

Habitatmapping Westerschelde

Deelrapport 2: Ecologische karakteristieken en ecotopen in het subtidaal van de Westerschelde

Studie uitgevoerd in het kader van het LTV O&M project – Relatie tussen fysische en sedimentologische karakteristieken en ecologische waarden in (ondiepe) subtidale gebieden in de Westerschelde

Tom Ysebaert^{1,2}, Yves Plancke³, Loes Bolle², Ilse de Mesel², Gwendy Vos³,
Daphne van der Wal¹, Peter Herman¹

¹ Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie

² Wageningen IMARES, Yerseke

³ Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen



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.

Deze publicatie dient als volgt geciteerd te worden:

Ysebaert T, Plancke Y, Bolle L, De Mesel I, Vos G, Wielemaker A, Van der Wal D, Herman PMJ. 2009. Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologische karakteristieken en ecotopen in het subtidaal van de Westerschelde. Studie in opdracht van LTV O&M. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

November 2009



Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Korringaweg 7, Postbus 140, 4400 AC YERSEKE, Nederland
FAX: +31-113 57 36 16 – E-mail: voorletter.naam@nioo.knaw.nl – URL: <http://www.nioo.knaw.nl>

Inhoudstafel

Inhoudstafel	1
Dankwoord	3
1 Samenvatting	5
2 Inleiding	8
3 Doel van de opdracht	9
4 Plan van aanpak	11
5 Beschrijving van het studiegebied	12
6 Bodemvormen en hydrodynamiek in het studiegebied – samenvatting	13
7 Materiaal en methode	18
7.1 Ecologische monitoring van het subtidaal	18
7.1.1 Bemonsteringslocaties macrobenthos	18
7.1.2 Bemonstering en laboratorium-analyse van het macrobenthos	19
7.1.3 Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment	20
7.1.4 Bemonstering vissen en garnalen	20
7.2 Omgevingsvariabelen gekoppeld aan benthos bemonsteringslocaties	24
7.3 Statistische analyse macrobenthos data	25
7.3.1 Algemeen:	25
7.3.2 Regressie analyse van univariate data	25
7.3.3 Multivariate analyse	27
7.3.4 Het onderscheiden van ecotopen – habitat mapping	27
8 Resultaten	30
8.1 Sedimentsamenstelling	30
8.1.1 Algemene kenmerken	30
8.1.2 Mediane korrelgrootte en bodemvormen	31
8.1.3 Mediane korrelgrootte en hydrodynamiek	32
8.1.4 Conclusie sedimentsamenstelling	33
8.2 Macrobenthos	34
8.2.1 Algemene karakteristieken macrobenthos	34
8.2.2 Verspreiding van het macrobenthos – kenmerkende soorten	37
8.2.3 Macrobenthos en bodemvormen	44
8.2.4 Respons modellen	47
8.2.5 Multivariate analyse	54
8.2.6 Het onderscheiden van ecotopen – habitat mapping	57
8.2.7 Vergelijking met het intertidale benthos	60
8.2.8 Conclusies macrobenthosonderzoek	62
8.3 Vissen en garnalen	63
8.3.1 Soortensamenstelling	63
8.3.2 Vistuig efficiëntie	65
8.3.3 Ruimtelijke patronen	66
8.3.4 Conclusies visonderzoek	68
8.4 Ecotopen	70
8.4.1 Ecotopenbenadering	70
8.4.2 Zoute Ecotopenstelsel	70
8.4.3 Ecotopenstelsel Westerschelde	72

8.4.4	Resultaten van deze studie m.b.t. het ecotopenstelsel	73
9	Aanbevelingen	75
9.1	Met betrekking tot de bodemvormen	75
9.2	Met betrekking tot de waterbeweging	75
9.3	Met betrekking tot de relatie bodemvormen – waterbeweging	75
9.4	Met betrekking tot ecotopen	76
10	Vervolgonderzoek – uitbreiding naar de volledige Westerschelde	78
10.1	Relevante parameters	78
10.2	Inspanning in ruimte en tijd	79
10.3	Aandachtsgebieden	80
10.4	Lange termijn ontwikkelingen	83
11	Referenties	84
	BIJLAGE A – Responsmodellen kenmerkende soorten	86
	BIJLAGE B – A3 kaart van Figuur 36 (p. 59) Habitatkaart subtidale zone t.h.v. Plaat van Walsoorden met onderscheid tussen ecologisch “rijke” en ecologisch “arme” bodemdiergemeenschappen.	100
	BIJLAGE C – A3 kaart van Figuur 45 (p.72): Ecotopenkaart Westerschelde (2004) met een detail van het studiegebied t.h.v. de Plaat van Walsoorden.	101
	BIJLAGE D.1 – A3 kaart van Figuur 46 (p. 81): Habitatkaart subitdaal Westerschelde: onderverdeling in ecologisch “rijke” (groen) en “arme” gebieden (blauw).	102
	BIJLAGE D.2 – A3 kaart van Figuur 46 (p. 81): Habitatkaart subitdaal Westerschelde: onderverdeling in gebieden waar tijdsduur dat stroormsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1} < 100 \text{ min.}$ (groen) en $> 100 \text{ min.}$ (blauw).	103

Dankwoord

Dit onderzoek werd uitgevoerd door het consortium gevormd door (1) de werkgroep Ruimtelijke Ecologie (RE), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (CEME) van het Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek (NIOO-KNAW), (2) Waterbouwkundig Laboratorium Antwerpen, en (3) Wageningen IMARES, Afdeling Ecologie Yerseke. Deze opdracht werd uitgevoerd in opdracht van Maritieme Toegang. Het onderzoek is onderdeel van het LTV O&M programma.

De macrobenthos bemonstering en analyse is uitgevoerd door de Monitor Taakgroep (MT) van het CEME. Wij danken de bemanning van de R/V Luctor voor de assistentie in het veld. De bemanning van de R/V Schollebaar wordt bedankt voor het assisteren bij het visonderzoek. Speciale dank gaat uit naar André Dijkman en Hans Witte (IMARES) voor het visonderzoek gedaan met de 2m boomkor vanuit de kleine boot.

We willen hierbij de personen bedanken die hebben bijgedragen aan dit project. Allereerst danken we Msc. Ann Govaerts van Maritieme Toegang voor het leiden van het project. De begeleidingsgroep, naast Msc. A. Govaerts bestaande uit ir. F. Roose van Maritieme Toegang, prof. ir. J.J. Peters van PAET, drs. D.J. de Jong en ir. G.J. Liek van Rijkswaterstaat Dienst Zeeland, en drs. Erika van den Bergh van het INBO, danken we voor advies en commentaar op het rapport.

1 Samenvatting

Doel van het onderzoek – Dit onderzoek kadert binnen het onderzoeksprogramma LTV O&M en heeft tot doel de relaties te onderzoeken tussen fysische, sedimentologische en ecologische karakteristieken in de Westerschelde en te komen tot een classificatie van ondiepe subtidale gebieden in de Westerschelde volgens hun ecologische kenmerken. Centraal staat de analyse van de dataset van morfologische gegevens die beschikbaar is uit het project “Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden”, aangevuld met extra ecologische metingen en bemonsteringen.

Plan van aanpak – Dit onderzoek bestudeert de relatie tussen fysische processen, morfologische karakteristieken (i.e. bodemvormen) en ecologische karakteristieken (i.e. bodemdieren, vissen) in het ondiepwatergebied van de Westerschelde en beoogt daarmee een bijdrage te leveren aan het op synoptische wijze karakteriseren van dit ondiepwatergebied aan de hand van GIS kaarten. De combinatie van de verschillende kaarten moet tot een bruikbare ecotopenkaart leiden voor het (ondiep) subtidale gebied. Het onderzoek is opgesplitst in 2 luiken:

- in een eerste luik wordt een gedetailleerde analyse uitgevoerd op de beschikbare datasets die verzameld werden in het kader van het project “Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden”, alsook op bijkomende gegevens die specifiek in het kader van dit project worden ingewonnen.
- in een tweede luik wordt een voorstel van methodiek gepresenteerd om deze classificatie uit te breiden naar de volledige Westerschelde.

Bodemvormen en hydrodynamiek – Een uitgebreide analyse van de bodemvormen en de hydrodynamische modellering is gerapporteerd in Plancke et al. (2009). De belangrijkste resultaten en conclusies worden kort in dit rapport toegelicht.

Ecologische monitoring – Om de volledige range aan fysische en morfologische karakteristieken in het studiegebied te omvatten werd in september 2008 een stratified random bemonstering uitgevoerd in de verschillende onderscheiden bodemvorm klassen. In totaal werden 127 monsterpunten geselecteerd waarmee een gebiedsdekkende bemonstering werd bekomen van het studiegebied. Op deze monsterlocaties werd het macrobenthos bemonsterd (box-core, opp. 0.077 m²) en een monster voor analyse van de korrelgrootteverdeling van het sediment.

Naast de macrobenthos bemonstering werd tevens een oriënterend visonderzoek gedaan, om een inschatting te kunnen maken van het belang van het subtidaal gebied t.h.v. de Plaat van Walsoorden voor vissen en garnalen, en in hoeverre er ruimtelijke variatie voorkomt in het gebied. In totaal werden 56 geldige trekken uitgevoerd met twee verschillende vistuigen in september 2008. Er werden 35 trekken met een 2m boomkor uitgevoerd en 21 trekken met een 3m boomkor, verspreid over de verschillende bodemvorm klassen.

Macrobenthos – Het macrobenthos t.h.v. de Plaat van Walsoorden is niet zeer soortenrijk. Densiteit en biomassa zijn gemiddeld laag, maar plaatselijk kunnen hoge biomassa's aangetroffen worden. In totaal zijn 53 taxa onderscheiden. De belangrijkste taxonomische groepen zijn Annelida en Crustacea. Gemiddeld bedraagt de soortenrijkdom 5.31 ± 0.22 taxa per box-core (range 1 – 16 taxa). De gemiddelde totale densiteit bedraagt 453 ± 54 ind.m⁻² (range 13 – 4419 ind.m⁻²), de gemiddelde totale biomassa 3.8 ± 0.97 g AFDW.m⁻² (range 0.02 – 76.3 g AFDW.m⁻²). Er zijn slechts een paar soorten dominant aanwezig. De ruimtelijke variatie is wel redelijk groot. De respons van het macrobenthos op de fysische en morfologische omgevingsvariabelen kan grosso modo opgedeeld worden in twee groepen. Het aantal soorten, totale densiteit en totale biomassa, als wel als de aantallen van een aantal soorten (*Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*, *Capitella*

capitata) vertonen een afname met toenemende stroomsnelheid, toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, toenemende diepte en grotere mediane korrelgrootte. Het tegenovergestelde wordt waargenomen voor bv. *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. Bij de regressieanalyses valt het verder op dat er vaak drempelwaarden lijken voor te komen in de omgevingsvariabelen, waarbij bepaalde biologische variabelen (dichtheid, biomassa, etc.) hoog zijn onder de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager eronder. Aanwezige bodemvormen (bodemhoogte) zijn weinig verklarend en wanneer toegevoegd aan het respons model dragen ze nauwelijks bij tot het verklaren van de variatie in het macrobenthos. Wel zien we grote verschillen in het voorkomen van bodemdieren tussen de verschillende bodemvorm klassen. De tijdsduur dat bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden is een goede "voorspeller" van het benthos.

Een methode werd ontwikkeld om een optimale scheiding te bekomen tussen "rijke" en "arme" bodemdiergemeenschappen op basis van omgevingsvariabelen. Een analyse op basis van diepte en tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid (65 cm.s^{-1}) overschreden wordt leverde een onderscheid in twee benthosgemeenschappen: een "ecologisch rijke" bodemdiergemeenschap en een "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap. De eerste wordt gekenmerkt door een relatief groot aantal soorten, hoge totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*. Deze gemeenschap komt ondiep voor ($< -2 \text{ m}$), bij een tijdsduur kleiner dan 100 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, stroomsnelheden $< 100 \text{ cm.s}^{-1}$ en in relatief fijne sedimenten. De habitatkaart op basis van deze analyse toont aan dat deze gemeenschap slechts in een beperkt aantal kleine gebiedjes voorkomt in het studiegebied. De "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap wordt gekenmerkt door een lager aantal soorten, lagere totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. Deze gemeenschap komt gemiddeld dieper voor, bij relatief hogere stroomsnelheden, een tijdsduur groter dan 300 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, en in meer grove sedimenten in vergelijking tot levensgemeenschap 1. De habitatkaart toont dat deze gemeenschap in het grootste deel van het subtidaal voorkomt.

De subtidale benthosgemeenschap is duidelijk armer dan de intertidale gemeenschap; subtidaal benthos grenzend aan slikken en platen kan beschouwd worden als een verarmde voortzetting van de benthosgemeenschap van het intergetijdengebied.

Garnalen en vissen – De soortensamenstelling in het studiegebied verschilt weinig tussen de 2m boomkor van de kleine boot en de 3m boomkor van de Schollevaar, maar de 2m boomkor met zijn fijnere maaswijdte heeft een groter aandeel kleinere soorten (en individuen). Met name de grondels (Brakwatergrondel en in mindere mate Lozano's grondel) worden in grotere aantallen teruggevonden in de 2m boomkor. In de 3m boomkor daarentegen zijn Schol en Haring het best vertegenwoordigd. Er zijn geen duidelijke verschillen in soortensamenstelling waargenomen tussen Walsoorden en de Demersal Fish Survey (DFS) voor de volledige Westerschelde. De zeven meest voorkomende soorten waargenomen met zowel de 2m boomkor als de 3m boomkor komen overeen met de zeven meest voorkomende soorten in de DFS van de volledige Westerschelde: schol, tong, bot, haring en de drie *Pomatoschistus* soorten. De invertebraten worden gedomineerd door de Gewone garnaal *Crangon crangon*. In beide vistuigen vertegenwoordigen ze $> 85\%$, net als in de DSF. Voor de meeste soorten en soortgroepen kon geen duidelijk verband aangetoond worden tussen het voorkomen van vissen en garnalen en abiotische omgevingsvariabelen, wat zeker gedeeltelijk verklaard wordt door het relatief klein aantal waarnemingen en de vaak onvoldoende spreiding van de waarnemingen over de omgevingsparameters. Tevens is er een grote variabiliteit tussen vistrekken binnen eenzelfde locatie. Wel zien we een grote ruimtelijke spreiding in het voorkomen van vissen en garnalen.

Ecotopen – De relaties uit deze studie en de resulterende habitatkaart zijn vergeleken met de ecotopenkaart uit 2004 die gemaakt is op basis van het zoute wateren ecotopenstelsel (ZES 1.1). Beide kaarten komen slechts gedeeltelijk overeen, maar beide kaarten tonen aan dat

wat op de ecotopenkaart laagdynamisch genoemd wordt en in deze studie “ecologisch rijk”, kleine gebiedjes zijn en in omvang slechts een klein deel uitmaken van het subtidaal t.h.v. de Plaat van Walsoorden.

Aanbevelingen en vervolgonderzoek – Aanbevelingen worden gedaan met betrekking tot de bodemvormen, waterbeweging en de verdere ontwikkeling van een geschikt ecotopenstelsel. Op basis van de resultaten van het bodemvormen onderzoek, de hydrodynamische modelresultaten, en de uitgevoerde bemonstering en analyse van de bodemsamenstelling en de biologische variabelen (bodemdieren, garnalen en vissen), zijn een aantal nieuwe inzichten en relaties naar voor gekomen. Deze nieuwe inzichten geven aanleiding tot bijkomende aandachtspunten voor vervolgonderzoek. Het is belangrijk om te onderzoeken of de gevonden relaties in het studiegebied ter hoogte van de Plaat van Walsoorden ook geldig zijn in andere delen van de Westerschelde. Een verkenning is uitgevoerd naar de gebieden die mogelijk ecologisch interessant zijn voor vervolgonderzoek.

2 Inleiding

In januari 1999 gaf de Technische Schelde Commissie opdracht aan Rijkswaterstaat directie Zeeland en de Vlaamse Administratie Waterwegen en Zeewezen om een *Langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium* op te stellen. De Langetermijnvisie heeft de volgende ambitie: "Het Schelde-estuarium is in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften." In het streefbeeld 2030 uit deze Langetermijnvisie, is deze ambitie voor de ontwikkeling van het Schelde estuarium nader gespecificeerd. Beide landen spreken zich daarin uit voor:

- instandhouden van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium;
- maximale bescherming tegen overstromingen;
- optimale toegankelijkheid voor de Scheldehavens;
- een gezond en dynamisch ecosysteem;
- bestuur-politieke en operationele samenwerking.

In het streefbeeld worden intergetijden- en ondiepwatergebieden als belangrijke fysieke systeemkenmerken van de Westerschelde omschreven. Vanuit de ecologie (met name het bodemleven en daarvan afhankelijke hogere trofische niveaus zoals vissen en vogels) stelt het streefbeeld dat laagdynamische ondiepwatergebieden en intergetijdengebieden het meest interessant zijn. Lage dynamiek resulteert immers in slibrijke, voedselrijke ondiepwater- en intergetijdengebieden. Over de eigenlijke natuurwaarde van met name de ondiepwatergebieden en het voorkomen ervan in de Westerschelde is echter weinig bekend.

In het memorandum van Vlissingen is een afspraak gemaakt over een "langlopend monitorings- en onderzoeksprogramma ter ondersteuning voor de grensoverschrijdende samenwerking bij beleid en beheer". Deze afspraak is in 2003 in praktijk gebracht door het starten van het *onderzoeksprogramma LTV O&M* (Langetermijnvisie Onderzoek & Monitoring), waarbinnen wordt geïnvesteerd in systeemkennis op lange termijn voor de onderdelen *toegankelijkheid, veiligheid en natuurlijkheid*. Naast deze drie hoofdthema's is er ook ruimte voor aandacht voor vis, schelpdier en visserijactiviteiten in de Schelde.

Dit onderzoek, dat kadert binnen het onderzoeksprogramma LTV O&M, heeft als doelstelling om de kennis over de relatie tussen de fysische en morfologische processen en het voorkomen (in ruimte en tijd) van ecologisch waardevolle ondiepwatergebieden te vergroten en om het voorkomen van deze ondiepwatergebieden in de Westerschelde vast te leggen. Centraal staat de analyse van de dataset van morfologische gegevens die beschikbaar is uit het project "Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden", aangevuld met extra ecologische metingen en bemonsteringen. Het gebied t.h.v. de Plaat van Walsoorden staat dus centraal binnen deze studie (Figuur 1).



Figuur 1. Plaat van Walsoorden in de Westerschelde.

3 Doel van de opdracht

De LTV definieert in haar streefbeeld 2030 voor de Westerschelde de instandhouding en versterking van een dynamisch estuarien systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende intergetijdengebieden (platen) en gebieden met ondiep water: het zogen. meergeulenstelsel. Toch kennen de uitspraken met betrekking tot het ondiepwatergebied een grote onzekerheid. Er wordt verondersteld dat (laagdynamisch) ondiep water (tussen -2 en -5 m NAP) een belangrijke functie heeft als foerageergebied voor opgroeiende jonge vis en als refugium voor getijmigreerders zoals garnalen. Deze veronderstelling berust op ervaringen in andere gebieden en het is ook niet duidelijk of alle delen van het ondiep water even waardevol zijn. Weinig is bekend over welke fysische en morfologische processen het voorkomen (in ruimte en tijd) van ecologisch waardevolle ondiepwatergebieden bepalen en er is dan ook weinig bekend over waar dergelijke gebieden voorkomen in de Westerschelde.

Om de doorvertaling van veranderingen in het fysische systeem van de Westerschelde naar veranderingen in het voorkomen van planten en dieren mogelijk te maken, is het noodzakelijk het verband tussen het voorkomen van die organismen en de fysische omstandigheden te beschrijven op een synoptische wijze. De fysische processen worden hierbij beschouwd als belangrijke drager van de ecologische processen. Deze benadering is uitgewerkt in de ecotopenbenadering van het Zoute wateren EcotopenStelsel. Ecotopen zijn deelgebieden, herkenbaar op het landschapniveau, waar bepaalde planten en dieren samenleven. Die deelgebieden kunnen op een kaart weergegeven worden. Ecotopen met dezelfde gebiedskenmerken behoren tot hetzelfde ecotooptype en herbergen min of meer dezelfde levensgemeenschap. Een ecotopenstelsel is een classificatiesysteem van ecotopen waarin de verschillende aanwezige ecotopen op overzichtelijke wijze gerangschikt zijn. Met het uitgewerkte stelsel heeft men een instrument waarmee men ecologisch interessante en oninteressante gebieden kan onderscheiden op basis van fysische omgevingsfactoren (zoutgehalte, diepte/droogvalduur, sedimentsamenstelling, stroomsnelheid). De kennis over de relaties tussen de ecotooptypen en het voorkomen van organismen is echter nog te beperkt om degelijke uitspraken over de gevolgen van areaalveranderingen voor organismen te kunnen doen. Met name de relatie tussen hydrodynamica, morfodynamica en ecologische karakteristieken is nog onvoldoende bekend.

Het doel van dit project is na te gaan welke relatie er bestaat tussen de fysische, sedimentologische en ecologische karakteristieken in de Westerschelde en te komen tot een classificatie van ondiepe subtidale gebieden in de Westerschelde volgens hun ecologische kenmerken. Om te komen tot dergelijke relaties zijn (veld)gegevens noodzakelijk. Binnen het project "Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden" is er een zeer waardevolle en uitgebreide dataset beschikbaar van topo-bathymetrische opnames, aangevuld met fysische metingen en een ecologische monitoring in het gebied op en rond de Plaat van Walsoorden (zie box p.10 voor achtergrondinformatie). Uitgevoerde analyses (Forster et al. 2006, van der Wal et al. 2007, 2009a & WLB, 2006, 2007a, 2009) leerde ons dat binnen een beperkt gebied er een uitzonderlijke en onverwachte diversiteit kan bestaan van bodemvormen. Tevens is gebleken dat er ook seizoenale variaties bestaan in de bodemvormen. Dit, gekoppeld met de variaties in de ecologie (en mogelijk sedimentologie), wordt binnen deze opdracht onderzocht.

Deze nieuwe inzichten zullen tevens als randvoorwaarden kunnen gehanteerd worden bij het wetenschappelijk onderbouwen van de bagger- en stortwerkzaamheden die plaatsvinden in de Westerschelde om de toegankelijkheid tot de havens te garanderen. Hierbij zullen de ecologische waardevolle gebieden zo min mogelijk beïnvloed worden door de stortingen, terwijl in andere gebieden op een pro-actieve manier getracht zal worden om door middel van stortingen ecologisch waardevolle gebieden te creëren.

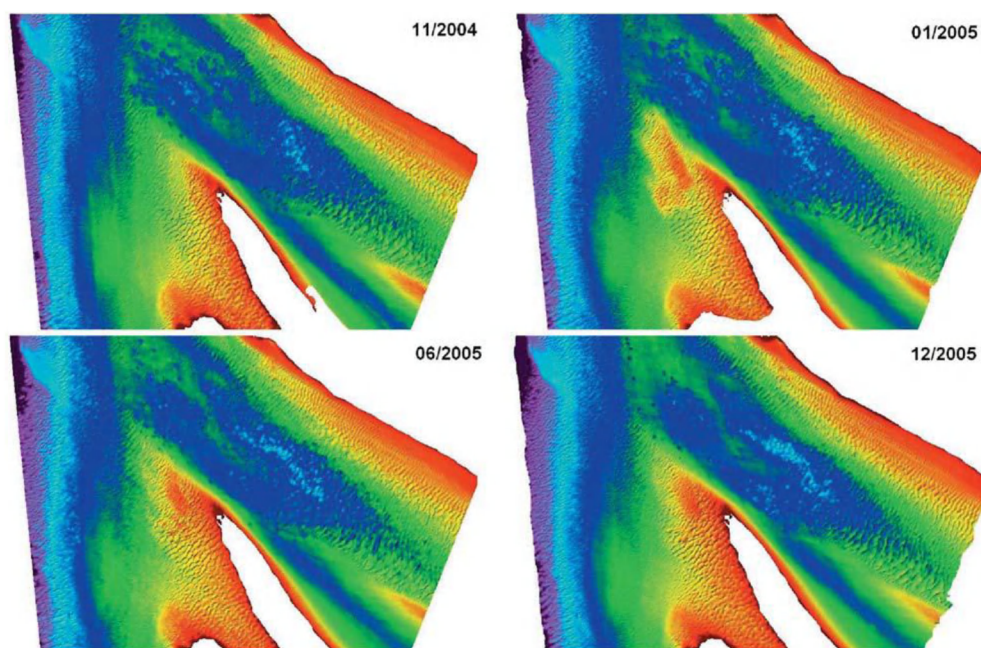
Box – Alternatieve stortstrategie Westerschelde

In het kader van het morfologisch beheer voor de Westerschelde, wordt o.a. beoogd baggerspecie te gebruiken voor het realiseren van de LTV doelstellingen met betrekking tot veiligheid tegen overstromingen, toegankelijkheid en natuurlijkheid. In 2001 stelt het Port of Antwerp Expert Team (PAET) een pilootproject voor waarbij baggerspecie gebruikt wordt voor het reconstrueren van de zeewaartse punt van de Plaat van Walsoorden (PAET, 2001). Op deze manier kan op een pro-actieve wijze een bijdrage geleverd worden aan de verschillende doelstellingen:

- Behoud van het meergeulensysteem door een betere splitsing van de vloedstroom en door minder te storten in de nevengeulen
- Creëren van potenties voor de ecologie door een reductie van de stroomsnelheden in het ondiepwater- en intergetijdengebied
- Reduceren van de onderhoudsbaggerwerkzaamheden door het verhogen van het zelf-eroderende karakter van de stroming op de drempel van Hansweert

Na een uitgebreide haalbaarheidsstudie (WLB 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 ter hoogte van het subitale (beneden -5m NAP) gebied van de zeewaartse punt van de plaat. De storting werd uitgevoerd door middel van een sproeiponton wat het mogelijk maakte zeer nauwkeurig de specie aan te brengen. Een uitgebreid monitoringprogramma van de morfologie, sedimentologie, hydrodynamica en ecologie van het stortgebied en omgeving volgde de eventuele effecten van de proefstorting op (Plancke & Ides 2006). De morfologische monitoring liet zien dat het gestorte materiaal geleidelijk in de richting van de plaat werd getransporteerd (Figuur). Volgens verwachting wordt het materiaal slechts langzaam verplaatst; een jaar na storten lag nog ca 85% van het gestorte zand in het stortgebied (WLB, 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. Er is opnieuw 500 000 m³ sediment gestort ter hoogte van de zeewaartse punt, dit keer met de traditionele storttechniek (kleppen). De proef vond plaats op grotere diepte omwille van de vereiste diepgang voor de schepen. Ook voor deze stortproef is een intensief monitoringprogramma uitgevoerd. Tot 2009 werden de morfologische en ecologische ontwikkelingen verder opgevolgd (van der Wal et al. 2007, 2009a, WLB 2009).



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

4 Plan van aanpak

Dit onderzoek bestudeert de relatie tussen fysische processen, morfologische karakteristieken (i.e. bodemvormen) en ecologische karakteristieken (i.e. bodemdieren, vissen) in het ondiepwatergebied van de Westerschelde en beoogt daarmee een bijdrage te leveren aan het op synoptische wijze karakteriseren van dit ondiepwatergebied aan de hand van GIS kaarten. De combinatie van de verschillende kaarten moet tot een bruikbare ecotopenkaart leiden voor het (ondiep) subtidale gebied. Het onderzoek is opgesplitst in 2 luiken:

- in een eerste luik wordt een gedetailleerde analyse uitgevoerd op de beschikbare datasets die verzameld werden in het kader van het project “Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden”, alsook op bijkomende gegevens die specifiek in het kader van dit project worden ingewonnen.
- in een tweede luik wordt een voorstel van methodiek gepresenteerd om deze classificatie uit te breiden naar de volledige Westerschelde.

Voor het eerste luik van deze opdracht (gebied rond de Plaat van Walsoorden) wordt volgende systematiek gevolgd:

1. *Analyse topo-bathymetrische gegevens en classificatie van de aanwezige bodemvormen volgens hun karakteristieken (lengte, hoogte, steilheid, oriëntatie);*
2. *Bepalen hydrodynamische karakteristieken voor de deelgebieden*
3. *Koppelen van topo-bathymetrische gegevens met hydrodynamische karakteristieken => classificatie van “fysiotopen”;*
4. *Bepalen karakteristieken van bodemsamenstelling (slibgehalte, gehalten fijn, middelfijn, middelgrof, grof zand) in de verschillende onderscheiden fysiotopen;*
5. *Bepalen karakteristieken van macrobenthos (diversiteit, dichtheid, biomassa) in de verschillende onderscheiden fysiotopen/ecotopen;*
6. *Bepalen karakteristieken van garnalen en vissen in de verschillende onderscheiden fysiotopen/ecotopen;*
7. *Onderzoek relaties bodemvormen – hydrodynamica – sedimentsamenstelling – benthos/vissen*
8. *Ruimtelijke indeling volgens ecologische kenmerken (habitat mapping)*

Een eerste deelrapport gaat in op de onderdelen 1 tot 3 (Plancke et al. 2009). Dit tweede deelrapport gaat in op de overige onderdelen, waarbij gebruik gemaakt wordt van de data uit Plancke et al. (2009).

Het tweede luik van deze opdracht (uitbreiding naar volledige Westerschelde) behandelt, op basis van de resultaten bekomen uit het eerste luik, volgende aspecten:

1. *welke relevante parameters moeten onderzocht worden om de ecologisch waarde van subtidale (ondiep)watergebieden te bepalen; het gaat hier om zowel de morfologische, hydrodynamische als ecologische parameters;*
2. *welke inspanning (in ruimte en tijd) is nodig om een goede inschatting te krijgen van de ruimtelijke en temporele variatie van de bepalende fysische en ecologische processen; wat is de optimale selectie van metingen om in staat te zijn een kaart op te maken van fysiotopen en ecotopen voor de ondiepwatergebieden van de volledige Westerschelde;*
3. *op basis van de huidige kennis van het systeem, welke subtidale (ondiepwater)gebieden in de Westerschelde zijn prioritair voor nader onderzoek.*

5 Beschrijving van het studiegebied

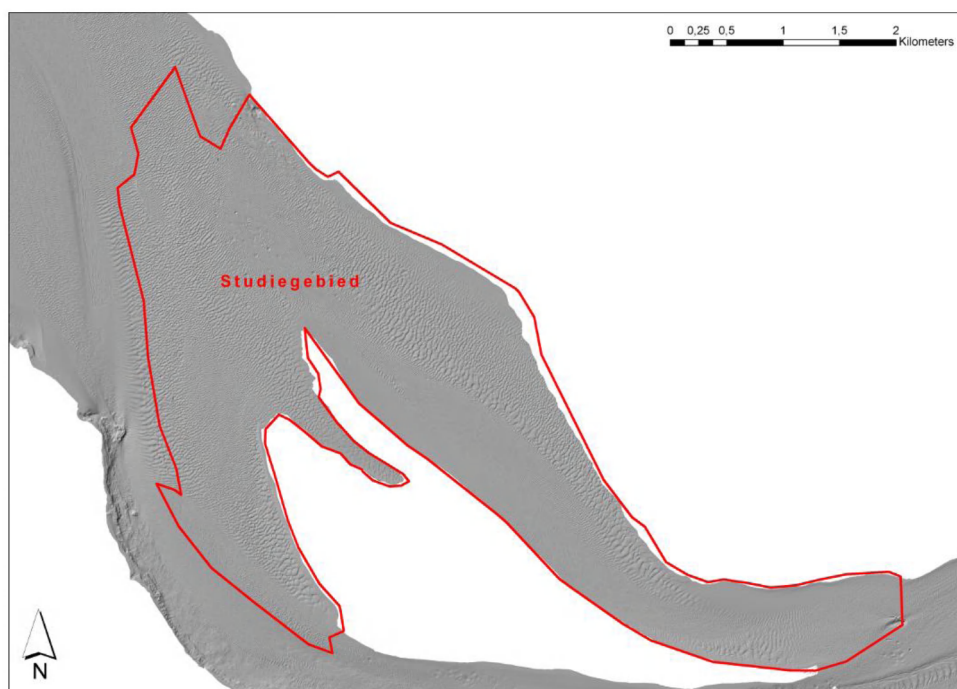
In het eerste luik van deze opdracht wordt toegespitst op het gebied tussen Bath en Hansweert in de Westerschelde. Sinds november 2004 werd dit gebied uitgebreid gemonitord in het kader van het project “Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden”.

In september/oktober 2002 werd door het Institut für Wasserbau in opdracht van ProSes een uitgebreide meetcampagne uitgevoerd nabij de plaat van Walsoorden, waarbij met behulp van DGPS-vlotters de stroompatronen werden opgemeten bij verschillende getijcondities. De beschrijving van deze metingen en de resultaten zijn terug te vinden in (IWA, 2003).

Met behulp van multibeam echo sounding werd met een hoge frequentie (wekelijks, geleidelijk afgebouwd naar uiteindelijk 3 maandelijks) de topo-bathymetrie van het gebied rond de plaat van Walsoorden opgemeten. Hierbij werd onderscheid gemaakt tussen een beperkt gebied nabij de zeewaartse punt van de plaat van Walsoorden (“zone B”) en een uitstrekt gebied met opwaartse grens ter hoogte van Bath en afwaartse grens ter hoogte van Hansweert (“zone A”). Voor een gedetailleerde ophijsting van de uitgevoerde opnames wordt verwezen naar (WLB, 2006 & WLB, 2009).

Daarnaast werden nabij de plaat van Walsoorden meerdere meetcampagnes uitgevoerd waarbij o.a. het de stroomsnelheid, sedimentconcentratie en sedimenttransport gedurende een volledige getijcyclus – zgn. 13u-meetcampagne – werd opgemeten. De beschrijving van de meetcampagnes en de resultaten zijn terug te vinden in (WLB, 2007b).

Voor dit project werd het studiegebied uitgebreid van louter het ondiepwatergebied rond de plaat van Walsoorden naar de zone van de Schaar van Valkenisse en Schaar van Waarde begrensd door de drempel van Valkenisse in het oosten, de rechteroever in het noorden en de rode boeienlijn in het westen (Figuur 2). Voor de analyse van de bodemvormen is door Plancke et al. (2009) gebruik gemaakt van de topo-bathymetrische opnames van het uitgestrekte gebied (“zone A”) van 2007.

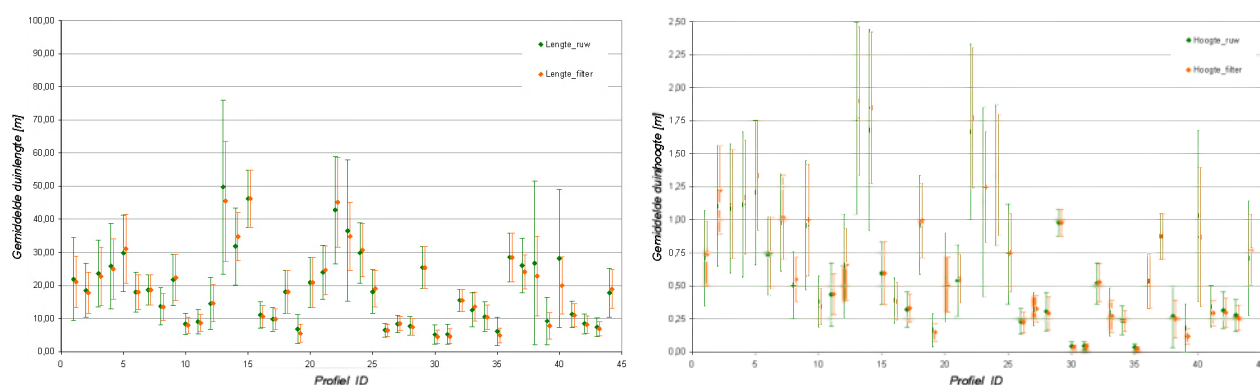


Figuur 2: Overzicht van het studiegebied

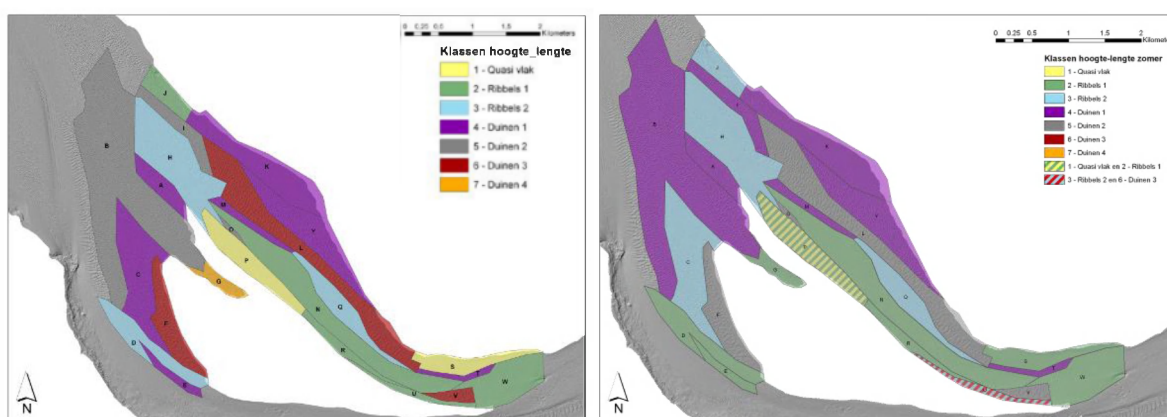
6 Bodemvormen en hydrodynamiek in het studiegebied – samenvatting

Voor een uitgebreide analyse van de bodemvormen en de hydrodynamische modellering wordt verwezen naar Plancke et al. (2009). Hieronder worden enkel de belangrijkste resultaten en conclusies samengevat. De figuren in dit hoofdstuk werden overgenomen uit Plancke et al. (2009).

In een eerste deel werden de topo-bathymetrische gegevens voor de “wintersituatie” (opname d.d. maart 2007) onderzocht naar het voorkomen van bepaalde bodemvormen. Hierbij werden 24 deelgebieden visueel afgebakend, welke na analyse werden ingedeeld in 7 klassen volgens lengte en hoogte van de bodemvormen. De gemiddelde lengte van de bodemvormen varieert tussen 5 en 50m, terwijl de gemiddelde hoogte varieert tussen enkele cm en 2m (Figuur 3, Tabel 1). Tevens werd ook een indeling gemaakt op basis van de asymmetrie van de bodemvormen. Bij deze indeling volgens bodemvormen werd een grote variatie teruggevonden binnen het studiegebied (Figuur 3, 4).



Figuur 3: Overzicht gemiddelde lengte (links) en hoogte (rechts) en standaardafwijking van de bodemvormen per raai in de wintersituatie.



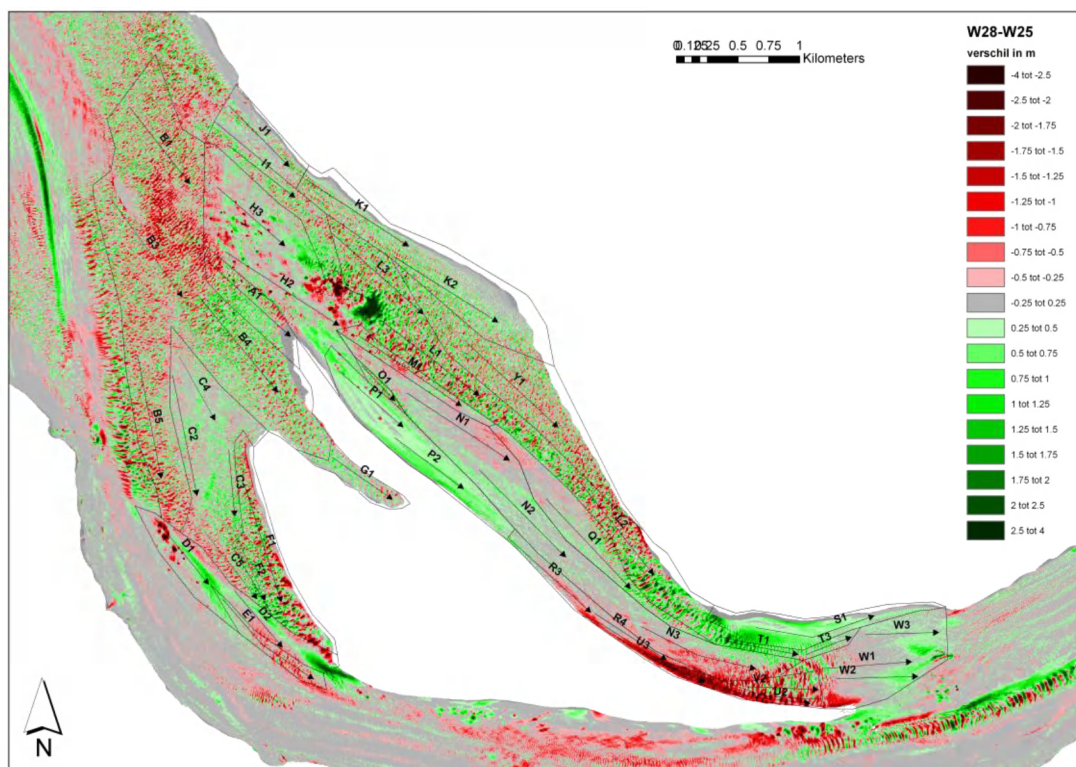
Figuur 4: Indeling volgens gemiddelde hoogte en gemiddelde lengte van de bodemvormen bij winterconditie (links) en zomerconditie (rechts).

Tabel 1: Onderverdeling in klassen volgens gemiddelde hoogte en lengte van de bodemvormen in de winterconditie.

