



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschelde en haar getij-onderhevige zijrivieren (1999-2010)

Beschrijvend overzicht van historische gegevens (1999, 2002, 2005) en eerste cyclus van nieuwe strategie (2008, 2009, 2010)

Speybroeck Jeroen, De Regge Nico, Soors Jan, Terrie Thomas, Van Ryckegem Gunther, Van Braeckel Alexander, Van den Bergh Erika

Auteurs:

Speybroeck Jeroen, De Regge Nico, Soors Jan, Terrie Thomas, Van Ryckegem Gunther, Van Braeckel Alexander, Van den Bergh Erika

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel

Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

www.inbo.be

e-mail:

jeroen.speybroeck@inbo.be

Wijze van citeren:

Speybroeck J., De Regge N., Soors J., Terrie T., Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Van den Bergh E. (2014). Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschelde en haar getij-onderhevige zijrivieren (1999-2010). Beschrijvend overzicht van historische gegevens (1999, 2002, 2005) en eerste cyclus van nieuwe strategie (2008, 2009, 2010). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (INBO.R.2014.1717661). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2014/3241/109

INBO.R.2014.1717661

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Yves Adams / Vildaphoto.net

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen & Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde, Anna Bijnsgebouw, Lange Kievitstraat 111-113, 2018 Antwerpen



Waterwegen en Zeekanaal NV
weg van water

Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschelde en haar getij- onderhevige zijrivieren (1999-2010)

Beschrijvend overzicht van historische gegevens (1999, 2002, 2005) en eerste cyclus van nieuwe strategie (2008, 2009, 2010)

**Jeroen Speybroeck, Nico De Regge, Jan Soors, Thomas Terrie,
Gunther Van Ryckegem, Alexander Van Braeckel, Erika Van
den Bergh**

D/2014/3241/109

INBO.R.2014.1717661

Samenvatting

Ongewervelde bodemdieren vormen als secundaire producenten een belangrijke voedselbron voor hogere trofische niveaus zoals vissen en vogels. Sinds 1999 wordt het macrobenthos (in de bodem levende dieren die groter zijn dan 1mm, al wordt deze groottegrens vaak verlaagd naar 250µm of 500µm in estuaria) van de zachte bodems van de Zeeschelde en haar getij-gebonden zijrivieren gestructureerd ruimtelijk bemonsterd. Ten behoeve van een omvattende systeemmonitoring en de harmonisatie van de aanpak met de monitoringsactiviteiten in de Westerschelde, evolueerde de bemonsteringsstrategie doorheen de jaren van een driejaarlijkse bemonstering op een beperkt aantal vaste dwarsraaien naar een jaarlijkse gestratificeerde random bemonstering vanaf 2008, waarbij de waterlichamen van de Kaderrichtlijn Water in de lengterichting en een aantal fysiotopen (drie intertidale en drie subtidale, afgebakend op basis van overstromingsduur en diepte) in de dwarsrichting als strata werden gehanteerd.

De beschikbare gegevens geven een vrij behoorlijk beeld van de ruimtelijke verspreiding van de abundante soorten in het estuarium. Het brakke gedeelte (min of meer samenvallend met de begrenzing van het Kaderrichtlijn Water-waterlichaam Zeeschelde IV, gaande van de grens met Nederland stroomopwaarts tot de Kennedytunnel) wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van vrij veel Oligochaeta (borstelarme borstelwormen, hier vrijwel uitsluitend de brakwatersoorten *Heterochaeta costata* en *Tubificoides heterochaeta*) alsook meer zoutminnende soorten zoals de slijkgarnaal *Corophium volutator* en de veelkleurige duizendpoot *Hediste diversicolor*. Vooral die laatste maakt een belangrijk deel van de biomassa uit. De zoete waterlichamen worden heel sterk gedomineerd door kleine en opportunistische soorten Oligochaeta, met vooral talrijke aanwezigheid van soorten die als kenmerkend voor hoge of zelfs aan vervuiling gerelateerde waarden van organische belasting worden aangeduid, waaronder *Limnodrilus hoffmeisteri* en *L. udekemianus*. In de Zeeschelde zelf worden de meest rijke benthosgemeenschappen doorgaans aangetroffen in het hoog en middelhoog intertidaal gebied, terwijl in het subtidaal gebied vrij veel lege stalen worden verzameld, wellicht ten gevolge van de hydrodynamiek en samenstelling van het sediment. Daarentegen kunnen in sommige delen van zijrivieren de hoogste dichtheden in het subtidaal worden gevonden (Dijle en Nete).

De veranderingen in de bemonsteringsstrategie veroorzaakten enkele aandachtspunten inzake vergelijkbaarheid en trendverloop van de meest basale kenmerkende variabelen (soortenrijkdom, densiteit en biomassa). Bovendien werden conversies uitgewerkt om de impact van methodologische verschillen in zeefmaaswijdte en biomassabepalingsmethode te beperken. Hiermee rekening houdend kunnen sterke veranderingen in densiteiten en biomassawaarden worden waargenomen, voornamelijk te herkennen als een toename gevolgd door een zeer scherpe afname die zich op verschillende tijdstippen in de verschillende waterlichamen voordeed. In de hoofdstroom vormt het waterlichaam Zeeschelde III (van de Kennedytunnel stroomopwaarts tot de Durmemonding) het scherpste voorbeeld, met fysiotoop-gemiddelde biomassa van 75.6 g AFDW/m² in 2002, 24.1 g AFDW/m² in 2002 en minder dan 1 g AFDW/m² in 2008 en 2009 en 3.8 g AFDW/m² in 2010. Latere pieken en terugval lieten zich opmerken in de bovenlopen en zijrivieren bv. in de Rupel – 70.0 g AFDW/m² in 2002 over 109.9 g AFDW/m² in 2005 (lokaal tot meerdere miljoenen Oligochaeta per m² en biomassa van 200 g/m²) tot 14.2 g AFDW/m² in 2008, 3.4 g AFDW/m² in 2009 en 9.3 g AFDW/m² in 2010. Deze patronen lopen sterk parallel met het gedocumenteerde verloop van de in het estuarium overwinterende en foeragerende watervogels en houden waarschijnlijk verband met de verbetering van de waterkwaliteit. De soortensamenstelling van de bodemfauna vertoont geen duidelijke veranderingen doorheen de tijd.

De waargenomen trends lijken slechts gedeeltelijk te stroken met de theorie van de successie van benthische gemeenschappen in vergelijkbare milieus, waarbij een fase van anoxie (of een andere zware druk) gevolgd wordt door optreden van (zeer) hoge densiteiten en biomassawaarden van kleine opportunistische soorten die daarna sterk afnemen. De (na deze initiële opeenvolging van bloei en verval) vervolgens verwachtte toename in soortenrijkdom en biomassa lijkt echter (voorlopig) uit te blijven. Dit zou te wijten kunnen zijn aan een te hoge dynamiek in grote delen van het systeem, waardoor meer kwetsbare soorten het systeem niet (re)koloniseren. Een andere

hypothese wijst in de richting van een sterk verhoogde predatiedruk door vissen en schaaldieren (garnalen en krabben) nadat het zuurstofpeil de opmars van deze predatoren mogelijk maakte. Aanvullende hypothesen worden geformuleerd.

De recente strategie wordt tegen het licht gehouden en voorstellen voor beperkte bijsturing, rationalisering en verder onderzoek worden geformuleerd.

English abstract

As secondary producers, benthic invertebrates represent an important food source for higher trophic levels such as fish and birds. From 1999 onwards, the macrobenthos (bottom-dwelling animals larger than 1mm, albeit the size limit is usually lowered to 250µm or 500µm in estuaries) of the soft-bottom substrate of the Zeeschelde Estuary (= tidal part of the Flemish upstream part of the Scheldt Estuary, with the downstream section of the estuary lying in The Netherlands) and its tidal tributaries underwent structural spatial sampling. To achieve a uniform and comprehensive monitoring scheme in line with practices in the Westerschelde, the sampling strategy evolved through the years from sampling sites along a limited number of fixed transect once every three years to a yearly random stratified design from 2008 onwards. The Water Framework Directive water bodies act as strata in the alongshore direction (comprising the salinity gradient), whereas a number of physiotopes ("physical habitats"; three intertidal and three subtidal ones, delimited by their flooding duration and depth) defined units in the cross-shore dimension.

The available data draw a relatively decent picture of the spatial distribution of the abundant species in the estuary. The brackish part (more or less coinciding with the limits of the Water Framework Directive water body Zeeschelde IV, stretching from the Dutch border upstream until the Kennedy Tunnel in Antwerp) is characterised by the presence of a relatively high portion of Oligochaeta (ringed worms with few bristles, in this zone practically exclusively the brackish water species *Heterochaeta costata* and *Tubificoides heterochaeta*) as well as more salt-related species like the amphipod *Corophium volutator* and the polychaet *Hediste diversicolor*. Especially the latter builds up an important part of the biomass. The water bodies of the freshwater tidal areas are highly dominated by small and opportunistic species of oligochaetes. Species which have been attributed a high tolerance towards organic pollution are especially abundant, including *Limnodrilus hoffmeisteri* en *L. udekemianus*. In the Zeeschelde (main river) itself, highest densities and biomass are observed in the higher part of the intertidal zone, while a significant portion of azoic samples is collected in the subtidal area, which has been hypothesised to be related to high levels of hydrodynamics and the sediment composition. In contrast, some (sections of the) tributaries display the highest local densities in the ecosystem in the subtidal area (Dijle and Nete).

The change in sampling strategy caused important issues in terms of comparability and trend monitoring of the most basic characterising variables (species richness, density and biomass). Approximate conversions were elaborated to limit the impact of further differences in used sieve mesh size and biomass determination methodology. With certain precaution, however, marked changes could be observed, most notable as an increase in numbers followed by a very distinct drop, occurring at different times in different parts of the estuary. For the main river system, the water body Zeeschelde III (from the Kennedy Tunnel upstream until the mouth of the Durme tributary) offers the most pronounced example, with physiotope-averaged biomass being 75.6 g AFDW/m² in 2002, 24.1 g AFDW/m² in 2002 to less than 1 g AFDW/m² in 2008 and 2009 and 3.8 g AFDW/m² in 2010. Later peaks and drops were seen in the more upstream section of the estuary, including the tributaries, e.g. in the Rupel – 70.0 g AFDW/m² in 2002, 109.9 g AFDW/m² in 2005 (locally up to several millions of oligochaetes per m² and biomass values of up to 200 g/m²) to 14.2 g AFDW/m² in 2008, 3.4 g AFDW/m² in 2009 and 9.3 g AFDW/m² in 2010. The observed patterns are highly similar to what has been observed in wintering and foraging birds in the estuary and are most likely related to improved water quality. Species composition did not seem to undergo any obvious changes over time.

These trends only partially seem to agree with theory on succession of benthic invertebrate communities in similar environments, where initial anoxia (or a comparably severe pressure) is followed by the (strong) rise of high densities and high biomass values of small opportunists. This was followed by a typical sharp decrease. Yet, the subsequently (after this pioneer phase) anticipated increase in species richness and biomass does not seem to occur (so far). This may be due to high levels of dynamics inhibiting niche occupation by more sensitive species, as well as heavy grazing by fish and crustaceans (shrimp and crabs) upon re-colonisation of the latter with rising oxygen levels. Additional hypotheses are formulated.

The current research strategy is discussed and suggestions are made for limited adjustment, rationalisation and further research.

Inhoudstafel

Samenvatting	5
English abstract.....	7
Inhoudstafel.....	9
Lijst van figuren	11
Lijst van tabellen.....	13
1. Inleiding	15
1.1 Dit rapport	15
1.2 Beknopt overzicht van historisch benthosonderzoek in de Zeeschelde.....	15
2. Materiaal en methode	20
2.1 Studiegebied	20
2.2 Campagne 1996	21
2.3 Campagnes 1999, 2002 en 2005	22
2.3.1 Strategie	22
2.3.2 Staalname	23
2.3.3 Verwerking	24
2.4 Campagnes vanaf 2008	25
2.4.1 Strategie	25
2.4.2 Staalname	28
2.4.3 Verwerking	28
2.5 Kenmerken van de gewijzigde strategie.....	29
3. Resultaten	30
3.1 Aandachtspunten bij interpretatie	30
3.1.1 Levend versus dood zeven	30
3.1.2 Zeefmaaswijdte en staaltypes	30
3.1.3 Staalnamelocaties - aantal en ruimtelijke spreiding.....	34
3.1.4 Foutgrootte.....	37
3.1.5 Soorten en soortenrijkdom.....	38
3.1.6 Biomassabepaling	38
3.2 Soorten	39
3.2.1 Soortensamenstelling & -verspreiding.....	39
3.2.1.1 Algemeen & soorten excl. Oligochaeta	39
3.2.1.2 Oligochaetensoorten.....	46
3.2.1.3 Exoten.....	52
3.2.2 Soortenrijkdom.....	54
3.3 Densiteit en biomassa	62
3.4 Macrobenthos als voedselbron voor vogels en vissen	70
3.5 Sedimentsamenstelling	72
4. Discussie en besluitvorming	77
4.1 Strategie, strategiewijziging en methode	77
4.1.1 Aandachtspunten bij interpretatie	77
4.1.2 Tussentijdse evaluatie van de strategie sinds 2008	77
4.1.2.1 Stratificatieniveau 1 - waterlichamen.....	77
4.1.2.2 Stratificatieniveau 2 - fysiotopen	78
4.1.2.3 Random bemonstering versus vaste punten	79
4.1.2.4 Bemonsteringsfrequentie en timing	80
4.1.2.5 Biomassa per fysiotoop.....	80
4.1.2.1 Soortenrijkdom en -diversiteit "versus" densiteit en biomassa.....	81
4.2 Soorten	81

4.3	Densiteit en biomassa	83
4.4	Trofische rol	86
4.5	Sedimentsamenstelling	86
4.6	Verder onderzoek	87
Referenties.....		88

Lijst van figuren

Figuur 2.1: Situering en overzicht van het studiegebied, met aanduiding van saliniteitszones en hydroniemen. De Kleine Nete (N) en de Grote Nete (Z) vloeien in Lier samen en vormen vervolgens de Beneden-Nete of Nete. De Ringvaart nabij Gent staat weliswaar onder getij-invloed, maar werd tot op heden niet bemonsterd.	20
Figuur 2.2: Situering van de bemonsteringslocaties van 1996 (uit Seys et al. 1999a).	22
Figuur 2.3: Situering van staalnamelocaties 1999 – 2002 – 2005	23
Figuur 2.4: Voorbeeld van de fysiotopenkaart ter hoogte van de Plaat van Boomke met aanduiding van staalnamepunten.	26
Figuur 2.5: Situering van de staalnamelocaties 2008, als voorbeeld voor de nieuwe strategie. Meer stroomop gelegen gedeelten van Netes, Dijle en Zenne werden vooreerst niet bemonsterd wegens logistieke beperkingen.	27
Figuur 3.1: Proportionele verdeling van de biomassa over drie zeeffracties.	31
Figuur 3.2: Frequentieverdeling van het percentage van de densiteit dat zich in de zeeffractie 250-500µm bevindt (excl. lage densiteiten (< 5000 ind/m ²), aangezien bij kleine aantallen dieren toeval een te grote rol speelt).	32
Figuur 3.3: Vastgestelde densiteit op basis van zeven over 500µm in functie van diegene op basis van zeven over 250µm.	32
Figuur 3.4: Benthosstaal s.s. Zeeschelde IV - gemiddelde densiteit (+/- standaardfout) per fysiotop 2008.	33
Figuur 3.5: Gemiddelde densiteit (voor alle sites) per recente campagne met spreidingsmaat: standaarddeviatie (links) en standaardfout (rechts).	37
Figuur 3.6: Biomassa (g AFDW / m ²) zoals bepaald aan de hand van de methode van 1996 in functie van deze zoals toegepast van 1999 tot en met 2005 (zie tekst; excl. 1 erg hoge uitschieter).	39
Figuur 3.7: Percentage stalen per fysiotop met aanwezigheid van 4 abundante soorten (niet-oligochaeten) (2008-2009-2010) in ZSIV, corrigerend voor het verschillend aantal beschikbare stalen per fysiotop.	41
Figuur 3.8: Gemiddelde densiteit per fysiotop in stalen met aanwezigheid van 4 abundante soorten (niet-oligochaeten)(2008-2009-2010) in ZSIV	41
Figuur 3.9: Densiteit en verspreiding van <i>Corophium volutator</i> (2008-2009-2010). Groene cirkels duiden op bemonsteringslocaties waar de soort ontbrak, maar wel andere fauna gevonden werd, rode cirkels duiden op locaties waar geen fauna werd vastgesteld.	42
Figuur 3.10: Densiteit en verspreiding van <i>Hediste diversicolor</i> (2008-2009-2010). Groene cirkels duiden op bemonsteringslocaties waar de soort ontbrak, maar wel andere fauna gevonden werd, rode cirkels duiden op locaties waar geen fauna werd vastgesteld.	43
Figuur 3.11: Aandeel in totale biomassa per taxon in het mesohaliene waterlichaam Zeeschelde IV (2008, 2009, 2010).	43
Figuur 3.12: Aandeel van Oligochaeta per waterlichaam in densiteit en biomassa (2008, 2009, 2010).	45
Figuur 3.13: Percentage van de stalen van SP080910 per fysiotop waarin Oligochaeta voorkwamen (incl. lege stalen in rekening gebracht).	46
Figuur 3.14: Percentage van de stalen van SP08 met de twee brakwateroligochaeten (incl. lege stalen).	48
Figuur 3.15: Percentage stalen 2008 met <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (incl. lege stalen) per fysiotop.	50

Figuur 3.16: Gemiddelde densiteit van <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (2008) in stalen waarin de soort voorkomt. De soort werd niet aangetroffen in ZSIV.....	51
Figuur 3.17: Densiteit en verspreiding van <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (2008)	51
Figuur 3.18: Cumulatief aantal aangetroffen exogene soorten voor het hele estuarium.	53
Figuur 3.19: Gemiddeld aantal soorten per staal voor elk fysiotop binnen elk waterlichaam(onderdeel) + standaardfout. Nog te bepalen = mits verfijning van de fysiotopentypologie aan de hand van aanvullende abiotische gegevens eventueel post hoc toe te kennen aan andere strata.	54
Figuur 3.20: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (2008) voor het hele estuarium – gemiddelde o.b.v. drie random selecties. Foutenvlaggen zijn standaardfouten.	55
Figuur 3.21: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (2008) per waterlichaam	56
Figuur 3.22: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (Zeeschelde IV 2008, 2009, 2010).....	57
Figuur 3.23: Cumulatief soortenaantal ZSIV 2008 - drie randomisaties en hun gemiddelde. Foutenvlaggen zijn standaardfouten.	58
Figuur 3.24: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (Zeeschelde IV fysiotopen).....	59
Figuur 3.25: Aantal soorten per staalnamelocatie 2008	60
Figuur 3.26: Aantal soorten per staalnamelocatie zonder Oligochaeta, Zeeschelde IV 2008, 2009 en 2010	61
Figuur 3.27: Frequentiedistributie stalenaantal per densiteitsklasse	62
Figuur 3.28: Gemiddelde densiteit en biomassa per waterlichaam – Zeeschelde.....	64
Figuur 3.29: Gemiddelde densiteit en biomassa per waterlichaam - zijrivieren	65
Figuur 3.30: Gemiddelde intertidale densiteit per waterlichaam en per campagne. Rode pijl = geen gegevens beschikbaar; rode ster = gegevens voor slechts 1 site. Oudere campagnes gecorrigeerd voor gebruik van andere maaswijdte (250µm i.p.v. 500µm).	66
Figuur 3.31: Gemiddelde subtidale densiteit per waterlichaam en per campagne. Rode pijl = geen gegevens beschikbaar; rode ster = gegevens voor slechts 1 site. Oudere campagnes werden hier gecorrigeerd voor gebruik van andere maaswijdte (250µm i.p.v. 500µm).	66
Figuur 3.32: Nete - gemiddelde densiteit per fysiotop 2008-2009-2010.....	68
Figuur 3.33: Densiteit per staalnamelocatie 2008 (boven, 2009 (midden) en 2010 (onder). ...	69
Figuur 3.34: Intertidale systeembiomassa per waterlichaam (ton).	71
Figuur 3.35: Gemiddelde biomassa per waterlichaam (g AFDW/m ²).	72
Figuur 3.36: Frequentiedistributies van mediane korrelgrootte (links – in µm) en gehalte aan organisch materiaal (rechts – in %) per campagne (eerste rij), fysiotop (tweede rij) en waterlichaam (derde en vierde rij).....	73
Figuur 3.37: Gemiddelde mediane korrelgrootte per fysiotop, waterlichaam en campagne (boven – hoofdstroom; onder – zijrivieren).....	74
Figuur 3.38: Gemiddelde mediane korrelgrootte per fysiotop, waterlichaam en campagne (boven – hoofdstroom; onder – zijrivieren).....	75
Figuur 4.1: Procentueel densiteitsverlies in Zeeschelde I en Dijle indien respectievelijk het traject Gentbrugge-Melle en het Zennegat worden weggelaten uit de berekeningen.	78

Figuur 4.2: SAB-curves na zware organische verontreiniging (naar: Pearson & Rosenberg, 1978).	83
---	----

Lijst van tabellen

Tabel 2.1: Verschilpunten tussen de drie bemonsteringsstrategieën. (*): oligochaetenstalen en subtidale stalen werden levend gespoeld; intertidale stalen benthos s.s. werden gefixeerd (zie verder).	21
Tabel 2.2: Coëfficiënten van de soort-specifieke breedte-biomassaregressievergelijkingen.	24
Tabel 2.3: Strata van eerste niveau en hun verband met de KRW-waterlichamen	25
Tabel 2.4: Strata van tweede niveau - fysiotoptypologie (Van Braeckel et al. 2006)	25
Tabel 2.5: Aantal theoretisch vooraf voorziene staalnamelocaties per fysiotoop en per waterlichaam(onderdeel) volgens de nieuwe monitoringsstrategie	27
Tabel 3.1: Aantal staalnamelocaties per fysiotoop per campagne - Zeeschelde. Een nul wordt enkel ingevuld wanneer data nodig/verwacht. Kleuren illustreren schaarste van gegevens - rood: geen staal, oranje: 1 staalnamelocatie, geel: 2 staalnamelocaties.	34
Tabel 3.2: Aantal staalnamelocaties per fysiotoop per campagne - zijrivieren. Kleuren illustreren schaarste van gegevens - rood: geen staal, oranje: 1 staalnamelocatie, geel: 2 staalnamelocaties. Bij waterlichamen met amper diep subtidaal ontbreekt dit fysiotoop. 'Onbepaald intertidaal' en 'onbepaald subtidaal' slechts ingekleurd indien deze categorieën de enige stalen voor intertidaal of subtidaal bevatten. Een nul wordt enkel ingevuld wanneer data nodig/verwacht.	35
Tabel 3.3: Totaal aantal replicaten benthosstalen s.s. 'oudere' campagnes.	36
Tabel 3.4: Totaal aantal replicaten Oligochaetastalen 'oudere' campagnes.	36
Tabel 3.3: Aantal soorten per hoger taxon 2008 2009 2010 (zonder Oligochaeta)	40
Tabel 3.4: Recente soorten per waterlichaam (2008-2010) zonder Oligochaeta. * = exoot.	40
Tabel 3.5: Overzicht van de geïdentificeerde soorten van Oligochaeta (2008). n = aantal stalen waarin de soort werd aangetroffen; % = corresponderend percentage voor het totaal aan beschikbare stalen (incl. lege stalen); * = exoot.	47
Tabel 3.6: Rangorde van de 5 meest dominante soorten per waterlichaam (1 = meest dominant; lege cel betekent niet per se afwezigheid, maar wijst minstens op lagere dominantie). Dominantie uitgedrukt aan de hand van voorkomen van een soort in de totale set van gedetermineerde dieren per waterlichaam. Gelijke rang leidt tot vervallen van de daarop volgende rang. Soorten die met slechts 1 individu werden aangetroffen worden niet gerankt.	48
Tabel 3.7: Rangorde van de 5 meest dominante soorten per fysiotoop (1 = meest dominant; lege cel betekent niet per se afwezigheid).	49
Tabel 3.8: Aantal exogene soorten per taxonomische groep, zoals vastgesteld in het Schelde-estuarium en getij-gebonden zijrivieren op basis van gecumuleerde vaststellingen sinds begin jaren '90.	52
Tabel 3.9: Lege stalen per campagne & waterlichaam(onderdeel) als "percentage (absoluut aantal)". Stalen van 1996 zijn niet eenduidig aan een waterlichaam toe te kennen. Rupel 2009 = zonder subtidaal.	63
Tabel 3.10: Proportie aan in mindering gebrachte breuksteen in het oppervlakteareaal van de drie intertidale fysiotopten per waterlichaam.	70
Tabel 3.11: Oppervlakte van de drie intertidale fysiotopten per waterlichaam (ha) exclusief breuksteen.	70

Tabel 3.12: Totale intertidale systeembiomassa voor de som van de waterlichamen van de Zeeschelde, Rupel en Durme.	71
Tabel 4.1: Aanwezigheid van <i>Limnodrilus udekemianus</i> in het zoet getijdengebied van het Zeeschelde-estuarium.	82

1. Inleiding

1.1 Dit rapport

Het benthos in de Schelde wordt sinds geruime tijd bemonsterd en onderzocht. Tegenwoordig worden zo gegevens verzameld die invulling geven aan het MONEOS-onderzoeksprogramma (Meire & Maris, 2008). In bredere zin kunnen ze echter ook aangewend worden voor beoordelingen in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water (Brys et al. 2005, Van Hoey et al. 2005, Speybroeck et al. 2008) en de opgestelde evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium (Holzhauer et al. 2011).

Het doel van dit rapport is het bieden van een beschrijvend overzicht van de recentere benthosgegevens, zoals deze werden verzameld in de Zeeschelde en haar getij-onderhevige zijrivieren in 1999, 2002, 2005, 2008, 2009 en 2010. Hiermee wordt een inhaalslag gemaakt met het feitelijk rapporteren van deels reeds geruime tijd beschikbare gegevens. Grootheden waaraan in eerste instantie aandacht wordt geschonken (in ruimte en tijd) zijn de soortenrijkdom en – samenstelling, densiteit en biomassa van de bodemdieren.

1.2 Beknopt overzicht van historisch benthosonderzoek in de Zeeschelde

Hier geven we een summiere chronologische bloemlezing van onderzoek dat in het verleden, veelal echter niet met oog op systeemmonitoring, werd uitgevoerd.

Een brakke start

Het onderzoek naar het benthos van de Zeeschelde vindt een officiële aanvang in de jaren 50. De eerste publicatie bood al meteen met een tiental soorten (die echter niet allemaal op het slik werden verzameld) een vrij behoorlijke eerste blik op de oligochaeten van de brakke zone (Konietzko, 1953). Het brakke gedeelte van de Zeeschelde kent een afwijkende benthossamenstelling dan die verder stroomopwaarts. Leloup & Konietzko (1956) vonden in de subtidale zone tussen de grens en Lillo 9 soorten waaronder voornamelijk hoge dichtheden (100.000 ind/m²) aan Oligochaeta, maar verder ook onder meer de veelkleurige zeeduizendpoot *Hediste diversicolor* (tot 900 ind/m²), de slijkgarnaal *Corophium volutator* (tot 600 ind/m²), *Polydora cornuta* (tot 3000 ind/m²), het nonnetje *Macoma balthica* (tot 250 ind/m²) en *Spio filicornis* (tot 600 ind/m²). In vergelijking met de recentere gegevens van De Neve et al. (1998) valt het ontbreken van enkele soorten op (*Boccardiella ligetica* en *Heteromastus filiformis*). In de jaren vijftig was de antropogene druk op de Zeeschelde en haar habitats wellicht lager, maar ook toen was de waterkwaliteit al slecht (De Neve et al. 1998, Ysebaert 2000). De gegevens van Leloup & Konietzko (1956) lijken vooral aan te sluiten bij een benthosgemeenschap gekenmerkt door fijn zandige substraten en lage densiteiten, met het vlokreeftje *Bathyporeia pilosa* als kenmerkende soort (Ysebaert 2000).

Uit de volgende decennia is ons weinig of geen literatuur gekend, behalve een al dan niet onderbouwde zijdelingse verwijzing, zoals De Smedt (1967) die stelt dat het biologisch leven op de slikken quasi verdwenen is stroomopwaarts van de grens.

Van Impe (1985) bemonsterde 8 sliklocaties van Leloup & Konietzko (1956) opnieuw en vond hogere dichtheden van onder meer *Corophium volutator* (7891 ind/m² op het Groot Buitenschoor) en *Hediste diversicolor* (2322 ind/m² op het Groot Buitenschoor). Hoewel moeilijk te vergelijken, suggereerde hij een toename in benthosbiomassa die mogelijk te wijten kan zijn aan organische vervuiling. Hij brengt dit verder in verband met een toename van organisch materiaal als voedselbron voor de (ondertussen schijnbaar qua soorten verarmde) fauna, als ook het mogelijk door zuurstofgebrek verdwijnen van een aantal in het water levende predatoren (zoals de strandkrab *Carcinus maenas* en benthos-etende vissen). Van Impe (1985) gaat verder en legt parallellen met de evolutie van de aantallen watervogels, waarbij hij voorbeelden uit de literatuur aanhaalt die onderbouwen hoe vervuiling kan leiden tot hoge lokale dichtheden aan wormen die worden verorberd door opportunistische vogelsoorten.

Onderzoek naar aanleiding van havenuitbreiding

In de volgende jaren werd een aantal bemonsteringen uitgevoerd in het kader van t0-bepalingen en inschatting van de ecologische impact van uitbreidingswerken voor de haven van Antwerpen – de in 1990 aangelegde Europaterminal (Develter et al. 1987), de in 1997 aangelegde Noordzeeterminal, waarvan de bouw reeds in 1994 startte inclusief verlies van 8ha slik (Ecolas, 1993) en het in 2005 aangelegde Deurganckdok (De Block et al. 1998, Fettweis et al. 1998). Deze studies beperkten zich logischerwijs opnieuw tot het brakwatergebied. Develter et al. (1987) stelden in 1987 een volledig anaeroob slik vast met erg lage soortenrijkdom en vonden (vreemd genoeg) geen enkele *Corophium volutator* en heel weinig *Hediste diversicolor*, maar op een turfbank lokaal wel meer dan 100.000 ind/m² van *Polydora cornuta* (vermeld als *Polydora ligni*). Ondanks deze wat bevreemdende vaststellingen, lijken de waarnemingen te duiden op een periode van grote organische last en zuurstofproblemen, wat wordt onderschreven door de aanwezigheid van *P. cornuta*, gekend als florerend bij organische vervuiling (McLusky 1987). Biomassawaarden van 0.009 g/m² (zandig zuiden van Groot Buitenschoor) tot 0,97 g/m² (turfbank ter hoogte van Galgenschoor) worden vermeld. In oktober 1992 werden wel hoge dichtheden van *Corophium volutator* (tot meer dan 15000 ind/m²) en *Hediste diversicolor* (tot ca. 4000 ind/m²) vastgesteld alsook totale dichtheden tot meer dan 20000 ind/m² (Ecolas 1993). Fettweis et al. (1998) vonden in hun gegevens uit september zelfs dichtheden tot meer dan 400000 ind/m² op een zeef van 0,5mm maaswijdte. De Block et al. (1998) verwachtten door de komst van het Deurganckdok geen drastische wijzigingen in het benthos, maar achtten de heersende hydrodynamische omstandigheden, de waterkwaliteit en baggeractiviteiten verantwoordelijk voor lage dichtheden en biomassa van het benthos.

De Neve et al. (1998) gebruikten de gegevens uit 1996 van De Block et al. (1998) en vulden deze aan met een extra campagne in 1997 om een gemeenschapsanalyse te maken van het subtidale benthos van de Beneden-Zeeschelde. Uit dit onderzoek volgde een paar jaren later ook een artikel (Ysebaert et al. 2000). Het betrof meer bepaald twee najaarscampagnes op 53 locaties gelegen langs 9 dwarsraaien van Lillo tot de grens met Nederland, verzameld met een Van Veen-grijper en gezeefd over een maaswijdte van 1mm. Deze omvangrijke bemonsteringsinspanning leverde een lijstje van 35 soorten op. Dichtheden lagen gemiddeld op 700 +/- 150 ind/m². Enkele stalen waren leeg, eentje herbergde een dichtheid van 17300 ind/m². Meestal bevatten de stalen echter 1 of 2 soorten en een dichtheid van minder dan 500 ind/m². Opmerkelijk is dat de lage subtidale dichtheden uit deze studie weliswaar meer soorten opleverden dan wat in de vorige studies gevonden was op het Groot Buitenschoor (1990-1996). Gemiddelde biomassawaarden waren 0.9325 +/- 0.3463 g AFDW/m². De gemeenschapsanalyses deelde de benthosstalen op in drie clusters: cluster 1 = 9 soorten, kensoort *Bathyporeia pilosa*, heel lage densiteiten (gemiddeld 86 ind/m²), 9 soorten; cluster 2 = 22 soorten, kensoort *Boccardiella ligérica* (als *Boccardia redeki*), hoge densiteiten (2298 ind/m²); cluster 3 = arm en min of meer intermediair in veel kenmerken (12 soorten, 248 ind/m²), kenmerkende taxa *Heteromastus filiformis* en *Oligochaeta*. Beide laatste clusters werden voornamelijk gekenmerkt door slibrijke bodems, terwijl de eerste uit fijn zand bestond. Alle bodems werden verondersteld behoorlijk mobiel en dus (te?) dynamisch te zijn. Veel van de aangetroffen soorten staan gekend als euryhalien en komen ook in de Westerschelde voor, terwijl *Boccardiella ligérica* echter een vrij kenmerkende brakwatersoort is.

Aandacht voor het zoetgetijdegebied en Oligochaeta

Met het werk van Seys et al. (1999a, b) nam de kennis over vooral de oligochaetenfauna van de Zeeschelde in belangrijke mate toe. Het onderzoek omvatte een ruimtelijke bemonstering (143 stations langs 35 raaien van zowel inter- als subtidale stations, september en oktober 1996; 1 raai in Durme- en Rupelmonding, de rest in de Zeeschelde) en gedurende één jaar een maandelijkse bemonstering op vier geselecteerde permanente stations (intertidaal zoet: Ballooi en Appels; subtidaal zoet: Mariekerke; intertidaal brak: Groot Buitenschoor). In totaal werden 18 soorten gevonden. Het β -mesohalien (= brakke gedeelte van de Zeeschelde; 20.10³ ind/m²) wordt gekenmerkt door de brakwatersoorten *Heterochaeta costata*, *Tubificoides heterochaetus* en wat *Paranais litoralis*, terwijl de in het zoete wijd verspreide soort *Limnodrilus hoffmeisteri* stroomafwaarts tot aan Boerenschans werd gevonden. Het oligohalien gebied is erg arm (met *L.*

hoffmeisteri, *Tubifex tubifex*, *P. litoralis*). Het zoete getijdegebied in het onderzoeksjaar 1996 wordt gekenmerkt door soms erg hoge dichtheden van voornamelijk *L. hoffmeisteri* en *T. tubifex* (tot 3.10^6 ind/m² en 25,7 g AFDW/m²). Aanvullende soorten zijn *L. claparedianus*, *L. udekemianus*, *L. profundicola*, die vooral tussen Dendermonde en Gent voorkomen, wat wordt in verband gebracht met iets betere zuurstofcondities in die zone. Nochtans duidt Verdonck (2006) *L. udekemianus* aan als een soort indicatief voor de laagste kwaliteit binnen de beoordeling voor de Kaderrichtlijn Water. De hoogste densiteiten worden aangetroffen in het fijnere sediment van het intertidaal gebied. De fauna wordt algemeen aangeduid als verarmd in vergelijking met andere systemen. Zuurstofverbetering kan veel verandering te weeg brengen, maar de leefomstandigheden en de hoge fysische stress blijven wellicht bepalend, al zijn macrobenthosgemeenschappen tot op zekere hoogte opgewassen tegen dergelijke druk (Diaz, 1994). Het seizoensale luik van het werk van Seys laat een doorheen het jaar vrij constante biomassa zien in de brakke zone, met een densiteitspiek in juli-december en een piek van de Naididae (in de oude, engere betekenis van de familie, daar waar deze tegenwoordig ook de voormalige Tubificidae bevat – Erséus et al. 2008) in het voorjaar. In de zoete zone nam de volledige populatie toe vanaf mei-juni tot een piek in september-oktober, waarna een snelle afname werd waargenomen, die tentatief in verband gebracht wordt met predatie door watervogels. De piek van *T. tubifex* valt vroeger dan deze van *L. hoffmeisteri* en beide soorten vertoonden 2 cohorten.

Derdaele (2001) bestudeerde het benthos van 13 intertidale stations in de Zeeschelde, Rupel, Dijle, Zenne en Nete analoog zoals Seys et al. (1999a, b), en breidde de kennis over de ruimtelijke densiteitspatronen uit, met de hoogste dichtheden aan Ballooi, Dijle en Rupel (rond 60.10^5 ind/m²). De variatie tussen replicaten genomen op eenzelfde locatie wordt beschouwd als kleiner dan in niet-getijdengebieden. Opmerkelijk is dat de dichtheden van *Manayunkia aestuarina* en *Corophium volutator* duidelijk (5-6x) hoger liggen dan in Seys et al. (1999a, b).

Brakwatergebied revisited

Het doctoraatsproefschrift van Tom Ysebaert (Ysebaert 2000) en de papers die er direct of indirect aan toe bijdroegen of uit ontsproten (e.g. Ysebaert et al. 2000, Ysebaert & Herman 2002, Ysebaert et al. 2002) vormden een nieuwe grote sprong voor de kennis van het benthos in de (voornamelijk brakke) Zeeschelde maar ook de Westerschelde. Een eerste bemonstering (1990) van de volledige saliniteitsgradiënt van Vlissingen tot Dendermonde liet een afname van de soortenrijkdom, diversiteit en biomassa zien, maar geen trend in densiteit. Het mariene en brakke deel van het estuarium zijn sterk vergelijkbaar aan andere estuaria, maar het zoete gedeelte is verarmd, waardoor het stijgend verloop van de traditionele Remane-curve (die stelt dat de soortenrijkdom langs de zoutgradiënt sterk afneemt van zout naar brak en vervolgens geleidelijk oploopt naar het zoete gebied – Remane 1934) in het zoete gebied niet wordt waargenomen. Organische pollutie en zuurstofproblemen alsook te sterke saliniteitsfluxen en de schaarste van geschikt habitat worden genoemd met onder meer het (in vergelijking met het in andere Noordwest-Europese estuaria) minder ver stroomopwaarts voorkomen van *Corophium volutator* en *Hediste diversicolor* als symptomen. De samenstelling van de brakwaterfauna laat de afwezigheid van suspensie-etende soorten zoals filterende tweekleppige weekdieren waarnemen, waarbij de abundantie van omnivoren en predatoren relatief hoger ligt dan in de Westerschelde. De lagere biomassa aan suspensie-etende soorten wordt gelinkt aan de lethale saliniteit(schommelingen) voor soorten zoals de platte slijkgaper *Scrobicularia plana* en het nonnetje *Macoma balthica*. Vergelijking met de fauna van het brakke gedeelte van de Eems liet een relatief groter belang van kortlevende opportunistische soorten waarnemen in de mesohaliene Schelde (bv. *Pygospio elegans*, *Corophium volutator*, *Heteromastus filiformis*). De twee dominante soorten in het brakke gebied worden gelinkt aan abiotische variabelen, met *Hediste diversicolor* als kenmerkend voor intertidale plaatsen met lage stroomsnelheden en fijne sedimenten en met een grote tolerantie voor lage of variabele saliniteiten en *Corophium volutator* die -hoewel grotendeels vergelijkbaar- ook iets beter lijkt te gedijen in wat minder fijn sediment, maar wel iets minder goed bestand lijkt tegen lage saliniteitswaarden.

