



Vlaanderen
is landbouw & visserij



ILVO Mededeling 233

april 2017

**ECOLOGISCHE MONITORING
IN HET KADER VAN
HET MASTERPLAN KUSTVEILIGHEID:
MIDDELKERKE
(T1-SITUATIE)**

ILVO

Instituut voor Landbouw-,
Visserij- en Voedingsonderzoek

www.ilvo.vlaanderen.be

**Ecologische monitoring
in het kader van
het Masterplan Kustveiligheid:
Middelkerke
(t1-situatie)**

ILVO MEDEDELING 233

april 2017

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2017/10.970/233

Opdrachtgever:

Agentschap voor Maritieme Dienstverlening en Kust

Auteurs

Liesbet Colson ¹

Gert Van Hoey ¹

Jan Wittoeck

Carl van Colen

¹: gedeeltelijk eerste auteur



ILVO

In opdracht van
**AGENTSCHAP
MARITIEME
DIENSTVERLENING en
KUST**

Ecologische monitoring in het kader van het Masterplan Kustveiligheid: Middelkerke (t1-situatie)

- Eindrapport-

Liesbet Colson¹, Gert Van Hoey¹, Jan Wittoeck, Carl Van Colen



¹Gedeeld eerste auteur

Document Controle

Ingediend bij	Miran Vanwonderghem
Datum van indienen	
Projectmanager	Gert Van Hoey
Rapport samengesteld door	Liesbet Colson, Gert Van Hoey
Kwaliteitscontrole door	Jan Wittoeck, Carl Van Colen
Goedgekeurd door & datum	
Versie	V3

Versie Controle Geschiedenis			
Auteur	Datum	Commentaar	Versie
Liesbet Colson, Gert Van Hoey	03/2016		V1
Carl Van Colen; Jan Wittoeck	03/2016		V2
Miran Vanwonderghem	6/04/2016	Goedgekeurd	V3

Inhoud

1	INLEIDING	4
2	MATERIAAL EN METHODE	5
2.1	Staalname gebieden	5
2.2	Staalname design	5
2.3	Staalname overzicht	5
2.4	Staalname methodologie	6
2.4.1	<i>Bemonsteringsmethodiek</i>	6
2.4.2	<i>Data</i>	7
2.4.3	<i>Databewerkingen</i>	9
2.5	Analyses	9
2.5.1	<i>Univariate en multivariate analyses</i>	10
2.5.2	<i>Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI)</i>	10
3	RESULTATEN	13
3.1	Overzicht suppletie activiteiten	13
3.2	Fysico-chemie	15
3.2.1	<i>Fysico-chemie in het intertidaal</i>	15
3.2.2	<i>Fysico-chemie in het subtidaal</i>	16
3.3	Macrobenthos	18
3.3.1	<i>Intertidaal</i>	18
3.3.2	<i>Subtidaal</i>	23
3.3.3	<i>BEQI-indicator macrobenthos</i>	30
4	DISCUSSIE	31
4.1	Fysico-chemie	31
4.2	Macrobenthos	31
5	CONCLUSIES	32
6	REFERENTIES	33

1 Inleiding

Zandsuppleties bieden naast de klassieke dijken en stormvloedkeringen een additionele bescherming tegen overstromingen en leveren een belangrijke bijdrage naar een meer duurzame zeewering. In België wordt deze “zachte” kustverdediging voornamelijk uitgevoerd door suppleties op het strand. Dit alles werd vastgelegd in het Masterplan Kustveiligheid (10 Juni 2011) en heeft als doel om de kustveiligheid te vergroten. Hierbij worden op de kritische plaatsen van aanzienlijke zanderosie langs de Belgische kust extra zandbuffers aangelegd. Zo’n plaats is het strand ter hoogte van Middelkerke waar er in voorjaar 2014 een grote strandsuppletie werd uitgevoerd. Om de effecten van deze suppletie op de ecologie van het strand en de ondiepe kustzone te evalueren werd er een 3-jarige monitoring uitgevoerd. Deze monitoring werd uitgevoerd volgens de BACI (Before, After, Control, Impact) methode. De uitgangssituatie (T_0) voor het suppletie strand en het controle strand (De Haan) werd uitgevoerd in 2013 door eCOAST en in detail beschreven in Lock et al. (2013). De monitoring van de 2 daaropvolgende jaren werd uitgevoerd door ILVO en UGent.

Uit eerder studies (Vanden Eede, 2013) is gebleken dat bodemfauna, zoals borstelwormen en schelpdieren, weinig mobiel zijn en daardoor gevoelig voor suppleties. In voorgaande studies werd dat bevestigd door een sterke daling in hun voorkomen na strandsuppleties, maar er werd ook een relatief snel herstel waargenomen (Vanden Eede, 2013; Colson & Pecceu, 2016). In het algemeen, wordt een herstel van de bodemfauna na een suppleties verwacht binnen een periode van 1 tot 3 jaar, afhankelijk van de omvang (volume), type sediment, aangelegd profiel, plaats van suppleties, suppletie techniek bij aanleg en het tijdstip van de suppletie (Vanden Eede, 2013; Colson & Pecceu, 2016).



De doelstelling van dit project is om een evaluatie te maken van de effecten gelinkt aan de strandsuppletie ter hoogte van Middelkerke op de bodemfauna in het intertidaal en ondiepe subtidaal. De waargenomen ecologische veranderingen worden ook gekaderd in relatie tot veranderingen in de fysico-chemische eigenschappen van het bodemsediment.

2 Materiaal en methode

2.1 Staalname gebieden

De monitoring werd uitgevoerd op het strand en in de ondiepe kustzone van Middelkerke (Impact) en De Haan (controle T_0) en Bredene-Oost (controle T_1 en T_2) over een periode van 4 jaar (voorjaar-najaar 2013 en voorjaar-najaar 2015-2016). De locatie van de controle stalen was verschillend in de tijd, maar de staalname locaties lagen maar enkele 100^{de} meters van elkaar. De switch van controle locatie gebeurde omdat er in deze periode al een gelijkaardige monitoringsactiviteit (Colson & Pecceu, 2016) liep en waardoor het efficiënter bleek om het controle gebied voor beide opdrachten op dezelfde locatie te brengen. Op basis van de verzamelde gegevens in najaar 2013 op beide controle locaties (De Haan, Bredene) werd nagegaan of de ecologie en sedimentologische karakteristieken gelijkaardig waren in beide controle gebieden (zie resultaten).

2.2 Staalname design

Om de vraagstellingen te kunnen evalueren, dient de ecologische data op een geïntegreerde en gerichte manier verzameld te worden, hierbij onder andere rekening houdend met de geldende staalname normen en de karakteristieken van de fauna. Daarom werd er geopteerd om volgens een BACI-design (Before After Control Impact design) te werken.

De ecologie wordt opgevolgd in het impactgebied (Middelkerke) en in een controlegebied (vergelijkbaar habitattypen, buiten de invloedssfeer van de proefsuppletie; De Haan & Bredene-Oost). Er wordt bemonsterd vóór de suppletie (T_0 -situatie) (Lock et al., 2013), alsook in de twee daaropvolgende jaren (T_1 & T_2 situatie) (resp before-after). Daarnaast hebben we voor het controle gebied ook data van het jaar 2014 (T_0') (Colson & Pecceu, 2016). In deze BACI-monitoring wordt ook het seizoenale aspect in rekening gebracht, door het uitvoeren van een monitoring zowel in het voorjaar (maart) als het najaar (september).

In deze studie worden er twee habitats beschouwd:

- (1) het subtidaal: de ondiepe kustzone vanaf de laagwaterlijn tot rond de 6m dieptelijn en
- (2) het intertidaal: het strand - het gebied tussen de laag- en hoogwaterlijn.

In het subtidaal worden er 3 diepte strata vastgelegd langsheen de diepte gradiënt om zo de invloed van de suppletie langsheen de zeewaartse gradiënt beter op te meten. Stratum a is de zone tussen de 0 en -2m. Stratum b en c bestrijken respectievelijk de diepte zones -3 tot -4 en -5 tot -6m.

Beide habitats worden afzonderlijk en volgens een specifiek design bemonsterd. Het aantal te bemonsteren benthos punten was bepaald door de opdrachtgever en bedroeg 30. Het staalname design voor het subtidale macrobenthos is gebaseerd op een 'random' spreiding van 5 stalen over elk stratum. Er worden daarom 15 punten in het intertidaal genomen (over de hele gradiënt van hoog naar laag strand) en 15 in het subtidaal, waarbij 5 punten at random verspreid voor elk van de drie dieptestrata.

2.3 Staalname overzicht

De T_0 werd uitgevoerd door eCOAST (Lock et al., 2013) op 19 maart en 9 september 2013. De T_0' , T_1 en T_2 werden uitgevoerd door ILVO en UGent in 2015 en 2016. Gedetailleerde info over het verloop van deze staalnames zijn weergegeven in de respectievelijke staalname rapportages (Van Hoey et al., 2013, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b en 2016) en samengevat in Tabel 1. Tijdens de staalnameperiode zijn ook een aantal strandsuppleties uitgevoerd zowel in het controle gebied Bredene als in het impact gebied Middelkerke (Tabel 1).

In het controlegebied werd in maart-april 2014 (na de voorjaarscampagne) een kleinere noodsuppletie uitgevoerd. In de zone Bredene-west tot Oostende werd in 2014 ook een grotere strandsuppletie uitgevoerd, welke een mogelijk uitstralend effect kan hebben op ons controlegebied. Op basis van de

studie Colson & Pecceu 2016, was het effect van de suppletie in het controle gebied maar beperkt waarneembaar en zijn de benthos karakteristieken hersteld in het jaar 2015 (huidige T₁).

In beide gebieden werd er in de periode van de T₁ en T₂ staalnames, geen extra suppleties meer uitgevoerd.

Tabel 1. Overzicht van staalnames en suppletie activiteiten in het intertidaal (IT) en subtidaal (SU) te Mariakerke en Bredene

Locatie		Mrt. 2013	Sept. 2013	Mrt. 2014	April 2014	Sept. 2014	Mrt. 2015	Sept. 2015	Mrt. 2016	Sept. 2016
Mid-delkerke (impact)	IT	T ₀	T ₀		Grote strand-suppletie		T ₁	T ₁	T ₂	T ₂
	SU	T ₀	T ₀				T ₁	T ₁	T ₂	T ₂
Bredene (controle)	IT	T ₀	T ₀	T ₀ '	Nood-suppletie	T ₀ '	T ₁	T ₁	T ₂	T ₂
	SU	T ₀	T ₀	T ₀ '		T ₀ '	T ₁	T ₁	T ₂	T ₂

2.4 Staalname methodologie

Macrobenthos organismen worden beschouwd als die soorten die in het sediment leven en weerhouden worden op een zeef met een maaswijdte van 1 mm. Voor het bemonsteren van deze organismen in het intertidaal wordt gebruikt gemaakt van een metalen kader, terwijl in het subtidaal een Van Veen. Aangezien de methodiek licht verschilde tussen de T₀ en de andere staalname momenten worden ze apart besproken.

2.4.1 Bemonsteringsmethodiek

T₀

In het intertidaal werden de 15 stalen gelijk verdeeld over de zone tussen de laagwaterlijn tot de hoogwaterlijn op basis van de voorspelde getijdencurve (Lock et al., 2013). Het laagste staal werd genomen op de plaats met het waterniveau bij laagwater, het hoogste (15^{de}) met het waterniveau bij hoogwater. De ligging werd, bij laagwater, voor de staalname bepaald door middel van een RTK DGPS. Op elke locatie werd daarna in een zone van 25 meter breed (parallel aan de kust) random een positie gekozen voor het biologische staal.

Voor het verzamelen van de benthos stalen werd gebruik gemaakt van een metalen frame van 0.1m² dat 15cm diep in het zand werd gedrukt. De inhoud van het frame werd daarna overgebracht op een 1mm zeef en onmiddellijk uitgespoeld met zeewater. De stalen werden genomen van laag naar hoogwater. Het gezeefde sediment met organismen werd geconserveerd in 20% F.SOLV-zeewater oplossing.

De staalnames in het subtidaal voor T₀ werden uitgevoerd met behulp van een 0.1m² Van Veen grijper vanop het schip de 'Last Freedom'. De inhoud werd gezeefd over een 1 mm zeef en het gezeefde sediment met organismen geconserveerd in een 20% F.SOLV-zeewater oplossing. De 15 stalen per locatie werden genomen in 3 verschillende dieptestrata: een stratum zo dicht mogelijk bij de kust, een stratum 50 meter (in afstand) dieper en een laatste stratum nogmaals 50 meter dieper (Lock et al., 2013). Deze strata zijn niet gelinkt met reële diepte, zoals voor T₁ en T₂, maar eerder afstand tot de kustlijn.

T₁ en T₂

In het **intertidaal T₁ en T₂** werd het klassiek standaarddesign gebruikt, waarbij de 15 stalen worden bemonsterd van hoog naar laag water in een V-vorm lopend over het strand (Speybroeck, 2007; Vanden Eede, 2013). Er wordt gebruik gemaakt van een metalen kader met oppervlakte van 0,1026 m². Dit kader wordt boven de swashzone in het zand geduwd tot op een diepte van 15 cm. De stalen worden met een spade uitgegraven en ter plaatse overgebracht in een zeef met een maaswijdte van 1 mm. Het zeven gebeurt in zee en het gezeefd materiaal wordt in plasticen potten overgebracht voor latere analyse in het lab. De stalen worden gefixeerd in een pH-neutrale oplossing van 8% formaldehyde en zeewater en gekleurd met bengaals roze.

In het **subtidaal T₁ en T₂** werd er een random stratified design gevolgd waarbij 5 stalen at random bemonsterd werden per stratum. De macrobenthosstalen in het subtidaal worden genomen met een Van Veen grijper (0,1 m²) aan boord van de Stream. De stalen worden aan boord levend gezeefd op een 1 mm zeef en daarna gefixeerd met een formaldehyde-zeewater oplossing (8-10%). Het uitgezeefde materiaal wordt gekleurd met eosine.

2.4.2 Data

A. Biota

T₀

Alle organismen werden indien mogelijk gedetermineerd tot op soortniveau en geteld. Als kwaliteitscontrole werden 10 procent van alle benthosstalen heruitgezocht en de organismen opnieuw gedetermineerd. Alle controles vielen ruim binnen het 90% similariteitsniveau, het minimum acceptatiecriterium van het NMBAQCS Kwaliteitscontrolesysteem. De biomassa, uitgedrukt als asvrij drooggewicht, werd bepaald op indirecte wijze via conversie vanuit natgewicht. Het natgewicht werd bepaald door de individuen per soort te drogen op filterpapier tot geen oppervlakte vocht meer aanwezig is en werden dan gewogen tot 0.0001 gram nauwkeurig. Natgewicht werd geconverteerd naar asvrij drooggewicht, gebruikmakend van conversiefactoren voor de verschillende taxa (Ricciardi & Bourget, 1998).