Klasse	Beschrijving karakteristieken
Klasse 1 <i>Quasi vlak</i>	- Gemiddelde hoogte < 5 cm - Gemiddelde lengte < 10 m
Klasse 2 <i>Ribbels 1</i>	- Gemiddelde hoogte ~ 15 à 30 cm - Gemiddelde lengte ~ 10 m
Klasse 3 <i>Ribbels 2</i>	- Gemiddelde hoogte ~ 30 à 50 cm - Gemiddelde lengte ~ 10 à 15 m
Klasse 4 <i>Duinen 1</i>	- Gemiddelde hoogte ~ 50 à 100 cm - Gemiddelde lengte ~ 15 à 25 m
Klasse 5 <i>Duinen 2</i>	- Gemiddelde hoogte ~ 100 à 150 cm - Gemiddelde lengte ~ 15 à 30 m
Klasse 6 <i>Duinen 3</i>	- Gemiddelde hoogte > 150 cm - Gemiddelde lengte > 30 m
Klasse 7 <i>Duinen 4</i>	- Gemiddelde hoogte < 100 cm - Gemiddelde lengte > 30 m

Vervolgens werd ingegaan op de seizoenale variatie: de analyse naar bodemvormen werd herhaald voor de topo-bathymetrische gegevens voor de “zomersituatie” (opname d.d. september 2007). Een verschilkaart tussen de topo-bathymetrische opnames bij winter- en zomerconditie wordt weergegeven in figuur 5. Op de verschilkaart is vast te stellen dat de sedimentatie-erosiepatronen binnen eenzelfde deelgebied kunnen verschillen. Binnen deelgebied B is een duidelijk onderscheid vast te stellen tussen de zone langs de plaatrand (raai B4) die aan sedimentatie onderhevig is (transport van gestort materiaal naar de plaat toe) en de zone verder van plaat (raai B3) die aan erosie onderhevig is (erosie van gestort materiaal bij de proefstoringen). Ook voor het gebied in de Schaar van Valkenisse is een verschil vast te stellen: zo is N2 morfologisch redelijk stabiel tot zelfs lichte sedimentatie, terwijl N3 aan erosie onderhevig is. Ook langs de noordoostelijke rand van de Plaat van Walsoorden komen verschillen binnen eenzelfde deelgebied voor, met in het bijzonder deelgebied P (met voor P2 sterke sedimentatie) en deelgebied U (met voor U3 een sterke erosie).

Uit de analyse bleek verder dat in de zomersituatie de hoogte en lengte van de bodemvormen afnam voor de deelgebieden die gelegen zijn in de schaduwzones van de droogvallende platen (Figuur 4). De bodemvormen in de nevengeulen ondergaan slechts kleine veranderingen. Wat asymmetrie betreft werd er in een aantal deelgebieden een verminderde asymmetrie vastgesteld, toch bleven alle vloeddominante deelgebieden vloeddominant en vice versa.



Figuur 5: Topo-bathymetrische verschilkaart tussen winter- en zomerconditie.

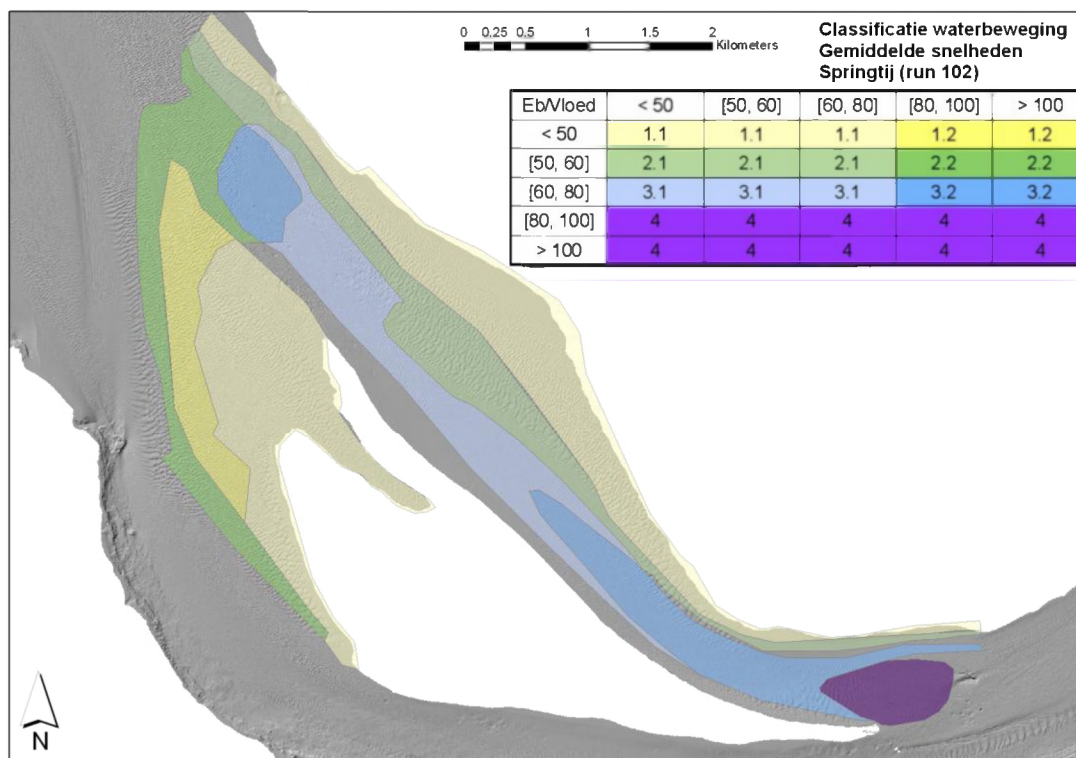
In een tweede deel werd met behulp van een numeriek 2-dimensionaal hydrodynamisch model een onderverdeling gemaakt volgens de waterbeweging. Het gebruikte numerieke model werd in het kader van andere studies uitgebreid gevalideerd voor de subtidale gebieden (o.a. WLB 2003; WLB 2008b).

Voor de indeling volgens waterbeweging werden 2 parameters gehanteerd: enerzijds de gemiddelde en maximale snelheden bij eb en vloed, anderzijds de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde overschreden wordt tijdens eb en vloed. De analyses werden uitgevoerd voor zowel doottij, gemiddeld tij als springtij. Gelet op de relatie tussen hydrodynamica en sedimenttransport (grotere snelheden => grotere transporten), werd voor de analyse gefocust op de springtij condities aangezien deze gepaard gaan met de grootste dynamiek.

Binnen het studiegebied kunnen verschillende deelgebieden afgebakend worden op basis van de hydrodynamische karakteristieken. Hiervoor werden een aantal grenswaarden gedefinieerd en onderzocht:

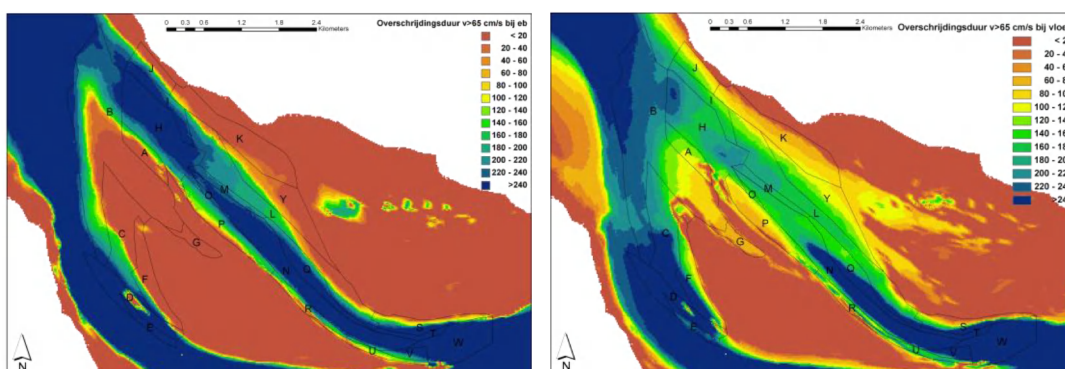
- 50 cm/s: grenswaarde van de snelheid die tijdens meetcampagnes naar sedimenttransport werd vastgesteld voor begin van beweging van het locale sediment (WLB, 2007b & WLB, 2008a).
- 60 cm/s: bijkomende tussenliggende waarde.
- 80 cm/s: grenswaarde van de snelheid die door het zoute ecotopenstelsel ZES.1 (Bouma et al. 2005) wordt opgelegd om het onderscheid te maken tussen laag- en hoogdynamisch.
- 100 cm/s: bijkomende waarde waarboven het sedimenttransport zeer sterk is

De ruimtelijke patronen in de waterbeweging zijn vergelijkbaar voor zowel de gemiddelde stroomsnelheden, als de maximale stroomsnelheden. Ook tussen gemiddeld getij en springtij is de overeenstemming tussen de ruimtelijke patronen groot. Op basis van de snelheden werd een indeling gemaakt in 4 hoofdklassen, waarbij uitgegaan werd van een aantal karakteristieke snelheden (o.a. begin van beweging en grens hoog-laagdynamisch volgens het zout ecotopenstelsel (Figuur 6).



Figuur 6: Indeling in klassen volgens hydrodynamische karakteristieken.

De tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde van de snelheid overschreden wordt gedurende een volledige getijcyclus (springtij) werd ook als parameter bepaald voor het studiegebied (Figuur 7). Deze parameter kan worden beschouwd als een maat van dynamiek: tijdens de periode dat de grenswaarde overschreden worden zal er een sedimenttransport optreden (mits er sediment beschikbaar is). Dit is relevant voor de bodemdieren die gedurende deze periode blootgesteld worden aan stroming en sedimenttransport.



Figuur 7: Tijd dat grenswaarde (65 cm/s) overschreden wordt tijdens een getijcyclus bij eb (links) en vloed (rechts).

In het derde deel van de studie werd getracht relaties te vinden tussen de bodemvormen en de hydrodynamische karakteristieken. Hiervoor werden 2 hypothesen geformuleerd:

- “De dynamiek in de waterbeweging is de drijvende kracht voor het creëren van bodemvormen. Naarmate de dynamiek groter wordt, zullen ook de bodemvormen groter worden”.
- “De residuele stroming bepaalt de asymmetrie van de bodemvormen. Des te dominanter eb of vloed, des te groter de asymmetrie van de bodemvormen”.

Beide hypothesen werden getoetst, maar enkel voor de tweede kon er een relatie vastgesteld worden tussen de betrokken parameters, zijnde asymmetrie van de bodemvormen en hydrodynamische karakteristieken (zowel verhouding van de gemiddelde vloed- en ebsnelheid, als het verschil in tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde wordt overschreden). Voor de eerste hypothese kan geconcludeerd worden dat er geen eenduidige relatie terug te vinden is tussen de grootte van de bodemvormen en de hydrodynamische karakteristieken (zowel gemiddelde als maximale eb- en vloodsnelheid, als de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde wordt overschreden, als de waterdiepte).

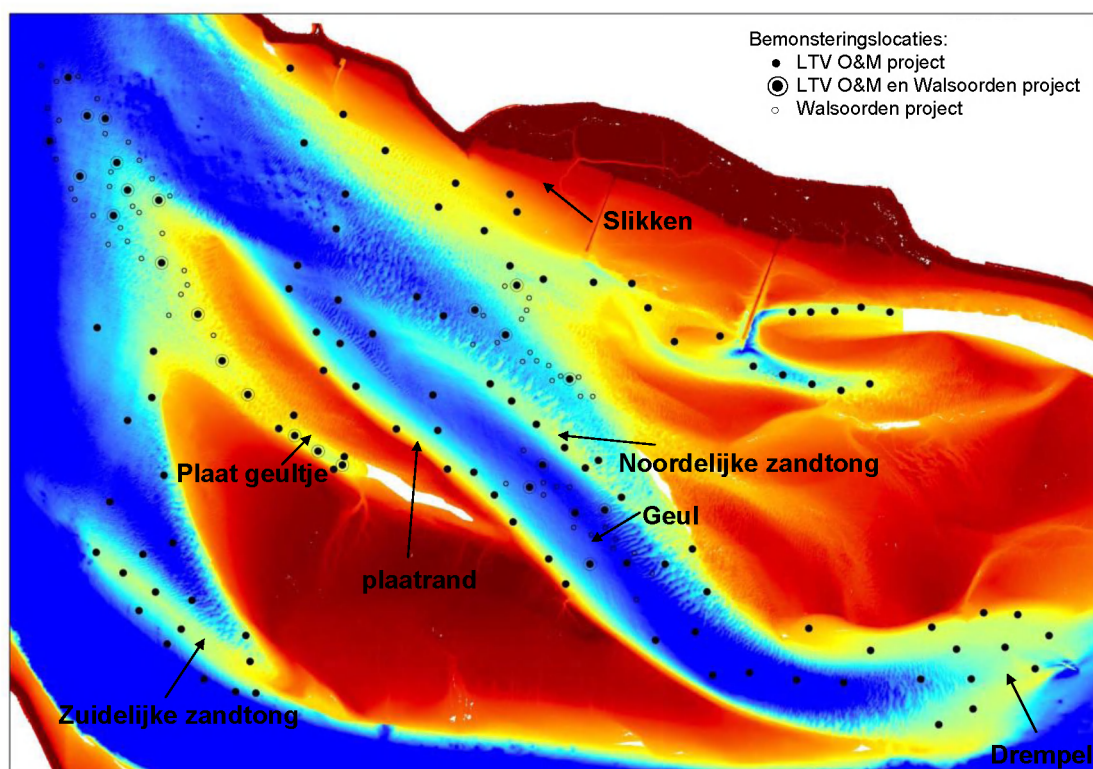
7 Materiaal en methode

7.1 Ecologische monitoring van het subtidaal

7.1.1 Bemonsteringslocaties macrobenthos

De ecologische monitoring van het project “Alternatieve stortlocaties in de Westerschelde: pilootproject Walsoorden” richt zich voor het subtidaal op een aantal zones: de impactzones van de proefstort en een aantal referentiegebieden met vergelijkbare karakteristieken (met name diepte). Binnen deze zones wordt intens bemonsterd (zie van der Wal et al. 2009a). Deze bemonstering dekt echter onvoldoende het gebied van Walsoorden om de volledige range aan fysische en morfologische karakteristieken te omvatten. Daarom is in september 2008 een meer uitgebreide, gebiedsdekkende bemonstering uitgevoerd in het subtidaal ter hoogte van de Plaat van Walsoorden. Op basis van de bodemvormenkaart uit Plancke et al. (2009) werden voor alle vakken (Figuur 8) een bepaald aantal monsterpunten geselecteerd. Binnen elk vak werden de locaties willekeurig gekozen (stratified random). Het aantal monsterpunten varieerde van vak tot vak (ondermeer afhankelijk van de grootte van het vak). Uiteindelijk werd een min of meer gebiedsdekkende bemonstering bekomen van het studiegebied. In totaal werden 127 monsterpunten geselecteerd en bemonsterd. Er zijn 27 locaties die ook in het kader van de ecologische monitoring van Walsoorden zijn bemonsterd, maar waar we een volledige boxcore hebben uitgezeefd (zie verder) in plaats van het gebruikelijke deelmonster dat uit de boxcore genomen wordt (van der Wal et al. 2009a). Op alle 127 monsterpunten werd het macrobenthos bemonsterd en werd een monster genomen voor het bepalen van de korrelgrootte van het sediment.

In het studiegebied komen een aantal typische deelgebieden naar voor die in het rapport vaak terugkomen. Deze gebieden zijn tevens aangeduid op Figuur 8.



Figuur 8: LTV O&M Habitat mapping bemonsteringslocaties (127 locaties, zie tekst). Een aantal typische deelgebieden die verder terugkomen in het rapport zijn aangeduid.

7.1.2 Bemonstering en laboratorium-analyse van het macrobenthos

In september 2008 werden de 127 monsterpunten bemonsterd. De monsters werden genomen en verwerkt volgens de (ISO) protocollen die NIOO toepast voor benthosbemonstering. Met behulp van het NIOO onderzoeksvaartuig 'Luctor' werd de bemonstering uitgevoerd met een Reineck box-corer (oppervlak 0.0774 m²) tot op een diepte van 30 cm (Figuur 9). Aan boord werd de volledige box-core gezeefd op een zeef met maaswijdte 1 mm en in potten opgeslagen. De volledige boxcore werd bemonsterd om een voldoende groot oppervlakte te hebben. Uit eerdere campagnes bleek immers dat omwille van de lage dichtheden in het gebied kleinere oppervlaktes vaak helemaal geen macrobenthos bevatten. Het macrobenthos monster werd gefixeerd met pH-geneutraliseerde formaldehyde voor verdere 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.



Figuur 9: Monsternamen met Reineck box-core aan boord van het onderzoeksschip Luctor, zeven van sediment cores voor macrobenthos

7.1.3 Bemonstering en korrelgrootte-analyse van het sediment

De korrelgrootteverdeling is bepaald op dezelfde 127 locaties als het macrobenthos. Uit dezelfde box-core voor het macrobenthos werd eerst 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. Vervolgens werd het monster gezeefdover een 1 mm zeef en een submonster van het materiaal < 1 mm werd geresuspendeerd in zoet water en geanalyseerd met een Malvern laser particle sizer. De volgende korrelgrootte parameters zijn bepaald: mediane korrelgrootte, percentage slib (fractie < 63 µm), percentage zeer fijn zand (deeltjes tussen 63 µm en 125 µm), fijn zand (tussen 125 µm en 250 µm), middelgrof zand (tussen 250 µm en 500 µm) en grof zand (tussen 500 µm en 1000 µm).

7.1.4 Bemonstering vissen en garnalen

Naast bemonstering van het macrobenthos is er ook een oriënterend visonderzoek gedaan, om een inschatting te kunnen maken van het belang van het subtidaal gebied t.h.v. de Plaat van Walsoorden voor vissen en garnalen, en in hoeverre er ruimtelijke variatie voorkomt in het gebied. Visbemonstering is uitgevoerd met 2 verschillende vistuigen: een 2 m boomkor getrokken door een kleine boot (Dinghy) en een 3 m boomkor getrokken door RV Schollevaar. De 2 m boomkor was aanvankelijk gepland voor de volledige survey, maar het vissen met dit tuig bleek niet mogelijk op de diepere locaties, vooral gedurende hoogwater en omwille van de hoge stroomsnelheden. Daarom zijn bijkomende trekken uitgevoerd met de veel zwaardere boomkor van de RV Schollevaar. De Schollevaar bleek dan weer minder geschikt om op meer ondiepe plaatsen (< 2-3m) te vissen omwille van de grotere diepgang van dit onderzoeksschip. Op een groot aantal locaties kon met beide tuigen gevestigd worden.

De 2 m boomkor was uitgerust met 1 ketting (tickler chain) en een net met maaswijdte 5 x 5 mm (Tabel 2, Figuur 10). Dit vistuig is een wat zwaardere versie van de 2 m boomkor die de Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ) gebruikt voor hun reguliere surveys in de Waddenzee (e.g. van der Veer 1986). De trekken werden gestandaardiseerd tot een trekafstand van 200m. De positie van elke trek en de trekafstand werden bepaald via GPS.

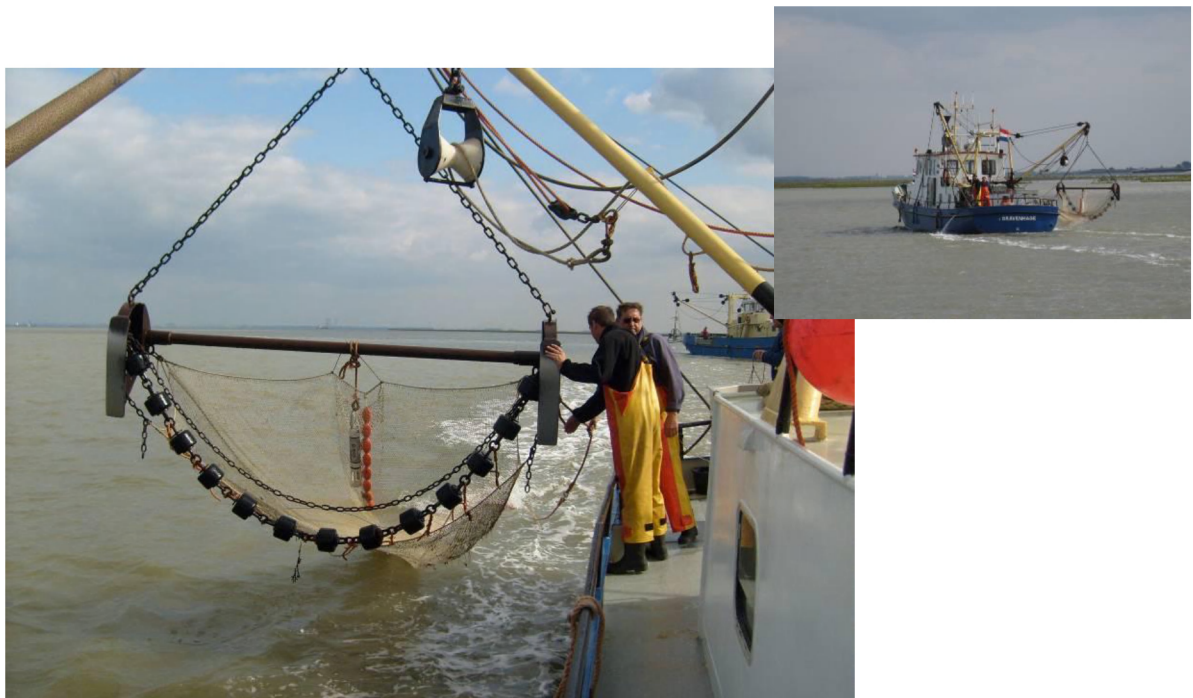
De 3 m boomkor was uitgerust met een rol ketting ("bobbin rope"), 1 ketting (tickler chain) en een net met een maaswijdte van 15x15 mm and 10x10 mm in het einde (Tabel 2, Figuur 11). De trekken werden gestandaardiseerd tot een trekduur van 3 min. bij 2-3 knopen, welke min of meer overeenkomt met een trekafstand van ± 200 m. De positie van elke trek werd bepaald aan de hand van GPS. Dit vistuig wordt tevens standaard gebruikt voor de jaarlijkse Demersal Fish Survey, welke wordt uitgevoerd door Wageningen IMARES (daarvoor RIVO) sinds 1970 (e.g. van Beek et al 1989, ICES 2006). Ieder najaar wordt in de kinderkamers van tong en schol de Demersal Fish Survey (DFS) uitgevoerd. Het doel van de survey is het schatten van de hoeveelheid jonge schol, tong, garnalen en niet-commerciële bodemvisbestanden. De belangrijkste kinderkamers voor schol en tong zijn de Waddenzee, de Wester- en Oosterschelde, en in de kustzone.

Tabel 2. Vistuig en vismethode per vaartuigtype.

	Dinghy	Schollevaar
size beam trawl	2m	3m
mesh size cod-end	5 x 5 mm	10 x 10 mm
tickler chains	1	1
standardisation by	distance (GPS)	haul duration
Distance	200	
Duration		3 min



Figuur 10. De 2m boomkor getrokken door een kleine boot.



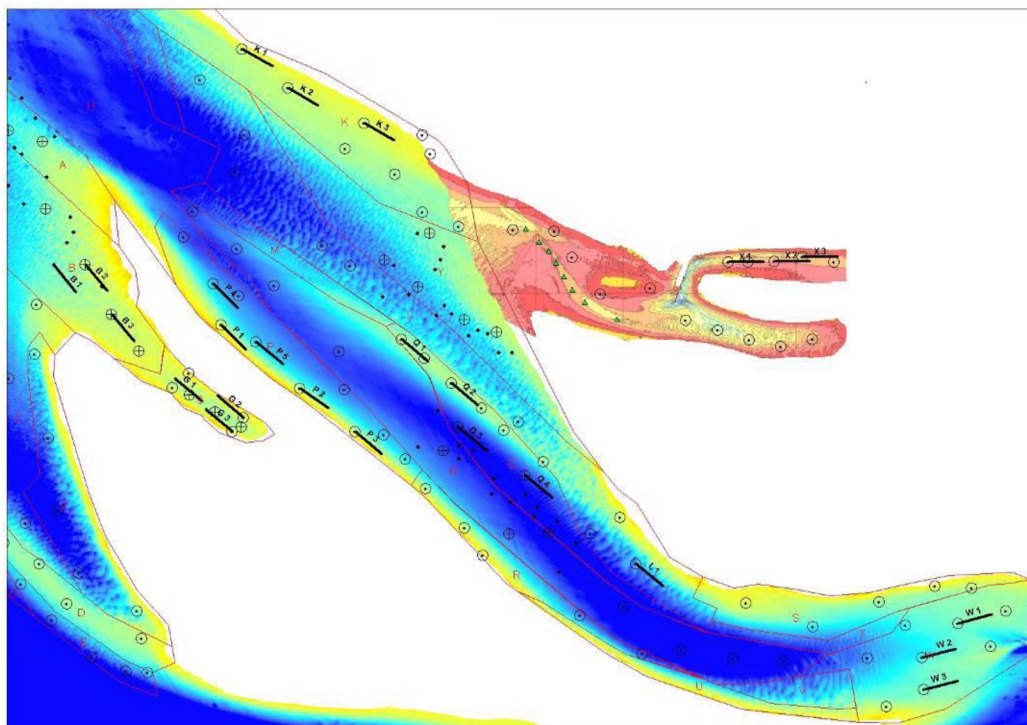
Figuur 11. De 3m boomkor gesleept met de RV Schollevaar.

Tabel 3. Aantal trekken per vaartuig (vistuig type).

Station	dinghy	Schollevaar
B1	2	1
B2	2	1
B3	1	1
B4		1
G1	2	1
G2	2	
G3	1	1
K1	1	1
K2	2	1
K3	2	1
L-W *	2	
L1	1	1
P *	1	
P1	2	
P2	2	
P3	1	1
P4	1	
P5	1	1
Q *	1	
Q1	1	1
Q2	1	1
Q3		1
Q4		1
W1	1	1
W2	1	1
W3	1	1
X1	1	
X2	1	1
X3	1	1
total	35	21

* extra stations between L and W, in the vicinity of P and opposite Q.

In totaal zijn 56 geldige trekken uitgevoerd in de periode van 15 tot 18 September 2008. Er werden 35 trekken met de 2m boomkor uitgevoerd en 21 trekken met de 3m boomkor (Tabel 3). Alle stations zoals oorspronkelijk uitgezet in het survey design zijn minstens één keer bemonsterd (zie Figuur 12) met één van de twee tuigen. Sommige stations zijn twee keer bemonsterd. Drie stations werden bijkomend bemonsterd (Tabel 3). De trekken met de kleine boot zijn hoofdzakelijk uitgevoerd bij laagwater, de trekken met de Schollevaar bij verschillende fases van het getij.



Figuur 12. Vistrekken uitgevoerd in deze studie (zie ook Tabel 3). Elke zwarte lijn komt overeen met een trek van 200 m. Noot: Bathymetrie t.h.v. de slikken van Waarde is gebaseerd op andere lodingskaart.

Trek data (geografische positie, datum, tijd, trekduur of trekafstand, trekrichting, waterdiepte en getijfase) werden geregistreerd voor iedere vistrek. Tevens werden bijkomende hydrografische data verzameld per trek: watertemperatuur aan de oppervlakte in het geval van trekken met het kleine bootje, watertemperatuur aan de oppervlakte en de bodem, saliniteit en doorzicht in het geval van de Schollebaar trekken.

De vangsten werden verwerkt per trek (Figuur 13). Vissen werden gedetermineerd tot op soortniveau, met uitzondering van de twee Zandspiering soorten: *Ammodytes marinus* en *A. tobianus* werden samengenomen omdat ze niet gemakkelijk in het veld van mekaar te onderscheiden zijn. Invertebraten werden indien mogelijk geïdentificeerd tot op soortniveau. Aantallen en lengte van alle vissen en garnalen (of een representatief subsample van tenminste 50 ind.) werden bepaald (cm voor vissen, mm voor garnalen). De aantallen van alle andere invertebraten werden genoteerd.

De vangstaantallen per vistrek werden omgerekend naar aantallen per 1000m². Het gewicht (catch weights per 1000m²) werden berekend op basis van bestaande lengte – versgewicht relaties voor alle vissoorten.



Figuur 13. Determinatie, tellen en meten van de vangsten uit de 2m boomkor aan boord van R/V Luctor.

7.2 Omgevingsvariabelen gekoppeld aan benthos bemonsteringslocaties

Een aantal fysisch-morfologische variabelen zijn geselecteerd om de variatie binnen het macrobenthos te verklaren. Het doel is om tot een klein aantal relevante variabelen te komen die kunnen gebruikt worden om veranderingen in waterbeweging en morfologie te vertalen naar hun mogelijke ecologische effecten.

Diepte – De diepte van elk bemonsteringspunt is bepaald aan de hand van de multibeam lading van september 2008, overeenkomend met het moment van de monsternamen. De diepte is uitgedrukt in GLLWS (Gemiddeld Laag Laag Water Spring). Om NAP te bekomen moet ongeveer 2.5 m afgetrokken worden van de GLLWS waarde.

Waterbeweging – Met behulp van het numeriek hydrodynamisch model (Plancke et al. 2009) werden twee variabelen met betrekking tot de waterbeweging geselecteerd: enerzijds de maximale snelheid onder springtij omstandigheden en anderzijds de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde overschreden wordt bij eb en vloed onder springtij omstandigheden. De maximale stroomsnelheid geeft een maat voor de dynamiek die op een bepaald punt heerst. Deze parameter is al in eerdere studies gebruikt om het voorkomen van bodemdieren in de Westerschelde te voorspellen (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2002). Het is ook een parameter die in het zout ecotopenstelsel wordt gebruikt (zie 8.4). Uit een eerste analyse bleek dat het gebruik van karakteristieke snelheidsgrenzen tevens een belangrijke variabele is voor het verklaren van de waargenomen variatie in het macrobenthos. Deze variabele is ook ecologisch relevant omdat de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde overschreden wordt iets zegt over de mogelijke beweging van de bovenste sedimentlagen en daarmee aan welke dynamiek en gedurende welke tijdsduur bodemdieren hieraan blootgesteld zijn. Uit de hydrodynamische modellering (Plancke et al. 2009) zijn volgende grenzen geselecteerd:

- 50 cm.s⁻¹: grenswaarde van de snelheid die tijdens meetcampagnes naar sedimenttransport werd vastgesteld voor begin van beweging van het lokale sediment (WLB, 2007b & WLB, 2008b).
- 65 cm.s⁻¹: bijkomende tussenliggende waarde
- 80 cm.s⁻¹: grenswaarde van de snelheid die door het zoute ecotopenstelsel wordt opgelegd om het onderscheid te maken tussen laag- en hoogdynamisch.
- 100 cm.s⁻¹: bijkomende waarde waarboven het sedimenttransport zeer sterk is

Sediment – Voor de koppeling met de sedimentsamenstelling werd de mediane korrelgrootte gebruikt als verklarende, onafhankelijke variabele. Mediane korrelgrootte is een vaak gebruikte parameter in benthosonderzoek (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2002). Er werd geopteerd om de parameter slijbgehalte niet te gebruiken omdat deze parameter op de meeste locaties een nulwaarde had.

Bodemvormen – De 127 bemonsteringslocaties behoren tot een bepaalde winter of zomer bodemvorm classificatie (Tabel 4). Tevens is elke bemonsteringslocatie gekoppeld aan de dichtstbijzijnde raai waarvoor de bodemvorm is bepaald. Dit levert per locatie een benaderende bodemvormhoogte, -lengte en -asymetrie, en dit zowel voor de winter als de zomer conditie. De zomer conditie stemt overeen met de situatie wanneer de bemonstering is uitgevoerd en is waarschijnlijk het meest representatief voor de meeste soorten.

Tabel 4: Tabel met aantal locaties per onderscheiden bodemvorm (bodemvorm classificatie uitgevoerd voor en winter conditie en zomer conditie, zie Plancke et al. 2009 voor meer details en Figuur 5).

<i>Winter</i>							
Bodemvorm	1	2	3	4	5	6	7
Aantal locaties	15	23	15	27	10	15	7
<i>Zomer</i>							
Bodemvorm	1	2	3	4	5		
Aantal locaties	10	50	15	32	15		

7.3 Statistische analyse macrobenthos data

7.3.1 Algemeen:

De analyses zijn gebaseerd op de volgende gegevens:

(1) soortendensiteit, d.i. het aantal individuen dat van een soort wordt gevonden per boxcore (ind.core^{-1}) of omgerekend naar aantal individuen per m^2 (ind.m^{-2}).

(2) de biomassa van de soorten, d.i. het totale drooggewicht aan asvrije organische stof van de organismen per core ($\text{mg AFDW. core}^{-1}$) of mg AFDW per m^2 (mg AFDW.m^{-2}). De biomassa omvat alle organische stof, maar omdat asvrij drooggewicht wordt gebruikt, bijvoorbeeld niet de kalk van schelpen.

(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 wordt dus niet per m^2 uitgedrukt; soortenrijkdom is daarom een relatieve en geen absolute maat.

(4) de levensgemeenschap, dit is een groep van soorten en organismen die in een bepaald habitat voorkomen. Voor de karakterisering en analyse van de levensgemeenschappen wordt gebruik gemaakt van multivariate analyses.

7.3.2 Regressie analyse van univariate data

Biomassa, dichtheid en soortendiversiteit van de levensgemeenschappen hangen af van omgevingsvariabelen (zie bijv. Ysebaert et al. 2002, 2003, Ysebaert & Herman 2002). Om deze relaties te onderzoeken hebben we een regressie-analyse uitgevoerd ten opzichte van de omgevingsvariabelen die de GIS-analyse opleverde. De regressie-analyse is een toepassing van een 'generalized linear model'. In zijn meest algemene vorm wordt een dergelijk regressiemodel als volgt voorgesteld:

$$Y_i = f[\text{lp}(X_1, X_2, \dots, X_n)] + E_i$$

waarin Y_i de i -de observatie is van de variabele die wordt onderzocht (hier: biomassa, dichtheid of diversiteit), de X -en de overeenkomstige onafhankelijke variabelen zijn, en E_i de i -de foutterm is. De functie f is de zogenaamde link functie, en lp is de zogenaamde linear predictor, een polynomiale functie van de X -waarden. In woorden: er wordt vanuit gegaan dat de geobserveerde Y -waarden een polynomiale functie zijn van de onafhankelijke variabelen X , eventueel via een niet-lineaire transformatie (in de link functie). Verder wordt uiteraard aangenomen dat er ruis is op de waarnemingen, en ten behoeve van de statistische analyse moet een aannemelijk model voor de fouten worden verondersteld. Het model wordt aan de gegevens aangepast door het minimaliseren van de log-likelihood. In essentie zoekt deze methode naar die waarden voor de parameters waarvoor de waarschijnlijkheid om de geobserveerde waarden te observeren onder het vigerende model maximaal is.

In onze analyse hebben we een groot aantal modellen (individuele omgevingsvariabelen en combinaties) 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 hadden geen interacties tussen de onafhankelijke variabelen, en hadden één of meer onafhankelijke variabelen, en soms hun kwadraten in de linear predictor. Als model voor de foutenverdeling werd de poisson-verdeling gebruikt voor dichtheid (ind.core^{-1}), de gamma-verdeling voor biomassa (g AFDW.m^{-2}).

Als onafhankelijke variabelen zijn gebruikt:

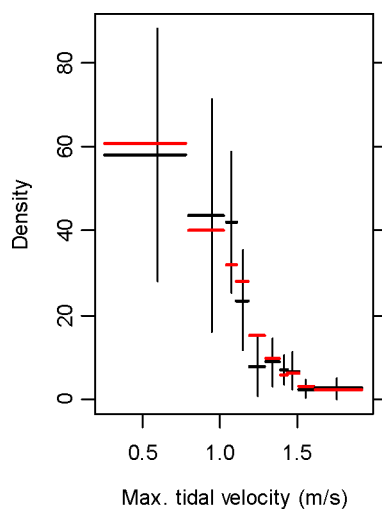
- maximale stroomsnelheid onder springtij omstandigheden
- tijdsduur dat de stroomsnelheid groter is dan een bepaalde stroomsnelheid (grenswaarden $> 50 \text{ cm.s}^{-1}$, $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$, $> 80 \text{ cm.s}^{-1}$, $> 100 \text{ cm.s}^{-1}$)
- diepte
- mediane korrelgrootte

Deze vier variabelen (telkens met één grenswaarde voor de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden) vormen het zogenaamde “basismodel”. Gekeken is bij welke grenswaarde voor stroomsnelheid de tijdsduur het beste model oplevert.

Naast dit basismodel is ook een model gemaakt waarbij tevens de hoogte van de bodemvorm van elk monsterpunt is meegenomen (zomer- en wintersituatie, gebaseerd op dichtsbijzijnde raai (Figuur 3) uit Plancke et al. 2009), en gekeken in hoeverre dit een beter model opleverde.

Om na te gaan of de modellen een redelijke fit gaven van de biomassa, densiteit, en soortendiversiteit in de gegevens werd een figuur gemaakt die het model grafisch voorstelt en samenvat (Figuur 14). Deze figuren tonen de biotische respons (biomassa, densiteit, soortendiversiteit) als functie van de beschouwde omgevingsvariabelen. 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 klasse gemiddelde. De overeenkomstige rode lijn geeft voor elke klasse het gemiddelde van de modelvoorspellingen voor waarnemingen in die klasse. Deze voorspellingen zijn gebaseerd op het regressiemodel.

Voor meer details over deze benadering verwijzen wij naar de statistische literatuur. Het fitten van de modellen en het produceren van de figuren werd uitgevoerd in het statistische programma R (<http://cran.r-project.org/>).



Figuur 14 : Opbouw van de figuren die de output van de regressie-analyses samenvatten. 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 klasse gemiddelde. De overeenkomstige dikke rode lijn geeft voor elke klasse het gemiddelde van de modelvoorspellingen voor waarnemingen in die klasse. Deze voorspellingen zijn gebaseerd op het regressiemodel.

7.3.3 Multivariate analyse

Patronen in de verdeling over de ruimte van de benthoslevensgemeenschappen zijn geanalyseerd met de ordinatietechniek nMDS (*non-Metric MultiDimensional Scaling*) gebaseerd op een similariteitsindex (*Bray-Curtis similarity index*). Er wordt een matrix gemaakt, die voor elke soort op elk station de abundantie weergeeft. Vervolgens wordt de gelijkenis tussen de stations berekend aan de hand van de similariteitsindex, en omgezet in afstanden tussen de stations (afstand = 1-gelijkenis): hoe groter de afstand 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 BIOENV routine is gebruikt voor het vinden van de kleinste subset van variabelen welke de beste correlatie tussen similariteitsmatrices geeft. In dit programma wordt door middel van niet-parametrische correlatieanalyse nagegaan in welke mate de positie van de stations op de nMDS ordinatiegrafiek kan worden verklaard met behulp van gekende omgevingsvariabelen. BIOENV onderzoekt verschillende combinaties van omgevingsvariabelen en vindt die variabelen die het beste de configuratie van de stations in de nMDS grafiek kunnen verklaren. De Bray-Curtis similariteitsmatrix van de $\sqrt{\sqrt{}}$ getransformeerde macrobenthos densiteiten is vergeleken met de genormalizeerde Euclidian distance similariteitsmatrix van de omgevingsvariabelen.

De nMDS voorstelling helpt een visueel beeld te scheppen van verschillen tussen de levensgemeenschappen. Om dergelijke verschillen 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 gelijkenis 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.

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.

7.3.4 Het onderscheiden van ecotopen – habitat mapping

Er zijn twee aanleidingen voor het uitvoeren van de analyse naar de optimale scheiding van 'rijke' en 'arme' monsters. De eerste aanleiding is de noodzaak tot het trekken van grenzen in een ecotopenbenadering (zie ook hoofdstuk 8.2.4). Idealiter is er een criterium, gebaseerd op analyse van monsters, dat een optimale scheiding mogelijk maakt tussen twee types gemeenschappen, gebaseerd op alleen maar fysisch-morfologische variabelen. Op die manier kunnen veranderingen in de morfologie worden vertaald naar hun mogelijke ecologische effecten, al zal deze vertaling natuurlijk altijd moeten worden gevalideerd aan de hand van nieuwe veldwaarnemingen.

De tweede aanleiding is de structuur van de dataset zelf. Bij de regressieanalyses valt op dat er vaak drempelwaarden lijken voor te komen in de omgevingsvariabelen, waarbij biologische variabelen (dichtheid, biomassa, etc.) hoog zijn onder de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager eronder (zie resultaten 8.2.4. Responsmodellen). Bij een dergelijke structuur van de data lijkt het interessanter de drempelwaarde te bepalen dan een regressie, omdat er onvermijdelijk heel veel ruis rond een (continue) regressielijn is te verwachten.

Waaruit bestaat de analyse : In een eerste benadering hebben we fysische omgevingsvariabelen afzonderlijk bekeken voor hun effect op dichtheid, biomassa en aantal soorten. De eerste twee van deze variabelen zijn log-getransformeerd. Als fysische factoren zijn diepte en tijd dat de stroomsnelheid 65 cm/sec overschrijdt (T65) genomen als relevante parameters. Hier zullen we diepte als voorbeeld voor de procedure nemen.

Voor elke waarde van diepte die binnen de range van waarnemingen ligt kan de dataset in twee delen worden gesplitst: lager dan deze waarde en hoger. We hebben alleen dieptes beschouwd waarbij beide groepen een minimaal aantal monsters omvatten (gesteld op 2). Vervolgens hebben we een eenvoudige one-way ANOVA uitgevoerd om te testen of de groepen die aldus gevormd zijn verschillen. Als maat voor dat verschil hebben we de residual sum of squares gedeeld door de Total sum of squares. Maximaal is deze waarde 1 (alle variantie zit binnen de groepen, er is geen variantie verklaard door verschil tussen de groepen), minimaal benadert ze 0 (alle variantie zit tussen de groepen, er is geen variantie binnen de groepen). Hoe lager de waarde hoe duidelijker de twee groepen verschillen. Deze berekening is uitgevoerd voor de volledige diepterange, met kleine stapjes. (idem voor T65). De curves duiden aan dat in vele gevallen een duidelijk minimum wordt gevonden. Voor diepte ligt dat typisch rond -2 m. Als de dataset op basis van deze kritische diepte in twee delen wordt gesplitst, dan is het verschil tussen de twee groepen maximaal, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Voor T65 ligt de kritische waarde meestal rond 100 min. In sommige gevallen komt geen duidelijk minimum naar voren. Er is dan geen duidelijke kritische waarde aan te duiden waarlangs de dataset op 'natuurlijke' wijze in tweeën valt. De significantie van het ANOVA model voor de 'optimale' kritische waarde is berekend. In alle gevallen was deze significant.

