthos (micro-algen die in en op het sediment leven)), door intensieve bemonstering in de tijd. Daarnaast is gebruik gemaakt van teledetectie vanuit een vliegtuig om jaarlijks gedetailleerde gebiedsdekkende informatie over deze factoren te verkrijgen.

De gegevens hebben een goed beeld gegeven van de ruimtelijke verdeling van macrobenthosgemeenschappen en fysische omgevingsfactoren. In het subtidaal werd een zeer arme macrobenthosgemeenschap gevonden, met het rijkste macrobenthos in slibrijk, laagdynamisch (sedimentatie en geen erosie) en ondiep substraat. De overlap in soortensamenstelling tussen de subtidale gebieden is echter erg groot.

In het subtidaal zijn er enkele significante verschillen in macrobenthosbiomassa, dichtheid en diversiteit gevonden, zowel in het impactgebied I1 (proefstortgebied 2004) als in het controlegebied C1. In het stortgebied I1 is het macrobenthos niet afwijkend in individuele campagnes, maar met name in november 2004 (voor de stortproef) en mei 2005 (na de stortproef) zijn hoge biomassa's gevonden ten opzichte van de latere campagnes. In het impactgebied I2 zijn na de stortproef in 2006 geen significante veranderingen in biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos opgetreden.

Een multivariate analyse van de soortensamenstelling van het macrobenthos bevestigt dat de verschillen tussen de jaren over het algemeen niet significant zijn en het effect van de proefstort dus niet is waargenomen. Tussen bepaalde jaren zijn er wel significante verschillen gevonden, bijvoorbeeld tussen 2005 en 2006, 2006 en 2008 en 2007-2008. Dit verschil werd verklaard door jaarlijkse fluctuaties in de biomassa van *Heteromastus filiformis*, en *Nephtys cirrosa* in de impactgebieden en voor het 2004 stortgebied (impactgebied I1) ook door jaarlijkse fluctuaties in *Macoma balthica* en niet door unidirectionele veranderingen in de biomassa van deze soorten.

Het slibgehalte van het sediment is wel significant afgenomen in het impactgebied I1 tussen november 2004 en mei 2005, doordat grof, slibarm zand is gestort. Ook in de mediane korrelgrootte zijn significante verschillen ontdekt tussen de campagnes, maar hier is geen eenduidig effect van de stortproef waargenomen (het sediment is zowel voor de stortproef in november 2004 als na de stortproef in mei 2005 grover dan in april 2008). Het gestorte materiaal wordt langzaam in de richting van de plaat getransporteerd, waardoor met name de morfologie van de noordelijke landtong en de morfologie van de uitspoelzone wordt beïnvloed. Ondanks het ondieper worden van het geultje bij de landtong (dat relatief rijk is aan macrobenthos), zijn geen significante veranderingen in het macrobenthos (biomassa, dichtheid, soortenrijkdom en soortensamenstelling) waargenomen. Er is dus geen nieuw ecologisch waardevolle habitat gecreëerd.

In het intertidaal zijn drie habitats onderscheiden (namelijk het centrale deel van de plaat, de rand van de plaat en de noordelijke landtong van de Plaat van Walsoorden), met specifieke fysische omgevingsfactoren (hooggelegen, slibrijk, substraat met een hoge biomassa

microfytobenthos op het centrale deel van de plaat, tot laaggelegen, zandig substraat met een zeer lage biomassa microfytobenthos op de noordelijke landtong). Deze drie habitats hadden elk een aparte macrobenthosgemeenschap. Voor het macrobenthos werden de meest productieve en ecologisch interessante gebieden gevonden in die zones waar de primaire productie bepaald wordt door microfytobenthos, waar de hoogteligging intermediair is, waar de fysische dynamiek beperkt is, en waar het slibgehalte iets hoger is.

Op de plaat is een significante verandering van het aantal soorten waargenomen in de periode 2004-2008 (de soortenrijkdom was in 2004 lager dan in 2006 en 2007). De totale biomassa en dichtheid zijn niet significant veranderd. Een multivariate analyse heeft uitgewezen dat er wel significante veranderingen in macrobenthossamenstelling zijn in de periode 2004-2008, waaronder een toename van *Nereis diversicolor* en *Heteromastus filiformis* en een afname van *Bathyporeia pilosa*.

Het sediment is fijner geworden, met name in het centrale deel van de plaat. In het gebied rond de geul is plaatselijk juist een vergroving van het sediment waargenomen in de periode 2004-2008. Gemiddeld over de plaat is een significante afname in mediane korrelgrootte van 179 tot 168 μm en een significante toename van het slibgehalte van 4% tot 9% geconstateerd in de periode 2004-2008. De hoeveelheid microfytobenthos lijkt te zijn afgenomen in de periode 2004-2008. Tegelijkertijd is het schor sterk uitgebreid. Deze twee factoren zorgen voor grote verschillen in ruimte en tijd van de vegetatie-index NDVI zoals die uit de vliegtuigsurveys naar voren komt, met gemiddeld de laagste NDVI in 2007. De veranderingen in het macrobenthos zijn te verklaren aan de hand van de waargenomen veranderingen in omgevingsvariabelen: de verfijning en ophoging van het sediment hebben geleid tot een rijkere macrobenthosgemeenschap, maar een afname in microphytobenthos en een toename in areaal schor heeft juist geleid tot een armere macrobenthosgemeenschap.

Uit een vergelijking van de resultaten met historische data blijkt dat de totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom niet significant anders is na de stortproef dan voorafgaand aan de stortproef. Ook de verfijning van sediment, de afname in microfytobenthos en de toename van het areaal schor heeft zich al een aantal jaren voor de stortproef ingezet.

De proefstortingen bij de Plaat van Walsoorden hebben geen aanleiding gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen, noch in het subtidaal, noch in het intertidaal. Het is echter niet uit te sluiten dat een grotere storting (op volle schaal) bij de plaat wel een effect op de ecologie zal hebben. Daarnaast kunnen de effecten gebiedsafankelijk zijn; de verwachting is dat de ecologische effecten groter zullen zijn in gebieden die ecologisch rijker zijn dan het ecologisch arme subtidaal gebied rond de Plaat van Walsoorden. De resultaten van de stortproefmonitoring kunnen daarom niet worden geëxtrapoleerd naar andere gebieden. Voor iedere potentiële alternatieve stortlocatie dient daarom een uitgebreide T0 in kaart worden gebracht, en moeten de ontwikkelingen worden gemonitord.

2. Inleiding

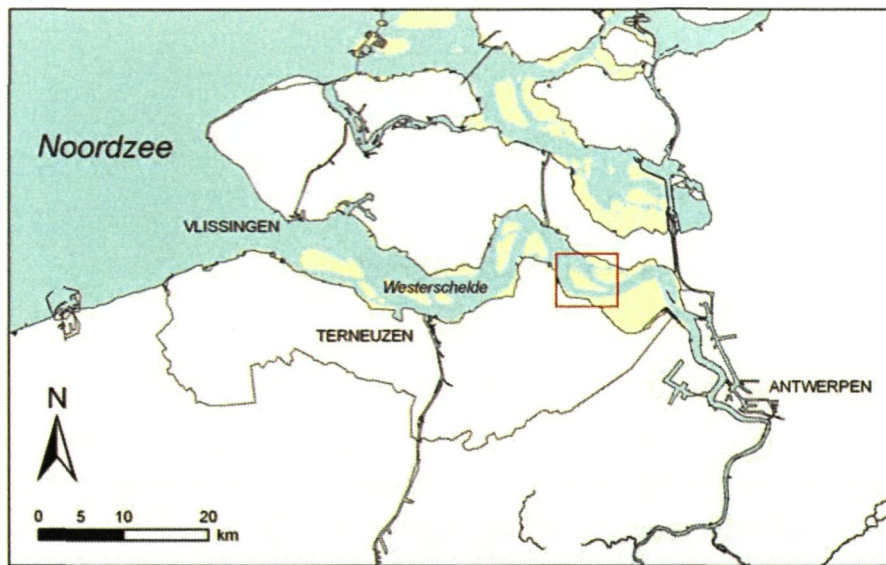
2.1. Een alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde

In vele kustwateren, estuaria en havens met intensieve scheepvaart wordt regelmatig gebaggerd om de diepte van de vaargeulen op peil te houden. Bovendien wordt ook aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de havens te verschaffen. Zowel voor het baggerwerk voor aanleg als voor onderhoud moeten stortplaatsen worden gevonden voor grote hoeveelheden zand of slib.

Ook voor de Westerschelde (Figuur 1) zal een verdere verdieping een grote baggerinspanning vergen. Tot nu toe werd sediment gestort in nevengeulen, bij voorkeur niet al te ver verwijderd van de drempels waar het sediment wordt opgebaggerd. Het gevolg daarvan was dat de getijdenstromen het zand binnen de kortste keren terugbrachten. Het is ook de vraag hoeveel sediment in de vloed- en ebscharen gestort kan worden tot deze hun schaarfunctie verliezen, en er een ééngeulstelsel zou komen.

In 1995 hebben Nederland en Vlaanderen een verdrag gesloten over het verruimen van de vaargeul in de Westerschelde naar Antwerpen (de zogenoemde 48'/43' verruiming). Deze verruiming is uitgevoerd in de periode 1997/1998, waarbij tevens een tijongebonden vaart van 38' (116 dm scheepsdiepgang) is gerealiseerd. Hiertoe wordt een bodemdiepte onderhouden van 133 dm GLLWS voor het gedeelte Hansweert-Bath. Na deze 48'/43' verruiming bepaalde Rijkswaterstaat dat de baggerspecie uit het oostelijke deel van de Westerschelde, waar het onderhoud van de vaargeul het meeste werk gaf, verder naar het westen moest worden gestort. Die voorwaarde werd mede gesteld om te voorkomen dat de nevengeulen zo ver met baggerzand zouden worden gevuld dat de stroming er geheel zou verdwijnen. Dat zou ten koste gaan van het kenmerkende karakter van de Westerschelde als estuarium met een vertakt geulensysteem.

De Haven van Antwerpen heeft om een verdere verdieping van de Westerschelde gevraagd, om de toegang van de steeds groter wordende schepen te kunnen blijven waarborgen. Er is om een tijongebonden scheepsdiepgang van 131 dm gevraagd, wat overeenkomt met een effectieve bodemdiepte van 147 dm GLLWS. Voor deze verdieping is een langetermijn visie (LTV) opgezet door zowel de Nederlandse als Vlaamse overheid voor de drie belangrijkste functies van het estuarium: veiligheid (tegen overstroming), toegankelijkheid van de havens en natuur.



Figuur 1. Westerschelde, met de Plaats van Walsoorden in de rode rechthoek.

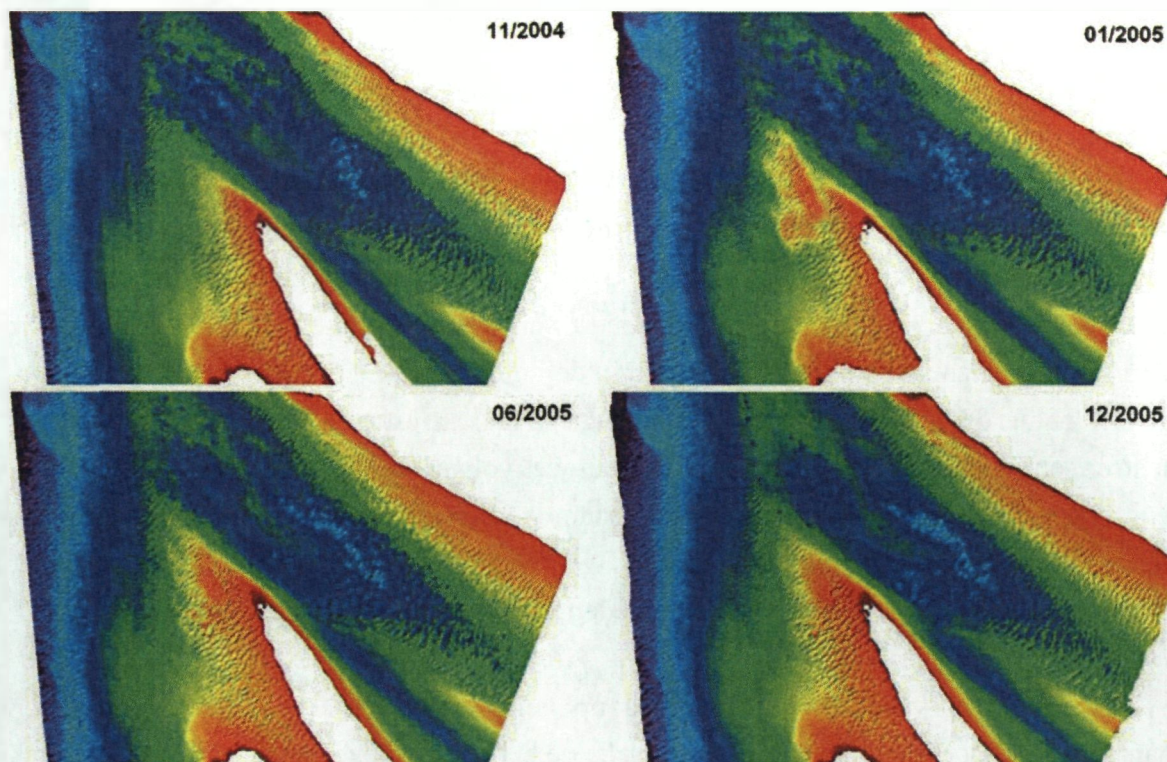
Binnen het raamwerk van LTV is door de Haven van Antwerpen een onafhankelijke groep van deskundigen (Port of Antwerp Expert Team: PAET) aangewezen om ideeën te formuleren om het storten op een constructieve manier te gebruiken voor het morfologisch beheer van de Westerschelde. PAET heeft ervoor gepleit het materiaal te storten op plaatsen waar het de natuurwaarden van het estuarium kan versterken, en waar het tevens kan helpen om de stromingspatronen in het estuarium te reguleren en de morfologie te beheren.

Het basisidee was om het storten te verplaatsen van de secundaire (meestal vloed-)geul naar ondiepe lokaties dicht bij de eroderende koppen van platen. Daardoor zouden drie doelstellingen kunnen worden verenigd: (1) het positief beïnvloeden van de morfologie (bijv. effectievere verdeling eb-vloedstroom), (2) het gestorte zand wordt gestort met als doel dat het blijft liggen, in tegenstelling tot stortingen in de nevengeul. Hierdoor zal het onderhoud op de baggerdrempels afnemen, (3) door het wijzigen van de stromingen ter hoogte van de plaatkop zou er slibrijk materiaal op de plaat worden afgezet, wat van het intertidale gebied een ecologisch waardevoller gebied maakt, en zal het areaal laagdynamisch (ecologisch waardevol) gebied in het ondiepe subtidaal toenemen.

Als mogelijk geschikte lokatie werd de Plaats van Walsoorden aangewezen (Figuur 1). Deze getijdenplaat is al decennia lang onderhevig aan erosie aan de westzijde. Door hier materiaal te storten, kan de morfologie van de plaat worden veranderd, wat zowel gunstig kan zijn voor het behouden van het meergeulenstelsel en voor de ecologie, en waarmee mogelijk de hoeveelheid te baggeren materiaal ook afneemt. Na een uitgebreide haalbaarheidsstudie (Waterbouwkundig Laboratorium, 2003) werd een in-situ experiment uitgevoerd om de nieuwe stortstrategie in de praktijk te toetsen. Voor dit experiment (de zogenaamde *pilotstudy*) werd in november 2004 ca 500 000 m³ sediment gestort op een ondiepe subtidaal lokatie in de omgeving van de plaat (Figuur 2) (Leys et al., 2006). De stortproef werd uitgevoerd door middel van een precisie-diffusor. Een

uitgebreid monitoringsprogramma van de morfologie, sedimentologie, hydrodynamica en ecologie van het stortgebied en omgeving is opgezet om de eventuele effecten van de proefstorting te volgen (Plancke & Ides, 2006). De morfologische monitoring liet zien dat het gestorte materiaal in de richting van de plaat werd getransporteerd (Figuur 2). Geheel volgens verwachting wordt het materiaal slechts langzaam verplaatst; een jaar na storten lag nog ca 85% van het gestorte zand in het stortgebied (Waterbouwkundig Laboratorium, 2006). De ecologische monitoring wees uit dat er geen negatieve ecologische effecten waren waargenomen, maar ook dat er ook nog geen waardevolle nieuwe habitat was gecreëerd (Forster et al., 2006). Door met name het morfologische succes van de proef, is de proefstorting begin 2006 herhaald. Begin 2006 is opnieuw 500 000 m³ sediment gestort op een ondiepe subtidale lokatie in de omgeving van de plaat, ten noordwesten van de eerste stortproef en 770 000 m³ in het najaar van 2006. Ook voor de stortproef in 2006 (fase 2) is een intensief monitoringsprogramma uitgevoerd (Vos et al., 2009). In fase 3 van het project is de morfologische en ecologische ontwikkeling verder gevolgd. Tevens is in deze fase een T0 vastgelegd van mogelijk andere lokaties voor een alternatieve stort in de Westerschelde.

In dit rapport worden de bevindingen beschreven van fase 3 van de *ecologische* monitoring van de Plaat van Walsoorden. De ecologische monitoring is, net als in de vorige fasen (Forster et al., 2006; Van der Wal et al., 2007), uitgevoerd door NIOO. De hyperspectrale surveys die voor de ecologische monitoring zijn ingezet, zijn, net als in fase 2 van het project, georganiseerd en uitgewerkt door VITO-TAP. De ecologische T0 van alternatieve lokaties anders dan de Plaat van Walsoorden wordt in een separaat rapport beschreven (Van der Wal et al., 2010).



Figuur 2. Morfologische ontwikkeling van de eerste proefstorting: morfologie voorafgaand aan de stortproef, 1 week, 6 maanden en 12 maanden na de proefstorting. Bron: Plancke en Ides (2006).

2.1. Principes van ecologische monitoring

In een aantal studies is aandacht besteed aan de ecologische effecten van verstoringen, zoals baggeren en storten van specie in het ondiep littoraal (Harvey et al., 1998; Zajac et al., 1998; Smith & Rule, 2001; Cruz-Motta and Collins, 2004; Simonini et al., 2005; Somerfield et al., 2005; Skilleter et al., 2006) en het aanleggen van baggerspecie in het intertidaal (Yozzo et al., 2004; Bolam & Whomersley, 2005). De verstoringen kunnen effect hebben op alle trofische niveaus, inclusief nematoden, macrobenthos, vogels en vissen (Newell et al., 1998). Het macrobenthos (de bodemdieren groter dan 1 mm) wordt algemeen beschouwd als een belangrijke variabele (indicator) bij de monitoring van veranderingen in het mariene milieu (Roberts et al., 1998; Herman et al., 1999; Little, 2000). Dit is ten eerste omdat het macrobenthos een grotendeels sedentaire levenswijze heeft, zodat de veranderingen in de abiotische omstandigheden in het macrobenthos worden 'geïntegreerd'. Ten tweede vertalen veranderingen in het macrobenthos zich in functionele veranderingen in het ecosysteem. Dit komt doordat het macrobenthos een belangrijke factor is in het ecosysteem, onder meer omdat het een groot deel van de primaire productie, zowel in de waterkolom (fytoplankton) als op de bodem (microfytobenthos), als voedsel gebruikt. Ten derde is het macrobenthos gevoelig voor veranderingen in de abiotische factoren in het ecosysteem, zoals de korrelgrootteverdeling van het sediment, hoogteligging, stroomsnelheid, vochtgehalte en concentratie chlorofyl in het sediment. Veranderingen in deze abiotische omstandigheden zullen zich dan ook vertalen in veranderingen in het macrobenthos (Ysebaert et al., 2002).

Verschillende wettelijke bepalingen, in het bijzonder de Vogel- en Habitatrictlijnen, richten zich expliciet op soorten in hogere trofische niveaus, zoals vogels, vissen en zoogdieren. Voor zowel vogels en vissen geldt echter dat de aantallen die in een estuarium kunnen worden waargenomen slechts een deel van hun levenscyclus, en een klein deel van hun geografische verspreiding betreffen. De dynamiek van trekvogels wordt mede bepaald door wat er in de broedgebieden en overwinteringgebieden gebeurt, en kan dus moeilijk rechtstreeks worden gerelateerd aan de plaatselijke omstandigheden in de buurt van een beperkt experiment. Ook voor vissen, met name de juveniele vissen die belangrijk zijn in estuaria, geldt dat factoren op de paaiplaatsen en onderweg, en de dynamiek van de volwassen populatie op open zee mede bepalend zijn voor de aantallen die in een estuarium worden gevonden. Omdat het macrobenthos essentieel is in het voedselweb van deze groepen, geeft het bemonsteren van het macrobenthos ook een goed beeld van de geschiktheid van de gebieden voor deze hogere trofische niveaus.

De responstijd van het macrobenthos op verstoringen in het milieu is variabel. De dominante soorten macrobenthos in de Westerschelde hebben een levensduur variërend van enkele maanden tot meerdere decennia. De meeste soorten hebben één tot twee reproductieperioden per jaar, vaak door middel van pelagische larven. Opportunistische soorten kunnen echter zeer snel en

bijna het gehele jaar door reproduceren. Zulke soorten kunnen zich ook in een gebied vestigen door migratie van volwassenen (McCall, 1976; Pagliai et al., 1985). Vaak leiden verstoringen tot een snelle dominantie van deze opportunistische soorten, die dan geleidelijk wordt overgenomen door andere soorten (Harvey et al., 1998; Newell et al., 1998; Cruz-Motta & Collins, 2004). Daardoor kan men vaak op meerdere tijdschalen het effect van verstoring waarnemen. Na zeer sterke verstoringen kan het meerdere jaren duren voordat de oorspronkelijke gemeenschap is hersteld, maar reeds zeer snel na de verstoring kan men de hersteleffecten zien. De hersteltijd hangt af van de grootte van de verstoring (bijvoorbeeld het volume gestort sediment, en het areaal van de stortproef), maar ook van de plaatselijke omstandigheden, waarbij de hersteltijd korter is in gebieden met veel opportunistische soorten, bijvoorbeeld in gebieden met sterke stroomsnelheden of met fijn sediment (van Dolah et al., 1984; van der Veer et al., 1985; Newell et al., 1998; Zajac et al., 1998). In het algemeen geldt dat wanneer in een periode van een paar jaar na een verstoring geen effecten op het macrobenthos kunnen worden waargenomen, men met redelijke zekerheid kan stellen dat de veronderstelde effecten zeer klein of afwezig zijn (Forster et al., 2006).

Naast effecten in het gebied van de stortproef en in de directe nabijheid van de stortproef, kunnen effecten optreden in het nabijgelegen intertidaal. Deze intertidale gebieden, die bij laag water droogvallen, zijn belangrijke foerageerplaatsen voor vele duizenden watervogels en voor grote populaties van juveniele vissen en schelpdieren. De ecologische kwaliteit van intertidale habitats wordt in grote mate bepaald door de sedimentsamenstelling (Sanders et al., 1958; Gray, 1974; Holland et al., 1987; Warwick et al., 1991). De korrelgrootte van het sediment is gerelateerd aan het vochtgehalte, organisch materiaal en ook aan stroomsnelheid van de omgeving, en correleert met de populatiedichtheid van microfytobenthos en macrobenthos, hoewel dit niet noodzakelijkerwijs een direct causaal verband aangeeft (Snelgrove & Butman, 1994). Naast sedimentsamenstelling is de hoogte van een plaat belangrijk voor het voorkomen van verschillende soorten biologische gemeenschappen. Een ophoging ten opzichte van de getijdencurve van het estuarium betekent een langere droogvaltijd, wat leidt tot een grotere beschikbaarheid van licht voor de primaire producenten (Underwood & Kromkamp, 1999), maar ook tot een grotere blootstelling aan extreme temperaturen en zoutgehalten. Voor het macrobenthos zal een verhoogde ligging en droogvaltijd leiden tot minder beschikbare tijd voor foerageren, eiafzetting en vestiging, tot een hoger risico op predatie door vogels maar een lager risico op predatie door vissen, krabben en garnalen. Veranderingen in hoogteverdeling kunnen dus ingrijpende gevolgen hebben voor de ecologie van een benthisch systeem.

2.2. Ecologische monitoring en toetsingscriteria Plaat van Walsoorden

De in dit rapport beschreven ecologische monitoring van de alternatieve stortproef nabij de Plaat van Walsoorden is een voortzetting van de ecologische monitoring die sinds 2004 wordt uitgevoerd. In de *pilotstudy* (Forster et al., 2006) is een aantal hypothesen getoetst ten aanzien van de directe ecologische effecten van de alternatieve stortstrategie door het macrobenthos en de korrelgrootteverdeling van het sediment voorafgaand en na de stortproef te bemonsteren in het stortgebied en in twee subtidale controlegebieden:

- (1) Er werden negatieve effecten van de stortproef verwacht op het macrobenthos.
- (2) Er werd een ander effect verwacht op het macrobenthos door het gebruik van de diffusortechniek ten opzichte van het traditionele kleppen van sediment.

In de *pilotstudy* zijn monsters van voor de stortproef van 2004 vergeleken met die van na de stortproef in een Before-After-Control-Impact (BACI) design, om mogelijke effecten van de stortproef in zowel het macrobenthos als de korrelgrootteverdeling van het sediment te kwantificeren. Hieruit blijkt dat de korrelgrootteverdeling van het sediment na de stortproef in december 2004 is veranderd: met name het percentage slib was significant verlaagd. De verschillen kunnen worden toegeschreven aan het feit dat zand is gestort met een andere korrelgrootte dan oorspronkelijk aanwezig was. Een vergelijking van het macrobenthos voor en na de stortproef liet zien dat het macrobenthos zeer arm was, zowel voor als na de storting. Er werden, na de stortproef, geen significante veranderingen waargenomen in aantal soorten, dichtheden, of samenstelling. Hieruit is afgeleid dat de experimentele stortproef in december 2004 geen aanwijsbare gevolgen had voor het macrobenthos. Er was ook geen sprake van een ander effect op het lokale benthos van het gebruik van de diffusor dan bij het traditionele kleppen van sediment.

In fase 2 van de ecologische monitoring is gekeken of de trends zich hebben voortgezet. Omdat begin 2006 een nieuwe stortproef is uitgevoerd (dit maal door middel van het traditionele kleppen van sediment) is in de tweede fase van het project ook nagegaan of de nieuwe stortproef effect op het lokale macrobenthos en op de korrelgrootte-verdeling van het sediment heeft gehad op een termijn van een jaar. Omdat de T0 situatie van de nieuwe stortproef niet is bemonsterd, kon een BACI analyse niet worden uitgevoerd, en is een kwalitatieve aanpak gevolgd. In fase 3 van het onderzoek is niet opnieuw gestort, met uitzondering van het gebied bij de Schaar van Waarde, waar ook al tijdens de bemonstering in 2006 opnieuw was gestort. De ontwikkeling van het subtidale macrobenthos is verder gevolgd. De volgende twee vragen zijn hierbij gesteld:

- (1) Verschilt de macrobenthosgemeenschap op de stortlocaties van die van de omgeving?
- (2) Is de macrobenthosgemeenschap in de stortgebieden in de loop van de tijd veranderd?

Voor het intertidaal is in 2004 tijdens een kick-off meeting van de *pilotstudy* a priori bepaald dat effecten van het stortingsexperiment ecologisch significant worden geacht als een of meer van de volgende condities wordt overschreden (Ides & Plancke, 2006):

- (1) Trends in sedimentkorrelgrootte van het intertidaal dienen de historische grenswaarden voor deze regio van het estuarium niet te overschrijden. Op 50% van de plaat meer dan 40% wijziging in het slibgehalte, of op 100% meer dan 20% wijziging in het slibgehalte wordt als een probleem beschouwd.
- (2) Een blijvende stijging of daling in sedimenthoogte van meer dan 4 cm op 25% van de plaat, meer dan 2 cm op 50% van de plaat of meer dan 1 cm op 100% van de plaat wordt als een probleem beschouwd.
- (3) De biomassa, dichtheid en diversiteit van het intertidale macrobenthos mag niet afwijken van de lange-termijn trends.

De resultaten van de *pilotstudy* en de tweede fase van de monitoring, gebaseerd op metingen en bemonsteringen op vaste stations in het intertidaal en aanvullende, synoptische, informatie uit *remote sensing*, hebben aangetoond dat geen van deze drie condities is overschreden. Wel is er een ontwikkeling gesignaleerd naar een rijkere macrobenthosgemeenschap; deze ontwikkeling lijkt samen te hangen met een geleidelijke ophoging en een meer laagdynamisch worden van het centrale deel van de plaat. De veranderingen zijn toegeschreven aan een langjarige ontwikkeling van de plaat, en leken niet gerelateerd aan de stortproef. In fase 3 van de monitoring, dat in dit rapport wordt beschreven, wordt wederom getoetst of aan de drie bovengenoemde voorwaarden wordt voldaan.

3. Methoden en technieken

3.1. Ecologische monitoring van het subtidaal

3.1.1. Bemonstering en laboratorium-analyse

3.1.1.1. Bemonsteringsschema in impactgebieden en controlegebieden

De subtidale bemonstering is een voortzetting van het ecologisch monitoringsprogramma en richt zich op de volgende subtidale gebieden (Figuur 3):

Impactgebied I1

In dit gebied is tussen november en december 2004 ca 500000 m³ sediment gestort (zie Figuur 2 voor de preciese lokatie). I1 is sinds november 2004 bemonsterd.

Impactgebied I2

In januari 2006 is ca 500000 m³ sediment gestort als opvolgingsexperiment, ditmaal in vak I2. In de zomer van 2006 tot en met de winter van 2006 is nogmaals een hoeveelheid onderhoudsspecie gestort, in totaal 770099 m³. In Figuur 4 is te zien dat dit materiaal niet homogeen verspreid is over het vak. Dit gebied is sinds mei 2006 bemonsterd.

Controlegebied C1

Dit gebied dient als controle voor I1. Het gebied is sinds november 2004 bemonsterd.

Controlegebied C2

C2 was in de *pilot study* gebruikt om de impact van traditionaal storten (kleppen) te kunnen vergelijken met de impact van het gebruik van een diffuser (I1). Dit gebied is slechts tot 2005 bemonsterd.

Controlegebied C3

Het controlegebied C3 heeft een diepte die vergelijkbaar is met I2, maar ligt deels in een stortgebied. Het gebied is alleen in april 2007 bemonsterd.

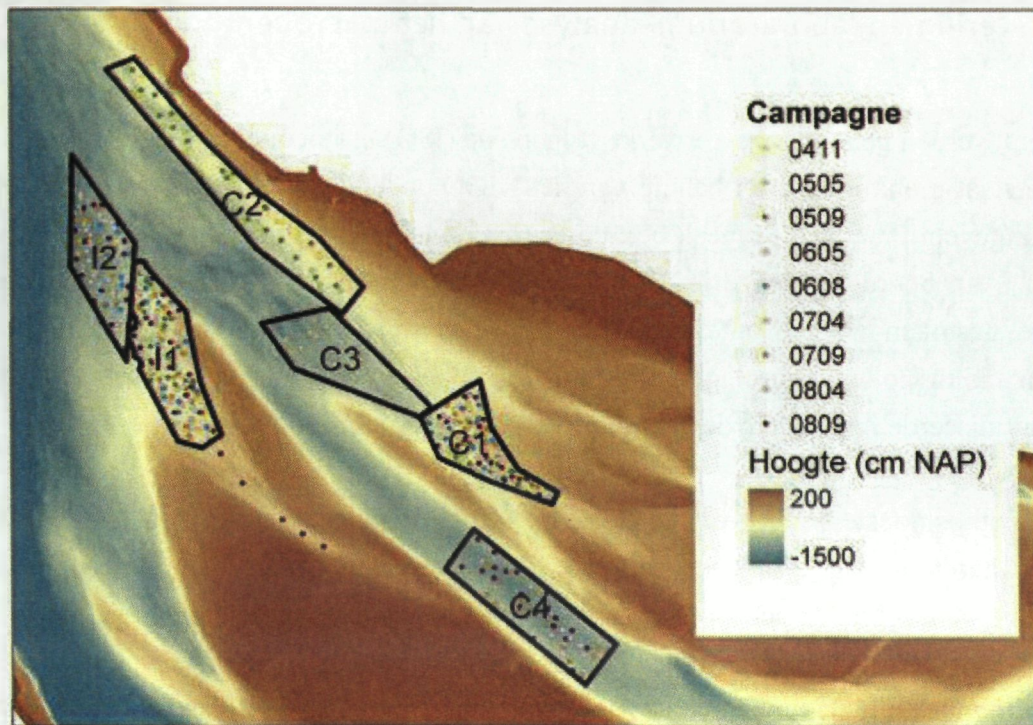
Controlegebied C4

Dit gebied dient als controle voor I2 (vergelijkbare diepte), en is vanaf september 2007 bemonsterd.

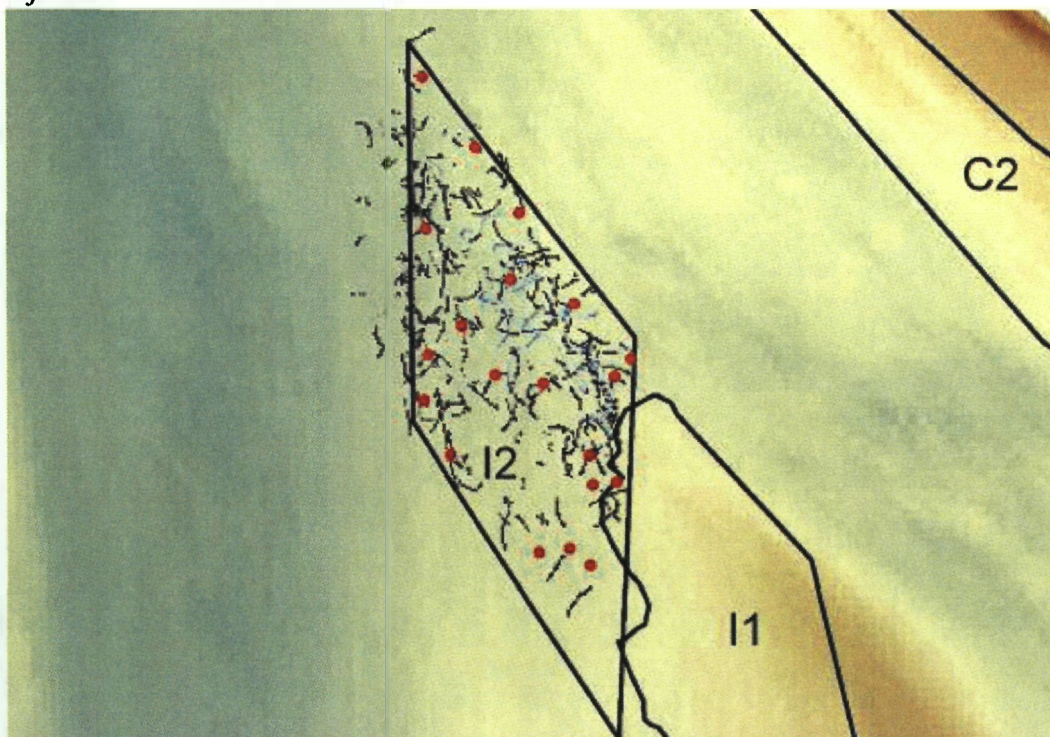
Ondiep subtidaal G

Vijf vaste punten in de geul nabij de noordelijke landtong (G) zijn bemonsterd vanaf 2006. In dit gebied worden indirecte effecten van de proefstort verwacht, omdat het materiaal langzaam van I1 naar G wordt getransporteerd (Figuur 2).

Binnen elk van de geselecteerde gebieden werden 20 stations willekeurig gekozen. Additioneel werden vijf vaste stations geselecteerd in de uitspoelzone naar de plaat (G). De bemonstering voor deze fase van de monitoring is uitgevoerd in april en september 2007, en in april en september 2008. Er is zowel macrobenthos als sediment bemonsterd. Voor de analyse is tevens gebruik gemaakt van de monsters uit eerdere fasen (2004-2006) van het onderzoek (Forster et al., 2006; Van der Wal et al., 2007).



Figuur 3. Bemonsteringspunten in het subtidaal in de vakken I1-2, en C1-4, en 5 vaste punten in de geul, in de periode 2004-2008. Campagnenummers zijn samenstelling van jaar en maand, bijvoorbeeld 0411 is november 2004.



Figuur 4. Bemonsteringspunten (rode punten) in vak I2 in augustus 2006, d.i. week 35. De pixels geven de gebieden aan waar is gestort in het najaar van 2006 (week 35 tot en met 51); in zwart week 36 tot en met 51, in blauw week 35. De achtergrond geeft de bathymetrie aan van 2001 (zie figuur hierboven).

3.1.1.2. Bemonstering en laboratorium-analyse van het macrobenthos

De monsters werden genomen en verwerkt volgens de (ISO) protocollen die NIOO toepast voor de Rijkswaterstaat-monitoring. Met behulp van het NIOO onderzoeksvaartuig 'Luctor' werd de bemonstering uitgevoerd met een Reineck box-corer (oppervlak 0.77 m²) tot op een diepte van 30 cm (Figuur 5). Aan boord werden drie sub-cores (8 cm diameter en 30 cm diepte) uit de Reineck box core gestoken en samengevoegd. Dit monster werd gezeefd op een zeef met maaswijdte 1 mm en in potten opgeslagen. Het macrobenthos monster is gefixeerd met een scheutje pH-geneutraliseerde formaldehyde voor analyse in het laboratorium.

De macrobenthosmonsters zijn in het laboratorium uitgezocht en gedetermineerd aan de hand van recente literatuur. Bij eventueel taxonomische problemen is een referentiecollectie aanwezig, die wordt beheerd door een taxonoom. Alle dieren worden, indien mogelijk, tot op soortniveau gedetermineerd, anders wordt een hoger taxonomisch niveau gehanteerd. Bodemdieren die tot dezelfde taxa behoren, zijn geteld en nat gewogen. Aan de hand van conversiefactoren zijn biomassagegevens berekend. Tweekleppigen zijn gewogen en gemeten en er is een regressielijn gemaakt door gedroogde exemplaren per lengteklasse gedurende 2 uur te verassen op 580°C. De soorten zijn daarnaast ingedeeld in functionele groepen, op grond van hun voornaamste voedingsbron, namelijk in: *Suspension Feeders* SF (filtreerders), *Deposit Feeders* DF, *Surface Deposit Feeders* SDF, *Predators* P, *Omnivores* O, en een kleine niet ingedeelde groep. Een overzicht van de meest voorkomende soorten rond de Plaat van Walsoorden is gegeven in Tabel 1.



Figuur 5. Monsternamen met box corer (foto links), nemen van subcores voor macrobenthos en sediment (foto midden) en zeven van de subcores voor macrobenthos (foto rechts).

De analyses zijn gebaseerd op de volgende gegevens:

- (1) de biomassa van de soorten, d.i. het totale drooggewicht aan asvrije organische stof van de organismen per m². De biomassa omvat alle organische stof, maar omdat asvrij drooggewicht wordt gebruikt, bijvoorbeeld niet de kalk van schelpen.
- (2) soortendichtheid, d.i. het aantal individuen dat van een soort wordt gevonden per m². Het aantal gevonden individuen per monster wordt hiertoe gedeeld door de oppervlakte van het monster.
- (3) diversiteit van een gemeenschap, een aanduiding voor hoeveel verschillende soorten er op een plaats zijn aangetroffen. Als maat voor soortenrijkdom is hier gewerkt met het aantal soorten per monster. Deze maat is afhankelijk van monstergrootte, en kan dus niet per m² worden omgerekend; soortenrijkdom is daarom een relatieve en geen absolute maat.

Tabel 1. Enkele kenmerkende macrobenthossoorten van de Plaat van Walsoorden en omgeving, met voedselgroep (Deposit Feeders DF, Omnivores O, Predators P, Surface Deposit Feeders SDF en Suspension Feeders SF).

Fylum en klasse	Soort	Afkorting	Groep
ANNELIDA (ringwormen)			
Oligochaeta (regenwormen)			
Polychaeta (borstelwormen)	<i>Arenicola marina</i> (Zeepier)	ARENMARI	DF
	<i>Heteromastus filiformis</i> (Rode draadworm)	HETEFILI	DF
	<i>Capitella Capitata</i> (Slangpier)	CAPICAPI	DF
	<i>Scoloplos armiger</i> (Wapenworm)	SCOLARMI	DF
	<i>Aphelochaeta marioni</i> (een kokerworm)	APHEMARI	DF
	<i>Polydora ligni</i> (een kokerworm)	POLYLIGN	DF
	<i>Pygospio elegans</i> (Zandpijp)	PYGOELEG	DF
	<i>Nereis diversicolor</i> (Zeeduizendpoot)	NEREDIVE	O
	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager)	NEPHCIRR	P
	<i>Eteone longa</i> (Groengele wadworm)	ETEOLONG	P
	<i>Spio martinensis</i> (een kokerworm)	SPIOMART	SDF
MOLLUSCA (schelpdieren)			
Gastropoda (slakken)	<i>Hydrobia ulvae</i> (Wadslakje)	HYDRULVA	SDF
Bivalvia (tweekleppigen)	<i>Cerastoderma edule</i> (Kokkel)	CERASEDUL	SF
	<i>Macoma balthica</i> (Nonnetje)	MACOBALT	SDF
	<i>Scrobicularia plana</i> (Platte slijkgaper)	SCROPLAN	SDF
ARTHROPODA (geleedpotigen)			
CRUSTACEA (schaaldieren)			
Isopoda (pissebedden)	<i>Eurydice pulchra</i> (Agaatpissebed)	EURYPULC	SDF
Amphipoda (vlokreeften)	<i>Bathyporeia pilosa</i> (Kniksprietkreeft)	BATHPILO	SDF
	<i>Corophium volutator</i> (Slijkgarnaal)	COROVOLU	SDF
	<i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokreeft)	HAUSAREN	SDF

3.1.1.3. Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment

De korrelgrootteverdeling van het sediment is bepaald op dezelfde 85 lokaties als het macrobenthos. Uit dezelfde box-core werd sediment verzameld, gebruik makend van een afgezaagde spuit met een binnendiameter van 2 cm en een diepte van 5 cm. Dit monster werd in het laboratorium gevriesdroogd. Het monster werd over een 1 mm zeef gehaald en een submonster van het materiaal < 1mm werd geresuspendeerd in zoet water en geanalyseerd met behulp van een Malvern laser particle sizer. Een aantal korrelgrootteparameters is bepaald, inclusief de mediane korrelgrootte (SD50) en het percentage slib (gedefinieerd als het percentage deeltjes kleiner dan 63 µm). Verder zijn onderscheiden: het percentage zeer fijn zand (deeltjes tussen 63 µm en 125 µm), fijn zand (125-250 µm) en middelgrof zand (250-500 µm).

3.1.1.4. Analyse van de morfodynamiek

De morfologische monitoring van de Plaat van Walsoorden is uitgevoerd door Eurosense (Leys et al., 2006). Van een aantal impact- en controlegebieden in het subtidaal wordt door Eurosense regelmatig de diepte ingewonnen met multibeam vanaf een schip. In een GIS is op de voor het ecologisch monitoringprogramma bemonsterde lokaties de diepte geëxtraheerd voor al deze surveys. Per gebied is dan van iedere opname een gemiddelde berekend. Deze waarden zijn gebruikt om inzicht te krijgen in het effect van de proefstort op de diepte, en op de dynamiek van het subtidaal. Een analyse van deze morfologische gegevens valt echter buiten het doel van de ecologische monitoring.

3.1.2. Statistische analyse

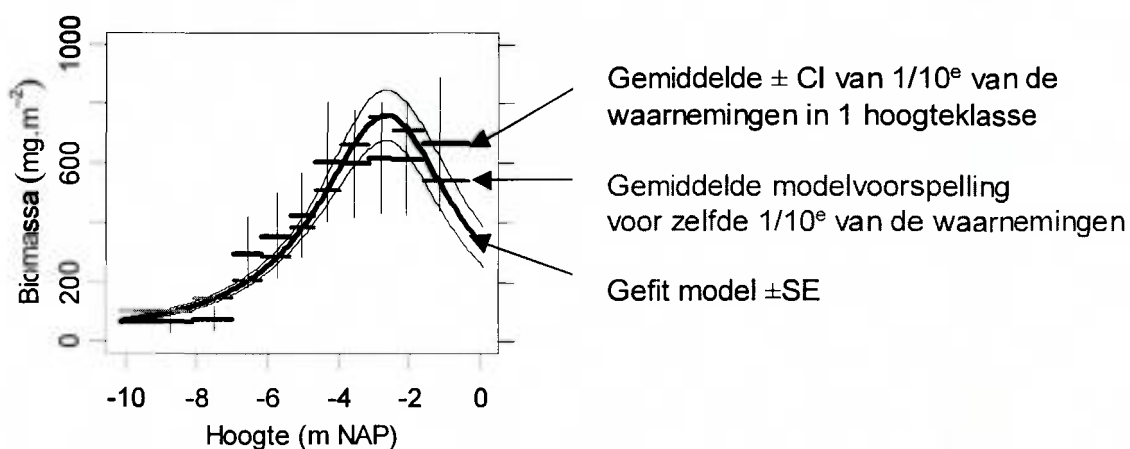
3.1.2.1. Univariante variantie-analyse (ANOVA)

De effecten van de proefstort op het macrobenthos en op de korrelgrootte-verdeling van het sediment is in deze fase van het onderzoek slechts kwalitatief onderzocht. Per monster zijn de totale biomassa van alle soorten, totale dichtheid van alle soorten, en aantal soorten per monster bepaald. Door middel van ANOVA (uitgevoerd met behulp van de statistische softwarepakketten R en Statistica) is getoetst of deze waarden afhankelijk zijn van het gebied (impactgebieden versus controlegebieden), van het jaar en van het seizoen (voorjaar versus najaar). Eventuele verschillen tussen jaren kunnen een indicatie zijn van een effect van het storten op het macrobenthos. Om de homogeniteit van varianties te garanderen zijn biomassa en totale dichtheid logaritmisches getransformeerd (volgens $\ln(x+1)$) voor de analyse. Een soortgelijke toets is ook uitgevoerd om de verandering in mediane korrelgrootte en slibgehalte te toetsen, en om verschillen in

korrelgrootteverdeling tussen de gebieden te onderzoeken. Slibgehalten zijn hierbij getransformeerd volgens een arcsinustransformatie ($\text{asin} \sqrt{(\text{slibpercentage}/100)}$).

3.1.2.2. Regressie-analyse van univariate data

Biomassa, dichtheid en soortendiversiteit van de levensgemeenschappen hangen af van de omgevingsvariabelen. Om deze relaties te onderzoeken hebben we een regressie-analyse uitgevoerd van het macrobenthos als functie van de omgevingsvariabelen, zoals diepte en korrelgrootte van het sediment. De methode is reeds beschreven in Forster et al. (2006). De regressie-analyse is een toepassing van een *generalized linear model*. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat geobserveerde y-waarden een inverse polynomiale functie zijn van onafhankelijke variabelen x, eventueel via een niet-lineaire transformatie. Verder wordt aangenomen dat er ruis is op de waarnemingen, en wordt een aannemelijk model voor de fouten verondersteld. Het model wordt aan de gegevens aangepast door het minimaliseren van de log-likelihood, d.i. de modelparameters worden zo gekozen dat de waarschijnlijkheid om de waarden te observeren onder het vigerende model maximaal is. In onze analyse hebben we een groot aantal modellen onderzocht en onderling vergeleken aan de hand van de Akaike AIC index. Deze index geeft aan hoe goed de gegevens zijn voorgesteld, rekening houdend met het aantal parameters dat is gebruikt (d.i. een model dat bijna even goed is maar minder parameters heeft dan een ander model wordt bij voorkeur gebruikt). De resulterende modellen, zoals berekend met behulp van het statistische programma R, hadden geen interacties tussen de onafhankelijke variabelen, en hadden een of meer onafhankelijke variabelen, en soms hun kwadraten in de linear predictor. Om na te gaan of de modellen een redelijke fit gaven van de gemiddelde biomassa, dichtheid en soortendiversiteit in de gegevens werd een figuur gemaakt die het model grafisch voorstelt en samenvat (Figuur 6). De dikke lijn geeft de modelvoorspelling bij variërende x-waarden, terwijl alle andere eventuele x-variabelen constant worden gehouden op hun gemiddelde waarde. De dunne lijnen eromheen geven de standaardfout van de voorspelling. De gegevens zijn samengevat in 10 klassen van elk een gelijk aantal waarnemingen, volgens oplopende waarde van de x-waarde. De dikke zwarte lijn geeft het gemiddelde van de y-waarde van die klassen, terwijl de breedte van diezelfde lijn de x-range van de klasse weergeeft. De verticale dunne lijn door het gemiddelde geeft het 95 % betrouwbaarheidsinterval van het klassegemiddelde. De overeenkomstige dikke grijze lijn geeft voor elke klasse het gemiddelde van de modelvoorspellingen voor waarnemingen in die klasse.



Figuur 6. Voorbeeld van een responscurve. Zie tekst voor uitleg van de figuur.

3.1.2.3. Multivariate analyse

Patronen in de verdeling over ruimte en tijd van de levensgemeenschappen zijn geanalyseerd met de ordinatietechniek nMDS (*non-Metric MultiDimensional Scaling*) gebaseerd op een similariteitsindex (*Bray-Curtis similarity index*) (Forster et al., 2006). Er wordt een matrix gemaakt, die voor elke soort op elk station de abundantie weergeeft. Vervolgens wordt de gelijkheid tussen de stations berekend aan de hand van de similariteitsindex, en omgezet in een afstanden tussen de stations (afstand = 1-gelijkheid): hoe groter de afstanden tussen de stations, hoe minder hun levensgemeenschappen op elkaar lijken.

In nMDS wordt vervolgens een 2-dimensionale grafiek gemaakt, waarop alle stations worden gepositioneerd. De positie van de stations is zo gekozen, dat de onderlinge afstanden tussen de stations zo goed mogelijk overeenstemmen met de 'afstanden' tussen hun levensgemeenschappen die eerder zijn berekend. In de zogenaamde *stress* waarde wordt aangegeven in welke mate dit is gelukt; hoe hoger de stress, hoe gebrekiger de voorstelling. De eenheden op de assen van deze grafiek zijn relatief, en hebben noch een absolute betekenis, noch een fysische dimensie.

De nMDS voorstelling helpt een visueel beeld te scheppen van veranderingen in de levensgemeenschappen, en dus om na te gaan of de proefstorting heeft geleid tot drastische veranderingen. Om dergelijke veranderingen formeel statistisch te testen, is gebruik gemaakt van de ANOSIM analyse. Met ANOSIM wordt een statistiek (*R*) berekend, die is gebaseerd op een vergelijking van de gemiddelde gelijkheid tussen en binnen groepen van stations. De waarde ervan neemt toe als stations die binnen een groep vallen veel beter op elkaar lijken dan de stations die tot verschillende groepen behoren. Om vast te stellen of de *R* significant is, wordt een randomiseringstest gebruikt.

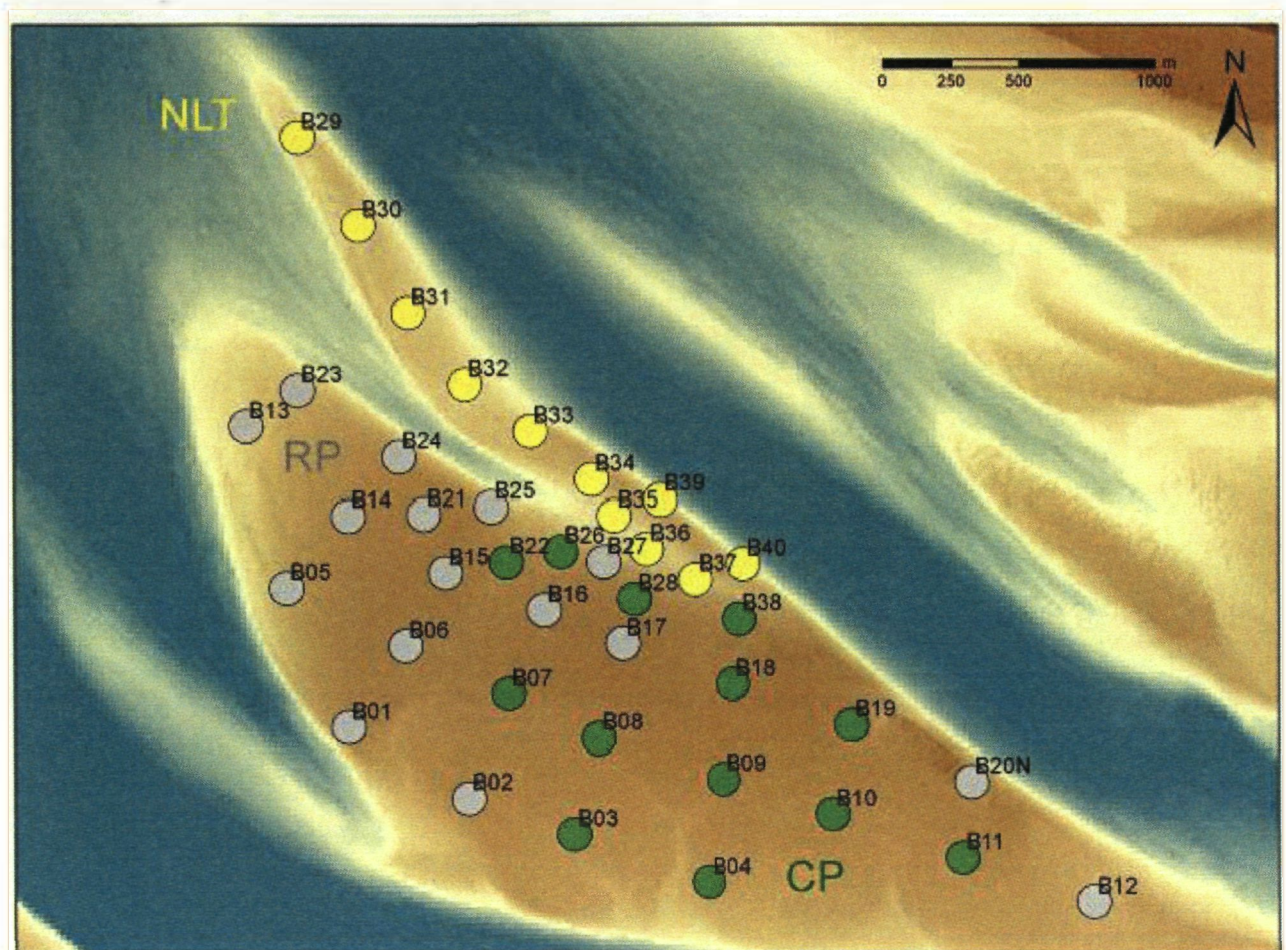
ANOSIM is in deze studie gebruikt voor twee typen vergelijkingen. Ten eerste is getest of de levensgemeenschappen verschillen tussen de gebieden (d.i., controlegebieden en impactgebieden). Ten tweede is getest of het tijdstip van bemonstering (en dus de proefstort) aanleiding heeft gegeven tot een significante verandering in de levensgemeenschappen. Als er een significant verschil bestaat tussen de groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil. Door soort voor soort aan de analyse te onttrekken, wordt bekeken welke soorten de geobserveerde R statistiek het meest beïnvloeden. Uit de kennis over de biologie van de soorten kan dan worden afgeleid welke factoren de verschillen tussen levensgemeenschappen zouden kunnen verklaren. Alle genoemde programma's zijn beschikbaar in het computerprogramma PRIMER.

3.2. Ecologische monitoring van het intertidaal

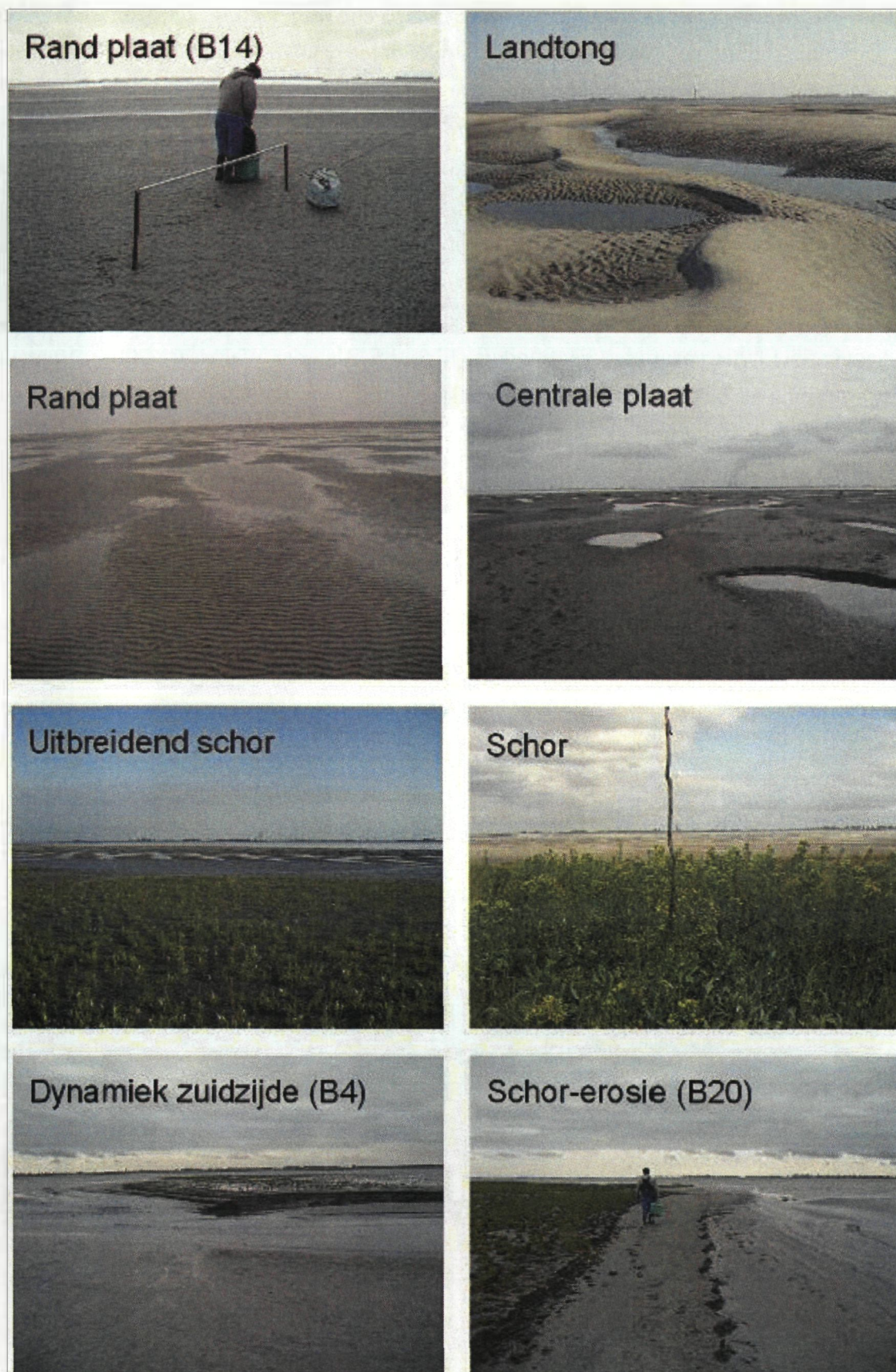
3.2.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse

3.2.1.1. Bemonsteringsschema van het intertidaal

Op de plaat van Walsoorden is een ruimtelijk meetnet uitgezet voor de monitoring. De stations zijn zo gekozen dat een maximale variabiliteit in sedimentsamenstelling wordt bemonsterd. De dichtheid van de stations is het hoogst in het westelijk deel van de plaat, waar de grootste veranderingen als gevolg van de proefstort worden verwacht (Figuur 7), en de monsterpunten zijn tevens gelegen op raaien. Het net is bemonsterd vanaf april 2004 met een frequentie van 5 keer per jaar en is in fase 3 in 2007 en 2008 voortgezet met een frequentie van 4 keer per jaar. In Appendix I is een overzicht gegeven van bemonsteringsdata.



Figuur 7. Bemonsteringslocaties op de Plaat van Walsoorden, met een onderverdeling in habitat: noordelijke landtong (NLT, geel), rand van de plaat (RP, grijs) en centrale plaat (CP, groen).



Figuur 8. Impressies van de Plaat van Walsoorden, 2007-2009.

De Plaat van Walsoorden bestaat uit sediment variërend van slijkgig zand tot grof zand (Figuur 8). De fijne sedimenten worden in de centrale delen van de plaat afgezet, terwijl de noordelijke en zuidelijke randen zandig zijn, met een duidelijke ribbelstructuur. In het noordwesten, dicht bij de stortplaats, ligt een zandige landtong, bestaande uit grof sediment met een megaribbelstructuur. Op het centrale gedeelte komt schor voor: in het noorden bestaat dit vooral uit *Spartina* (slijkgras) en *Aster* (zeeaster) en meer naar het zuiden komt *Salicornia* (zeekraal) voor. Het areaal *Spartina* breidt zich uit, hoewel aan de noordzijde juist afslag van het schor plaatsvindt (Temmerman et al., 2007). *Salicornia* breidt zich zuidwaarts en westwaarts uit.

Voor een deel van de data-analyse is gebruik gemaakt van de habitatclassificaties die zijn afgeleid uit sequentiële hyperspectrale vliegtuigdata (Figuur 7, Van der Wal et al., 2007). Van elk intertidaal monsterpunt is bekeken in welke habitatklasse het respectievelijk in 2004, 2005 en 2006 is ingedeeld. Lokaties die in de klassen 'microfytobenthos' of schor vallen (B3, B4, B7-11, B22, B26, B28 en B38, en B18 en B19), zijn ingedeeld bij de habitat 'centrale plaat, CP'. De overige lokaties vallen in de klassen vochtig zand, zand of fijn zand. Binnen deze groep is een onderscheid gemaakt naar geografische ligging, namelijk de habitat 'noordelijke landtong, NLT' (lokaties B29 tot en met B40, maar niet B38), en de 'rand van de plaat, RP' (overige lokaties, bestaande uit 'fijn zand', en op enkele plaatsen 'zand' (namelijk op lokatie B1, B24 en B12).

3.2.1.2. Bemonstering en analyse van het macrobenthos

Het macrobenthos op de Plaat van Walsoorden is bemonsterd in het voorjaar (april) en najaar (september) van 2007 en 2008. Hierdoor zijn de monsters direct vergelijkbaar met de bemonsteringen in het subtidaal en de bemonsteringen uitgevoerd in eerdere fasen van de monitoring. Op de 40 lokaties zijn monsters genomen voor macrobenthos volgens protocollen gebruikt voor de biomonitoring van de Westerschelde. Voor het macrobenthos werden drie cores (8 cm diameter, 30 cm diepte) gestoken en samengevoegd (Figuur 9). Dit monster werd in het veld gezeefd op een zeef met maaswijdte 1 mm en gefixeerd met formaldehyde voor latere analyse.

3.2.1.3. Bemonstering en laboratoriumanalyse van pigmenten

Voor de bepaling van chlorofyl, als maat voor de hoeveelheid benthische algen, werden door NIOO drie sedimentmonsters gestoken van de bovenste 1 cm met een afgezaagde spuit met binnendiameter van ca 1 cm (totaal oppervlak 3.982 cm²). Deze monsters werden direct bevroren en in het donker bewaard en in het laboratorium gevriesdroogd en verder bewaard in een -80°C vriezer tot latere analyse. De pigmenten zijn geëxtraheerd uit ca 1 g gehomogeniseerd materiaal in 10 ml 90% aceton en geanalyseerd met behulp van de reverse-phase High Performance Liquid Chromatography (HPLC) methode. De verkregen spectra zijn vergeleken met standaard spectra; een piek bij 664 nm is gebruikt voor de identificatie van chlorofyl-a.



Figuur 9. Bemonstering van het macrobenthos (links) en spectrale meting van het sediment (rechts).

3.2.1.4. Spectraalmetingen van het sediment

Reflectiemetingen (metingen van de 'kleur' van het sedimentoppervlak) zijn uitgevoerd met behulp van een draagbare hyperspectrale radiometer (TRIOS Ramses) als snelle, alternatieve methode om de hoeveelheid benthische algen vast te stellen in het veld. Individuele spectra werden gemeten op de 40 vaste stations op een hoogte van 40 cm boven het sedimentoppervlak; per lokatie zijn drie *random* gekozen metingen uitgevoerd. Voor iedere lokatie zijn de spectra geconverteerd naar reflectantie, en het gemiddelde reflectantie-spectrum is per lokatie opgeslagen. Van iedere lokatie is daarnaast ook een digitale foto genomen.

Uit de reflectantie-spectra zijn waarden voor de vegetatie-index NDVI bepaald. Deze index is gebaseerd op informatie uit het rode en nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum. Voor de rode band ($R_{683\text{nm}}$) is een gemiddelde reflectantie uit de RAMSES spectra berekend over de golflengten 678nm tot en met 689nm, en voor de infrarode band ($R_{866\text{nm}}$) is een gemiddelde reflectantie uit de Ramses spectra is berekend over de golflengten 857nm tot en met 874 nm, met voor de NDVI:

$$\text{NDVI} = (R_{866\text{nm}} - R_{683\text{nm}}) / (R_{866\text{nm}} + R_{683\text{nm}})$$

Omdat vegetatie (inclusief macrofyten zoals *Spartina*, *Aster* en *Salicornia* maar ook het microfytobenthos) energie absorbeert in met name het rode deel van het electromagnetisch spectrum geeft de NDVI hogere waarden naarmate de biomassa, bedekking of gezondheid van de vegetatie toeneemt (Tucker, 1979).

3.2.1.5. Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment

Sediment werd verzameld tot op een diepte van 3 cm gebruik makend van een afgezaagde spuit met een binnendiameter van 2 cm. Daarnaast werd tijdens de benthoscampagnes het sediment ook bemonsterd tot op een diepte van 5 cm. De monsters werden in het laboratorium gevriesdroogd voor latere korrelgrootteanalyse met behulp van een Malvern *laser particle sizer*. De analysemethode is identiek aan die van de sedimentmonsters genomen in het subtidaal.

3.2.1.6. Erosie/sedimentatie

De hoogteligging is op drie plaatsen op de plaat (d.i., nabij B13, B14 en B18, zie Figuur 7) gevolgd door middel van een sedimentatie-erosiebar (SEB). In 2004 zijn op elk van de drie lokaties twee ijzeren palen in de grond geslagen. Hierop wordt tijdens de metingen een 3 meter lange staaf horizontaal bevestigd, zodat de hoogte van het sedimentoppervlak gemeten kan worden ten opzichte van deze vaste hoogte. Op iedere lokatie zijn tien metingen uitgevoerd over de lengte van de staaf, en is een gemiddelde en standaardfout bepaald als maat voor de relatieve hoogte op die lokatie. De meetreeks is een voortzetting van de door Forster et al. (2006) en Van der Wal et al. (2007) opgemeten plotjes. In januari 2007 zijn ook de absolute hoogte en de coördinaten (in RD, m) van de drie sedimentatie-erosie plotjes opgemeten met behulp van een DGPS (ca 10 cm onnauwkeurigheid in de hoogte, en ca 5 cm onnauwkeurigheid in de plaatsbepaling), zodat de SEB metingen voortaan niet meer ten opzichte van de bovenkant van de lat van de SEB (als afstand tot het sediment), maar ten opzichte van NAP kunnen worden uitgedrukt. De coördinaten van de drie plotjes zijn:

B13: X=62232.29 m, Y=378868.81 m, hoogte **bovenkant bar** : -0.38 m NAP

B14: X=62584.11 m, Y=378588.00 m, hoogte **bovenkant bar** : 1.93 m NAP

B18: X=63999.30 m, Y=377950.97 m, hoogte **bovenkant bar** : 2.83 m NAP

In november 2007 zijn de drie sedimentatie-erosieplotjes opnieuw ingemeten met de dGPS om te evalueren of de absolute hoogte van de bars door verstoring is gewijzigd sinds de absolute hoogtemeting in januari 2007. Dit bleek niet het geval te zijn geweest; de hoogte van de frames was ongewijzigd. In fase 3 van de monitoring zijn de plotjes ongeveer 4 keer per jaar opgemeten.

3.2.1.7. Analyse van morfodynamiek

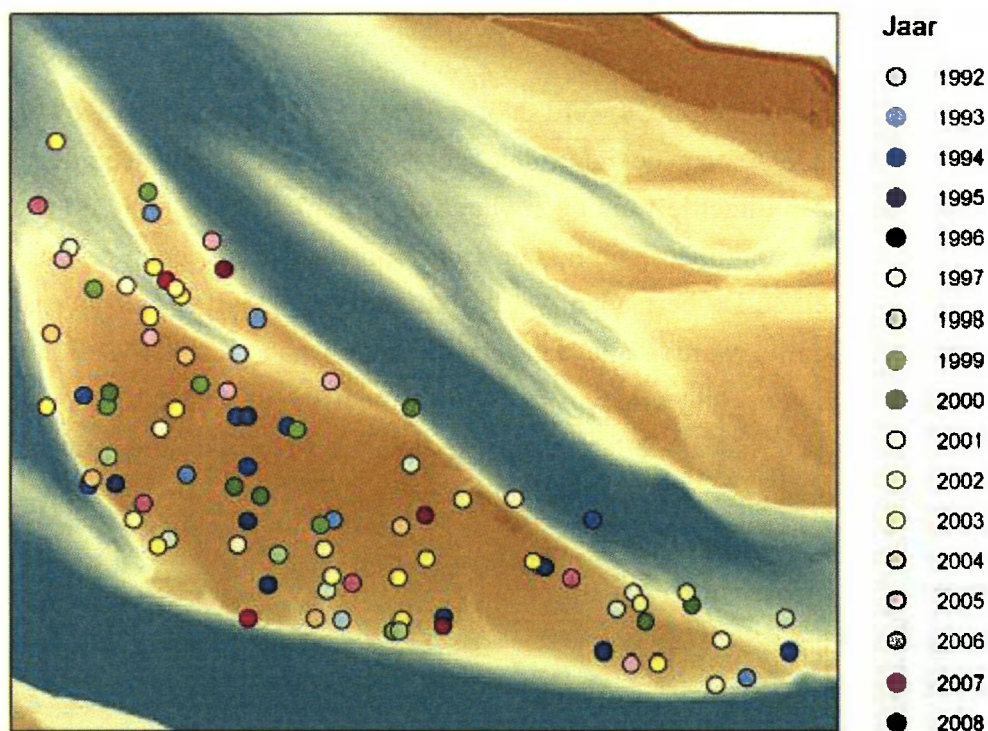
In 2001, 2004, 2006, 2007 en 2008 werd door de Data en ICT dienst van Rijkswaterstaat (Rijkswaterstaat-DID) de hoogte van de intertidale gebieden in het Westerschelde estuarium gemeten met behulp van laseraltimetrie vanuit een vliegtuig. In juni 2005 en juni 2006 werd door Eurosense met behulp van laseraltimetrie de hoogte van de intertidale gebieden op de Plaat van Walsoorden gemeten (Tabel 2). De bestanden werden zo nodig door NIOO geconverteerd naar ArcGIS grid bestanden. Daarbij werden alle data geconverteerd naar een UTM (31N)/WGS84 projectie, en werden de hoogten uitgedrukt in m NAP. Omdat de waterstand bij de Plaat van Walsoorden redelijk hoog was tijdens de laseraltimetrie-opname van Rijkswaterstaat in 2006, is voor 2006 bij voorkeur de opname van Eurosense gebruikt.

Tabel 2. Specificaties van de laseraltimetrie-data

Jaar	Ruimtelijke resolutie (m)	Vertikale datum	Originele datum	Projectie	Originele projectie	Bron
2001	5	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2004	2	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2005	1	m NAP	m GLLW	UTM/WGS84	UTM/WGS84	Eurosense
2006	1	m NAP	m GLLW	UTM/WGS84	UTM/WGS84	Eurosense
2006	2	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2007	2	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2008	2	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat

3.2.1.8. Langjarige bemonstering macrobenthos (BIOMON)

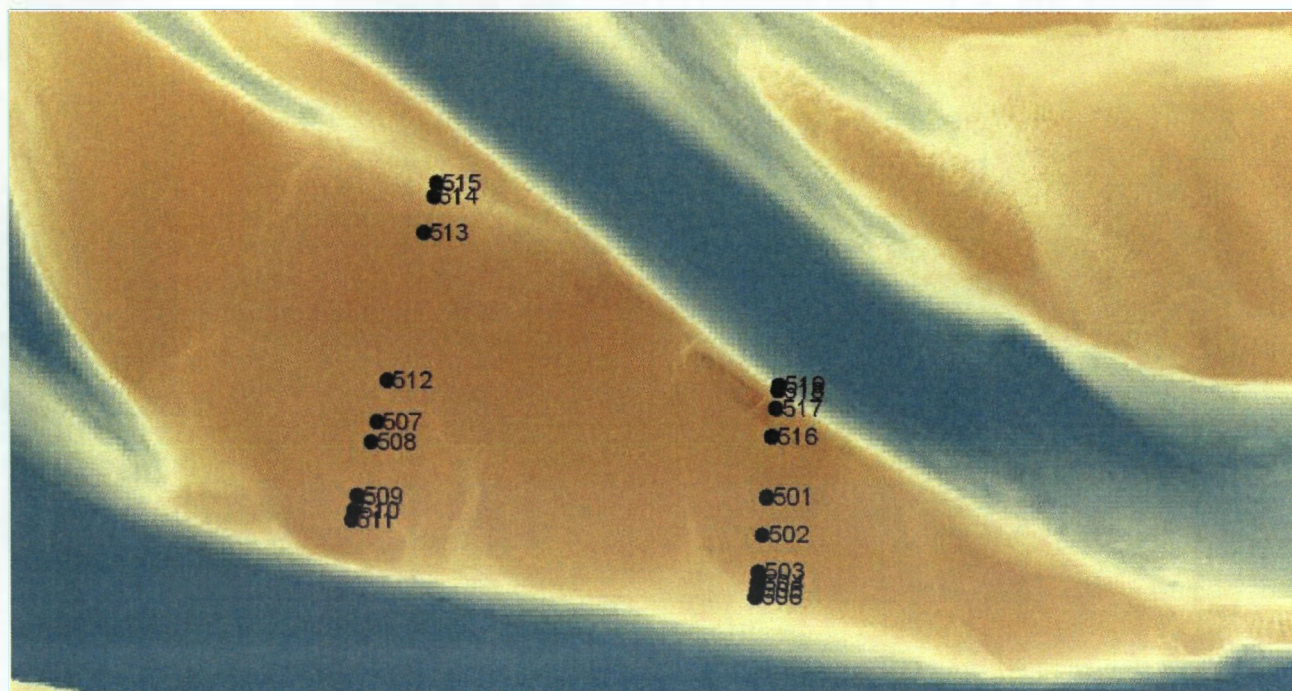
In het kader van BIOMON zijn voor Rijkswaterstaat door de Monitor Taakgroep van NIOO twee keer per jaar monsters genomen van het macrobenthos. Er is een selectie gemaakt van alle punten op de Plaat van Walsoorden. Voor 1992-2008 wordt dan een uniforme reeks verkregen met eenzelfde bemonsteringsoppervlak (Figuur 10). Deze gegevens zijn gebruikt om de in het kader van de Ecologische monitoring verkregen gegevens in een langjarig kader te kunnen plaatsen.



Figuur 10. Bemonstering voor BIOMON op de Plaat van Walsoorden, 1992-2008.

3.2.1.9. Langjarige bemonstering omgevingsvariabelen (MOVE)

In het kader van MOVE (MOnitoring VErruiming Westerschelde) is in de afgelopen jaren een aantal lokaties in de Westerschelde gevolgd door Rijkswaterstaat. Deze data zijn gebruikt om langjarige trends (waaronder veranderingen die reeds voorafgaand aan de proefstortingen zijn ingezet) in het gebied inzichtelijk te maken. Op de Plaat van Walsoorden liggen 19 sedimentatie-erosie plotjes (Figuur 11) waarvan de relatieve hoogte maandelijks tot drie-maandelijks door Rijkswaterstaat wordt opgemeten met een sedimentatie-erosiebar en gerelateerd aan absolute hoogte door middel van dGPS. Deze metingen zijn vergelijkbaar aan de sediment-erosie metingen die voor de ecologische monitoring van de Plaat van Walsoorden zijn uitgevoerd. Daarnaast wordt voor de MOVE monitoring op elke lokatie elke 1-3 maanden een monster genomen van de bovenste centimeter van het oppervlak, waarvan in het laboratorium het chlorofylgehalte wordt bepaald. Tot slot wordt in het veld een schatting gemaakt van het lutumgehalte.



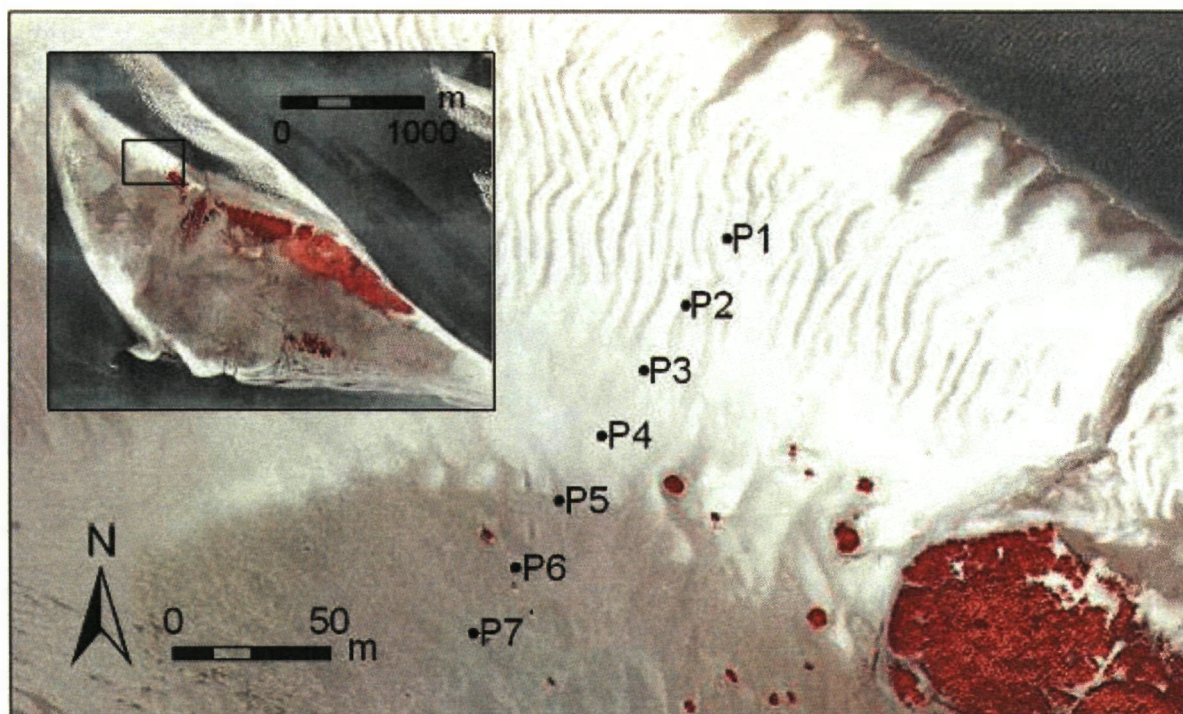
Figuur 11. Ligging van de door Rijkswaterstaat-RIKZ opgemeten sedimentatie-erosieplotjes op de Plaats van Walsoorden, MOVE data.