Doordat de ruwe data in natgewicht niet beschikbaar was voor analyse, werd de biomassa van de T₀ situatie bepaald door het toekennen van individueel natgewicht waarden per soort. De individueel natgewicht waarden per soort zijn bepaald voor nagenoeg alle benthische taxa in de Belgische kustzone op basis van de ILVO-UGent benthos database (Van Hoey et al., 2014).

T₁ en T₂

Alle biota werden indien mogelijk gedetermineerd tot op soortniveau en geteld volgens een 'taxonomic discrimination protocol' (TDP) voor de stalen uit 2015-2016. Dit protocol bepaalt tot welk niveau er minimaal gedetermineerd dient te worden voor alle type biota. Daarnaast wordt hierin ook bepaald of er een onderscheid dient gemaakt te worden in bepaalde levensstadia (larven, juvenielen).

Alle **macrobenthos** staalnames (inter- en subtidaal) werden genomen volgens de richtlijnen beschreven in ISO 16665:2005(E) ("Water quality – Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna"). De analyse van alle macrobenthos monsters (identificatie, aantal & biomassa bepaling) uit de subtidale strata werden conform NBN EN ISO/IEC 17025 standard uitgevoerd (cfr. BELAC nr. 315-TEST: uitgiftedatum 28/04/2016, geldig tot 05/03/2020). De kwaliteitscontrole resultaten van de uitwerking van de macrobenthos monsters per batch (set van 15 stalen) is weergegeven in Tabel 2, waaruit blijkt dat de foutenmarge op de bekomen soorten—densiteit data zeer laag is (de norm gaat uit van < 10% is OK). De macrobenthos analyses uit het intertidale stratum volgen dezelfde procedures doch niet onder geaccrediteerde voorwaarden.

KC	% Mis-gesorteerd	% Mis-gesorteerd	%Mis-id	%Mis-id	% Mistelling
Batch	Taxa	Specimens	Taxa	Specimens	Specimens
4shore 8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4shore 9	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00
4shore 11	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25
4shore 12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4shore 14	4,17	0,33	0,00	0,00	0,00
4shore 15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4shore 16	0,00	0,49	0,00	0,00	2,93
4shore 17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
mean	0,521	0,102	0,000	0,446	0,523
Sd	1,473	0,194	0,000	1,262	1,067
Sd/\sqrt{n}	0,521	0,069	0,000	0,446	0,377
(Sd / \sqrt{n})²	0,271	0,005	0,000	0,199	0,142
Sum of uncertainty components			$\Sigma \{(Sd / \sqrt{n})^2\} =$		0,617
Combined Standard Uncertainty			$\sqrt{[\Sigma \{(Sd / \sqrt{n})^2\}] =$		0,786
Expanded Uncertainty (where K=2)			$2x \sqrt{[\Sigma \{(Sd / \sqrt{n})^2\}] =$		1,571

Tabel 2. Betrouwbaarheidsscores voor de 5 geëvalueerde criteria bij het verzamelen van soorten-densiteits data voor de sub-tidale macrobenthos analyses, conform BELAC.

B. Sediment: korrelgrootteverdeling, TOM, TOC

T₀

Tijdens de T₀ in het intertidaal werd een mengstaal gemaakt van 3 stalen met een kleine steekbuis (diameter 3cm, diepte 15cm). In het subtidaal werd een steekbuis uit de Van Veen genomen voor sedimentologische onderzoek. Er werd in Lock et al. (2013) geen beschrijving gegeven hoe de sedimentologie en gehalte aan organisch materiaal werd bepaald. Vanuit de T₀ gegevens was er uiteindelijk ook enkel mediane korrelgrootte, %klei en % organisch materiaal beschikbaar.

T₁ en T₂

Bij elke macrobenthos staalname wordt een steekbuisstaal genomen (core van 3.6 cm diameter) voor fysicochemische analyse. Dit ofwel naast het metalen frame in het intertidaal, ofwel uit de Van Veen grijper.

Het sediment wordt gedroogd bij 60 °C. Vervolgens wordt de korrelgrootte (µm) bepaald via laserdiffractie (Malvern Mastersizer 2000). Volgende sedimentfracties worden onderscheiden: silt (< 63µm), zeer fijn zand (< 125 µm), fijn zand (< 250 µm), medium zand (< 500 µm) en grof zand (< 1600 µm). De waarden voor TOC (Total Carbon) worden bepaald via een geautomatiseerde elementanalyser 1500 Carlo Erba. De TOM-waarden worden bekomen via gewichtsverlies door verassing.

C. Strandprofielen

T₀

Tijdens de T₀ zou het strandprofiel opgemeten zijn via een RTK DGPS, maar de resultaten werden niet weergegeven in het rapport (Lock et al., 2013).

T₁ en T₂

Tijdens de staalname T₁ en T₂ werd het strandprofiel aan de hand van een hoogtemeter opgemeten. De meting gebeurde ten opzichte van een vast referentiepunt. De afstand tussen de opeenvolgende meetpunten werd gemeten langs een meetlint dat uitgerold werd langs het hele transect. Er werd

gestart op het hoogstrand en om de tien meter werd een hoogtemeting uitgevoerd. Nadien werd het strandprofiel gecorrigeerd ten opzichte van GLLWS (M2 reductiemodel, VLIZ). Een dergelijke techniek werd reeds met succes toegepast tijdens voorgaande staalname van Vlaamse stranden (VandenEede et al., 2013). Aangezien voor de verschillende metingen soms gestart werd op een andere hoogte, werd ook hiervoor een correctie doorgevoerd.

Hierdoor en doordat een éénmalige transect meeting van het strandprofiel, ondanks standardisatie, niet optimaal is om een correct beeld te krijgen van het strandprofiel en mogelijke veranderingen daarin, worden de resultaten van deze parameter niet opgenomen in het rapport.

2.4.3 Databewerkingen

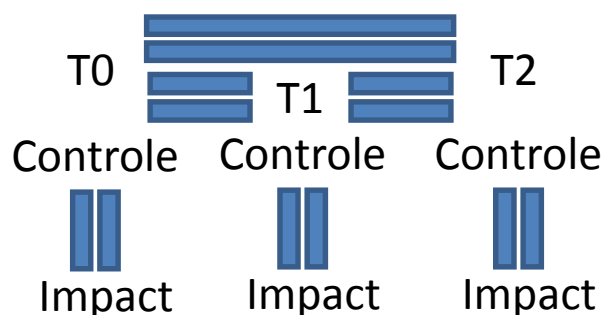
Alle ruwe data van de campagnes werden voor de statische analyse gestandaardiseerd. Derhalve werden alle niet kwantitatief bemonsterde taxa of taxa dewelke op een te hoog taxonomisch niveau werden geïdentificeerd, uit de dataset verwijderd. Voor deze analyse hebben we geopteerd om de taxa harmonisatie uit te voeren in overeenkomst met Colson & Pecceu (2016).

In de **macrobenthos** fractie, bemonsterd met frame of Van Veen werd er in totaal 145 valide taxa gevonden, waarvan 99 effectief tot de macrobenthos fractie werden gerekend. Hiervoor werden 46 taxa geweerd uit de analyses om diverse redenen: (1) niet relevante benthos taxa (Nematoda, Copepoda, Chaetognatha, vis, ...), (2) kwantitatief en kwalitatief efficiënter bemonsterd met andere techniek (epibenthos [*Asterias rubens*, *Crangon crangon*, *O. ophiura*, alle *Brachyura* spp.], hyperbenthos [*Schistomysis* spp., *Mesopodopsis slabberi*, *Pycnogonidae* spp.]), (3) hard substraat fauna (*Mytilus edulis*), (4) individuen die niet tot het laagst taxonomisch niveau gedetermineerd konden worden (orde, family niveau) en (5) niet kwantitatief bemonsterde soorten (Nemertea).

2.5 Analyses

In dit rapport willen we per ecosysteemcomponent nagaan of het BACI-design en de nulhypothese kloppen. Als nulhypothese verwachten we geen veranderingen in densiteit, aantal soorten, diversiteit en biomassa, geldend voor alle bemonsterde ecosysteemcomponenten zowel in ruimte als in tijd (Figuur 1).

- Hiervoor wordt binnen T_0 , T_1 , T_2 (voorjaar en najaar) het controlegebied (Bredene) vergeleken met het impactgebied (Middelkerke).
- Verder willen we de potentiële effecten van de suppletie in kaart brengen. Hiervoor vergelijken we per seizoen de T_0 ten opzichte van de T_1 en T_2 met als factoren jaar en gebied (controle/impact).



Figuur 1. BACI-design met de nulhypothese.

2.5.1 Univariate en multivariate analyses

Voor de univariate, multivariate en statistische analyses is gebruik gemaakt van het softwareprogramma PRIMERE packet met PERMANOVA add-on, versie 6.1.6 en het open source software programma R (<http://cran.r-project.org>).

Elke gemeenschap is beschreven aan de hand van de biologische parameters, aantal taxa per staalname, soortenrijkdom, densiteit, biomassa (niet voor demersale vis) en de diversiteitsindices Shannon-Wiener (H , \log_2) & Pielou's evenness (J'). Shannon Wiener is een maat voor diversiteit aan soorten en Pielou's Evenness geeft een beeld over de dominantie van bepaalde soorten. Voor het berekenen van de gemiddelde waarden van J' , zijn lege stalen en stalen met 1 soort verwijderd, aangezien daar geen J' voor kan berekend worden. Het aantal verwijderde stalen wordt in de tabel weergegeven tussen haakjes. Om een vergelijking mogelijk te maken tussen de verschillende metingen, is het aantal individuen per bodemonmonster en per soort omgezet naar aantal individuen per m^2 . Resultaten zijn uitgedrukt als gemiddelde \pm standaardfout.

Alle data zijn getest op normaliteit en homogeniteit van de varianties in R met respectievelijk een Shapiro test en een Levene's test. Indien aan de voorwaarden voldaan is, is een 2 of 3-way ANOVA gebruikt om de significantiewaarden te berekenen. Indien slechts 1 p-waarde <0.05 , maar de Levene's test >0.05 , werd toch geopteerd voor een ANOVA test, aangezien de homogeniteit van de varianties de belangrijkste factor is en een ANOVA een sterkere test is. Indien niet aan de voorwaarden voldaan werd, is overgeschakeld naar een niet-parametrische test in Permanova. Deze testen zijn eventueel gevolgd door paarsgewijze testen (respectievelijk Tukeytest (als normaal verdeeld) en pairwise test in Permanova). In sommige gevallen is het aantal unieke permutaties te laag (<100) en is de Monte Carlo permutatie toegepast (Anderson and Robinson, 2003). De p-waarden bekomen via een 2 of 3-way ANOVA (normale verdeling en homogene varianties) worden in de resultaten aangegeven met een * in de tabel. De p-waarden worden als significant beschouwd als de waarde kleiner is dan 0.05. De fysische omgevingsvariabelen (totaal organisch materiaal (TOM), totaal organisch koolstof (TOC) en korrelgrootte) zijn op dezelfde manier in rekening gebracht. Voor de vergelijking tussen de controlegebieden Bredene en De Haan voor het najaar 2013, werd een t-test uitgevoerd indien aan de voorwaarden werd voldaan (aangeduid met * in de resultaten). Zoniet, werd overgeschakeld naar een wilcoxon test met één factor locatie.

Voor de multivariate analyse is de data getransformeerd (vierkantswortel) om minder gewicht te geven aan de dominante soorten (Field et al. 1982). Een Permanova toont of de verschillende gemeenschappen significant verschillen voor de factoren en hun interactie. Indien de interactie significant is, zijn er nog paarsgewijze testen uitgevoerd. Om de gemeenschapsstructuur te visualiseren wordt een Principal coordinates analysis (PCO) opgesteld, gebaseerd op een Bray Curtis resemblance matrix. Vector (soorten) overlay is gebaseerd op multiple correlatie en de correlatiewaarde is vermeld. Daarna is een SIMPER test, indien relevant, op de dataset uitgevoerd om de dissimilariteit te tonen tussen het controle en impact gebied of tussen de periodes (als we het effect van de suppletie willen nagaan). De soorten die het meest bijdragen tot de dissimilariteit tussen beide gebieden worden met hun percentages weergegeven.

2.5.2 Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI)

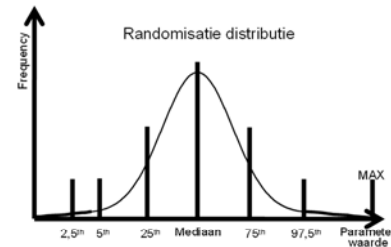
De indicator BEQI (www.beqi.eu) laat toe om het verschil in biologische parameters (aantal soorten, soortensamenstelling [Bray-Curtis similariteit], densiteit en biomassa) tussen twee groepen van stalen (impact versus controle) te scoren (Van Hoey et al., 2007; Van Hoey et al., 2013). Het gebruikt de parameterwaarden waargenomen in het controlegebied om een score (schaal tussen 0 en 1) te bepalen die aangeeft wat de karakteristieken in het impactgebied minimaal dienen te zijn om een bepaalde overeenkomst te bekomen. Indien de overeenkomst zeer goed of goed (>0.6) is, betekent dit dat de verschillen tussen beiden aanvaardbaar zijn. Indien de overeenkomst lager is dan 0.6 (matig, slecht of zeer slecht) dan zijn de verschillen te groot en wijst dit op een duidelijk verschil tussen de systemen.

De procedure voor het bepalen van de BEQI scores per parameter is schematisch weergegeven in Figuur 2. Via de website (www.begi.eu) is het mogelijk om de procedure automatisch toe te passen.

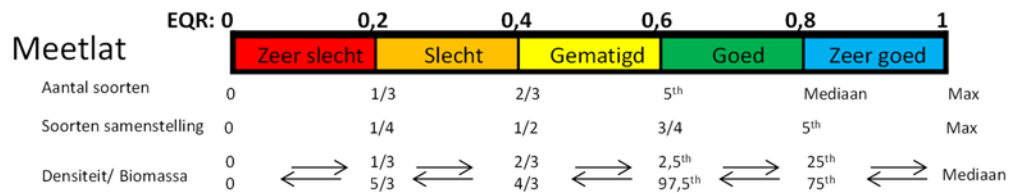
Voor het vergelijken van controle en impact gebied, is als controle de dataset van Bredene gebruikt en als impact de dataset van Mariakerke. Voor het evalueren van het potentieel effect van suppleties is de controle dataset de T₀-dataset van elk gebied en de impact dataset, respectievelijk de T1- en T2 dataset van elk gebied.