Verbessem et al. (2002) compileerden gegevens van een tienjarige monitoring op het Groot Buitenschoor. De sites zijn typisch erg slibrijk en wordt dan ook gekenmerkt door daarmee gelinkte taxa. De seizoensale variatie in de fauna is relatief beperkt (cf. Seys), alsook de mate van sedimentatie of erosie. Dichtheden en biomassawaarden liggen gemiddeld vrij hoog (12093 ind/m², 5,06 g AFDW/m²). De fauna wordt gekenmerkt door Oligochaeta, *Corophium volutator* (19-65% van totale densiteit), *Hediste diversicolor*, *Macoma balthica* en *Heteromastus filiformis*. De biomassa wordt voornamelijk uitgemaakt door *Hediste diversicolor* en *Heteromastus filiformis*, terwijl de eerste leek af te nemen en de laatste leek toe te nemen – naar mate het noordelijke deelgebied minder slibrijk werd, leek *Heteromastus filiformis* zich uit te breiden. De hoogste soortenrijkdom werd vastgesteld in de zomer en het najaar.

Voedseleecologie van oligochaeten-eters

Tessens (2006) onderzocht de voedseleecologie van de tafeleend en de rol van oligochaeten in diens dieet in de Zeeschelde. Toenmalige hoge subtidale dichtheden aan Oligochaeta-soorten die kenmerkend zijn voor hypertrofe systemen werden uitgebreid gegeten. Een toekomstbeeld wordt geschetst met stijgende soortenrijkdom en dalende densiteiten ten gevolge van de in 2007 aan te vangen zuivering van de afvalwaterstromen vanuit Brussel, waarbij wordt opgemerkt dat dit zeer traag zou kunnen gaan door de opgestapelde organische reserve in de bodem en de jaarlijkse productie van organisch materiaal door de schorren.

Onderzoek in natuurontwikkelingsgebieden

De ontwikkeling van het benthos maakte deel uit van de monitoring van een aantal natuurontwikkelingsgebieden langs de Zeeschelde, twee in het brakke gebied en twee in de zoete zone (Van den Neucker et al. 2007b, Speybroeck et al. 2011). De ontwikkeling van de benthosgemeenschappen in het brakke gebied laten een vlotte kolonisatie waarnemen, vooral in zones met lage dynamiek. Deze omstandigheden ontstaan (1) in het Paardenschor in de luwte van een behouden dijk en schor of en (2) ter hoogte van een deel van het slik aan de Ketenissepolder als “hangend”, zwak hellend hoog slik door het onvolledig wegnemen van de dijkvoet. De faunaontwikkeling laat zich (lokaal) kenmerken door een initiële piek in abundantie van snel koloniserende, opportunistische en kleine soorten, waarna deze in relatief belang afnemen en grotere organismen een duidelijk veel groter aandeel in de biomassa gaan vormen. Aan het einde van de monitoring vertonen de gebieden in de brakke zone een faunasamenstelling zoals die van andere locaties in dezelfde saliniteitszone, met in volgorde van belang hoge abundanties van *Corophium volutator*, *Hediste diversicolor* en Oligochaeta, waarbij de eerste twee in relatief belang enigszins inboeten ten opzicht van de laatste in het meer stroomopwaarts gelegen gebied. In het zoete gebied was een geleidelijke toename in densiteit en biomassa waarneembaar. De veelal opportunistische soorten van het genus *Limnodrilus* domineren de tot op soort determineerbare organismen (55%). De evoluerende soortensamenstelling van de oligochaetenfauna is indicatief voor lokale veranderingen, zoals de overgang van een gemeenschap met pionierschortaxa naar een fauna met uitsluitend taxa die kenmerkend zijn voor meer ontwikkeld schor. Het onbegroeide slik lijkt echter een abundantere benthische fauna te huisvesten dan het nieuw ontwikkelde schor, waar slechts lokaal en eerder ‘toevallig’ een hogere biomassa en een ietwat hogere densiteit kan worden aangetroffen.

Beoordelingen voor de Kaderrichtlijn Water

Naast de studie van het benthos binnen diverse onderzoekscontexten, werkten Brys et al. (2005) en Speybroeck et al. (2008) het beoordelingssysteem voor de macro-invertebraten uit voor de Kaderrichtlijn Water. Het betreft een getrapte benadering op drie niveaus: ecosysteem, habitat (beschikbare versus gewenste habitatarealen) en gemeenschap. Het gemeenschapsniveau verloopt in de brakke zone aan de hand van de BEQI-methode (Van Hoey et al. 2005) en in de zoete zone met behulp van de IOBS-index op basis van de oligochaetenfauna (AFNOR, 2002). Het brakke waterlichaam Zeeschelde IV (van de grens met Nederland stroomopwaarts tot de Kennedytunnel) kreeg een beoordeling “matig”, terwijl alle over waterlichamen als in “slechte” toestand werden

aangeduid ten opzichte van de voorop gestelde maatlatten van het Goed en Maximaal Ecologisch Potentieel zoals gedefinieerd binnen deze sterk veranderde waterlichamen.

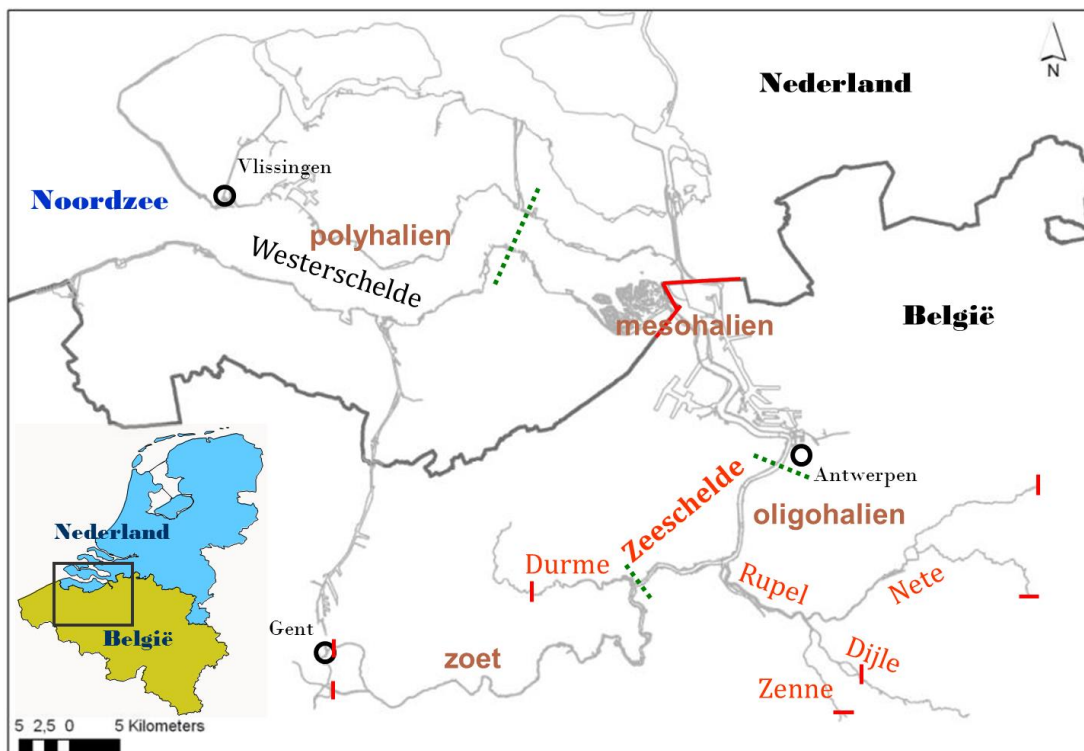
Jaarlijkse rapportage MONEOS

De *factual data* rapportage die INBO jaarlijks voor het MONEOS-programma opstelt, geeft een summier overzicht van de verzamelde gegevens van onder meer het benthos (meest recente – Van Ryckegem et al. 2014).

2. Materiaal en methode

2.1 Studiegebied

Het onderzoeksgebied van dit rapport beslaat alle Vlaamse getij-gebonden onderdelen van de Schelde. Dit omvat niet enkel de Zeeschelde (stroomopwaarts tot de sluizen van Gentbrugge en (op de Ringvaart) Merelbeke), maar ook de getij-onderhevige delen van Rupel (integraal), Dijle (tot net stroomopwaarts van Mechelen), Zenne (tot Zemst), Netes (tot Itegem op de Grote Nete en tot Grobbendonk op de Kleine Nete) en Durme (tot de pompinstallatie aan het Molsbroek net stroomafwaarts van Lokeren).



Figuur 2.1: Situering en overzicht van het studiegebied, met aanduiding van saliniteitszones en hydroniemen. De Kleine Nete (N) en de Grote Nete (Z) vloeien in Lier samen en vormen vervolgens de Beneden-Nete of Nete. De Ringvaart nabij Gent staat weliswaar onder getij-invloed, maar werd tot op heden niet bemonsterd.

Binnen dit gebied spitst het onderzoek zich toe op de intertidale slikgebieden en de permanent ondergedoken geul van het estuarium.

Doorheen de jaren werden verschillende wijzigingen aangebracht aan de manier waarop in het hele estuarium ruimtelijke bemonsteringscampagnes van benthos plaatsvonden.

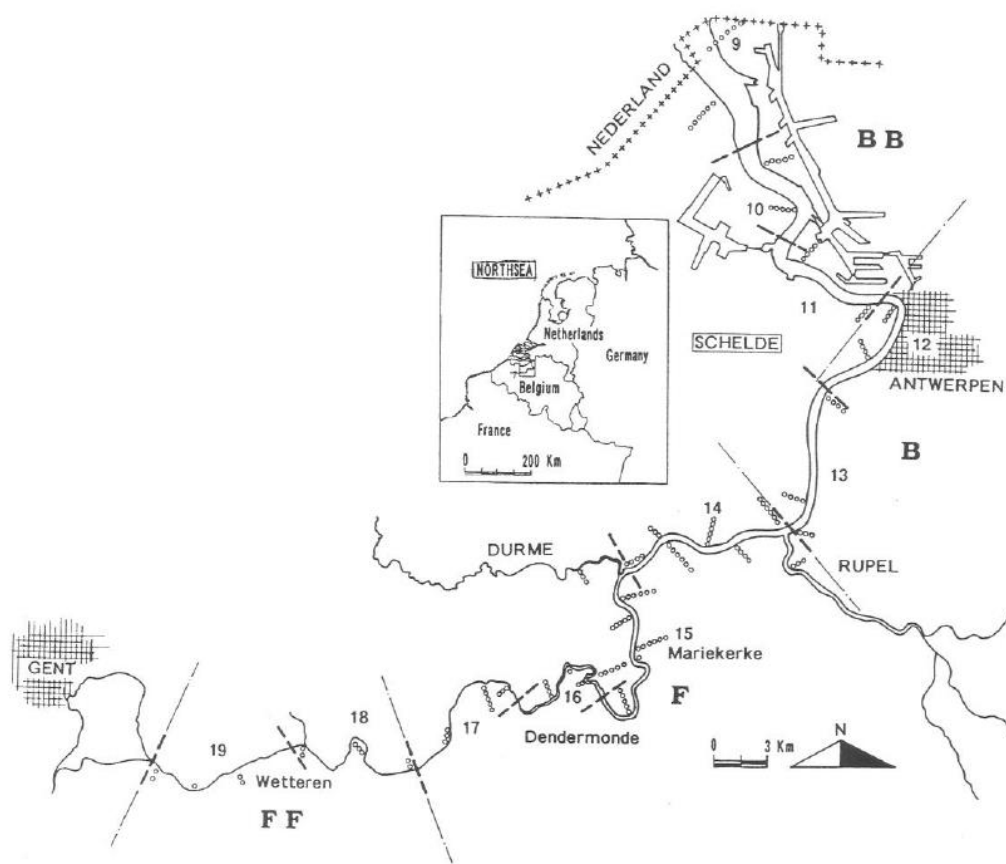
Tabel 2.1 vat de verschilpunten per campagne samen.

Tabel 2.1: Verschilpunten tussen de drie bemonsteringsstrategieën. (*): oligochaetenstalen en subtidale stalen werden levend gespoeld; intertidale stalen benthos s.s. werden gefixeerd (zie verder).

kenmerk	1996	1999-2002-2005	2008-2009-2010
<i>bemonstering zijrivieren</i>	1 Rupel-raai	niets (1999) of heel beperkt (2002, 2005)	meerdere punten in alle zijrivieren
<i>biomassabepaling</i>	1 Oligochaeta-regressie	soort-specifieke regressie	directe verassing
<i>opspoelmethode</i>	levend	levend of gefixeerd (*)	gefixeerd
<i>strategie</i>	vaste raaien	vaste raaien	stratified random
<i>replicatie</i>	per station	per station	per fysiotoop
<i>staaltypes</i>	Oligochaeta	1) benthos s.s.; 2) Oligochaeta	1) benthos (+ 3jrls Oligo-ID-staal)
<i>frequentie</i>	driejaarlijks	driejaarlijks	jaarlijks
<i>zeefmaaswijdte</i>	250µm	1) 1mm; 2) 250µm	1) 500µm
<i>materiaal intertidaal</i>			
<i>materiaal subtidaal</i>	Van Veen of box-corer	1) Van Veen; 2) box-corer	box-corer

2.2 Campagne 1996

Een uitgebreide éénmalige ruimtelijke bemonstering in 1996 van 143 stations op 35 dwarsraaien werd aangevuld met een één jaar durende maandelijkse bemonstering van 4 geselecteerde vaste stations (intertidaal zoet op Ballooi en Appels, ondiep subtidaal zoet in Mariekerke en intertidaal mesohalien op het Groot Buitenschoor). Bij verwijzing naar de gegevens van 1996, maken we hier vooreerst gebruik van de éénmalige ruimtelijke bemonstering. Voor methodologie en resultaten, zie Seys et al. (1999a, b).

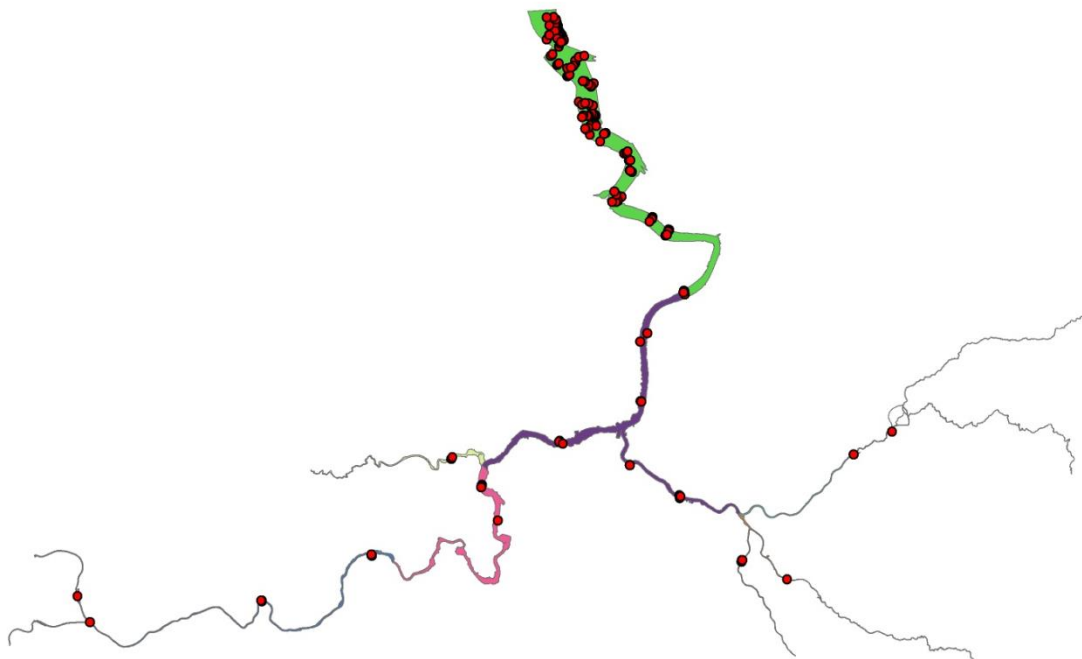


Figuur 2.2: Situering van de bemonsteringslocaties van 1996 (uit Seys et al. 1999a).

2.3 Campagnes 1999, 2002 en 2005

2.3.1 Strategie

In de jaren 1999, 2002 en 2005 werd telkens een ruimtelijke bemonsteringscampagne van het estuarien benthos uitgevoerd. Hierbij werden telkens dezelfde dwarsraaien bezocht (herhaalde metingen). Echter, sommige locaties vervielen na de eerdere campagne(s), terwijl anderzijds pas vanaf 2002 enkele locaties langs de zijrivieren werden toegevoegd. In Figuur 2.3 staan de verzamelde staalnamepunten aangeduid. Hierbij is duidelijk dat de meeste staalnamepunten zich stroomafwaarts in het brakke gedeelte van het estuarium bevinden (corresponderend met KRW-waterlichaam Zeeschelde IV, zie verder) en op de grotere slikgebieden gelegen waren. Dit zwaartepunt volgt uit de ontstaansgeschiedenis van het benthosonderzoek in de Zeeschelde, met de MER-studie van de Europaterminal als initiële drijfveer (Develter et al. 1987).



Figuur 2.3: Situering van staalnamelocaties 1999 – 2002 – 2005

Staalnames werden telkens uitgevoerd tijdens het najaar (september-oktober).

2.3.2 Staalname

3 staaltypes per locatie

- benthos *sensu stricto*: enkel in brakke deel van het estuarium
 - intertidaal: 15 steekbuisreplica's (diameter: 4,5cm) tot 30cm diepte
 - subtidaal: 1 Van Veen grab sample (oppervlakte: 0,105m²)
- oligochaeten: volledige estuarium
 - intertidaal: 3 steekbuisreplica's (diameter: 3,5cm) tot 15cm diepte
 - subtidaal: 3 steekbuisreplica's uit 1 Reineck box-corer sample (diameter: 3,5cm) tot 15cm diepte)

[noot: niet alle oligochaetenreplica's werden steeds uitgewerkt]
- sediment: tot 10cm diepte met sedimentcorer in substraat (intertidaal) of uit box-corer of grab sample en met afzonderlijk staal van 0-1cm (subtidaal)

De Oligochaetastalen werden levend gezeefd en pas vervolgens werd het residu gefixeerd (formaldehyde 4%). De intertidale benthosstalen s.s. werden meteen gefixeerd, de subtidale werden levend gezeefd.

2.3.3 Verwerking

Benthosstaal s.s.

- spoelen en zeven over een zeef met maaswijdte 1mm
- uitpikken van alle fauna
- determineren van alle individuen (zoveel mogelijk) tot op soortniveau (maar Oligochaeta als 1 taxon) + tellen
- biomassabepaling = verassing ('loss on ignition', asvrij drooggewicht AFDW):
 - per soort per staal (= individuen van dezelfde soort van verschillende replica's samenvoegen)
 - drogen (12h bij 105°C) => drooggewicht (DW)
 - verassen (2h bij 550°C) => asgewicht (AW)
 - biomassa: AFDW = DW - AW

Merk op dat ook in een benthosstaal s.s. Oligochaeta aanwezig zijn, die hier echter niet op soort gebracht worden (geteld als 1 taxon). Bovendien wordt deze fauna slechts deels weerhouden door de 1mm-zeef (bv. kleinere individuen van *Corophium volutator*, de kleine brakwaterpolychaet *Manayunkia aestuarina*, ...). Samen met de aandacht voor de (kleine) Oligochaeta, geeft dit aanleiding tot het nemen van een set van fijner gezeefde stalen (zie hieronder).

Oligochaetenstaal

- spoelen en zeven over 2 zeven met maaswijdtes 1mm en 250µm => 2 zeeffracties
 - uitpikken van fauna
 - determineren 50 individuen Oligochaeta per zeeffractie tot op laagst mogelijke taxonomisch niveau + tellen + meten van breedte (t.b.v. biomassabepaling)
 - biomassabepaling = lengte-biomassaregressie:
 - rekenkundig verband bepalen tussen segmentbreedte en individuele biomassa voor soorten(groepen)
 - biomassa berekenen aan de hand van de gemeten breedte als som van de individuen met
- $\text{individueel AFDW} = 10^a * \text{breedte}^b$**
- met a en b zoals weergegeven in Tabel 2.2.

Tabel 2.2: Coëfficiënten van de soort-specifieke breedte-biomassaregressievergelijkingen.

taxon	a	b	gem BM
<i>Amphichaeta</i> spp.	nvt	nvt	0,000004
<i>Aulodrilus</i> spp.	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Aulophorus furcatus</i>	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Chaetogaster</i> spp.	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Dero</i> spp.	-7,9897	1,8978	nvt
Enchytraeidae	-8,3797	2,5776	nvt
<i>Heterochaeta costata</i>	-10,6183	3,7567	nvt
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Limnodrilus</i> spp.	-10,0948	3,7774	nvt
<i>Nais</i> spp.	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Ophidonais serpentina</i>	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Paranais</i> spp.	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Potamotheix</i> spp.	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Pristina</i> spp.	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Psammoryctides</i> spp.	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	-10,9969	4,2597	nvt
<i>Slavina appendiculata</i>	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Stylaria lacustris</i>	-7,9897	1,8978	nvt
<i>Tubifex blanchardi</i>	-10,0948	3,7774	nvt
<i>Tubifex tubifex</i>	-10,9969	4,2597	nvt
Tubificide met haren	-10,9969	4,2597	nvt
Tubificide zonder haren	-10,0948	3,7774	nvt
<i>Tubificoides</i> spp.	-10,9969	-10,9969	nvt

Sedimentstaal

- granulometrie: eigenschappen van korrelgrootteverdeling bepalen aan de hand van laserdiffractie
- gehalte aan organisch materiaal: zoals biomassa-bepaling door verassing (zie hoger), vervolgens delen door droog gewicht = % organische stof.

2.4 Campagnes vanaf 2008

2.4.1 Strategie

Vanaf 2008 wordt gekozen voor een nieuwe strategie. In plaats van op vaste locaties te bemonsteren, wordt een *stratified random sampling design* toegepast op **twee niveaus**:

- 1) Als eerste, hoogste hiërarchisch niveau binnen de stratificatie worden in eerste instantie de 7 waterlichamen genomen zoals deze voor monitoring en beoordeling in de context van de Kaderrichtlijn Water (KRW) worden onderscheiden. In enkele gevallen werd het echter zinvol geacht een nog verdere opdeling te maken, resulterend in 9 hoofdonderdelen (Tabel 2.3).

Tabel 2.3: Strata van eerste niveau en hun verband met de KRW-waterlichamen

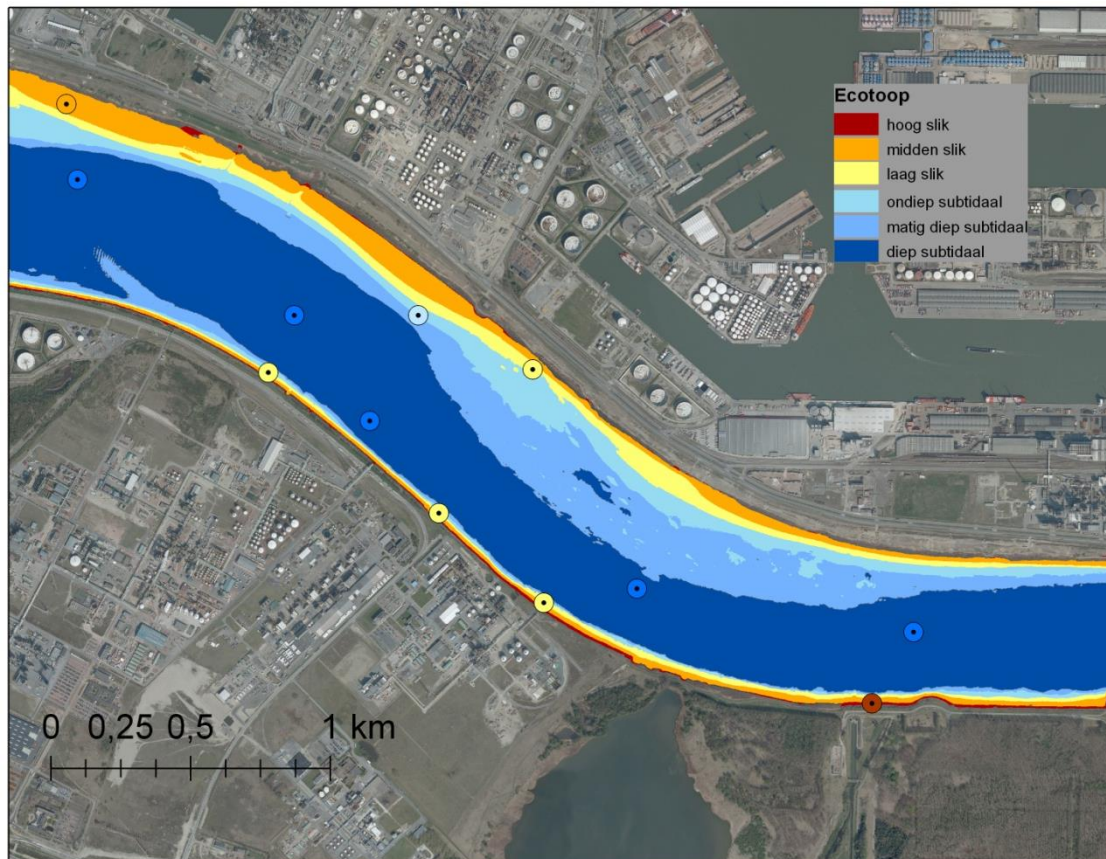
gebruikt stratum	KRW-waterlichaam	saliniteitszone
Zeeschelde IV	Zeeschelde IV	Mesohalien
Zeeschelde III	Zeeschelde III + Rupel	Oligohalien
Zeeschelde II	Zeeschelde II	Zoet
Zeeschelde I	Zeeschelde I	Zoet
Rupel	Zeeschelde III + Rupel	Oligohalien
Durme	Getijdedurme	Zoet
Netes	Getijdenetes	Zoet
Dijle	Getijdedijle en -zenne	Zoet
Zenne	Getijdedijle en -zenne	Zoet

- 2) Per waterlichaam wordt vervolgens een opdeling gemaakt per fysiotoop (Tabel 2.4).

Tabel 2.4: Strata van tweede niveau - fysiotoopentypologie (Van Braeckel et al. 2006)

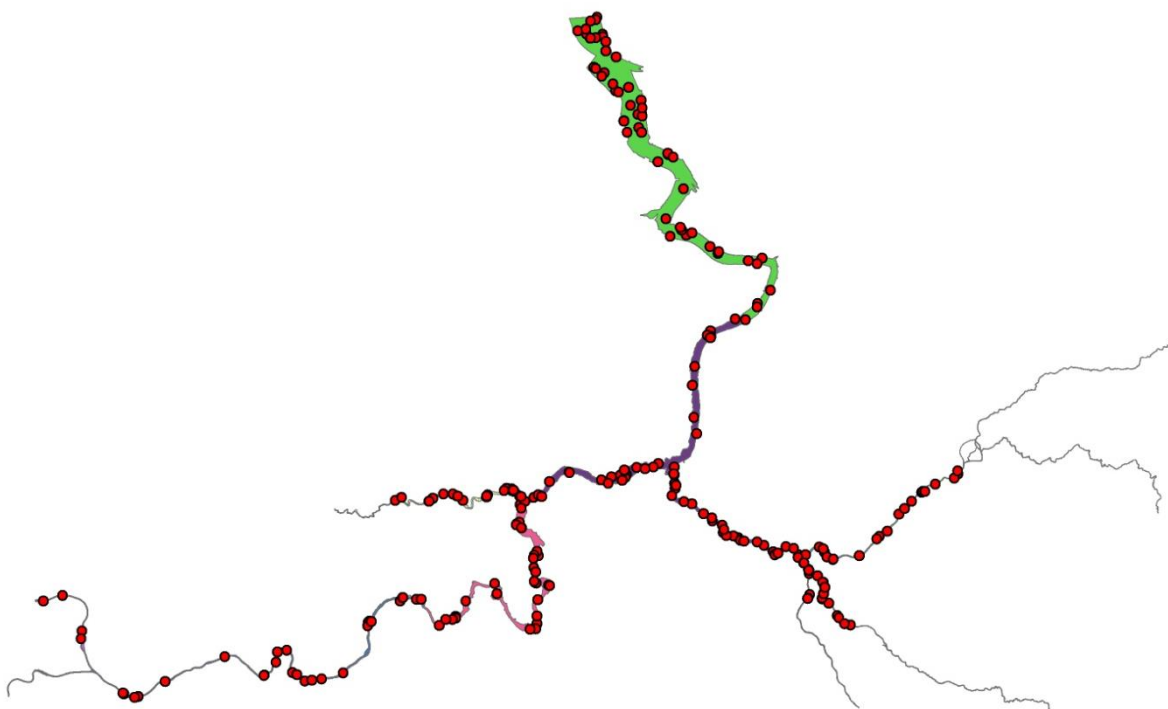
getijdenzone	Fysiotoop	definitie
intertidaal	hoog intertidaal	0-25% overspoelingsduur
intertidaal	midden intertidaal	25-75% overspoelingsduur
intertidaal	laag intertidaal	75% overspoelingsduur - GLWS
subtidaal	ondiep subtidaal	0-2m onder GLWS
subtidaal	matig diep subtidaal	2-5m onder GLWS
subtidaal	diep subtidaal	>5m onder GLWS

De fysiotoop is een abiotische eenheid afgebakend op basis van de laagwaterlijn, in dit geval het gemiddeld laag water bij springtij, alsook door overspoelingsduurklassen (25% en 75%) . Deze fysiotoopen werden afgebakend door Van Braeckel et al. (2006) en leidden vervolgens tot een (voorlopige) fysiotoopenkaart. Door de staalnamepunten op deze kaart te plotten, wordt aanschouwelijk gemaakt tot welke fysiotoop elk punt behoort (Figuur 2.4).



Figuur 2.4: Voorbeeld van de fysiotoopenkaart ter hoogte van de Plaat van Boomke met aanduiding van staalnamepunten.

Dit resulteert in een duidelijk andere, meer gelijkmatige spreiding van de staalnamelocaties (Figuur 2.5 vs. Figuur 2.3). De randomisatie baseert zich op de beschikbare oppervlaktes aan habitat. Dat betekent dat elk jaar een grotere habitatvlek een grotere kans heeft om bemonsterd te worden (met één of meerdere punten).



Figuur 2.5: Situering van de staalnamelocaties 2008, als voorbeeld voor de nieuwe strategie. Meer stroomop gelegen gedeelten van Netes, Dijle en Zenne werden vooreerst niet bemonsterd wegens logistieke beperkingen.

Voor elke combinatie "waterlichaam x fysiotoop" worden jaarlijks opnieuw random staalnamelocaties vastgelegd (Tabel 2.5).

Tabel 2.5: Aantal theoretisch vooraf voorziene staalnamelocaties per fysiotoop en per waterlichaam(onderdeel) volgens de nieuwe monitoringsstrategie.

	<i>Zeeschelde IV</i>	<i>Zeeschelde III</i>	<i>Zeeschelde II</i>	<i>Zeeschelde I</i>	<i>Rupel</i>	<i>Durme</i>	<i>Netes</i>	<i>Dijle</i>	<i>Zenne</i>	som
<i>hoog inter</i>	10	5	5	5	5		5	3	2	33
<i>laag inter</i>	10	5	5	5	5		5	3	2	40
<i>mid inter</i>	10	5	5	5	5		5	3	2	40
<i>ondiep sub</i>	10	5	5	5	5		5	3	2	40
<i>matig diep sub</i>	10	5	5	5	5		5	3	2	40
<i>diep sub</i>	10	5	5	5	5		5			35
<i>niet gedef.</i>						20	5		5	30
som	60	30	30	30	30	20	35	15	15	265

Als uitgangspunt worden telkens 5 locaties per fysiotoop bemonsterd. Dit aantal wordt verlaagd of verhoogd in sommige gevallen in functie van de relatieve en absolute areaalgrootte van de fysiotopen. Voor bepaalde zijrivieren (bv. Durme en de bovenlopen van Netes en Zenne in 2008) kon door gebrek aan bathymetrische en/of getijgegevens geen fysiotopenkaart gemaakt worden, waardoor een aantal staalnamepunten dient gekozen te worden los van een fysiotoop-gebaseerde stratificatie (zie rij 'niet gedef.').

Ook de staalnamefrequentie wordt gewijzigd. Waar voordien driejaarlijks werd bemonsterd, gebeurt dat nu jaarlijks. De aard van de stalen verschilt echter (zie verder).

De campagne wordt jaarlijks in de tijd zo beknopt mogelijk uitgevoerd, waarbij gemikt wordt op de 2^{de} en 3^{de} week van september. Deze timing is globaal gekozen in functie van het waarnemen van de hoogste densiteiten en biomassa, al kan dit voor een beperkt aantal soorten minder geschikte periode zijn (zie Seys et al. 1999a).

Belangrijk is dat geen replica's worden genomen per bemonsteringslocatie. De fysiotop fungeert voortaan als basiseenheid en de stalen van verschillende locaties binnen een zelfde fysiotop moeten dan ook als replica's voor dat fysiotop worden beschouwd.

2.4.2 Staalname

Aangezien het gebruikt materiaal niet geschikt is voor het bemonsteren van harde structuren en we ons toespitsen op de biota van de natuurlijke, zachte bodem, worden enkel zachte substraten bemonsterd.

Twee staaltypes jaarlijks per staalnamelocatie:

- Basisstaal (**BS**)
 - intertidaal: 1 steekbuisstaal (diameter: 4,5cm) tot 15cm diepte, behalve tot 30cm in Zeeschelde IV
 - subtidaal: 1 steekbuisstaal uit Reineck box-corer sample (diameter: 4,5cm) tot 15cm diepte (in het staal), behalve tot 30cm in Zeeschelde IV
- Sedimentstaal: tot 10cm diepte met sedimentcorer in het substraat (inter) of in het box-corer sample (sub)

Elke drie jaar (2008 + 3*i, met i = 0, 1, 2, ...) wordt aanvullend een tweede benthosstaal genomen.

- Staal voor identificatie oligochaeten (**OID**)
 - intertidaal: 1 steekbuisstaal (diameter: 4,5cm) tot op een diepte van 15cm
 - subtidaal: 1 steekbuisstaal uit een Reineck box-corer sample (diameter: 4,5cm) tot op een diepte van 15cm (in het staal)

Beide types faunastalen worden **integraal gefixeerd** (formaldehyde 4%) en **pas nadien gespoeld** (zie verder).

2.4.3 Verwerking

BS

- spoelen en zeven over 2 zeven met maaswijdtes 1mm en **500µm => 2 zeeffracties**
- uitsorteren van fauna
- determineren van alle individuen tot op laagst mogelijk taxonomisch niveau + tellen (maar Oligochaeta als 1 taxon)
- biomassabepaling = verassing ('loss on ignition'):
 - per soort **per stratum** = voor elk fysiotop alle individuen van dezelfde soort (afkomstig uit meerdere locaties, stalen en fracties) samenvoegen
- Uitzondering: waterlichaam Zeeschelde IV (GK): hier worden de fracties (0,5mm en 1mm) afzonderlijk gehouden, ten behoeve van eventuele vergelijkingen met in de Westerschelde-onderzoek alsook eigen oudere campagnes gangbare 1mm-maaswijdte
 - drogen (12h bij 105°C) => drooggewicht (DW)
 - verassen (2h bij 550°C) => asgewicht (AW)
 - biomassa: AFDW = DW - AW

OID

- spoelen en zeven over 2 zeven met maaswijdtes 1mm en **500µm => 2 zeeffracties**
- uitpikken van fauna
- determineren van **25** individuen Oligochaeta per zeeffractie
- **geen biomassabepaling per soort**; totale oligochaetenbiomassa wordt bepaald in BS
- ! OID dient dus enkel voor het determineren van oligochaeten!

Sedimentstaal

- granulometrie: eigenschappen van korrelgrootteverdeling bepalen aan de hand van laserdiffractie
- gehalte aan organisch materiaal: zoals biomassabepaling door verassing (zie hoger), vervolgens delen door droog gewicht = % organische stof.

2.5 Kenmerken van de gewijzigde strategie

Strategie: vaste raaien => stratified random; staal => stratum

Door de omvang van het geassocieerde labowerk, is het aantal monsterlocaties binnen het estuarium steeds beperkt. Systeemmonitoring wil geen inzicht geven in specifieke lokale benthosgemeenschappen en omstandigheden, maar een algemeen beeld van het volledige systeem weergeven. Vaste punten bieden een weergave van die subjectieve verzameling van locaties, eerder dan een representatieve kijk op het ecosysteem. Door randomisatie van de staalname locaties, worden telkens andere deelgebieden van het estuarium bemonsterd, waardoor na meerdere jaren gegevens met een grote ruimtelijke spreiding worden bekomen.

Een zuiver random bemonstering miskent de habitatdiversiteit binnen het ecosysteem en zal habitats met een relatief kleiner areaal logischerwijs minder frequent onderzoeken. Daarom werd gekozen voor een gestratificeerde bemonstering.

Als eerste niveau in de stratificatie gelden de KRW-waterlichamen (of onderdelen, daar waar deze gesplitst werden – zie hoger), die uiteraard ook een opdeling van de saliniteitsgradiënt impliceren. Vervolgens fungeren de onderscheiden fysiotopen als voorlopige proxy voor habitats. In hoeverre de fysiotopentypologie voor de benthische fauna relevant is, dient door middel van een validatie nog te worden nagegaan.

Zodoende worden de strata (fysiotopen per waterlichaam(onderdeel)) en niet de locaties de rapportage-eenheden van het laagste hiërarchische niveau.

Gevolg van deze stratum-gestuurde benadering, is dat onvermijdelijk het niveau van detail per station afneemt. Zo wordt een aantal replicaten vervangen door slechts 1 staal. De totale bemonsterde oppervlakte is ook afgenomen. Deze is onder meer gecorreleerd met de aangetroffen soortenrijkdom, daar grotere bemonsteringsoppervlakte meer kans geeft tot het verzamelen van schaarsere soorten. Deze kans is dus verlaagd in de nieuwe strategie.

Frequentie

De populatiedynamiek van veel benthische soorten wordt gekenmerkt door een grote variatie gaande van jaren met (zeer) groot reproductief succes tot jaren waarin de productiviteit van de populaties erg laag kan zijn. Een hogere staalnamefrequentie moet toelaten deze schommelingen te detecteren en deze –hopelijk– los te koppelen van temporele veranderingen ten gevolge van trends op hoger niveau, zoals bv. een verbeterende waterkwaliteit. Door te werken met lopende gemiddeldes van bv. 3 jaar (waarin dan telkens 1 jaar met determinatie van Oligochaeta valt) wordt stochastische variatie enigszins getemperd.

Stalen en verwerking

Gegevens over densiteiten en biomassa van Oligochaeta komen voortaan uit dezelfde stalen als die van de overige fauna. Hierdoor is de vroegere tweedeling weggewerkt. Bovendien toonde een beperkte test aan dat het gebruik van de opgestelde lengte-biomassaregressies de werkelijke biomassa (bepaald door directe verassing van Oligochaeta) onvoldoende benadert (zie 3.1).

