



T-1 monitoring Amelander Zeegat

Rapportage Benthos boxcorer

Versie 04

Rijkswaterstaat

Amsterdam, 4 december 2020

Verantwoording

Titel : T-1 monitoring Amelander Zeegat

Subtitel : Rapportage Benthos boxcorer

Opdrachtgever: : Rijkswaterstaat
Dr. C. A. Schipper

Referentie klant : 31150405

Projectnummer : J0002745

Status : Versie 04

Datum : 4 december 2020

Auteur(s) : T. Schellekens, E. Verduin

E-mail adres : Timschellekens@eurofins.com

Gecontroleerd door : Lies Leewis PhD.

Paraaf gecontroleerd : 

Goedgekeurd door : Amy de Beauvesère-Storm

Paraaf goedgekeurd : 

Contact : Eurofins Omegam B.V.
Eurofins AquaSense
H.J.E. Wenkebachweg 120
1114 AD Amsterdam-Duivendrecht
Postbus 94685
1090 GR Amsterdam
T +31 (0) 20 5976 680
www.eurofins.nl/milieu

Inhoudsopgave

1	INLEIDING	5
1.1	ACHTERGROND	5
1.2	DOEL	6
1.3	LEESWIJZER	6
2	AMELANDER ZEEGAT	7
2.1	BUITENDELTA'S	7
2.2	AMELANDER ZEEGAT	7
2.3	SUPPLETIE IN HET AMELANDER ZEEGAT	8
3	HABITATKAART EN MEETLOCATIES	10
3.1	BASISGEGEVENS	10
3.2	OPSTELLEN VAN DE HABITATKAART	10
3.3	HABITATKAARTEN 2017 EN 2019	11
3.4	LOCATIEPLANNING	13
4	MATERIAAL & METHODEN	15
4.1	BEMONSTERING T-1	15
4.2	LABORATORIUMANALYSE	16
4.2.1	<i>Uitzoeken</i>	16
4.2.2	<i>Determinatie</i>	17
4.2.3	<i>Asvrij drooggewicht (AFDW)</i>	18
4.3	SEDIMENTANALYSE	19
4.4	DATAVERWERKING EN -ANALYSE	19
4.4.1	<i>Biodiversiteit</i>	19
4.4.2	<i>SIMPROF test</i>	20
4.4.3	<i>nMDS</i>	20
4.4.4	<i>ENVFIT</i>	20
4.4.5	<i>Databewerking</i>	20
4.4.6	<i>Vergelijking tussen jaren tbv bepaling van dynamiek</i>	21
4.4.7	<i>Benthische Indicator Soorten Index (BISI)</i>	21
5	RESULTATEN 2018	22
5.1	SEDIMENT	22
5.2	ALGEMENE BIODIVERSITEIT	24
5.3	NMDS	26
6	RESULTATEN 2019	27
6.1	CTD METINGEN	27
6.1.1	<i>Temperatuur</i>	27
6.1.2	<i>Saliniteit</i>	28
6.2	SEDIMENT	28
6.3	ALGEMENE BIODIVERSITEIT	31
6.4	NMDS	34
7	RESULTATEN VERGELIJKING 2017, 2018 EN 2019	35
7.1	SEDIMENT OP DE (BEOOGDE) SUPPLETIELOCATIE	35
7.2	CONCLUSIE VOORJAARSBEMONSTERING 2018	37
8	RESULTATEN VERGELIJKING 2017-2019	39
8.1	ABIOTIEK EN SOORTENSAMENSTELLING	39
8.2	SIMPROF	43

8.3	CORRELATIE VERANDERINGEN ABIOTIEK EN SOORTENSAMENSTELLING	46
9	DISCUSSIE	50
9.1	BESCHRIJVINGEN EN FUNCTIONEREN	50
9.2	VERANDERING IN ABIOTIEK EN GEMEENSCHAPPEN	51
9.3	GEEN EFFECTSTUDIE	53
9.4	VERVOLGONDERZOEK EN AANBEVELINGEN	53
10	LITERATUUR.....	55
	BIJLAGEN.....	57
	BIJLAGE 1: LIJST VAN VERANDERINGEN AAN DE DATASET	57
	BIJLAGE 2: HABITATKAARTEN	58
	BIJLAGE 3: BEMONSTERDE LOCATIES IN KAART	60
	BIJLAGE 4: LOCATIEGEGEVENS T-1 METING BENTHOS	62
	BIJLAGE 5: BIODIVERSITEIT IN KAARTOVERZICHT.....	69
	BIJLAGE 6: SIMPROF CLUSTERS IN KAARTOVERZICHT	77
	BIJLAGE 7: SOORTENOVERZICHT PER HABITAT	79

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In het programma Kustgenese 2.0 worden er studies en veldmetingen uitgevoerd langs de Nederlandse kust. Het doel van Kustgenese 2.0 voor het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) is om de suppletiestrategie te evalueren en te onderzoeken of de zandige kust tot 2035 kan worden onderhouden met 12 miljoen m³ zand per jaar, uitgaande van de huidige snelheid van de zeespiegelstijging en de huidige kennis van het kuststelsel. Voor het handhaven van de kustlijn op een termijn van nul tot twintig jaar zijn vooral strand-, vooroever- en geulwandsuppleties uitgevoerd. De buitendelta's van het Waddengebied worden gezien als potentiële suppletielocaties om het kustfundament duurzaam te laten meegroeien. Suppleties kunnen worden uitgevoerd op plekken waar er op lange termijn behoefte is aan zand, zodat het kustfundament op langere termijn in evenwicht wordt gehouden. Ook wordt gekeken of en waar suppleties meerdere functies ten goede komen, zoals de suppletie op de buitendelta. De kennis over het functioneren van de buitendelta's aan de Waddenzee is echter nog zeer gering. De buitendelta's zijn onderdeel van het Natura 2000 gebied Noordzeekustzone (van Dalftsen, 2019).

Om de kennis van de uitvoerbaarheid en de effectiviteit van een grootschalige suppletie te vergroten is Rijkswaterstaat in 2018 gestart met de aanleg van een pilotsuppletie op de buitendelta van het Amelanders Zeegat (van Dalftsen, 2019) ter hoogte van Ameland en Terschelling. De pilotsuppletie heeft als doel om de kennis omtrent het stelsel te vergroten en beter zicht te krijgen op de uitvoerbaarheid en vergoedbaarheid van buitendelta suppleties (Ebbens, 2019). Om meer inzicht te verkrijgen in het functioneren van het ecologisch stelsel van de buitendelta en de effecten van een grootschalige suppletie, wordt onderzoek gedaan naar bodemdieren, vis, vogels en zeehonden (van Hal *et al.*, 2018).

Dit rapport beschrijft het onderzoek naar de samenstelling van het leven van ongewervelde dieren in en op de bodem, het zogenaamde macrozoöbenthos of kort gezegd het 'benthos' in bemonsterd in maart 2018 en september 2019.

Als uitgangssituatie zijn er in september 2017 en in maart 2018 T-0 bemonsteringen voor macrozoöbenthos uitgevoerd. Met de gegevens uit september 2017 is de T-0 rapportage opgesteld om een eerste indruk te krijgen van de benthosgemeenschap in het Amelanders zeegat. Deze resultaten zijn beschreven in Verduin en Leewis (2018). In de T-0 in 2017 stonden er echter een aantal meetframes op de suppletielocatie. Hierdoor zijn relatief weinig monsters op de suppletielocatie genomen. Daarom zijn in maart 2018 voorafgaand aan de suppletie, extra monsters op de suppletielocatie en verspreid over het Amelanders zeegat genomen. Tussen maart 2018 en februari 2019 is de suppletie aangelegd.

Tijdens deze opdracht, blijkt na de data-analyse van de monsters genomen in maart 2018 dat deze niet als T-0 dienen kunnen (zie Hfdst 5 en 7). Hiermee zijn ook niet voldoende geschikte referentiemonsters van de suppletiezone genomen en is een directe meting van effect van de suppletie daarom niet mogelijk.

1.2 Doel

Het doel van de monitoringscampagne van macrozoöbenthos in het Amelanders zeegat is om inzicht verkrijgen in habitatverandering en verandering in benthosgemeenschappen in tijd en ruimte. Hierbij wordt voornamelijk gekeken naar de natuurlijke dynamiek. (In)directe effecten (direct: begraving door de storting. Indirect: effecten op processen zoals recrutering, groei, overleving) van de aanleg van de suppletie kunnen alleen worden gesuggereerd aan de hand van veranderingen in functionele soorten (trait-based analysis, BISI, etc.) waarvoor aanvullende projecten zijn opgezet. De T-1 meting zal opnieuw de verspreiding van het benthos over de buitendelta vaststellen waarmee de kennis over de relatie tussen de habitatkarakteristieken en het voorkomen van bodemfauna verder toeneemt. Dit zou het ecologisch functioneren van de buitendelta kunnen verduidelijken.

Deze rapportage vormt de beschrijving van biotische en abiotische samenstelling van de zeebodem en de veranderingen daarvan in de buitendelta. Deze rapportage heeft de volgende doelen:

- Het beschrijven van de benthische soortensamenstelling en de veranderingen daarin over de tijdsperiode 2017-2019.
- Het vergroten van de kennis over het (ecologisch) functioneren van het systeem van de buitendelta door de veranderingen in de gemeenschappen in de tijd vast te stellen en te relateren aan de veranderingen in sedimentatie en erosie.
- Mogelijk door suppletie verstoorde gemeenschappen te identificeren, alsook gemeenschappen te identificeren die bestand lijken tegen effecten van suppletie.

Dit onderzoek richt zich primair op de monitoring van het macrozoöbenthos en de sedimentkarakteristiek.

1.3 Leeswijzer

Dit rapport geeft een beschrijving van de resultaten van de monitoringscampagnes van het sediment en het macrozoöbenthos in het Amelanders Zeegat in maart 2018 en september 2019. Deze rapportage vormt samen met de veldrapportages en het databestand met de veld- en analysegegevens het resultaat van deze opdracht.

In dit rapport worden van zowel 2018 als 2019 grafieken weergegeven van

- Abiotische factoren
- Biodiversiteitsindices
- Soortensamenstelling

Voor de opdracht uit 2017 zijn dezelfde gegevens weergegeven in het T-0 rapport (Verduin & Leewis, 2018).

Daarnaast is een analyse gemaakt van de veranderingen van het Amelanders zeegat op basis van de bovenstaande gegevens door deze te vergelijken tussen jaren (2017 vs 2019, 2018 vs 2017 en 2019).

2 Amelander Zeegat

In dit hoofdstuk wordt achtergrond informatie gegeven over buitendelta's en het Amelander Zeegat in het bijzonder.

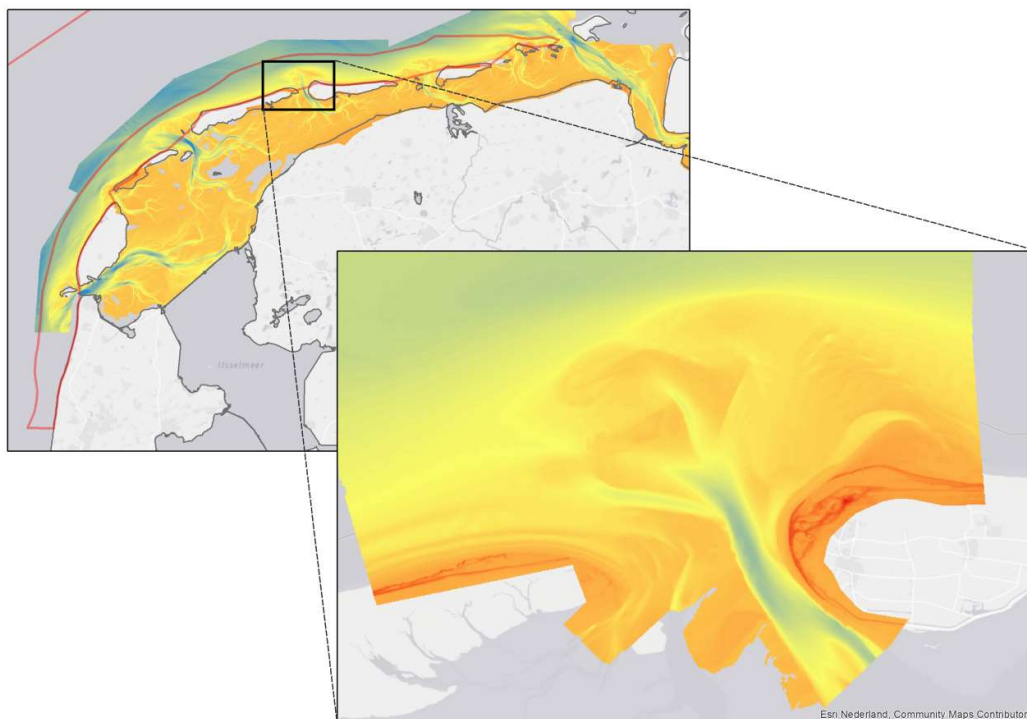
2.1 Buitendelta's

Tussen de koppen van twee Waddeneilanden ligt een zeegat. Dit is de verbinding tussen open zee en een getijdebekken (Kats, 2012). Aan de zeewaartse kant van het zeegat ligt een zandrijke ondiepte, de buitendelta. De buitendelta bestaat uit platen, die voor het grootste deel onder water liggen, en getijdegeulen. De geulen en platen op de buitendelta's zijn dynamisch en de ligging en de hoogte veranderen in de loop van de tijd (Clevinga, 2004). In Nederland vinden we de buitendelta's voornamelijk tussen de Waddeneilanden en in de Voordelta.