In een tweede stap van de analyse proberen we een combinatie van twee factoren te bepalen, zodanig dat een criterium ontstaat dat de dataset optimaal in twee groepen verdeelt. Om het probleem enigszins te beperken hebben we bepaald dat de scheidslijn een rechte lijn wordt in het diagram Diepte-T65. Het criterium om te bepalen of een lijn een optimale scheiding vormt is hetzelfde als voor de analyse van een enkele factor. Het is niet gemakkelijk een optimalisatie-algoritme te vinden voor dit probleem. De functie die moet worden geoptimaliseerd is immers niet continu, maar 'verspringt' van waarde bij het al of niet insluiten van een bepaald monster. Zie daarvoor ook de curven van de enkele factoren. De optimalisatie is uitgevoerd met het "Pricefit" algoritme (Soetaert & Herman, 2009) dat in R is geïmplementeerd. Dit is een bijzonder robust algoritme dat weinig risico loopt in een lokaal minimum gevangen te zitten, en dat behoorlijk kan werken als de functie min of meer continu is (d.i. een duidelijke trend vertoont zonder strikt continu te zijn). Wel is nooit gegarandeerd dat het globale minimum wordt gevonden – daarom is het algoritme met een aantal verschillende beginwaarden voor de parameters van de lijn uitgevoerd.

Tenslotte is aan de hand van de Bayesian Information Criterion bepaald of, en in welke mate, het toevoegen van extra parameters tot significant betere modellen leidt. Dit criterium hangt af van de likelihood van het model, en van het aantal gebruikte parameters. Als twee modellen een even goede fit hebben maar een verschillend aantal parameters zal het eenvoudigste model worden gekozen. We hebben de volgende modellen met elkaar vergeleken:

- nulmodel: alle waarnemingen behoren tot dezelfde populatie
- model met Diepte: scheiding in twee groepen op basis van de optimale kritische diepte

- model met T65
- model met T65 en Diepte gecombineerd

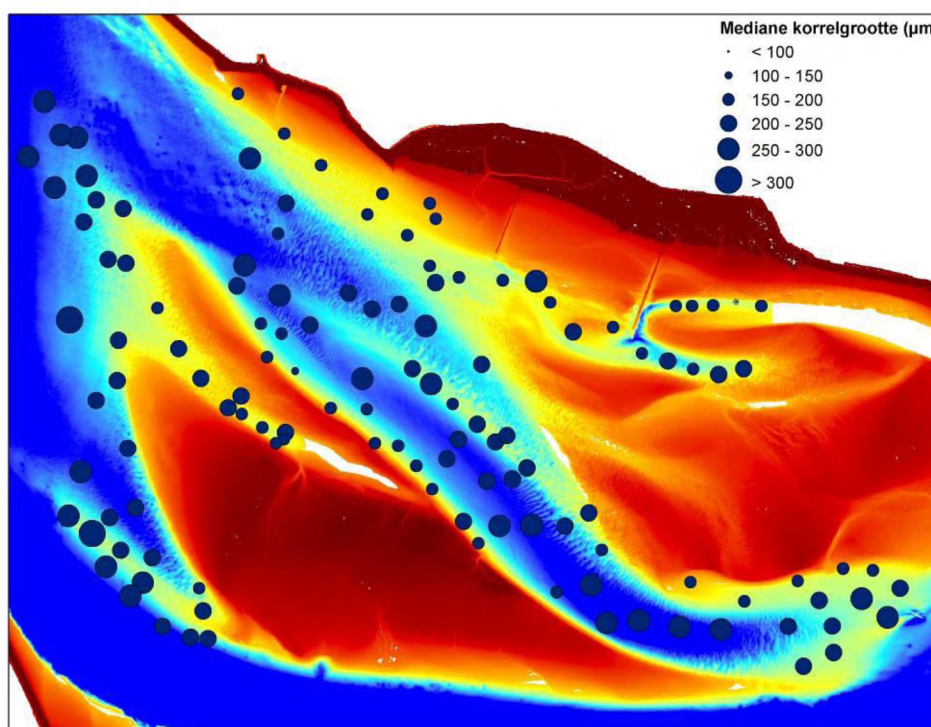
Een overkoepelende 'Ecologische Rijkdom': Bij de inspectie van de gegevens valt op dat dichtheid, biomassa en soortenrijkdom met elkaar zijn gecorreleerd, maar dat ieder van deze drie variabelen toevallige uitschieters vertoont die vaak niet zijn weerspiegeld in de andere variabelen (bijv. een uitschieter in de biomassa door één grote krab). Om deze ruis zo veel mogelijk te onderdrukken, en om een enkele maat te bereiken voor 'ecologische rijkdom' zijn de drie variabelen met elkaar gecombineerd. Eerst zijn alle variabelen gestandaardiseerd door het gemiddelde af te trekken van de waarnemingen, en te delen door de standaarddeviatie van de variabele. Daarmee worden alle drie variabelen gelijk gewogen (alle hebben gemiddelde 0 en standaarddeviatie 1). Vervolgens wordt het gemiddelde van deze drie gestandaardiseerde variabelen als maat voor 'ecologische rijkdom' genomen. Op deze nieuwe variabele is dan dezelfde analyse uitgevoerd als hierboven beschreven.

8 Resultaten

8.1 Sedimentsamenstelling

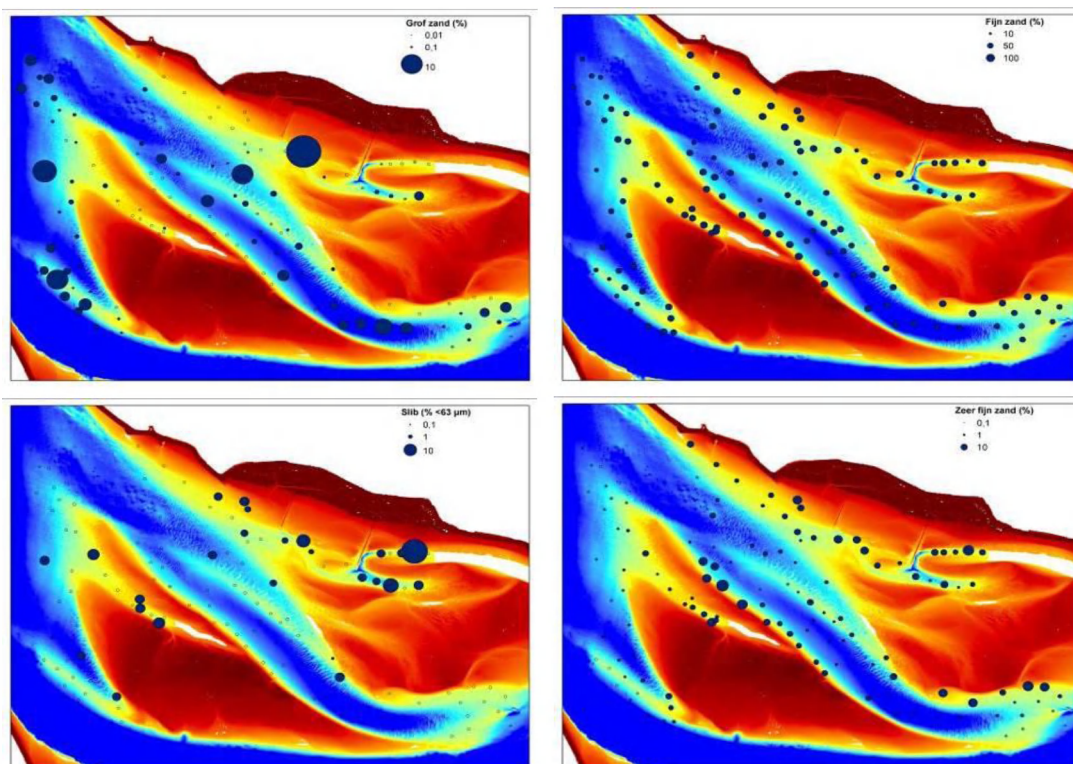
8.1.1 Algemene kenmerken

De mediane korrelgrootte is gemiddeld $221 \pm 3.6 \mu\text{m}$ (fijn zand) in het studiegebied (range 78 – $321 \mu\text{m}$) (Figuur 15). Met name tegen de plaat- en slikranden aan is de mediane korrelgrootte kleiner dan in de geulen. Op de zuidelijke zandtong en in de diepere delen is het sediment groffer, maar de verschillen zijn niet zeer groot.



Figuur 15: Mediane korrelgrootte (μm) op de 127 bemonsteringslocaties.

Het slibgehalte (fractie $< 63 \mu\text{m}$) is op de meeste locaties zeer laag (gemiddeld $1.36 \pm 1.40 \%$, range 0 – 42.8) (Figuur 16). Op 100 locaties wordt zelfs helemaal geen slib gemeten met de Malvern. Enkel de locaties gelegen tegen de noordelijke slikrand aan, en een aantal locaties in het 'geultje' hebben hogere slibgehaltes. De fractie zeer fijn zand wordt in hoofdzaak aangetroffen in de locaties die gelegen zijn nabij de slik- en plaatranden, terwijl in de geulen en op de twee zandtongen veel lagere percentages worden waargenomen. Hogere percentages van de fractie grof zand worden dan weer meer in de geul en op de zuidelijke zandtong waargenomen.

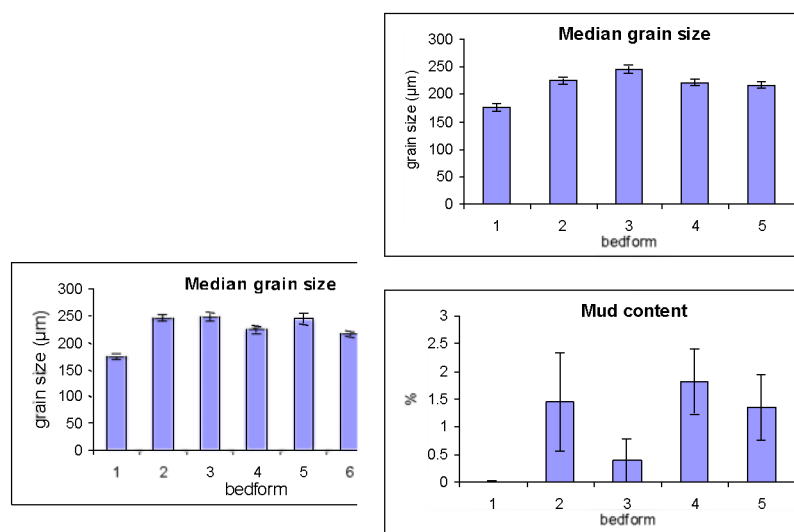


Figuur 16: Fractie grof zand, fijn zand, zeer fijn zand en slib op de 127 bemonsteringslocaties.

8.1.2 Mediane korrelgrootte en bodemvormen

Er is geen duidelijke relatie aanwezig tussen de mediane korrelgrootte en de onderscheiden bodemvormen, noch in de wintersituatie, noch in de zomersituatie (figuur 17). Enkel klasse 1 – de quasi vlakke bodemvormen – heeft een significant lagere mediane korrelgrootte dan de overige bodemklassen, zowel in de winter (behalve met klasse 7, het plaat geultje) als in de zomer conditie. Het plaat geultje vormt duidelijk een apart habitat (in de winter situatie zitten de monsterpunten van het plaat geultje in bodemvorm klasse 7 en vormen een aparte klasse ($n=7$), in de zomer situatie zitten ze in klasse 2, tezamen met nog een groot aantal ($n=50$) andere monsterpunten). Klasse 7 heeft ook in de wintersituatie een significant lagere mediane korrelgrootte dan de andere bodemklassen.

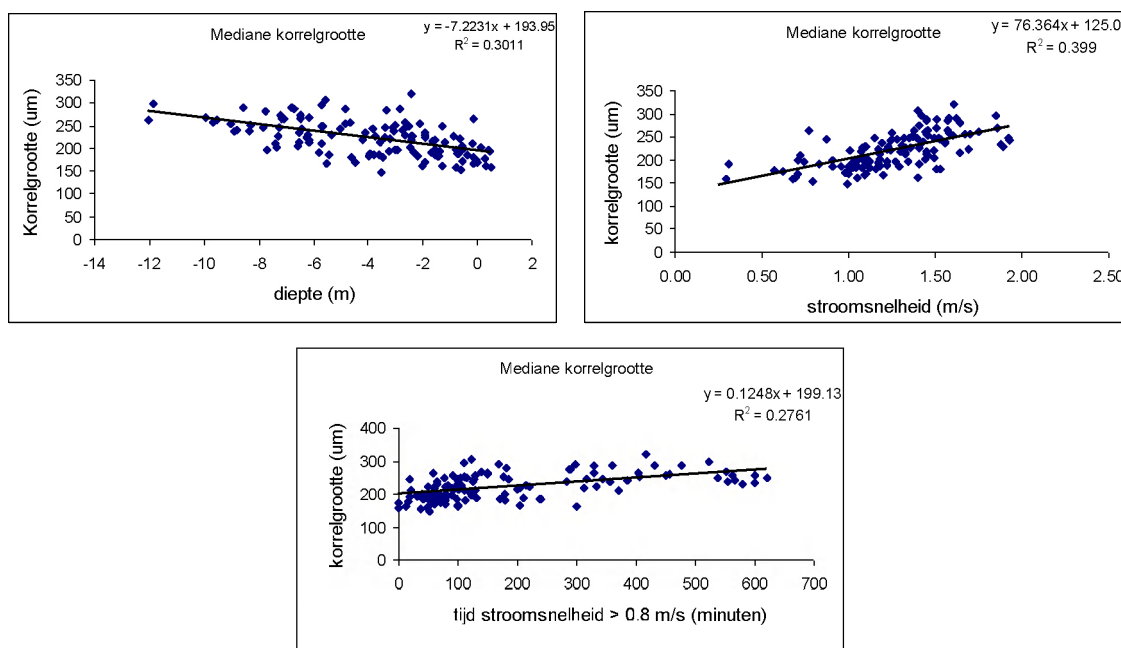
Opvallend is dat in klasse 1 (de klasse met de laagste mediane korrelgrootte), helemaal geen slib (fractie $< 63 \mu\text{m}$) wordt gemeten, terwijl in de klassen die gekenmerkt worden door hogere en langere bodemvormen wel slib in het sediment voorkomt. Dit wijst op minder goed gesorteerde sedimenten in deze laatste klassen.



Figuur 17: Mediane korrelgrootte en percentage slib (gemiddelde $\pm$ se) per bodemklasse in de wintersituatie (links) en zomersituatie (rechts).

8.1.3 Mediane korrelgrootte en hydrodynamiek

De mediane korrelgrootte vertoont een relatie met diepte en hydrodynamiek (Figuur 18). Met toenemende diepte en bij grotere stroomsnelheden wordt de mediane korrelgrootte groter. Diepte en stroomsnelheid zijn onderling ook gecorreleerd ($y = -0.0748x + 0.9711$, $r^2 = 0.44$). De duur dat een bepaalde stroomsnelheid (0.8 m.s^{-1}) overschreden wordt gedurende een getijcyclus lijkt ook van invloed te zijn op de mediane korrelgrootte, maar de relatie is minder sterk en vlakt al vrij snel af.



Figuur 18: Relatie tussen mediane korrelgrootte en diepte (m GLLWS), maximale stroomsnelheid en de tijd dat de stroomsnelheid 0.8 m.s^{-1} overschrijdt gedurende een getijcyclus.

8.1.4 Conclusie sedimentsamenstelling

Het sediment in het subtidaal ter hoogte van de Plaat van Walsoorden bestaat hoofdzakelijk uit fijn zand. Er is een duidelijk ruimtelijk patroon met een kleinere mediane korrelgrootte nabij de plaat- en slikranden, en een wat grover sediment in de geulen en op de zuidelijke zandtong. Er is dan ook een significante relatie tussen mediane korrelgrootte en diepte. Met toenemende stroomsnelheid neemt ook de mediane korrelgrootte toe. Er is geen duidelijke relatie aanwezig tussen de mediane korrelgrootte en de onderscheiden bodemvormen, noch voor de classificatie op basis van de wintersituatie, noch van de zomersituatie. Enkel vlakke bodems worden gekenmerkt door een fijner sediment in vergelijking tot de andere bodemvormen. Opvallend is dat bodems met duidelijke bodemvormen slechter gesorteerde sedimenten hebben dan de vlakkere bodems.

8.2 Macrobenthos

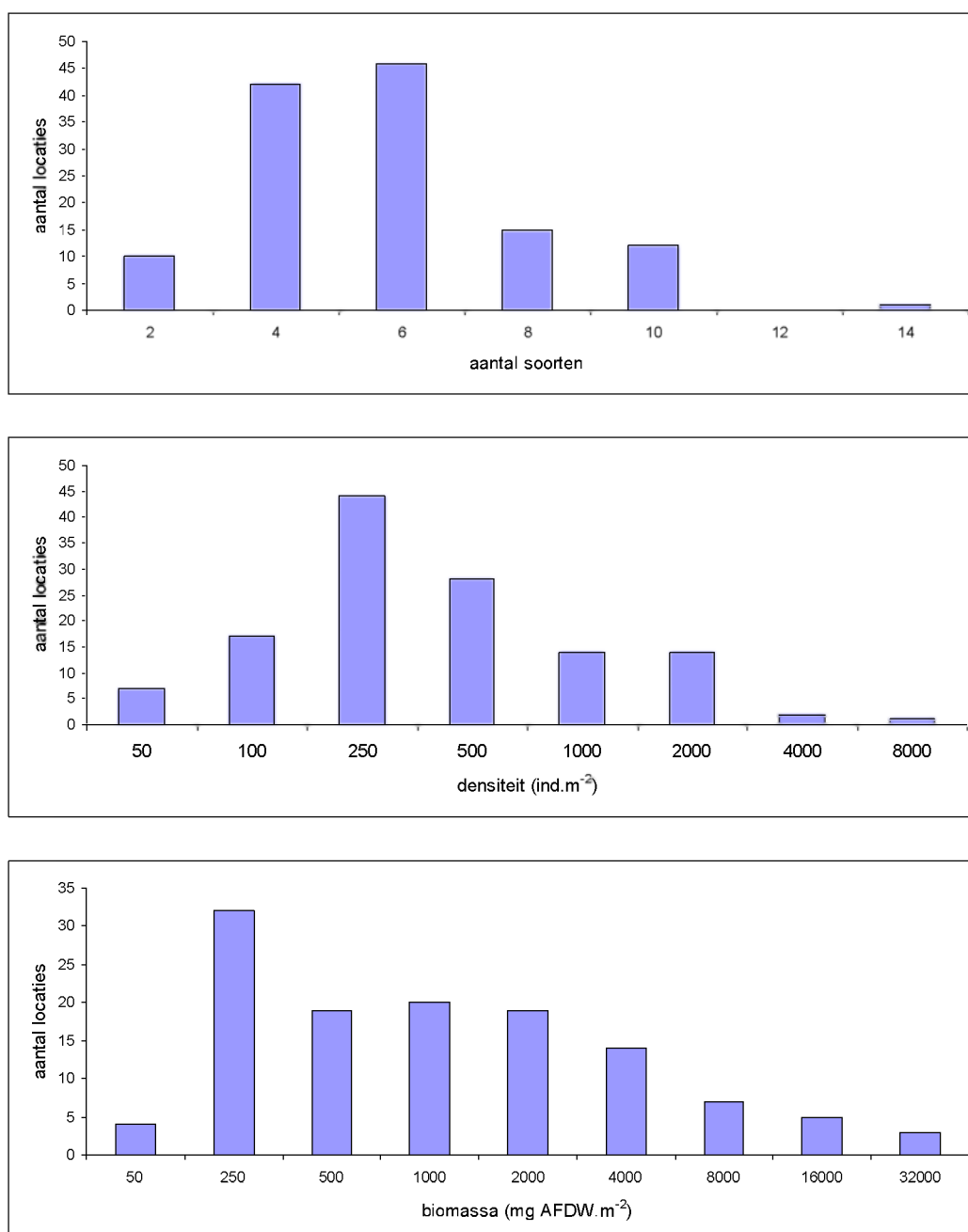
8.2.1 Algemene karakteristieken macrobenthos

In totaal zijn 53 taxa onderscheiden (Tabel 5). De belangrijkste taxonomische groepen zijn Annelida (25 taxa) en Crustacea (23 taxa). Van de Mollusca worden maar drie soorten waargenomen. Gemiddeld bedraagt de soortenrijkdom 5.31 ± 0.22 taxa per box-core (range 1 – 16 taxa). De gemiddelde totale densiteit bedraagt 453 ± 54 ind.m⁻² (range 13 – 4419 ind.m⁻²), de gemiddelde totale biomassa 3.8 ± 0.97 g AFDW.m⁻² (range 0.02 – 76.3 g AFDW.m⁻²). De hoge biomassa's op een paar locaties worden veroorzaakt door de aanwezigheid van *Ensis directus* of *Carcinus maenas* (zie verder).

Tabel 5: Overzicht van de waargenomen macrobenthos taxa.

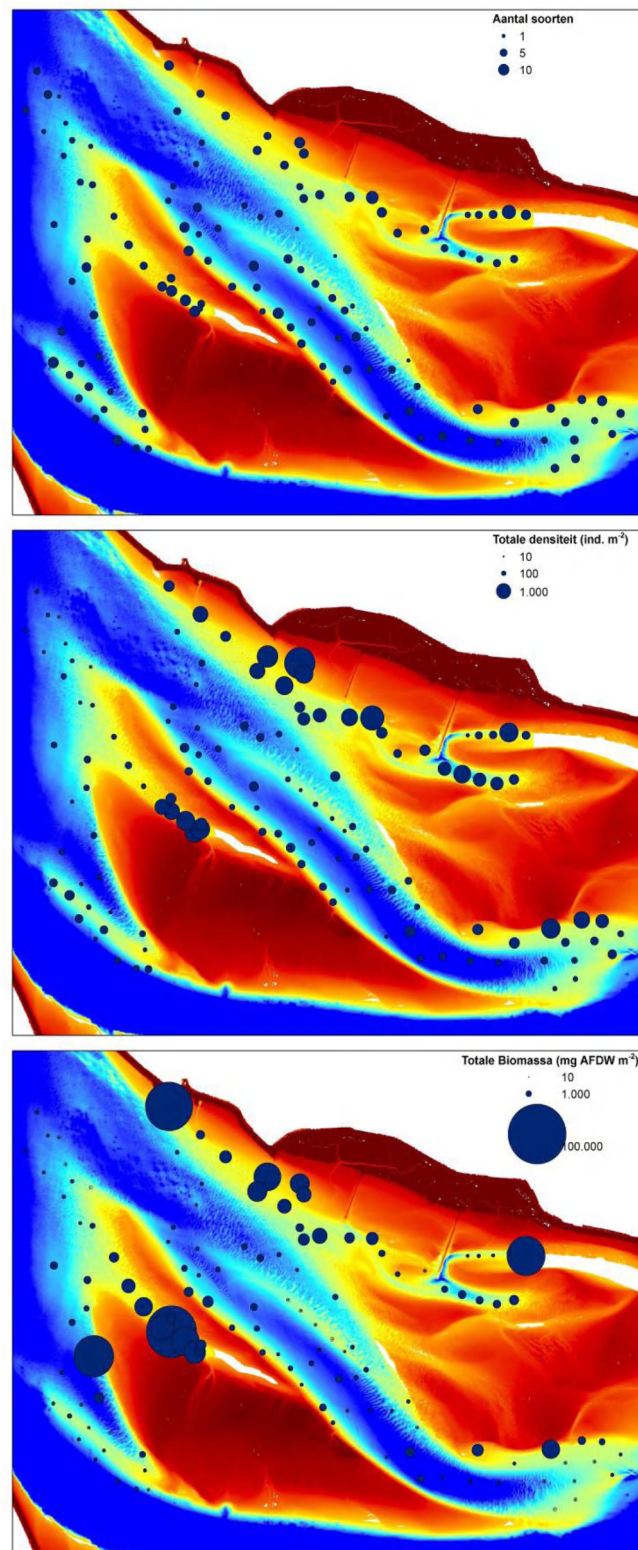
Phylum	Classis	Species	Phylum	Classis	Species
Annelida	Oligochaeta	OLIGOCHAETA	Arthropoda	Crustacea	<i>Abludomelita obtusata</i>
	Polychaeta	<i>Aphelochaeta marioni</i>			<i>Bathyporeia</i> sp.
		<i>Arenicola marina</i>			<i>Bathyporeia elegans</i>
		<i>Capitella capitata</i>			<i>Bathyporeia pilosa</i>
		<i>Eteone</i> sp.			<i>Bathyporeia sarsi</i>
		<i>Heteromastus filiformis</i>			<i>Carcinus maenas</i>
		<i>Magelona papillicornis</i>			<i>Corophium</i> sp.
		<i>Malacoceros</i> sp.			<i>Corophium multisetosum</i>
		<i>Marenzelleria cf. wireni</i>			<i>Corophium volutator</i>
		<i>Nephtys</i> sp.			<i>Crangon crangon</i>
		<i>Nephtys caeca</i>			<i>Cyathura carinata</i>
		<i>Nephtys cirrosa</i>			<i>Eurydice pulchra</i>
		<i>Nephtys hombergii</i>			Gammaridae
		<i>Nereis</i> sp.			<i>Gammarus locusta</i>
		<i>Nereis diversicolor</i>			<i>Gammarus salinus</i>
		<i>Nereis succinea</i>			<i>Gastrosaccus spinifer</i>
		<i>Nereis virens</i>			<i>Haustorius arenarius</i>
		<i>Paradoneis fulgens</i>			<i>Idotea</i> sp.
		<i>Polydora cornuta</i>			<i>Melita</i> sp.
		<i>Pygospio elegans</i>			<i>Mesopodopsis slabberi</i>
		<i>Scoelepis</i> sp.			Mysidacea
		<i>Scoloplos armiger</i>			<i>Neomysis integer</i>
		<i>Spio martinensis</i>			NATANTIA
		<i>Spiophanes bombyx</i>			
		<i>Streblospio shrubsolei</i>			
			Chaetognatha		CHAETOGNATHA
			Mollusca	Bivalvia	<i>Ensis directus</i>
					<i>Macoma balthica</i>
				Gastropoda	<i>Hydrobia ulvae</i>
			Nemertea		NEMERTEA

De frequentiedistributies (Figuur 19) tonen aan dat wat soortenrijkdom betreft de meeste locaties tussen 3 en 6 soorten bevatten. Er zijn slechts relatief weinig locaties waar ≥ 7 soorten worden aangetroffen in de box-core. Op één locatie werden 14 soorten aangetroffen. De frequentiedistributie van densiteit toont een optimum bij 100-250 ind.m⁻². Slechts enkele locaties hebben een densiteit > 2000 ind.m⁻². Voor wat biomassa betreft vallen de meeste locaties in de klasse 50-250 mg AFDW.m⁻², waarna het aantal locaties per biomassaklasse geleidelijk afneemt met toenemende biomassa. Het aantal locaties met een biomassa ≥ 4000 mg AFDW.m⁻² zijn beperkt. Voor geen enkele distributie is er sprake van een duidelijke opsplitsing in twee of meerdere groepen.



Figuur 19: Frequentiedistributies van het aantal soorten, densiteit en biomassa. Klassegrenzen zijn als volgt: Aantal soorten (2: 1-2 soorten, 4: 3-4 soorten, ...), Densiteit (50: 0-50 ind.m⁻², 100: 50-100 ind.m⁻², 250: 100-250 ind.m⁻², ...), Biomassa (50: 0-50 g AFDW.m⁻², 250: 50-250 g AFDW.m⁻², ...).

De hoogste soortenrijkdom, totale densiteit en totale biomassa worden aangetroffen langsheen de slikranden en in het plaat geultje, terwijl de geul, de zandtongen en de plaatrand duidelijker soortenarmer zijn en door lagere densiteiten en biomassa's gekenmerkt worden (Figuur 20).



Figuur 20: Soortenrijkdom, totale densiteit (ind.m⁻²) en totale biomassa (mg AFDW.m⁻²) op de 127 monsterpunten in het subtidaal rond de Plaat van Walsoorden.

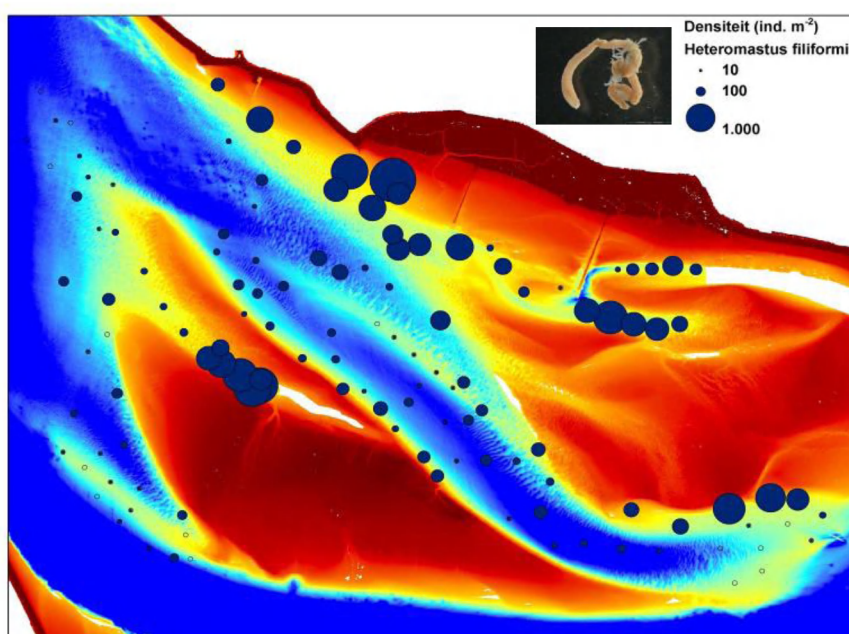
8.2.2 Verspreiding van het macrobenthos – kenmerkende soorten

Voor de kenmerkende soorten zijn verspreidingskaartjes gemaakt die het voorkomen in het studiegebied weergeven. De verspreiding van elke soort wordt kort toegelicht.

Heteromastus filiformis

Algemeen – De polychaete *Heteromastus filiformis* (Ned.: rode draadworm) is een lange, dunne worm. Volwassen exemplaren kunnen 8 tot 18 centimeter lang worden terwijl de doorsnede niet meer is dan 1 millimeter. De worm is bloedrood van kleur. De faeces zien er uit als zwarte pilletjes op het sedimentoppervlak. De worm graaft zich, met de kop naar beneden, tot 40 centimeter in in fijn zand en slik in het getijdengebied, kustwateren en estuaria. Zelf dient de volwassen draadworm als voedsel voor de zandzager, platvissen als schol en bot en steltlopers als de rosse grutto. Jonge draadwormen vormen een prooi voor platwormen, krabben, garnalen en bodemvissen. *H. filiformis* is de meest voorkomende soort in de Westerschelde, zowel in de zoute als brakke zone (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2003). De soort komt zowel intertidaal als subtidaal voor, maar de aantallen zijn veruit het hoogst in het intertidaal. *H. filiformis* heeft een voorkeur voor laag-dynamische, slibrijke gebieden.

Heteromastus filiformis is de meest voorkomende soort in het studiegebied (in 88% van de monsterpunten aangetroffen). De gemiddelde densiteit bedraagt $260 \pm 37 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 0 – 2481 ind.m^{-2}), en daarmee vertegenwoordigt deze soort > 50 % van de totale densiteit. De gemiddelde biomassa is $0.51 \pm 0.08 \text{ g AFDW.m}^{-2}$. De hoogste densiteiten worden aangetroffen tegen de slikrand aan en in het plaat geultje (Figuur 21).

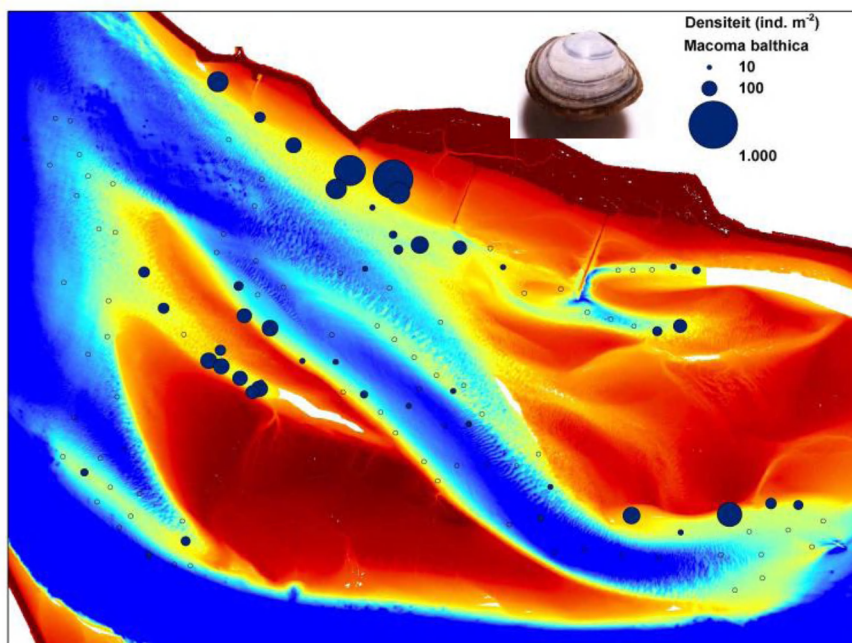


Figuur 21: Verspreiding en densiteit (ind.m^{-2}) van *Heteromastus filiformis* in het subtidaal rond de Plaats van Walsoorden.

Macoma balthica

Algemeen – De bivalve *Macoma balthica* (Ned.: nonnetje) leeft ingegraven in de slikkige of zandige zeebodem van estuaria en kustwateren. Nonnetjes leven hoofdzakelijk van algen. Met hun sifon filteren ze fytoplankton uit het water (filter feeder), maar ze kunnen ook microphytobenthos van de bodem opzuigen (surface deposit feeder). *M. balthica* komt massaal voor en is een belangrijke voedselbron voor steltlopers (bijv. Kanoetstrandloper, Rosse Grutto) en vissen (oa. Schol predeert op de siphons van nonnetjes). Nonnetjes kunnen 6 tot 7 jaar oud worden en graven zich steeds dieper in naarmate ze ouder worden. *M. balthica* is de meest voorkomende bivalve soort in de Westerschelde. De soort is zeer algemeen in het intertidaal, zowel in de mariene zone als de brakke zone (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2003). De gemiddelde biomassa neemt wel af met afnemend zoutgehalte (Ysebaert & Meire 1999). In het subtidaal komt *M. balthica* veel minder voor (10-15 % van de locaties) (Ysebaert & Meire 1999). In de Westerschelde heeft *M. balthica* een voorkeur voor droogvallende, laag-dynamische, fijnzandige gebieden (Ysebaert & Meire 1999).

De bivalve *Macoma balthica* is de enige Mollusca die algemeen voorkomt in het studiegebied (36% van de monsterpunten). De gemiddelde densiteit bedraagt $30 \pm 7 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 0 – 659 ind.m^{-2}), de gemiddelde biomassa is $0.73 \pm 0.19 \text{ g AFDW.m}^{-2}$. De hoogste densiteiten worden aangetroffen tegen de slikrand aan en in het plaat geultje (Figuur 22).

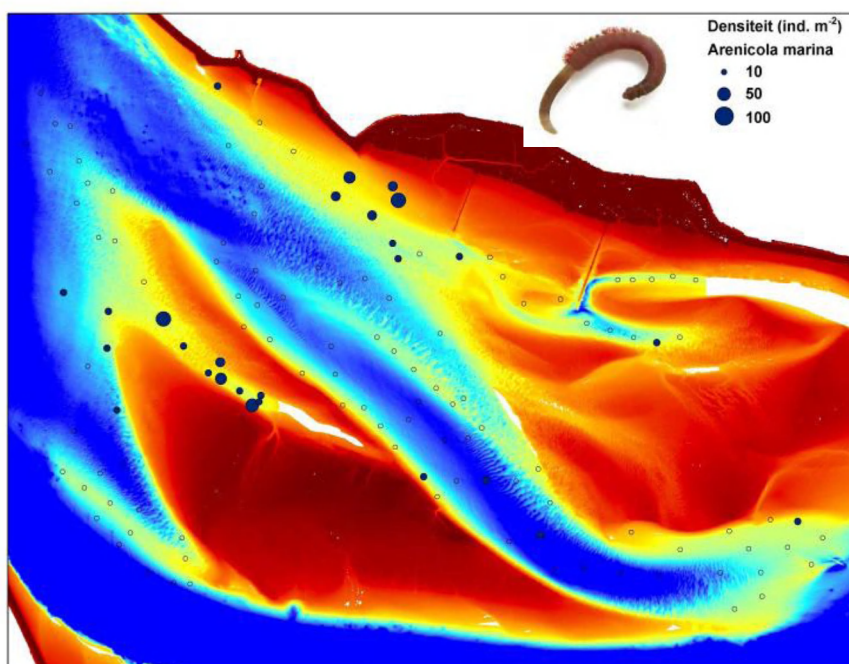


Figuur 22: Verspreiding en densiteit (ind.m^{-2}) van *Macoma balthica* in het subtidaal rond de Plaat van Walsoorden.

Arenicola marina

Algemeen – De polychaete *Arenicola marina* (Ned.: wadpier) kan in grote aantallen voorkomen op het intergetijdengebied. Ze worden tot 20 centimeter lang. Ze leven op zo'n vijftientig centimeter diepte in het sediment, onderin een J- of U-vormige gang die ze zelf graven. De uitwerpselen zijn kenmerkende spiraalvormige zandworstjes. Wadpieren zijn belangrijk voedsel voor vogels en platvissen. *A. marina* is één van de grootste bodemdiersoorten in de Westerschelde. In de Westerschelde is de soort wel minder algemeen dan in de Oosterschelde en Waddenzee. Het is een typisch mariene soort die in de brakke zone nauwelijks voorkomt (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2003). In het subtidaal komt de soort nauwelijks voor (< 3% van alle waarnemingen) (Ysebaert & Meire 1999). In de Westerschelde heeft *A. marina* een voorkeur voor droogvallende gebieden, en zijn voorkomen vertoont een optimum bij stroomsnelheden van 0.36 m.s^{-1} (maximale stroomsnelheid) en sedimenten met een mediane korrelgrootte van $\pm 155 \mu\text{m}$ (Ysebaert & Meire 1999). Daarmee komt de soort in wat meer dynamische gebieden voor dan bijv. *Macoma balthica*.

Arenicola marina bevindt zich in het studiegebied op de rand van zijn verspreidingsgebied in de Westerschelde (Ysebaert & Meire 1999). Stroomopwaarts Walsoorden komt de soort nog nauwelijks voor. *A. marina* vertoont een gelimiteerd verspreidingspatroon, met waarnemingen nabij de noordwestelijke slikrand en in het plaat geultje (21% van de monsterpunten) (Figuur 23). De gemiddelde densiteit is laag met $4.7 \pm 1.0 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 0 – 65 ind.m^{-2}), de gemiddelde biomassa is $0.23 \pm 0.06 \text{ g AFDW.m}^{-2}$ (range 0 – $4.1 \text{ g AFDW.m}^{-2}$).

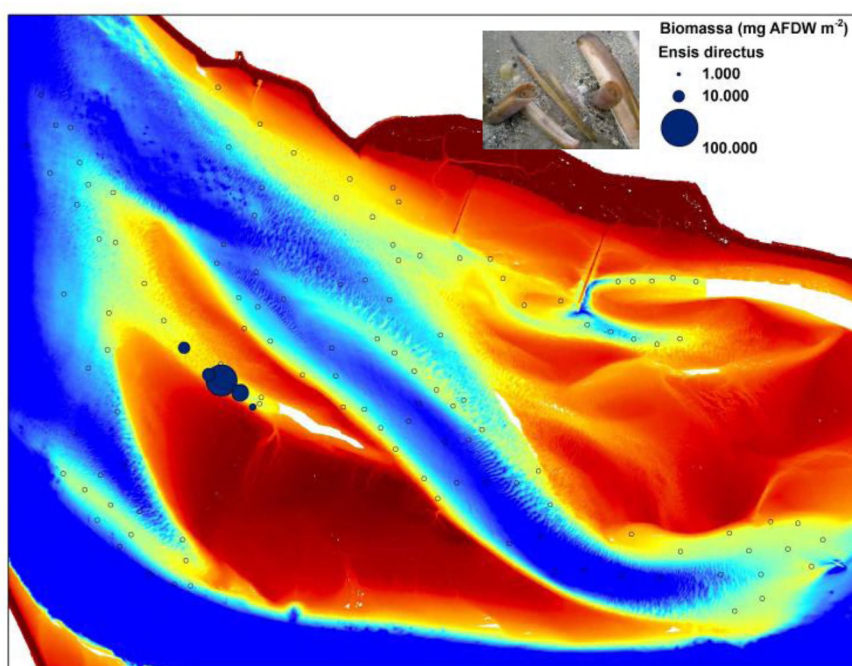


Figuur 23: Verspreiding en densiteit (ind.m^{-2}) van *Arenicola marina* in het subtidaal rond de Plaat van Walsoorden.

Ensis directus

Algemeen – De Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* komt van oorsprong voor aan de Amerikaanse oostkust maar kwam naar Europa door transport (van larven) in het ballastwater van vrachtschepen (jaren '70). De soort komt daar voor in zandige zeebodems, vanaf de laagwaterlijn tot een diepte van 20 à 30 meter (VLIZ 2008). In Europa wordt de Amerikaanse zwaardschede 12 tot 17,5 centimeter lang, terwijl de exemplaren in zijn oorspronkelijk verspreidingsgebied (Noord-Amerika) tot 25 centimeter lang wordt. Doorgaans treedt er een sterke tot matige kromming op in beide schelpheften en gaapt de schelp aan beide uiteinden. De gemiddelde lengte/breedte verhouding van de schelpen bedraagt 6,2. Deze soort leeft ingegraven in het sediment, vaak tot enkele cm diep. De dieren leven in hoge dichtheden bij elkaar. *E. directus* is tegenwoordig een dominante soort langs de Nederlandse kust en in de Waddenzee, maar ook in de Oosterschelde en de Westerschelde rukt de soort op.