Procedure BEQI berekening

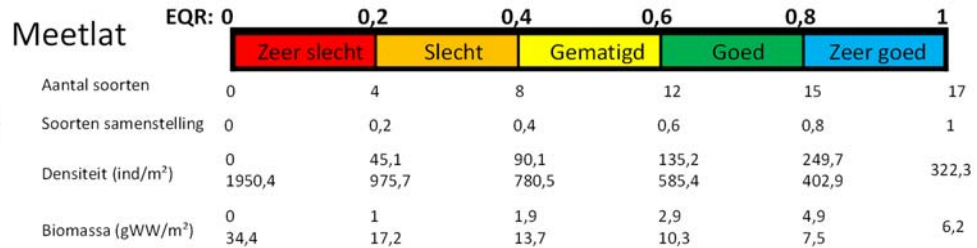
Stap 1) Randomisatie (boots-trapping) van parameter waarden (vb. aantal soorten, densiteit) uit controle dataset voor bepaalde staalname inspanning (vb 1m²) voor het bekomen van de parameter distributie, waaruit de grenswaarden per klasse (zeer slecht tot zeer goed) wordt bepaald.



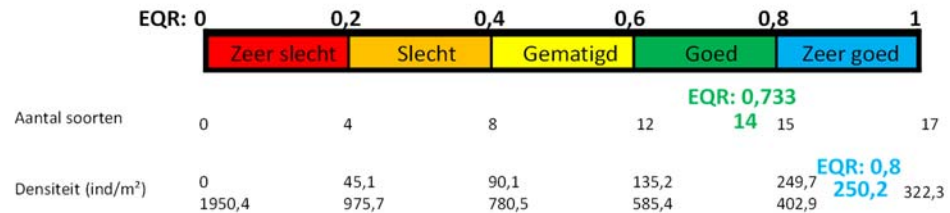
Stap 2) Aan een vaste meetlat (geschaald tussen 0-1; 0,2 verschil per klasse) worden bepaalde waarden (vb mediaan, max, percentiel) uit de randomisatie distributie gekoppeld voor iedere klasse grens.



Stap 3) Deze meetlat genereert dan parameter grenswaarden per klasse voor iedere parameter op basis van wat er waargenomen wordt in de controle dataset.



Stap 4) Aftoetsing van de parameter waarde in de impact dataset op deze meetlat om de EQR waarde te bepalen.



Figuur 2. Schematische weergave van de procedure voor het bepalen van de BEQI-scores per parameter.

3 Resultaten

3.1 Overzicht suppletie activiteiten

Om te evalueren of de suppletie activiteiten een rol hebben gespeeld bij de geobserveerde veranderingen in het intertidaal in Middelkerke en Bredene, wordt er in dit stuk een beschrijving gegeven van de suppletie activiteiten in deze zones. De gegevens zijn afkomstig van Afdeling Kust en Tabel 3 en Tabel 4 schetsen een duidelijk beeld in tijd en ruimte betreffende het type van suppletie alsook de wijze waarop ze zijn uitgevoerd. Mogelijke correlaties tussen deze impacts en lokale ecologische veranderingen kunnen hierbij gemakkelijker worden vastgesteld.

Tabel 3. Overzicht van de suppletie activiteiten in de zone Middelkerke (Bron Afdeling Kust)

Jaar	Type	Volume (m ³)	Opmerking
Middelkerke			
2008	badstrandophoging	27000	Middelkerke-centrum/Krokodil +zone O en N (vrachtwagen)
2008	Kleine strandsuppletie	35600	Westende (secties 74 tot 78) (vrachtwagen)
2009	badstrandophoging	26600	Middelkerke-centrum/Krokodil +zone O en N (vrachtwagen)
2009	Kleine strandsuppletie	79200	Westende (secties 74 tot 78) (vrachtwagen)
2010	badstrandophoging	17500	Middelkerke-centrum/Krokodil
2010	Kleine strandsuppletie	3225	Westende (secties 74 tot 78) (vrachtwagen)
2010	Kleine strandsuppletie	32300	Middelkerke-centrum/oost en west van casino (vrachtwagen)
2011	badstrandophoging	22100	Middelkerke-centrum/Krokodil
2011	Kleine strandsuppletie	18465	Middelkerke-centrum/oost en west van casino (vrachtwagen)
2012	badstrandophoging	23403	Middelkerke-centrum/oost en west van casino (vrachtwagen)
2012	badstrandophoging	3872	Middelkerke krokodil / Westende krokodil (vrachtwagen)
2013	grote strandsuppletie	201210	Westende (opspuiting)
2014	grote strandsuppletie	968754	Westende/Middelkerke (secties 74-89)
2015	Grote strandsuppletie	118893	Westende/Middelkerke (secties 74-81)

Tabel 4. Overzicht van de suppletie activiteiten in de controlezone Bredene (sectie 131-133) (bron Afdeling Kust).

Jaar	Type	Volume (m ³)	Opmerking
2008	badstrandophoging	31400	210m westelijk van strandhoofd 8 tem 75m oostelijk strandhoofd 3
2009	badstrandophoging	35000	210m westelijk van strandhoofd 8 tem 75m oostelijk strandhoofd 3
2011	badstrandophoging	32090	vanaf ten westen van strandhoofd 8 tot ten oosten van strandhoofd 3/ maart-april 2011
2012	badstrandophoging	29782	vanaf strandhoofd 7 tot aan strandhoofd 5
2013	badstrandophoging	31353	tussen strandhoofd 4 en strandhoofd 5 + naaktstrand
2014	noodstrandsuppletie	402350	Sectie 124-143; eind maart/april 2014

Zowel ter hoogte van het impactstrand (Middelkerke) als het controlestrand (Bredene) zijn tijdens de periode 2008-2016 verschillende suppletie activiteiten uitgevoerd (Tabel 3, Tabel 4).

In Bredene beperkt zich dit tot jaarlijks een aantal badstrandophogingen. Deze zullen de vorm van het hoogstrand licht aanpassen maar zouden in principe slechts een beperkte invloed mogen hebben op het laagstrand, zeker omdat de hoeveelheden laag zijn. Enkel in het voorjaar 2014 (eind maart/april 2014) zijn er noodstrandsuppleties uitgevoerd ten gevolge van een storm (de zgn. Sinterklaasstorm in december 2013) in Bredene ter hoogte van strandsecties 131-133 (staalnamezone). Er is een zeer groot volume zand (402350m^2) gestort op het strand in de omgeving Oostende - Bredene, waarbinnen onze controle zone valt. Ter hoogte van onze staalname locatie, gaat het echter maar om een beperkt aantal suppletie momenten (± 4). Het opgespoten zand in sectie 131-133 had een gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) van $446 \pm 104 \mu\text{m}$; wat zeer grof is ten opzichte van het 'natuurlijke' type. In het ganse gebied van de suppletie Oostende – Bredene betrof het gesuppleerde zand met een GMK van $407 \pm 99 \mu\text{m}$.

Ter hoogte van de impactlocatie (Middelkerke) werden er de voorbije 10 jaar tal van kleinere strandsuppleties uitgevoerd, met in de periode 2013-2015 een grote suppletie over de zone Westende-Middelkerke. Op de monitoringslocaties werd er enkel gesuppleerd in het jaar 2014 (22/04/2016 tot 08/06/2016). Het opgespoten zand had een gemiddelde mediane korrelgrootte van $369.82 \pm 51.5 \mu\text{m}$ en kwam uit winzone 4c (Oosthinder).

Het is duidelijk dat geen enkel strand gevrijwaard is van enige suppletie activiteit. Deze activiteit is beperkt in ons controle gebied (Bredene) en substantieel in onze impact gebied (Middelkerke). De exacte volumes zand aangebracht op onze intertidale staalname locaties zijn met de huidige gegevens niet te bepalen, maar bepalen wel zeer sterk wat het mogelijke effect op de fauna is. Hoe groter de laagdikte per oppervlakte-eenheid hoe groter het te verwachten effect.

3.2 Fysico-chemie

3.2.1 Fysico-chemie in het intertidaal

Het slibgehalte werd bepaald gedurende de hele periode. Deze fractie is echter onbestaande voor zowel controle als impact gebied, met uitzondering van Middelkerke in 2013 met een fractie van $0,196 \pm 0,105$ in het voorjaar en $0,281 \pm 0,102$ in het najaar.

Verder beschrijft dit hoofdstuk de observatie in gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (TOM) voor de verschillende periodes (jaren en seizoen) in het intertidaal.

A. Voorjaar

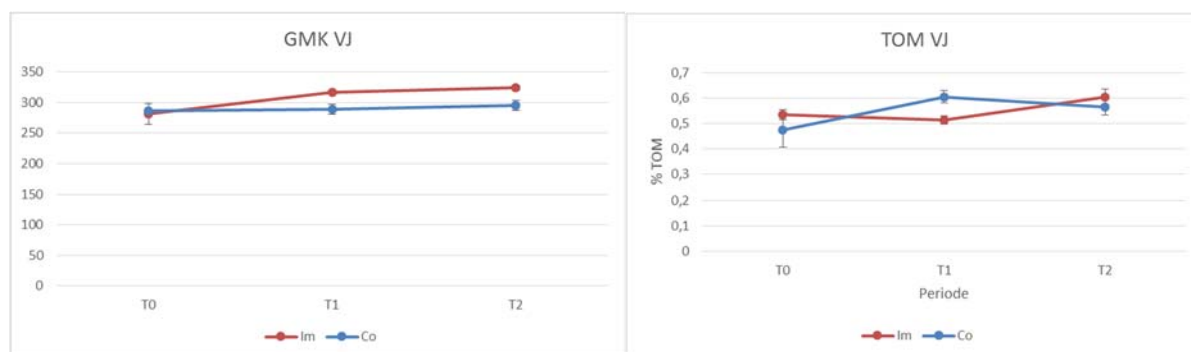
Er wordt geen significant interactie effect "periode x gebied" gevonden voor de gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en het totaal organisch materiaal (Tabel 5). De mediane korrelgrootte is na de suppletie hoger in het impact strand dan op het controle strand. Voor beide stranden zien we een stijging over de studieperiode. Voor het organisch materiaal zien we geen significante veranderingen.

Tabel 5. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (%TOM), in functie van de factoren periode en gebied tijdens het voorjaar ($p < 0.05$ is significant).

variabele	periode x gebied	periode	gebied
GMK	0,086	0,016	0,007
TOM	0,075	0,059	0,93

Tabel 6. Gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK, μm) en totaal organisch materiaal (%TOM), in het sediment \pm standaardfout in impact en controlegebied in het voorjaar.

GMK	T0 voorjaar 2013	T1 voorjaar 2015	T2 voorjaar 2016
Impact	$282 \pm 17,022$	$317 \pm 2,839$	$324 \pm 4,128$
Controle	$286 \pm 5,392$	$289 \pm 7,788$	$295 \pm 8,195$
TOM			
Impact	$0,534 \pm 0,020$	$0,513 \pm 0,016$	$0,605 \pm 0,030$
Controle	$0,474 \pm 0,068$	$0,604 \pm 0,024$	$0,564 \pm 0,031$



Figuur 3. Gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (%TOM) op het impact (im) en controle (co) strand tijdens het voorjaar (VJ) gedurende de studieperiode.

B. Najaar

Er wordt geen significant interactie effect "periode x gebied" gevonden voor de gemiddelde mediane korrelgrootte (Tabel 7). We zien wel voor zowel impact als controle een stijging van de mediane korrelgrootte. Een significant periode x gebied interactie effect wordt gevonden voor het gehalte aan totaal organisch materiaal. In T0 en T2 is TOM significant lager in het impact dan in het controle gebied ($p=0.001$ en 0.04 resp.). Een omgekeerde trend zien we in T1, maar dit is niet significant ($p=0.092$). Het

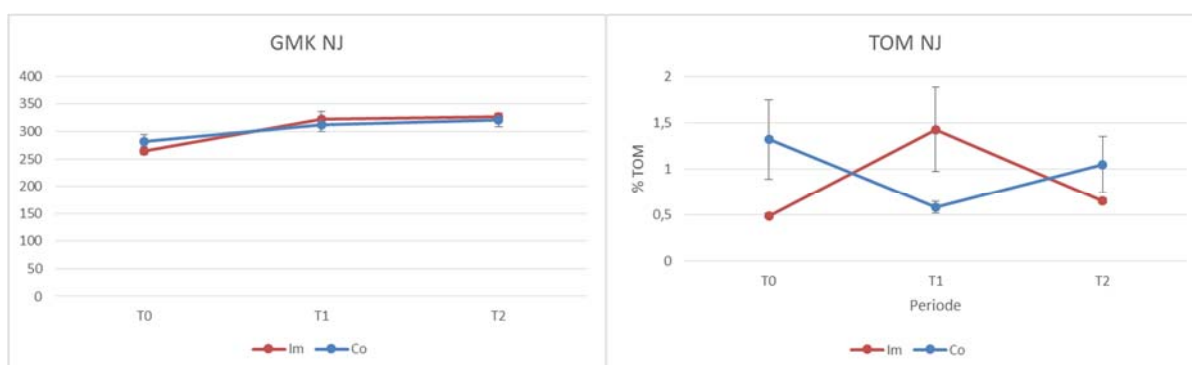
TOM gehalte verschilt significant tussen alle periodes voor zowel impact als controle gebied (uitz. tussen T1 en T2 impact).

Tabel 7. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (%TOM), in functie van de factoren periode en gebied tijdens het najaar ($p < 0.05$ is significant).

variabele	periode x gebied	periode	gebied
GMK	0,41	0,001	0,945
TOM	0,017	0,029	0,323

Tabel 8. Gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK, μm) en totaal organisch materiaal (%TOM) in het sediment \pm standaardfout in impact en controlegebied in het najaar.

GMK	T0 najaar 2013	T1 najaar 2015	T2 najaar 2016
Impact	265 \pm 19,086	323 \pm 4,242	326 \pm 4,188
Controle	282 \pm 6,915	312 \pm 13,718	321 \pm 7,372
TOM			
Impact	0,493 \pm 0,023	1,427 \pm 0,456	0,656 \pm 0,029
Controle	1,321 \pm 0,429	0,582 \pm 0,066	1,049 \pm 0,306



Figuur 4. Gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (%TOM) op het impact (im) en controle (co) strand tijdens het najaar (NJ) gedurende de studieperiode.

3.2.2 Fysico-chemie in het subtidaal

Tabel 9. Gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK, μm), % slib (<63 μm) en totaal organisch materiaal (%TOM) in het sediment \pm standaardfout in impact en controlegebied in het najaar en voorjaar.