Het ecosysteem in een buitendelta wordt bepaald door morfologische en ecologische processen. Voor de pilotsuppletie was er nog relatief weinig kennis over het ecologisch functioneren van buitendelta's. Hierdoor was het niet goed mogelijk om vooraf de effectiviteit en effecten op natuurwaarden van de pilotsuppletie te kunnen inschatten (Schipper en Van Dalfts, 2017). Onderzoek naar de pilotsuppletie in het Amelander Zeegat moet hiervoor kennis leveren.

2.2 Amelander Zeegat

Het Amelander Zeegat ligt tussen Terschelling en Ameland (Figuur 2-1). De buitendelta is onderdeel van het Natura 2000 gebied Noordzeekustzone. Daarnaast staat het zeegat in directe verbinding met andere Natura 2000 gebieden, zoals de Waddenzee en de Duinen van Ameland (Ebbens, 2019).

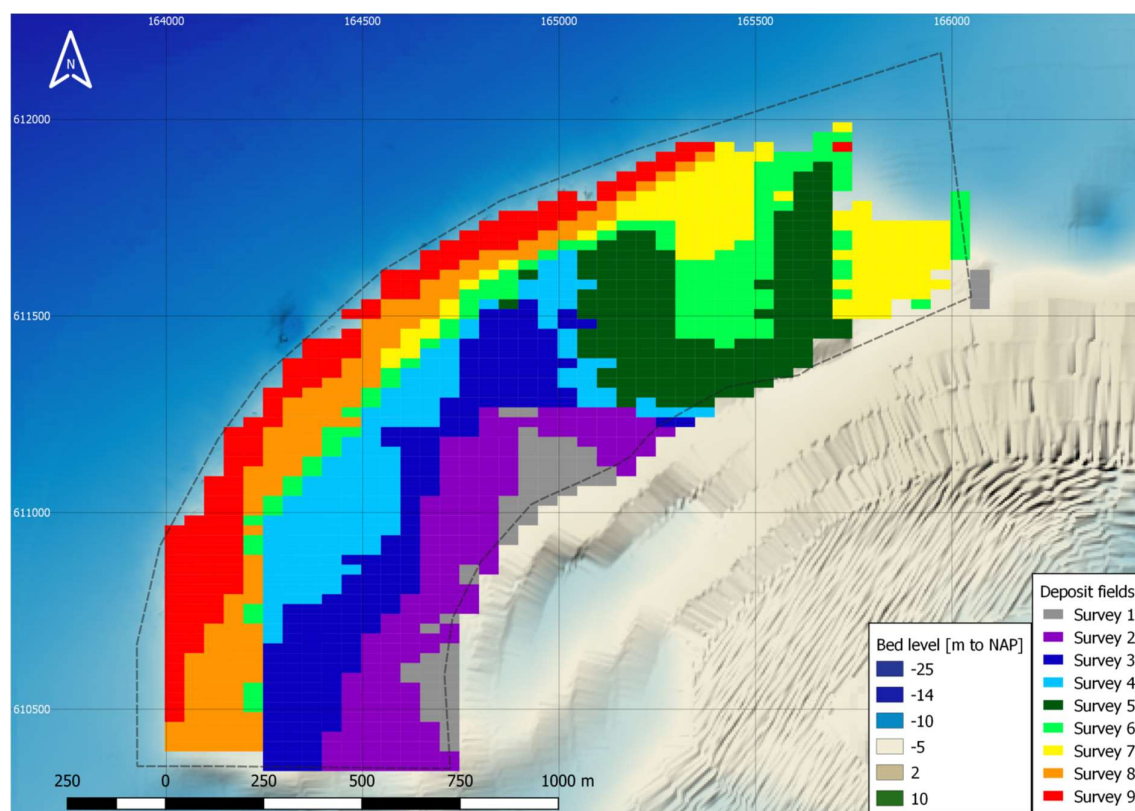


Figuur 2-1: Ligging van het Amelander Zeegat met de dieptekaart van 2019. In het overzicht is het Natura 2000 gebied Noordzeekustzone gemarkeerd met een rode lijn. Bron: bathymetrie Rijkswaterstaat

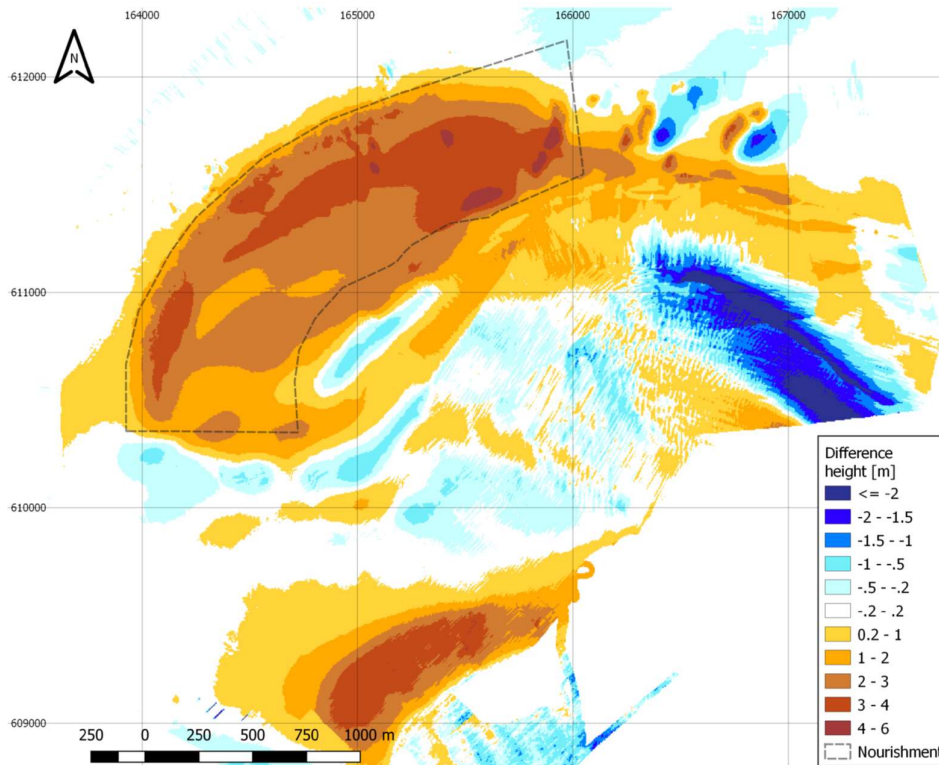
2.3 Suppletie in het Amelander Zeegat

Door natuurlijke processen wordt zand getransporteerd van de buitendelta naar de Noordzeekust van de eilanden. In het Rijkswaterstaat uitvoerings programma Kustlijnzorg wordt de kust door middel van suppleties onderhouden om de veiligheid van de eilanden te waarborgen. Tevens wordt er zand naar de Waddenzee getransporteerd, waardoor er een netto onttrekking van zand uit de buitendelta's naar de Waddenzee is. Door de afname van sedimentvolumes in de buitendelta is mogelijk dat het op termijn nodig is om de frequentie van suppleties te verhogen. De buitendelta van Ameland is gekozen als geschikte locatie, omdat deze locatie nog niet sterk is beïnvloed door niet-natuurlijke processen (Ebbens, 2019). In Elias et al. (2019) wordt een uitgebreide analyse gedaan van de morfologische veranderingen in het Amelander zeegat tussen 1989 en 2017. Uit deze analyse blijkt dat het gebied altijd aan veranderingen onderhevig is door eb en vloed bewegingen en door stormen.

De aanleg van de suppletie is gefaseerd uitgevoerd (Figuur 2-2). Er is gestart met de relatief ondiepe zone aan de zuidkant. Vervolgens is naar buiten en met de klok mee naar het noorden toe gestort (Ebbens, 2019). In totaal is er 5,75 miljoen kubieke meter zand gesuppleerd. Hiervan zou uiteindelijk 5 miljoen kubieke meter op de suppletielocaties moeten liggen (van Rhijn, 2019). De suppletie is in februari 2019 gereed gemeld (Figuur 2-3).



Figuur 2-2: Suppletielocatie met gevulde stortvakken (deposit fields) die gereed zijn gemeld bij de bathymetrische opnamen. De contour van de suppletielocatie is weergegeven met de stippellijn. bron: Van Rhijn, 2018



Figuur 2-3: Suppletielocatie met hoogteverschil tussen bathymetrische opname 0 (maart 2018) en 9 (maart 2019). De contour van de suppletielocatie is weergegeven met de stippellijn. bron: Van Rhijn, 2019

3 Habitatkaart en meetlocaties

Om zoveel mogelijk te weten te komen over de samenstelling van bodemdieren in het Amelander Zeegat en de relatie met de morfologische processen in het gebied te kunnen duiden is er in de T-0 studie voor gekozen om monsters te nemen die relatie hebben met de aanwezige habitats in het zeegat. De habitats zijn verdeeld door deelgebieden te definiëren op basis van abiotiek, waarbij voor ieder deelgebied een eigen karakteristiek kan worden toegewezen (Holzhauer, 2017). Deze karakteristieken bestaan uit morfologische en abiotische aspecten, zoals bathymetrie, mediane korrelgrootte en bodemschuifspanning (Holzhauer, 2019). Het uitgangspunt van deze aanpak is dat het voorkomen van bodemdieren kan worden gerelateerd aan de karakteristiek.

3.1 Basisgegevens

Van 2016 tot en met 2019 zijn er bodemhoogtekaarten beschikbaar van het gehele Amelander zeegat. Met deze bodemhoogtekaarten kunnen verschilkaarten per jaar worden opgesteld. Ook zijn er sedimentdata en een modelstudie van de bodemschuifspanning in het gebied gebruikt (Holzhauer, 2017). In 2019 zijn de sedimentdata uit de monitoring van 2017 gebruikt. De bodemhoogte in 2019 is gemeten in de eerste helft van het jaar (Holzhauer, 2019).

3.2 Opstellen van de habitatkaart

In zowel 2017 als 2019 is een habitatkaart opgesteld. Voor beide jaren is weergegeven hoe de habitatkaart tot stand is gebracht. Er is in beide jaren gebruik gemaakt van een groepsanalyse, waarbij de omgevingsvariabelen tussen twee jaren worden vergeleken en bij zoveel mogelijk overeenkomst worden gegroepeerd. De inputparameters zijn:

- Bodemhoogte¹
- Hellingshoek
- Hellingsrichting
- Sedimentatie-erosie²

De combinatie van de omgevingsvariabelen bepaalt of een habitat onderscheiden kan worden. Er zijn geen vaste klassegrenzen bepaald (Holzhauer, 2019). Op basis van deze gegevens zijn acht basis habitats onderscheiden. In beide jaren is het aantal basis habitats gelijk gehouden. Na het bepalen van de basis habitats is op basis van de mediane korrelgrootte en de bodemschuifspanning een verdere verfijning in de habitats aangebracht. Dit leidt tot de habitats zoals gepresenteerd in Tabel 3-1.

Tabel 3-1: Tabel habitats en de omschrijving (naar Holzhauer, 2019)

Habitat	Omschrijving
Offshore	Zone dieper dan 12m met een vrij vlakke helling en weinig sedimentatie-erosie.
Oostzijde > 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte tot 8m NAP aan de oostkant van de buitendelta
Oostzijde < 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte vanaf 8m NAP aan de oostkant van de buitendelta
Westzijde > 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte tot 8m NAP aan de westkant van de buitendelta
Westzijde < 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte minder dan 8m NAP aan de westkant van de buitendelta
Geul – Borndiep	Hoofdgeul met een waterdiepte dieper dan 12 meter en gemiddelde bodemschuifspanning tijdens eb en vloed
Geul – Getijde	Getijde geulen met een water diepte tussen de 7 en 12 meter en gemiddelde bodemschuifspanning tijdens eb en lagere bodemschuifspanning tijdens vloed.