3.2.1.10. Hydrodynamische metingen

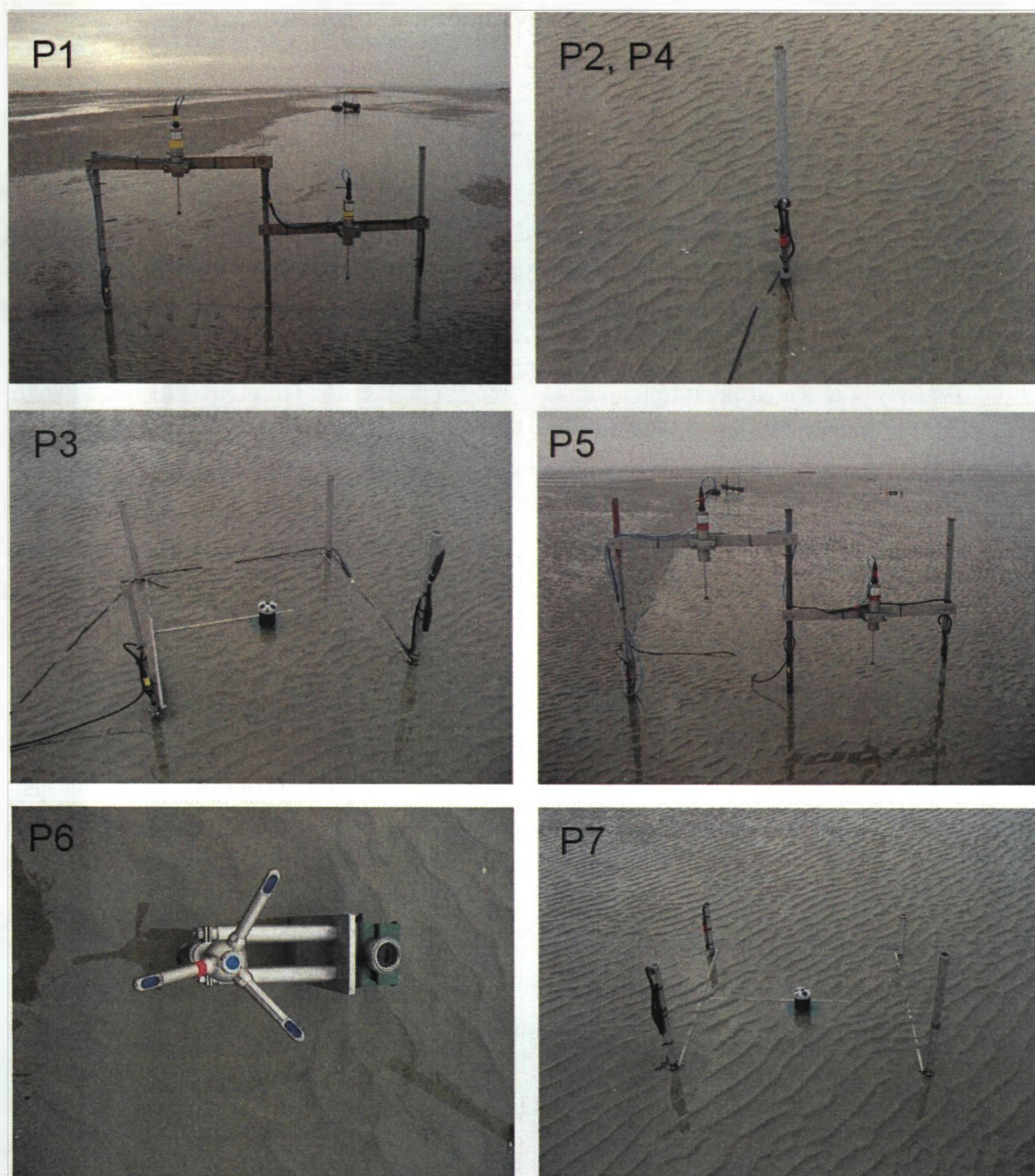
In fase 3 van de monitoring zijn hydrodynamische metingen verricht langs een transect van hoogdynamisch naar laagdynamisch (Figuur 12). Op twee lokaties zijn frames geplaatst voor een EMF (elektromagnetische stroomsnelheidsmeter) op twee verschillende hoogten (20 en 70 cm), en op twee lokaties zijn frames geplaatst voor Aquadopp profielmetingen van stroomsnelheid. Daarnaast is een Vector instrument ingezet voor het meten van stroomsnelheid op een hoogte van 20 cm. Op alle lokaties is een hoogfrequente druksensor geplaatst voor het meten van waterstand (en golfhoogte) en op vier van de lokaties is een OBS troebelheidsmeter bevestigd voor het meten van gesuspendeerd materiaal. De instrumenten zijn aangesloten op autonome veldstations. De EMF's zijn zo ingezet dat stroomsnelheid in x- en y-richting wordt gemeten ten opzichte van het magnetisch noorden. De andere stroomsnelheidsmeters hebben een ingebouwd kompas, dat de metingen direct aan het magnetisch noorden relateert. De instrumenten hebben gemeten in de periode 12 februari tot en met 16 februari 2009, min of meer tijdens springtij. De opstelling wordt als volgt samengevat:

- P1: EMF 20 cm, EMF 70 cm, OBS 20 cm, druksensor P 2 cm
- P2: Druksensor P 2 cm
- P3: OBS 20 cm, druksensor P 2 cm, Aquadopp Normal Resolution
- P4: Druksensor P 2 cm
- P5: EMF 20 cm, EMF 70 cm, OBS 20 cm, twee druksensoren P 2 cm
- P6: Druksensor P 2 cm, Vector 20 cm upwards
- P7: OBS 20 cm, druksensor P 2 cm, Aquadopp High Resolution

Figuur 13 geeft een indruk van de meetopstellingen.



Figuur 12. Overzicht van de punten waarop hydrodynamische metingen zijn verricht in de periode 12-16 februari 2009. De achterliggende false colour luchtfoto (bron: Rijkswaterstaat) is genomen in augustus 2008.



Figuur 13. Opstellingen voor hydrodynamische metingen, februari 2009.

3.2.2. Synoptische hyperspectrale surveys vanuit een vliegtuig

3.2.2.1. Inleiding

Door variatie in sedimenthoogte, sedimentsamenstelling en chlorofylgehalte bestaan intergetijdengebieden uit een mozaïek van verschillende habitattypen. Afhankelijk van de habitat wordt een verschillend macrobenthos verwacht. Het karteren van habitattypen kan niet zeer gedetailleerd gebeuren op basis van alleen traditionele puntbemonstering. Door het gebruik van teledetectie kan een schatting worden gemaakt van de belangrijkste parameters met een zeer hoge ruimtelijke resolutie en grote ruimtelijke dekking. Vanuit een satelliet of vliegtuig kan met sensoren (radiometers) straling (radiantie) worden waargenomen in het zichtbare (optische) en nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum over grote oppervlakken. Slib, benthische algen, organisch materiaal en interstitieel water hebben ieder een duidelijk te onderscheiden signatuur in dit deel van het spectrum, en informatie over deze parameters kan daardoor uit de beelden worden afgeleid. In eerdere studies is met behulp van teledetectie-technieken bijvoorbeeld synoptische informatie verzameld over microfytobenthos (Rainey et al., 2003; Combe et al., 2005), en de korrelgrootte van het sediment (Yates et al., 1993; Rainey et al., 2003; DeRonde et al., 2006, Van der Wal & Herman, 2007), en zijn deze variabelen ook in de tijd gevolgd (Van der Wal et al., 2008a). Daarnaast zijn methoden ontwikkeld om bijvoorbeeld schorren kwalitatief te karteren met behulp van vliegtuigteledetectie (Thomson et al., 2003; Thomson et al., 2004) en in de tijd te volgen (Van der Wal et al., 2008b).

In dit onderzoek wordt de methode toegepast die is ontwikkeld door Forster et al. (2006), waarmee op basis van een Principale Componenten Analyse (PCA) een habitatclassificatie kan worden gemaakt van jaarlijks ingewonnen hyperspectrale beelden. In de periode 2004-2006 werden al jaarlijkse vluchten over de Plaat van Walsoorden uitgevoerd met een hyperspectrale vliegtuigscanner. In verband met seizoensfluctuatie, en om vergelijking met eerdere beelden uit mogelijk te maken, zijn de vluchten in 2007 en 2008 ook in de zomer uitgevoerd (Tabel 3). VITO-TAP heeft de hyperspectrale campagnes laten uitvoeren, en heeft de beelden bewerkt en vervolgens geklassificeerd. De rapporten van VITO van de vluchten van 2007 en 2008 zijn op CD-rom bijgeleverd. De volgende paragraaf is grotendeels overgenomen uit deze rapporten van VITO, en beschrijven de belangrijkste bewerkingen van de beelden die in 2007 en 2008 zijn ingewonnen. Voor een gedetailleerde beschrijving van de beelden die zijn ingewonnen en bewerkt in de periode 2004-2006 wordt verwezen naar Forster et al. (2006) en Van der Wal et al. (2007).

Tabel 3. Specificaties van de hyperspectrale vluchten in de periode 2004-2008.

Datum	Sensor	Ruimtelijke resolutie (m)	Vlieghoogte (m AGL)	Golflengte- range (nm)	Projectie	Project
8 juni 2004	Hymap	4	-	442-2482	UTM/WGS84	BELSPO-TideSed
27 juni 2005	CASI-II (EA)	4	-	443-960	UTM/WGS84	Walsoorden
30 juni 2006	CASI-III (EA)	1.8	3200	442-940	UTM/WGS84	Walsoorden
1 aug 2007	AISA (Aerodata)	1	418	412-940	UTM/WGS84	Walsoorden
6 aug 2008	CASI-III (EA)	2	1500	442-952	UTM/WGS84	Walsoorden

3.2.2.2. Voorbewerking en analyse van de 2007 vlucht

Kenmerken beeldmateriaal

Op 1 augustus 2007 werden door Aerodata International Surveys hyperspectrale AISA-Eagle beelden genomen boven de Westerschelde. Een groter gebied dan alleen de Plaat van Walsoorden is opgenomen, om ook een T0 vast te leggen van potentiële toekomstige stortlocaties. Voor rapportage van de gebieden anders dan de Plaat van Walsoorden wordt verwezen naar Van der Wal et al. (2010).

Om *sunlint* te vermijden, d.i. reflectie van het directe zonlicht op het wateroppervlak, werden de 17 vluchtlijnen in een noordwest – zuidoost oriëntatie gevlogen. De beelden werden genomen tussen 8:20 en 10:40 UTC, waardoor rekening gehouden werd met de laagwaterstanden voor die dag (laagwater van -207 cm NAP bij Walsoorden om 11:46 lokale tijd).

De beelden werden opgenomen in 32 spectrale banden in het VIS-NIR golflengtegebied van het elektromagnetische spectrum. De centrale golflengte en het *Full Width Half Maximum* (FWHM) worden gegeven in Tabel 4. In Tabel 5 worden de belangrijkste AISA-Eagle sensor karakteristieken gegeven.

Figuur 14 toont een gegeorefeerd mozaïekbeeld van de hyperspectrale data gecollecteerd door de AISA-Eagle sensor in de 17 vluchtlijnen. Duidelijk is te zien dat de reflectantieniveau tussen aangrenzende vluchtlijnen aanzienlijk kan verschillen. Deze verschillen zijn toe te schrijven aan veranderde illuminatie op het moment van opname, o.a. ten gevolge van sluierbewolking.

Beeldverwerking

Voor de verwerking en analyse van de beelden werd dezelfde procedure gevolgd als in 2005 en 2006 zodat de resultaten vergelijkbaar zijn.

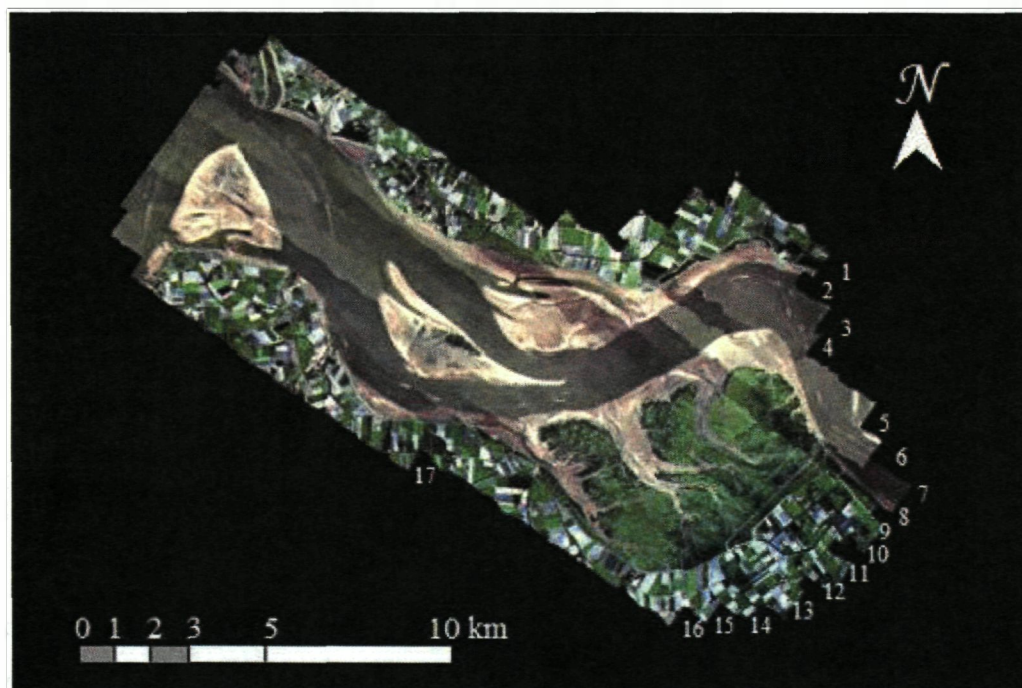
Tabel 4. Spectrale configuratie AISA sensor

Band	Centrale golflengte (nm)	FWHM (nm)	Band	Centrale golflengte (nm)	FWHM (nm)
1	411.9	20.5	17	648.8	2.2
2	442.9	21.2	18	657.7	2.2
3	464.2	21.4	19	666.6	2.2
4	492.0	21.4	20	673.2	2.2
5	512.3	2.1	21	682.1	2.2
6	520.9	2.1	22	695.5	2.2
7	529.4	2.1	23	706.6	2.2
8	544.4	2.1	24	717.8	2.2
9	559.9	2.2	25	726.7	2.2
10	566.5	2.2	26	737.9	2.2
11	577.6	2.2	27	746.8	2.2
12	591.0	2.2	28	755.9	2.2
13	604.3	2.2	29	774.1	6.8
14	611.0	2.2	30	807.2	27.4
15	619.9	2.2	31	863.1	29.6
16	633.23	2.2	32	940.6	29.8

Tabel 5. AISA-Eagle sensor karakteristieken.

Field-of-View (FOV)	39.7°
Instantaneous FOV (IFOV)	0.039°
Spatiale resolutie (m)	1 x 1 m
# pixels per scanlijn	1024*
Vlieghoogte	418 m

*waarvan 40 worden gebruikt voor registratie diffuus licht



Figuur 14. Mozaïek van de hyperspectrale AISA-Eagle data gecollecteerd in de 17 vluchtlijnen. Variatie in illuminatie gedurende de opname zorgt voor reflectantie verschillen tussen aangrenzende vluchtlijnen.

Atmosferische en geometrische correctie

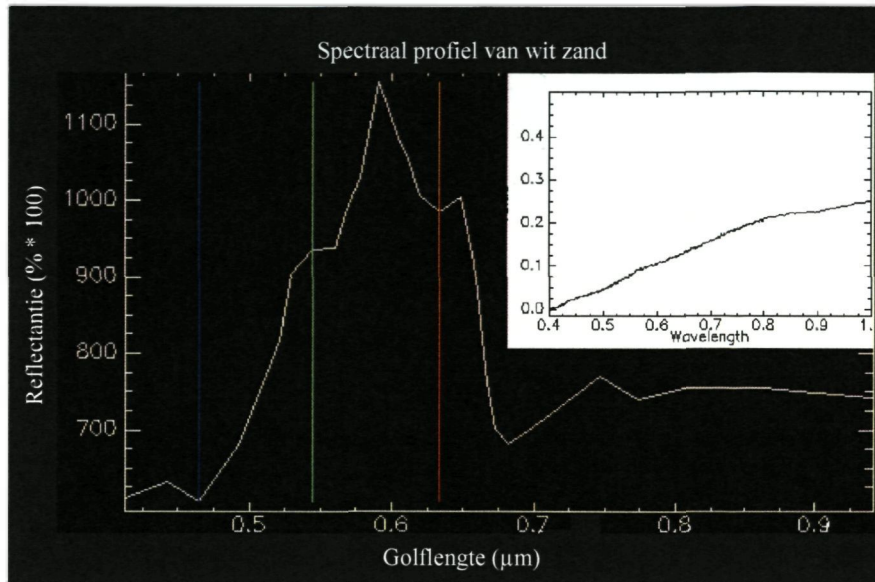
De beelden werden atmosferisch en geometrisch gecorrigeerd in het 'Central Data Processing Centre' (CPDC) van VITO. Voor de atmosferische correctie werd gebruikt gemaakt van software gebaseerd op Modtran. Hierbij zijn drie parameters vereist die uit de sunphotometer gegevens worden afgeleid: (1) bepaling van het aerosoltype, (2) de waterdampwaarden werd voor alle vluchtlijnen op 1,4 cm constant gehouden, en (3) de zichtbaarheid varieerde per tijdstip en dus vluchtlijn, hiervoor werden de waarden gebruikt die uit de sunphotometer gegevens werden afgeleid. Deze sunphotometer gegevens werden op het tijdstip van de hyperspectrale vlucht door VITO opgemeten. Naast de sunphotometer metingen werden tevens spectrale metingen van referentie oppervlakken (wit zand, asfalt parking) genomen gebruik makend van de ASD FieldSpec Pro®. Deze metingen werden gebruikt om de atmosferische correctie te checken. Voor de geometrisch correctie zijn de attitude gegevens van het vliegtuig samen met de dGPS gegevens noodzakelijk.

Tabel 6. Sunphotometer gegevens (zichtbaarheid) per vluchtlijn.

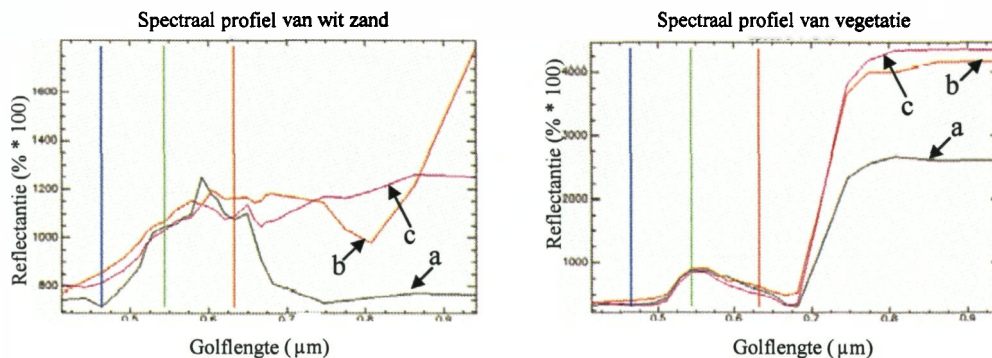
Vluchtlijn	Zichtbaarheid (km)
1, 2, 3, 4, 5, 6	13
7	8
8	13
9, 10	16
11	42
12, 16b, 16c	34
13, 14, 15, 16a, 16d, 17	31

Radiometrische kalibratie check

Na atmosferische correctie van de beelden werd een probleem opgemerkt in het NIR golflengtegebied. Het bleek dat de reflectantie in het golflengtegebied vanaf ± 650 nm veel te laag was. Figuur 15 toont een hyperspectraal AISA spectrum opgemeten boven een wit zand oppervlak. Duidelijk te zien is de verlaagde reflectantie in het NIR golflengtegebied. De inzet toont het normale reflectantiespectrum van wit zand zoals dit wordt opgemeten een met de ASD FieldSpec Pro®. Deze verlaagde reflectantie is te wijten aan een fout in de radiometrische kalibratie. Om deze afwijking te corrigeren werd, door middel van ATCOR een 'in-flight' kalibratie uitgevoerd. Hierbij werden de reflectantiespectra van referentietargets, opgemeten met de FieldSpec Pro®, gebruikt om nieuwe kalibratiecoëfficiënten te berekenen. Bij toepassing van deze nieuwe kalibratiecoëfficiënten tijdens atmosferische correctie vertonen de bekomen reflectantiespectra een meer realistische waarde (Figuur 16).



Figuur 15. Na toepassing van de nieuwe 'in-flight' kalibratieparameters krijgt de oorspronkelijke reflectantie in het NIR golflengte gebied (zwart spectrum, a) een realistische waarde. Het rode spectrum (b) wordt bekomen bij toepassing van de kalibratieparameters berekend op twee referentietargets, het magenta spectrum (c) na berekening op zes referentietargets.



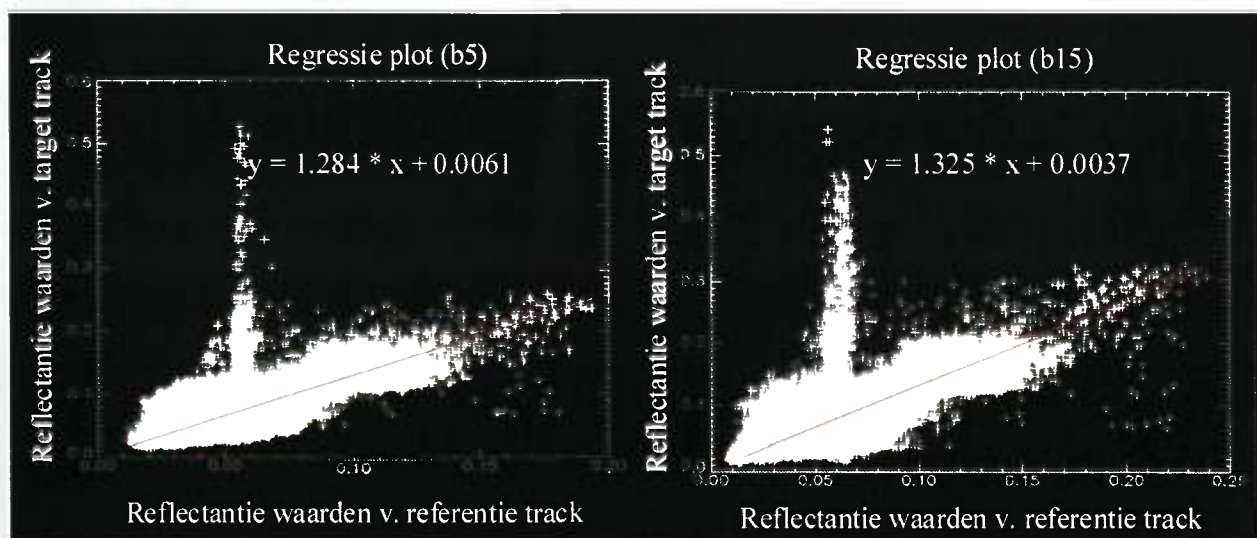
Figuur 16. Spectraal profiel van de AISA beelden na atmosferische correctie opgemeten boven een wit zand oppervlak. De inzet toont een wit zand spectrum opgemeten met de ASD FieldSpec Pro®.

Hyperspectrale inter-track reflectantie kalibratie

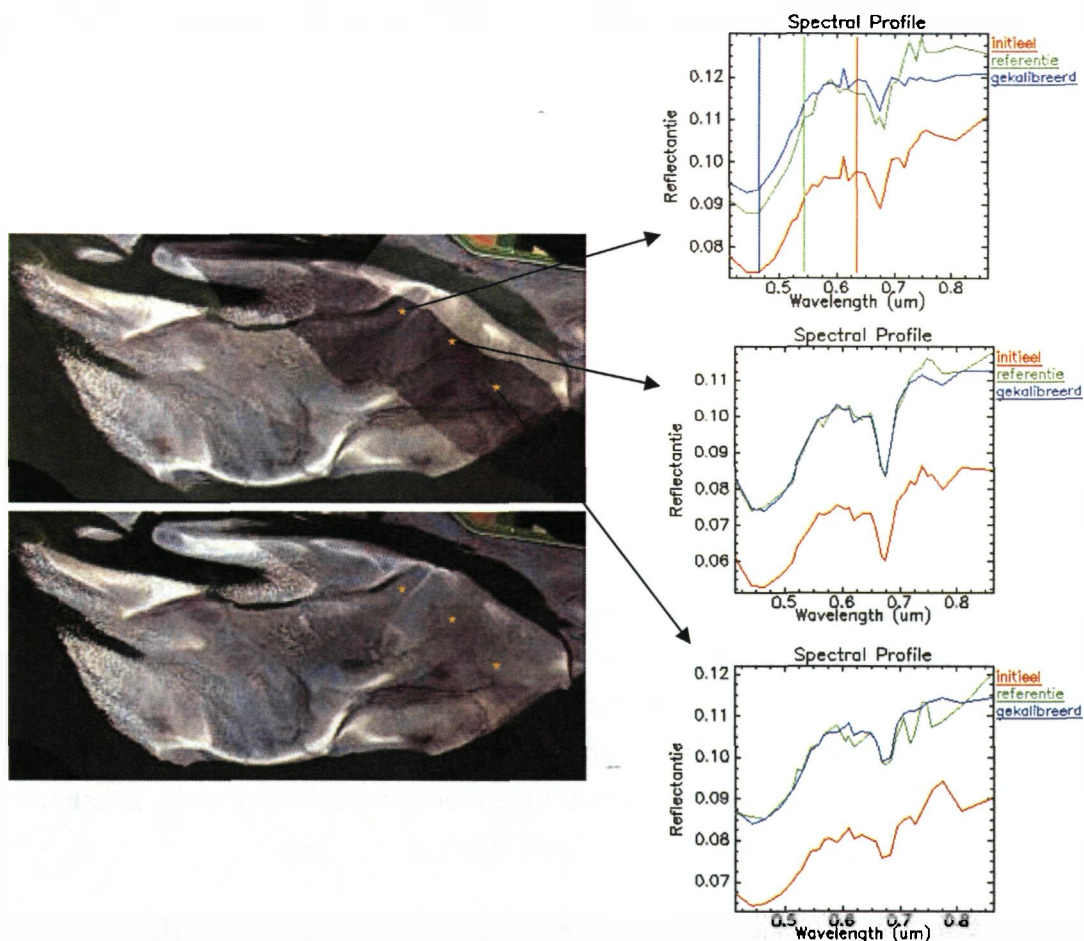
In het mozaïekbeeld (Figuur 14) was reeds duidelijk te zien dat een aantal vluchtlijnen, met name vluchtlijn 5, 7, 8, 14 en 15 (al dan niet de gehele of gedeeltelijke vluchtlijn), een beduidend lagere reflectantie hebben dan de overige vluchtlijnen. Deze verlaagde reflectantie is toe te schrijven aan een wisselende illuminatie, die o.a. te wijten is aan een wisselende sluierbewolking gedurende de opname. Daar de verlaagde reflectantie invloed heeft op de classificatie van de beelden en de berekende NDVI waarden hierdoor niet meer absoluut te vergelijken zijn met de vorige jaren, dient hiervoor gecompenseerd te worden. Hiervoor werd een algoritme ontwikkeld dat, gebruik makend van lineaire regressie, coëfficiënten berekend om de te lage reflectantie te compenseren. De regressiecoëfficiënten worden per band bepaald en om ze te berekenen worden van de aan elkaar grenzende tracks de overlappende pixels gebruikt. De track met de hoge

reflectantiewaarde wordt gebruikt als referentietrack om de aangrenzende track met de te lage reflectantiewaarde te corrigeren. In Figuur 17 wordt de lineaire regressie grafiek getoond voor band 5 en 15, berekend voor de kalibratie van track 8 van 'Plaat 3', gebruik makend van track 9 van 'Plaat 3' als referentie. De berekende regressie coëfficiënten worden gebruikt om de reflectantie van track 8 te corrigeren.

Figuur 17 toont het resultaat van deze 'inter-track reflectantie kalibratie'. In Figuur 18a wordt de initiële mozaïek getoond met daarin het donkere, in reflectantie verlaagde deel van track 8. Figuur 18b toont de mozaïek na kalibratie van track 8 waarbij track 9 als referentie gebruikt werd. De spectrale profielen links in de figuur tonen de spectra van de pixels die in het beeld met de gele markering zijn aangegeven. De rode spectrale profielen zijn de spectra van drie pixels uit de ongekalibreerde en in reflectantie verlaagde track 8. De groene spectrale profielen zijn afkomstig van pixels uit referentie track 9 die zich op dezelfde geografische locatie bevinden als de in reflectantie verlaagde pixels van track 8. De blauwe spectrale profielen zijn afkomstig van dezelfde pixels van track 8 maar na 'inter-track reflectantie kalibratie'. Het is duidelijk dat het reflectantieniveau van de spectra van track 8 verhoogd zijn en nagenoeg overeenkomen met het reflectantiespectra van referentietrack 9. De spectrale profielen van beide tracks, alsook deze van het gehele deelgebied zijn na 'inter-track reflectantie kalibratie' vergelijkbaar. Het gekalibreerde beeld kan nu op een eenduidige manier verwerkt en geclassificeerd worden.



Figuur 17. Lineaire regressie plots voor kalibratie van track 8 van 'Plaat 3', gebruik makend van track 9 van 'Plaat 3' als referentie. De plot links toont de regressiegrafiek voor band 5 (b5), rechts toont de regressiegrafiek voor band 15 (b15). De berekende regressiecoëfficiënten worden gebruikt om de reflectantie van track 8 te corrigeren. De punten met een reflectantie van ca 0.05 in de referentie track zijn water-pixels in de referentie, maar geen water-pixels in de target.



Figuur 18. Het mozaïekbeeld van 'Plaat 3' wordt hier gebruikt om het principe van 'inter-track reflectantie kalibratie' te verduidelijken. a) toont het initiële mozaïekbeeld waarin duidelijk de reflectantie verschillen tussen de verschillende tracks te zien is. b) toont het mozaïekbeeld na 'inter-track reflectantie kalibratie'. De spectrale profielen rechts tonen de spectra van drie verschillende pixels die genomen zijn op dezelfde geografische locatie in de referentietrack en in de te kalibreren track. Het is duidelijk dat beeldkalibratie het initiële spectrum (rood) na inter-track reflectantie kalibratie (blauw) op het reflectantieniveau brengt van de referentietrack (groen).

Selectie van betekenisvolle beeldinformatie

Na kwaliteitscontrole van de hyperspectrale data bleek dat de ruis in band 32 (940.6 nm) aanzienlijk is, daarom werd deze band verwijderd voor alle verdere beeldverwerking. Daar de wateroppervlakken geen nuttige informatie bevatten en niet geïdentificeerd dienen te worden, werden deze door maskering verwijderd. Dit gebeurde door een limiet te plaatsen op de reflectantiewaarde in band 31 (863.1 nm). Indien de reflectantiewaarde voor een pixel in deze band lager is dan 0,03 werd aangenomen dat deze pixel werd opgenomen boven een wateroppervlak. De reflectantie van een wateroppervlak in dit golflengtegebied is nagenoeg nul. Naast water werd ook het landgebied buiten de oevers uitgemaskeerd. Dit werd bekomen door

manueel een masker te plaatsen op deze gebieden. De grens tussen land en oever kon op de beelden gemakkelijk worden herkend door de aanwezigheid van de dijken.

Detectie van chlorofyl met de NDVI

De *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) wordt berekend als het genormaliseerde verschil tussen de reflectantiewaarde van de rode band (682.1 nm) en de NIR band (863.1 nm). Bijgevolg heeft deze vegetatie-index waarden tussen -1 en 1.

De NDVI is de uitgesproken maat voor het detecteren van vegetatie, d.i., chlorofyl. Door de geografische locatie van de veldmetingen over te brengen op de NDVI beelden kon voor de verschillende, in het veld geobserveerde, vegetatieklassen, met name schor en microfytobenthos (MFB), de overeenkomstige NDVI waarde empirisch bepaald worden. Pixels met een NDVI waarde kleiner dan 0.2 werden beschouwd als zijnde niet-vegetatie, pixels met een NDVI waarde groter dan 0.2 worden beschouwd als zijnde vegetatie. In deze toepassing worden de NDVI waarden gebruikt voor classificatie van het schor en MFB. Door op de NDVI waarde te differentiëren kan onderscheid gemaakt worden tussen schor en de concentratie MFB zoals het classificatieschema in laat zien. Een vergelijkbare classificatie werd toegepast in de studie van Kromkamp et al. (2006), waarbij een vegetatie-index gebaseerd op de verhouding tussen 754 nm en 561 nm gebruikt wordt. In Kromkamp et al. (2006) wordt bij deze index kleiner dan 0,2 MFB verondersteld, en bij een index groter dan 0.2 wordt schor verondersteld. Deze index is sterk gecorreleerd met de hier berekende NDVI waarden die dan ook in onze studie zullen gebruikt worden. Een NDVI waarde groter dan 0.5 veronderstelt schor (Tabel 7).

Tabel 7. NDVI differentiatie wordt gebruikt om onderscheid te maken tussen enerzijds vegetatie (schor) en MFB en anderzijds om het MFB te differentiëren op concentratie.

NDVI min	NDVI max	Klasse
-1	0.2	Niet-vegetatie (chlorofyl)
0.2	0.25	Lage concentratie MFB
0.25	0.3	Matige concentratie MFB
0.3	0.5	Hoge concentratie MFB
0.5	1	Schor

Habitatclassificatie

Om de hyperspectrale dataset te reduceren en de inherente ruis van de beeldinformatie te scheiden werd een principale componentenanalyse (PCA) uitgevoerd. Bij een PCA wordt een nieuwe set van orthogonale assen gecreëerd met oorsprong het gemiddelde van de oorspronkelijke datawolk. De assen worden zo gerooteerd dat de variantie maximaal is. De *forward PC rotation* in ENVI gebruikt een lineaire transformatie om deze variantie te maximaliseren. De PC banden die deze procedure oplevert, zijn dan lineaire combinaties van de originele spectrale banden (Richards, 1999). Ze zijn niet gecorreleerd. De eerste component bevat de grootste variantie, de

tweede component bevat de tweede grootste datavariantie, enz. De betekenisvolle beeldinformatie is daarna terug te vinden in de eerste banden van het PCA getransformeerde beeld.

Op het beeld van de Plaat van Walsoorden werd een PCA transformatie uitgevoerd. Vervolgens werd een niet-gesuperviseerde ISODATA classificatie uitgevoerd op de eerste 3 banden van het PCA geroteerde beeld. Er werd voor een ISODATA classificatiemethode gekozen omdat deze op een snelle en controleerbare manier toelaat de data van de verschillende deelgebieden op een vergelijkbare manier te classificeren. Bovendien werd deze methode reeds toegepast in 2005 en 2006. De classificatie werd uitgevoerd zodat 26 klassen werden verkregen in 20 iteraties. Deze klassen werden vervolgens gereduceerd tot 4 klassen door gebruik te maken van de gegevens verkregen uit de veldmetingen. Deze veldgegevens leverden informatie op over o.a. korrelgrootteverdeling en slibgehalte. Op 'Plaat 4', de 'Plaat van Walsoorden', waren gegevens verzameld op 48 meetpunten, tevens was voor elk van deze punten de geografische locatie ingemeten met GPS. Daardoor konden deze 48 meetpunten via georeferentie op het geclassificeerde beeld worden geplaatst waarna de 26 ISODATA klassen konden worden geanalyseerd en gelabeld. Uit de analyse van de meetgegevens kon worden afgeleid dat wanneer de mediaan van de korrelgrootte (MD50) groter werd dan 160 μm en het slibgehalte gelijk was aan 0% we steeds te maken hadden zand. Door de beeldspectra van de 15, door ISODATA bekomen zandklassen onderling te vergelijken kon deze klasse verder worden opgesplitst in twee groepen. Een aantal zandspectra hadden duidelijk verlaagde reflectantiewaarden, wat kon worden toegeschreven aan de aanwezigheid van water in het zandsubstraat (Figuur 19), vandaar de opdeling in de klassen 'nat zand' en 'droog zand'. Verder kon worden afgeleid dat wanneer het slibgehalte groter werd dan 3% we steeds te maken hadden met de klasse 'nat slibhoudend zand'. Een aantal meetpunten werden geklasseerd door hun NDVI waarde in schor of MFB. In onderstaande tabel is dit weergegeven met Chl (Chlorofyl) (Tabel 8).

Wanneer we na labelen de ISODATA klassen en hun labels vergelijken zien we dat de slibhoudende klassen voorkomen bij een ISODATA klasse kleiner dan 12. Zoals in Figuur 19 te zien is, zijn de spectrale profielen van de als 'Water verzadigd sediment' geclassificeerde pixels (blauw), duidelijk verlaagd t.o.v. de spectrale profielen van de als 'Nat zand' geclassificeerde pixels (paars). De oorzaak van deze verlaagde reflectantie is de aanwezigheid van een dunne waterlaag op het sediment. Deze spectra bleken overeen te komen met de pixels geclassificeerde als ISODATA klasse 1, 6 en 9. Daarom werden deze klassen gelabeld als 'Water verzadigd sediment' (Tabel 9). De ISODATA klassen vanaf 12 zijn gelabeld als zand. Deze zandklasse kon verder worden opgedeeld in twee subklassen: ISODATA klasse 12-22 kon als 'nat zand' worden gelabeld, ISODATA klasse 23-26 kon als 'droog zand' worden gelabeld. Dit onderscheid werd gemaakt op basis van het reflectantieniveau. Zoals in Figuur 21 te zien is zijn de spectra van de als 'Nat zand' geclassificeerde pixels (paars) duidelijk verlaagd ten opzichte van de spectra van de als 'Droog zand' geclassificeerde pixels (oranje).

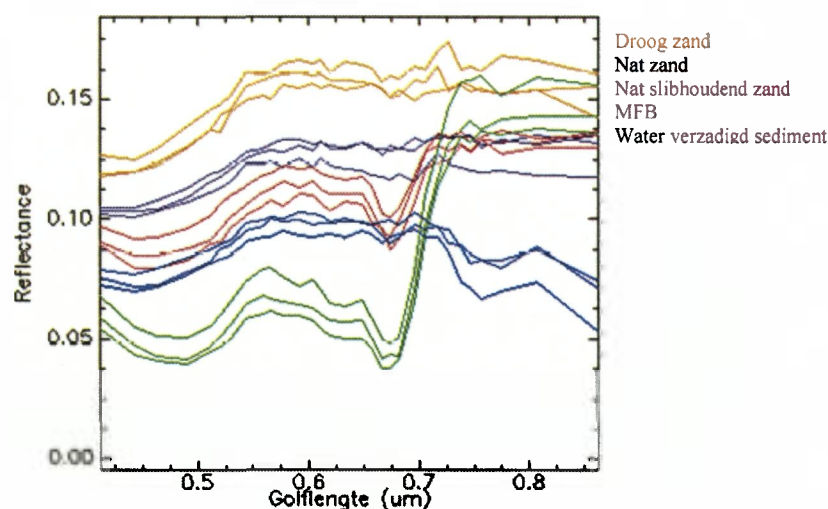
Tabel 8. Aan de hand van in situ mediane korrelgrootte en slibgehalte van het substraat (monsters NIOO-KNAW juni 2007) kan onderscheid gemaakt worden tussen zand en slibhoudend zand. Het onderscheid tussen nat en droog zand kon worden gemaakt aan de hand van het spectrale profiel.

Monster- Naam / Meetlocatie	Mediaan Korrelgrootte (µm)	Slibgehalte (%)	Isodata klasse	Monster- Naam / Meetlocatie	Mediaan Korrelgrootte (µm)	Slibgehalte (%)	Isodata klasse
B01	187	0	24 (DZ)	B25	179	0	23 (DZ)
B02	155	2	7 (NS)	B26			7 (NS)
B03	128	21	7 (NS)	B27	155	10	16 (NZ)
B04	89	34	4 (NS)	B28	129	18	Chl
B05	204	0	16 (NZ)	B29	201	0	15 (NZ)
B06	185	0	2 (NS)	B30	260	0	17 (NZ)
B07	165	0	4 (NS)	B31	186	0	15 (NZ)
B08	115	21	Chl	B32	241	2	16 (NZ)
B09	156	7	2 (NS)	B33	224	0	17 (NZ)
B10	116	20	4 (NS)	B34	239	2	22 (NZ)
B11	111	15	5 (NS)	B35	234	0	17 (NZ)
B12	166	0	24 (DZ)	B36	223	0	*
B13	253	0	19 (NZ)	B37	186	0	16 (NZ)
B14	204	0	16 (NZ)	B38			
B15	176	0	11 (NS)	B39	199	0	25 (DZ)
B16	131	13	Chl	B40	181	0	24 (DZ)
B17	147	9	Chl	B41	168	0	26 (DZ)
B18	96	32	Chl	B42	173	0	24 (DZ)
B19	65	49	Chl	B43	158	0	11 (NS)
B20	171	0	17 (NZ)	B44	146	0	19 (NZ)
B21	192	0	Chl	B45			5 (NS)
B22				B46	179	0	19 (NZ)
B23	207	0	12 (NZ)	B47	185	0	14 (NZ)
B24	206	0	23 (DZ)	B48			4 (NS)

Tabel 9. Uit de analyse van de veldmetingen konden de labels van de ISODATA klassen worden afgeleid. De slib klassen kwamen voor tot klasse 12, waarbij klasse 1, 6 en 9 als 'Water verzadigd zand' werden gelabeld. Klasse 12 tem. 22 werd als 'Nat zand' gelabeld en klasse 23 tem. 26 werd als 'Droog zand' gelabeld.

Klasse	ISODATA klassen																										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Water verzadigd sediment																											
Nat slibhoudend zand																											
Nat zand																											
Droog zand																											
Vegetatie / chlorofyl																											
Water																											

Onderstaande Figuur 19 toont een aantal spectra genomen op 'Plaat 4' voor verschillende klassen. Hieruit blijkt duidelijk het verschil tussen de spectra van de klasse 'Droog zand' en 'Nat zand'. De vorm van het spectrale profiel blijft vergelijkbaar maar de gemiddelde reflectantie van 'Nat zand' daalt met ongeveer 3%. 'Water verzadigd sediment' heeft t.o.v. 'Nat zand' eveneens een verlaagde reflectantie met ongeveer 3%, waarbij de reflectantie in het NIR duidelijk sterker afneemt t.g.v. de water absorptie. De gemiddelde reflectantie van 'Nat slibhoudend zand' is vergelijkbaar met 'Nat zand' maar er vormt zich een duidelijke absorptie kenmerk rond de 680 nm welke toe te schrijven is aan de aanwezigheid van chlorofyl van in het 'Nat slibhoudend zand' achtergebleven MFB. Het geclassificeerde MFB daarentegen heeft een veel sterker uitgesproken vegetatieprofiel, het MFB komt hier in een verhoogde concentratie voor als een bedekkend laag aan het oppervlak van het sediment.



Figuur 19. De spectra, genomen op 'Plaat 4', laten duidelijk de spectrale verschillen zien tussen 'Droog zand', 'Nat zand', 'Nat slibhoudend zand', 'MFB' en 'Water verzadigd sediment'.

3.2.2.3. Voorbewerking en analyse van de 2008 vlucht

Airborne campagne en kenmerken van het beschikbare beeldmateriaal

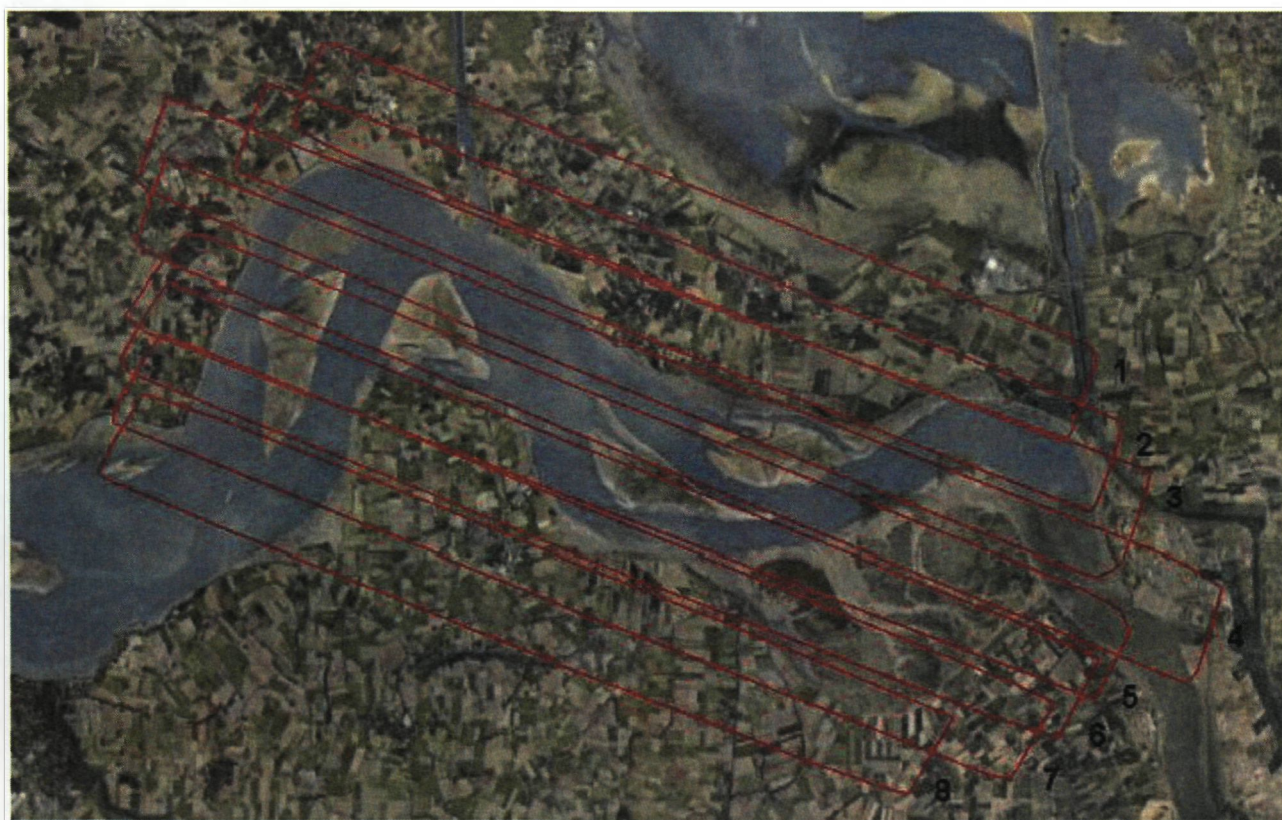
In de zomer van 2008 is opnieuw een vlucht over de Plaat van Walsoorden uitgevoerd. Het op te nemen gebied is net als in augustus 2007 groter dan alleen de Plaat van Walsoorden. VITO heeft, in opdracht van NIOO-KNAW, de vlucht laten uitvoeren, en de hyperspectrale beelden bewerkt. Deze paragraaf is overgenomen uit het bijbehorend rapport van VITO (Raymaekers & Knaeps, 2008). Ook hier wordt in dit rapport alleen de bewerking en de analyse van de beelden van de Plaat van Walsoorden gerapporteerd. Voor een beschrijving van de bewerking en analyse van de andere deelgebieden wordt verwezen naar Van der Wal et al. (2010).

Op 6 augustus 2008 werden door de Environment Agency of England and Wales, Geomatics Group, hyperspectrale CASI-3 beelden genomen boven de Westerschelde (Figuur 20). Door een

teveel aan laaghangende wolken met schaduw werden vluchtlijnen 3b en 9 niet meegenomen in de latere bewerkingen. Dit kon omdat de beelden van vluchtlijnen 3b en 9 volledig door andere vluchtlijnen werden bedekt. De beelden werden genomen in NW-ZO richting tussen 9h25 en 10h50 UTC tijd, waardoor rekening gehouden werd met de laagwaterstanden voor die dag. Op woensdag 6 augustus 2008 was het om 13h16 (lokale tijd) laag water (-197 cm NAP) en om 7h11 (291 cm NAP) en 19h26 hoog water (279 cm NAP).

De beelden werden opgenomen in 18 spectrale banden in het VIS-NIR golflengtegebied van het elektromagnetische spectrum. De spectrale configuratie van de CASI-3 sensor wordt weergegeven in Tabel 10. In Tabel 11 worden de belangrijkste CASI-3 sensor karakteristieken gegeven.

Figuur 20 toont het gegeoreferentieerde en atmosferisch gecorrigeerd mozaïekbeeld van de hyperspectrale data genomen door de CASI-3 sensor in de 8 vluchtlijnen. Duidelijk is te zien dat het reflectantieniveau tussen aangrenzende vluchtlijnen en binnen één vluchtlijn aanzienlijk kan verschillen. Dit is het gevolg van de aanwezige laaghangende wolken en verschil in illuminatie die de atmosferische correcties bemoeilijkten.



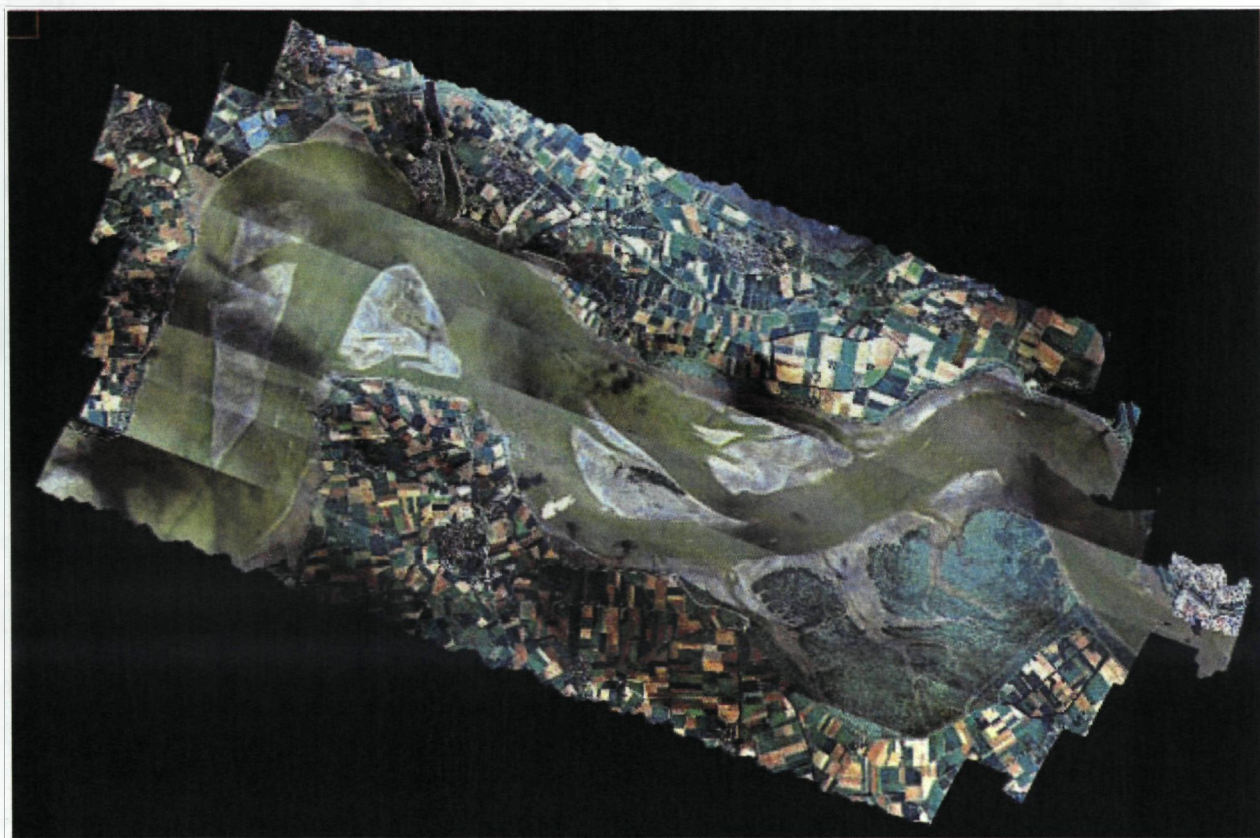
Figuur 20. De 8 hyperspectrale vluchtlijnen boven de Westerschelde, gevlogen op 6 augustus 2008

Tabel 10. Spectrale configuratie CASI-3 sensor.

Band	Centrale golflengte (nm)	FWHM (nm)	Einde (nm)	Begin (nm)	Gain (nm)	Offset
1	441.8nm	6.9nm	449.059507	435.00089	4.82005	0
2	491.4nm	8.1nm	498.931065	483.064664	8.80101	0
3	512.4nm	7.6nm	519.130069	504.10559	10.9678	0
4	531.2nm	6.8nm	536.996452	523.444575	11.1098	0
5	560.3nm	7.8nm	567.155573	551.533938	12.5246	0
6	603.8nm	7.3nm	610.567331	595.885969	15.4851	0
7	620.9nm	7.8nm	628.435	612.735723	15.8068	0
8	647.8nm	4.9nm	652.529798	642.647472	9.70327	0
9	665.5nm	5.2nm	670.646991	660.163491	11.9002	0
10	673.4nm	2.7nm	676.022873	670.646991	6.3076	0
11	681.6nm	5.5nm	687.050381	676.022873	13.3013	0
12	695.8nm	5.8nm	701.367457	689.865807	15.2638	0
13	706.0nm	4.5nm	710.251068	701.367457	12.603	0
14	718.2nm	7.7nm	725.563064	710.251068	22.3946	0
15	755.6nm	6.8nm	761.588106	748.104567	18.6591	0
16	776.6nm	7.2nm	782.670845	768.499665	16.9507	0
17	865.6nm	10.8nm	873.818689	852.529477	20.0805	0
18	943.3nm	12.1nm	952.910997	928.531328	21.1205	0

Tabel 11. CASI-3 sensor karakteristieken.

Field-of-View (FOV)	41.6°
Instantaneous FOV (IFOV)	0.027733°
Spatiale resolutie (m)	2 x 2m
# pixels per scanlijn	1500
Vlieghoogte	3200 m



Figuur 21. Mozaiek van de hyperspectrale CASI-3 data samengesteld uit 8 vluchtlijnen.

Beeldverwerking

Voor de verwerking en analyse van de beelden werd dezelfde procedure gevolgd als in 2005, 2006 en 2007 zodat de resultaten vergeleken kunnen worden. Voor een gedetailleerde beschrijving van de verschillende stappen wordt dan ook naar de vorige paragraaf verwezen. Specifieke correcties en parameters voor de 2008 campagne worden hieronder gegeven.

Atmosferische correctie

Voor een juiste omzetting van de radiantie gemeten door de sensor naar de reflectantie van de gemeten objecten is het belangrijk een zo juist mogelijke schatting te maken van de atmosferische condities waarin de opnames plaatsvonden. De zichtbaarheid die per vluchtlijn varieerde en de hoeveelheid waterdamp in de lucht, werden geschat aan de hand van de sunphotometer, gemeten door VITO op het tijdstip van de hyperspectrale vlucht (Tabel 12).

Na de atmosferische correctie met deze sunphotometer gegevens werden voor vluchtlijn 4, 7 en 1 te lage waarden bekomen, voornamelijk in het VIS spectra. De zichtbaarheid voor deze vluchtlijnen werd respectievelijk verhoogd tot 25km, 25km en 22km waarna spectra vergelijkbaar met omliggende vluchtlijnen werden bekomen.

Tabel 12. Sunphotometer gegevens (zichtbaarheid en waterdampwaarden) per vluchtlijn.

Vluchtlijn	Waterdampwaarden (cm)	Zichtbaarheid (km)
8	1,9	30
4	1,9	15
7	1,9	15
3	1,9	30
6	1,9	32
2	1,9	23
5	1,9	29
1	1,9	12

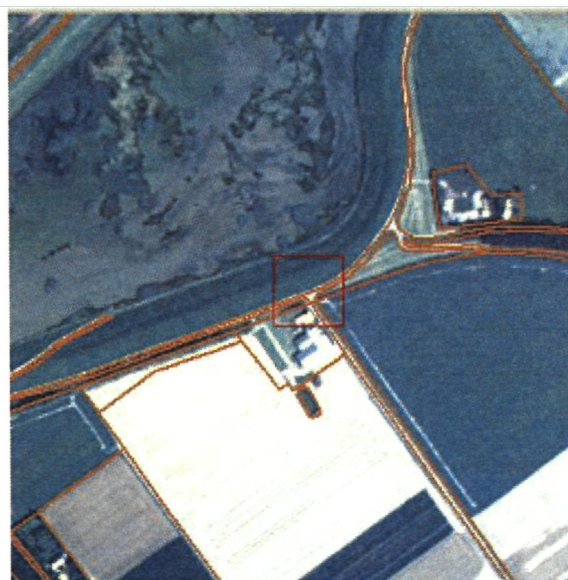
Geometrische correctie

In vergelijking met de campagne van 2007, waar een AISA sensor werd gebruikt, is in 2008 met een CASI-3 sensor gevlogen. Omdat de sensor-opening voor CASI-3 gebogen is, moet er voor het zogenoemde “Smile-effect” extra gecorrigeerd worden. Omwille van de grote hoogte waarop is gevlogen, kon de vervorming aan de randen van het beeld 25m bedragen. De Smile correctie is een 2^{de} graad polynoom die op devolgende manier wordt berekend: $x = A0 + A1*y + A2*y^2$, met x de berekende correctiewaarde voor column pixel y en A0, A1 en A2 de polynomische coëfficiënten die door Environment Agency werden aangeleverd. De correctie waarde wordt toegepast in de richting van de vluchtlijn. Een voorbeeld van de Smile correctie wordt in Figuur 22 geïllustreerd.

Voor Smile correctie



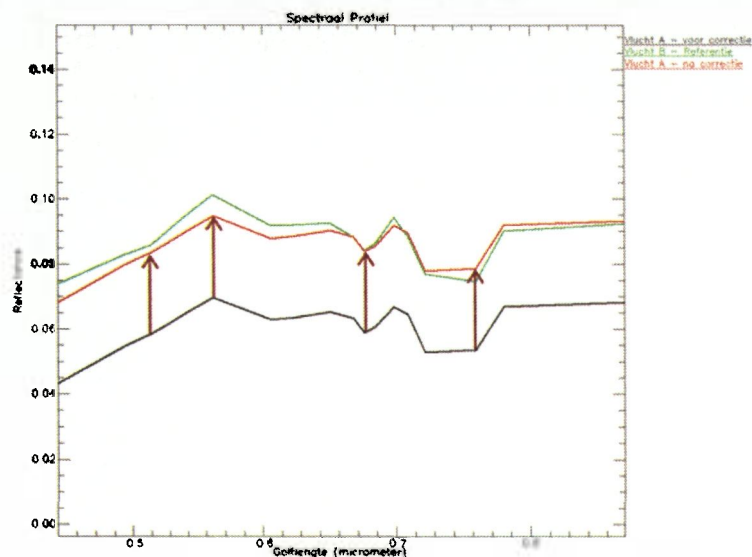
Na Smile correctie



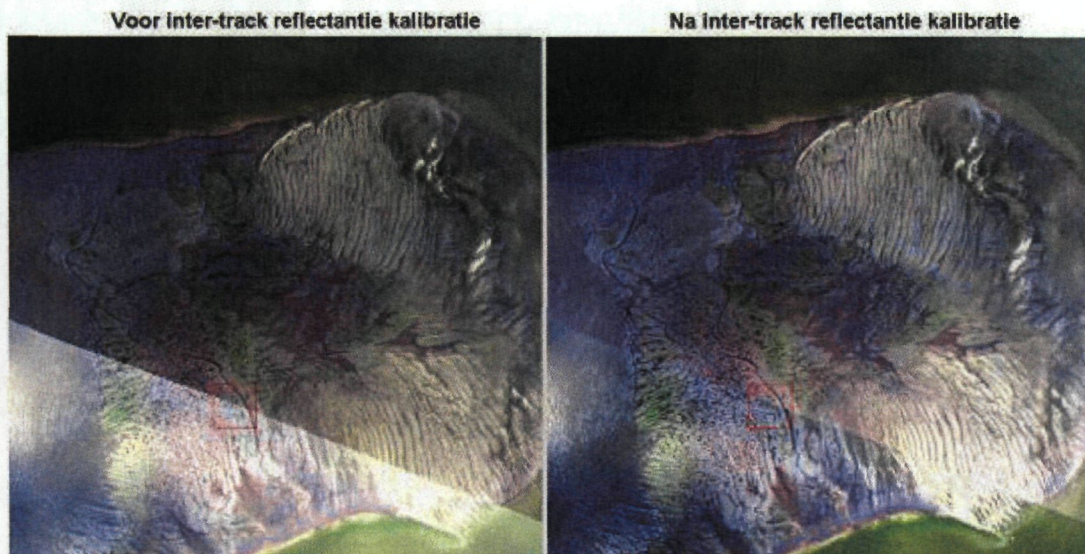
Figuur 22. Voorbeeld van de Smile correctie, toegepast op vluchtlijn 3. De bovenliggende referentie data werd aangeleverd door NIOO-KNAW.

Hyperspectrale inter-track reflectantie kalibratie

Door het verschil in illuminatie tussen en binnen de vluchtlijnen, en de aanwezige wolken die op verscheidene plaatsen schaduwen over de deelgebieden werpen kon de atmosferische correctie niet optimaal uitgevoerd worden. Er is gekozen om, net als in 2007, de vluchtlijnen per deelgebied te kalibreren. Dit gebeurde door de reflectantie spectra van de overeenkomstige gebieden met elkaar te vergelijken en de spectra van de vluchtlijn met de laagste waarde te vermeerderen met het gemiddelde verschil tussen de 2 spectra (Figuur 23). Er werden per deelgebied telkens 10 punten geselecteerd om het gemiddelde verschil uit te rekenen en werd slechts toegepast indien deze groot genoeg ($>0.02\%$) en constant over het beeld was. In Figuur 24 wordt de mozaïek voor en na de reflectantie kalibratie getoond.



Figuur 23. Illustratie van de inter-track reflectantie kalibratie waarbij de spectra van de vluchtlijn met de laagste waarde vermeerderd wordt met het gemiddelde verschil tussen de 2 spectra.



Figuur 24. Effect van de inter-track reflectantie kalibratie voor Plaat 1.

Veldmetingen

De veldcampagne, uitgevoerd door NIOO-KNAW in juni 2008, bestaat uit 184 punten waarvoor het Chl-a gehalte, de korrelgrootte en het slibgehalte bepaald is. De lokatie werd aan de hand van GPS opgemeten zodat de veldmetingen gebruikt kunnen worden voor de interpretatie van de geclassificeerde beelden.

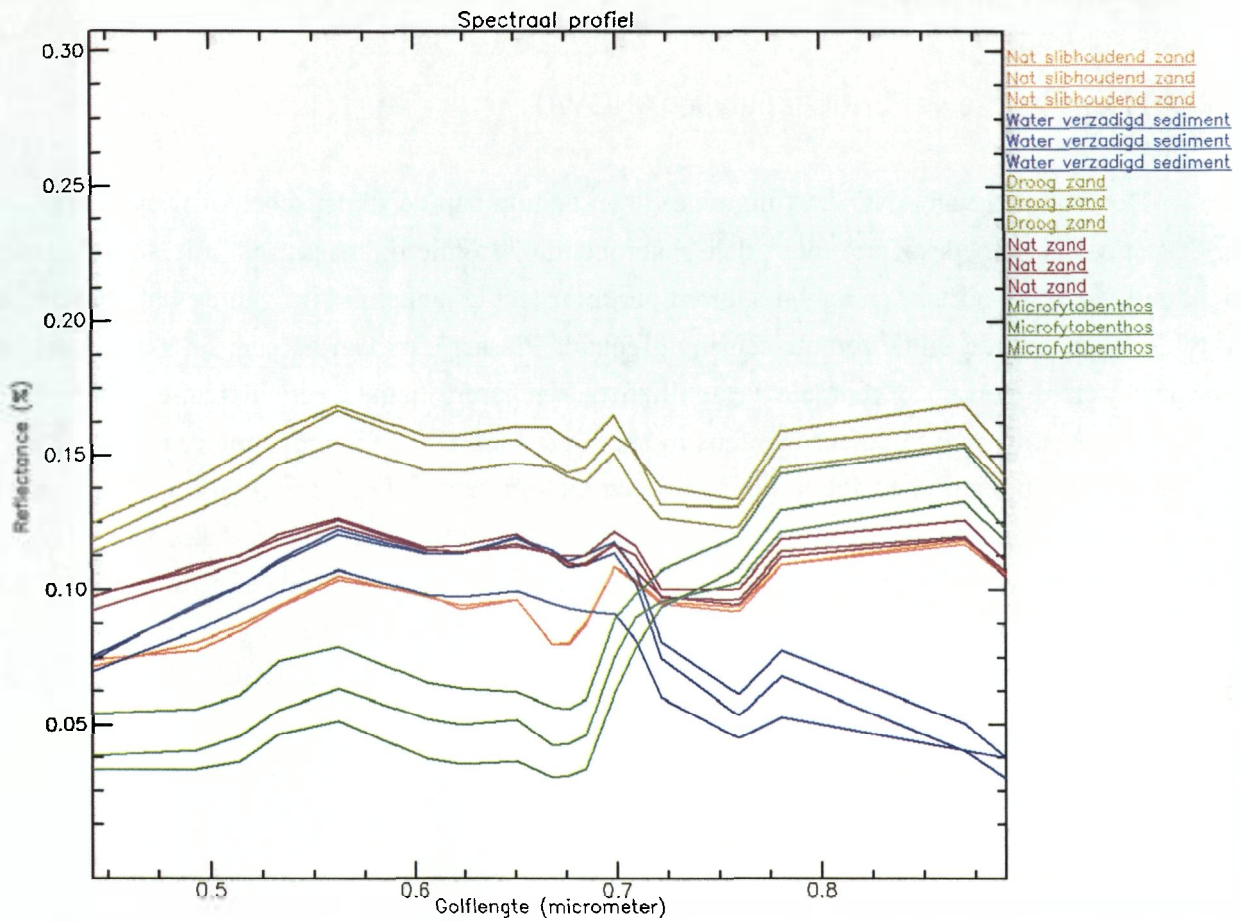
Detectie van microfytobenthos (MFB) en schor door middel van NDVI berekingen

Het microfytobenthos (MFB), samen met de vegetatie (schor) werd onderzocht aan de hand van de NDVI, een vegetatie index uitermate geschikt om het aanwezige chlorofyl in een beeld te onderscheiden. Hiervoor werd dezelfde berekening en schaal als in 2007 gebruikt .

Habitatclassificatie

De classificatie houdt in dat naast de detectie van Chl-a ook de korrelgrootte en het slibgehalte van het sediment bepaald wordt. Na een principale componentenanalyse (PCA), werd een ISODATA classificatie uitgevoerd op de eerste 4 banden van het PCA grotendeel beeld. Een uitgebreide analyse van het geclassificeerde beeld met de veldmetingen wees uit dat de ISODATA met 20 klassen in evenveel iteraties de diversificatie tussen de verschillende spectra optimaliseert. Voor 26 klassen, zoals toegepast in 2007, waren de verschillen tussen de klassen te klein.

Op basis van de veldmetingen en analyse van de gemiddelde spectra werden de 20 klassen onderverdeeld in 4 grote groepen: water verzadigd sediment, nat slibhoudend zand, nat zand en zand. Water verzadigd sediment kon relatief makkelijk bepaald worden aan de hand van de lage reflectantie waarden in het NIR (Figuur 32). De verdeling tussen nat slibhoudend zand en zand werd gedaan aan de hand van de veldmetingen. Zoals in 2007, nemen we aan dat we met zand te maken hebben als de mediaan van de korrelgrootte (MD50) groter is dan 160 μm en het slibgehalte kleiner is dan 3%. Indien er voor een deelgebied geen veldmeting beschikbaar was werd er gekeken naar de gemiddelde reflectantie waarde. Naast gemiddeld lage reflectanties werden ook spectra die een sterke dip vertonen rond 676 nm geclassificeerd als slibhoudend zand (Figuur 32). Deze dip is het gevolg van het nog aanwezige chlorofyl-a in het slib, maar in een concentratie die te klein is om gedetecteerd te worden met NDVI. Voorts was de verdeling tussen nat zand en zand nodig om het verschil in spectrale respons tussen beide in rekening te brengen. Nat zand heeft immers een veel grotere reflectantie over heel het VIS/NIR spectrum (Figuur 25).



Figuur 25. Reflectantie spectra voor nat slibhoudend zand, water verzadigd sediment, droog zand, zand en microfytabenthos zoals opgemeten met de CASI-3 hyperspectrale sensor.

3.2.3. Statistische analyse

3.2.3.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)

Door middel van ANOVA (uitgevoerd met behulp van de statistische softwarepakketten R en Statistica) is getoetst of het intertidale macrobenthos (totale biomassa van alle soorten, totale dichtheid van alle soorten, en aantal soorten per monster) afhankelijk zijn van de habitat (CP, RP en NLT, maar ook de uit de remote sensing afgeleide klassen), en van het jaar en van het seizoen (voorjaar versus najaar). Eventuele verschillen tussen jaren kunnen een indicatie zijn van een effect van het storten op het macrobenthos in het intertidaal. Om de homogeniteit van varianties te garanderen zijn biomassa en totale dichtheid getransformeerd ($\ln(x+1)$). Een soortgelijke toets is ook uitgevoerd om de verandering in mediane korrelgrootte, slibgehalte, chlorofylgehalte en NDVI uit grondspectra te toetsen, en om verschillen in korrelgrootteverdeling en chlorofyl en NDVI tussen de habitats te onderzoeken. Slibgehalten zijn hierbij getransformeerd volgens een arcsinustransformatie ($\text{asin } \sqrt{(\text{slibpercentage}/100)}$). NDVI is getransformeerd volgens $\ln(\text{NDVI}+0.01)$.

3.2.3.2. Regressie-analyse van univariate data

Een regressie-analyse is uitgevoerd op de macrobenthosdata en omgevingsfactoren (mediane korrelgrootte van het sediment, slibgehalte, hoogteligging uit laseraltimetrie en de NDVI uit de hyperspectrale vluchtdata) om de respons van het macrobenthos op de omgeving te kwantificeren. De methode is identiek aan de responscurven die voor het subtidaal zijn toegepast.

3.2.3.2. Multivariate analyse

De multivariate analyse die voor het subtidaal is gebruikt, is ook voor het intertidaal toegepast (zie paragraaf 4.1.2). In de analyse is gebruik gemaakt van nMDS, ANOSIM en SIMPER in het softwareprogramma PRIMER. Ten eerste is getest of de levensgemeenschappen verschillen in de verschillende habitattypen in het intertidaal. Ten tweede is getest of het tijdstip van bemonstering (en dus de proefstort) aanleiding heeft gegeven tot een significante verandering in de levensgemeenschappen. Wanneer de ANOSIM analyse wijst op een significant verschil tussen groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil.

4. Resultaten

4.1. Ecologische monitoring van het subtidaal

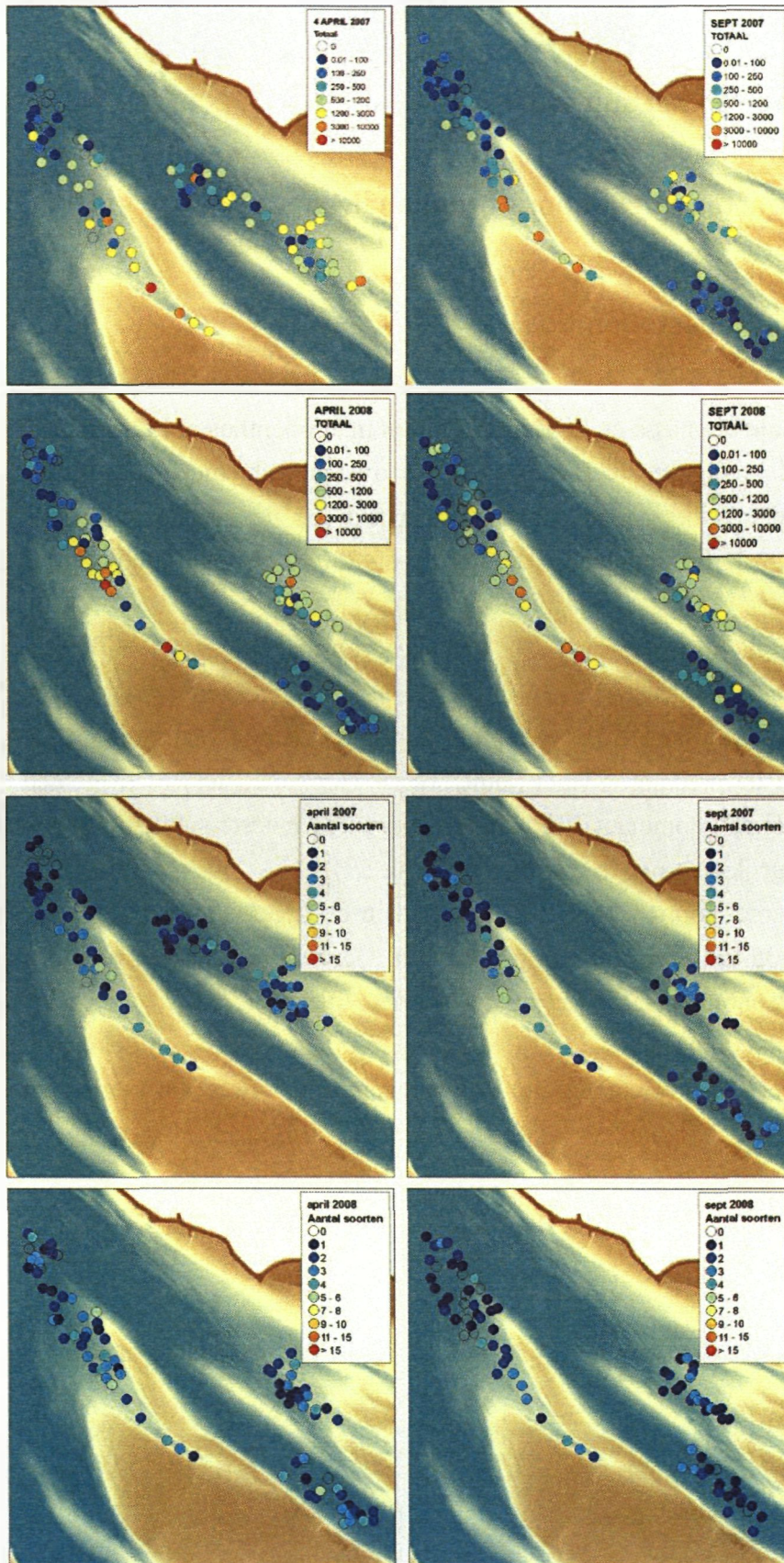
4.1.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse

4.1.1.1. Veranderingen in het macrobenthos

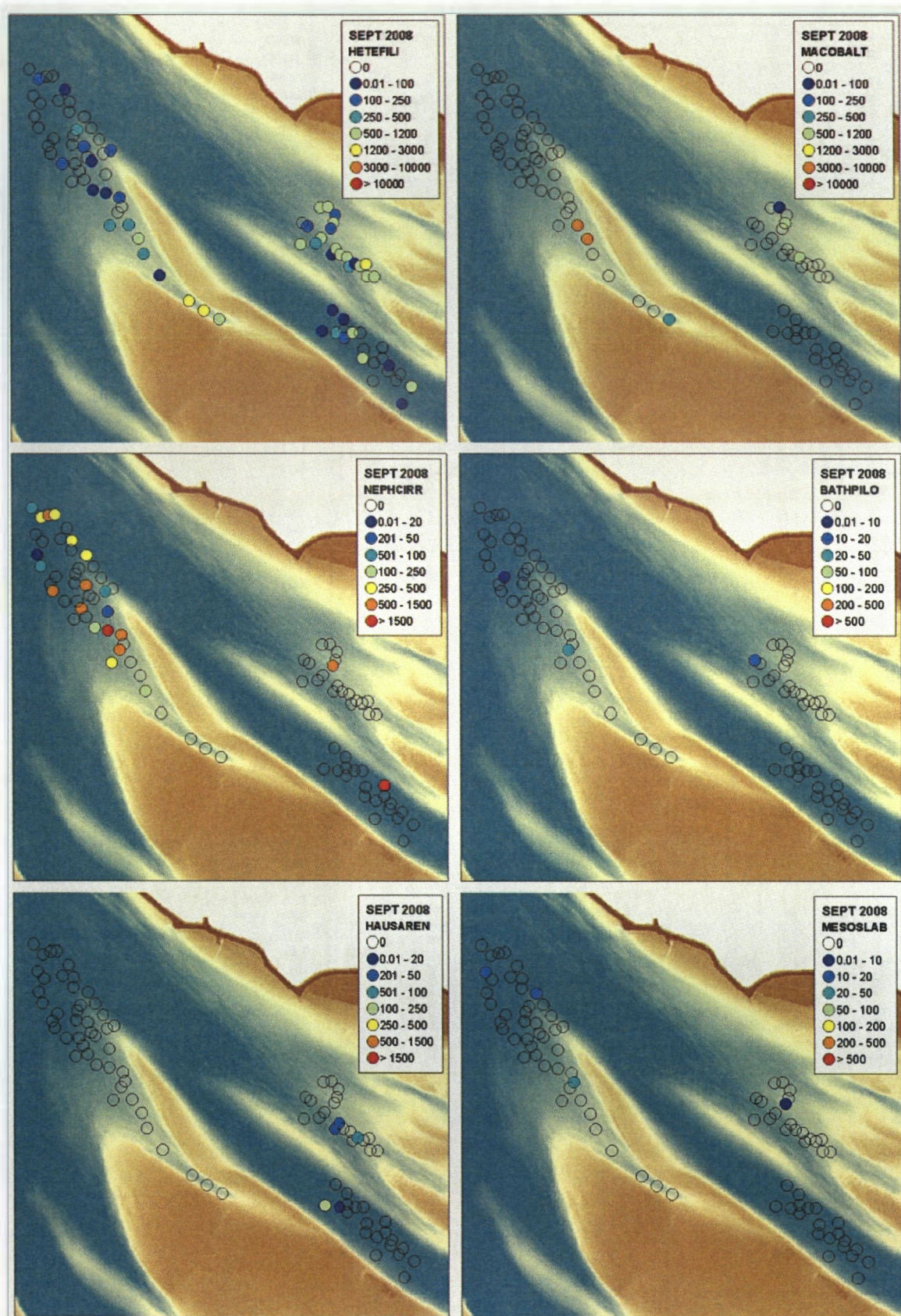
Een overzicht van de totale biomassa en het aantal soorten macrobenthos in het subtidaal in 2007 en 2008 is gepresenteerd in Figuur 26. Biomassa's zijn over het algemeen laag (meestal <math><3000 \text{ mg/m}^2</math> per monster), en ook het aantal soorten is beperkt (op de meeste lokaties <math><5</math>). Biomassa's zijn het laagst in vak I2 (impactgebied stortproef 2006) en C4 (controlegebied) (Appendix II).

Gebied I1 is met name in het najaar van 2004 en het voorjaar van 2005 in biomassa gedomineerd door *deposit feeders* (Figuur 28-31) (waaronder *Heteromastus filiformis*), en wordt sinds medio 2005 in biomassa gedomineerd door *surface deposit feeders* (waaronder *Macoma balthica*). In vak I2 domineren de predatoren (met name *Nephtys cirrosa*), terwijl in gebied G *suspension feeders* (met name *Ensis*) dominant zijn in biomassa. In de meeste subtidale gebieden zijn de *deposit feeders* de belangrijkste groep in dichtheid (Figuur 29).