Omwille van de geassocieerde verwerkingstijd wordt het determineren van Oligochaeta (OID-staal) slechts elke drie jaar uitgevoerd.

Gezien de relatief soortenarme aard van de oligochaetenfauna werd het aantal te determineren organismen bovendien gehalveerd. Samen met de wijziging van de kleinste maaswijdte (250 => 500µm) gaat hierdoor weliswaar wat informatie verloren, maar dergelijke pragmatische keuzes laten toe heel wat meer samples te verwerken.

3. Resultaten

3.1 Aandachtspunten bij interpretatie

De gewijzigde strategie impliceert een aantal wijzigingen met gevolgen voor de interpretatie van onder meer trends in de gegevens.

3.1.1 Levend versus dood zeven

⇒ onderschatting van werkelijke densiteiten en biomassa in oude campagnes

In de oudere campagnes (vóór 2008) werden de oligochaetenstalen levend gezeefd, terwijl deze nu gefixeerd worden. Bij levend zeven kan een deel van de aanwezige fauna actief door de zeef ontsnappen. Degraer et al. (2007) toonden aan dat dit in marien milieu bij gebruik van een 1mm-zeefmaaswijdte kan leiden tot 24 à 78% verlies in totaal aantal dieren en dat het relatieve verlies groter is voor bepaalde taxonomische groepen waaronder deze die frequent in de Schelde worden aangetroffen (Oligochaeta, Polychaeta, Amphipoda). Daar hierover geen gerichte bemonsteringen voorhanden zijn voor de Zeeschelde, kan dit effect niet precies ingeschat worden.

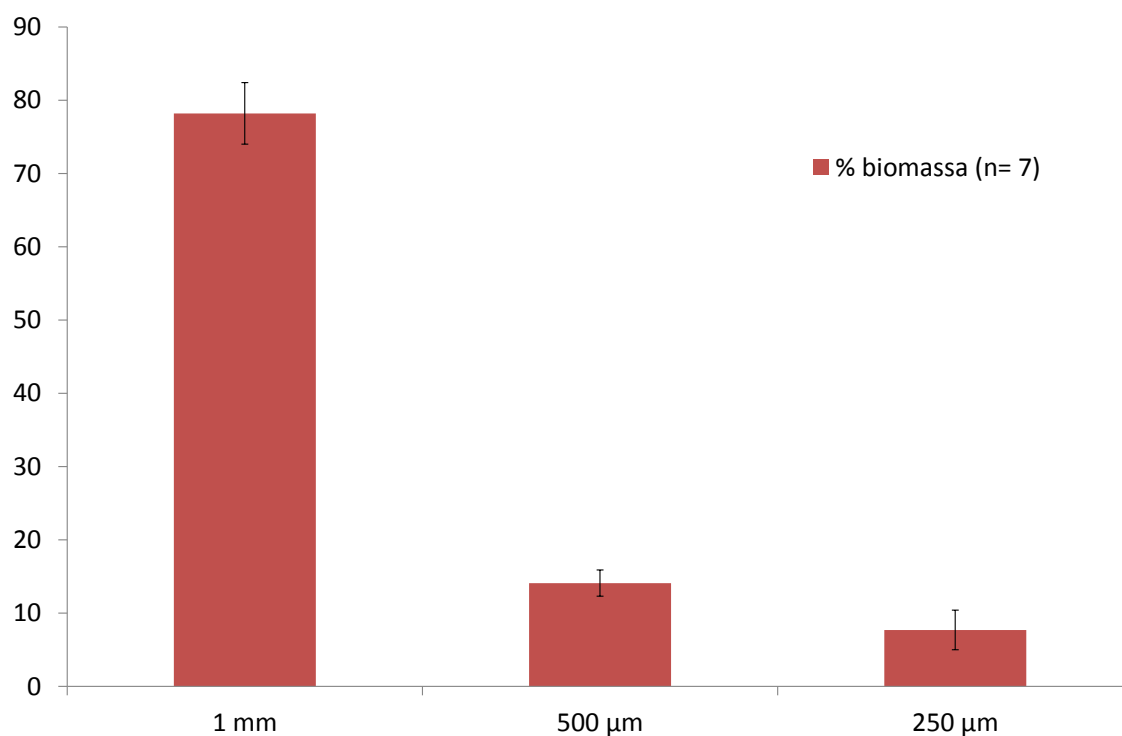
3.1.2 Zeefmaaswijdte en staaltypes

⇒ onderschatting van werkelijke densiteiten en biomassa in nieuwe campagnes

Door de gewijzigde staalnamemethodiek, veranderde de ondergrens van het zeven vanaf 2008 ten opzichte van de voorgaande campagnes van 250µm (voor oligochaetenstalen) naar 500µm (voor alle stalen). De biomassa en densiteiten van de nu 'ontbrekende' fractie (250-500µm) werden ingeschat en conversiefactoren berekend zodat beide campagnetypes benaderend kunnen vergeleken worden.

Biomassa

De verandering in zeefmaaswijdte leidt tot een eerder beperkt gemiddeld verlies van 7,7 % (+/- 2,7 SF %) aan biomassa (Figuur 3.1). Het gemiddelde verlies kan eventueel gebruikt worden als benaderende correctiefactor om de vergelijkbaarheid tussen de campagnes te verbeteren. Echter, meer ingrijpende verschillen stammen uit de verandering van de manier waarop de biomassa werd bepaald (zie verder).



Figuur 3.1: Proportionele verdeling van de biomassa over drie zeeffracties.

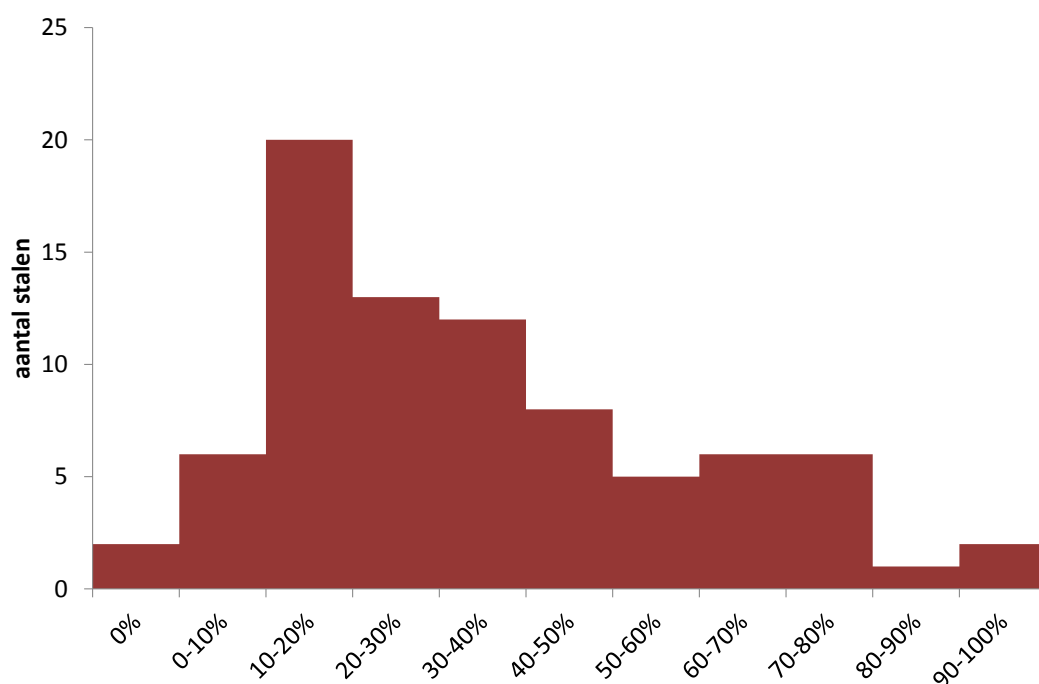
Conversie zeefmaaswijdte: biomassa

$$\begin{aligned}
 \text{biomassa (>500}\mu\text{m)} &= (100 \% - 7,7 \%) * \text{biomassa (>250}\mu\text{m)} \\
 &= 0,923 * \text{biomassa (>250}\mu\text{m)}
 \end{aligned}$$

Densiteit

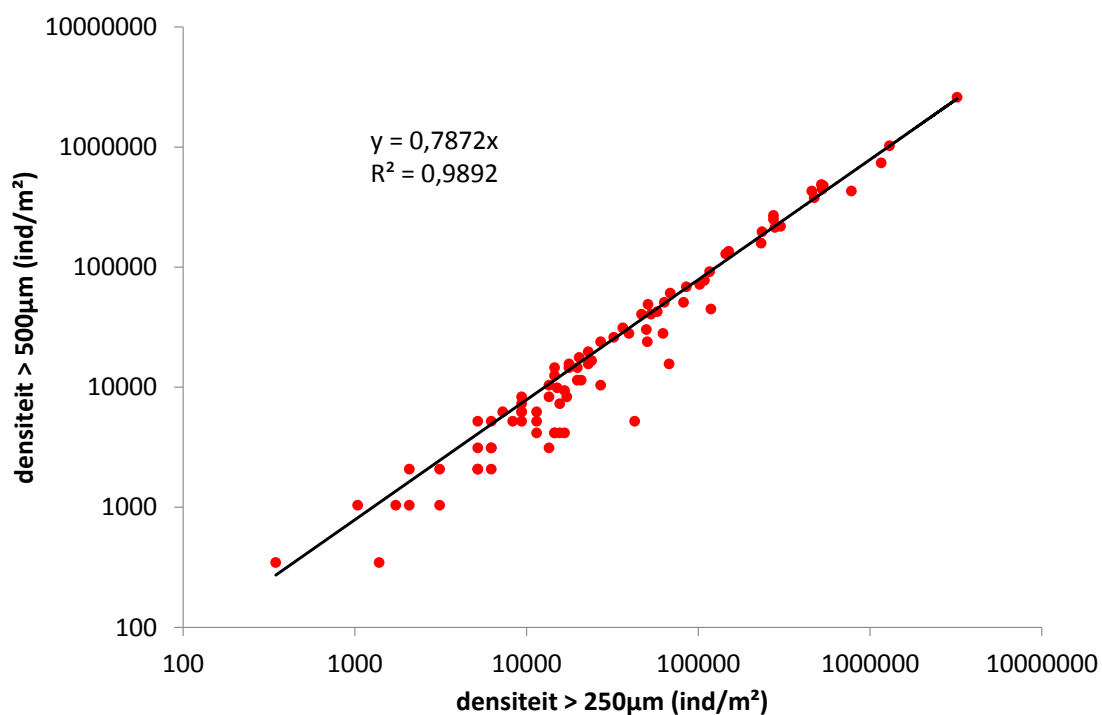
We beschikken over een groep van 98 stalen (voornamelijk uit 2005) waar de densiteiten werden bepaald in 3 fracties – 250-500µm, 500-1000µm en >1000µm.

Er bestaat een grote variatie in het percentage van de totale densiteit dat zich tussen 250 en 500µm bevindt (Figuur 3.2).



Figuur 3.2: Frequentieverdeling van het percentage van de densiteit dat zich in de zeeffractie 250-500µm bevindt (excl. lage densiteiten (< 5000 ind/m²), aangezien bij kleine aantallen dieren toeval een te grote rol speelt).

Figuur 3.3 geeft het verband weer tussen de oude methode (> 250µm) en de nieuwe (> 500µm).



Figuur 3.3: Vastgestelde densiteit op basis van zeven over 500µm in functie van diegene op basis van zeven over 250µm.

Ook hier kan dit verband gebruikt worden om de campagnes benaderend met mekaar te vergelijken.

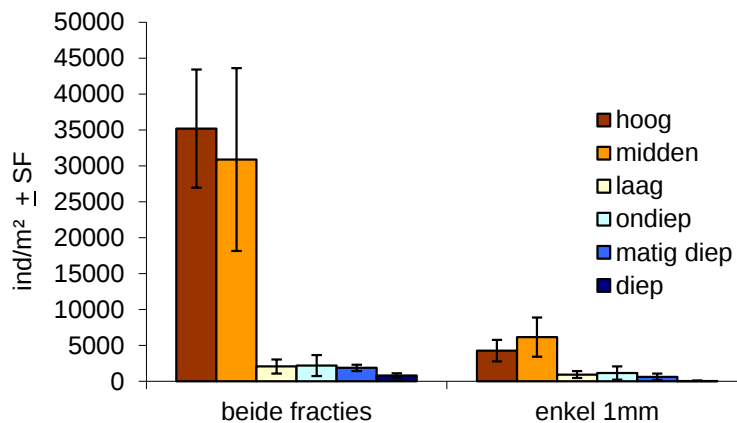
Conversie zeefmaaswijdte: densiteit

$$\text{densiteit (>500}\mu\text{m)} = 0,7872 * \text{densiteit (>250}\mu\text{m)}$$

Willen we een ware vergelijking tussen de oudere campagnes (1999, 2002, 2005; 250-1000 μm en >1mm) en de recentere gegevens (2008, 2009, 2010; 500-1000 μm en >1mm) maken, zouden van beide methodes enkel de 1mm-fracties kunnen geselecteerd worden en met mekaar vergeleken. Dit levert echter een groot verlies van organismen en gegevens op.

- ⇒ werkelijke vergelijking kan enkel op basis van gelijke fracties; aangezien dit enkel zinvol kan gebeuren voor Zeeschelde IV worden de berekende correctiefactoren toegepast voor benaderende vergelijking.

Aangezien de overige benthische fauna zeer schaars of afwezig was (en nog steeds is), werden behalve voor Zeeschelde IV in 1999-2002-2005 enkel oligochaetenstalen genomen. Daarom wordt in de bespreking van de resultaten enkel bij Zeeschelde IV een onderscheid tussen beide types faunastalen gemaakt. De oude benthosstalen s.s. van Zeeschelde IV werden gezeefd over een maaswijdte van 1mm. Willen we de recentere stalen vergelijken met die van de oudere campagnes, dan moeten we de nieuwere stalen opsplitsen in de twee fracties (1mm en 500 μm). Hierbij wordt echter duidelijk dat een zeer groot deel van bv. de in 2008 aangetroffen densiteit (81%) zich qua grootte tussen de beide zeefmaaswijdten bevindt. Zo worden kleinere *Corophium volutator* individuen samen met de veelal kleine oligochaeten (in tegenstelling tot de iets grotere soorten in het zoete gedeelte van het estuarium) niet weerhouden door de 1mm-zeef, maar wel door die van 500 μm . Wel vertonen ook hier de zelfde fysiotopen de hoogste waarden.



Figuur 3.4: Benthosstaal s.s. Zeeschelde IV - gemiddelde densiteit (+/- standaardfout) per fysiotop 2008.

3.1.3 Staalnamelocaties - aantal en ruimtelijke spreiding

Omwillen van de beschreven stratificatie van de nieuwe strategie en de logica die gevolgd wordt onder meer voor de KRW-beoordeling en het MONEOS-programma (zie inleiding), zullen de resultaten veelal per waterlichaam(onderdeel) of per fysiotoop worden behandeld. De oudere staalnamelocaties (< 2008) kunnen ten behoeve van vergelijking met de stalen zoals verzameld volgens de methodiek sinds 2008 worden toegekend aan een fysiotoop.

Telt men het aantal staalnamelocaties per fysiotoop, dan wordt duidelijk dat een groot aantal fysiotopen in de oudere campagnes slechts beperkt of zelfs niet bemonsterd werden (Tabel 3.1 en Tabel 3.2). Soms geldt deze schaarste voor een volledige tidale zone (inter - sub). Zo is de databeschikbaarheid van alle zijrivieren, op de Rupel na, in de oudere campagnes ontoereikend.

Tabel 3.1: Aantal staalnamelocaties per fysiotoop per campagne - Zeeschelde. Kleuren illustreren schaarste van gegevens - rood: geen staal, oranje: 1 staalnamelocatie, geel: 2 staalnamelocaties.

waterlichaam(onderdeel)	fysiotoop	1999	2002	2005	2008	2009	2010	totaal
Zeeschelde IV: GK	hoog intertidaal (0-25%)	5	5	5	5	4	5	29
	midden intertidaal (25-75%)	7	10	15	9	10	10	61
	laag intertidaal (75-100%)	1	1	1	11	10	9	33
	totaal intertidaal	13	16	21	25	24	24	123
	ondiep subtidaal	2	2	3	5	8	10	30
	matig diep subtidaal	6	5	6	6	9	10	42
	diep subtidaal	6	3	3	10	10	9	41
	totaal subtidaal	14	10	12	21	27	29	113
	totaal	27	26	33	46	51	53	236
Zeeschelde III: KD	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	3	2	4	9
	midden intertidaal (25-75%)	7	9	8	7	6	5	42
	laag intertidaal (75-100%)	1	2	1	6	5	5	20
	totaal intertidaal	8	11	9	16	13	14	71
	ondiep subtidaal	0	0	0	5	4	5	14
	matig diep subtidaal	3	3	3	1	4	5	19
	diep subtidaal	0	1	0	3	2	3	9
	totaal subtidaal	3	4	3	9	10	13	42
	totaal	11	15	12	25	23	27	113
Zeeschelde II: DD	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	2	4	3	9
	midden intertidaal (25-75%)	3	1	1	5	5	4	19
	laag intertidaal (75-100%)	1	0	0	5	5	5	16
	totaal intertidaal	4	1	1	12	14	12	44
	ondiep subtidaal	0	0	0	1	4	3	8
	matig diep subtidaal	1	1	1	6	6	5	20
	diep subtidaal	0	0	0	3	4	2	9
	totaal subtidaal	1	1	1	10	14	10	37
	totaal	5	2	2	22	28	22	81
Zeeschelde I: DG	hoog intertidaal (0-25%)	2	3	3	4	3	4	19
	midden intertidaal (25-75%)	2	1	4	3	5	5	20
	laag intertidaal (75-100%)	1	1	1	5	5	4	17
	totaal intertidaal	5	5	8	12	13	13	56
	ondiep subtidaal	1	2	1	2	4	2	12
	matig diep subtidaal	1	4	3	7	1	5	21
	diep subtidaal	1	2	1	4	5	3	16
	totaal subtidaal	3	8	5	13	10	10	49
	totaal	8	13	13	25	23	23	105

Tabel 3.2: Aantal staalnamelocaties per fysiotoop per campagne - zijrivieren. Kleuren illustreren schaarste van gegevens - rood: geen staal, oranje: 1 staalnamelocatie, geel: 2 staalnamelocaties. Bij waterlichamen met amper diep subtidaal ontbreekt dit fysiotoop. 'Onbepaald intertidaal' en 'onbepaald subtidaal' slechts ingekleurd indien deze categorieën de enige stalen voor intertidaal of subtidaal bevatten. Lege cellen: niet van toepassing of niet beschikbaar.

waterlichaam(onderdeel)	fysiotoop	1999	2002	2005	2008	2009	2010	totaal
Rupel	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	1	5	4	10
	midden intertidaal (25-75%)	0	2	2	9	5	5	23
	laag intertidaal (75-100%)	0	1	1	4	5	5	16
	<i>totaal intertidaal</i>	0	3	3	14	15	14	49
	ondiep subtidaal	0	1	1	5	0	3	10
	matig diep subtidaal	0	1	1	5	0	4	11
	diep subtidaal	0	0	1	3	0	5	9
	<i>totaal subtidaal</i>	0	2	3	13	0	12	30
	<i>totaal</i>	0	5	6	27	15	26	79
Durme	onbepaald intertidaal	0	1	2	16	10	11	40
	<i>totaal intertidaal</i>	0	1	2	16	10	11	40
	onbepaald subtidaal	0	1	1	4	10	10	26
	<i>totaal subtidaal</i>	0	1	1	4	10	10	26
	<i>totaal</i>	0	2	3	20	20	21	66
Nete	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	2	4	5	11
	midden intertidaal (25-75%)	0	1	1	7	5	5	19
	laag intertidaal (75-100%)	0	0	0	5	5	4	14
	onbepaald intertidaal					1	9	10
	<i>totaal intertidaal</i>	0	1	1	14	15	23	54
	ondiep subtidaal	0	1	1	5	2	4	13
	matig diep subtidaal	0	0	0	3	3	4	10
	onbepaald subtidaal						4	4
	<i>totaal subtidaal</i>	0	1	1	8	5	12	27
	<i>totaal</i>	0	2	2	22	20	35	81
Dijle	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	1	2	2	5
	midden intertidaal (25-75%)	0	0	0	7	4	3	14
	laag intertidaal (75-100%)	0	1	1	3	1	3	9
	onbepaald intertidaal						1	1
	<i>totaal intertidaal</i>	0	1	1	11	7	9	29
	ondiep subtidaal	0	1	1	5	2	3	12
	matig diep subtidaal	0	0	0	3	1	1	5
	<i>totaal subtidaal</i>	0	1	1	8	3	4	17
	<i>totaal</i>	0	2	2	19	10	13	46
Zenne	hoog intertidaal (0-25%)	0	0	0	0	1	2	3
	midden intertidaal (25-75%)	0	1	1	2	2	2	8
	laag intertidaal (75-100%)	0	1	0	1	2	2	6
	onbepaald intertidaal					4	6	10
	<i>totaal intertidaal</i>	0	2	1	3	9	12	27
	ondiep subtidaal	0	0	1	1	2	1	5
	matig diep subtidaal	0	0	0	0	2	2	4
	onbepaald subtidaal						2	2
	<i>totaal subtidaal</i>	0	0	1	1	4	5	11
	<i>totaal</i>	0	2	2	4	13	17	38

De schijnbare lage bemonsteringsinspanning in 1999, 2002 en 2005 is echter een gevolg van de vertaling naar de stratificatie zoals toegepast vanaf 2008; in termen van feitelijk verzamelde en geanalyseerde replicaten is deze vergelijkbaar met de recente inspanning of zelfs groter (Tabel 3.3 en Tabel 3.4).

Tabel 3.3: Totaal aantal replicaten benthosstalen s.s. 'oudere' campagnes.

Zeeschelde IV	1999	2002	2005
intertidaal	525	354	359
subtidaal	73	60	68

Tabel 3.4: Totaal aantal replicaten Oligochaetastalen 'oudere' campagnes.

	1999	2002	2005	totaal
Zeeschelde IV	161	156	115	432
intertidaal	80	96	73	249
subtidaal	81	60	42	183
Zeeschelde III	66	87	53	206
intertidaal	48	56	41	145
subtidaal	18	31	12	61
Zeeschelde II	30	12	4	46
intertidaal	24	6	2	32
subtidaal	6	6	2	14
Zeeschelde I	50	63	55	168
intertidaal	38	38	29	105
subtidaal	12	25	26	63
Rupel	0	30	44	74
intertidaal	0	18	27	45
subtidaal	0	12	17	29
Durme	0	11	27	38
intertidaal	0	6	18	24
subtidaal	0	5	9	14
Nete	0	16	17	33
intertidaal	0	10	8	18
subtidaal	0	6	9	15
Dijle	0	12	18	30
intertidaal	0	6	9	15
subtidaal	0	6	9	15
Zenne	0	12	23	35
intertidaal	0	6	11	17
subtidaal	0	6	12	18
totaal	307	399	356	1062

De ongelijkmatige verdeling van de vroegere raaien over de fysiotopen waarop nu gerandomiseerd wordt heeft een aantal implicaties voor de interpretatie van gegevens die uit deze campagnes voortkomen: het aantal beschikbare staalnamelocaties beïnvloedt sterk de mate waarin een bepaald fysiotop of waterlichaam adequaat kan getypeerd worden. Het probleem zou kunnen gereduceerd worden door bv. alle intertidale stalen per waterlichaam samen te voegen, maar dit brengt dan weer een ongewenste reductie van de habitatresolutie met zich mee.

Logischerwijs ziet dit beeld er een stuk beter uit voor de recentere campagnes, met uitzondering van het ontbreken van subtidale monsters van de Rupel voor 2009.

⇒ Het verschil in aantal en ruimtelijke spreiding van de stalen beïnvloedt sterk de verschillen in de gemeten variabelen.

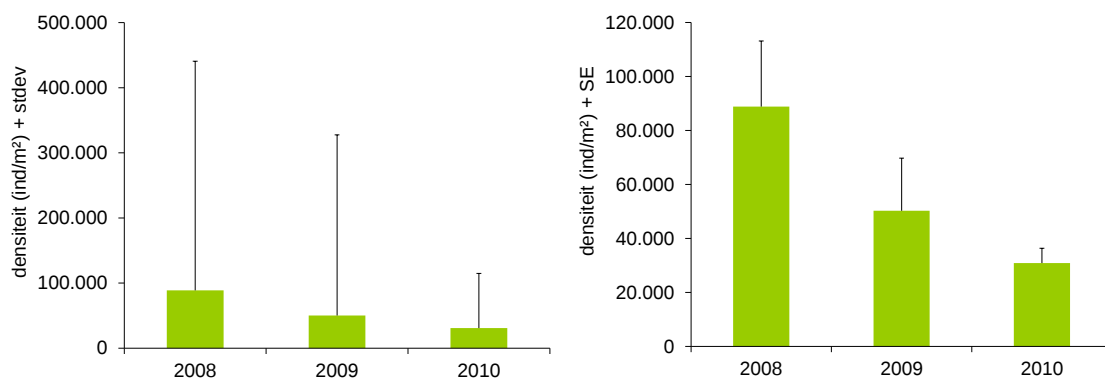
Met een random selectie van staalnamesites wordt in de nieuwe strategie een optimale, representatieve spreiding betracht. Door de (pragmatisch) vrij lage bemonsteringsinspanning per eenheid (waterlichaam, fysiotop) valt echter niet uit te sluiten dat bepaalde verschillen eerder te wijten zijn aan toeval dan aan een reële verandering in het systeem.

Ook de gebrekkige homogeniteit van het hoogste niveau van de stratificatie (= waterlichaam) geeft aanleiding tot een grote spreiding en gemiddelde die het resultaat zijn van multimodale verdelingen.

⇒ te kleine steekproefgrootte en random bemonstering geven aanleiding tot relatief veel ruis

3.1.4 Foutgrootte

Onderstaande figuur illustreert de spreiding van de gegevens aan de hand van alle dichtheitsdata van 2008, 2009 en 2010. De variatie rond het gemiddelde is erg groot (cf. standaarddeviatie). Het vrij grote totale aantal stalen per campagne laat echter toe een relatief kleine fout te bekomen op het steekproefgemiddelde (cf. standaardfout).



Figuur 3.5: Gemiddelde dichtheid (voor alle sites) per recente campagne met spreidingsmaat: standaarddeviatie (links) en standaardfout (rechts).

3.1.5 Soorten en soortenrijkdom

Evoluerend inzicht in de taxonomie van de Oligochaeta, de dominante groep in grote delen van de Zeeschelde, heeft geleid tot enige onvergelykbaarheid tussen de oudere en de recentere campagnes. Een toename in soortenrijkdom in deze groep is deels te wijten aan een verbetering in de determinatienauwkeurigheid. Vooral in soortenarme systemen weegt dit op de interpretatie van de gegevens. De vaak omvangrijke proportie aan niet nader te determineren Oligochaeten speelt hier ook een ongewenste verhullende rol. Zo wordt de aanwezigheid van verschillende soorten onderschat. In 56% van de zoete stalen van 2008 werden bijvoorbeeld Tubificiden zonder haren gevonden die niet nader geïdentificeerd konden worden (juvenielen, cf. demografie Seys et al. 1999a, b en Derdaele 2001).

Door het verschil in bemonsteringsoppervlakte per locatie tussen de oudere en recentere campagnes, is het niet mogelijk de soortenrijkdom van subtidale stalen van ZSIV te vergelijken. Voor alle overige stalen geldt dit voor zowel inter- als subtidaal. Een mogelijke oplossing biedt het opstellen van species area curves (zie soortenrijkdom).

De benthische soortenrijkdom in brakke en zoete estuariene milieus is van nature vrij laag waardoor trends moeilijk te ontwaren zijn.

- ⇒ De feitelijke soortenrijkdom werd in de oudere oligochaetenstalen wellicht onderschat.
- ⇒ Soortenrijkdom kan niet eenduidig worden vergeleken tussen stalen met ongelijke bemonsteringsoppervlakte.

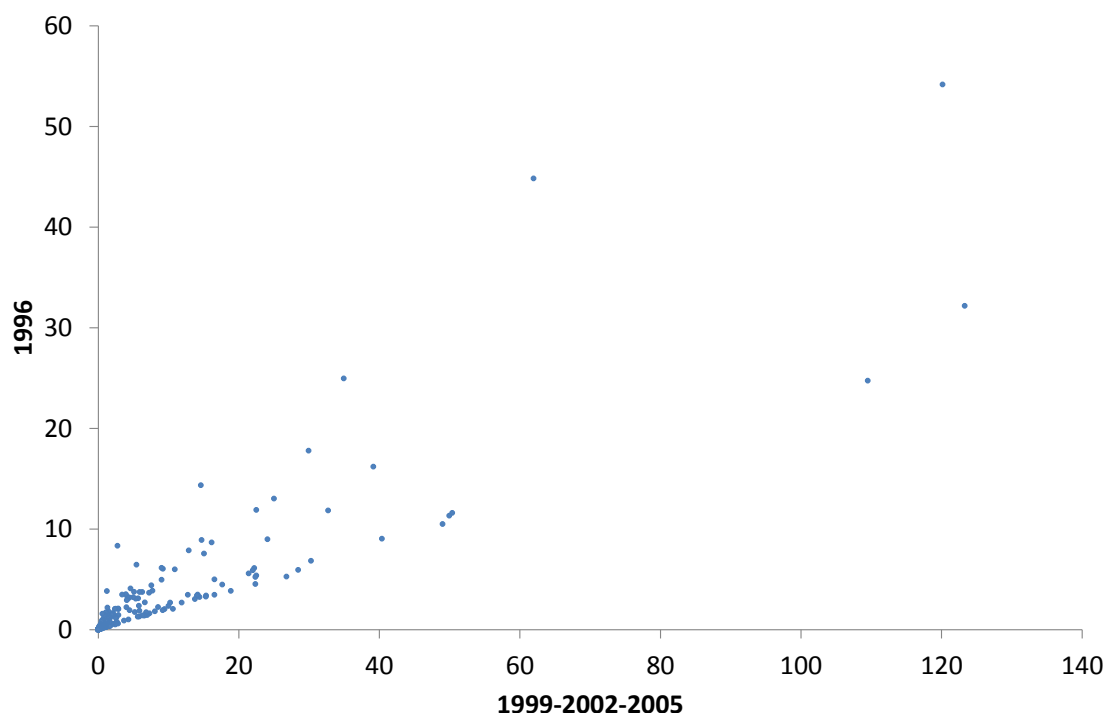
3.1.6 Biomassabepaling

Drie verschillende methodes werden gebruikt om de biomassa van Oligochaeta te bepalen.

1. 1996: berekenen aan de hand van één lengte-biomassaregressie (Seys et al. 1999a, b)
2. 1999, 2002, 2005: berekenen aan de hand van soort-specifieke lengte-biomassaregressies (zie hoger)
3. 2008 en volgende: directe bepaling asvrij drooggewicht (zie hoger)

1996 versus 1999-2002-2005

Vergelijking (n= 352) laat zien dat de eerste methode meestal onderschat wat de tweede berekent. De afwijking kan echter niet eenvoudig veralgemeend worden (tot een gemiddelde of met een eenvoudige rekenkundig verband) – de variatie is erg groot en neemt toe met hogere biomassawaarden.



Figuur 3.6: Biomassa (g AFDW / m²) zoals bepaald aan de hand van de methode van 1996 in functie van deze zoals toegepast van 1999 tot en met 2005 (zie tekst; excl. 1 erg hoge uitschieter).

1999, 2002, 2005 versus 2008 en volgende

Slechts een erg kleine steekproef is beschikbaar voor deze vergelijking (n= 7). De recentere methode geeft voor deze kleine set aan gegevens gemiddeld 2,1x hogere biomassa, maar standaarddeviatie op deze factor is relatief groot (0,7), wat opnieuw op redelijk aanzienlijke variatie wijst.

⇒ onderschatting van biomassa in oude campagnes

3.2 Soorten

3.2.1 Soortensamenstelling & -verspreiding

3.2.1.1 Algemeen & soorten excl. Oligochaeta

Een aantal van de aangetroffen taxa werden vooraf uit de data geweerd. Het gaat hierbij voornamelijk om organismen die te klein zijn om op een kwantitatieve manier te worden bemonsterd met de gebruikte methoden (bv. Nematoda (spoelwormen), Cladocera (watervlooien), Copepoda (eenoo- of roeipootkreeftjes), Ostracoda (mosselkreeftjes)) en/of niet thuishoren in de bodem van het zacht substraat en dus eerder toevallige, andermaal niet-kwantitatieve, vangsten zijn (bv. Mysida (aasgarnalen), zeepokken, adulte terrestrische insecten, kamkwallen).

In Tabel 3.5 wordt een overzicht gegeven van het aantal aangetroffen soorten per hoger taxon in de campagnes van 2008, 2009 en 2010. Het verschijnen van enkele allochtone soorten terzijde, laat een vergelijking met de soortenlijsten van de oudere campagnes (1999, 2002, 2005) amper verschillen opmerken – de meeste courante soorten werden in elke campagne opnieuw aangetroffen. Deze getallen vertegenwoordigen een minimaal aantal, omdat sommige taxa niet tot op soortniveau konden geïdentificeerd worden en als dusdanig samengevoegd werden met verwanten waarbij dat wel mogelijk was.

Tabel 3.5: Aantal soorten per hoger taxon 2008 2009 2010 (zonder Oligochaeta)

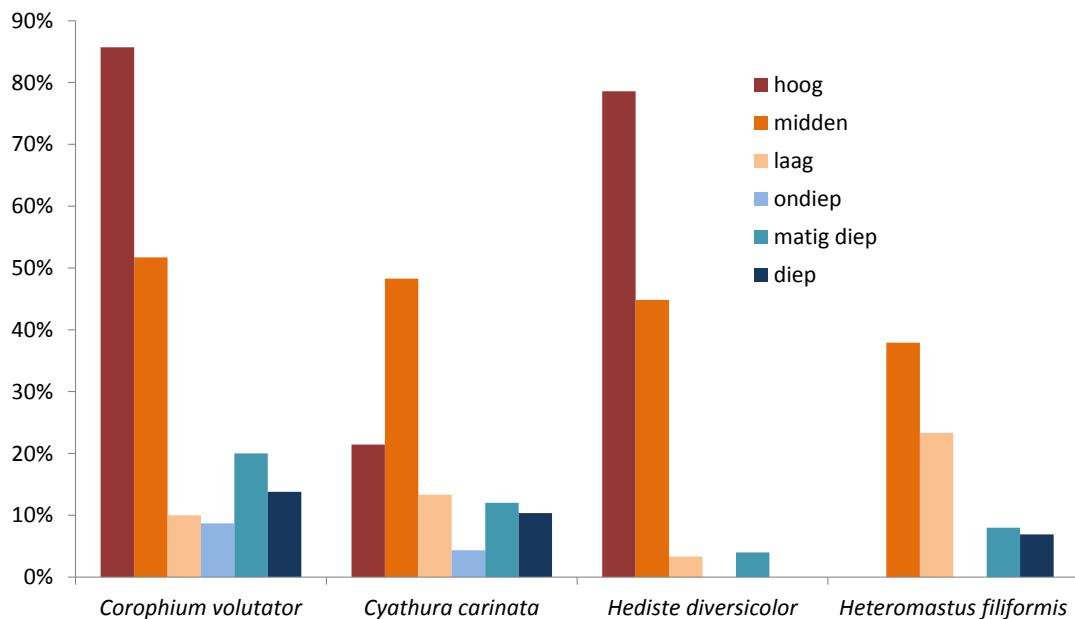
taxon	Nederlandse naam	soortenaantal (min.)
Mollusca	Weekdieren	6
Polychaeta	borstelrijke borstelwormen	10
Oligochaeta	borstelarme borstelwormen	29
Crustacea - Amphipoda	vlokreeftjes	4
Crustacea - Isopoda	pissebedden	3
Crustacea - overige	overige schaaldieren	3
Insecta - Diptera	vliegen & muggen	7
overige	overige	9

In Tabel 3.6 staan de soorten opgelijst, met indicatie van hun aan- en afwezigheid in de verschillende onderdelen van het estuarium. Specificatie van de soorten Oligochaeta gebeurt verderop (Tabel 3.7).

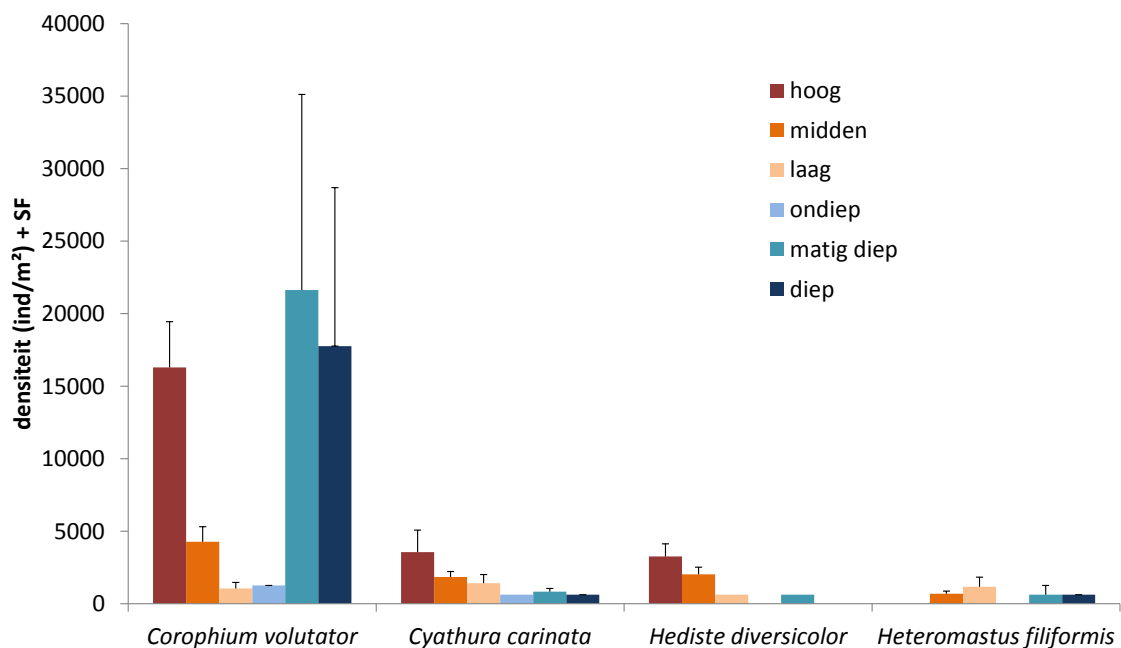
Tabel 3.6: Recente soorten per waterlichaam (2008-2010) zonder Oligochaeta. * = exoot.

taxon	soort	ZSIV	ZSIII	ZSII	ZSI	Rupel	Durme	Nete	Dijle	Zenne
Mollusca	<i>Corbicula fluminea</i> *							x		
Mollusca	<i>Dreissena polymorpha</i> *				x			x	x	
Mollusca	<i>Galba truncatula</i>									x
Mollusca	<i>Hydrobia ulvae</i>	x								
Mollusca	<i>Macoma balthica</i>	x								
Mollusca	<i>Pisidium</i> sp.							x		
Oligochaeta	Oligochaeta sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polychaeta	<i>Alitta succinea</i>	x								
Polychaeta	<i>Boccardiella ligerica</i>	x								
Polychaeta	<i>Hediste diversicolor</i>	x								
Polychaeta	<i>Heteromastus filiformis</i>	x								
Polychaeta	<i>Manayunkia aestuarina</i>	x								
Polychaeta	<i>Marenzelleria neglecta</i> *	x	x			x				
Polychaeta	<i>Polydora cornuta</i>	x								
Polychaeta	<i>Pygospio elegans</i>	x								
Polychaeta	<i>Streblospio benedicti</i>	x								
Amphipoda	<i>Apocorophium lacustre</i>	x	x						x	
Amphipoda	<i>Bathyporeia pilosa</i>	x	x							
Amphipoda	<i>Corophium volutator</i>	x								
Amphipoda	<i>Gammarus</i> sp.			x		x	x	x	x	
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>								x	
Isopoda	<i>Cyathura carinata</i>	x								
Isopoda	<i>Paragnathia formica</i>	x								
Diptera	Cecidomyiidae					x		x	x	x
Diptera	Ceratopogonidae			x	x					x
Diptera	Chironomidae			x			x	x	x	x
Diptera	Diptera									
Diptera	Dolichopodidae									
Diptera	Limoniidae					x			x	
Diptera	Psychodidae					x				x

Naast de dominante Oligochaeta (zie verder) treffen we vooral in het mesohaliene gedeelte van het estuarium een aantal soorten aan die kenmerkend zijn voor brakwaterhabitats en/of mariene milieus. Figuur 3.7 en Figuur 3.8 geven de aanwezigheid van de vier meest talrijk aanwezige (niet-oligochaeten)soorten weer over de verschillende fysiotopen. Aangezien deze aanwezigheid enkel enig belang vertoont in Zeeschelde IV, wordt ingezoomd op dat waterlichaam.