¹ Bodemhoogte 2019 is ingewonnen tussen januari en juli 2019

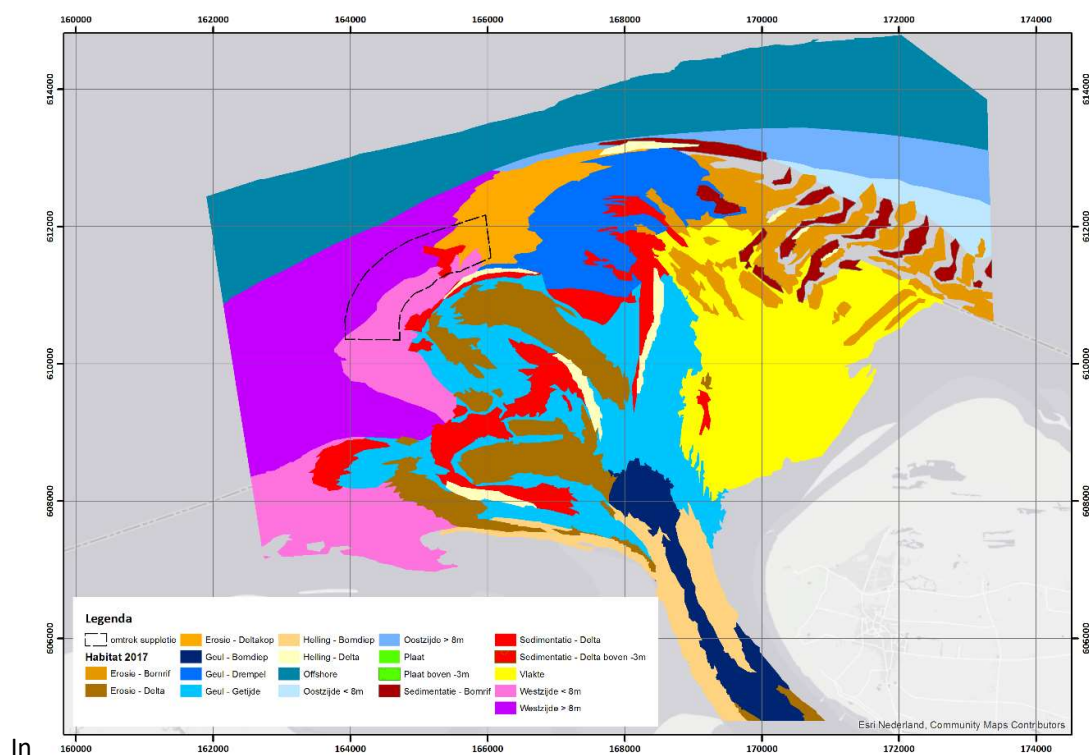
² Sedimentatie-erosie 2019 is gecreëerd uit bodemhoogte 2019 minus bodemhoogte 2018

Geul – Drempel	Ondiepte aan het einde van de grootste getijdengeul met een waterdiepte minder dan 7m en een hoge bodemschuifspanning.
Vlakte	Zeer ondiep vlak gebied
Sedimentatie – Delta	Ondiepe gebieden met sedimentatie en matig grof zand
Sedimentatie – Bornrif	Ondiepe gebieden met sedimentatie en matig fijn zand
Erosie – Delta	Ondiepe gebieden met erosie en matig grof zand
Erosie – Bornrif	Ondiepe gebieden met erosie en matig fijn zand
Erosie – Deltakop	Ondiepte aan het einde van de grootste getijdengeul met een waterdiepte meer dan 7m en een hoge bodemschuifspanning
Helling – Borndiep	Helling langs de hoofdgeul (Borndiep) met sterke stroming
Helling – Delta	Helling langs de getijdde platen met matige tot sterke stroming
Overig	De categorie, die in 2017 wel in een van de habitats vielen, maar in 2019 niet meer
Suppletie	Suppletiegebied

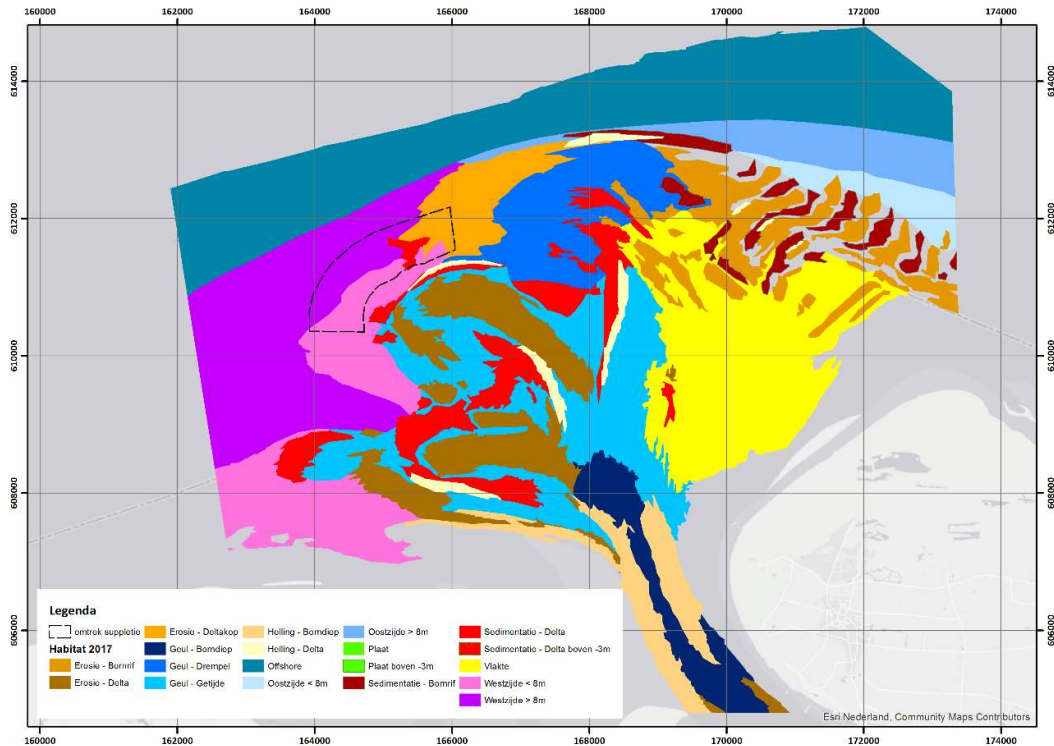
De habitats 'overig' en 'suppletie' zijn geen gedefinieerde habitattypen. Het habitat 'overig' was in 2017 nog niet gedefinieerd. Het habitat 'overig' betreft vooral locaties in 2019 die in het habitat 'Plaat'/'Vlakte' liggen. 'Suppletie' zijn de monsterpunten die op de suppletielocatie zijn gesitueerd. In de habitatkaart valt de suppletie in het habitat 'sedimentatie'.

3.3 Habitatkaarten 2017 en 2019

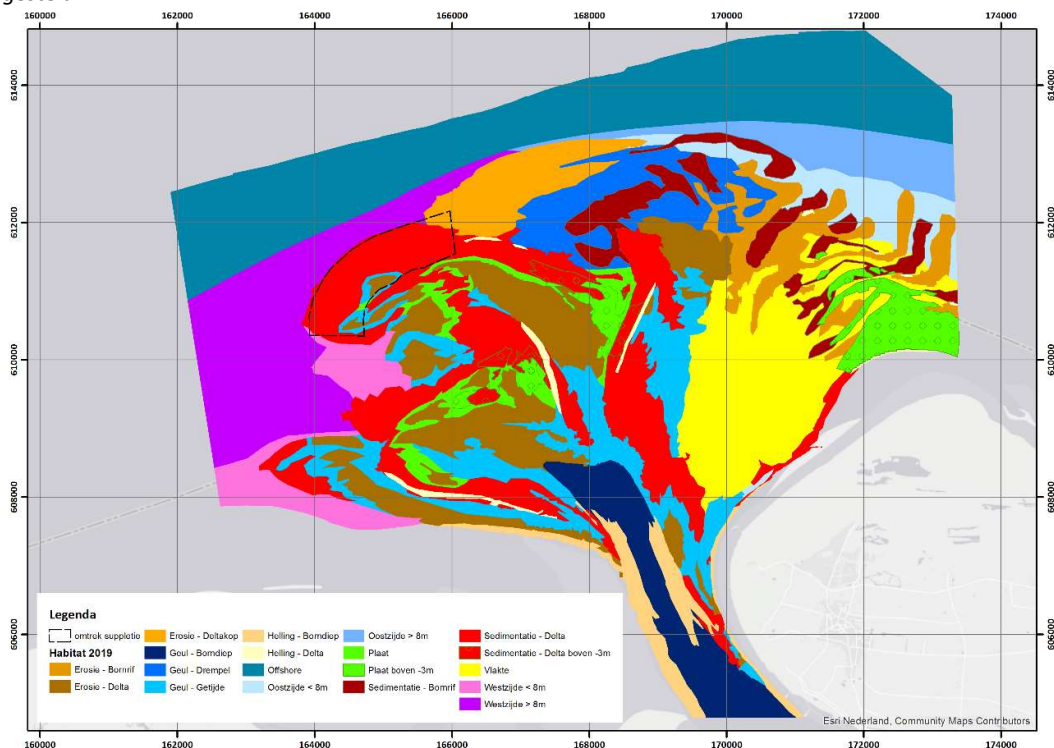
De indeling van Tabel 3-1 leidt tot de indeling in de habitatkaarten uit 2017 en 2019. In de figuren 3-1 en 3-2 zijn de habitatkaarten (Holzhauer 2017 en 2019) voor beide jaren gepresenteerd. De verschillen tussen de habitatkaart voor 2017 en 2019 zijn zo goed te vergelijken.



In Figuur 3-1 is de habitatkaart uit 2017 weergegeven. In de figuur zijn de geulen goed te zien. De gebieden waarin sedimentatie optreed zijn in 2017 relatief beperkt. Aan de oostzijde van het zeegat is een relatief vlak en luw gebied ('vlakke'), waar een relatief lage dynamiek heerst. Aan de geulen liggen gebieden waarin sedimentatie en erosie optreed.



Figuur 3-1: Habitatkaart 2017 (naar Holzauer, 2017), waarbij de habitats van 2017 gelijk aan tabel 3-1 zijn gesteld



Figuur 3-2: Habitatkaart 2019 (naar Holzauer, 2019), waarbij de habitats van 2019 gelijk aan tabel 3-1 zijn gesteld

In Figuur 3-2 is de habitatkaart van 2019 weergegeven. Aan de westzijde van het zeegat is de suppletie duidelijk te zien (habitattype 'Sedimentatie'). De belangrijkste verschillen tussen 2017 en 2019 zijn:

1. Het habitat 'Sedimentatie' is sterk uitgebreid, waaronder het suppletiegebied, maar ook daarbuiten.
2. Het habitat 'Plaat' is gedefinieerd als zelfstandig habitat.
3. Het habitat 'Westzijde < 8m' is sterk verkleind, door de aanleg van de suppletie. Het gebied is voornamelijk sedimentatiegebied geworden
4. Het habitat 'Vlakte' is naar de kust van Ameland toegevoerd en het habitat is sterk verkleind.
5. Het 'Helling – Delta' habitat is sterk verkleind.

3.4 Locatieplanning

Voor de locatieplanning is een aantal uitgangspunten gebruikt in de monsternamen van 2017, 2018 en 2019. Door middel van een power-analyse (Kater, 2017) is bepaald dat in ieder habitat ten minste 11 meetlocaties nodig zijn om effecten van suppletie te kunnen meten³. In 2017 zijn er dan ook 11 monsters per habitat genomen in de habitats van de buitendelta. In de gebieden aan de rand van de buitendelta zijn 6 monsters per habitat genomen (Holzhauer, 2019).

In 2017 bleek tijdens de bemonstering in september juist de suppletiezone onbereikbaar door meetframes die daar geplaatst waren. Hierdoor zijn op de suppletiezone op te weinig locaties monsters genomen om een effect te meten van suppletie (zie ook Verduin & Leewis, 2018). Ook bleek het onhaalbaar datzelfde jaar nog een bemonstering van de zone uit te voeren. Daarop is besloten om in maart 2018 nog voor de suppletie aanvullende monsters te nemen om te dienen als T-0. Zowel de survey van 2017 als die van 2018 bevatten unieke monsterlocaties, maar ook locaties welke in beide surveys zijn bemonsterd. In 2017 ging het om 166 locaties en in 2018 zijn er 19 unieke extra locaties op de geplande suppletiezone bemonsterd. In totaal zijn er dus 184 unieke locaties bemonsterd. Waar de extra locaties op de suppletiezone essentieel zijn om effecten van suppletie te meten, zijn de tussen 2017 en 2018 overlappende locaties bedoeld geweest om verschillen vast te stellen in soortensamenstelling en abiotiek. Mochten deze verschillen afwezig zijn zou het mogelijk zijn om de gegevens van 2018 te gebruiken in de analyse van effecten van de suppletie.