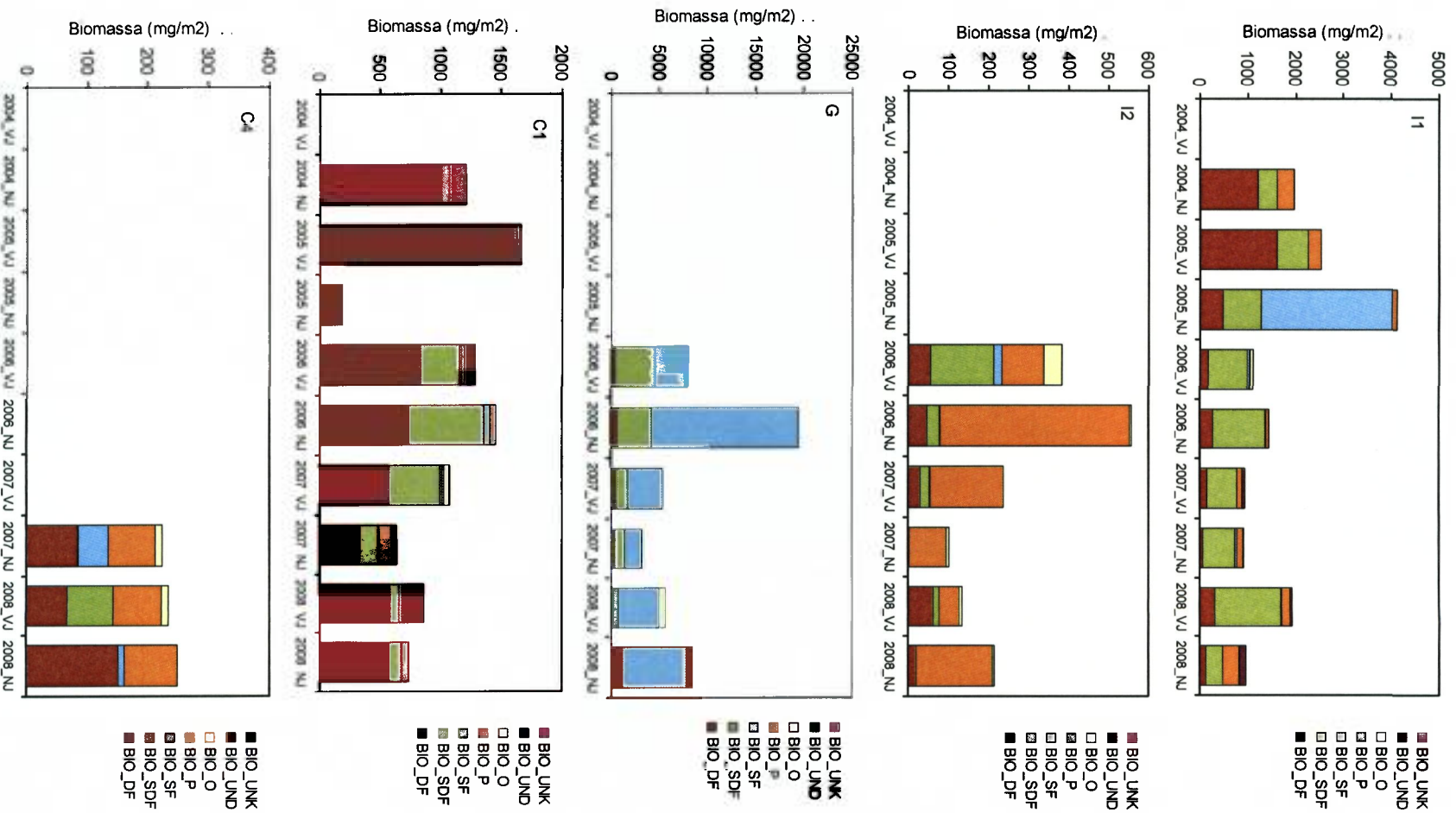
In gebied I1 lijkt het aantal soorten licht toe te nemen in de afgelopen jaren, terwijl de totale biomassa sinds medio 2005 vrij laag is (Figuur 28 en 32). Deze afname in biomassa is ook in het controlegebied C1 waargenomen, maar het aantal soorten lijkt hier redelijk constant. In gebied G (geultje) lijkt het aantal soorten te zijn afgenomen, terwijl de totale dichtheid van het macrobenthos juist toenam, met een toenemend aandeel van *deposit feeders* ten opzichte van *surface deposit feeders*. Met name de biomassa van *Macoma balthica* lijkt in het geultje te zijn afgenomen (Figuur 30).



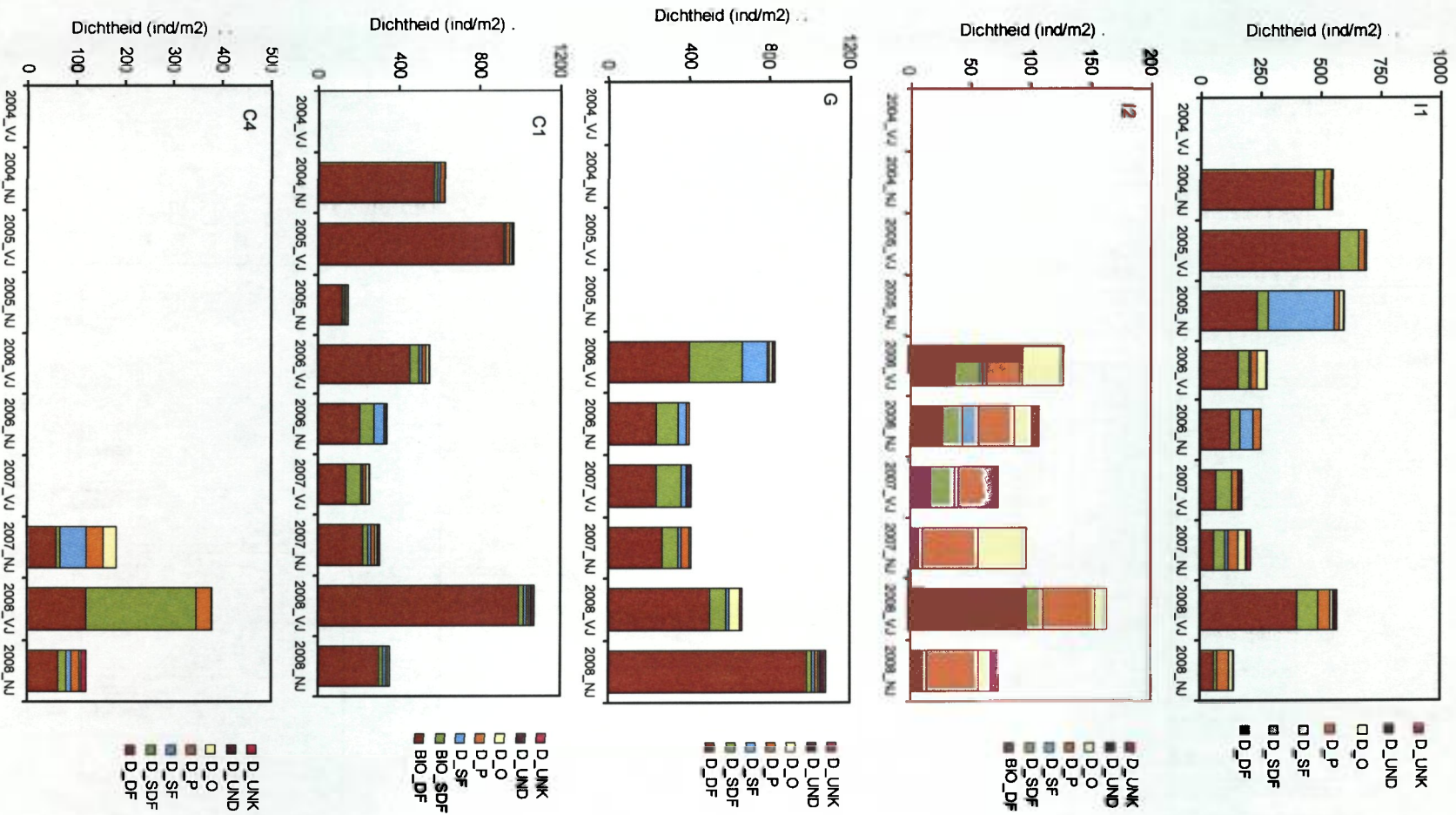
Figuur 26. Totale biomassa (mg/m²) en aantal soorten van het macrobenthos in het subtidaal.



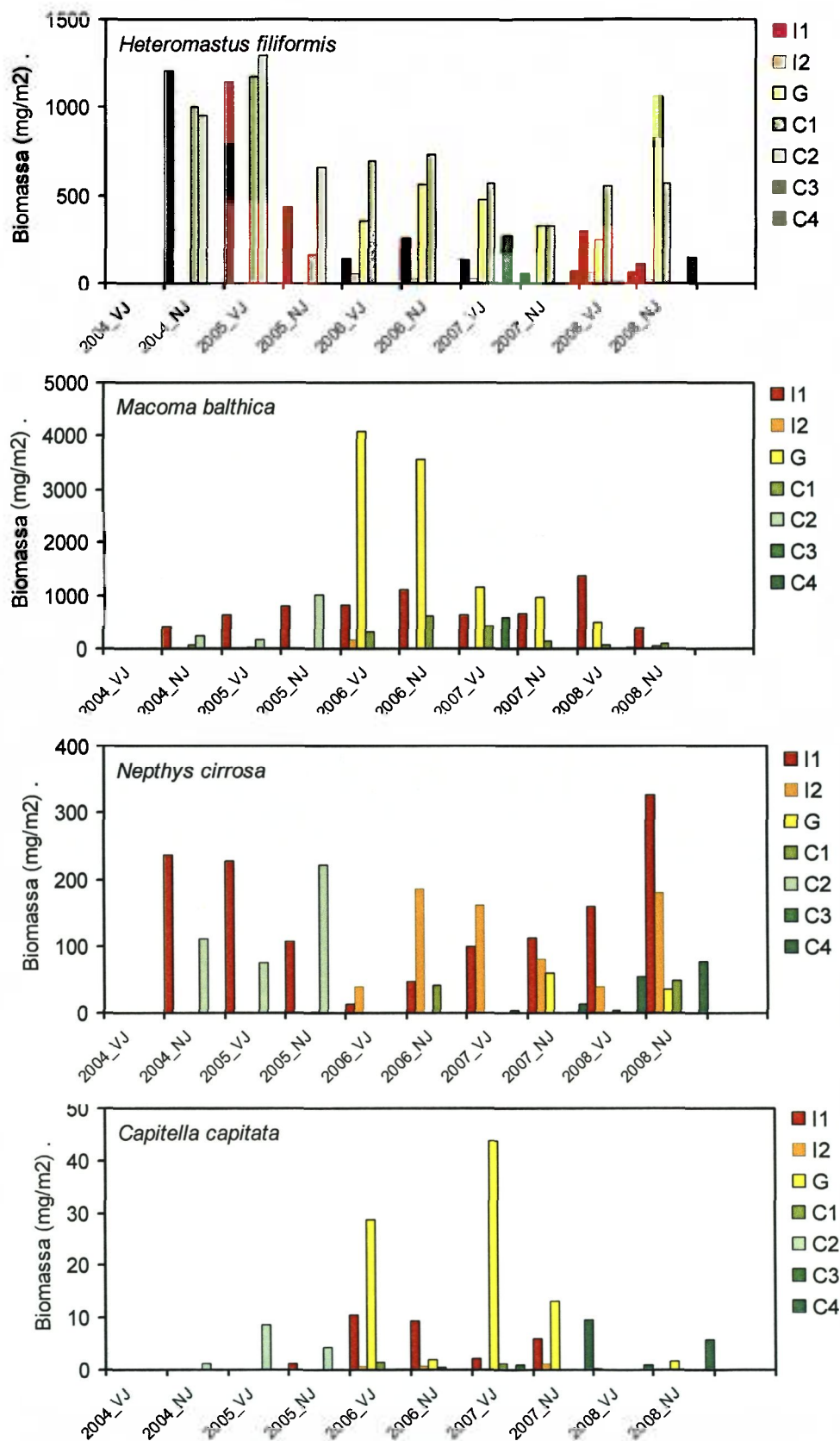
Figuur 27. Biomassa van een aantal karakteristieke soorten macrobenthos, september 2008.



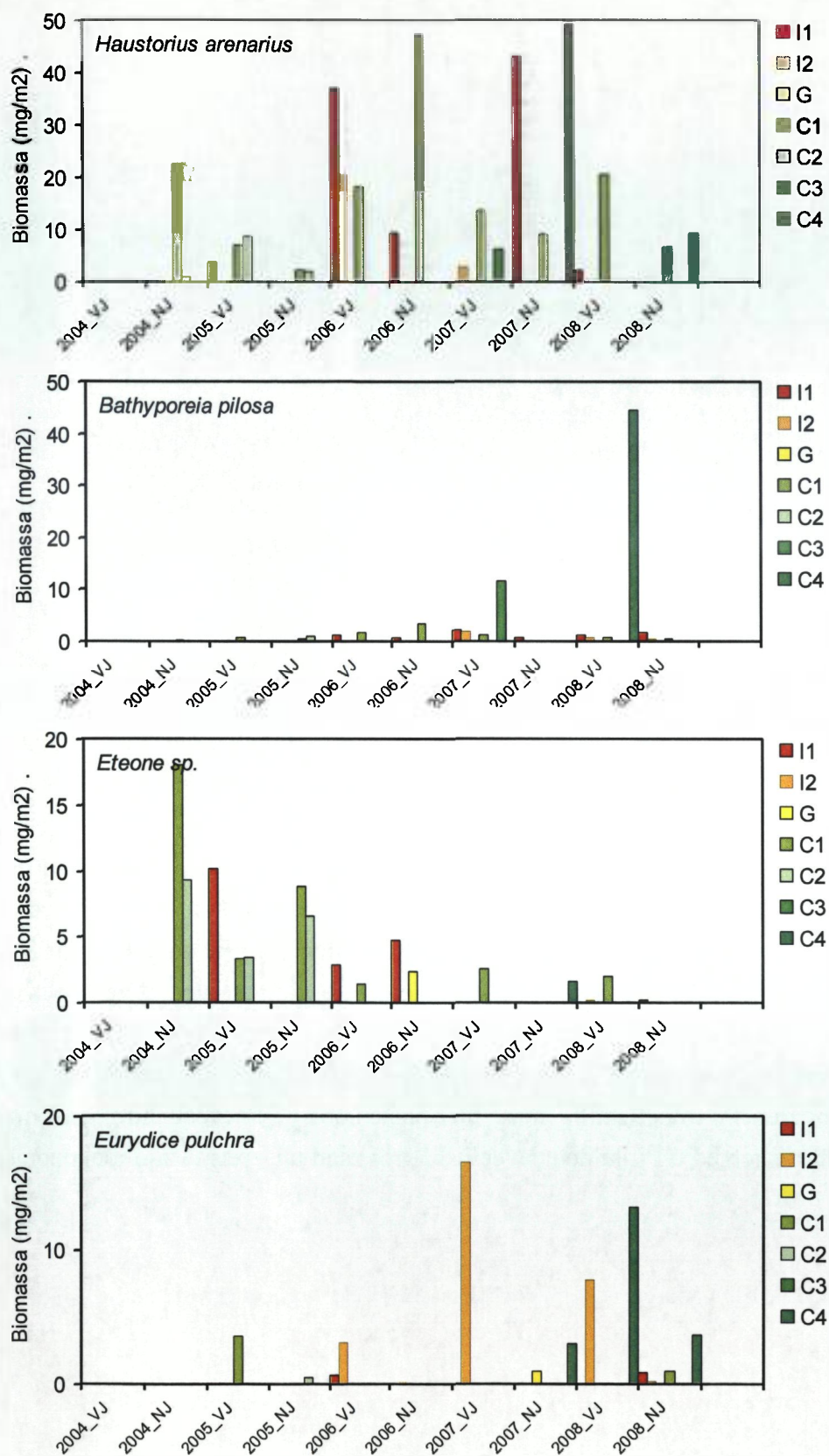
Figuur 28. Biomassa van de verschillende voedselgroepen per subidaal gebied.



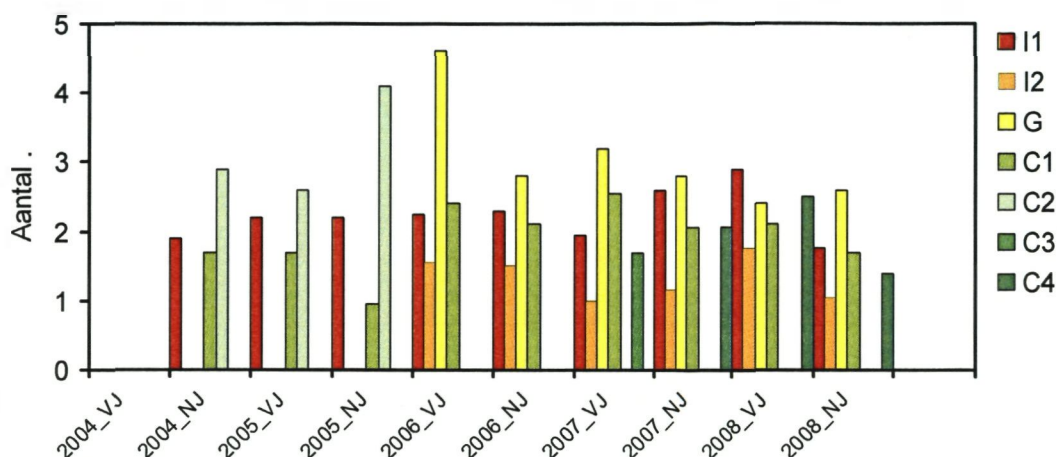
Figuur 29. Dichtheid van de verschillende voedselgroepen, per subtiidaal gebied.



Figuur 30. Veranderingen in biomassa van enkele kenmerkende soorten in het subtidaal.



Figuur 31. Veranderingen in biomassa van enkele kenmerkende soorten in het subtidaal.

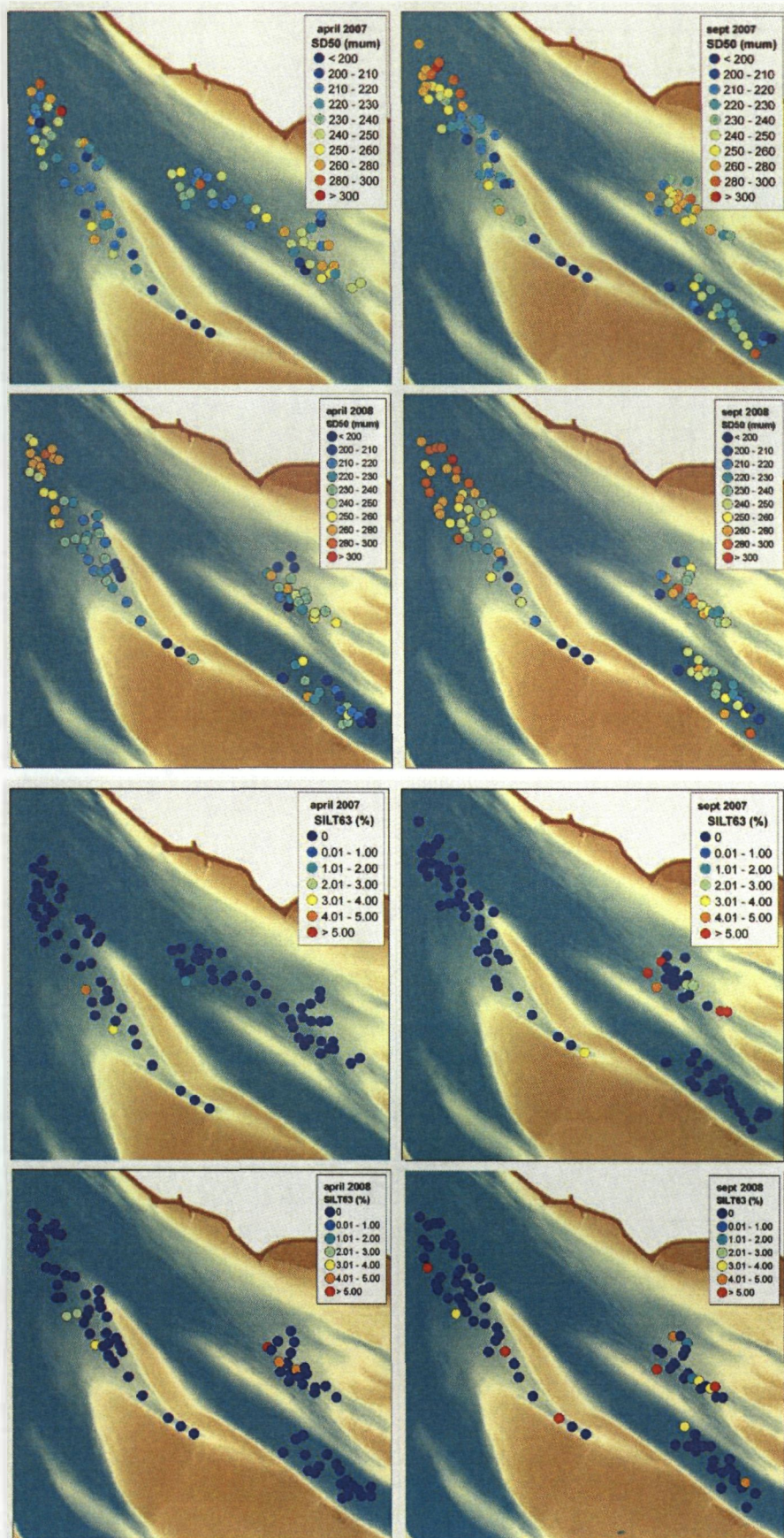


Figuur 32. Aantal soorten per gebied, subtidaal.

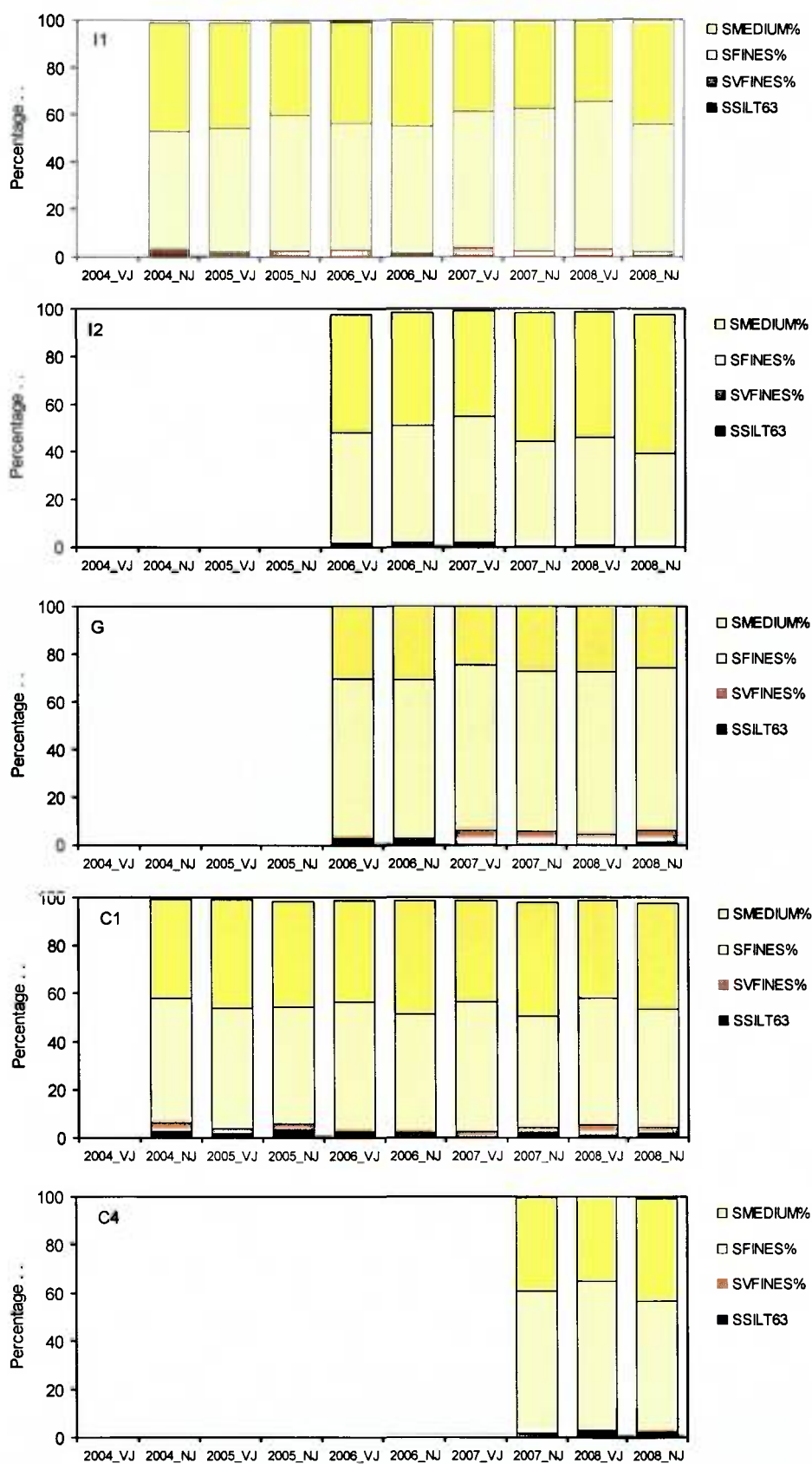
4.1.1.2. Veranderingen in de korrelgrootte-verdeling van het sediment

Het sediment rond de Plaat van Walsoorden bestaat uit (middelfijn) zand, met een slibpercentage van minder dan 5% (Appendix II). Er is een duidelijke gradient te zien van grof zand in de stortlokaties (mediaan > 300 μm) naar fijn zand in het geultje (mediaan < 200 μm) (Figuur 33). Zowel controlegebied C1 als C4 lijken qua korrelgrootte-verdeling het meest op impactgebied I1.

Het impactgebied I2 lijkt sinds september 2007 iets grover te zijn geworden: de siltfractie en de fractie zeer fijn zand zijn uit het sediment verdwenen, en ook de hoeveelheid fijn sediment lijkt iets af te zijn genomen ten opzichte van de hoeveelheid medium en grof zand (Figuur 34). In gebied I1 is direct na de proefstort een afname in slib te zien, als een direct gevolg van het storten van grof sediment in 2004. Hierna lijkt juist een langjarige trend van een verfijning van het sediment op te zijn getreden, met meer fijn zand en minder medium zand. Eenzelfde proces van verfijning van sediment zien we in het geultje, maar hier nemen ook de hoeveelheid zeer fijn zand en slib licht toe. In controlegebied C1 lijkt de hoeveelheid grof zand juist iets te zijn toegenomen.



Figuur 33. Sedimentparameters van monsters in het subtidaal.



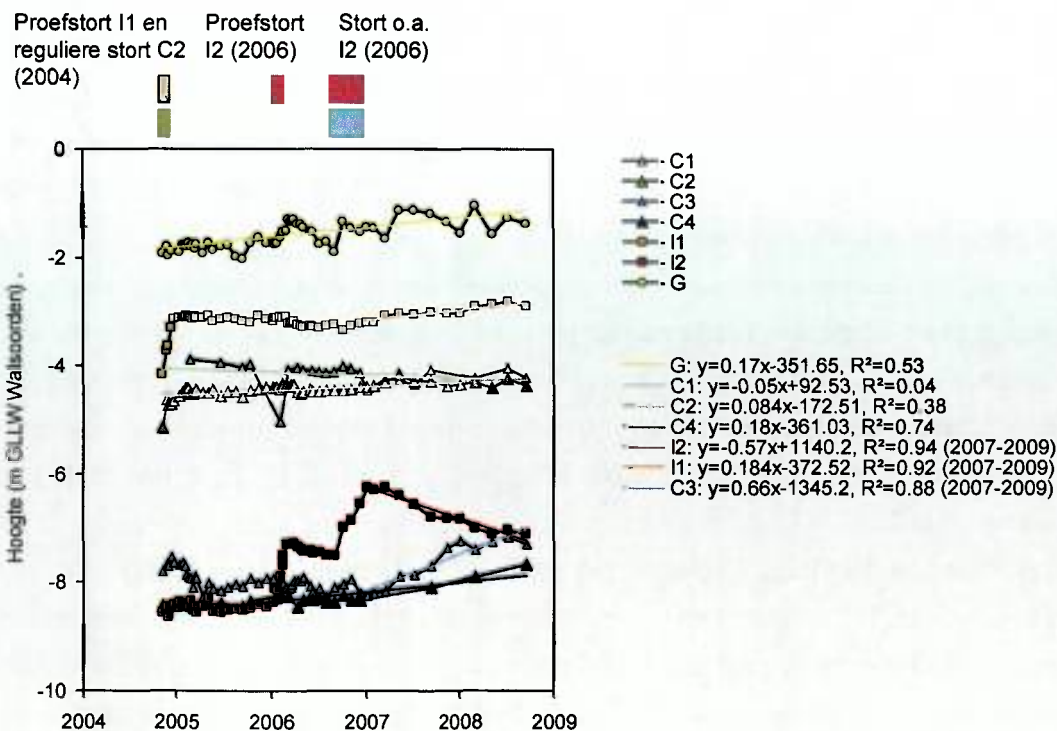
Figuur 34. Ontwikkeling van de korrelgrootte-verdeling in de impactgebieden en de controlegebieden.

4.1.1.3. Morfodynamiek

De morfologische ontwikkeling in de subtidale gebieden kan worden afgeleid uit de multibeam surveys (Figuur 35). De proefstort is in november 2004 in een ca 2 m dikke laag opgebracht, waardoor de gemiddelde diepte van vak I1 met ca 1 m is afgenomen. In impactgebied I1 is na de proefstort van najaar 2004 een zeer lichte afname in diepte opgetreden, maar na de proefstort begin 2006 in impactgebied I2 en de stort eind 2006, is gebied I1 juist onderhevig aan netto depositie. In impactgebied I2 is de sedimentatie na de stortproef van begin 2006 (met een ophoging van ca 1 m) veranderd in een erosieve trend. Na een tweede stortproef in dit gebied (waarin wederom een gemiddelde ophoging van ca 1 m is gerealiseerd) zet deze erosieve trend zich voort. De surveys laten zien dat het sediment uit vak I2 met name naar vak I1 wordt getransporteerd.

Het materiaal dat eind 2004 in vak I1 is gestort wordt ook richting de plaat getransporteerd (Figuur 2). Er vindt sedimentatie plaats in de geul bij de noordelijke landtong (gebied G); in de loop van de monitoring is de geul ca 1 m ondieper geworden. Het gebied heeft ook een sterke substraatdynamiek, blijkend uit de variatie die gesuperponeerd is op de lineaire afname in diepte.

De surveys laten ook veranderingen zien in de controlegebieden. Gebied C1 is onderhevig aan netto erosie. In gebied C2 (waar in het najaar van 2004 een stortproef is uitgevoerd met traditionale kleppermethoden) vindt juist sedimentatie plaats. Gebied C3 was onderhevig aan erosie, maar sinds eind 2006 vindt accumulatie plaats; dit gebied ligt echter deels in een reguliere stort- en winzone. In gebied C4 is ook netto sedimentatie te zien, met name vanaf 2007.



Figuur 35. Morfologische ontwikkeling van de stortzones en impactzones.

4.1.2. Statische analyse

4.1.2.1. Univariate variantie-analyse (ANOVA)

Een vergelijking tussen de subtidale gebieden met behulp van een ANOVA wordt bemoeilijkt omdat de gebieden niet allen over dezelfde perioden zijn bemonsterd. Daarom is eerst een vergelijking gemaakt tussen de gebieden I1, I2, C1 en G, in de periode 2006-2008, zodat een compleet ANOVA design kan worden gewaarborgd (Appendix III). Deze analyse geeft aan dat er significante verschillen in biomassa en dichtheid van het macrobenthos zijn tussen de gebieden: gebied G heeft de hoogste biomassa en dichtheid, dan gebied C2, dan gebied I1 en gebied I2 heeft de laagste biomassa en dichtheid. De dichtheid van het macrobenthos verschilt ook significant per jaar en seizoen: dichtheid is hoger in het voorjaar dan in het najaar, en is het laagst in 2007. De soortendiversiteit verschilt ook per gebied (G heeft het grootst aantal soorten, dan I1, dan C1, en I2 heeft het minst aantal soorten), en per seizoen (voorjaar hoger dan najaar).

De mediane korrelgrootte van het sediment verschilt per seizoen (fijner sediment in het voorjaar dan in het najaar), en per gebied (korrelgrootte is het fijnst in gebied G, dan in I1, dan in C1 en de korrelgrootte is het grofst in I2). Voor het slibgehalte is een significant effect van jaar (het sediment bevat steeds meer slib) en van seizoen (voorjaar is fijner dan najaar) aangetoond. Daarnaast zijn er significante verschillen in slibgehalte tussen de gebieden (gebied C1 bevat het meeste slib, dan gebied G, dan I1 en gebied I2 bevat het minste slib). De diepte verschilt ook significant per gebied (gebied G is het ondiepst, dan I1, dan C1 en dan I2).

Een soortgelijke analyse van het macrobenthos voor alle gebieden afzonderlijk voor de periode 2006-2008 laat zien dat de verschillen tussen de jaren en seizoen over het algemeen niet significant zijn. Alleen in het controlegebied C1 vinden we significante verschillen in dichtheid van het macrobenthos tussen de jaren (de dichtheid is het laagst in 2007), en tussen de seizoenen (de dichtheid is lager in het najaar dan in het voorjaar).

Per gebied is ook een *one-way ANOVA* uitgevoerd om alleen verschillen tussen de campagnes te toetsen over de gehele bemonsterde periode. In gebied I1 zijn er nu significante verschillen in biomassa en dichtheid van het macrobenthos (maar niet van soortenrijkdom). Er springen geen individuele campagnes uit als significant afwijkend van andere campagnes, maar met name november 2004 en mei 2005 zijn hoog in biomassa, voorjaar 2007 en najaar 2008 zijn laag in dichtheid, en najaar 2004 is hoog in dichtheid. Voor het slibgehalte springt november 2004 er wel uit als significant verschillend (getoetst met een posthoc Fisher's LSD toets), met een significant hoger slibgehalte. Dit kan worden toegescheven aan het directe effect van de proefstort met grof materiaal. Veranderingen in mediane korrelgrootte zijn wel significant, maar er zijn geen individuele campagnes aan te duiden als afwijkend: in het algemeen is de korrelgrootte in november 2004 en mei 2005 wel iets grover, en in april 2008 iets fijner.

In impactgebied I2 werden geen significante verschillen tussen de campagnes gevonden. Uitzondering is mediane korrelgrootte; deze was in april 2007 het fijnst en in september 2008 het grofst.

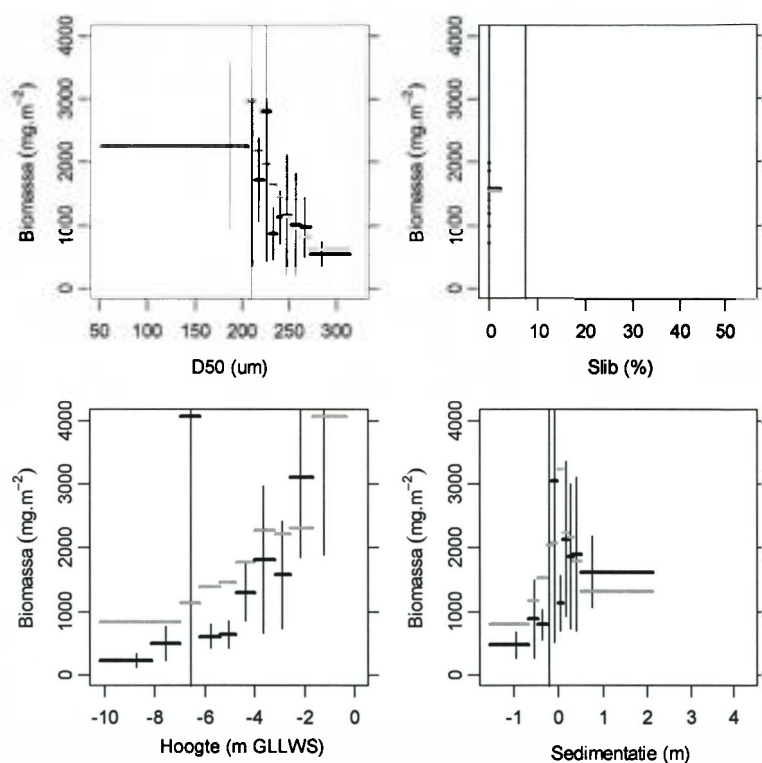
Voor de uitspoelzone naar de plaat (gebied G) zijn de verschillen in macrobenthos en omgevingsvariabelen tussen de campagnes niet significant.

In controlegebied C1 zijn de veranderingen in het macrobenthos wel significant: met name september 2005 had een lage biomassa, dichtheid en soortenrijkdom. Ook het slibgehalte in C1 is significant veranderd. Er is een sterke overlap in slibgehalte tussen de campagnes, maar over het algemeen is het slibgehalte in april 2007 laag en in mei 2005 hoog.

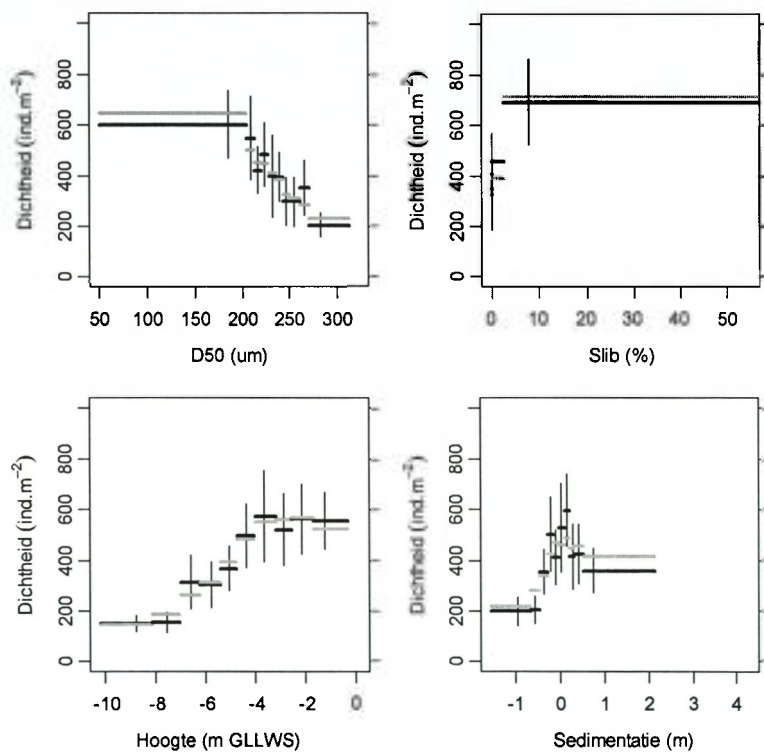
4.1.2.2. Regressie-analyse van univariate data

Responscurven zijn gefit om te bepalen welke omgevingsfactoren (mediane korrelgrootte D50, slibgehalte, hoogteligging of sedimentatie) het meest samenhangen met de biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos (Appendix IV). Sedimentatie is hier gedefinieerd als het verschil tussen de gemiddelde hoogte van de surveys in 2008 en de gemiddelde hoogte van de surveys in 2007, per punt. In Figuur 35 is te zien dat er grote verschillen in sedimentatie- en erosiesnelheid bestaan tussen de subtidale gebieden.

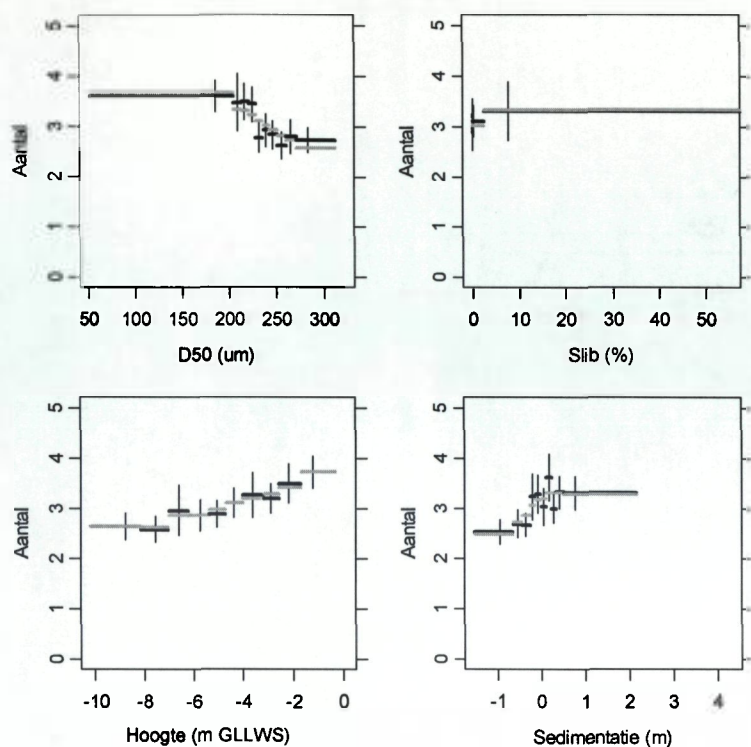
Een combinatie van alle variabelen is de beste predictor voor de totale biomassa van het macrobenthos, dichtheid van het macrobenthos en het aantal soorten (laagste AIC, Appendix IV). De beste respons van biomassa op de individuele factoren is gevonden voor D50, hoewel de respons niet significant is (Figuur 36). De beste individuele respons op de dichtheid van het macrobenthos is verkregen voor hoogteligging (Figuur 37), maar ook de andere variabelen leveren een significante respons op. Ook voor het aantal soorten levert hoogteligging de beste individuele respons (Figuur 38). In het algemeen vinden we rijker macrobenthos in ondiepe, sedimenterende gebieden met fijn sediment. Er zijn ook responscurven gefit voor twee karakteristieke soorten in het subtidaal: *Heteromastus filiformis* (Figuur 39) en *Macoma balthica* (Figuur 40). Beide soorten komen met name voor in ondiepe, slibrijke gebieden, waar sedimentatie dominant is.



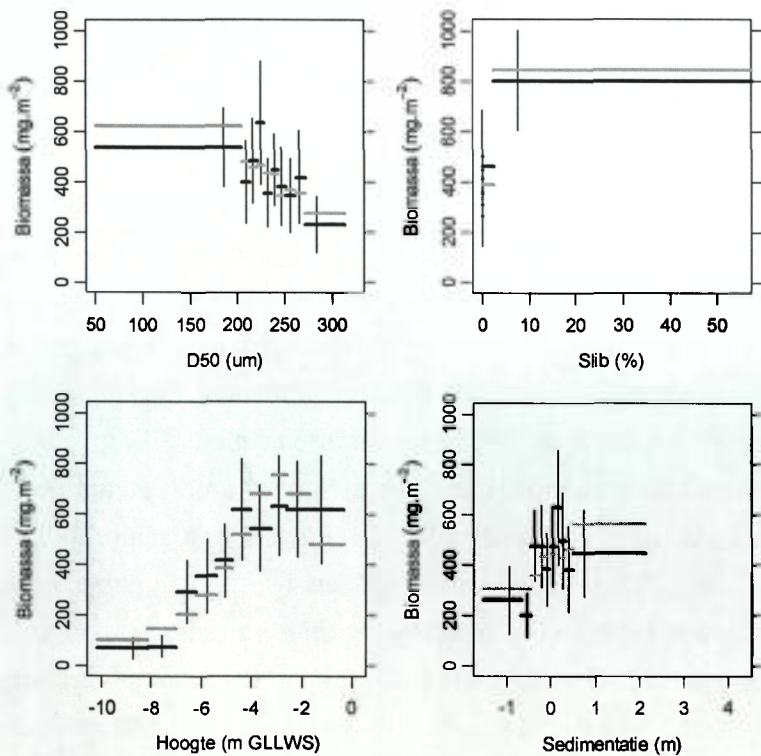
Figuur 36. Responscurven van het totale biomassa van het macrobenthos op mediane korrelgrootte, slibgehalte, hoogte en substraatdynamiek, Plaat van Walsoorden, subtidaal.



Figuur 37. Responscurven van de dichtheid van het macrobenthos op mediane korrelgrootte, slibgehalte, hoogte en substraatdynamiek, Plaat van Walsoorden, subtidaal.



Figuur 38. Responscurven van het aantal soorten macrobenthos op mediane korrelgrootte, slibgehalte, hoogte en substraatdynamiek, Plaats van Walsoorden, subtidaal.



Figuur 39. Responscurven van *Heteromastus filiformis* op omgevingsvariabelen.

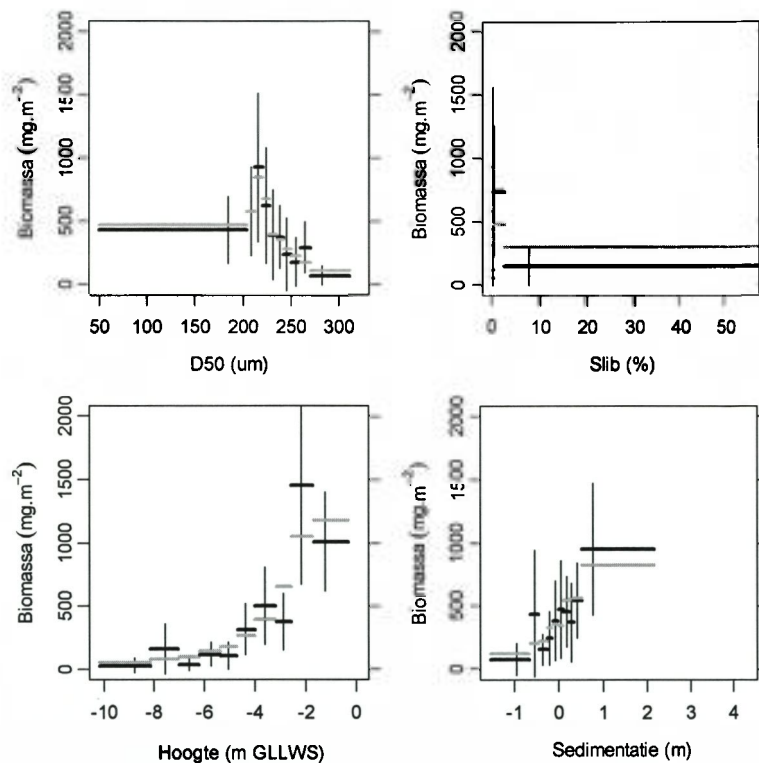


Figure 40. Responscurven van *Macoma balthica* op omgevingsvariabelen.

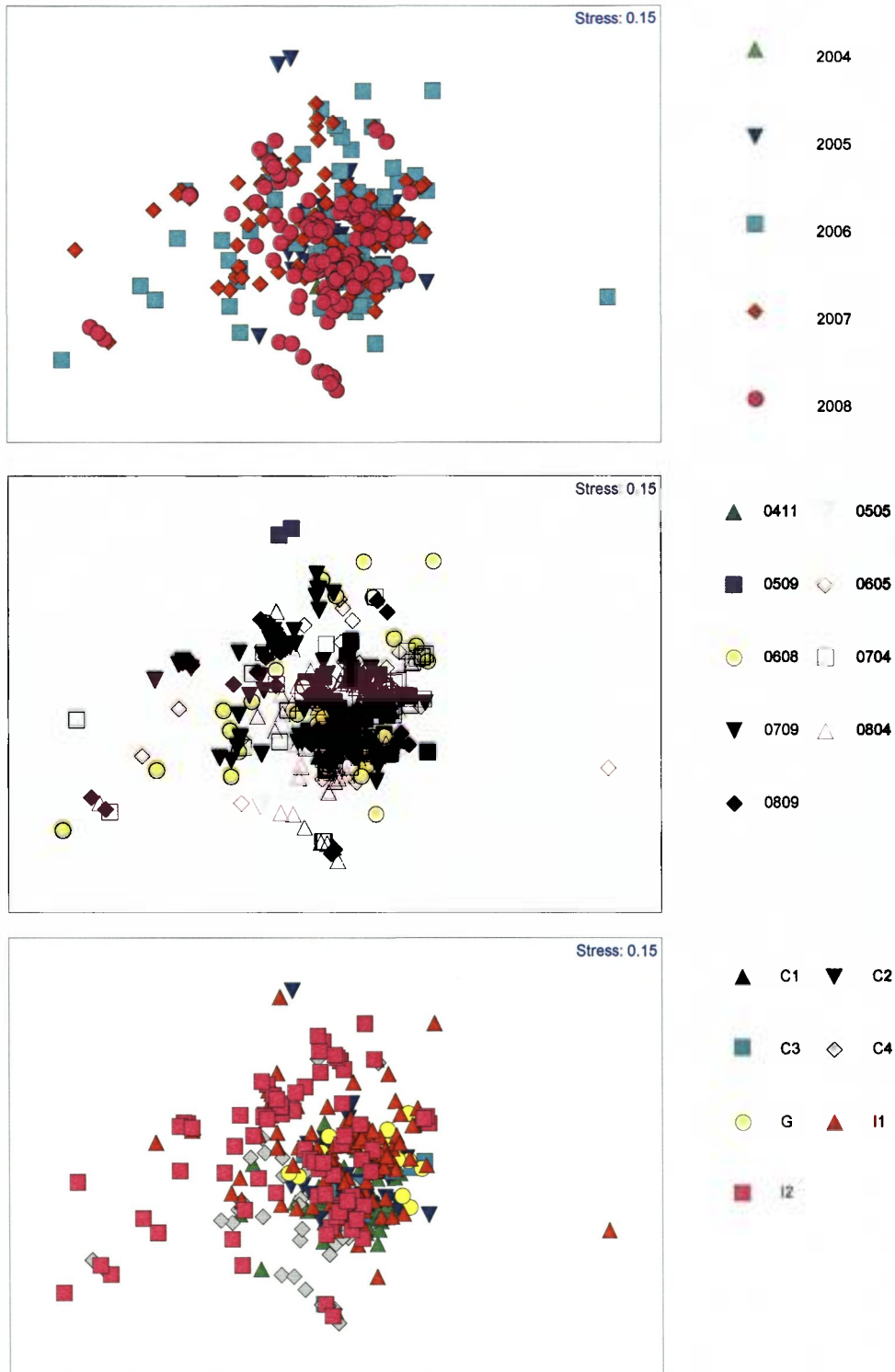
4.1.2.3. Multivariate analyse

Een multivariate analyse van het macrobenthos in het subtidaal is uitgevoerd met behulp van het programma PRIMER (Appendix V). Monsters waarin geen macrobenthos is gevonden, en monsters waarin slechts een of enkele soorten zijn gevonden, zijn verwijderd (waaronder veel monsters met alleen de aasgarnaal *Gastrosaccus spinifer*). Uit een ANOSIM analyse van de loggetransformeerde biomassa van het macrobenthos van alle gebieden tezamen blijkt dat de verschillen tussen de macrobenthossamenstelling tussen de subtidaal gebieden significant zijn (global R = 0.199, significantie-niveau 0.1%), al is de overlap in soortensamenstelling redelijk groot (Figuur 41). Er zijn significante verschillen tussen C1 en I1 en tussen C1 en I2, en tussen C4 en I1 en C4 en I2, hetgeen erop wijst dat de controlegebieden C1 en C4 waarschijnlijk niet representatief zijn voor de impactgebieden. Het verschil tussen C1 en I1 zit met name in de biomassa *Heteromastis filiformis* (biomassa is lager in I1), *Macoma balthica* (biomassa is hoger in I1) en *Nephtys cirrosa* (biomassa is hoger in I1). Het verschil tussen C1 en I2 is ook te verklaren door verschillen in biomassa van deze drie soorten, maar hier zijn de biomassa's *Heteromastis filiformis* en *Macoma balthica* lager in I2, en is de biomassa *Nephtys cirrosa* hoger in I2 dan in C1. C4 heeft dan weer een lagere biomassa *Heteromastis filiformis*, *Macoma balthica* en *Nephtys cirrosa* dan I1, en een hogere biomassa *Bathyporeia pilosa*. Ten opzichte van I2 heeft C4 een hogere biomassa *Heteromastis filiformis*, een lagere biomassa *Nephtys cirrosa*, een hogere

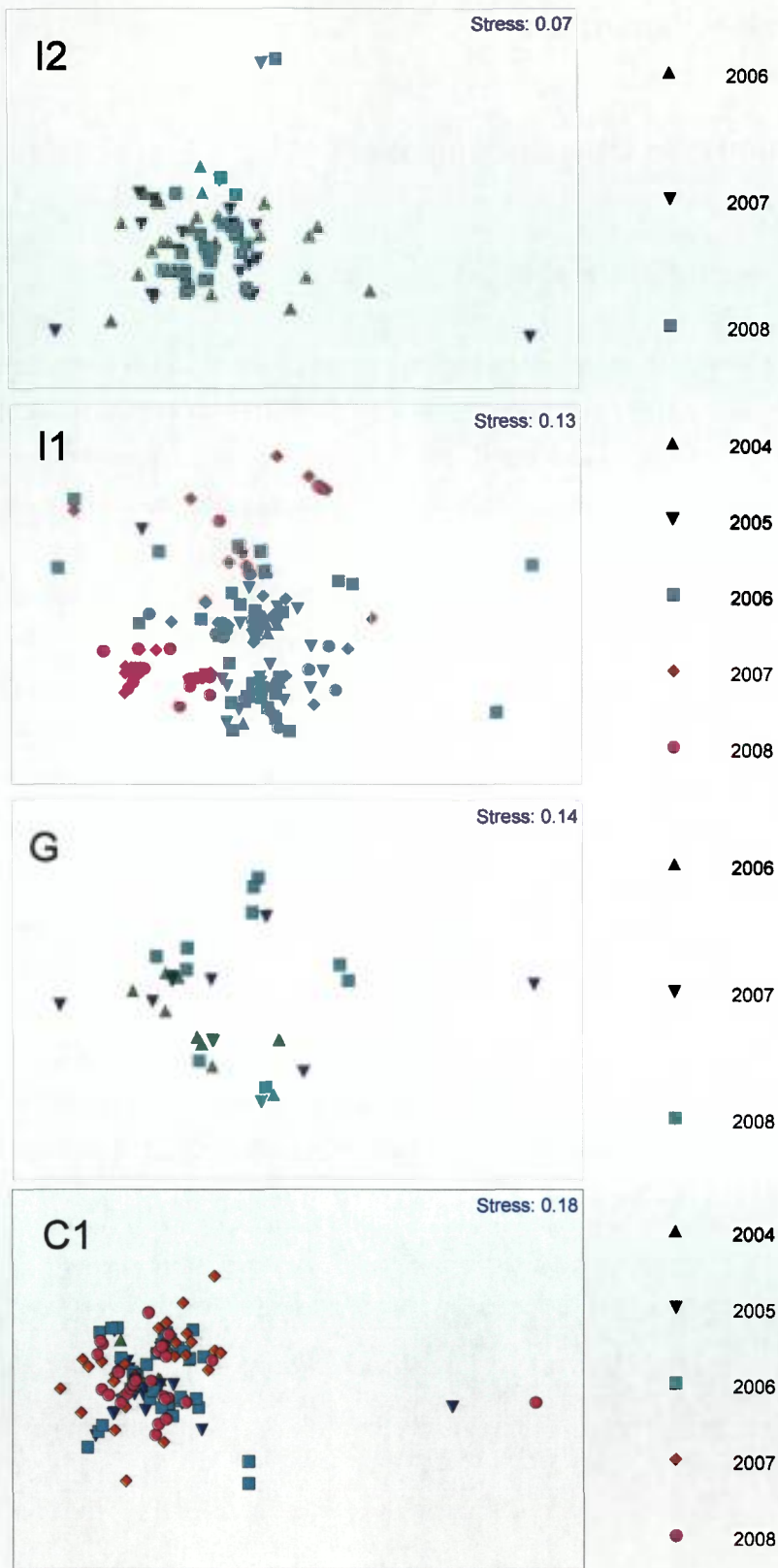
biomassa *Bathyporeia pilosa* en een hogere biomassa *Eurydice pulchra* en *Haustorius arenarius*. De laatste drie soorten zijn karakteristiek voor gebied C4 en wijzen op een dynamisch, zandig substraat. In gebied G (geultje) is naast *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*, *Ensis* (*Ensis directus* en *Ensis spec*) bepalend voor de similariteit binnen de groep. De macrobenthosgemeenschap in het geultje is echter niet significant verschillend van dat van de impactgebieden I1 en I2, maar verschilt wel significant van de macrobenthossamenstelling in de controlegebieden door hogere biomassa's *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica* en door de aanwezigheid van *Ensis*, dat in beide controlegebieden afwezig is.

De test statistic *global R* van de vergelijking van biomassa tussen de jaren was niet significant; er zijn dus geen significante verschillen tussen jaren (significantie-niveau 51.3%). Tussen bepaalde jaren zijn er dan wel significante verschillen gevonden, bijvoorbeeld tussen 2005 en 2006, tussen 2006 en 2008 en tussen 2007 en 2008, hoewel de overlap in soorten zeer sterk was. Het verschil wordt verklaard door jaarlijkse fluctuaties in de biomassa van *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*, en niet door unidirectionele veranderingen in de biomassa van de twee soorten (Appendix V).

Opgesplitst per gebied is een aantal significante verschillen tussen de jaren aantoonbaar (Figuur 42). Voor gebied I1 zijn de verschillen tussen de jaren significant (*global R*=0.068, significantie-niveau 0.1%), maar de samenstelling van het macrobenthos overlapt zeer sterk. Er zijn met name verschillen tussen 2005 en 2006 en tussen 2006 en 2007. Deze verschillen zijn veroorzaakt door fluctuaties in de biomassa's van *Heteromastus filiformis* (afname tussen 2005 en 2007), *Macoma balthica* (hoog in 2006) en *Nephtys cirrosa* (laag in 2006). Ook voor impactgebied I2 zijn de verschillen tussen de jaren significant (*global R*=0.053, significantie-niveau 0.9%), zowel tussen 2006 en 2007, 2006 en 2008 en 2007 en 2008. Deze verschillen zijn met name veroorzaakt door fluctuaties in de biomassa's van *Nephtys cirrosa* en *Heteromastus filiformis*, en in mindere mate door een vrij hoge biomassa van de aasgarnaal *Mesopodopsis slabberi* in 2006. Voor gebied C1 (significantie-niveau 39.4%) en gebied G (significantie-niveau 11.9%) zijn geen significante verschillen in macrobenthosgemeenschap in de tijd gevonden.



Figuur 41. Multidimensional scaling plots van de subtidale gebieden, per jaar, per campagne en per gebied. Let op dat in 2004 alleen in het najaar is bemonsterd; in de andere gebieden is in zowel voorjaar als najaar bemonsterd.



Figuur 42. Multidimensional scaling plot van de subtidale gebieden. Let op dat in 2004 alleen in het najaar is bemonsterd; in de andere gebieden is in zowel voorjaar als najaar bemonsterd.

4.2. Ecologische monitoring van het intertidaal

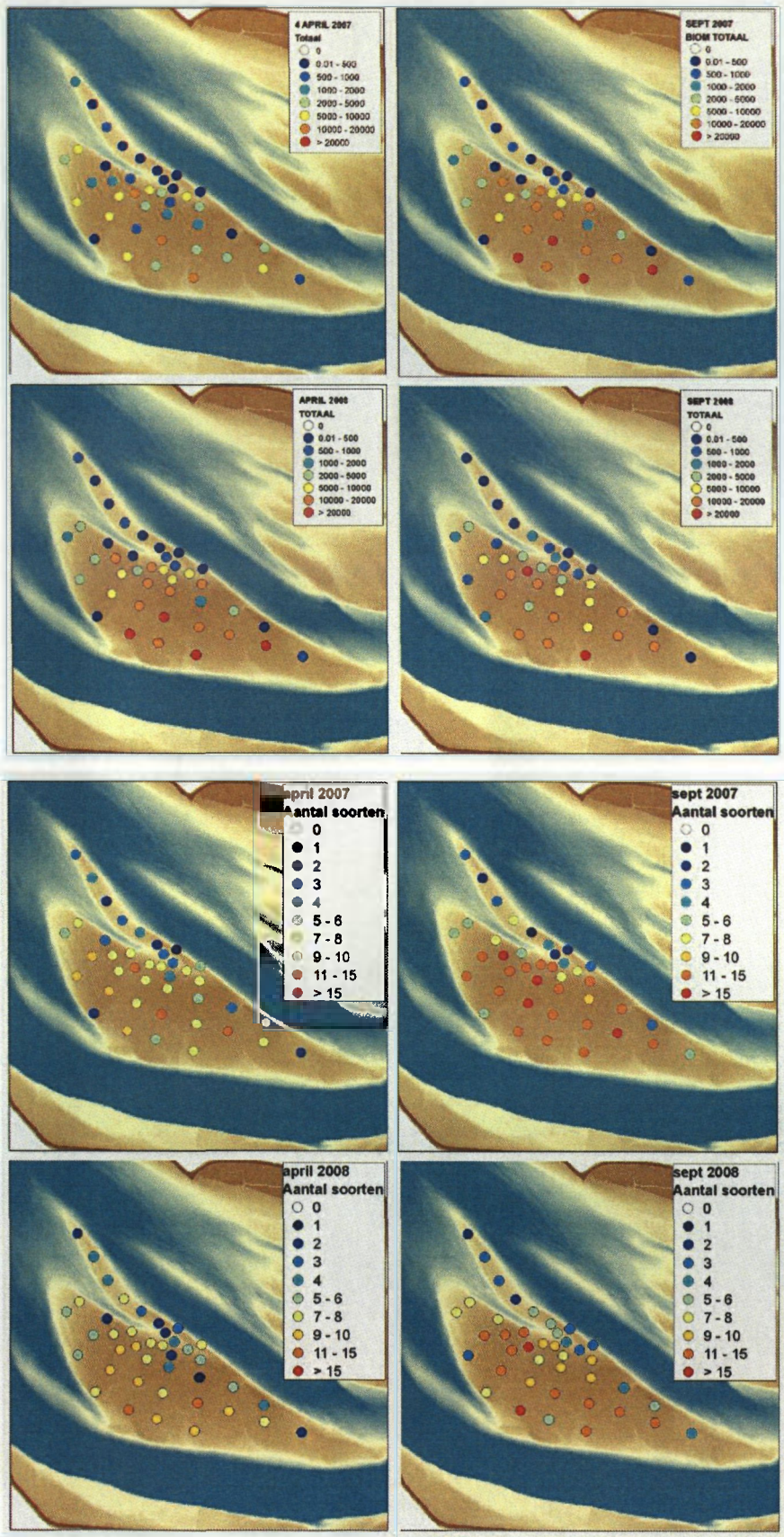
4.2.2. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse

4.2.2.1. Veranderingen in het macrobenthos

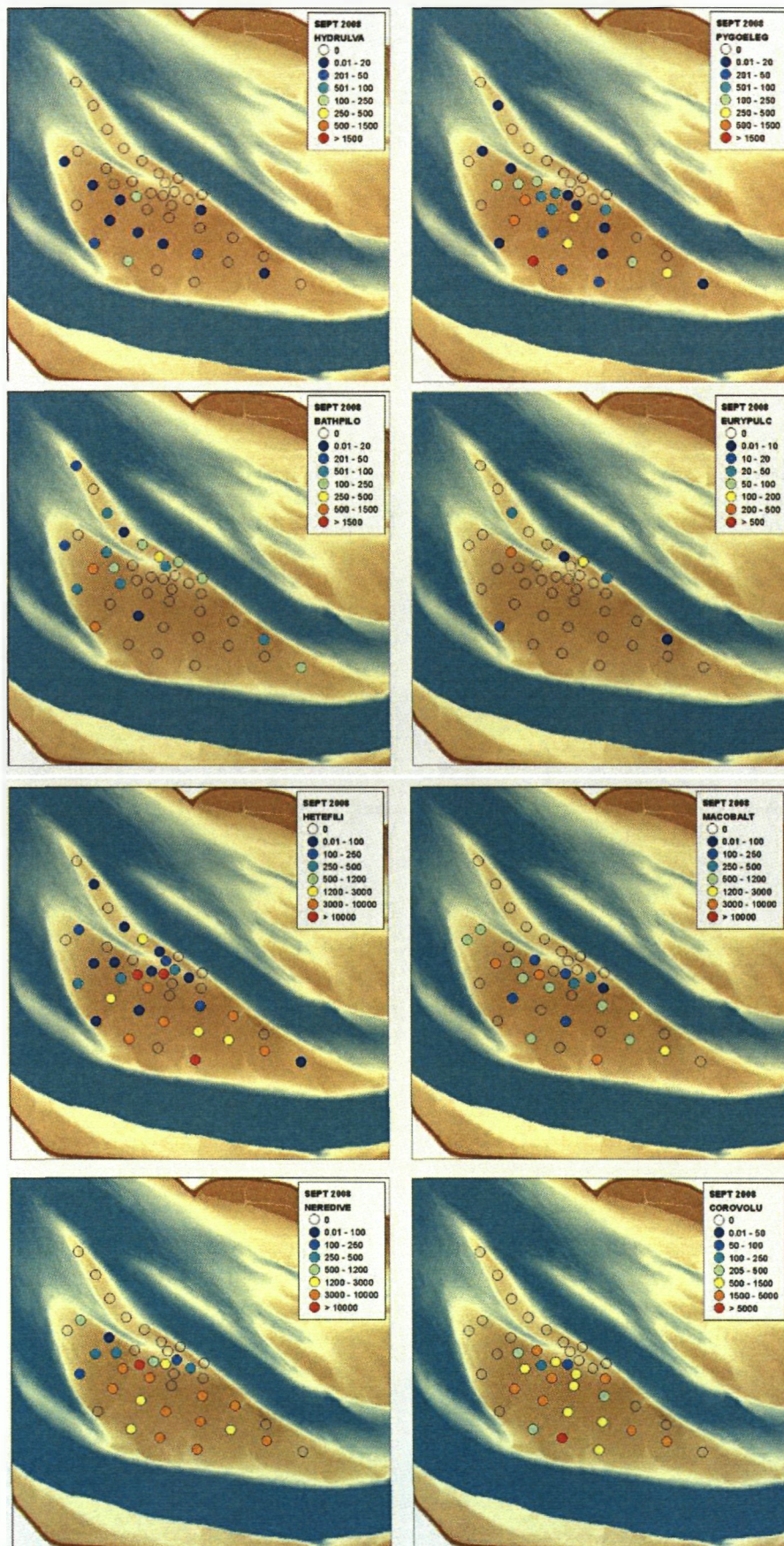
Een overzicht van de ruimtelijke patronen in het macrobenthos op de Plaat van Walsoorden van de monstercampagnes in 2007 en 2008 is weergegeven in Figuur 43. Er is een consistent patroon te zien van weinig macrobenthos op de noordelijke landtong, en veel macrobenthos (biomassa, dichtheid en soortenrijkdom) op het centrale deel van de plaat, met aan de randen van de plaat een intermediaire signatuur (Appendix VI).

Tot en met 2007 is een toename te zien in biomassa en aantal soorten in het intertidaal, conform de veranderingen in de abiotische omstandigheden in het intertidaal (Van der Wal et al., 2008). De meest recente data lijken erop te wijzen dat de biomassa, dichtheid en aantal soorten in het intertidaal nu juist weer afneemt (Figuur 45), hoewel het aantal soorten op de noordelijke landtong niet lijkt te zijn veranderd (Figuur 46). Gelijkaardige trends zijn gevonden voor *deposit feeders*, *surface deposit feeders* and *suspension feeders* (Figuur 47). Uit de onderverdeling naar soorten blijkt dat op de noordelijke landtong er met name een afname is van de hoeveelheid *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica* in de laatste twee jaar, terwijl op het centrale deel van de plaat en aan de randen van de plaat met name de afname in *Pygospio elegans* opvalt (Figuur 48).

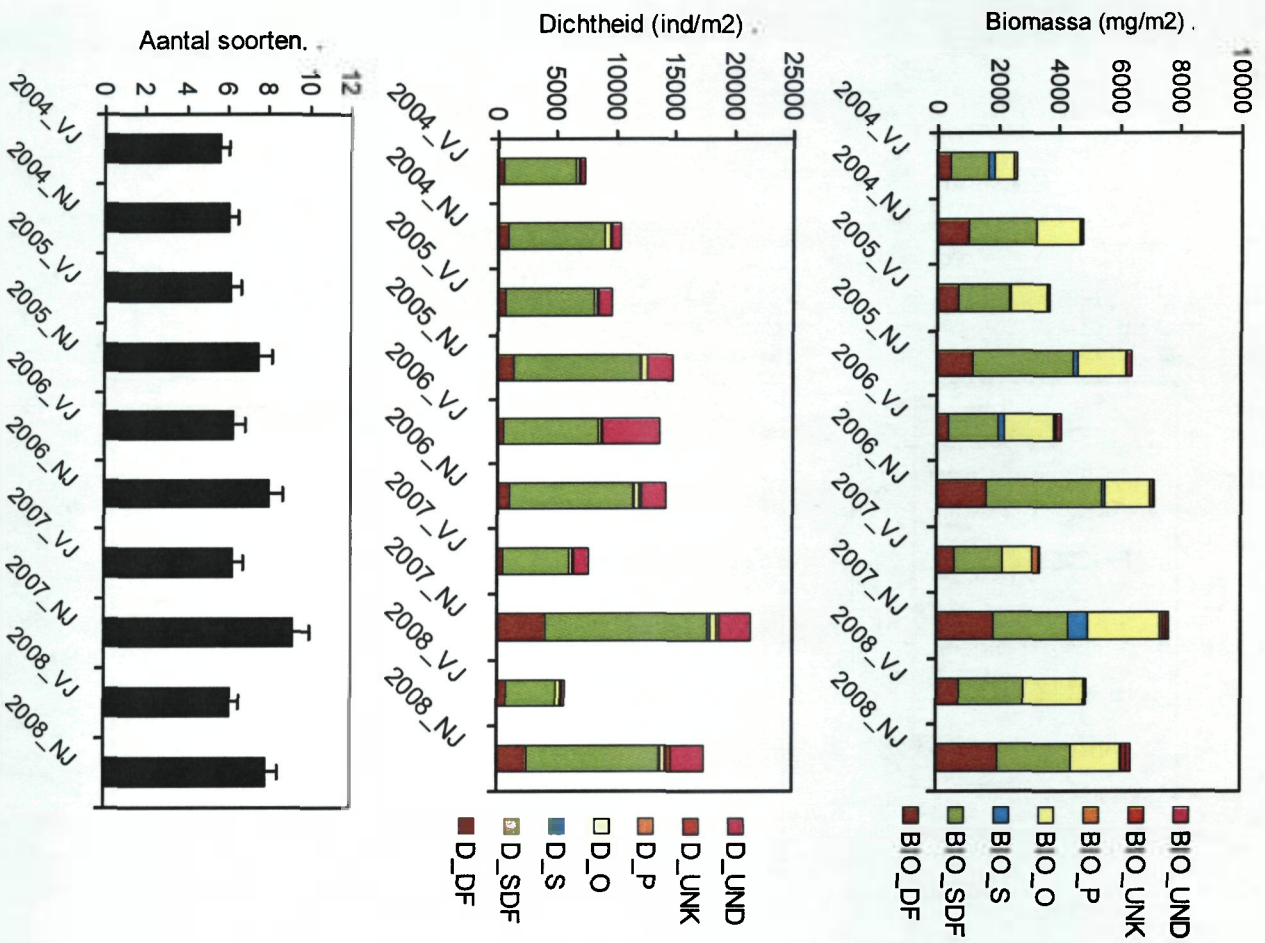
Opgesplitst naar stations (Figuur 49-51) zijn er geen duidelijke grootschalige unidirectionele trends te zien in de langjarige ontwikkeling van de totale biomassa, dichtheid en diversiteit van het macrobenthos. Over het algemeen neemt de totale biomassa, dichtheid en aantal soorten toe vanaf 2004, en juist weer af in 2008.



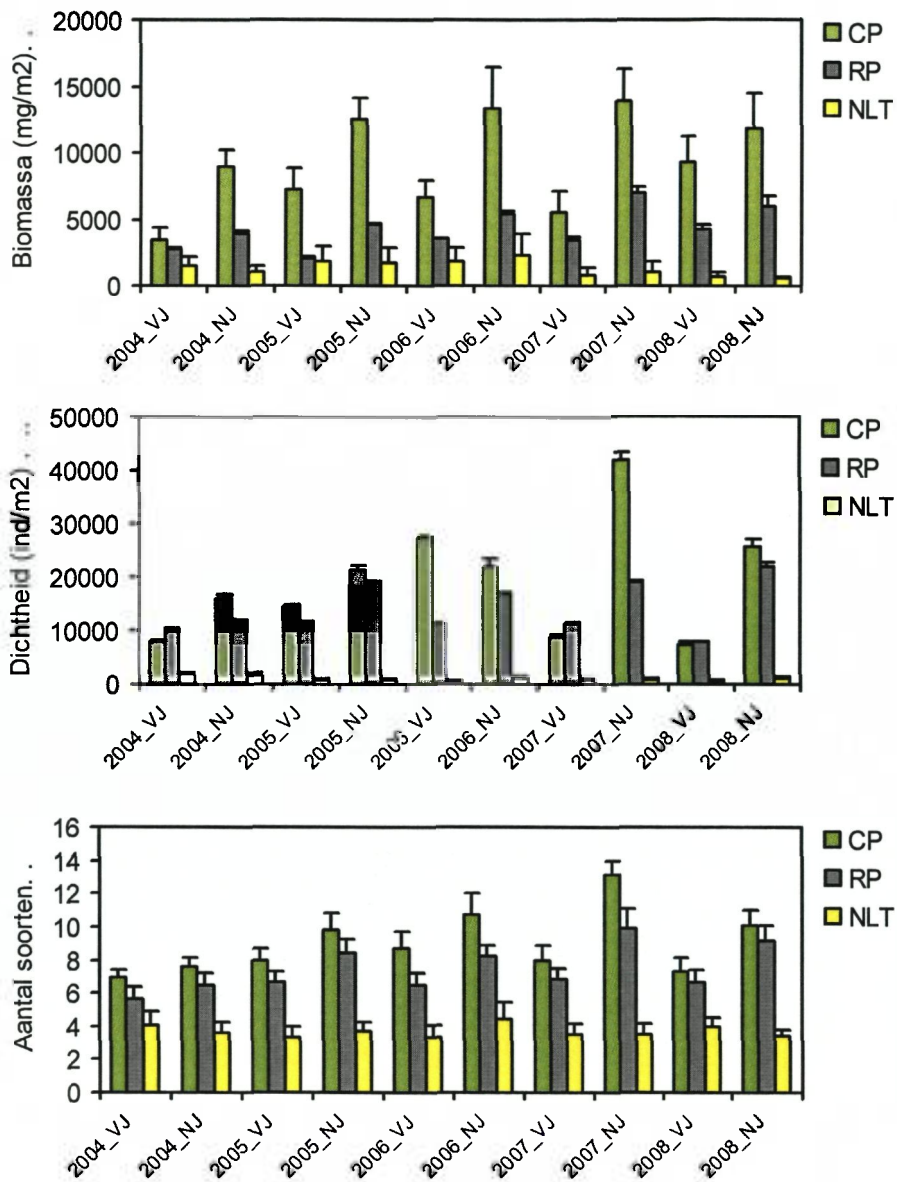
Figuur 43. Totale biomassa van het macrobenthos (in mg/m²) en aantal soorten.



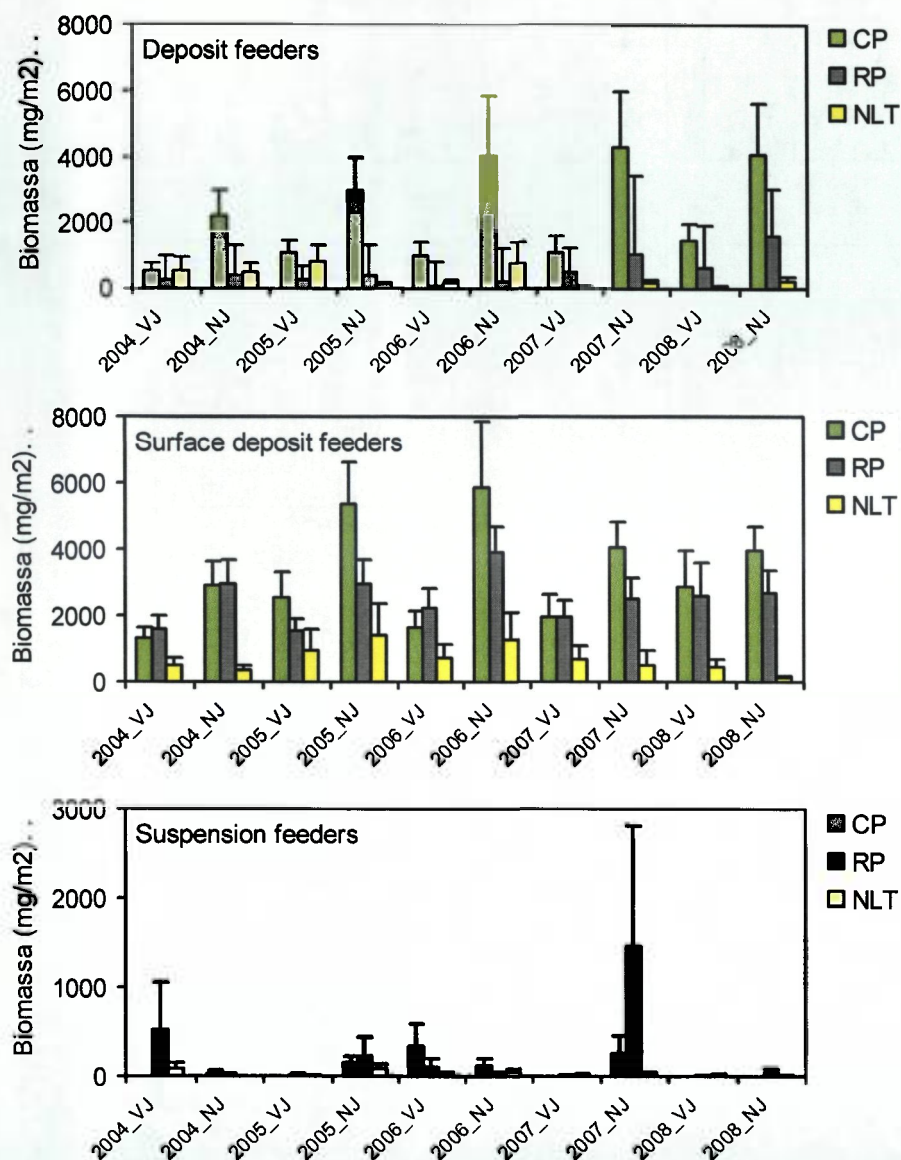
Figuur 44. Biomassa van een aantal soorten macrobenthos (in mg/m^2), september 2008.