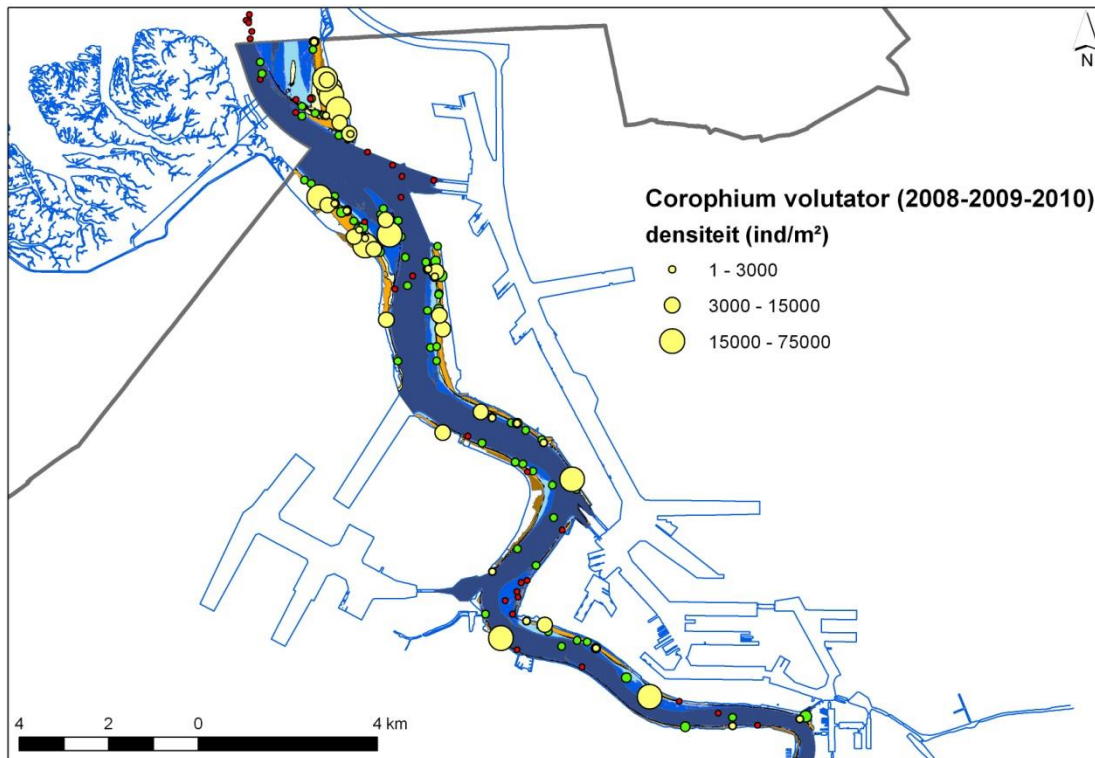
Figuur 3.7: Percentage stalen per fysiotoop met aanwezigheid van 4 abundante soorten (niet-oligochaeten) (2008-2009-2010) in ZSIV.



Figuur 3.8: Gemiddelde densiteit per fysiotoop in stalen met aanwezigheid van 4 abundante soorten (niet-oligochaeten)(2008-2009-2010) in ZSIV

Al deze soorten komen het vaakst intertidaal voor (Figuur 3.7), terwijl lopend onderzoek (Habitatmapping Zeeschelde) moet nagaan in welke mate de subtidale fysiotoepen kunnen gevalideerd worden en de gemeenschappen zoals onderscheiden door Ysebaert et al. (2000) worden terug gevonden. Over het algemeen bereiken de soorten hun hoogste dichtheden ook op het slik (Figuur 3.8). Enigszins uitzonderlijk hierin zijn echter lokale hoge subtidale dichtheden van *Corophium volutator* (slijkgarnaal). Terwijl deze soort in ruim 80% van de hoge intertidale stalen in ZSIV aanwezig was, is er ook een (lager) aantal stalen in het subtidaal waar we deze soort

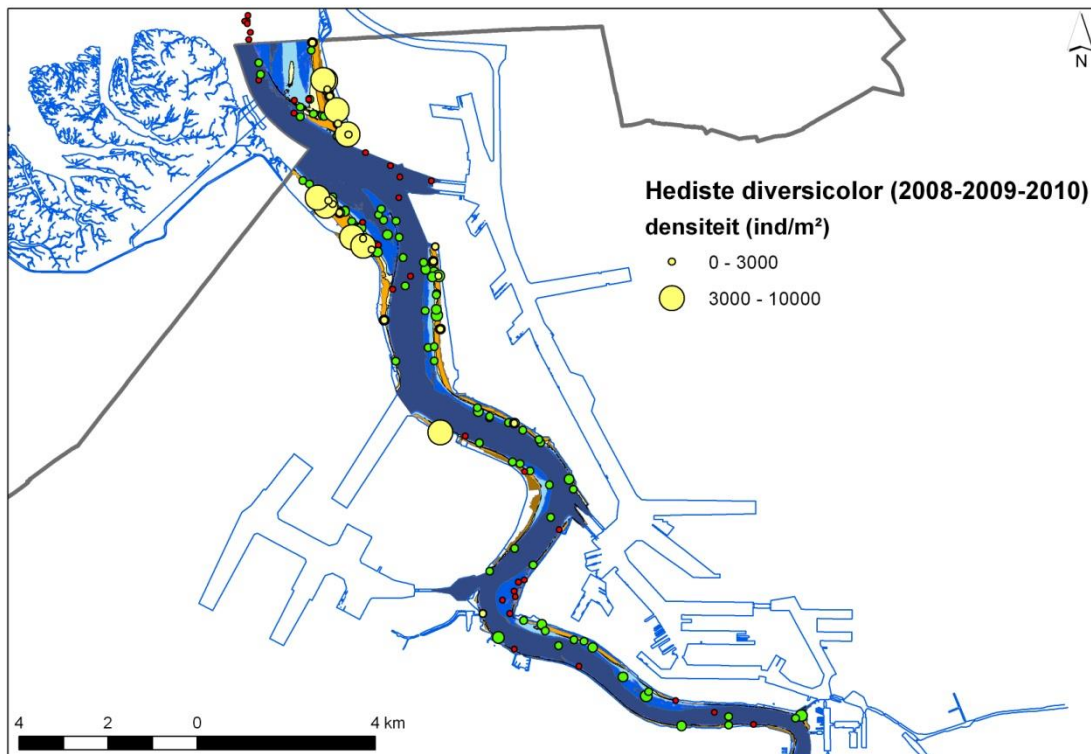
aantreffen. Binnen deze laatste groep van stalen treffen we dan weer een beperkt aantal met hoge dichtheden, terwijl de meeste stalen lage dichtheden vertonen. De subtidale aanwezigheid van de soort is dus minder uniform, wellicht gelinkt aan specifieke habitatkenmerken zoals lagere stroomsnelheden en slibrijk substraat. Figuur 3.9 geeft de aanwezigheid van deze soort weer in 2008-2009-2010.



Figuur 3.9: Densiteit en verspreiding van *Corophium volutator* (2008-2009-2010). Groene cirkels duiden op bemonsteringslocaties waar de soort ontbrak, maar wel andere fauna gevonden werd, rode cirkels duiden op locaties waar geen fauna werd vastgesteld.

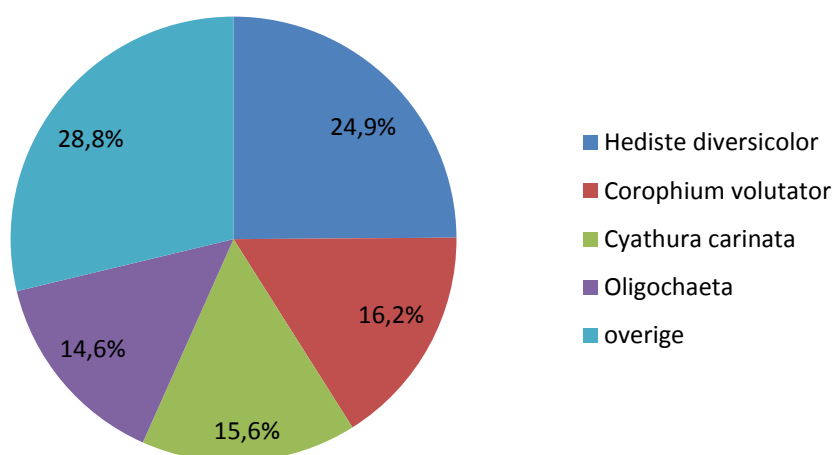
Bij hoge dichtheden speelt *C. volutator* een aantoonbare rol in bioturbatie van de bodem en de verwerking van het aanwezige organisch materiaal (De Backer et al. 2011). Deze hoge (intertidale) dichtheden zijn in de Schelde reeds langer gekend (o.m. Ecolas 1993, Fettweis et al. 1998) en de soort werd aangeduid als een kenmerkende soort voor de brakwaterzone van de Schelde (Ysebaert 2000).

Hediste diversicolor (veelkleurige zeeduizendpoot) is de enige andere soort die een 80% bezettingsgraad realiseert in een welbepaald fysiotoop, namelijk (net zoals *Corophium volutator*) in het hoog intertidaal van ZSIV (Figuur 3.7). Diens dichtheden liggen echter merkkelijk lager (Figuur 3.8). Figuur 3.10 geeft de verspreiding en dichtheden van deze soort weer voor 2008-2009-2010. Zoals bij zowat alle overige soorten met een eerdere zoute voorkeur, reikt het voorkomen van deze soort veelal minder ver stroomopwaarts dan dat van *Corophium volutator*. Wellicht werken omstandigheden van saliniteit, stroomsnelheid en mediane korrelgrootte de stroomopwaartse grenzen van beide soorten in de hand en zorgen deze ervoor dat beide soorten in de Schelde verder stroomopwaarts voorkomen dan in andere estuaria (Ysebaert 2000).



Figuur 3.10: Densiteit en verspreiding van *Hediste diversicolor* (2008-2009-2010). Groene cirkels duiden op bemonsteringslocaties waar de soort ontbrak, maar wel andere fauna gevonden werd, rode cirkels duiden op locaties waar geen fauna werd vastgesteld.

In termen van biomassa weegt echter een *Hediste* individu veel meer door dan een *Corophium* individu. Grotere soorten zoals *Hediste diversicolor* kunnen aan lage dichtheden voorkomen (3,2% in totaal aandeel dichtheden Zeeschelde IV 2008-2009-2010) maar door hun relatief grote individuele massa toch een belangrijk deel van de biomassa leveren (24,9%).



Figuur 3.11: Aandeel in totale biomassa per taxon in het mesohaliene waterlichaam Zeeschelde IV (2008, 2009, 2010).

Mollusken zijn in de Zeeschelde erg schaars (op een enkele uitzondering na steeds slechts 1 individu per staal). In Zeeschelde IV werden ze in de recentere campagnes enkel intertidaal aangetroffen, terwijl de eveneens schaarse zoete mollusken (veelal exoten) allemaal subtidaal werden gevonden. De vaakst aangetroffen mollusken in het mesohaliene gebied zijn *Hydrobia ulvae* (wadslakje) en *Macoma balthica* (nonnetje). Ook in de oudere campagnes (1999, 2002, 2005) werden deze soorten steeds aangetroffen. Twee noemenswaardige tweekleppigen werden voorheen aangetroffen maar niet in de recente campagnes (2008, 2009, 2010) – *Scrobicularia plana* (platte slijkgaper, 1x, 1999) en *Mya arenaria* (strandgaper, 3x, 1999 en 2005). Deze soorten waren echter steeds schaars. Het valt niet uit te sluiten dat ze nog steeds in (erg) lage dichtheden in de Zeeschelde aanwezig zijn. Ysebaert (2000) weet de lage dichtheden van *Scrobicularia plana* en *Macoma balthica* (maar ook de afwezigheid van *Cerastoderma edule*, de kokkel) in de Zeeschelde respectievelijk aan lethale en suboptimale saliniteitscondities (met schommelingen over een bereik van 10g chloride per liter op eenzelfde locatie – Ysebaert et al. 1993). Het ontbreken van grotere aantallen van deze grote dieren vertaalt zich in een biomassaverlies ten opzichte van de Westerschelde.

De (enkele) polychaeten die niet in Figuur 3.7 en Figuur 3.8 worden weergegeven vinden we vrijwel uitsluitend in ZSIV. Nagenoeg alle soorten waren aanwezig bij zowel de recentere campagnes als in alle oudere campagnes. Ze zijn voornamelijk intertidaal aanwezig – *Pygospio elegans* (vnl. midden intertidaal), *Streblospio benedicti* (vnl. midden intertidaal) en *Manayunkia aestuarina* (vnl. hoog intertidaal). *Polydora cornuta* en *Boccardiella ligierica* duiken echter voornamelijk op in subtidale stalen. In de oudere campagnes (1999, 2002, 2005) werden beide zelfs uitsluitend subtidaal aangetroffen. De eerste werd door Develter et al. (1987) (als *Polydora ligni*) talrijk aangetroffen in een intertidale(!) turfbank ter hoogte van het Galgenschoor (tot 100.000 ind/m²) en is een typische brakwatersoort die kan profiteren van organische vervuiling (McLusky, 1981). *Boccardiella ligierica* werd ook getypeerd als een brakwatersoort en is kenmerkend voor slibrijke substraten met relatief hoge benthosdichtheden (De Neve et al. 1998). Enkel *Marenzelleria* sp. (in recente jaren steeds *M. neglecta*, voordien mogelijk foutief aangeduid als *M. viridis*) wordt verder stroomopwaarts aangetroffen (Zeeschelde III en Rupel) en dit meestal subtidaal (13/18 vondsten). Geen van deze polychaetensoorten haalt ooit een lokale dichtheid van meer dan $10 \cdot 10^3$ ind/m². In vergelijking met De Neve et al. (1998) lijken *Boccardiella ligierica* en *Heteromastus filiformis* schaarser. Dit kan te wijten zijn aan verschillen in bemonsteringsstrategie. Bovendien werd *Heteromastus filiformis* recent vooral intertidaal aangetroffen. Deze soort wordt uit de Loire vermeld als zou deze in competitie treden met *Hediste diversicolor* (Gillet & Torresani, 2003), al is onduidelijk hoe die competitie precies zou verlopen. Beide competitoren worden vermeld omwille van hun rol in de degradatie van organisch materiaal in de bodem (Neira & Höpner 1994, Papaspyrou et al. 2010).

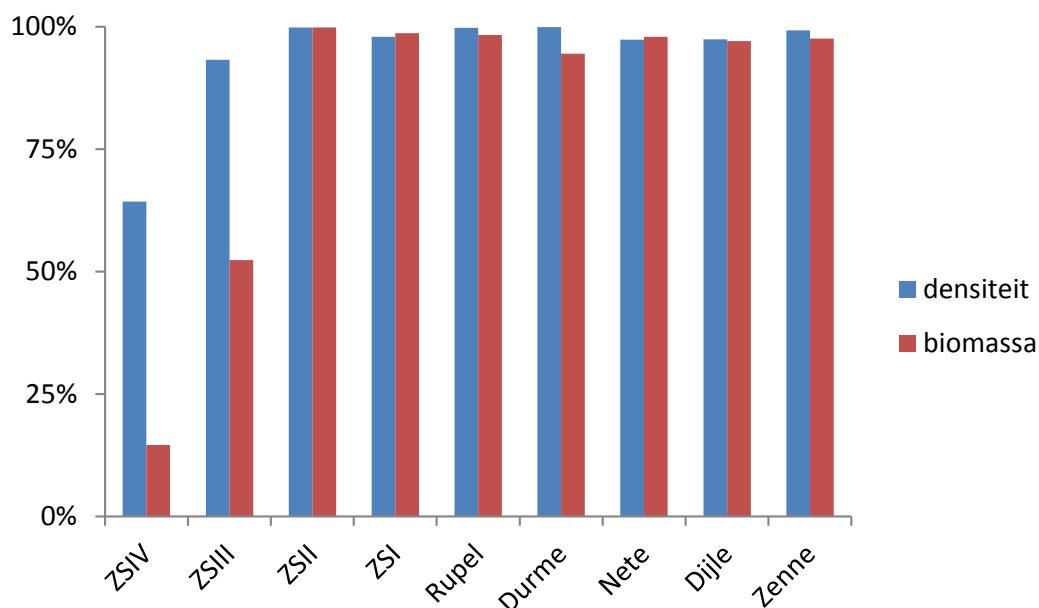
Diverse larven van Diptera (vliegen en muggen) – gevonden in alle zoete waterlichamen, niet in ZSIV en ZSIII – bevinden zich nagenoeg allemaal (hoog) intertidaal. Dit houdt logisch verband met de larvale ontwikkeling en metamorfose, waarbij de adulten veelal uitsluipen langs plantenstengels van de schorrand. Als dusdanig kan de vraag gesteld worden of deze organismen wel als kenmerkende bewoners van het zacht substraat van slik en geul kunnen beschouwd worden. Uitzondering hierop vormen de Chironomidae (dansmuggen) (7 van de 16 vondsten (ondiep) subtidaal). Deze laatste halen de hoogste dichtheden van alle dipterentaxa, met een enkele keer zelfs een dichtheid van 103745 ind/m² (een ondiep subtidale locatie in het Zennegat (Dijle) in 2009).

Naast de door alle campagnes heen vrij courant aangetroffen *Cyathura carinata* (lijnpissebed – een soort die enigszins kenmerkend is voor eutrofe omstandigheden – Dolbeth et al. 2005) ontbreken enkele voorheen schaars aangetroffen pissebedden uit de recentere gegevens – *Eurydice pulchra* (agaatpissebed) en *Lekanesphaera rugicauda* (voordien aangeduid als *Sphaeroma rugicauda*). Beide soorten werden in het kader van andere bemonsteringen echter toch nog recent in de Zeeschelde aangetroffen.

Verder noemenswaardig zijn de vlokreeftjes *Apocorophium lacustre* (7/10 stalen matig of diep subtidaal en *Gammarus* sp. (vooral *G. zaddachi* en *tigrinus* – 10/16 laag intertidaal of ondiep

subtidaal). Opmerkelijk is dat beide soorten erg hoge dichtheden halen (*A. lacustre* – 143.986 ind/m²; *Gammarus* sp. 88.655 ind/m²) op dat zelfde punt waar de hoger vermelde uitzonderlijk hoge dichtheid aan Chironomidae werd vastgesteld. Uit veldnotities leren we dat dit een erg stenige en dus enigszins atypische locatie is. Dit geeft meteen aan dat de vooralsnog onbemonsterde harde substraten ook hoge dichtheden (en biomassa) aan invertebraten kunnen herbergen. Bovendien doet het vragen rijzen of bepaalde taxa wel als soorten van het zachte substraat moeten gezien worden. In dit geval wordt dit bevestigd door de begeleidende aanwezigheid van vastgehecht levende organismen (zoals *Dreissena polymorpha* en een ongeïdentificeerde Hydrozoa-poliep) alsook onder stenen aangetroffen bloedzuigers (*Erpobdella* sp. & *Helobdella stagnalis*).

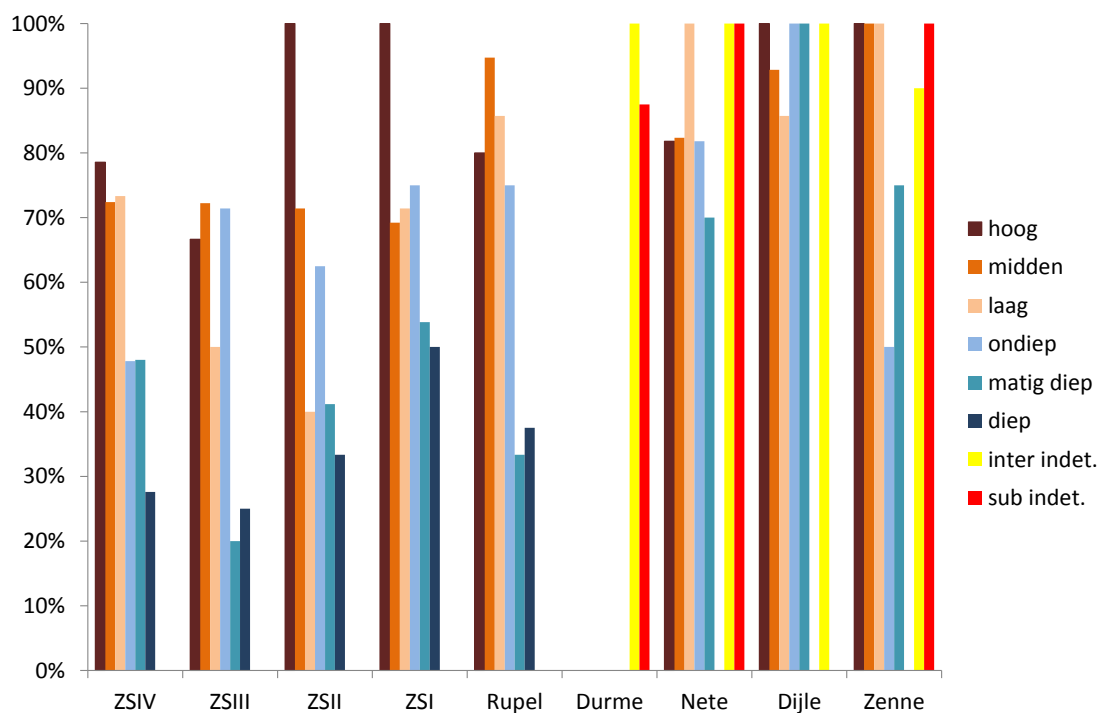
Een belangrijk deel van de benthische fauna van de Zeeschelde wordt gevormd door Oligochaeta. Figuur 3.12 geeft per waterlichaam weer welk aandeel van de gecompileerde densiteiten per waterlichaam wordt uitgemaakt door oligochaeten in de stalen van 2008, 2009 en 2010.



Figuur 3.12: Aandeel van Oligochaeta per waterlichaam in densiteit en biomassa (2008, 2009, 2010).

Op Zeeschelde IV na, bedraagt het aandeel Oligochaeta in aantallen/dichtheden steeds meer dan 90%. Dit patroon was reeds waarneembaar in 1990 (Ysebaert et al. 1993). In Zeeschelde IV wordt 64,3% gevormd door Oligochaeta en (naast tal van andere taxa) 22,1% door *Corophium volutator*. In de data 1999-2002-2005 was dit 41,6%, naast 36,6% *Corophium volutator* en 11,0% *Hediste diversicolor*. Of hier een feitelijke (relatieve) toename van het aandeel van Oligochaeta aan de gang is, is moeilijk te beoordelen omdat de oudere campagnes zich voornamelijk beroepen op de stroomafwaarts gelegen slikgebieden, terwijl de meer stroomopwaartse delen van Zeeschelde IV geen aanwezigheid van *C. volutator* of *Hediste diversicolor* lieten noteren (zie verspreiding van deze beide soorten zoals hoger toegelicht). Het belang van de Oligochaeta als component van de aanwezige biomassa in ZSIV is duidelijk lager (14,6% in 2008-2009-2010) (Figuur 3.11). In ZS III wordt ongeveer 50% van de biomassa gevormd door Oligochaeta. In alle overige waterlichamen nemen Oligochaeta > 95% van de biomassa voor hun rekening.

Een andere manier om de dominantie van de Oligochaeta te illustreren is aan de hand van de mate waarin ze in de stalen al dan niet aanwezig zijn. Verfijning tot op fysiotoopniveau laat zien dat vooral intertidaal oligochaeten quasi alomtegenwoordig zijn in de Zeeschelde, terwijl ze in de zijrivieren ook subtidaal bijna overal aan te treffen vallen (Figuur 3.13).



Figuur 3.13: Percentage van de stalen van SP080910 per fysiotoop waarin Oligochaeta voorkwamen (incl. lege stalen in rekening gebracht). Inter indet. = intertidaal zonder verdere opsplitsing; sub indet. = subtidaal zonder verdere opsplitsing in fysiotopen.

3.2.1.2 Oligochaetensoorten

Daar slechts elke drie jaar Oligochaeta gedetermineerd worden, bogen we voor de recente strategie over de gegevens van 2008 om de samenstelling van deze dominante diergroep te bestuderen. Taxonomische instabiliteit en het perfectioneren van de determinaties bemoeilijken vergelijking met de oudere jaargangen. Het valt dan ook moeilijk te interpreteren hoe de ca. 29 soorten gevonden in 2008 zich verhouden tot de 18 soorten die Seys et al. (1999a, b) vonden.

Tabel 3.7: Overzicht van de geïdentificeerde soorten van Oligochaeta (2008). n = aantal stalen waarin de soort werd aangetroffen; % = corresponderend percentage voor het totaal aan beschikbare stalen (incl. lege stalen); * = exoot.

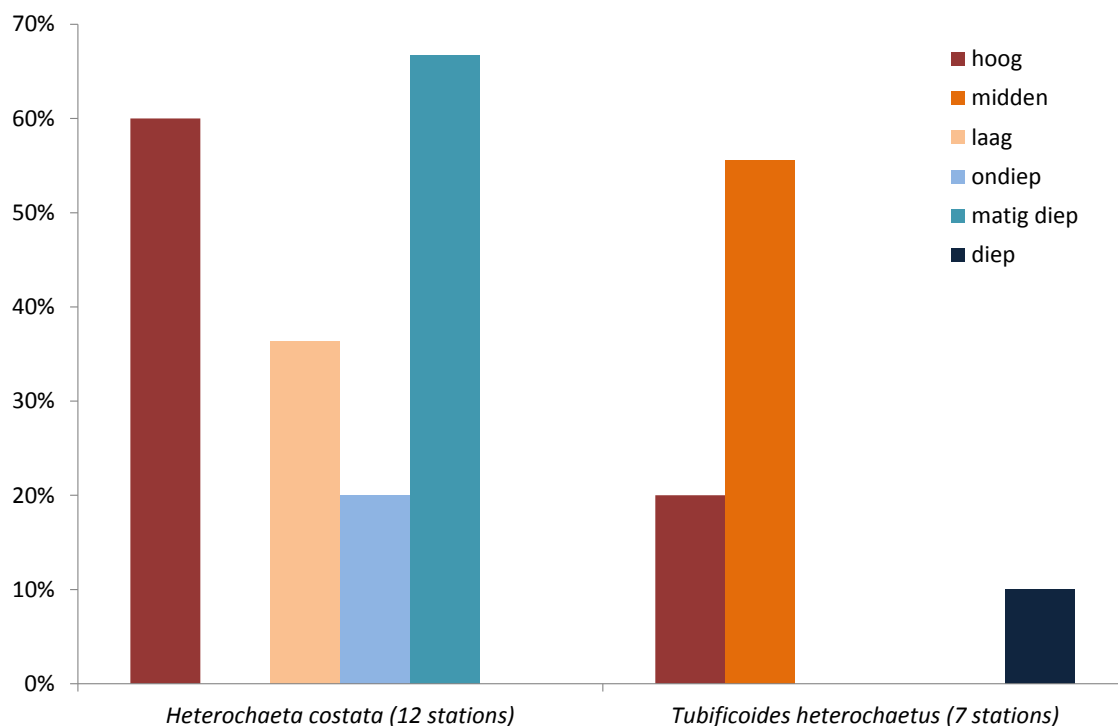
soort	n	%
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	77	38%
<i>Limnodrilus</i> sp. 1	70	34%
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	36	18%
<i>Paranais litoralis</i>	32	16%
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	30	15%
<i>Tubifex blanchardi</i>	26	13%
<i>Enchytraeidae</i> (incl. <i>Cognettia</i> sp., <i>Lumbricillus lineatus</i> , <i>Marionina riparia</i>)	15	7%
<i>Heterochaeta costata</i>	12	6%
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	10	5%
<i>Tubifex tubifex</i>	8	4%
<i>Tubificoides heterochaetus</i> ?*?	8	4%
<i>Potamothenix moldaviensis</i> *	7	3%
<i>Quistadrilus multisetosus</i> *	6	3%
<i>Limnodrilus profundicola</i>	5	2%
<i>Haber speciosus</i>	5	2%
<i>Paranais frici</i>	4	2%
<i>Psammoryctides moravicus</i> *	4	2%
<i>Monopylephorus rubroniveus</i>	3	1%
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	3	1%
<i>Dero digitata</i>	2	1%
<i>Lumbricidae</i>	2	1%
<i>Monopylephorus irroratus</i>	2	1%
<i>Amphichaeta sannio</i>	1	0%
<i>Aulodrilus japonicus</i>	1	0%
<i>Psammoryctides barbatus</i>	1	0%
<i>Bratislavia dadayi</i> *	1	0%
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	1	0%

Langsstroomse verspreiding

Tabel 3.8: Rangorde van de 5 meest dominante soorten per waterlichaam (1 = meest dominant; lege cel betekent niet per se afwezigheid, maar wijst minstens op lagere dominantie). Dominantie uitgedrukt aan de hand van voorkomen van een soort in de totale set van gedetermineerde dieren per waterlichaam. Gelijke rang leidt tot vervallen van de daarop volgende rang. Soorten die met slechts 1 individu werden aangetroffen worden niet gerankt.

species	ZS IV	ZS III	ZS II	ZS I	Rupel	Durme	Nete	Dijle	Zenne
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>			3	4			2		
<i>Heterochaeta costata</i>	2								
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>		3		3	5	4	5		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		1	1	1	2	1	5	2	1
<i>Limnodrilus</i> sp. 1		2	2	2	1	2	4	1	4
<i>Limnodrilus udekemianus</i>		5			4	5	2	2	2
<i>Lumbricillus lineatus</i>	3								
<i>Monopylephorus rubroniveus</i>	4								5
<i>Paranais litoralis</i>		4				3	1	5	
<i>Potamothrix hammoniensis</i>			4						
<i>Quistadrilus multisetosus</i>				5					
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>			4						
<i>Tubifex blanchardi</i>					3			4	3
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	1								

Twee brakwatersoorten, *Heterochaeta costata* en *Tubificoides heterochaetus*, werden zo goed als uitsluitend in ZSIV aangetroffen en ze zijn er ook dominant (met respectievelijk 26% en 64% van alle gedetermineerde Oligochaeta uit 2008) (Figuur 3.14).



Figuur 3.14: Percentage van de stalen van SP08 met de twee brakwateroligochaeten (incl. lege stalen)

Opmerkelijk is dat de soorten in 2008 nooit samen in een zelfde staal/station werden aangetroffen en dat de ene (*T. heterochaetus*) het vaakst in het midden van het intertidaal gebied werd aangetroffen, terwijl de andere (*H. costata*) daar lijkt te ontbreken. Dit patroon lijkt verschillen in habitateisen te suggereren. In Nederland wordt *Tubificoides heterochaetus* geduid als een soort van meso- en oligohaliene waters, met brede tolerantie voor chlorideconcentraties van 1,5-7,5 g/l (van Haaren & Soors 2013). Ook *Heterochaeta costata* is gekend voor zijn tolerantie voor grote (dagelijkse) schommelingen in zoutgehalte (bv. 2-18 g Cl/l). Volgens Worsfold (2003) is deze laatste een typische soort van intermediaire saliniteit en intertidale gebieden, zonder specifieke voorkeur voor sedimenttype. In onze gegevens vinden we de soort echter ook terug tot op matige diepte (2-5m < GLWS).

Op deze twee brakwatersoorten na, zijn de meeste overige soorten in alle overige delen van het estuarium (dus behalve in het brakke waterlichaam ZSIV) terug te vinden. De hoogste dichtheden worden veelal in de zijrivieren gerealiseerd.

Enkele soorten werden (vooralsnog) niet overal aangetroffen. *Tubifex blanchardi* komt enkel voor in ZSI en de zijrivieren (26 stations). Hoewel doorgaans als typisch estuariene soort aangeduid, geven recente vondsten in Duitsland en Nederland aan dat deze soort een ruimere variatie aan habitats kan bezetten. De ecologie van de soort lijkt onvoldoende gekend. *Tubifex tubifex* (8 stations) werd enkel in de (maar wel alle) zijrivieren aangetroffen. Terwijl van de eerste soort weinig gekend is, is de nauwverwante *T. tubifex* in stromende waters waar enige verstoring (bv. verontreiniging, hypertrofie ...) competitie lijkt te limiteren een courante verschijning (van Haaren & Soors 2013). In het studiegebied zou *T. tubifex* zich voornamelijk in de lente voortplanten (Seys et al. 1999a, b), waardoor monitoring in het najaar mogelijk de aanwezigheid en abundantie van deze soort enigszins onderschat. Dit lijkt te worden bevestigd door de vrij talrijke aanwezigheid van volwassen individuen in vissenmagen van de Notelaer van februari 2014 (Boulidard, 2014). Daarnaast is deze soort als juveniel naar alle waarschijnlijkheid de meest talrijke soort binnen de niet nader determineerbare categorie van 'Tubificiden' met haren.

Het is mogelijk dat een aantal van de minder courant gevonden soorten ook (nog) beperkter verspreid voorkomen (bv. in slechts één zoet waterlichaam), maar hiertoe zijn meer gegevens nodig.

Dwarsstroomse verspreiding

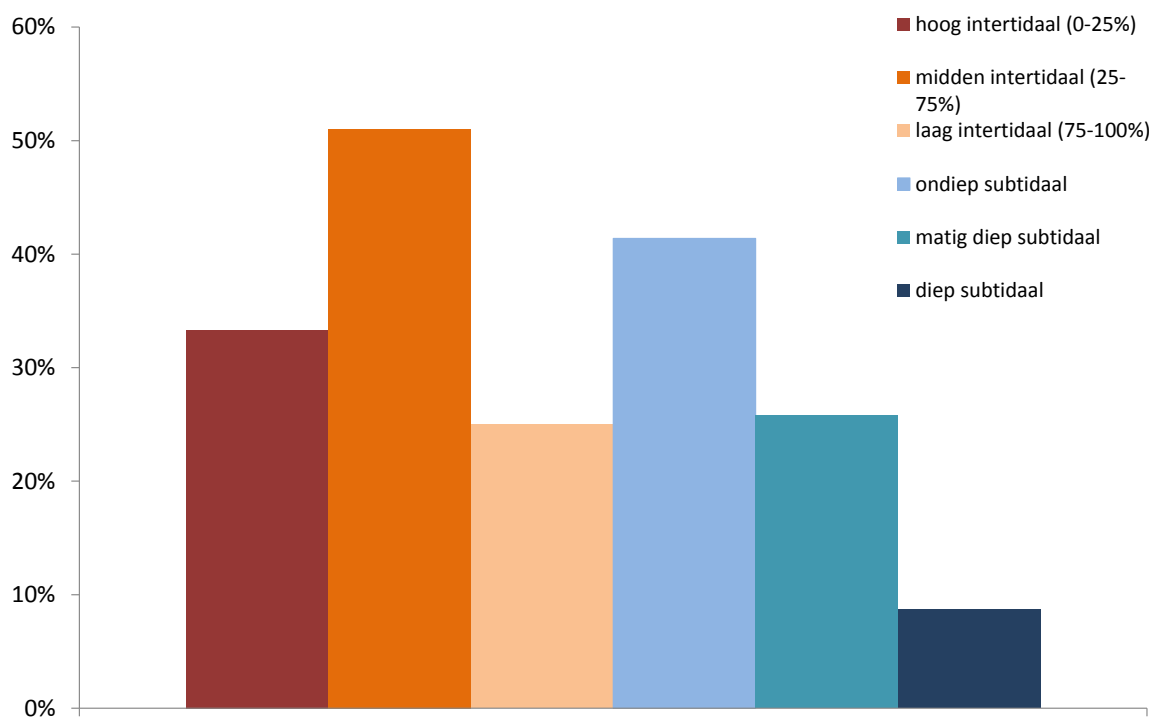
Tabel 3.9: Rangorde van de 5 meest dominante soorten per fysiotop (1 = meest dominant; lege cel betekent niet per se afwezigheid).

species	hoog	midden	laag	ondiep	matig diep	diep
<i>Bothrioneurum vejdoskyanum</i>						2
<i>Bratislavia dadayi</i>						3
Enchytraeidae	3					
<i>Heterochaeta costata</i>	2		4		2	
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>				4	5	3
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4	3	1	2	1	3
<i>Limnodrilus</i> sp. 1	5	2	2	1	4	1
<i>Limnodrilus udekemianus</i>		4		5		3
<i>Paranais litoralis</i>	1	5				
<i>Quistadrilus multisetosus</i>			5			
<i>Tubifex blanchardi</i>			3	3	3	
<i>Tubificoides heterochaetus</i>		1				3

Veel soorten werden zowel inter- als subtidaal aangetroffen. Andere lijken echter eerder typisch voor een bepaalde zone. Zo zijn bijvoorbeeld wormen van de familie Enchytraeidae (maar ook *Paranais litoralis*) vrijwel volledig beperkt tot de intertidale zone. Dit hangt vaak samen met het voorkomen van deze taxa in het wier *Vaucheria* (van Haaren & Soors 2013). Eerder subtidale specialisten zijn schaarser – *Potamothrix moldaviensis* is van rivieren gekend als een soort van sneller stromende delen, terwijl *P. hammoniensis* reeds getypeerd werd als een soort van relatief grotere diepte (van Haaren & Soors 2013).