De bivalve *Ensis directus* vertoont een zeer gelimiteerd verspreidingspatroon in het studiegebied, met enkel waarnemingen in het plaat geultje (5 waarnemingen) (Figuur 24). Het gaat om grote exemplaren, met een maximale biomassa van 71.6 g AFDW.m⁻². De gemiddelde biomassa is daardoor hoog met 0.93 ± 0.60 g AFDW.m⁻², wat 25% is van de totale biomassa. *E. directus* is een polyhaliene soort en bevindt zich in het studiegebied dan ook op de rand van zijn stroomopwaarts voorkomen.

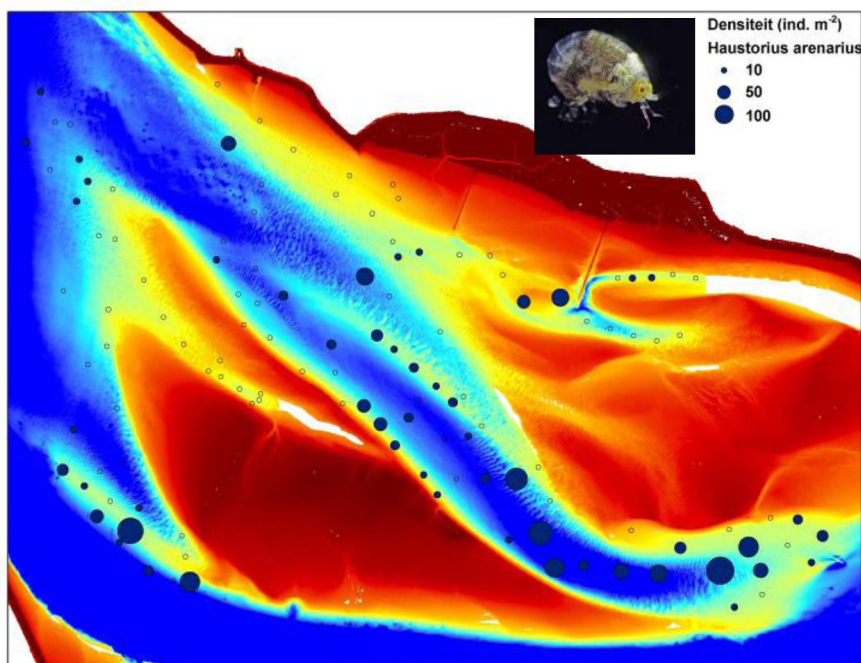


Figuur 24: Verspreiding en biomassa (mg AFDW.m⁻²) van *Ensis directus* in het subtidaal rond de Plaat van Walsoorden.

Haustorius arenarius

Algemeen – De amphipode *Haustorius arenarius* (Ned.: zandvlokreeft, tot 13 mm lang) graaft zich in in het zand en foerageert door zich hier doorheen te graven. Het eerste pootpaar maakt het zand los en dit wordt onder het lichaam naar achter getransporteerd door de waterstroom die de zwempootjes opwekken. Uit de opgewekte waterstroom worden algen gefilterd. *Haustorius arenarius* wordt ook geregeld zwemmend aangetroffen, vooral 's nachts. *H. arenarius* is een zeer mobiele soort die vaak op zandstranden wordt waargenomen. Door zijn snelle graafwijze is het een soort die zeer goed is aangepast aan hoogdynamische condities en in de Westerschelde wordt de soort dan ook in het hoogdynamische intertidaal en in het subtidaal waargenomen.

De amphipode *Haustorius arenarius* is de meest voorkomende Crustacea in het studiegebied (in 41% van de monsterpunten aangetroffen). De gemiddelde densiteit bedraagt 19 ± 3.4 ind.m⁻² (range 0 – 220 ind.m⁻²). De gemiddelde biomassa is laag met 0.05 ± 0.008 g AFDW.m⁻². Deze soort komt typisch voor in de geul en ter hoogte van de drempel, en op de noordelijke en zuidelijke zandtong (Figuur 25).

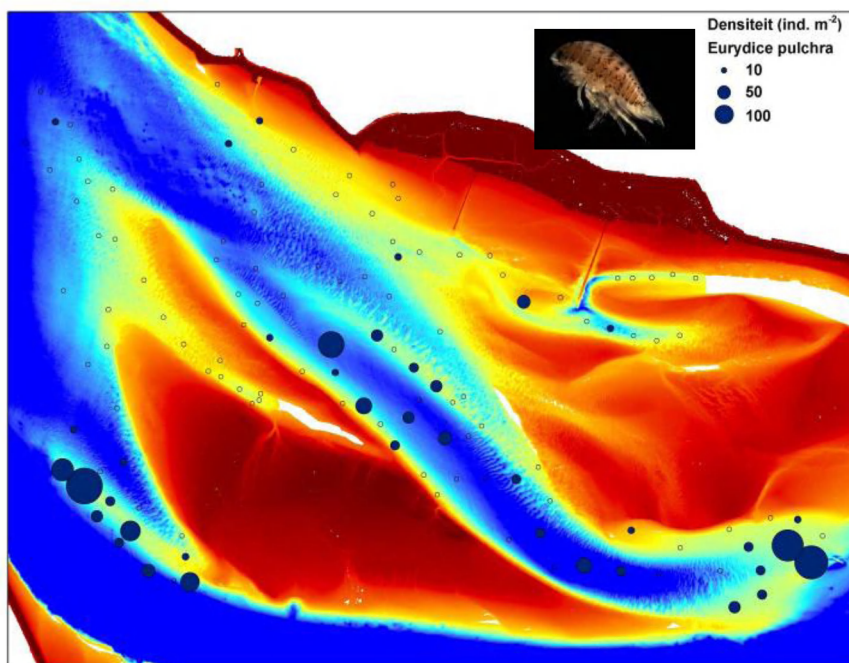


Figuur 25: Verspreiding en densiteit (ind.m⁻²) van *Haustorius arenarius* in het subtidaal rond de Plaats van Walsoorden.

Eurydice pulchra

Algemeen – *Eurydice pulchra* (Ned.: Agaatpissebed) is een typische isopode van kusten en estuaria. Isopoden zijn dorsoventraal afgeplatte crustaceeën (kreeftachtigen) zonder een carapax. *E. pulchra* is een carnivoor die zich voedt met andere crustaceeën, kleine polychaeten, oligochaeten. *E. pulchra* zijn pissebedden die voornamelijk teruggevonden worden in het intertidaal, met een complexe distributie die varieert in relatie tot het tijdstip tijdens het jaar en de getijhoogte (Vandewalle 2007). *E. pulchra* is een zeer goede zwemmer. Hij zwemt met zijn pleopoden en voedt zich wanneer het vloed is en blijft ingegraven als het eb is. *E. pulchra* is een algemene soort op zandstranden langs de kusten van ondermeer Nederland, België, Noord-Frankrijk, noordwest Duitsland en Groot-Brittannië. Het verspreidingsgebied van *Eurydice pulchra* strekt zich uit van de Atlantische kust van Marokko tot Noorwegen. Door zijn snelle graafwijze is het een soort die zeer goed is aangepast aan hoogdynamische condities en in de Westerschelde wordt de soort, net als *Haustorius arenarius*, dan ook in het hoogdynamische intertidaal en in het subtidaal waargenomen.

De isopode *Eurydice pulchra* (Ned.: Agaatpissebed) is de tweede meest voorkomende Crustacea in het studiegebied (in 30% van de monsterpunten aangetroffen). De gemiddelde densiteit bedraagt $19 \pm 5.0 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 0 – 375 ind.m^{-2}). De gemiddelde biomassa is zeer laag met $0.007 \pm 0.002 \text{ g AFDW.m}^{-2}$. Deze soort komt, net als *Haustorius arenarius*, typisch voor in de geul en op de drempel, en op de noordelijke en zuidelijke zandtong (Figuur 26).

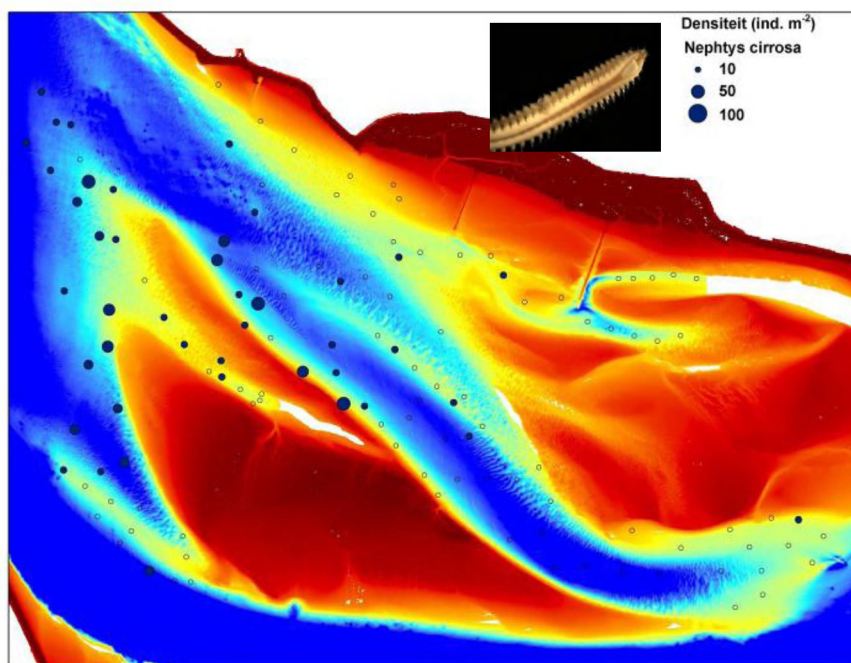


Figuur 26: Verspreiding en densiteit (ind.m⁻²) van *Eurydice pulchra* in het subtidaal rond de Plaats van Walsoorden.

Nephtys cirrosa

Algemeen – De polychaete *Nephtys cirrosa* (Ned.: zandzager) is een carnivore worm, tot 15 cm lang, die behoort tot de borstelwormen. De worm is zeer beweeglijk en kan zich snel ingraven, maar heeft in tegenstelling tot andere borstelwormen geen vaste gang. Deze soort voedt zich met kleine schelpdieren, kreeftachtigen en wormen, alsook detritus. In de Westerschelde is *N. cirrosa* een polyhalieene soort die vooral subtidaal wordt waargenomen (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2003). Dit in tegenstelling tot *Nephtys hombergii* die ook intertidaal wordt waargenomen. Het is een typische soort van zandige sedimenten, en heeft een voorkeur voor meer dynamische gebieden die gekenmerkt worden door relatief hoge stroomsnelheden (Ysebaert & Herman 1999).

De polychaete *Nephtys cirrosa* is een relatief algemeen voorkomende soort (34% van de monsterpunten). De gemiddelde densiteit is laag met $7.0 \pm 1.0 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 0 – 52 ind.m^{-2}), de gemiddelde biomassa is laag met $0.06 \pm 0.01 \text{ g AFDW.m}^{-2}$ (range 0 – 0.68 g AFDW.m^{-2}). De verspreiding is gelimiteerd tot de westelijke kant van het studiegebied (Figuur 27), wat kan te maken hebben met het feit dat deze soort zich hier op de rand van zijn saliniteitsrange bevindt. Het is een typische mariene soort die in de brakke zone nauwelijks voorkomt.



Figuur 27: Verspreiding en densiteit (ind.m^{-2}) van *Nephtys cirrosa* in het subtidaal rond de Plaats van Walsoorden.

Overige soorten

Een andere veel voorkomende soort is de mysid *Mesopodopsis slabberi* (34% van de monsterpunten). Deze soort heeft een vergelijkbare verspreiding als *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*.

De polychaete *Capitella capitata* wordt op 32% van de monsterpunten aangetroffen, voornamelijk langsheen de slikranden en in het plaat geultje.

Andere soorten die in >10% van de monsterpunten wordt aangetroffen zijn *Bathyporeia* sp. (als genus op 38% van de monsterpunten voorkomend), *Crangon crangon*, *Eteone* sp. en Nemertea. De overige soorten zijn veel minder algemeen, en 13 taxa worden slechts éénmaal aangetroffen.

Op vier locaties werd *Carcinus maenas* (strandkrab) aangetroffen. Op drie locaties (westrand Plaat Walsoorden, oostelijke punt Zimmernangeul en westelijke punt slikrand van Waarde, zie Figuur 20) betrof het grote exemplaren, waardoor deze soort een belangrijke bijdrage levert aan de totale biomassa: gemiddeld 1.16 ± 0.67 g AFDW.m⁻², met een maximum van 59.5 g AFDW.m⁻².

8.2.3 Macrobenthos en bodemvormen

Er is geen duidelijke relatie aanwezig tussen het macrobenthos en de onderscheiden bodemvormen, noch in de classificatie op basis van de wintersituatie, noch in die van de zomersituatie (Figuur 28, 29). Wel is duidelijk dat soorten in bepaalde bodemvormen meer voorkomen, en helemaal afwezig zijn in andere, maar langs de gradiënt van een vlakke bodem (klasse 1) naar uitgesproken duinen (klassen 5 en 6) is geen trend aanwezig. Het plaat geultje vormt duidelijk een apart habitat (in de winter situatie zitten de monsterpunten van het plaat geultje in bodemvorm klasse 7 en vormen een aparte klasse (n=7), in de zomer situatie zitten ze in klasse 2, tezamen met nog een groot aantal (n=50) andere monsterpunten). De zomer bodemvormen zijn waarschijnlijk meer representatief om te vergelijken met de bodemdiervoorkomens, aangezien de bemonstering in september is uitgevoerd. Dit geldt zeker voor de mobiele, kortlevende soorten.

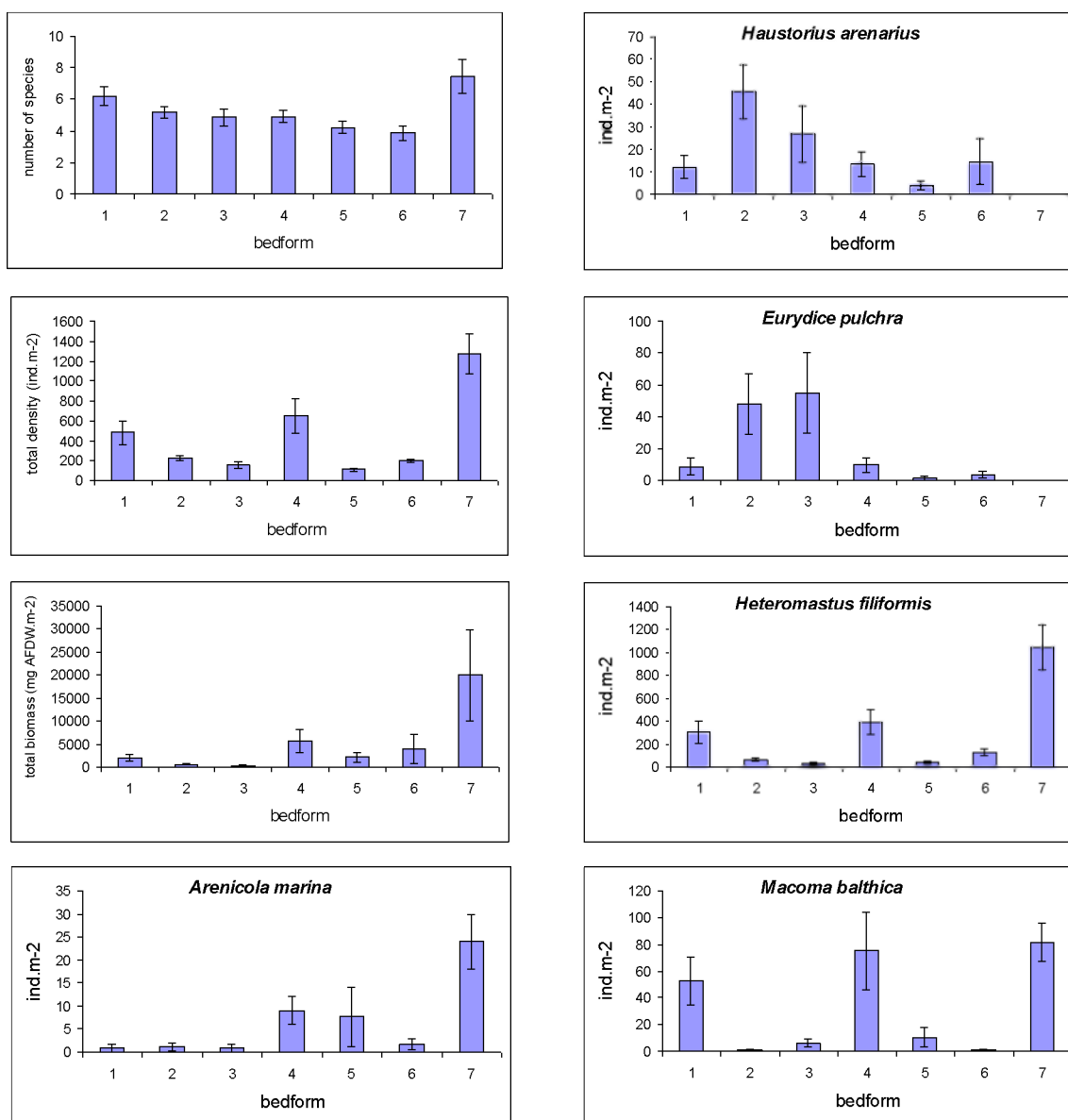
Enkel voor het gemiddelde aantal soorten per core is er een trend aanwezig met meer soorten in de vlakkere bodems (vooral klasse 1).

Totale densiteit is in de bodemvormclassificatie op basis van de winter situatie hoog in vlakke bodems, maar ook in bodems met hoogtes van 50-100 cm en lengtes van 15-25 m (klasse 4), als in klasse 7 (het plaat geultje). In de overige onderscheiden bodemvormen is de totale densiteit laag.

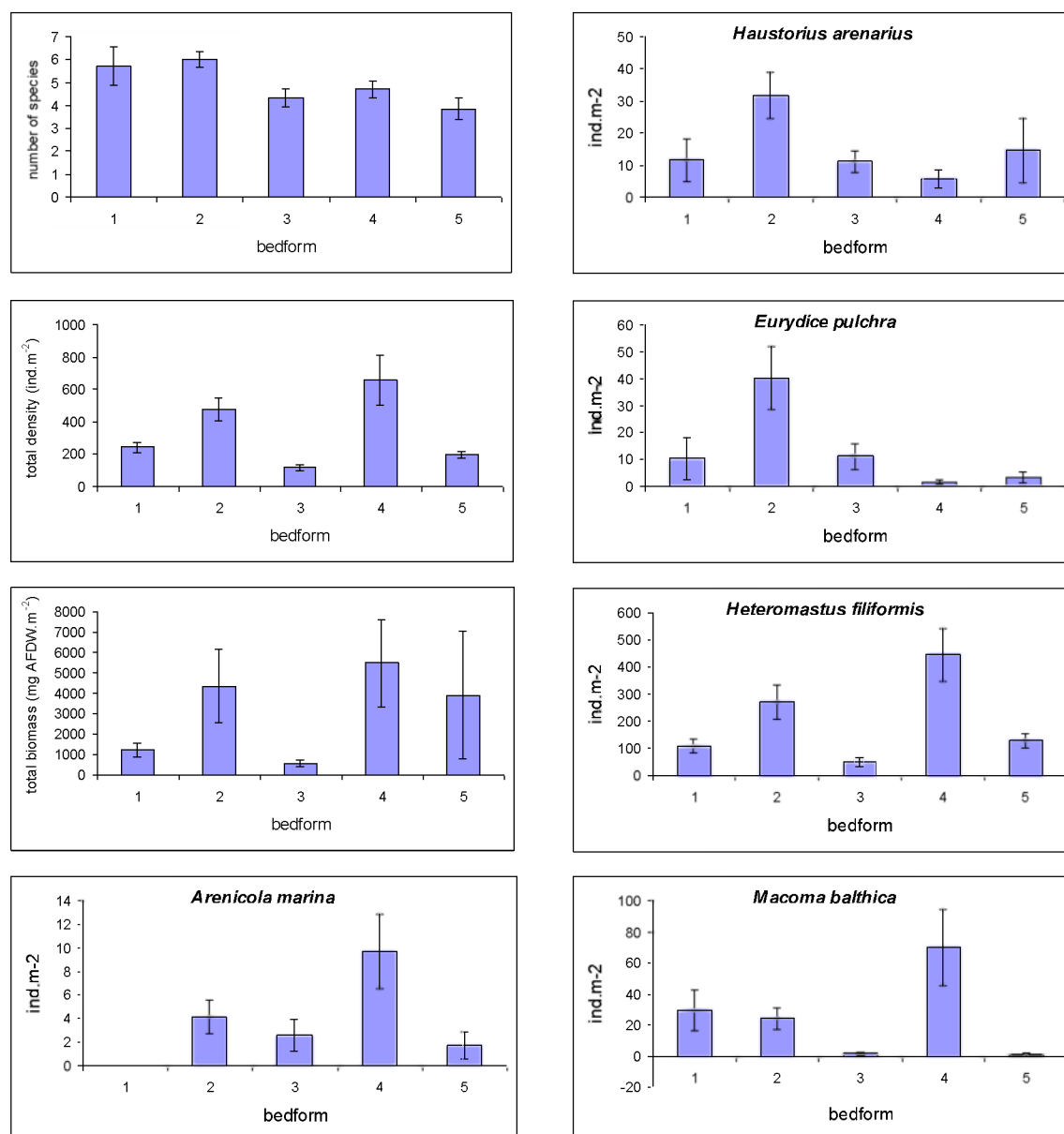
Totale biomassa is in de wintersituatie het hoogst in klasse 7 door de aanwezigheid van de zwaardschede *Ensis directus*, en wordt in de overige klassen mede bepaald door de aanwezigheid van enkele grote krabben (zie boven). Hetzelfde geldt voor de zomersituatie.

Een aantal soorten prefereren in de wintersituatie de bodemklassen 1, 4 en 7 (*Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*), terwijl andere soorten vooral klassen 2 en 3 de hoogste densiteiten bereiken (*Haustorius arenarius*, *Eurydice pulchra*). In de zomersituatie zien we dat vooral klasse 2 (*Haustorius arenarius*, *Eurydice pulchra*) en klasse 4 (*Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*) het belangrijkste zijn.

De wadpier *Arenicola marina* komt in de wintersituatie meer voor in de hogere bodemklassen (4, 5 en 7), en ook in de zomersituatie komt de soort minder voor in de vlakkere bodems.



Figuur 28: Gemiddeld aantal soorten per core, totale densiteit, totale biomassa en densiteit van een aantal soorten per bodemklasse (gemiddelde $\pm$ se) in de wintersituatie.



Figuur 29: Gemiddeld aantal soorten per core, totale densiteit, totale biomassa en densiteit van een aantal soorten per bodemklasse (gemiddelde $\pm$ se) in de zomersituatie.

8.2.4 Respons modellen

Responscurven zijn gefit om te bepalen welke omgevingsfactoren (diepte, stroomsnelheid, duur dat bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt gedurende een getijcyclus (=maat voor dynamiek), mediane korrelgrootte) het beste de waargenomen variatie verklaren in de totale densiteit, totale biomassa, soortenrijkdom en densiteit/biomassa van de belangrijkste soorten macrobenthos.

Diversiteit (aantal soorten)

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het aantal soorten macrobenthos (laagste AIC) (Tabel 6). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Bij andere stroomsnelheden is de AIC groter. Enkel diepte levert een significante bijdrage aan het model.

Figuur 30 toont dat het aantal soorten het grootst is bij de laagste stroomsnelheden en de kortste duur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is: bij overschrijding van een bepaalde stroomsnelheid (circa 0.8 m.s^{-1}) en overschrijdingsduur (circa 90 min) neemt het aantal soorten sterk af. Bij hogere waarden is er geen duidelijke respons meer waarneembaar. Er is dus sprake van een drempelwaarde, waarbij het aantal soorten hoog is onder de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager erboven.

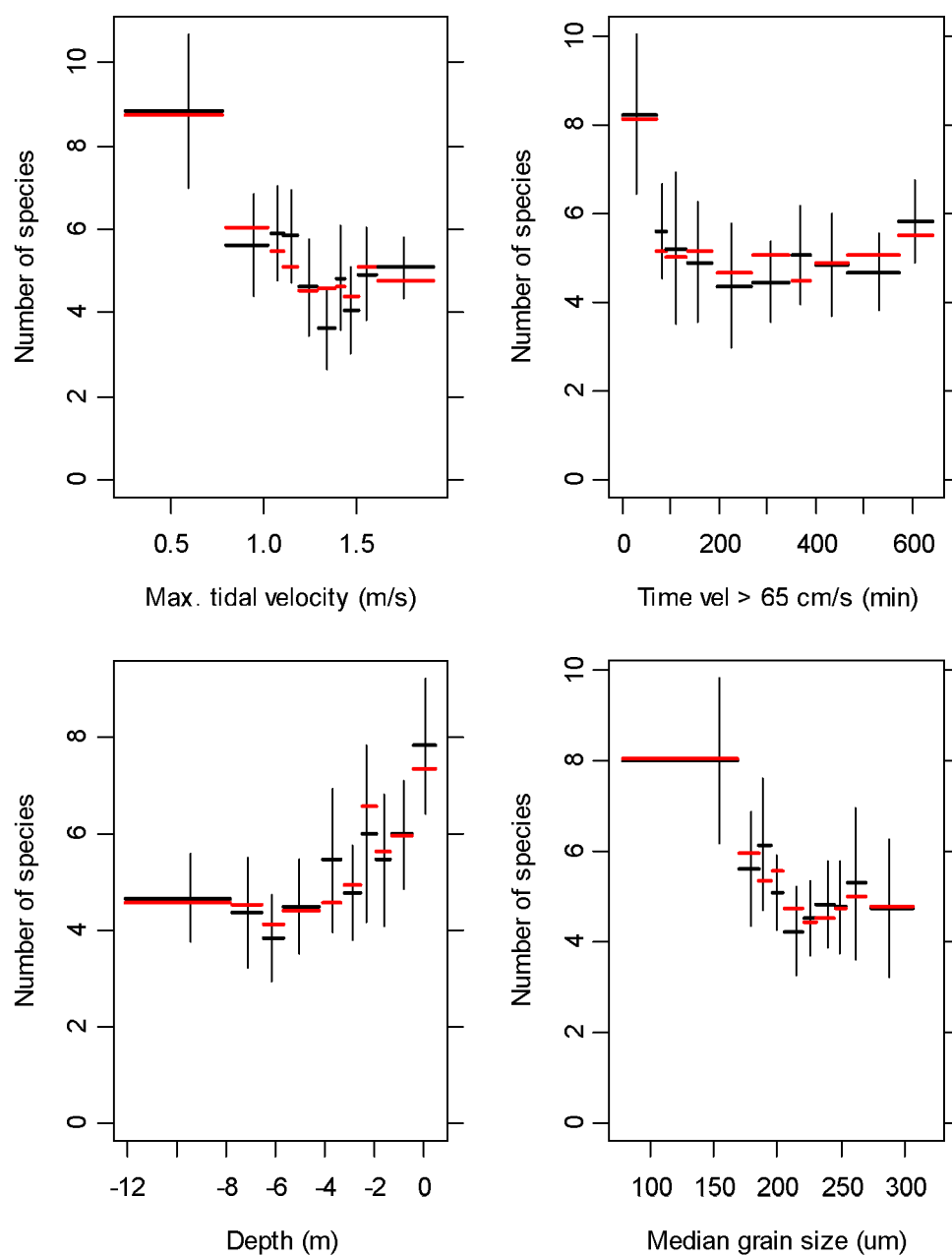
Het aantal soorten neemt significant af met toenemende diepte. Tevens komen het grootste aantal soorten voor bij de laagste mediane korrelgrootte. Ook hier zien we een sterke afname bij een mediane korrelgrootte $> 175 \mu\text{m}$; bij grotere mediane korrelgroottes is er geen duidelijke respons. Ook hier is er dus sprake van een drempelwaarde.

De gemiddelde modelvoorspellingen per klasse zijn vergelijkbaar met de feitelijke waarnemingen.

Wanneer de variabele “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we geen verbetering van het model. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie.

Tabel 6. Response model van het aantal soorten (number of species) op de omgevingsvariabelen maximale stroomsnelheid (maxtij), tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (tij65_min), diepte, en mediane korrelgrootte (sd50).

Number of species: glm(formula = afh ~ maxtij + l(maxtij^2) + tij65_min + l(tij65_min^2) + diepte + l(diepte^2) + sd50 + l(sd50^2), family = poisson(), data = ds)				
Deviance Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.9972	-0.5526	-0.1437	0.3175	2.1558
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	3.903e+00	6.049e-01	6.452	1.11e-10 ***
maxtij	-7.567e-01	7.841e-01	-0.965	0.3345
l(maxtij^2)	6.159e-02	3.326e-01	0.185	0.8531
tij65_min	-2.185e-02	3.683e-02	-0.593	0.5530
l(tij65_min^2)	1.790e-03	1.203e-03	1.487	0.1369
diepte	1.155e-01	4.523e-02	2.555	0.0106 *
l(diepte^2)	7.536e-03	4.281e-03	1.760	0.0784 .
sd50	-1.209e-02	6.754e-03	-1.790	0.0735 .
l(sd50^2)	2.685e-05	1.537e-05	1.746	0.0807 .
--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)				
Null deviance: 136.191 on 126 degrees of freedom				
Residual deviance: 84.713 on 118 degrees of freedom				
AIC: 539.4				



Figuur 30: Responscurven van het aantal soorten op maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Totale densiteit

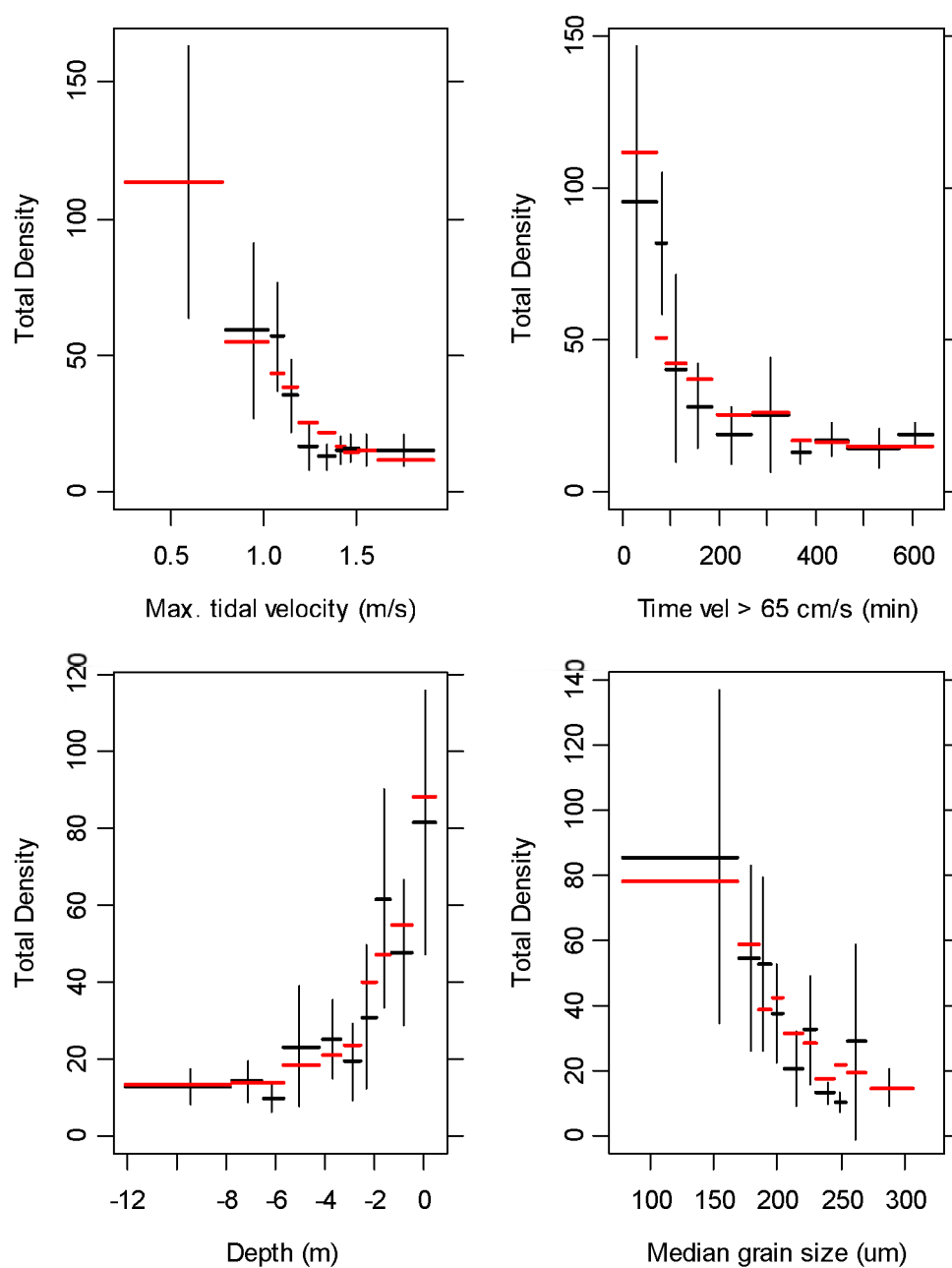
Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor de totale densiteit aan macrobenthos (laagste AIC). Alle variabelen leveren een significante bijdrage aan het model (Tabel 7). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Bij andere stroomsnelheden is de AIC groter.

Er is een duidelijke respons voor stroomsnelheid en de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt. Figuur 31 toont een duidelijke afname in totale densiteit met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. Bij een stroomsnelheid $> 125 \text{ cm.s}^{-1}$ en bij een tijdsduur $> 200 \text{ min}$ zijn de dichtheden zeer laag (drempelwaarde). De totale densiteit neemt ook significant af met toenemende diepte. Tevens nemen de aantallen af bij een grotere mediane korrelgrootte. De gemiddelde modelvoorspellingen per klasse zijn vergelijkbaar met de feitelijke waarnemingen.

Wanneer de variable “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we nog een verbetering van het model (AIC 2588.3, in het geval van de wintersituatie). M.a.w., de bodenvorm verklaart nog een bijkomend deel van de variatie. Dit heeft te maken met het feit dat bodenvormen en hydrodynamiek geen duidelijk verband vertonen (zie boven en Plancke et al. 2009), terwijl de totale densiteit in bepaalde bodenvormen significant hoger is dan in andere bodenvormen (zie Figuren 27 en 28).

Tabel 7. Response model van de totale densiteit (Total density) op de omgevingsvariabelen maximale stroomsnelheid (maxtij), tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (tij65_min), diepte, en mediane korrelgrootte (sd50).

Total density: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)				
Deviance Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-8.7027	-3.0526	-0.9958	1.7581	12.7781
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	5.808e+00	2.167e-01	26.803	< 2e-16 ***
maxtij	5.560e-01	2.923e-01	1.903	0.0571 .
I(maxtij^2)	-6.815e-01	1.460e-01	-4.667	3.06e-06 ***
tij65_min	-1.225e-01	1.120e-02	-10.939	< 2e-16 ***
I(tij65_min^2)	3.510e-03	4.253e-04	8.252	< 2e-16 ***
diepte	2.675e-01	1.879e-02	14.236	< 2e-16 ***
I(diepte^2)	1.889e-02	2.015e-03	9.372	< 2e-16 ***
sd50	-5.326e-03	2.520e-03	-2.113	0.0346 *
I(sd50^2)	1.210e-05	6.163e-06	1.964	0.0496 *
--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)				
Null deviance: 5122.9 on 126 degrees of freedom				
Residual deviance: 2211.3 on 118 degrees of freedom				
AIC: 2842				



Figuur 31: Responscurven van de totale densiteit: densiteit (ind.core^{-1}) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Totale biomassa

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor de totale biomassa aan macrobenthos (laagste AIC) (Tabel 8). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Bij andere stroomsnelheden is de AIC groter. Maximale stroomsnelheid en diepte leveren een significante bijdrage aan het model.

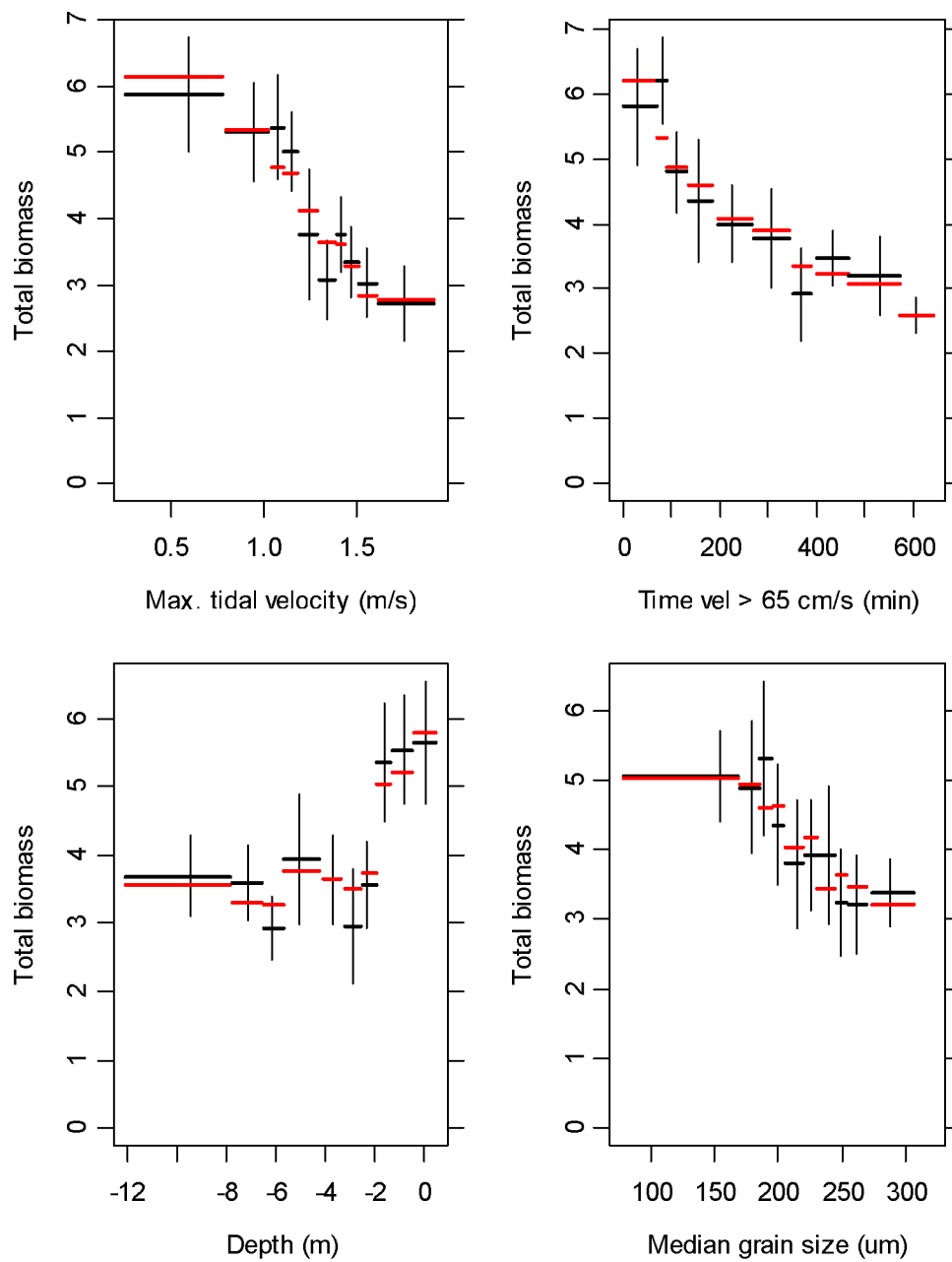
Er is een duidelijke respons voor stroomsnelheid en de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt. Figuur 32 toont een duidelijke, geleidelijke afname in totale biomassa met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. De totale biomassa neemt ook significant af met toenemende diepte en vertoont een drempelwaarde bij $\pm 2 \text{ m}$ GLLWS. Tevens neemt de biomassa af bij een grotere mediane korrelgrootte. De gemiddelde modelvoorspellingen per klasse zijn vergelijkbaar met de feitelijke waarnemingen.

Wanneer de variable “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we geen verbetering van het basismodel. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie.

Tabel 8. Response model van de totale biomassa (Total biomass) op de omgevingsvariabelen maximale stroomsnelheid (maxtij), tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (tij65_min), diepte, en mediane korrelgrootte (sd50).

Total biomass: glm(formula = afh ~ maxtij + l(maxtij^2) + tij65_min + l(tij65_min^2) + diepte + l(diepte^2) + sd50 + l(sd50^2), family = Gamma(), data = ds)				
Deviance Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.095009	-0.192118	-0.001331	0.170092	0.680548
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.404e-01	1.215e-01	1.978	0.05024 .
maxtij	-1.905e-01	1.349e-01	-1.412	0.16057
l(maxtij^2)	1.383e-01	6.421e-02	2.154	0.03329 *
tij65_min	2.173e-04	5.443e-03	0.040	0.96823
l(tij65_min^2)	2.218e-04	1.957e-04	1.133	0.25945
diepte	-1.495e-02	7.168e-03	-2.086	0.03911 *
l(diepte^2)	-2.438e-03	7.246e-04	-3.364	0.00104 **
sd50	-3.467e-04	1.310e-03	-0.265	0.79168
l(sd50^2)	7.596e-07	3.044e-06	0.250	0.80336

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.0851113)				
Null deviance: 21.397 on 126 degrees of freedom				
Residual deviance: 11.079 on 118 degrees of freedom				
AIC: 409.57				



Figuur 32: Responscurven van de totale biomassa: biomassa ($\text{mg AFDW} \cdot \text{core}^{-1}$, $\ln+1$ getransformeerd) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Kenmerkende soorten

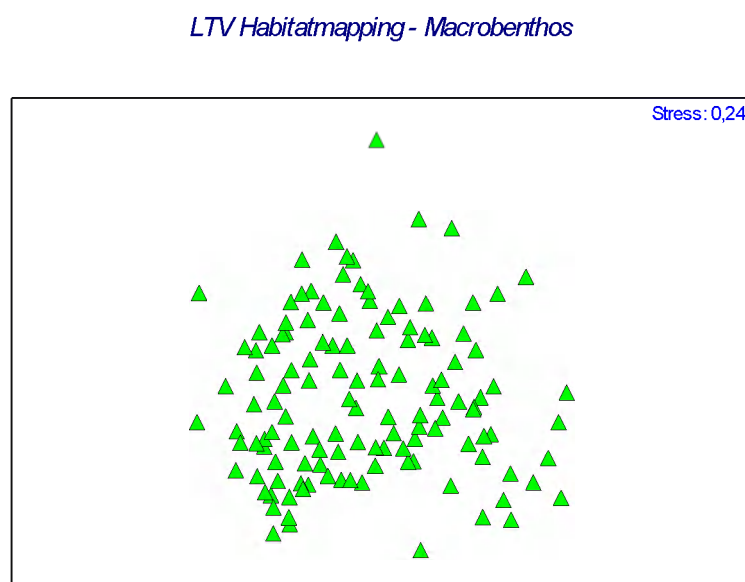
Er zijn ook responscurven gefit voor een aantal karakteristieke soorten (zie bijlage A voor modelresultaten en respons curven). Voor alle soorten geldt dat een combinatie van alle onafhankelijke variabelen de beste predictor is voor het voorkomen van ervan in het studiegebied (laagste model AIC). In alle gevallen wordt het beste model verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Met andere stroomsnelheden (i.e. 50 cm.s^{-1} , 80 cm.s^{-1} en 100 cm.s^{-1}) wordt steeds een minder goed model bekomen, maar de verschillen zijn in de meeste gevallen klein.