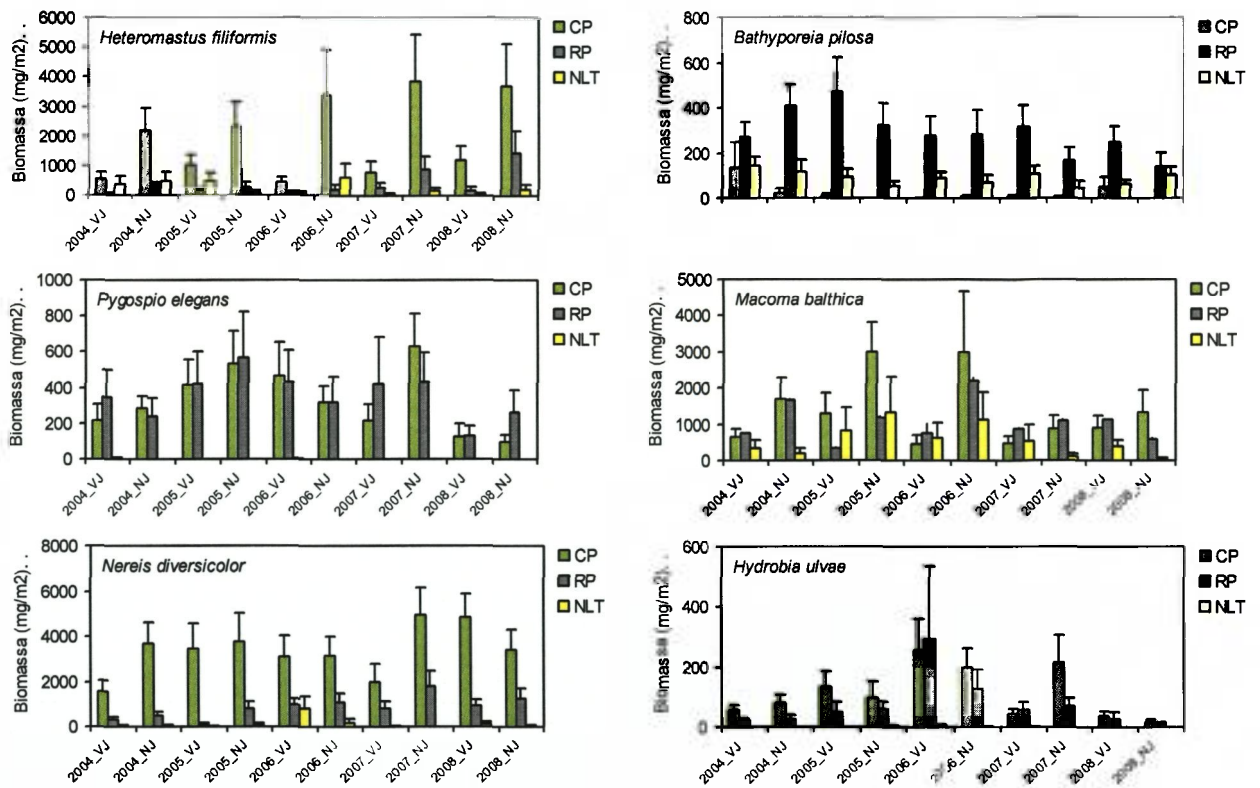
Figuur 45. Biomassa en dichtheid van het macrobenthos per voedselgroep en aantal soorten.



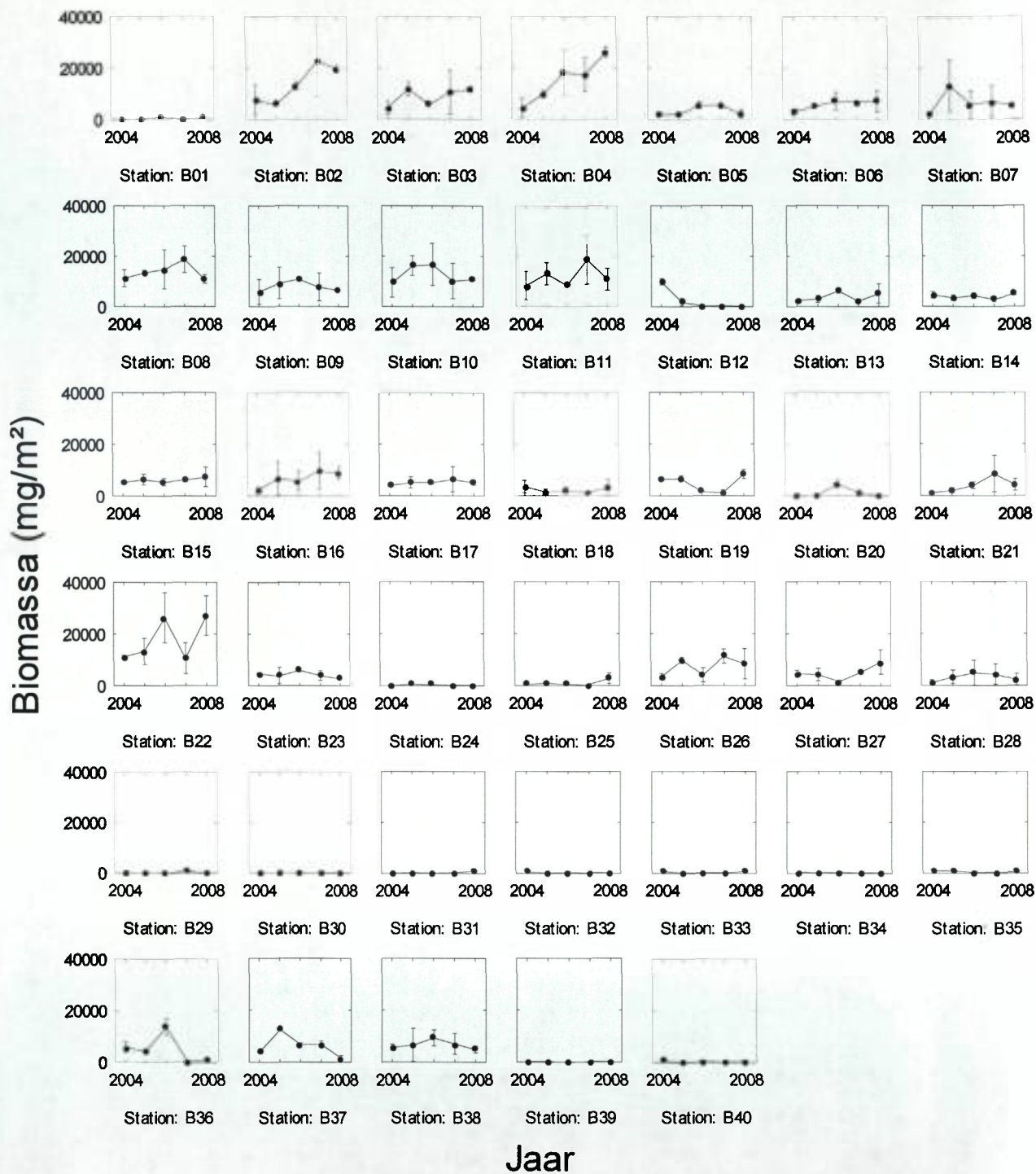
Figuur 46. Totale biomassa en dichtheid van het macrobenthos en aantal soorten voor het centrale deel van de plaat (CP), rand van de plaat (RP) en de noordelijke landtong (NLT).



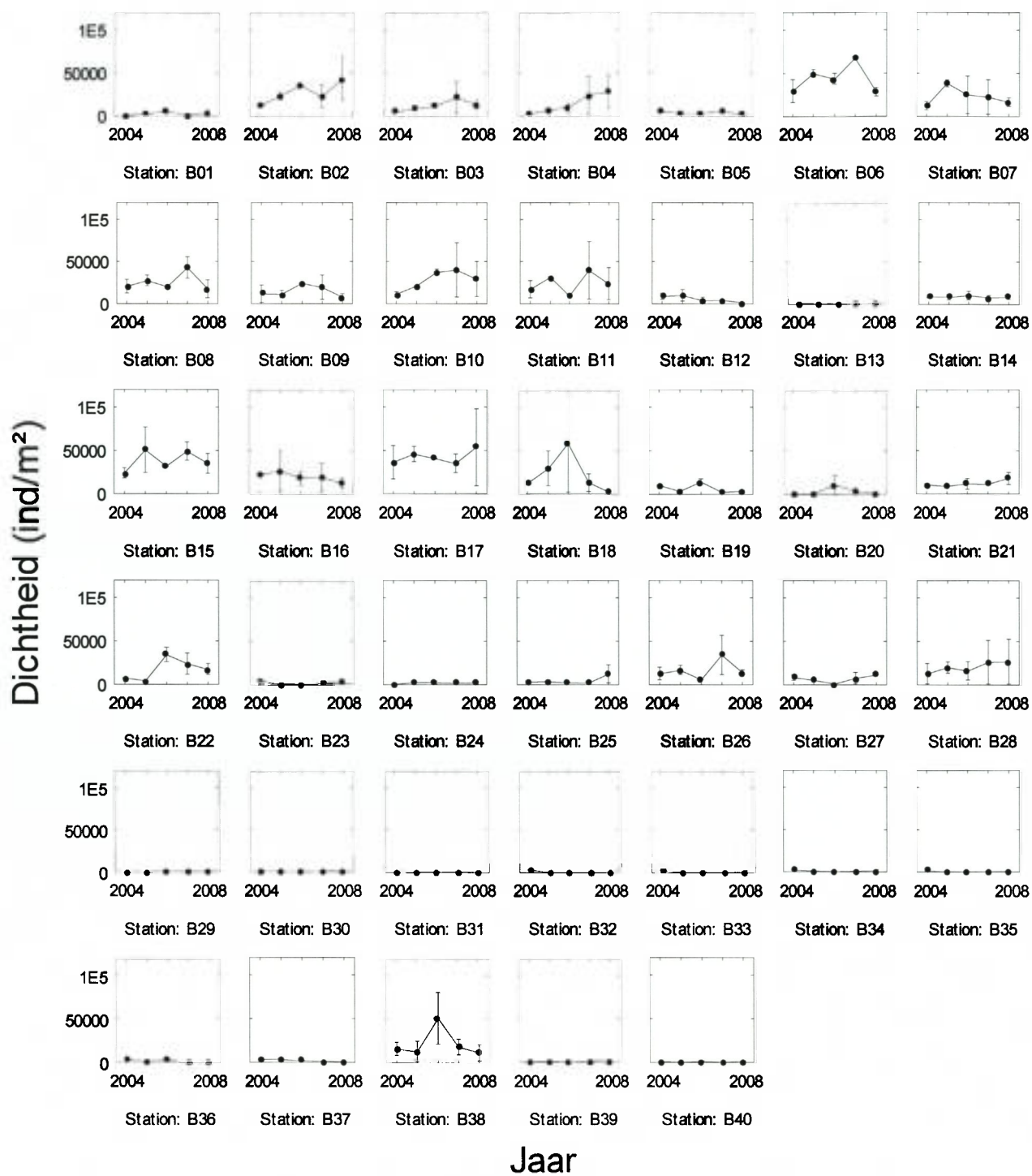
Figuur 47. Biomassa en dichtheid van het macrobenthos per voedselgroep voor het centrale deel van de plaat (CP), rand van de plaat (RP) en de noordelijke landtong (NLT).



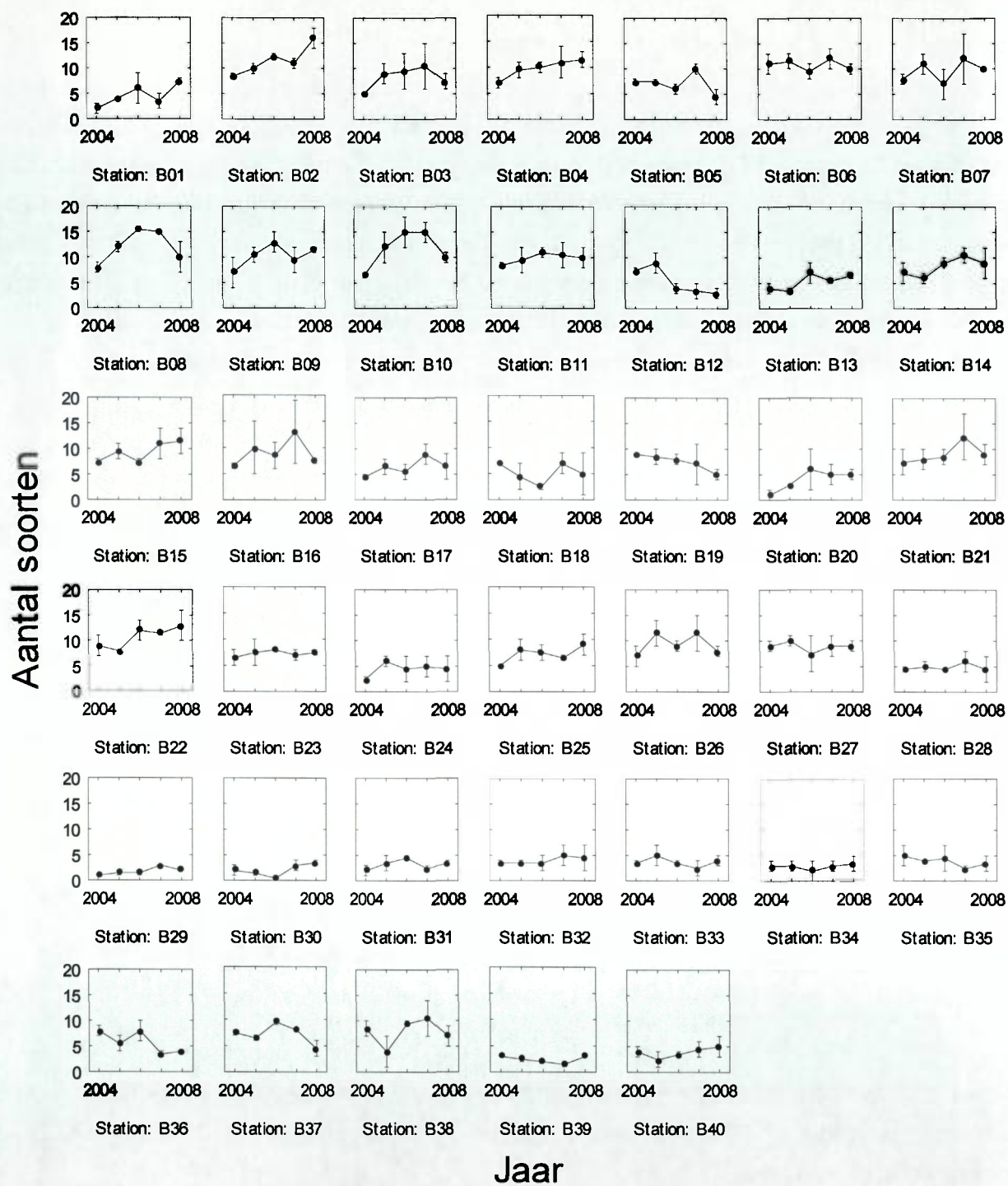
Figuur 48. Biomassa van een aantal karakteristieke soorten macrobenthos voor het centrale deel van de plaat (CP), rand van de plaat (RP) en de noordelijke landtong (NLT).



Figuur 49. Veranderingen in biomassa per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).



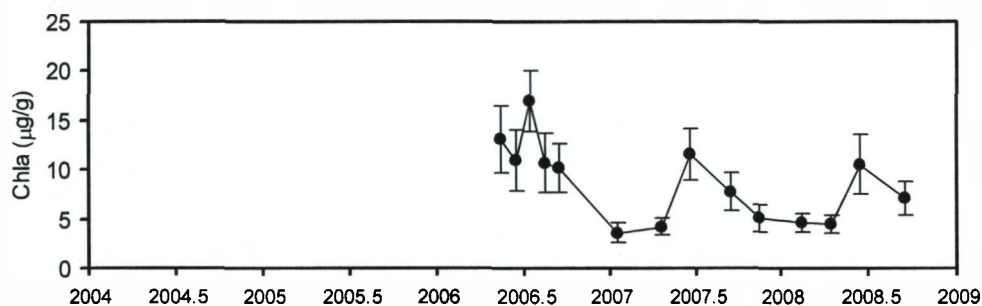
Figuur 50. Veranderingen in dichtheid per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).



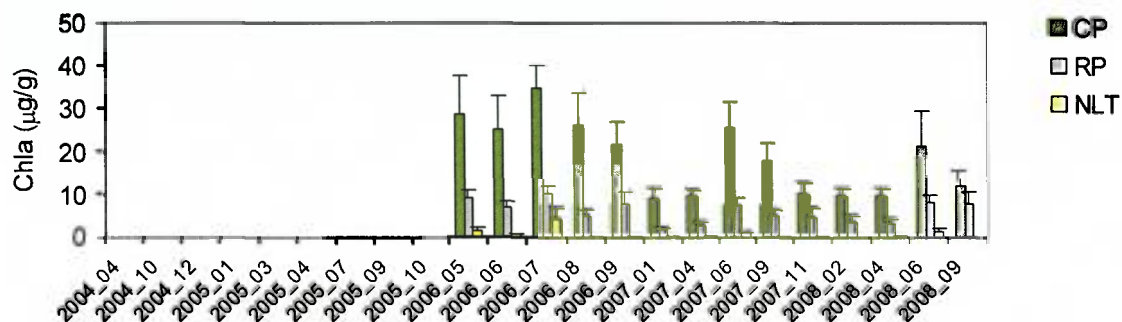
Figuur 51. Veranderingen in soortenrijkdom per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).

4.2.1.2. Veranderingen in pigmenten

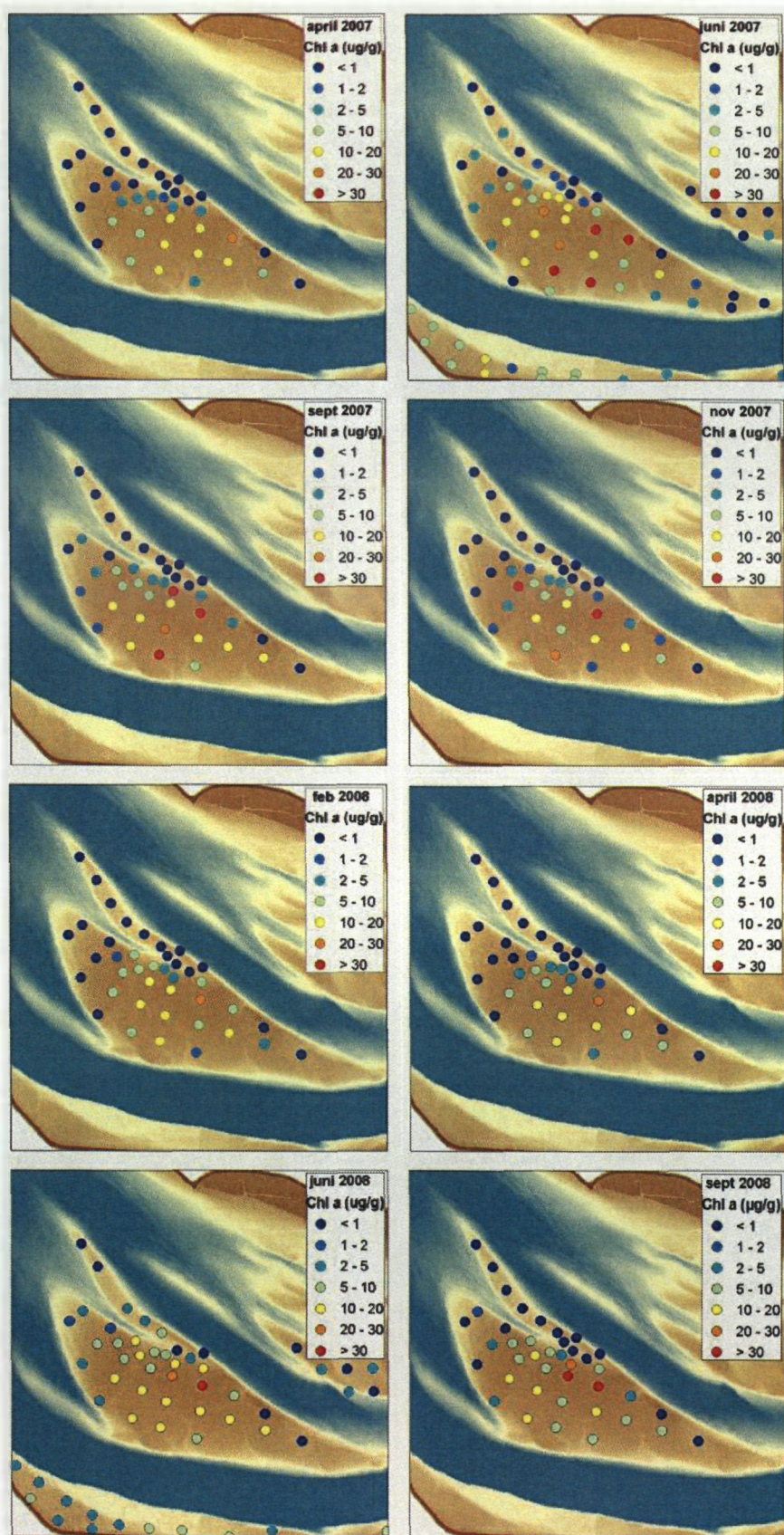
De ruimtelijke verdeling van het chlorofyl is weergegeven in Figuur 54. De laagste chlorofylwaarden worden gevonden op de noordelijke landtong, en de hoogste op het centrale deel van de plaat (Appendix VI). De temporele verdeling wordt gekenmerkt door seizoensdynamiek: de hoogste waarden worden in het late voorjaar en zomer gevonden, en de laagste waarden in de winter en in het vroege voorjaar (Figuur 58). Er lijkt een licht dalende trend van chlorofylgehalte op te treden in met name het centrale deel van de plaat (Figuur 52-53). Deze licht dalende trend wordt bevestigd in de onderverdeling naar station, hoewel er uitzonderingen zijn (zoals een toename in chlorofyl bij station B17 en B25 aan de westrand van het uitbreidende schor) (Figuur 55).



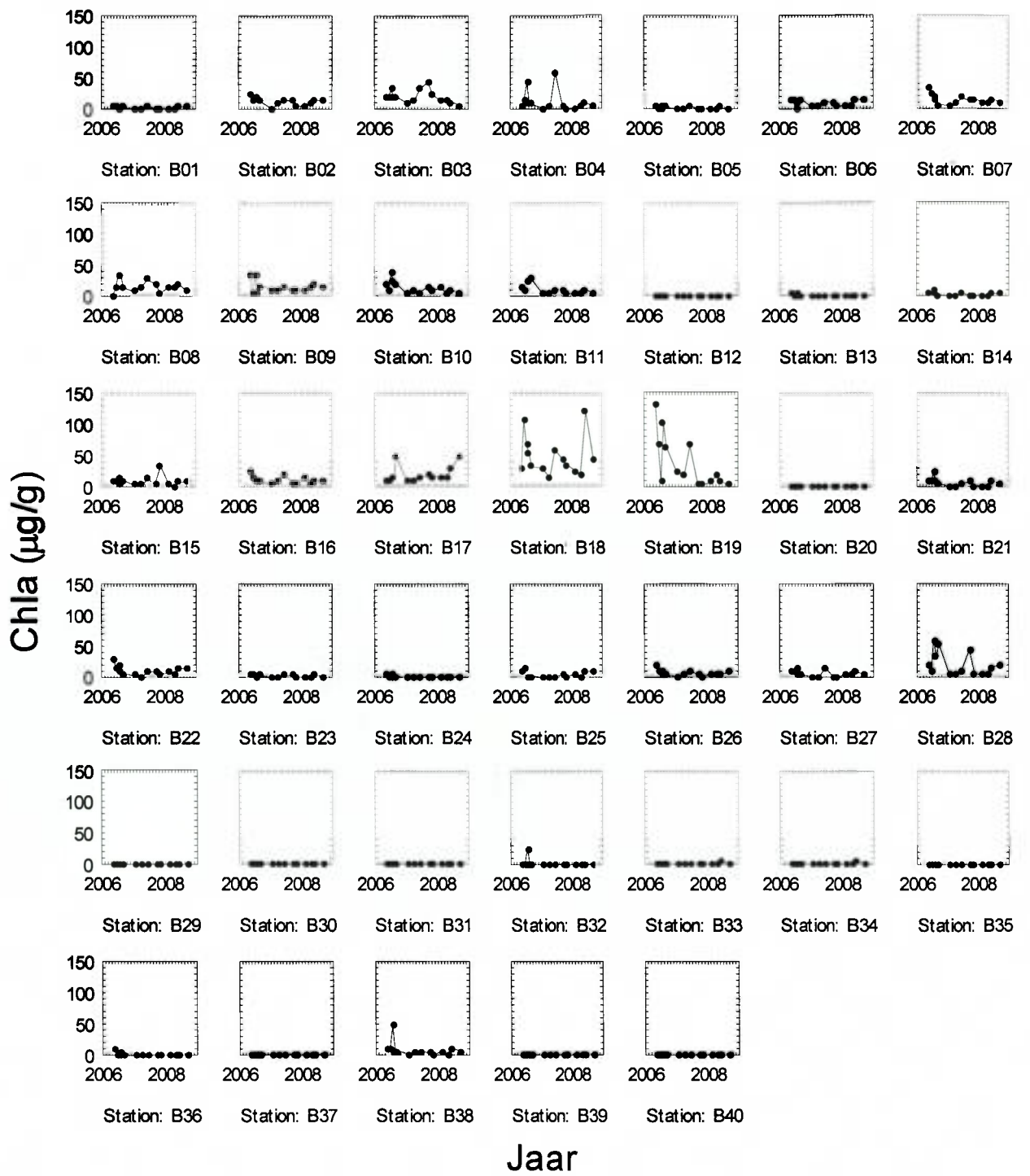
Figuur 52. Ontwikkelingen in het chlorofyl op de Plaat van Walsoorden.



Figuur 53. Ontwikkelingen in het chlorofyl op de Plaat van Walsoorden opgesplitst in, centrale deel van de plaat (CP), rand van de plaat (RP) en noordelijke landtong (NLT) per bemonsteringscampagnes.



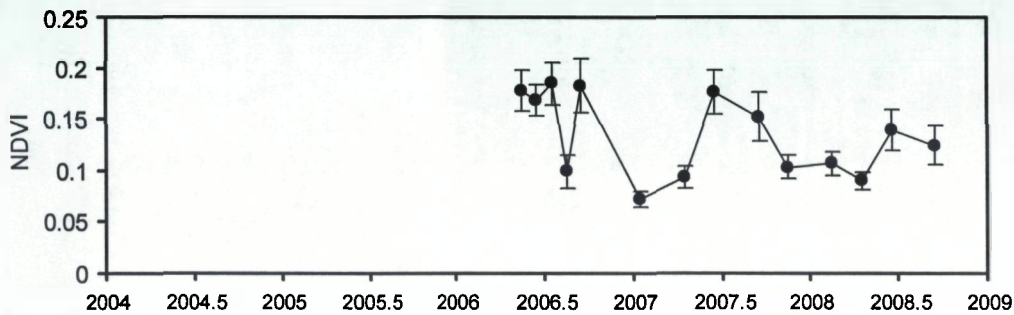
Figuur 54. Chlorofyl-a gehalte uit monsters, Plaats van Walsoorden.



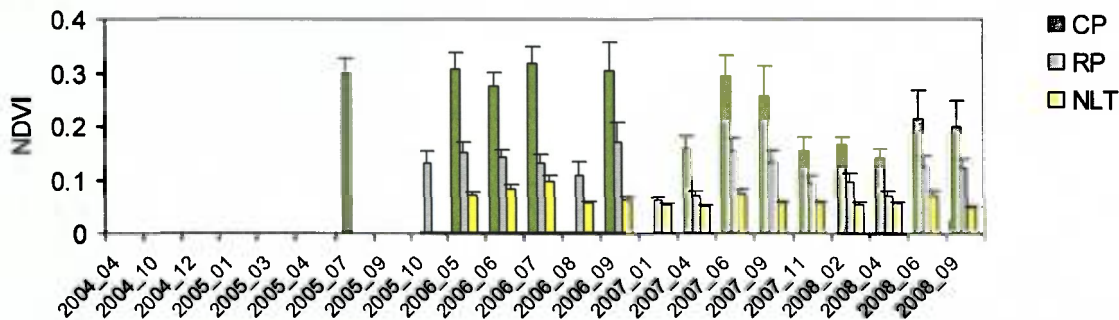
Figuur 55. Veranderingen in chlorofyl per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).

4.2.1.3. Veranderingen in reflectie van het sediment

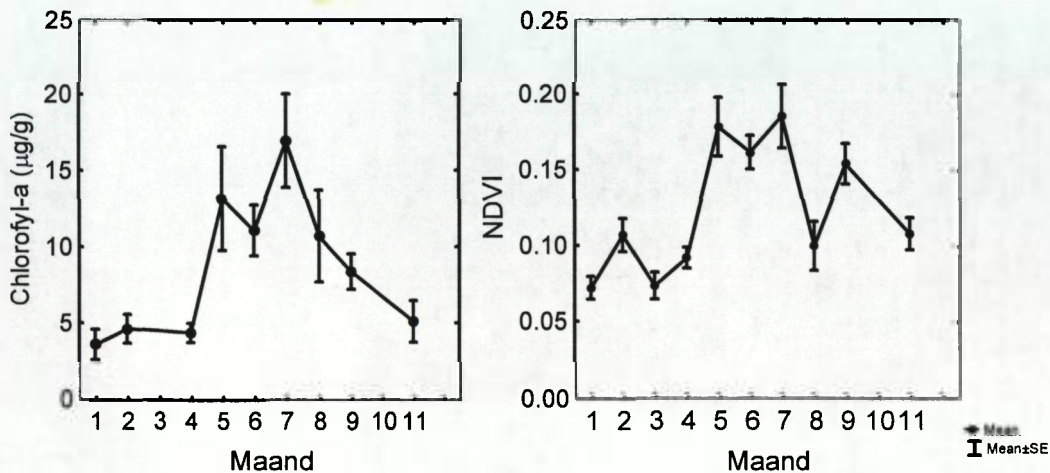
De ruimtelijke patronen in NDVI die verkregen zijn uit de grondspectra bevestigen de resultaten van het chlorofylgehalte van het sediment (Figuur 59). Ook de patronen in de tijd zijn gelijkaardig (Figuur 56, 57 en 60): er is een seizoensvariatie zichtbaar met daarop gesuperponeerd een licht dalende trend in NDVI.



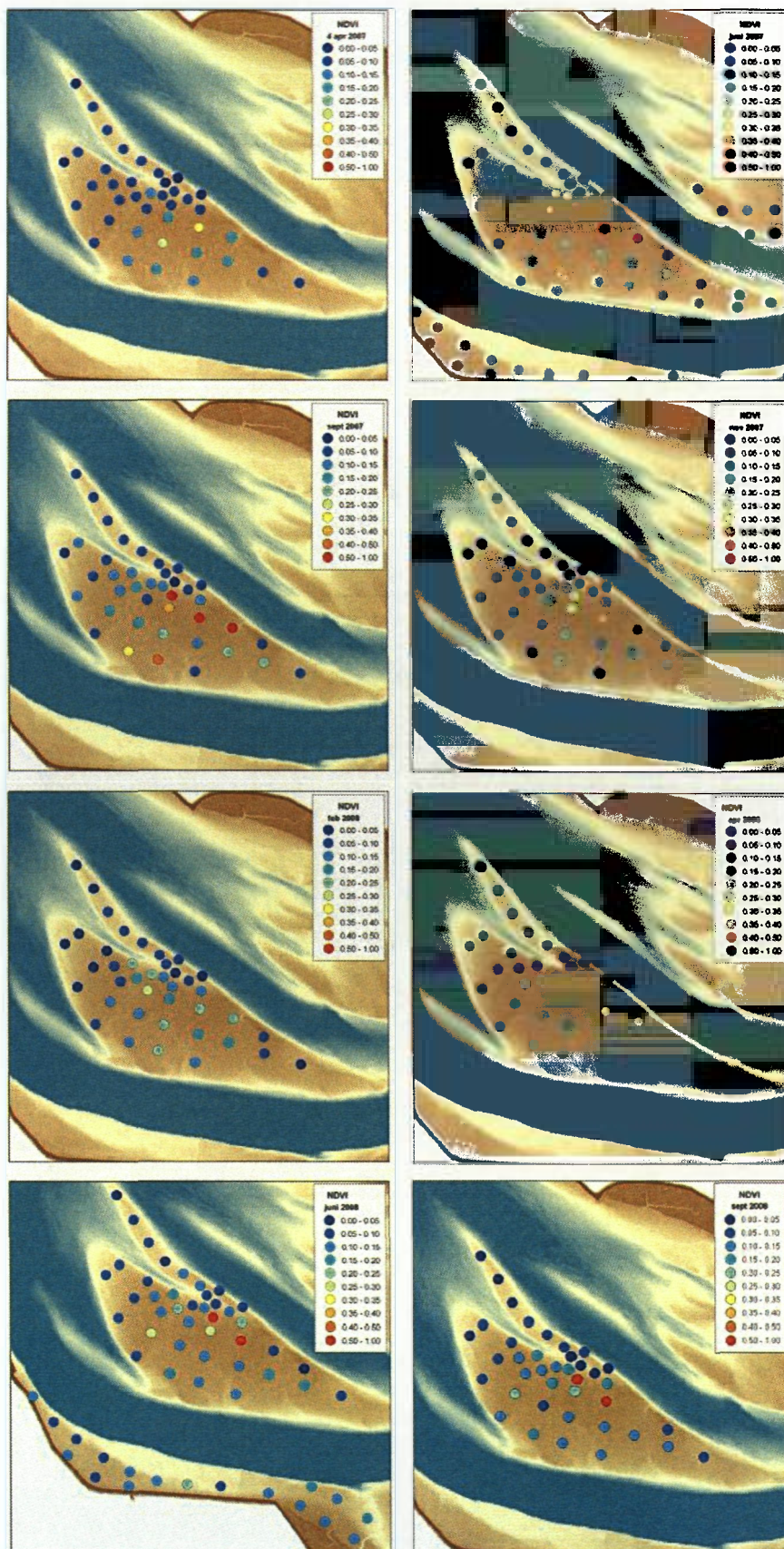
Figuur 56. Ontwikkelingen in NDVI op de Plaats van Walsoorden.



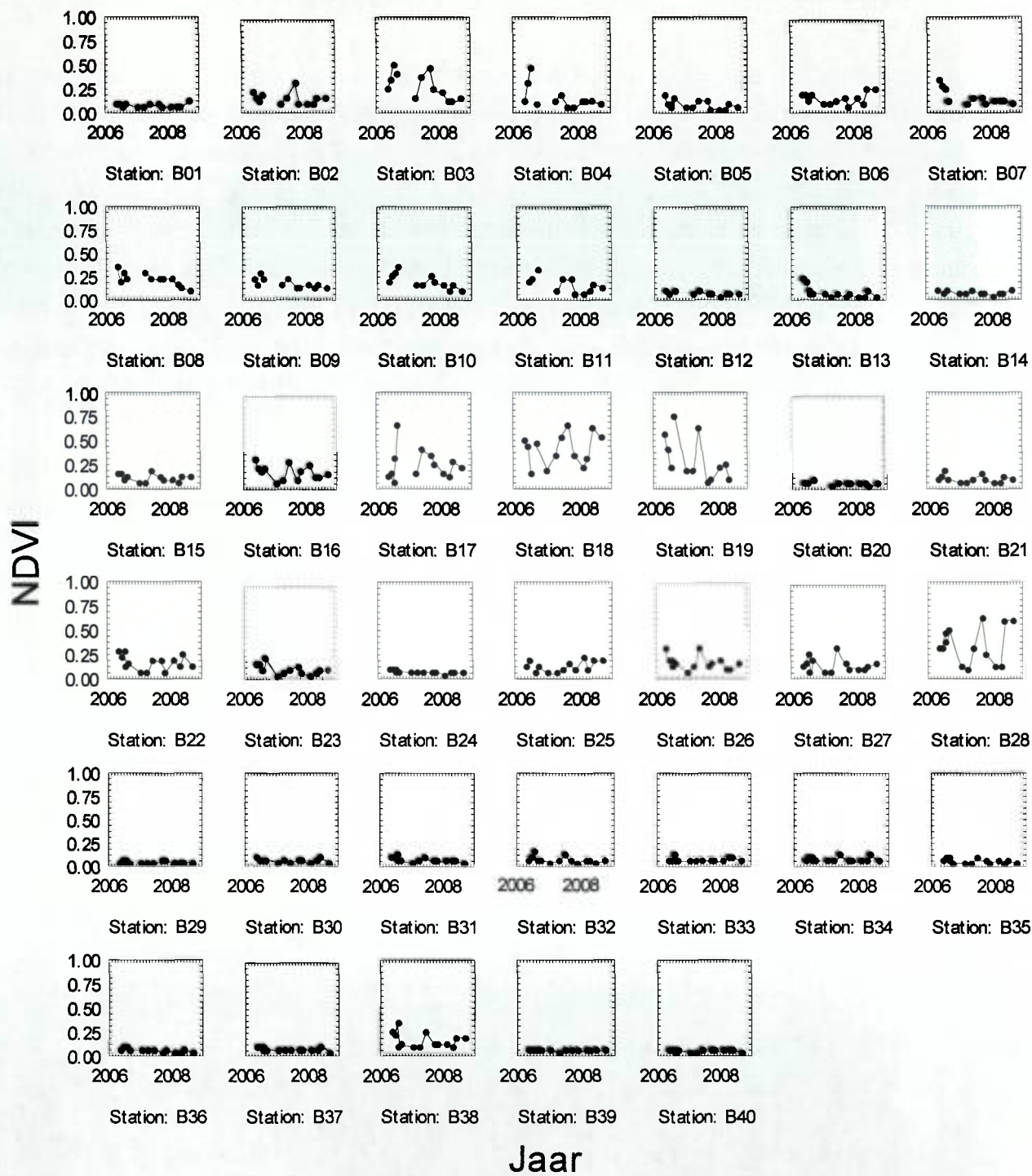
Figuur 57. Ontwikkelingen in NDVI op de Plaats van Walsoorden opgesplitst in, centrale deel van de plaat (CP), rand van de plaat (RP) en noordelijke landtong (NLT) per bemonsteringscampagnes.



Figuur 58. Seizoensvariatie in chlorofyl en NDVI, intertidaal (data 2006-2008).



Figuur 59. NDVI uit spectraalmetingen, Plaats van Walsoorden.

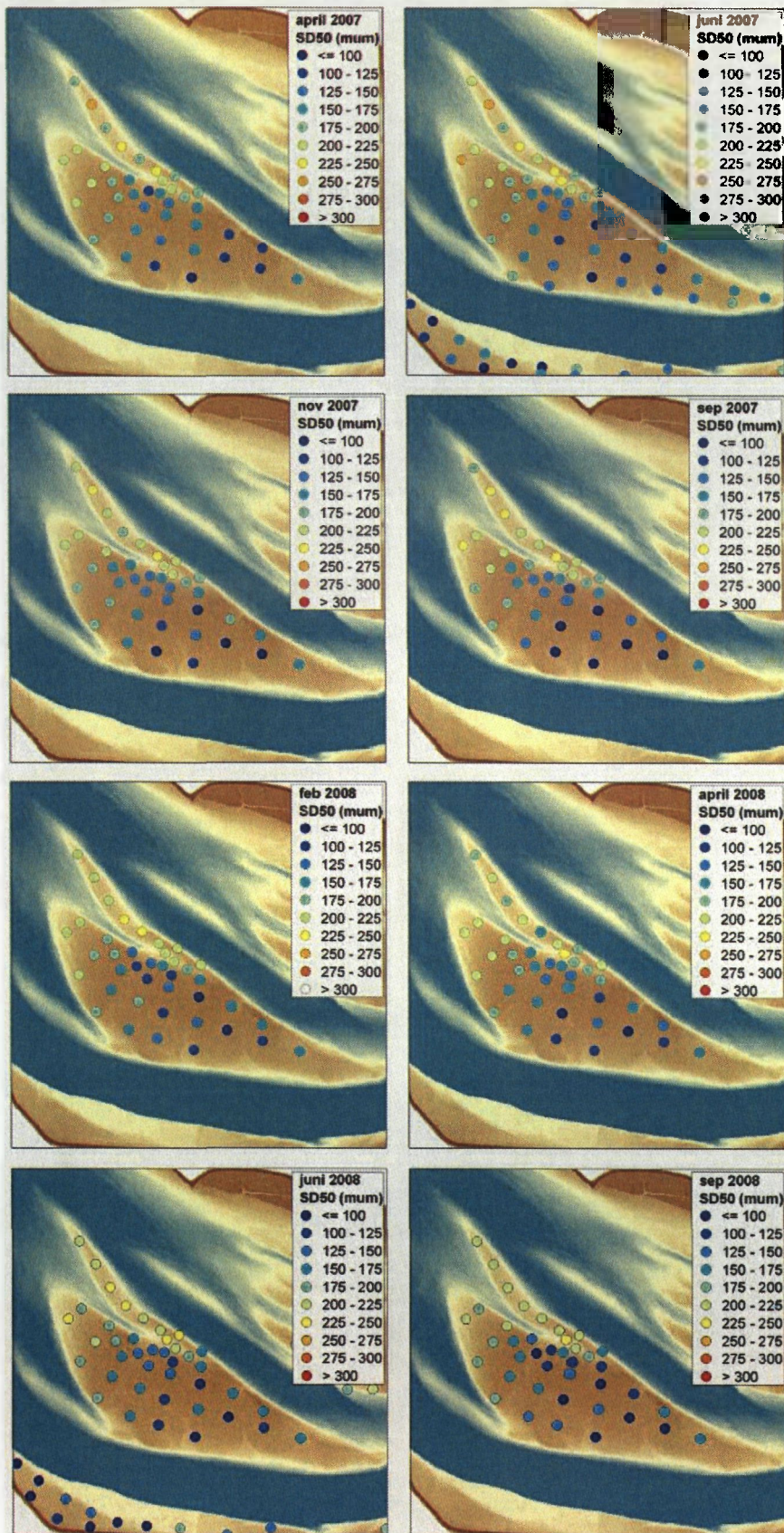


Figuur 60. Veranderingen in NDVI per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).

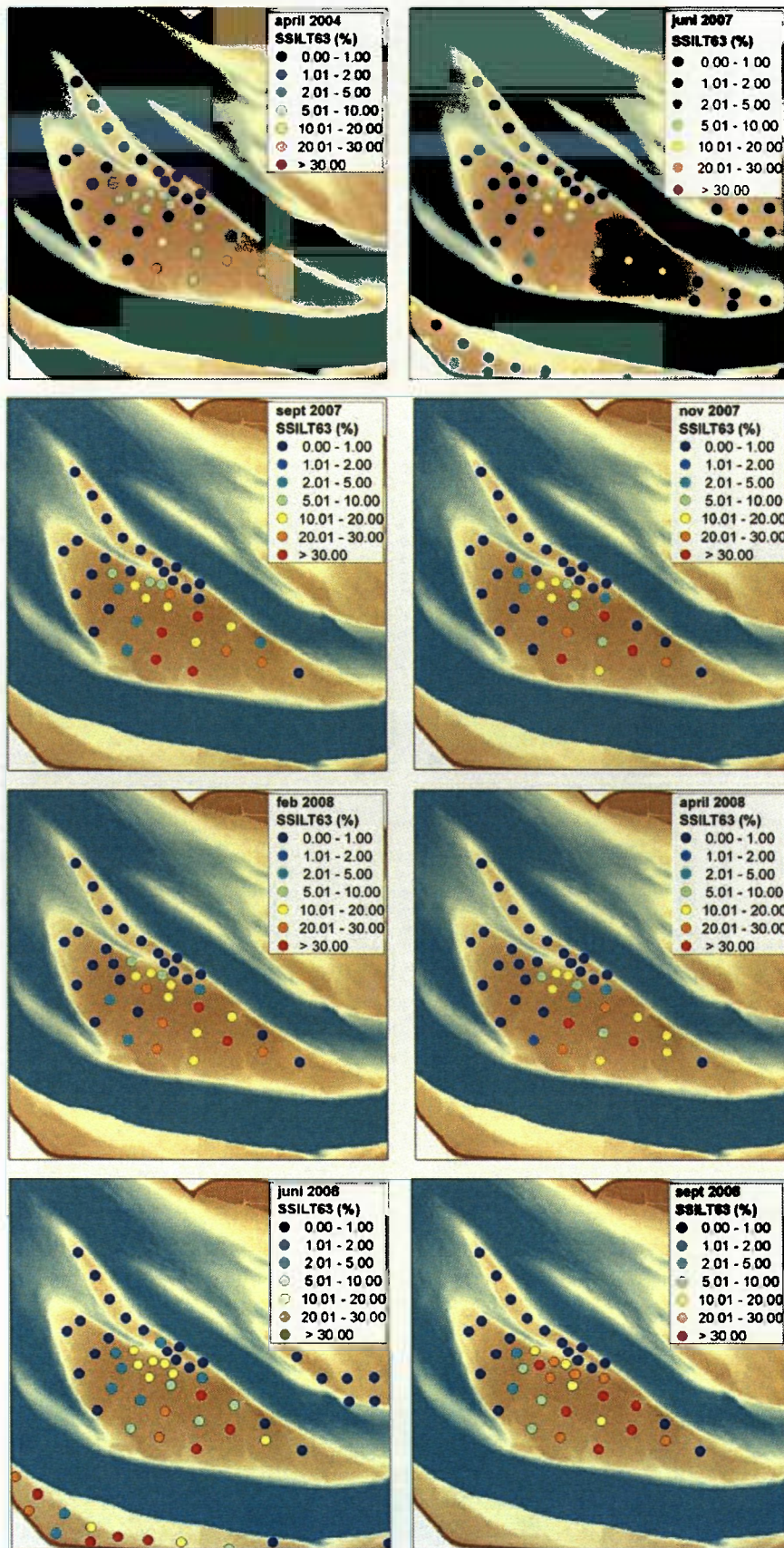
4.2.1.4. Veranderingen in korrelgrootte-verdeling van het sediment

De ruimtelijke verdeling van de korrelgrootte (Figuur 61) volgt de drie onderscheiden habitats: sediment op de noordelijke landtong is grof, sediment op de rand van de plaat is fijner en het sediment op het centrale deel van de plaat is het fijnst (Appendix VI). Er is een seizoensvariatie zichtbaar, met hoge slibgehalten in september en lage slibgehalten in maart (Figuur 65). Hierop gesuperponeerd zijn meerjarige veranderingen waar te nemen, waaronder een afname van de mediane korrelgrootte en een toename van het slibgehalte. Deze veranderingen zijn min of meer lineair (Figuur 64): jaarlijks is een toename van 1.2% in slibgehalte en een afname van 3.2 μm in mediane korrelgrootte waargenomen, gemiddeld voor de gehele plaat. Daarmee is het slibgehalte in de periode 2004-2008 toegenomen van gemiddeld 4% tot 8%, en is de mediane korrelgrootte afgenomen van gemiddeld 179 μm tot 168 μm .

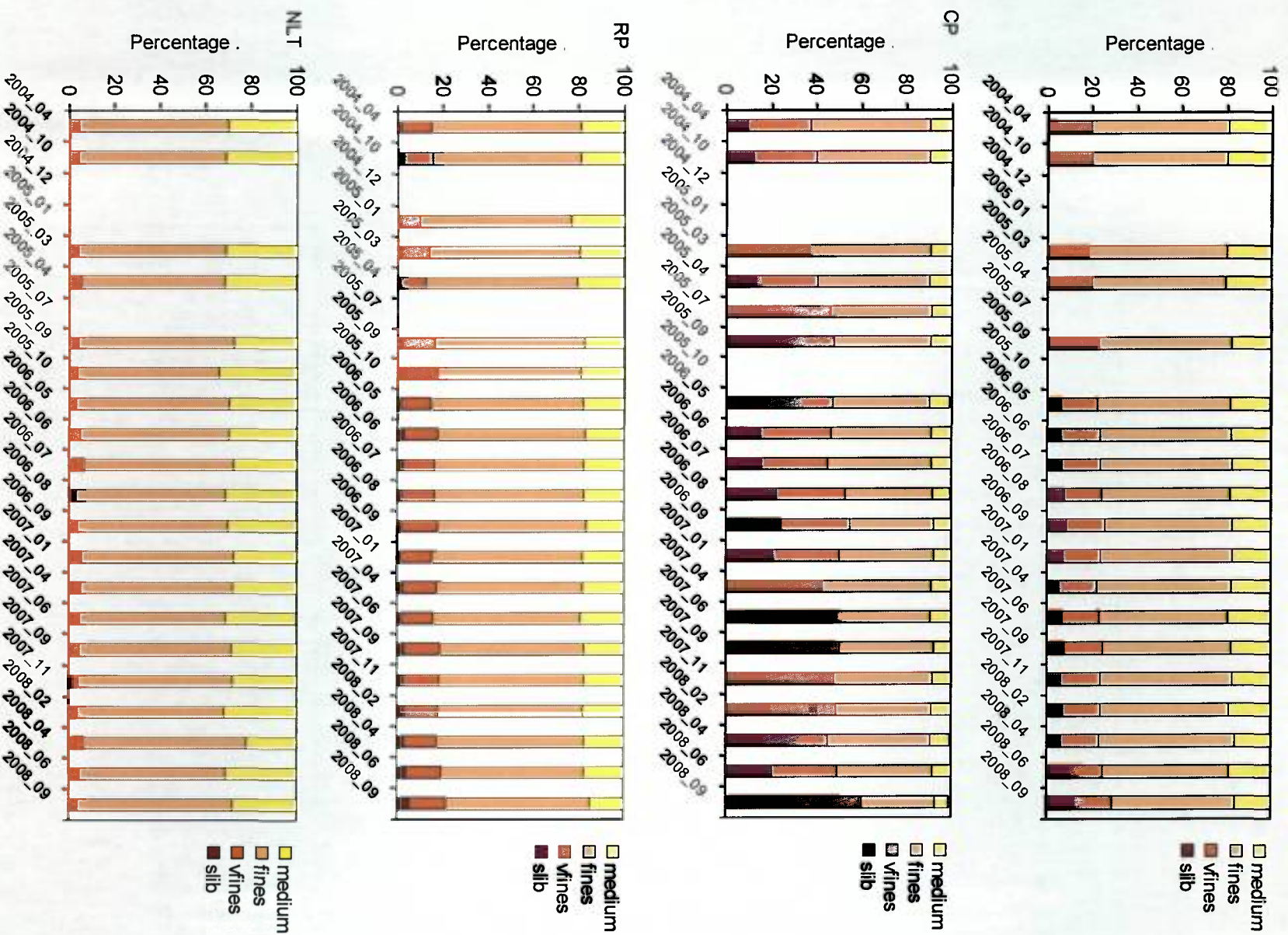
Uit de onderverdeling in de habitats CP, NLT en RP blijkt dat in habitat CP gemiddeld het aandeel slib, zeer fijn zand en fijn zand is toegenomen, terwijl in habitat RP met name de hoeveelheden slib en zeer fijn zand is toegenomen (Figuur 63). Een onderverdeling naar station (Figuur 66 en 67) laat een verfijning van sediment zien op een aantal stations op het centrale deel van de plaat, inclusief de stations B4, B8, B10, B11, B16, B17, B18 en B19, B25, B26, en B28. Met name op station B10 en B18 is het slibgehalte zeer sterk gestegen (van ca 10% naar meer dan 40%). Op een aantal lokaties op de rand van de plaat en op de noordelijke landtong zien we een afname van de mediane korrelgrootte, bijvoorbeeld op lokatie B13, B30 en B31, maar op deze lokaties blijft het slibgehalte nog laag. Tot slot is op een aantal lokaties juist een toename van de mediane korrelgrootte te zien, bijvoorbeeld bij station B1 aan de zuidzijde van de plaat, en in mindere mate bij station B33, B34, B35 en B39, allen gelegen bij de aanhechting van de noordelijke landtong, ten noorden van de geul.



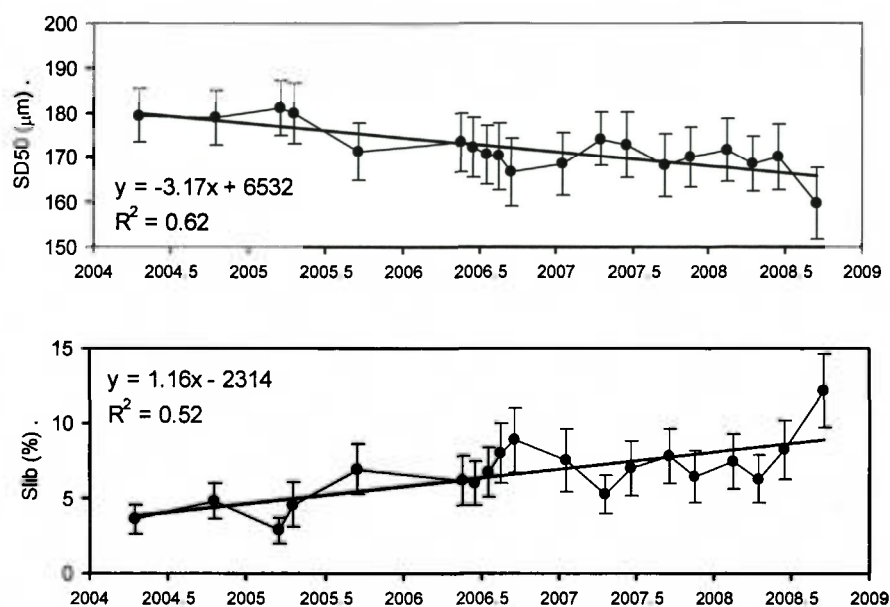
Figuur 61. Mediane korrelgrootte van het sediment, Plaat van Walsvoorden.



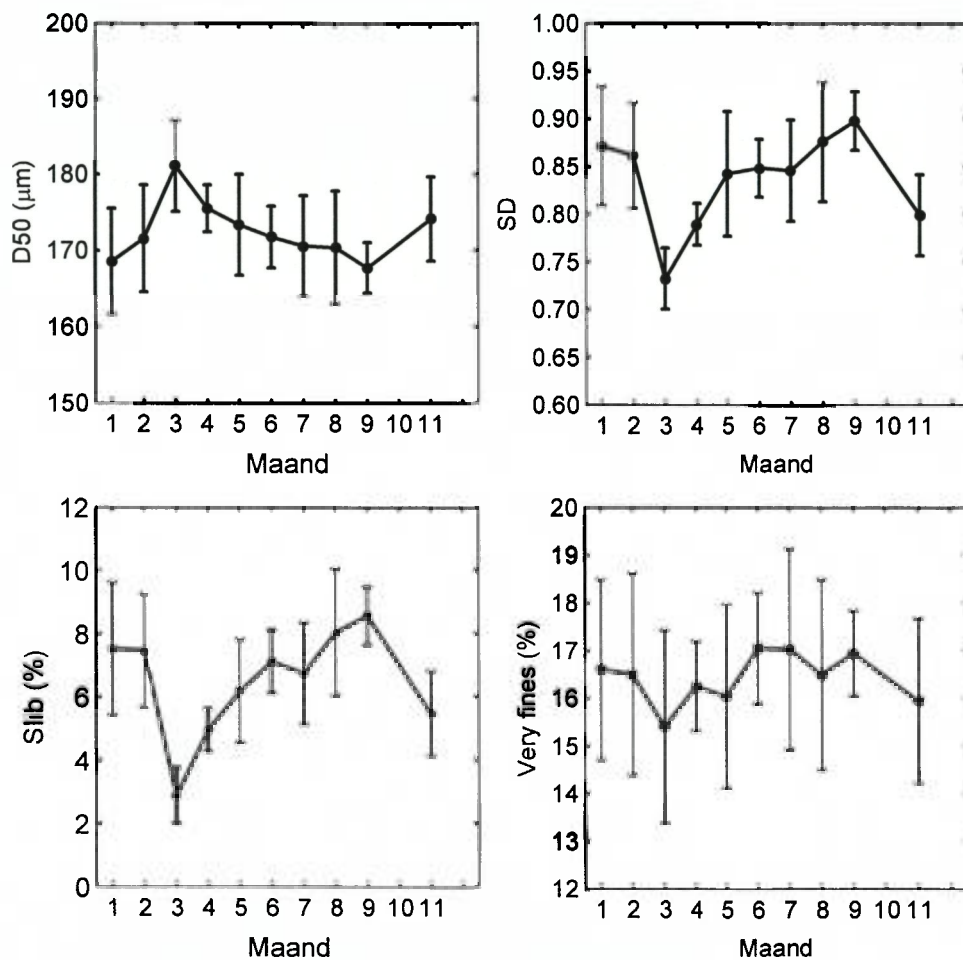
Figuur 62. Slibgehalte van het sediment, Plaats van Walsoorden.



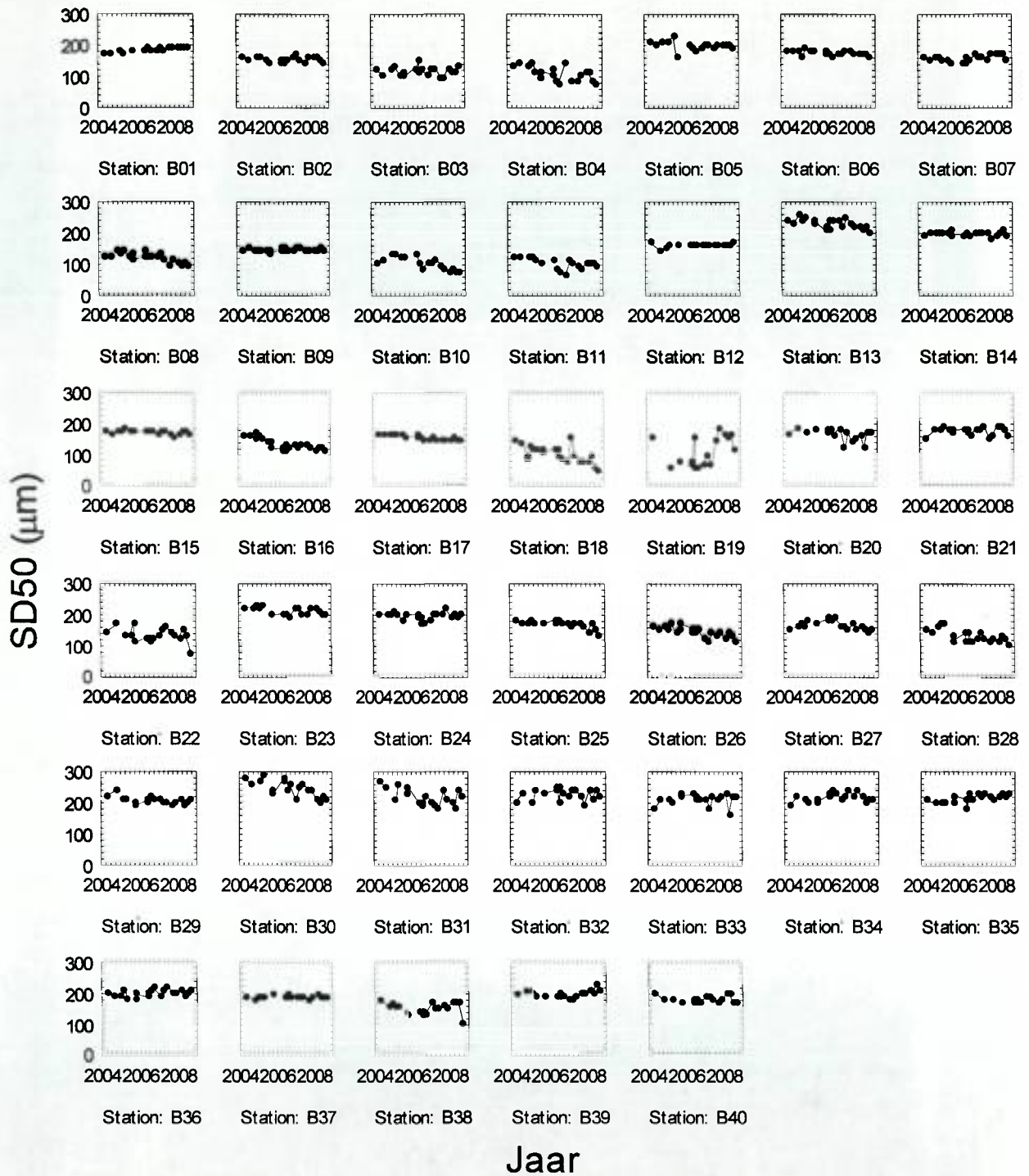
Figuur 63. Veranderingen in het sediment in het intertidaal, onderverdeeld naar habitat.



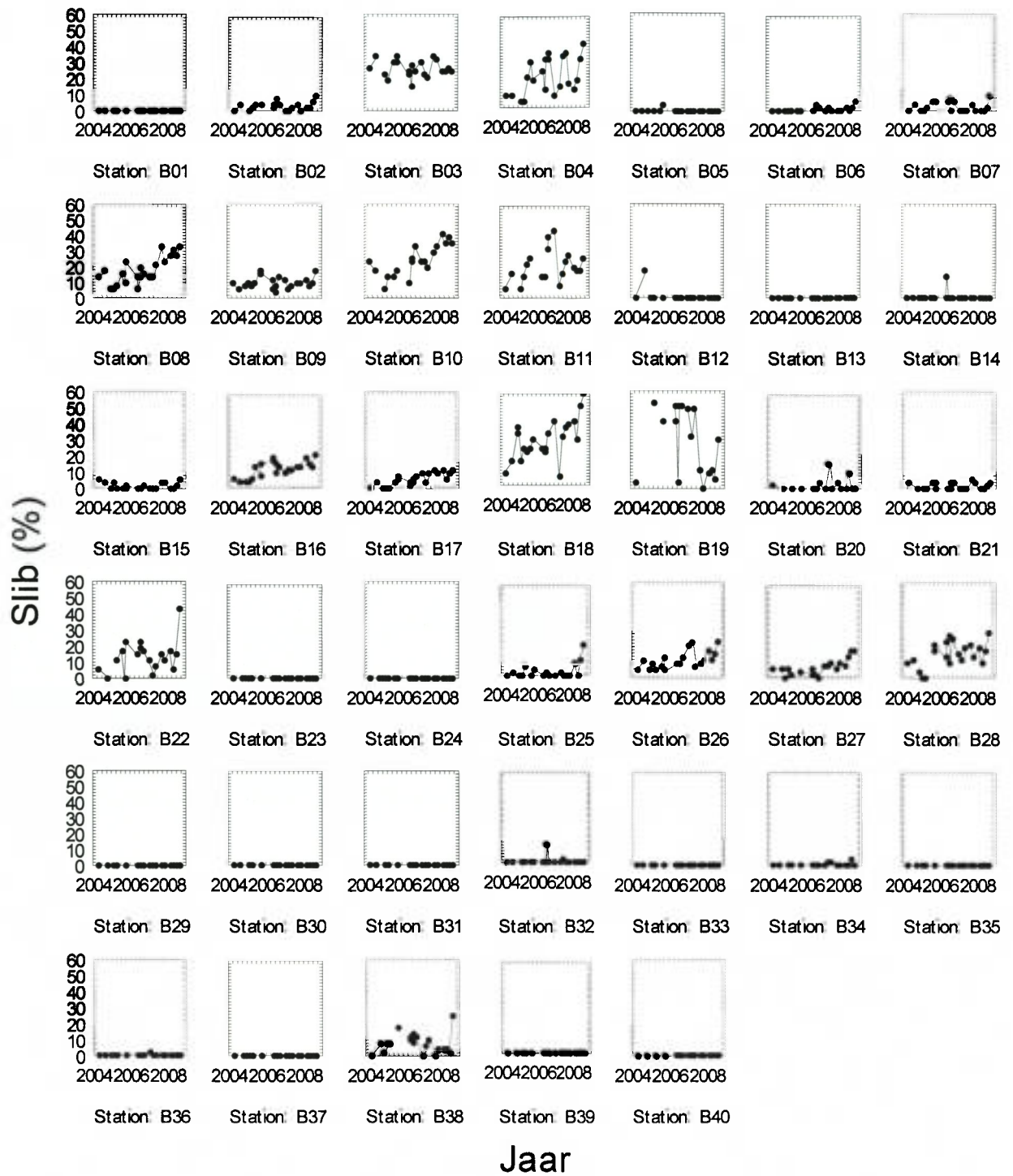
Figuur 64. Veranderingen in het sediment in het intertidaal: mediane korrelgrootte en slibgehalte.



Figuur 65. Seizoensvariabiliteit in het intertidale sediment (data 2004-2008).



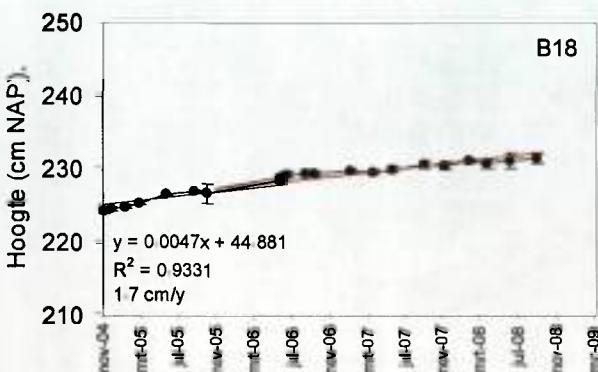
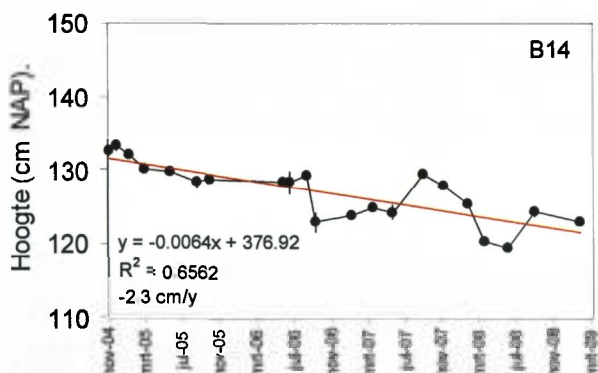
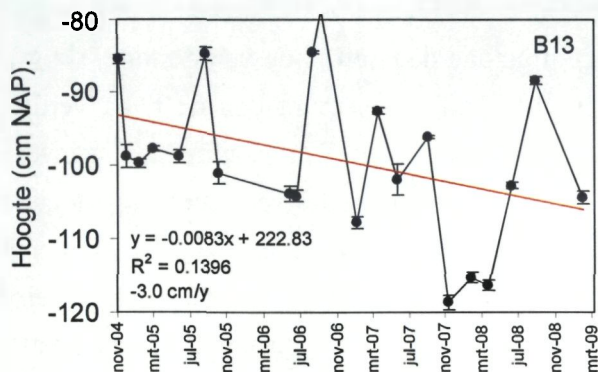
Figuur 66. Veranderingen in mediane korrelgrootte per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).



Figuur 67. Veranderingen in slibgehalte per station (zie Figuur 7 voor de ligging van de lokaties).

4.2.1.5. Erosie/sedimentatie

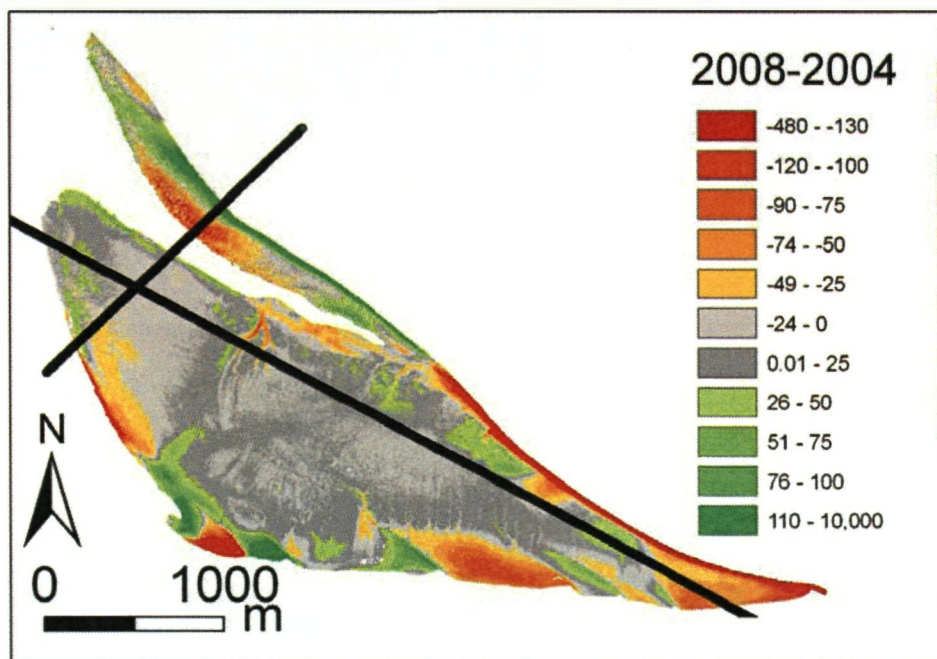
De sedimentatie-erosiemetingen (Figuur 68) laten een gradient zien over de lengterichting van de plaat (west-oost) van erosie (westzijde plaat, B13) naar depositie (centrum plaat, B18). De tendens van grote variatie door het passeren van megaribbels zet zich voort bij station B13, met een meerjarige onderliggende erosieve trend van ca 3.0 cm/j. Ook bij station B14 is een erosieve trend te zien van 2.3 cm/j. Bij station B18, in 2004 gelegen aan de zich uitbreidende rand van het schor en inmiddels in een met *Aster* bedekt gebied, waar het slibgehalte steeds hoger wordt, zet de geleidelijke ophoging van de plaat zich voort (met 1.7 cm/j).



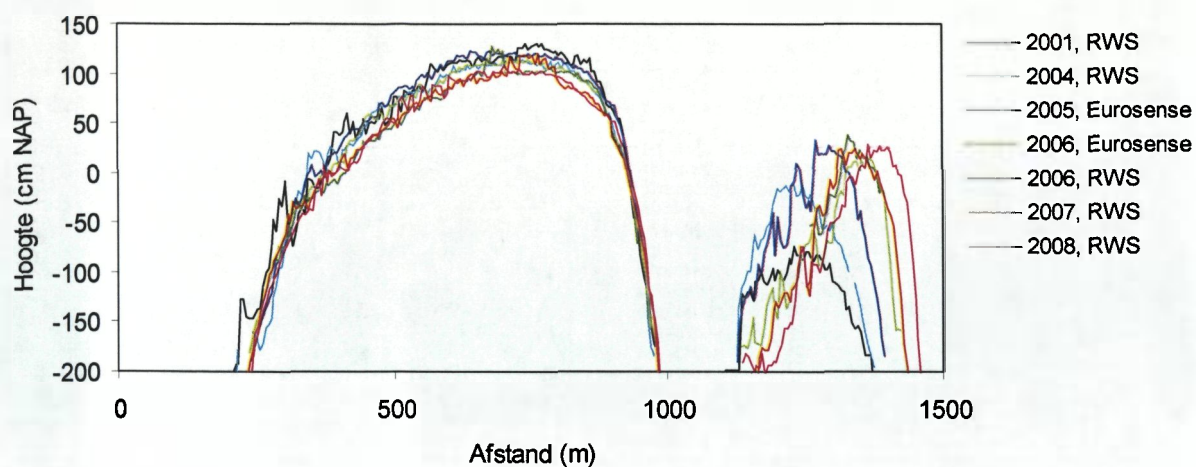
Figuur 68. Sedimentatie-erosie metingen op de Plaat van Walsoorden. In rood is een lineaire regressielijn door de metingen weergegeven (met regressievergelijking en sedimentatie-snelheid). De foto's zijn genomen in september 2008.

4.2.1.6. Morfodynamiek

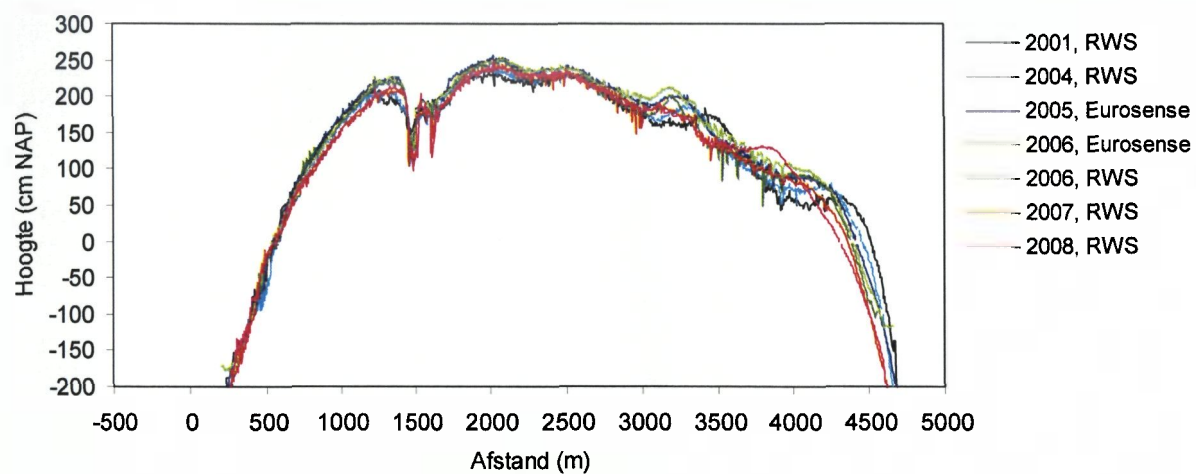
Uit de laseraltimetrie-metingen blijkt het grootste deel van de Plaat van Walsoorden niet meetbaar veranderd in de laatste vier jaar (Figuur 69-73). De veranderingen binnen de foutenmarge van de laseraltimetrie (waarvoor hier ± 25 cm is aangehouden) wijzen op lichte aangroei in habitat CP, en lichte erosie in habitat RP. Aan de randen van de plaat vinden de grootste veranderingen plaats. Aan de uiterste westrand van de plaat heeft erosie (periode 2001-2004) plaatsgemaakt voor overwegend aangroei (2004-2008). De noordelijke landtong is aan erosie onderhevig aan de zuidzijde, en aangroei aan de oostzijde, zodat de geul tussen de noordelijke landtong en de plaat wordt vergroot. Deze sterke dynamiek strookt met het grover worden van sediment in dit gebied. Er is ook uitbreiding aan de noordzijde van de tong, waardoor het (hoogdynamisch) intertidaal areaal wordt vergroot. Aan de oostpunt van de plaat verdwijnt juist (hoogdynamisch) intertidaal gebied. De plaat verplaatst zich dus langzaam naar het westen. Aan de zuidzijde van de plaat vinden veranderingen plaats door het passeren van zandgolven. Het noordelijk deel van de plaat, bij het schor, is aan sterke laterale erosie onderhevig. Op het centrale deel van de plaat vindt echter een verdere ophoging van met name de hogere (schor)gebieden plaats. Daarbij moet worden opgemerkt dat de laser geen onderscheid maakt tussen vegetatie en sedimentoppervlak. Verschillen in opnamedatum en vegetatiesuccessie (met name verschillen in groeiseizoen en de uitbreiding van *Aster*) leiden dus eveneens tot schijnbare hoogteverschillen in dit gebied.



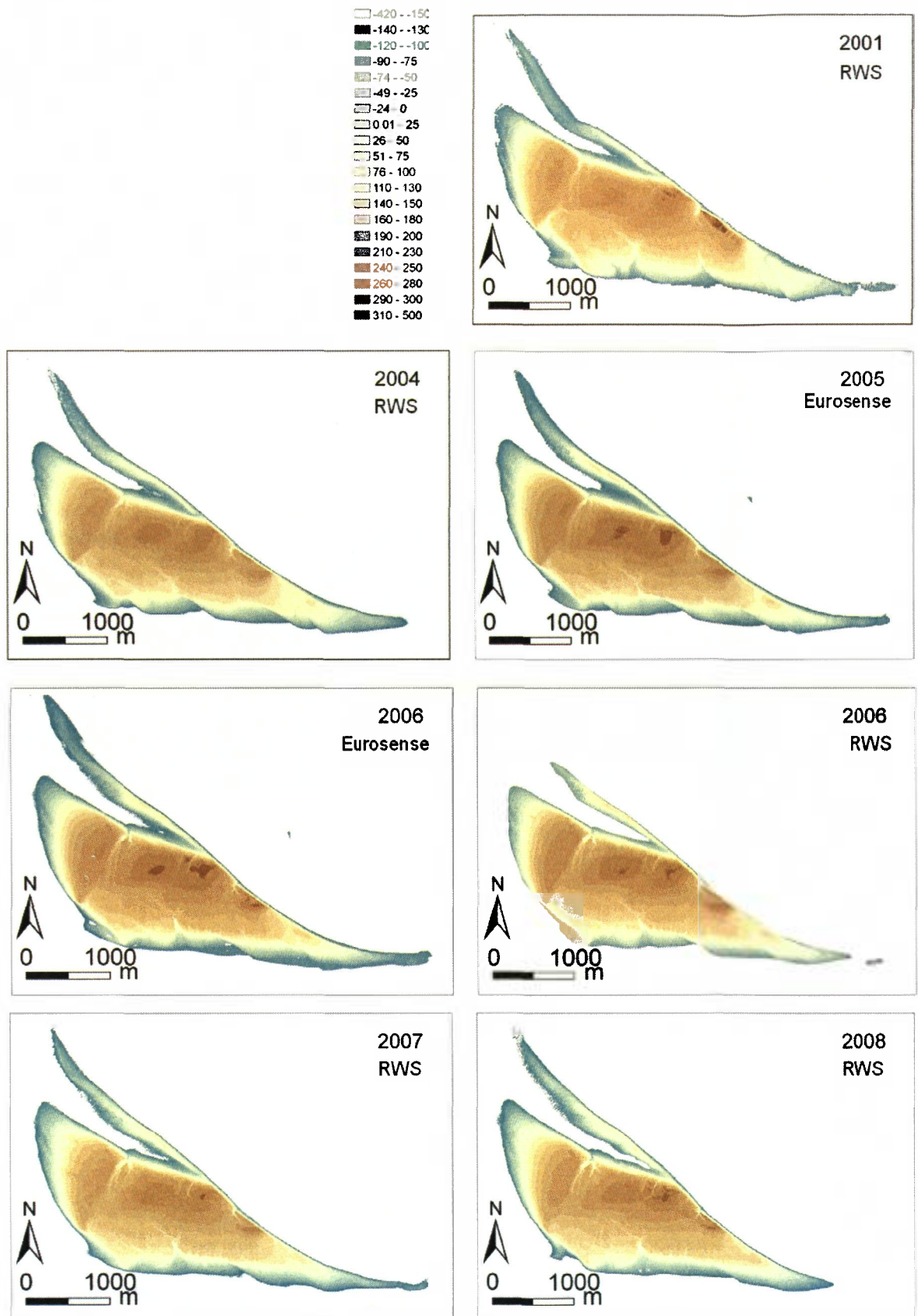
Figuur 69. Hoogteverschil (in cm) uit laseraltimetrie-opnamen door Rijkswaterstaat in 2008 en 2004, met ligging van transecten voor Figuur 70 en 71.