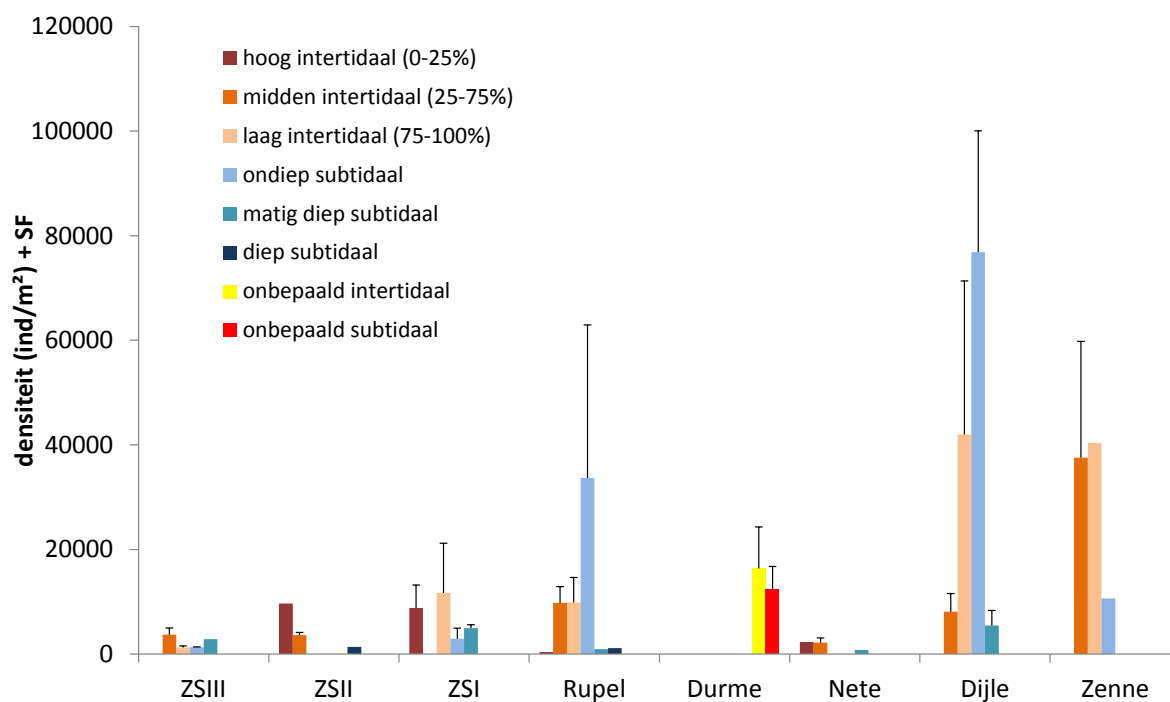
De meest courante/dominante soort (qua verspreiding en dichtheden) is zonder twijfel *Limnodrilus hoffmeisteri*. Afwezig in de brakke zone, komt ze verder voor in 77 van de 204 stalen uit 2008 (38%). Dit is echter een absolute minimumschatting – in 114 stalen (56%) werden Tubificiden zonder haren (waartoe deze soort behoort) gevonden die niet nader geïdentificeerd konden worden, waarbij het aannemelijk is dat een belangrijk deel hiervan juveniele exemplaren van deze soort zijn (cf. demografie zoals vastgesteld door Seys et al. 1999a, b en Derdaele 2001).

Hoewel aan te treffen langs de volledige gradiënt hoogte/diepte, is het percentage bezette locaties toch duidelijk lager in diepe subtidale gebieden in 2008 (Figuur 3.15) maar ook in eerdere jaren. Dit laatste kan verband houden met te hoge hydrodynamiek en geassocieerde ongeschikte leefomstandigheden, maar biedt ook een zekere vertekening, daar in de zoete delen van het estuarium het diep subtidaal gebied minder of niet aanwezig is.

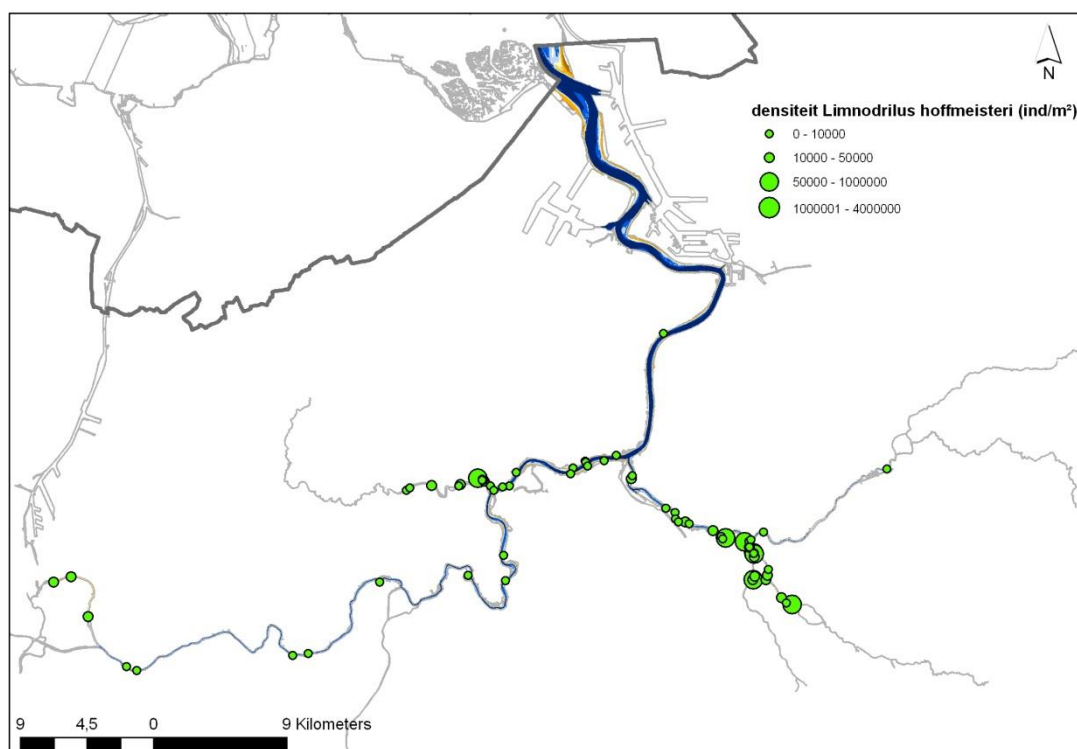


Figuur 3.15: Percentage stalen 2008 met *Limnodrilus hoffmeisteri* (incl. lege stalen) per fysiotooptyp.

De soort realiseert in 2008 haar hoogste dichtheden in het ondiepe subtidale gebied van de zijrivieren, maar de grote variatie in dichtheden binnen dit gebied laat vermoeden dat andere factoren ook of meer bepalend zijn voor het al dan niet voorkomen van hoge dichtheden.



Figuur 3.16: Gemiddelde densiteit van *Limnodrilus hoffmeisteri* (2008) in stalen waarin de soort voorkomt. De soort werd niet aangetroffen in ZSIV.



Figuur 3.17: Densiteit en verspreiding van *Limnodrilus hoffmeisteri* (2008)

Een aantal andere *Limnodrilus*-soorten komen vaak samen met deze soort voor, zij het veelal in lagere dichtheden, waarvan vooral *L. udekemianus* en *L. sp. 1* courant worden aangetroffen.

Terwijl van Haaren & Soors (2013) *L. udekemianus* als nooit abundant typeren, treffen we langs de zijrivieren toch af en toe dichtheden van meer dan $10 * 10^3$ tot zelfs meer dan $100 * 10^3$ ind/m² aan. In stalen van de Zeeschelde zelf werden nooit meer dan 2000 ind/m² aangetroffen.

Over de ecologie van *Limnodrilus sp. 1* is voorlopig nog weinig gekend. Ze lijkt erg vergelijkbare habitateisen te vertonen als *L. hoffmeisteri* (bv. 64% van voorkomen in intertidaal, vs. 68% voor *L. hoffmeisteri* en vergelijkbare mate van aanwezigheid in dezelfde waterlichamen).

Seys et al. (1999a) duidde *L. claparedianus*, *L. udekemianus* en *L. profundicola* aan als vooral tussen Dendermonde en Gent voorkomende soorten, wat werd in verband gebracht met iets betere zuurstofcondities in die zone. Echter, Verdonschot (2006) linkte het voorkomen van *L. udekemianus* met de laagste ecologische kwaliteitsklasse voor de KRW-beoordeling en ook *L. claparedianus* wordt vaak met vervuilde omstandigheden in verband gebracht (van Haaren & Soors 2013). Voor *L. profundicola* wordt de link met iets zuiverdere omstandigheden minder gecontesteerd (van Haaren & Soors 2013). De soort werd in 2008 niet in de Zeeschelde zelf aangetroffen. Ze werd in slechts 5 stalen (3% van de stalen uit het oligohalien en zoet gebied) aangetroffen, waarvan 3 langs de Dijle en telkens 1 langs de Nete en de Durme. Telkens betrof het één individu.

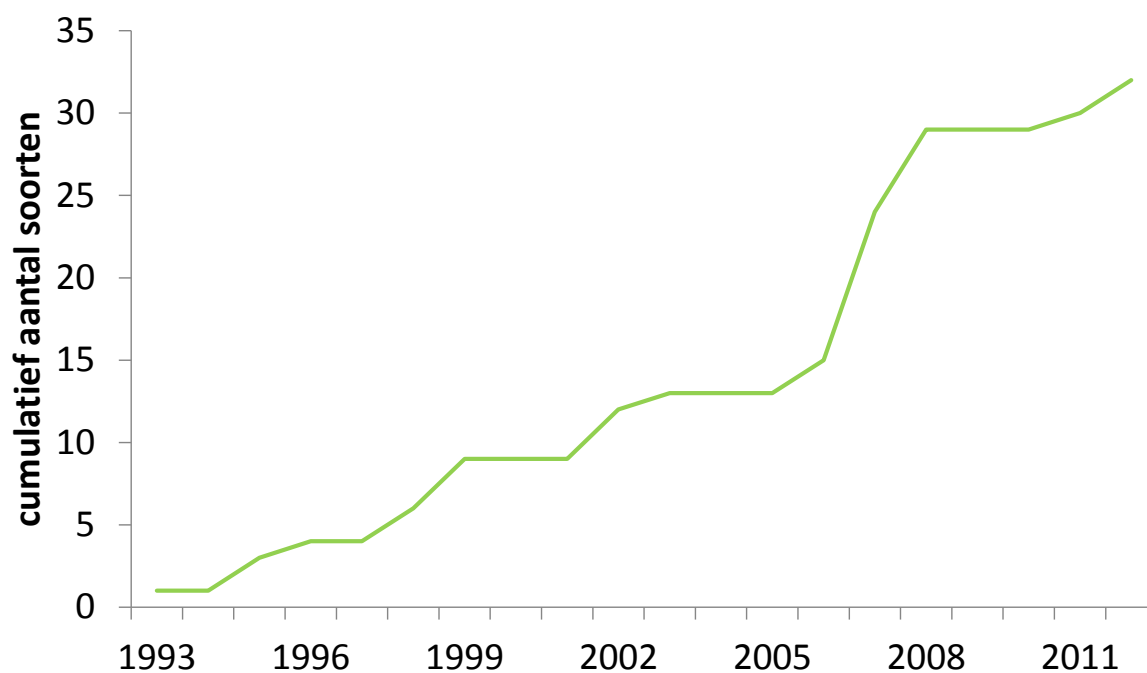
3.2.1.3 Exoten

Onderzoek naar al dan niet invasieve exogene soorten vergt een gerichte benadering. Hoewel hieraan met de uitgevoerde systeemmonitoring niet wordt voldaan, duiken deze wel op in de reguliere monitoringsstalen alsook in occasionele losse vangsten.

Tabel 3.10: Aantal exogene soorten per taxonomische groep, zoals vastgesteld in het Schelde-estuarium en getij-gebonden zijrivieren op basis van gecumuleerde vaststellingen sinds begin jaren '90.

Plathelminthes	1
Oligochaeta	9
Polychaeta	2
Diptera	1
Amphipoda	8
Decapoda	7
Isopoda	1
Tanaidea	1
Bivalvia	6
Gastropoda	3
total	39

Het aantreffen van deze soorten werd niet gestandaardiseerd – de vangstkans is niet homogeen en vertekend door variabele inspanning bij niet-structurele losse vangsten. Bovendien duiken deze soorten na hun initiële vondst niet altijd snel voor een tweede keer op. Desondanks valt (in een gestage cumulatie van het totaal aantal gevonden exotensoorten) een sprong op rond 2007.



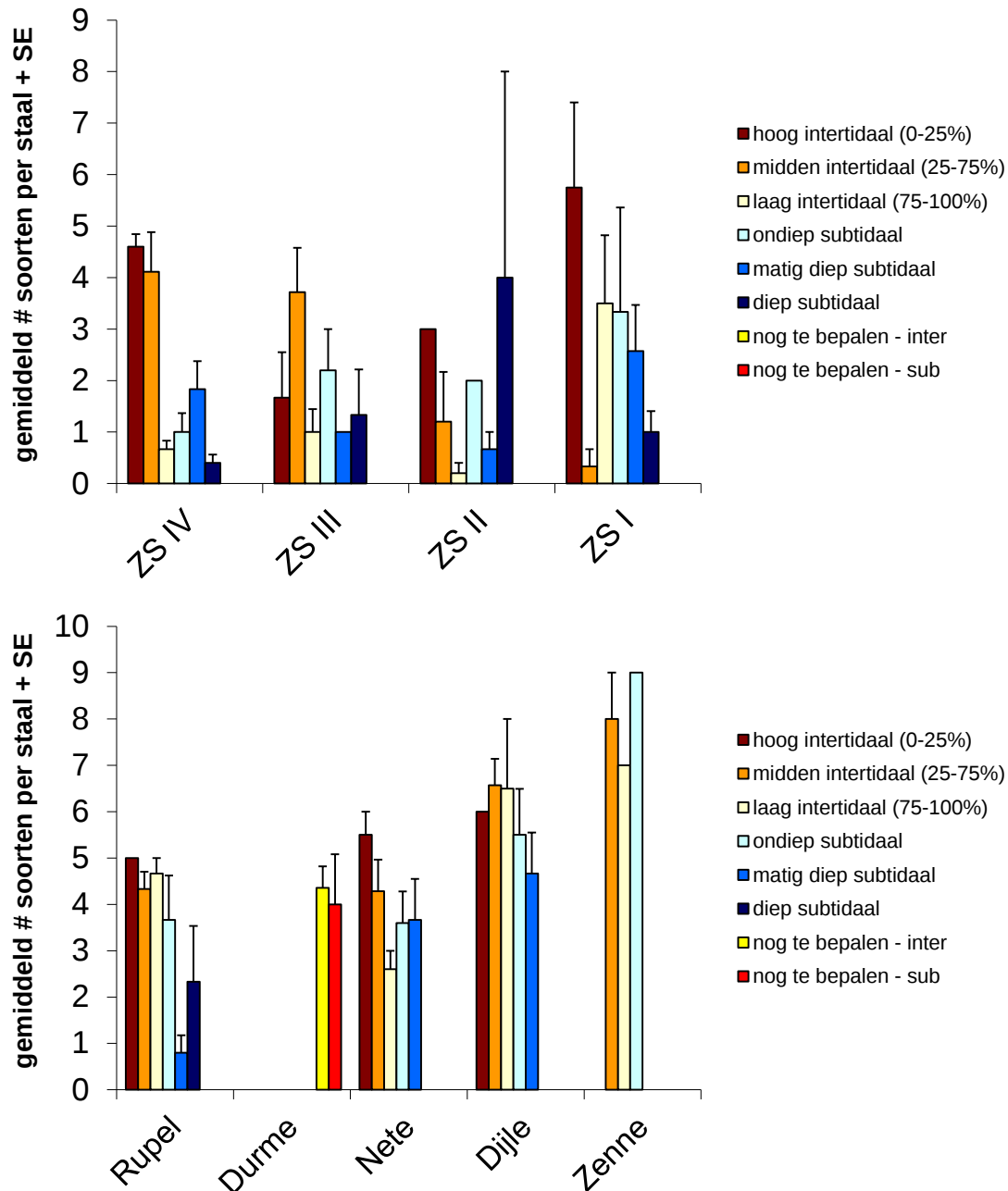
Figuur 3.18: Cumulatief aantal aangetroffen exogene soorten voor het hele estuarium.

De invasiegeschiedenis van soorten kan door tal van factoren worden beïnvloed, waaronder trofie, zuurstofpeil, substraat en klimatologische kenmerken. Dit kan leiden tot verschillende resultaten. Zo is de aanwezigheid van *Marenzelleria* soorten tot op heden nog steeds beperkt in de Schelde, terwijl deze een duidelijke opmars kenden in de Weser (Kolbe 1992) en de Eems (Essink & Kleef 1988, Essink et al. 1998).

3.2.2 Soortenrijkdom

Soorten per staal

2008 inclusief Oligochaeta

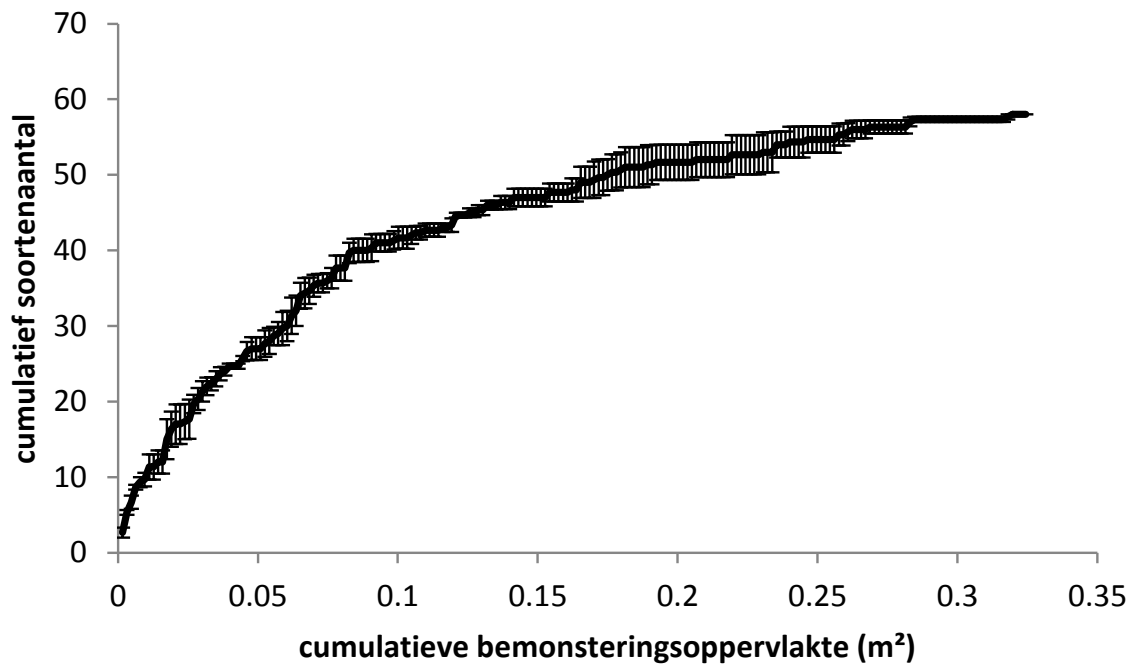


Figuur 3.19: Gemiddeld aantal soorten per staal voor elk fysiotop binnen elk waterlichaam (onderdeel) + standaardfout. Nog te bepalen = mits verfijning van de fysiotopentypologie aan de hand van aanvullende abiotische gegevens eventueel post hoc toe te kennen aan andere strata.

De intertidale soortenrijkdom ligt veelal iets hoger dan die in de subtidale gebieden. De zijrivieren zijn iets soortenrijker dan de hoofdstroom (Figuur 3.19).

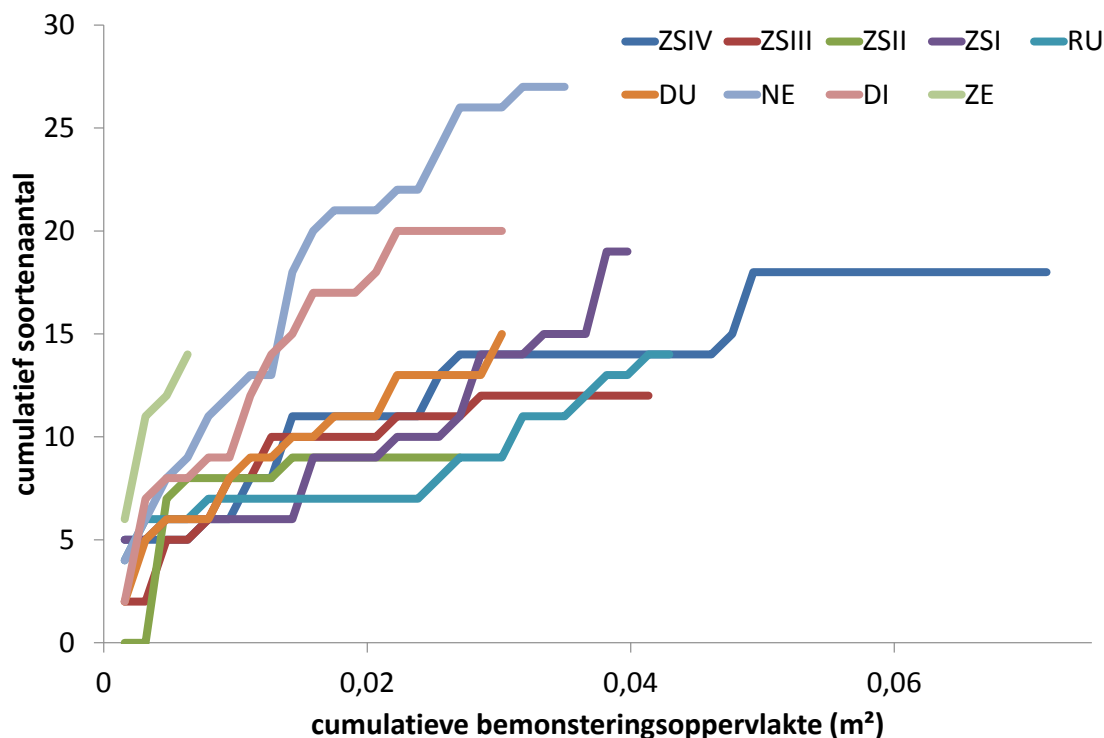
Species area curves

Aangezien het aantal aangetroffen soorten afhankelijk is van de bemonsterde oppervlakte, wordt hierbij het cumulatieve aantal soorten met groeiende random gecompileerde bemonsteringsoppervlakte geplot (Figuur 3.20).



Figuur 3.20: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (2008) voor het hele estuarium – gemiddelde o.b.v. drie random selecties. Foutenvlaggen zijn standaardfouten.

Op niveau van het hele estuarium neemt de soortenrijkdom sterk toe tot wanneer het cumulatief aantal soorten ongeveer 40 soorten bedraagt (= dominante soorten = ca. 70% van de gevonden soorten). Dit stemt overeen met ongeveer 0.1 m² totale bemonsterde oppervlakte, wat ruwweg correspondeert met 60 stalen (van 204 stalen gebruikt in deze analyse). Van 0.1 m² tot ongeveer 0.29 wordt het gros van de overige 30% van de soorten toegevoegd aan een weliswaar lagere cumulatiesnelheid (in aantal extra soorten per staal of toegevoegde bemonsteringsoppervlakte). Vanaf 0.29 m² tot (de maximale cumulatieoppervlakte) 0.34 voegen de corresponderende ca. 25 stalen nog amper soorten toe.



Figuur 3.21: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (2008) per waterlichaam

In de hoofdstroom vinden we per waterlichaam ongeveer tussen de 9-18 soorten bodemdieren. De zijrivieren zijn soortenrijker – vooral de Nete, overigens het enige deelgebied waar geen *Limnodrilus*-soort de plaats van meest dominante soort inneemt (zie hoger - Tabel 3.8). De Zenne is in 2008 onvoldoende bemonsterd.

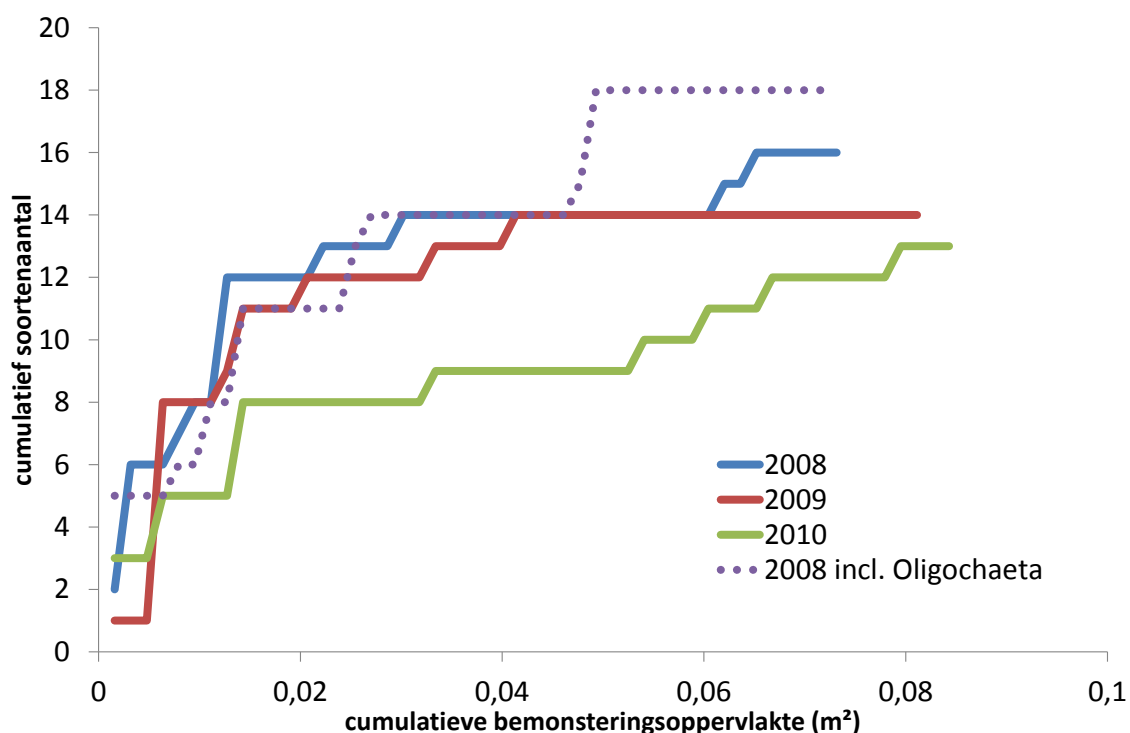
Verschillen in diversiteit worden aangegeven door vergelijking van de hellingsgraad van het oplopend stuk van de curve en de verticale ligging van de asymptoot van de verschillende curves.

Voor een gelijke bemonsteringsinspanning (of – oppervlakte) worden de zijrivieren Nete, Zenne en Dijle gekenmerkt door een groter soortenaantal dan de andere waterlichamen. Met uitzondering van Zeeschelde IV en ZSIII lijken echter alle waterlichamen onderbemonsterd – er lijkt geen asymptoot te worden bereikt.

In de praktijk gebruiken we echter het onderliggende niveau van de fysiotopen als de werkeenheid om o.m. diversiteit te kwantificeren. Vanzelfsprekend worden de asymptoten per fysiotop niet bereikt.

Conclusie is dat op waterlichaam- en zeker op fysiotopniveau de bemonsterde oppervlakte (en dus het aantal stalen) ontoereikend is om de asymptoot te bereiken en zodoende een juiste diversiteitsinschatting te maken.

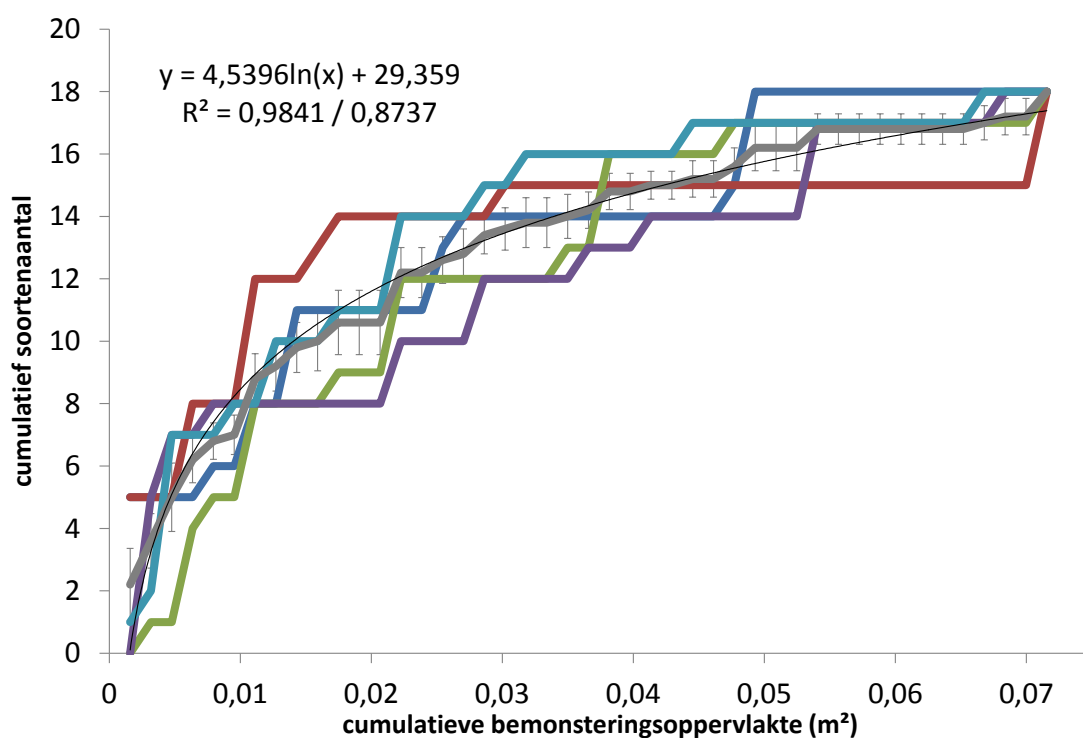
Oligochaeten buiten beschouwing latend, kunnen we de gegevens van 2008, 2009 en 2010 vergelijken. Aangezien de overige waterlichamen quasi uitsluitend door Oligochaeten worden bevolkt, heeft dit enkel nut voor Zeeschelde IV (Figuur 3.22).



Figuur 3.22: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (Zeeschelde IV 2008, 2009, 2010).

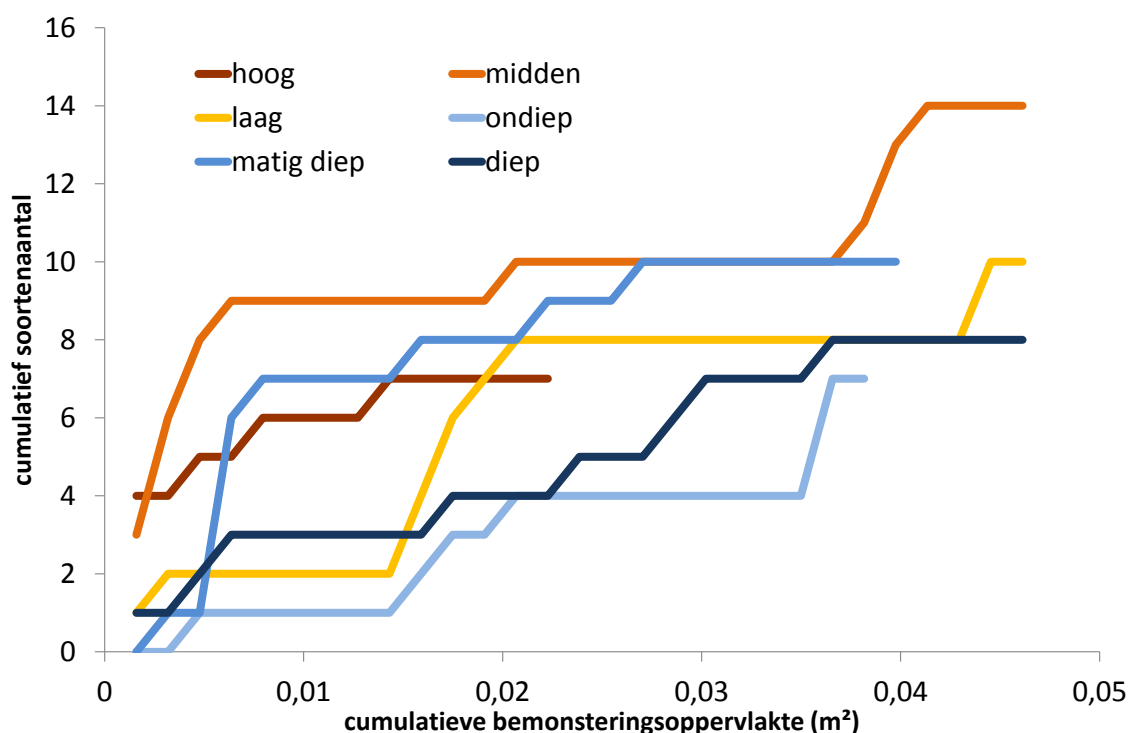
De curve voor 2010 ligt lager, al verschilt het eindpunt (de asymptoot?) minder. Een zwakkere helling in de linkerhelft van de curve wordt in verband gebracht met een lagere *evenness* – soorten komen minder met vergelijkbare dichtheden voor of –anders gezegd- het vergt meer bemonsteringsinspanning om de wat schaarsere soorten aan te treffen. Dit kan een werkelijke trend zijn, maar ook een artefact van de randomisatie.

Enkele beperkingen van de weergavemethode worden geïllustreerd in Figuur 3.23. Dezelfde data (ZSIV 2008 incl. Oligochaeta) kunnen verschillende curves opleveren, naar gelang de toevallige random volgorde van de gecumuleerde stalen. In theorie verschillen deze curves sterker wanneer de fauna niet homogeen verdeeld, met andere woorden wanneer de trefkans van alle soorten niet op dezelfde manier geleidelijk toeneemt met toenemende bemonsteringsinspanning.



Figuur 3.23: Cumulatief soortenaantal ZSIV 2008 - drie randomisaties en hun gemiddelde. Foutenvlaggen zijn standaardfouten.

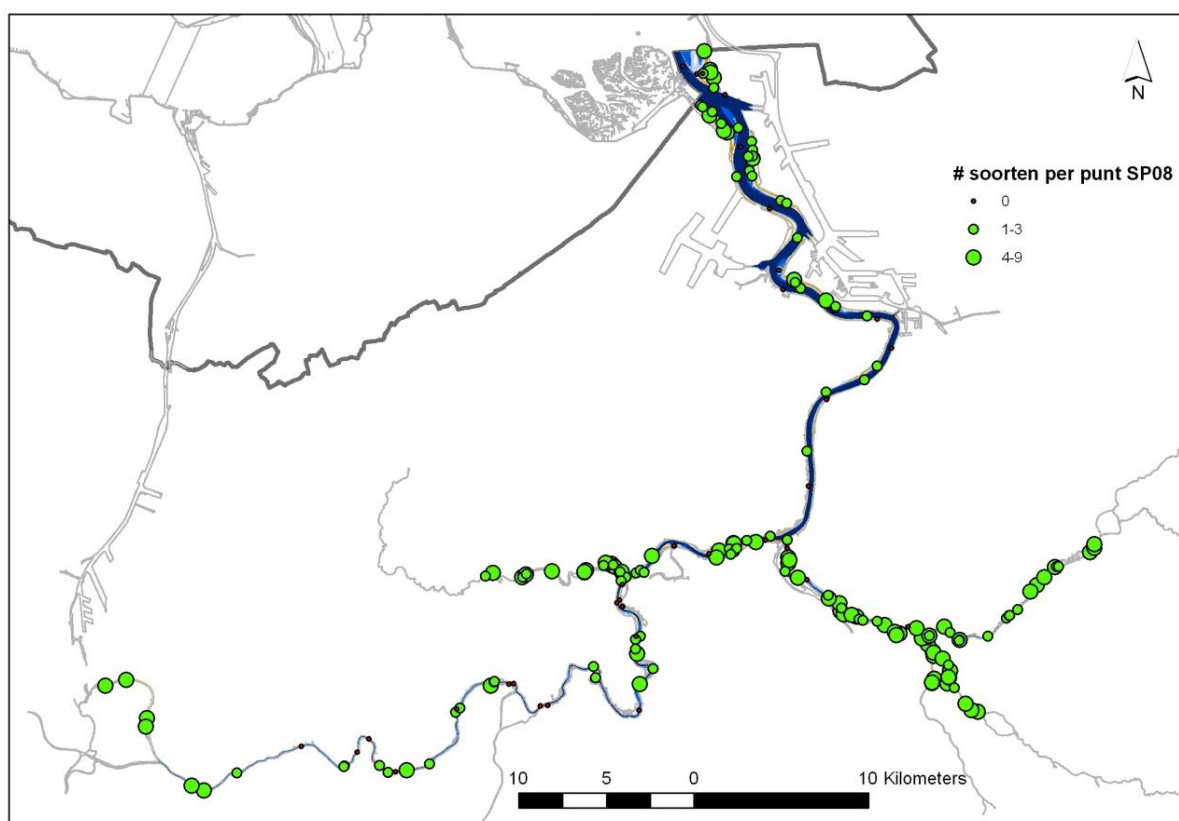
Ontrafelen van de samengevoegde gegevens van 2008, 2009 en 2010 voor Zeeschelde IV per fysiotoop, toont dat het bereiken van de asymptoot voor de meeste fysiotoopen minder duidelijk wordt (Figuur 3.24), wat in verband staat met het aantal stalen per fysiotoop. De sprongen in sommige curves, zoals die voor het laag en midden intertidaal (in tegenstelling tot een geleidelijke toename van soortenaantal met oppervlakte), geeft bovendien aan dat de aanname dat alle soorten random verspreid zijn niet strookt met de werkelijkheid.



Figuur 3.24: Cumulatief soortenaantal in functie van de gecumuleerde bemonsterde oppervlakte (Zeeschelde IV fysiotopen)

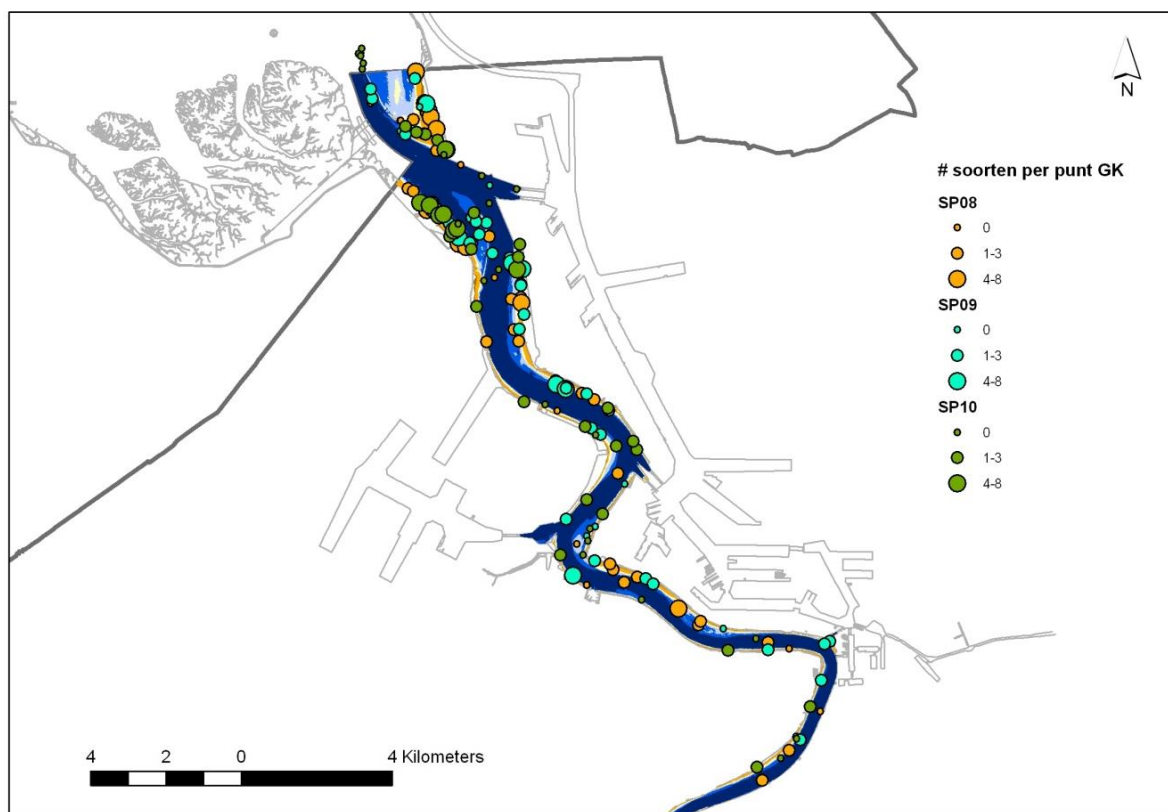
De grafiek staft niet het vermoeden dat de vaak aangenomen relatief hoge soortenrijkdom van het ondiep subtidaal. Het kan niet uitgesloten worden dat dit alsnog geldt voor een klein, luw deelgebied van het ondiep subtidaal gebied. Dergelijke lokale luwtes verklaren wellicht de hoge waarden voor het matig diep subtidaal (enkele rijke stalen ter hoogte van de Plaat van Boomke). Om dit te erkennen staven moet de fysiotopentypologie verfijnt worden. In dit geval zou de ondiep subtidaal zone wellicht best verder worden opgedeeld in een hoog en laag dynamisch gebied.