		T0		T0'	T1		T2	
		Vj	Nj	Nj	Vj	Nj	Vj	Nj
GMK	Impact	174 \pm 16,64	179 \pm 4,35	168 \pm 23,11	165 \pm 10,68	179 \pm 2,38	179 \pm 3,33	185 \pm 3,98
	Controle	213 \pm 3,30	210 \pm 2,30		214 \pm 16,85	254 \pm 12,35	207 \pm 14,25	196 \pm 18,92
% mud (<63 μm)	Impact	7,95 \pm 12,20	0,25 \pm 0,98	23,30 \pm 9,00	10,72 \pm 4,32	2,27 \pm 1,36	6,17 \pm 2,30	5,04 \pm 1,45
	Controle	1,69 \pm 0,92	2,62 \pm 1,59		9,69 \pm 4,57	1,10 \pm 0,77	12,09 \pm 5,60	15,18 \pm 6,58
%org mat/ % TOM	Impact	0,80 \pm 0,67	0,57 \pm 0,04	2,63 \pm 0,73	0,60 \pm 0,08	1,35 \pm 0,195	1,53 \pm 0,26	1,96 \pm 0,39
	Controle	0,78 \pm 0,27	0,47 \pm 0,04		1,03 \pm 0,25	2,91 \pm 0,494	2,16 \pm 0,54	4,42 \pm 1,42

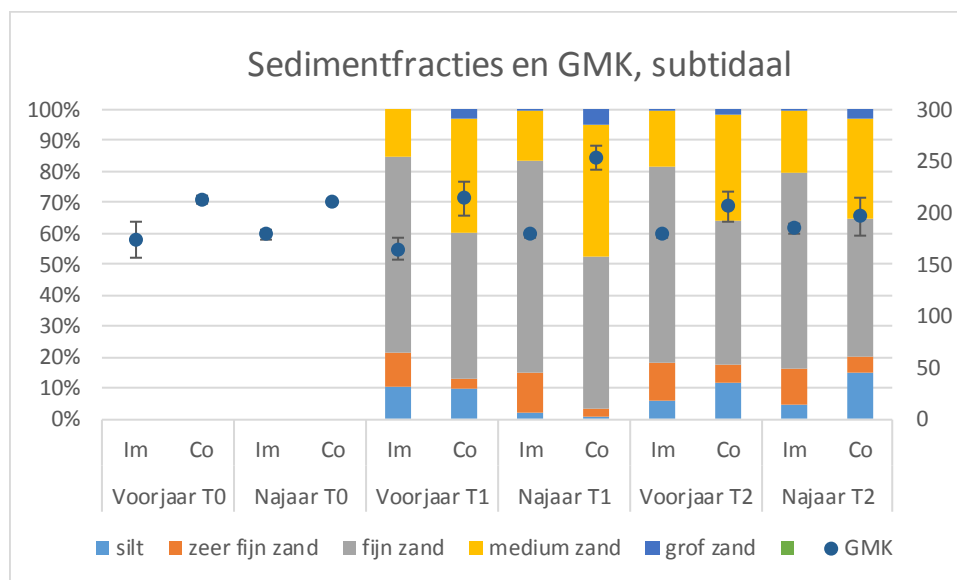
De gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK) is op alle momenten hoger in het controle gebied dan in het impact gebied (Figuur 5; Tabel 9), waardoor er ook een significant verschil was voor factor gebied in beide seizoenen (Tabel 10). De GMK is nagenoeg constant in het impact gebied en varieert tussen 164 μm en 184 μm . Het dominante sediment type is fijn zand (Figuur 5). In het controle gebied ook, variërend tussen 196 μm en 213 μm , behalve najaar T1 (253 μm). Hier is de fractie medium zand hoger dan in het impactgebied en is er een fractie grof zand. Daarnaast is er op de meeste momenten een duidelijke slibfractie (10-15%), behalve in najaar T1 (1%). Zowel voor impact als controle op T0 en T1,

is de slibfractie hoger in het voorjaar, dan in het najaar. Voor het voorjaar werd er geen significant interactie effect “periode x gebied” gevonden voor GMK, terwijl in het najaar wel (Tabel 10).

Het organisch materiaal (%TOM) neemt zowel in voorjaar als najaar toe overheen de studieperiode (Tabel 9), wat ook blijkt uit het significant verschil voor factor periode (Tabel 10). Dit is significant in het voorjaar tussen T2 en T1-T0 en in het najaar tussen T0 en T1-T2.

Tabel 10. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in mediane korrelgrootte (GMK) en totaal organisch materiaal (%TOM), in functie van de factoren periode en gebied ($p < 0.05$ is significant).

	Voorjaar			Najaar		
	periodexgebied	periode	gebied	periodexgebied	periode	gebied
GMK	0.592	0.898	0.001	0.001	0.014	0.001
% TOM	0.54	0.002	0.139	0.006	0.002	0.623



Figuur 5. Gemiddelde korrelgrootte (GMK) en sedimentfracties in het subtidaal voor impact (im) en controle (co) tijdens het najaar en voorjaar gedurende de studieperiode.

3.3 Macrobenthos

3.3.1 Intertidaal

Tijdens de T₀ situatie worden er in het intertidaal in het totaal 23 taxa gevonden (impact: 16; controle: 17). Tijdens de T1 situatie zijn 21 taxa aanwezig (impact: 15; controle: 18) en op T2 17 taxa (impact: 14; controle: 17).

A. T0 najaar vergelijking controle gebieden (De Haan versus Bredene)

De data van het controlegebied De Haan (eCOAST) en Bredene (ILVO/UGent) werden vergeleken. We zien dat de totaal aantal taxa, soortenrijkdom en densiteit iets hoger liggen in Bredene dan in De Haan, en dat vooral de densiteit hoger is in Bredene (hoge aantallen Gemshoornworm [*Scolelepis squamata*] (Tabel 11). De diversiteit is echter iets lager in Bredene. Voor geen enkel van de geanalyseerde univariate karakteristieken wordt evenwel een significant verschil tussen beide locaties gevonden (Tabel 12).

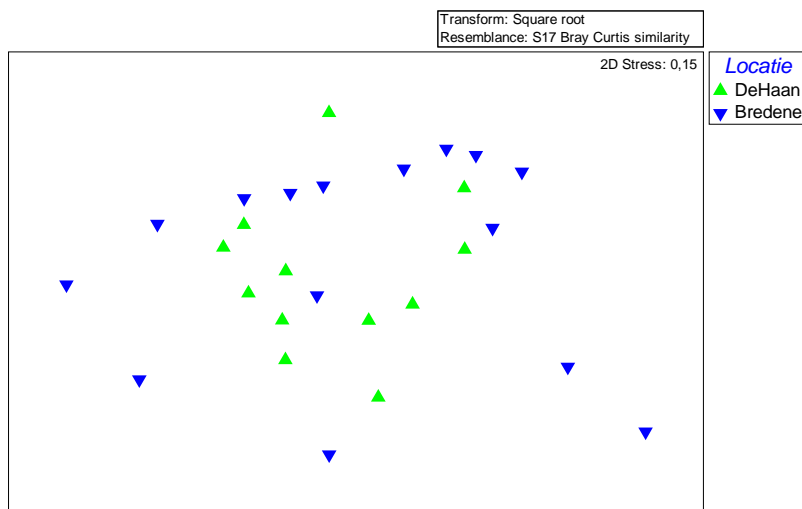
Tabel 11. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa ± standaardfout per gebied per periode voor het intertidale macrobenthos in het najaar (())=aantal stalen met 1 soort die verwijderd werden: zie materiaal en methode).

Gebied	Totaal aantal taxa	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
De Haan	14	3,87±0,57	168±42,79	4,55±1,57	1,42±0,22	0,81±0,03 (3)
Bredene	15	3,93±0,51	327±120,02	6,01±1,89	1,28±0,19	0,72±0,06 (2)

Tabel 12. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in intertidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factor locatie tijdens het najaar 2013 (p<0.05 is significant)

Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
0,933*	0,6779	0,557*	0,5606	0,3475

Ook de gemeenschappen zijn niet significant verschillend tussen beide controle gebieden (ANOSIM Global R=0.087; maar de test is niet significant (9,2%))



Figuur 6. MDS plot van de intertidale macrobenthos gemeenschap in het najaar 2013.

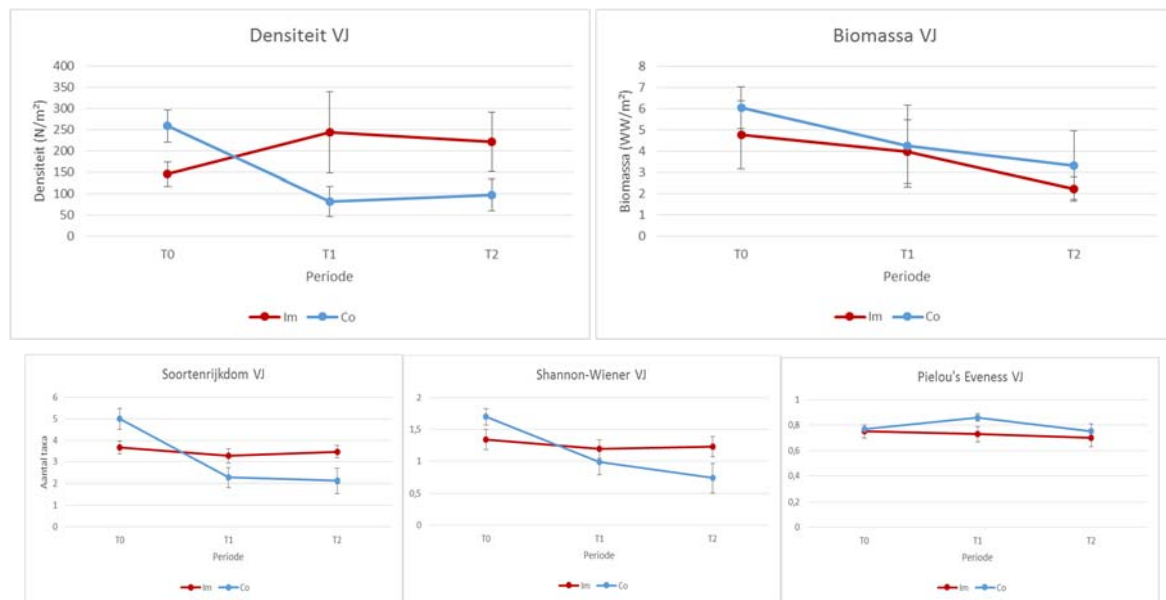
B. Voorjaar

Een significant periode x gebied interactie effect is aanwezig voor soortenrijkdom en densiteit (Tabel 14). Op T0 zijn beide variabelen significant hoger in het controle dan in het impact gebied (densiteit:

p=0,021 en soortenrijkdom: p=0,034) (Figuur 76). Het tegenovergestelde zien we tijdens T1 en T2, nl. een hogere densiteit en soortenrijkdom in het impactgebied. Deze variabelen kennen in het controle gebied significant lagere waarden in T1 en T2 dan tijdens T0 (densiteit: resp. p=0,003 en 0,005; soortenrijkdom: resp. p=0,001 en 0,002). De Shannon-Wiener index vertoont dezelfde trend. De eveness en biomassa verschillen niet tussen de gebieden en de verschillende periodes. De densiteitstrend wordt vooral verklaard door de meest dominante soort *S. squamata* (Figuur 8). Deze soort kent een opvallende hogere gemiddelde densiteit tijdens de T1 situatie in het impact gebied. De hogere biomassa in T0 komt voornamelijk door het voorkomen van de grotere soorten *Macoma balthica* en *Haustorius arenarius* in het controle gebied en *Lanice conchilega* en *Nephtys cirrosa* in het impact gebied. Deze soorten kennen lagere densiteiten in T1 en T2.

Tabel 13. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa ± standaardfout per gebied per periode voor het intertidale macrobenthos in het voorjaar (I)=aantal stalen met 1 soort die verwijderd werden).

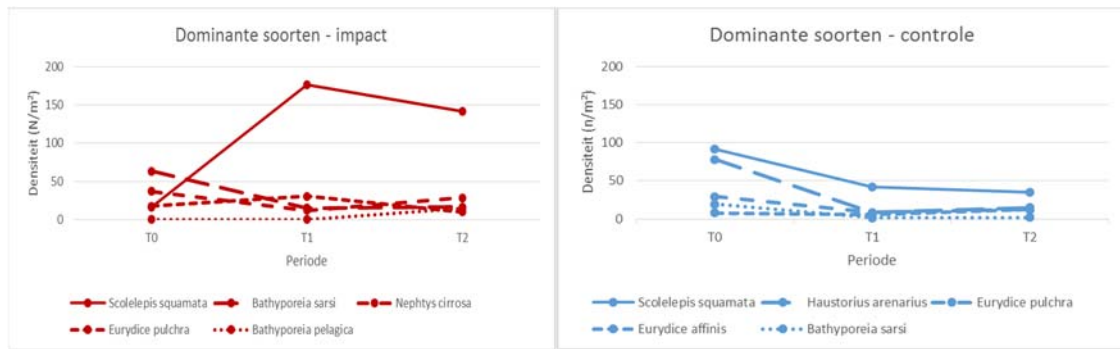
VOORJAAR	Gebied	Totaal aantal taxa	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
2013 T0	I	9	3,67±0,30	146±28,28	4,76±1,60	1,34±0,16	0,75±0,05 (1)
	C	13	5,00±0,49	258,67±38,37	6,06±0,98	1,70±0,13	0,77±0,03
2015 T1	I	11	3,27±0,34	243,67±95,63	3,98±1,50	1,19±0,15	0,73±0,06
	C	10	2,27±0,45	81,93±35,23	4,24±1,91	0,99±0,20	0,86±0,03 (4)
2016 T2	I	10	3,47±0,29	220,93±69,74	2,24±0,57	1,23±0,16	0,70±0,07 (1)
	C	11	2,13±0,58	97,46±36,85	3,34±1,62	0,74±0,23	0,75±0,06 (7)



Figuur 7. Gemiddelde macrobenthos densiteit, biomassa, soortenrijkdom, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's Eveness ± standaardfout in het intertidaal in het voorjaar in het impact (im) en controle (co) gebied.

Tabel 14. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in intertidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, Shannon Wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factoren periode en gebied tijdens het voorjaar (p<0.05 is significant).

INTERTIDAAAL Voorjaar	Periode x gebied	Periode (T0 – T1 – T2)	Gebied (Im - Co)
Soortenrijkdom S	0,007	0,001	0,339
Densiteit N	0,028	0,704	0,225
Biomassa	0,927	0,207	0,476
H	0,056	0,009	0,474
J'	0,600	0,592	0,196



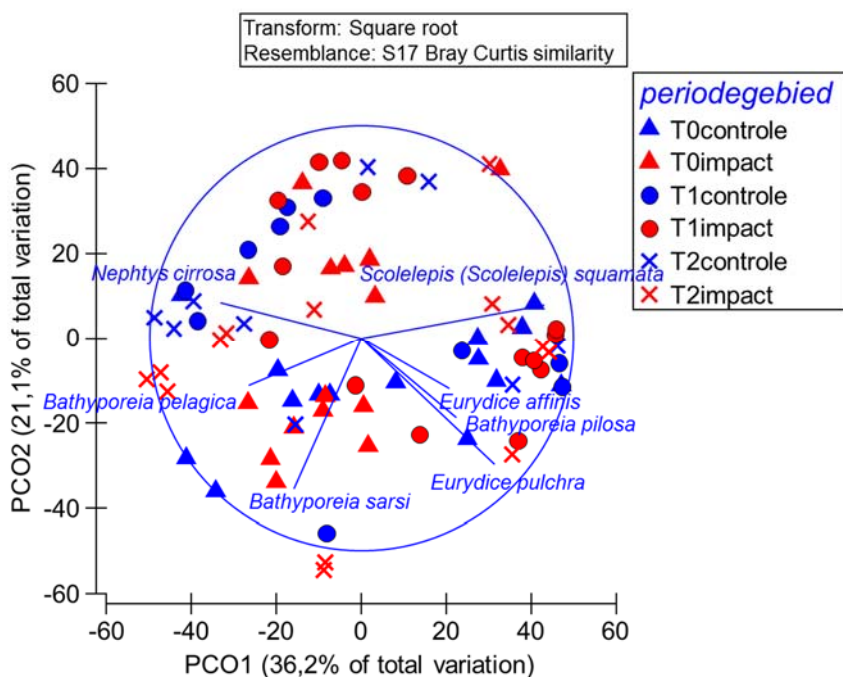
Figuur 8. Gemiddelde densiteit van de vijf meest voorkomende macrobenthos soorten in het intertidaal gebied (impact-controle) in ht voorjaar.