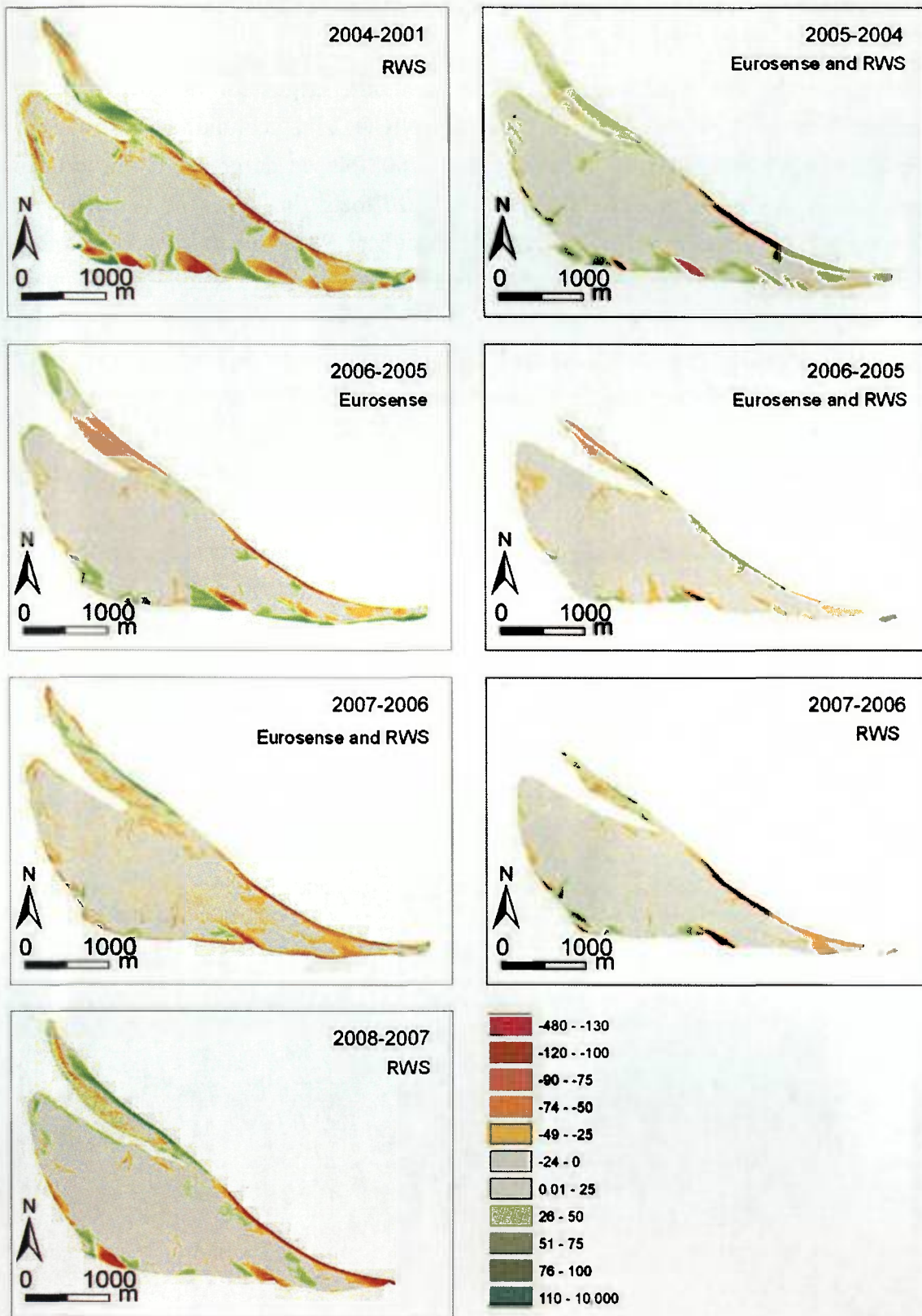
Figuur 70. Transect van zuid naar noord, over westelijk deel van de plaat en noordelijke landtong.



Figuur 71. Transect west naar oost.



Figuur 72. Hoogte uit laseraltimetrie (m NAP). Opnamen door Rijkswaterstaat (RWS) en Eurosense.



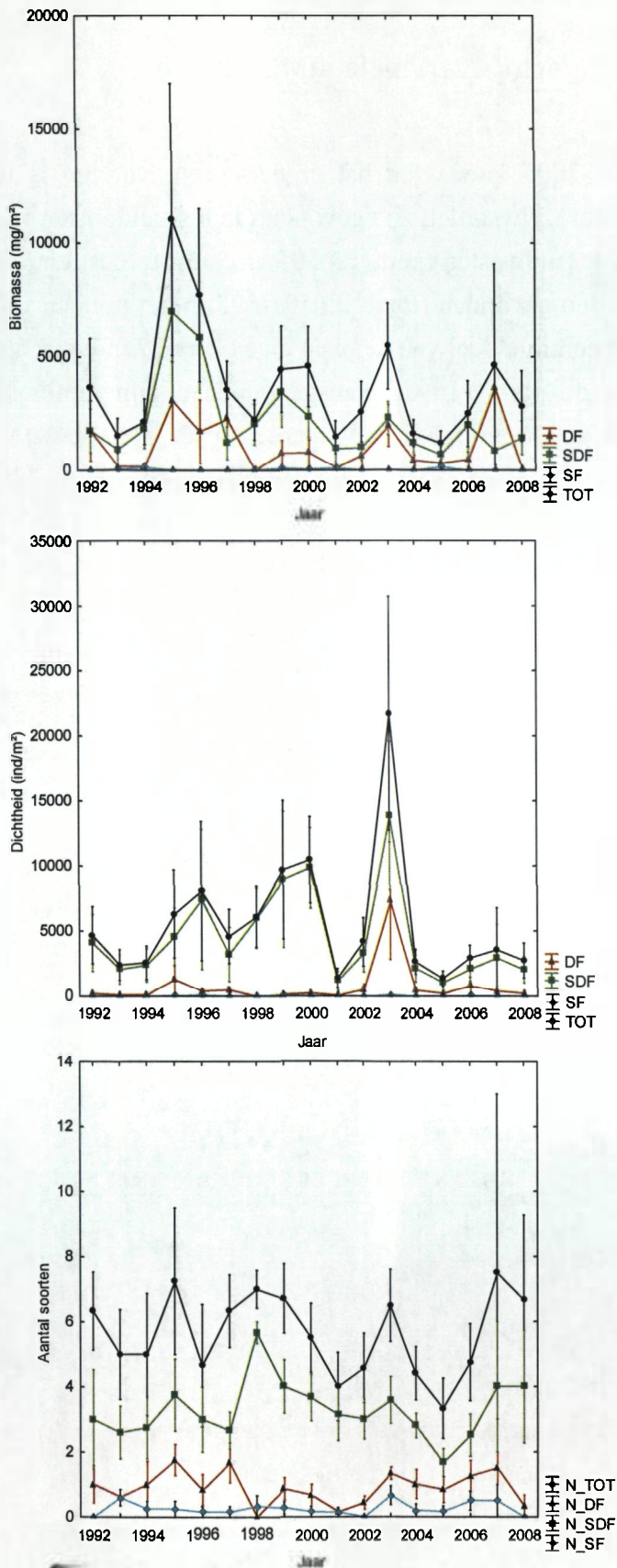
Figuur 73. Verschil in hoogte uit laseraltimetrie (in cm). Opnamen door Rijkswaterstaat (RWS) en Eurosense, als in vorige figuur.

4.2.1.7. Langjarige veranderingen in macrobenthos (BIOMON)

Langetermijn Rijkswaterstaat BIOMON monitoringsgegevens van de Westerschelde, ingewonnen door de Monitor Taakgroep van het NIOO, zijn gebruikt om te toetsen of de veranderingen in macrobenthos in de periode 2004-2008 binnen de grenzen van de historische veranderingen in het macrobenthos blijven. Voor deze toets zijn gegevens van het intertidaal geanalyseerd van de periode 1992-2008 van de Plaat van Walsoorden. Per jaar (voorjaar en najaarsbemonsteringen zijn samengevoegd) zijn gemiddeld 5 monsters genomen *random* verdeeld over de plaat.

Uit BIOMON data (Figuur 74, Appendix VII) blijkt dat de totale biomassa in de periode na de proefstorting (2005-2008) binnen de historische grenzen blijft. De dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos geven een soortgelijk resultaat. Een *one-way-ANOVA* wijst uit dat de totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom na de proefstort (2005-2008), niet significant verschilt van die van voor de proefstort (1992-2004). Ook bij een onderverdeling naar trofische groepen blijken er geen significante verschillen te zijn in biomassa, dichtheid en aantal soorten macrobenthos voor en na de stortproef.

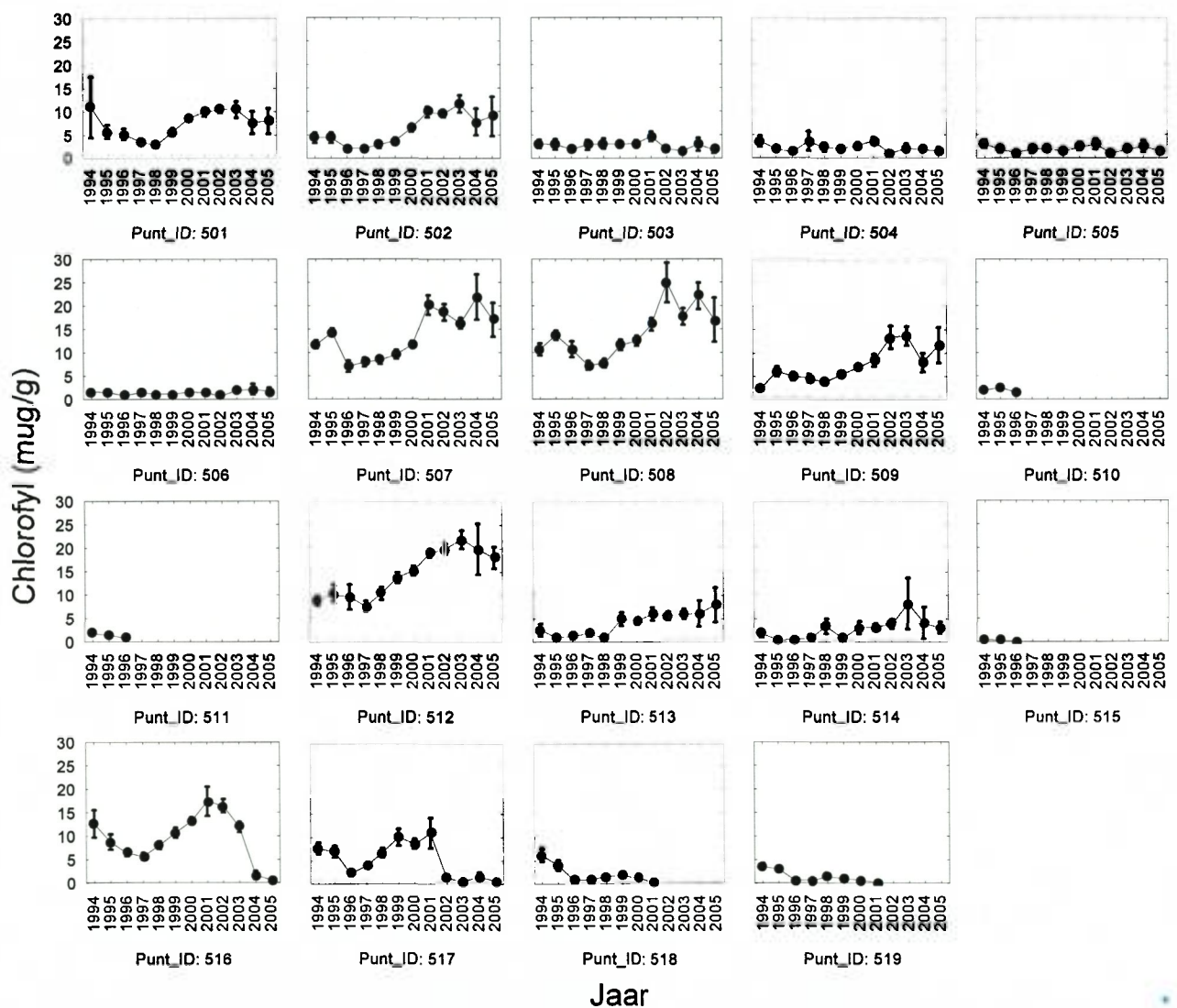
Voor zowel de biomassa, de dichtheid en de diversiteit van het macrobenthos lijkt geen trendbreuk te zijn opgetreden na de stortproef. Opgemerkt moet worden dat het aantal monsters per jaar (ca 5) echter zeer laag is om een betrouwbare uitspraak te kunnen doen over de langjarige trends.



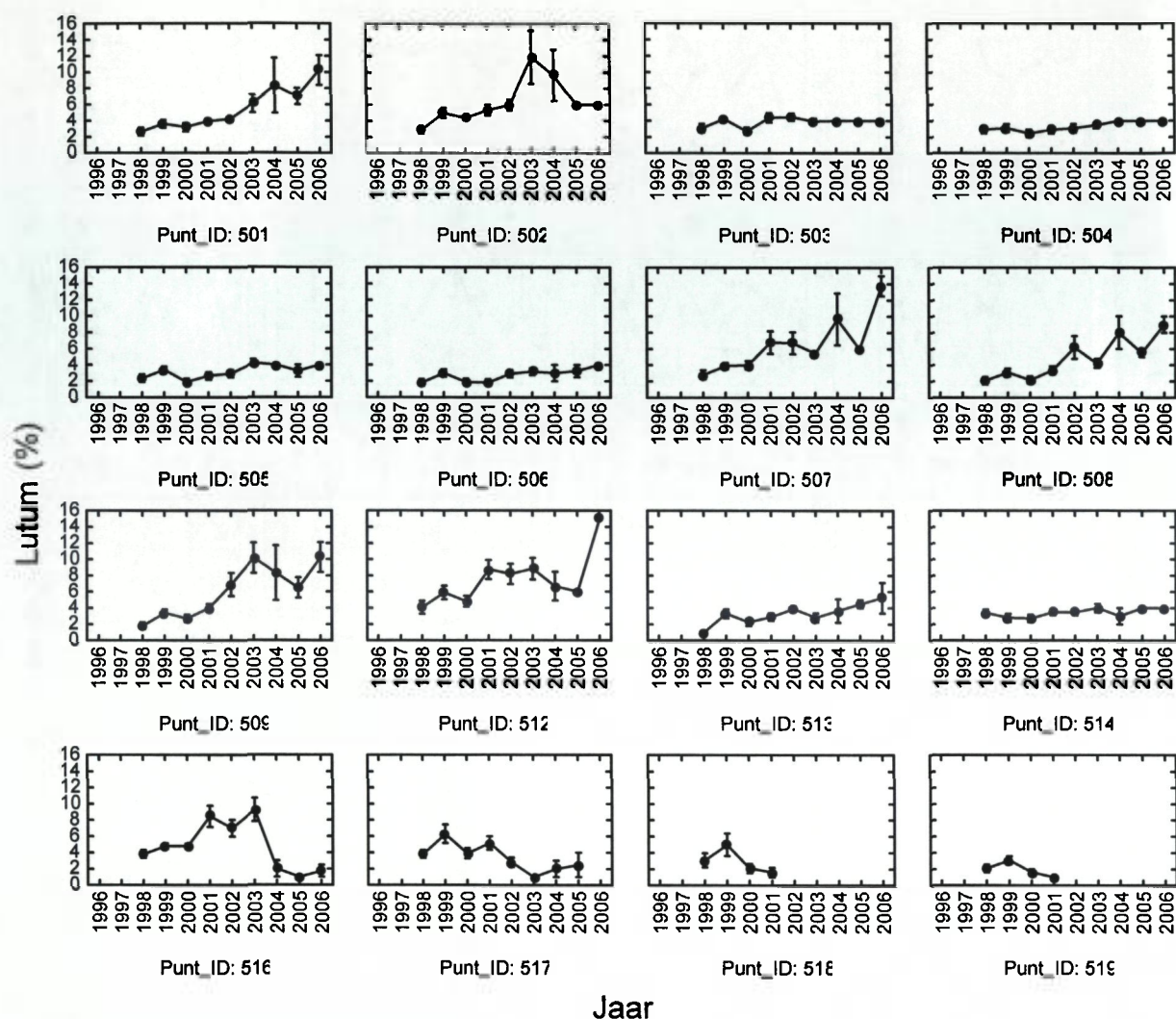
Figuur 74. Biomassa, dichtheid en diversiteit van het macrobenthos, totaal en onderverdeeld naar trofische groep, BIOMON data Plaat van Walsoorden, 1992-2008.

4.2.1.8. Langjarige veranderingen in omgevingsvariabelen (MOVE)

De MOVE data van de periode 1994-2005 laten zien dat er een grote variatie is in chlorofyl in ruimte en tijd (Figuur 75). Lage chlorofylwaarden zijn gevonden in het zuidoosten van de plaat (Punt_ID 503 tot en met 506), en in het zuidwesten (punt_ID 505 en 506). In het centrale deel van de plaat zijn juist hoge chlorofylwaarden gevonden (Punt_ID 501-502 in het midden van de plaat, 507 en 508 in het zuidwesten van het centrale deel van de plaat en 51 en 517 in het schor in het nooroosten van het centrale deel van de plaat). In de meeste gebieden zijn minimale chlorofylgehalten gevonden in de periode 1996-1998, en maximale waarden in de periode 2001-2004. Dit komt ook tot uitdrukking in de grafiek van de gemiddelde chlorofylgehalten (Figuur 78).

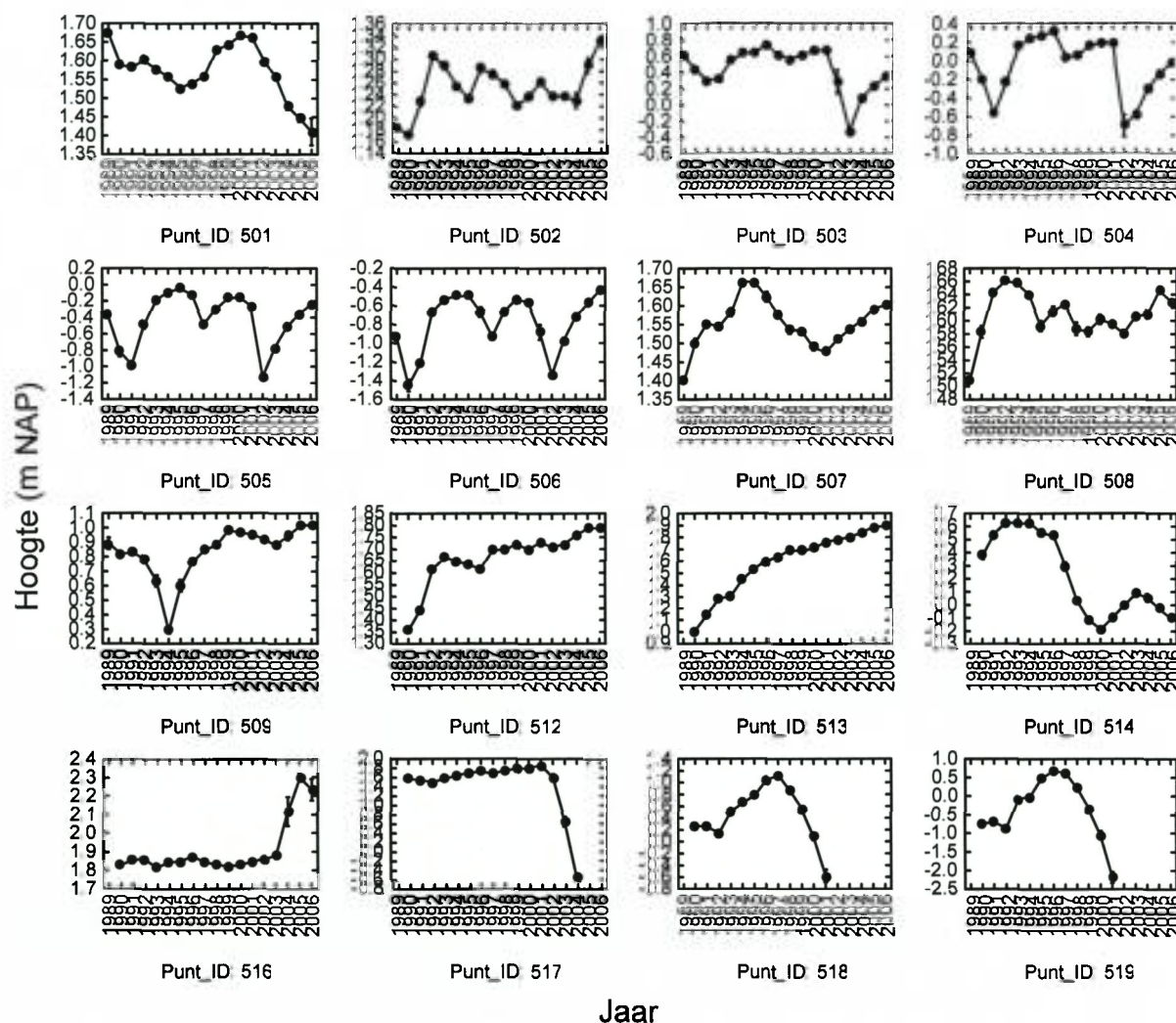


Figuur 75. Veranderingen in chlorofyl op de MOVE plots van Rijkswaterstaat. De Punt_ID's verwijzen naar de MOVE lokaties in Figuur 11.



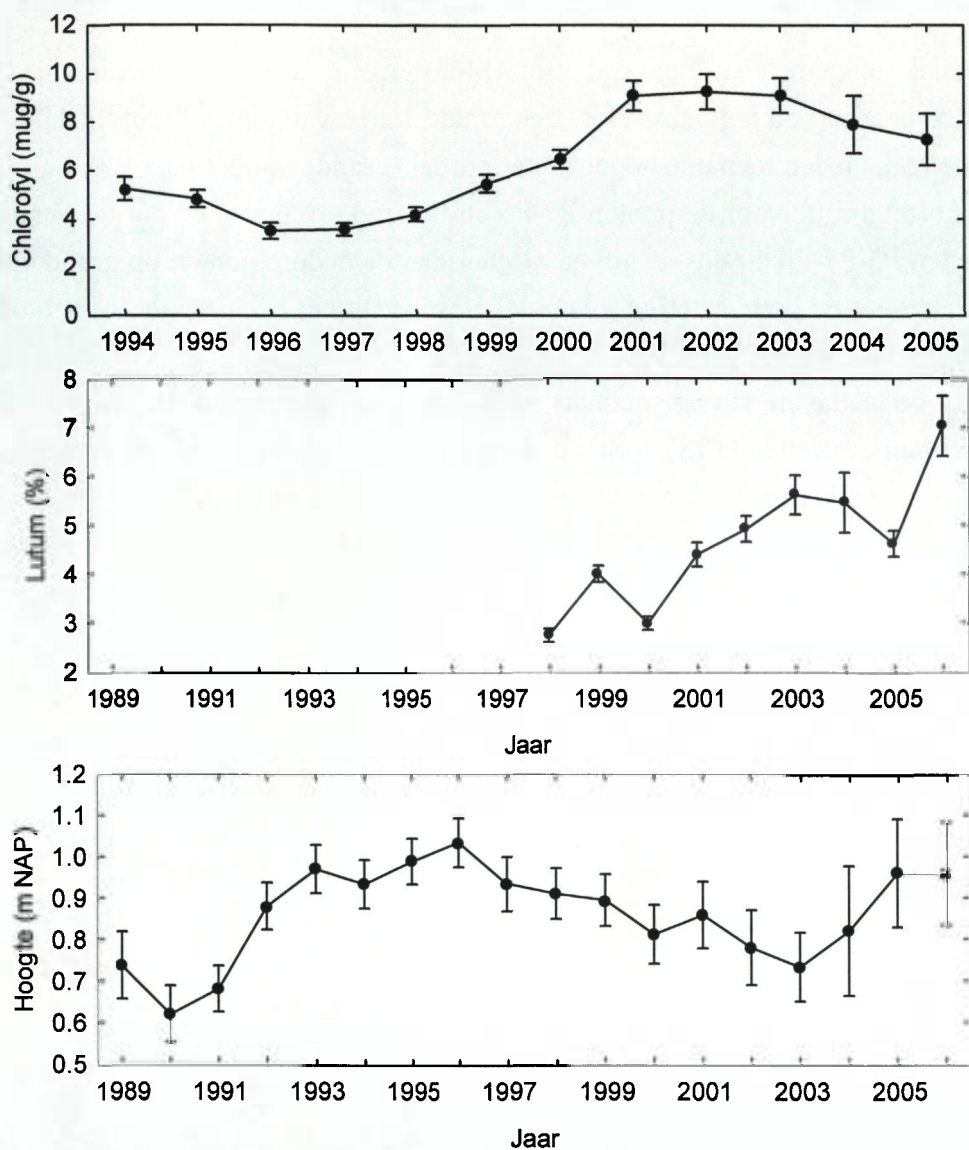
Figuur 76. Veranderingen in percentage klei (lutum) op de MOVE plots van Rijkswaterstaat. De Punt_ID's verwijzen naar de MOVE lokaties in Figuur 11.

Voor het lutumgehalte (Figuur 76) is een soortgelijke tendens te zien in ruimtelijke verspreiding: hoge kleigehalten komen vooral voor in het centrale deel van de plaat. Op vrijwel alle lokaties neemt het kleigehalte toe in de laatste 10 jaar. De gemiddelde lutumgehalten op de Plaat van Walsoorden zijn gestegen van 2.5% in 1998 tot 7% in 2006 (Figuur 78).



Figuur 77. Veranderingen in hoogteligging op de MOVE plots van Rijkswaterstaat. De Punt_ID's verwijzen naar de MOVE lokaties in Figuur 11.

De trends in hoogteligging (Figuur 77 en 78) verschillen per lokatie (bijvoorbeeld Punt_ID 501 versus 502). Op Punt_ID 513 (vergelijkbaar met station B28 in de ecologische monitoring), en in iets mindere mate 512 is een significante sedimentatie zichtbaar. In dit gebied breidt het schor zich sterk uit. De lokaties Punt_ID 503, 504, 505 en 506 bevinden zich aan de zuidzijde van de plaat. De ontwikkeling is vergelijkbaar met station B4 in de Ecologische monitoring. In dit gebied is de laterale dynamiek (zandgolven) dominant; erosie en sedimentatie wisselen elkaar af. De lokaties Punt_ID 517, 518 en 519 liggen in of noordelijk van het schor. Op deze lokaties zien we sedimentatie in het schor, gevolgd door laterale erosie, waardoor de lokaties uiteindelijk subtidaal worden. Deze ontwikkeling is vergelijkbaar met station B20 in de ecologische monitoring, waarvan de lokatie is verlegd vanwege laterale erosie (voorheen station B20, sinds 2006 station B20N).



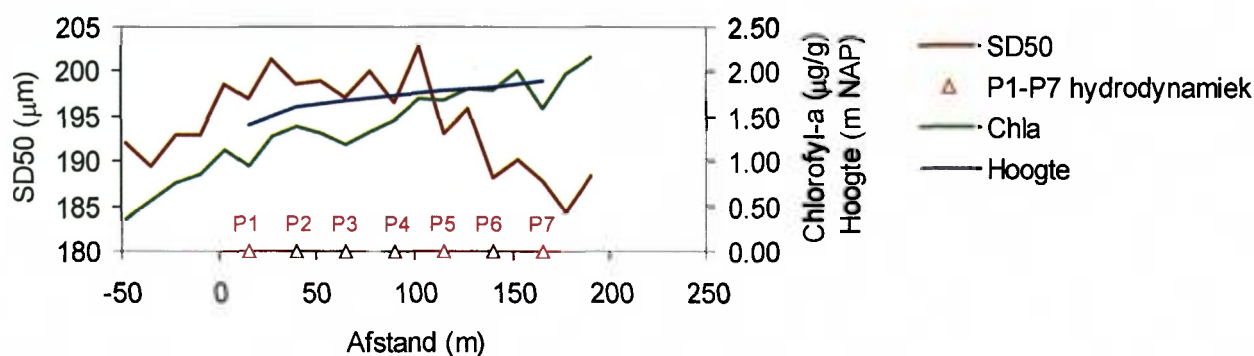
Figuur 78. Veranderingen in chlorofyl, lutumpercentage en hoogteligging op de MOVE plots van Rijkswaterstaat, gemiddeld over de Plaat van Walsoorden.

Voor zowel het chlorofylgehalte, het lutumgehalte als de hoogteligging passen de data uit de Ecologische monitoring goed in de langjarige tijdreeks van de MOVE data, en is geen duidelijke trendbreuk te zien voor en na de proefstortingen vanaf eind 2004 (Figuur 78).

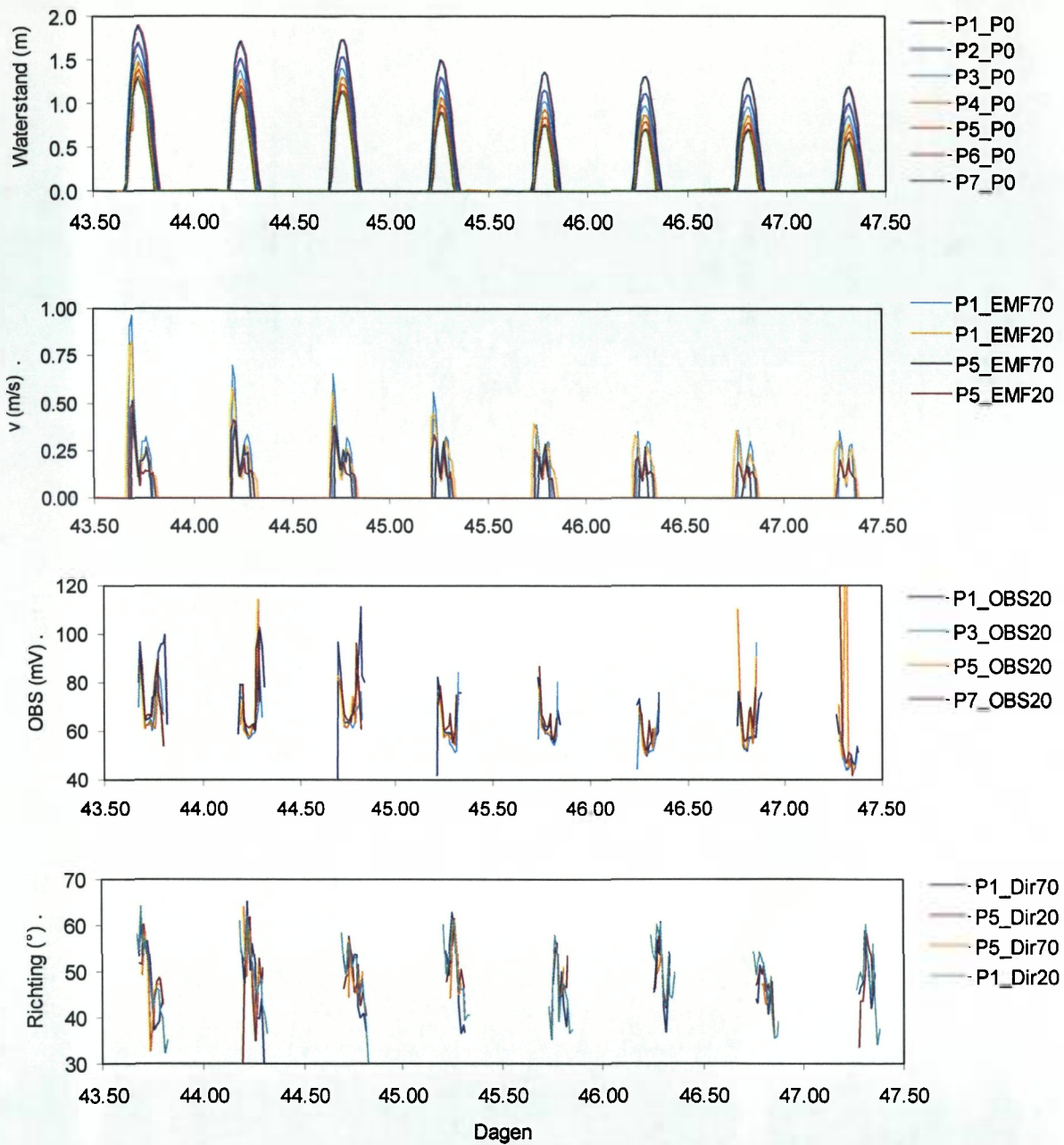
4.2.1.9. Hydrodynamiek

De hydrodynamiek is gemeten langs een raai. Monsternamen van bodemsediment en analyse op korrelgrootte-verdeling en pigmenten laat een gradient zien van lage chlorofylgehalten op het laagste punt in de raai, en een toename hoger in het profiel (gaande van P1 naar P7), en een gelijkaardige mediane korrelgrootte voor de punten P1-P5 en fijnere korrelgrootte voor de punten P5-P7 (Figuur 79). Punten P5-P7 lijken dus laagdynamischer dan de andere punten op grond van de sedimentkarakteristieken uit de bemonstering, overeenkomstig met het beeld op de luchtfoto's (Figuur 12).

Figuur 80 geeft de gemeten stroomsnelheid en richting op de punten P1 en P5, de ongecalibreerde sedimentconcentratie (OBS), en de waterstand op de 7 punten. De metingen beginnen bij springtij, en de getijamplitude neemt af totdat bij vloed maar een dun laagje water op de op 70 cm boven het oppervlak geïnstalleerde apparatuur staat op de meest hooggelegen punten (P5-P7). De gegevens zijn ook uitgezet ten opzichte van hoog water, en samengenomen per kwartier om de trends beter inzichtelijk te maken (Figuur 81 en 82). Uit de stroomsnelheidsplots blijkt een duidelijke vloed-dominantie op alle lokaties. De stroomsnelheden zijn hoger op P1 dan op P5, maar bij inkomend tij zijn de verschillen tussen de twee lokaties het grootst. De backscatter is het hoogst bij P7 en het laagst bij P3, maar let op dat de OBS waarden ongecalibreerd zijn.



Figuur 79. Sedimentbemonstering langs een raai (16 februari 2009), met aanduiding van de hydrodynamische meetlocaties P1 tot en met P7.



Figuur 80. Hydrodynamische metingen in de periode 12-16 februari 2009.

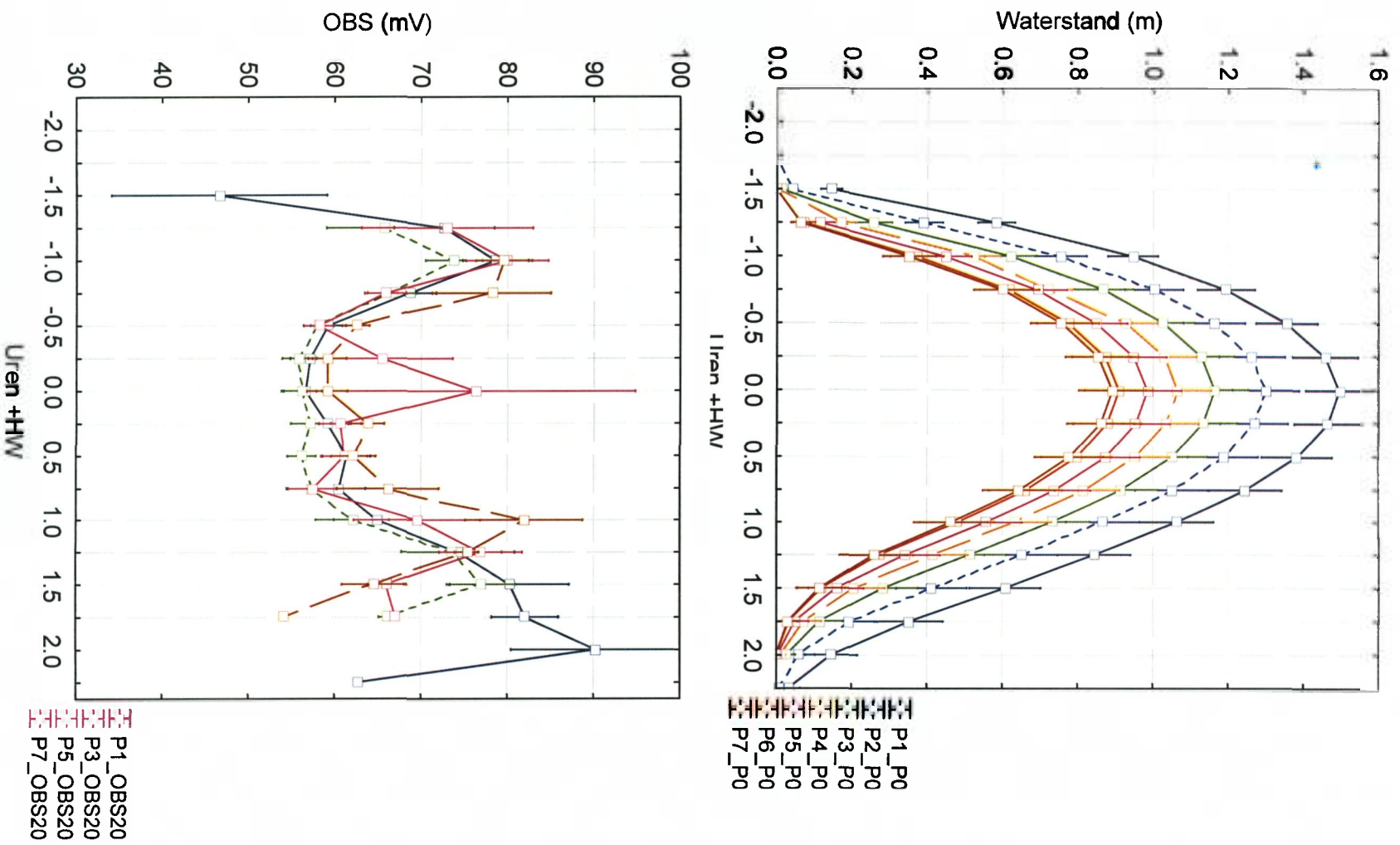


Figure 81. Waterstand en concentratie zware stoffen, Plaats van Waddoorden, februari 2009.

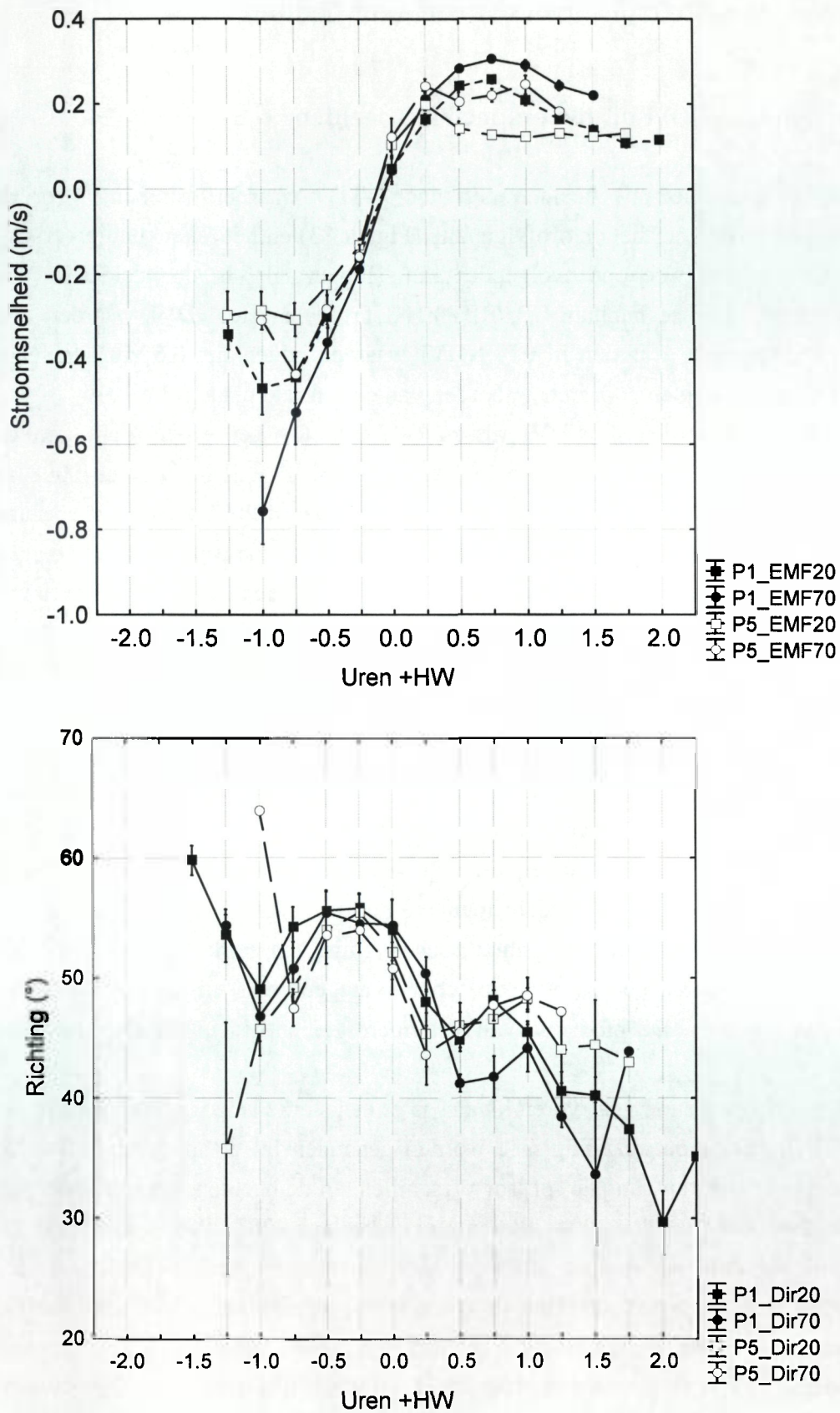


Figure 82. Stroomsnelheid en stroomrichting, Plaats van Walsoorden, februari 2009.

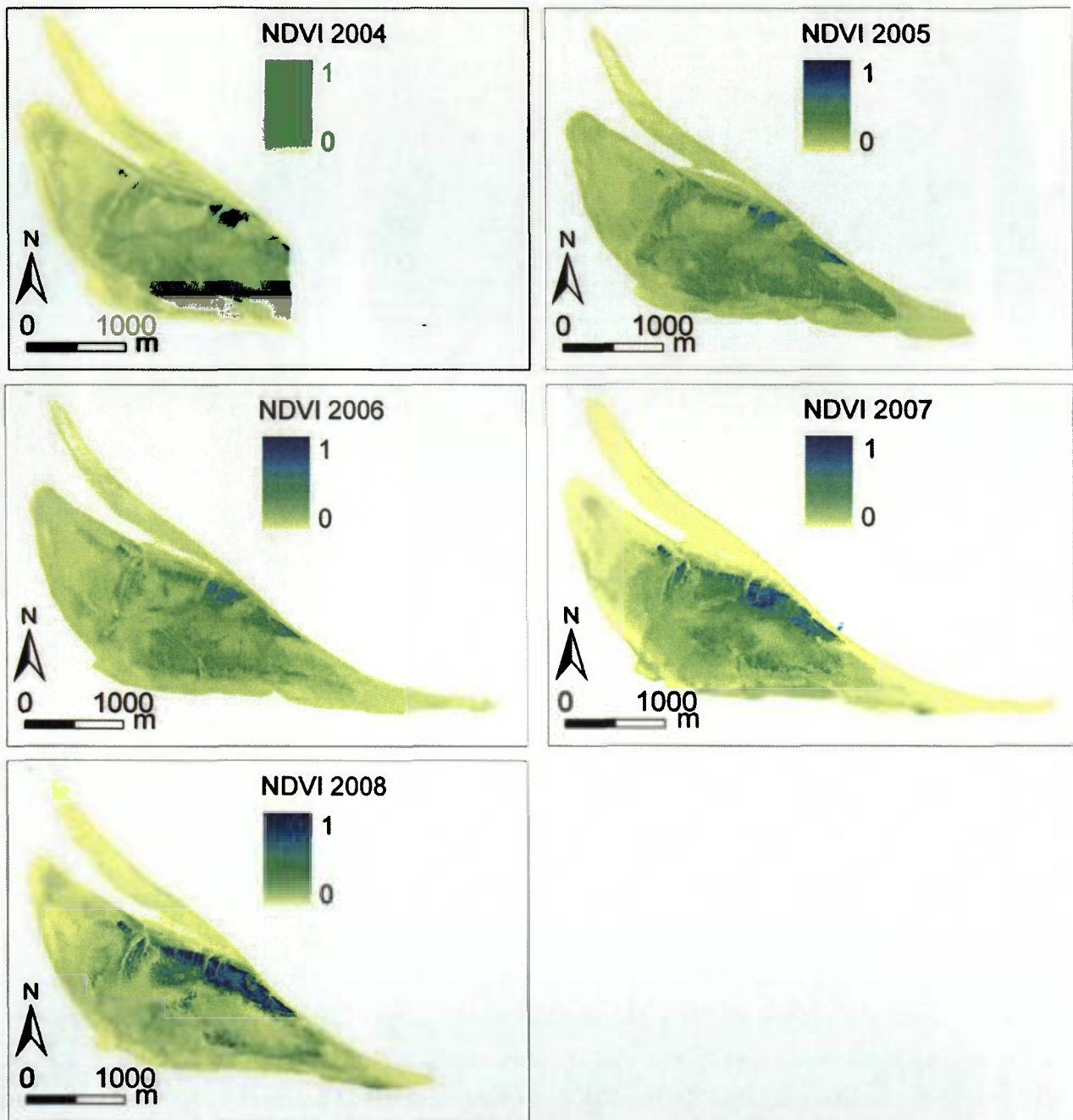
4.2.2. Synoptische hyperspectrale surveys vanuit een vliegtuig

4.2.2.1. Veranderingen in NDVI uit hyperspectrale beelden

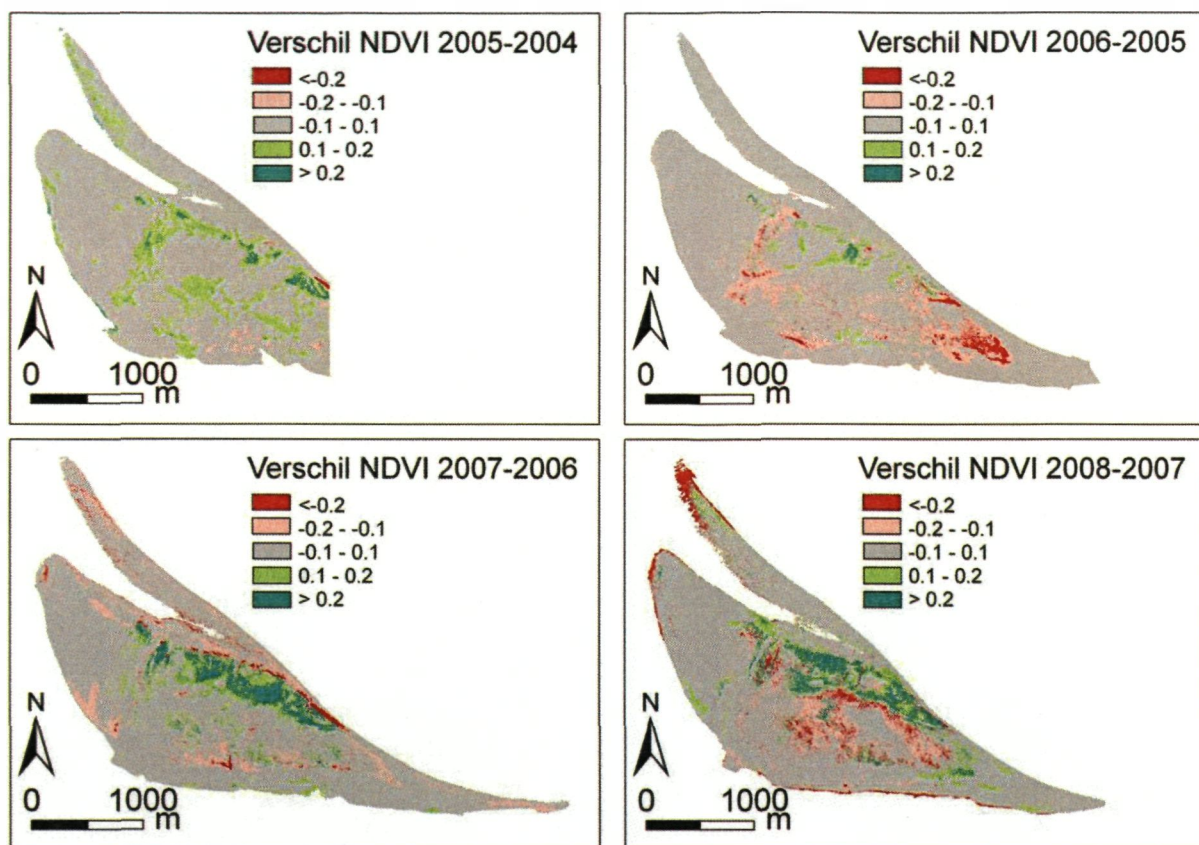
Uit de jaarlijkse hyperspectrale beelden zijn door VITO waarden berekend voor de vegetatie-index NDVI, als maat voor het chlorofylgehalte (Figuur 83) en het rekenkundig verschil tussen de NDVI waarden van twee opeenvolgende jaren (Figuur 84). In de beelden is een onderscheid te zien tussen de drie habitats CP, RP en NLT: de laagste NDVI waarden zijn gevonden in NTL, en de hoogste waarden in CP. NDVI waarden hoger dan 0.5 zijn als schor geclassificeerd; deze gebieden komen voor in het noorden van de centrale plaat.

Er zijn duidelijke verschillen in NDVI tussen de jaren. Op het eerste zicht zijn de verschillen in NDVI binnen het beeld het kleinst in 2005 en 2006, terwijl in 2007 en 2008 de ruimtelijke patronen geprononceerder zijn (Figuur 83). Tussen 2004 en 2005 zien we met name een toename aan chlorofyl van over het algemeen 0.1-0.2 (Figuur 84). In de westzijde van de plaat is het verschil minimaal, op de noordelijke landtong zijn de NDVI waarden over het algemeen iets hoger in 2005 dan in 2004. Tussen 2005 en 2006 zien we lichte toenames van NDVI waarden in de grootteorde tot 0.08 in de gebieden die door microfytobenthos gedomineerd worden. De afname van de NDVI waarden is meer uitgesproken, van 0.04 tot 0.4 en zelfs groter, en vindt met name plaats in het schor (met name ter hoogte van station B20). Het 2006-2007 verschilbeeld laat dan weer een toename van NDVI waarden zien ter hoogte van de als schor geclassificeerde gebieden, hoewel er weer een afname in NDVI te zien is aan de noordzijde van het schor. Lichte toenames en afnamen vinden plaats op de als MFB geclassificeerde gebieden. Tussen 2007 en 2008 breidt het schor zich verder uit, blijkend uit de verdere toename van de hoge NDVI waarden aan de noordzijde van de plaat. Ten zuiden van dit gebied zien we juist een sterke afname in NDVI. Algemeen kunnen we besluiten dat het oppervlakte schor is toegenomen, en dat ook de NDVI binnen het schor is toegenomen. De biomassa van het microfytobenthos is variabel, maar de afname domineert.

Zoals uit de grondmetingen al naar voren kwam, is er een sterke seizoensdynamiek in het chlorofyl, en dus NDVI. Hier moet rekening mee worden gehouden bij de interpretatie van de verschillen. De seizoensvariatie kan van jaar tot jaar verschillen, en de beelden zijn niet ieder jaar op dezelfde datum ingewonnen (beelden 2004-2006 in juni en beelden 2007-2008 in augustus). De seizoensvariatie is ook verschillend voor de biomassa van het microfytobenthos, waarvoor een piek in het late voorjaar wordt verwacht conform de grondmetingen, en voor de biomassa van het schor, waarvoor een piek in de zomer wordt verwacht (en voor *Aster* iets later dan voor *Salicornia*). De toename in NDVI binnen het schor en de afname in microfytobenthos over de jaren kan dus voor een deel verklaard worden door verschillen in opnamedatum. De uitbreiding van het schor in areaal is wel eenduidig toe te schrijven aan een langjarige ontwikkeling.



Figuur 83. De NDVI beelden van de 'Plaat van Walsoorden' voor de jaargangen 2004-2008.



Figuur 84. De jaarlijkse NDVI verschilkaarten van de 'Plaat van Walsoorden' voor de jaargangen 2004-2008.

4.2.2.2. Veranderingen in habitats uit hyperspectrale beelden

VITO-TAP heeft sediment-ecotopenkaarten vervaardigd uit de jaarlijks opgenomen hyperspectrale beelden, en heeft de veranderingen in sediment-ecotopen geanalyseerd. Hiervoor is de voor de kaarten van 2007 en 2008 gebruikte klasse 'nat zand' en 'droog zand' samengevoegd tot de klasse 'zand' om vergelijking met de classificaties van 2004-2006 mogelijk te maken. NIOO heeft de classificaties van 2007 en 2008 daarna geresampled naar een 4 bij 4 meter raster en gefilterd met behulp van een 3×3 *moving window majority* filter om de resultaten vergelijkbaar te maken met eerdere jaren (Figuur 85).

Bij een visuele observatie van het classificatieresultaat zijn reeds duidelijk verschillen waar te nemen. Zo is de klasse 'waterverzadigd sediment' en 'slibhoudend zand' in de classificaties van 2005 en 2006 duidelijk uitgebreider aanwezig dan in de classificatie van 2007. Ook de microfytobenthos (MFB) klassen zijn 2005 en 2006 beduidend uitgebreider aanwezig. In de classificatie van 2007 is dan weer het aandeel zand uitgebreider aanwezig. Om tot een objectieve vergelijking te komen werd de classificatie-evolutie via 'Change Detection Statistics' in ENVI© door VITO-TAP geanalyseerd (Tabel 13). In deze tabellen staat 'W.V.S.' voor 'waterverzadigd

sediment', 'Slib-Zand' voor 'nat slibhoudend zand', M_MFB' voor 'matige concentratie MFB', 'H_MFB' voor 'hoge concentratie MFB' en 'ZH_MFB' voor 'zeer hoge concentratie MFB'. De tabellen geven de statistieken weer van de classificatieveranderingen die optreden bij de overgang naar het volgende jaar. De kolommen geven het aandeel van een bepaalde klasse weer dat in het volgende jaar naar andere klassen is overgegaan. Diagonaal, blauw ingekleurd, vindt men het percentage van de klasse dat niet veranderd is. De rij 'Klasse verandering', geel ingekleurd, geeft het percentage van de oorspronkelijke klasse dat een nieuwe classificatie kreeg. De som van deze beiden is dus steeds 100 %. De rij 'Klasse verschil' geeft de procentuele aangroei (positief percentage) of procentuele afname (negatief percentage) van de betreffende klasse weer. Om aan te geven waar de grote classificatieverschuivingen zich situeren werden de grootste veranderingspercentages (> 20 %) donkergroen ingekleurd, kleinere classificatieverschuivingen (> 10 % en < 20 %) werden lichtgroen ingekleurd, classificatieverschuivingen kleiner dan 10% werden niet ingekleurd.

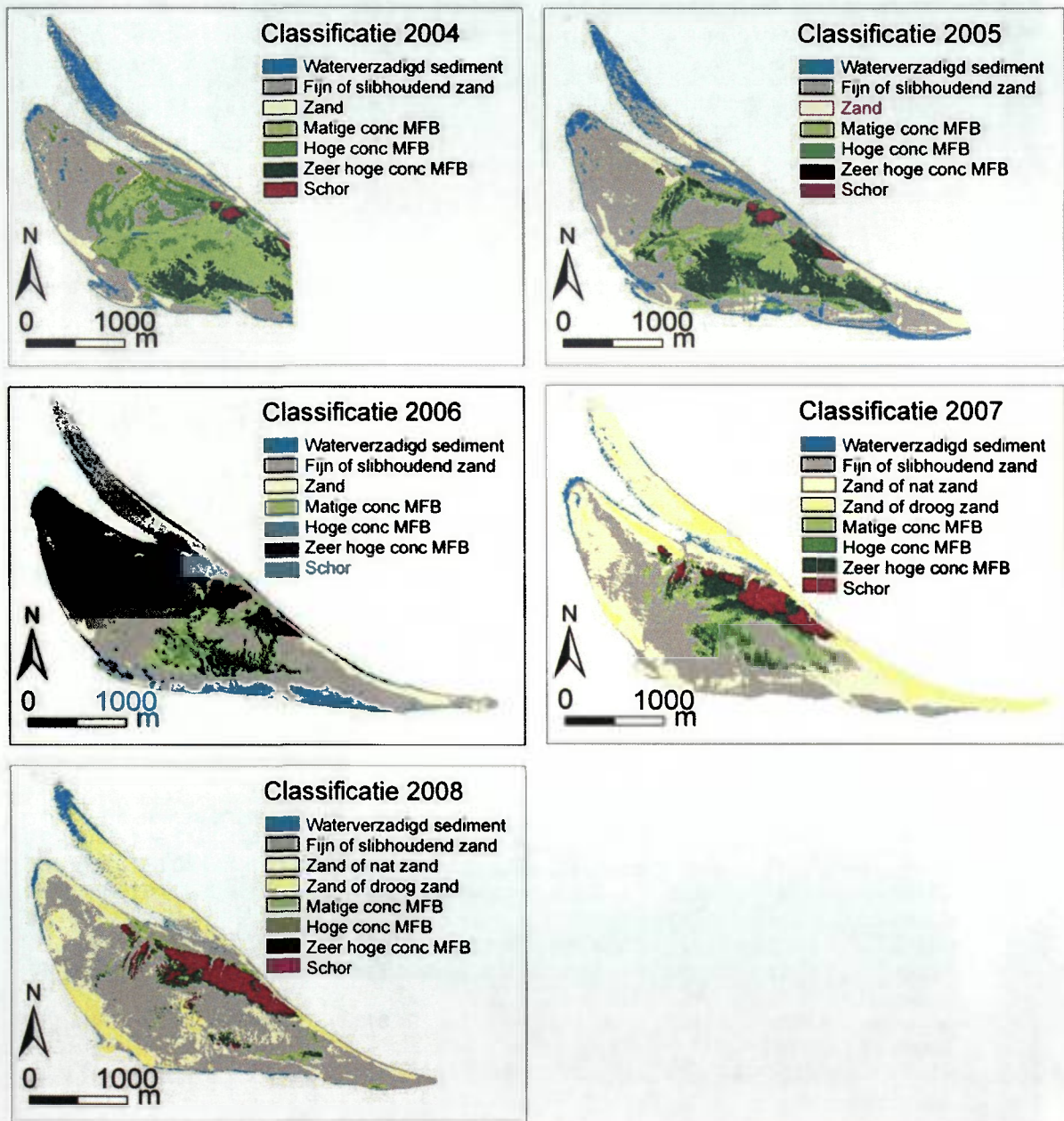
De analyse van het classificatieverschil tussen 2005 en 2006 laat de volgende resultaten zien. De meest stabiele klassen, m.a.w. de klassen waar de minste veranderingen optraden, zijn schor en nat slibhoudend zand, resp. 81 % en 71 % van de gebieden die alzo geclassificeerd werden bleven onveranderd. Voor schor vond er wel een aangroei plaats met 43 % en het nat slibhoudend zand nam toe met 22 %. De grootste veranderingen traden op in de MFB klassen. Van de oorspronkelijke zeer hoge concentratie MFB bedekte oppervlakte bleef 25 % over, van matige concentratie MFB bedekte oppervlakte bleef 18 % over en van de hoge concentratie MFB bedekte oppervlakte klasse bleef slechts 9 % over. Voor deze drie klassen was er een algemene achteruitgang van de bedekte oppervlakte met resp. 54 %, 42 % en 5 %. Het verlies van de met MFB bedekte oppervlakte ging vooral ten koste van nat slibhoudend zand maar ook binnen de MFB klassen vond er een lichte verschuiving plaats. Zo ging 20 % van de oorspronkelijke bedekte zeer hoge concentratie MFB over naar de klasse hoge concentratie MFB. Van de klassen water verzadigd sediment en zand veranderde resp. 67 % en 64 % van de oorspronkelijk bedekte oppervlakte van klasse. Er was een aangroei van water verzadigd sediment met 28 % en van zand was er een afname van 26 %. Algemeen kan gesteld worden dat het aandeel van de klassen water verzadigd sediment en zand alsook de klasse slibhoudend zand afhankelijk is van de waterstand op het moment van de opname. Gebeurt de opname vrijwel onmiddellijk bij het bereiken van de laagwaterstand dan heeft de zandplaat nog niet voldoende tijd gehad om uit te drogen. Het aandeel water verzadigd sediment en slibhoudend zand zal nu groter zijn ten koste van zand. Gebeurt de opname wanneer het water terug op begint te komen, dan heeft de plaat tijd gehad om uit te drogen en zal het aandeel zand groter zijn ten koste van water verzadigd sediment en slibhoudend zand.

Reeds bij een visuele observatie van Figuur 85 zijn opmerkelijke verschillen te onderscheiden tussen de classificatie van 2006 en 2007. Vooreerst kan duidelijk worden waargenomen dat de klasse zand in 2007 enorm is toegenomen. Dit blijkt ook uit de statistische analyse van het classificatieverschil 2006-2007, de totale zandoppervlakte is toegenomen met

maar liefst 548 %. Na een grondige analyse van de hyperspectrale dataset van 2007, gebruik makend van de grondwaarheid verzameld in 2007, bleek er een opsplitsing nodig te zijn voor de klasse slib zoals deze in de classificatie van 2005 en 2006 bestond. Een deel van de in 2005 en 2006 als slib geclassificeerde oppervlakte bestaat nl. uit nat zand, waarbij na analyse van de verzamelde grondstalen zelfs bleek dat er helemaal geen slib aanwezig was. Een analyse van de betreffende spectra, zoals aangegeven en besproken bij Figuur 21, bevestigde dit. Daarom is voor de classificatie van 2007 onderscheid gemaakt tussen nat en droog zand. Tevens werd de klasse slib van 2005 en 2006 hernoemd tot slibhoudend zand daar dit sediment voornamelijk bestaat uit zand. De afname van de oppervlakte slibhoudend zand met 36% is dan ook voornamelijk toe te schrijven aan de classificatie van een deel van deze oppervlakte als nat zand. Merk wel op dat de klasse zand zoals weergegeven in Figuur 85 bestaat uit de samensmelting van de klasse nat zand en droog zand. Deze samensmelting was nodig om een vergelijking te kunnen maken met de classificaties van de vorige jaren. Ten tweede kan worden geobserveerd dat het water verzadigd sediment, voorheen 'Vochtig gebied' genoemd, eveneens drastisch is afgenomen en wel met 82 %. Wanneer de hyperspectrale opname gebeurt nadat de plaat voldoende tijd heeft gehad om op te drogen kan inderdaad het aandeel water verzadigd sediment afnemen. Dit lijkt een logische verklaring daar 43 % van de oorspronkelijke oppervlakte, 'Vochtig gebied', overgaat naar de klasse slibhoudend zand en 45 % overgaat naar de klasse droog of nat zand. Ten derde zijn er binnen de MFB klassen grote verschuivingen, de totale oppervlakte matig, hoge en zeer hoge concentratie neemt af met resp. 18 %, 36 % en 16 %. Een aanzienlijk deel van deze oppervlakten wordt opgenomen in de slibhoudend zand klasse, n.l. 42 %, 38 % en 22 %. Van de zeer hoge concentratie MFB gaat 25 % over naar de schor klasse. De oppervlakte aan schor neemt daardoor toe met 149 %.

Uit een visuele analyse is duidelijk te zien dat de plaat van Walsoorden in 2007 een groter gebied bestrijkt dan in 2008, vooral in het oosten van de plaat. Ook is het aandeel water verzadigd sediment groter in 2008 dan in 2007. Beide observaties zijn gerelateerd aan het feit dat de opname in 2008 dichterbij het tijdstip van hoogwater valt dan in 2007. Hoewel de grote zandbankstructuren identiek zijn gebleven kan men zien dat het aandeel van zand en nat zand is afgenomen en dit ten voordele van het slibhoudend zand. Ook is het gebied dat in 2007 nog lage tot hoge concentraties MFB bevatte gereduceerd. Het schorgebied is echter uitgebreid, voornamelijk daar waar in 2007 nog een hoge MFB concentratie werd opgemeten. De grote lijnen van de visuele analyse worden in Tabel 13 bevestigd. Het aandeel W.V.S., nat zand en zand dat in 2008 niet meer is geclassificeerd, en dus voor deze plaat in het water is gelegen, is uiterst groot (respectievelijk 64%, 10% en 18%). Zoals reeds eerder is aangehaald is dit het gevolg van de tijdstip van opname in relatie tot de hoogwaterstand. Het aandeel slibhoudend zand is significant toegenomen (31%) en dit ten nadele van bijna alle klassen. Hier tegenover staat dat zowel het oppervlakte nat zand als zand met 42% en 5% is gereduceerd. De onderlinge evolutie tussen nat zand en zand is groot (15% en 24%) en toont aan dat het effect van het moment van opname niet

als enige determinerende factor geldt en dat de hoger gelegen plaatsen met droog zand niet 100% vast liggen. Uit Tabel 15 blijkt dat het schor de meest stabiele klassen is en zelfs, ten nadelen van het MFB, is gegroeid in oppervlakte (+48%). Het MFB is dan weer sterk verminderd, en dit voor zowel de lage (-53%), midden (-61%) en hoge (-48%) concentraties.



Figuur 85: De sediment-ecotoop classificatie van de Plaats van Walsoorden voor 2004-2008.

Tabel 13. Statistieken van de veranderingen in classificatie van jaar tot jaar voor de Plaat van Walsoorden.

		2005						
%		W.V.S.	Slib-Zand	Zand	M MFB	H MFB	ZH MFB	Schor
2006	Unclassified	26,2	2,7	3,2	0,1	0,0	0,0	0,0
	W.V.S.	33,2	14,9	10,8	6,9	4,3	2,0	0,0
	Slib-Zand	36,4	70,8	48,5	51,9	52,3	32,1	4,2
	Zand	3,3	5,4	35,7	0,4	0,0	0,1	2,4
	M MFB	0,4	3,0	0,4	18,4	16,9	16,4	0,1
	H MFB	0,3	1,9	1,0	9,9	9,3	20,2	1,6
	ZH MFB	0,1	1,2	0,2	11,5	15,8	25,1	10,8
	Schor	0,0	0,0	0,2	0,9	1,4	4,1	80,9
	Klasse verandering	66,8	29,2	64,3	81,6	90,7	74,9	19,1
	Klasse verschil	27,6	22,2	-26,3	-42,1	-4,9	-54,1	43,1

		2006						
%		W.V.S.	Slib-Zand	Zand	M MFB	H MFB	ZH MFB	Schor
2007	Unclassified	7,0	2,3	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	W.V.S.		0,7	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Slib-Zand	43,0	36,1	4,3				3,3
	Zand			88,5	11,3	9,0	4,7	11,0
	M MFB	1,2	4,8	0,2	15,0	19,0	11,8	1,4
	H MFB	0,3	2,4	0,1	10,1	12,0	13,3	1,3
	ZH MFB	0,2	3,8	0,2	15,7	13,1	23,1	7,2
	Schor	0,1	1,2	0,1	5,8	8,5		
	Klasse verandering	97,0	63,9	11,6	85,0	88,0	76,3	24,3
	Klasse verschil		-36,0	547,5	-17,7	-35,9	-15,6	149,3

		2008							
%		W.V.S.	Slib	Nat zand	Zand	L MFB	M MFB	H MFB	Schor
2008	Unclassified	1,964	7,008	10,223	18,337	0,061	0,039	0,021	0,007
	W.V.S.		1,933	5,601	1,911	0,296	0,182	0,041	0,055
	Slib	13,092							4,44
	Nat zand	7,403	16,372		24,059	18,72	14,162	3,691	0,579
	Zand	3,287	2,851	15,239		3,226	4,21	0,554	0,46
	L MFB	0,141	2,375	2,304	0,945		6,484	7,152	1,668
	M MFB	0,134	0,992	0,779	0,21	3,423		5,826	1,703
	H MFB	0,052	1,378	0,669	0,123	6,762	11,096		7,267
	Schor	0,017	0,984	0,283	0,044	5,235	9,517		
	Klasse verandering	88,089	33,893	72,852	72,867	94,813	95,256	80,588	16,18
Klasse verschil	35,458	31,081	-42,331	-5,295	-52,833	-61,455	-47,789	48,163	

4.2.3. Statistische analyse van het macrobenthos

4.2.3.1. Univariante variantie-analyse (ANOVA)

De ANOVA resultaten van het intertidaal zijn opgenomen in Appendix VII. Getoetst is of het macrobenthos op de plaat afhankelijk is van de factoren jaar, seizoen en station. Het jaareffect is niet significant voor de biomassa van het macrobenthos, het seizoenseffect wel (de biomassa is hoger in het najaar dan in het voorjaar). Hetzelfde geldt voor de dichtheid van het macrobenthos. Het aantal soorten is ook afhankelijk van het seizoen, maar ook het jaareffect is significant: het aantal soorten is groter in 2006 en 2007 dan in 2004 (Fisher LSD posthoc toets).

De mediane korrelgrootte is ook veranderd: deze is afgenomen in de periode 2004-2008. Voor het slibgehalte is zowel het seizoenseffect (slibgehalten zijn hoger in het najaar dan in het voorjaar) als het jaareffect (het slibgehalte is toegenomen) significant. Ook voor het chlorofylgehalte en voor de NDVI uit grondwaarnemingen is een significant jaareffect gevonden (beide zijn significant afgenomen tussen 2006 en 2008), maar er is geen significant verschil tussem voorjaars- en najaarsbemonstering. Voor alle variabelen geldt dat de verschillen tussen de stations ook significant zijn. Wanneer niet station, maar habitat (CP, NLT of RP) wordt meegenomen in de analyse van voorjaars- en najaarsdata vinden we hetzelfde resultaat; voor alle variabelen geldt ook dat er significante verschillen zijn tussen de habitats.

Er is ook een analyse uitgevoerd op de sediment- en chlorofylmetingen die 4-6 keer per jaar zijn uitgevoerd, onderverdeeld in winter, lente, zomer, en herfstbemonsteringen. Hieruit blijkt voor alle parameters een significant effect van jaar (afname in mediane korrelgrootte, toename in slibgehalte, afname in chlorofyl en een afname in NDVI), en een significant effect van seizoen.

Op de 40 punten is ook de NDVI uit de hyperspectrale beelden en de hoogte uit vliegtuiglaseraltimetrie bepaald. Beide variabelen zijn significant veranderd in de tijd, en namen significant toe met uitzondering van 2007 (lage NDVI, en lage hoogteligging).

4.2.3.2. Regressie-analyse van univariate data

De relatie tussen totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos en de omgevingsvariabelen (NDVI en hoogteligging uit vliegtuig remote sensing, mediane korrelgrootte D50 en slibgehalte) zijn verder bestudeerd aan de hand van responscurven (Figuur 86-88, Appendix VIII). Macrobenthosbiomassa heeft de beste respons op zowel de NDVI en SD50, maar ook de respons op slibgehalte en hoogte is significant. Voor totale dichtheid is een responsmodel met alle omgevingsvariabelen het best. De respons van soortenrijkdom is dan weer het best voor

een model met alleen NDVI en D50, maar ook soortenrijkdom heeft een significante respons op alle onderzochte omgevingsvariabelen.

Responscurven zijn ook uitgezet voor een aantal kenmerkende soorten in het intertidaal. Zo blijkt *Heteromastus filiformis* met name voor te komen in fijn sediment (Figuur 89-94). De biomassa van *H. filiformis* neemt toe met NDVI, behalve in het schor (d.i. lokaties met een zeer hoge NDVI). *Macoma balthica* en *Nereis diversicolor* hebben een soortgelijke respons. *Bathyporeia pilosa* heeft juist de hoogste biomassa's in grof (D50 \approx 190 μ m) sediment, en de biomassa is zeer laag in het schor. De biomassa van *Pygospio elegans* neemt vooral toe met de hoogteligging, maar ook hier is de biomassa in het schor lager dan op de door microfytobenthos gedomineerde gebieden. *Oligochaeta* (regenwormen) hebben wel een optimale biomassa in het schor, terwijl hun biomassa ook toeneemt met hoogteligging.

Uit de responscurven kan ook worden afgeleid hoe het macrobenthos zal reageren op omgevingsveranderingen. De gevonden gemiddelde afname in mediane korrelgrootte van ca 179 μ m in 2004 naar 168 μ m in 2008 en de toename van het slibgehalte van 4% naar 9% zal leiden tot een toename van de totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom, hoewel dat van een aantal soorten juist af zal nemen (zoals *Bathyporeia pilosa*). De toename van het schorareaal, en een afname in microfytobenthos biomassa zal juist leiden tot een afname in totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom. Dergelijke ontwikkelingen zijn ook inderdaad waargenomen. Momenteel lijkt de plaat zich dicht bij een ecologisch optimum te bevinden. Wanneer er geen intertidaal gebied bijkomt, zullen de huidige ontwikkelingen leiden tot een ecologische verarming van de plaat.

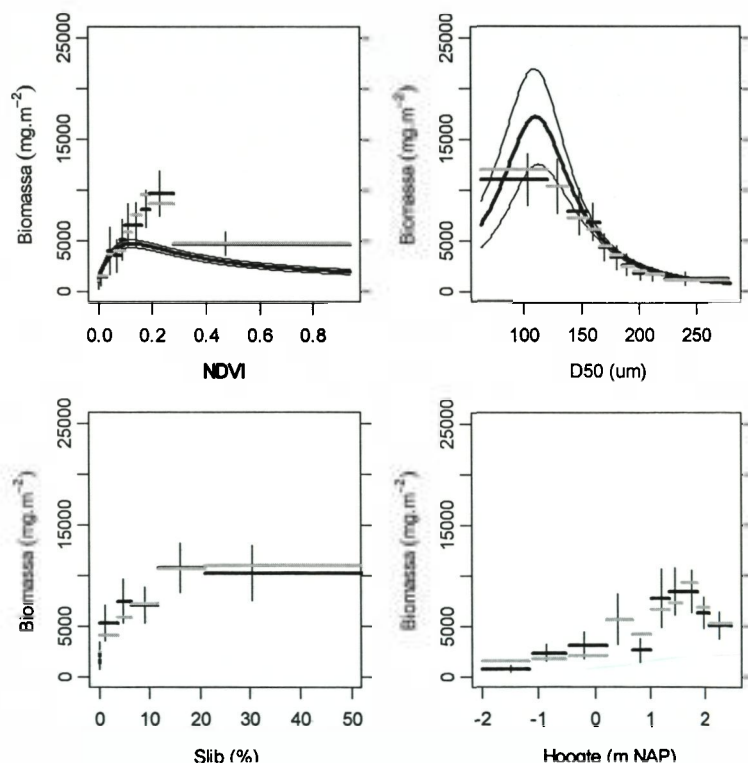


Figure 86. Biomassa als een functie van NDVI en D50. NDVI en hoogte zijn afgeleid uit vliegtuigremote sensing data.

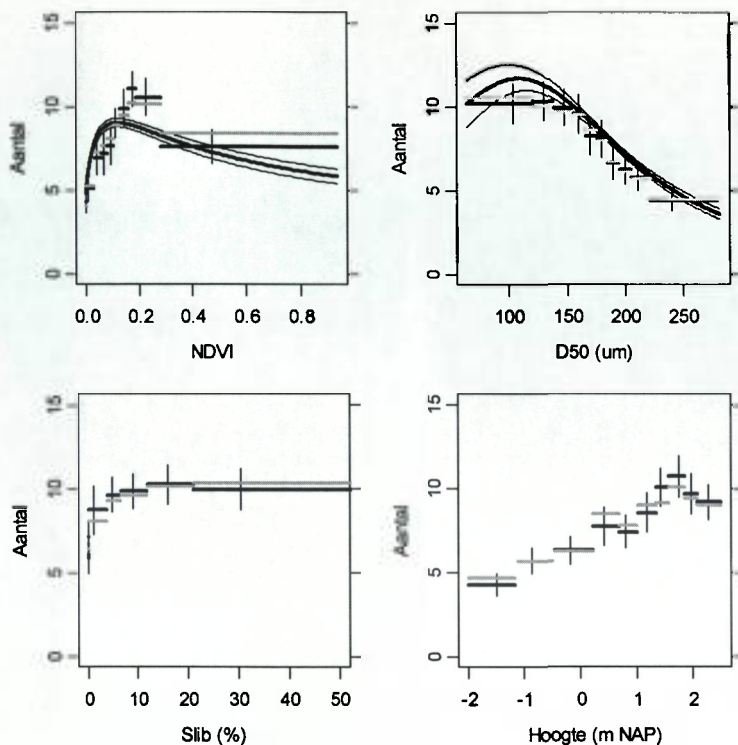


Figure 87. Aantal soorten als een functie van NDVI en D50. NDVI en hoogte zijn afgeleid uit vliegtuigremote sensing data.

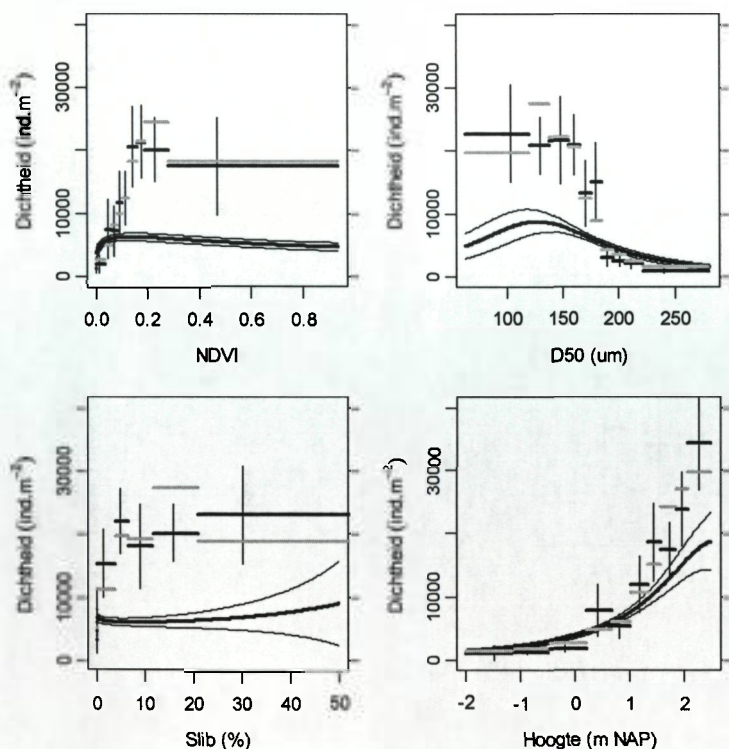


Figure 88. Dichtheid als een functie van NDVI, D50, slibgehalte en hoogte in het intertidaal. NDVI en hoogte zijn afgeleid uit vliegtuigremote sensing data.

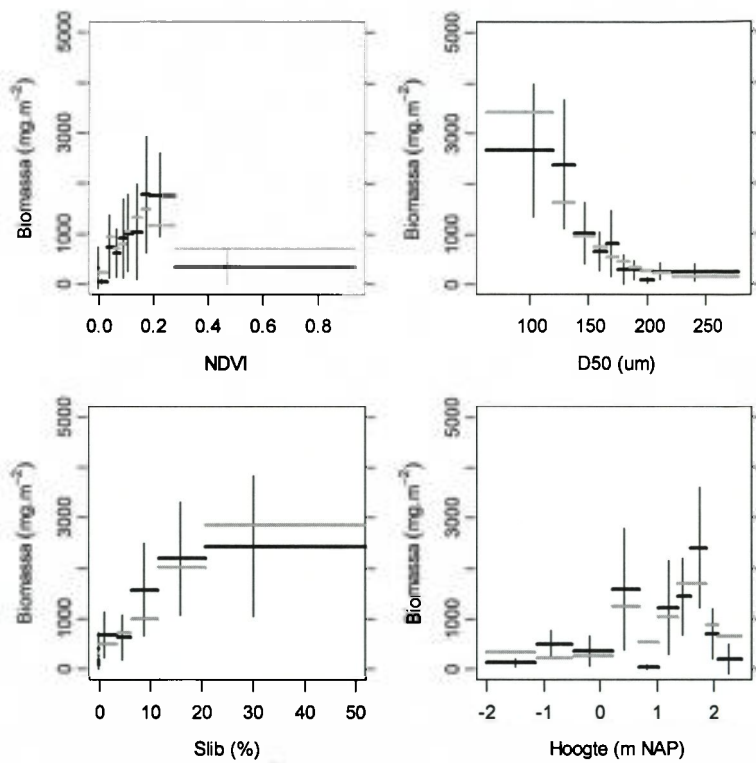


Figure 89. Respons van *Heteromastus filiformis* op omgevingsvariabelen.