Figuur 3.25 geeft de totale soortenrijkdom op kaart weer voor 2008. Over het algemeen is de soortenrijkdom laag en lijken de zones met hoge dichtheden ook een iets grotere diversiteit te vertonen. Uitzondering hierop vormt de Nete, die relatief beter scoort inzake soortenrijkdom, terwijl ze gekenmerkt wordt door lage densiteiten (zie hoger). Het brakke gedeelte stroomafwaarts van Antwerpen scoort hier ook behoorlijk.



Figuur 3.25: Aantal soorten per staalnamelocatie 2008

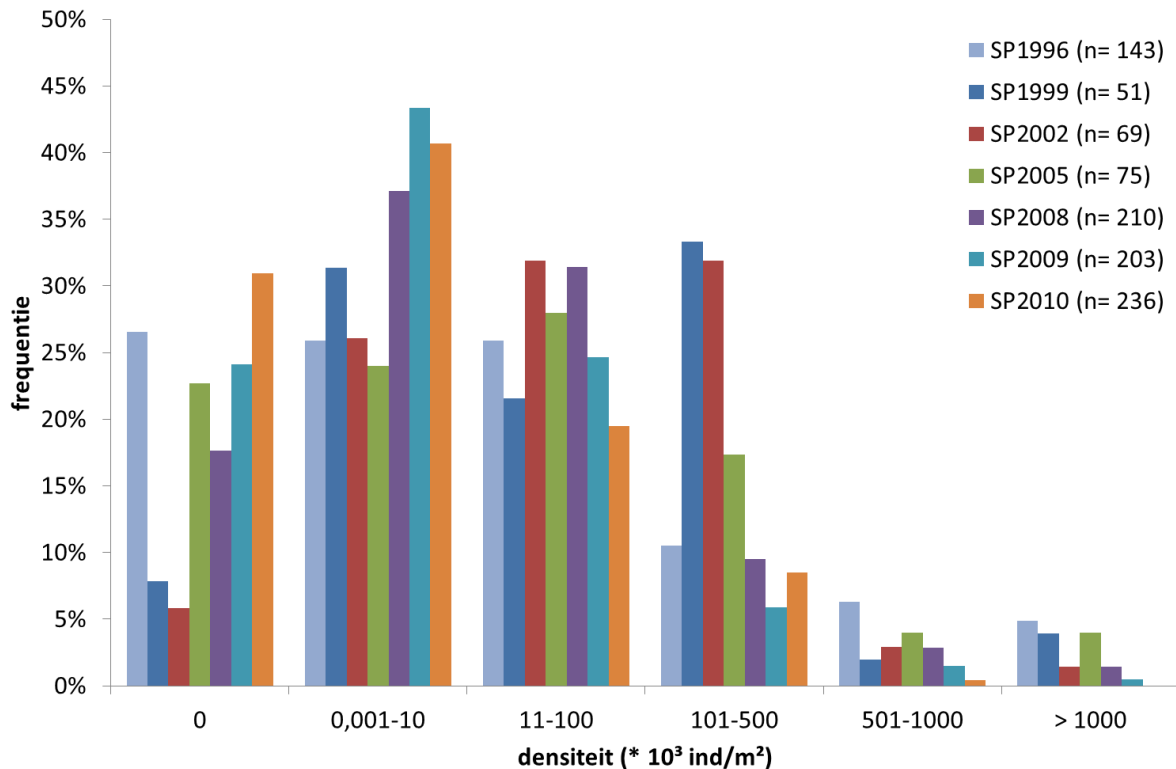
Sluiten we de elders (meer) dominante verscheidenheid aan Oligochaeta uit, dan kunnen we wel een vergelijkend beeld maken voor de recente campagne en de overige soorten in het brakke gedeelte van de Zeeschelde, Zeeschelde IV (Figuur 3.26). Er lijken geen noemenswaardige trends waarneembaar binnen deze (korte) periode – de hogere verscheidenheid aan soorten lijkt stevast in dezelfde deelgebieden op te treden.



Figuur 3.26: Aantal soorten per staalnamelocatie zonder Oligochaeta, Zeeschelde IV 2008, 2009 en 2010

3.3 Densiteit en biomassa

Figuur 3.27 biedt een samenvattend beeld van de verdeling van de dichtheden in de bemonsterde locaties (en dus niet individuele stalen/replica's verzameld op dezelfde locatie) over de verschillende beschikbare jaren van bemonstering.



Figuur 3.27: Frequentiedistributie stalenaantal per dichtheitsklasse

Vanaf 1996 tot 2002-2005 leek een algemene toename op te treden, die nadien gevolgd werd door toename van de proportie locaties met lage dichtheden en een corresponderende afname van sites met hoge dichtheden. Dit lijkt zich schijnbaar ook door te zetten binnen de recentere campagnes (2008, 2009, 2010), maar hier moet een onderscheid worden gemaakt tussen het intertidaal en subtidaal gebied (zie verder).

We herinneren eraan dat de wijziging van de bemonsteringsstrategie waarschijnlijk algemeen aanleiding geeft tot lagere dichtheits-schattingen. Tot en met 2005 werden immers raaien onderzocht die veelal gelegen zijn ter hoogte van de grotere, 'betere' slikgebieden. Overschakelen naar een random selectie van sites leidt dus wellicht onvermijdelijk tot een verandering van de verdeling van de sites naar gelang hun dichtheid aan benthos. Bovendien dient een correctie te worden uitgevoerd om rekening te houden met de overstap van een ondergrens van 250µm maaswijdte naar 500µm maaswijdte. Toch suggereren ook staalname nabij reeds lang geleden bemonsterde locaties zoals Notelaer en Ballooi (in voorbereiding) reële afnames, ongeacht de strategische wijzigingen.

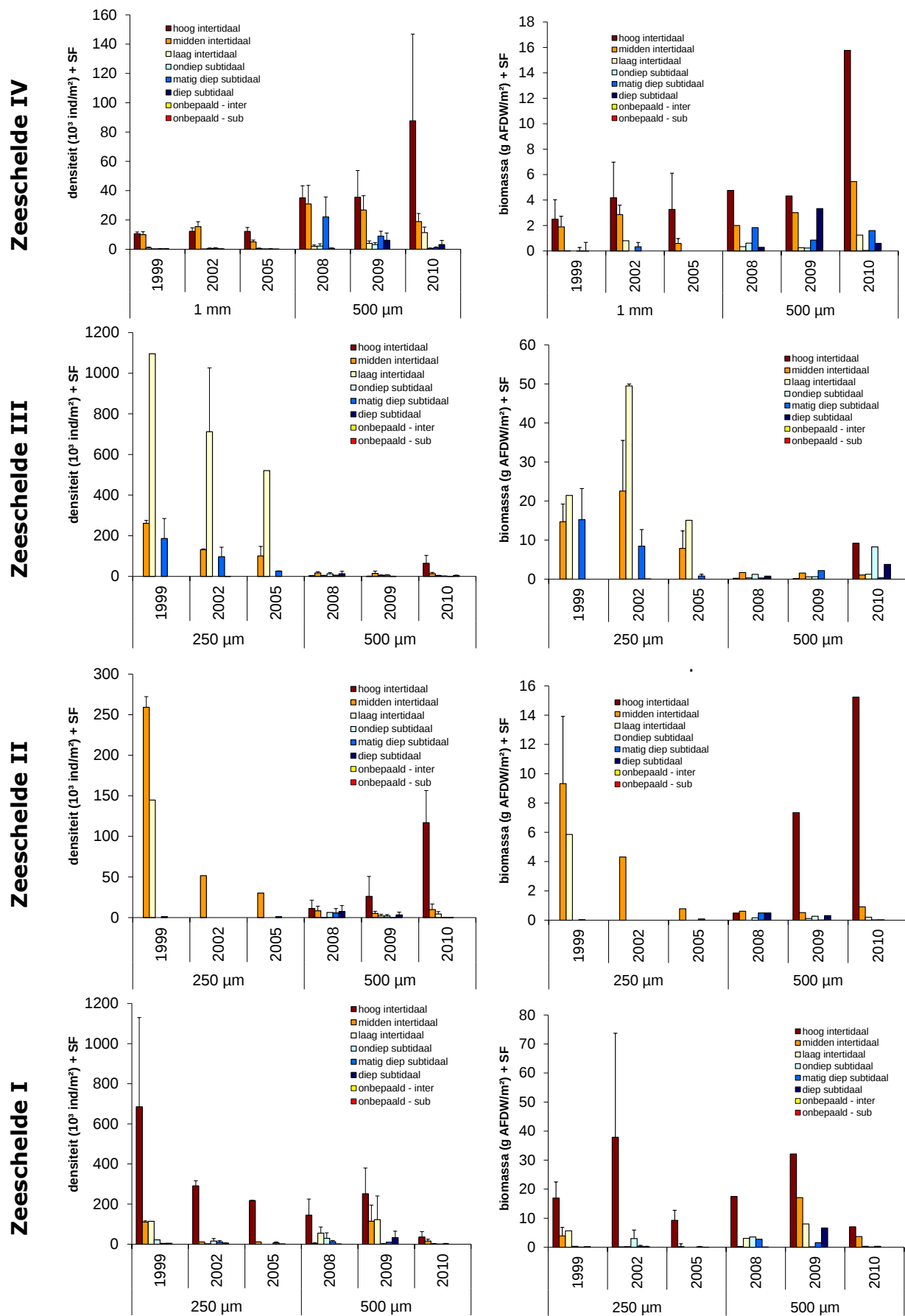
Nadere verkenning van stalen waar geen enkel organisme werd in aangetroffen, leert dat deze frequenter voorkomen in recentere tijden (Tabel 3.11; zie ook Figuur 3.27). Dit kan echter te wijten zijn aan het random bemonsteren in de recentere jaren. Bovendien is er soms vrij veel verschil tussen opeenvolgende jaren. Zo is er een toename van lege stalen van 2009 naar 2010 voor ZSIV (18 naar 43%) en ZSI (17 naar 48%).

Tabel 3.11: Lege stalen per campagne & waterlichaam(onderdeel) als "percentage (absoluut aantal)". Stalen van 1996 zijn niet eenduidig aan een waterlichaam toe te kennen. Rupel 2009 = zonder subtidaal.

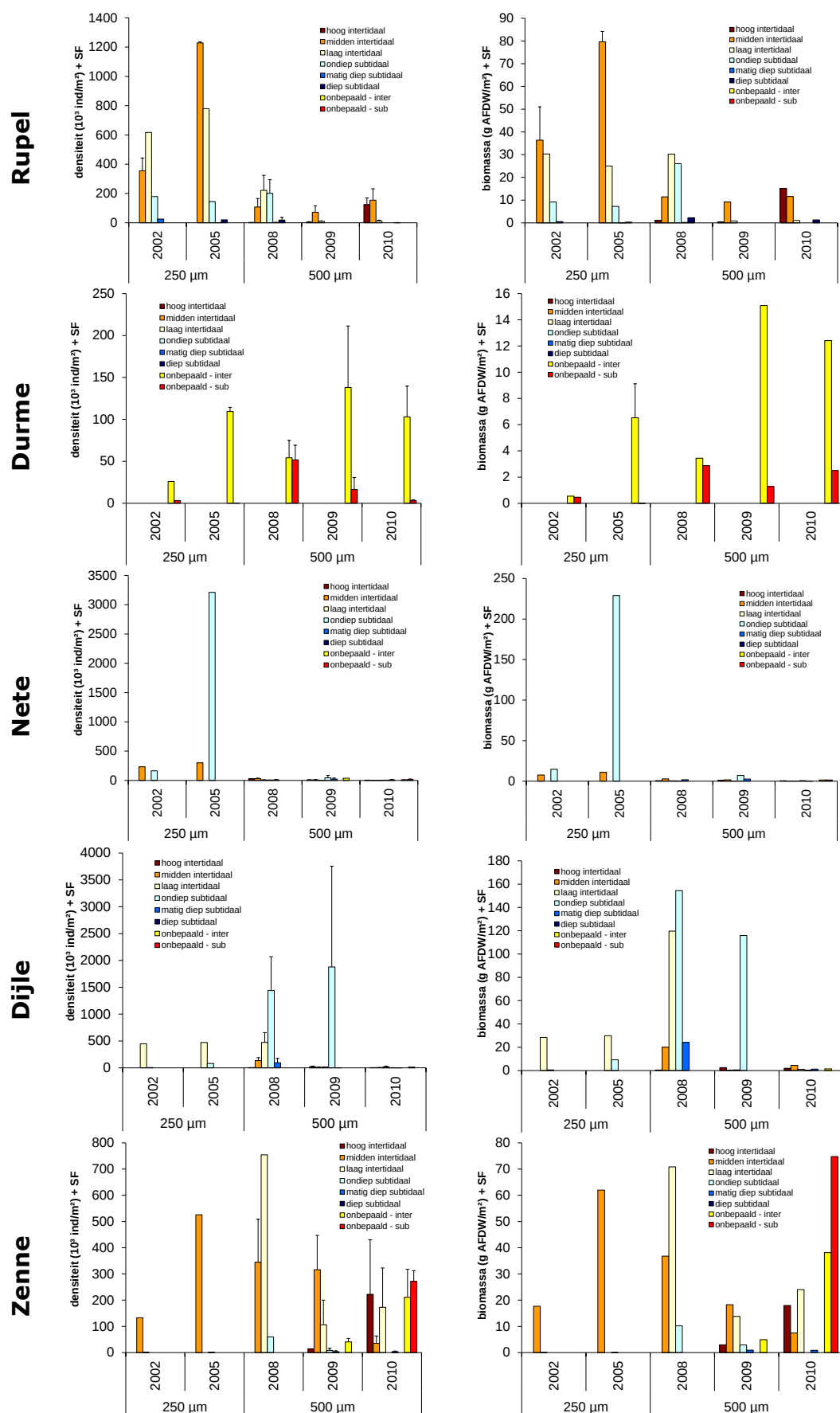
waterlichaam	1999	2002	2005	2008	2009	2010
<i>Zeeschelde IV: GK</i>	15% (4)	12% (3)	36% (12)	24% (11)	18% (9)	43% (23)
<i>Zeeschelde III: KD</i>	0% (0)	0% (0)	8% (1)	28% (7)	52% (12)	30% (8)
<i>Zeeschelde II: DD</i>	0% (0)	50% (1)	0% (0)	41% (9)	50% (14)	45% (10)
<i>Zeeschelde I: DG</i>	0% (0)	0% (0)	31% (4)	28% (7)	17% (4)	48% (11)
<i>Rupel</i>	n.a.	n.a.	n.a.	11% (3)	13% (2)	46% (12)
<i>Durme</i>	n.a.	n.a.	n.a.	0% (0)	10% (2)	5% (1)
<i>Nete</i>	n.a.	n.a.	n.a.	0% (0)	15% (3)	17% (6)
<i>Dijle</i>	n.a.	n.a.	n.a.	0% (0)	10% (1)	8% (1)
<i>Zenne</i>	n.a.	n.a.	n.a.	0% (0)	15% (2)	12% (2)
totaal	8% (4)	6% (4)	23% (17)	18% (37)	24% (49)	31% (74)

Door de niet-homogene ruimtelijke spreiding van de oudere campagnes (1999-2002-2005), heeft het karteren van de waargenomen dichtheden weinig zin. Anderzijds laat het sommeren van de biomassa per soort per fysiotoop in de recentere campagnes (2008 e.v.) niet toe biomassagegevens aan stations te koppelen. In wat volgt beperken we ons derhalve tot een weergave van de recente spreiding (2008-2009-2010) van de gegevens.

In Figuur 3.28 en Figuur 3.29 worden ongecorrigeerde gemiddelde densiteit en biomassa per waterlichaam en per fysiotoop weergegeven van 1999 tot 2008.

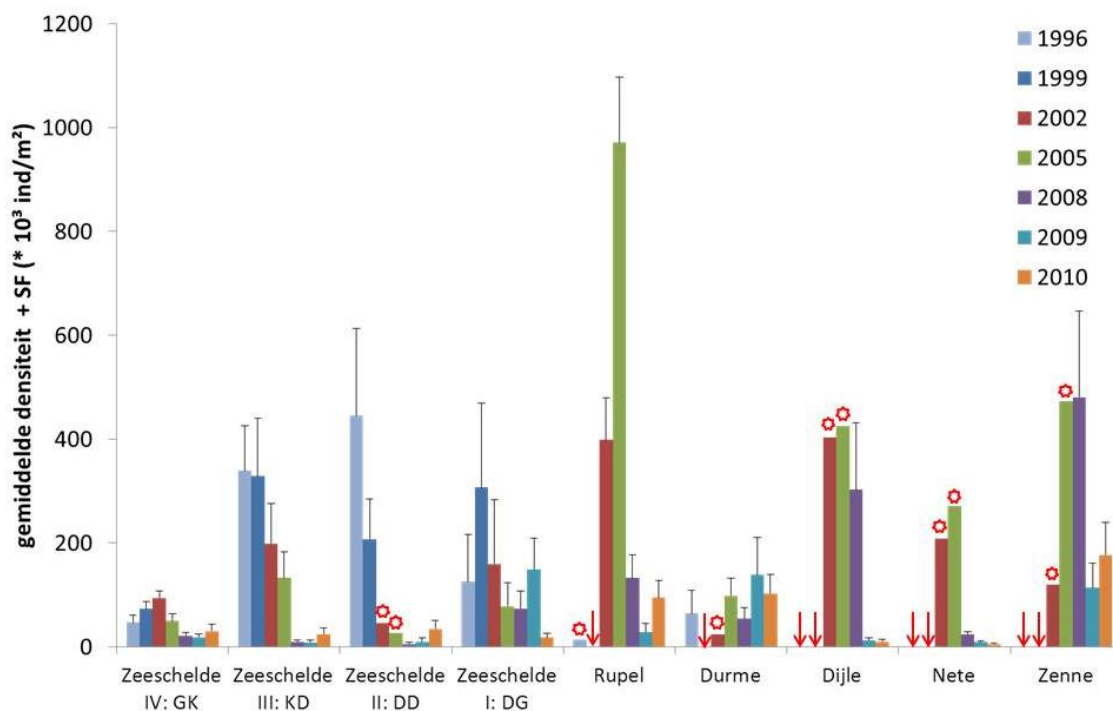


Figuur 3.28: Gemiddelde densiteit en biomassa per waterlichaam – Zeeschelde

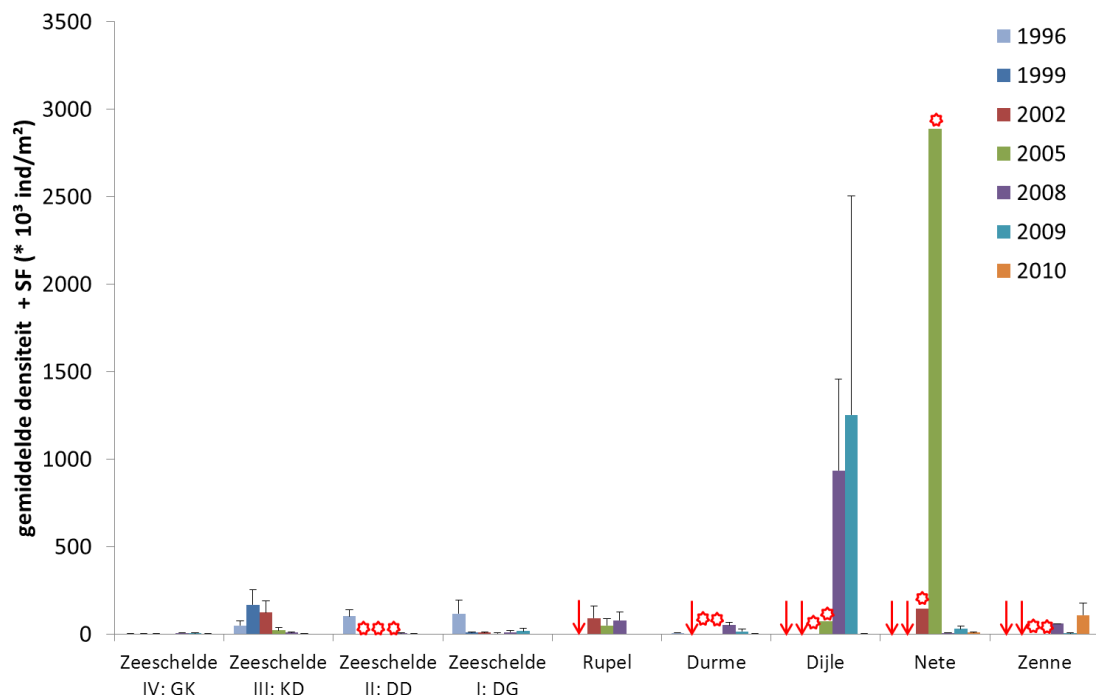


Figuur 3.29: Gemiddelde densiteit en biomassa per waterlichaam - zijrivieren

In de volgende figuren worden dezelfde gegevens gecorrigeerd voor verschilpunten in de aanpak van de bemonstering (zie 3.1) en gebundeld voor het intertidale en subtidale gebied.



Figuur 3.30: Gemiddelde intertidale densiteit per waterlichaam en per campagne. Rode pijl = geen gegevens beschikbaar; rode ster = gegevens voor slechts 1 site. Oudere campagnes gecorrigeerd voor gebruik van andere maaswijdte (250µm i.p.v. 500µm).



Figuur 3.31: Gemiddelde subtidale densiteit per waterlichaam en per campagne. Rode pijl = geen gegevens beschikbaar; rode ster = gegevens voor slechts 1 site. Oudere campagnes werden hier gecorrigeerd voor gebruik van andere maaswijdte (250µm i.p.v. 500µm).

Ondanks een ongelijke en vaak schaarse beschikbaarheid van stalen in ruimte en tijd, lijken duidelijke op- en neergaande trends waarneembaar in het intertidale gebied van de meeste waterlichamen. Sterke afnames zijn waarneembaar voor ZSIII, ZSII en de Rupel. Hierbij valt op dat de piekmomenten in waterlichamen van de Zeeschelde zelf vroeger plaatsvonden dan deze in de zijrivieren.

Hieronder volgt aanvullende bespreking per waterlichaam, zoals geïllustreerd in Figuur 3.28, Figuur 3.29, Figuur 3.30 en Figuur 3.31.

Zeeschelde IV (GK: grens – Kennedytunnel)

De dichtheid en biomassa aan macrobenthos in het brakke gedeelte van de Zeeschelde is duidelijk het hoogst in de twee hoogst gelegen fysiotopen (hoog en midden intertidaal), waar vooral *Corophium volutator* (in dichtheden) en *Hediste diversicolor* (in biomassa) een belangrijke rol spelen. De hoge gemiddelde waarde voor het hoog intertidaal van 2010 is te wijten aan 1 staal met uitzonderlijk hoge waarden (cf. grootte foutenvlag).

Zeeschelde III (KD: Kennedytunnel – Durmemonding)

Ook hier worden de hoogste waarden voornamelijk in het intertidaal genoteerd, met uitzondering van het matig subtidaal in 1999 en 2002. Hoewel dit met de ongelijke beschikbaarheid stalen niet per fysiotop kan worden aangetoond (cf. zie onder meer ontbrekende foutenvlaggen densiteit = slechts 1 staal beschikbaar) lijken afnames waarneembaar in alle bemonsterde fysiotopen, ook in de enigszins toereikend bemonsterde fysiotopen (midden intertidaal en matig diep subtidaal).

Zeeschelde II (DD: Durmemonding – Dendermondig)

Zoals in de andere waterlichamen van de Zeeschelde, concentreert het benthische leven zich voornamelijk in het intertidaal gebied. De beschikbaarheid van oudere stalen is helaas echter erg beperkt (uit 2002 en 2005 zijn zelfs slechts 2 stalen beschikbaar voor het hele waterlichaam). Ook hier lijkt een dichtsitedaling te zijn opgetreden. Door het ontbreken van oudere stalen in het hoog intertidaal gebied, valt de schijnbare toename van de (door Oligochaeten gedomineerde) dichtsiteden in het hoog intertidaal sinds 2008 moeilijk te duiden.

Zeeschelde I (DG: Dendermondig – Gent)

Zoals in de andere waterlichamen van de Zeeschelde, concentreert het benthische leven zich voornamelijk in het intertidaal gebied. Dit waterlichaam is in de oudere campagnes iets beter bemonsterd dan Zeeschelde II, met toch uit elke campagne minstens 1 staal per fysiotop.

De hoogste dichtsiteden worden duidelijk bereikt in het hoger intertidaal. De in Zeeschelde II en III reeds vastgestelde dalende trend is vanaf 1999 tot 2008 heel duidelijk, maar is in termen van biomassa minder uitgesproken (zie ook **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

Rupel

Zoals van de overige zijrivieren, zijn er van de Rupel geen gegevens van 1999. Hoog intertidale stalen ontbreken uit alle jaren en van de andere fysiotopen zijn nooit meer dan 2 stalen beschikbaar. Een intertidale piek lijkt echter duidelijk in 2005.

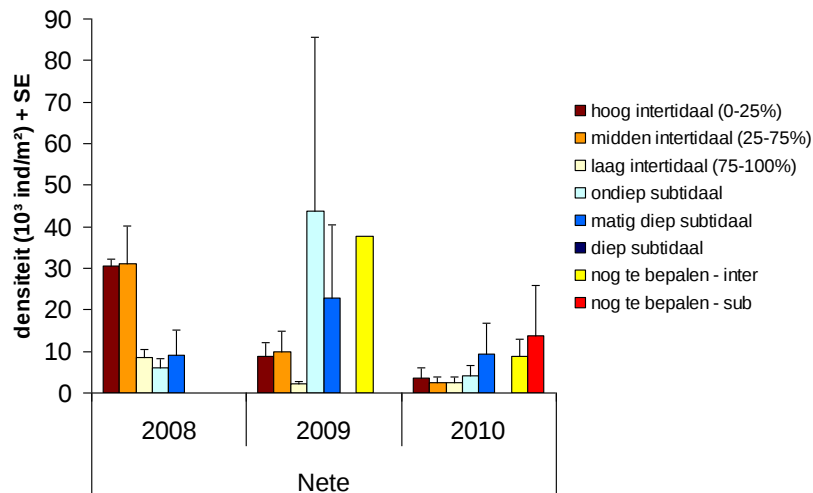
Durme

Omdat geen fysiotopenkaart van de Durme voorhanden is, worden hier enkel inter- en subtidaal als strata onderscheiden. Trends lijken hier weinig uitgesproken en ondanks lokale hoge waarden liggen de gemiddelde dichtsiteden en biomassa hier schijnbaar lager dan in de overige zijrivieren.

Nete

Uit de oudere campagnes is voor 2002 en 2005 telkens slechts 1 inter- en 1 subtidaal staal beschikbaar. De zeer hoge waarden van het subtidale staal van 2005 springt in het oog. Met de beschikbare gegevens kan niet worden beoordeeld of dit een lokaal fenomeen was of niet.

De recentere jaren suggereren een sterke intertidale afname.

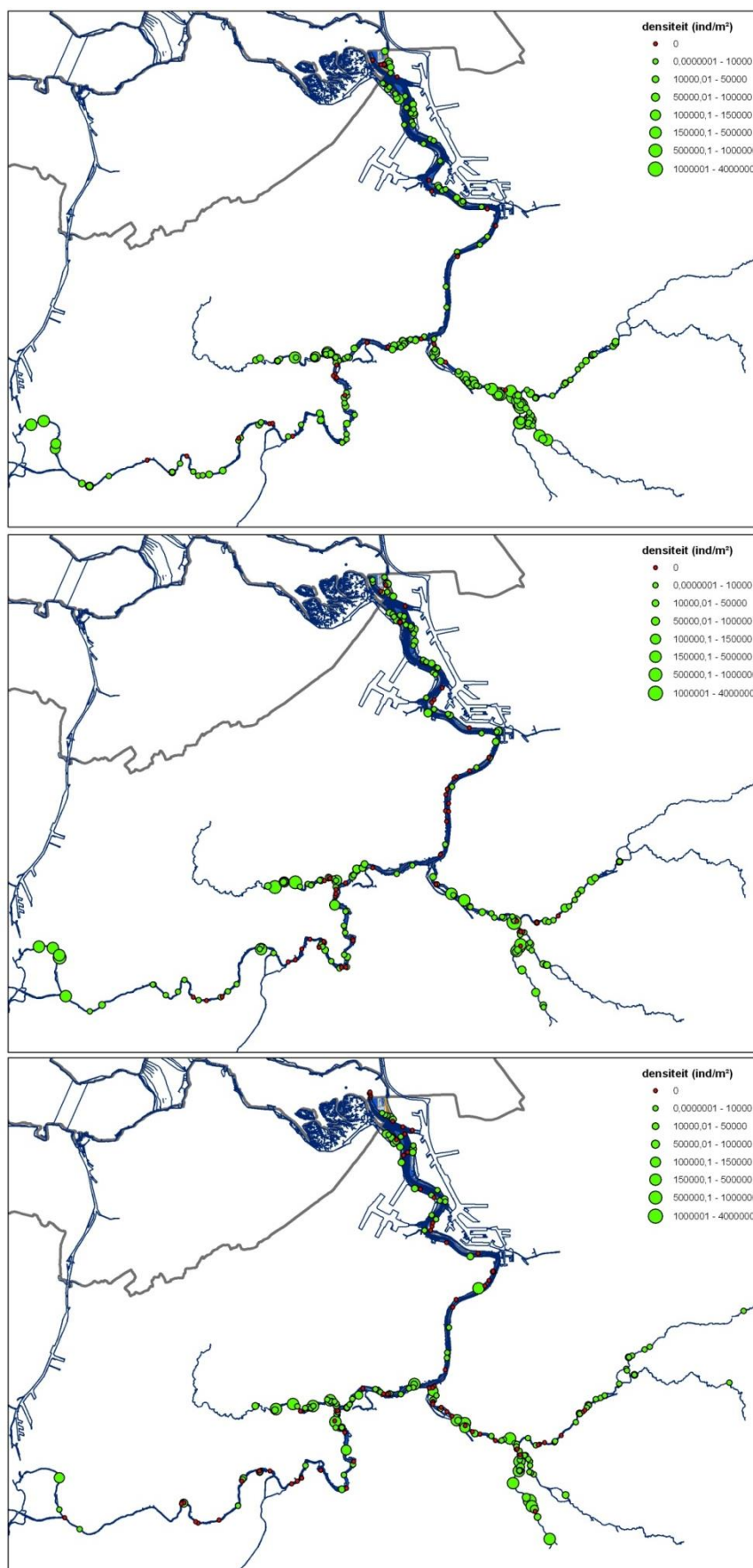


Figuur 3.32: Nete - gemiddelde densiteit per fysiotop 2008-2009-2010

Dijle en Zenne

De oudere maar ook recentere stalenbeschikbaarheid is erg laag. De recente waarden lijken hier hoger dan voorheen, maar de oudere campagnes omvatten geen staalnamelocaties in het Zennegat. In dit deelgebied stellen we recent de hoogste dichtheden vast, al lijken deze lager dan voordien. Een korte hoge piek in densiteit en biomassa lijkt zich hier te hebben afgespeeld, wat ook strookt met de trends in de vogels die zich met dit benthos voedden (Van Ryckegem et al. 2011).

Figuur 3.33 geeft de densiteit per staalnamepunt van 2008, 2009 en 2010 op kaart weer. Dezelfde zones laten zich telkens opmerken door hoge densiteiten - quasi allemaal bevinden ze zich in de zijrivieren (Dijle, Zenne, Rupel en Durme). In Dijle en Zenne werden (ondanks de grovere zeefmaaswijdte) meer dieren gevonden dan in de oudere campagnes. Ook het traject Gentbrugge-Melle (de zogeheten 'tijarm') kent hoge dichtheden. Lage dichtheden komen voor tussen de Kennedytunnel en de Rupelmonding, langs de Nete en in Zeeschelde I en II.



Figuur 3.33: Densiteit per staalnamelocatie 2008 (boven, 2009 (midden) en 2010 (onder).

3.4 Macrobenthos als voedselbron voor vogels en vissen

De draagkracht van het ecosysteem wordt samengevat als de beschikbare massa aan ongewervelden van het zacht substraat – de systeembiomassa. Dit is een schatting van de totale biomassa in het systeem die kan fungeren als voedsel voor hogere trofische niveaus, zoals vissen en vogels. Dit is uiteraard een onderschatting van de systeembiomassa aan ongewervelden, onder meer omdat op en tussen het aanwezige hard substraat ook ongewervelden voorkomen. Deze biomassa is ongekend, maar kan in zones met een hoge bedekking aan artificieel substraat (zie onder) potentieel een belangrijke rol spelen.

Naar analogie met het gebruik van biomassa op systeemniveau in de evaluatiemethodiek (Holzhauer et al. 2011) spitsen we ons hier toe op het intertidale gebied. Uitgangspunt is de gestandaardiseerde biomassa per campagnejaar per fysiotoop per waterlichaam (of waterlichaamonderdeel), uitgedrukt in gram asvrij drooggewicht per vierkante meter.

Om de biomassagegevens ruimtelijk te kunnen extrapoleren, worden vervolgens de habitatoppervlaktes per campagnejaar per fysiotoop per waterlichaam bepaald, uitgedrukt in hectare of vierkante meter.

Een aantal correcties werden gemaakt om de vergelijkbaarheid van de gegevens te optimaliseren:

- Biomassa: de berekende conversiefactoren werden gebruikt om de gegevens uit de verschillende campagnes en strategieën beter vergelijkbaar te maken (zie 3.1).
- Fysiotoopoppervlakten: de initiële oppervlaktes werden gereduceerd met de aanwezige oppervlakte aan breuksteen
- Om tot een integratie per waterlichaam te komen, wordt ook gecorrigeerd voor onbemonsterde fysiotoopen

Tabel 3.12: Proportie aan in mindering gebrachte breuksteen in het oppervlakteareaal van de drie intertidale fysiotoopen per waterlichaam.

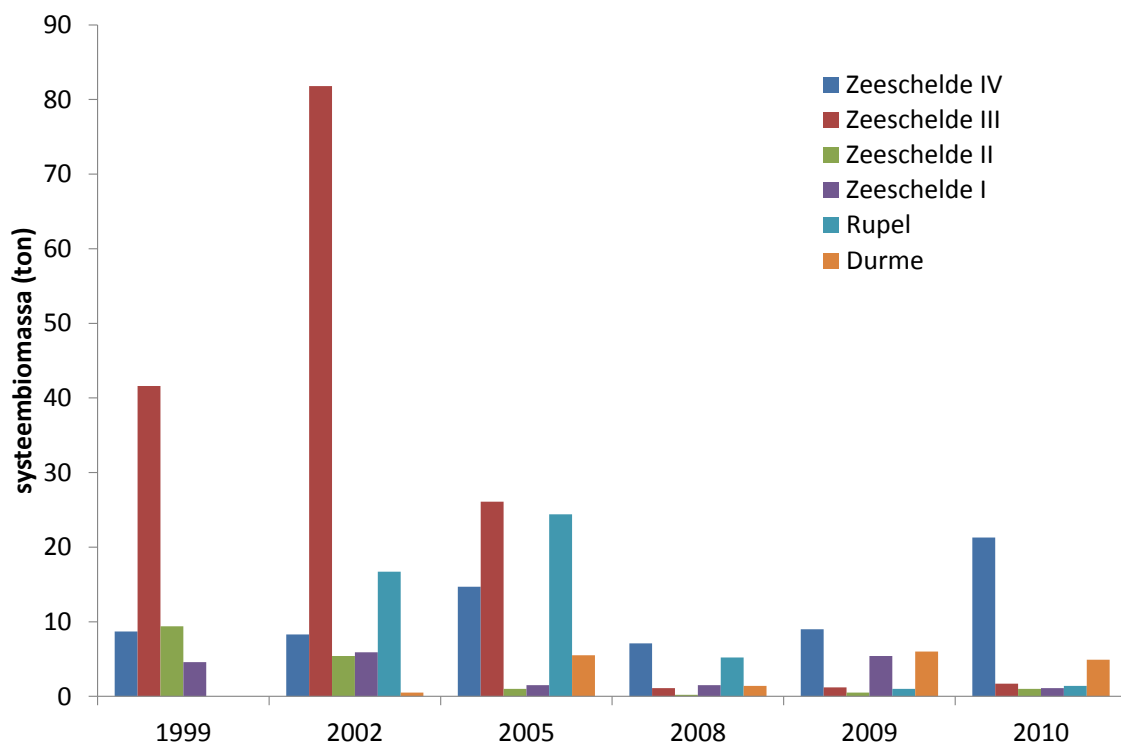
	hoog	midden	laag	som
Zeeschelde IV	25%	12%	4%	11%
Zeeschelde III	40%	30%	5%	21%
Zeeschelde II	26%	35%	17%	27%
Zeeschelde I	32%	44%	50%	43%
Rupel	52%	66%	38%	54%
Durme				5%

Tabel 3.13: Oppervlakte van de drie intertidale fysiotoopen per waterlichaam (ha) exclusief breuksteen.

	hoog	midden	laag	som
Zeeschelde IV	48.1	216.0	158.9	423.1
Zeeschelde III	5.1	57.0	49.1	111.2
Zeeschelde II	4.9	26.2	28.2	59.4
Zeeschelde I	7.3	14.6	6.6	28.5
Rupel	1.0	9.8	13.4	24.2
Durme				39.8

Vanaf 1999 kan een volledig overzicht worden gegeven voor het intertidale gebied van de hoofdstroom (Zeeschelde IV, III, II en I), Durme en Rupel. Het intertidale gebied werd zover mogelijk opgedeeld in de fysiotopen hoog, middelhoog en laag intertidaal.

De gestandaardiseerde biomassa en oppervlakte per fysiotop worden vervolgens vermenigvuldigd en gesommeerd per waterlichaam.