De gemeenschappen aanwezig in het impact en controlegebied vertonen geen significant gebied x periode interactie (Tabel 1612). De gemeenschap van het impact gebied is soortenarmer op T0 dan in het controlegebied, maar blijft ongeveer gelijk over de periodes heen in tegenstelling tot de gemeenschap in het controle gebied die grotere temporele veranderingen ondergaat wat verklaard kan worden door de daling in soortenrijkdom vanaf T1. Tijdens de studieperiode blijven beide gemeenschappen significant verschillend van elkaar.

In beide gebieden is *S. squamata* de meest dominante soort maar het aandeel van de andere aanwezige soorten verschilt sterk tussen beide gebieden. De tweede meest dominante soort in de gemeenschap van het impactgebied verschilt tussen de periodes (T0: *Bathyporeia sarsi*, T1: *Eurydice pulchra* en T2: *N. cirrosa*) terwijl dat in het controle gebied voor alle periodes *H. arenarius* is (Tabel 1511).

Tabel 15. Gemiddelde densiteit van de dominante macrobenthos soorten (aantal/m²) in het intertidaal tijdens het voorjaar in impact en controle gebied op de verschillend tijdstippen.

Densiteit dominante soorten (aantal/m ²)	T0		T1		T2	
	impact	controle	impact	controle	impact	controle
<i>Scoelepis squamata</i>	16,67	91,33	176,74	42,24	142,30	34,44
<i>Bathyporeia sarsi</i>	63,33	19,33	14,94	1,30	16,24	1,95
<i>Nephtys cirrosa</i>	36,67	8,67	11,70	6,50	28,59	5,85
<i>Eurydice pulchra</i>	17,33	29,33	30,54	8,45	9,75	12,35
<i>Bathyporeia pelagica</i>	0,00	6,67	0,00	1,95	14,94	9,75
<i>Haustorius arenarius</i>	0,00	78,00	0,00	8,45	0,00	14,94
<i>Eurydice affinis</i>	0,00	8,00	1,30	5,85	0,65	12,35



Figuur 9. PCO plot van de intertidale macrobenthos gemeenschap in het voorjaar. Vector overlay is gebaseerd op multiple correlaties en enkel de soorten met correlatie > 0,4 worden weergegeven.

Tabel 16. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemeenschappen in de intertidale macrobenthos gemeenschap in het voorjaar ($p < 0.05$ is significant).

INTERTIDAAL Voorjaar	Periode x gebied	Periode (T ₀ – T ₁ – T ₂)	Gebied (I - C)
Gemeenschappen	0,070	0,097	0,001

C. Najaar

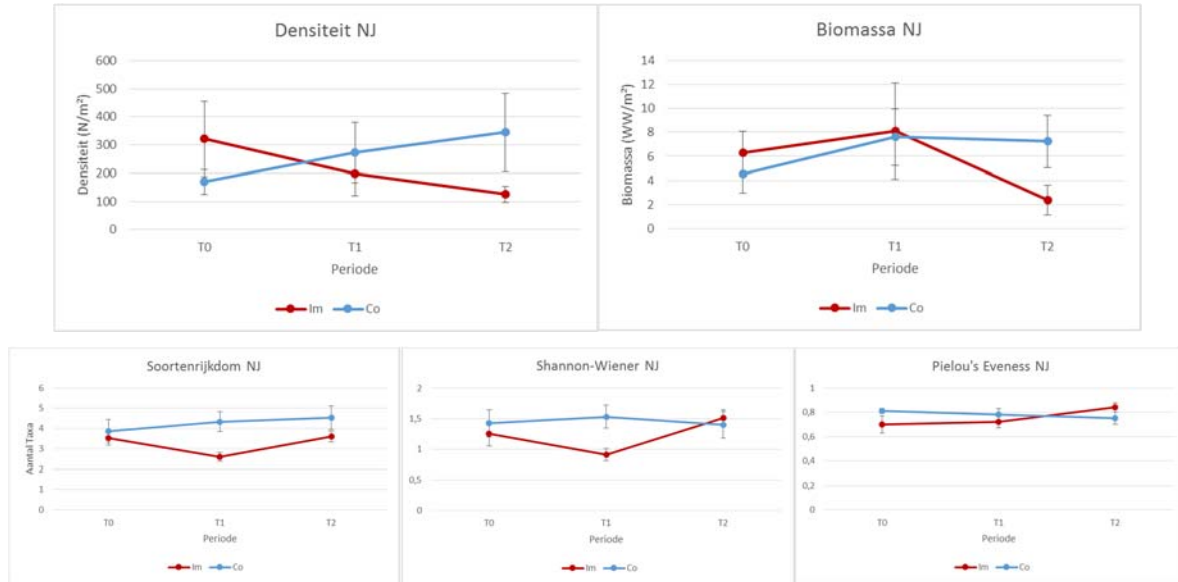
Tabel 17. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa ± standaardfout per gebied per periode voor het intertidale macrobenthos in het najaar (I)=aantal stalen met 1 soort die verwijderd werden: zie materiaal en methode).

NAJAAR	Gebied	Totaal aantal taxa	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
2013 T0	I	13	3,53±0,35	320,77±133,59	6,27±1,82	1,25±0,20	0,70±0,07 (1)
	C	14	3,87±0,57	168,67±42,79	4,55±1,57	1,42±0,22	0,81±0,02 (3)
2015 T1	I	11	2,60±0,21	197,47±77,40	8,11±4,02	0,91±0,10	0,72±0,05 (1)
	C	18	4,33±0,49	274,07±107,20	7,60±2,36	1,53±0,19	0,78±0,05 (1)
2016 T2	I	11	3,60±0,27	125,40±27,91	2,38±1,24	1,51±0,13	0,84±0,04
	C	17	4,53±0,58	344,27±138,80	7,24±2,17	1,40±0,22	0,75±0,05 (3)

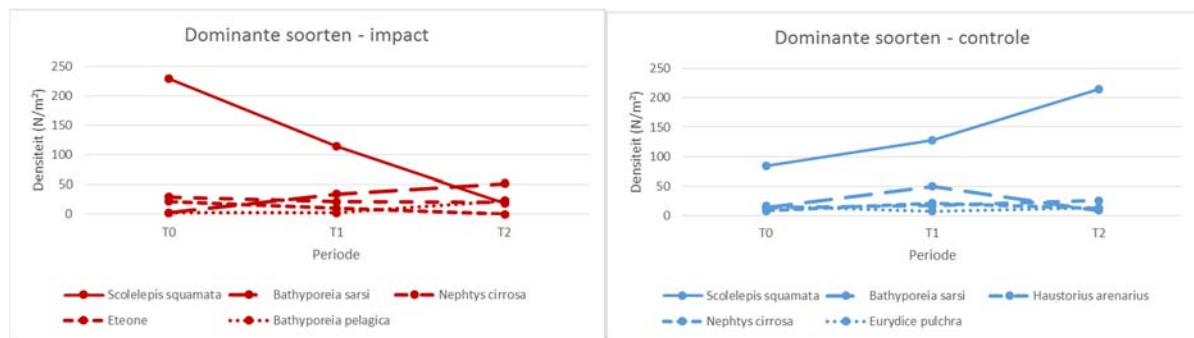
Tabel 18. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in intertidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, shannon-wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factoren periode en gebied tijdens het najaar ($p < 0.05$ is significant).

INTERTIDAAL Najaar	Periode x gebied	Periode (T ₀ – T ₁ – T ₂)	Gebied (Im - Co)
Soortenrijkdom S	0,279	0,402	0,007
Densiteit N	0,179	0,996	0,553
Biomassa	0,372	0,422	0,650
H	0,140	0,426	0,124
J'	0,164	0,729	0,536

Een tegenovergestelde temporele trend in densiteit wordt waargenomen tussen beide gebieden. Door voornamelijk een daling in de dominante soort *S. squamata* in het impactgebied daalt de totale densiteit in het impactgebied tijdens de studieperiode, terwijl de totale densiteit stijgt in het controle gebied over dezelfde periode. Verder is de soortenrijkdom significant hoger in het controlegebied over de periodes heen. De biomassa in T0 impact wordt bepaald door het voorkomen van *L. conchilega* en hele hoge aantallen *S. squamata* in één staal.



Figuur 10. Gemiddelde macrobenthos densiteit, biomassa, soortenrijkdom, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's Eveness \pm standaardfout in het intertidaal in het najaar in het impact (im) en controle (co) gebied.



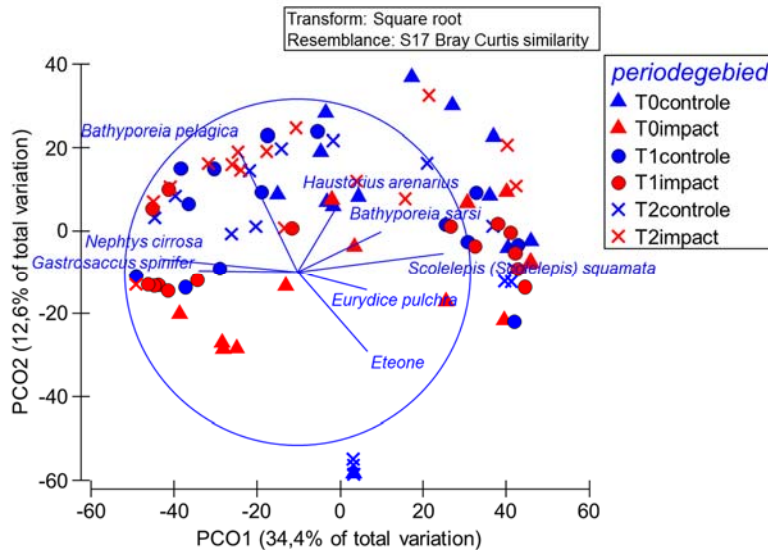
Figuur 11. Gemiddelde densiteit van de vijf meest voorkomende macrobenthos soorten in het intertidaal gebied (impact-contrôle) in ht najaar.

Tabel 19. Densiteit van de dominante macrobenthos soorten (aantal/m²) in het intertidaal tijdens het najaar in impact en controle gebied op de verschillend tijdstippen.

Densiteit dominante soorten (aantal/m ²)	T0		T1		T2	
	impact	controle	impact	controle	impact	controle
<i>Scolelepis squamata</i>	229,23	83,33	113,71	127,36	18,19	215,07
<i>Bathyporeia sarsi</i>	2,31	13,33	33,79	50,03	51,33	8,45
<i>Nephtys cirrosa</i>	29,23	8,00	20,79	21,44	20,14	11,70
<i>Eteone</i>	21,54	4,67	9,75	3,25	0,00	3,25
<i>Bathyporeia pelagica</i>	2,31	10,00	2,60	7,15	22,74	9,75
<i>Haustorius arenarius</i>	0,00	14,00	0,00	16,89	0,65	25,34
<i>Eurydice pulchra</i>	0,00	16,00	6,50	7,80	1,30	13,00

De gemeenschappen aanwezig in het impact gebied verschillen significant van elkaar tussen T0 en T2 ($p = 0,001$). In het controle gebied verschillen de gemeenschappen niet significant over de tijd. Zowel in T0 als T2 verschillen de gemeenschappen significant tussen impact en controle (resp. $p=0,008$ en $0,007$).

In beide gebieden is *S. squamata* de meest dominante soort, met uitzondering van het impact gebied in T2, waar de densiteit van de Gemshoornworm enorm afgenomen is en *B. sarsi* de meest dominante soort is. Het aandeel van de andere aanwezige soorten verschilt sterk tussen beide gebieden. Terwijl in het controle gebied *Eurydice pulchra* (T0), *B. sarsi* (T1) of *H. arenarius* (T2) de tweede meest dominante soort is dit *N. cirrosa* (T0), *B. sarsi* (T1) en *B. pelagica* (T2) in het impactgebied (Tabel 19).



Figuur 12. PCO plot van de intertidale macrobenthos gemeenschap in het najaar. Vector overlay is gebaseerd op multiple correlaties en enkel de soorten met correlatie > 0,4 worden weergegeven.

Tabel 20. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemeenschappen in de intertidale macrobenthos gemeenschap in het najaar ($p < 0.05$ is significant).

INTERTIDAAL Najaar	Periode x gebied	Periode (T0 – T1 – T2)	Gebied (I - C)
Gemeenschappen	0,028	0,001	0,007

3.3.2 Subtidaal

A. T0 najaar vergelijking controle gebieden (De Haan versus Bredene)

Door een lichte verschuiving in de staalnamelocatie en strategie in het subtidaal tussen de T0 monitoring en de T1-T2, bespreken we kort het verschil tussen beiden voor najaar 2013 (data van beide locaties, door 4shore monitoring [Colson & Pecceu, 2016]). Het aantal soorten, soortenrijkdom, densiteit en biomassa is duidelijk hoger in Bredene (Cbis), dan in de Haan (C) (Tabel 21). Maar enkel voor biomassa is dit verschil significant (Tabel 22). Daarnaast is de variatie tussen de controle stalen groter in Cbis dan in C, welke duidelijk is aan de hogere standaardfout waarden en de spreiding van de Cbis stalen in de PCO plot (Figuur 13).