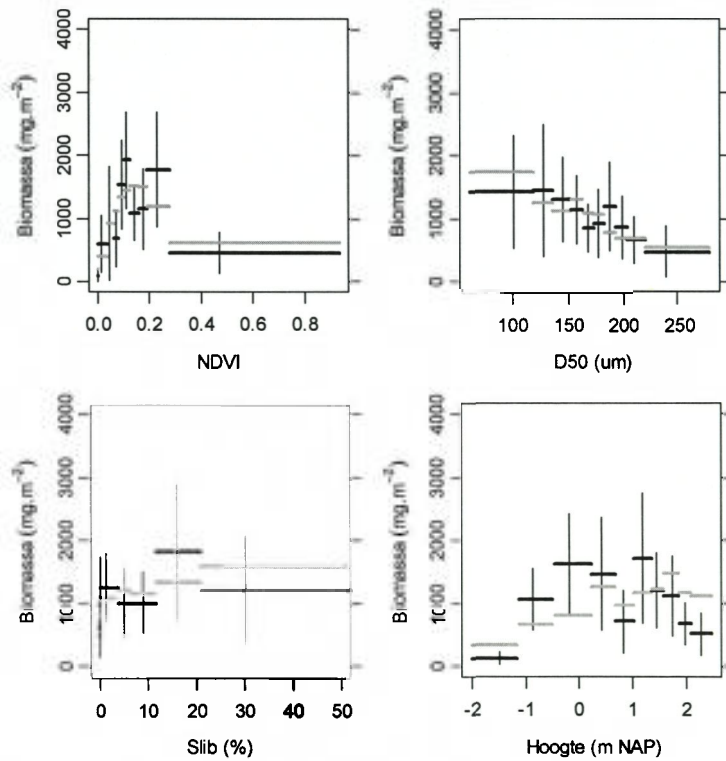


Figure 90. Respons van *Macoma balthica* op omgevingsvariabelen.

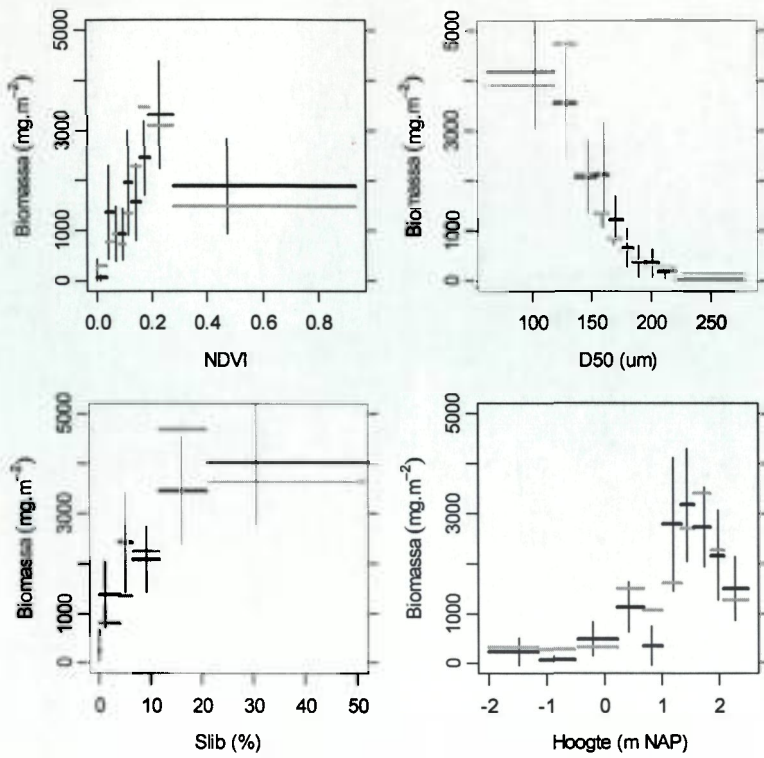


Figure 91. Respons van *Nereis diversicolor* op omgevingsvariabelen.

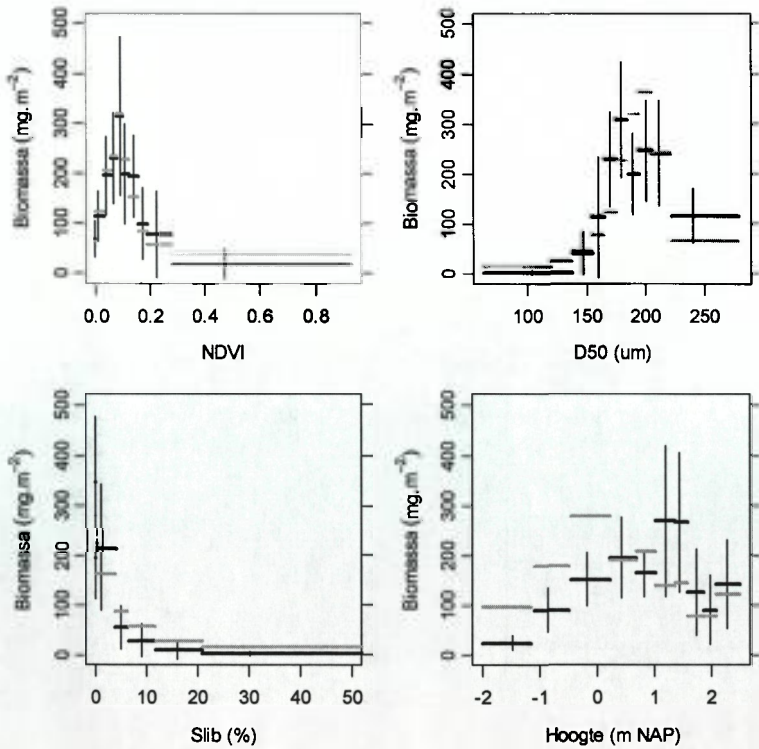


Figure 92. Respons van *Bathyporeia pilosa* op omgevingsvariabelen.

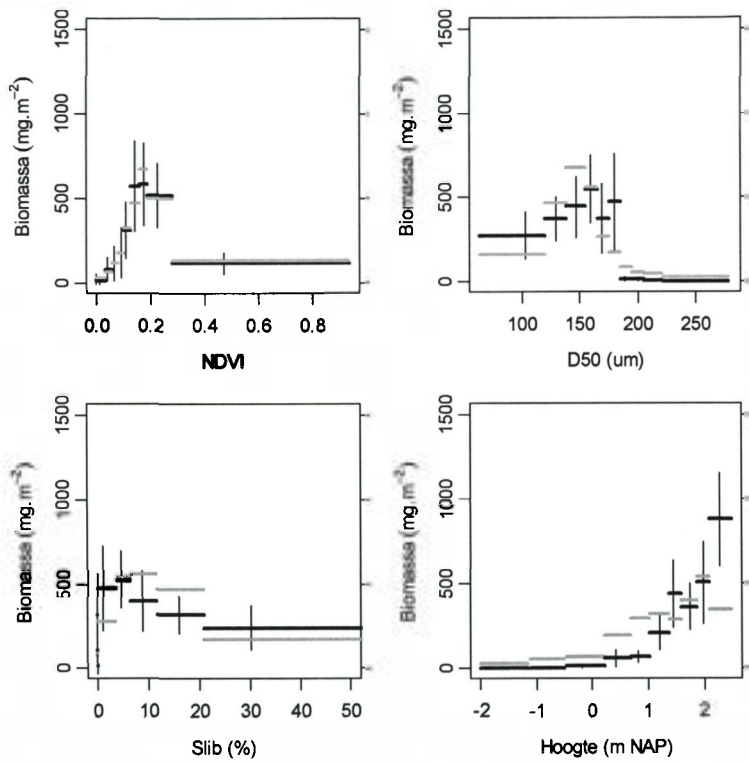


Figure 93. Respons van *Pygospio elegans* op omgevingsvariabelen.

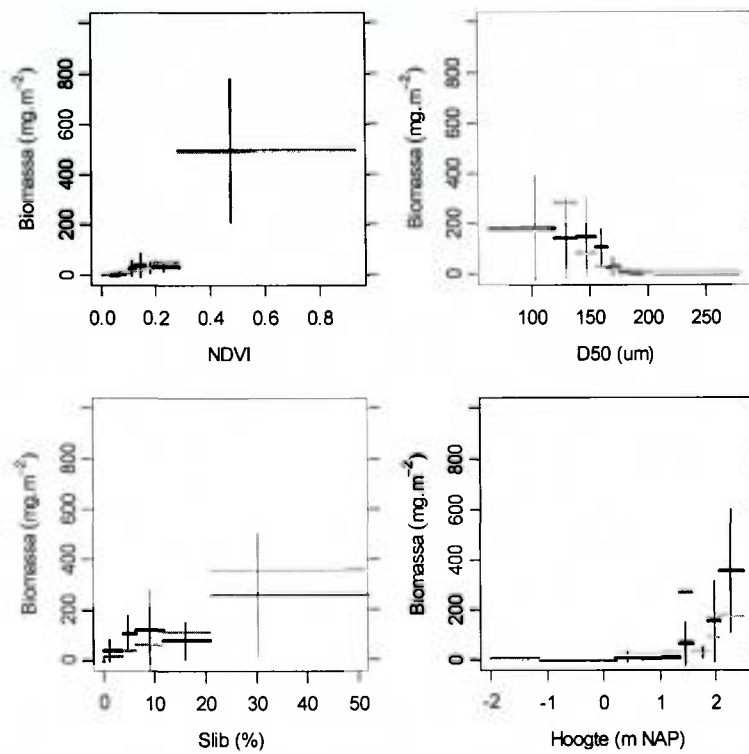


Figure 94. Respons van *Oligochaeta* op omgevingsvariabelen.

4.2.3.3. Multivariate analyses

Multivariate analyses zijn uitgevoerd op de log-getransformeerde data van het macrobenthos in het intertidaal (Appendix IX). Een aantal monsters is niet meegenomen omdat geen macrobenthos is gevonden (B20 voorjaar 2004, B30 en B34 najaar 2006), of slechts een of enkele soorten (B20 en B31 najaar 2004 en B29 najaar 2007).

Een MDS plot (Figuur 95) laat zien dat de drie habitats goed te onderscheiden zijn op basis van de biomassa van het macrobenthos. Ook uit ANOSIM blijkt dat er significante verschillen zijn tussen de habitats (significantie-niveau 0.1%), hoewel er een redelijke overlap is in samenstelling van het macrobenthos (*global R* = 0.33). De verschillen in samenstelling zijn het grootst tussen de habitats centrale plaat (CP) en de noordelijke landtong (NLT), en het kleinst tussen de centrale plaat (CP) en de rand van de plaat (RP). De SIMPER analyse wijst uit dat voor de habitat RP de meest kenmerkende soorten zijn: *Bathyporeia pilosa*, *Macoma balthica* en *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor* en *Heteromastus filiformis*. Voor de centrale plaat CP geldt de volgorde *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans*, *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Hydrobia ulva* en *Oligochaeta*. Voor de samenstelling van het macrobenthos op de noordelijke landtong dragen de soorten *Bathyporeia pilosa* en *Eurydice pulchra* het meest bij aan de similariteit. Verschillen in macrobenthosgemeenschap tussen de habitat CP en de andere twee habitats komt in de eerste plaats door de hogere biomassa *Nereis diversicolor* in habitat CP dan in NLT en RP. Daarnaast heeft de habitat CP een hogere biomassa *Pygospio elegans* dan NLT, en een lagere biomassa *Bathyporeia pilosa* dan RP. Tussen de habitats RP en NLT is het verschil toe te schrijven aan een lagere biomassa *Macoma balthica* en *Nereis diversicolor* in habitat NLT.

ANOSIM wijst uit dat de verschillen tussen de jaren ook significant zijn (significantie-niveau 0.1%). In dit geval is er een sterke overlap in macrobenthosgemeenschap tussen de jaren (*global R* = 0.027). De samenstelling van de macrobenthosgemeenschap verschilt van jaar tot jaar, met een aantal uitzonderingen: 2004 is niet significant verschillend van 2005, 2005 is niet significant verschillend van 2007, en 2007 is niet significant verschillend van 2008. De SIMPER analyse geeft aan dat tussen 2004 en 2006 een toename van *Nereis diversicolor*, *Macoma balthica* en *Heteromastus filiformis* het meest kenmerkend was. Deze soorten bepalen ook de dissimilariteit tussen 2006 en 2007, maar hier geldt een toename van *Nereis diversicolor* en *Heteromastus filiformis* en een afname van *Macoma balthica*. Tussen 2007 en 2008 nemen de drie soorten dan weer toe, hoewel de verschillen tussen 2007 en 2008 niet significant zijn. Het verschil tussen de samenstelling in 2004 en 2008 vat de jaarlijkse veranderingen samen: de dissimilariteit is met name toe te schrijven aan een toename van *Nereis diversicolor*, *Heteromastus filiformis* en *Corophium volutator*, en een afname van *Bathyporeia pilosa* en *Pygospio elegans*. De jaarlijkse veranderingen in *Macoma balthica*, die de dissimilariteit tussen de jaren voor een groot deel bepaalt, zijn niet consistent.

De samenstelling van het macrobenthos is ook geëvalueerd als functie van de ecotopen-sediment klassen zoals die uit de remote sensing zijn afgeleid. De volgende klassen zijn onderscheiden: waterverzadigd sediment (VOCHT), droog of nat zand (ZAND), fijn zand of slibhoudend zand (FIJNZ), microfytobenthos in matige concentratie (MFBMC), hoge concentratie (MFBHC) en zeer hoge concentratie (MFBZC) en schor (SCHOR). De klassen (jaarlijks afgeleid uit de zomerbeelden) zijn per jaar toegevoegd aan zowel de voorjaarsdata als de najaarsdata. De MDS plot is weergegeven in Figuur 95. De ANOSIM analyse wijst uit dat de verschillen tussen de sediment-ecotopenklassen significant zijn (significantie-niveau 1%), en dat er een redelijke overlap is in soortensamenstelling (*global R* = 0.221). De grootste verschillen in biomassa van de macrobenthossamenstelling is gevonden tussen de klassen ZAND en SCHOR ($R=0.536$), MFBMC en SCHOR ($R=0.585$) en ZAND en MFB ($R>0.339$). Er zijn ook klassen waartussen geen significante verschillen in macrobenthossamenstelling zijn gevonden, bijvoorbeeld tussen de klassen MFBMC en FIJNZ (significantie-niveau 100%), MFBZC en MFBHC (significantie-niveau 15.6%), en MFBZC en SCHOR (significantie-niveau 22.3%). Uit de SIMPER analyse blijkt dat de groep ZAND gekenmerkt wordt door de soorten *Bathyporeia pilosa* en *Eurydice pulchra*. De klasse SCHOR wordt gekenmerkt door *Oligochaeta*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans* en *Corophium volutator*. Voor de klasse FIJNZ is de biomassa van *Bathyporeia pilosa*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*, *Heteromastus filiformis* en *Pygospio elegans* het meest kenmerkend. Voor de MFBMC is *Nereis diversicolor* het meest kenmerkend, voor MFBHC is dit *Pygospio elegans* en voor MFBZC zijn dit, net als bij de klasse SCHOR, *Oligochaeta*.

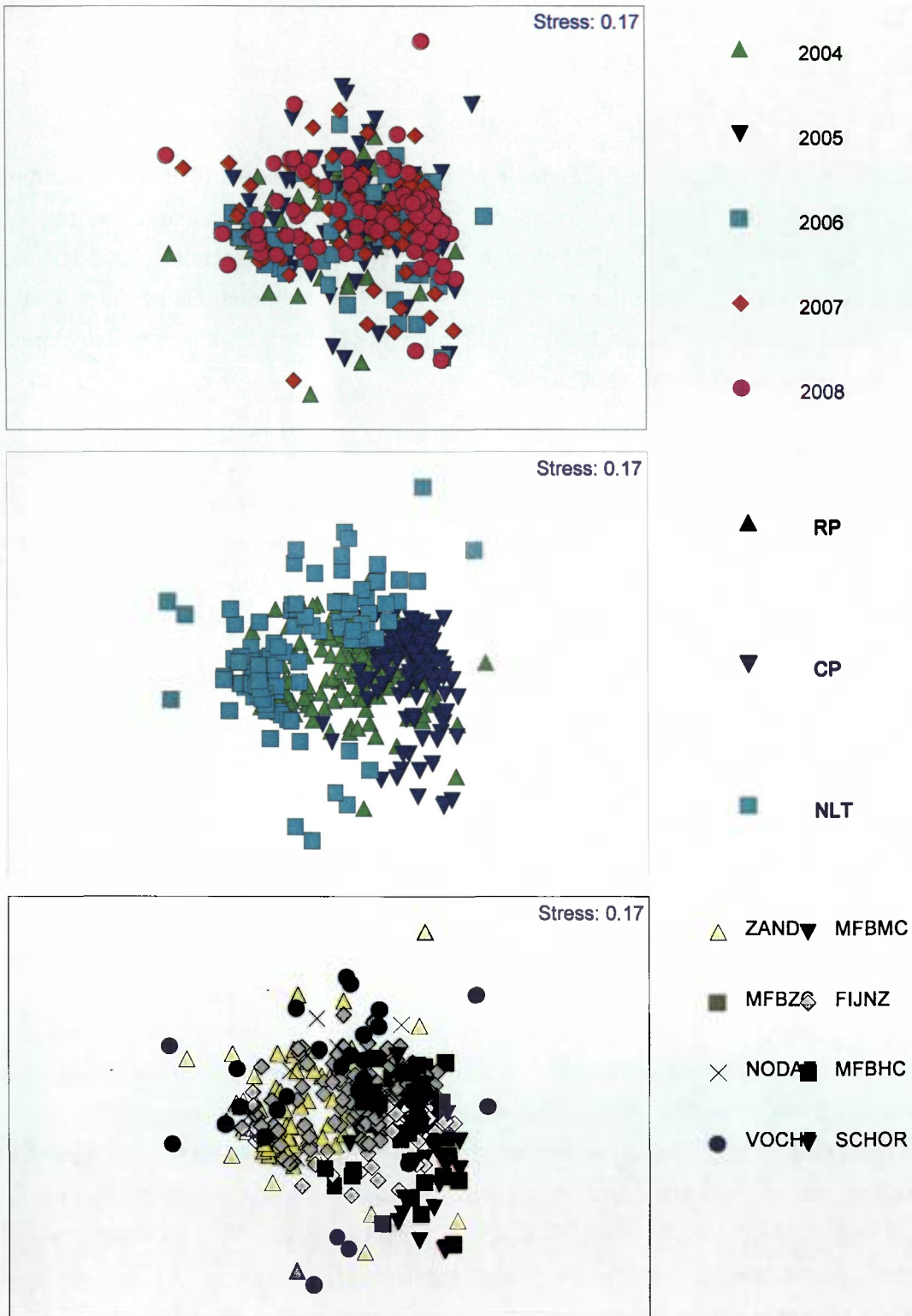


Figure 95. MDS (multidimensional scaling) plot voor de biomassa van het macrobenthos per jaar (boven), per habitat (midden) en per remote sensing ecotopenklasse (onder). Zie tekst voor een toelichting op de grafiek.

5. Discussie

De ecologische monitoring in deze studie is opgezet om zo goed mogelijk alle ecologische effecten van de stortproef te kunnen waarnemen. De onderzochte effecten van de stortproef zijn opgedeeld in directe effecten in en nabij de stortgebieden en indirecte effecten in het intertidaal. In het programma is een aantal omgevingsvariabelen van zowel het subtidaal als het intertidaal in de tijd gevolgd. Daarnaast is het macrobenthos als indicator gebruikt voor het detecteren van eventuele verstoringen als gevolg van het storten.

Ecologische monitoring van het subtidaal

De verwachte effecten van de stortproef in het subtidaal bestonden uit veranderingen in korrelgrootteverdeling (het stortmateriaal kan afwijken van het van nature aanwezige sediment) en veranderingen in het macrobenthos (de van nature aanwezige benthosgemeenschap wordt bedolven en moet zich herstellen of opnieuw vestigen in een gebied met mogelijk andere fysische eigenschappen). De proefstort van 2004 was inderdaad significant grover in korrelgrootte, en bevatte nauwelijks slib. Het effect van veranderingen in korrelgrootte op het stortgebied van 2006 kon niet worden vastgesteld omdat geen T0 bepaling kon worden uitgevoerd. Op een termijn van jaren is echter noch de sedimentsamenstelling (na de stortproef van 2004), noch de totale biomassa, dichtheid, soortenrijkdom en soortensamenstelling van het macrobenthos veranderd. Ecologische effecten lijken daarom niet te zijn opgetreden. Voor de stortproef van 2006 kan dit niet formeel worden getoetst omdat informatie over de T0 situatie ontbreekt. Het sediment wordt langzaam in de richting van de plaat getransporteerd. Dit is duidelijk te zien aan de morfologische ontwikkeling van het gebied, maar er zijn nog geen effecten gevonden op het macrobenthos. De macrobenthos in de uitspoelzone is niet significant veranderd; dit gebied had al een relatief hoge ecologische productiviteit. Wel zien we in dit gebied een niet-significante verfijning van het sediment samen met een ophoging, zodat effecten in de toekomst te verwachten zijn.

In de literatuur is in een aantal studies al aandacht besteed aan de korte en langere termijn effecten van het storten van sediment, met name op het bedekken en de rekolonisatie van macrobenthos (e.g. Jones, 1986; Smith & Rule, 2001; Simonini et al. 2005; Skilleter et al., 2006) in het subtidaal. Het effect van het storten op het macrobenthos hangt af van, bijvoorbeeld, de omvang van de verstoring door storten (met name het volume van het sediment en het areaal waarover het wordt verspreid), de frequentie van het storten, de samenstelling (korrelgrootteverdeling, biochemische samenstelling, hoeveelheid organische stof) van het sediment (ook ten opzichte van wat er van nature aanwezig was) en van de condities en geografische ligging van de stortplaats (Newell et al., 1998; Smith & Rule, 2001; Bolam et al., 2006). Over het algemeen zijn de effecten in het ondiep sublittoraal alleen merkbaar in het

stortgebied (of tot ca 100 m daar vandaan), en zijn de effecten van korte duur (van Dolah et al., 1984; Roberts & Forrest, 1999; Bolam & Rees, 2003; Fredette & French, 2004; Bolam et al., 2006; Wilber et al., 2007). Deze resultaten zijn in lijn met de bevindingen van de proefstortingen bij de Plaat van Walsoorden.

Waar in vergelijkbare studies significante effecten zijn gevonden, bestaat dit uit een afname in biomassa of dichtheid van macrobenthossoorten, of een verschuiving in dominantie, veelal met een (tijdelijke) toename in opportunistische soorten (Harvey et al 1998; Roberts et al., 1998; Smith & Rule, 2001). Somerfield et al (2005) concludeerden dat mobiele fauna daarnaast gemakkelijker op een verstoring reageren dan grote sessiele fauna (Somerfield et al., 2005). De eerste is meer aangepast aan dynamische omstandigheden, maar slecht aangepast aan uitgebreide organische verrijking (en zuurstofloosheid) van het sediment. De organische belasting kan anderzijds beter worden opgevangen door de fauna van fijne, doorgaans organisch rijke sedimenten. Deze fauna is echter aangepast aan fysisch rustige omstandigheden en is minder goed in staat om te gaan met fysische stress zoals begraving. In de stortproef van Walsoorden heeft het gestorte materiaal een extreem laag organisch gehalte (organisch gehalte is sterk gecorreleerd met percentage slib). Het materiaal is gestort op een plaats met mobiele en adaptieve fauna. Deze factoren tezamen hebben er wellicht toe geleid dat de fauna, ondanks merkbare veranderingen in het sediment voor de proefstort van het najaar van 2004, niet significant is veranderd. Hoewel verwacht kan worden dat de effecten van storting groter zullen zijn in gebieden met een rijkere macrobenthosgemeenschap, kunnen de resultaten van de proef bij Walsoorden niet worden geëxtrapoleerd naar zulke gebieden. Daarbij moet worden opgemerkt dat juist de rijkere gebieden schaars zijn in het subtidaal in de Westerschelde, en bij voorkeur behouden moeten worden. Toekomstige lokaties voor het uitvoeren van de stortstrategie dienen dan ook van te voren gescreend te worden op de biomassa en samenstelling van het macrobenthos.

Ecologische monitoring van het intertidaal

Voor het intertidaal waren de verwachte effecten met name gerelateerd aan transport van het gestorte sediment naar de plaat. Mogelijke gevolgen hiervan in het intertidaal zijn (1) veranderingen in de hoogteligging en in het areaal intertidaal, (2) veranderingen in de sedimentsamenstelling, (3) veranderingen in de productiviteit en biomassa van het microfytobenthos en (4) veranderingen in de soortensamenstelling, dichtheid en biomassa van het macrobenthos.

De effecten van de stortproef van 2004 en 2006 op het intertidaal zijn verder opgevolgd. Een efficiënte monitoringsmethode is toegepast, waarbij nauwkeurige metingen en bemonsteringen en karteringen met behulp van teledetectie-technieken zijn gecombineerd, zodat een goed beeld is verkregen van veranderingen in het macrobenthos, microfytobenthos, sedimentsamenstelling, hoogteligging en schorontwikkeling.

Drie habitats zijn onderscheiden op grond van een classificatie van de hyperspectrale beelden: het centrale deel van de plaat, de rand van de plaat en de noordelijke landtong. Het centrale deel van de plaat is slibrijk en heeft relatief hoge concentraties microfytobenthos, terwijl de noordelijke landtong juist zeer zandig is, en lage concentraties microfytobenthos heeft. De rand van de plaat is intermediair in zowel korrelgrootte en chlorofyl-a gehalte. Uit de multivariate analyses blijken duidelijke ruimtelijke verschillen in macrobenthos, waarbij de drie habitats significant van elkaar te onderscheiden zijn in macrobenthosgemeenschap. In de periode 2004-2008 is de soortendiversiteit van het intertidale macrobenthos significant veranderd (de soortenrijkdom was in 2004 lager dan in 2006 en 2007), terwijl de totale biomassa en de soortendichtheid niet significant veranderd zijn. De multivariate analyses laten zien dat er wel significante verschillen in macrobenthosgemeenschap zijn te vinden. De verschillen in de macrobenthosgemeenschappen zijn met name toe te schrijven aan een toename van *Heteromastus filiformis* (rode draadworm), *Nereis diversicolor* (zeeduizendpoot) en Oligochaeta (regenwormen) en een afname van *Bathyporeia pilosa* (knipsprietkreeftje). Deze verandering in macrobenthos is typerend voor meer laagdynamische condities. Het lijkt niet waarschijnlijk dat dit effect veroorzaakt is door de stortproef. Een vergelijking van historische gegevens laat zien dat de totale biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos niet significant afwijkt na de stortproef (2005-2008) en voor de stortproef (1992-2004).

De sedimentatie-erosie plotjes geven een geleidelijke toename van het centrale deel van de plaat te zien, en erosie aan de westrand (kop) van de plaat. Gemiddeld is het slibgehalte significant toegenomen, en is de mediane korrelgrootte significant afgenomen. Deze trend is met name duidelijk op het centrale deel van de plaat, een tendens die overeenkomt met de toename in hoogte van dit deel van de plaat, en met de gesignaleerde veranderingen in het macrobenthos. Daarentegen is de biomassa van het microfytobenthos significant afgenomen, terwijl het schorareaal zich juist sterk heeft uitgebreid. Uit langjarige gegevens blijkt dat deze ontwikkelingen zich reeds een aantal jaren voorafgaand aan de stortproef zijn ingezet.

Uit statistische analyses blijkt dat voor het macrobenthos de meest productieve en ecologisch interessantste gebieden worden gevonden in die zones waar de primaire productie bepaald wordt door het microfytobenthos, waar de hoogteligging intermediair is en waar het slibgehalte relatief iets hoger is. Indien de hogere delen van de plaat verder ophogen, kan dit voor het macrobenthos ongunstig uitpakken (hoewel dit door de schorvorming en de ecologische waarde daarvan gedeeltelijk zou worden gecompenseerd). Een uitbreiding aan hoogdynamisch gebied, zoals gevonden op de noordelijke landtong op de plaat, zou eveneens ongunstig uitpakken voor het macrobenthos.

Toekomstig onderzoek

De proefstortingen die in dit rapport worden besproken, zijn uitgevoerd op een relatief beperkte schaal. Nu de stortproeven van 2004 en 2006 positief hebben uitgekapt, zal worden

overgegaan tot het uitvoeren van morfologisch storten op volle schaal in het kader van de verruiming (flexibel storten). Het is belangrijk om na te gaan of een schaalvergroting van het storten niet alsnog leidt tot veranderingen. Ook zullen de verwachte effecten gebiedsafankelijk zijn. Het subtidaal rond de Plaat van Walsoorden is extreem arm aan fauna. Voor een stortproef ten westen van de Rug van Baarland wordt bijvoorbeeld een groter effect in het subtidaal verwacht dan bij de proef bij de Plaat van Walsoorden, omdat het subtidaal ten westen van de Rug van Baarland ecologisch productiever is (Van der Wal et al., 2010). Ook kunnen de effecten van kleine veranderingen op de sedimentsamenstelling en hoogte van de aangrenzende plaat niet in elk gebied hetzelfde uitpakken. De responscurven laten zien dat de macrobenthossamenstelling zeer gevoelig is voor zelfs zeer kleine veranderingen in omgevingsvariabelen, en dat de respons op de omgeving voor iedere soort anders is.

Daarnaast moet worden nagegaan of er ecologisch waardevolle nieuwe habitat kan worden gecreëerd, zonder afbreuk te doen aan de ecologische kwaliteit op de plaat. De hypothese die daarbij kan worden gesteld is dat het creëren van rustig ondiep subtidaal gebied zowel voor het macrobenthos in dit gebied, als voor de vissen een gunstig effect zal hebben. De vraag is welke hoeveelheden sediment, met welke korrelgrootteverdeling, over welke oppervlakken, wanneer en met welke frequentie gestort, zouden moeten worden aangewend om ecologisch nadelige effecten te voorkomen, en om ecologisch gewenste effecten te verkrijgen.

Voor de ecologische monitoring van een dergelijk vervolg van het morfologisch storten is het van groot belang voorafgaand aan de stortproef te bemonsteren, zowel in het geplande stortgebied, als in een controlegebied met vergelijkbare diepte, stroomsnelheid en korrelgrootteverdeling (slibgehalte). Gezien de variabiliteit in zowel het macrobenthos als de omgevingsvariabelen, verdient het daarnaast sterke aanbeveling om de ontwikkelingen in een langjarig perspectief te plaatsen.

6. Conclusies

Concluderend kunnen we stellen dat het storten in deze proef geen aanleiding heeft gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen. In de impactzones werden geen duidelijke veranderingen in het macrobenthos als gevolg van de stortproef waargenomen. Het gestorte materiaal wordt langzaam in de richting van de plaat getransporteerd, en de uitspoelzone naar de plaat (geultje) wordt steeds ondieper. Er is dus potentieel ecologisch interessant ondiep subtidale habitat bijgekomen, hoewel het gebied nog steeds wel hoogdynamisch is. Deze ontwikkeling heeft echter niet gezorgd voor een toename van de ecologische rijkdom in dit gebied: de totale biomassa, dichtheid, soortenrijkdom en soortensamenstelling zijn in dit gebied niet significant veranderd. Het gebied is wel ecologisch productiever dan de omringende subtidale gebieden.

In het intertidaal is de soortendiversiteit van het macrobenthos significant veranderd (de soortenrijkdom was in 2004 lager dan in 2006 en 2007). Ook de samenstelling van het macrobenthos is significant veranderd: de biomassa en dichtheden van bijvoorbeeld *Heteromastus filiformis* (rode draadworm) en *Nereis diversicolor* (zeeduizendpoot) is over het algemeen toegenomen, terwijl de biomassa en dichtheid van *Bathyporeia pilosa* (kniksprietkreeftje) is afgenomen. De ontwikkeling lijkt samen te hangen met enerzijds een voor de ecologische productiviteit gunstige ontwikkeling door een geleidelijk meer laagdynamisch worden van het centrale deel van de plaat (ophoging, toename van het slibgehalte en afname van de mediane korrelgrootte, maar wel een afname in microfytobenthos biomassa), en anderzijds met een uitbreiding van het schorareaal, dat relatief armer is aan biomassa, dichtheid en diversiteit van het macrobenthos, waardoor de ecologische productiviteit juist zal afnemen. De veranderingen lijken gerelateerd te zijn aan een langjarige ontwikkeling van de plaat, en niet gerelateerd aan de stortproef.

Referenties

- Bolam, S.G. & Whomersley, P. (2005). Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin* 50: 40-47.
- Bolam, S.G. , Rees, H.L. (2003). Minimizing the impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environmental Management* 32: 171-188.
- Bolam, S.G. , Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E. (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin* 52: 415-426.
- Bouma, H., D.J. de Jong, F. Twisk, K. Wolfstein (2005). Zoute wateren ecotopenstelsel (ZES.1) voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ/2005.024, Rijkswaterstaat-RIKZ, Middelburg.
- Combe, J.-P., P. Launeau, V. Carrère, D. Despan, V. Méléder, L. Barillé, C. Sotin, 2005. Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Rem. Sens. Env.* 371-387.
- Cruz-Motta, J.J., Collins, J. (2004). Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. *Marine Pollution Bulletin* 48: 141-280.
- Deronde, B., Kempeneers, P., Forster, R.M. (2006). Imaging spectroscopy as a tool to study sediment characteristics on a tidal sandbank in the Westerschelde. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 580-590.
- Forster, R.M., Rossi, F., Bonnie, K., Heip, C.H.R. & Herman, P.M.J. 2006. *Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde: ecologisch monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden*. Rapport 11/11. NIOO 2006-02. Yerseke, Netherlands.
- Fredette, T.J. & French, G.T. (2004). Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 49: 93-102.
- Gray, J.S., 1974. Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann Rev.* 12: 223-261.
- Harvey, M., Gauthier, D., & Munro, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macrobenthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 41-55.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van de Koppel, C.H.R. Heip (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Adv. Ecol. Res.* 29: 195-240.

- Holland, A.F., A.T. Shaughnessy, H.M. Hiegel (1987). Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos - spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10: 227-245.
- Jones, A.R. (1986). The effects of dredging and spoil disposal on macrobenthos, Hawkesbury Estuary, NSW. *Marine Pollution Bulletin* 17: 17-20.
- Kromkamp, J.C., E.P. Morris, R.M. Forster, C. Honeywill, S. Hagerthey, D.M. Paterson (2006). Relationship of intertidal surface sediment chlorophyll concentration to hyperspectral reflectance and chlorophyll fluorescence. *Estuaries and Coasts* 29: 183-196.
- Laselle, M.W., Landin, M.C., J.G. Sims (1991). Evolution of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands* 11: 191-208.
- Leys, E., Plancke, Y. & Ides, S. (2006). Shallow, shallower, shallowest: morphological monitoring Walsoorden. Proceedings 15th International Congress of the International Federation of Hydrographic Societies. *Special Publication of the Hydrographic Society*, 55, pp. 93-96.
- Little, C. (2000). *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press, Oxford, 252 pp.
- McCall, P.L. (1976). Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *Journal of Marine Research* 35: 221-266.
- Newell, R.C., L.J. Schneider, D.R. Hitchcock (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 36: 127-178.
- Pagliai, A.M.B., Varriale, A.M.C., Crema, R., Galletti, M.C., Zunarelli, R.V. (1985). Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin* 16: 483-488.
- Plancke, Y., S. Ides (2006). Pilotproject "Stortstrategie Walsoorden": een nieuwe benadering voor het beheren van de morfologie van de Westerschelde. *Water* 26(2): 61-65.
- Posey, M.H., T.D. Alpin, C.M. Powell (1997). Plant and infaunal communities associated with a created marsh. *Estuaries* 20: 42-47.
- Rainey, M.P., A.N. Tyler, D.J. Gilvear, R.G. Bryant & P. McDonald, P. (2003). Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Rem. Sens. Env.* 86: 480-490.
- Ray, G.L. (2000). Infaunal assemblages on constructed intertidal mudflats at Jonesport, Main (USA). *Marine Pollution Bulletin* 40: 1186-1200.
- Raymaekers, D. & E. Knaeps (2008). Hyperspectrale beeldanalyses ter ondersteuning van het Ecologische Monitoringprogramma in de Westerschelde – 2008. Rapport VITO, voor NIOO-KNAW, 18 pp. bijlagen.
- Richards, J.A. (1999). *Remote sensing digital image analysis: an introduction*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 240.
- Roberts, R.D. & Forrest, B.M. (1999). Minimal impact from longterm dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 623-633.

- Roberts, R.D., M.R. Gregory & B.A. Forster (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study - a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36: 231-235.
- Sanders, H.L. (1958). Benthic studies in Buzzard Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limn. Oceanogr.* 3: 245-258
- Simonini, R., I. Ansaloni, Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D. (2005). Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 40, pp. 1595-1605.
- Skilleter, G.A., Pryor, A., Miller, S. & Cameron, B. (2006). Detecting the effects of physical disturbance on benthic assemblages in a subtropical estuary: a beyond BACI approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, pp. 271-287.
- Smith, S.D.A. & Rule, M.J. (2001). The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 42, pp. 1040-1048.
- Snelgrove, P.V.R., C.A. Butman (1994). Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 32: 111-177.
- Somerfield, P., Atkins, M., Bolam, S.G., Clarke, K.R., Garnacho, E., Rees, H.L, Smith, R, Warwick, R.M. (2005). Relative impacts at sites of dredged material relocation in the coastal environment: a phylum-level meta-analysis approach. *Marine Biology* 148: 1231-1240.
- Streever, W.J. (2000). *Spartina alterniflora* marshes on dredged material: a critical review of the ongoing debate over success. *Wetlands Ecology and Management* 8: 295-316.
- Temmerman, S., T.J. Bouma, J. van de Koppel, D. van der Wal, M.B. de Vries, P.M.J. Herman (2007). Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology* 35, 631-634.
- Thomson, A., Fuller, R., Yates, M., Brown, S., Cox, R., Wadsworth, R. (2003). The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and saltmarshes in eastern England. *International Journal of Remote Sensing* 24: 2717-2737.
- Thomson, A.G., Huiskes, A., Cox, R., Wadsworth, R.A., Boorman, L.A. (2004). Short-term vegetation succession and erosion identified by airborne remote sensing of the Westerschelde saltmarshes, The Netherlands. *International Journal of Remote Sensing* 25: 4151-4176.
- Tucker, C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, pp. 127-150.
- Underwood, A.J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3-15.
- Underwood, G.J.C., J. Kromkamp (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Adv. Ecol. Res.* 29: 93-153.

- van der Veer, H.W., Bergman, M.J.N. & Beukema, J.J. (1985). Dredging activities in the Dutch Waddensea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research* 19: 183-190.
- van der Wal, D., & Herman, P.M.J. (2007). Regression-based synergy of optical, shortwave infrared and microwave remote sensing for monitoring the grain-size of intertidal sediments. *Remote Sensing of Environment* 110, 89-106.
- van der Wal, D., A. Wielemaker, T. Ysebaert, E. Knaeps, G. van Hoey, T.J. Bouma, H. Hummel, C.H.R. Heip en P.M.J. Herman (2007). *Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde. Voortzetting monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden. Lot 2 – Ecologische monitoring*. Rapport 6/6. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke, 148 pp.
- van der Wal, D., A. Wielemaker, D. Raymaekers, E. Knaeps, T. Ysebaert, T.J. Bouma, H. Hummel, en P.M.J. Herman (2010). *Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde: T0 oostelijke Westerschelde*. Eindrapport. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie i.s.m. VITO-TAP, Yerseke, 114 pp.
- van der Wal, D., P.M.J. Herman, R.M. Forster, T. Ysebaert, F. Rossi, E. Knaeps, Y.M.G. Plancke, S.J. Ides (2008a). Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series* 367: 57-72.
- van der Wal, D., A. Wielemaker-van den Dool, P.M.J. Herman (2008b). Spatial patterns, rates and mechanisms of saltmarsh cycles (Westerschelde, The Netherlands). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76: 357-368.
- van Dolah, R.F., D.R. Calder & D.M. Knott (1984). Effects of dredging and openwater disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries* 7: 28-37.
- Vos, G., Y. Plancke, S. Ides, T. De Mulder, F. Mostaert (2009). *Alternatieve stortstrategie Westerschelde; Proefstorting Walsoorden: Eindevaluatie proefstorting 2006*. WL Rapporten, 754_03b. Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen (Borgerhout).
- Warwick, R.M., J.D. Goss-Custard, R. Kirby, C.L. George, N.D. Pope, A.A. Rowden (1991). Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn estuary different? *J. Appl. Ecol.* 28: 329-345.
- Waterbouwkundig Laboratorium (2003). *Alternative dumping strategy Walsoorden; Results physical and numerical modelling*. Rapport. Waterbouwkundig Laboratorium, Borgerhout.
- Waterbouwkundig laboratorium (2006). *Alternatieve stortstrategie Westerschelde proefstorting Walsoorden. Eindevaluatie monitoring*. Rapport MOD 754/2C. Waterbouwkundig laboratorium, Borgerhout.
- Wilber, D.H., Clarke, D.G., Rees, S.I. (2007). Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 42-52.

- Yates, M.G., A.R. Jones, S. McGrorty & J.D. Goss-Custard (1993). The use of satellite imagery to determine the distribution of intertidal surface sediments of the Wash, England. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 36: 333-344.
- Yozzo, D.J., Wilber, P. & Will, R.J. (2004). Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement and restoration in New York, New Jersey harbour. *Journal of Environmental Management* 73: 39-52.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J. & Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surface along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225, pp. 79-95.
- Zajac, R.N., R.N. Whitlatch, S.F. Thrush (1998). Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia* 376: 227-240.

Appendices

Appendix I.

Overzicht monitoring Plaat van Walsoorden fase 3 (april 2007–april 2009)

Uitgevoerde werkzaamheden (aangeduid met •)

Datum	Gebied	Subtidaal		Intertidaal				Foto	dGPS	SEB	Hyp
		Benthos	Sed	Hydro	Benthos	Sed	Chl				
-5 apr 2007	Walsoorden	•	•		•	•	•	•		•	
-6 jun 2007	Walsoorden					•	•	•	•	•	
-8, 18, 20-22 jun 2007**	O.Westerschelde (T0)					•	•	•	•	•	
aug 2007	O.Westerschelde (T0)										••
2 en 21 sep 2007	Walsoorden	•	•		•	•	•	•	•	•	
8 en 29 nov 2007	Walsoorden					•	•	•	•	•	
3-14 feb 2008	Walsoorden					•	•	•	•	•	
9 april 2008	Walsoorden	•	•		•	•	•	•	•	•	
5-26 juni 2008**	Walsoorden					•	•	•	•	•	
aug 2008	O. Westerschelde (T0)										••
8-19 sep 2008	Walsoorden	•	•		•	•	•	•	•	•	
2-16 feb 2009	Walsoorden			•						•	

Hydro: Hydrodynamische metingen

Benthos: Macro-benthosmonsters

Sed: Sedimentmonsters voor korrelgrootteverdeling

Chl: Monsters voor bepaling van pigmenten, inclusief chlorofyl-a

Refl: TRIOS Ramses reflectiemetingen

Mv: Volumetrisch vochtgehalte

Foto: Digitale foto van het oppervlak

dGPS: Hoogtemeting met behulp van dGPS

SEB: Meting sedimentatie-erosiebar

Hyp: Hyperspectrale opname vanuit een vliegtuig (CASI of AISA)

* alleen op SEB stations

** Ground-truthing oostelijke Westerschelde juni 2007 en 2008
zie deelopdracht 2 (Van der Wal et al., 2010)

Appendix II.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen subtidaal

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de totale biomassa, dichtheid en aantal soorten macrobenthos in het subtidaal, per gebied, en per campagne (voorjaars- najaarsbemonstering).

Zone	Jaar	Maand	Biomassa			Dichtheid			Aantal		
			[mg/m ²] Gem	[] n	[mg/m ²] Stdev	[ind/m ²] Gem	[] n	[ind/m ²] Stdev	[] Gem	[] n	[] Stdev
I1	2004	11	1966.00	20	1531.61	550.03	20	394.05	1.90	20	1.02
I1	2005	5	2537.58	20	2679.19	690.03	20	591.70	2.20	20	1.24
I1	2005	9	4124.09	20	8761.42	600.03	20	765.06	2.20	20	1.44
I1	2006	5	1109.69	20	1546.34	280.01	20	299.41	2.25	20	1.48
I1	2006	8	1453.81	20	3112.56	253.35	20	172.50	2.30	20	1.22
I1	2007	4	945.17	20	1196.25	176.67	20	145.54	1.95	20	1.54
I1	2007	9	920.14	20	1602.12	213.34	20	165.58	2.60	20	1.67
I1	2008	4	1931.61	20	2624.95	570.00	20	479.02	2.90	20	1.12
I1	2008	9	967.62	20	1345.08	143.23	20	122.95	1.75	20	1.12
C1	2004	11	1208.65	20	785.65	626.70	20	426.84	1.70	20	0.66
C1	2005	5	1663.46	20	2499.15	966.72	20	831.16	1.70	20	0.92
C1	2005	9	180.00	20	287.48	146.67	20	185.57	0.95	20	0.94
C1	2006	5	1281.24	20	1005.16	553.36	20	377.20	2.40	20	1.14
C1	2006	8	1452.67	20	1711.52	340.02	20	200.48	2.10	20	0.91
C1	2007	4	1078.27	20	879.61	256.67	20	150.28	2.55	20	1.32
C1	2007	9	640.19	20	543.33	306.67	20	260.81	2.05	20	1.28
C1	2008	4	859.41	20	725.86	1070.00	20	1047.30	2.10	20	0.97
C1	2008	9	731.73	20	519.31	356.67	20	185.15	1.70	20	0.86
C2	2004	11	1354.98	20	977.91	890.04	20	695.31	2.90	20	1.48
C2	2005	5	1905.42	20	1817.04	1000.05	20	612.95	2.60	20	1.54
C2	2005	9	15441.17	20	50348.31	776.71	20	666.45	4.10	20	3.31
G	2006	5	7876.69	5	5039.22	826.71	5	412.60	4.60	5	1.82
G	2006	8	19453.35	5	32667.64	400.02	5	301.86	2.80	5	2.17
G	2007	4	5404.75	5	6847.62	413.34	5	172.56	3.20	5	1.10
G	2007	9	3171.73	5	4021.61	413.34	5	136.63	2.80	5	1.10
G	2008	4	5571.93	5	10905.04	666.67	5	531.24	2.40	5	1.14
G	2008	9	8451.34	5	15162.72	1080.01	5	868.46	2.60	5	1.14
I2	2006	5	381.34	20	637.36	126.67	20	134.91	1.55	20	1.05
I2	2006	8	556.51	20	1257.62	106.67	20	73.03	1.50	20	0.89
I2	2007	4	238.40	20	523.20	73.34	20	71.41	1.00	20	0.86
I2	2007	9	102.81	20	183.15	96.67	20	82.29	1.15	20	0.93
I2	2008	4	135.91	20	132.18	163.34	20	113.38	1.75	20	1.12
I2	2008	9	215.41	20	377.98	73.34	20	64.53	1.05	20	0.89
C3	2007	4	961.62	20	1442.56	173.34	20	115.27	1.70	20	0.98
C4	2007	9	223.24	20	295.24	183.34	20	125.89	2.05	20	1.10
C4	2008	4	232.96	20	283.42	380.00	20	267.63	2.50	20	1.28
C4	2008	9	248.92	20	404.15	120.00	20	98.17	1.40	20	0.94

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de mediane korrelgrootte van het sediment SD50, het slibgehalte (SSILT63) en de diepte (m ten opzichte van GLWWS Walsoorden) van het subtidaal, per gebied, en per campagne (voorjaars- najaarsbemonstering).

Zone	Jaar	Maand	SD50			SSILT63			Z		
			[mg/m ²] Gem	[] n	[mg/m ²] Stdev	[%] Gem	[] n	[%] Stdev	[m] Gem	[] n	[m] Stdev
II	2004	11	244.17	20	16.36	1.32	20	2.42	-3.42	20	1.22
II	2005	5	243.05	20	22.61	0.22	20	0.68	-3.53	20	1.10
II	2005	9	234.03	20	31.98	0.40	20	1.28	-2.88	20	1.26
II	2006	5	237.15	20	22.57	0.00	20	0.00	-3.20	20	1.96
II	2006	8	240.88	20	22.13	0.00	20	0.00	-3.25	20	1.39
II	2007	4	227.38	20	21.62	0.40	20	1.24	-3.64	20	1.65
II	2007	9	226.33	20	18.59	0.00	20	0.00	-2.95	20	1.19
II	2008	4	220.55	20	11.61	0.29	20	0.89	-2.32	20	1.15
II	2008	9	238.80	20	22.14	0.43	20	1.93	-3.27	20	1.91
C1	2004	11	231.12	20	21.35	2.69	20	5.70	-4.04	20	1.68
C1	2005	5	241.06	20	18.61	1.57	20	3.24	-3.68	20	1.68
C1	2005	9	239.65	20	22.37	3.22	20	4.91	-4.01	20	1.14
C1	2006	5	238.92	20	30.40	0.23	20	0.71	-3.81	20	1.52
C1	2006	8	248.56	20	21.96	0.58	20	1.24	-4.03	20	1.61
C1	2007	4	237.84	20	21.54	0.00	20	0.00	-4.21	20	1.53
C1	2007	9	247.98	20	20.79	2.02	20	3.34	-4.19	20	1.58
C1	2008	4	231.73	20	19.50	0.97	20	2.58	-4.24	20	1.38
C1	2008	9	244.84	20	26.63	1.53	20	2.75	-4.23	20	1.37
C2	2004	11	215.46	20	43.52	5.14	20	11.37	-4.99	20	1.80
C2	2005	5	200.85	20	62.29	7.98	20	18.19	-4.87	20	1.13
C2	2005	9	213.16	20	35.37	2.87	20	7.00	-4.18	20	1.51
G	2006	5	213.98	5	3.75	0.00	5	0.00	-1.43	5	0.53
G	2006	8	214.69	5	7.27	0.00	5	0.00	-1.90	5	0.38
G	2007	4	201.22	5	16.61	0.00	5	0.00	-1.13	5	0.30
G	2007	9	205.85	5	15.07	0.61	5	1.36	-1.21	5	0.55
G	2008	4	208.49	5	20.68	0.00	5	0.00	-1.05	5	0.65
G	2008	9	205.10	5	27.53	1.20	5	2.68	-1.38	5	0.38
I2	2006	5	256.90	20	31.83	0.00	20	0.00	-7.34	20	1.00
I2	2006	8	249.37	20	30.75	0.00	20	0.00	-7.42	20	1.04
I2	2007	4	241.72	20	27.17	0.00	20	0.00	-6.46	20	0.94
I2	2007	9	262.89	20	22.02	0.00	20	0.00	-6.82	20	1.21
I2	2008	4	258.39	20	12.64	0.14	20	0.61	-7.18	20	1.31
I2	2008	9	273.59	20	14.84	0.42	20	1.31	-7.07	20	1.38
C3	2007	4	234.71	20	21.50	0.10	20	0.44	-7.88	20	1.25
C4	2007	9	230.80	20	19.98	0.00	20	0.00	-7.97	20	1.22
C4	2008	4	222.31	20	19.19	0.00	20	0.00	-7.76	20	1.34
C4	2008	9	238.10	20	22.04	0.38	20	1.17	-7.90	20	0.76

Appendix III.

ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen subtidaal

ANOVA vanaf 2006

(voorjaars- en najaarsbemonstering, alleen gebieden I1, I2, C1 en G)

Effect	SS	df	MS	F	P
<i>ln(Biomassa+1)</i>					
Jaar	11.4	2	5.7	1.29	.276
Seizoen	11.5	1	11.5	2.61	.107
Sub_Zone	605.7	3	201.9	45.75	0.000*
Jaar*Seizoen	1.2	2	.6	.14	.874
Jaar*Sub_Zone	17.4	6	2.9	.66	.684
Seizoen*Sub_Zone	2	3	.1	.02	.997
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	19.6	6	3.3	.74	.617

<i>ln(dichtheid+1)</i>					
Jaar	12.8	2	6.40	3.04	.049*
Seizoen	8.4	1	8.45	4.01	.046*
Sub_Zone	275.9	3	91.97	43.72	0.000*
Jaar*Seizoen	14.6	2	7.31	3.47	.032*
Jaar*Sub_Zone	9.4	6	1.56	.74	.617
Seizoen*Sub_Zone	1.3	3	.44	.21	.889
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	18.4	6	3.07	1.46	.192

<i>Aantal</i>					
Jaar	7.9	2	3.93	2.83	.061
Seizoen	8.6	1	8.60	6.19	.013*
Sub_Zone	100.3	3	33.44	24.05	.000*
Jaar*Seizoen	3.7	2	1.86	1.34	.264
Jaar*Sub_Zone	11.8	6	1.97	1.42	.206
Seizoen*Sub_Zone	2.3	3	.75	.54	.655
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	17.2	6	2.87	2.06	.057

<i>Mediane korrelgrootte</i>					
Jaar	1762	2	881	1.74	.177
Seizoen	3408	1	3408	6.73	.010*
Sub_Zone	736E2	3	245E2	48.41	0.000*
Jaar*Seizoen	1054	2	527	1.04	.354
Jaar*Sub_Zone	7413	6	1235	2.44	.025*
Seizoen*Sub_Zone	751	3	250	.49	.687
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	4271	6	712	1.40	.212

<i>Slibgehalte, asin getransformeerd</i>					
Jaar	020	2	010	3.154	.044*
Seizoen	021	1	021	6.371	.012*
Sub_Zone	089	3	030	9.196	.000*
Jaar*Seizoen	005	2	003	839	.433
Jaar*Sub_Zone	005	6	001	235	.965
Seizoen*Sub_Zone	046	3	015	4.758	.003*
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	024	6	004	1.262	.274

<i>Diepte</i>					
Jaar	3	2	1.4	.7	.484
Seizoen	1	1	1.4	.7	.401
Sub_Zone	1329	3	442.9	232.2	0.000*
Jaar*Seizoen	2	2	.8	.4	.658
Jaar*Sub_Zone	19	6	3.1	1.6	.135
Seizoen*Sub_Zone		3	.1	.1	.983
Jaar*Seizoen*Sub_Zone	13	6	2.1	1.1	.353

ANOVA vanaf 2006
(voorjaars- en najaarsbemonstering, per gebied)

Effect	SS	df	MS	F	p
G, ln(biomassa+1)					
Jaar	6.191	2	3.095	.543	.588
Seizoen	1.816	1	1.816	.318	.578
Jaar*Seizoen	8.537	2	4.268	.748	.484
G, ln(dichtheid+1)					
Jaar	1.396	2	.698	.359	.702
Seizoen	1.827	1	1.827	.939	.342
Jaar*Seizoen	5.612	2	2.806	1.442	.256
G, aantal soorten					
Jaar	7.267	2	3.633	1.677	.208
Seizoen	3.333	1	3.333	1.538	.227
Jaar*Seizoen	5.267	2	2.633	1.215	.314
I2, ln(biomassa+1)					
Jaar	19.26	2	9.632	1.704	.187
Seizoen	4.47	1	4.472	.791	.376
Jaar*Seizoen	1.52	2	.758	.134	.875
I2, ln(dichtheid+1)					
Jaar	14.51	2	7.256	1.928	.150
Seizoen	.81	1	.809	.215	.644
Jaar*Seizoen	15.05	2	7.523	2.000	.140
I2, aantal soorten					
Jaar	4.317	2	2.158	2.339	.101
Seizoen	1.200	1	1.200	1.300	.257
Jaar*Seizoen	3.950	2	1.975	2.140	.122
II, ln(biomassa+1)					
Jaar	7.702	2	3.851	.736	.482
Seizoen	3.331	1	3.331	.636	.427
Jaar*Seizoen	8.970	2	4.485	.857	.427
II, ln(dichtheid+1)					
Jaar	5.20	2	2.60	1.481	.232
Seizoen	2.97	1	2.97	1.692	.196
Jaar*Seizoen	27.62	2	13.81	7.867	.001*
II, aantal soorten					
Jaar	.07	2	.033	.018	.983
Seizoen	.67	1	.675	.357	.551
Jaar*Seizoen	16.80	2	8.400	4.449	.014*
C1, ln(biomassa+1)					
Jaar	2.031	2	1.016	.489	.615
Seizoen	5.469	1	5.469	2.632	.107
Jaar*Seizoen	1.379	2	.690	.332	.718
C1, ln(dichtheid+1)					
Jaar	13.20	2	6.602	7.991	.001*
Seizoen	5.58	1	5.582	6.757	.011*
Jaar*Seizoen	2.50	2	1.252	1.515	.224
C1, aantal soorten					
Jaar	3.800	2	1.900	1.587	.209
Seizoen	4.800	1	4.800	4.009	.048*
Jaar*Seizoen	.200	2	.100	.084	.920

One-way- ANOVA per gebied, alle beschikbare jaren

	Effect	SS	df	MS	F	p
Gebied I1						
ln(biomassa+1)	Campagne	86.62	8	10.83	2.073	.041*
ln(Dichtheid+1)	Campagne	61.17	8	7.646	3.418	.001*
Aantal soorten	Campagne	20.21	8	2.526	1.424	.190
Slibgehalte, asin	Campagne	.051	8	.006	2.059	.042*
Mediane korrelgrootte	Campagne	109E2	8	1362.	2.892	.005*
Diepte	Campagne	25.47	8	3.184	1.495	.162

Gebied I2, vanaf 2006

ln(Biomassa+1)	Campagne	25.25	5	5.050	.893	.488
ln(Dichtheid+1)	Campagne	30.37	5	6.073	1.614	.162
Aantal soorten	Campagne	30.37	5	6.073	1.614	.162
Slibgehalte, asin	Campagne	.007	5	.001	1.559	.177
Mediane korrelgrootte	Campagne	121E2	5	2413.	4.066	.002*
Diepte	Campagne	12.71	5	2.543	1.895	.101

Gebied G, vanaf 2006

ln(biomassa+1)	Campagne	16.54	5	3.309	.580	.715
ln(dichtheid+1)	Campagne	8.836	5	1.767	.908	.492
Aantal soorten	Campagne	15.87	5	3.173	1.465	.238
Slibgehalte, asin	Campagne	.012	5	.002	.811	.553
Mediane korrelgrootte	Campagne	697.5	5	139.5	.477	.790
Diepte	Campagne	2.325	5	.465	2.014	.113

Gebied C1, vanaf 2004

ln(Biomassa+1)	Campagne	240.8	8	30.10	11.31	.000*
ln(dichtheid+1)	Campagne	166.9	8	20.86	12.14	.000*
Aantal soorten	Campagne	35.90	8	4.488	4.315	.000*
Slibgehalte, asin	Campagne	.217	8	.027	2.476	.015*
Mediane korrelgrootte	Campagne	6288.	8	786.0	1.506	.158
Diepte	Campagne	6.057	8	.757	.333	.952

Appendix IV:

Responscurven, subtidaal

Respons totale biomassa op alle omgevingsvariabelen

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.842e-03	4.235e-03	1.143 0.253
med	-4.820e-05	3.882e-05	-1.242 0.215
I(med^2)	1.269e-07	8.797e-08	1.443 0.150
mud	-2.182e-03	1.219e-03	-1.789 0.074
I(mud^2)	4.595e-03	3.613e-03	1.272 0.204
elev	1.704e-05	8.108e-05	0.210 0.834
I(elev^2)	7.007e-06	1.106e-05	0.634 0.527
sed	1.037e-05	1.823e-04	0.057 0.955
I(sed^2)	5.226e-04	3.696e-04	1.414 0.158

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 10.05283)
 Null deviance: 2548.4 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 2176.5 on 637 degrees of freedom
AIC: 10103

Respons totale biomassa op mediane korrelgrootte

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.106e-03	3.635e-03	1.129 0.2592
med	-4.566e-05	3.364e-05	-1.357 0.1752
I(med^2)	1.317e-07	7.776e-08	1.694 0.0907

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 12.72512)
 Null deviance: 2548.4 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 2304.1 on 643 degrees of freedom
AIC: 10142

Respons totale biomassa op slibgehalte

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	7.061e-04	9.736e-05	7.253 1.18e-12 ***
mud	-3.904e-03	1.244e-03	-3.138 0.00178 **
I(mud^2)	6.749e-03	3.633e-03	1.858 0.06368

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 11.04624)
 Null deviance: 2548.4 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 2393.1 on 643 degrees of freedom
AIC: 10177

Respons totale biomassa op hoogteligging

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.560e-04	4.285e-04	0.364 0.716
elev	-8.344e-05	2.710e-04	-0.308 0.758
I(elev^2)	4.344e-06	3.416e-05	0.127 0.899

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 65.31398)
 Null deviance: 2548.4 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 2401.5 on 643 degrees of freedom
AIC: 10180

Respons totale biomassa op sedimentatie

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.0004225	0.0001227	3.443 0.000612 ***
sed	-0.0001860	0.0003397	-0.548 0.584120
I(sed^2)	0.0009115	0.0006668	1.367 0.172101

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 25.31175)
 Null deviance: 2548.4 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 2456.5 on 643 degrees of freedom
AIC: 10200

Respons totale dichtheid op alle omgevingsvariabelen

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.252e-03	3.704e-03	1.148	0.25139
med	-2.648e-05	3.244e-05	-0.816	0.41460
I(med^2)	8.674e-08	7.137e-08	1.215	0.22471
mud	-2.471e-03	1.964e-03	-1.258	0.20884
I(mud^2)	2.458e-04	5.543e-03	0.044	0.96465
elev	6.895e-04	2.120e-04	3.252	0.00120 **
I(elev^2)	1.256e-04	2.563e-05	4.901	1.21e-06 ***
sed	-5.460e-04	2.659e-04	-2.053	0.04046 *
I(sed^2)	6.737e-04	3.872e-04	1.740	0.08232 .

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.087714)
 Null deviance: 1094.00 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 922.65 on 637 degrees of freedom
AIC: 8874.7

Respons totale dichtheid op mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.421e-03	1.312e-03	1.845	0.06543 .
med	-2.736e-05	1.388e-05	-1.972	0.04906 *
I(med^2)	1.192e-07	3.735e-08	3.192	0.00148 **

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.433642)
 Null deviance: 1094.0 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 1039.3 on 643 degrees of freedom
 AIC: 8956.5

Respons totale dichtheid op slibgehalte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.0027698	0.0001389	19.947	< 2e-16 ***
mud	-0.0066899	0.0015496	-4.317	1.83e-05 ***
I(mud^2)	0.0058576	0.0025295	2.316	0.0209 *

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.458022)
 Null deviance: 1094.0 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 1058.3 on 643 degrees of freedom
 AIC: 8971

Respons totale dichtheid op hoogteligging

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.564e-03	4.294e-04	5.972	3.89e-09 ***
elev	6.972e-04	2.299e-04	3.033	0.00252 **
I(elev^2)	1.380e-04	2.755e-05	5.011	7.02e-07 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 (Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.230769)
 Null deviance: 1094.00 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 966.94 on 643 degrees of freedom
 AIC: 8899.5

Respons totale dichtheid op sedimentatie

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.0022314	0.0001340	16.657	< 2e-16 ***
sed	-0.0010561	0.0003138	-3.365	0.000810 ***
I(sed^2)	0.0017149	0.0004838	3.544	0.000422 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.408568)
 Null deviance: 1094.0 on 645 degrees of freedom
 Residual deviance: 1049.9 on 643 degrees of freedom
 AIC: 8964.6

Respons soortenrijkdom op alle omgevingsvariabelen

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 9.155e-02 3.174e-01 0.288 0.77311
med          7.053e-04 2.690e-03 0.262 0.79323
I(med^2)     1.462e-07 5.659e-06 0.026 0.97940
mud          1.826e-02 1.492e-01 0.122 0.90266
I(mud^2)    -1.854e-02 4.440e-01 -0.042 0.96671
elev        -1.497e-02 1.040e-02 -1.440 0.15026
I(elev^2)   -4.368e-04 1.073e-03 -0.407 0.68409
sed         -3.771e-02 1.291e-02 -2.920 0.00362 **
I(sed^2)    1.945e-02 1.082e-02 1.798 0.07262 .
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1959567)
Null deviance: 130.16 on 645 degrees of freedom
Residual deviance: 116.36 on 637 degrees of freedom
AIC: 2082.9
```

Respons soortenrijkdom op mediane korrelgrootte

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 2.222e-01 8.559e-02 2.596 0.00964 **
med         -3.656e-04 8.101e-04 -0.451 0.65193
I(med^2)    3.414e-06 1.973e-06 1.730 0.08412 .
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.2006482)
Null deviance: 130.16 on 645 degrees of freedom
Residual deviance: 122.97 on 643 degrees of freedom
AIC: 2107.7
```

Respons soortenrijkdom op slibgehalte

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 0.329429 0.006343 51.936 <2e-16 ***
mud         -0.041644 0.115683 -0.360 0.719
I(mud^2)    -0.135076 0.184478 -0.732 0.464
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.2121150)
Null deviance: 130.16 on 645 degrees of freedom
Residual deviance: 129.01 on 643 degrees of freedom
AIC: 2139.7
```

Respons soortenrijkdom op hoogteligging

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 0.2488222 0.0220216 11.299 <2e-16 ***
elev        -0.0197611 0.0105294 -1.877 0.061 .
I(elev^2)   -0.0004799 0.0010875 -0.441 0.659
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.2114224)
Null deviance: 130.16 on 645 degrees of freedom
Residual deviance: 122.72 on 643 degrees of freedom
AIC: 2106.4 Call:
```