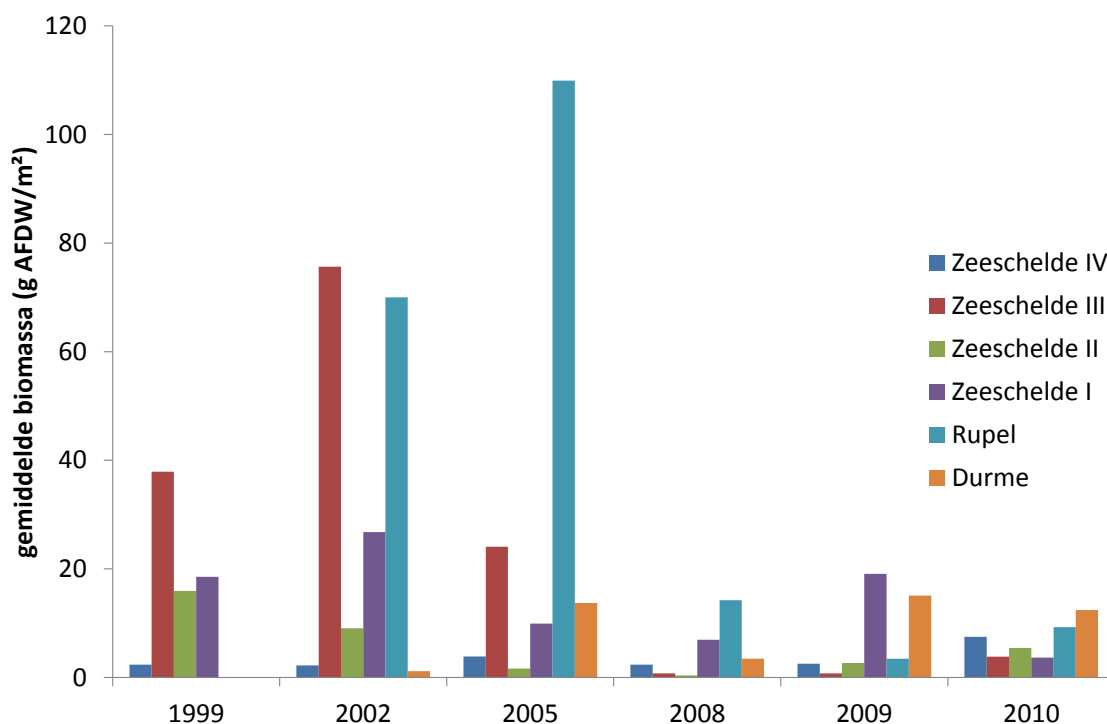
Figuur 3.34: Intertidale systeembiomassa per waterlichaam (ton asvrij drooggewicht).

Tenslotte kunnen de waarden per waterlichaam worden opgeteld om zodoende de totale systeembiomassa te bekomen.

Tabel 3.14: Totale intertidale systeembiomassa voor de som van de waterlichamen van de Zeeschelde, Rupel en Durme.

	1999	2002	2005	2008	2009	2010
totaal	64.3	118.5	73.2	16.5	23.0	31.5

Hoewel deze weging ten opzichte van het beschikbare habitatareaal nuttig is om een idee te vormen van de totale "standing stock" aan benthos als voedselbron voor vogels en vissen, zullen deze predatoren eerder afhankelijk zijn van de lokale biomassa's aan bodemdieren op een gegeven foerageerlocatie. Om dit na te gaan, nemen we de habitatarealen niet in rekening en beschouwen we de gemiddelde waarden van het asvrij drooggewicht per m².



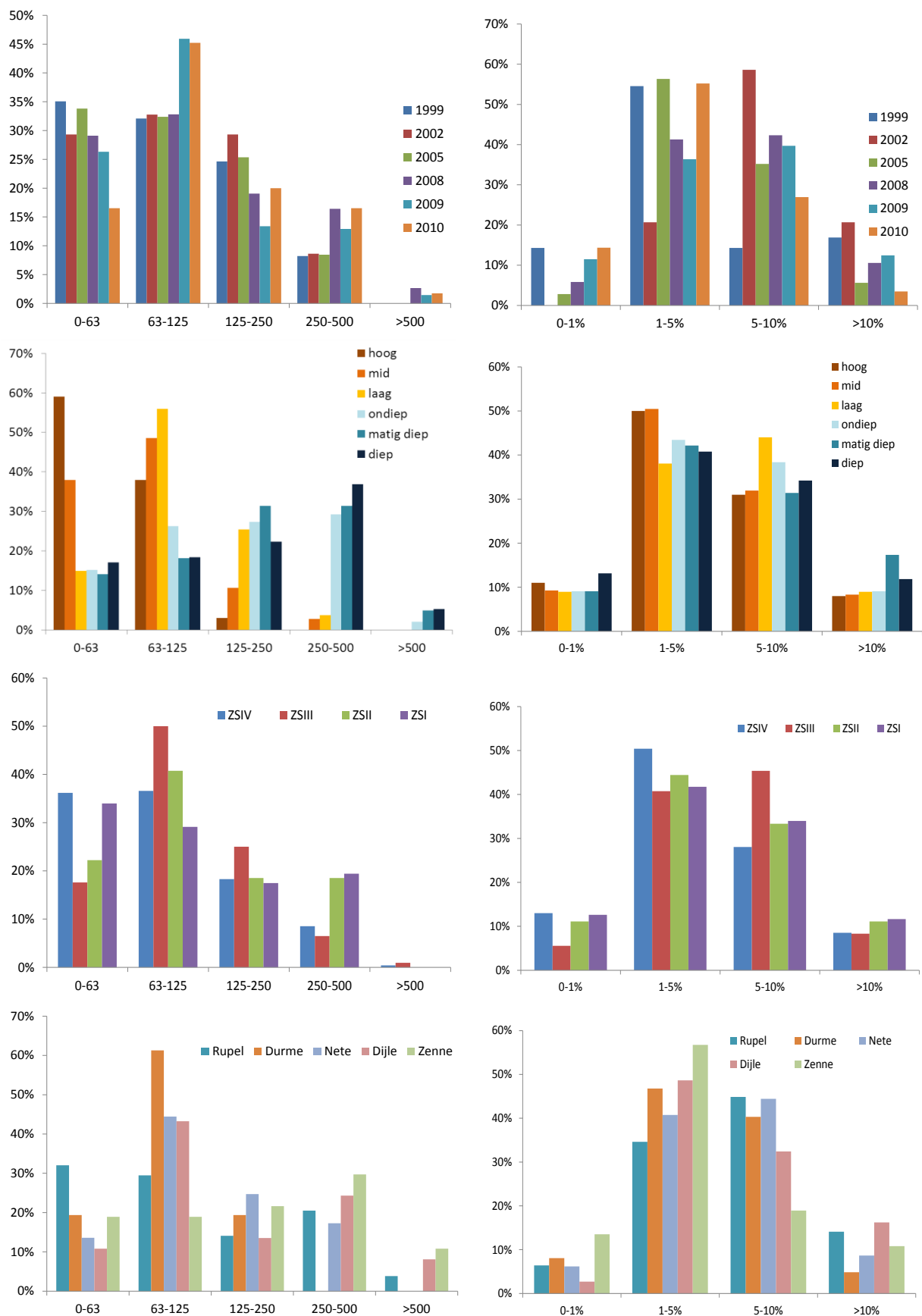
Figuur 3.35: Gemiddelde biomassa per waterlichaam (g AFDW/m²).

Dit laat dezelfde op- en neergang per waterlichaam zien. Bij vergelijken van de waterlichamen onderling, zoals weergegeven in beide grafieken, wordt echter duidelijk dat hoewel Zeeschelde III in 2002 door zijn grotere arealen tijdelijk de grootste systeembiomassa herbergde, de lokale biomassa (dus het lokaal beschikbaar voedsel per oppervlakte-eenheid) zijn maximum bereikt in de Rupel in 2005.

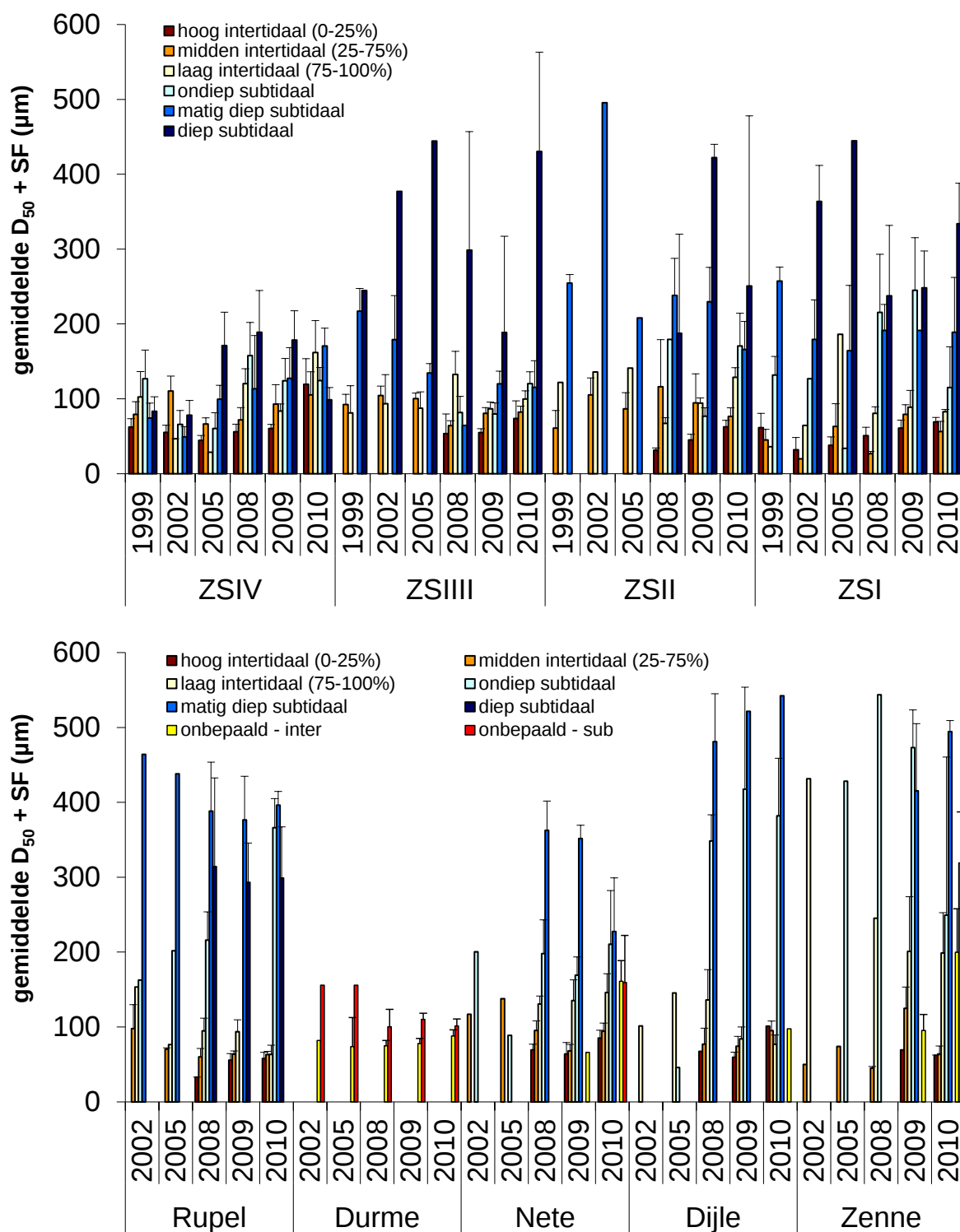
3.5 Sedimentsamenstelling

We beperken ons hier tot een verkennende analyse van de sedimentgegevens, zoals deze bij elk benthosstaal verzameld worden. Belangrijkste en meest courant gebruikte variabelen hieruit zijn de mediane korrelgrootte en het gehalte aan organisch materiaal.

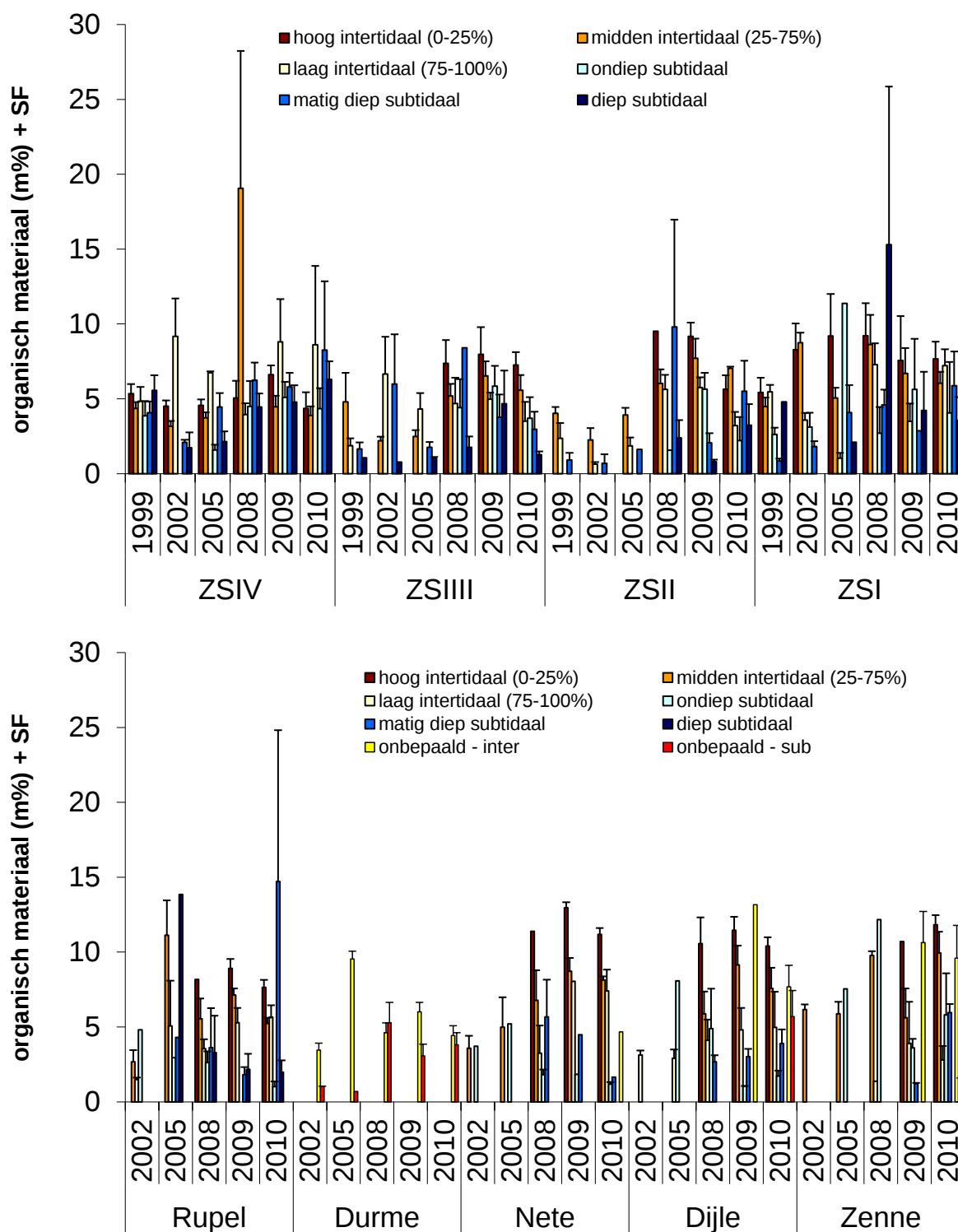
Ter verkenning van de beschikbare gegevens, kan men frequentiedistributies beschouwen voor beide grootheden per campagnejaar, fytiotoop of waterlichaam(onderdeel) (Figuur 3.36). Los van de invloed van de strategiewijziging en het ongelijke aantal stalen per waterlichaam/fytiotoop, lijkt de mediane korrelgrootte enigszins toegenomen over de tijd. Het gehalte aan organisch materiaal vertoont een meer variabel patroon, met afnames van het aantal locaties met hoge gehalten maar evenzeer tegengesteld verloop. Een afname van de korrelgrootte met stijgende intertidale hoogte of dalende subtidale diepte is over het algemeen waarneembaar.



Figuur 3.36: Frequentiedistributies van mediane korrelgrootte (links – in μm) en gehalte aan organisch materiaal (rechts – in %) per campagne (eerste rij), fysiotoop (tweede rij) en waterlichaam (derde en vierde rij).



Figuur 3.37: Gemiddelde mediane korrelgrootte per fysiotoop, waterlichaam en campagne (boven – hoofdstroom; onder – zijrivieren).



Figuur 3.38: Gemiddelde mediane korrelgrootte per fysiotop, waterlichaam en campagne (boven – hoofdstroom; onder – zijrivieren).

Figuur 3.37 en Figuur 3.38 geven de gerealiseerde waarden in meer detail weer.

Mediane korrelgroottes van ondiep en matig diep subtidaal in sommige zijrivieren (Nete, Dijle, Zenne) liggen hoger dan die van de hoofdstroom en zelfs van het diep subtidaal in de hoofdstroom. In tegenstelling tot de gegevens van de mediane korrelgrootte, wegen lokaal hoge gehalten aan organisch materiaal meer door op de gemiddelden (cf. grotere spreiding). Over het algemeen worden de grootste concentraties aangetroffen in het hoog intertidaal, met afnemende grootte naarmate de hoogte daalt of diepte toeneemt. De intertidale concentraties lijken stroomopwaarts toe te nemen in de Zeeschelde. Intertidale gemiddelden boven 10 % vinden we enkel in de zijrivieren Nete, Dijle en Zenne.

De figuren suggereren:

- (1) afname van het gehalte aan organisch materiaal en toename van de mediane korrelgrootte $\sim$ hoogte/dieptegradiënt van hoog intertidaal tot diep subtidaal (vnl. locaties met hogere densiteit) en
- (2) toename van de (log-getransformeerde) variatie in beide abiotische variabelen $\sim$ hoogte/dieptegradiënt van hoog intertidaal tot diep subtidaal.

In de univariate respons kunnen door grote overlap vooralsnog geen duidelijke clusters worden afgebakend. In een volgende analysefase (buiten de doelstelling van dit rapport) zal getracht worden de variatie in bentische biologische variabelen te verklaren aan de hand van een waaier aan direct of indirecte koppelbare abiotische gegevens (multivariate analyse en multiple regressie).

4. Discussie en besluitvorming

4.1 Strategie, strategiewijziging en methode

Het benthosonderzoek in de Zeeschelde richt zich sinds 1999 op de studie van de toestand en trends van de bodemfauna in het brakke en zoete gedeelte van het estuarium in Vlaanderen. Sinds 2008 werd de bemonsteringsstrategie aangepast in overeenstemming met het gestarte MONEOS-programma (Meire & Maris, 2008) om aan te sluiten bij de werkwijze die gehanteerd wordt in de Westerschelde en de continuïteit en uniformiteit in de aangeleverde gegevens te bevorderen. Deze omschakeling zorgde voor een trendbreuk in de vergelijkbaarheid van de resultaten. In wat volgt trachten we te duiden hoe hiermee werd omgegaan om zodoende de eigenlijke trends in het macrobenthos waar te nemen en te onderscheiden van de effecten van de strategiewijziging. Bovendien wordt de nieuwe strategie geëvalueerd.

4.1.1 Aandachtspunten bij interpretatie

De onder 3.1 opgelijste methodologische beperkingen en wijzigingen geven aanleiding tot trendbreuken in de langetermijngegevens (onderschatting van werkelijke densiteiten en biomassa in oude campagnes door levend zeven, onderschatting van werkelijke densiteiten en biomassa in nieuwe campagnes door grotere zeefmaaswijdte, ongelijke bemonsteringsintensiteit in verschillende waterlichamen doorheen de tijd waarvan de grootte en aard van het effect niet te bepalen valt, vermoedelijke onderschatting van de soortenrijkdom in de oudere oligochaetenstalen & onvergelijkbaarheid van soortenrijkdom met variabele bemonsteringsoppervlakte, onderschatting van biomassa in oude campagnes door onnauwkeurige bepalingsmethode, ...). Voor deze wijzigingen kan slechts deels en met beperkte nauwkeurigheid gecorrigeerd worden. Daarom vereist interpretatie van langetermijnevoluties grote voorzichtigheid. Een sluitende evaluatie van de nieuwe staalnamestrategie kan best pas worden opgesteld na afronding van 2 (of 3) driejarencycli.

4.1.2 Tussentijdse evaluatie van de strategie sinds 2008

De toegepaste stratificatie heeft als doel evenredig aandacht te schenken aan alle ecologisch verschillende eenheden, daar waar een zuiver random bemonstering (eventueel waardevolle) schaarse eenheden zou onderbelichten. Het loont dan ook de moeite de gehanteerde typologieën onder de loep te nemen.

4.1.2.1 Stratificatieniveau 1 - waterlichamen

In lijn met onder meer een eenvoudige indeling in termen van de langsstroomse saliniteitsgradiënt, hanteren we de waterlichamen van de Kaderrichtlijn Water als het meeste basale niveau van stratificatie. Reeds a priori werd hiervan in beperkte mate afgeweken: voor Zeeschelde III en Rupel enerzijds en Dijle en Zenne anderzijds werden telkens afzonderlijk stratified random staalnamepunten gekozen (en dus niet volgens de afbakening van de KRW-waterlichamen en die ZSIII + Rupel enerzijds en Dijle en Zenne anderzijds groeperen in twee waterlichamen). Deze opsplitsing bleek zinvol, zoals onder meer geïllustreerd door het faseverschil in de op- en neergang van de macrobenthosbiomassa in ZSIII en Rupel (cf. Figuur 3.35). Bij analyse van de resultaten doken enkele gevallen op waar een verdere opsplitsing eventueel aangewezen is.

Zeeschelde I en deelgebied Gentbrugge-Melle

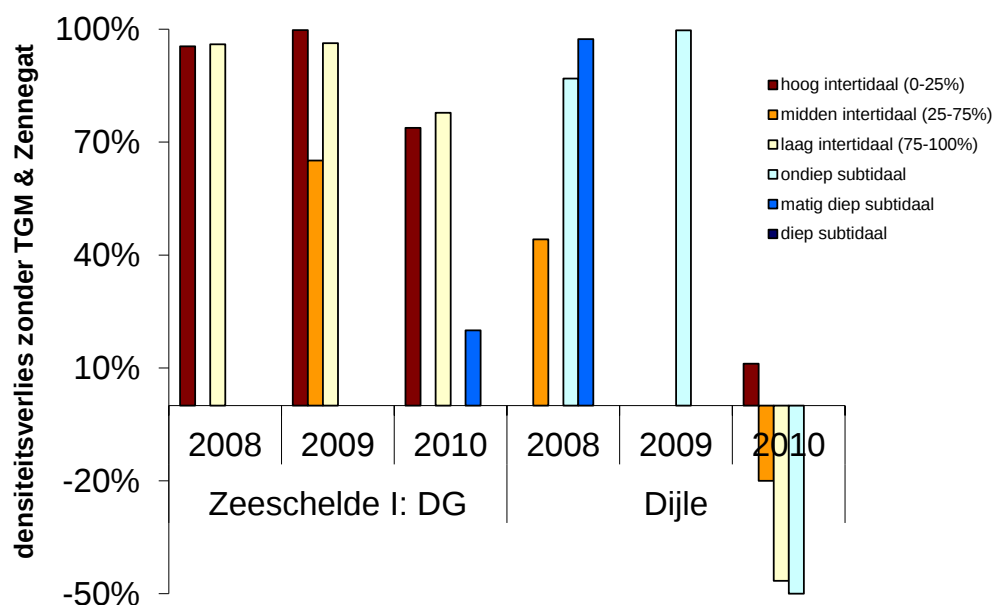
De gemiddelde densiteiten liggen in de recentere jaren (2008-2010) doorgaans hoger in Zeeschelde I dan in de andere waterlichamen van de hoofdstroom. Dit wordt echter vrijwel volledig veroorzaakt door de specifieke omstandigheden van het deelgebied Gentbrugge-Melle (TGM), waar relatief gezien meer slik aanwezig is en waar de hydrodynamische omstandigheden gunstiger zijn voor het benthos. De begrenzing van de KRW-waterlichamen lijkt niet te corresponderen met zones die (binnen een fysiotoop) homogene densiteiten vertonen, wat zich vertaalt in grote foutenvlaggen in de grafieken. De vastgestelde fysiotoopgemiddelden worden in de recente jaren

dan ook beïnvloed door de mate waarin de random punten in TGM belandden. Dit zou deels kunnen opgevangen worden door gegevens te poolen over bv. 3 jaar (lopend gemiddelde).

Dijle en Zennegat

Een soortgelijk heterogeen “waterlichaam” (zie hoger – in feite een reeds a priori afgesplitst onderdeel van het KRW-waterlichaam Dijle en Zenne) is de Dijle. Het gedeelte stroomafwaarts van de monding van de Zenne (het zogeheten “Zennegat”) vertoonde hier doorgaans hogere densiteiten dan de rest van de getij-onderhevige Dijle. Wellicht staat dit in verband met de relatief meer organisch aangerijkte influx van Zennewater. In 2010 lijkt dit patroon echter gekeerd (lagere densiteiten in het Zennegat dan in de rest van de Dijle).

De relatieve invloed van beide uitgelichte deelgebieden wordt hieronder geïllustreerd (Figuur 4.1).



Figuur 4.1: Procentueel densiteitsverlies in Zeeschelde I en Dijle indien respectievelijk het traject Gentbrugge-Melle en het Zennegat worden weggelaten uit de berekeningen.

Het lijkt zinvol om wanneer meer gegevens voorhanden zijn (bv. na afronding van de cyclus 2011-2012-2013) het (veranderend) belang van deze deelgebieden uit te klaren en hiermee gepast rekening te houden in het toegepaste stratificatieschema. Er dient te worden overwogen hoe ecologisch relevant de gehanteerde afbakening van waterlichamen is. In het geval van TGM en het Zennegat (zie hoger), kunnen in deze deelgebieden eventueel meer stalen worden genomen, waarna deze door middel van een evenredige weging bijdragen tot de berekende kenwaarden van het volledige waterlichaam.

4.1.2.2 Stratificatieniveau 2 - fysiotopen

De gebruikte fysiotopentypologie is voornamelijk nog niet ecologisch gevalideerd. Gericht onderzoek zal hieraan in de toekomst invulling geven. Stratificeren aan de hand van een typologie heeft immers enkel nut indien de types een ecologische betekenis hebben en dus in termen van de afgeleide biotische variabelen voldoende homogeen zijn. Zijn deze laatste dat niet, dan bekomt men grote ruis op de vastgestelde gemiddelden. Een voorbeeld wordt geleverd door het aandeel van een enkel staal uit het hoog intertidaal van Zeeschelde IV in 2010, GK10_05. Zonder dit staal zou de bepaalde biomassa van dit fysiotop 67% lager liggen en zou de systeembiomassa (zie **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**) 2.5 ton lager liggen ofte een verlies van 8% voor het volledige waterlichaam.

Een andere bron van heterogeniteit in de gebruikte fysiotopen is de aanwezigheid van hard substraat, meer bepaald onder de vorm van breuksteen. Hoewel deze stenen ook als habitat fungeren voor tal van ongewervelde dieren, worden ze bij onze bemonstering theoretisch niet beschouwd omwille van (1) ongeschikte bemonsteringsmethodiek en (2) sterk afwijkend van de natuurlijke habitats van slik en zachte bodem. De praktijk leert echter dat bij bemonstering van bepaalde deelgebieden waarvan geen goede kartering van de verschillende substraattypes beschikbaar is (bv. subtidaal Nete, Zenne en Dijle), het aandeel werkelijk zachte bodem dermate schaars is dat een (na ettelijke pogingen) verzameld "zachte bodem-staal" moeilijk als representatief voor het beoogde, in werkelijkheid schaars aanwezige, fysiotop kan beschouwd worden. Om dit te voorzien zijn bodemkaarten van hoge resolutie nodig, ook voor de zijrivieren.

Naast zones van moeizaam of niet met de gebruikte apparatuur te bemonsteren subtidaal hard substraat, worden vele subtidale gebieden gekenmerkt door een erg schaarse aanwezigheid van bodemfauna. Met name in het subtidaal van de Zeeschelde zelf, lijkt het mogelijk een rationalisering van de subtidale bemonsteringsinspanning te beogen.

Lopend onderzoek richt zich op de ecologische validatie van de fysiotopentypologie (Habitatmapping Zeeschelde). Op basis van de te verwachten is het denkbaar dat de bemonsteringsinspanning kan herverdeeld worden, eventueel met grotere aandacht voor ecologisch meer waardevolle habitats.

Een rationele reductie van de subtidale bemonsteringsinspanning kan gebeuren door de stratificatie te verfijnen aan de hand van biologische relevante omgevingsvariabelen (stroomsnelheid?), die echter tot op heden onvoldoende gekend zijn. Eens zo de schaarse locaties met noemenswaardig subtidaal bentisch leven kunnen onderscheiden worden van grote arealen aan amper habitatwaardig gebied, zou een gerichte reductie van de bemonsteringsactiviteiten mogelijk moeten zijn.

Naast de beoogde zachte substraten van slik en estuariene bodem, herbergen zowel breuksteen (en andere harde substraten) als schorren (en hun krekens) tal van ongewervelde dieren die ongetwijfeld ook een rol spelen in het estuarien voedselweb. In het nooit gemonitorde en sowieso schaars op ongewervelden bemonsterde schor werd zo bijvoorbeeld een soort landslak aangetroffen die in onze contreien enkel voorkomt in de zoete schorren van Zeeschelde, Rupel, Durme, Nete, Dijle en Zenne – de oeverloofslak *Pseudotrichia rubiginosa* (vermeld als *Perforatella r.*) (Vader 1977). Deze soort bereikt in onze contreien haar areaalgrens en is kritisch ten aanzien van habitats met frequente overstroming. Bruyndoncx (1999) schonk verdere aandacht aan de slakkenfauna van de Zeeschelde en de Westerschelde. Er werden 31 soorten gevonden en onder meer werd de verspreiding van *Pseudotrichia rubiginosa* verder in beeld gebracht. Het aantal soorten en hun dichtheden lijkt lager in vaker overspoeld schor. De brakke zone is erg soortenarm maar huisvest wel de maximale densiteiten van Gray's kustslak *Assiminea grayana* (komt voor tot aan Notelaer). Dit voorbeeld suggereert dat het misschien toch de moeite loont in de toekomst ook enige aandacht te schenken aan andere habitats van ongewervelde dieren binnen het estuarium. Eerder dan het bestaande monitoringsschema uit te breiden kan hierbij best gestart worden met verkennende en inventariserende gevalstudies in enkele op hun abiotische en (voor zover gekend) biologische kenmerken te selecteren onderzoeksgebieden. Wat betreft de fauna van harde substraten, kan hier overwogen worden tot op soortniveau monsters van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM, 2009) te onderzoeken.

4.1.2.3 Random bemonstering versus vaste punten

Misschien wel het meest kenmerkende verschil tussen de beide strategieën (vóór vs. vanaf 2008) vormt de overschakeling van een periodieke her-bemonstering van vaste locaties naar telkens andere (binnen de gedefinieerde strata) willekeurig gekozen locaties.

Een random bemonstering is niet kwetsbaar voor gebeurlijke calamiteiten ter hoogte van deze of gene staalnamepunten, terwijl bv. het wegslaan van een slikplaat waar een vast staalnamepunt op gesitueerd was tot een breuk in de trendopvolging zal leiden. Bovendien zorgt cumulatie van random verzamelde gegevens voor een goede ruimtelijke resolutie. Anderzijds is de variantie op de

berekende gemiddelden (bv. op fysiotooniveau) groter. Deze ruis bemoeilijkt het ontwaren van significante verschillen. Door de ongelijke staalnamegroottes en vooral de grote onvolledigheid van de oudere campagnes is het moeilijk dit aan de hand van data na te gaan.

De keuze tussen beide benaderingen is moeilijk – beide hebben voor- en nadelen. Mogelijk kan toevoegen van een kleine set van vaste locaties aan de random bemonstering een geschikt compromis vormen.

4.1.2.4 *Bemonsteringsfrequentie en timing*

In de optiek van het werken met lopende gemiddelden is de beschikbare data vooralsnog te beperkt om een duidelijk uitspraak te doen. Significantietesten zullen moeten uitwijzen of kortetermijnveranderingen detecteerbaar zijn. Echter, het voornaamste argument voor jaarlijks bemonstering is intrinsiek aan de bestudeerde fauna, die gekenmerkt wordt door grote interannuele variatie in reproductief succes en densiteiten (e.g. Ysebaert & Herman, 2002), al is dit voor zoete getijdengebieden nagenoeg niet gedocumenteerd.

Vooraf voor de wellicht minder fluctuerende populaties van het zoet getijdengebied kan worden nagegaan aan de hand van de eerste twee cycli (2008-2010 en 2011-2013) of een lagere frequentie voldoende toereikend kan zijn.

Het timen van de jaarlijkse bemonstering in het najaar beoogde in oorsprong het jaargetijde met de best ontwikkelde benthische fauna (Seys et al. 1999), die onder meer ook als het ware de (al dan niet rijkelijk) gedekte tafel kan voorstellen voor vogels die in het daaropvolgende winterseizoen in estuarium foerageren. Onvermijdelijk verlaagt dit de detectiekans van bepaalde soorten, met name deze die vroeger in het jaar tot de piek in de ontwikkeling van hun populaties komen (bv. *Tubifex tubifex* – zie 3.2.1.2). In de mate dat de ondertussen opgetreden veranderingen aanleiding hebben gegeven tot wijziging in het jaarlijkse verloop van de aanwezige soorten, zou echter onder meer de indicatieve waarde van de biomassaschatting op basis van een najaarsbemonstering veranderd kunnen zijn. Enige voorzichtigheid moet dus vooral in de zoetwaterzones aan de dag gelegd worden. De biomassaschattingen in het najaar zouden ver van de productiviteit van de benthosgemeenschap kunnen liggen omdat slechts soorten bemonsterd worden die in het najaar hun populatiepiek vertonen. Dominantere voorjaarssoorten of soorten die twee (of meer) generaties hebben per jaar worden niet of maar deels bemonsterd. Om te besluiten, kan de najaarswaarneming dus gelden als indicatie van een 'standing stock' van het potentieel beschikbare voedsel voor vogels en vis in de winterperiode. Wil men meer weten over de productiviteit en onder meer de mogelijke rol van bodemdieren voor de (massaal) stroomopwaarts trekkende vis in het voorjaar, dan is het zinvol om ook seizoenaal te meten, bijvoorbeeld aan de hand van een beperkt aantal vaste punten.

4.1.2.5 *Biomassa per fysiotop*

De biomassa per fysiotop is de som van de biomassa van de soorten die erin werden aangetroffen. Alvorens die biomassa per soort te bepalen, worden organismen van verschillende staalnamelocaties binnen dat fysiotop samengevoegd, met als reden dat per soort per staal het vast te stellen asvrij drooggewicht veelal onder de nauwkeurigheidsgrens van de weegapparatuur valt en dus te klein is om gewogen te worden. Het eindresultaat aan totale benthische biomassa (als asvrij drooggewicht) is een variantieloze waarde en dus geen gemiddelde. Dit geeft een valse indruk van precisie, die echter aan de hand van de variantie in de densiteitsgegevens enigszins kan geduid worden.

Er kan overwogen worden om alsnog per staal van alle soorten de biomassa afzonderlijk te bepalen en zo een gemiddelde per fysiotop met spreidingsmaat te bekomen. Dit impliceert het aanvaarden van een iets hogere weegdrempel (factor 5 voor meeste fysiotopen, factor 10 voor Zeeschelde IV). Het gegevensverlies lijkt echter aanvaardbaar, daar het zich situeert in de lage biomassawaarden, corresponderend met zones met beperkt trofisch belang.

4.1.2.1 Soortenrijkdom en –diversiteit "versus" densiteit en biomassa

Het ecologisch belang van het estuarien benthos concentreert zich rond diens trofische rol. Het verdient dan ook overweging in welke mate deze optiek is weerspiegeld in de huidige staalname-inspanning. De species-area curves voor het hele estuarium suggereren dat voor het verzamelen van de ca. 70% meest dominante soorten de staalname-inspanning zou kunnen herleid worden tot 30% van haar omvang in 2008 (zie 3.2.2). Hoewel, door een lager aantal beschikbare stalen per eenheid, dit per waterlichaam en (des te meer) per fysiotoop al snel niet het geval wordt, bestaat hier de mogelijkheid om de bemonsteringsinspanning aanzienlijk te verminderen.

De Neve et al. (1998) gaven op basis van Van Veen-stalen die over 1mm gezeefd waren aan dat hun subtidale stalen meestal 1 of 2 soorten en een dichtheid van minder dan 500 ind/m² bevatten. De huidige staalgrootte stemt overeen met een oppervlakte van 0.00159 m². Het vinden van 1 individu van een bepaalde soort in dergelijk staal stemt overeen met een dichtheid van 628,8 ind/m², wat dus hoger ligt dan het gros van de stalen van De Neve et al. (1998). Het verdient afweging of de bemonstering van het subtidaal in die zin dan ook nuttig is, aangezien de stalen veelal leeg zijn.

4.2 Soorten

Patronen in soortenrijkdom worden moeilijker te ontwaren door een groot aandeel aan (erg) soortenarme zones. Van nature valt in brakke en zoete delen van estuaria geen grote diversiteit waar te nemen – stressoren zoals sterke schommelingen in zoutgehalte en (te) hoge stroomsnelheden beperken de kansen van vele soorten in deze leefomgeving. De verspreiding van het benthos is vooral bepaald door saliniteitschommelingen eerder dan de saliniteitsregimes zoals ze door hun gemiddelden kunnen getypeerd worden (Wolff, 1983). Deze schommelingen zouden elk jaar een omschakeling van de benthische fauna kunnen veroorzaken van een mesohaliene naar een oligohaliene gemeenschap en terug (Marchand & Gascuel, 1988), met grotere mortaliteit als gevolg en een fauna die nooit voorbij eerste successiestadia geraakt en nooit tot een stabiel evenwicht kan komen.

Het ecologisch belang van de benthische estuariene fauna situeert zich veel meer in diens functionele rol als voedselbron voor hogere trofische niveaus (vissen, vogels). Deze rol wordt aanschouwelijker gemaakt door grootheden zoals densiteit en (vooral) biomassa.

Door hun uitgesproken dominantie in densiteit en biomassa in vooral het zoet getijdengebied, vormen oligochaeten een belangrijke componenten in het aangetroffen soortenspectrum. Voortschrijdende inzichten in de taxonomie maken echter vergelijkingen tussen campagnes vóór en vanaf 2008 moeilijk. Bovendien valt een groot deel van de aangetroffen wormen wegens onvolgroeid niet op soort te brengen. Een aantal soorten werden aangeduid als indicatief voor de verschillende kwaliteitsklassen zoals aangewend in de toestandsbeoordeling van de Kaderrichtlijn Water (Verdonschot, 2006): *Spirosperma ferox* (zeer goede kwaliteit), *Nais communis* (goede kwaliteit), *Aulodrilus pluriset*a (matige kwaliteit), *Ilyodrilus templetoni* (ontoereikende kwaliteit) en *Limnodrilus udekemianus* (slechte kwaliteit). *Spirosperma ferox* werd nog nooit in ons estuarium aangetroffen en werd eerder aangeduid als gevoelig voor organische vervuiling (Baudo et al. 2001). *Nais communis* werd aangetroffen in 1 station in 2005, maar niet in 2008. *Aulodrilus* soorten zijn klein en worden wellicht slecht of niet weerhouden op een 500µm-zeef (zoals gebruikt sinds 2008).

In de recentste oligochaetengegevens (2008) werd van de genoemde soorten enkel *Limnodrilus udekemianus* aangetroffen. Diens relatieve aanwezigheid in de verschillende zoete waterlichamen (Tabel 4.1) lijkt klaarblijkelijk het hoogst in de waterlichamen met de grootste organische pollutie(geschiedenis), met relatief hoge vertegenwoordiging in Zenne, Dijle (Zennegat) en Rupel (Maris & Meire, 2011).