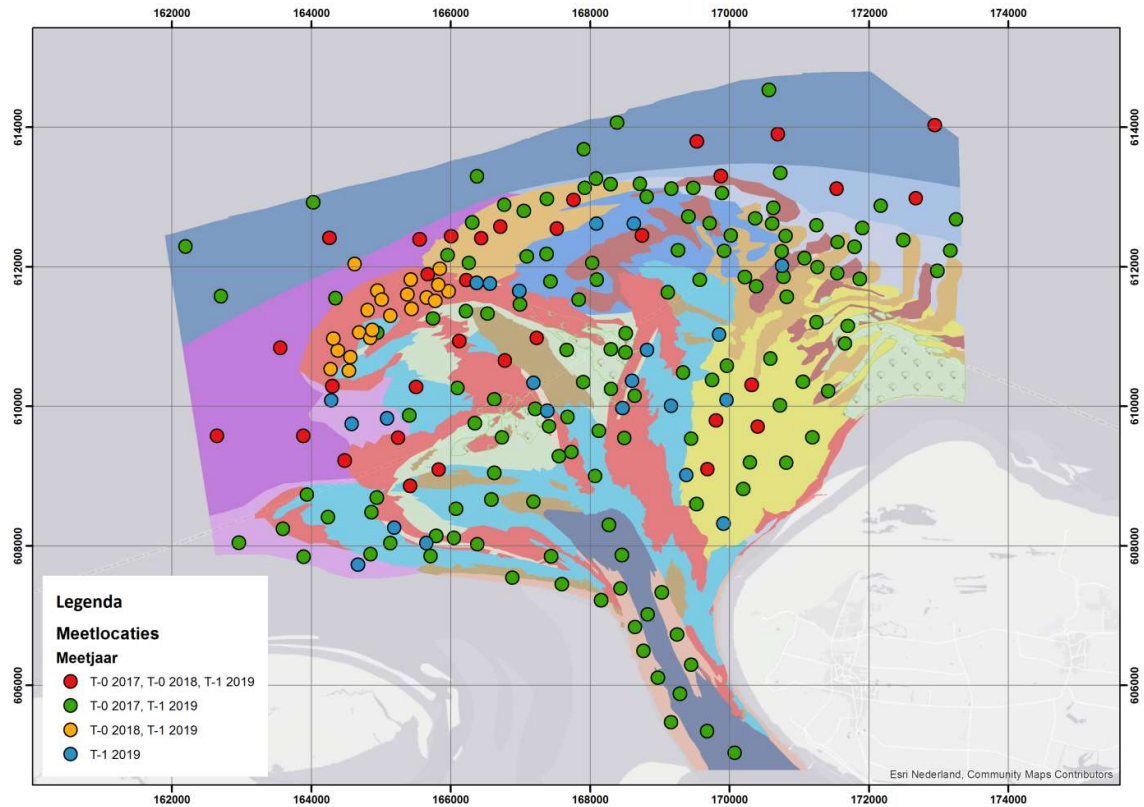
In 2019 waren er geen belemmeringen om te bemonsteren. Om vast te houden aan de habitatbenadering die in 2017 is opgezet, is eerst een habitatkaart aangemaakt voor 2019 (Figuur 3-2). Vervolgens zijn de bemonsterde locaties uit 2017 en 2018 daarop geplot en is gekeken in welk habitat (anno 2019) de 184 basislocaties werden ingedeeld. Als er niet 11 of meer locaties per habitat aanwezig waren, zijn er extra locaties (random) in deze habitats gepland. In totaal zijn er 25 extra monsterpunten geplot, om in ieder habitat tot tenminste 11 monsters te komen. Totaal zijn er 209 unieke monsterlocaties in de monsternamen voor de T-1 monitoring gepland (Holzhauer, 2019) en ook bemonsterd.

Tabel 3-2: Aantal locaties per monstercampagne

	T-0-2017	T-0-2018	T-1-2019
Totaal # locaties	166	53	209

³ Na analyse van de sediment- en benthosmonsters uit 2018 uitgevoerd in augustus-oktober 2019 bleek dat de monitoringcampagne niet geschikt zou zijn voor het vaststellen van een effect van suppletie. Hierdoor zijn ook de eisen zoals opgezet door Kater (2017) minder van belang. Er gelden daarom minder strenge minimum hoeveelheden monsters per habitat of per analyse.

Op de kaart hieronder (Figuur 3-3) zijn de meetlocaties geplot, die in de verschillende jaren zijn bemonsterd. In bijlage 2 is een uitvergroting van deze kaart opgenomen. Een overzicht van de monstergegevens met o.a. datum en tijdstip van bemonstering is opgenomen in bijlage 3.



Figuur 3-3: Meetlocaties T-1 Amelanders Zeegat 2019. Met de kleurcodes is aangegeven in welke jaren de meetlocaties zijn bemonsterd.

4 Materiaal & methoden

In dit hoofdstuk wordt een kort overzicht gegeven van de gebruikte methodieken voor de uitvoering van het onderzoek.

4.1 Bemonstering T-1

De T-1-monstername is uitgevoerd van 16 september tot en met 30 september 2019. In totaal werden er 209 monsters genomen in het Amelanders Zeegat. De bemonstering is uitgevoerd met de WR82.

Tabel 4-1: Bemonsteringsdata voor de uitvoering van de T-0 2017 en 2018 en T-1 2019

T-0-2017	T-0-2018	T-1-2019
4 en 5 september 2017	24 maart 2018	16, 19, 20 september 2017
20 en 21 september 2017		23 t/m 25, 30 september 2017

De monstername van het macrozoöbenthos heeft plaatsgevonden conform Rijkswaterstaat voorschrift 913.00.B200 versie 7 (Rijkswaterstaat, 2018a). Op ieder station is één monster genomen met een Reineck boxcorer (0,078 m²).

Monsterdieptes en GPS coördinaten van de monsterlocaties werden opgenomen op de brug en vastgelegd door de schipper. Bij ieder monster werden algemene parameters vastgelegd, zoals monsterdatum, -tijd, steekdiepte en waterdiepte. Ook werd er een korte karakterisering van het sediment en het bodemleven vastgelegd en werd de dikte van de redoxlaag bepaald. Dit is vastgelegd in een digitaal veldformulier. Op de boxcorer was een CTD-meter⁴ bevestigd. Hierdoor is van ieder monsterpunt data beschikbaar van diepte, watertemperatuur en geleidbaarheid van het zeewater.

Van iedere intacte boxcorer is een foto genomen. Vervolgens werd een sedimentmonster uit het monster gestoken (3 steken, \approx 3 cm, 5 cm diep), voor de analyse van de sedimentkarakteristieken, korrelgrootte en het organisch stofgehalte. Het overige monsterresidu is uitgespoeld over een geponste zeef (\approx 1 mm). Van ieder residu werd ook een foto genomen. Het uitgespoelde residu is direct gefixeerd met 6% formaldehyde oplossing in zeewater, gebufferd met borax en gekleurd met Bengaals roze.

⁴ CTD = Conductiviteit, Temperatuur en Diepte



Figuur 4-1: Impressie van de T-1 monstercampagne op het Amelander Zeegat 2019



Figuur 4-2: Monster na het afkoppelen van de boxcore en verwijderen van de ketel.

Van de gehele bemonstering is een logboek bijgehouden. In het logboek zijn opvallende zaken en afwijkingen, die tijdens het veldwerk werden geconstateerd, genoteerd. In de veldrapportage zijn de bijzonderheden voor de monitoringscampagne in detail beschreven (Olie *et al.*, 2019).

4.2 Laboratoriumanalyse

Bij binnenkomst van de monsters in het laboratorium is een ingangscntrole gedaan van de monsters op compleetheid en fixatie. Voor de analyse is gecontroleerd of de kleuring voldoende was. Waar nodig zijn de monsters opnieuw gekleurd. De analyses zijn uitgevoerd volgens werkprotocol A2.107 versie 6 (RWS Laboratorium hydrobiologie, 2017).

4.2.1 Uitzoeken

De monsters zijn in zijn geheel uitgezocht in het laboratorium van Eurofins AquaSense.

Om overtollig zand en slib kwijt te raken werd een monster op een gekalibreerde 500 µm zeef overgebracht en werd de formaline opgevangen. Vervolgens werd het monster in een zeef

uitgespoeld met kraanwater. Wanneer er veel grof materiaal aanwezig was, werd er een grove zeef (maaswijdte 4 mm) op de fijne zeef geplaatst en werd op die manier het grove materiaal van het fijne materiaal gescheiden. De grote macrovertebraten werden, indien mogelijk, direct gedetermineerd en verwerkt.

Als een monster veel zand of fijn schelpenmateriaal bevatte, werd het gedecanteerd: het monster (of een deel van het monster) werd overgebracht in een grote maatcilinder, aangevuld met water en vervolgens voorzichtig geroerd. Daarna werd het water afgegoten over een 500 µm zeef. Ook de grove fractie werd gedecanteerd, indien aanwezig. Deze handeling werd net zo vaak herhaald totdat er geen organismen meer meekwamen met het water. Het decantaat van de grove en fijne fractie werd vervolgens weer bij elkaar gevoegd, zodat er met één monster werd verder gewerkt. HAN monsters werden op een gekalibreerde 200 µm zeef overgebracht en voorzichtig gespoeld met kraanwater.

Vervolgens werd het gespoelde monster in schoon kraanwater overgebracht in een plastic uitzoekbak en op een lichttafel uitgezocht. Hierbij zijn alle organismen uit de monsters gehaald en op soortgroep gesorteerd (*Polychaeta*, *Crustacea*, *Mollusca*, *Echinodermata* en overig). In enkele gevallen zijn er deelmonsters genomen, daar waar er duidelijk meer dan 200 individuen van 1 soort aanwezig waren in een monster.

De organismen zijn vervolgens geconserveerd in 70% ethanol en bewaard tot determinatie. Het uitgezochte restmateriaal is in de betreffende monsterpot teruggedaan in 4% formaldehyde en opgeslagen. Alle gegevens over het uitzoeken, zoals de uitgezochte fracties, werden genoteerd in een digitaal uitzoekformulier in onze database.

4.2.2 Determinatie

Alle organismen werden - indien mogelijk - gedetermineerd tot op soortniveau. Als dit niet mogelijk was werden de organismen gedetermineerd tot het eerstvolgende hogere taxonomische niveau, dit was bijvoorbeeld het geval bij juveniele exemplaren.

In het geval van bijvoorbeeld *Polychaeta* zijn veel individuen vaak beschadigd en incompleet. Bij het determineren zijn daarom alleen de koppen geteld. De koploze onderdelen zijn verzameld en samengevoegd met de complete individuen van dezelfde soort of genus. Wanneer er geen andere individuen met kop aanwezig waren, kreeg het koploze fragment de notatie >0. De naamgeving is conform de TWN lijst (taxa waterbeheer Nederland) genoteerd. Voor mollusken geldt, dat individuen alleen geteld zijn als er vlees aanwezig was, bij de bivalven moest er ook een slot aanwezig zijn, met als uitzondering *Ensis*, *Mya* en *Lutraria*, waarbij de sifon aanwezig moest zijn. *Gastropoda* werden geteld als er nog vlees aanwezig was.

Bij het determineren is in sommige gevallen gebruik gemaakt van methyleenblauw. Deze kleurstof maakt bepaalde onduidelijke kenmerken meer zichtbaar. Ook is gebruik gemaakt van melkzuur: dit maakt het betreffende organisme 'helder' zodat bepaalde details (zoals borstels en interne structuren) zichtbaar worden.

Sommige soortgroepen zijn lastig te determineren en zijn daarom niet verder gedetermineerd dan phylum- of familieniveau. De abundantie van bepaalde sessiele groepen is lastig te bepalen, omdat de monstermethode met een boxcorer zich niet leent voor een kwantitatieve analyse voor deze soortgroepen. Voor deze taxa is alleen de aanwezigheid in het monster genoteerd (aangegeven als >0). Deze taxa worden dus ook niet meegenomen in de verdere analyse van dichtheden of biomassa's.

Van de *Bivalvia* zijn de maximale schelp lengtes gemeten op 1 mm nauwkeurig met een schuifmaat of onder de bioculair. Van *Bivalvia* werd het stadium (juveniel of adult) bepaald. Dit werd gedaan door te bepalen of een schelp 1 of meerdere jaarringen had. Schelpen zonder (waarneembare) jaarringen werden als juveniel genoteerd. Indien een schelp 1 of meerdere waarneembare jaarringen had werd het als adult genoteerd. Voor overige groepen werd geen onderscheid gemaakt tussen adult of juveniel.

Bryozoa en *Hydrozoa* werden gedetermineerd wanneer deze (kolonievormende organismen) >2,5 mm waren en vastgehecht zaten, of wanneer deze overduidelijk losgeslagen waren en bij het monster hoorden.

4.2.3 Asvrij drooggewicht (AFDW)

Het asvrij drooggewicht (Ash-Free Dry Weight, AFDW) is bepaald volgens werkprotocol A2.120 versie 3 (RWS Laboratorium hydrobiologie, 2018) van Rijkswaterstaat.