Respons soortenrijkdom op sedimentatie

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 0.317737 0.006295 50.475 < 2e-16 ***
sed         -0.056964 0.012690 -4.489 8.49e-06 ***
I(sed^2)    0.034084 0.011482 2.969 0.00310 **
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.2060731)
Null deviance: 130.16 on 645 degrees of freedom
Residual deviance: 124.34 on 643 degrees of freedom
AIC: 2115.1
```

Appendix V: Multivariate analyse van het macrobenthos, subtidaal

ANOSIM, per gebied, alle jaren/campagnes

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.199
 Significance level of sample statistic: 0.1%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
C1, C2	0.155	0.1	Too Many	999	0
C1, C3	0.167	2.3	Too Many	999	22
C1, C4	0.507	0.1	Too Many	999	0
C1, G	0.348	0.1	Too Many	999	0
C1, I1	0.113	0.1	Too Many	999	0
C1, I2	0.493	0.1	Too Many	999	0
C2, C3	0.12	6.4	Too Many	999	63
C2, C4	0.282	0.1	Too Many	999	0
C2, G	0.178	0.1	Too Many	999	0
C2, I1	-0.057	95.5	Too Many	999	954
C2, I2	0.12	0.1	Too Many	999	0
C3, C4	-0.049	80.7	Too Many	999	806
C3, G	0.166	0.5	Too Many	999	4
C3, I1	-0.039	67.8	Too Many	999	677
C3, I2	-0.008	53.2	Too Many	999	531
C4, G	0.164	0.1	Too Many	999	0
C4, I1	0.227	0.1	Too Many	999	0
C4, I2	0.069	0.1	Too Many	999	0
G, I1	-0.044	77.3	Too Many	999	772
G, I2	0.018	29.9	Too Many	999	298
I1, I2	0.182	0.1	Too Many	999	0

SIMPER, per gebied, alle jaren/campagnes

Group C1

Average similarity: 54.37

Species	Av. Abund	Av. Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	682.32	51.18	2.25	94.14	94.14

Group C2

Average similarity: 45.17

Species	Av. Abund	Av. Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	967.09	39.50	1.87	87.44	87.44
MACOBALT	468.06	2.25	0.28	4.98	92.42

Group C3

Average similarity: 41.36

Species	Av. Abund	Av. Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	284.93	35.27	1.23	85.27	85.27
BATHPILO	12.22	3.48	0.28	8.41	93.68

Group C4

Average similarity: 21.78

Species	Av. Abund	Av. Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	112.37	11.91	0.59	54.66	54.66
BATHPILO	17.45	4.98	0.36	22.87	77.53
HAUSAREN	22.98	1.68	0.22	7.72	85.25
EURYPULC	7.76	1.31	0.19	6.02	91.27

Group G

Average similarity: 45.11

Species	Av. Abund	Av. Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	523.03	26.27	1.78	58.23	58.23

MACOBALT	1774.03	13.25	0.73	29.37	87.60
ENSIS	5982.67	3.56	0.35	7.89	95.48

Group I1

Average similarity: 31.46

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	456.53	22.57	0.95	71.73	71.73
MACOBALT	819.65	4.33	0.34	13.77	85.51
NEPHCIRR	159.99	3.44	0.28	10.94	96.44

Group I2

Average similarity: 16.47

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEPHCIRR	153.24	7.21	0.37	43.75	43.75
HETEFILI	44.04	6.49	0.36	39.40	83.15
MESOSLAB	10.98	0.92	0.13	5.57	88.72
NEPHSPEC	4.26	0.67	0.11	4.08	92.80

Groups C1 & C2

Average dissimilarity = 52.35

Species	Group C1		Group C2		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
MACOBALT	207.44	468.06	9.48	0.76	18.11	18.11
HETEFILI	682.32	967.09	8.66	0.75	16.55	34.66
NEPHCIRR	11.13	136.15	4.33	0.47	8.27	42.92
APHEMARI	0.01	10.08	3.59	0.68	6.86	49.78
HAUSAREN	17.28	3.81	3.17	0.45	6.06	55.85
MESOSLAB	6.13	3.69	2.74	0.43	5.23	61.07
ETEOSPEC	4.24	6.37	2.31	0.41	4.41	65.49
ARENMARI	66.06	197.57	2.27	0.34	4.33	69.82
CAPICAPI	0.37	4.68	2.04	0.41	3.89	73.70
NEMERTIN	15.64	6.38	1.29	0.26	2.46	76.16
ARENICOL	33.58	0.00	1.13	0.22	2.16	78.32
BATHPILO	1.04	0.32	0.92	0.27	1.76	80.09
PETREPHOL	0.00	158.15	0.86	0.22	1.65	81.74
SPIOMART	0.09	0.87	0.80	0.21	1.54	83.27
NEPHSPEC	1.03	0.13	0.69	0.22	1.32	84.59
GASTSPIN	3.33	1.87	0.67	0.16	1.29	85.88
EURYPULC	0.53	0.16	0.48	0.18	0.92	86.80
CYATCARI	0.00	0.68	0.46	0.22	0.89	87.69
ACTINARI	0.00	397.46	0.44	0.18	0.84	88.53
NERESPEC	0.00	1.10	0.43	0.24	0.81	89.34
NEPHHOMB	10.97	0.00	0.41	0.13	0.78	90.12

Groups C1 & C3

Average dissimilarity = 53.92

Species	Group C1		Group C3		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
HETEFILI	682.32	284.93	15.19	0.94	28.18	28.18
MACOBALT	207.44	609.26	11.73	0.74	21.76	49.94
BATHPILO	1.04	12.22	7.00	0.63	12.98	62.92
HAUSAREN	17.28	6.56	4.19	0.45	7.78	70.70
ARENICOL	33.58	43.45	2.36	0.32	4.38	75.08
NEPHCIRR	11.13	3.90	1.95	0.27	3.62	78.70
CRANCRAN	0.57	2.85	1.94	0.36	3.61	82.31
MESOSLAB	6.13	0.00	1.78	0.31	3.30	85.61
NEREDIVE	3.41	48.00	1.20	0.25	2.22	87.83
ETEOSPEC	4.24	0.00	1.17	0.24	2.16	89.99
CAPICAPI	0.37	1.06	1.02	0.26	1.90	91.89

Groups C2 & C3

Average dissimilarity = 60.18

Species	Group C2		Group C3		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
HETEFILI	967.09	284.93	13.24	0.89	22.00	22.00
MACOBALT	468.06	609.26	11.04	0.77	18.35	40.35
BATHPILO	0.32	12.22	5.58	0.59	9.27	49.62
NEPHCIRR	136.15	3.90	5.03	0.50	8.37	57.99
APHEMARI	10.08	0.00	3.75	0.67	6.22	64.21
CAPICAPI	4.68	1.06	2.55	0.45	4.24	68.45
HAUSAREN	3.81	6.56	1.88	0.32	3.13	71.58
ARENMARI	197.57	0.00	1.81	0.30	3.01	74.59
MESOSLAB	3.69	0.00	1.64	0.31	2.73	77.31
ETEOSPEC	6.37	0.00	1.59	0.33	2.64	79.95
CRANCRAN	0.00	2.85	1.36	0.31	2.26	82.21

NEREDIVE	0.24	48.00	1.16	0.26	1.93	84.14
NEMERTIN	6.38	0.00	0.96	0.22	1.60	85.74
ARENICOL	0.00	43.45	0.95	0.23	1.58	87.32
PETRPOL	158.15	0.00	0.89	0.22	1.48	88.80
SPIOMART	0.87	0.00	0.80	0.19	1.32	90.13

Groups C1 & C4

Average dissimilarity = 73.49

Species	Group C1	Group C4	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	682.32	112.37	24.01	1.36	32.67	32.67
BATHPILO	1.04	17.45	7.97	0.71	10.84	43.51
HAUSAREN	17.28	22.98	7.04	0.62	9.57	53.08
MACOBALT	207.44	8.78	6.92	0.56	9.41	62.49
EURYPULC	0.53	7.76	4.02	0.49	5.47	67.96
NEPHCIRR	11.13	56.51	3.60	0.34	4.89	72.85
CAPICAPI	0.37	6.39	3.32	0.42	4.52	77.38
MESOSLAB	6.13	3.65	3.23	0.44	4.40	81.78
NEMERTIN	15.64	9.75	2.63	0.34	3.58	85.36
ETEOSPEC	4.24	0.63	1.56	0.27	2.12	87.47
ARENICOL	33.58	0.00	1.42	0.23	1.94	89.41
BATHSPEC	0.36	0.54	1.29	0.32	1.76	91.17

Groups C2 & C4

Average dissimilarity = 77.20

Species	Group C2	Group C4	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	967.09	112.37	21.18	1.30	27.43	27.43
MACOBALT	468.06	8.78	7.44	0.62	9.63	37.06
BATHPILO	0.32	17.45	6.43	0.67	8.33	45.39
NEPHCIRR	136.15	56.51	6.21	0.53	8.04	53.43
HAUSAREN	3.81	22.98	4.59	0.52	5.94	59.38
CAPICAPI	4.68	6.39	4.14	0.55	5.36	64.74
APHEMARI	10.08	0.03	3.90	0.69	5.05	69.79
EURYPULC	0.16	7.76	3.33	0.48	4.31	74.10
MESOSLAB	3.69	3.65	2.85	0.44	3.69	77.80
NEMERTIN	6.38	9.75	2.70	0.37	3.50	81.29
ETEOSPEC	6.37	0.63	1.91	0.36	2.47	83.76
ARENMARI	197.57	0.00	1.85	0.30	2.40	86.16
PETRPOL	158.15	0.00	0.91	0.22	1.18	87.34
SPIOMART	0.87	0.00	0.83	0.19	1.07	88.41
BATHSPEC	0.00	0.54	0.76	0.26	0.99	89.40
BATHELEG	0.00	2.26	0.67	0.19	0.87	90.27

Groups C3 & C4

Average dissimilarity = 73.37

Species	Group C3	Group C4	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	284.93	112.37	21.45	1.24	29.24	29.24
BATHPILO	12.22	17.45	11.26	0.82	15.34	44.58
MACOBALT	609.26	8.78	9.15	0.58	12.47	57.05
HAUSAREN	6.56	22.98	6.20	0.53	8.45	65.50
NEPHCIRR	3.90	56.51	4.67	0.38	6.37	71.87
EURYPULC	0.00	7.76	4.11	0.46	5.61	77.48
CAPICAPI	1.06	6.39	4.11	0.46	5.60	83.08
NEMERTIN	0.00	9.75	2.37	0.30	3.22	86.30
MESOSLAB	0.00	3.65	1.76	0.32	2.40	88.70
CRANCRAN	2.85	0.00	1.75	0.32	2.39	91.09

Groups C1 & G

Average dissimilarity = 58.57

Species	Group C1	Group G	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	207.44	1774.03	15.92	1.12	27.18	27.18
ENSIS	0.00	5982.67	8.95	0.69	15.28	42.45
HETEFILI	682.32	523.03	8.54	0.86	14.59	57.04
ARENICOL	33.58	156.39	4.05	0.49	6.92	63.96
CAPICAPI	0.37	15.37	3.21	0.63	5.48	69.44
NEREDIVE	3.41	124.32	2.60	0.38	4.44	73.88
HAUSAREN	17.28	0.00	2.34	0.38	4.00	77.88
NEPHCIRR	11.13	16.65	2.29	0.28	3.92	81.80
MESOSLAB	6.13	0.00	1.31	0.30	2.24	84.04
ETEOSPEC	4.24	0.40	1.11	0.29	1.90	85.94
APHEMARI	0.01	3.30	0.99	0.32	1.69	87.63
NEPHSPEC	1.03	4.56	0.95	0.26	1.62	89.25
HYDRULVA	0.28	1.78	0.79	0.21	1.35	90.61

Groups C2 & G

Average dissimilarity = 60.83

Species	Group C2 Av. Abund	Group G Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
MACOBALT	468.06	1774.03	13.92	1.09	22.88	22.88
ENSIS	0.00	5982.67	8.02	0.68	13.18	36.06
HETEFILI	967.09	523.03	7.62	0.82	12.53	48.59
NEPHCIRR	136.15	16.65	4.44	0.49	7.30	55.89
CAPICAPI	4.68	15.37	3.67	0.71	6.04	61.92
APHEMARI	10.08	3.30	3.38	0.73	5.56	67.48
ARENICOL	0.00	156.39	2.91	0.43	4.79	72.27
NEREDIVE	0.24	124.32	2.38	0.39	3.92	76.19
ARENMARI	197.57	0.00	1.46	0.30	2.40	78.59
ETEOSPEC	6.37	0.40	1.44	0.37	2.37	80.96
MESOSLAB	3.69	0.00	1.21	0.30	1.98	82.94
PETRPVOL	158.15	0.00	0.74	0.22	1.22	84.16
NEMERTIN	6.38	0.00	0.73	0.22	1.20	85.35
NERESPEC	1.10	1.60	0.69	0.30	1.14	86.49
SPIOMART	0.87	0.13	0.68	0.24	1.13	87.62
HAUSAREN	3.81	0.00	0.65	0.22	1.08	88.69
SCOLARMI	0.27	1.92	0.60	0.25	0.99	89.68
NEPHSPEC	0.13	4.56	0.57	0.22	0.94	90.63

Groups C3 & G

Average dissimilarity = 62.95

Species	Group C3 Av. Abund	Group G Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
MACOBALT	609.26	1774.03	17.02	1.09	27.04	27.04
HETEFILI	284.93	523.03	10.89	0.95	17.30	44.35
ENSIS	0.00	5982.67	9.28	0.69	14.75	59.09
BATHPILO	12.22	0.00	4.95	0.57	7.86	66.96
ARENICOL	43.45	156.39	4.06	0.49	6.44	73.40
CAPICAPI	1.06	15.37	3.63	0.65	5.76	79.16
NEREDIVE	48.00	124.32	3.34	0.44	5.30	84.46
NEPHCIRR	3.90	16.65	2.94	0.32	4.68	89.14
CRANCRAN	2.85	0.00	1.25	0.31	1.98	91.12

Groups C4 & G

Average dissimilarity = 80.79

Species	Group C4 Av. Abund	Group G Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
MACOBALT	8.78	1774.03	17.51	1.14	21.68	21.68
HETEFILI	112.37	523.03	15.96	1.27	19.76	41.43
ENSIS	0.00	5982.67	9.50	0.69	11.75	53.19
BATHPILO	17.45	0.00	5.74	0.65	7.11	60.29
CAPICAPI	6.39	15.37	4.81	0.69	5.96	66.25
NEPHCIRR	56.51	16.65	4.13	0.38	5.11	71.36
HAUSAREN	22.98	0.00	3.64	0.46	4.50	75.87
ARENICOL	0.00	156.39	3.47	0.44	4.30	80.17
EURYPULC	7.76	0.16	3.03	0.48	3.75	83.92
NEREDIVE	4.41	124.32	2.91	0.40	3.61	87.52
NEMERTIN	9.75	0.00	1.70	0.30	2.10	89.62
MESOSLAB	3.65	0.00	1.28	0.31	1.58	91.21

Groups C1 & I1

Average dissimilarity = 62.09

Species	Group C1 Av. Abund	Group I1 Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	682.32	456.53	16.09	0.97	25.91	25.91
MACOBALT	207.44	819.65	12.18	0.82	19.62	45.53
NEPHCIRR	11.13	159.99	8.08	0.60	13.01	58.54
HAUSAREN	17.28	11.51	3.99	0.44	6.43	64.97
MESOSLAB	6.13	5.39	3.02	0.43	4.86	69.83
NEPHSPEC	1.03	3.30	2.08	0.31	3.35	73.18
ARENICOL	33.58	29.83	2.02	0.28	3.26	76.44
CAPICAPI	0.37	3.57	1.84	0.37	2.97	79.41
ETEOSPEC	4.24	2.15	1.66	0.31	2.67	82.08
BATHPILO	1.04	0.92	1.43	0.32	2.30	84.38
CRANCRAN	0.57	1.68	0.96	0.25	1.54	85.92
ARENMARI	66.06	61.08	0.92	0.18	1.48	87.39
SPIOMART	0.09	0.73	0.84	0.24	1.36	88.75
NEPHHOMB	10.97	14.97	0.83	0.18	1.34	90.09

Groups C2 & I1

Average dissimilarity = 64.35

Species	Group C2	Group I1	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	967.09	456.53	14.02	0.93	21.78	21.78
MACOBALT	468.06	819.65	11.28	0.84	17.53	39.31
NEPHCIRR	136.15	159.99	8.73	0.71	13.57	52.88
APHEMARI	10.08	0.39	3.63	0.69	5.65	58.53
CAPICAPI	4.68	3.57	2.96	0.52	4.60	63.13
MESOSLAB	3.69	5.39	2.66	0.43	4.14	67.27
ETEOSPEC	6.37	2.15	1.95	0.39	3.03	70.30
ARENMARI	197.57	61.08	1.91	0.32	2.97	73.27
HAUSAREN	3.81	11.51	1.88	0.31	2.92	76.19
NEPHSPEC	0.13	3.30	1.43	0.28	2.22	78.41
SPIOMART	0.87	0.73	1.28	0.29	1.99	80.40
NEMERTIN	6.38	0.74	1.06	0.25	1.64	82.04
SCOLARMI	0.27	4.29	0.87	0.24	1.35	83.38
PETRPOL	158.15	0.00	0.85	0.22	1.31	84.69
GASTSPIN	1.87	6.14	0.82	0.18	1.28	85.98
BATHPILO	0.32	0.92	0.78	0.24	1.21	87.19
ARENICOL	0.00	29.83	0.71	0.17	1.10	88.29
NERESPEC	1.10	0.72	0.63	0.27	0.98	89.26
CYATCARI	0.68	0.30	0.55	0.23	0.85	90.11

Groups C3 & I1

Average dissimilarity = 66.46

Species	Group C3	Group I1	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	284.93	456.53	16.98	1.04	25.55	25.55
MACOBALT	609.26	819.65	13.92	0.82	20.94	46.49
NEPHCIRR	3.90	159.99	9.02	0.62	13.57	60.06
BATHPILO	12.22	0.92	6.74	0.60	10.15	70.20
HAUSAREN	6.56	11.51	2.61	0.31	3.92	74.12
CAPICAPI	1.06	3.57	2.47	0.41	3.72	77.84
CRANCRAN	2.85	1.68	2.09	0.36	3.14	80.98
ARENICOL	43.45	29.83	1.84	0.29	2.76	83.75
MESOSLAB	0.00	5.39	1.74	0.30	2.62	86.36
NEPHSPEC	0.00	3.30	1.71	0.26	2.57	88.94
NEREDIVE	48.00	4.84	1.20	0.24	1.81	90.74

Groups C4 & I1

Average dissimilarity = 80.20

Species	Group C4	Group I1	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	112.37	456.53	19.00	1.19	23.69	23.69
MACOBALT	8.78	819.65	10.54	0.69	13.14	36.83
NEPHCIRR	56.51	159.99	10.26	0.65	12.80	49.63
BATHPILO	17.45	0.92	7.69	0.68	9.59	59.22
HAUSAREN	22.98	11.51	5.75	0.52	7.17	66.39
CAPICAPI	6.39	3.57	4.43	0.52	5.53	71.92
EURYPULC	7.76	0.10	3.74	0.46	4.66	76.58
MESOSLAB	3.65	5.39	3.15	0.43	3.93	80.51
NEMERTIN	9.75	0.74	2.34	0.32	2.92	83.43
NEPHSPEC	0.34	3.30	2.03	0.29	2.54	85.96
ETEOSPEC	0.63	2.15	1.07	0.25	1.33	87.30
BATHSPEC	0.54	0.04	0.95	0.27	1.18	88.48
ARENICOL	0.00	29.83	0.88	0.17	1.09	89.57
SPIOMART	0.00	0.73	0.85	0.22	1.06	90.63

Groups G & I1

Average dissimilarity = 65.93

Species	Group G	Group I1	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	1774.03	819.65	15.66	1.09	23.75	23.75
HETEFILI	523.03	456.53	11.49	0.98	17.43	41.19
ENSIS	5982.67	328.78	8.97	0.70	13.60	54.79
NEPHCIRR	16.65	159.99	7.04	0.61	10.67	65.46
CAPICAPI	15.37	3.57	3.82	0.69	5.79	71.25
ARENICOL	156.39	29.83	3.68	0.47	5.59	76.84
NEREDIVE	124.32	4.84	2.56	0.38	3.88	80.72
NEPHSPEC	4.56	3.30	1.59	0.31	2.41	83.13
MESOSLAB	0.00	5.39	1.28	0.30	1.95	85.08
APHEMARI	3.30	0.39	1.19	0.37	1.80	86.88
HAUSAREN	0.00	11.51	1.06	0.22	1.62	88.50
SCOLARMI	1.92	4.29	0.98	0.26	1.48	89.98
ETEOSPEC	0.40	2.15	0.77	0.27	1.17	91.15

Groups C1 & I2

Average dissimilarity = 80.60

Species	Group C1 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	682.32	44.04	30.30	1.53	37.59	37.59
NEPHCIRR	11.13	153.24	11.43	0.70	14.18	51.77
MACOBALT	207.44	48.02	8.68	0.62	10.77	62.54
MESOSLAB	6.13	10.98	4.93	0.48	6.11	68.65
HAUSAREN	17.28	5.26	4.16	0.43	5.16	73.82
NEPHSPEC	1.03	4.26	3.29	0.39	4.08	77.90
EURYPULC	0.53	6.15	2.64	0.35	3.27	81.17
BATHPILO	1.04	0.69	1.69	0.28	2.10	83.26
NEMERTIN	15.64	69.61	1.68	0.22	2.09	85.35
ARENICOL	33.58	0.00	1.53	0.23	1.89	87.25
CRANCRAN	0.57	1.28	1.44	0.29	1.79	89.03
ETEOSPEC	4.24	0.04	1.37	0.25	1.70	90.73

Groups C2 & I2

Average dissimilarity = 81.45

Species	Group C2 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	967.09	44.04	26.32	1.44	32.31	32.31
NEPHCIRR	136.15	153.24	11.39	0.78	13.99	46.30
MACOBALT	468.06	48.02	8.84	0.66	10.85	57.15
MESOSLAB	3.69	10.98	4.17	0.48	5.12	62.27
APHEMARI	10.08	0.03	4.11	0.68	5.05	67.32
CAPICAPI	4.68	0.60	2.73	0.44	3.35	70.67
NEPHSPEC	0.13	4.26	2.35	0.36	2.88	73.55
EURYPULC	0.16	6.15	2.16	0.34	2.65	76.20
NEMERTIN	6.38	69.61	2.01	0.27	2.46	78.67
ARENMARI	197.57	0.00	1.94	0.30	2.39	81.05
ETEOSPEC	6.37	0.04	1.79	0.34	2.19	83.25
HAUSAREN	3.81	5.26	1.54	0.28	1.89	85.13
SPIOMART	0.87	0.24	1.18	0.22	1.44	86.57
GASTSPIN	1.87	2.08	0.99	0.19	1.22	87.79
PETRPOL	158.15	0.00	0.95	0.22	1.17	88.96
CRANCRAN	0.00	1.28	0.85	0.23	1.04	90.00
BATHPILO	0.32	0.69	0.83	0.21	1.02	91.02

Groups C3 & I2

Average dissimilarity = 82.13

Species	Group C3 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	284.93	44.04	26.04	1.30	31.71	31.71
NEPHCIRR	3.90	153.24	12.81	0.71	15.60	47.31
MACOBALT	609.26	48.02	11.12	0.64	13.54	60.84
BATHPILO	12.22	0.69	8.75	0.59	10.66	71.50
MESOSLAB	0.00	10.98	3.73	0.37	4.55	76.05
NEPHSPEC	0.00	4.26	2.95	0.35	3.60	79.65
CRANCRAN	2.85	1.28	2.82	0.39	3.44	83.09
EURYPULC	0.00	6.15	2.56	0.32	3.11	86.20
HAUSAREN	6.56	5.26	2.32	0.29	2.82	89.02
CAPICAPI	1.06	0.60	1.87	0.30	2.28	91.30

Groups C4 & I2

Average dissimilarity = 86.17

Species	Group C4 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	112.37	44.04	18.32	1.04	21.26	21.26
NEPHCIRR	56.51	153.24	14.40	0.74	16.71	37.97
BATHPILO	17.45	0.69	9.94	0.68	11.54	49.51
EURYPULC	7.76	6.15	6.59	0.56	7.65	57.15
HAUSAREN	22.98	5.26	6.58	0.51	7.64	64.79
MESOSLAB	3.65	10.98	5.39	0.48	6.26	71.05
CAPICAPI	6.39	0.60	4.67	0.45	5.41	76.46
MACOBALT	8.78	48.02	3.90	0.38	4.53	80.99
NEMERTIN	9.75	69.61	3.87	0.34	4.49	85.48
NEPHSPEC	0.34	4.26	3.37	0.37	3.92	89.40
BATHSPEC	0.54	0.33	1.67	0.29	1.93	91.33

Groups G & I2

Average dissimilarity = 83.78

Species	Group G Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	523.03	44.04	19.47	1.35	23.24	23.24
MACOBALT	1774.03	48.02	18.52	1.14	22.11	45.34
ENSIS	5982.67	0.00	9.94	0.69	11.87	57.21
NEPHCIRR	16.65	153.24	9.43	0.67	11.26	68.47
CAPICAPI	15.37	0.60	3.86	0.63	4.61	73.07

ARENICOL	156.39	0.00	3.65	0.44	4.35	77.42
NEREDIVE	124.32	0.00	2.79	0.38	3.33	80.76
MESOSLAB	0.00	10.98	2.50	0.36	2.99	83.75
NEPHSPEC	4.56	4.26	2.43	0.38	2.90	86.65
EURYPULC	0.16	6.15	1.95	0.35	2.33	88.98
APHEMARI	3.30	0.03	1.15	0.33	1.38	90.36

Groups I1 & I2

Average dissimilarity = 80.73

Species	Group I1 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	456.53	44.04	21.77	1.19	26.97	26.97
NEPHCIRR	159.99	153.24	15.20	0.84	18.83	45.80
MACOBALT	819.65	48.02	12.22	0.73	15.14	60.93
MESOSLAB	5.39	10.98	4.80	0.47	5.95	66.89
NEPHSPEC	3.30	4.26	4.22	0.42	5.22	72.11
CAPICAPI	3.57	0.60	2.70	0.39	3.35	75.45
EURYPULC	0.10	6.15	2.34	0.32	2.90	78.35
HAUSAREN	11.51	5.26	2.33	0.27	2.89	81.24
CRANCRAN	1.68	1.28	1.64	0.29	2.03	83.27
BATHPILO	0.92	0.69	1.46	0.26	1.81	85.08
NEMERTIN	0.74	69.61	1.40	0.20	1.74	86.81
SPIOMART	0.73	0.24	1.22	0.26	1.51	88.33
SCOLARMI	4.29	3.32	1.14	0.21	1.41	89.74
GASTSPIN	6.14	2.08	1.08	0.19	1.34	91.07

ANOSIM, per jaar, alle subtidale gebieden

Global Test

Sample statistic (Global R): -0.001

Significance level of sample statistic: 51.3%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 512

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2004, 2005	-0.082	100.	Too Many	999	999
2004, 2006	-0.081	99.9	Too Many	999	998
2004, 2007	-0.097	100.	Too Many	999	999
2004, 2008	-0.092	100.	Too Many	999	999
2005, 2006	0.023	0.7	Too Many	999	6
2005, 2007	0.015	14.3	Too Many	999	142
2005, 2008	0.014	13.6	Too Many	999	135
2006, 2007	0.003	32.1	Too Many	999	320
2006, 2008	0.052	0.1	Too Many	999	0
2007, 2008	0.023	0.1	Too Many	999	0

SIMPER, per jaar, alle gebieden

Group 2004

Average similarity: 61.26

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1054.28	57.96	2.84	94.61	94.61

Group 2005

Average similarity: 45.64

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	909.53	42.06	1.85	92.15	92.15

Group 2006

Average similarity: 27.16

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	360.53	21.28	0.85	78.37	78.37
MACOBALT	831.97	3.11	0.29	11.45	89.82
MESOSLAB	15.01	0.84	0.14	3.11	92.92

Group 2007

Average similarity: 22.98

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
---------	----------	--------	--------	----------	-------

HETEFILI	225.24	15.47	0.69	67.29	67.29
MACOBALT	403.48	3.44	0.29	14.97	82.25
NEPHCIRR	65.75	2.02	0.18	8.78	91.03

Group 2008

Average similarity: 31.34

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	286.52	24.93	0.97	79.55	79.55
NEPHCIRR	118.96	3.24	0.27	10.34	89.89
MACOBALT	277.67	1.22	0.19	3.88	93.77

Groups 2004 & 2005

Average dissimilarity = 47.33

Species	Group 2004	Group 2005	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	229.20	493.48	9.11	0.73	19.24	19.24
HETEFILI	1054.28	909.53	8.86	0.74	18.71	37.95
NEPHCIRR	116.02	118.32	5.75	0.53	12.14	50.09
APHEMARI	7.38	2.07	3.01	0.61	6.37	56.46
ETEOSPEC	9.08	5.99	2.88	0.43	6.08	62.54
MESOSLAB	1.35	5.93	2.75	0.45	5.81	68.35
ARENMARI	3.88	281.63	1.82	0.30	3.85	72.20
CAPICAPI	0.42	2.62	1.34	0.33	2.84	75.03
HAUSAREN	7.77	4.36	1.34	0.28	2.83	77.87
NEMERTIN	33.60	4.50	1.15	0.22	2.43	80.30
NEPHHOMB	41.37	0.00	0.87	0.18	1.83	82.13
ENSIS	0.00	510.06	0.79	0.16	1.68	83.81
SPIOMART	0.00	0.84	0.77	0.21	1.63	85.44
GASTSPIN	1.87	5.15	0.68	0.16	1.44	86.88
PETRPLOL	2.04	87.54	0.58	0.19	1.22	88.10
BATHPILO	0.09	0.40	0.49	0.20	1.04	89.14
EURYPULC	0.00	0.75	0.45	0.16	0.96	90.10

Groups 2004 & 2006

Average dissimilarity = 61.92

Species	Group 2004	Group 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1054.28	360.53	17.98	0.93	29.04	29.04
MACOBALT	229.20	831.97	10.61	0.79	17.14	46.17
NEPHCIRR	116.02	54.90	5.59	0.48	9.03	55.20
MESOSLAB	1.35	15.01	3.94	0.47	6.35	61.55
HAUSAREN	7.77	22.33	3.52	0.43	5.68	67.24
APHEMARI	7.38	0.30	2.62	0.53	4.24	71.47
ETEOSPEC	9.08	1.61	2.53	0.38	4.08	75.55
CAPICAPI	0.42	5.25	2.21	0.42	3.57	79.13
GASTSPIN	1.87	8.83	1.22	0.22	1.96	81.09
NEMERTIN	33.60	52.03	1.19	0.18	1.92	83.01
ENSIS	0.00	776.54	1.01	0.20	1.62	84.64
NEPHHOMB	41.37	0.03	0.99	0.19	1.59	86.23
ARENMARI	3.88	21.06	0.96	0.22	1.54	87.77
SPIOMART	0.00	0.89	0.87	0.28	1.40	89.17
BATHPILO	0.09	1.15	0.80	0.25	1.29	90.46

Groups 2005 & 2006

Average dissimilarity = 65.64

Species	Group 2005	Group 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	909.53	360.53	17.12	0.98	26.08	26.08
MACOBALT	493.48	831.97	11.23	0.78	17.11	43.19
NEPHCIRR	118.32	54.90	5.27	0.46	8.03	51.22
MESOSLAB	5.93	15.01	4.74	0.50	7.23	58.45
HAUSAREN	4.36	22.33	3.64	0.44	5.55	64.00
CAPICAPI	2.62	5.25	2.92	0.47	4.46	68.45
ETEOSPEC	5.99	1.61	2.03	0.37	3.09	71.55
ARENMARI	281.63	21.06	1.79	0.27	2.73	74.28
ENSIS	510.06	776.54	1.78	0.25	2.71	76.99
SPIOMART	0.84	0.89	1.65	0.31	2.51	79.50
NEMERTIN	4.50	52.03	1.34	0.21	2.04	81.54
APHEMARI	2.07	0.30	1.16	0.34	1.76	83.30
GASTSPIN	5.15	8.83	1.06	0.20	1.61	84.92
BATHPILO	0.40	1.15	1.05	0.27	1.60	86.52
SCOLARMI	0.48	4.29	0.99	0.23	1.50	88.02
EURYPULC	0.75	0.54	0.90	0.21	1.38	89.40
CRANCRAN	0.50	0.75	0.76	0.20	1.16	90.56

Groups 2004 & 2007

Average dissimilarity = 66.83

Species	Group 2004	Group 2007	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
HETEFILI	1054.28	225.24	21.44	1.10	32.08	32.08
MACOBALT	229.20	403.48	10.80	0.78	16.15	48.23
NEPHCIRR	116.02	65.75	7.98	0.59	11.94	60.17
HAUSAREN	7.77	16.76	3.27	0.39	4.90	65.07
APHEMARI	7.38	0.49	2.78	0.55	4.16	69.23
MESOSLAB	1.35	5.24	2.70	0.44	4.03	73.27
ETEOSPEC	9.08	0.57	2.14	0.33	3.20	76.46
CAPICAPI	0.42	4.77	1.91	0.38	2.86	79.32
NEPHSPEC	0.00	3.42	1.69	0.29	2.53	81.85
BATHPILO	0.09	2.38	1.47	0.28	2.20	84.05
NEPHHOMB	41.37	12.60	1.44	0.23	2.15	86.20
NEMERTIN	33.60	4.75	1.28	0.22	1.92	88.12
ARENICOL	0.00	27.15	1.18	0.23	1.77	89.89
CRANCRAN	0.35	1.98	0.92	0.25	1.38	91.27

Groups 2005 & 2007

Average dissimilarity = 69.98

Species	Group 2005	Group 2007	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
HETEFILI	909.53	225.24	19.53	1.11	27.91	27.91
MACOBALT	493.48	403.48	11.47	0.77	16.39	44.30
NEPHCIRR	118.32	65.75	7.71	0.57	11.02	55.32
MESOSLAB	5.93	5.24	3.65	0.48	5.22	60.54
HAUSAREN	4.36	16.76	3.42	0.40	4.89	65.43
CAPICAPI	2.62	4.77	2.68	0.45	3.84	69.26
NEPHSPEC	1.05	3.42	1.93	0.31	2.76	72.03
BATHPILO	0.40	2.38	1.72	0.30	2.46	74.49
ETEOSPEC	5.99	0.57	1.61	0.31	2.30	76.79
ARENMARI	281.63	0.00	1.44	0.24	2.05	78.84
NEMERTIN	4.50	4.75	1.42	0.27	2.03	80.87
EURYPULC	0.75	2.67	1.37	0.26	1.95	82.82
ENSIS	510.06	179.88	1.32	0.21	1.88	84.70
APHEMARI	2.07	0.49	1.30	0.38	1.86	86.56
ARENICOL	0.00	27.15	1.17	0.23	1.68	88.24
SPIOMART	0.84	0.12	1.02	0.22	1.45	89.69
CRANCRAN	0.50	1.98	1.01	0.26	1.45	91.14

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 75.50

Species	Group 2006	Group 2007	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
HETEFILI	360.53	225.24	18.46	1.05	24.45	24.45
MACOBALT	831.97	403.48	13.18	0.82	17.45	41.90
NEPHCIRR	54.90	65.75	7.92	0.52	10.49	52.39
HAUSAREN	22.33	16.76	5.71	0.50	7.57	59.96
MESOSLAB	15.01	5.24	5.06	0.49	6.70	66.66
CAPICAPI	5.25	4.77	3.66	0.50	4.84	71.51
BATHPILO	1.15	2.38	2.15	0.32	2.85	74.36
NEPHSPEC	0.15	3.42	2.12	0.29	2.81	77.16
ARENICOL	20.97	27.15	1.75	0.28	2.32	79.49
ENSIS	776.54	179.88	1.55	0.24	2.06	81.54
NEMERTIN	52.03	4.75	1.52	0.21	2.01	83.56
EURYPULC	0.54	2.67	1.45	0.25	1.92	85.47
CRANCRAN	0.75	1.98	1.37	0.27	1.81	87.29
SPIOMART	0.89	0.12	1.09	0.30	1.45	88.73
GASTSPIN	8.83	0.75	1.05	0.19	1.39	90.12

Groups 2004 & 2008

Average dissimilarity = 60.07

Species	Group 2004	Group 2008	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
HETEFILI	1054.28	286.52	17.48	1.00	29.10	29.10
NEPHCIRR	116.02	118.96	9.21	0.67	15.34	44.44
MACOBALT	229.20	277.67	8.54	0.69	14.22	58.66
BATHPILO	0.09	6.60	3.15	0.42	5.25	63.91
APHEMARI	7.38	0.00	2.57	0.52	4.27	68.18
ETEOSPEC	9.08	0.31	2.13	0.34	3.55	71.73
NEPHSPEC	0.00	4.16	1.99	0.32	3.31	75.05
HAUSAREN	7.77	5.14	1.72	0.30	2.87	77.92
EURYPULC	0.00	3.52	1.46	0.28	2.44	80.36
ARENICOL	0.00	62.97	1.42	0.24	2.37	82.72
MESOSLAB	1.35	0.36	1.38	0.33	2.29	85.01
NEMERTIN	33.60	3.54	1.04	0.19	1.74	86.75
CAPICAPI	0.42	0.97	0.95	0.24	1.59	88.34
NEPHHOMB	41.37	0.00	0.95	0.18	1.57	89.91

ARENMARI 3.88 2.32 0.73 0.20 1.21 91.12

Groups 2005 & 2008

Average dissimilarity = 64.50

Species	Group 2005 Av.Abund	Group 2008 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	909.53	286.52	16.65	1.03	25.81	25.81
MACOBALT	493.48	277.67	9.33	0.69	14.47	40.28
NEPHCIRR	118.32	118.96	8.97	0.65	13.91	54.18
BATHPILO	0.40	6.60	3.36	0.42	5.21	59.39
MESOSLAB	5.93	0.36	2.46	0.38	3.81	63.20
NEPHSPEC	1.05	4.16	2.21	0.34	3.43	66.63
EURYPULC	0.75	3.52	1.90	0.31	2.95	69.58
HAUSAREN	4.36	5.14	1.89	0.32	2.92	72.51
CAPICAPI	2.62	0.97	1.82	0.34	2.83	75.34
ETEOSPEC	5.99	0.31	1.61	0.32	2.49	77.83
ARENMARI	281.63	2.32	1.60	0.25	2.47	80.30
ARENICOL	0.00	62.97	1.41	0.24	2.18	82.49
ENSIS	510.06	360.71	1.20	0.20	1.87	84.35
NEMERTIN	4.50	3.54	1.19	0.24	1.84	86.20
APHEMARI	2.07	0.00	1.03	0.33	1.60	87.80
SPIOMART	0.84	0.00	0.89	0.20	1.38	89.18
CRANCRAN	0.50	0.58	0.65	0.20	1.01	90.19

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 72.69

Species	Group 2006 Av.Abund	Group 2008 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	360.53	286.52	17.91	1.05	24.64	24.64
MACOBALT	831.97	277.67	11.03	0.75	15.18	39.82
NEPHCIRR	54.90	118.96	9.31	0.61	12.81	52.63
HAUSAREN	22.33	5.14	4.27	0.45	5.88	58.50
BATHPILO	1.15	6.60	3.93	0.44	5.41	63.91
MESOSLAB	15.01	0.36	3.85	0.41	5.29	69.20
CAPICAPI	5.25	0.97	2.82	0.42	3.87	73.08
NEPHSPEC	0.15	4.16	2.39	0.32	3.29	76.36
EURYPULC	0.54	3.52	2.05	0.30	2.82	79.18
ARENICOL	20.97	62.97	1.99	0.28	2.74	81.93
ENSIS	776.54	360.71	1.44	0.23	1.98	83.90
NEMERTIN	52.03	3.54	1.26	0.18	1.73	85.64
ETEOSPEC	1.61	0.31	1.02	0.26	1.41	87.04
CRANCRAN	0.75	0.58	0.98	0.22	1.35	88.40
SCOLARMI	4.29	3.19	0.97	0.20	1.33	89.73
SPIOMART	0.89	0.00	0.97	0.27	1.33	91.06

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 73.88

Species	Group 2007 Av.Abund	Group 2008 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	225.24	286.52	18.51	1.09	25.05	25.05
NEPHCIRR	65.75	118.96	11.39	0.69	15.42	40.47
MACOBALT	403.48	277.67	11.32	0.74	15.32	55.78
BATHPILO	2.38	6.60	4.59	0.47	6.21	62.00
HAUSAREN	16.76	5.14	4.07	0.41	5.51	67.51
NEPHSPEC	3.42	4.16	3.85	0.42	5.21	72.71
ARENICOL	27.15	62.97	2.71	0.33	3.67	76.38
EURYPULC	2.67	3.52	2.54	0.34	3.44	79.82
CAPICAPI	4.77	0.97	2.52	0.38	3.42	83.24
MESOSLAB	5.24	0.36	2.35	0.36	3.18	86.41
NEMERTIN	4.75	3.54	1.34	0.24	1.81	88.23
CRANCRAN	1.98	0.58	1.25	0.27	1.69	89.92
ENSIS	179.88	360.71	0.92	0.18	1.24	91.16

Gebied II: ANOSIM, per jaar

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.068
 Significance level of sample statistic: 0.1%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
--------	----------------	-------------------------	--------------------------	------------------------	-----------------------

2004, 2005	-0.096	98.7	Too Many	999	986
2004, 2006	-0.05	82.9	Too Many	999	828
2004, 2007	0.072	6.6	Too Many	999	65
2004, 2008	0.046	16.	Too Many	999	159
2005, 2006	0.036	3.1	Too Many	999	30
2005, 2007	0.156	0.1	Too Many	999	0
2005, 2008	0.121	0.1	Too Many	999	0
2006, 2007	0.071	0.6	Too Many	999	5
2006, 2008	0.118	0.1	Too Many	999	0
2007, 2008	0.026	7.8	Too Many	999	77

Gebied II: SIMPER, per jaar

Group 2004

Average similarity: 61.05

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1207.46	57.25	2.85	93.78	93.78

Group 2005

Average similarity: 44.68

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	877.82	37.93	1.91	84.90	84.90
MACOBALT	801.28	4.99	0.38	11.16	96.06

Group 2006

Average similarity: 27.19

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	214.29	20.15	0.78	74.09	74.09
MACOBALT	1041.71	3.37	0.29	12.38	86.47
CAPIAPI	10.79	1.41	0.28	5.18	91.66

Group 2007

Average similarity: 21.61

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	109.83	7.31	0.52	33.81	33.81
MACOBALT	739.83	6.37	0.41	29.47	63.28
NEPHCIRR	120.49	6.06	0.36	28.05	91.33

Group 2008

Average similarity: 34.41

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	217.40	17.05	0.95	49.55	49.55
NEPHCIRR	255.88	12.24	0.64	35.56	85.11
MACOBALT	918.67	3.63	0.31	10.54	95.65

Groups 2004 & 2005

Average dissimilarity = 48.06

Species	Group 2004		Group 2005		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
MACOBALT	393.45	801.28	12.10	0.88	25.17	25.17
HETEFILI	1207.46	877.82	9.70	0.77	20.19	45.36
NEPHCIRR	236.43	185.71	8.70	0.65	18.11	63.47
NEPHHOMB	124.11	0.00	2.55	0.32	5.30	68.77
ENSIS	0.00	1516.02	2.38	0.29	4.96	73.73
MESOSLAB	1.82	3.81	2.13	0.43	4.43	78.16
APHEMARI	1.30	0.93	1.57	0.45	3.28	81.44
SPIOMART	0.00	1.06	1.20	0.26	2.50	83.94
ARENMARI	0.00	281.64	1.20	0.23	2.49	86.43
GASTSPIN	0.00	15.30	0.82	0.17	1.71	88.14
CRANCRAN	1.05	0.94	0.78	0.28	1.63	89.77
ETEOSPEC	0.00	5.61	0.76	0.24	1.58	91.35

Groups 2004 & 2006

Average dissimilarity = 62.75

Species	Group 2004		Group 2006		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
HETEFILI	1207.46	214.29	18.43	1.04	29.37	29.37
MACOBALT	393.45	1041.71	11.95	0.81	19.04	48.41
NEPHCIRR	236.43	32.51	7.54	0.55	12.02	60.44
CAPIAPI	0.00	10.79	3.76	0.58	5.99	66.43
MESOSLAB	1.82	13.60	3.43	0.42	5.47	71.90

HAUSAREN	0.00	25.05	3.16	0.38	5.03	76.93
NEPHHOMB	124.11	0.09	2.95	0.34	4.70	81.63
ETEOSPEC	0.00	4.08	1.89	0.37	3.01	84.63
SPIOMART	0.00	1.96	1.75	0.40	2.79	87.43
APHEMARI	1.30	0.07	1.59	0.41	2.53	89.96
CRANCRAN	1.05	1.44	1.38	0.28	2.19	92.15

Groups 2005 & 2006

Average dissimilarity = 66.07

Species	Group 2005		Group 2006		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	877.82	214.29	16.20	1.07	24.52	24.52		
MACOBALT	801.28	1041.71	13.81	0.90	20.90	45.42		
NEPHCIRR	185.71	32.51	6.36	0.52	9.62	55.05		
MESOSLAB	3.81	13.60	4.10	0.49	6.21	61.26		
CAPICAPI	0.68	10.79	4.08	0.61	6.17	67.43		
HAUSAREN	2.11	25.05	3.38	0.41	5.12	72.55		
SPIOMART	1.06	1.96	2.70	0.43	4.09	76.63		
ENSIS	1516.02	0.00	2.46	0.29	3.72	80.35		
ETEOSPEC	5.61	4.08	2.45	0.43	3.71	84.07		
SCOLARMI	0.96	4.22	1.62	0.30	2.45	86.52		
GASTSPIN	15.30	11.07	1.60	0.23	2.42	88.94		
ARENMARI	281.64	0.00	1.23	0.23	1.86	90.80		

Groups 2004 & 2007

Average dissimilarity = 72.99

Species	Group 2004		Group 2007		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1207.46	109.83	25.20	1.26	34.52	34.52		
MACOBALT	393.45	739.83	13.61	0.90	18.65	53.17		
NEPHCIRR	236.43	120.49	12.68	0.82	17.37	70.53		
NEPHHOMB	124.11	0.00	2.78	0.32	3.81	74.34		
NEPHSPEC	0.00	5.04	2.53	0.33	3.47	77.81		
CAPICAPI	0.00	4.67	2.53	0.45	3.46	81.27		
MESOSLAB	1.82	5.23	2.10	0.41	2.87	84.14		
HAUSAREN	0.00	24.69	1.97	0.24	2.70	86.84		
ARENICOL	0.00	36.27	1.61	0.28	2.21	89.05		
CRANCRAN	1.05	4.86	1.52	0.36	2.09	91.14		

Groups 2005 & 2007

Average dissimilarity = 73.86

Species	Group 2005		Group 2007		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	877.82	109.83	20.50	1.25	27.75	27.75		
MACOBALT	801.28	739.83	14.82	0.95	20.06	47.81		
NEPHCIRR	185.71	120.49	11.49	0.78	15.55	63.36		
CAPICAPI	0.68	4.67	2.98	0.49	4.04	67.40		
MESOSLAB	3.81	5.23	2.91	0.49	3.95	71.34		
NEPHSPEC	2.90	5.04	2.81	0.36	3.81	75.15		
ENSIS	1516.02	0.00	2.47	0.29	3.34	78.49		
HAUSAREN	2.11	24.69	2.30	0.27	3.12	81.61		
SPIOMART	1.06	0.31	1.59	0.28	2.15	83.76		
ARENICOL	0.00	36.27	1.55	0.28	2.10	85.86		
CRANCRAN	0.94	4.86	1.35	0.32	1.83	87.70		
ARENMARI	281.64	0.00	1.23	0.23	1.67	89.37		
SCOLARMI	0.96	1.10	1.09	0.28	1.47	90.84		

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 79.01

Species	Group 2006		Group 2007		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	214.29	109.83	17.18	1.03	21.75	21.75		
MACOBALT	1041.71	739.83	15.57	0.92	19.70	41.45		
NEPHCIRR	32.51	120.49	11.38	0.71	14.40	55.86		
CAPICAPI	10.79	4.67	5.58	0.70	7.07	62.92		
HAUSAREN	25.05	24.69	5.08	0.43	6.42	69.35		
MESOSLAB	13.60	5.23	4.39	0.47	5.55	74.90		
NEPHSPEC	0.00	5.04	2.82	0.32	3.56	78.46		
SPIOMART	1.96	0.31	2.11	0.44	2.68	81.14		
SCOLARMI	4.22	1.10	2.09	0.33	2.64	83.78		
CRANCRAN	1.44	4.86	2.07	0.32	2.62	86.40		
ETEOSPEC	4.08	0.00	2.00	0.36	2.54	88.93		
BATHPILO	1.02	1.69	1.97	0.36	2.49	91.42		

Groups 2004 & 2008

Average dissimilarity = 62.27

Species	Group 2004	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1207.46	217.40	17.99	1.06	28.89	28.89
NEPHCIRR	236.43	255.88	15.01	1.03	24.10	52.99
MACOBALT	393.45	918.67	11.71	0.81	18.81	71.80
NEPHSPEC	0.00	7.02	3.65	0.45	5.87	77.67
NEPHHOMB	124.11	0.00	2.64	0.32	4.25	81.92
ARENICOL	0.00	96.89	1.92	0.27	3.09	85.00
APHEMARI	1.30	0.00	1.27	0.38	2.03	87.04
MESOSLAB	1.82	0.93	1.24	0.32	1.99	89.03
BATHPILO	0.00	1.47	0.96	0.27	1.54	90.57

Groups 2005 & 2008

Average dissimilarity = 65.95

Species	Group 2005	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	877.82	217.40	15.41	1.10	23.36	23.36
NEPHCIRR	185.71	255.88	13.98	1.01	21.19	44.55
MACOBALT	801.28	918.67	13.34	0.89	20.23	64.79
NEPHSPEC	2.90	7.02	3.81	0.46	5.78	70.57
ENSIS	1516.02	0.00	2.37	0.29	3.59	74.16
MESOSLAB	3.81	0.93	2.13	0.43	3.23	77.40
ARENICOL	0.00	96.89	1.85	0.26	2.80	80.20
SPIOMART	1.06	0.00	1.22	0.24	1.86	82.05
GASTSPIN	15.30	1.53	1.20	0.22	1.82	83.87
ARENMARI	281.64	0.00	1.19	0.23	1.81	85.67
CAPICAPI	0.68	0.13	1.05	0.27	1.59	87.27
SCOLARMI	0.96	12.68	1.05	0.22	1.58	88.85
NERESPEC	0.88	2.29	0.98	0.28	1.49	90.34

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 74.90

Species	Group 2006	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	214.29	217.40	15.26	1.08	20.37	20.37
NEPHCIRR	32.51	255.88	14.93	0.97	19.93	40.30
MACOBALT	1041.71	918.67	13.58	0.83	18.13	58.43
CAPICAPI	10.79	0.13	4.01	0.59	5.35	63.78
NEPHSPEC	0.00	7.02	3.95	0.43	5.28	69.06
HAUSAREN	25.05	1.15	3.47	0.40	4.64	73.70
MESOSLAB	13.60	0.93	3.47	0.41	4.64	78.34
ETEOSPEC	4.08	0.12	2.04	0.39	2.73	81.07
ARENICOL	0.00	96.89	2.00	0.26	2.68	83.75
SCOLARMI	4.22	12.68	2.00	0.30	2.67	86.41
SPIOMART	1.96	0.00	1.76	0.40	2.35	88.76
BATHPILO	1.02	1.47	1.75	0.35	2.33	91.09

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 72.73

Species	Group 2007	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEPHCIRR	120.49	255.88	15.68	0.99	21.56	21.56
HETEFILI	109.83	217.40	15.27	1.14	21.00	42.56
MACOBALT	739.83	918.67	14.98	0.90	20.60	63.16
NEPHSPEC	5.04	7.02	5.60	0.54	7.69	70.85
ARENICOL	36.27	96.89	3.43	0.38	4.72	75.57
CAPICAPI	4.67	0.13	2.83	0.46	3.89	79.46
HAUSAREN	24.69	1.15	2.36	0.27	3.24	82.70
MESOSLAB	5.23	0.93	2.11	0.40	2.90	85.60
BATHPILO	1.69	1.47	2.00	0.39	2.75	88.36
SCOLARMI	1.10	12.68	1.45	0.26	1.99	90.35

Gebied I2: ANOSIM, per jaar

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.053
 Significance level of sample statistic: 0.9%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 8

Pairwise Tests

Groups	Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2006, 2007	0.041	2.7	Too Many	999	26

2006, 2008	0.063	1.6	Too Many	999	15
2007, 2008	0.058	2.	Too Many	999	19

Gebied I2: SIMPER, per jaar

Group 2006

Average similarity: 12.29

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	52.11	6.10	0.34	49.64	49.64
MESOSLAB	28.04	3.15	0.24	25.62	75.27
NEPHCIRR	136.80	1.91	0.20	15.57	90.84

Group 2007

Average similarity: 13.37

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEPHCIRR	180.16	9.60	0.41	71.81	71.81
NEPHSPEC	3.90	1.44	0.16	10.74	82.55
HETEFILI	22.35	0.92	0.12	6.89	89.44
MACOBALT	13.97	0.53	0.09	3.93	93.37

Group 2008

Average similarity: 29.39

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	54.67	14.67	0.62	49.91	49.91
NEPHCIRR	147.10	12.72	0.53	43.28	93.19

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 89.12

Species	Group 2006		Group 2007		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
NEPHCIRR	136.80	180.16	180.16	19.98	0.85	22.42	22.42	
HETEFILI	52.11	22.35	22.35	15.10	0.74	16.94	39.37	
MESOSLAB	28.04	1.92	1.92	10.87	0.63	12.20	51.56	
MACOBALT	111.31	13.97	13.97	7.36	0.47	8.25	59.82	
NEPHSPEC	0.52	3.90	3.90	5.91	0.45	6.63	66.45	
EURYPULC	1.94	12.25	12.25	5.40	0.44	6.06	72.51	
NEMERTIN	187.64	2.70	2.70	4.22	0.30	4.73	77.24	
CAPICAPI	0.93	0.87	0.87	3.32	0.34	3.73	80.97	
HAUSAREN	12.65	2.07	2.07	2.93	0.29	3.29	84.26	
BATHSPEC	0.41	0.61	0.61	2.06	0.24	2.31	86.57	
GASTSPIN	2.30	4.12	4.12	2.03	0.25	2.28	88.85	
CRANCRAN	0.62	0.89	0.89	1.67	0.25	1.87	90.72	

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 82.98

Species	Group 2006		Group 2008		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
NEPHCIRR	136.80	147.10	147.10	20.33	0.93	24.50	24.50	
HETEFILI	52.11	54.67	54.67	19.35	1.00	23.32	47.81	
MESOSLAB	28.04	0.38	0.38	8.67	0.58	10.45	58.26	
MACOBALT	111.31	9.05	9.05	5.49	0.49	6.61	64.87	
NEPHSPEC	0.52	8.69	8.69	5.39	0.44	6.50	71.37	
EURYPULC	1.94	5.30	5.30	5.08	0.45	6.12	77.49	
NEMERTIN	187.64	0.00	0.00	3.02	0.25	3.64	81.14	
CRANCRAN	0.62	2.36	2.36	2.68	0.36	3.23	84.37	
CAPICAPI	0.93	0.00	0.00	1.73	0.24	2.08	86.45	
BATHPILO	0.00	0.81	0.81	1.60	0.23	1.92	88.37	
PYGOBLEG	0.89	0.00	0.00	1.41	0.24	1.70	90.07	

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 80.94

Species	Group 2007		Group 2008		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
NEPHCIRR	180.16	147.10	147.10	23.47	1.03	29.00	29.00	
HETEFILI	22.35	54.67	54.67	19.26	1.02	23.80	52.80	
NEPHSPEC	3.90	8.69	8.69	8.37	0.61	10.34	63.14	
EURYPULC	12.25	5.30	5.30	6.33	0.49	7.82	70.95	
MACOBALT	13.97	9.05	9.05	6.06	0.44	7.48	78.44	
MESOSLAB	1.92	0.38	0.38	3.75	0.37	4.64	83.07	
CRANCRAN	0.89	2.36	2.36	2.97	0.37	3.67	86.75	
BATHPILO	1.40	0.81	0.81	2.93	0.30	3.62	90.37	

Gebied G: ANOSIM, per jaar

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.057
 Significance level of sample statistic: 11.9%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 118

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2006, 2007	-0.051	83.4	92378	999	833
2006, 2008	0.205	1.1	92378	999	10
2007, 2008	0.042	25.7	92378	999	256

Gebied G: SIMPER, per jaar

Group 2006

Average similarity: 59.23

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	4235.07	25.51	1.60	43.07	43.07
HETEFILI	508.97	23.61	4.09	39.87	82.94
ENSIS	10267.62	8.24	0.61	13.91	96.85

Group 2007

Average similarity: 37.08

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	402.46	18.71	1.15	50.47	50.47
MACOBALT	1059.98	14.30	0.67	38.56	89.03
ENSIS	2662.21	2.13	0.26	5.74	94.77

Group 2008

Average similarity: 45.31

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	656.25	37.95	2.29	83.77	83.77
MACOBALT	273.13	4.08	0.38	9.01	92.78

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 50.35

Species	Group 2006		Group 2007		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Sim	Av.Abund	Av.Sim				
ENSIS	10267.62	8.24	2662.21	2.13	12.30	1.05	24.42	24.42
MACOBALT	4235.07	25.51	1059.98	14.30	11.14	1.05	22.13	46.55
HETEFILI	508.97	23.61	402.46	18.71	6.35	0.85	12.62	59.17
CAPICAPI	16.96	0.81	28.50	1.47	4.87	1.02	9.67	68.84
ARENICOL	111.75	5.56	78.95	3.55	3.55	0.58	7.05	75.89
NEPHCIRR	0.00	0.00	30.50	1.52	2.11	0.32	4.19	80.07
APHEMARI	3.63	0.18	6.30	0.31	1.94	0.56	3.85	83.93
HYDRULVA	0.00	0.00	5.16	0.26	1.22	0.32	2.43	86.35
SCOLARMI	6.19	0.30	0.00	0.00	1.22	0.35	2.42	88.77
NEREDIVE	24.66	1.20	0.00	0.00	1.17	0.35	2.33	91.10

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 54.73

Species	Group 2006		Group 2008		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Sim	Av.Abund	Av.Sim				
MACOBALT	4235.07	25.51	273.13	4.08	16.19	1.31	29.59	29.59
ENSIS	10267.62	8.24	5446.66	12.13	13.35	1.03	24.39	53.98
NEREDIVE	24.66	1.20	338.33	16.61	5.17	0.71	9.44	63.42
ARENICOL	111.75	5.56	274.01	11.80	4.65	0.59	8.49	71.91
HETEFILI	508.97	23.61	656.25	37.95	4.45	1.09	8.12	80.03
CAPICAPI	16.96	0.81	0.81	0.04	4.17	0.81	7.61	87.65
NEPHCIRR	0.00	0.00	17.80	0.88	1.36	0.33	2.48	90.12

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 60.67

Species	Group 2007		Group 2008		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Sim	Av.Abund	Av.Sim				
MACOBALT	1059.98	14.30	273.13	4.08	14.65	1.03	24.15	24.15

ENSIS	2662.21	5446.66	9.96	0.77	16.42	40.58
HETEFILI	402.46	656.25	9.19	0.93	15.15	55.72
ARENICOL	78.95	274.01	5.78	0.67	9.52	65.25
NEREDIVE	0.00	338.33	5.23	0.62	8.62	73.86
NEPHCIRR	30.50	17.80	4.39	0.40	7.23	81.09
CAPICAPI	28.50	0.81	4.14	0.77	6.83	87.92
APHEMARI	6.30	0.00	1.82	0.44	2.99	90.92

Gebied C1: ANOSIM, per jaar

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.004
 Significance level of sample statistic: 39.4%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 393

Pairwise Tests

Groups	Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2004, 2005	-0.044	84.	Too Many	999	839
2004, 2006	-0.111	99.	Too Many	999	989
2004, 2007	-0.07	92.1	Too Many	999	920
2004, 2008	-0.067	86.1	Too Many	999	860
2005, 2006	0.028	13.	Too Many	999	129
2005, 2007	0.056	2.6	Too Many	999	25
2005, 2008	0.027	11.7	Too Many	999	116
2006, 2007	0.	39.7	Too Many	999	396
2006, 2008	0.022	6.2	Too Many	999	61
2007, 2008	0.038	1.6	Too Many	999	15

Gebied C1: SIMPER, per jaar

Group 2004

Average similarity: 72.14

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1002.63	70.22	3.98	97.35	97.35

Group 2005

Average similarity: 58.46

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	862.85	57.44	2.52	98.25	98.25

Group 2006

Average similarity: 48.27

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	716.85	42.66	2.06	88.37	88.37
MACOBALT	466.80	3.03	0.29	6.27	94.64

Group 2007

Average similarity: 49.01

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	460.49	42.18	2.02	86.06	86.06
MACOBALT	288.91	5.56	0.42	11.34	97.40

Group 2008

Average similarity: 59.05

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	564.00	56.62	2.53	95.88	95.88

Groups 2004 & 2005

Average dissimilarity = 35.69

Species	Group 2004 Av.Abund	Group 2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1002.63	862.85	10.91	0.83	30.58	30.58
ETEOSPEC	17.99	7.79	5.86	0.58	16.43	47.00
MACOBALT	63.68	15.55	4.81	0.45	13.48	60.48
MESOSLAB	0.94	9.72	4.14	0.53	11.61	72.09
HAUSAREN	22.34	5.85	2.31	0.35	6.48	78.57

NEMERTIN	100.80	0.00	1.73	0.23	4.86	83.43
BATHPILO	0.28	0.75	1.31	0.32	3.68	87.10
EURYPULC	0.00	2.27	1.22	0.25	3.42	90.52

Groups 2004 & 2006

Average dissimilarity = 43.19

Species	Group 2004 Av.Abund	Group 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	63.68	466.80	9.99	0.73	23.12	23.12
HETEFILI	1002.63	716.85	9.67	0.67	22.38	45.50
HAUSAREN	22.34	32.81	6.31	0.60	14.60	60.11
ETEOSPEC	17.99	0.72	4.31	0.50	9.99	70.09
MESOSLAB	0.94	8.95	2.75	0.45	6.37	76.46
BATHPILO	0.28	2.48	1.65	0.38	3.82	80.28
NEMERTIN	100.80	0.00	1.56	0.22	3.61	83.89
ARENMARI	0.00	62.64	1.34	0.23	3.10	87.00
GASTSPIN	0.00	14.15	1.17	0.23	2.71	89.71
ARENICOL	0.00	37.25	1.12	0.23	2.60	92.31

Groups 2005 & 2006

Average dissimilarity = 48.82

Species	Group 2005 Av.Abund	Group 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	862.85	716.85	13.04	0.88	26.71	26.71
MACOBALT	15.55	466.80	8.87	0.64	18.16	44.87
HAUSAREN	5.85	32.81	6.72	0.60	13.76	58.63
MESOSLAB	9.72	8.95	4.39	0.52	9.00	67.63
ARENMARI	270.13	62.64	2.40	0.29	4.92	72.55
BATHPILO	0.75	2.48	2.18	0.40	4.46	77.01
ETEOSPEC	7.79	0.72	2.05	0.34	4.19	81.20
NEPHCIRR	1.23	20.41	1.33	0.23	2.73	83.93
GASTSPIN	0.00	14.15	1.24	0.22	2.54	86.47
ARENICOL	0.00	37.25	1.19	0.22	2.43	88.90
EURYPULC	2.27	0.00	1.17	0.24	2.39	91.29

Groups 2004 & 2007

Average dissimilarity = 43.68

Species	Group 2004 Av.Abund	Group 2007 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	63.68	288.91	11.53	0.85	26.39	26.39
HETEFILI	1002.63	460.49	9.17	0.92	20.99	47.38
ETEOSPEC	17.99	1.34	4.29	0.51	9.83	57.20
HAUSAREN	22.34	11.58	3.48	0.46	7.96	65.17
MESOSLAB	0.94	9.10	3.12	0.48	7.15	72.32
NEMERTIN	100.80	11.71	2.23	0.30	5.11	77.43
NEPHHOMB	0.00	47.83	2.08	0.28	4.77	82.20
ARENICOL	0.00	29.05	1.96	0.27	4.49	86.69
NEPHSPEC	0.00	1.91	1.10	0.23	2.52	89.21
BATHPILO	0.28	0.60	0.84	0.31	1.92	91.13

Groups 2005 & 2007

Average dissimilarity = 49.43

Species	Group 2005 Av.Abund	Group 2007 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	862.85	460.49	11.92	1.01	24.12	24.12
MACOBALT	15.55	288.91	11.06	0.77	22.37	46.49
MESOSLAB	9.72	9.10	4.72	0.54	9.55	56.04
HAUSAREN	5.85	11.58	3.68	0.46	7.45	63.50
NEPHHOMB	0.00	47.83	2.21	0.28	4.46	67.96
ARENICOL	0.00	29.05	2.10	0.27	4.24	72.20
ETEOSPEC	7.79	1.34	2.04	0.34	4.14	76.33
BATHPILO	0.75	0.60	1.34	0.33	2.72	79.05
CRANCRAN	0.65	1.14	1.28	0.29	2.59	81.64
NEPHSPEC	0.00	1.91	1.20	0.22	2.43	84.07
EURYPULC	2.27	0.00	1.15	0.25	2.33	86.40
BATHSPEC	0.34	0.58	1.11	0.30	2.25	88.64
ARENMARI	270.13	0.00	1.06	0.18	2.14	90.79

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 51.45

Species	Group 2006 Av.Abund	Group 2007 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	466.80	288.91	12.91	0.91	25.10	25.10
HETEFILI	716.85	460.49	10.51	0.87	20.42	45.53
HAUSAREN	32.81	11.58	6.69	0.66	13.00	58.53

MESOSLAB	8.95	9.10	3.42	0.47	6.65	65.18
ARENICOL	37.25	29.05	2.80	0.35	5.45	70.63
NEPHHOMB	0.00	47.83	1.98	0.28	3.86	74.48
BATHPILO	2.48	0.60	1.65	0.38	3.22	77.70
ARENMARI	62.64	0.00	1.28	0.23	2.48	80.18
BATHSPEC	0.71	0.58	1.21	0.36	2.35	82.53
GASTSPIN	14.15	0.00	1.11	0.22	2.16	84.69
NEPHSPEC	0.00	1.91	1.05	0.22	2.04	86.73
CRANCRAN	0.39	1.14	0.97	0.26	1.88	88.60
HYDRULVA	0.38	0.82	0.81	0.24	1.57	90.18

Groups 2004 & 2008

Average dissimilarity = 35.64

Species	Group 2004	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	63.68	89.23	7.58	0.63	21.26	21.26
HETEFILI	1002.63	564.00	7.21	0.70	20.23	41.49
ETEOSPEC	17.99	0.98	4.65	0.51	13.05	54.55
HAUSAREN	22.34	13.63	4.04	0.47	11.32	65.87
ARENICOL	0.00	77.15	2.59	0.33	7.27	73.14
NEMERTIN	100.80	4.63	2.01	0.27	5.65	78.79
NEPHSPEC	0.00	2.51	1.61	0.32	4.52	83.30
MESOSLAB	0.94	0.21	1.47	0.36	4.13	87.43
BATHPILO	0.28	0.65	1.23	0.29	3.44	90.87

Groups 2005 & 2008

Average dissimilarity = 42.18

Species	Group 2005	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	862.85	564.00	11.84	0.88	28.06	28.06
MACOBALT	15.55	89.23	5.73	0.51	13.57	41.64
HAUSAREN	5.85	13.63	4.31	0.48	10.21	51.85
MESOSLAB	9.72	0.21	3.34	0.44	7.92	59.76
ARENICOL	0.00	77.15	2.73	0.32	6.48	66.24
ETEOSPEC	7.79	0.98	2.31	0.35	5.47	71.71
ARENMARI	270.13	8.76	1.84	0.24	4.36	76.06
BATHPILO	0.75	0.65	1.83	0.31	4.34	80.40
NEPHCIRR	1.23	25.92	1.79	0.28	4.24	84.64
NEPHSPEC	0.00	2.51	1.73	0.32	4.11	88.75
EURYPULC	2.27	0.47	1.54	0.29	3.66	92.41

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 47.04

Species	Group 2006	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	466.80	89.23	10.46	0.77	22.24	22.24
HETEFILI	716.85	564.00	10.31	0.74	21.91	44.15
HAUSAREN	32.81	13.63	7.34	0.67	15.60	59.75
ARENICOL	37.25	77.15	3.43	0.39	7.30	67.05
BATHPILO	2.48	0.65	2.06	0.37	4.38	71.43
ARENMARI	62.64	8.76	1.96	0.27	4.17	75.60
MESOSLAB	8.95	0.21	1.94	0.35	4.11	79.72
NEPHCIRR	20.41	25.92	1.76	0.27	3.74	83.46
NEPHSPEC	0.00	2.51	1.53	0.31	3.26	86.71
GASTSPIN	14.15	0.00	1.17	0.22	2.49	89.21
ETEOSPEC	0.72	0.98	0.76	0.22	1.61	90.81

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 47.04

Species	Group 2007	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	288.91	89.23	11.86	0.86	25.22	25.22
HETEFILI	460.49	564.00	9.14	0.85	19.44	44.65
HAUSAREN	11.58	13.63	4.92	0.56	10.46	55.11
ARENICOL	29.05	77.15	4.15	0.42	8.82	63.93
NEPHSPEC	1.91	2.51	2.46	0.38	5.22	69.15
MESOSLAB	9.10	0.21	2.36	0.38	5.02	74.16
NEPHHOMB	47.83	0.00	2.09	0.28	4.44	78.60
BATHPILO	0.60	0.65	1.25	0.29	2.67	81.27
NEMERTIN	11.71	4.63	1.11	0.28	2.36	83.62
NEPHCIRR	0.00	25.92	1.08	0.22	2.30	85.93
CRANCRAN	1.14	0.41	1.05	0.27	2.24	88.16
ETEOSPEC	1.34	0.98	0.76	0.22	1.62	89.78
BATHSPEC	0.58	0.00	0.68	0.25	1.45	91.23

Appendix VI.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen intertidaal

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de totale biomassa, aantal soorten en dichtheid van het macrobenthos, uit voorjaars- en najaarscampagnes.

Jaar	Biomassa			Aantal			Dichtheid		
	[mg/m ²] Gem	□ n	[mg/m ²] Stdev	□ Gem	□ N	□ Stdev	[ind/m ²] Gem	□ n	[ind/m ²] Stdev
2004	3605.05	79	3918.55	5.84	79	2.80	8771.75	79	10277.56
2005	5029.19	80	5621.11	6.85	80	3.61	12268.11	80	16422.98
2006	5613.18	80	6786.88	7.18	80	4.02	13934.86	80	19608.28
2007	5530.53	80	7360.60	7.75	80	4.52	14595.01	80	20660.40
2008	5658.68	80	6986.13	7.00	80	3.68	11630.84	80	17409.96

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de totale biomassa, aantal soorten en dichtheid van het macrobenthos, per habitat (CP=centrale plaat, RP=Rand plaat, NLT = Noordelijke landtong), uit voorjaars- en najaarscampagnes.

Jaar	Habitat	Biomassa			Aantal			Dichtheid		
		[mg/m ²] Gem	□ n	[mg/m ²] Stdev	□ Gem	□ n	□ Stdev	[ind/m ²] Gem	□ n	[ind/m ²] Stdev
2004	CP	6230	26	4699	7	26	2	11993	26	8282
2005	CP	9910	26	6213	9	26	3	18052	26	13209
2006	CP	9973	26	9013	10	26	4	24753	26	25271
2007	CP	9757	26	8215	11	26	4	25438	26	23305
2008	CP	10583	26	8342	9	26	3	16608	26	15643
2004	NLT	1249	22	1946	4	22	2	1800	22	1562
2005	NLT	1801	22	3710	4	22	2	906	22	959
2006	NLT	2072	22	4365	4	22	3	858	22	906
2007	NLT	969	22	1956	4	22	2	845	22	750
2008	NLT	627	22	727	4	22	2	909	22	920
2004	RP	3335	32	3228	6	32	3	11121	32	12685
2005	RP	3283	32	3090	8	32	3	15380	32	20404
2006	RP	4505	32	3585	7	32	3	14136	32	15642
2007	RP	5233	32	7156	8	32	4	15238	32	20401
2008	RP	5117	32	5413	8	32	4	14958	32	21465
2004-2008	RP	4295	160	4776	7	160	3	14167	160	18269
2004-2008	CP	9291	130	7517	9	130	4	19369	130	18700
2004-2008	NLT	1343	110	2859	4	110	2	1064	110	1102

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de mediane korrelgrootte van het sediment SD50, het slibgehalte (SSILT63), het chlorofylgehalte (Chla) en de vegetatie-index NDVI uit grondmetingen, uit voorjaars- en najaarscampagnes, gelijktijdig met benthosbemonstering.

Jaar	SD50			SSILT63			Chla			NDVI		
	[µm] Gem	□ n	[µm] Stdev	[µm] Gem	□ n	[%] Stdev	[µg/g] Gem	□ n	[µg/g] Stdev	□ Gem	□ n	□ Stdev
2004	179.21	79	37.47	4.22	79	6.70		0		0.14	6	0.05
2005	175.26	80	39.15	5.53	80	9.36		0			0	
2006	170.71	80	42.07	6.81	80	10.77	12.37	77	20.41	0.15	65	0.12
2007	174.81	79	38.22	5.36	80	8.21	6.02	79	9.46	0.13	80	0.13
2008	166.66	79	38.52	7.95	79	10.76	5.76	80	8.64	0.11	79	0.09

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de mediane korrelgrootte van het sediment SD50, het slibgehalte (SSILT63), het chlorofylgehalte (Chla) en de vegetatie-index NDVI uit grondmetingen, per habitat. Data uit voorjaars- en najaarscampagnes.

Jaar	Hab	SD50		SSILT63			Chla			NDVI			
		[µm] Gem	[] n	[µm] Stdev	[%] Gem	[] n	[%] Stdev	[µg/g] Gem	[] n	[µg/g] Stdev	[] Gem	[] N	[] Stdev
2004	CP	142.44	25	18.89	10.68	25	8	0				0	
2005	CP	135.02	26	23.91	15.43	26	11	0				0	
2006	CP	127.15	26	26.83	17.91	26	12	27.28	26	29	0.27	17	0.13
2007	CP	137.71	25	27.53	13.38	26	10	13.97	25	13	0.23	26	0.17
2008	CP	127.57	26	30.19	18.95	26	11	10.91	26	9	0.17	25	0.13
2004	NLT	214.94	22	29.56	0.00	22	0	0				0	
2005	NLT	212.28	22	26.70	0.10	22	0	0				0	
2006	NLT	210.26	22	27.65	0.12	22	1	1.01	20	2	0.06	20	0.02
2007	NLT	211.90	22	23.90	0.56	22	1	0.19	22	0	0.05	22	0.01
2008	NLT	201.95	21	12.75	0.43	21	1	0.16	22	0	0.05	22	0.01
2004	RP	183.37	32	25.51	2.07	32	3	0				0	
2005	RP	182.51	32	24.01	1.21	32	2	0				0	
2006	RP	178.90	32	25.29	2.39	32	5	7.19	31	6	0.13	28	0.08
2007	RP	178.29	32	24.56	2.15	32	4	3.82	32	5	0.10	32	0.07
2008	RP	175.26	32	26.32	3.94	32	6	5.43	32	9	0.10	32	0.05
2004-2008	RP	179.67	160	25.01	2.35	160	4	5.46	95	7	0.11	92	0.07
2004-2008	CP	133.88	128	26.06	15.31	129	11	17.43	77	20	0.22	68	0.15
2004-2008	NLT	210.34	109	24.85	0.24	109	1	0.43	64	1	0.06	64	0.01

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de mediane korrelgrootte van het sediment SD50, het slibgehalte (SSILT63), het chlorofylgehalte (Chla) en de vegetatie-index NDVI uit grondmetingen. Gemiddelden van alle sedimentbemonsteringscampagnes.

Jaar	SD50			SSILT63			Chla			NDVI		
	[µm] Gem	[] n	[µm] Stdev	[%] Gem	[] n	[%] Stdev	[µg/g] Gem	[] n	[µg/g] Stdev	[] Gem	[] n	[] Stdev
2004	179.17	84	38.61	4.42	84	7.29		0		0.14	6	0.05
2005	174.81	180	39.89	5.68	180	9.33		0		0.15	72	0.12
2006	170.66	193	43.32	7.19	194	11.15	12.26	193	18.71	0.17	179	0.13
2007	170.80	199	42.69	6.82	200	11.09	6.45	200	10.84	0.12	189	0.11
2008	167.53	160	44.44	8.55	160	12.52	6.67	160	11.83	0.12	159	0.10

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de hoogteligging en NDVI uit jaarlijkse vliegtuig remote sensing.

Jaar	Z			NDVI		
	[cm NAP] Gem	[] n	[cm] Stdev	[] Gem	[] n	[] Stdev
2004	65.68	40	124.46	0.11	38	0.09
2005	81.05	40	123.85	0.15	40	0.11
2006	82.43	40	121.61	0.15	40	0.12
2007	61.15	40	125.20	0.14	40	0.20
2008	73.78	40	111.85	0.15	40	0.21

Gemiddelde (gem), aantal waarnemingen (n) en standaarddeviatie van de hoogteligging en NDVI uit jaarlijkse vliegtuigremote sensing, per habitat.

Jaar	Hab	Z			NDVI		
		[cm NAP] Gem	[] n	[cm] Stdev	[] Gem	[] n	[] Stdev
2004	CP	148.54	13	55.03	0.21	12	0.06
2005	CP	162.62	13	52.68	0.28	13	0.10
2006	CP	166.00	13	51.43	0.25	13	0.17
2007	CP	144.92	13	56.22	0.30	13	0.25
2008	CP	150.15	13	57.15	0.29	13	0.29
2004	NLT	-66.55	11	73.77	0.03	11	0.03
2005	NLT	-47.09	11	80.73	0.05	11	0.05
2006	NLT	-36.55	11	76.08	0.07	11	0.04
2007	NLT	-70.91	11	78.06	0.01	11	0.01
2008	NLT	-55.09	11	68.52	0.02	11	0.02
2004	RP	89.25	16	121.90	0.09	15	0.05
2005	RP	102.88	16	122.46	0.12	16	0.04
2006	RP	96.31	16	125.84	0.12	16	0.04
2007	RP	83.88	16	121.42	0.10	16	0.11
2008	RP	100.31	16	93.82	0.13	16	0.12

Appendix VII.

ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen intertidaal

ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen per seizoen (alleen voorjaar-najaar metingen), station als random factor

<i>ln(biomassa +1)</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	4	1.00	351.0	1.276	.78	.536
Seizoen	1	20.94	351.0	1.276	16.42	.000*
Jaar*Seizoen	4	.65	351.0	1.276	.51	.729
Station	39	26.55	351.0	1.276	20.81	0.000*

<i>ln(dichtheid +1)</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	4	.13	351.0	1.178	.11	.978
Seizoen	1	24.77	351.0	1.178	21.03	.000*
Jaar*Seizoen	4	1.21	351.0	1.178	1.03	.392
Station	39	24.88	351.0	1.178	21.13	0.000*

<i>Aantal soorten</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	4	37.7	351.0	5.379	7.00	.000*
Seizoen	1	270.6	351.0	5.379	50.31	.000*
Jaar*Seizoen	4	16.3	351.0	5.379	3.04	.018*
Station	39	86.7	351.0	5.379	16.11	0.000*

<i>Mediane korrelgrootte</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	4	1375.	348.0	268.0	5.13	.001*
Seizoen	1	460.	348.0	268.0	1.72	.191
Station	39	129E2	348.0	268.0	48.31	0.000*
Jaar*Seizoen	4	398.	348.0	268.0	1.48	.206

<i>Slibgehalte, arcsinus getransformeerd</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	4	.046	351.0	.009	5.05	.001*
Seizoen	1	.078	351.0	.009	8.46	.004*
Station	39	.273	351.0	.009	29.73	0.000*
Jaar*Seizoen	4	.005	351.0	.009	.54	.709

<i>ln(NDVI+0.01), vanaf 2006</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	2	1.104	179.0	.082	13.52	.000*
Seizoen	1	.312	179.0	.082	3.82	.052
Station	39	1.502	179.0	.082	18.40	0.000*
Jaar*Seizoen	2	2.505	179.0	.082	30.68	.000*

<i>Chlorofylgehalte, vanaf 2006</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Jaar	2	900.4	191.0	96.32	9.348	.000*
Seizoen	1	186.2	191.0	96.32	1.933	.166
Station	39	659.0	191.0	96.32	6.841	0.000*
Jaar*Seizoen	2	245.9	191.0	96.32	2.553	.080

<i>ln(NDVIair+0.01)</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Station	39	4.390	154.0	.357	12.30	0.000*
Jaar	4	2.677	154.0	.357	7.50	.000*

<i>Zair</i>						
Effect	df	MS	DSE df	DSE MS	F	p
Station	39	711E2	156.0	674.0	105.5	0.000*
Jaar	4	3481.	156.0	674.0	5.2	.001*

**ANOVA macrobenthos en omgevingsvariabelen
per seizoen (alleen voorjaar-najaar metingen), inclusief effect habitat (CP, RP en NLT)**

ln(biomassa +1)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	2.7	4	.7	.3	.895
Seizoen	17.0	1	17.0	6.8	.010*
Habitat	512.9	2	256.4	102.3	0.000*
Jaar*Seizoen	3.0	4	.7	.3	.879
Jaar*Habitat	13.9	8	1.7	.7	.699
Seizoen*Habitat	23.8	2	11.9	4.7	.009*
Jaar*Seizoen*Habitat	5.0	8	.6	.2	.981

ln(dichtheid +1)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	.5	4	.1	.1	.992
Seizoen	19.8	1	19.8	10.0	.002*
Habitat	600.1	2	300.1	151.9	0.000*
Jaar*Seizoen	5.6	4	1.4	.7	.583
Jaar*Habitat	19.0	8	2.4	1.2	.295
Seizoen*Habitat	20.8	2	10.4	5.3	.006*
Jaar*Seizoen*Habitat	12.8	8	1.6	.8	.596

Aantal soorten

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	127.	4	31.8	3.58	.007*
Seizoen	231.	1	231.1	26.01	.000*
Habitat	1741.	2	870.6	98.00	0.000*
Jaar*Seizoen	59.	4	14.8	1.67	.157
Jaar*Habitat	101.	8	12.6	1.42	.188
Seizoen*Habitat	97.	2	48.3	5.43	.005*
Jaar*Seizoen*Habitat	43.	8	5.4	.60	.776

Slibgehalte (asin getransformeerd)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	.174	4	.043	3.0	.018*
Seizoen	.064	1	.064	4.5	.036*
Habitat	8.278	2	4.139	288.8	0.000*
Jaar*Seizoen	.013	4	.003	.2	.925
Jaar*Habitat	.202	8	.025	1.8	.083
Seizoen*Habitat	.030	2	.015	1.0	.358
Jaar*Seizoen*Habitat	.069	8	.009	.6	.775

Mediane korrelgrootte SD50

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	6396.	4	1599.	2.4	.047*
Seizoen	454.	1	454.	.7	.406
Habitat	354E3	2	177E3	269.3	0.000*
Jaar*Seizoen	1562.	4	391.	.6	.667
Jaar*Habitat	1641.	8	205.	.3	.961
Seizoen*Habitat	334.	2	167.	.3	.775
Jaar*Seizoen*Habitat	1299.	8	162.	.2	.981

Chlorofylgehalte (vanaf 2006)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	1829.	2	915.	6.52	.002*
Seizoen	104.	1	104.	.74	.390
Habitat	111E2	2	5563.	39.68	.000*
Jaar*Seizoen	365.	2	182.	1.30	.275
Jaar*Habitat	2121.	4	530.	3.78	.005*
Seizoen*Habitat	119.	2	59.	.42	.655
Jaar*Seizoen*Habitat	261.	4	65.	.47	.761

ln(NDVI+0.01) in situ (vanaf 2006)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	1.98	2	.99	6.1	.003*
Seizoen	.12	1	.12	.8	.383
Habitat	32.68	2	16.34	100.7	0.000*
Jaar*Seizoen	4.30	2	2.15	13.3	.000*
Jaar*Habitat	.42	4	.10	.6	.632
Seizoen*Habitat	.60	2	.30	1.9	.157
Jaar*Seizoen*Habitat	1.36	4	.34	2.1	.082

Zair (jaarlijks)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	149E2	4	3721.	.46	.766
Hab	137E4	2	686E3	84.51	0.000*
Jaar*Hab	3194.	8	399.	.05	1.000

ln(NDVair+0.01) (jaarlijks)

Effect	SS	df	MS	F	p
Jaar	11.5	4	2.87	5.1	.001*
Hab	114.9	2	57.46	102.8	0.000*
Jaar*Hab	9.1	8	1.13	2.0	.045*

Main-effects ANOVA omgevingsvariabelen alle campagnes, per seizoen (voorjaar, zomer, najaar, winter, station als random factor, geen interactietermen)

Mediane korrelgrootte

Effect	df	MS	DSE df	DSE MS F	p
Station	39	320E2	769.0	247.5 129.4	0.000*
Jaar	4	2867.	769.0	247.5 11.6	.000*
Seizoen	3	1919.	769.0	247.5 7.8	.000*

Slibgehalte, arcsinus getransformeerd

Effect	df	MS	DSE df	DSE MS F	p
Station	39	.761	771.0	.009 85.56	0.000*
Jaar	4	.088	771.0	.009 9.84	.000*
Seizoen	3	.116	771.0	.009 13.02	.000*

Chla (vanaf 2006)

Effect	df	MS	DSE df	DSE MS F	p
Station	39	1506.	508.0	102.8 14.65	0.000*