Er kunnen duidelijk twee groepen onderscheiden worden. Een aantal soorten (*Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*, *Capitella capitata*) vertonen een afname in densiteit met toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. Deze soorten komen ook vooral in de ondiepere gebieden voor, en prefereren fijnzandige sedimenten. Het tegenovergestelde wordt waargenomen voor *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. *Nephtys cirrosa* vertoont een afwijkend patroon ten opzichte van deze twee groepen, wat waarschijnlijk verklaard wordt door het feit dat deze soort in het studiegebied de grens van zijn stroomopwaartse verspreidingsgebied bereikt.

Net als bij het aantal soorten, totale densiteit en totale biomassa zien we dat er vaak een bepaalde drempelwaarde voorkomt in de omgevingsvariabelen, waarbij de biologische variabele (i.e. de densiteit van een bepaalde soort) hoog is onder (of boven) de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager erboven (of eronder) (zie ook 8.2.6.).

8.2.5 Multivariate analyse

Een multivariate analyse van het macrobenthos in het subtidaal is uitgevoerd met behulp van het programma PRIMER. De mds-plot toont geen duidelijke opsplitsing in groepen of clusters, maar toont eerder een grote wolk aan punten (Figuur 33). Dit wijst erop dat er geen duidelijk te onderscheiden levensgemeenschappen zijn, maar dat er gradiënten/overgangen zijn in soortensamenstelling.



Figuur 33: Multidimensional scaling plot op basis van de macrobenthos data ($\sqrt{\sqrt{}}$ getransformeerde densiteit) van het ondiept subtidaal t.h.v. de Plaat van Walsoorden. Elk symbool stelt een monsterpunt voor ($n=127$).

Uit een ANOSIM analyse met gekozen grenzen voor de verschillende omgevingsvariabelen op basis van visuele inspectie van de responscurven komt het volgende naar voor:

Maximale stroomsnelheid:

- klassegrenzen (1) $<1.0 \text{ m.s}^{-1}$ ($n=20$) – (2) $1.0\text{-}1.4 \text{ m.s}^{-1}$ ($n=67$) – (3) $>1.4 \text{ m.s}^{-1}$ ($n=40$)
- Global $R = 0.163$, $p = 0.01$

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance level %
2, 3	0,131	0,1
2, 1	0,080	7,7
3, 1	0,329	0,1

De verschillen tussen de macrobenthossamenstelling op basis van de maximale stroomsnelheid zijn significant, maar de overlap in soortensamenstelling is groot. Het grootste onderscheid wordt gemaakt tussen de levensgemeenschappen die voorkomen bij een maximale stroomsnelheid $<1.0 \text{ m.s}^{-1}$ en $>1.4 \text{ m.s}^{-1}$. Een Simper analyse laat zien dat de dissimilariteit tussen beide groepen 74% is, met als onderscheidende soorten *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Capitella capitata* die kenmerkend zijn voor groep 1, en *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra* die kenmerkend zijn voor groep 3. Tussen de levensgemeenschappen die voorkomen bij stroomsnelheden $1.0\text{-}1.4 \text{ m.s}^{-1}$ en $>1.4 \text{ m.s}^{-1}$ is er ook een significant verschil, maar de R-statistic is laag (0.13), terwijl tussen de

levensgemeenschappen die voorkomen bij een stroomsnelheid van $<1.0 \text{ m.s}^{-1}$ en $1.0\text{-}1.4 \text{ m.s}^{-1}$ geen significant verschil wordt waargenomen.

Tijdsduur stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$:

- klassegrenzen (1) $<100 \text{ min}$ (n=34), (2) $100 - 400 \text{ min}$ (n=54), (3) $>400 \text{ min}$ (n=39)
- Global R = 0.225, p = 0.01

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance level %
2, 1	0,162	0,1
2, 3	0,111	0,1
1, 3	0,479	0,1

De verschillen tussen de macrobenthossamenstelling op basis van de tijdsduur stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ zijn significant, maar de overlap in soortensamenstelling is relatief groot. Het grootste onderscheid wordt gemaakt tussen de levensgemeenschappen die voorkomen bij een tijdsduur van $<100 \text{ min}$ en $>400 \text{ min}$. Een Simper analyse laat zien dat de dissimilariteit tussen beide groepen 73% is, vooral te wijten aan *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Capitella capitata* die kenmerkend zijn voor groep 1, en *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra* die kenmerkend zijn voor groep 3. Groep 2 is een intermediaire groep met kenmerken van beide andere groepen.

Diepte:

- klassegrenzen (1) $> -2 \text{ m}$ (n=40), (2) $-2 \text{ tot } -5 \text{ m}$ (n=43), (3) $<-5 \text{ m}$ (n=44)
- Global R = 0.186, p = 0.01

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance level %
3, 1	0,313	0,1
3, 2	0,032	4,4
1, 2	0,229	0,1

De verschillen tussen de macrobenthossamenstelling op basis van diepte zijn significant, maar de overlap in soortensamenstelling is groot. Net als bij de andere omgevingsvariabelen zijn de verschillen het grootst tussen groep 1 ($> -2 \text{ m}$) en groep 3 ($< -5 \text{ m}$). Een Simper analyse laat zien dat de dissimilariteit tussen beide groepen 67% is, vooral te wijten aan *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Capitella capitata* die kenmerkend zijn voor groep 1, en *Haustorius arenarius* die kenmerkend is voor groep 3. Groep 2 is een intermediaire groep met kenmerken van beide andere groepen. Ten opzichte van de groepen 1 en 2 is *Eurydice pulchra* kenmerkend voor groep 2.

Mediane korrelgrootte:

- klassegrenzen (1) $< 200 \mu\text{m}$ (n=46), (2) $200 \text{ tot } 250 \mu\text{m}$ (n=53), (3) $> 250 \mu\text{m}$ (n=28)
- Global R = 0.156, p = 0.01

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance level %
3, 2	0,024	21,
3, 1	0,396	0,1
2, 1	0,117	0,1

De verschillen tussen de macrobenthossamenstelling op basis van de mediane korrelgrootte zijn significant, maar de overlap in soortensamenstelling is groot. Net als bij de andere omgevingsvariabelen zijn de verschillen het grootst tussen groep 1 ($> 200 \mu\text{m}$) en groep 3 ($> 250 \mu\text{m}$). Een Simper analyse laat zien dat de dissimilariteit tussen beide groepen 71% is,

vooral te wijten - net als bij de andere omgevingsvariabelen - aan *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Capitella capitata* die kenmerkend zijn voor groep 1, en *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra* die kenmerkend zijn voor groep 3. Groep 2 is een intermediaire groep met kenmerken van beide andere groepen.

Bij alle SIMPER analyses valt op dat de similariteit binnen elke groep vaak laag is, wat wijst op heel wat variatie wat soortensamenstelling betreft tussen de monsterpunten van eenzelfde groep.

De BIOENV routine liet verder zien dat de verspreiding en samenstelling van de gemeenschappen het best gerelateerd is aan twee omgevingsvariabelen: tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ en mediane korrelgrootte ($p = 0.356$, $p = 0.01$). Andere combinaties hebben een iets lagere correlatie, ondermeer de combinatie maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$, diepte en mediane korrelgrootte ($p = 0.335$, $p = 0.01$). Individuele omgevingsvariabelen hebben de volgende relatie:

- maximale stroomsnelheid: $p = 0.275$, $p = 0.01$
- tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$: $p = 0.313$, $p = 0.01$
- diepte: $p = 0.108$, $p = 0.01$
- mediane korrelgrootte: $p = 0.219$, $p = 0.01$

De tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ vertoont de beste relatie met de biologische data, gevolgd door maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte. Diepte heeft de laagste correlatie met de biologische data.

Toevoegen van de variabele "bodenvorm" levert nauwelijks een verbetering van de relatie op, nl. $p = 0.357$ ($p = 0.01$), in combinatie met maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$, en mediane korrelgrootte. De bodenvorm apart vertoont slechts een kleine correlatie met de benthosdata: $p = 0.047$, $p = 0.033$ voor de bodenvormen op basis van de zomerclassificatie, $p = 0.092$, $p = 0.02$ voor de bodenvormen op basis van de winterclassificatie. M.a.w., de bodenvormen verklaren maar een klein deel van de variatie in macrobenthos levensgemeenschappen in het ondiep subtidaal t.h.v. de Plaat van Walsoorden.

8.2.6 Het onderscheiden van ecotopen – habitat mapping

Als eerste benadering voor het onderscheiden van ecotopen is geopteerd voor een analyse op basis van diepte en dynamiek. Beide variabelen worden in het zout ecotopenstelsel ZES 1.1 als belangrijke, structurerende factoren beschouwd voor het subtidaal (zie 8.4 voor verdere vergelijking). Voor dynamiek is de variabele tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ gekozen. Bovenstaande analyses hebben immers aangetoond dat deze variabele de variatie in het macrobenthos beter verklaard dan de maximale stroomsnelheid.

Voor **dichtheid** wordt een duidelijke en significante scheiding verkregen bij een diepte van ongeveer 2 m en een T65 van ongeveer 100 min (Figuur 34). Het model op basis van T65 is het optimale scheidingsmodel. Het wordt niet verbeterd als de combinatie diepte-T65 wordt gemaakt, zoals blijkt uit Tabel 9.

*Tabel 9. Samenvatting van de analyse voor (log-getransformeerde) dichtheid. In deze tabel worden vier modellen met elkaar vergeleken. Voor Diepte is de parameter de kritische diepte waarop scheiding wordt gemaakt. Voor T65 de kritische duur van hoge snelheid. Voor Diepte&T65 zijn de parameters de waarden van resp. a en b in de vergelijking $T65 > a + b * \text{Diepte}$. Alle geteste modellen geven een significante scheiding tussen groepen. De BIC geeft de Bayesian information criterion. Het beste model is het model met de laagste BIC, in dit geval het model met T65 alleen.*

Model	Parameter 1	Parameter2	Significantie	BIC
Nulmodel	-	-	-	386.6863
Diepte	-2.2	-	$P < 0.001$	347.9467
T65	91	-	$P < 0.001$	344.5434
Diepte & T65	261	90	$P < 0.001$	346.2387

Voor **biomassa** levert Diepte een duidelijk optimale scheiding op bij ongeveer dezelfde kritische diepte van 2 m als bij dichtheid (Figuur 34). Voor T65 is de situatie minder eenduidig. Er is een brede range van T65 tussen 100 en 300 min, waar ongeveer even goede scheidingen worden verkregen. Die scheiding is overigens net iets beter dan bij gebruik van Diepte. De scheiding met gebruik van beide variabelen ligt op een andere positie dan voor dichtheid. Het lijkt erop dat iets diepere stations met iets langere blootstelling aan hoge stroming sneller kleine organismen verliezen (ten opzichte van rustigere en ondiepere stations) dan grote, zodat biomassa langs de gradiënt langer hoog blijft dan dichtheid. De resultaten van de testen wordt samengevat in Tabel 10:

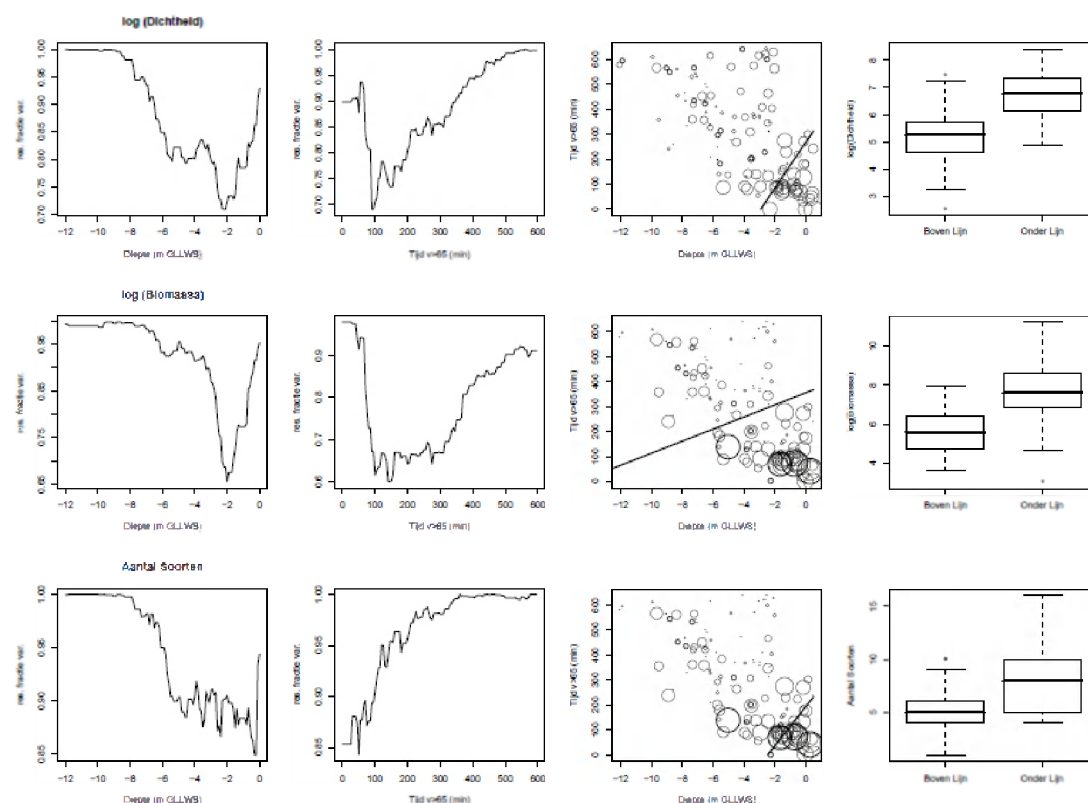
Tabel 10. Samenvatting van de analyse voor (log-getransformeerde) biomassa. Zie verklaring in Tabel 9. Merk op dat de waarden van BIC alleen intern binnen deze tabel kunnen worden vergeleken, maar dat vergelijking met de waarden van de andere analyses geen zin heeft. Het optimale model in deze analyse wordt verkregen met T65 alleen.

Model	Parameter 1	Parameter2	Significantie	BIC
Nulmodel	-	-	-	503.3476
Diepte	-2.0	-	$P < 0.001$	454.6761
T65	141	-	$P < 0.001$	443.3373
Diepte & T65	183	65	$P < 0.001$	448.7125

Voor **aantal soorten** wordt noch aan de hand van Diepte, noch aan de hand van T65 een duidelijke kritische waarde geïdentificeerd die hoge van lage aantallen scheidt. De modellen met de 'optimale' diepte en T65 zijn wel significant, maar worden wezenlijk verbeterd wanneer met beide variabelen tegelijk wordt rekening gehouden. De scheidingslijn ligt ongeveer gelijk aan die voor dichtheid. De resultaten worden samengevat in tabel 11:

Tabel 11. Samenvatting van de analyse voor aantal soorten. Zie verklaring in Tabel 9. Het optimale model in deze analyse wordt verkregen met de combinatie Diepte&T65.

Model	Parameter 1	Parameter2	Significantie	BIC
Nulmodel	-	-	-	597.2184
Diepte	-0.3	-	P < 0.001	581.3735
T65	51	-	P < 0.001	580.3661
Diepte & T65	194	80	P < 0.001	574.4762

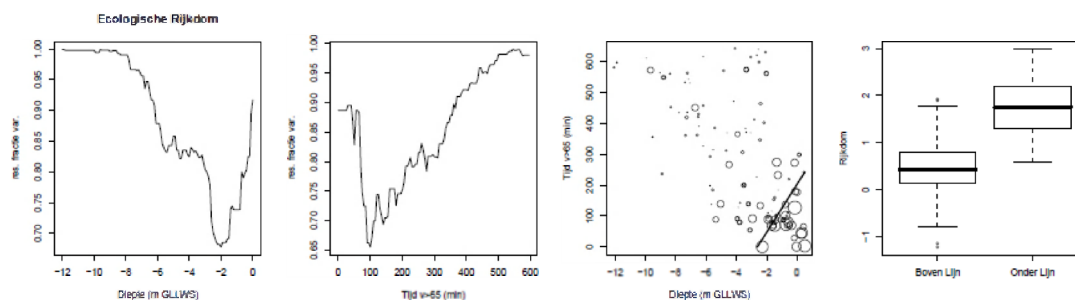


Figuur 34: Verklaarde variantie bij verschillende opsplitsingen van diepte (linkse figuur) en tijdsduur dat stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ (2^{de} figuur van links) voor densiteit (bovenste figuur), biomassa (middelste figuur) en aantal soorten (onderste figuur). De 3^{de} figuur van links geeft de relatie weer tussen diepte (x-as) en tijdsduur dat stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ (y-as). De scheidslijn geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van densiteit, biomassa en aantal soorten (de grootte van de cirkel is een maat voor respectievelijk densiteit, biomassa en aantal soorten). De rechts figuur geeft een box-whisker plot weer voor de twee onderscheiden groepen (resp. boven en onder de scheidslijn). Voor meer details zie Materiaal & Methode.

Voor de gecombineerde **ecologische rijkdom** (Figuur 35) wordt een duidelijk optimale scheiding bereikt aan de hand van Diepte of T65 alleen. Het beste model houdt echter rekening met beide variabelen (Tabel 12). Merk op dat de variabiliteit in deze index duidelijk lager is dan in de afzonderlijke variabelen waarop hij is gebaseerd, en dat de trend met Diepte en T65 gladder en duidelijker is.

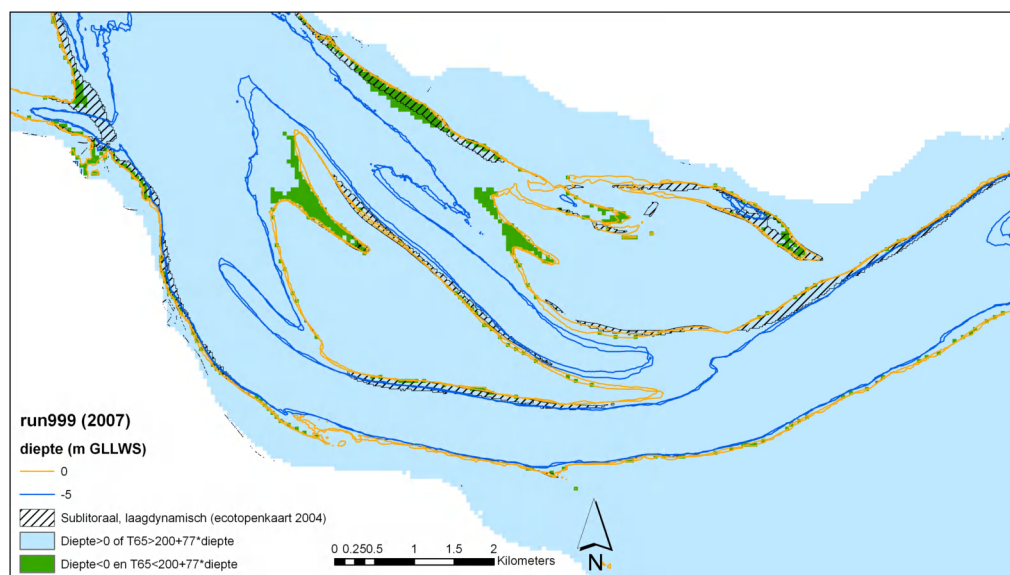
Tabel 12. Samenvatting van de analyse voor 'ecologische rijkdom'. Zie verklaring in Tabel 9. Het optimale model in deze analyse wordt verkregen met de combinatie Diepte&T65.

Model	Parameter 1	Parameter2	Significantie	BIC
Nulmodel	-	-	-	323.1888
Diepte	-2.0	-	P < 0.001	278.6392
T65	101	-	P < 0.001	274.3712
Diepte & T65	200	77	P < 0.001	263.0706



Figuur 35: Verklaarde variantie bij verschillende opsplitsingen van diepte (linkse figuur) en tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (2^{de} figuur van links) voor 'ecologische rijkdom'. De 3^{de} figuur van links geeft de relatie weer tussen diepte (x-as) en tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (y-as). De scheidslijn geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties voor de ecologische rijkdom (hoe groter de cirkels, hoe groter de ecologische rijkdom). De rechtse figuur geeft een box-whisker plot weer voor de twee onderscheiden groepen (resp. boven en onder de scheidslijn).

Op basis van de bekomen scheidslijn voor ecologische rijkdom hebben we een habitatkaart gemaakt voor het studiegebied ter hoogte van de Plaat van Walsoorden (Figuur 36, A3 formaat in bijlage B). Deze kaart geeft dus op basis van de variabelen diepte en tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ aan waar in het subtidaal gemiddeld een rijkere bodemdiergemeenschap (groter aantal soorten, hogere densiteiten en biomassa's) wordt voorspeld (groene kleur) en waar gemiddeld een armere bodemdiergemeenschap (lichtblauwe kleur). Slechts in een beperkt aantal gebieden wordt een rijke bodemdiergemeenschap voorspeld door het model. Belangrijkste gebieden in het studiegebied zijn het 'geultje' en de rand ter hoogte van de slikken van Waarde. Een gebied dat ook als "rijk" voorspeld wordt is het geultje nabij de noordelijke zand tong (westelijk deel Plaat van Valkenisse), maar hier zijn geen monsters genomen in het kader van dit onderzoek. In 8.4 wordt deze habitatkaart verder besproken en vergeleken met de ZES ecotopenkaart.



Figuur 36: Habitat kaart voor "ecologische rijkdom" op basis van de variabelen (1) diepte en (2) tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. De kaart toont waar in het studiegebied (subtidaal t.h.v. de Plaat van Walsoorden) gemiddeld een rijkere bodemdiergemeenschap (groter aantal soorten, hogere densiteiten en biomassa's) wordt voorspeld (groene kleur) en waar gemiddeld een armere bodemdiergemeenschap (lichtblauwe kleur). Het gebruikte model geeft de optimale scheiding tussen de twee groepen weer (zie tekst). Het gearceerde gebied duidt het laagdynamische subtidaal aan volgens ZES 1.1. zout ecotopenstelsel.

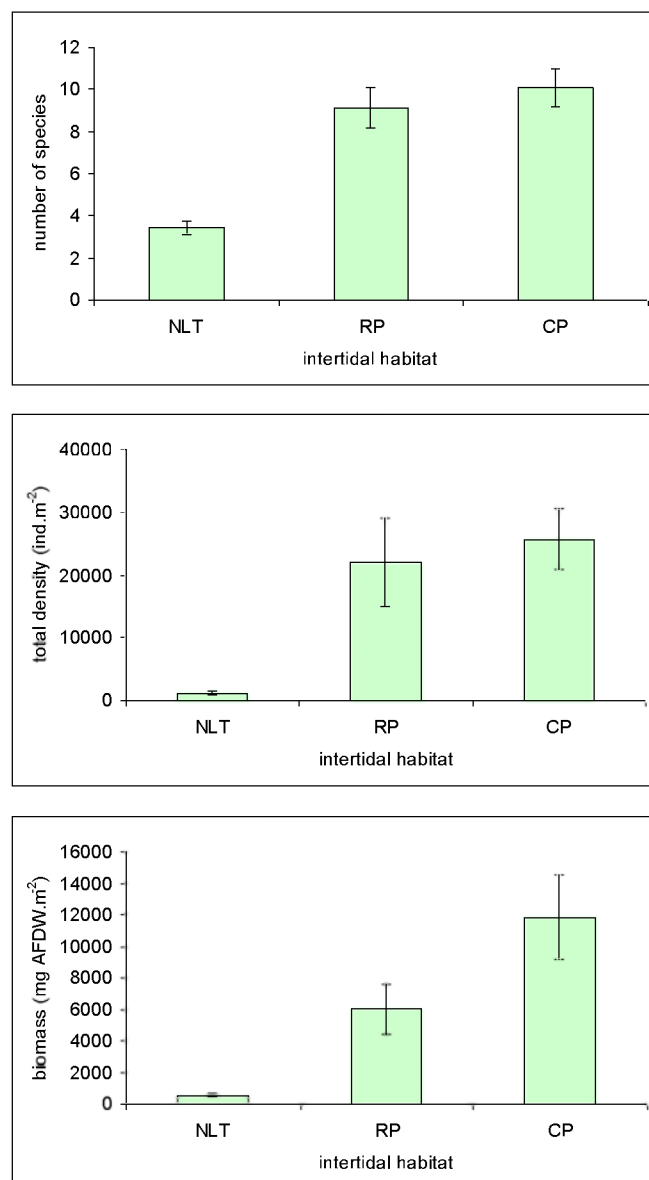
8.2.7 Vergelijking met het intertidale benthos

Een vergelijking is gemaakt met de benthos monitoring op de Plaat van Walsoorden in het kader van het ecologische monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde (van der Wal et al. 2009a). Deze survey werd op hetzelfde moment uitgevoerd als de monsternamen ten behoeve van deze opdracht.

In totaal worden – op basis van dezelfde selectiecriteria – een 34tal taxa aangetroffen op de Plaat van Walsoorden. Dit is lager dan wat we subtidaal in deze studie hebben waargenomen (53 taxa), maar de totale bemonsteringsoppervlakte is ook kleiner. Het gemiddeld aantal soorten per bemonsteringslocatie is duidelijk hoger in het intertidaal en bedraagt 7.9 ± 0.65 soorten per locatie, in vergelijking met 5.31 ± 0.22 taxa per box-core in het subtidaal. Ook hier geldt dat de bemonsteringsoppervlakte in het intertidaal (oppervlakte 0.0150 m^2 per locatie) kleiner is dan de oppervlakte van de box-corer gebruikt in deze studie (0.0774 m^2 per locatie). Deze trend, een groter totaal aantal soorten (grotere beta-diversiteit) maar een kleiner aantal soorten per eenheid oppervlakte in het subtidaal in vergelijking met het intertidaal (kleinere alfa-diversiteit), is overigens al eerder waargenomen in de Westerschelde (Ysebaert et al. 2003). De meest voorkomende soort in het intertidaal is net als in het subtidaal *Heteromastus filiformis*, waargenomen in 70% van de monsterpunten. Maar de overige algemene soorten in het intertidaal ontbreken of komen nauwelijks voor in het subtidaal: *Pygospio elegans* (65%), *Corophium* sp. (60%), en *Nereis diversicolor* (58%). De meest voorkomende bivalve is ook in het intertidaal *Macoma balthica*, waargenomen in 50% van de bemonsteringspunten.

De gemiddelde densiteit is significant hoger in het intertidaal vergeleken met het subtidaal, met gemiddeld $17508 \pm 3529 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 133 – 97867 ind.m^{-2}) in het intertidaal tegenover $453 \pm 54 \text{ ind.m}^{-2}$ (range 13 – 4419 ind.m^{-2}) in het subtidaal. Ook de biomassa is significant hoger, met gemiddeld $6.4 \pm 1.2 \text{ g AFDW.m}^{-2}$ (range 0.06 – 34.8 g AFDW.m^{-2}) in het intertidaal tegenover $3.8 \pm 0.97 \text{ g AFDW.m}^{-2}$ (range 0.02 – 76.3 g AFDW.m^{-2}) in het subtidaal, maar het verschil is kleiner dan met de densiteit. Dit komt omdat in het subtidaal enkele monsterpunten zeer hoge biomassa's hebben door de aanwezigheid van *Ensis directus* en enkele grote strandkrabben.

Van der wal et al. (2009a) onderscheiden een drietal grote, geografisch gescheiden, habitattypes op de Plaat van Walsoorden: de noordelijke landtong, de centrale plaat en de rand plaat. De verschillen in benthos 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 densiteit, aantal soorten en biomassa zijn duidelijk lager op de noordelijke landtong (Figuur 37). De verschillen in benthos 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* (Van der wal et al. 2009a). De ecologisch “rijkere” bodemdiergemeenschap in het subtidaal (zie p. 59) sluit het beste aan op deze gemeenschap, maar in het subtidaal ontbreken soorten zoals *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Hydrobia ulvae* en *Corophium spec.* 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. De ecologisch “armere” bodemdiergemeenschap in het subtidaal (zie p. 59) sluit het beste aan op deze gemeenschap, maar in het subtidaal zijn de soorten *Eurydice pulchra* en *Haustorius arenarius* algemener dan *Bathyporeia spec.*



Figuur 37: Aantal soorten, gemiddelde totale densiteit en gemiddelde totale biomassa voor drie deelgebieden op de Plaat van Walsoorden: noordelijke landtong (NLT), rand plaat (RP), en centrale plaat (CP). Data afkomstig van Van der wal et al. (2009a).

8.2.8 Conclusies macrobenthosonderzoek

Het macrobenthos t.h.v. de Plaat van Walsoorden is niet zeer soortenrijk. Densiteit en biomassa zijn gemiddeld laag, maar plaatselijk kunnen hoge biomassa's aangetroffen worden. Er zijn slechts een paar soorten dominant aanwezig. De ruimtelijke variatie is wel redelijk groot. Met betrekking tot de relatie met de fysische en morfologische omgevingsvariabelen kan het volgende geconcludeerd worden:

- significante responsmodellen worden bekomen voor aantal soorten, totale densiteit, totale biomassa en een aantal kenmerkende soorten op basis van stroomsnelheid, tijdsduur bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden, diepte, en mediane korrelgrootte. Aanwezige bodemvormen (bodemhoogte) zijn weinig verklarend en wanneer toegevoegd aan het respons model dragen nauwelijks bij tot het verklaren van de variatie. Wel zien we grote verschillen in het voorkomen van bodemdieren tussen de verschillende bodemvorm klassen.
- De respons van het macrobenthos op de fysische en morfologische omgevingsvariabelen kan grosso modo opgedeeld worden in twee groepen. Het aantal soorten, totale densiteit en totale biomassa, als wel als een aantal soorten (*Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*, *Capitella capitata*) vertonen een afname met toenemende stroomsnelheid, toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, toenemende diepte en grotere mediane korrelgrootte. Het tegenovergestelde wordt waargenomen voor *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. *Nephtys cirrosa* vertoont een afwijkend patroon ten opzichte van deze twee groepen, wat waarschijnlijk verklaard wordt door het feit dat deze soort in het studiegebied de grens van zijn stroomopwaartse verspreidingsgebied bereikt. Bij de regressieanalyses valt het verder op dat er vaak drempelwaarden lijken voor te komen in de omgevingsvariabelen, waarbij biologische variabelen (dichtheid, biomassa, etc.) hoog zijn onder de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager eronder.
- tijdsduur dat bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden is goede "voorspeller" van het benthos.
- plaat geultje vormt een aparte, relatief rijke, macrobenthosgemeenschap (enige plek met *Ensis*).

Een analyse op basis van de omgevingsvariabelen diepte en tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid (65 cm.s^{-1}) overschreden wordt leverde een onderscheid in twee benthosgemeenschappen: een "ecologisch rijke" bodemdiergemeenschap en een "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap. De eerste wordt gekenmerkt door een relatief groot aantal soorten, hoge totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*. Deze gemeenschap komt ondiep voor ($< -2 \text{ m}$), bij een tijdsduur kleiner dan 100 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, stroomsnelheden $< 100 \text{ cm.s}^{-1}$ en in relatief fijne sedimenten. De habitatkaart op basis van deze analyse toont dat deze gemeenschap slechts in een beperkt aantal kleine gebiedjes voorkomt in het studiegebied. De "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap wordt gekenmerkt door een lager aantal soorten, lagere totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. De gemiddelde abiotische kenmerken van deze groep staan in Tabel 16: deze gemeenschap komt gemiddeld dieper voor, bij relatief hogere stroomsnelheden, een tijdsduur groter dan 300 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, en in meer grove sedimenten in vergelijking tot levensgemeenschap 1. De habitatkaart toont dat deze gemeenschap in het grootste deel van het subtidaal voorkomt.

De subtidale benthosgemeenschap is duidelijk armer dan de intertidale gemeenschap; subtidaal benthos grenzend aan slikken en platen kan beschouwd worden als een verarmde voortzetting van de benthosgemeenschap van het intergetijdengebied.

8.3 Vissen en garnalen

8.3.1 Soortensamenstelling

Tabel 6 toont de vissoortensamenstelling en het totaal aantal gevangen individuen per soort per vistuigtype (total catch numbers) in deze LTV Habitatmapping survey ter hoogte van de Plaat van Walsoorden. Tevens wordt een vergelijking gemaakt met de resultaten van de Demersal Fish Survey (DFS).

De soortensamenstelling in het studiegebied verschilt weinig tussen de 2m boomkor van de kleine boot en de 3m boomkor van de Scholleveer, maar er is een duidelijk verschil in het aandeel van de verschillende soorten tot de totale vangst: een groter aandeel kleinere soorten wordt aangetroffen in de 2m boomkor van de kleine boot. Met name de grondels (Brakwatergrondel en in mindere mate Lozano's grondel) worden in relatief grote aantallen teruggevonden in de 2m boomkor, waardoor deze twee soorten ook proportioneel het belangrijkste zijn. In de 3m boomkor daarentegen zijn Schol en Haring het best vertegenwoordigd.

Er zijn geen duidelijke verschillen in soortensamenstelling waargenomen tussen Walsoorden en de DFS voor de volledige Westerschelde. De zeven meest voorkomende soorten waargenomen met zowel de kleine boot (2m boomkor) als met de Scholleveer (3m boomkor) komen overeen met de zeven meest voorkomende soorten in de DFS van de volledige Westerschelde: schol, tong, bot, haring en de drie *Pomatoschistus* soorten (Tabel 13).

Tabel 13. Vissen species samenstelling en aantallen per vistuig (2m boomkor met de dinghy en 3m boomkor met R/V Scholleveer) in deze studie en in de Demersal Fish Survey (DFS).

Scientific name	Dutch name	Total catch numbers			Proportion of total catch		
		dinghy	Scholleveer	DFS	dinghy	Scholleveer	DFS
<i>Pleuronectes platessa</i>	Schol	91	238	2389	4.3%	31.8%	29.4%
<i>Clupea harengus</i>	Haring	271	127	1804	12.8%	17.0%	22.2%
<i>Solea vulgaris</i>	Tong	30	80	1307	1.4%	10.7%	16.1%
<i>Platichthys flesus</i>	Bot	77	118	1172	3.6%	15.8%	14.4%
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Dikkopje	150	105	970	7.1%	14.0%	11.9%
<i>Pomatoschistus microps</i>	Brakwatergrondel	1121	25	*	52.9%	3.3%	*
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel	301	16	*	14.2%	2.1%	*
<i>Trisopterus luscus</i>	Steenbol		2	154		0.3%	1.89%
<i>Merlangius merlangus</i>	Wijting			109			1.34%
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Zeebaars	33	18	103	1.6%	2.4%	1.27%
<i>Ciliata mustela</i>	Vijfdradige meun	1	6	36	0.05%	0.8%	0.44%
<i>Limanda limanda</i>	Schar			15			0.18%
<i>Ammodytes tobianus / marinus</i>	Zandspiering	33		14	1.6%		0.17%
<i>Osmerus eperlanus</i>	Spiering		1	11		0.1%	0.14%
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljauw		1	10		0.1%	0.12%
<i>Agonus cataphractus</i>	Hamasmanetje		2	6		0.3%	0.07%
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Zeedonderpad		1	4		0.1%	0.05%
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Smelt			4			0.05%
<i>Echiichthys vipera</i>	Kleine pieterman		1	3		0.1%	0.04%
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Snoekbaars	2	1	3	0.1%	0.1%	0.04%
<i>Zoarces viviparus</i>	Puitaal		1	2		0.1%	0.02%
<i>Liparis liparis</i>	Slakdolf	1		2	0.05%		0.02%
<i>Trachurus trachurus</i>	Horsmakreel			2			0.02%
<i>Psetta maxima</i>	Tarbot			2			0.02%
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Griet			2			0.02%
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal		2	1		0.3%	0.01%
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine zeenaald	6	1		0.3%	0.1%	
<i>Syngnathus acus</i>	Grote zeenaald		1	1		0.1%	0.01%
<i>Entelurus aequoreus</i>	Adderzeenaald			1			0.01%
<i>Atherina boyeri</i>	Kleine koomaarvis			1			0.01%
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrondel	4	1		0.2%	0.1%	
Total catch in numbers		2121	748	8128			
Number of species		14	21	27			
Number of hauls		35	21	36			

* identified to the genus level (*Pomatoschistus* sp.)

Tabel 14 toont de invertebraten soortensamenstelling en het totaal aantal gevangen individuen per soort per vistuigtype (total catch numbers) in deze LTV Habitatmapping survey ter hoogte van de Plaat van Walsoorden. Tevens wordt een vergelijking gemaakt met de resultaten van de Demersal Fish Survey (DFS) (Tabel 14).

De invertebraten worden gedomineerd door de Gewone garnaal *Crangon crangon* (Tabel 14). In beide vistuigen vertegenwoordigen ze > 85%. Andere soorten die met beide boomkor types worden waargenomen zijn de Strandkrab *Carcinus maenas* en de Chinese wolhandkrab *Eriocheir sinensis*. Mysidacea (*Mysis* sp.) worden enkel in de 2m boomkor waargenomen.

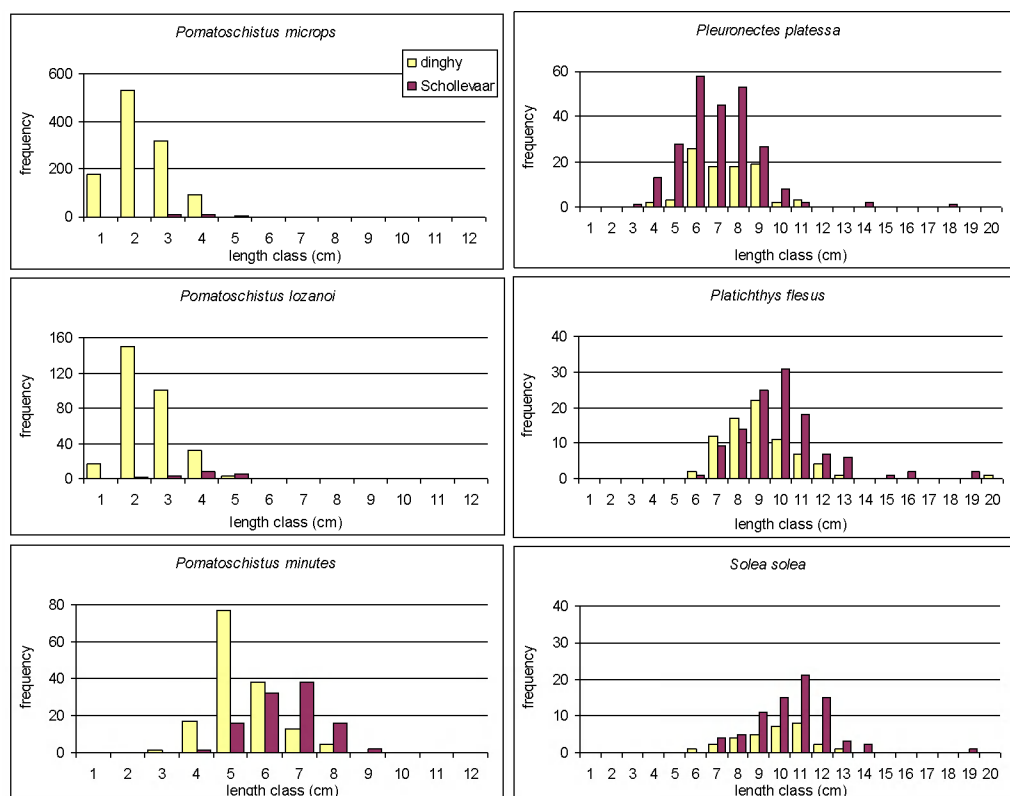
Ook in de Demersal Fish Survey (DFS) voor de volledige Westerschelde domineert de Gewone garnaal de invertebraten gemeenschap. Een aantal andere soorten, zoals de Slangster *Ophiura ophiura* en de Kokkel *Cerastoderma edule* komen ook frekwent voor in de DFS, maar dit zijn typische mariene soorten die in de zone t.h.v. de Plaat van Walsoorden niet voorkomen omwille van de te lage saliniteit.

Tabel 14. Benthos species samenstelling en aantallen per vistuig (2m boomkor met de dinghy en 3m boomkor met R/V Schollebaar) in deze studie en in de Demersal Fish Survey (DFS).