Voor de bepaling van de biomassa is bij de meeste taxa gekozen voor de methode van direct verassen. Individuen van een taxon werden gedroogd bij 60°C voor tenminste 48 uur in een geventileerde droogstoof. Vervolgens werden de organismen afgekoeld in een exsiccator (minimaal 1 uur) en gewogen op een analytische balans op 0,01 mg nauwkeurig (drooggewicht), waarna ze werden verast in een verasoven bij 490 °C (4 of 8 uur, afhankelijk van de grootte van de organismen). Na het verassen en afkoelen werden ze opnieuw gewogen (asgewicht), nadat ze eerst minimaal 2 uur waren afgekoeld in een exsiccator.

Wanneer er zeer kleine dieren werden verast is soms het asvrijdrooggewicht kleiner dan de minimale weegnauwkeurigheid van de balans. In dit geval is de waarneming < 0,1 mg genoteerd. *Bivalvia* en *Gastropoda* ≥7 mm werden zonder schelp verast. *Bivalvia* en *Gastropoda* <7 mm werden inclusief schelp verast.

Het Asvrij drooggewicht (AFDW) is als volgt berekend:
AFDW = (droogrest + weegschaaltje) – (asrest + weegschaaltje)

Van abundante schelpdieren zijn lengte-AFDW regressies gemaakt. Hiermee is voor een deel van deze schelpdieren het AFDW bepaald, waardoor alleen de lengte gemeten hoefde te worden, en er geen verassingen hoefden plaats te vinden voor deze exemplaren.

Kokerwormen werden in sommige gevallen inclusief koker verast (hoofdzakelijk *Spionidae* en *Capitellidae*). Indien er zowel individuen van dezelfde soort met en zonder koker in het monster voorkwamen, werden deze apart van elkaar verast.

Er is afgeweken van het RWS Analysevoorschrift met betrekking tot het toevoegen van Glycerol bij het bewaren van Kreeftachtigen (*Crustacea*). Hiertoe is in overeenstemming met RWS besloten. Het is gebleken dat bij het drogen van de crustaceën op een temperatuur van 60 graden, de glycerol niet verdampt in de droogstoof. Hierdoor blijft vocht achter in de specimen en is er geen correct drooggewicht. De glycerol wordt echter wel mee verast in de oven. Het drooggewicht is dus te hoog, waardoor er een hogere biomassameting wordt gedaan, dan werkelijk het geval is. Door deze afwijking is besloten het toevoegen van Glycerol bij kreeftachtigen alleen te doen bij het bewaren van specimen voor determinatiecontrole of opname in referentiecollecties.

4.3 Sedimentanalyse

De analyse van de sedimentmonsters is uitgevoerd door het Waterbouwkundig Laboratorium te Borgerhout volgens het oorspronkelijke RWS-protocol. Er is voor een externe partij buiten RWS gekozen omdat RWS zelf deze analyse niet meer kan uitvoeren. De korrelgrootte verdeling van de monsters is bepaald met laserdiffractie door een Malvern Mastersizer. Daarnaast is het organisch stof gehalte bepaald. Normaliter worden zandmonsters ontdaan van organisch stof en kalkdeeltjes door middel van een zuurbehandeling, als voorbereiding voor de laserdiffractieanalyse. Deze stap is bij deze monsters expliciet weggelaten, omdat het van belang wordt geacht, dat het werkelijk aanwezige bodemmateriaal wordt gemeten.

Hieronder zijn de stappen weergegeven die zijn gevolgd voor de sedimentanalyses.

- Geen voorbehandeling met zuur
- Afzeven op 2000 μm
- Gebruiken van de Malvern analyser

Van de volgende klassen is de korrelgroottefractie bepaald:

< 2 μm	%Clay
< 8 μm	%Clay
8-63 μm	%Silt
8-16 μm	%Very Fine Silt
16-32 μm	%Fine Silt
32-63 μm	%Coarse Silt
63-2000 μm	%Sand
63-125 μm	%Very Fine Sand
125-250 μm	%Fine Sand
250-500 μm	%Middle Coarse Sand
500-1000 μm	%Coarse Sand
1000-2000 μm	%Very Coarse Sand

- Bepaling van de D10, D50 (mediane korrelgrootte) en D90.
- Bepaling van het organisch stof gehalte.

De Autosampler 2000 is bij de analyse gebruikt. Dit is een aansluiting op de Malvern Mastersizer 2000, welke automatisch d.m.v. een hydrovortex het gehele monster in beweging brengt. Hierdoor wordt het 'supernatant' ook meegenomen bij de analyse.

4.4 Dataverwerking en -analyse

De resultaten van het uitzoeken en determineren van de monsters is bijgehouden op uitzoek- en determinatieformulieren. Daarnaast is voor dit project een database (@tlantis) gebruikt om de mariene data vast te leggen. In deze database kunnen analisten direct hun bevindingen noteren. De dataverwerking van de gegevens uit de database tot het aan Rijkswaterstaat op te leveren format is uitgevoerd met MS Access en MS Excel. De verdere verwerking van de gegevens is uitgevoerd met Excel, R (www.R-project.org) en ArcGIS.

4.4.1 Biodiversiteit

Er is een aantal analyses uitgevoerd, om meer inzicht te verkrijgen in de biodiversiteit in het Amelanders zeegat. Hiervoor is een aantal biologische parameters bepaald, welke inzicht geven in de biodiversiteit van het Amelanders zeegat. De volgende parameters zijn bepaald: aantal taxa, totale densiteit per m^2 , totale biomassa (gram asvrijdrooggewicht) per m^2 en diverse diversiteitsindices (Shannon & Wiener en Margalef).

4.4.2 SIMPROF test

Binnen de multivariate analyses is eerst een similarity profile analysis, of SIMPROF test, uitgevoerd. Dit is een statistische toets waarbij getest wordt in hoeverre monsters van elkaar verschillen qua soortensamenstelling zonder vooraf bepaalde (habitat)indeling van de monsters te veronderstellen (Clarke *et al.*, 2008). Dit wordt gedaan door de similariteit tussen alle monsters te berekenen. Deze worden dan op volgorde van grootte gesorteerd van klein naar groot. Er ontstaat dan een similariteits profiel. Dit profiel wordt vergeleken met een “gemiddeld similariteits profiel”, wat als onderdeel van de test berekend wordt op basis van permutaties (random “husselen” van de ruwe data, minimaal 1000 maal).

De test kan gebruikt worden om structuur in een ecologische gemeenschap te ontdekken. Dit is gedaan door een Clusteranalyse te combineren met de SIMPROF toets. Hierbij wordt getest welke clusters uit de clusteranalyse verschillen van het gemiddelde similariteitsprofiel. Daar waar de clusters significant verschillen met het gemiddelde profiel, is er sprake van een groep. Elke groep bestaat dan uit locaties waar de ecologische soortensamenstelling significant verschilt met het gemiddelde en met andere groepen.

4.4.3 NMDS

Om de aanwezige benthosgemeenschappen te kunnen identificeren zijn de densiteiten in de monsters eerst met een vierdemachtswortel getransformeerd en vervolgens zijn de monsters met elkaar vergeleken door middel van een Bray-Curtis similariteitsindex. Deze index zegt iets over de overeenkomst van monsters ten opzichte van elkaar. De resultaten van deze berekening zijn visueel gemaakt in non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) diagrammen, waarmee de data in een tweedimensionaal ordinatieplot zijn gezet. Dit type plot laat de similariteit of overeenkomst van monsters ten opzichte van elkaar zien. Voor dit type plots geldt: hoe dichter de punten bij elkaar staan geclusterd, hoe groter de overeenkomstigheid van de monsters is, relatief tot andere monsters. Vervolgens kan visueel gemaakt (NMDS) in hoeverre vooraf bepaalde indelingen van monsterpunten (bv. habitats) onderscheidend zijn van elkaar. Ook wordt statistisch getest (middels Multivariate ANalysis Of Variance, MANOVA) welke variabelen de verschillen tussen monsterpunten verklaren. Zo kan worden getest of groepen van monsterpunten, bv. verenigd in habitats, statistisch te onderscheiden zijn van elkaar.

4.4.4 ENVFIT

Om vervolgens te toetsen welke milieuv variabelen (D50, organisch stof, diepte) zijn gerelateerd aan de benthosgemeenschappen is de functie ‘envfit’ in R (vegan package) gebruikt. Deze functie correleert de milieuv variabelen aan de soortenmatrix (Oksanen *et al.*, 2006). Dit geeft inzicht in welke milieuv variabelen correleren met de soortensamenstelling van het benthos.

4.4.5 Databewerking

Om de bovenstaande analyses uit te voeren is het van belang dat een analyse niet beïnvloed wordt door over-representatie van een bepaalde soortsgroep (in Bray-Curtis similariteitsmatrix aangepakt door vierkantswortel-transformatie) of sterke correlatie tussen variabelen (sterk correlerende variabelen versterken onevenredig het effect van deze constellatie aan variabelen op de uitkomst). De dataset is om deze redenen eerst gecheckt op correlaties tussen variabelen (soorten en abiotiek). Aan de hand van de correlatiematrix zijn ecologische en praktische verklaringen gezocht bij de sterkste correlaties met hoge significantie ($\text{corr} > 0.8$ en $p < 0.05$). Als gevolg hiervan zijn:

1. Soort-synoniemen samengevoegd
2. Kleine individuen van een soort die niet verder gedetermineerd konden worden samengevoegd met een entry waar de gehele soortnaam is gebruikt als dat ook de enige soort in dat genus was dat voorkomt in de dataset (bv. *Spisula* <3mm -> *Spisula subtruncata*).

3. Identificaties waarvan de soortsaanduiding niet zeker was of niet waarschijnlijk uit ecologisch en/of taxonomisch oogpunt (pers. comm. Marco Faasse), maar wel het genus, zijn samengevoegd met de entry voor het genus als deze aanwezig was in de dataset (bv. *Conopeum reticulum* -> *Conopeum*).

Zie voor een volledig overzicht Bijlage 1: Lijst van veranderingen aan de dataset.

4.4.6 *Vergelijking tussen jaren tbv bepaling van dynamiek*

Om te toetsen wat de veranderingen in soortensamenstelling zijn, is op meerdere manieren data tussen jaren bekeken.

De groepen voortkomend uit de SIMPROF-test van 2017 en 2019 zijn met elkaar vergeleken (166 locaties). Uit de vergelijking komen locaties die van groep zijn veranderd en locaties die (grotendeels) hetzelfde zijn gebleven. Met deze informatie worden de volgende stappen doorlopen:

1. Verandering in soortensamenstelling van deze locaties met de Bray-Curtis similariteitsindex kwantificeren en normaliseren.
2. Verandering in abiotiek per locatie kwantificeren en normaliseren.
3. Verandering in soortensamenstelling (1) uitzetten tegen de verandering in abiotiek (2) in een x-y grafiek.

De grafiek geproduceerd in stap 3 laat 3 mogelijkheden zien:

- Locaties die in soortensamenstelling sterker veranderen dan de verandering in abiotiek -> **gevoelige soortensamenstellingen of locaties**
- Locaties die in soortensamenstelling langzamer veranderen dan de verandering in abiotiek -> **resistente soortensamenstellingen of locaties**
- Locaties die in soortensamenstelling net zo snel veranderen als de verandering in abiotiek (x=y)

Voor elk van deze mogelijkheden wordt vervolgens bekeken of de uitkomst te maken heeft met geografisch ligging (liggen de punten allemaal bij elkaar op de kaart?) en met soortensamenstelling (hebben de locaties bepaalde overeenkomstige soortensamenstellingen?).

4.4.7 *Benthische Indicator Soorten Index (BISI)*

De Benthische Indicator Soorten Index is een vergelijkende methode waarmee aan de hand van indicatorsoorten wordt onderzocht of er mogelijke veranderingen binnen een gebied of habitat optreden. Aan de hand van specifieke eigenschappen (traits, bv gevoeligheid voor sedimentatie of bevissing) van de indicatorsoorten en de verandering in die soorten worden effecten afgeleid. Dezelfde indicatorsoorten worden gevolgd in referentiegebieden of referentieomstandigheden om natuurlijke dynamiek te onderscheiden van effect (Wijnhoven, 2019a,b).