Tabel 4.1: Aanwezigheid van *Limnodrilus udekemianus* in het zoet getijdengebied van het Zeeschelde-estuarium.

	n	%
ZS III	25	12%
ZS II	22	5%
ZS I	25	12%
Rupel	27	30%
Durme	20	15%
Dijle	19	58%
Zenne	4	100%
Nete	22	18%

Daarnaast zijn in het estuarium enkele vermeldenswaardige soorten aanwezig. *Monopylephorus irroratus* is een uitsluitend in estuaria voorkomende oligochaet die endemisch is voor Noordwest-Europa en al enkele jaren wordt vastgesteld in het zoetwatergedeelte van het estuarium (van Haaren & Soors 2013). De zeebrems (*Paragnathia formica*) en het Gray's kustslakje *Assiminea grayana* komen enkel in getijdenatuur voor. Plaatselijk – vooral in de Nete – komen ook grondwatergebonden soorten voor die wijzen op contact tussen grondwater en rivierwater. De zeldzame oligochaet *Rhyacodrilus falciformis* (plaatselijk talrijk in de Nete) is hiervan het beste voorbeeld.

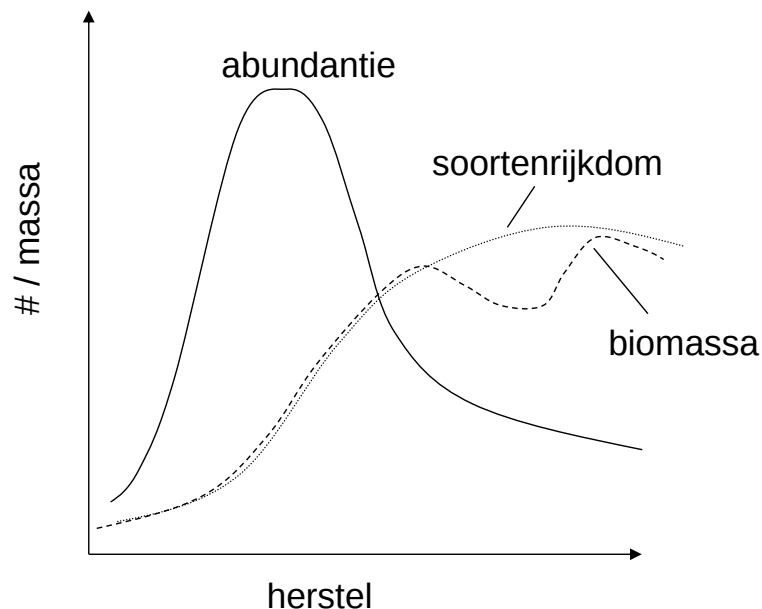
Exoten worden vrij courant aangetroffen, al hanteert onze bemonstering geen geschikte strategie om de impact of aanwezigheid afdoend in kaart te brengen. Sommige van de in de Zeeschelde aangetroffen exoten betroffen de eerste vondst van de soort voor Europa of West-Europa (bv. *Sinelobus stanfordi* - Van Haaren & Soors 2009, *Bratislavia dadayi*, in Europa tot op heden enkel gekend van de Zeeschelde - Soors et al. 2013, *Synidotea laticauda* - Soors et al. 2010). De oorsprong van de relatief omvangrijke exotenfauna kan wellicht voor een belangrijk deel worden toegewezen aan de aanwezigheid van de Antwerpse haven. Brakwaterhavens worden vaker genoemd in deze context, omdat ze naast een lage natuurlijke soortenrijkdom (met veel vrije potentiële niches voor euryhaline soorten) een hoge importgraad van exogene soorten via ballastwater kennen (cf. Stevens et al. 2004, Kerckhof et al. 2007). Andere routes die worden genoemd zijn stroomafwaartse migratie en actieve introductie. Bovendien zou de recente verbetering van de waterkwaliteit (o.a. Warmoes & Van den Kerckhove, 2008; Cox et al. 2009), voornamelijk in het zoetwatergedeelte van het estuarium, het vestigen van exogene soorten kunnen vergemakkelijken (Soors et al. 2010). Ondanks het gebrek aan gestandaardiseerd en gericht onderzoek, lijkt dit mogelijk te worden bevestigd door een plotse toename in het cumulatief aantal exotensoorten in 2007, tegelijk met de schijnbaar simultane neergang van het benthos en de er zich mee voedende watervogels (Van Ryckegem et al. 2014).

Ook buiten de bestudeerde typische bodem bewonende macrobenthosfauna komen exogene soorten ongewervelde dieren in het estuarium voor. Misschien wel de meeste sprekende is wellicht de Chinese wolhandkrab *Eriocheir sinensis*. In die jaren negentig dook ze hier en daar eens op, terwijl ze nu wijd verspreid wordt waargenomen, onder meer als bijvangst in de fuikvangsten van de vismonitoring (Stevens et al. 2009), waar ze zich vaak tegoed doen aan de gevangen vis. De soort is vooral talrijk in Vlaamse zoetwaterhabitats maar neemt toe in het brakwatergebied. Jaarlijkse voortplanting-gerelateerde migraties worden waargenomen (stroomop maart-juni juvenielen, stroomaf augustus-november adulte dieren – mannetjes eerst). De populatietrend is echter onzeker (Wouters 2012, Broeren, 2013). De soort wordt in verband gebracht met steile oevers met hoge overspoelingsfrequentie en ze veroorzaakt in situ en stroomafwaartse habitatdegradatie.

4.3 Densiteit en biomassa

Het bestuderen van de evolutie van densiteit en biomassa doorheen de tijd werd bemoeilijkt door de verandering in aanpak en de beperkingen van de strategie die voor 2008 werd toegepast (zie 3.1). Desondanks werden scherpe veranderingen waargenomen. Sprekend hierin is de omvangrijke toe- en afname aan oligochaeten in Zeeschelde III en Rupel (voor gemiddelde biomassa duidelijk geïllustreerd in Figuur 3.35) maar ook (weliswaar veel beperkter gedocumenteerd) in de zijrivieren (cf. Figuur 3.30 en Figuur 3.31). Hierbij valt op dat de terugval van deze waarden zich later lijkt te hebben voorgedaan naarmate men zich verder stroomopwaarts begeeft. Het bentische zwaartepunt van voorkomen (en densiteit en biomassa) lijkt verder te verschuiven van intertidaal naar subtidaal naarmate men zich stroomopwaarts en dus naar de zoete delen van het estuarium verplaatst. Dit uit zich ook in het (her)opduiken van een aantal niet-estuariene soorten (bv. *Psammoryctides barbatus*, *Potamothrix* soorten) die in het estuarium voornamelijk subtidaal voorkomen. Mogelijk is dit echter vooral een weerspiegeling van de schaarste van slik in de bovenlopen van het estuarium (Dijle, Nete, Zenne). Of dit zich ook laat waarnemen in Zeeschelde I in het luwe traject Gentbrugge-Melle is voorsnog niet gekend aangezien uit dit deelgebied geen subtidale stalen beschikbaar zijn tot en met 2010.

Onafhankelijk van het benthosonderzoek werden in de leefomgeving van deze fauna eveneens uitgesproken veranderingen geobserveerd, met verbetering van de zuurstofcondities als meest sprekend voorbeeld (Maris & Meire, 2011). In de basale componenten van het voedselweb (primaire productie) vertaalde dit zich in een shift van een heterotrofe processen naar een meer autotroof systeem (Cox, 2008). Het waargenomen faseverschil tussen verschillende delen van het estuarium (in de ontwikkeling van dense populaties van oligochaeten en hun daaropvolgende neergang) lijkt te stroken met de evolutie van de abiotische leefomgeving, waarbij gebieden met de hoogste organische vervuiling en meest sprekende zuurstofproblemen na de kwaliteitsverbetering massaal werden gekoloniseerd. Wat de daarop volgende neergang moet verklaren, vereist integrerend onderzoek. Voor zoutere estuariene milieus beschrijft het klassieke paradigma van Pearson en Rosenberg de ontwikkeling van biodiversiteit, abundantie en biomassa in invertebraten in relatie tot een verstoring gradiënt (zoals waarneembaar na een periode van anoxie gevolgd door kwaliteitsverbetering - Pearson & Rosenberg, 1978)(Figuur 4.2).



Figuur 4.2: SAB-curves na zware organische verontreiniging (naar: Pearson & Rosenberg, 1978).

Na een periode van zware verontreiniging, onder meer gekenmerkt door zuurstoflimitering, volgt een fase van zeer hoge abundantie aan een eng spectrum aan opportunistische soorten met lage

individuele (en collectieve) biomassa. Naarmate de successie van benthosgemeenschappen zich verder zet in functie van aanhoudende verbetering van de omstandigheden, kent deze extreme abundantie een relatieve terugval, waarbij meer gevoelige soorten in aantal toenemen en zo de soortenrijkdom ook toeneemt. Met verbeterende omstandigheden duiken ook steeds meer grotere soorten op die individueel en collectief een grotere totale biomassa vertegenwoordigen (in de praktijk vaak tweekleppige schaaldieren die een filterende voedingswijze hebben en gevoelig zijn voor al te lage zuurstofconcentraties). Zuurstofcondities zijn veelal meer problematisch in meer stroomopwaarts gelegen locaties, waardoor het voorkomen van bepaalde soorten die er gezien de overige omgevingskenmerken anders wel zouden kunnen leven, kan verhinderd worden (o.a. McLusky 1987, Andrews 1984, McLusky et al. 1993, Dauer & Alden 1995). Onderzoek in de Westerschelde bevestigde het Pearson-Rosenberg paradigma na hypoxia (Van Colen et al. 2010).

Toetsen we nu het geobserveerde verloop van het Zeeschelde-benthos af aan deze theorie. Het initiële verloop van een explosieve abundantietoename met slechts enkele kleine opportunistische soorten is duidelijk herkenbaar in de opgang van oligochaeten, zoals bv. waargenomen in Zeeschelde III en de Rupel. Het vervolgens afnemend belang van deze soorten lijkt echter niet gepaard te gaan met een toename in soortenrijkdom (zie 3.2.2) of biomassa. Het is onduidelijk wat de verklaring voor deze afwijkingen is.

Verschillende hypothesen dienen zich aan ter verklaring van de waargenomen trends en de mogelijke afwijking op het theoretische schema. Zoals vaak in ecologische vraagstukken zal de verklaring mogelijk gezocht moeten worden in de combinatie van de verschillende theses. Verder onderzoek is nodig om deze te toetsen.

- Vooreerst berust de theorie van Pearson en Rosenberg (1978) vooral op een herstelproces in polyhaline gebieden waar onder vervuilingarme omstandigheden filterende organismen (schelpdieren) van nature voorkomen, daar waar de mesohaline zone en de zoetwaterzone van nature door depositie-etende organismen wordt getypeerd (Ysebaert et al. 1998). Het is mogelijk dat de benthische successie in zoete getijdengebieden afwijkt van deze theorie. Onder meer door de specifieke dynamiek van stromingen, getijden en saliniteitschommelingen, bieden deze gebieden wellicht van nature minder geschikt leefgebied voor grote schelpdieren dan een meer mariene omgeving. Daarentegen zijn kleinere filterende organismen wel gekend uit de zoete zone van andere estuaria (*Pisidium* soorten en de exoot *Corbicula* sp. - Krieg 2007 (Weser), 2008 (Elbe)).
- Bovendien verloopt de (her)kolonisatie van zoete getijdengebieden per definitie fundamenteel anders dan in zoute milieus. In die laatste vormt de kustnabije zone geen saliniteitsbarrière voor de verbreiding van onder meer planktonische levensstadia die tot vanuit andere regio's het zoute estuariene gebied kunnen bereiken. In zoete getijdengebieden zal kolonisatie eerder gebeuren vanuit rivieren en niet-getijden gebonden waters, terwijl de terugkeer van typische estuariene soorten van brakke en zoete zone wellicht het moeilijkst verloopt.
- Een mogelijke oorzaak kan zich verder echter situeren in de onmiddellijke leefomgeving van het macrobenthos, gevormd door het sediment waarin de dieren leven. Om de abiotische kenmerken van de habitat van de diverse benthossoorten te typeren, is onderzoek naar habitatkarakterisatie aan de gang. Hier beperken we ons tot feitelijke en beschrijvende rapportage van de beschikbare gegevens. Enige discussie is echter reeds mogelijk. Het wordt reeds duidelijk dat bv. in het ondiep en matig diep subtidaal in sommige zijrivieren (Nete, Dijle, Zenne) grovere korrelgroottes (> hoofdstroom en zelfs > diep subtidaal hoofdstroom) gepaard gaan met hoge densiteiten. In tegenstelling hiermee is dit bijvoorbeeld in Zeeschelde IV eerder zeldzaam – hier treden hogere densiteiten op in sites met fijn sediment. Ook lijken de hoge dichtheden aan Oligochaeta langs bepaalde zones in de zijrivieren niet bepaald gepaard te gaan met hoge gehalten aan organisch materiaal. Daarom dient een verdere verfijning per waterlichaam zich op. De op- en neergang van oligochaeten doorheen de jaren, zoals geobserveerd in verschillende waterlichamen vertoont op het eerste zicht weinig verband met de evolutie in het gehalte aan organisch materiaal in de bodem. Verdere analyse is gepland voor de nabije toekomst. Wel valt reeds te noteren dat intertidale gemiddelden organisch materiaal boven 10% na

2008 enkel in de zijrivieren Nete, Dijle en Zenne worden aangetroffen. In eerste instantie dient zich echter geen duidelijke variabele aan die een scherpe daling in het gehalte aan organisch materiaal (als vermeende voedselbron van oligochaeten) zou laten waarnemen parallelle met de afname van de benthosdensiteiten.

- Eerder dan de direct gemeten gehalten aan organische stof in het sediment is er mogelijk sprake van een veranderde mineralisatiesnelheid van mogelijk voordien onbeschikbare organische fracties. Deze processen resulteerden wellicht in andere microbiële populaties en hogere bacteriële productie in de bovenste sedimentlagen. Dit kan resulteren in een veranderde voedselkwaliteit van het detritus in de toplaag van het sediment. Deze kwaliteitsverandering kan in gang gezet zijn door verminderde zuurstofstress waarbij een permanente omschakeling naar aerobe bacteriële populaties (in plaats van anaerobe mineralisatie) optrad in de toplagen, daar waar bv. ook de slikken nog steeds tijdelijk stress hadden door lage zuurstofcondities bij overspoeling (bv. Dauwe et al. 2001). De (ongewoon) hoge aantallen watervogels zouden dus kunnen gerelateerd aan een kortstondige hoge mineralisatiegraad en bacteriële productie in de toplaag. Verdere waterkwaliteitsverbeteringen resulteerden in hogere primaire productie waarvan enerzijds een hogere doorstroming wordt vastgesteld in de voedselketen (toename zoöplankton, hyperbenthos en toename vis) en anderzijds de microbiële afbraakprocessen zich mogelijk verplaatsten naar het pelagiaal (waar meer voedingsstoffen direct weer opgenomen worden door fytoplankton).
- Verder valt niet uit te sluiten dat de ontwikkeling van een rijkere benthische fauna met een hogere biomassa wordt belemmerd door factoren die voorheen minder dwingend leken in verhouding tot de zuurstofproblematiek. De kwaliteit en kwantiteit van de habitats in de Zeeschelde staat onder druk (Van Braeckel et al. 2006). Er is een verhoogde dynamiek door een toename in de getijamplitude en een toename van de stroomsnelheden. De precieze vertaling naar effecten op het benthos is nog in ontwikkeling.
- Gepaard met de verhoogde dynamiek van getijden en stromingen die ontstaat ten gevolge van verdiepingen en rechtekkingen, vormt de moeilijk of niet omkeerbare omschakeling naar een alternatief stabiel evenwicht gekenmerkt door "fluid mud" (extreem hoge concentraties aan zwevende stof in het water die sterke afname in zuurstofgehalte veroorzaken) een ernstige bedreiging. Winterwerp et al. (2013) konden in een vergelijking van verschillende estuaria niet vaststellen of de Zeeschelde een kantelpunt naar hyperturbide omstandigheden nadert. Grootschalige ingrepen (verdieping, verbreding van de vaargeul, zandextractie) lijken echter tot een verlaagde hydraulische weerstand van het systeem tot voorbij de zoutindringingsgrens te hebben geleid (door sterke vloeddominantie en afname van de uitspoelcapaciteit van de rivier). SPM-waarden (opgeloste stof) gaan nu al vrij regelmatig tot > 200 mg/l (met name in Zeeschelde III stroomopwaarts van de Rupelmonding, waar ook een scherpe afname van de lokale subtidale oligochaetenfauna optrad, zonder dat andere fauna-elementen de successie verder zetten). Hyperturbide omstandigheden in onder meer de Eems en de Loire leidden tot zuurstofproblemen en biotische limitering van onder meer de kraamkamerfunctie die estuaria voor vis kunnen vertolken (Marchand 1993, Talke et al. 2009).
- De duidelijke afname van de pioniersoorten van de benthische successie zou anderzijds ook verband kunnen houden met de sterk toegenomen aanwezigheid van vis (Van Ryckegem et al. 2014). De opmars van de vissoorten die snel na de verbetering van de waterkwaliteit (des te meer vanaf 2007) optrad zorgde naar alle waarschijnlijkheid voor een toename van de predatiedruk op het benthos.

4.4 Trofische rol

Sinds 1992 zijn maandelijkse telgegevens beschikbaar van de watervogels in de Zeeschelde. De hoogste waarden worden bereikt tijdens de winter. Overwinterende watervogels vinden in de Zeeschelde vorstvrije wateroppervlakte en voeden er zich met het aanwezige benthos. De getelde winteraantallen kenden maxima in de jaren 2001-2002 (tot >70000 per maand: Van Ryckegem et al. 2014). Na 2006 daalden deze echter scherp (amper >20000). Het belang van subtidaal voorheen aanwezige oligochaeten als voedselbron van tafeleenden en intertidaal benthos voor foeragerende wintertalingen nam sterk af, met name in Zeeschelde III (zie ook, Derdaele 2001). Naar alle waarschijnlijkheid houdt dit verband met het verdwijnen van macrobenthos (i.c. oligochaeten) als voedselbron (ten gevolge van de hoger gesuggereerde oorzaken).

In contrast met de sterke daling van het aantal overwinterende watervogels, staat de toename van de abundantie en soortenrijkdom aan vis in het estuarium (Van Ryckegem et al. 2014). In eerste instantie in verband te brengen met zuurstofcondities die de aanwezigheid van vis toelaten, herkoloniseert deze faunacomponent het estuarium uiteraard slechts wanneer er ook voldoende voedsel aanwezig is. Indien de aanwezige vissen aangewezen zouden zijn op het macrobenthos, zou men ook hier een schaarste in het voedselaanbod kunnen verwachten. Sinds 2008 doken echter in bepaalde jaargetijden grote dichtheden aan garnalen (Van Ryckegem et al. 2014) en aasgarnalen (ongepubliceerde gegevens) op in het estuarium. Het is gekend dat met name aasgarnalen een belangrijk deel kunnen uitmaken van het dieet van een aantal vissoorten, waaronder kenmerkende en/of gevoelige soorten zoals zeebaars en bot (Maes et al. 2003).

Omgekeerd kan "begrazing" van Oligochaeta-bestanden ook regulerend werken op onder meer de voortplantingsmodaliteiten van de wormen. De mate waarin geslachtelijke voortplanting zich voordoet en de wormen gaan zwemmen (of zich passief laten meedrijven)(zie ook Valanko et al. 2010) kan positief gecorreleerd zijn met hun dichtheden, terwijl die dichtheden op hun beurt afhankelijk zijn van voedselaanbod en predatiedruk (bv. *Paranais litoralis* – Nilsson et al. 1997 & 2000, Junkins et al. 2006).

4.5 Sedimentsamenstelling

De sedimentsamenstelling zal in verder onderzoek (zie verder) gebruikt worden als verklarende variabele van de in het benthos waargenomen patronen.

Van den Neucker et al (2007a) rapporteerden naast de hoger vermelde kenmerken van granulometrie en organische stof ook de pollutentenconcentraties zoals deze werden vastgesteld van 1999 tot en met 2005. We verwijzen dan ook in hoofdzaak naar dat rapport. In de onderzochte rivieren weken de concentraties cadmium, chroom, koper, kwik, lood en zink het vaakst af van de referentiewaarde. Wat de organische verontreiniging betreft ging het meestal om te hoge concentraties apolaire koolwaterstoffen, PCB's en PAK's. De concentraties EOX en OCP's waren meestal laag. Het sediment van de Zeeschelde was het sterkst verontreinigd stroomafwaarts van Antwerpen en in de omgeving van Gent en Schoonaarde. De Grote Nete en de Zenne kregen de slechtste eindbeoordeling op basis van het fysisch-chemisch luik van de Triademethode (de Deckere et al 2001). Het sediment van de Durme was het minst verontreinigd. Op basis van de Triadebeoordeling en de VLAREBO-normen kan men besluiten dat het sediment van de Zeeschelde en haar zijrivieren voor de beschouwde periode veelal ongeschikt was voor de meeste binnendijkse toepassingen. Het sediment van de Durme was meestal wel geschikt voor gebruik op bodem binnen bestemmingstypes II tot en met V. De bevindingen van Verbessem et al (2002), het gebrekkige verband tussen de aangetroffen pollutenten en de aanwezige fauna en het feit dat de aanwezigheid van pollutenten vervat zit in de monitoring van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) leidden tot het besluit dat na 2005 geen pollutentanalyses meer werden uitgevoerd in het kader van de systeemmonitoring van het Zeescheldebenthos. Hieruit volgt dat de rol van pollutenten in de waargenomen evolutie van het benthos onduidelijk gekend is.

Uit de literatuur zijn echter voldoende indicaties beschikbaar dat pollutanten (los van nutriënten, dus zware metalen en synthetische organische pollutanten) invloed kunnen uitoefenen op de aanwezige benthische fauna zowel op fysiologisch individueel niveau als op populatieniveau (o.a. Aston 1973, Smit et al. 1995, Wallace & Lopez 1996, Leynen et al. 1999, Flores-Tena & Martínez-Tabche 2001, Zhang et al. 2009, Sánchez-Moyano et al. 2010, Wetzel et al. 2013). Relevant in deze context is de zeer snelle genetische evolutie die de dominante oligochaet *Limnodrilus hoffmeisteri* kan doormaken als aanpassing aan hoge concentraties aan zware metalen (Klerks & Levinton 1989, Montero & Levinton 1995) die vervolgens na wegvallen van de vervuiling ongedaan kan gemaakt worden (Mackie et al. 2009). Bovendien zou deze soort aangewend kunnen worden voor het reduceren van de vervuiling in met aardolie gecontamineerde bodems (Vorob'ev et al. 2010).

4.6 Verder onderzoek

Een aantal verdere onderzoekspistes dienen zich aan:

- Habitatvalidatie en het modelleren van benthische variabelen in functie van abiotische omgevingskenmerken en multivariate analyse
- Onderzoek naar ongewervelden in andere habitats zoals harde substraten, schorren en kreken en de waterkolom (epi- en hyperbenthos)
- Gericht onderzoek naar de trofische interacties in het voedselweb vertrekkende vanuit de verschillende hypothesen geformuleerd onder 4.3.

Dergelijk onderzoek moet ruimer inzicht bieden in het huidige functioneren van het ecosysteem en in de rol die invertebraten daarin spelen.

Referenties

- AFNOR (2002) Qualité de l'eau. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). Norme AFNOR T 90-390. April 2002.
- Andrews MJ (1984) Case 7.1 Thames Estuary: pollution and recovery. In: Sheehan PJ, Miller GC, Bourdeau P, Effects of pollutants at the ecosystem level. SCOPE. John Wiley & Sons Ltd.
- Aston RJ (1973) Tubificids and water quality: a review. Environ. Pollut. 5: 1-10.
- Baudo R, Occhipinti A, Nocenti AM, Sabolla M (2001) Benthos of Lake Orta in the year 1996. Journal of Limnology 60(2): 241-248.
- Boulidard C (2014) Comparison of two fishing techniques to analyse fish stomachs contents. Stagerapport MASTER 2 Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes Marins (FOGEM). Co-habilitation entre l'Université des Sciences et Technologies de Lille (Lille 1) et l'Université du Littoral Côte d'Opale (ULCO) o.l.v. INBO.
- Broeren R (2013) Invasiveness of the exotic Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*): an ecological threat to the Scheldt estuary? Temporal & spatial distribution and population structure along the Scheldt estuary, bioaccumulation of trace metals, soil preference for burrow placement. MSc thesis UA ECOBE.
- Bruyndoncx L (1999) Synecologische studie van de malacofauna van de schorren van de Zee- en Westerschelde. Licentiaatsthesis UIA.
- Brys R, Ysebaert TJ, Escaravage V, Van Damme S, Van Braeckel A, Vandevoorde B, Van den Bergh E (2005) Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en /of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de - overeenkomstig de KRW - ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 7. [S.n.]: Brussel. 178 pp.
- Cox T (2008) Oxygen and planktonic primary production in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary. Doctoraatsproefschrift UA, Antwerpen.
- Cox T, Maris T, Soetaert K, Conley DJ, van Damme S, Meire P, Middelburg JJ, Vos M, Struyf E (2009) A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. Biogeosciences 6: 2935-2948.
- Dauer DM, Alden, RW III (1995) Long-term trends in the macrobenthos and water quality of the lower Chesapeake Bay (1985-1991). Marine Pollution Bulletin 30(12): 840-850.
- Dauwe B, Middelburg JJ, Herman PMJ (2001) Effect of oxygen on the degradability of organic matter in subtidal and intertidal sediments in the North Sea area. Marine Ecology Progress Series 215: 13-22.
- De Backer A, Van Coillie F, Montserrat F, Provoost P, Van Colen C, Vincx M, Degraer S (2011) Bioturbation effects of *Corophium volutator*: Importance of density and behavioural activity. Estuarine, Coastal and Shelf Science 91(2): 306-313.
- de Deckere E, de Cooman W, Florus M, Devroede-Vander Linden M P (2001) Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade. Devroede-Vander Linden MP, Brussel.
- De Neve L, Ysebaert T, Meire P, Kuijken E (1998) Het macrobenthos van het sublittoraal van de Beneden Zeeschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98/17.

De Smedt P (1967) Geomorfologische studie van de oevers van het Schelde-estuarium tussen de Zimmermanpolder en de Rupelmonding. Thesis KUL.

Degraer S, Moulaert I, Van Hoey G, Vincx M (2007) Sieving alive or after fixation: effects of sieving procedure on macrobenthic diversity, density and community structure. *Helgoland Marine Research* 61(2): 143-152.

Derdaele (2001) Ruimtelijke distributie van Oligochaeten in de zachte sedimenten van de Zeeschelde, Rupel, Dijle, Zenne en Nete. MSc thesis UIA Antwerpen.

Develter D, Kuijken E, Meire P (1987) De inplanting van een containerkaai op de slikken van het natuurgebied "Galgenschoor" te Antwerpen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud.

Diaz RJ (1994) Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance.

Dolbeth M, Lillebø AI, Cardoso PG, Ferreira SM, Pardal MA (2005) Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: An evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 326: 115-127.

Ecolas (1993) Containerterminal-Noord MER. Rapport Ecolas - Environmental Consulting & Assistance NV.

Erséus C, Wetzel MJ, Gustavsson L (2008) ICZN rules – a farewell to Tubificidae (Annelida, Clitellata). *Zootaxa* 1744: 66-68.

Essink K, Eppinga J, Dekker R (1998) Long-term changes (1977-1994) in intertidal macrozoobenthos of the Dollard (Ems estuary) and effects of introduction of the North American spionid polychaete *Marenzelleria* cf. *wireni*. *Senckenbergiana maritima* 28(4/6): 211-225.

Essink K, Kleef HL (1988) *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems estuary (The Netherlands/Federal Republic of Germany). *Zoologische Bijdragen (Leiden)* 38: 1-13.

Fettweis M, Ysebaert T, Sas M, Meire P (1998) Containerdok West. Hydraulisch – sedimentologisch onderzoek. Deelrapport 3 – In situ metingen van de erosiegevoeligheid van slib in de Beneden Zeeschelde – winter- en zomercampagne. Rapport IMDC IN I/R/11128/98.005/WFE.

Gillet P, Torresani S (2003) Structure of the population and secondary production of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776), (Polychaeta, Nereidae) in the Loire estuary, Atlantic Coast, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 621-628.

Holzhauser H, Maris T, Meire P, Van Damme S, Nolte A, Kuijper K, Taal M, Jeuken C, Kromkamp J, Van Wesenbeeck B, Van Ryckegem G, Van den Bergh E, Wijnhoven S (2011) Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Deltares & UA ECOBE.

Junkins R, Kelaher B, Levinton J (2006) Contributions of adult oligochaete emigration and immigration in a dynamic soft-sediment community. *Journal of Experimental and Marine Biology and Ecology* 330: 208-220.

Kerckhof F, Haelters J, Gollasch S (2007) Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian Waters. *Aquatic Invasions*: 243-257.

Klerks PL, Levinton JS (1989) Rapid evolution of metal resistance in a benthic oligochaete inhabiting a metal-polluted site. *Biol. Bull.* 176: 135-141.

Kolbe K (1992) Long term study of benthos communities in the vicinity of a TiO₂-waste water outlet in the Weser estuary. In: Herman PMJ (ed.) JEEP 92: major biological processes in European tidal estuaries. Workshop report Plymouth 1992. Center for Estuarine and Coastal Ecology, Yerseke, NL.

Konietzko B (1953) Notes sur les Oligochètes de Belgique I. Eaux saumâtres du Bas-Escaut. Institut royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bulletin 29(43): 1-14.

Krieg H-J (2007) Prüfung des Ästuartypieverfahrens als geeignete Methode für die Bewertung des Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäss EG-Wasserrahmenrichtlinie für das Weserästuar. Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Aussen- und Unterweser (2007). HuuG Tangstedt i.o.v. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

Krieg H-J (2008) Überblicksweise Überwachung der Tideelbe Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). Koordinierungsraum Tideelbe (2007). HUuG Tangstedt i.o.v. KOR-TEL FHH . NI . SH – FH Hamburg/BSU . WG Elbe.

Leloup E, Konietzko B (1956) Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelungen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel.

Leynen M, Van den Berckt T, Aerts JM, Castelein B, Berckmans D, Ollevier F (1999) The use of Tubificidae in a biological early warning system. Environmental Pollution 105: 151-154.

Mackie JA, Levinton JS, Przeslawski R, DeLambert D, Wallace W (2009) Loss of evolutionary resistance by the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* to a toxic substance – cost or gene flow? Evolution 64(1): 152-165.

McLusky DS (1981) The estuarine ecosystem. Wiley, New York.

McLusky DS (1987) Intertidal habitats and benthic macrofauna of the Forth estuary, Scotland. Proc. Royal Soc. Edinburgh 93B: 389-399.

McLusky DS, Hull SC, Elliott M (1993) Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth Estuary. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27(2-4): 101-109.

Maes J, de Brabandere L, Ollevier F, Mees J (2003) The diet and consumption of dominant fish species in the upper Scheldt estuary, Belgium. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 83: 603-612.

Marchand J (1993) The influence of seasonal salinity and turbidity maximum variations on the nursery function of the Loire Estuary (France). Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27(2-4): 472-436.

Marchand J, Gascuel D (1988) Seasonal dynamics of the zoobenthic communities in the mesohaline zone of the Loire estuary (France). Hydrobiologia 160: 129-139.

Maris T, Meire P (red) (2011) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2009-2010. 011-R143 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Meire P, Maris T (2008) MONEOS: geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen: Antwerpen.

Montero C, Levinton J (1995) Costs of adaptation to cadmium in *Limnodrilus hoffmeisteri*, a common Hudson River invertebrate. In: Blair EA, Waldman JR. Final reports of the Tibor T. Polgar fellowship program, 1994. Hudson River Foundation, NY. Section I: pp. 1-14.

Neira C, Höpner T (1994) The role of *Heteromastus filiformis* (Capitellidae, Polychaeta) in organic carbon cycling. Ophelia 39(1): 55-73.

Nilsson P, Levinton JS, Kurdziel JP (2000) Migration of a marine oligochaete: induction of dispersal and microhabitat choice.

Nilsson P, Kurdziel JP, Levinton JS (1997) Heterogeneous population growth, parental effects and genotype-environment interactions of a marine oligochaete. *Marine Biology* 130: 181-191.

Remane A (1934) Die Brackwasserfauna. *Zool. Anz.* 7(Suppl.): 34-74.

Papasprou S, Thessalou-Legaki M, Kristensen E (2010) The influence of infaunal (*Nereis diversicolor*) abundance on degradation of organic matter in sandy sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 393: 148-157.

Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

Sánchez-Moyano JE, García-Asencio I, García-Gómez (2010) Spatial and temporal variation of the benthic macrofauna in a grossly polluted estuary from southwestern Spain. *Helgol. Mar. Res.* 64: 155-168.

Seys J, Vincx M, Meire P (1999a) Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Rapport Instituut voor Natuurbewoud 99/4.

Seys J, Vincx M, Meire P (1999b) Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.

Smit H, Reinhold-Dudok van Heel, Wiersma SM (1995) Sublittoral macrozoobenthic assemblages in the enclosed sediment-polluted Rhine-Meuse delta; their relationship to environmental conditions. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(1): 31-47.

Soors J, Faasse M, Stevens M, Verbessem I, De Regge N, Van den Bergh E (2010) New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 140(1): 3-10.

Soors J, van Haaren T, Timm T, Speybroeck J (2013) *Bratislavia dadayi* (Michaelson, 1905) (Annelida: Clitellata: Naididae): a new non-indigenous species for Europe, and other non-native annelids in the Schelde estuary. *Aquatic Invasions* 8(1): 37-44.

Speybroeck J, Breine J, Vandevoorde B, Van Wichelen J, Van Braeckel A, Van Burm E, Van den Bergh E, Van Thuyne G, Vyverman W (2008) KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren : afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.56.

Speybroeck J, Van Ryckegem G, Vandevoorde B, Van de Bergh E (2011) Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. 2de rapportage van de projectmonitoring periode 2006-2009. Rapport INBO.R.2011.21. 160pp. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, Brussel.

Stevens M, Rappé G, Maes J, Van Asten B, Ollevier FP (2004) *Micropogonias undulatus* (L.), another exotic arrival in European waters. *Journal of Fish Biology* 64(4): 1143-1146.

Stevens M, Van den Neucker T, Buysse D, Coeck J (2009) Trends in the distribution of the Chinese mitten crab in the Schelde estuary. In: Branquart, E. et al. (ed.) Abstract volume of the Science facing aliens meeting, Brussels 11th May 2009. pp. 44.

Talke SA, de Swart HE, de Jonge VN (2009) An idealized model and systematic process study of oxygen depletion in highly turbid estuaries. *Estuaries and Coasts* 32: 602-620.

Tessens B (2006) Voedseleecologie van de Tafelend in de Zeeschelde. Thesis UA.

Vader W (1977) Habitat and distribution of *Perforatella rubiginosa* (Gastropoda, Pulmonata) in the freshwater tidal region of the Scheldt Estuary, Belgium. *Hydrobiologia* 52(1): 23-28.

Valanko S, Norkko A, Norkko J (2010) Strategies of post-larval dispersal in non-tidal soft-sediment communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 384: 51-60.

Van Braeckel A, Piesschaert F, Van den Bergh E (2006) Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren. 19e eeuw tot heden. INBO.R.2006.29. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Colen C, Montserrat F, Vincx M, Herman PMJ, Ysebaert T, Degraer S (2010) Long-term divergent tidal flat benthic community recovery following hypoxia-induced mortality. *Marine Pollution Bulletin* 60(2): 178-186.

Van den Neucker T, Verbessem I, De Belder W, De Regge N, Soors J, Van den Bergh E (2007a) Overzicht analyseresultaten van de sedimentkarakteristieken langs de Zeeschelde en haar zijrivieren (1999 tot september 2005). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2007 (30). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T, Verbessem I, Vandevoorde B, Van Braeckel A, Stevens M, Spanoghe G, Gyselings R, Soors J, De Regge N, De Belder W, Van den Bergh E (2007b) Evaluatie van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2007 (54). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

van Haaren T, Soors J (2009) *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) A new crustacean invader in Europe. *Aquatic Invasions* 4(4): 703-711.

van Haaren T, Soors J (2013) Aquatic Oligochaeta of The Netherlands and Belgium. KNNV Uitgeverij.

Van Hoey G, Drent J, Ysebaert TJ, Herman PMJ (2007) The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. NIOO: The Netherlands. 244 pp.

Van Impe J (1985) Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds. *Marine Pollution Bulletin* 16(7): 271-276.

Van Ryckegem G, De Regge N, Van den Bergh E (2006) Voedseleecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde. Een methodologische studie. INBO.R.2006.28.

Van Ryckegem G, De Regge N, Soors J, Van den Bergh E (2011) Trends van Watervogels in het Zeeschelde-estuarium. *Vogelnieuws* 16: 12-15.

Van Ryckegem G (red.), Van Braeckel A, Elsen R, Speybroeck J, Vandevoorde B, Mertens W, Breine J, De Regge N, Soors J, Dhaluin P, Terrie T, Van Lierop F, Hessel K, Van den Bergh E (2014) MONEOS – Geïntegreerd datarapport. Toestand Zeeschelde INBO 2013. Monitoringsoverzicht en 1^{ste} lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. INBO.R.2014.2646963.

Verbessem I, Ysebaert T, Van den Bergh E, De Regge N, Soors J, Kuijken E (2002) 10 Jaar monitoring op het Groot Buitenschoor. Rapport IN 02/10.

Verdonschot PFM (2006) Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia* 564: 127-142.

Vorob'ev DS, Frank YA, Lushnikov SV, Zalznyi NA, Noskov YA (2010) Oil decontamination of bottom sediments using *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Contemporary Problems of Ecology* 3(1): 15-18.

VMM (2009) Biologische beoordeling van de natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Versie December 2009. Vlaamse Milieu Maatschappij: Erembodegem. 78 pp.

Wallace WG, Lopez GR (1996) Relationship between subcellular cadmium distribution in prey and cadmium trophic transfer to a predator. *Estuaries* 19(4): 923-930.

Warmoes T, Van den Kerckhove M (2008) Spectaculaire verbetering van de waterkwaliteit van de Zenne in 2007. Persbericht VMM.

Wetzel MA, Wahrenndorf D-S, von der Ohe PC (2013) Sediment pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. *Science of the Total Environment* 449: 199-207.

Winterwerp JC, Wang ZB, Van Braeckel A, van Holland G, Kösters F (2013) Man-induced regime shifts in small estuaries – II: a comparison of rivers. *Ocean Dynamics* 63: 1293-1306.

Wolff WJ (1983) Estuarine benthos. In: Ketchum BH (ed.)(1983). *Estuaries and enclosed seas. Ecosystems of the World* 26: 151-182.

Worsfold T (2003) Introduction to Oligochaetes. NMBAQC Workshop 25 Nov 2003.

Wouters K (2002) On the distribution of alien non-marine and estuarine macro-crustaceans in Belgium. *Bull. Inst. Roy. Sc. Nat. Belgique, Biologie* 72: 119-129.

Ysebaert T (2000) Macrozoöbenthos en watervogels in het Schelde-estuarium, ruimtelijke en temporele patronen. PhD thesis, INBO & Universiteit Antwerpen.

Ysebaert T, De Neve L, Meire P (2000) The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influence by man? *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 80: 587-597.

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

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

Ysebaert T, Meire P, Maes D, Buijs J (1993) The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde Estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27(2-4): 327-341.

Zhang ZS, Zheng DM, Wang QC, Lv XG (2009) Bioaccumulation of total and methyl mercury in three earthworm species (*Drawida* sp., *Allolobophora* sp., and *Limnodrilus* sp.). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 83: 937-942.