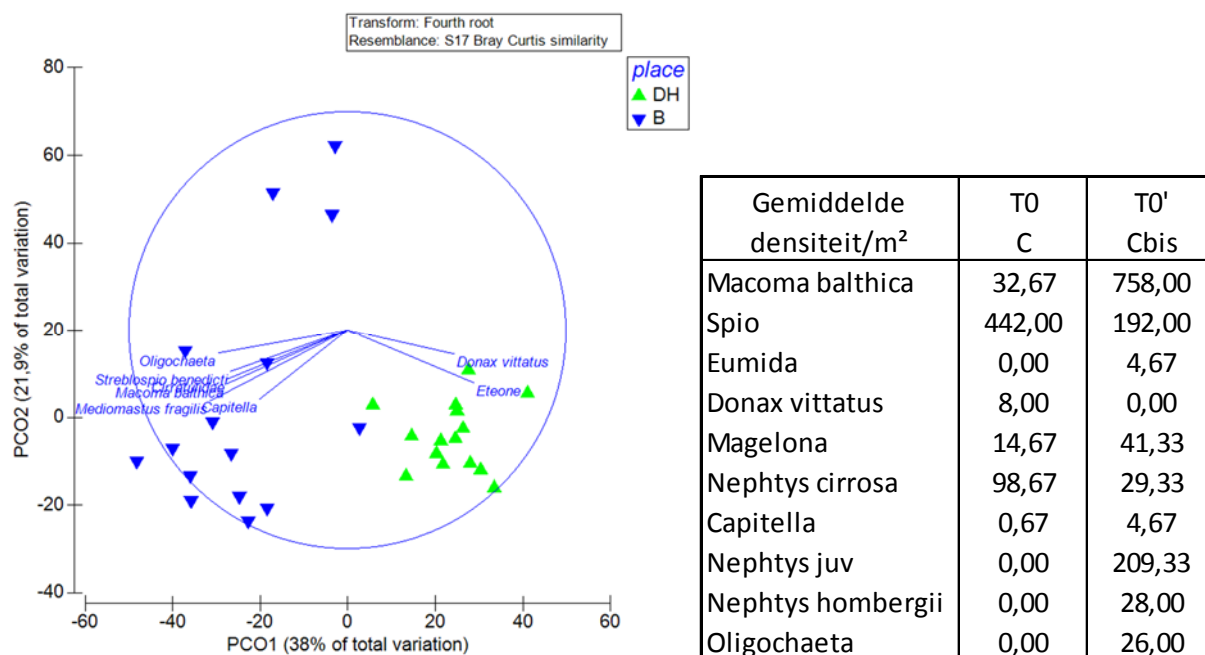
Tabel 21. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa \pm standaardfout voor T0 najaar op beide controle stranden voor het subtidaal macrobenthos.

NAJAAR	Gebied	Totaal aantal taxa	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
T0 2013	C	20	7,7 \pm 0,6	666,0 \pm 180,8	37,2 \pm 5,4	1,9 \pm 0,2	0,63 \pm 0,05
	Cbis	33	9,3 \pm 1,4	1606,0 \pm 535,1	592,8 \pm 187,1	1,8 \pm 0,2	0,67 \pm 0,05

Tabel 22. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in subtidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, shannon-wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factor locatie tijdens het najaar 2013 ($p < 0.05$ is significant).

Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa(WW/m ²)	H	J'
0.312	0.113	0.002	0.692	0.605

Qua soortensamenstelling zijn beide locaties significant verschillend (ANOSIM R=0.64; $p=0.01$). De Haan wordt meer gedomineerd door *Donax vittatus* en *Eteone spp.*, terwijl in Bredene soorten zoals *Macoma balthica*, *Oligochaeta spp.*, *Streblospio benedicti* en *Mediomastus fragilis* het verschil bepalen (Figuur 13). In de densiteiten top 10, is het inderdaad *D. vittatus*, maar ook *N. cirrosa* en *Spio spp* die in hogere densiteiten voorkomen in De Haan dan in Bredene. In Bredene is het vooral de dominantie van *Macoma balthica* en *Cirratulidae spp.* (welke niet waargenomen werden in De Haan).



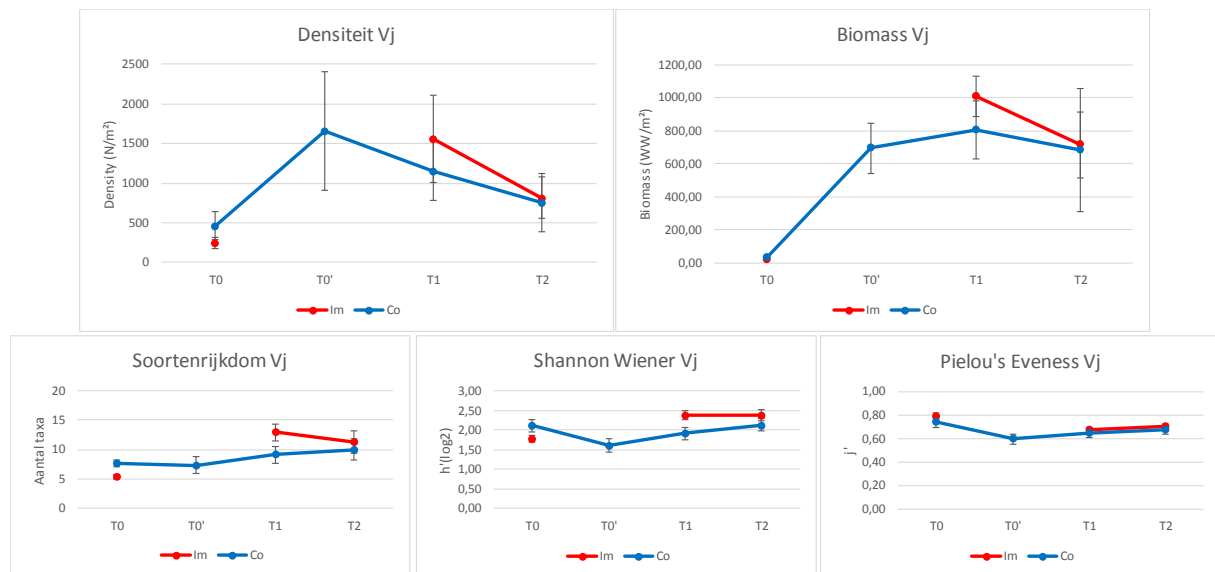
Figuur 13. Links: PCO plot van de subtidale macrobenthos gemeenschap in T0 najaar voor beide controle stranden. Vector overlay is gebaseerd op multiple correlaties en enkel de soorten met correlatie >0.4 worden weergegeven. Rechts: Tabel met top 10 soorten voor beide controle stranden in T0 najaar.

B. Voorjaar

Tabel 23. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa \pm standaardfout per gebied per periode voor het subtidale macrobenthos in het voorjaar.

Voorjaar	Gebied	Totaal aantal taxa	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
T0 2013	I	15	5,3 \pm 0,5	240,0 \pm 31,6	19,0 \pm 3,8	1,8 \pm 0,2	0,79 \pm 0,03
	C	23	7,6 \pm 0,5	462,0 \pm 64,7	31,5 \pm 6,1	2,1 \pm 0,1	0,74 \pm 0,04
T0' 2014	C	32	7,3 \pm 0,7	1656,0 \pm 638,9	692,4 \pm 281,8	1,6 \pm 0,1	0,59 \pm 0,05
T1 2015	I	43	12,9 \pm 1,1	1556,0 \pm 339,0	1007,0 \pm 317,4	2,4 \pm 0,1	0,67 \pm 0,03
	C	32	9,1 \pm 1,0	1150,7 \pm 539,2	804,1 \pm 429,7	1,9 \pm 0,2	0,65 \pm 0,06
T2 2016	I	38	11,2 \pm 1,1	815,3 \pm 118,2	714,3 \pm 179,5	2,4 \pm 0,2	0,70 \pm 0,05
	C	33	10,0 \pm 1,0	750,7 \pm 219,4	680,9 \pm 257,4	2,1 \pm 0,2	0,67 \pm 0,06

In het voorjaar, zijn de densiteit en biomassa in T1-T2 hoger dan tijdens T0 (Tabel 23). Qua diversiteit is er voor soortenrijkdom een lichte toename over de tijd, maar zijn Shannon en Pielou's evenness gelijkwaardig over de tijd (Figuur 14). Behalve voor de T0 situatie, zijn de waarden voor alle variabelen iets hoger in het impact gebied ten opzichte van het controle gebied.



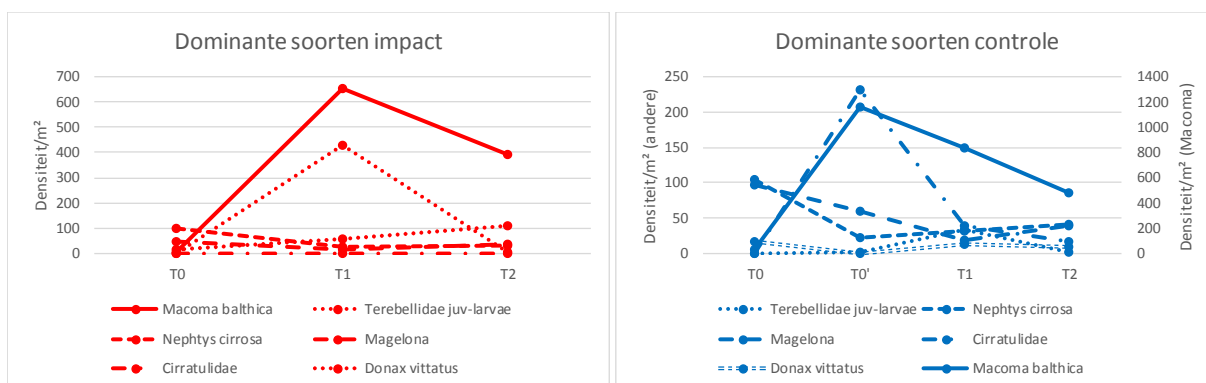
Figuur 14. Gemiddelde macrobenthos densiteit, biomassa, soortenrijkdom, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's evenness ± standaardfout in het subtidaal in het voorjaar in het impact (im) en controle (co) gebied. T0' is het jaar 2014.

Enkel voor soortenrijkdom en Shannon-wiener werd een significant effect voor de interactieterm “periodexgebied” geobserveerd (Tabel 24). Voor densiteit en biomassa is er enkel een significant verschil over de tijd heen. Voor Pielou's Evenness werd er geen significant verschil gevonden. Het significantie verschil voor periode was tussen T0 en de andere perioden (T1-T2) voor alle parameters. Voor geen enkele variabele werd er voor factor gebied een significant verschil gevonden.

Tabel 24. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in subtidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, shannon-wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factoren periode en gebied tijdens het voorjaar ($p < 0.05$ is significant).

Subtidaal - voorjaar	periodexgebied	Periode (T0, T1, T2)	Gebied (impact/controle)
Soortenrijkdom*	0,0011	0,000002	0,6360
Densiteit	0,561	0,001	0,74
Biomassa	0,919	0,003	0,741
J'	0,961	0,063	0,349
H'	0,029	0,131	0,321

Uit de multivariate analyse blijkt dat er verschillen zijn in soortensamenstelling doorheen de tijd en tussen controle en impact gebied (Figuur 16). Dit verschil wordt voornamelijk gedreven door dichtheitsverschillen tussen de dominante soorten en de aan/afwezigheid van sommige (vb *Terebellidae* juv-larvae; *Cirratulidae*; *Bathyporeia pelagica*) (Tabel 25).

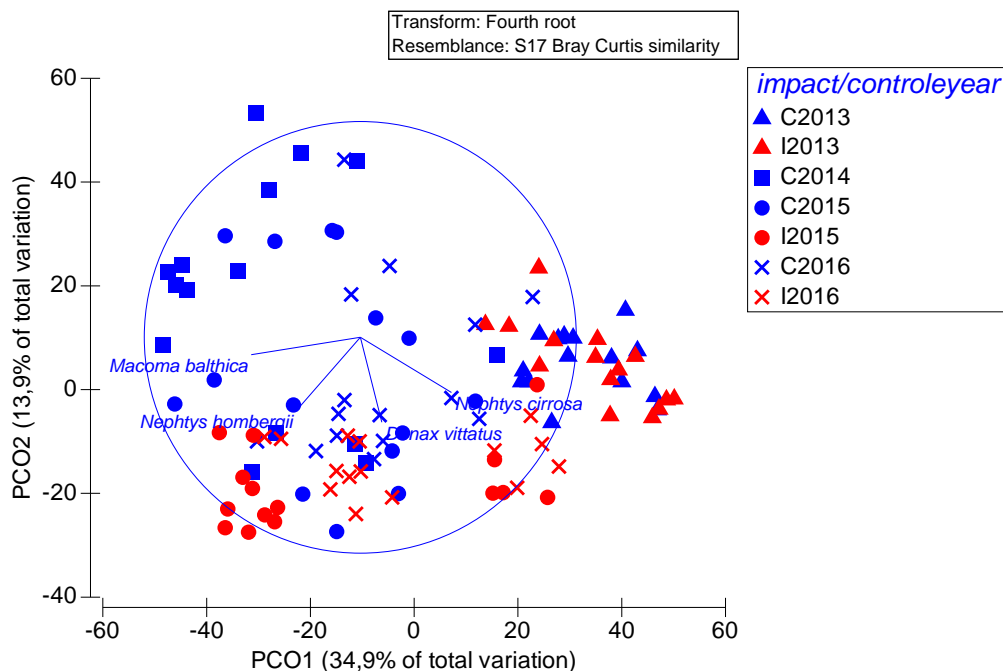


Figuur 15. Gemiddelde densiteit van de zes meest voorkomende macrobenthos soorten in het subtidaal in het impact (links) en controle (rechts) gebied in het voorjaar.

Tabel 25. Densiteit van de dominante macrobenthos soorten (aantal/m²) in het subtidaal tijdens het voorjaar in impact en controle gebied op de verschillend tijdstippen.

Gemiddelde densiteit/m ²	T0		T0'	T1		T2	
	C	I		C	C	I	C
<i>Macoma balthica</i>	33,33	4,00	1162,00	833,33	654,67	484,67	392,67
<i>Terebellidae juv-larvae</i>	0,00	0,00	1,33	34,00	426,67	1,33	4,00
<i>Nephtys cirrosa</i>	104,67	97,33	22,67	32,67	28,67	41,33	33,33
<i>Magelona</i>	97,33	49,33	59,33	18,00	14,67	38,67	36,00
<i>Cirratulidae</i>	0,00	0,00	230,67	38,67	2,00	17,33	1,33
<i>Donax vittatus</i>	16,00	15,33	0,00	14,00	57,33	10,00	110,67
<i>Spio</i>	9,33	5,33	6,67	41,33	58,00	28,00	50,67
<i>Nephtys hombergii</i>	0,67	0,67	32,67	25,33	52,00	13,33	44,00
<i>Nephtys juv</i>	0,00	0,00	22,00	12,67	55,33	22,67	48,67
<i>Bathyporeia pelagica</i>	135,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

De interactieterm is significant voor de variabele gemeenschap, alsook voor periode en gebied (Tabel 26). Binnen het controle gebied is T0 duidelijk verschillend ($p=0.001$) qua soortensamenstelling, terwijl T1 en T2 licht significant verschillend zijn ($p=0.035$). Binnen het impact gebied is T0 duidelijk verschillend ($p=0.001$), terwijl T1 en T2 niet ($p=0.06$). En binnen elke periode, zijn controle en impact gebied significant verschillend van elkaar (T0: $P=0.006$; T1: $P=0.004$; T2: $P=0.005$).