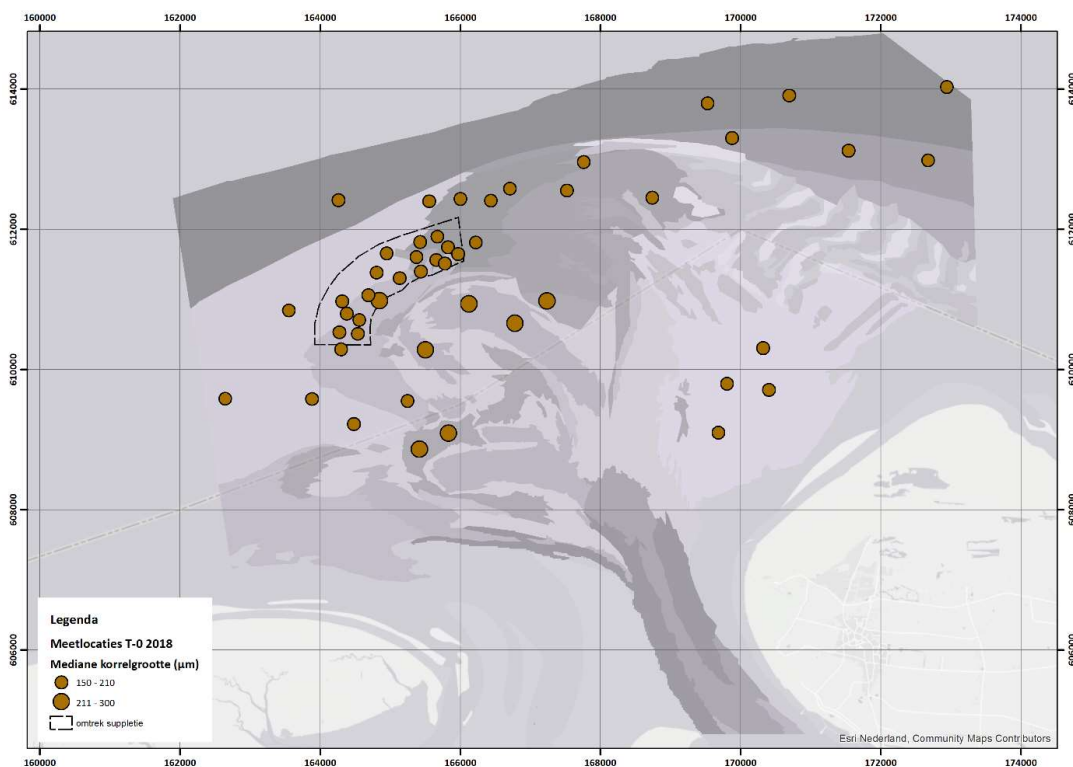
In 2020 is in een pilotstudie getest met een BISI op de data van het Amelanders Zeegat als aanvulling op de analyses in dit rapport. De opzet van de proef en de resultaten zijn beschreven in Wijnhoven (2020). Deze worden niet verder behandeld in deze rapportage.

5 Resultaten 2018

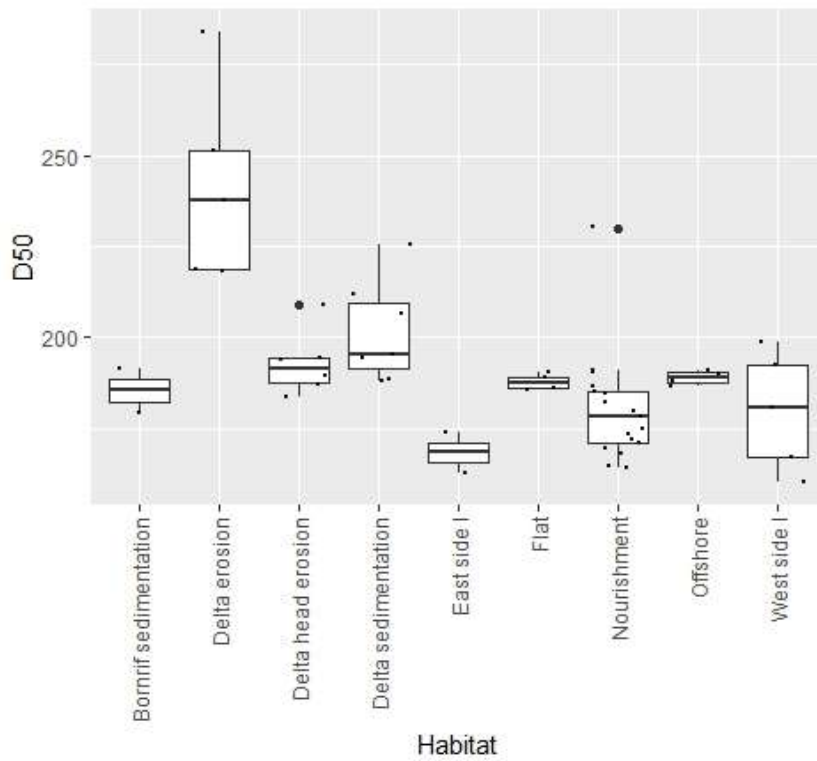
In dit hoofdstuk worden de resultaten van de veldmetingen, laboratorium-analyses en de data-analyses gepresenteerd van de monitoring van maart 2018. De monsternamen werden uitgevoerd door the Fieldwork Company conform RWSV 913.00.B200 (pers. meded. M. Zwarts) en was geen onderdeel van dit project. De laboratoriumanalyses van de benthos- en sedimentmonsters zijn binnen dit project door Eurofins uitgevoerd. Er zijn in 2018, voor zover bekend geen CTD metingen uitgevoerd.

5.1 Sediment

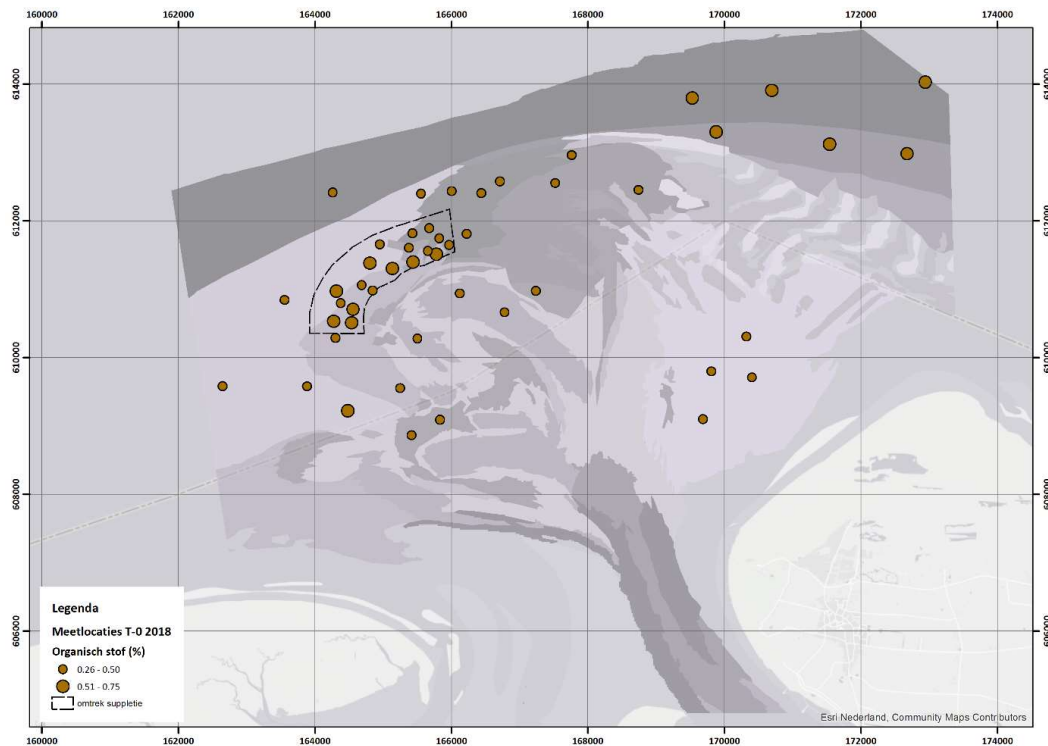
Het Amelander zeegat bestaat voornamelijk uit fijn tot grof zand (Verduin & Leewis, 2018). Dit is niet anders in maart 2018. De habitats die vooral in de uitlopers van de buitendelta direct in contact staan met de stroomgeul tussen Ameland en Terschelling zijn grofzandig (zie ook Figuur 5-2).



Figuur 5-1: Mediane korrelgrootte (d_{50} in μm) per locatie in 2018



Figuur 5-2: Mediane korrelgrootte gemeten per locatie per habitat in 2018. Let op: in de habitats Bornrif sedimentation en East side I zijn maar 2 monsters beschikbaar (zien locaties **Tabel 5-1**) en zijn gemiddelde noch 95-percentiel valide.



Figuur 5-3: Percentage organisch stof per locatie in 2018

Het aanwezige % organisch stof (Figuur 5-3) vertoont een andere ruimtelijke verdeling dan die te zien is bij D50 (Figuur 5-1). Het organisch stof gehalte in de oostelijk gelegen locaties (East side I, Offshore) en locaties in het toekomstige suppletiegebied is hoger dan in de overige locaties. Het % organisch stof toont een correlatie met het aantal aanwezige taxa (Tabel 5-1).

5.2 Algemene biodiversiteit

In het Amelander zeegat zijn in maart 2018, in 53 monsters in totaal 59 taxa⁵ gevonden. Hiervan zijn 54 unieke soorten gevonden, waarvan 19 soorten wormen, 20 soorten kreeftachtigen, 10 soorten weekdieren (tweekleppigen en slakken), 3 hardsubstraat soorten (Bryozoa, Hydrozoa, Porifera) en 2 soorten stekelhuidigen. De overige taxa zijn gebruikt, wanneer de identificatie niet tot op soort kon worden gedaan. Deze bestaan uit hogere taxonomische niveaus, zoals genussen, families, etc. In het Amelander zeegat komen in 2018 gemiddeld 12 taxa per monster voor. Hierbij zijn ook de taxa meegenomen waarvoor geen dichtheid en biomassa wordt bepaald, zoals Bryozoa en Hydrozoa.

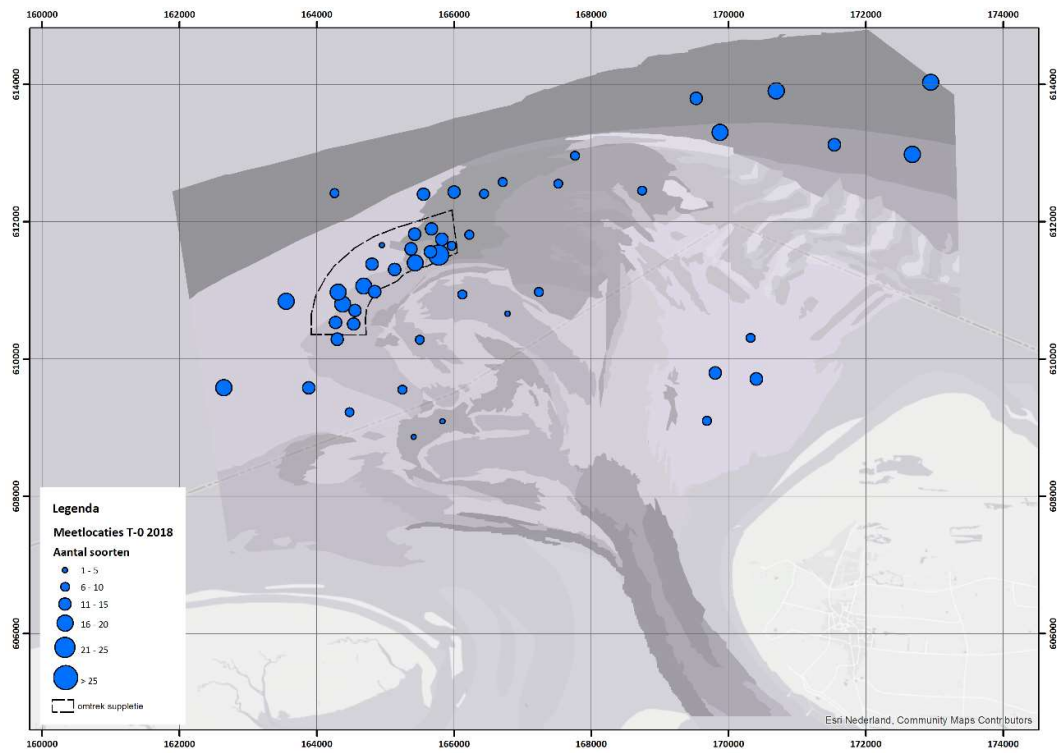
In Tabel 5-1 staan de gemiddelde waarden en standaard deviaties voor het aantal taxa, de dichtheid en diverse biodiversiteitsindices in de verschillende habitats in het Amelander zeegat in 2018. In bijlage 7 is een overzicht gegeven van de gevonden taxa per habitat.

Tabel 5-1: Macrozoöbenthos, gemiddelde en standaarddeviatie voor aantal taxa, dichtheid, Margalef index, Shannon en Wiener index en de Simpson index in de T-0 monitoring 2018. Waarden in Bornrif sedimentation en East side I zijn grijs gemaakt vanwege te kleine aantallen monsterpunten om tot een betrouwbaar gemiddelde te komen (n=2).