Jaar	2	784.	508.0	102.8 7.63	.001*
Seizoen	3	578.	508.0	102.8 5.62	.001*

ln(NDVI+0.01) (vanaf 2006)

Effect	df	MS	DSE df	DSE MS F	p
Station	39	3.311	482.0	.118 28.03	0.000*
Jaar	2	3.205	482.0	.118 27.13	.000*
Seizoen	3	1.437	482.0	.118 12.16	.000*

One-way ANOVA van BIOMON data van het macrobenthos van de Plaat van Walsoorden, bemonsterd in het voorjaar en najaar voorafgaand (1992-2004) versus na (2005-2008) de proefstortingen. Biomassa en dichtheid zijn loggetransformeerd volgens $\ln(x+1)$.

Variabele	SS	df	MS	F	p
Totale biomassa	1.439	1	1.439	384	.537
Biomassa DF	2.755	1	2.755	225	.636
Biomassa SDF	1.291	1	1.291	212	.647
Biomassa SF	.000	1	.000	.000	.997
Totale dichtheid	3.959	1	3.959	1.113	.294
Dichtheid DF	1.247	1	1.247	116	.734
Dichtheid SDF	5.741	1	5.741	.934	.337
Dichtheid SF	.036	1	.036	.008	.928
Aantal soorten	5.556	1	5.556	.539	.465
Aantal soorten DF	.020	1	.020	.021	.884
Aantal soorten SDF	5.336	1	5.336	1.416	.237
Aantal soorten SF	.002	1	.002	.008	.931

Appendix VIII: Responscurven, intertidaal

Respons totale biomassa op alle omgevingsvariabelen

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.399e-04	3.083e-04	2.725	0.00673 **
ndvi	3.032e-04	6.961e-05	4.356	1.70e-05 ***
I(ndvi^2)	7.526e-05	1.649e-05	4.563	6.77e-06 ***
med	-8.295e-06	3.755e-06	-2.209	0.02777 *
I(med^2)	3.750e-08	1.270e-08	2.953	0.00333 **
mud	-1.885e-04	2.487e-04	-0.758	0.44893
I(mud^2)	2.443e-04	3.698e-04	0.661	0.50927
elev	-1.032e-05	2.576e-05	-0.401	0.68877
I(elev^2)	8.985e-06	1.148e-05	0.783	0.43420

Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.278939)
 Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 618.14 on 388 degrees of freedom
 AIC: 7311.4

Respons totale biomassa op NDVI en mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.727e-04	1.931e-04	4.520	8.21e-06 ***
ndvi	3.123e-04	6.659e-05	4.690	3.78e-06 ***
I(ndvi^2)	7.748e-05	1.589e-05	4.876	1.58e-06 ***
med	-9.244e-06	2.620e-06	-3.529	0.000467 ***
I(med^2)	4.181e-08	9.274e-09	4.508	8.66e-06 ***

Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 619.98 on 392 degrees of freedom
 AIC: 7304.8

Respons totale biomassa op NDVI

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.504e-04	8.855e-05	3.957	8.99e-05 ***
ndvi	3.011e-04	8.747e-05	3.443	0.000638 ***
I(ndvi^2)	9.946e-05	2.161e-05	4.602	5.64e-06 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 2.294266)
 Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 735.94 on 394 degrees of freedom
 AIC: 7385.2

Respons totale biomassa op mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	7.604e-04	1.736e-04	4.380	1.52e-05 ***
med	-1.199e-05	2.458e-06	-4.879	1.55e-06 ***
I(med^2)	5.251e-08	8.531e-09	6.155	1.85e-09 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.220504)
 Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 669.54 on 394 degrees of freedom
 AIC: 7338.4

Respons totale biomassa op slibgehalte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4.201e-04	3.205e-05	13.109	< 2e-16 ***
mud	-1.426e-03	1.912e-04	-7.458	5.63e-13 ***
I(mud^2)	1.500e-03	2.882e-04	5.203	3.16e-07 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.406492)
 Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 716.88 on 394 degrees of freedom
 AIC: 7372.1

Respons totale biomassa op hoogteligging

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.980e-04	2.624e-05	11.358	< 2e-16 ***
elev	-2.144e-04	3.383e-05	-6.336	6.45e-10 ***
I(elev^2)	7.004e-05	1.471e-05	4.761	2.71e-06 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.451095)
 Null deviance: 885.14 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 773.09 on 394 degrees of freedom
 AIC: 7409.8

Respons totale dichtheid op alle omgevingsvariabelen

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.049e-04	2.141e-04	2.825	0.00497 **
ndvi	5.777e-05	2.604e-05	2.219	0.02709 *
I(ndvi^2)	1.490e-05	7.112e-06	2.095	0.03684 *
med	-5.562e-06	2.605e-06	-2.135	0.03337 *
I(med^2)	2.195e-08	8.381e-09	2.619	0.00917 **
mud	1.255e-04	9.272e-05	1.353	0.17678
I(mud^2)	-2.182e-04	1.936e-04	-1.127	0.26049
elev	-1.584e-04	3.512e-05	-4.510	8.59e-06 ***
I(elev^2)	3.001e-05	1.045e-05	2.873	0.00429 **

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.753680)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 498.46 on 388 degrees of freedom
AIC: 7853

Respons totale dichtheid op NDVI en mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.425e-04	1.329e-04	4.833	1.93e-06 ***
ndvi	8.228e-05	2.809e-05	2.930	0.003591 **
I(ndvi^2)	2.754e-05	7.644e-06	3.603	0.000355 ***
med	-8.564e-06	1.841e-06	-4.652	4.51e-06 ***
I(med^2)	3.291e-08	6.375e-09	5.162	3.90e-07 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 (Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.826177)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 606.47 on 392 degrees of freedom
AIC: 7938.7

Respons totale dichtheid op NDVI

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.035e-04	2.957e-05	3.499	0.00052 ***
ndvi	1.117e-04	3.366e-05	3.319	0.00099 ***
I(ndvi^2)	4.734e-05	9.587e-06	4.938	1.17e-06 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 2.496606)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 713.69 on 394 degrees of freedom
AIC: 8014.5

Respons totale dichtheid op mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	7.659e-04	1.400e-04	5.469	8.05e-08 ***
med	-1.126e-05	1.918e-06	-5.872	9.13e-09 ***
I(med^2)	4.308e-08	6.505e-09	6.623	1.16e-10 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.958904)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 651.59 on 394 degrees of freedom
AIC: 7969.6

Respons totale dichtheid op slibgehalte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.699e-04	1.757e-05	9.664	< 2e-16 ***
mud	-6.379e-04	1.114e-04	-5.724	2.06e-08 ***
I(mud^2)	7.602e-04	1.794e-04	4.237	2.83e-05 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 2.559578)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 785.46 on 394 degrees of freedom
AIC: 8062.4

Respons totale dichtheid op hoogteligging

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.117e-04	3.554e-05	8.771	< 2e-16 ***
elev	-2.487e-04	4.057e-05	-6.130	2.13e-09 ***
I(elev^2)	5.527e-05	1.260e-05	4.387	1.48e-05 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 2.812488)
 Null deviance: 941.41 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 550.52 on 394 degrees of freedom
AIC: 7888.1

Respons soortenrijkdom op alle omgevingsvariabelen

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.487e-01	9.497e-02	1.566	0.1181
ndvi	6.023e-02	1.143e-02	5.271	2.26e-07 ***
I(ndvi^2)	1.400e-02	2.224e-03	6.292	8.48e-10 ***
med	-3.021e-04	9.474e-04	-0.319	0.7500
I(med^2)	3.023e-06	2.560e-06	1.181	0.2383
mud	-6.098e-02	4.187e-02	-1.457	0.1461
I(mud^2)	1.388e-01	9.580e-02	1.449	0.1480
elev	-9.603e-03	4.623e-03	-2.077	0.0384 *
I(elev^2)	2.098e-03	2.195e-03	0.956	0.3398

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1436218)
 Null deviance: 105.573 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 63.624 on 388 degrees of freedom
 AIC: 1969.1

Respons soortenrijkdom op NDVI en mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.231e-01	3.639e-02	6.130	2.14e-09 ***
ndvi	6.242e-02	1.048e-02	5.958	5.68e-09 ***
I(ndvi^2)	1.520e-02	2.054e-03	7.398	8.50e-13 ***
med	-1.391e-03	4.612e-04	-3.016	0.00273 **
I(med^2)	6.425e-06	1.467e-06	4.380	1.52e-05 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1454284)
 Null deviance: 105.573 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 64.784 on 392 degrees of freedom
 AIC: 1968.4

Respons soortenrijkdom op NDVI

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.136483	0.012590	10.840	< 2e-16 ***
ndvi	0.043288	0.010849	3.990	7.87e-05 ***
I(ndvi^2)	0.014940	0.002225	6.714	6.64e-11 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1817625)
 Null deviance: 105.573 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 77.582 on 394 degrees of freedom
 AIC: 2038.1

Respons soortenrijkdom op mediane korrelgrootte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.210e-01	3.814e-02	5.794	1.41e-08 ***
med	-2.176e-03	4.894e-04	-4.445	1.14e-05 ***
I(med^2)	9.269e-06	1.535e-06	6.039	3.59e-09 ***

Null deviance: 105.57 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 76.52 on 394 degrees of freedom
 AIC: 2032.5

Respons soortenrijkdom op slibgehalte

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.157282	0.004654	33.796	< 2e-16 ***
mud	-0.297687	0.039266	-7.581	2.48e-13 ***
I(mud^2)	0.349420	0.070820	4.934	1.19e-06 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1930863)
 Null deviance: 105.573 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 86.544 on 394 degrees of freedom
 AIC: 2083.0

Respons soortenrijkdom op hoogteligging

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.146353	0.004539	32.243	< 2e-16 ***
elev	-0.040124	0.004322	-9.284	< 2e-16 ***
I(elev^2)	0.009340	0.002377	3.929	0.000101 ***

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.1797353)
 Null deviance: 105.573 on 396 degrees of freedom
 Residual deviance: 80.297 on 394 degrees of freedom
 AIC: 2052.2

Appendix IX: Multivariate analyse van het macrobenthos, intertidaal

ANOSIM, vergelijking tussen de jaren

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.027
 Significance level of sample statistic: 0.1%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2004, 2005	0.015		5.3	Too Many	999	52
2004, 2006	0.029		1.2	Too Many	999	11
2004, 2007	0.05		0.2	Too Many	999	1
2004, 2008	0.072		0.1	Too Many	999	0
2005, 2006	0.014		6.8	Too Many	999	67
2005, 2007	0.003		26.7	Too Many	999	266
2005, 2008	0.028		1.1	Too Many	999	10
2006, 2007	0.017		5.1	Too Many	999	50
2006, 2008	0.039		0.4	Too Many	999	3
2007, 2008	0.007		14.	Too Many	999	139

SIMPER, vergelijking tussen de jaren

Group 2004

Average similarity: 32.88

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	207.16	8.35	0.78	25.39	25.39
HETEFILI	677.78	4.81	0.69	14.62	40.01
MACOBALT	988.03	4.59	0.60	13.96	53.97
NEREDIVE	934.63	3.90	0.55	11.85	65.81
PYGOELEG	208.35	3.81	0.65	11.59	77.40
COROAREN	155.38	2.09	0.44	6.36	83.76
HYDRULVA	34.08	1.80	0.44	5.47	89.23
EURYPULC	19.28	1.14	0.22	3.48	92.71

Group 2005

Average similarity: 26.78

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	181.49	5.97	0.58	22.29	22.29
MACOBALT	1301.99	4.13	0.56	15.43	37.72
HETEFILI	717.02	4.09	0.56	15.26	52.99
PYGOELEG	350.42	3.58	0.67	13.37	66.36
NEREDIVE	1373.26	2.42	0.43	9.03	75.39
HYDRULVA	60.25	1.36	0.45	5.08	80.47
OLIGOCHA	68.25	1.25	0.34	4.65	85.12
NERESPEC	97.31	0.85	0.32	3.18	88.30
EURYPULC	10.73	0.61	0.16	2.29	90.59

Group 2006

Average similarity: 28.54

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	138.98	6.05	0.55	21.18	21.18
NEREDIVE	1601.74	5.27	0.69	18.46	39.65
PYGOELEG	284.84	3.60	0.78	12.60	52.25
MACOBALT	1434.23	3.31	0.53	11.59	63.83
HYDRULVA	163.79	2.89	0.67	10.12	73.96
HETEFILI	795.08	1.84	0.41	6.44	80.39
OLIGOCHA	102.37	1.30	0.33	4.55	84.94
COROVOLU	463.95	1.08	0.32	3.80	88.74

EURYPULC 10.21 0.88 0.18 3.09 91.83

Group 2007

Average similarity: 26.49

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	123.06	4.89	0.50	18.48	18.48
NEREDIVE	1670.00	3.38	0.56	12.76	31.24
MACOBALT	717.43	3.19	0.54	12.04	43.28
HETEFILI	1035.39	3.09	0.55	11.68	54.96
PYGOELEG	311.70	3.05	0.72	11.53	66.49
NERESPEC	149.36	1.65	0.48	6.23	72.72
HYDRULVA	68.40	1.44	0.45	5.43	78.15
COROVOLU	397.96	1.11	0.31	4.18	82.33
EURYPULC	16.41	0.87	0.19	3.27	85.60
OLIGOCHA	54.22	0.83	0.37	3.13	88.73
COROSPEC	43.23	0.63	0.31	2.38	91.11

Group 2008

Average similarity: 29.04

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	1803.96	5.97	0.74	20.55	20.55
BATHPILO	107.34	4.82	0.51	16.61	37.15
HETEFILI	1162.37	3.96	0.58	13.63	50.79
MACOBALT	766.46	3.47	0.52	11.96	62.75
PYGOELEG	114.37	2.27	0.65	7.82	70.57
NERESPEC	134.13	1.98	0.51	6.81	77.38
COROVOLU	628.62	1.93	0.41	6.65	84.03
COROSPEC	104.85	0.97	0.34	3.33	87.36
CYATCARI	72.41	0.63	0.28	2.17	89.53
OLIGOCHA	77.23	0.59	0.22	2.05	91.58

Groups 2004 & 2005

Average dissimilarity = 70.91

Species	Group 2004		Group 2005		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
MACOBALT	988.03	1301.99	7.18	1.03	10.13	10.13
HETEFILI	677.78	717.02	6.73	1.05	9.49	19.62
NEREDIVE	934.63	1373.26	6.65	1.01	9.37	28.99
BATHPILO	207.16	181.49	6.18	0.93	8.71	37.71
PYGOELEG	208.35	350.42	5.77	1.10	8.13	45.84
COROAREN	155.38	95.31	4.16	0.81	5.86	51.70
HYDRULVA	34.08	60.25	3.91	0.91	5.51	57.21
EURYPULC	19.28	10.73	3.28	0.57	4.63	61.84
OLIGOCHA	12.44	68.25	3.20	0.64	4.51	66.35
CYATCARI	61.37	54.10	3.06	0.74	4.31	70.66
ETEOSPEC	25.98	12.42	2.50	0.69	3.52	74.18
NERESPEC	3.45	97.31	2.35	0.69	3.31	77.49
COROVOLU	137.11	245.30	1.99	0.44	2.81	80.30
NEMERTIN	14.10	11.38	1.71	0.45	2.41	82.72
HAUSAREN	15.37	17.34	1.54	0.33	2.17	84.88
ARENMARI	88.98	61.47	1.28	0.34	1.81	86.69
CRANCRAN	13.89	7.27	1.19	0.40	1.68	88.38
COROSPEC	0.68	94.20	1.03	0.37	1.46	89.84
BATHSPEC	0.28	9.51	0.94	0.33	1.32	91.16

Groups 2004 & 2006

Average dissimilarity = 70.53

Species	Group 2004		Group 2006		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	934.63	1601.74	7.00	1.03	9.92	9.92
MACOBALT	988.03	1434.23	6.80	1.03	9.65	19.57
HETEFILI	677.78	795.08	6.12	1.06	8.68	28.25
BATHPILO	207.16	138.98	5.70	1.01	8.08	36.33
PYGOELEG	208.35	284.84	5.43	1.15	7.70	44.03
HYDRULVA	34.08	163.79	4.38	1.06	6.22	50.24
COROAREN	155.38	149.88	4.21	0.84	5.98	56.22
COROVOLU	137.11	463.95	3.26	0.64	4.62	60.84

EURYPULC	19.28	10.21	3.25	0.59	4.61	65.45
OLIGOCHA	12.44	102.37	3.22	0.66	4.57	70.02
CYATCARI	61.37	44.00	2.73	0.71	3.88	73.90
ETEOSPEC	25.98	18.02	2.28	0.66	3.23	77.12
NEMERTIN	14.10	16.38	1.44	0.42	2.04	79.16
NERESPEC	3.45	55.67	1.26	0.52	1.79	80.95
ARENMARI	88.98	59.70	1.26	0.35	1.78	82.73
HAUSAREN	15.37	8.41	1.09	0.30	1.55	84.28
COROSPEC	0.68	14.82	1.09	0.42	1.54	85.82
MYA_AREN	116.60	73.36	1.03	0.36	1.46	87.28
CRANCRAN	13.89	7.04	1.01	0.40	1.44	88.72
NERESUCC	0.00	120.58	0.83	0.35	1.17	89.89
CERAEDUL	1.34	27.36	0.71	0.26	1.00	90.89

Groups 2005 & 2006

Average dissimilarity = 72.86

Species	Group 2005	Group 2006	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
NEREDIVE	1373.26	1601.74	6.99	1.00	9.60	9.60
MACOBALT	1301.99	1434.23	6.83	0.99	9.37	18.96
HETEFILI	717.02	795.08	6.07	0.96	8.33	27.29
BATHPILO	181.49	138.98	5.92	0.87	8.12	35.41
PYGOELEG	350.42	284.84	5.47	1.13	7.51	42.92
HYDRULVA	60.25	163.79	4.34	1.09	5.96	48.88
OLIGOCHA	68.25	102.37	4.00	0.67	5.49	54.38
COROVOLU	245.30	463.95	3.38	0.68	4.64	59.02
COROAREN	95.31	149.88	3.09	0.69	4.24	63.26
EURYPULC	10.73	10.21	2.96	0.53	4.07	67.33
NERESPEC	97.31	55.67	2.60	0.75	3.57	70.89
CYATCARI	54.10	44.00	2.42	0.77	3.32	74.21
COROSPEC	94.20	14.82	1.80	0.52	2.48	76.68
ETEOSPEC	12.42	18.02	1.66	0.67	2.28	78.96
HAUSAREN	17.34	8.41	1.49	0.33	2.05	81.01
NEMERTIN	11.38	16.38	1.45	0.42	1.99	83.00
CRANCRAN	7.27	7.04	1.44	0.45	1.97	84.98
NERESUCC	44.28	120.58	1.21	0.44	1.66	86.64
MYA_AREN	15.78	73.36	1.19	0.43	1.63	88.26
SCROPLAN	114.36	106.68	1.05	0.40	1.44	89.71
BATHSPEC	9.51	1.16	1.04	0.34	1.43	91.13

Groups 2004 & 2007

Average dissimilarity = 72.67

Species	Group 2004	Group 2007	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
NEREDIVE	934.63	1670.00	6.49	1.04	8.93	8.93
MACOBALT	988.03	717.43	6.48	1.00	8.92	17.85
HETEFILI	677.78	1035.39	6.22	1.05	8.56	26.41
BATHPILO	207.16	123.06	5.71	0.99	7.86	34.27
PYGOELEG	208.35	311.70	5.27	1.14	7.26	41.53
HYDRULVA	34.08	68.40	3.77	0.95	5.18	46.71
COROAREN	155.38	23.39	3.57	0.75	4.91	51.62
EURYPULC	19.28	16.41	3.31	0.60	4.56	56.18
COROVOLU	137.11	397.96	3.29	0.63	4.52	60.70
NERESPEC	3.45	149.36	3.07	0.85	4.23	64.93
CYATCARI	61.37	57.10	2.87	0.72	3.94	68.88
OLIGOCHA	12.44	54.22	2.56	0.72	3.52	72.40
ETEOSPEC	25.98	25.88	2.51	0.70	3.46	75.86
NEMERTIN	14.10	15.78	1.94	0.47	2.67	78.53
COROSPEC	0.68	43.23	1.74	0.61	2.39	80.92
BATHSPEC	0.28	13.33	1.38	0.44	1.90	82.82
HAUSAREN	15.37	9.38	1.30	0.28	1.79	84.62
CRANCRAN	13.89	7.42	1.14	0.40	1.57	86.19
ARENMARI	88.98	40.46	1.08	0.30	1.49	87.68
MYA_AREN	116.60	322.62	0.98	0.37	1.35	89.03
COROWEST	0.00	63.58	0.91	0.41	1.25	90.28

Groups 2005 & 2007

Average dissimilarity = 73.52

Group 2005 Group 2007

Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	1301.99	717.43	6.51	0.97	8.86	8.86
NEREDIVE	1373.26	1670.00	6.26	1.01	8.51	17.37
HETEFILI	717.02	1035.39	6.25	0.98	8.50	25.86
BATHPILO	181.49	123.06	5.81	0.87	7.90	33.76
PYGOELEG	350.42	311.70	5.31	1.13	7.22	40.99
NERESPEC	97.31	149.36	3.77	0.94	5.12	46.11
HYDRULVA	60.25	68.40	3.64	0.97	4.95	51.07
OLIGOCHA	68.25	54.22	3.43	0.68	4.67	55.73
COROVOLU	245.30	397.96	3.43	0.65	4.66	60.40
EURYPULC	10.73	16.41	3.02	0.54	4.11	64.51
CYATCARI	54.10	57.10	2.56	0.76	3.49	67.99
COROSPEC	94.20	43.23	2.32	0.67	3.16	71.16
COROAREN	95.31	23.39	2.02	0.55	2.75	73.90
NEMERTIN	11.38	15.78	1.99	0.44	2.71	76.61
ETEOSPEC	12.42	25.88	1.97	0.69	2.68	79.29
BATHSPEC	9.51	13.33	1.89	0.49	2.57	81.86
HAUSAREN	17.34	9.38	1.70	0.32	2.31	84.18
CRANCRAN	7.27	7.42	1.54	0.45	2.10	86.28
SCROPLAN	114.36	229.63	1.26	0.42	1.72	87.99
MYA_AREN	15.78	322.62	1.13	0.45	1.54	89.53
COROWEST	0.00	63.58	0.91	0.40	1.24	90.78

Groups 2006 & 2007

Average dissimilarity = 73.19

Species	Group 2006		Group 2007		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	1601.74	1670.00	6.68	1.02	9.12	9.12
MACOBALT	1434.23	717.43	6.14	0.97	8.39	17.51
HETEFILI	795.08	1035.39	5.45	0.96	7.45	24.96
BATHPILO	138.98	123.06	5.38	0.94	7.35	32.31
PYGOELEG	284.84	311.70	4.98	1.19	6.81	39.12
HYDRULVA	163.79	68.40	4.17	1.08	5.70	44.81
COROVOLU	463.95	397.96	4.11	0.77	5.61	50.43
OLIGOCHA	102.37	54.22	3.43	0.70	4.68	55.11
NERESPEC	55.67	149.36	3.20	0.88	4.37	59.48
EURYPULC	10.21	16.41	3.03	0.56	4.14	63.62
COROAREN	149.88	23.39	2.39	0.60	3.26	66.88
CYATCARI	44.00	57.10	2.26	0.74	3.08	69.96
COROSPEC	14.82	43.23	2.25	0.69	3.07	73.03
ETEOSPEC	18.02	25.88	1.74	0.64	2.38	75.42
NEMERTIN	16.38	15.78	1.73	0.42	2.37	77.78
BATHSPEC	1.16	13.33	1.45	0.44	1.97	79.76
CRANCRAN	7.04	7.42	1.36	0.45	1.86	81.62
SCROPLAN	106.68	229.63	1.36	0.45	1.86	83.48
MYA_AREN	73.36	322.62	1.31	0.47	1.78	85.27
HAUSAREN	8.41	9.38	1.27	0.28	1.73	87.00
NERESUCC	120.58	10.11	1.02	0.41	1.39	88.39
COROWEST	0.00	63.58	0.89	0.40	1.21	89.60
ARENICOL	25.08	54.14	0.87	0.30	1.18	90.78

Groups 2004 & 2008

Average dissimilarity = 72.24

Species	Group 2004		Group 2008		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	934.63	1803.96	7.12	1.07	9.85	9.85
MACOBALT	988.03	766.46	6.65	1.01	9.20	19.06
HETEFILI	677.78	1162.37	6.49	1.07	8.98	28.04
BATHPILO	207.16	107.34	5.72	1.00	7.92	35.96
PYGOELEG	208.35	114.37	4.99	1.11	6.91	42.87
COROVOLU	137.11	628.62	4.13	0.76	5.72	48.59
COROAREN	155.38	102.15	3.86	0.81	5.34	53.93
NERESPEC	3.45	134.13	3.35	0.89	4.64	58.57
HYDRULVA	34.08	15.99	3.18	0.82	4.40	62.97
EURYPULC	19.28	12.20	3.13	0.59	4.33	67.29
CYATCARI	61.37	72.41	3.09	0.76	4.28	71.57
OLIGOCHA	12.44	77.23	2.44	0.57	3.38	74.95
COROSPEC	0.68	104.85	2.32	0.67	3.21	78.16
ETEOSPEC	25.98	9.51	2.25	0.65	3.12	81.28
HAUSAREN	15.37	14.13	1.35	0.33	1.86	83.14
BATHSPEC	0.28	8.64	1.32	0.44	1.82	84.97

COROMULT	0.00	46.65	1.25	0.46	1.74	86.71
CRANCRAN	13.89	6.10	1.14	0.35	1.58	88.28
NEMERTIN	14.10	2.95	1.13	0.37	1.57	89.85
ARENMARI	88.98	80.82	1.08	0.31	1.49	91.34

Groups 2005 & 2008

Average dissimilarity = 73.37

Species	Group 2005	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	1373.26	1803.96	7.18	1.06	9.78	9.78
MACOBALT	1301.99	766.46	6.69	0.98	9.12	18.90
HETEFILI	717.02	1162.37	6.56	1.00	8.94	27.84
BATHPILO	181.49	107.34	5.78	0.89	7.88	35.72
PYGOELEG	350.42	114.37	5.02	1.10	6.84	42.56
COROVOLU	245.30	628.62	4.23	0.79	5.77	48.33
NERESPEC	97.31	134.13	3.97	0.97	5.42	53.75
OLIGOCHA	68.25	77.23	3.41	0.60	4.65	58.40
HYDRULVA	60.25	15.99	2.92	0.87	3.98	62.38
COROSPEC	94.20	104.85	2.84	0.73	3.87	66.26
CYATCARI	54.10	72.41	2.80	0.80	3.82	70.08
EURYPULC	10.73	12.20	2.75	0.54	3.76	73.83
COROAREN	95.31	102.15	2.49	0.63	3.39	77.22
BATHSPEC	9.51	8.64	1.83	0.49	2.49	79.71
HAUSAREN	17.34	14.13	1.74	0.35	2.37	82.08
ETEOSPEC	12.42	9.51	1.65	0.65	2.25	84.33
CRANCRAN	7.27	6.10	1.56	0.41	2.12	86.45
COROMULT	0.00	46.65	1.26	0.45	1.71	88.16
NEMERTIN	11.38	2.95	1.15	0.38	1.56	89.73
SCROPLAN	114.36	276.80	0.80	0.31	1.09	90.82

Groups 2006 & 2008

Average dissimilarity = 72.88

Species	Group 2006	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	1601.74	1803.96	7.08	1.01	9.71	9.71
MACOBALT	1434.23	766.46	6.32	0.99	8.68	18.38
HETEFILI	795.08	1162.37	5.88	0.99	8.07	26.46
BATHPILO	138.98	107.34	5.37	0.93	7.36	33.82
COROVOLU	463.95	628.62	4.72	0.88	6.48	40.30
PYGOELEG	284.84	114.37	4.69	1.17	6.44	46.74
HYDRULVA	163.79	15.99	3.87	1.03	5.31	52.05
NERESPEC	55.67	134.13	3.44	0.92	4.73	56.78
OLIGOCHA	102.37	77.23	3.39	0.64	4.65	61.43
EURYPULC	10.21	12.20	2.82	0.55	3.88	65.31
COROAREN	149.88	102.15	2.79	0.67	3.83	69.13
COROSPEC	14.82	104.85	2.75	0.75	3.78	72.91
CYATCARI	44.00	72.41	2.50	0.78	3.43	76.34
COROMULT	7.45	46.65	1.48	0.51	2.03	78.37
ETEOSPEC	18.02	9.51	1.41	0.59	1.93	80.30
BATHSPEC	1.16	8.64	1.39	0.44	1.90	82.20
CRANCRAN	7.04	6.10	1.37	0.41	1.88	84.08
HAUSAREN	8.41	14.13	1.31	0.32	1.79	85.87
SCROPLAN	106.68	276.80	0.93	0.35	1.28	87.16
NERESUCC	120.58	3.87	0.93	0.38	1.28	88.43
NEMERTIN	16.38	2.95	0.87	0.31	1.20	89.63
MYA AREN	73.36	1.50	0.83	0.36	1.14	90.78

Groups 2007 & 2008

Average dissimilarity = 72.62

Species	Group 2007	Group 2008	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	1670.00	1803.96	6.81	1.05	9.37	9.37
HETEFILI	1035.39	1162.37	6.04	1.00	8.31	17.68
MACOBALT	717.43	766.46	6.00	0.96	8.26	25.94
BATHPILO	123.06	107.34	5.28	0.91	7.27	33.21
COROVOLU	397.96	628.62	4.72	0.86	6.50	39.70
PYGOELEG	311.70	114.37	4.51	1.19	6.22	45.92
NERESPEC	149.36	134.13	4.11	1.01	5.66	51.58
COROSPEC	43.23	104.85	3.06	0.86	4.21	55.79

HYDRULVA	68.40	15.99	2.93	0.86	4.04	59.83
EURYPULC	16.41	12.20	2.89	0.56	3.97	63.80
OLIGOCHA	54.22	77.23	2.78	0.65	3.83	67.64
CYATCARI	57.10	72.41	2.63	0.77	3.63	71.26
BATHSPEC	13.33	8.64	2.06	0.56	2.84	74.10
ETEOSPEC	25.88	9.51	1.73	0.63	2.39	76.49
COROAREN	23.39	102.15	1.70	0.53	2.34	78.84
HAUSAREN	9.38	14.13	1.49	0.31	2.05	80.89
CRANCRAN	7.42	6.10	1.47	0.42	2.02	82.91
NEMERTIN	15.78	2.95	1.46	0.38	2.02	84.92
COROWEST	63.58	9.02	1.36	0.53	1.88	86.80
COROMULT	0.00	46.65	1.20	0.45	1.66	88.46
SCROPLAN	229.63	276.80	1.14	0.39	1.58	90.03

ANOSIM, vergelijking tussen de habitats

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.33

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
RP, CP	0.182		0.1	Too Many	999	0
RP, NLT	0.27		0.1	Too Many	999	0
CP, NLT	0.609		0.1	Too Many	999	0

SIMPER, vergelijking tussen de habitats

Group RP

Average similarity: 34.32

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	292.37	9.87	0.97	28.77	28.77
MACOBALT	1071.46	5.19	0.67	15.12	43.89
PYGOELEG	358.85	4.35	0.83	12.68	56.57
NEREDIVE	859.88	4.16	0.60	12.11	68.68
HETEFILI	395.14	2.83	0.53	8.24	76.92
COROAREN	231.43	1.79	0.42	5.22	82.13
HYDRULVA	75.04	1.49	0.45	4.34	86.47
EURYPULC	12.07	0.91	0.24	2.65	89.13
COROVOLU	231.42	0.72	0.25	2.10	91.22

Group CP

Average similarity: 43.65

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	3334.96	10.37	1.32	23.76	23.76
PYGOELEG	330.74	7.34	1.61	16.80	40.57
HETEFILI	1962.03	4.98	0.83	11.41	51.98
MACOBALT	1377.96	4.54	0.75	10.41	62.39
HYDRULVA	114.48	3.34	0.80	7.65	70.04
OLIGOCHA	138.54	2.97	0.53	6.80	76.84
NERESPEC	205.00	2.51	0.62	5.76	82.60
CYATCARI	126.31	2.37	0.59	5.43	88.03
COROVOLU	859.45	2.18	0.43	5.00	93.03

Group NLT

Average similarity: 27.17

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	92.77	15.81	0.95	58.17	58.17
EURYPULC	33.03	3.94	0.38	14.50	72.67
HETEFILI	283.28	3.50	0.38	12.88	85.55
MACOBALT	580.90	1.42	0.25	5.22	90.76

Groups RP & CP

Average dissimilarity = 68.44

Species	Group RP	Group CP	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
NEREDIVE	859.88	3334.96	6.46	1.12	9.44	9.44
BATHPILO	292.37	24.68	5.72	1.20	8.36	17.80
MACOBALT	1071.46	1377.96	5.54	1.06	8.10	25.90
HETEFILI	395.14	1962.03	5.38	1.20	7.87	33.77
PYGOELEG	358.85	330.74	4.49	1.20	6.56	40.32
COROVOLU	231.42	859.45	4.27	0.85	6.24	46.56
HYDRULVA	75.04	114.48	3.71	1.16	5.42	51.98
OLIGOCHA	43.82	138.54	3.66	0.78	5.35	57.34
NERESPEC	53.11	205.00	3.63	1.05	5.30	62.64
CYATCARI	40.46	126.31	3.44	0.99	5.03	67.67
COROAREN	231.43	32.79	3.12	0.82	4.55	72.23
COROSPEC	45.22	103.40	2.52	0.75	3.69	75.91
ETEOSPEC	14.67	33.72	2.10	0.80	3.07	78.98
EURYPULC	12.07	0.04	1.54	0.49	2.25	81.23
CRANCRAN	6.99	8.55	1.34	0.50	1.96	83.19
MYA AREN	199.57	75.15	1.09	0.43	1.59	84.78
NEMERTIN	11.17	12.25	1.03	0.46	1.51	86.29
NERESUCC	0.98	107.75	0.98	0.41	1.44	87.72
SCROPLAN	125.66	256.27	0.91	0.37	1.34	89.06
BATHSPEC	12.64	2.70	0.85	0.38	1.25	90.31

Groups RP & NLT

Average dissimilarity = 77.05

Species	Group RP	Group NLT	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
MACOBALT	1071.46	580.90	8.14	1.04	10.56	10.56
NEREDIVE	859.88	144.23	7.02	0.96	9.12	19.68
BATHPILO	292.37	92.77	6.71	0.99	8.70	28.38
HETEFILI	395.14	283.28	6.64	0.98	8.62	37.00
PYGOELEG	358.85	1.30	6.22	1.18	8.07	45.07
EURYPULC	12.07	33.03	4.71	0.77	6.11	51.18
COROAREN	231.43	1.11	4.16	0.74	5.40	56.58
HYDRULVA	75.04	1.61	3.56	0.79	4.61	61.19
COROVOLU	231.42	2.82	2.85	0.55	3.70	64.89
HAUSAREN	11.28	31.33	2.38	0.44	3.09	67.98
NERESPEC	53.11	0.28	2.25	0.60	2.92	70.90
OLIGOCHA	43.82	0.13	2.23	0.58	2.90	73.80
BATHSPEC	12.64	2.46	2.05	0.51	2.66	76.45
NEMERTIN	11.17	13.21	1.85	0.44	2.40	78.85
ETEOSPEC	14.67	4.73	1.69	0.53	2.19	81.04
CYATCARI	40.46	0.00	1.52	0.50	1.97	83.02
COROSPEC	45.22	0.17	1.50	0.51	1.94	84.96
ARENMARI	99.52	78.63	1.44	0.34	1.87	86.83
CRANCRAN	6.99	9.95	1.42	0.35	1.85	88.68
CERAEDUL	35.37	4.66	0.76	0.26	0.98	89.66
MYA AREN	199.57	0.26	0.75	0.30	0.97	90.63

Groups CP & NLT

Average dissimilarity = 87.72

Species	Group CP	Group NLT	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund				
NEREDIVE	3334.96	144.23	10.35	1.55	11.80	11.80
PYGOELEG	330.74	1.30	7.58	1.64	8.64	20.43
HETEFILI	1962.03	283.28	7.12	1.16	8.12	28.55
MACOBALT	1377.96	580.90	6.98	1.11	7.95	36.51
BATHPILO	24.68	92.77	6.11	1.06	6.97	43.48
OLIGOCHA	138.54	0.13	5.26	0.68	6.00	49.48
COROVOLU	859.45	2.82	4.95	0.75	5.64	55.12
HYDRULVA	114.48	1.61	4.84	1.13	5.51	60.63
NERESPEC	205.00	0.28	4.40	0.98	5.01	65.64
CYATCARI	126.31	0.00	4.20	0.92	4.79	70.43
EURYPULC	0.04	33.03	3.16	0.63	3.60	74.03
COROSPEC	103.40	0.17	2.72	0.61	3.11	77.14
ETEOSPEC	33.72	4.73	2.31	0.69	2.64	79.78
COROAREN	32.79	1.11	1.73	0.48	1.97	81.75
NEMERTIN	12.25	13.21	1.54	0.44	1.75	83.50

HAUSAREN	0.00	31.33	1.52	0.36	1.74	85.24
CRANCRAN	8.55	9.95	1.29	0.46	1.47	86.71
NERESUCC	107.75	0.00	1.17	0.41	1.34	88.05
SCROPLAN	256.27	44.91	1.11	0.38	1.26	89.31
BATHSPEC	2.70	2.46	1.08	0.43	1.24	90.55

ANOSIM, vergelijking tussen klassen afgeleid uit hyperspectrale vliegtuigremote sensing

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.221
 Significance level of sample statistic: 0.1%
 Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
ZAND, MFBMC	0.391	0.1	Too Many	999	0
ZAND, MFBZC	0.409	0.1	Too Many	999	0
ZAND, FIJNZ	0.259	0.1	Too Many	999	0
ZAND, NODAT	0.142	5.9	Too Many	999	58
ZAND, MFBHC	0.339	0.1	Too Many	999	0
ZAND, VOCHT	0.257	0.1	Too Many	999	0
ZAND, SCHOR	0.536	0.1	Too Many	999	0
MFBMC, MFBZC	0.281	0.1	Too Many	999	0
MFBMC, FIJNZ	-0.123	100.	Too Many	999	999
MFBMC, NODAT	0.487	0.1	Too Many	999	0
MFBMC, MFBHC	0.215	0.8	Too Many	999	7
MFBMC, VOCHT	0.389	0.1	Too Many	999	0
MFBMC, SCHOR	0.585	0.1	Too Many	999	0
MFBZC, FIJNZ	0.124	2.7	Too Many	999	26
MFBZC, NODAT	0.299	0.1	548354040	999	0
MFBZC, MFBHC	0.04	15.6	Too Many	999	155
MFBZC, VOCHT	0.116	0.6	Too Many	999	5
MFBZC, SCHOR	0.025	22.3	Too Many	999	222
FIJNZ, NODAT	0.105	7.3	Too Many	999	72
FIJNZ, MFBHC	0.001	47.3	Too Many	999	472
FIJNZ, VOCHT	0.33	0.1	Too Many	999	0
FIJNZ, SCHOR	0.351	0.1	Too Many	999	0
NODAT, MFBHC	0.241	0.4	30421755	999	3
NODAT, VOCHT	-0.129	97.7	Too Many	999	976
NODAT, SCHOR	0.486	0.1	86493225	999	0
MFBHC, VOCHT	0.013	34.8	Too Many	999	347
MFBHC, SCHOR	0.291	0.1	Too Many	999	0
VOCHT, SCHOR	0.2	0.1	Too Many	999	0

SIMPER, vergelijking tussen klassen afgeleid uit hyperspectrale vliegtuigremote sensing

Group ZAND

Average similarity: 29.28

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	201.53	17.12	1.11	58.48	58.48
EURYPULC	37.86	5.29	0.51	18.06	76.53
HETEFILI	237.29	1.60	0.32	5.48	82.01
MACOBALT	341.80	1.12	0.25	3.84	85.85
BATHSPEC	15.81	0.73	0.23	2.49	88.34
NEREDIVE	409.47	0.58	0.20	1.97	90.31

Group MFBMC

Average similarity: 53.72

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	3090.15	14.78	3.06	27.51	27.51
PYGOELEG	518.12	9.74	2.25	18.13	45.64
MACOBALT	1719.41	7.37	1.15	13.72	59.36
HETEFILI	1740.91	5.73	0.95	10.67	70.02

HYDRULVA	141.21	4.46	1.00	8.31	78.33
CYATCARI	129.03	3.16	0.65	5.88	84.21
NERESPEC	193.25	1.99	0.59	3.70	87.92
COROAREN	208.30	1.51	0.44	2.81	90.72

Group MFBZC

Average similarity: 35.44

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
OLIGOCHA	224.53	8.52	0.93	24.04	24.04
PYGOELEG	151.21	6.90	1.23	19.48	43.52
NEREDIVE	2326.06	6.13	0.68	17.29	60.81
MACOBALT	705.85	3.32	0.53	9.37	70.18
HETEFILI	302.83	1.79	0.40	5.04	75.22
COROSPEC	234.05	1.70	0.39	4.80	80.02
COROVOLU	1419.18	1.69	0.30	4.78	84.80
HYDRULVA	53.96	1.68	0.51	4.75	89.55
CYATCARI	90.70	1.31	0.35	3.69	93.24

Group FIJNZ

Average similarity: 34.27

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	206.42	6.99	0.70	20.38	20.38
MACOBALT	1224.76	5.60	0.73	16.33	36.72
NEREDIVE	1650.18	5.04	0.72	14.70	51.42
HETEFILI	1261.72	4.33	0.67	12.63	64.05
PYGOELEG	363.79	3.89	0.84	11.34	75.39
HYDRULVA	88.98	1.78	0.56	5.19	80.59
NERESPEC	119.23	1.17	0.40	3.40	83.99
COROAREN	144.05	1.14	0.34	3.33	87.32
COROVOLU	413.68	0.99	0.31	2.89	90.21

Group NODAT

Average similarity: 32.74

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	873.70	10.59	0.90	32.33	32.33
BATHPILO	85.77	9.26	0.80	28.29	60.62
NEREDIVE	790.77	5.87	0.67	17.94	78.56
PYGOELEG	97.83	2.87	0.64	8.78	87.34
MACOBALT	660.71	1.73	0.31	5.27	92.61

Group MFBHC

Average similarity: 39.34

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	556.31	12.40	1.74	31.52	31.52
MACOBALT	2537.16	5.92	0.76	15.05	46.56
NEREDIVE	1771.68	5.17	0.74	13.14	59.71
COROAREN	420.32	4.23	0.59	10.76	70.47
HETEFILI	745.25	3.11	0.64	7.91	78.38
OLIGOCHA	35.32	2.63	0.61	6.68	85.06
HYDRULVA	66.11	1.76	0.50	4.46	89.53
BATHPILO	30.18	1.49	0.36	3.78	93.31

Group VOCHT

Average similarity: 16.83

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	324.54	5.24	0.50	31.11	31.11
BATHPILO	38.73	3.26	0.37	19.35	50.45
MACOBALT	1279.46	2.73	0.41	16.23	66.68
NEREDIVE	1266.77	1.86	0.32	11.07	77.75
PYGOELEG	74.92	0.73	0.30	4.33	82.08
BATHSPEC	2.71	0.73	0.16	4.31	86.40
HYDRULVA	45.75	0.63	0.22	3.71	90.11

Group SCHOR

Average similarity: 33.79

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
OLIGOCHA	704.22	16.55	1.25	48.97	48.97
NEREDIVE	1043.68	3.86	0.46	11.42	60.39
PYGOELEG	42.08	3.44	0.73	10.18	70.57
COROVOLU	633.79	3.41	0.46	10.10	80.66
HYDRULVA	102.12	1.80	0.37	5.32	85.98
NERESPEC	89.02	1.51	0.36	4.46	90.44

Groups ZAND & MFBMC

Average dissimilarity = 81.60

Species	Group ZAND	Group MFBMC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	409.47	3090.15	10.84	1.88	13.28	13.28
PYGOELEG	23.98	518.12	7.79	1.92	9.55	22.83
MACOBALT	341.80	1719.41	7.49	1.35	9.18	32.01
HETEFILI	237.29	1740.91	6.68	1.31	8.18	40.19
BATHPILO	201.53	65.54	5.55	1.38	6.80	46.99
HYDRULVA	6.67	141.21	5.03	1.35	6.16	53.16
CYATCARI	12.32	129.03	4.68	1.01	5.73	58.89
COROVOLU	32.33	546.26	3.65	0.72	4.47	63.36
NERESPEC	19.20	193.25	3.63	1.00	4.45	67.81
COROAREN	4.12	208.30	3.43	0.78	4.20	72.01
EURYPULC	37.86	0.49	3.26	0.87	3.99	76.00
ETEOSPEC	4.11	45.74	2.45	0.80	3.00	79.00
OLIGOCHA	0.85	59.80	2.42	0.80	2.96	81.97
COROSPEC	11.24	32.80	1.67	0.60	2.05	84.02
NEMERTIN	8.03	25.38	1.61	0.54	1.98	86.00
BATHSPEC	15.81	2.26	1.55	0.61	1.89	87.89
HAUSAREN	32.05	0.27	1.30	0.41	1.59	89.48
CRANCRAN	9.88	3.51	1.17	0.48	1.43	90.91

Groups ZAND & MFBZC

Average dissimilarity = 85.14

Species	Group ZAND	Group MFBZC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
OLIGOCHA	0.85	224.53	8.75	0.95	10.27	10.27
NEREDIVE	409.47	2326.06	8.46	1.09	9.94	20.21
BATHPILO	201.53	98.61	7.88	1.35	9.26	29.47
PYGOELEG	23.98	151.21	6.64	1.43	7.80	37.26
MACOBALT	341.80	705.85	6.56	0.98	7.71	44.97
HETEFILI	237.29	302.83	5.28	0.89	6.20	51.16
COROVOLU	32.33	1419.18	5.11	0.68	6.00	57.16
EURYPULC	37.86	0.00	4.44	0.81	5.21	62.37
COROSPEC	11.24	234.05	4.33	0.73	5.08	67.46
HYDRULVA	6.67	53.96	3.65	0.92	4.29	71.74
CYATCARI	12.32	90.70	3.57	0.70	4.19	75.94
NERESPEC	19.20	87.52	3.40	0.77	4.00	79.93
COROAREN	4.12	79.49	2.24	0.58	2.63	82.56
BATHSPEC	15.81	0.35	1.75	0.53	2.06	84.63
CRANCRAN	9.88	6.93	1.68	0.49	1.97	86.60
HAUSAREN	32.05	0.00	1.67	0.37	1.96	88.56
NEMERTIN	8.03	27.77	1.63	0.43	1.91	90.47

Groups MFBMC & MFBZC

Average dissimilarity = 60.12

Species	Group MFBMC	Group MFBZC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	3090.15	2326.06	5.78	1.12	9.62	9.62
MACOBALT	1719.41	705.85	5.58	1.25	9.28	18.90
HETEFILI	1740.91	302.83	5.41	1.30	9.00	27.90
COROVOLU	546.26	1419.18	4.34	0.89	7.22	35.11
OLIGOCHA	59.80	224.53	4.21	1.13	7.01	42.12
CYATCARI	129.03	90.70	3.89	1.08	6.46	48.58
PYGOELEG	518.12	151.21	3.82	1.17	6.35	54.93
HYDRULVA	141.21	53.96	3.81	1.27	6.33	61.26
NERESPEC	193.25	87.52	3.36	1.10	5.60	66.86
COROAREN	208.30	79.49	3.14	0.88	5.22	72.07

COROSPEC	32.80	234.05	2.93	0.85	4.87	76.94
BATHPILO	65.54	98.61	2.74	0.76	4.56	81.51
ETEOSPEC	45.74	5.77	2.16	0.85	3.58	85.09
NEMERTIN	25.38	27.77	1.35	0.54	2.24	87.33
MYA AREN	112.69	0.20	0.96	0.42	1.59	88.92
NERESUCC	64.45	2.67	0.88	0.44	1.46	90.38

Groups ZAND & FIJNZ

Average dissimilarity = 75.70

Species	Group ZAND		Group FIJNZ		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund		Av. Abund	Av. Diss		
MACOBALT	341.80		1224.76	7.47	9.87	9.87
NEREDIVE	409.47		1650.18	7.10	9.38	19.25
HETEFILI	237.29		1261.72	6.63	8.76	28.01
BATHPILO	201.53		206.42	5.59	7.38	35.39
PYGOELEG	23.98		363.79	5.35	7.07	42.46
EURYPULC	37.86		10.51	4.49	5.93	48.39
HYDRULVA	6.67		88.98	3.58	4.73	53.12
COROVOLU	32.33		413.68	3.31	4.38	57.49
COROAREN	4.12		144.05	3.17	4.19	61.69
NERESPEC	19.20		119.23	3.10	4.10	65.79
CYATCARI	12.32		68.35	2.30	3.04	68.83
HAUSAREN	32.05		7.89	2.10	2.78	71.61
COROSPEC	11.24		66.33	2.01	2.66	74.27
ETEOSPEC	4.11		26.18	1.96	2.59	76.86
BATHSPEC	15.81		6.19	1.87	2.47	79.34
OLIGOCHA	0.85		23.20	1.81	2.40	81.73
CRANCRAN	9.88		10.44	1.59	2.10	83.83
NEMERTIN	8.03		10.63	1.51	1.99	85.82
ARENMARI	109.01		86.51	1.19	1.58	87.40
SCROPLAN	42.71		231.31	0.93	1.22	88.62
ARENICOL	39.48		27.24	0.78	1.03	89.65
MYA AREN	1.18		164.24	0.72	0.94	90.60

Groups MFBMC & FIJNZ

Average dissimilarity = 60.67

Species	Group MFBMC		Group FIJNZ		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund		Av. Abund	Av. Diss		
NEREDIVE	3090.15		1650.18	5.62	9.27	9.27
MACOBALT	1719.41		1224.76	5.02	8.28	17.55
HETEFILI	1740.91		1261.72	5.00	8.24	25.79
PYGOELEG	518.12		363.79	4.44	7.32	33.11
BATHPILO	65.54		206.42	4.20	6.93	40.03
CYATCARI	129.03		68.35	3.66	6.03	46.06
HYDRULVA	141.21		88.98	3.63	5.98	52.04
COROVOLU	546.26		413.68	3.52	5.80	57.84
NERESPEC	193.25		119.23	3.24	5.33	63.17
COROAREN	208.30		144.05	3.22	5.30	68.47
ETEOSPEC	45.74		26.18	2.33	3.85	72.32
OLIGOCHA	59.80		23.20	2.19	3.61	75.93
COROSPEC	32.80		66.33	1.81	2.99	78.92
NEMERTIN	25.38		10.63	1.23	2.03	80.95
MYA AREN	112.69		164.24	1.22	2.02	82.97
EURYPULC	0.49		10.51	1.16	1.92	84.89
NERESUCC	64.45		57.91	0.97	1.60	86.49
SCROPLAN	87.59		231.31	0.86	1.41	87.90
CRANCRAN	3.51		10.44	0.76	1.25	89.15
BATHSPEC	2.26		6.19	0.66	1.09	90.24

Groups MFBZC & FIJNZ

Average dissimilarity = 70.23

Species	Group MFBZC		Group FIJNZ		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund		Av. Abund	Av. Diss		
NEREDIVE	2326.06		1650.18	6.51	9.26	9.26
MACOBALT	705.85		1224.76	6.06	8.63	17.89
OLIGOCHA	224.53		23.20	5.68	8.08	25.97
BATHPILO	98.61		206.42	5.58	7.94	33.91
HETEFILI	302.83		1261.72	5.35	7.62	41.53
COROVOLU	1419.18		413.68	4.66	6.64	48.17

PYGOELEG	151.21	363.79	4.64	1.23	6.61	54.78
COROSPEC	234.05	66.33	3.50	0.80	4.99	59.76
HYDRULVA	53.96	88.98	3.45	1.11	4.92	64.68
NERESPEC	87.52	119.23	3.41	0.96	4.85	69.53
CYATCARI	90.70	68.35	3.27	0.84	4.66	74.19
COROAREN	79.49	144.05	3.11	0.79	4.43	78.61
ETEOSPEC	5.77	26.18	1.83	0.68	2.61	81.22
EURYPULC	0.00	10.51	1.49	0.41	2.12	83.34
NEMERTIN	27.77	10.63	1.13	0.42	1.61	84.94
CRANCRAN	6.93	10.44	1.06	0.47	1.51	86.45
COROWEST	8.65	31.20	0.76	0.38	1.08	87.52
SCROPLAN	0.82	231.31	0.74	0.35	1.05	88.58
NERESUCC	2.67	57.91	0.72	0.34	1.02	89.60
COROMULT	13.70	16.56	0.67	0.32	0.96	90.56

Groups ZAND & NODAT

Average dissimilarity = 75.89

Species	Group ZAND		Group NODAT		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD		
HETEFILI	237.29	873.70	10.03	1.15	13.22	13.22
NEREDIVE	409.47	790.77	8.34	1.12	10.99	24.21
BATHPILO	201.53	85.77	7.12	1.17	9.38	33.59
MACOBALT	341.80	660.71	6.58	0.81	8.67	42.25
EURYPULC	37.86	0.29	5.72	0.78	7.54	49.80
PYGOELEG	23.98	97.83	5.14	1.17	6.78	56.57
CYATCARI	12.32	82.52	3.36	0.75	4.43	61.01
CRANCRAN	9.88	7.86	2.86	0.50	3.77	64.78
HYDRULVA	6.67	25.74	2.61	0.60	3.43	68.21
MYA_AREN	1.18	738.27	2.29	0.44	3.02	71.23
HAUSAREN	32.05	0.00	2.15	0.35	2.84	74.07
COROVOLU	32.33	128.43	2.14	0.42	2.82	76.90
ETEOSPEC	4.11	8.10	2.10	0.70	2.77	79.67
BATHSPEC	15.81	0.00	2.03	0.49	2.68	82.34
NEMERTIN	8.03	3.18	2.00	0.44	2.64	84.98
NERESPEC	19.20	21.94	1.74	0.45	2.29	87.28
ARENMARI	109.01	5.66	1.51	0.34	1.99	89.27
CAPICAPI	0.33	3.93	1.16	0.31	1.53	90.79

Groups MFBMC & NODAT

Average dissimilarity = 65.90

Species	Group MFBMC		Group NODAT		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	3090.15	790.77	6.96	1.04	10.57	10.57
MACOBALT	1719.41	660.71	6.79	1.31	10.30	20.86
PYGOELEG	518.12	97.83	5.91	1.37	8.97	29.83
HETEFILI	1740.91	873.70	5.61	1.29	8.52	38.35
HYDRULVA	141.21	25.74	4.79	1.31	7.26	45.61
CYATCARI	129.03	82.52	4.40	1.01	6.68	52.30
BATHPILO	65.54	85.77	4.31	1.33	6.54	58.83
COROVOLU	546.26	128.43	3.57	0.71	5.41	64.24
NERESPEC	193.25	21.94	3.49	0.99	5.29	69.54
COROAREN	208.30	0.00	3.14	0.74	4.76	74.30
ETEOSPEC	45.74	8.10	2.56	0.95	3.89	78.18
OLIGOCHA	59.80	0.31	2.25	0.78	3.41	81.59
MYA_AREN	112.69	738.27	2.22	0.57	3.37	84.97
NEMERTIN	25.38	3.18	1.46	0.60	2.21	87.18
CRANCRAN	3.51	7.86	1.28	0.51	1.95	89.13
COROSPEC	32.80	0.00	1.22	0.47	1.85	90.98

Groups MFBZC & NODAT

Average dissimilarity = 75.06

Species	Group MFBZC		Group NODAT		Contrib%	Cum. %
	Av. Abund	Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD		
OLIGOCHA	224.53	0.31	8.05	0.95	10.72	10.72
NEREDIVE	2326.06	790.77	7.85	1.09	10.46	21.18
HETEFILI	302.83	873.70	7.17	1.16	9.56	30.74
MACOBALT	705.85	660.71	6.46	1.02	8.61	39.35
BATHPILO	98.61	85.77	5.70	1.15	7.60	46.95
PYGOELEG	151.21	97.83	5.59	1.32	7.45	54.39

COROVOLU	1419.18	128.43	4.86	0.67	6.47	60.87
CYATCARI	90.70	82.52	4.27	0.87	5.69	66.55
COROSPEC	234.05	0.00	3.79	0.67	5.05	71.60
HYDRULVA	53.96	25.74	3.53	0.92	4.70	76.30
NERESPEC	87.52	21.94	3.23	0.74	4.30	80.60
ETEOSPEC	5.77	8.10	1.93	0.75	2.57	83.17
MYA_AREN	0.20	738.27	1.87	0.44	2.49	85.66
CRANCRAN	6.93	7.86	1.83	0.51	2.44	88.10
COROAREN	79.49	0.00	1.79	0.50	2.38	90.48

Groups FIJNZ & NODAT

Average dissimilarity = 69.21

Species	Group FIJNZ		Group NODAT		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
MACOBALT	1224.76	660.71	7.07	1.05	10.21	10.21
NEREDIVE	1650.18	790.77	6.94	1.08	10.03	20.25
HETEFILI	1261.72	873.70	6.77	1.09	9.78	30.03
BATHPILO	206.42	85.77	5.20	1.26	7.51	37.54
PYGOELEG	363.79	97.83	5.18	1.26	7.48	45.02
HYDRULVA	88.98	25.74	3.46	0.95	4.99	50.02
CYATCARI	68.35	82.52	3.37	0.88	4.87	54.89
COROVOLU	413.68	128.43	3.28	0.66	4.74	59.63
NERESPEC	119.23	21.94	2.97	0.77	4.28	63.92
COROAREN	144.05	0.00	2.77	0.63	4.00	67.91
ETEOSPEC	26.18	8.10	2.42	0.80	3.49	71.41
MYA_AREN	164.24	738.27	2.16	0.50	3.12	74.52
EURYPULC	10.51	0.29	2.00	0.42	2.88	77.41
CRANCRAN	10.44	7.86	1.73	0.48	2.50	79.91
OLIGOCHA	23.20	0.31	1.60	0.59	2.31	82.22
COROSPEC	66.33	0.00	1.48	0.52	2.14	84.36
ARENMARI	86.51	5.66	1.43	0.37	2.06	86.42
NEMERTIN	10.63	3.18	1.29	0.48	1.87	88.29
CAPIAPI	0.84	3.93	0.77	0.30	1.12	89.41
SCROPLAN	231.31	0.00	0.68	0.29	0.99	90.39

Groups ZAND & MFBHC

Average dissimilarity = 82.61

Species	Group ZAND		Group MFBHC		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
PYGOELEG	23.98	556.31	9.92	1.32	12.01	12.01
MACOBALT	341.80	2537.16	7.93	1.15	9.60	21.61
NEREDIVE	409.47	1771.68	7.29	1.19	8.83	30.43
COROAREN	4.12	420.32	6.65	0.88	8.05	38.48
BATHPILO	201.53	30.18	6.58	1.09	7.96	46.45
HETEFILI	237.29	745.25	5.73	1.09	6.94	53.39
EURYPULC	37.86	0.00	4.21	0.76	5.10	58.49
OLIGOCHA	0.85	35.32	4.16	0.93	5.04	63.53
COROVOLU	32.33	338.87	3.77	0.57	4.57	68.09
HYDRULVA	6.67	66.11	3.75	0.91	4.54	72.63
NERESPEC	19.20	110.01	2.65	0.71	3.21	75.84
CYATCARI	12.32	101.40	2.18	0.64	2.64	78.48
ETEOSPEC	4.11	14.47	1.82	0.60	2.20	80.68
CRANCRAN	9.88	3.19	1.62	0.49	1.96	82.64
NEMERTIN	8.03	9.40	1.59	0.44	1.93	84.56
HAUSAREN	32.05	0.00	1.59	0.35	1.92	86.49
BATHSPEC	15.81	0.00	1.55	0.48	1.87	88.36
SCROPLAN	42.71	625.01	1.47	0.41	1.78	90.14

Groups MFBMC & MFBHC

Average dissimilarity = 55.52

Species	Group MFBMC		Group MFBHC		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	3090.15	1771.68	5.51	0.99	9.93	9.93
MACOBALT	1719.41	2537.16	5.16	1.10	9.30	19.23
HETEFILI	1740.91	745.25	5.02	1.22	9.04	28.27
COROAREN	208.30	420.32	4.08	1.06	7.35	35.62
CYATCARI	129.03	101.40	3.71	1.04	6.69	42.31
COROVOLU	546.26	338.87	3.62	0.81	6.52	48.83
HYDRULVA	141.21	66.11	3.59	1.24	6.47	55.31

NERESPEC	193.25	110.01	3.20	1.08	5.76	61.06
BATHPILO	65.54	30.18	2.82	0.88	5.08	66.15
OLIGOCHA	59.80	35.32	2.76	1.10	4.98	71.12
PYGOELEG	518.12	556.31	2.63	0.91	4.73	75.85
ETEOSPEC	45.74	14.47	2.27	0.91	4.08	79.94
MYA_AREN	112.69	46.22	1.49	0.56	2.68	82.62
NEMERTIN	25.38	9.40	1.29	0.57	2.32	84.94
SCROPLAN	87.59	625.01	1.26	0.46	2.28	87.22
NERESUCC	64.45	79.67	1.26	0.53	2.28	89.49
COROSPEC	32.80	0.00	1.04	0.47	1.88	91.37

Groups MFBZC & MFBHC

Average dissimilarity = 64.64

Species	Group MFBZC	Group MFBHC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	2326.06	1771.68	6.54	1.09	10.12	10.12
MACOBALT	705.85	2537.16	6.39	1.16	9.89	20.01
COROAREN	79.49	420.32	5.16	0.95	7.98	27.98
HETEFILI	302.83	745.25	4.85	1.10	7.50	35.49
COROVOLU	1419.18	338.87	4.82	0.77	7.46	42.94
OLIGOCHA	224.53	35.32	4.73	0.83	7.32	50.26
PYGOELEG	151.21	556.31	4.51	1.02	6.97	57.23
HYDRULVA	53.96	66.11	3.51	1.07	5.43	62.66
BATHPILO	98.61	30.18	3.27	0.85	5.06	67.72
CYATCARI	90.70	101.40	3.26	0.81	5.04	72.76
NERESPEC	87.52	110.01	3.23	0.90	5.00	77.76
COROSPEC	234.05	0.00	3.03	0.67	4.69	82.45
ETEOSPEC	5.77	14.47	1.71	0.67	2.64	85.09
SCROPLAN	0.82	625.01	1.23	0.41	1.90	86.99
NEMERTIN	27.77	9.40	1.22	0.47	1.88	88.87
NERESUCC	2.67	79.67	1.10	0.43	1.70	90.57

Groups FIJNZ & MFBHC

Average dissimilarity = 65.86

Species	Group FIJNZ	Group MFBHC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	1224.76	2537.16	6.07	1.04	9.22	9.22
NEREDIVE	1650.18	1771.68	5.90	1.08	8.96	18.18
PYGOELEG	363.79	556.31	5.36	1.00	8.14	26.32
HETEFILI	1261.72	745.25	5.22	1.11	7.93	34.25
COROAREN	144.05	420.32	4.90	0.93	7.43	41.68
BATHPILO	206.42	30.18	4.80	0.99	7.29	48.98
COROVOLU	413.68	338.87	3.77	0.73	5.72	54.70
HYDRULVA	88.98	66.11	3.40	1.09	5.16	59.85
OLIGOCHA	23.20	35.32	3.19	0.95	4.85	64.70
NERESPEC	119.23	110.01	3.05	0.92	4.64	69.34
CYATCARI	68.35	101.40	2.55	0.82	3.87	73.20
ETEOSPEC	26.18	14.47	2.11	0.76	3.20	76.41
SCROPLAN	231.31	625.01	1.54	0.47	2.34	78.75
EURYPULC	10.51	0.00	1.41	0.39	2.15	80.90
MYA_AREN	164.24	46.22	1.31	0.50	1.99	82.89
COROSPEC	66.33	0.00	1.26	0.52	1.92	84.80
ARENMARI	86.51	119.90	1.17	0.35	1.78	86.59
NERESUCC	57.91	79.67	1.17	0.45	1.78	88.37
NEMERTIN	10.63	9.40	1.11	0.45	1.68	90.05

Groups NODAT & MFBHC

Average dissimilarity = 71.00

Species	Group NODAT	Group MFBHC	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	660.71	2537.16	7.47	1.13	10.52	10.52
PYGOELEG	97.83	556.31	7.45	1.08	10.50	21.02
NEREDIVE	790.77	1771.68	7.00	1.11	9.86	30.88
HETEFILI	873.70	745.25	6.69	1.06	9.42	40.30
COROAREN	0.00	420.32	6.16	0.87	8.67	48.98
BATHPILO	85.77	30.18	4.87	0.97	6.86	55.84
OLIGOCHA	0.31	35.32	3.84	0.92	5.41	61.25
COROVOLU	128.43	338.87	3.63	0.56	5.11	66.37
HYDRULVA	25.74	66.11	3.61	0.92	5.08	71.45

CYATCARI	82.52	101.40	3.32	0.84	4.68	76.13
NERESPEC	21.94	110.01	2.53	0.67	3.57	79.70
MYA_AREN	738.27	46.22	2.51	0.56	3.54	83.23
ETEOSPEC	8.10	14.47	2.30	0.82	3.24	86.48
CRANCRAN	7.86	3.19	1.75	0.49	2.46	88.94
ARENMARI	5.66	119.90	1.38	0.38	1.94	90.88

Groups ZAND & VOCHT

Average dissimilarity = 81.30

Species	Group ZAND		Group VOCHT		Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
BATHPILO	201.53	38.73	11.20	1.01	13.77	13.77
HETEFILI	237.29	324.54	8.64	0.89	10.63	24.40
MACOBALT	341.80	1279.46	7.46	0.85	9.18	33.58
EURYPULC	37.86	9.60	7.28	0.77	8.95	42.53
NEREDIVE	409.47	1266.77	6.32	0.72	7.78	50.30
HAUSAREN	32.05	30.63	3.94	0.43	4.84	55.15
BATHSPEC	15.81	2.71	3.65	0.62	4.49	59.63
PYGOELEG	23.98	74.92	3.54	0.84	4.35	63.98
HYDRULVA	6.67	45.75	3.46	0.61	4.25	68.24
NEMERTIN	8.03	14.25	3.12	0.45	3.84	72.08
COROVOLU	32.33	157.02	2.15	0.44	2.64	74.72
OLIGOCHA	0.85	10.09	2.04	0.53	2.51	77.22
CRANCRAN	9.88	4.21	1.85	0.37	2.28	79.50
COROSPEC	11.24	6.87	1.36	0.47	1.67	81.17
NERESPEC	19.20	2.65	1.24	0.42	1.53	82.70
ARENMARI	109.01	4.63	1.03	0.29	1.27	83.97
CYATCARI	12.32	14.89	1.02	0.44	1.26	85.22
ETEOSPEC	4.11	2.17	0.96	0.32	1.18	86.40
SCROPLAN	42.71	71.57	0.94	0.30	1.16	87.56
BATHSARS	0.08	2.91	0.92	0.31	1.13	88.69
CERAEDUL	4.81	108.56	0.83	0.29	1.02	89.71
BATHPIWS	0.20	2.41	0.74	0.26	0.91	90.62

Groups MFBMC & VOCHT

Average dissimilarity = 76.62

Species	Group MFBMC		Group VOCHT		Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
NEREDIVE	3090.15	1266.77	10.02	1.45	13.08	13.08
PYGOELEG	518.12	74.92	7.71	1.66	10.06	23.14
MACOBALT	1719.41	1279.46	7.32	1.25	9.56	32.70
HETEFILI	1740.91	324.54	6.43	1.25	8.39	41.09
HYDRULVA	141.21	45.75	5.12	1.29	6.69	47.78
CYATCARI	129.03	14.89	4.78	0.98	6.24	54.02
COROVOLU	546.26	157.02	3.80	0.71	4.96	58.98
BATHPILO	65.54	38.73	3.69	0.86	4.82	63.80
NERESPEC	193.25	2.65	3.59	0.95	4.68	68.48
COROAREN	208.30	0.00	3.42	0.73	4.46	72.94
OLIGOCHA	59.80	10.09	2.70	0.86	3.52	76.46
ETEOSPEC	45.74	2.17	2.47	0.78	3.22	79.68
NEMERTIN	25.38	14.25	1.86	0.60	2.43	82.10
COROSPEC	32.80	6.87	1.56	0.54	2.04	84.14
BATHSPEC	2.26	2.71	1.24	0.57	1.62	85.76
MYA_AREN	112.69	0.90	1.21	0.43	1.57	87.33
EURYPULC	0.49	9.60	1.06	0.39	1.39	88.72
HAUSAREN	0.27	30.63	0.97	0.33	1.27	89.99
NERESUCC	64.45	16.93	0.94	0.42	1.23	91.22

Groups MFBZC & VOCHT

Average dissimilarity = 81.59

Species	Group MFBZC		Group VOCHT		Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
OLIGOCHA	224.53	10.09	8.88	0.83	10.89	10.89
NEREDIVE	2326.06	1266.77	8.84	1.05	10.84	21.73
MACOBALT	705.85	1279.46	7.24	1.03	8.87	30.60
PYGOELEG	151.21	74.92	6.89	1.34	8.45	39.04
HETEFILI	302.83	324.54	6.44	0.97	7.89	46.93
COROVOLU	1419.18	157.02	5.26	0.66	6.45	53.38
BATHPILO	98.61	38.73	4.55	0.81	5.58	58.96

COROSPEC	234.05	6.87	4.41	0.68	5.41	64.37
HYDRULVA	53.96	45.75	4.01	0.95	4.92	69.28
CYATCARI	90.70	14.89	3.61	0.67	4.42	73.71
NERESPEC	87.52	2.65	3.22	0.70	3.95	77.66
NEMERTIN	27.77	14.25	2.00	0.51	2.46	80.11
COROAREN	79.49	0.00	1.96	0.50	2.40	82.51
BATHSPEC	0.35	2.71	1.42	0.47	1.73	84.25
EURYPULC	0.00	9.60	1.33	0.34	1.63	85.88
HAUSAREN	0.00	30.63	1.21	0.29	1.48	87.36
ETEOSPEC	5.77	2.17	1.19	0.43	1.46	88.82
CRANCRAN	6.93	4.21	0.97	0.40	1.19	90.01

Groups FIJNZ & VOCHT

Average dissimilarity = 78.02

Species	Group FIJNZ Av.Abund	Group VOCHT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
MACOBALT	1224.76	1279.46	7.82	1.03	10.02	10.02
NEREDIVE	1650.18	1266.77	7.53	1.04	9.66	19.68
BATHPILO	206.42	38.73	7.21	0.87	9.25	28.92
HETEFILI	1261.72	324.54	7.10	1.02	9.10	38.02
PYGOELEG	363.79	74.92	5.55	1.16	7.11	45.13
HYDRULVA	88.98	45.75	3.92	0.98	5.02	50.15
COROVOLU	413.68	157.02	3.43	0.68	4.39	54.55
COROAREN	144.05	0.00	3.05	0.61	3.90	58.45
EURYPULC	10.51	9.60	2.99	0.49	3.83	62.28
NERESPEC	119.23	2.65	2.91	0.74	3.73	66.00
OLIGOCHA	23.20	10.09	2.34	0.69	3.00	69.00
CYATCARI	68.35	14.89	2.26	0.68	2.90	71.90
ETEOSPEC	26.18	2.17	1.99	0.57	2.55	74.45
NEMERTIN	10.63	14.25	1.87	0.47	2.40	76.85
COROSPEC	66.33	6.87	1.87	0.58	2.39	79.24
HAUSAREN	7.89	30.63	1.77	0.35	2.27	81.50
BATHSPEC	6.19	2.71	1.58	0.46	2.03	83.53
ARENMARI	86.51	4.63	1.21	0.33	1.55	85.09
SCROPLAN	231.31	71.57	1.19	0.39	1.52	86.61
CRANCRAN	10.44	4.21	0.92	0.34	1.18	87.79
CERAEDUL	15.37	108.56	0.88	0.28	1.13	88.91
MYA_AREN	164.24	0.90	0.86	0.34	1.10	90.01

Groups NODAT & VOCHT

Average dissimilarity = 76.68

Species	Group NODAT Av.Abund	Group VOCHT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
HETEFILI	873.70	324.54	10.28	1.03	13.41	13.41
NEREDIVE	790.77	1266.77	9.18	1.02	11.97	25.38
BATHPILO	85.77	38.73	8.19	0.81	10.68	36.06
MACOBALT	660.71	1279.46	7.87	0.89	10.26	46.32
PYGOELEG	97.83	74.92	5.61	1.15	7.32	53.64
CYATCARI	82.52	14.89	3.33	0.72	4.34	57.99
HYDRULVA	25.74	45.75	3.18	0.67	4.14	62.13
MYA_AREN	738.27	0.90	2.52	0.45	3.28	65.41
NEMERTIN	3.18	14.25	2.48	0.51	3.23	68.64
CRANCRAN	7.86	4.21	2.24	0.39	2.92	71.56
COROVOLU	128.43	157.02	2.18	0.44	2.84	74.40
ETEOSPEC	8.10	2.17	2.16	0.65	2.82	77.22
EURYPULC	0.29	9.60	1.94	0.37	2.53	79.75
BATHSPEC	0.00	2.71	1.76	0.40	2.30	82.04
OLIGOCHA	0.31	10.09	1.65	0.51	2.15	84.19
HAUSAREN	0.00	30.63	1.56	0.28	2.03	86.22
ARENMARI	5.66	4.63	1.54	0.36	2.00	88.23
CAPICAPI	3.93	1.09	1.35	0.32	1.76	89.99
NERESPEC	21.94	2.65	1.21	0.35	1.58	91.57

Groups MFBHC & VOCHT

Average dissimilarity = 79.75

Species	Group MFBHC Av.Abund	Group VOCHT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
PYGOELEG	556.31	74.92	10.25	1.07	12.85	12.85
MACOBALT	2537.16	1279.46	8.19	1.12	10.26	23.11

NEREDIVE	1771.68	1266.77	7.67	1.09	9.62	32.74
COROAREN	420.32	0.00	6.95	0.84	8.71	41.45
HETEFILI	745.25	324.54	6.47	1.02	8.11	49.56
BATHPILO	30.18	38.73	4.56	0.81	5.71	55.27
OLIGOCHA	35.32	10.09	4.38	0.92	5.50	60.77
HYDRULVA	66.11	45.75	4.08	0.94	5.12	65.89
COROVOLU	338.87	157.02	3.94	0.56	4.94	70.83
NERESPEC	110.01	2.65	2.38	0.64	2.98	73.81
CYATCARI	101.40	14.89	2.13	0.62	2.67	76.48
NEMERTIN	9.40	14.25	1.94	0.50	2.43	78.91
ETEOSPEC	14.47	2.17	1.84	0.58	2.31	81.22
SCROPLAN	625.01	71.57	1.71	0.45	2.14	83.36
MYA AREN	46.22	0.90	1.35	0.43	1.69	85.05
EURYPULC	0.00	9.60	1.27	0.33	1.59	86.64
BATHSPEC	0.00	2.71	1.23	0.39	1.54	88.18
NERESUCC	79.67	16.93	1.19	0.41	1.49	89.67
HAUSAREN	0.00	30.63	1.15	0.28	1.44	91.11

Groups ZAND & SCHOR

Average dissimilarity = 89.80

Species	Group ZAND	Group SCHOR	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
OLIGOCHA	0.85	704.22	12.89	1.34	14.35	14.35
BATHPILO	201.53	2.75	10.74	1.23	11.96	26.31
NEREDIVE	409.47	1043.68	7.46	0.92	8.31	34.62
COROVOLU	32.33	633.79	6.50	0.85	7.24	41.86
EURYPULC	37.86	0.31	5.58	0.76	6.21	48.07
HETEFILI	237.29	338.90	5.35	0.77	5.96	54.03
PYGOELEG	23.98	42.08	4.86	1.07	5.41	59.44
MACOBALT	341.80	152.06	4.78	0.69	5.32	64.76
HYDRULVA	6.67	102.12	4.60	0.74	5.12	69.88
NERESPEC	19.20	89.02	4.17	0.74	4.65	74.53
COROSPEC	11.24	105.86	3.61	0.78	4.02	78.55
CRANCRAN	9.88	5.30	2.17	0.47	2.41	80.97
BATHSPEC	15.81	1.15	2.17	0.52	2.41	83.38
HAUSAREN	32.05	0.00	2.10	0.35	2.34	85.72
COROWEST	2.45	9.28	1.76	0.57	1.96	87.68
COROMULT	2.66	19.58	1.40	0.46	1.56	89.24
ETEOSPEC	4.11	5.53	1.31	0.42	1.46	90.70

Groups MFBMC & SCHOR

Average dissimilarity = 70.41

Species	Group MFBMC	Group SCHOR	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	3090.15	1043.68	7.69	1.19	10.92	10.92
MACOBALT	1719.41	152.06	7.01	1.37	9.95	20.88
HETEFILI	1740.91	338.90	6.30	1.29	8.95	29.83
PYGOELEG	518.12	42.08	5.76	1.48	8.18	38.01
OLIGOCHA	59.80	704.22	5.64	1.44	8.00	46.02
COROVOLU	546.26	633.79	4.84	0.98	6.87	52.89
HYDRULVA	141.21	102.12	4.44	1.31	6.31	59.20
CYATCARI	129.03	0.24	4.31	1.01	6.13	65.33
NERESPEC	193.25	89.02	3.78	1.09	5.37	70.70
COROAREN	208.30	0.00	3.08	0.74	4.38	75.08
COROSPEC	32.80	105.86	2.69	0.84	3.82	78.89
ETEOSPEC	45.74	5.53	2.38	0.82	3.38	82.27
BATHPILO	65.54	2.75	2.38	0.59	3.38	85.65
COROMULT	10.98	19.58	1.12	0.47	1.59	87.24
COROWEST	0.58	9.28	1.05	0.53	1.50	88.74
NEMERTIN	25.38	0.00	1.02	0.44	1.45	90.19

Groups MFBZC & SCHOR

Average dissimilarity = 66.52

Species	Group MFBZC	Group SCHOR	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
NEREDIVE	2326.06	1043.68	7.91	1.06	11.88	11.88
COROVOLU	1419.18	633.79	6.58	0.93	9.90	21.78
MACOBALT	705.85	152.06	5.81	0.95	8.73	30.51
OLIGOCHA	224.53	704.22	5.38	1.05	8.09	38.60

PYGOELEG	151.21	42.08	5.15	1.21	7.74	46.34
HETEFILI	302.83	338.90	4.76	0.85	7.16	53.50
COROSPEC	234.05	105.86	4.67	0.87	7.03	60.52
HYDRULVA	53.96	102.12	4.22	0.96	6.35	66.87
NERESPEC	87.52	89.02	4.19	0.92	6.30	73.17
CYATCARI	90.70	0.24	3.12	0.67	4.68	77.86
BATHPILO	98.61	2.75	2.35	0.54	3.53	81.39
COROAREN	79.49	0.00	1.76	0.50	2.64	84.03
COROWEST	8.65	9.28	1.61	0.59	2.42	86.45
ETEOSPEC	5.77	5.53	1.38	0.51	2.08	88.54
CRANCRAN	6.93	5.30	1.36	0.48	2.05	90.59

Groups FIJNZ & SCHOR

Average dissimilarity = 78.37

Species	Group FIJNZ		Group SCHOR		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
OLIGOCHA	23.20	704.22	7.95	1.22	10.15	10.15		
BATHPILO	206.42	2.75	7.04	0.95	8.99	19.13		
NEREDIVE	1650.18	1043.68	6.96	1.04	8.88	28.01		
MACOBALT	1224.76	152.06	6.78	1.05	8.65	36.66		
HETEFILI	1261.72	338.90	6.10	1.02	7.78	44.44		
COROVOLU	413.68	633.79	5.38	0.92	6.87	51.31		
PYGOELEG	363.79	42.08	4.91	1.22	6.27	57.58		
HYDRULVA	88.98	102.12	4.09	0.97	5.21	62.80		
NERESPEC	119.23	89.02	3.94	0.92	5.02	67.82		
COROSPEC	66.33	105.86	3.18	0.84	4.06	71.88		
COROAREN	144.05	0.00	2.72	0.62	3.46	75.34		
ETEOSPEC	26.18	5.53	2.03	0.63	2.59	77.93		
CYATCARI	68.35	0.24	1.98	0.66	2.52	80.45		
EURYPULC	10.51	0.31	1.94	0.41	2.48	82.93		
COROWEST	31.20	9.28	1.38	0.55	1.76	84.69		
CRANCRAN	10.44	5.30	1.28	0.44	1.64	86.33		
COROMULT	16.56	19.58	1.27	0.48	1.63	87.95		
ARENMARI	86.51	0.00	0.77	0.25	0.98	88.93		
SCROPLAN	231.31	0.00	0.67	0.29	0.86	89.79		
NEMERTIN	10.63	0.00	0.66	0.28	0.84	90.63		

Groups NODAT & SCHOR

Average dissimilarity = 83.32

Species	Group NODAT		Group SCHOR		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
OLIGOCHA	0.31	704.22	11.76	1.33	14.12	14.12		
HETEFILI	873.70	338.90	9.08	1.11	10.90	25.02		
NEREDIVE	790.77	1043.68	8.43	1.06	10.12	35.14		
BATHPILO	85.77	2.75	7.50	0.95	9.00	44.13		
COROVOLU	128.43	633.79	6.11	0.83	7.34	51.47		
MACOBALT	660.71	152.06	5.58	0.77	6.69	58.16		
PYGOELEG	97.83	42.08	5.29	1.23	6.35	64.51		
HYDRULVA	25.74	102.12	4.32	0.75	5.18	69.69		
NERESPEC	21.94	89.02	3.90	0.72	4.69	74.37		
COROSPEC	0.00	105.86	3.01	0.69	3.61	77.98		
CYATCARI	82.52	0.24	2.93	0.71	3.51	81.50		
CRANCRAN	7.86	5.30	2.33	0.47	2.80	84.29		
ETEOSPEC	8.10	5.53	2.21	0.71	2.66	86.95		
MYA_AREN	738.27	0.00	2.02	0.42	2.43	89.37		
COROWEST	0.00	9.28	1.39	0.50	1.67	91.04		

Groups MFBHC & SCHOR

Average dissimilarity = 73.22

Species	Group MFBHC		Group SCHOR		Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	2537.16	152.06	7.25	1.15	9.90	9.90		
PYGOELEG	556.31	42.08	7.18	1.03	9.81	19.70		
NEREDIVE	1771.68	1043.68	7.04	1.08	9.61	29.31		
OLIGOCHA	35.32	704.22	6.40	0.98	8.74	38.05		
COROAREN	420.32	0.00	6.03	0.86	8.23	46.28		
COROVOLU	338.87	633.79	5.65	0.85	7.71	53.99		
HETEFILI	745.25	338.90	5.27	1.08	7.20	61.19		
HYDRULVA	66.11	102.12	4.15	0.94	5.67	66.86		

NERESPEC	110.01	89.02	3.73	0.86	5.10	71.96
BATHPILO	30.18	2.75	3.11	0.70	4.25	76.20
COROSPEC	0.00	105.86	2.47	0.68	3.37	79.57
ETEOSPEC	14.47	5.53	1.90	0.63	2.59	82.17
CYATCARI	101.40	0.24	1.84	0.59	2.52	84.69
CRANCRAN	3.19	5.30	1.31	0.48	1.79	86.47
SCROPLAN	625.01	0.00	1.20	0.37	1.64	88.11
COROWEST	0.00	9.28	1.14	0.50	1.56	89.68
MYA_AREN	46.22	0.00	1.05	0.40	1.43	91.11

Groups VOCHT & SCHOR

Average dissimilarity = 86.09

Species	Group VOCHT Av. Abund	Group SCHOR Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
OLIGOCHA	10.09	704.22	13.34	1.06	15.50	15.50
NEREDIVE	1266.77	1043.68	8.50	0.89	9.87	25.37
HETEFILI	324.54	338.90	7.55	0.86	8.77	34.14
COROVOLU	157.02	633.79	6.68	0.82	7.76	41.90
MACOBALT	1279.46	152.06	6.33	0.83	7.36	49.26
PYGOELEG	74.92	42.08	5.33	1.07	6.20	55.45
HYDRULVA	45.75	102.12	5.17	0.75	6.01	61.46
BATHPILO	38.73	2.75	4.59	0.65	5.33	66.80
NERESPEC	2.65	89.02	4.04	0.66	4.69	71.49
COROSPEC	6.87	105.86	3.54	0.73	4.11	75.59
BATHSPEC	2.71	1.15	1.93	0.43	2.24	77.83
EURYPULC	9.60	0.31	1.89	0.36	2.19	80.02
NEMERTIN	14.25	0.00	1.74	0.37	2.02	82.04
COROWEST	0.00	9.28	1.52	0.50	1.77	83.81
HAUSAREN	30.63	0.00	1.52	0.28	1.76	85.57
COROMULT	7.84	19.58	1.47	0.46	1.71	87.29
BATHSARS	2.91	2.39	1.38	0.35	1.60	88.89
ETEOSPEC	2.17	5.53	1.35	0.39	1.56	90.45

Appendix X.

Lijst van gebruikte afkortingen

AIC	Aikake Index
ANOVA	ANalysis Of VAriance
BACI	Before-After Control-Impact
BRDF	Bidirectional Reflectance Distribution Function
C1	Bemonsterde Controlegebied 1 in het subtidaal
C2	Bemonsterde Controlegebied 2 in het subtidaal
C3	Bemonsterde Controlegebied 3 in het subtidaal
C4	Bemonsterde Controlegebied 4 in het subtidaal
Chla	Chlorofyl-a gehalte in sediment
CP	Centrale deel van de Plaat van Walsoorden
D50	Mediane korrelgrootte van het sediment
DF	Deposit feeders (depositie-eters), een functionele groep macrobenthos
EMF	Electromagnetische stroomsnelheidsmeter
G	Bemonsterde gebied in de Geul bij de Plaat van Walsoorden
GLLW	Gemiddeld Laag Laag Water, in dit rapport wordt GLLW (GLLWS) op station Walsoorden bedoeld
I1	Impactgebied 1 (stortproef 2004)
I2	Nieuw impactgebied (stortproef 2006)
IR	Infrarood
MDS	Multi Dimensional Scaling
NAP	Normaal Amsterdams Peil (Nederlandse verticale datum)
NDVI	Vegetatie-index, Normalized Differential Vegetation Index
NLT	Noordelijke landtong van de Plaat van Walsoorden
O	Omnivores (alleseters), een functionele groep macrobenthos
OBS	Optical Backscatter Sensor, troebelheidsmeter
P	Predatoren, een functionele groep macrobenthos
PC	Principal Component
PCA	Principale Componenten Analyse
R_{860nm}	Reflectantie (waarde tussen 0 en 1) bij 860 nm
RD	Rijksdriehoekstelsel (Nederlands coördinatensysteem)
RP	Rand van de Plaat van Walsoorden
SCLA	Gehalte Chlorofyl-a in sediment
SD50	Mediane korrelgrootte van het sediment
SF	Suspension Feeders (filtreerders), een functionele groep macrobenthos
SFINES	Percentage fijn zand (partikels tussen 125 en 250 μm) in het sediment
SSILT63	Percentage slib (deeltjes < 63 μm) in het sediment, ook SILT63, of slib genoemd
SMEDIUM	Percentage middelgrof zand (250-500 μm) in het sediment
SVFINES	Percentage zeer fijn zand (partikels tussen 63 μm en 125 μm) in het sediment
UTC	Universal Time Code
UTM	Universal Transverse Mercator (internationaal coördinatensysteem)
WGS84	World Geodetic System 1984 (internationaal coördinatensysteem/ellipsoïde)