Figuur 16. PCO plot van de subtidale macrobenthos gemeenschap in het voorjaar. Vector overlay is gebaseerd op multiple correlaties en enkel de soorten met correlatie >0.4 worden weergegeven.

Tabel 26. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemeenschappen in de subtidale macrobenthos gemeenschap in het voorjaar ($p < 0.05$ is significant).

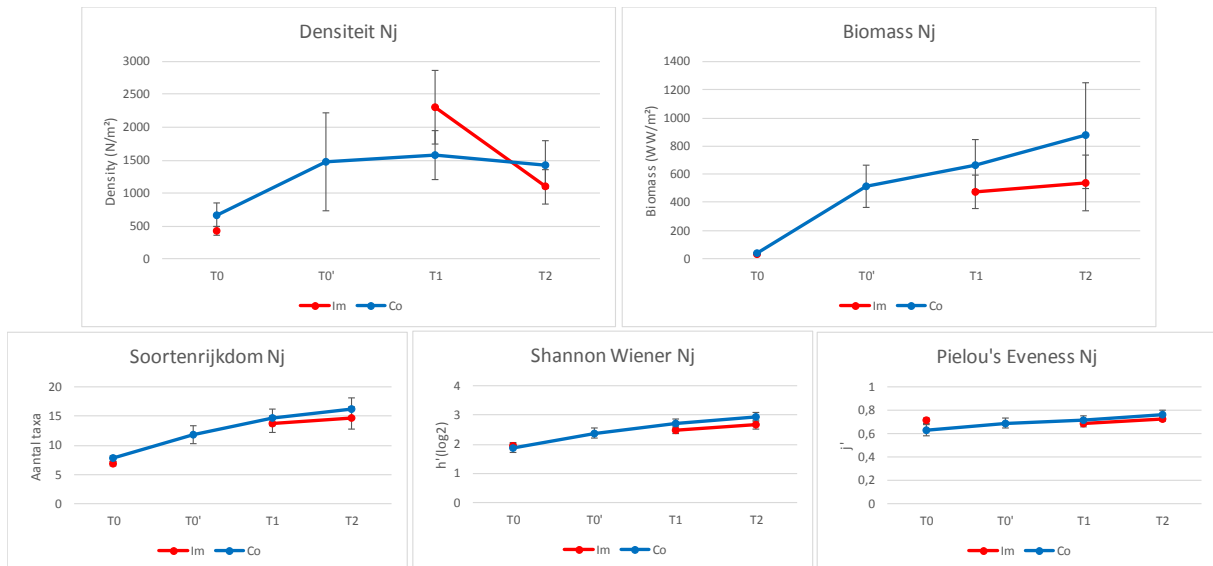
SUBTIDAAAL Voojaar	Periode x gebied	Periode (To – T1 – T2)	Gebied (I - C)
Gemeenschappen	0.007	0.001	0.001

C. Najaar

Alle benthische parameters in het subtidaal nemen duidelijk toe in de tijd, wat een statistisch significant verschil geeft voor factor periode (behalve voor Pielou's Evenness) (Tabel 28). Maar binnen periode werd er geen significant verschil gevonden voor deze parameters tussen de gebieden. Vooral voor de diversiteitsparameters zijn de waarden zeer gelijkaardig tussen impact en controle (Tabel 27; Figuur 17). De variabelen densiteit en biomassa vertonen een grotere variabiliteit.

Tabel 27. Totaal aantal taxa, gemiddelde diversiteit (soortenrijkdom, H en J'), densiteit en biomassa \pm standaardfout per gebied per periode voor het subtidale macrobenthos in het najaar.

NAJAAR	Gebied	Totaal aantal	Soortenrijkdom	Densiteit (N/m ²)	Biomassa (WW/m ²)	H	J'
T0 2013	I	17	6,9 \pm 0,4	421,3 \pm 69,2	32,1 \pm 3,7	2,0 \pm 0,1	0,71 \pm 0,02
	C	20	7,7 \pm 0,6	666,0 \pm 180,8	37,2 \pm 5,4	1,9 \pm 0,2	0,63 \pm 0,05
T0' 2014	C	50	11,8 \pm 1,5	1471,3 \pm 749,0	516,4 \pm 150,0	2,4 \pm 0,2	0,69 \pm 0,04
T1 2015	I	45	13,7 \pm 1,4	2307,3 \pm 555,7	473,2 \pm 120,6	2,5 \pm 0,1	0,68 \pm 0,02
	C	51	14,7 \pm 1,4	1571,3 \pm 372,8	666,9 \pm 177,3	2,7 \pm 0,2	0,72 \pm 0,04
T2 2016	I	47	14,6 \pm 1,9	1095,3 \pm 257,4	537,0 \pm 199,3	2,7 \pm 0,1	0,73 \pm 0,02
	C	53	16,3 \pm 1,8	1428,0 \pm 365,9	874,3 \pm 372,4	2,9 \pm 0,2	0,77 \pm 0,04

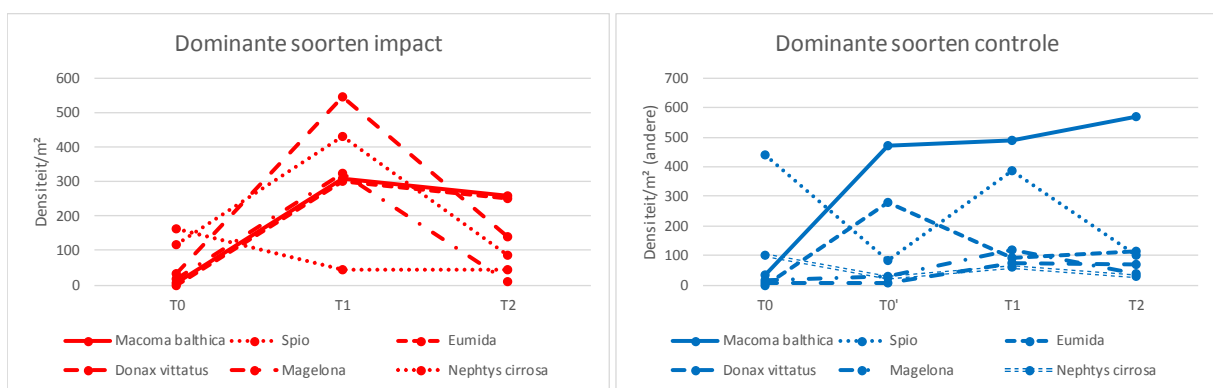


Figuur 17. Gemiddelde macrobenthos densiteit, biomassa, soortenrijkdom, Shannon-Wiener diversiteit en Pielou's evenness \pm standaardfout in het subtidaal in het najaar in het impact (im) en controle (co) gebied. T0' is het jaar 2014.

De densiteit, biomassa en aantal soorten zijn wel lager in de T0 en nemen gestaag toe over de onderzoeksperiode, behalve de densiteit (Figuur 17). *Macoma balthica* is één van de dominante soorten, voornamelijk in het controle gebied (Figuur 18; Tabel 29), gevolgd door *Spio spp.* *Nephtys cirrosa* en *Spio spp.* waren de dominante soort in T0, maar niet in de volgende periodes.

Tabel 28. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in subtidale macrobenthos soortenrijkdom, densiteit, biomassa, shannon-wiener diversiteit en Pielou's evenness in functie van de factoren periode en gebied tijdens het najaar ($p < 0.05$ is significant).

Subtidaal - najaar	periodexgebied	Periode (T0, T1, T2)	Gebied (impact/controle)
Soortenrijkdom*	0,9826	0	0,1832
Densiteit	0,214	0,001	0,855
Biomassa	0,735	0,001	0,29
J'	0,128	0,085	0,881
H'	0,372	0,001	0,27

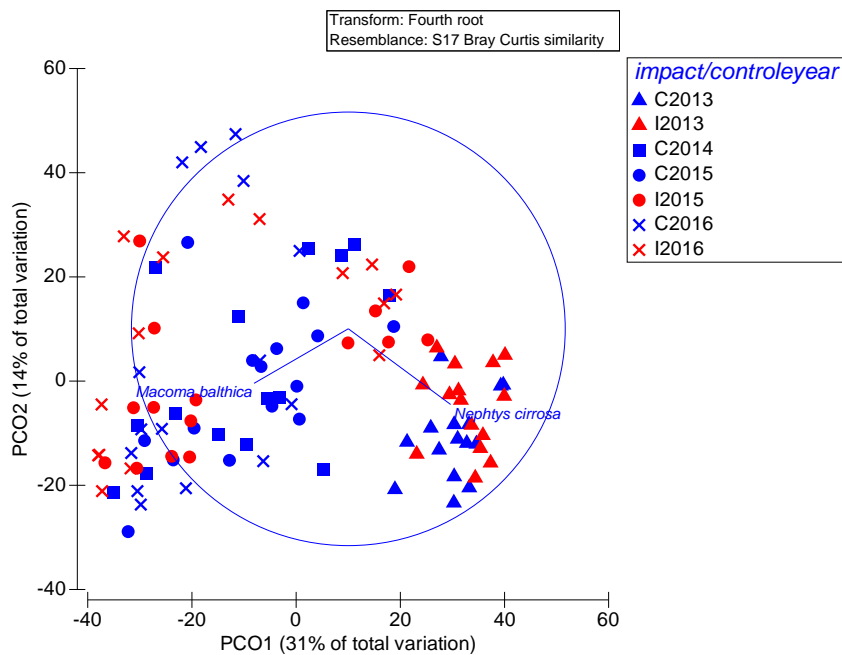


Figuur 18. Gemiddelde densiteit van de zes meest voorkomende macrobenthos soorten in het subtidaal in het impact (links) en controle (rechts) gebied in het najaar.

Uit de multivariate analyse blijkt dat *Macoma balthica* en *Nephtys cirrosa* het verschil tussen de periode bepaalt, met de laatste voornamelijk dominant in de T0 situatie (Figuur 19). Ook sommige dominante soorten in de studieperiode zijn afwezig in de T0 situatie (*Eumida sp.*, *Nephtys hombergii*, *Nephtys juv*, *Oligochaeta spp.*) (Tabel 29).

Tabel 29. Densiteit van de dominante macrobenthos soorten (aantal/m²) in het subtidaal tijdens het najaar in impact en controle gebied op de verschillende tijdstippen.

Gemiddelde densiteit/m ²	T0		T0'	T1		T2	
	C	I	C	C	I	C	I
<i>Macoma balthica</i>	32,67	4,67	472,00	489,33	308,67	572,00	257,33
<i>Spio</i>	442,00	115,33	84,67	386,67	430,67	102,67	87,33
<i>Eumida</i>	0,00	0,00	279,33	92,67	299,33	116,00	252,67
<i>Donax vittatus</i>	8,00	31,33	6,00	76,00	548,00	68,67	138,67
<i>Magelona</i>	14,67	16,00	28,67	116,67	324,67	39,33	10,67
<i>Nephtys cirrosa</i>	98,67	163,33	25,33	61,33	43,33	31,33	45,33
<i>Capitella</i>	0,67	43,33	25,33	34,00	57,33	34,00	22,67
<i>Nephtys juv</i>	0,00	0,00	18,67	50,67	55,33	50,67	29,33
<i>Nephtys hombergii</i>	0,00	0,00	32,67	32,00	50,00	18,67	38,67
<i>Oligochaeta</i>	0,00	0,00	24,67	42,00	8,67	76,00	19,33



Figuur 19. PCO plot van de subtidale macrobenthos gemeenschap in het voorjaar. Vector overlay is gebaseerd op multiple correlaties en enkel de soorten met correlatie >0.4 worden weergegeven.

De interactieterm is niet significant voor de variabele gemeenschap, maar wel significant voor periode en gebied (Tabel 30). Alle jaren zijn significant verschillend van elkaar, maar sterkst uitgesproken voor T0 met T1 ($p=0,001$) en T2 ($p=0,001$) zowel voor controle als impact. Voor controle is er een significant verschil tussen T1 en T2 ($p=0,045$), maar in impact gebied niet ($p=0,095$).

Tabel 30. Resultaten van de variantieanalyse voor de variabiliteit in gemeenschappen in de subtidale macrobenthos gemeenschap in het najaar ($p < 0.05$ is significant).

SUBTIDAAL Najaar	Periode x gebied	Periode (T0 – T1 – T2)	Gebied (Im - Co)
Gemeenschappen	0,095	0,001	0,001

3.3.3 BEQI-indicator macrobenthos

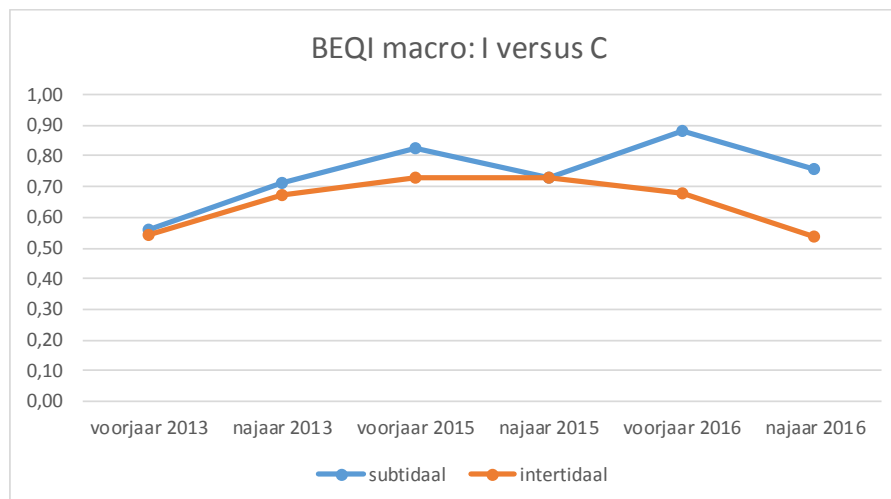
Met de BEQI-indicator zijn de verschillen in soortensamenstelling, aantal soorten, densiteit en biomassa getest tussen impact en controle gebied voor elke staalname tijdstip en dit voor het subtidaal en intertidaal habitat.

In het **subtidaal**, is er een goede tot zeer goede overeenkomst tussen impact en controle gebied voor alle parameters, behalve voor voorjaar 2013 (Tabel 31). Dit is gerelateerd aan het feit dat *Bathyporeia pelagica* enkel in het controle gebied in hoge densiteiten voorkomt en *Macoma balthica* in hoge biomassa. Voor de parameter aantal soorten is er in T0, lagere BEQI-waarden dan in T1 en T2. In T1 en T2 is het aantal soorten meestal hoger of nagenoeg gelijk met het controle gebied, terwijl in T0 lager.

Tabel 31. BEQI-waarden per staalname tussen impact en controle voor het intertidaal en subtidaal macrobenthos. Groen en blauw (goed tot zeer goed) en geel, oranje en rood (matig, slecht tot zeer slecht).