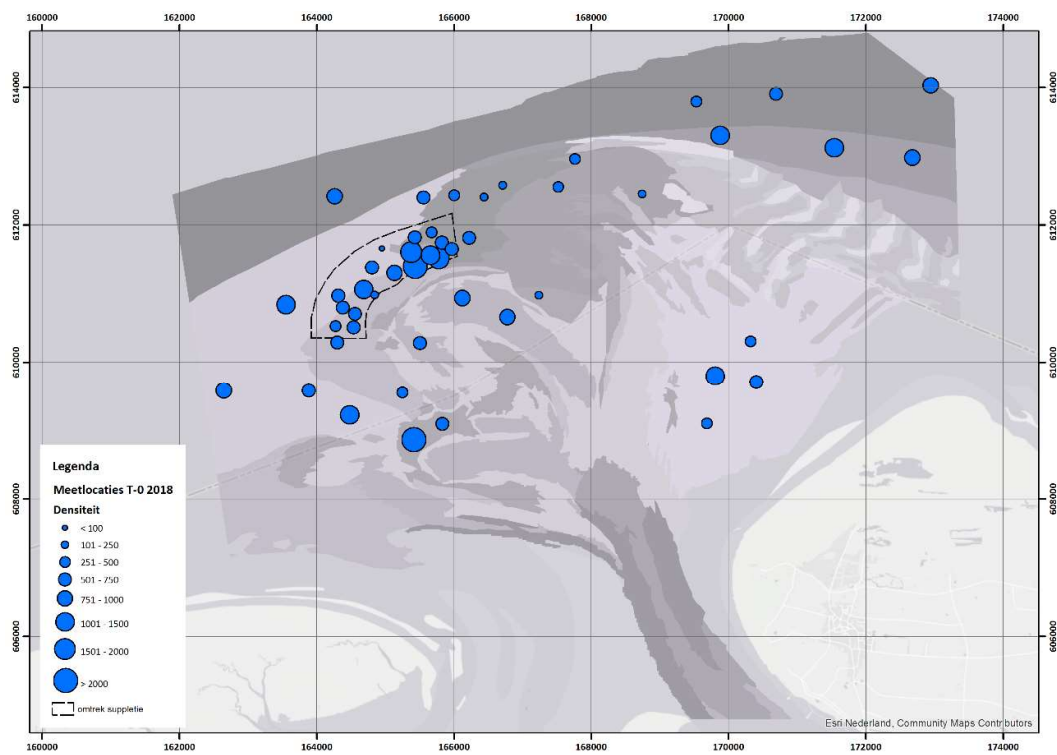
2018	n locaties	n taxa	dichtheid (n/m ²)	Biomassa (g/m ²)	Margalef	Shannon	Simpson
Bornrif sedimentation	2	14 (±7)	675 (±716)	50.6 (±71.5)	2.1 (±0.7)	2.2 (±0.2)	0.8 (±0)
Delta erosion	5	5 (±2)	826 (±868)	1.1 (±0.8)	0.7 (±0.3)	0.9 (±0.4)	0.4 (±0.2)
Delta head erosion	6	10 (±3)	327 (±88)	7 (±4.9)	1.5 (±0.4)	1.9 (±0.3)	0.8 (±0.1)
Delta sedimentation	7	9 (±3)	662 (±253)	13.7 (±29.5)	1.3 (±0.6)	1.5 (±0.5)	0.6 (±0.2)
East side I	2	16 (±1)	1026 (±73)	42 (±26.8)	2.2 (±0.2)	2.3 (±0.1)	0.9 (±0)
Flat	4	10 (±3)	727 (±545)	38.7 (±32.6)	1.4 (±0.3)	1.8 (±0.4)	0.7 (±0.2)
Nourishment	18	13 (±4)	828 (±495)	9.7 (±14.2)	1.9 (±0.6)	1.8 (±0.6)	0.7 (±0.2)
Offshore	4	14 (±3)	711 (±194)	8.2 (±3.9)	2 (±0.5)	2.1 (±0.2)	0.8 (±0)
West side I	5	14 (±3)	862 (±243)	61.3 (±71.3)	1.9 (±0.5)	2 (±0.2)	0.8 (±0)
Totaal 2018	53	12 (±4)	738 (±457)	18.8 (±32.9)	1.6 (±0.6)	1.8 (±0.6)	0.7 (±0.2)

Figuur 5-4 laat een lage biodiversiteit zien in op de zandplaten van het zeegat en een hogere biodiversiteit aan de buitenzijde van het gebied (East side I, Offshore, West side I), net als op de suppletiezone (zie ook Tabel 5-1). Ook voor de totale dichtheid (Figuur 5-5) is deze ruimtelijke verdeling ongeveer gelijk. In Bijlage 5: Biodiversiteit in kaartoverzicht zijn kaarten van de verschillende biodiversiteitsindexen getoond.

⁵ Gecorrigeerd aantal taxa (zie 4.4.5)



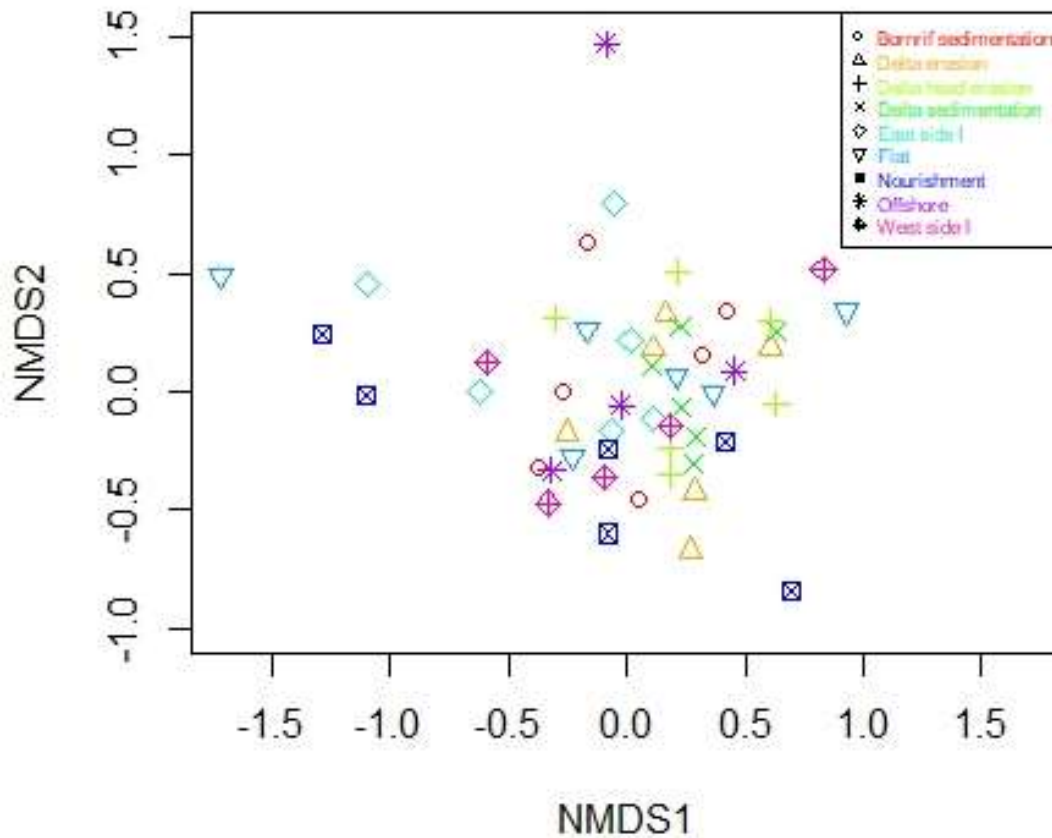
Figuur 5-4: Aantal taxa in het Amelandier zeevat in 2018



Figuur 5-5: Totale dichtheid van soorten (n/m^2) in het Amelandier zeevat in 2018

5.3 NMDS

In 2018 is een andere definitie van habitats zichtbaar dan in 2017 (en 2019). De soortensamenstelling op de suppletielocatie (in *Figuur 5-6* aangegeven met Channel Head) samen met die gevonden op 'Delta erosion' zijn samen (statistisch, dmv MANOVA) significant onderscheidbaar van andere habitats. Het verschil in onderscheid in bv Offshore en East side I (zoals die wel onderscheidbaar zijn in 2017 en 2019) en het suppletiegebied heeft sterk te maken met het aantal monsters per habitat beschikbaar voor de analyse.



Figuur 5-6: NMDS-plot van 2018 gekleurd per habitat (stress =0.209, k=2).

6 Resultaten 2019

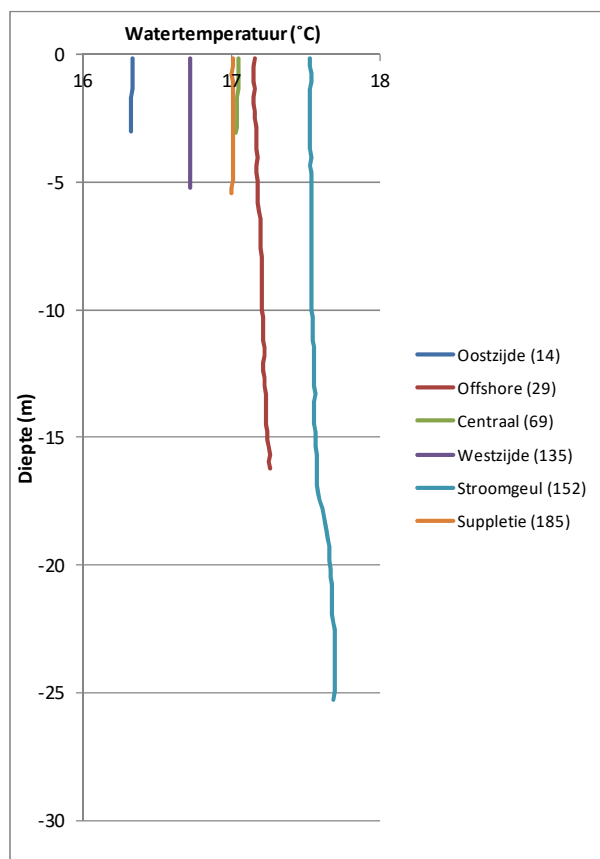
In dit hoofdstuk worden de resultaten van de veldmetingen, laboratorium-analyses en de data-analyses gepresenteerd van 2019.

6.1 CTD metingen

Op iedere locatie in 2019 is een CTD meting (geleidbaarheid, temperatuur en diepte) uitgevoerd. Er zijn een aantal monsterlocaties, verspreid over het Amelanders Zeegat gekozen, om inzicht te geven in de data en de verschillen die zijn opgetreden tijdens de bemonstering. De volgende locaties zijn geselecteerd: 14 (oostzijde), 135 (westzijde), 185 (suppletie), 69 (centraal), 29 (offshore) en 152 (keel of stroomgeul).

6.1.1 Temperatuur

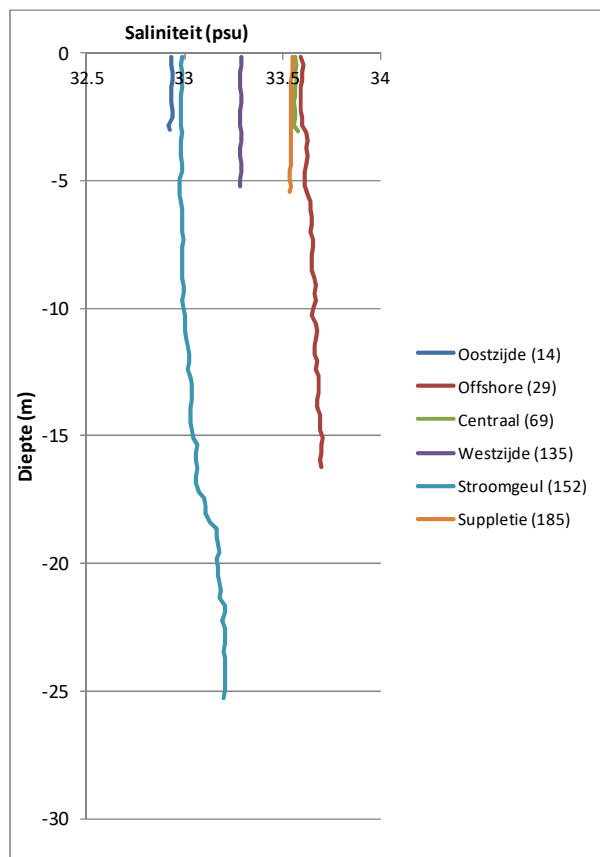
De minimale temperatuur van de waterkolom, gemeten door de CTD tijdens de bemonstering, was 16.0 °C. Deze meting was op 20 september vroeg in de ochtend, terwijl de maximale watertemperatuur, 17.8 °C, behaald werd op 16 september rond de middag. Over het algemeen was de temperatuur zeer stabiel. Er is geen spronglaag geconstateerd in het gebied. Enkel bij de diepere monsters was er op diepte een lichte verschuiving naar een hogere temperatuur zichtbaar. Zoals bijvoorbeeld op locatie 152 in de keel of stroomgeul (Figuur 5-1). Figuur 5-1 geeft van enkele gebieden een typisch profiel van de temperatuur over diepte.