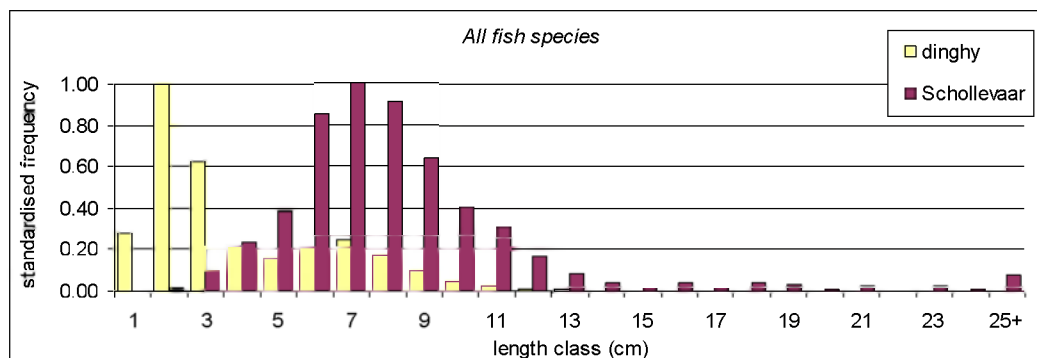
Scientific name	Dutch name	Total catch numbers			Proportion of total catch		
		dinghy	Schollebaar	DFS	dinghy	Schollebaar	DFS
<i>Crangon crangon</i>	Gewone garnaal	9021	3540	46437	88.7%	97.4%	70.0%
<i>Ophiura ophiura</i>	Slangster			9758			14.7%
<i>Cerastoderma edule</i>	Kokkel			8704			13.1%
<i>Carcinus maenas</i>	Strandkrab	82	89	774	0.8%	2.4%	1.17%
<i>Liocarcinus holsatus</i>	Gewone zwemkrab	13		385	0.1%		0.58%
<i>Macoma balthica</i>	Nonnetje	138		128	1.4%		0.19%
<i>Asterias rubens</i>	Zeester			66			0.10%
<i>Loligo subulata</i>	Dwergpijlinktvis			39			0.06%
<i>Pagurus</i> sp.	<i>Pagurus</i> sp.			39			0.06%
<i>Mytilus edulis</i>	Mossel			6			0.01%
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	2	4	6	0.0%	0.1%	0.01%
<i>Leander serratus</i>	Gezaagde steurgarnaal		2	4		0.1%	0.01%
<i>Sepiella</i> sp.	Sepiella			4			0.01%
<i>Cancer pagurus</i>	Noordzeekrab			3			0.00%
<i>Crangon allmanni</i>	Allmangarnaal			2			0.00%
<i>Mysis</i> sp.	<i>Mysis</i>	912			9.0%		
<i>Isopoda</i>	Pissebedden	4			0.04%		
Total catch in numbers		10172	3635	66355			
Number of species		7	4	15			
Number of hauls		35	21	36			

8.3.2 Vistuig efficiëntie

Het is duidelijk dat de 2m boomkor met zijn fijnere maaswijdte meer kleinere soorten en kleinere individuen vangt dan de 3m boomkor met grotere maaswijdte (Figuur 38). Kleine soorten zoals de grondels *Pomatoschistus microps* en *Pomatoschistus lozanoi* – niet groter dan 4-5 cm lang – worden enkel in de 2m boomkor aangetroffen. Het Dikkopje (*Pomatoschistus minutus*), een wat grotere grondel, komt in beide vistuigen voor, maar met de 2m boomkor worden kleinere individuen gevangen dan met de 3m boomkor (Figuur 38). Eenzelfde fenomeen wordt gezien voor Bot (*Platichthys flesus*) en Tong (*Solea solea*). Uit de gestandaardiseerde lengte-frekwentiedistributie voor alle vissen samen blijkt duidelijk het verschil in dominante lengteklassen aangetroffen met beide vistuigen (Figuur 39). Er kan worden besloten dat de twee verschillende vistuigen een ander deel van de visgemeenschap bemonsteren en als complementair kunnen beschouwd worden.



Figuur 38: Verschil in lengte-frekwentie distributies tussen de 2m boomkor (kleine boot) met de 3m boomkor (Schollebaar) voor zes dominante soorten (frekwentie = totaal aantal ind. over alle trekken).

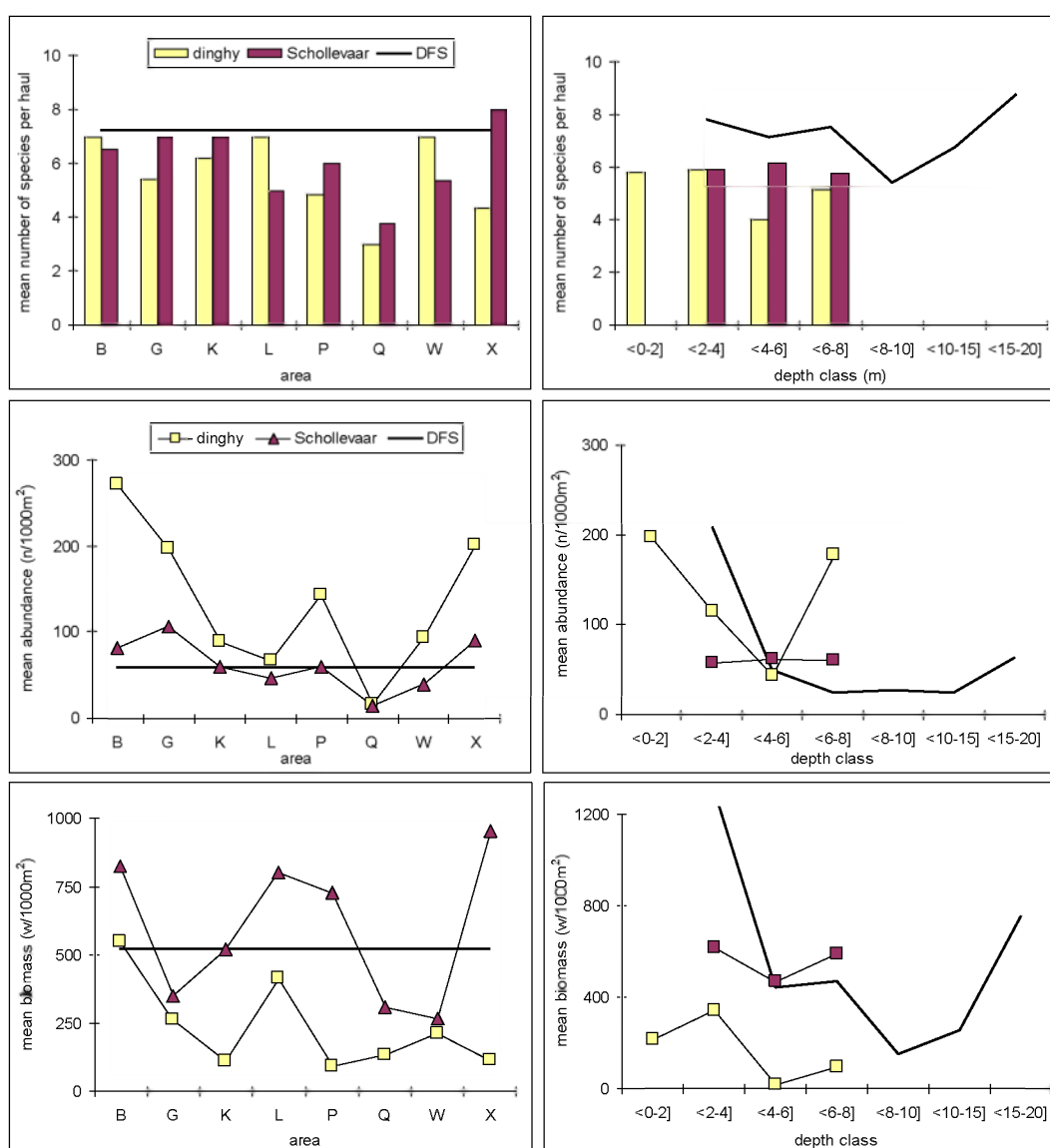


Figuur 39: Verschil in lengte-frekwentie distributie (gestandaardiseerd) tussen 2m boomkor en 3m boomkor voor alle vissoorten samen.

8.3.3 Ruimtelijke patronen

Een absolute vergelijking tussen beide vistuigen is niet mogelijk omdat we niet beschikken over vistuig efficiëntie correcties. De aantallen gevisst met de 2m boomkor zijn duidelijk hoger in vergelijking tot de 3m boomkor, voor de biomassa wordt het tegenovergestelde waargenomen. Het gemiddeld aantal vissoorten dat per trek in elk deelgebied wordt aangetroffen verschilt slechts weinig tussen beide vistuigen (Figuur 40).

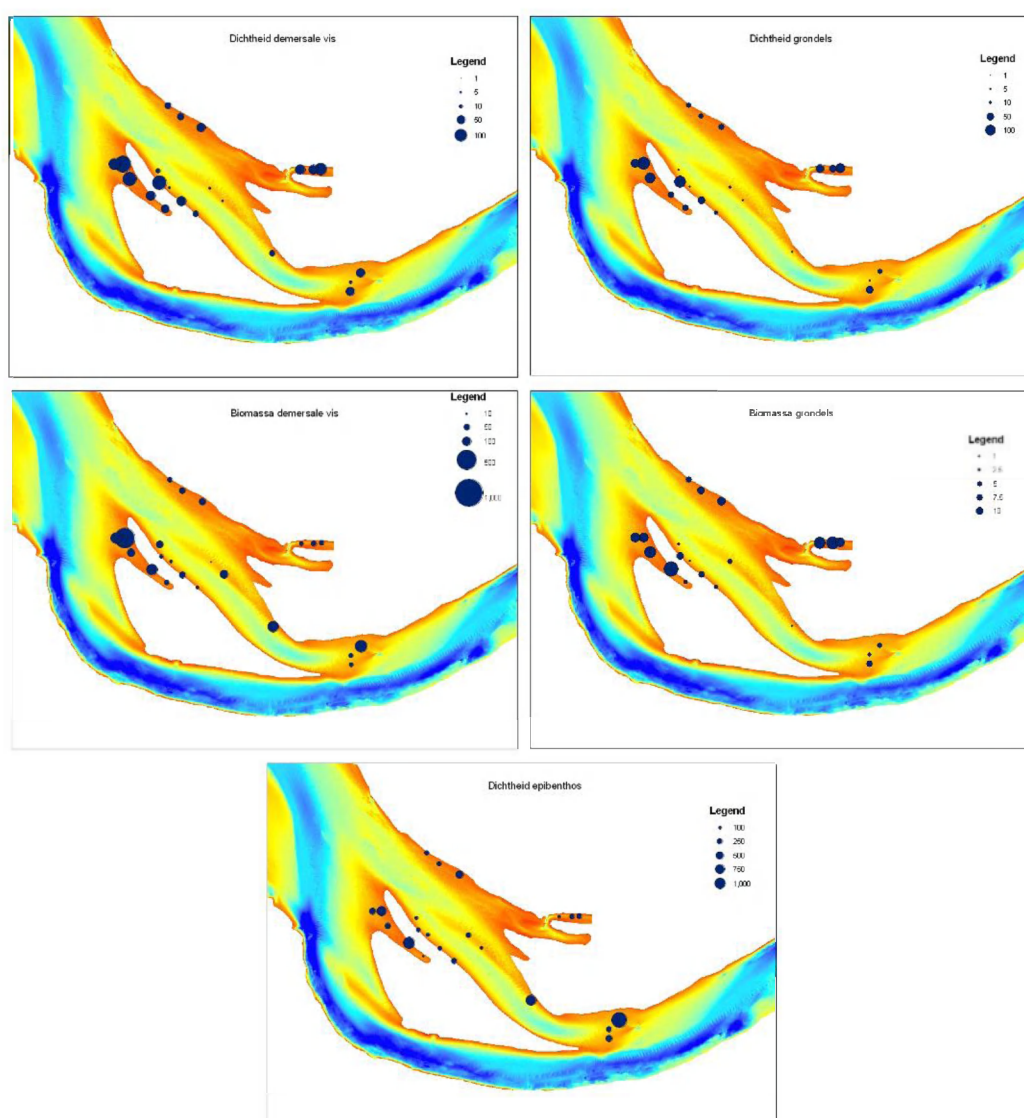
Een relatieve vergelijking tussen beide vistuigen toont gelijkaardige trends voor abundantie ($n/1000m^2$) per deelgebied maar niet per diepteklasse. Hoogste aantallen worden aangetroffen in deelgebieden B, G en X, laagste aantallen in K, L, Q en W. De biomassa ($w/1000m^2$) vertoont dan weer gelijkaardige trends per diepteklasse maar minder per deelgebied. Hoogste biomassa's worden aangetroffen in deelgebieden B en X, laagste in onder andere Q en W. Het deelgebied Q is duidelijk het armste gebied met significant de laagste soortdiversiteit, vangstaantallen en biomassa.



Figuur 40: Soortendiversiteit, aantallen en biomassa van vissen per deelgebied (links) en diepteklasse (rechts) voor de twee vistuigen (2m boomkor met de dinghy (=kleine boot) en 3m boomkor met de R/V Schollebaar). Tevens wordt ter vergelijking de DFS data gepresenteerd.

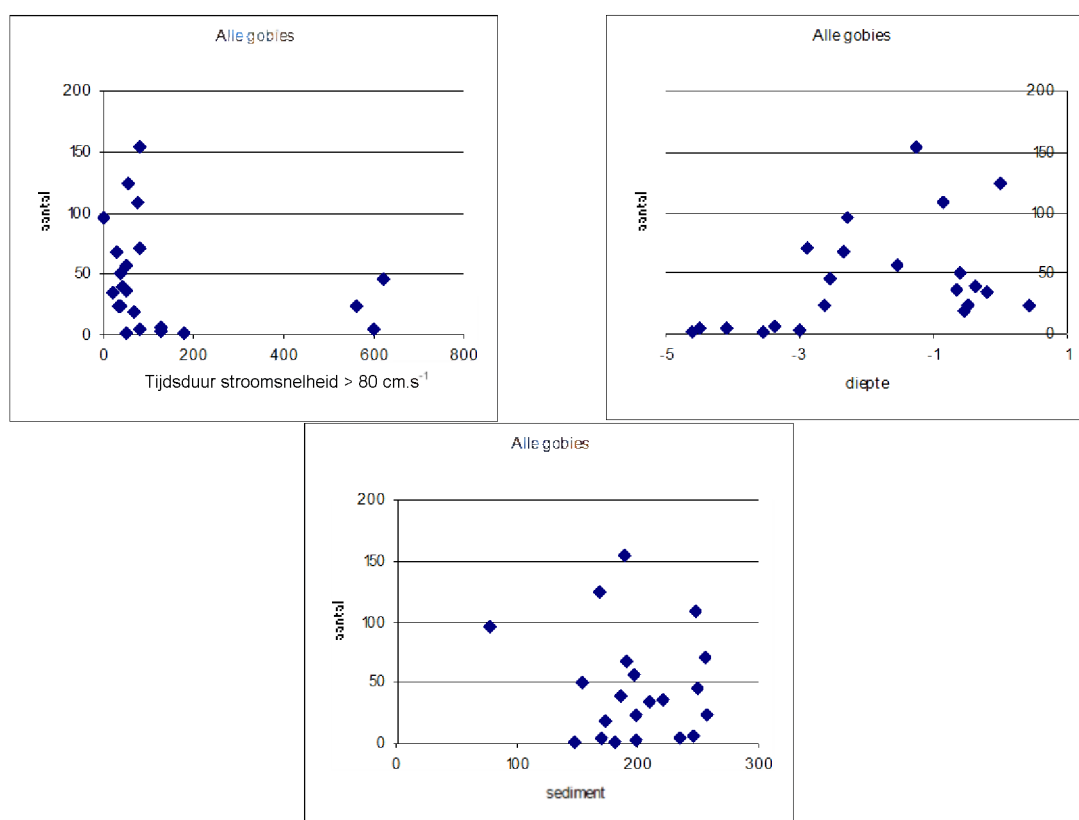
Wanneer we de 3m boomkor trekken van de Schollevaar uit deze studie vergelijken met de DFS zien we gelijkaardige totale aantallen en biomassa van vis tussen Walsoorden en de volledige Westerschelde. De trekken in deelgebieden Q en W zitten duidelijk onder het DFS gemiddelde voor aantallen en biomassa, de gebieden B en X duidelijk boven het gemiddelde. De trekken in de deelgebieden G en L vertonen tegengestelde patronen: deelgebied G heeft hogere aantallen, deelgebied L een hogere biomassa vergeleken tot DFS. De aantallen en biomassa schattingen in het ondiepe subtidaal (2-4 m) van Walsoorden is lager dan in de rest van de Westerschelde. Er dient opgemerkt te worden dat er grote variabiliteit is tussen trekken binnen eenzelfde station (zie ook Tabel 3), en dat we ook maar over enkele trekken beschikken per station.

Figuur 41 toont de ruimtelijke verspreiding van een aantal groepen op basis van de trekken met de kleine 2m boomkor. In het algemeen kan gesteld worden dat de trekken in het plaageultje (deelgebieden G en een deel van B) gekenmerkt worden door hoge aantallen demersale vissen, grondels en epibenthos (garnalen, krabben, aasgarnalen). Ook gebied X is rijk, maar het is ook duidelijk dat binnen een deelgebied (bijv. P, W) grote verschillen tussen stations kunnen voorkomen.



Figuur 41: Ruimtelijke verspreiding van de aantallen en biomassa van demersale vissen en grondels en aantallen epibenthos (garnalen, krabben en aasgarnalen) op basis van de trekken met de 2m boomkor.

Er is ook gekeken in hoeverre een relatie bestaat tussen het voorkomen van vissen en garnalen en de onderscheiden omgevingsparameters zoals stroomsnelheid, tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt, diepte en mediane korrelgrootte. Voor de meeste soorten en soortgroepen kon geen duidelijk verband aangetoond worden, wat zeker gedeeltelijk verklaard wordt door het relatief klein aantal waarnemingen en de vaak onvoldoende spreiding van de waarnemingen over de omgevingsparameters. Ook tonen de visdata een grote spreiding. Figuur 42 toont voor de grondels (gobies) gevangen met de 2m boomkor de relatie tussen densiteit en de duur de stroomsnelheid $> 80 \text{ cm.s}^{-1}$, diepte en mediane korrelgrootte. De grootste aantallen grondels worden waargenomen bij een tijdsduur < 100 minuten, maar de variatie is groot. Bij langere tijdsduren zijn de aantallen laag, maar heel wat tussenliggende observaties ontbreken. De relatie met diepte is duidelijker en grondels lijken de diepere delen te mijden. Er is geen relatie met sedimentsamenstelling.



Figuur 42: Relatie tussen het aantal gevangen grondels (gobies) per vistrek (data 2m boomkor) en tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 80 \text{ cm.s}^{-1}$, diepte (m) en mediane korrelgrootte (μm).

8.3.4 Conclusies visonderzoek

De soortensamenstelling in het studiegebied verschilt weinig tussen de 2m boomkor van de kleine boot en de 3m boomkor van de Schollevaar, maar de 2m boomkor met zijn fijnere maaswijdte heeft een groter aandeel kleinere soorten (en individuen). Met name de grondels (Brakwatergrondel en in mindere mate Lozano's grondel) worden in grotere aantallen teruggevonden in de 2m boomkor. In de 3m boomkor daarentegen zijn Schol en Haring het best vertegenwoordigd.

Er zijn geen duidelijke verschillen in soortensamenstelling waargenomen tussen Walsoorden en de DFS voor de volledige Westerschelde. De zeven meest voorkomende soorten waargenomen met zowel de 2m boomkor als de 3m boomkor komen overeen met de zeven meest voorkomende soorten in de DFS van de volledige Westerschelde: schol, tong, bot, haring en de drie *Pomatoschistus* soorten.

De invertebraten worden gedomineerd door de Gewone garnaal *Crangon crangon*. In beide vistuigen vertegenwoordigen ze > 85%, net als in de DSF.

Voor de meeste soorten en soortgroepen kon geen duidelijk verband aangetoond worden tussen het voorkomen van vissen en garnalen en abiotische omgevingsvariabelen, wat zeker gedeeltelijk verklaard wordt door het relatief klein aantal waarnemingen en de vaak onvoldoende spreiding van de waarnemingen over de omgevingsparameters. Tevens is er een grote variabiliteit tussen vistrekken binnen eenzelfde locatie. Wel zien we een grote ruimtelijke spreiding in het voorkomen van vissen en garnalen. Bepaalde deelgebieden, zoals het plaat geultje, worden gekenmerkt door hoge aantallen demersale vissen, grondels en epibenthos (garnalen, krabben, aasgarnalen), terwijl andere deelgebieden zeer arm zijn.

8.4 Ecotopen

De kennis over de relaties tussen de ecotooptypen en het voorkomen van organismen is nog te beperkt om degelijke uitspraken over de gevolgen van areaalveranderingen voor organismen te kunnen doen. Met name de relatie tussen hydrodynamica, morfodynamica en ecologische karakteristieken is nog onvoldoende bekend. Deze studie draagt bij aan het verder ontwikkelen, calibreren en valideren van het ecotopenstelsel. Hieronder wordt kort de ecotopenbenadering en het zoute ecotopenstelsel samengevat, waarna de resultaten van deze studie in het licht van deze ecotopenbenadering besproken worden.

8.4.1 Ecotopenbenadering

Om de beheersvragen ten aanzien van de ontwikkeling van de Westerschelde te beantwoorden is een overzicht van de nu aanwezige habitats en gemeenschappen in het Schelde-estuarium essentieel. Hierbij is een goed gedefinieerd en onderbouwd ecotopenstelsel onontbeerlijk; dat stelsel moet zodanig zijn opgebouwd dat het via een habitatvoorspellingsinstrumentarium kan worden gereproduceerd, zodat ook toekomstscenario's kunnen worden opgesteld. Daarnaast dient bepaald te worden welke habitats en gemeenschappen ecologisch waardevol worden bevonden als onderdeel van een gezond estuarium. Tot nu toe is hiervoor gebruik gemaakt van een ecotopenbenadering, middels het Zoute wateren Ecotopen Stelsel (Bouma et al. 2005). Het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1) is ontwikkeld als beleidsinstrument om het voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke wateren te kunnen voorspellen. Tevens werd het ZES.1 geacht een nuttig hulpmiddel te zijn bij het in kaart brengen en evalueren van effecten van veranderingen in beheer en inrichting (Bouma et al. 2005).

Op basis van een hiërarchische ordening van verschillende abiotische kenmerken worden gebieden geclassificeerd als behorend tot één van de mogelijke ecotopen. Onder een ecotoop verstaan we een ruimtelijk te begrenzen relatief homogene ecologische eenheid (Bouma et al. 2005). De classificatie van onderdelen van een landschap in ecotopen kan als basis dienen voor het samenstellen van ecotopenkaarten van gebieden. Inmiddels is dit al een veel gebruikte toepassing van het ZES.1.

8.4.2 Zoute Ecotopenstelsel

Het ZES is opgebouwd uit zes abiotische parameters. Een hiërarchische classificatie van deze factoren resulteert in de uiteindelijke definitie van 43 ecotopen, waarbij het ZES in principe gebieds- en tijdsafhankelijk zou moeten zijn. Voor het ZES zijn de structurerende abiotische indelingskenmerken (in volgorde van toepassing) (Figuur 43): (1) zoutgehalte, (2) substraat, (3) diepte, (4) hydrodynamiek, (5) droogvalduur, en (6) sedimentsamenstelling. De hiërarchische ordening van de indelingskenmerken is o.a. gebaseerd op het idee, dat factoren die hoger in de hiërarchie staan in sterkere mate de ruimtelijke variatie in het voorkomen van de bodemfauna bepalen, dan factoren lager in de hiërarchie. Zo is de verwachting dat bijvoorbeeld de mate van hydrodynamiek (via de bodemdynamiek) belangrijker is voor het bodemfaunavoorkomen, dan de sedimentsamenstelling. Het onderscheidend vermogen van het stelsel voor verschillen in bodemfaunasamenstelling zou dus afnemen naarmate meer (en dus lager gerangschikte) factoren van het stelsel worden meegenomen. Bij elk abiotisch kenmerk is een variabele gekozen waarmee dat kenmerk in kaart kan worden gebracht. Zo wordt de hydrodynamiek bijvoorbeeld bepaald op basis van de maximale lineaire stroomsnelheid bij een gemiddeld springtij (Bouma et al. 2005).

Per variabele worden klassengrenzen gedefinieerd die bepalen waar het ene ecotoop overgaat in het andere (Figuur 43). Hierbij is rekening gehouden met het voorkomen van gemeenschappen binnen een ecotoop (onder een gemeenschap verstaan we de totaliteit van elkaar beïnvloedende, tot verschillende soorten behorende organismen, tezamen gebonden

aan een bepaald milieu) en met de klassengrenzen voor abiotische variabelen die gebruikt worden in andere internationale stelsels, zoals de EUNIS classificatie, die in Europees verband wordt gebruikt (Bouma et al. 2005).

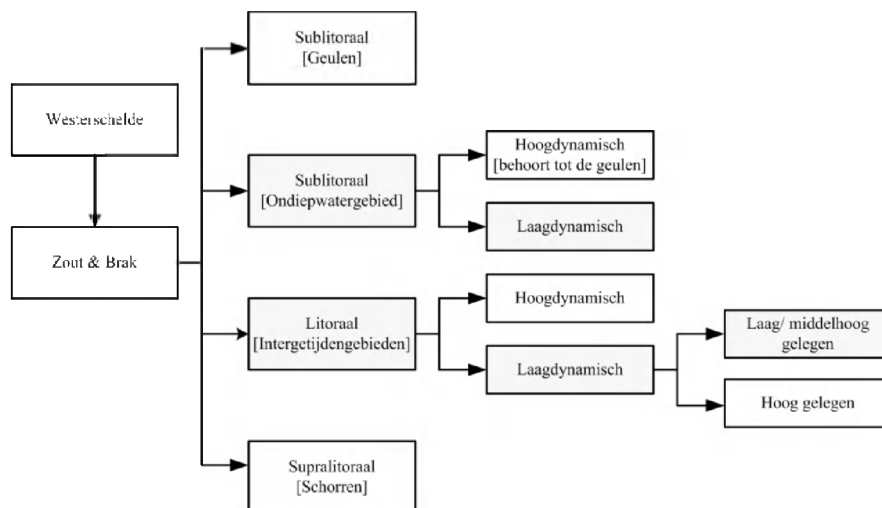
Sinds de lancering van het ZES.1 (Bouma et al. 2005) is het stelsel veelvuldig gebruikt, maar nooit gevalideerd voor verschillende gebieden. De ordening van de abiotische indelingskenmerken, het bepalen van variabelen en het vaststellen van klassengrenzen in het ZES.1 berusten voornamelijk op empirische informatie. Een kwantitatieve validatie van deze factoren wordt dus als nuttig ervaren (van Wesenbeek 2007).

variabelen	klassen	klassegrenzen
1 gemiddelde zoutgehalte en zoutvariatie	weinig variabel brak weinig variabel zout variabel brak/zout	5,4 – 18 en variatie ≤ 100% > 18 en variatie ≤ 100% > 5,4 en variatie > 100%
2 substraat 1	hard substraat zacht substraat	steen, hout, veen etc. sediment
3 diepte 1	sublitoraal litoraal supralitoraal	< GLWS (permanent onder water) GLWS - GHWD (elk tij overspoeld) > GHWD (niet elk tij overspoeld)
4 hydrodynamiek*		
strijk lengte (kusten)	hoogdynamisch (golven)	Noordzeekust
lineaire stroomsnelheid (sublitoraal en litoraal)	hoogdynamisch (stroming) laagdynamisch (stroming) stagnant (geen stroming)	Klassegrenzen zijn afhankelijk van gebruikt model. Theoretisch ligt de grens bij 0.8 m/s zijnde de grens waarop megaribbels ontstaan 0 m/s
orbitaalsnelheid (litoraal + supralitoraal)	hoogdynamisch (golven) laagdynamisch (golven) hoogdynamisch	Klassegrenzen zijn afhankelijk van gebruikt model. Uit resultaten tot nu toe blijkt onderstaande grens goed werkbaar > 0,2 m/s
geomorfologie** (litoraal)	laagdynamisch (golven)	< 0,2 m/s
	hoogdynamisch laagdynamisch	megaribbels, hoogdynamisch vlak, veen/kleibank, ruggen laagdynamisch vlak, kwelder/schor
5 diepte 2 (diepte, overspoeling) sublitoraal (diepte)	zeer diep – kans op stratificatie diep - ongestratificeerd ondiep	Noordzee: > 30 m Grevelingenmeer: > 15 m Veerse Meer: > 10 m Noordzee: 20-30 m Grevelingenmeer: 5-15 m Veerse Meer: 5-10 m overige watersystemen: > 5 m - GLWS Noordzee: 20 m tot GLWS overige watersystemen: 5 m - GLWS tot GLWS
litoraal (overspoelingsduur)	laag litoraal (lang) middelhoog litoraal (midden) hoog litoraal (kort)	GLWS - 75 % 75 - 25 % 25 % - GHWD
supralitoraal (overspoelingsfrequentie of vegetatie zones)	pionierzone en potentiële pionierzone lage kwelder/schor middelhoge kwelder/schor hoge kwelder/schor	GHWD tot > 300 keer per jaar 300 - 150 keer per jaar 150 - 50 keer per jaar 50 - 5 keer per jaar
6 substraat 2 (sedimentsamenstelling) mediane korrelgrootte	Slibrijk fijn zand grof zand grind	Mediaan - ≤250 µm 250 - 2000 µm >2000 µm slib(< 63 µm) ≥25%# < 25% < 25% < 25% (#: Noordzee 10% i.p.v. 25%)

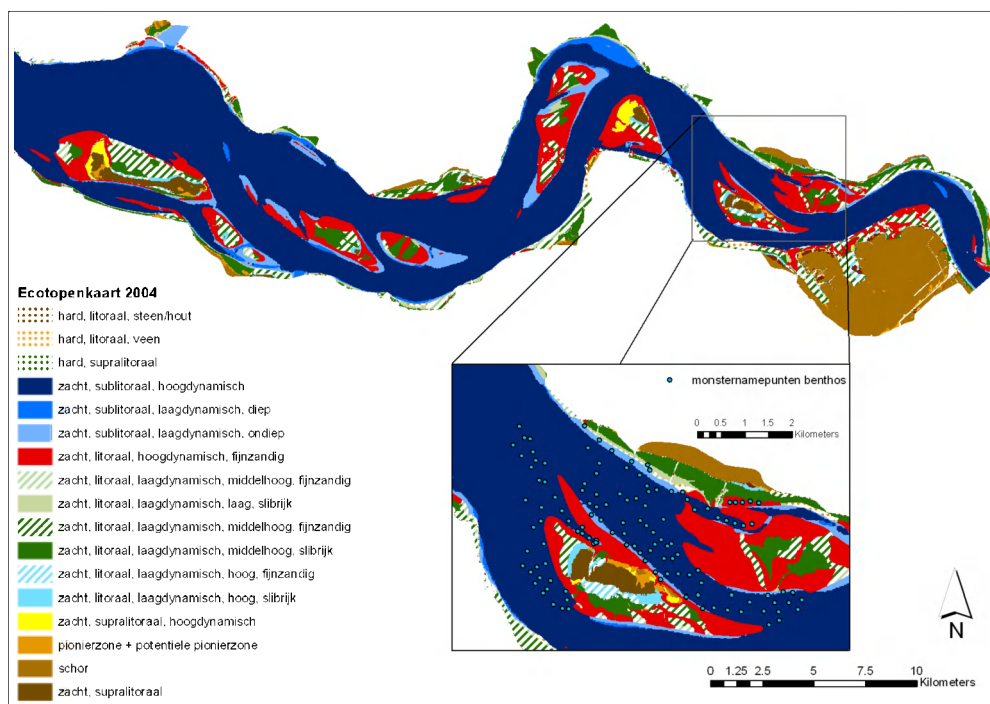
Figuur 43: Variabelen en klassengrenzen binnen ZES.1 (uit Bouma et al. 2005).

8.4.3 Ecotopenstelsel Westerschelde

In de Westerschelde worden naar de methode van ZES.1 de volgende - voor het macrobenthos relevante - ecotopen onderscheiden (Figuur 44, Figuur 45). In Figuur 44 kunnen de litorale ecotopen nog verder onderverdeeld worden op basis van de sedimentsamenstelling. Er dient opgemerkt te worden dat het juist de variatie aan leefgebieden die verbonden zijn aan het meergeulenstelsel van de Westerschelde kenmerkend is voor dit estuariene ecosysteem, dus alle ecotopen horen - in een bepaalde ruimtelijke verdeling en proportie - thuis in een gezond Westerschelde-ecosysteem. Figuur 45 (A3 formaat in Bijlage C) geeft de ecotopenkaart voor de Westerschelde, met een detail t.h.v. de Plaat van Walsoorden.



Figuur 44: Ecotopenstelsel van de Westerschelde



Figuur 45: Ecotopenkaart Westerschelde (2004) met detail ter hoogte van de Plaat van Walsoorden en met aanduiding van de LTV O&M bemonsteringslocaties.

8.4.4 Resultaten van deze studie m.b.t. het ecotopenstelsel

Wanneer de 127 bemonsteringslocaties op basis van de ZES ecotopenkaart van 2004 worden geklasseerd in ecotopen (Figuur 45), valt 88% (= 111 locaties) binnen de hoogdynamische klasse, en slechts 12% (= 16 locaties) in de laagdynamische. De laagdynamische locaties bevinden zich - op één na - allemaal in de ondiepe zone en komen in volgende deelgebieden voor: G (1), K (6), P (3), R (4), S (1) en X (1). Het gaat dus om locaties langsheen de noordoostelijke kant van de Plaat van Walsoorden (deelgebied P en R) en de locaties grenzend aan de slikken van Waarde (deelgebied K). Een aantal van de locaties bevinden zich op de rand van het intergetijdengebied. Meer bepaald enkele locaties uit deelgebied G (1), K (2), R (3) en X (7) worden op basis van de ecotopenkaart niet als subtidaal geklasseerd, maar als intertidaal. Het gaat om 10 hoogdynamische locaties, en 3 laagdynamische locaties.

De opdeling volgens ZES kan nu vergeleken worden met de opdeling in “ecologisch rijke” en “ecologisch arme” bodemdiergemeenschappen op basis van een analyse van diepte en tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (zie 8.2.6.). De analyse zorgt ervoor dat de (biologische) variatie tussen beide groepen maximaal is, vergeleken met de variatie die binnen de groepen overblijft. Op basis van deze analyse worden 25 bemonsteringslocaties tot de “rijkere” bodemdiergemeenschap gerekend, tegenover 102 locaties die tot de “armere” bodemdiergemeenschap wordt gerekend. Als we dit vergelijken met de ZES ecotopenkaart uit 2004, zien we dat van de 16 locaties die in de “laagdynamische” klasse vallen er 10 tot de “rijkere” bodemdiergemeenschap behoren, en 6 tot de “armere” bodemdiergemeenschap. De classificatie in een “rijke” en “arme” bodemdiergemeenschap volgens onze studie en de classificatie in laagdynamisch-hoogdynamisch volgens het ZES resulteert dus niet in eenzelfde opdeling van de monsterlocaties. Ruimtelijk zijn er duidelijke verschillen tussen beide benaderingen (zie Figuur 36 voor habitatkaart). Zo worden beide “geultjes” (Walsoorden en Valkenisse) volgens onze studie als “ecologisch rijk” ingedeeld, terwijl volgens ZES deze gebieden hoogdynamisch zijn. In een aantal gebieden is er wel overlap tussen beide, zoals in het gebied grenzend aan de slikken van Waarde. Deze verschillen dienen verder onderzocht te worden (zie verder). Van invloed kan zijn dat de ecotopenkaart gebaseerd is op gegevens van 2004, terwijl we in deze studie gebruik gemaakt hebben van data uit 2007-2008.

Ondanks de verschillen tussen de ecotopenkaart 2004 en de habitatkaart uit deze studie (Figuur 36) is het duidelijk dat wat op de ecotopenkaart laagdynamisch genoemd wordt en in deze studie “ecologisch rijk”, het om relatief kleine gebieden gaat die in omvang slechts een klein deel uitmaken van het subtidaal t.h.v. de Plaat van Walsoorden.

De “ecologisch rijke” bodemdiergemeenschap onderscheidt zich duidelijk van de “ecologisch arme” bodemdiergemeenschap (Tabel 15). De eerste wordt gekenmerkt door een relatief groot aantal soorten, hoge totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Arenicola marina*. De gemiddelde abiotische kenmerken van deze groep staan in Tabel 16: deze gemeenschap komt ondiep voor ($< -2 \text{ m}$), bij een tijdsduur kleiner dan 100 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, stroomsnelheden $< 100 \text{ cm.s}^{-1}$ en in relatief fijne sedimenten. De “ecologisch arme” bodemdiergemeenschap wordt gekenmerkt door een lager aantal soorten, lagere totale densiteit en biomassa, en een dominantie van *Haustorius arenarius* en *Eurydice pulchra*. De gemiddelde abiotische kenmerken van deze groep staan in Tabel 16: deze gemeenschap komt gemiddeld dieper voor, bij relatief hogere stroomsnelheden, een tijdsduur groter dan 300 minuten dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is, en in meer grove sedimenten in vergelijking tot levensgemeenschap 1. Tussen beide gemeenschappen bevinden zich overgangen.

Er dient opgemerkt te worden dat beide bodemdiergemeenschappen van nature voorkomen in de Westerschelde. In een “gezond functionerend” Westerschelde ecosysteem zullen beide in een bepaalde (ruimtelijke) verhouding voorkomen. In hoeverre de verhouding zoals in deze

studie waargenomen wordt veranderd is in de loop der tijd onder invloed van de menselijke ingrepen in het systeem (verdiepingen) moet verder onderzocht worden (zie verder).

Tabel 15: Biologische karakteristieken van de "ecologisch rijke" en "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap in het studiegebied ter hoogte van de Plaat van Walsoorden.

	"Rijk"	"Arm"
Aantal bemonsteringslocaties	25	112
Aantal soorten (per boxcore)	7.6 ± 0.6	4.8 ± 0.2
Totale densiteit (ind.m ⁻²)	1177 ± 192	275 ± 28
Totale biomassa (g AFDW.m ⁻²)	13.4 ± 3.99	1.4 ± 0.49
<i>Heteromastus filiformis</i> (ind.m ⁻²)	705 ± 127	150 ± 24
<i>Macoma balthica</i> (ind.m ⁻²)	110 ± 29	10 ± 3
<i>Arenicola marina</i> (ind.m ⁻²)	17 ± 4	1.6 ± 0.4
<i>Haustorius arenarius</i> (ind.m ⁻²)	0	24 ± 4
<i>Eurydice pulchra</i> (ind.m ⁻²)	0.5 ± 0.5	24 ± 6

Tabel 16: Abiotische karakteristieken van de "ecologisch rijke" en "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap in het studiegebied ter hoogte van de Plaat van Walsoorden.

	"Rijk"	"Arm"
Diepte (m GLLWS)	-0.61 ± 0.14	-4.64 ± 0.26
Tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm.s ⁻¹ (min)	78 ± 9	340 ± 17
Maximale stroomsnelheid (cm.s ⁻¹)	0.84 ± 0.06	1.36 ± 0.02
Mediane korrelgrootte (µm)	188 ± 7	229 ± 4

Tot slot is het belangrijk om op te merken dat in deze studie voor het eerst een andere maat is gebruikt voor hydrodynamiek. De tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid (i.e. 65 cm.s⁻¹) overschreden wordt gedurende een getijcyclus is een parameter die in deze studie beter de variatie binnen het macrobenthos verklaart dan maximale stroomsnelheid. Dit is ook niet geheel onlogisch. De tijdsduur geeft immers een maat die iets zegt over hoe lang een bepaald sediment in beweging kan komen, en zegt dus meer over "dynamiek" en het effect op bodemdieren dan enkel de stroomsnelheid. Uiteraard bestaat er een zekere relatie tussen beide parameters. Het gebruik van deze parameter, net als de stroomsnelheid af te leiden uit hydrodynamische modellen, binnen het ecotopenstelsel dient nader onderzocht te worden (ondermeer door te kijken in hoeverre eenzelfde relatie gevonden wordt in andere gebieden van de Westerschelde) (zie verder).

9 Aanbevelingen

9.1 Met betrekking tot de bodemvormen

De analyse van de seizoenale variatie werd uitgevoerd op basis van de indeling in deelgebieden van de wintersituatie. Voor de zomersituatie werd geen nieuwe afbakening gemaakt, gelet op het arbeidsintensieve karakter van deze taak. Het verdient de aanbeveling na te gaan in welke mate de indeling in deelgebieden (momenteel manuele afbakening van de gebieden op basis van “shaded view” beeld) kan geautomatiseerd worden. Hiermee zouden meerdere kaartbeelden op een snelle, synoptische en gestandaardiseerde manier kunnen geanalyseerd worden.

De grote verschillen tussen de bodemvorm classificatie van de winter- en zomerconditie zijn opvallend. Algemeen kan gesteld worden dat in een zomersituatie bodemvormen minder uitgesproken (dus meer afgevlakt) zijn dan in de wintersituatie. De vraag is in hoeverre dit soort van seizoenale verschillen van jaar tot jaar terugkeren. Ook is nog onduidelijk wat de onderliggende processen zijn die dit patroon veroorzaken. Hiervoor is meer onderzoek nodig. Een geautomatiseerde beeldanalyse kan ons toelaten dit op een snelle, meer efficiënte manier na te gaan.

Ten behoeve van de relatie met de ecologie, verdient het aanbeveling om meer inzicht te krijgen in hoe de kortstondige (i.e. tijdens een getijcyclus) evolutie (i.e. beweging) van de bovenste bodemlagen van belang kunnen zijn voor het voorkomen van bodemdieren. Hiervoor is nader onderzoek nodig dat op korte tijdschalen (springtij – doodtij cyclus) kijkt naar de beweging van ribbels en de beweging van de bovenste bodemlagen. Welk deel van het sediment (kwantitatief maar ook kwalitatief) gaat in beweging en wordt onderdeel van het sedimenttransport, en bij welke snelheden? Onderscheid tussen slib en zand is hierbij van belang. Hiervoor dienen aangepaste meettechnieken ontwikkeld te worden.

Naast deze kortstondige verstoringen, verdient het aanbeveling om ook lange-termijn erosie- en sedimentatiesnelheden in het gebied op te volgen. Op basis van de beschikbare topobathymetrische gegevens kan voor de bemonsteringslocaties de evolutie van de bodemligging in functie van de tijd uitgezet worden. Mits een voldoende resolutie in de tijd, kan de snelheid van erosie en sedimentatie hieruit afgeleid worden. Dit kan een cruciale factor zijn voor de bodemdieren, die zich hieraan dienen aan te passen. Het lijkt er op dat in gebieden die gekenmerkt worden door sedimentatie ook hogere densiteiten en biomassa's aan bodemdieren voorkomen. Dit werd ook door van der Wal (2009a) geconstateerd voor de subtidale benthosdata uit de ecologische monitoring van de stortproef Walsoorden. In het algemeen werd een rijkere bodemfauna aangetroffen in ondiepe, sedimenterende gebieden met fijn sediment.