		Subtidaal					Intertidaal				
		Similariteit	Aantal soorten	Densiteit	Biomassa	Gem. BEQI	Similariteit	Aantal soorten	Densiteit	Biomassa	Gem. BEQI
voorjaar 2013	T0	0,69	0,56	0,42	0,57	0,56	0,48	0,54	0,46	0,68	0,54
najaar 2013	T0	0,67	0,70	0,60	0,88	0,71	0,54	0,80	0,55	0,81	0,68
voorjaar 2015	T1	0,65	1,00	0,79	0,86	0,83	0,61	1,00	0,32	1,00	0,73
najaar 2015	T1	0,79	0,80	0,60	0,72	0,73	0,72	0,51	0,79	0,91	0,73
voorjaar 2016	T2	0,71	1,00	0,89	0,94	0,88	0,70	0,73	0,46	0,83	0,68
najaar 2016	T2	0,73	0,80	0,75	0,75	0,76	0,64	0,51	0,60	0,40	0,54

In het **intertidaal**, is er gemiddelde gezien een goede overeenkomst tussen impact en controle, behalve voor voorjaar 2013 en najaar 2016 (Tabel 31). De soortensamenstelling is meestal gelijkend, behalve in T0 situatie (matige score). De overeenkomst voor de parameter aantal soorten is variabel en varieert tussen matig tot zeer goed. De hogere densiteiten van *Scolelepis squamata* in het impact gebied in najaar 2013, voorjaar 2015 en 2016 zorgen voor een slechte tot matige score voor de parameter densiteit. In voorjaar 2013 zijn de matige scores ook te linken aan *Haustorius arenarius* en *S. squamata* dominantie in controle gebied. Voor biomassa is er meestal een zeer goede overeenkomst, behalve in najaar 2016, gerelateerd aan hogere biomassa waarden van *M. balthica* in het controle gebied.



Figuur 20. Gemiddelde BEQI-score voor vergelijking impact met controle op iedere staalname moment voor het intertidaal en het subtidaal macrobenthos.

4 Discussie

4.1 Fysico-chemie

De sedimentologie, gemeten aan de hand van de gemiddelde mediane korrelgrootte (GMK), in het intertidaal vertoont een significante stijging over de studieperiode zowel in het voor- als najaar in beide stranden. De korrelgrootte is na suppletie (T_1) hoger in het impact gebied dan in het controle gebied. Dit is significant in het voorjaar maar niet meer in het najaar. De vergroving van het sediment in impact gebied is mogelijk gelinkt aan de suppletie, aangezien deze werd uitgevoerd met een GMK van $369.82 \pm 51.5 \mu\text{m}$, wat hoger is dan de originele korrelgrootte ($T_0 = 264\text{-}282 \mu\text{m}$). Ook in het controle gebied werd er via de noodsuppletie een grovere GMK aangebracht ($446 \pm 104 \mu\text{m}$). Desondanks is de vergroving niet uitgesproken en blijft de GMK op een niveau typisch voor de Belgische stranden (Vanden Eede, 2013), waardoor de invloed op het macrobenthos mogelijks beperkt is.

In het subtidaal in impact gebied bleef de GMK nagenoeg constant ($164\text{-}184 \mu\text{m}$) en was het dominante sediment type fijn zand, samen met de aanwezigheid van een duidelijke slibfractie (10-15%). Hierdoor kan men aannemen dat het effect van de strandsuppletie verwaarloosbaar was betreffende de sedimentologie. In het controle gebied werden gelijkaardige patronen waargenomen, behalve dat het gebied gekenmerkt is door een hogere GMK ($196\text{-}213 \mu\text{m}$).

4.2 Macrobenthos

Het macrobenthos voorkomend in de intertidale, mobiele zanden moeten fysisch robust zijn, hoge mobiliteit hebben, de mogelijkheid hebben om zich opnieuw in te graven en hoge herstelcapaciteit vertonen om hun populatie in stand te houden. Daarom dat de karakteristieke soorten opportunistische levenskenmerken hebben, zoals korte levensduur (2 jaar of minder), snelle maturiteit, lange reproductieve periodes en reproductie via brooding (amphipoden) of pelagische larven (*Scolelepis squamata*) (Tillin, 2016). Door deze kenmerken herstellen de densiteiten van de karakteristieke soorten in het intertidaal relatief snel (1 jaar) na anthropogene verstoring (Tillin, 2016; Speybroek, 2007). Dit betekent niet dat in deze tijdsperiode de hele set van intertidale soorten hersteld is in zijn originele conditie.

In deze studie, volgde we het herstel op van de intertidale benthos populatie ter hoogte van Middelkerke. Dit strand is geen 'natuurlijk' strand, aangezien het een toeristische badplaats is en regelmatig onderworpen wordt aan onderhoudssuppleties (Tabel 3). Deze min of meer continue anthropogene verstoring, naast de natuurlijke intertidale dynamiek, zorgt er mogelijks voor dat het strand in een continue transitie fase is (bereikt optimale karakteristieke strand fauna niet).

In het **intertidaal** observeerden we dat de diversiteit zowel in voor- als najaar in het impact gebied gelijk blijft gedurende de studieperiode, terwijl er verandering in zowel densiteit als gemeenschapsstructuur in het najaar gevonden worden. De densiteits trends worden in beide gebieden in belangrijke mate bepaald door de temporele evolutie van de dominante soort, *S. squamata*. Dit patroon wordt algemeen waargenomen bij suppletie studies (Van den Eede, 2013; Holzhauer et al., 2014; Colson & Pecceu, 2016). *Scolelepis squamata* is een snelle kolonisor en generalist, bekwaam om zichzelf opnieuw te vestigen in het sediment na verplaatsing (Speybroek, 2007). Desalniettemin, is de variabiliteit in voorkomen van deze soort echt wel sterk fluctuerend en verschillend doorheen de tijd in controle en impact gebied, wat nader onderzoek vergt.

Samenvattend kunnen we stellen dat de suppletie activiteit weinig effect heeft gehad op het macrobenthos in het voorjaar terwijl op langere termijn (T_2) een verandering in macrobenthos gemeenschap in het impactgebied gevonden wordt in het najaar. Lange-termijn monitoring blijkt daarom aangewezen om de ecologische effecten van suppletie-activiteit, in combinatie met de natuurlijke variatie, blijvend te bestuderen.

Voor het **subtidaal** wordt er vastgesteld dat de T0 situatie toch wel verschillend is van de daaropvolgende periode. De densiteiten, biomassa en het aantal soorten nemen toe overheen de studieperiode, zowel in het voorjaar als het najaar (sterkst uitgesproken). Voor het controlegebied hebben we via de monitoring van de vooroeversuppletie in Mariakerke extra data op T0 najaar en voor het jaar 2014 (niet opgenomen in de Middelkerke bemonstering) om dit verschil te kaderen. Uit de vergelijking van T0 najaar, is het duidelijk dat het T0 controle gebied (De Haan) in het subtidaal enkel wat verschilt qua soortensamenstelling met het controle gebied bis (Bredene), ondanks de geringe afstand (enkele honderden meters). De benthos parameters zijn iets hoger in controle bis, maar niet significant verschillend. Dit verschil is mogelijks te wijten aan een verschil in staalname design. In T0 lagen de subtidale stalen dichter bij elkaar, terwijl in T1 en T2 ze iets meer verspreid lagen over de 3 diepte strata langsheen de laagwaterlijn. Daarnaast is het gebied in De Haan iets zanderiger dan Bredene, wat blijkt uit de dominantie van *Nephtys cirrosa*. Maar uit de tijdsreeks (2013-2016), blijkt ook dat het jaar 2013 mogelijks een uitzonderlijk jaar was, met lage densiteiten en soorten ten opzichte van de andere jaren. Maar de trends doorheen de tijd zijn voor controle en impact zeer gelijkaardig voor de benthos parameters (nagenoeg gelijk voor de diversiteitsparameters) en niet significant verschillend. Voor de parameters densiteit en diversiteit is de variatie groter in de tijd, maar er is ook geen significant gebieds effect. Dit alles kan indicatief zijn voor het feit dat de strandsuppletie nagenoeg geen invloed heeft gehad op de subtidale benthos fauna. Daarnaast is de mediane korrelgrootte nagenoeg constant doorheen de tijd voor het impact gebied. Voor het controle gebied is de variatie in de tijd groter qua sediment karakteristieken, wat zich ook weerspiegelde in grotere verschillen in benthos karakteristieken doorheen de tijd dan voor het impact gebied.

Macoma balthica is de soort in de ondiepe kustzone, die de variatie in densiteit en biomassa doorheen de tijd het meest bepaalt. Merkwaardig is het feit dat deze soort in het voorjaar overwegend in hogere densiteiten werd gevonden ten opzichte van het najaar. Dit kan te maken hebben met de mogelijkheid om zich als juveniel of adult lokaal te verspreiden (Bonsdorff, 1984; Sörlin, 1988; Emerson & Grant, 1991).

5 Conclusies

Ook deze studie rond suppletie laat zien dat de invloed van een suppletie op het marien kustecosysteem moeilijk te bepalen is. Dit doordat de seizoenale en jaar-op-jaar variatie in benthos karakteristieken groot kunnen zijn. Ruimtelijk gezien zijn de benthos karakteristieken relatief sterk gelijkend op éénzelfde tijdstip, behalve qua soortensamenstelling. In deze specifieke monitoring kon er niet echt een aantoonbaar effect van de strand suppletie op Middelkerke strand gevonden worden, wat gelinkt kan zijn aan: (1) geen stalen kort na de aanleg van suppletie (najaar 2014); (2) dit strand is regelmatig onderhevig aan een suppletie, waardoor het in een continue transitie fase is (bereikt optimale karakteristieken strand fauna niet); (3) herstel benthos populaties is snel verlopen (binnen het jaar).

6 Referenties

- Bonsdorff, E. (1984). Establishment, growth and dynamics of a *Macoma balthica* (L.) population. *Limnologia* (Berlin), 15, 403-405.
- Colson, L., Pecceu, E., Steenkamer, M., Wittoeck, J.; Van Colen, C., Hostens, K., Van Hoey G. (2016). Ecologische monitoring strand- en vooroever in functie van suppletie activiteiten. ILVO-mededeling 2019. 109p.
- Emerson, C.W. & Grant, J. (1991). The control of soft-shell clam (*Mya arenaria*) recruitment on intertidal sandflats by bedload sediment transport. *Limnology and Oceanography*, 36, 1288-1300.
- Field, J.G., Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (1982). A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8, pp.37-52.
- Holzhauser, H., Vanagt, T., Lock, K., van Oeveren, M.C., de Backer, A., Hostens, K., van Dalfsen, J., Reinders, J. (2014). Ecologische effecten suppletie Ameland 2009-2012. Report Deltares 211p
- Lock, K., Fasse, M., Vanagt, T.J. (2013). Ecologische monitoring suppleties Middelkerke en Knokke-Heist (T0 situatie). eCOAST report 2012033.
- Pecceu, E., Colson, L., Wittoeck, J., Vanaverbeke, J., Hostens, K., Van Hoey, G. (2015). Ecologische monitoring strand- en vooroever in functie van suppletie activiteiten: tussentijdse resultaten. ILVO-mededeling 184
- Ricciardi, A. and Bourget, E. (1998). Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 163: 245-251.
- Sörlin, T. (1988). Floating behaviour in the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.). *Oecologia*, 77, 273-277.
- Speybroek, J. (2007). Ecologie van macrobenthos als ene basis voor een ecologisch bijsturing van strandsuppleties = Ecology of macrobenthos as a baseline for an ecological adjustment of beach nourishment. PhD thesis. Universiteit Gent. Vakgroep Biologie, sectie Mariene Biologie: Gent. 189pp.
- Tillin, H.M. 2016. Amphipods and *Scolecopsis* spp. in littoral medium-fine sand. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/232>
- Vanden Eede, S. (2013) Impact of beach nourishment on coastal ecosystems with recommendations for coastal policy in Belgium. PhD thesis University of Ghent
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P. (2007). The Benthic Ecosystem quality index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO-CEME report 2007-02, 242pp
- Van Hoey, G., Vanaverbeke, J., Degraer, S., 2014. Study related to the realization of the Water Framework Directive intercalibration for the Belgian Coastal waters, to design the descriptive elements 1 and 6 of the Marine Strategy Framework Directive and the nature objectives of the Habitat Directive for invertebrate bottom fauna of soft substrates. ILVO-mededeling 170.
- Van Hoey, G., Colson, L., Hillewaert, H., Hostens, K., Vanaverbeke, J., Vincx, M. (2013) Staalname rapportage 4shore campagne T0 najaar 2013. ILVO mededeling 143
- Van Hoey, G., Hillewaert, H., Colson, L., Vanaverbeke, J. (2014a) Staalname rapportage 4shore campagne T0 voorjaar 2014. ILVO mededeling 162
- Van Hoey, G., Hillewaert, H., Wittoeck, J., Colson, L., Vanaverbeke, J. (2014b) Staalname rapportage 4shore campagne T1 najaar 2014. ILVO mededeling 172

Van Hoey, G., Colson, L., Hillewaert, H., Wittoeck, J., Vanaverbeke, J. (2015a)5. Staalname rapportage 4shore en 4shorebis campagne T1 voorjaar 2015. ILVO-mededeling 194, 46pp

Van Hoey, G., Colson, L., Hillewaert, H., Wittoeck, J., Vanaverbeke, J. (2015b). Staalname rapportage 4shore en 4shorebis campagne T2 najaar 2015. ILVO-mededeling 201, 41pp

Van Hoey, G., Colson, L., Hillewaert, H., Wittoeck, J., van Colen, C. (2016). Staalname rapportage 4shore en 4shorebis campagne T2 voorjaar 2016. ILVO-mededeling 213, 46pp

Contact

Gert Van Hoey, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek
Dier
Ankerstraat 1
8400 Oostende
T +32 59 56 98 47
gert.vanhoey@ilvo.vlaanderen.be

Liesbet Colson, Wetenschappelijk onderzoeker
Universiteit Gent
groep Mariene Biologie
Krijgslaan 281 Campus Sterre - S8
9000 Gent
T +32 9 264 85 15
liesbet.colson@ugent.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
[www.ilvo.vlaanderen.be/pers en media/publicaties](http://www.ilvo.vlaanderen.be/pers_en_media/publicaties)

Vermenigvuldiging of overname van gegevens is toegestaan mits duidelijke bronvermelding.
Liesbet Colson, Gert Van Hoey, Jan Wittoeck, Carl Van Colen 2017. Ecologische monitoring in het kader van het
Masterplan Kustveiligheid: Middelkerke (t1-situatie). ILVO-mededeling 233. 34pp.

ILVO

Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

The logo for ILVO, consisting of the letters 'ILVO' in a bold, green, sans-serif font.

Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 92
9820 Merelbeke - België

T +32 9 272 25 00
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be