9.2 Met betrekking tot de waterbeweging

De beschikbaarheid van hydrodynamische datasets (i.e. stroomsnelheden voor de verschillende fazen in het getij bij verschillende getijomstandigheden) voor de validatie van de numerieke modellen is beperkt. Het verdient aanbeveling om bijkomende gegevens in te winnen om de validatie op stroomsnelheden te verbeteren (zie ook verder).

9.3 Met betrekking tot de relatie bodemvormen – waterbeweging

In de huidige fase van het onderzoek werd geen éénduidige relatie teruggevonden tussen de grootte van de bodemvormen en de waterbeweging. Het verdient de aanbeveling na te gaan

of soortgelijke onderzoeken hebben plaatsgevonden (analyse van *in situ* gegevens), en welke parameters mogelijks in aanmerking zouden kunnen komen om tot een relatie te komen. In dit onderzoek is getracht een relatie te leggen tussen de bodemvormen en de waterbeweging. Gelet op het ontbreken van een éénduidige relatie, verdient het de aanbeveling om de tussenliggende processen, en in het bijzonder het sedimenttransport, alsook de beschikbaarheid van sediment en de aanwezigheid van geologische moeilijk erodeerbare lagen, mee in beschouwing te nemen. Hiervoor zijn echter momenteel slechts een beperkte hoeveelheid meetgegevens beschikbaar.

De analyse van de bodemvormen houdt slechts in zeer beperkte mate rekening met de morfodynamische historische ontwikkelingen. Hierdoor bestaat de mogelijkheid dat bepaalde bodemvormen ontstaan zijn bij veranderde hydrodynamische omstandigheden, waardoor de relatie niet kan gelegd worden. Het verdient de aanbeveling na te gaan hoe de bodemvormen binnen het studiegebied zich op de langere termijn hebben ontwikkeld en ontwikkelen. Gelet op de seizoenale variatie in bodemvormen, verdient het de aanbeveling na te gaan welke hydrodynamische factoren hierbij van invloed kunnen zijn. Hierbij wordt gedacht aan de invloed van golfwerking op het sedimenttransport. Ook de rol van bepaalde 'events', waaronder stormopzetten of extreme springtijden, moet hierbij de nodige aandacht krijgen.

9.4 Met betrekking tot ecotopen

Een belangrijke aanvulling die uit deze studie naar voren komt is de andere invulling voor hydrodynamiek. De tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt gedurende een getijcyclus is een parameter die in deze studie beter de variatie binnen het macrobenthos verklaart dan maximale stroomsnelheid. Dit is ook niet geheel onlogisch. De tijdsduur geeft immers een maat die iets zegt over hoe lang een bepaald sediment in beweging kan zijn, en zegt dus meer over "dynamiek" en het effect op bodemdieren dan enkel de stroomsnelheid. Uiteraard bestaat er een zekere relatie tussen beide parameters. Het gebruik van deze parameter, net als de stroomsnelheid af te leiden uit hydrodynamische modellen, binnen het ecotopenstelsel dient nader onderzocht te worden, ondermeer door te kijken in hoeverre eenzelfde relatie gevonden wordt in andere gebieden van de Westerschelde (zie verder).

Voor het bepalen waar het ene ecotoop overgaat in het andere dienen er klassengrenzen gedefinieerd te worden. Idealiter is er een criterium, gebaseerd op analyse van monsters, dat een optimale scheiding mogelijk maakt tussen twee types gemeenschappen, gebaseerd op fysisch-morfologische variabelen. Tot nu toe was dergelijk criterium nog niet voorhanden, en berustte het bepalen van variabelen en het vaststellen van klassengrenzen in het ZES.1 voornamelijk op empirische informatie. In deze studie hebben we een methode ontwikkeld die een biologische dataset op basis van één of meerdere omgevingsvariabelen (bijv. diepte) in twee delen opsplijt, waarbij het verschil tussen de twee groepen maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Deze methode moet verder uitgebreid en onderzocht worden op zijn bruikbaarheid naar de volledige Westerschelde (zie verder). De methode laat toe om op een eenduidige manier veranderingen in de morfologie/dynamiek van het systeem door te vertalen naar hun mogelijke ecologische effecten, al zal deze vertaling natuurlijk altijd moeten worden gevalideerd aan de hand van nieuwe veldwaarnemingen. Tevens hebben wij een variabele "ecologische rijkdom" gecreeerd om het verschil tussen twee groepen data te bepalen. Deze variabele is een combinatie van het aantal soorten, totale densiteit en totale biomassa. Hiermee wordt een variabele bekomen die de belangrijke kenmerken van een bodemdiergemeenschap samenvat en die uitschieters in een bepaalde variabele (bijv. zeer hoge biomassa op een bepaalde locatie door één groot individu) afvlakt. De bruikbaarheid van deze variabele dient nader onderzocht te worden en er moet gekeken worden of de variabele nog moet uitgebreid worden met een maat voor de soortensamenstelling.

Er is nagenoeg geen kennis voorhanden in hoeverre de ecotoopindeling zoals die nu gehanteerd wordt ook onderscheidend is voor vissen en garnalen. De inspanning geleverd binnen de huidige onderzoeksopdracht laat niet toe hierover gegronde uitspraken te doen, wegens de (te) grote variabiliteit tussen de verschillende vistrekken. Wel is het duidelijk dat een grote ruimtelijke variatie aanwezig is, maar waarom juist bepaalde gebieden “rijker” zijn dan andere, is moeilijk te verklaren. Dit verdient nadere aandacht.

10 Vervolgonderzoek – uitbreiding naar de volledige Westerschelde

Op basis van de resultaten van het bodemvormen onderzoek, de hydrodynamische modelresultaten, en de uitgevoerde bemonstering en analyse van de bodemsamenstelling en de biologische variabelen (bodemdieren, garnalen en vissen), zijn een aantal nieuwe inzichten en relaties naar voor gekomen. Deze nieuwe inzichten geven aanleiding tot bijkomende aandachtspunten voor vervolgonderzoek. Daarnaast is deze studie ruimtelijk beperkt tot een bepaalde zone van de Westerschelde, en is de vraag in hoeverre de gevonden relaties ook extrapoleerbaar zijn naar de volledige Westerschelde en of andere, bijkomende omgevingsvariabelen van belang zijn. Wanneer nieuwe studies worden opgezet naar de biologische en ecologische waarde van subtidale (ondiep)watergebieden in de Westerschelde zijn volgende aspecten van belang:

10.1 Relevante parameters

Uit de studie blijkt het belang van hydrodynamiek als verklarende parameter voor het voorkomen van benthos. Zowel de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt als de maximale stroomsnelheid blijken relevante parameters te zijn, waarbij in deze studie de tijdsduur de beste verklaring geeft van de ruimtelijke variatie van het benthos. Dit dient nog onderzocht te worden in hoeverre eenzelfde relatie gevonden wordt in andere gebieden van de Westerschelde. Voor beide parameters is evenwel een goed gevalideerd numeriek hydrodynamisch model noodzakelijk. De huidige modellen voldoen nog niet volledig aan de eisen gesteld vanuit de ecotopenbenadering, met name in de litorale gebieden en overgangsgebieden litoraal-sublitoraal. Een belangrijk aandachtspunt voor de modellering is de roosterresolutie: deze moet voldoende fijn zijn om de geul-plaat en geul-slik overgangen voldoende goed te implementeren. Daarnaast is er gebrek aan voldoende calibratie en validatie data. Hiervoor dienen extra metingen uitgevoerd te worden. Als laatste is het cruciaal om over een goede topo-bathymetrie te beschikken, waarbij multibeam echo sounder opname het gewenste detail leveren. Tevens dient de aansluiting tussen multibeam opnames (subtidaal) en laseraltimetrie (litoraal) opnames nauwkeurig te zijn (overlap aanwezig).

In hoeverre dynamiek veroorzaakt door golven ook van invloed is op het macrobenthos in het (ondiep) sublitoraal van de Westerschelde is niet bekend, maar kan zeker in het westelijke deel van betekenis zijn. Dit dient nader onderzocht te worden.

Bodemvormen op zich blijken uit deze studie niet echt onderscheidend te zijn voor het voorkomen van bodemdieren. Desalniettemin treden er grote verschillen op in bodemfauna tussen de verschillende onderscheiden bodemvorm klassen. De invloed van het verschil in tijdstip van de topo-bathymetrische opname en de ecologische bemonstering dient nog nader onderzocht te worden (zie boven). De grote verschillen tussen de bodemvorm classificatie van de winter- en zomerconditie zijn opvallend. In hoeverre deze seizoenale verschillen ook elders in de Westerschelde optreden is niet bekend en verdient de nodige aandacht in de toekomst.

Een aspect dat wel belangrijk lijkt te zijn is morfodynamiek. Hoe juist morfodynamiek te kwantificeren en welke parameter (bijv. sedimentatie- of erosiesnelheid, dikte van de bodemlaag die in beweging komt) hiervoor het meest geschikt is en bij welke tijdschalen, verdient nader onderzoek (zie boven). Deze parameter kan ook bijdragen tot een betere ecotoopindeling. Inzicht hierin vereist bv. frequente multibeam opnames.

Wanneer naar de volledige Westerschelde gekeken wordt is saliniteit van groot belang voor het verklaren van de verspreiding van biota. Het gebied ter hoogte van de Plaat van

Walsoorden bevindt zich grotendeels in de brakke (mesohaliene) zone van de Westerschelde en is van nature armer dan de polyhaliene zone. In de polyhaliene zone komen ook andere soorten voor dan in de mesohaliene zone, en er dient dan ook onderzocht te worden of dezelfde relaties tussen het macrobenthos en de omgevingsvariabelen opgaan in de andere zones van de Westerschelde.

Het macrobenthos vormt één van de belangrijkste biologische groepen om subtidale (ondiep)watergebieden te gaan karakteriseren. Het macrobenthos is een goede indicator om veranderingen (naar aanleiding van bijv. een inrichting) te gaan opvolgen (het macrobenthos maakt dan ook deel uit van heel wat ecologische kwaliteitsbeoordelingssystemen zoals de Kaderrichtlijn Water), en het vormt ook een belangrijke schakel tussen de verschillende trofische niveaus (geeft inzicht in ecologisch functioneren van het systeem).

Soortensamenstelling (diversiteit), densiteit en biomassa van het macrobenthos zijn belangrijke parameters, die ook standaard in de meeste monitoringprogramma's (bijv. BIOMON) worden geanalyseerd. Er wordt aangeraden om voldoende grote monsters per monsterpunt te nemen. Te kleine monsters leidt vaak tot monsters zonder bodemdieren. In deze studie werd geopteerd voor het zeven van een volledige boxcore (0.77 m²), wat resulteerde in geen enkel leeg monster. Dit in vergelijking tot de ecologische monitoring van Walsoorden, waar volgens de BIOMON methode (0.015 m²) werd gemonsterd, met heel wat lege monsters tot gevolg.

Een andere belangrijke biologische groep betreft de (demersale) vissen en garnalen, die gebruik maken van het subtidale (ondiep)watergebied als refugium en foerageergebied. Welke functie verschillende deelgebieden of ecotopen hebben is echter niet goed bekend. Hiervoor is extra onderzoek nodig. Hierbij moet voldoende aandacht uitgaan naar de koppeling met abiotische en biotische (macrobenthos) parameters. In deze studie zijn twee verschillende vistuigen gebruikt, omdat bleek dat met de kleine 2m boomkor het moeilijk vissen was in de diepere delen. Wanneer in de toekomst verschillende tuigen gebruikt worden, zal de vistuig efficiëntie moeten bepaald worden. Ofwel moeten de verschillende vaartuigen uitgerust worden met gelijkaardige vistuigen. Het aantal trekken per stratum, deelgebied of ecotoop moet groot genoeg zijn om statistische verschillen te kunnen aantonen, omwille van de hoge variabiliteit. Om beter inzicht te krijgen in de productiviteit van het systeem zou ook naar de voedselécologie van de vissen kunnen gekeken worden (bijv. voor een aantal geselecteerde soorten). Parameters die kunnen bepaald worden zijn conditie factoren (gemakkelijk te meten, ev. aangevuld met vetanalyses), otholiet microstructuur (mogelijk voor 0-groep platvissen, geeft indicatie van groei gedurende de laatste dagen), maaganalyse (veel werk, maar geeft inzicht in welke prooien gegeten worden in vergelijking met voedselaanbod (benthos)). Gezien de mobiliteit van de vissen kan het voorkeur habitat van de verschillende gilden best ingeschat worden door alle vis habitats (diep, ondiep en slik/plaat) te slepen op een moment dat alle vishabitat beschikbaar is, bij hoogtij dus. Anderzijds is het ook interessant om te kijken naar het verschil tussen hoog tij (wanneer ook de intergetijdengebieden beschikbaar zijn voor vissen en garnalen) en laag tij, wat inzicht kan verschaffen over de functie van de verschillende gebieden. Het habitatgebruik door de verschillende groepen (visgilden) verschilt ook naargelang het seizoen, en bovenstaande monitoring zou dus ook meermaals moeten gebeuren om het belang van de verschillende ecotopen als vishabitat te kunnen evalueren.

10.2 Inspanning in ruimte en tijd

Er dient gestreefd te worden naar een zo groot mogelijke afstemming (in ruimte en tijd) tussen de verschillende meetprogramma's en de te meten parameters. M.a.w., zoveel mogelijk gebruik maken van bestaande metingen en bij het verhogen van de meet-intensiteit opteren voor welgekozen gebieden.

Om de relaties tussen fysische/morfologische en biologische variabelen verder te onderzoeken en de gevonden relaties in deze studie te valideren voor de volledige Westerschelde dienen data verzameld te worden die de volledige range aan abiotische variabelen dekt. Dit wil niet zeggen dat er niet gericht kan bemonsterd worden (zie 10.3).

Wanneer bepaalde ingrepen moeten opgevolgd en geëvalueerd te worden, kan de opzet die gevolgd is bij de ecologische monitoring van de stortproef Plaat van Walsoorden als leidraad dienen, waarbij een goede To opname(s) en het gebruik maken van referentie en impactgebieden belangrijk zijn (BACI design). In het kader van de stortproef Plaat van Walsoorden dient wel opgemerkt te worden dat het vinden van geschikte referentiegebieden moeilijk was. Wat de tijdschalen betreft dienen ingrepen meerdere jaren opgevolgd te worden, enerzijds omdat het bereiken van een nieuw morfologisch (dynamisch) evenwicht vaak meerdere jaren duurt, en ook de ecologische respons daarmee pas na jaren zichtbaar kan worden.

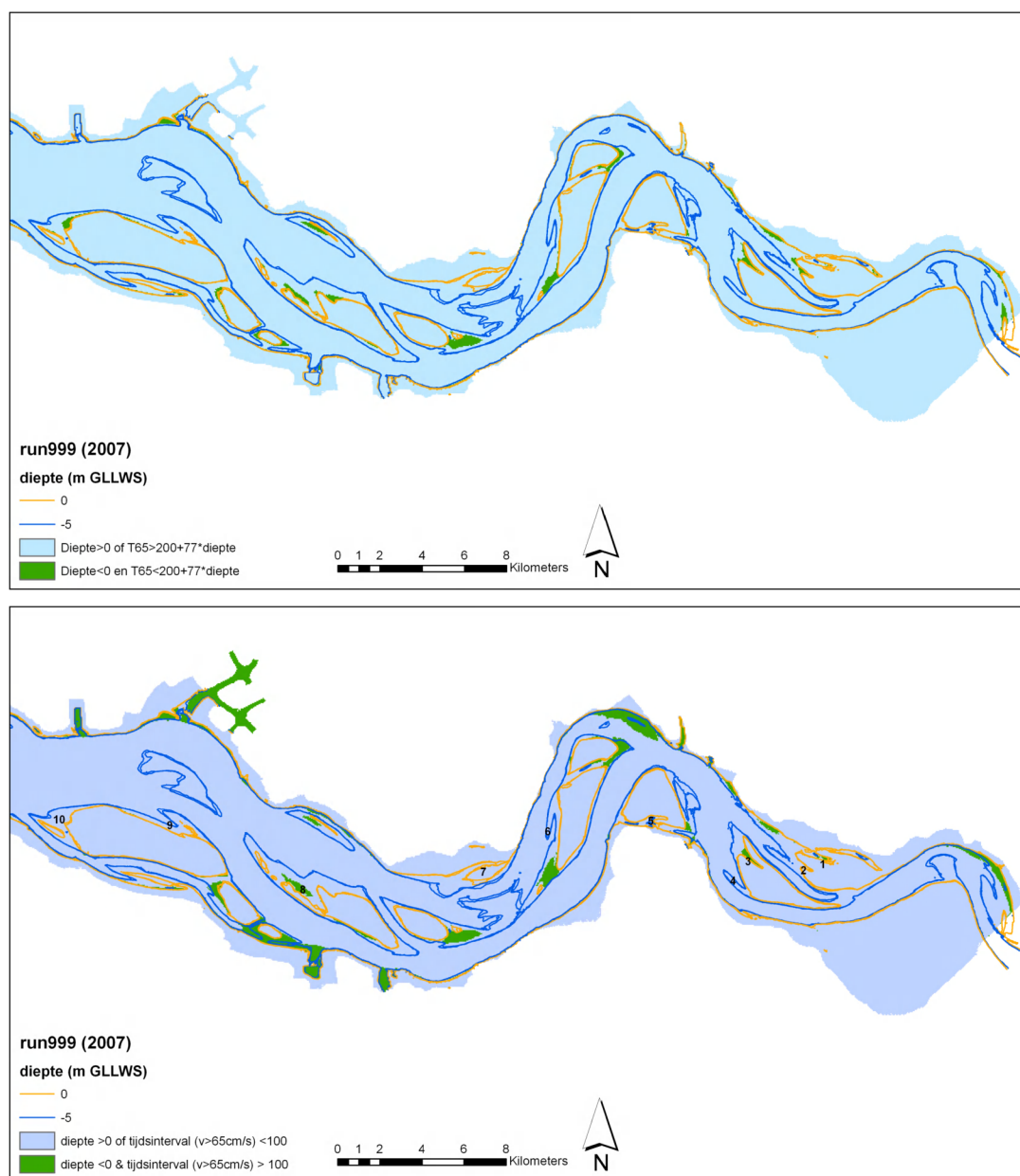
Het voorspellen van toekomstige situaties (bv. na inrichting) kent nog grote onzekerheden. Verder onderzoek is nodig om de juiste tijd- en ruimteschalen waarop (a)biotische processen optreden te kennen. Enkel dan kunnen veranderingen door menselijke ingrepen worden vertaald naar hun mogelijke ecologische effecten, al zal deze vertaling natuurlijk altijd moeten worden gevalideerd aan de hand van nieuwe veldwaarnemingen. Het evalueren van een ingreep zoals het flexibel storten kan niet alleen gebeuren op basis van het al dan niet realiseren van een bepaald areaal aan laag-dynamisch ondiepwatergebied, maar moet ook op basis van biologische criteria (macrobenthosgemeenschappen, vissen en garnalen) getoetst worden.

10.3 Aandachtsgebieden

Naar aanleiding van de resultaten van deze studie kan op basis van een eerste verkenning een indicatie gegeven worden van deelgebieden die mogelijk ecologisch interessant zijn. Hiervoor hebben we twee habitatkaarten gemaakt voor de volledige Westerschelde (Figuur 46, voor A3 formaten zie Bijlage D.1 en D.2). De eerste kaart is gebaseerd op het onderscheid dat gemaakt is tussen “ecologisch rijke” en “ecologisch arme” bodemdiergemeenschappen op basis van de omgevingsvariabelen diepte en tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ voor het studiegebied ter hoogte van Walsoorden (zie 8.2.6.) en daarna geëxtrapoleerd naar de volledige Westerschelde. De tweede kaart geeft enkel een hydrodynamische indeling met de parameter tijdsduur dat de grenswaarde van 65 cm.s^{-1} overschreden wordt. De grens is hierbij getrokken op 100 minuten, een grens die uit de data analyse naar voren kwam als een relevante scheidingslijn (zie 8.2.4. – 8.2.6). Op deze manier kan ook het belang van deze parameter getoetst worden op de schaal van de volledige Westerschelde. Beide kaarten tonen aan dat “ecologisch rijke” gebieden (= laag dynamische gebieden) slechts op een zeer beperkt oppervlakte van het subtidaal voorkomen (= groene kleur in Figuur 46). De tweede kaart geeft een wat groter potentieel gebied aan, maar de groene gebieden overlappen in beide kaarten. De kaart kan gebruikt worden om deelgebieden te selecteren voor nader onderzoek van de bekomen relaties. Overigens stellen we vast dat heel wat gebieden die als “ecologisch rijk” worden geclassificeerd volgens onze studie in de ecotopenkaart van 2004 (Figuur 45) als laag-dynamisch worden geclassificeerd.

Aangezien in het kader van het project verruiming vaargeul verschillende locaties nabij plaatranden zijn voorgesteld voor het terugstorten van baggerspecie, verdient het de aanbeveling te focussen op deze gebieden. Dit zijn twee gebieden ter hoogte van de Hooge Platen (langs de westelijke punt en de noordelijke rand), de Rug van Baarland (langs de westelijke rand) en de Plaat van Walsoorden (langs de westelijke punt). Aangezien hier reeds een uitgebreide (morfologische) opvolging zal plaatsvinden, zal de extra inspanning relatief

beperkt kunnen blijven. De hierboven genoemde parameters dienen gemonitord te worden met een voldoende grote ruimtelijke en temporele resolutie (zie bijv. monitoringprogramma stortproef Plaat van Walsoorden). Bij de Plaat van Walsoorden is in de periode 2004-2008 een uitgebreid morfologisch, hydrodynamisch en ecologisch monitoringprogramma uitgevoerd in het kader van de “Proefstort Plaat van Walsoorden”. Wanneer hier een plaatrandstorting gaat uitgevoerd worden in het kader van de verruiming van de Westerschelde, waarbij een veel grotere hoeveelheid gaat gestort worden, raden wij aan dit monitoringprogramma (subtidaal en intertidaal) integraal verder te zetten. Dit levert een unieke dataset op die ook toelaat om op wat langere tijdschalen effecten op te volgen.



Figuur 46: Habitatkaarten subtidaal Westerschelde: De bovenste kaart maakt gebruik van het statistisch model dat voor het studiegebied t.h.v. Walsoorden een scheiding maakt tussen “ecologisch rijke” (groene kleur) en “ecologisch arme” (lichtblauwe kleur) bodemdiergemeenschappen op basis van diepte en duur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$, de onderste kaart geeft een beeld van waar in het subtidaal gebieden voorkomen waar de duur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ kleiner (groene kleur) of groter (lichtblauwe kleur) is dan 100 min. De nummers geven secundaire vloedgeultjes aan (zie tekst).

Daarnaast is ook het gebied langs de Rug van Baarland aan te bevelen voor het vervolgonderzoek. Langs de zuid-westelijke punt is een gebied gelegen waar de tijdsduur dat de snelheid groter is dan 65 cm/s, kleiner blijft dan 100 minuten. In het kader van de alternatieve stortstrategie Westerschelde is door van der Wal et al. (2009) is reeds een T_0 monitoring uitgevoerd ter hoogte van de Rug van Baarland. Hier werd een zeer rijke macrobenthosgemeenschap gevonden met de hoogste biomassa's in slibrijk, laagdynamisch substraat (van der Wal et al. 2009b). Twee dichtbijgelegen subtidale gebieden, die als controle zijn bemonsterd, hadden een significant lagere biomassa, dichtheid en soortenrijkdom. Dit geldt met name voor het referentiegebied nabij de Plaat van Baarland, een gebied met tijdsduren > 100 min.

In de omgeving van de Hooge Platen heeft nog geen ecologische monitoring plaatsgevonden t.b.v. het evalueren van het flexibel storten. Als ook hier plaatrandstortingen uitgevoerd gaan worden is het wenselijk om naast een uitgebreide morfologische monitoring ook een ecologische monitoring uit te voeren gelijkaardig aan die voor Walsoorden en Rug van Baarland. Hierbij dient zowel aandacht te gaan naar mogelijke veranderingen in het subtidaal, als in het intertidaal (op de plaat).

Verder is het opvallend dat er slechts een beperkt aantal andere gebieden zijn waar de tijdsduur dat de snelheid groter is dan 65 cm/s, kleiner blijft dan 100 minuten. Op de meeste locaties is deze tijdsduur langer. Mogelijk andere interessante locaties voor nader onderzoek zijn de opwaartse ingang van het Middelgat (ter hoogte van Hansweert), alsook het gebied rond de Lage Springer/Paulina (zie Figuur 46).

Een opvallende waarneming in deze studie is de relatief rijke bodemdiergemeenschap die wordt aangetroffen in het geultje tussen de noordelijke zandtong en de zeewaartse punt van de Plaat van Walsoorden. Dit gebied wordt gekarakteriseerd door een beperkte dynamiek (tijdsduur $T_{65} < 100'$). Dergelijke secundaire vloedgeulen zijn ook op andere locaties in de Westerschelde terug te vinden. Hierbij rijst de vraag of ook de andere gebieden ecologisch waardevol zijn. Indien de tijdsduur dat de grenswaarde van de snelheid overschreden wordt als bepalend kan beschouwd worden, zijn er slechts weinig secundaire vloedgeultjes die hier aan voldoen. Hierbij blijkt voornamelijk de hoogteligging van de zandtong bepalend te zijn voor de tijdsduur: daar waar de aansluiting van de zandtong aan de plaat boven de laagwaterlijn gelegen is, blijft de tijdsduur beperkt; wanneer de aansluiting lager gelegen is, zullen sterkere stromingen door de secundaire vloedgeul kunnen stromen en zal dit mogelijk een kleinere ecologische waarde hebben. Langs de Westerschelde vindt men dergelijke secundaire vloedgeultjes terug (Figuur 46):

1. Noordelijke rand Platen van Valkenisse: grote ecologische potentie
2. Zuidelijke rand Platen van Valkenisse: matige ecologische potentie
3. Noordelijke rand punt Plaat van Walsoorden: grote ecologische potentie
4. Zuidelijke rand punt Plaat van Walsoorden: kleine ecologische potentie
5. Zuidelijke rand Platen van Ossensisse: matige ecologische potentie
6. Westelijke rand Rug van Baarland: matige ecologische potentie
7. Zuidelijke rand Plaat van Baarland: kleine ecologische potentie
8. Noordelijke rand Suikerplat: grote ecologische potentie
9. Noordelijke rand Hooge Platen: kleine ecologische potentie
10. Zuidelijke rand punt Hooge Platen: kleine/matige ecologische potentie

Een gerichte bemonstering in een aantal van deze gebiedjes kan ons inzicht verschaffen in hoeverre dit soort van morfologische patronen (zandtong vastzittend aan een plaat) leidt tot

gunstige omstandigheden voor de vestiging en ontwikkeling van een rijke bodemdiergemeenschap.

10.4 Lange termijn ontwikkelingen

De resultaten van deze studie, als de ZES ecotopenkaart, tonen aan dat “ecologisch rijke” gebieden (= laag dynamische gebieden) slechts op een zeer beperkt oppervlakte in het subtidaal van de Westerschelde voorkomen. Het overgrote deel wordt als “ecologisch arm” (=hoog dynamisch) geclassificeerd. In een “gezond functionerend” Westerschelde ecosysteem zullen beide in een bepaalde (ruimtelijke) verhouding voorkomen. In hoeverre de verhouding zoals in deze studie waargenomen wordt veranderd is in de loop der tijd onder invloed van de menselijke ingrepen in het systeem (verdiepingen) dient onderzocht te worden. Dit kan gebeuren door oude bathymetrie-kaarten, gekoppeld aan de dan heersende waterstanden, te implementeren in de hydrodynamische modellen.

11 Referenties

- 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", juli 2005.
- 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.
- ICES. 2006. Report of the working group on beam trawl surveys (WGBEAM), 16-19 May, Hamburg, Germany. ICES CM 2006 / LRC:11.
- Institut für Wasserbau (IWA), 2003. "Current measurements in the Westerschelde – September and October 2002", februari 2003.
- PAET. 2001. Improving navigation conditions in the Westerschelde and managing its estuarine environment – How to Harmonize accessibility, safety and naturalness. January, 2001.
- Plancke, Y., S. Ides (2006). Pilootproject "Stortstrategie Walsoorden": een nieuwe benadering voor het beheren van de morfologie van de Westerschelde. *Water* 26(2): 61-65.
- Plancke Y, Vos G, Demulder T, Mostaert F. 2009. Habitatmapping - deelrapport 1: classificatie op basis van bodemvormen en hydrodynamica. WL Rapporten, Mod 754-06. Waterbouwkundig Laboratorium. Antwerpen, België.
- van Beek FA, Rijnsdorp AD, De Clerck R (1989) Monitoring juvenile stocks of flatfish in the Wadden Sea and coastal areas of the southeastern North Sea. *Helgoländer Meeresunters* 43:461-477.
- Vandewalle S. 2007. Levensgeschiedenis, habitat en zonatiepatronen van de Agaatpissebed (*Eurydice pulchra*) (Crustacea: Isopoda: Cirolanidae) op Belgische stranden. Msc. Universiteit Gent, Onderzoeksgroep Mariene Biologie.
- 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 (2009). *Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde: T0 oostelijke Westerschelde*. Rapport 8/8, deelopdracht 2. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie in samenwerking met VITO-TAP, Yerseke, 114 pp.
- van der Wal D., A. Wielemaker, D. Raymaekers, E. Knaeps, T. Ysebaert, T.J. Bouma, H. Hummel, P.M.J. Herman. 2009a. Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde: Plaat van Walsoorden. Rapport 8/8 (deelopdracht 1/2). Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), in samenwerking met VITO-TAP.
- van der Wal D., A. Wielemaker, D. Raymaekers, E. Knaeps, T. Ysebaert, T.J. Bouma, H. Hummel, P.M.J. Herman. 2009b. Ecologisch monitoringprogramma alternatieve stortlocaties Westerschelde: T0 Oostelijke Westerschelde. Rapport 8/8 (deelopdracht 2/2). Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), in samenwerking met VITO-TAP.

van der Veer HW (1986) Immigration, settlement and density-dependent mortality of a larval and early post-larval 0-group plaice *Pleuronectes platessa* population in the western Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 29: 223-236

van Wesenbeek B. 2007. Verkenning naar validatiemethoden voor het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) in de Westerschelde. Deltares Rapport Z4383.00, Delft.

VLIZ Alien Species Consortium (2008). Amerikaanse zwaardschede - *Ensis directus*. Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. *VLIZ Information Sheets*, 7. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende, Belgium. 6 pp.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB). 2003. *Alternative dumping strategy Walsoorden; Results physical and numerical modelling*. Rapport. Borgerhout.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2006. "M754/2C Alternatieve stortstrategie Westerschelde – Eindevaluatie proefstorting Walsoorden", april 2006.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2007a. "M791/02 Morfologische analyse van de bagger- en stortintensiteitsdata van 2000 tot en met 2005 – Beneden Zee- en Westerschelde", juni 2007.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2007b. "M754/2B Alternatieve stortstrategie Westerschelde – Verslag 13u meetcampagnes Walsoorden", mei 2007.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2008a. "Westerschelde – Determinatieonderzoek plaatrandstortingen – Deelrapport 1", januari 2008.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2008b. "Westerschelde – Determinatieonderzoek plaatrandstortingen – Deelrapport 2", maart 2008.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2008c. "Westerschelde – Determinatieonderzoek plaatrandstortingen – Deelrapport 3", augustus 2008.

Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB), 2009. "M754/3b Alternatieve stortstrategie Westerschelde – Proefstorting Walsoorden – Eindevaluatie proefstorting 2006", in voorbereiding.

Ysebaert T. & P.M.J. Herman. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244: 105-124.

Ysebaert, T & P Meire. 1999. Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Report Institute of Nature Conservation IN 99/19. Brussel, Belgium.

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

Ysebaert, T., P.M.J. Herman, P. Meire, J. Craeymeersch, H. Verbeek & C.H.R. Heip. 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW-Europe. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 57: 335-355.

BIJLAGE A – Responsmodellen kenmerkende soorten

Heteromastus filiformis

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Heteromastus filiformis* in het studiegebied (laagste model AIC). Alle variabelen leveren een significante bijdrage aan het model. Veruit het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$.

Er is een duidelijke respons voor stroomsnelheid en de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt. Figuur A-1 toont een duidelijke afname in de densiteit van *Heteromastus filiformis* met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. De aantallen van *Heteromastus filiformis* nemen ook significant af met toenemende diepte. Tevens nemen de aantallen af bij een grotere mediane korrelgrootte. De gemiddelde modelvoorspellingen per klasse zijn vergelijkbaar met de feitelijke waarnemingen.

Wanneer de variable “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we nog een lichte verbetering van het model (AIC 2226.7, in het geval van de wintersituatie). M.a.w., de bodenvorm verklaart nog een bijkomend, significant deel van de variatie. Dit heeft te maken met het feit dat bodenvormen en hydrodynamiek geen duidelijk verband vertonen (zie boven en Plancke et al. 2009), terwijl de densiteit van *Heteromastus filiformis* in bepaalde bodenvormen significant hoger is dan in andere bodenvormen (zie Figuren 28 en 29).

Heteromastus filiformis :Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-9.546	-2.620	-1.021	1.437	12.982

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	1.495e+00	3.882e-01	3.851	0.000118 ***
maxtij	1.853e+00	4.357e-01	4.254	2.10e-05 ***
I(maxtij^2)	-1.025e+00	2.326e-01	-4.408	1.05e-05 ***
tij65_min	-7.727e-02	1.560e-02	-4.952	7.34e-07 ***
I(tij65_min^2)	-2.225e-03	6.714e-04	-3.314	0.000920 ***
diepte	1.099e-01	2.578e-02	4.262	2.03e-05 ***
I(diepte^2)	2.468e-02	3.191e-03	7.733	1.05e-14 ***
sd50	3.675e-02	4.549e-03	8.078	6.58e-16 ***
I(sd50^2)	-1.237e-04	1.181e-05	-10.473	< 2e-16 ***

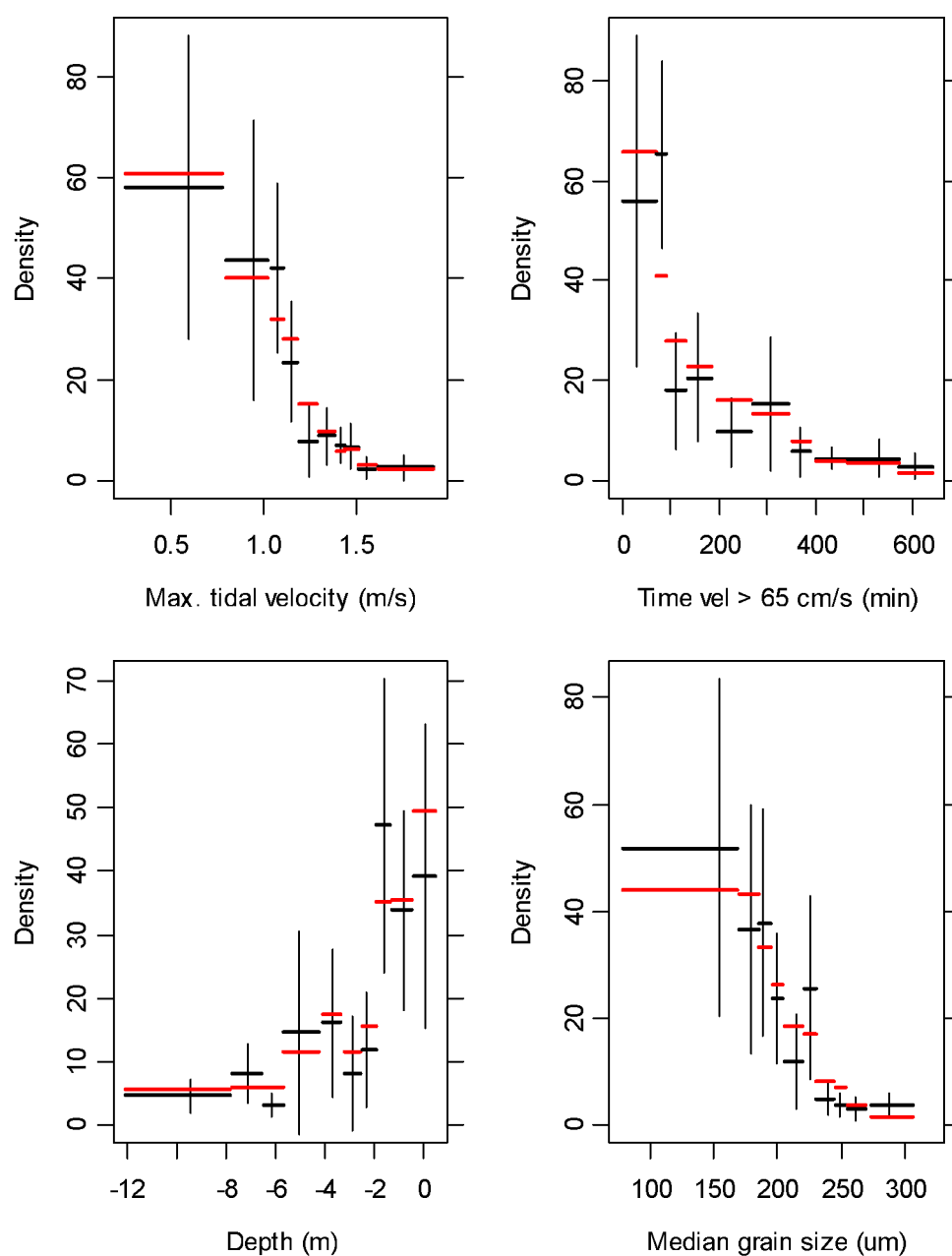
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 4555.6 on 126 degrees of freedom

Residual deviance: 1896.4 on 118 degrees of freedom

AIC: 2366.4



Figuur A-1: Responscurven van *Heteromastus filiformis*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Macoma balthica

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Macoma balthica* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Deze laatste variabele, alsmede ook diepte en mediane korrelgrootte leveren een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Macoma balthica* op de verschillende omgevingsvariabelen is gelijkaardig aan die van *Heteromastus filiformis*. Figuur A-2 toont een duidelijke afname in de densiteit van *Macoma balthica* met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. De aantallen van *Macoma* nemen ook significant af met toenemende diepte. Tevens nemen de aantallen toe bij een kleinere mediane korrelgrootte.

Wanneer de variable “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we nog een lichte verbetering van het model (AIC 510, in het geval van de wintersituatie). M.a.w., de bodenvorm verklaart nog een bijkomend deel van de variatie, maar in het geval van *Macoma balthica* is dit miniem.

Macoma balthica: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + l(maxtij^2) + tij65_min + l(tij65_min^2) + diepte + l(diepte^2) + sd50 + l(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.1580	-1.2907	-0.5468	-0.1049	6.8047

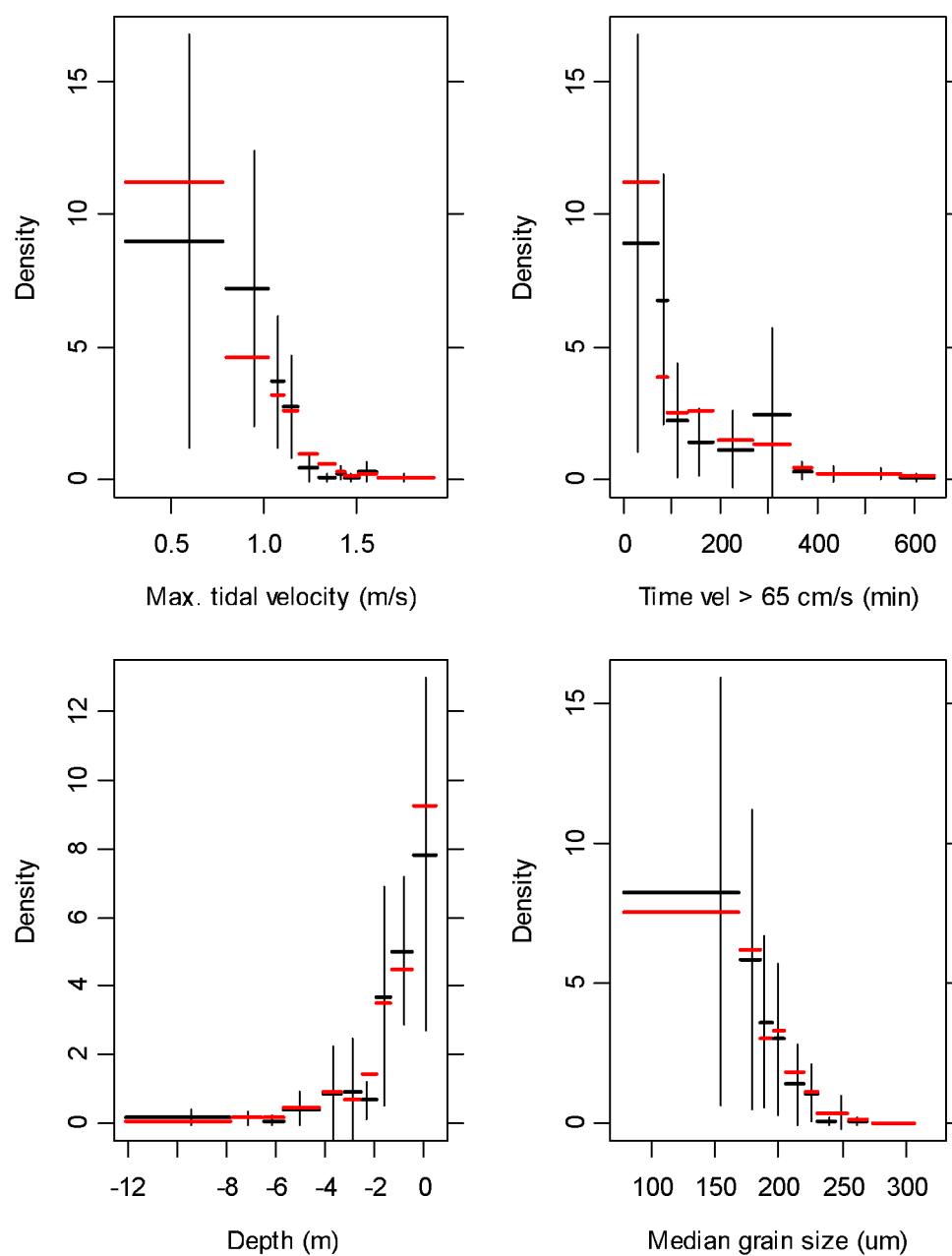
Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.767e+00	1.519e+00	-1.163	0.244975
maxtij	6.080e-01	1.134e+00	0.536	0.591748
l(maxtij^2)	-5.464e-01	6.603e-01	-0.828	0.407913
tij65_min	-1.359e-01	3.864e-02	-3.518	0.000435 ***
l(tij65_min^2)	2.595e-03	1.854e-03	1.400	0.161626
diepte	4.181e-01	9.619e-02	4.347	1.38e-05 ***
l(diepte^2)	1.862e-02	1.651e-02	1.128	0.259454
sd50	6.219e-02	1.721e-02	3.613	0.000303 ***
l(sd50^2)	-1.944e-04	4.617e-05	-4.210	2.56e-05 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 962.94 on 126 degrees of freedom
Residual deviance: 365.59 on 118 degrees of freedom
AIC: 529.79



Figuur A-2: Responscurven van *Macoma balthica*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Haustorius arenarius

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Haustorius arenarius* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Deze laatste variabele, alsmede ook diepte en mediane korrelgrootte leveren een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Haustorius arenarius* op de verschillende omgevingsvariabelen is min of meer tegengesteld aan die van *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*. Figuur A-3 toont een duidelijke toename in de densiteit van *Haustorius arenarius* met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. De respons met diepte is minder duidelijk, maar hogere aantallen van *Haustorius* komen toch vooral voor bij grotere dieptes. Tevens nemen de aantallen toe bij een grotere mediane korrelgrootte.

Wanneer de variable “bodenvorm” wordt toegevoegd aan het basismodel, zien we nog een lichte verbetering van het model (AIC 452.7, in het geval van de wintersituatie). M.a.w., de bodenvorm verklaart nog een bijkomend, significant deel van de variatie. Dit heeft te maken met het feit dat bodenvormen en hydrodynamiek geen duidelijk verband vertonen (zie boven en Plancke et al. 2009), terwijl de densiteit van *Haustorius arenarius* in bepaalde bodenvormen significant hoger is dan in andere bodenvormen (zie Figuren 28 en 29).

Haustorius arenarius: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + l(maxtij^2) + tij65_min + l(tij65_min^2) + diepte + l(diepte^2) + sd50 + l(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.40978	-1.17254	-0.44094	-0.03538	5.13658

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.603e+01	3.929e+00	-4.079	4.53e-05 ***
maxtij	-7.050e-01	3.789e+00	-0.186	0.85240
l(maxtij^2)	5.814e-01	1.228e+00	0.473	0.63600
tij65_min	1.021e+00	2.227e-01	4.584	4.57e-06 ***
l(tij65_min^2)	-2.303e-02	5.775e-03	-3.987	6.69e-05 ***
diepte	3.194e-01	9.971e-02	3.203	0.00136 **
l(diepte^2)	2.298e-02	7.857e-03	2.925	0.00345 **
sd50	5.527e-02	2.688e-02	2.057	0.03972 *
l(sd50^2)	-1.160e-04	5.562e-05	-2.086	0.03702 *

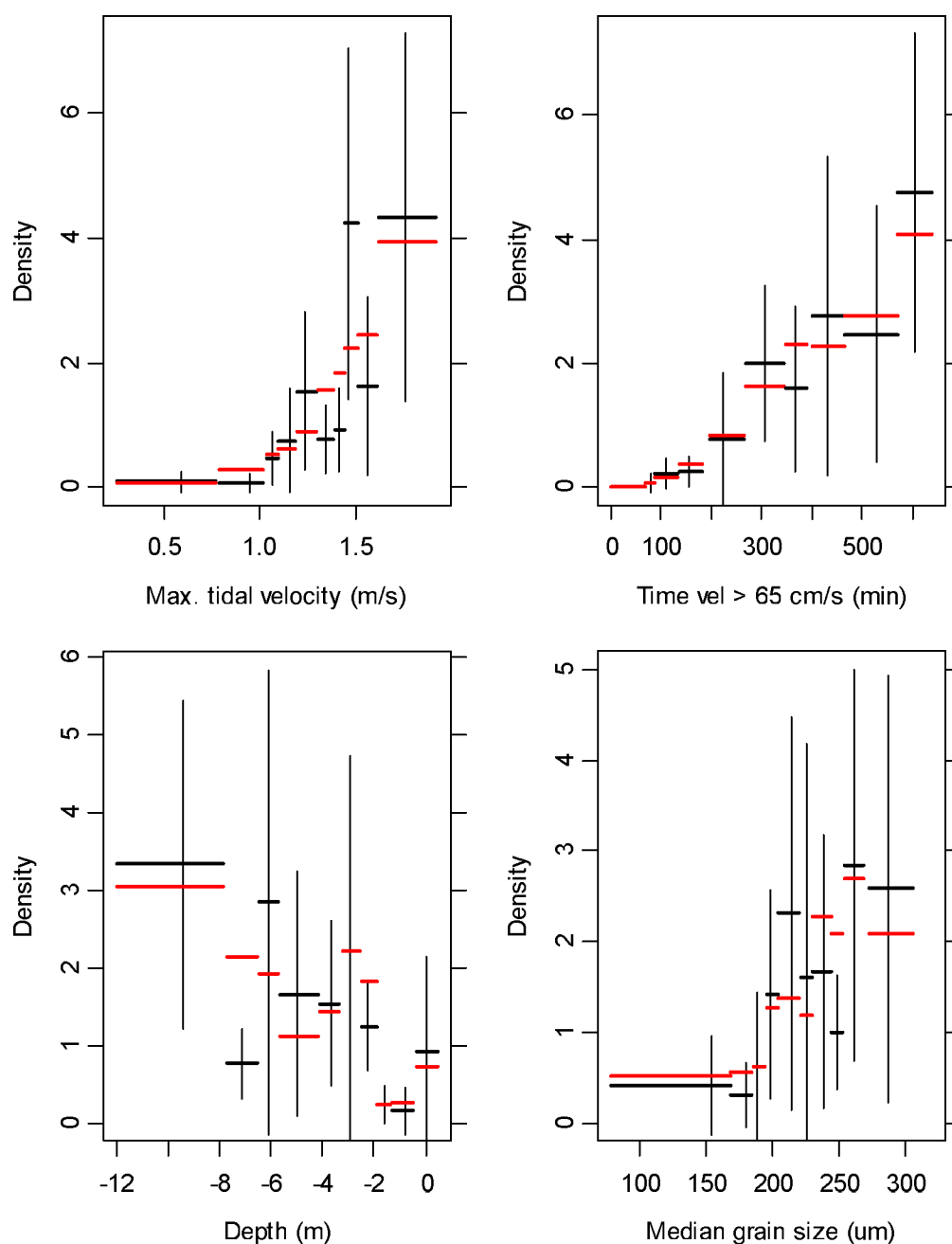
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 486.09 on 126 degrees of freedom

Residual deviance: 298.01 on 118 degrees of freedom

AIC: 462.91



Figuur A-3: Responscurven van *Haustorius arenarius*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Eurydice pulchra

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Eurydice pulchra* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Deze laatste variabele, alsmede ook maximale stroomsnelheid en diepte leveren een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Eurydice pulchra* op de verschillende omgevingsvariabelen is gelijkaardig aan die van *Haustorius arenarius*. Figuur A-4 toont een duidelijke toename in de densiteit van *Eurydice pulchra* met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. Voor stroomsnelheid lijkt wel een soort optimum te bestaan, waarbij boven 150 cm.s^{-1} de aantallen terug afnemen. De respons met diepte is minder duidelijk, maar laagste aantallen van *Eurydice pulchra* worden in de meer ondiepe delen waargenomen ($> -2 \text{ m}$). Tevens nemen de aantallen toe bij een grotere mediane korrelgrootte.

De variable “bodenvorm” levert geen verbetering op van het basis model. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie en is ook niet significant.

Eurydice pulchra: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-4.67782	-0.95681	-0.34334	-0.03194	5.13169

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.725e+01	5.228e+00	-3.301	0.000965 ***
maxtij	1.252e+01	5.617e+00	2.229	0.025805 *
I(maxtij^2)	-4.336e+00	1.772e+00	-2.447	0.014410 *
tij65_min	6.897e-01	2.803e-01	2.460	0.013880 *
I(tij65_min^2)	-1.056e-02	6.951e-03	-1.519	0.128855
diepte	7.308e-01	1.187e-01	6.155	7.49e-10 ***
I(diepte^2)	4.039e-02	9.761e-03	4.137	3.51e-05 ***
sd50	-5.037e-03	2.329e-02	-0.216	0.828805
I(sd50^2)	4.692e-05	4.546e-05	1.032	0.301954

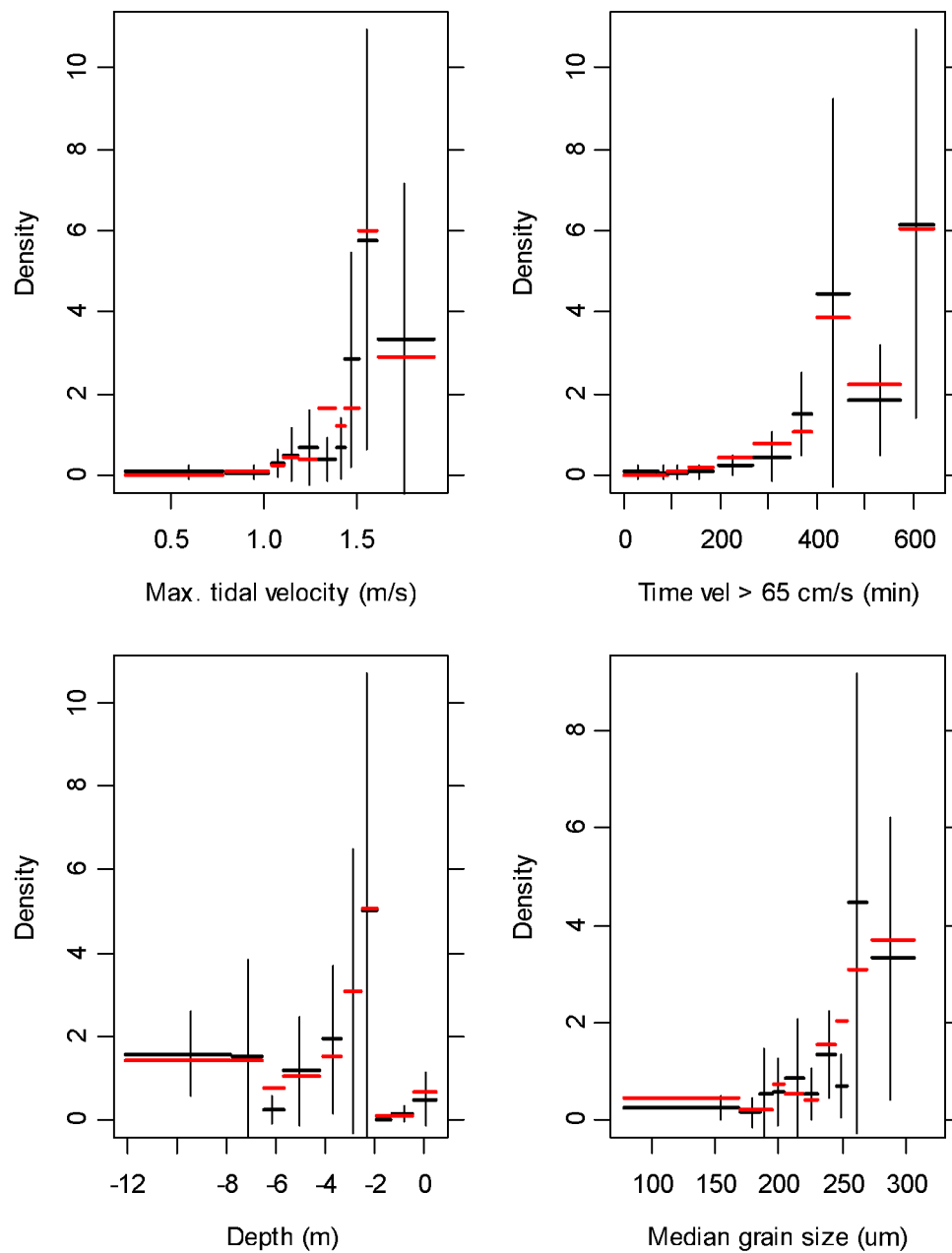
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 680.34 on 126 degrees of freedom

Residual deviance: 226.52 on 118 degrees of freedom

AIC: 358.56



Figuur A-4: Responscurven van *Eurydice pulchra*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Arenicola marina

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Macoma balthica* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Deze laatste variabele, alsmede ook maximale stroomsnelheid en diepte leveren een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Arenicola marina* op de verschillende omgevingsvariabelen toont duidelijke overeenkomsten met die van *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*. Figuur A-5 toont een duidelijke afname in de densiteit van *Arenicola marina* met respectievelijk toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. De aantallen van *Arenicola* nemen ook significant af met toenemende diepte. De relatie met mediane korrelgrootte is minder duidelijk. Enkel in sedimenten met een mediane korrelgrootte $> 250 \mu\text{m}$ zijn de aantallen systematisch laag

De variable “bodenvorm” levert geen verbetering op van het basis model. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie en is ook niet significant.

Arenicola marina: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.6292	-0.6295	-0.2925	-0.1532	2.6569

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.987e-01	3.417e+00	-0.058	0.95361
maxtij	1.009e+01	4.676e+00	2.158	0.03092 *
I(maxtij^2)	-4.227e+00	2.395e+00	-1.765	0.07762 .
tij65_min	-3.121e-01	1.078e-01	-2.896	0.00377 **
I(tij65_min^2)	1.955e-03	5.255e-03	0.372	0.70984
diepte	6.732e-01	2.169e-01	3.103	0.00191 **
I(diepte^2)	6.922e-02	2.512e-02	2.756	0.00585 **
sd50	-2.966e-02	4.066e-02	-0.730	0.46570
I(sd50^2)	8.668e-05	9.585e-05	0.904	0.36584

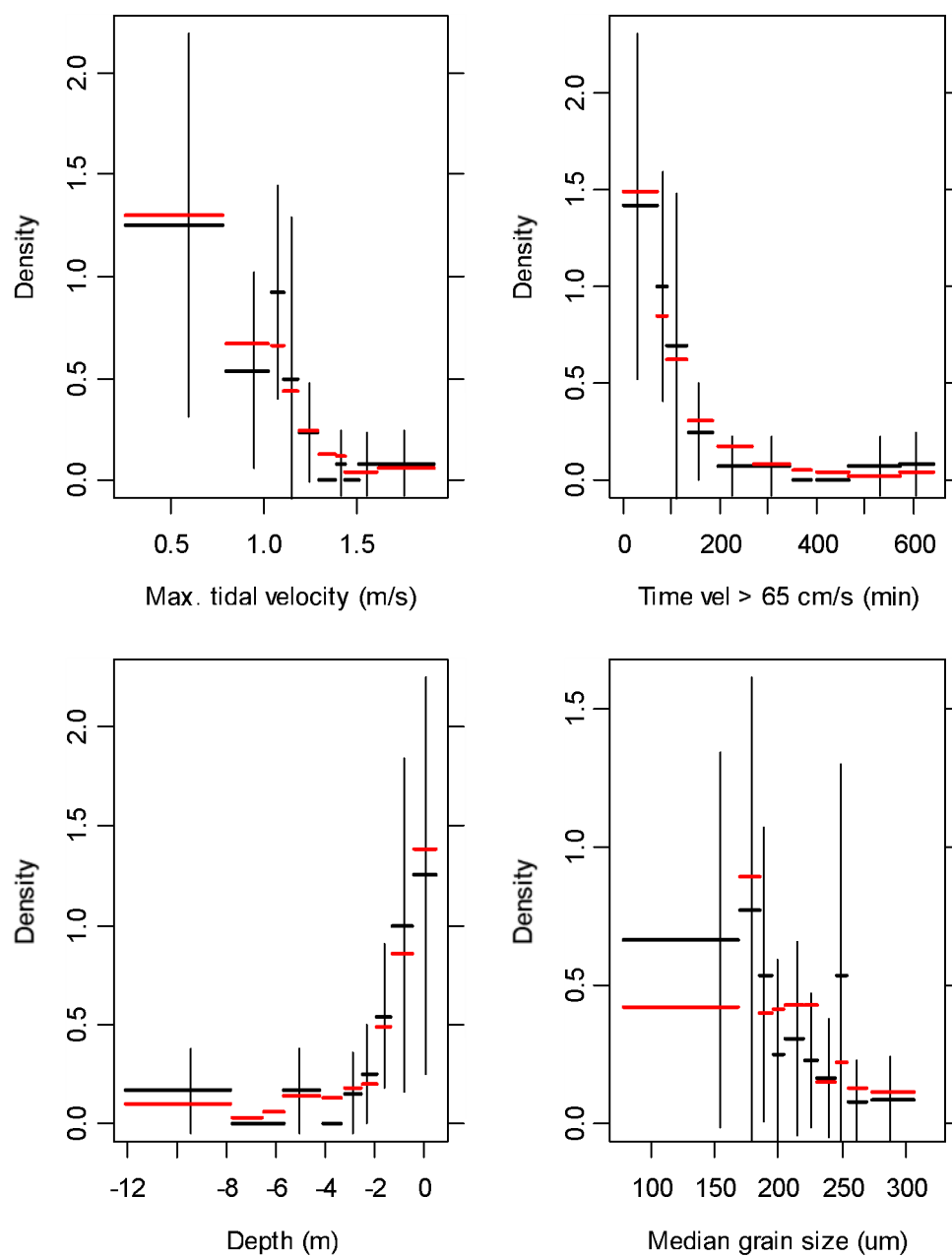
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 160.983 on 126 degrees of freedom

Residual deviance: 76.496 on 118 degrees of freedom

AIC: 157.16



Figuur A-5: Responscurven van *Arenicola marina*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Capitella capitata

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Capitella capitata* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Deze laatste variabele, alsmede ook maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte leveren een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Capitella capitata* op de verschillende omgevingsvariabelen vertoont overeenkomsten met die van *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Arenicola marina*. Figuur A-6 toont een duidelijke afname in de densiteit van *Capitella capitata* met toenemende stroomsnelheid en toenemende tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is. *Capitella capitata* vertoont een duidelijke respons met diepte en mediane korrelgrootte. De aantallen van *Capitella capitata* nemen significant af met toenemende diepte en nemen toe bij een kleinere mediane korrelgrootte.

De variable “bodenvorm” levert geen verbetering op van het basis model. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie en is ook niet significant.

Capitella capitata: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.9933	-1.3507	-0.6629	-0.0947	6.5236

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.447e+01	3.877e+00	-3.732	0.00019 ***
maxtij	5.257e+00	1.641e+00	3.203	0.00136 **
I(maxtij^2)	-4.225e+00	9.068e-01	-4.659	3.17e-06 ***
tij65_min	-2.330e-01	4.771e-02	-4.883	1.04e-06 ***
I(tij65_min^2)	1.340e-02	1.917e-03	6.987	2.81e-12 ***
diepte	2.079e-01	1.068e-01	1.947	0.05159 .
I(diepte^2)	1.411e-02	1.413e-02	0.999	0.31794
sd50	1.643e-01	4.025e-02	4.082	4.46e-05 ***
I(sd50^2)	-4.326e-04	1.003e-04	-4.311	1.62e-05 ***

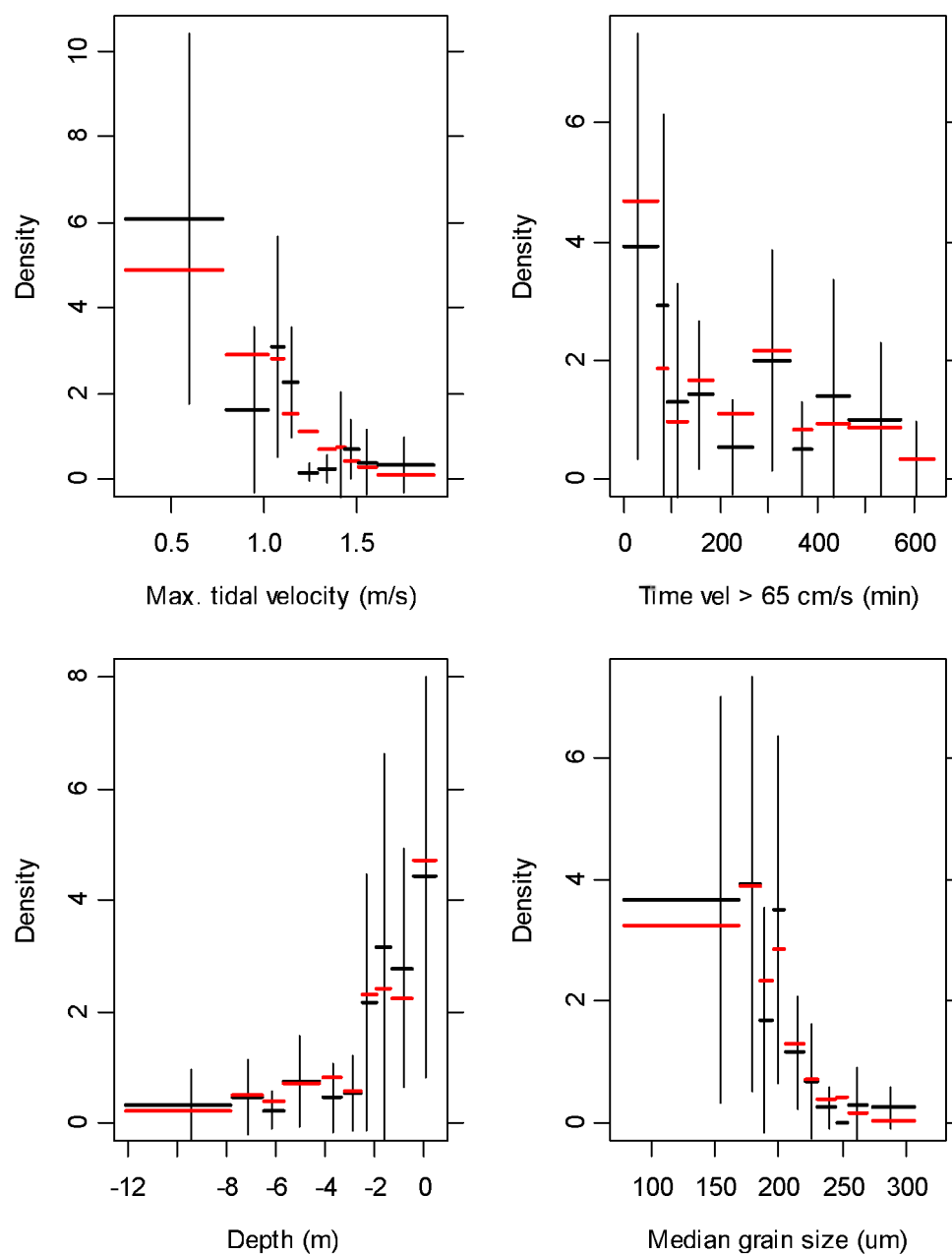
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 606.99 on 126 degrees of freedom

Residual deviance: 339.85 on 118 degrees of freedom

AIC: 481.46



Figuur A-6: Responscurven van *Capitella capitata*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

Nephtys cirrosa

Een combinatie van alle onafhankelijke variabelen is de beste predictor voor het voorkomen van *Nephtys cirrosa* (laagste AIC). Het beste model wordt verkregen met de tijdsduur dat de stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$. Enkel deze laatste variabele levert een significante bijdrage aan het model.

De respons van *Nephtys cirrosa* op de verschillende omgevingsvariabelen is duidelijk verschillend van de respons van de andere soorten (Figuur A-7). Dit bleek ook al uit de verspreiding van deze soort (Figuur 27). De respons van *Nephtys cirrosa* op maximale stroomsnelheid en de tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ is vertoont een duidelijke optimum curve. Er is geen duidelijke relatie met diepte en mediane korrelgrootte. Het feit dat deze soort zich hier op de grens van zijn verspreidingsgebied in de Westerschelde bevindt (*Nephtys cirrosa* is een mariene soort die t.h.v. Walsoorden zijn stroomopwaartse limiet kent), verklaart waarschijnlijk de minder goede relatie met omgevingsvariabelen.

De variable “bodenvorm” levert geen verbetering op van het basis model. M.a.w., de bodenvorm verklaart geen bijkomend deel van de variatie en is ook niet significant.

Nephtys cirrosa: Call: glm(formula = afh ~ maxtij + I(maxtij^2) + tij65_min + I(tij65_min^2) + diepte + I(diepte^2) + sd50 + I(sd50^2), family = poisson(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.8067	-0.9921	-0.5916	0.3937	3.0726

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-6.300e+00	4.402e+00	-1.431	0.1523
maxtij	1.065e+01	5.667e+00	1.880	0.0601 .
I(maxtij^2)	-5.564e+00	2.420e+00	-2.299	0.0215 *
tij65_min	2.876e-01	2.079e-01	1.384	0.1665
I(tij65_min^2)	-1.029e-02	6.576e-03	-1.565	0.1176
diepte	-2.525e-01	1.807e-01	-1.397	0.1623
I(diepte^2)	-2.305e-03	1.831e-02	-0.126	0.8998
sd50	1.997e-02	3.573e-02	-0.559	0.5761
I(sd50^2)	6.211e-05	7.706e-05	0.806	0.4203

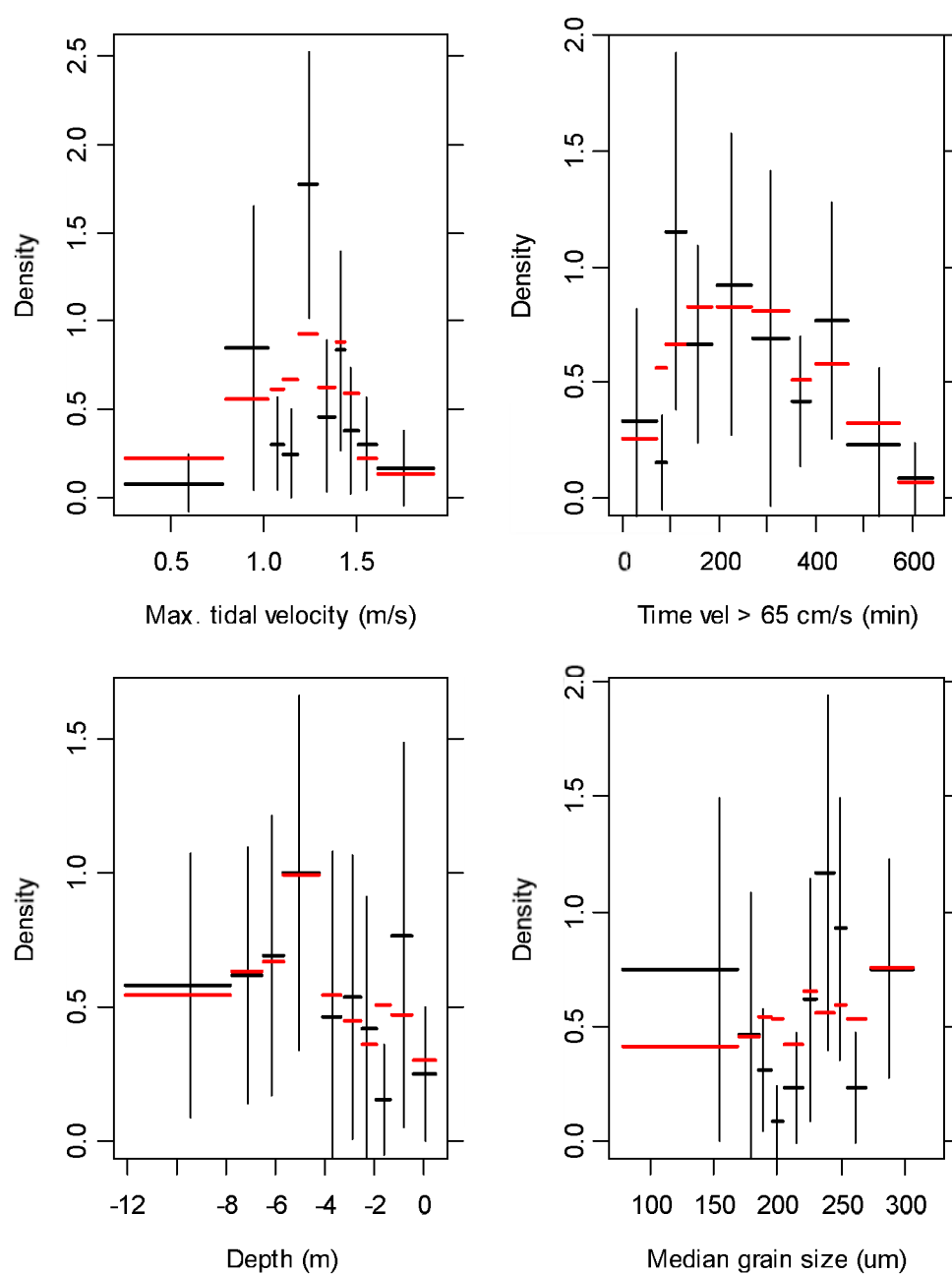
Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)

Null deviance: 169.83 on 126 degrees of freedom

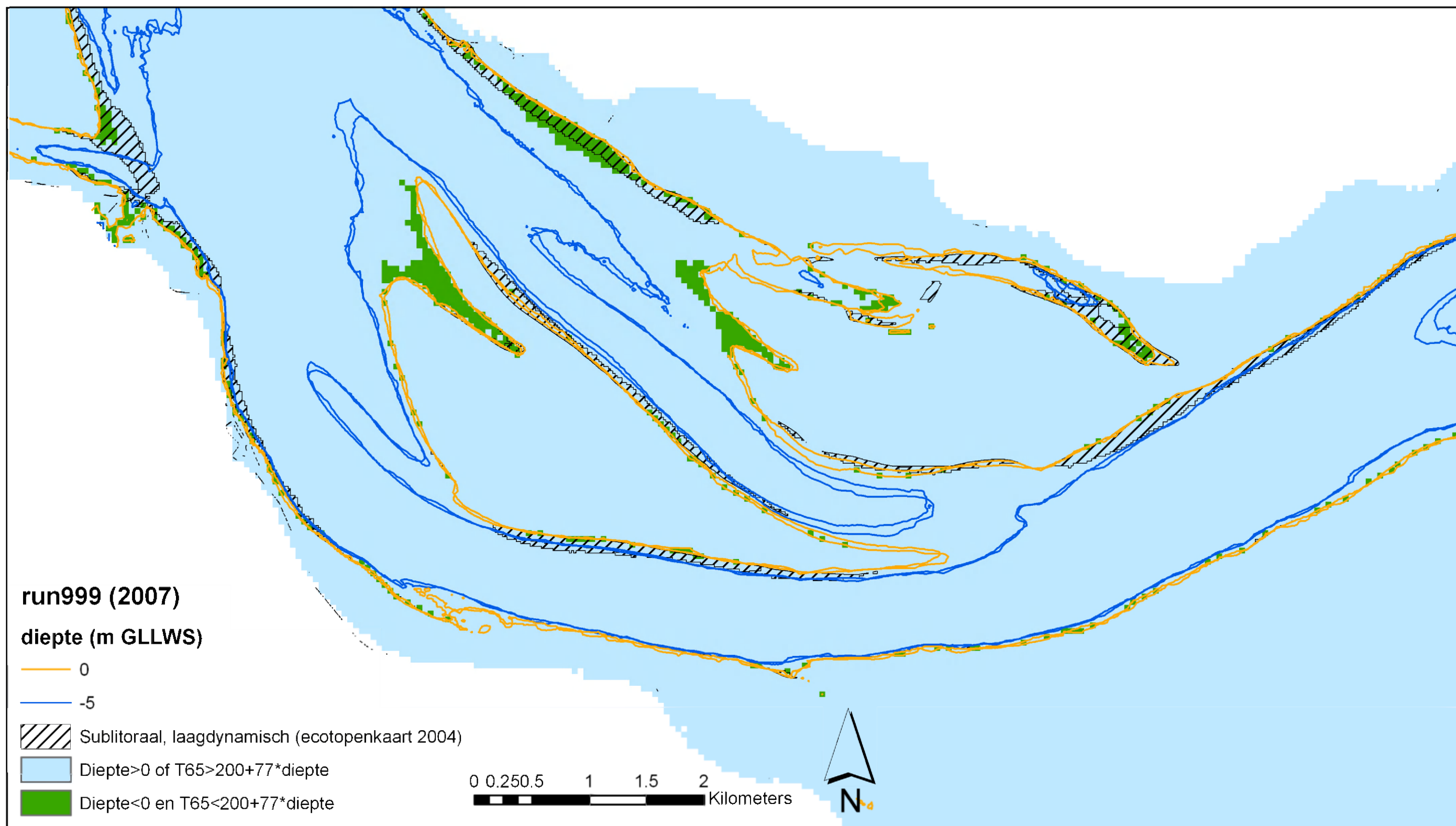
Residual deviance: 132.14 on 118 degrees of freedom

AIC: 249.19

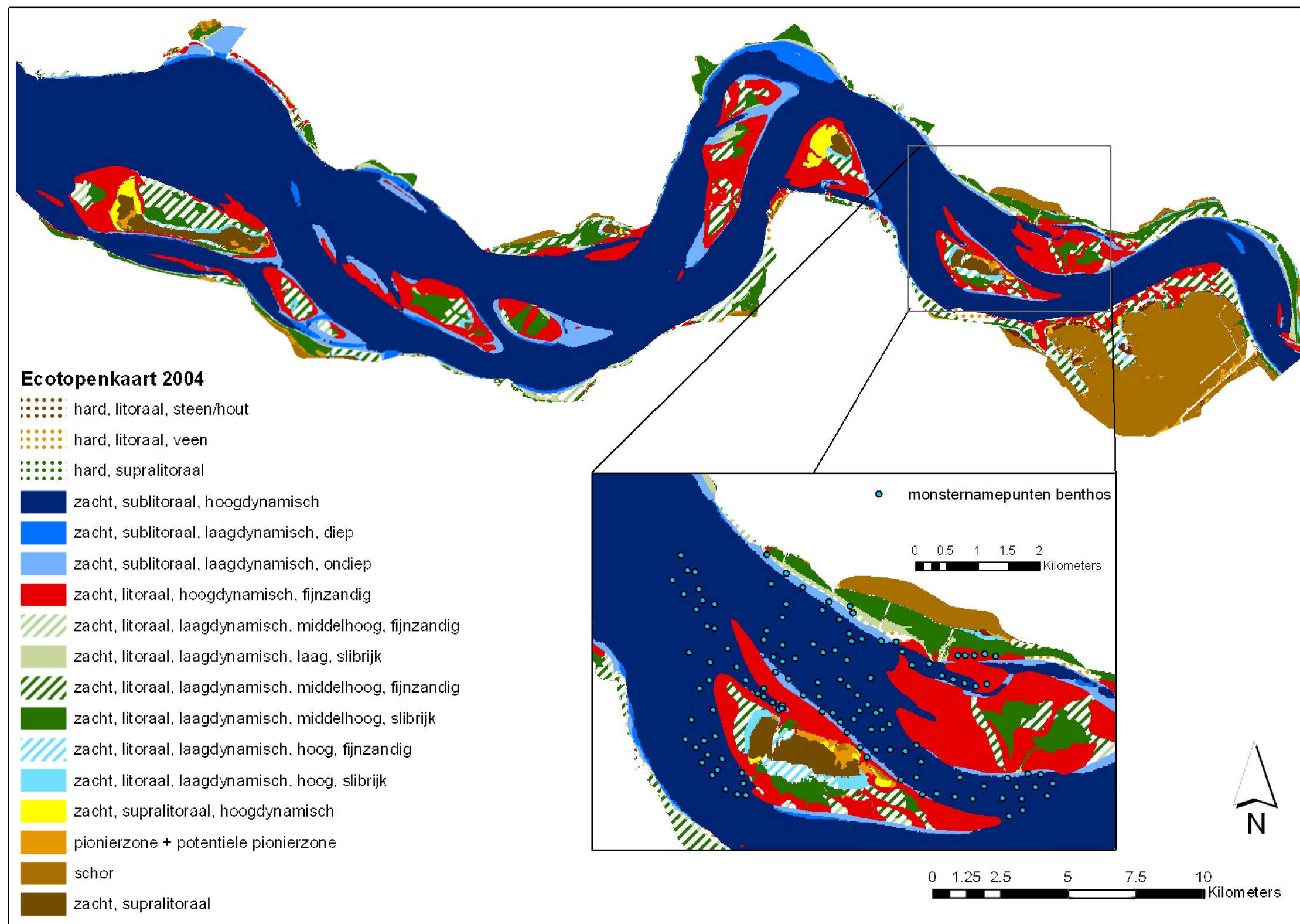


Figuur A-7: Responscurven van *Nephtys cirrosa*: densiteit (ind.core⁻¹) als functie van maximale stroomsnelheid, tijdsduur dat de stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ gedurende een getijcyclus, diepte (t.o.v. GLLWS), en mediane korrelgrootte.

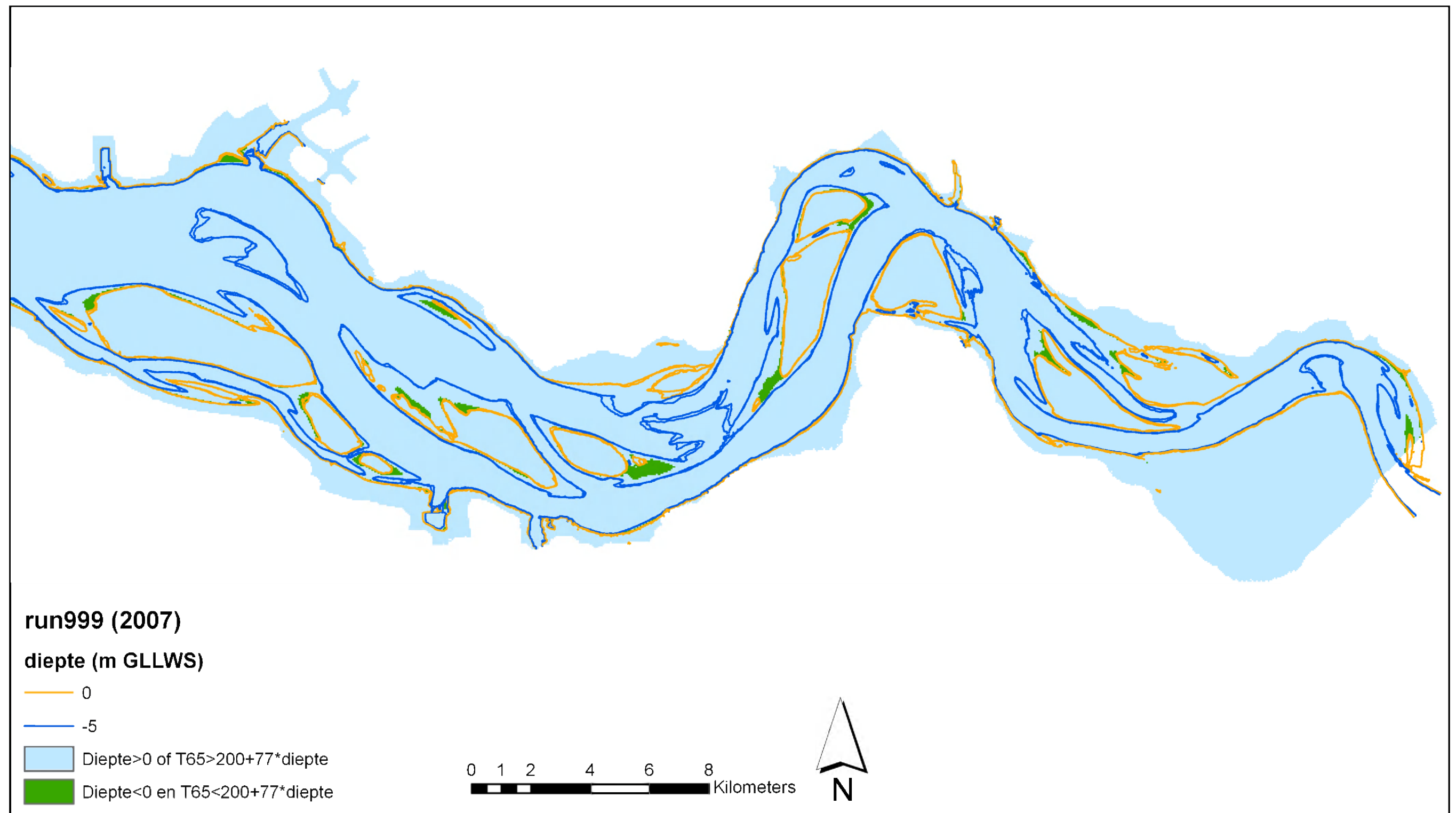
BIJLAGE B – A3 kaart van Figuur 36 (p. 59) Habitatkaart subtidale zone t.h.v. Plaat van Walsoorden met onderscheid tussen ecologisch “rijke” en ecologisch “arme” bodemdiergemeenschappen.



BIJLAGE C – A3 kaart van Figuur 45 (p.72): Ecotopenkaart Westerschelde (2004) met een detail van het studiegebied t.h.v. de Plaat van Walsoorden.



BIJLAGE D.1 – A3 kaart van Figuur 46 (p. 81): Habitatkaart subitdaal Westerschelde: onderverdeling in ecologisch “rijke” (groen) en “arme” gebieden (blauw).



BIJLAGE D.2 – A3 kaart van Figuur 46 (p. 81): Habitatkaart subtidaal Westerschelde: onderverdeling in gebieden waar tijdsduur dat stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1} < 100 \text{ min.}$ (groen) en $> 100 \text{ min.}$ (blauw).