Figuur 6-1: Watertemperatuur gemeten in 2019 over de diepte op 6 locaties (locatiecode tussen haakjes), verspreid over het Amelanders zeegat.

6.1.2 Saliniteit

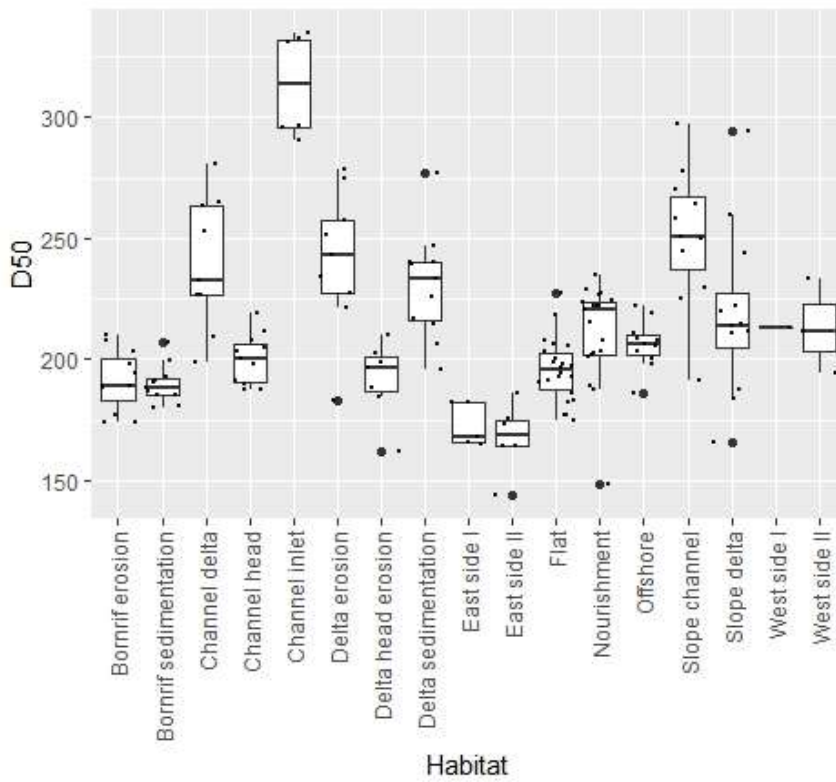
De minimale en maximale saliniteit bedroegen respectievelijk 32.0 en 33.7 psu. De minimale saliniteit was gemeten op locatie 141, het noordelijkste monsterpunt in het gebied tussen 8- 12 meter diepte, terwijl de maximale saliniteit was gemeten bij het monsteren van de meest noordelijke offshore locatie (29). Figuur 5-2 geeft van enkele gebieden een typisch profiel van de saliniteit over diepte. Ook hierbij lijken de diepere metingen een hogere saliniteit te hebben dan de ondiepere metingen, al is dit verschil soms kleiner dan tussen de meetstations.



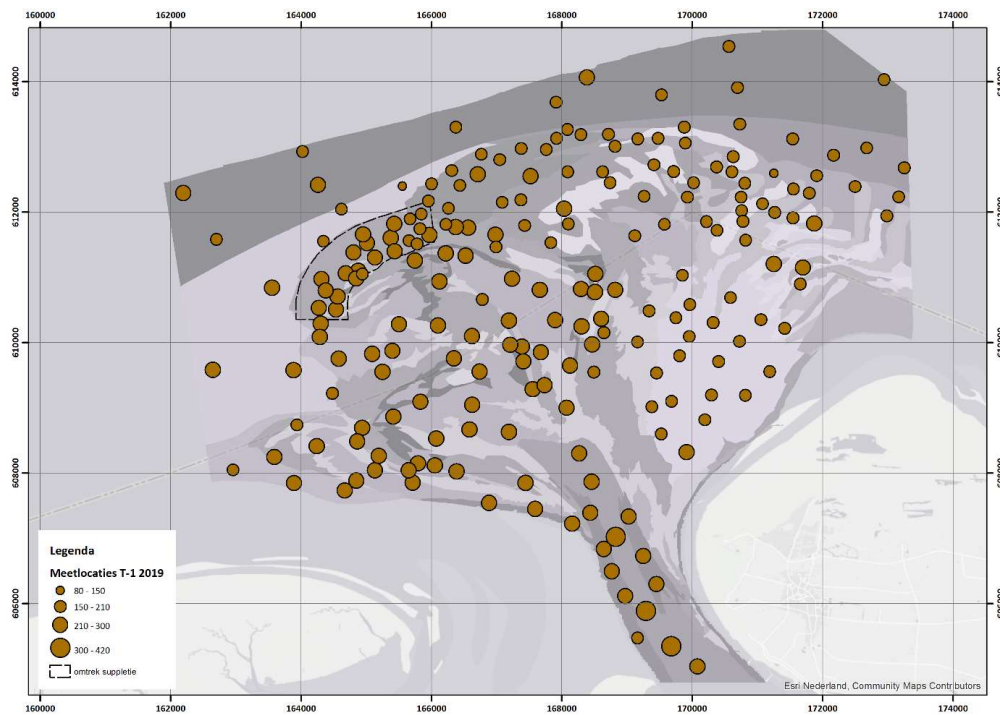
Figuur 6-2: Saliniteit gemeten in 2019 over de diepte op 6 locaties (locatiecode tussen haakjes), verspreid over het Amelander zeegat.

6.2 Sediment

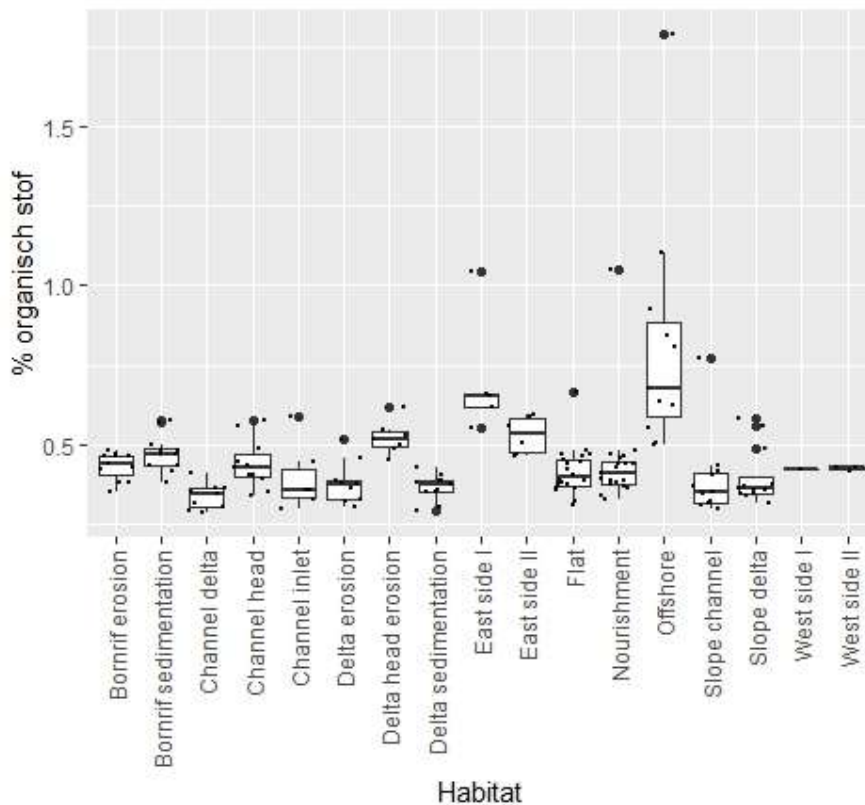
Net als in 2017 bestaat het sediment in 2019 van de monsterlocaties in het Amelander zeegat voornamelijk uit fijn tot grof zand (Verduin & Leewis, 2018). De habitats die vooral in de uitlopers van de buitendelta (habitats aangeduid met 'channel' en 'Delta', zie *Figuur 6-3* en *Figuur 6-4*) zijn grofzandig. De meer oostelijk gelegen habitats zijn fijnzandiger.



Figuur 6-3: mediane korrelgrootte per locatie per habitat in 2019



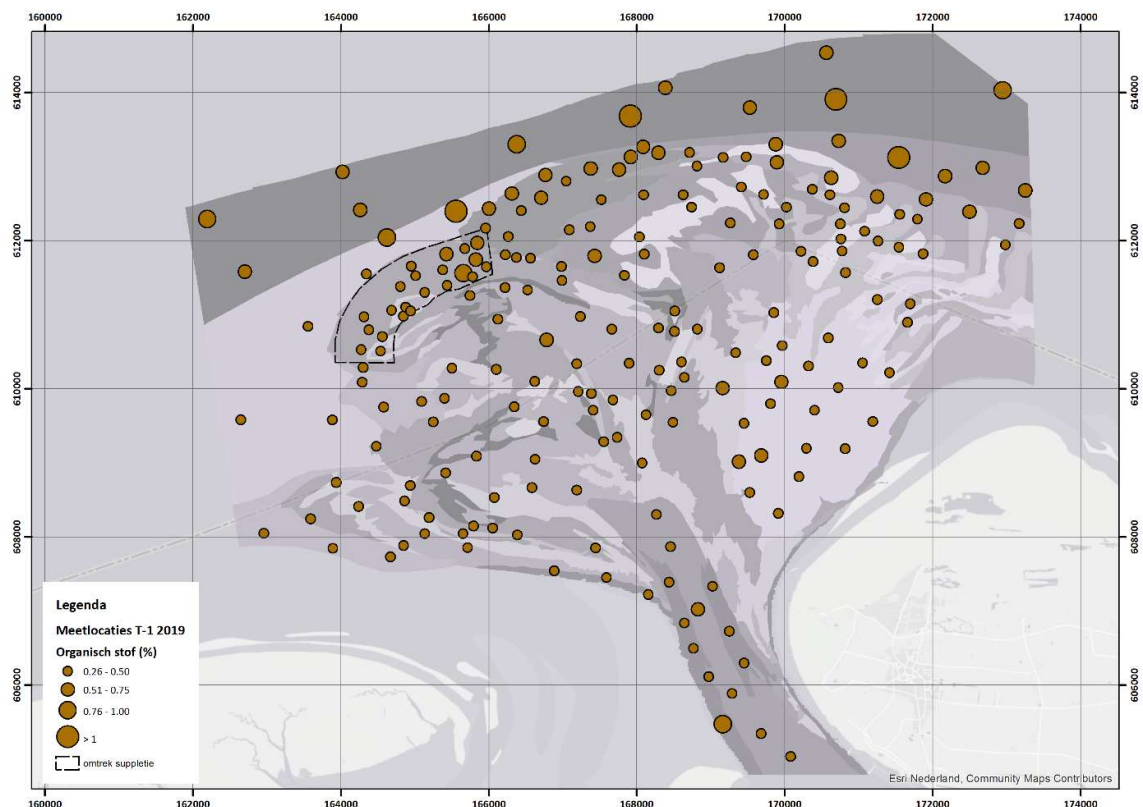
Figuur 6-4: Mediane korrelgrootte (d50 in μm) per locatie in T-1 2019



Figuur 6-5: Organische stof percentage per locatie per habitat in 2019

De ruimtelijke verdeling te zien in korrelgrootte (D50) is ook aanwezig in het % organisch stof. Het organisch stof gehalte in de meer oostelijk gelegen locaties is hoger dan in de meer westelijk gelegen locaties. Dit is een minder dynamisch deel van het Amelanders Zeegat, waardoor zich meer organisch stof kan verzamelen, door het (relatief rijke) aanwezige bodemleven (faecalien), of door sedimentatie (algen).

Het percentage organisch stof is in 2019 overigens in het gehele zeegat vrij laag (< 1%) in vergelijking met bijvoorbeeld de Noordzeekustzone aan de kust van Zeeland, Zuid en Noord-Holland. Het organisch stof gehalte is hoger in de dieper gelegen meer offshore habitats in het zeegat (Offshore, East side I en II).



Figuur 6-6: Percentage organisch stof per locatie in T-1 2019

6.3 Algemene biodiversiteit

In het Amelander zeegat zijn in september 2019, in 209 monsters in totaal 94 taxa⁶ gevonden. Hiervan zijn 81 unieke soorten gevonden, waarvan 25 soorten wormen, 33 soorten kreeftachtigen, 11 soorten weekdieren (tweekleppigen en slakken), 7 hardsubstraat soorten (Bryozoa, Hydrozoa, Porifera), 3 soorten stekelhuidigen en 2 overige mariene soorten. De overige taxa zijn gebruikt, wanneer de identificatie niet tot op soort kon worden gedaan. Deze bestaan uit hogere taxonomische niveaus, zoals genussen, families, etc. In het Amelander zeegat komen in 2019 gemiddeld 9 taxa per monster voor. Hierbij zijn ook de taxa meegenomen, waarvoor geen dichtheid en biomassa wordt bepaald, zoals Bryozoa en Hydrozoa.

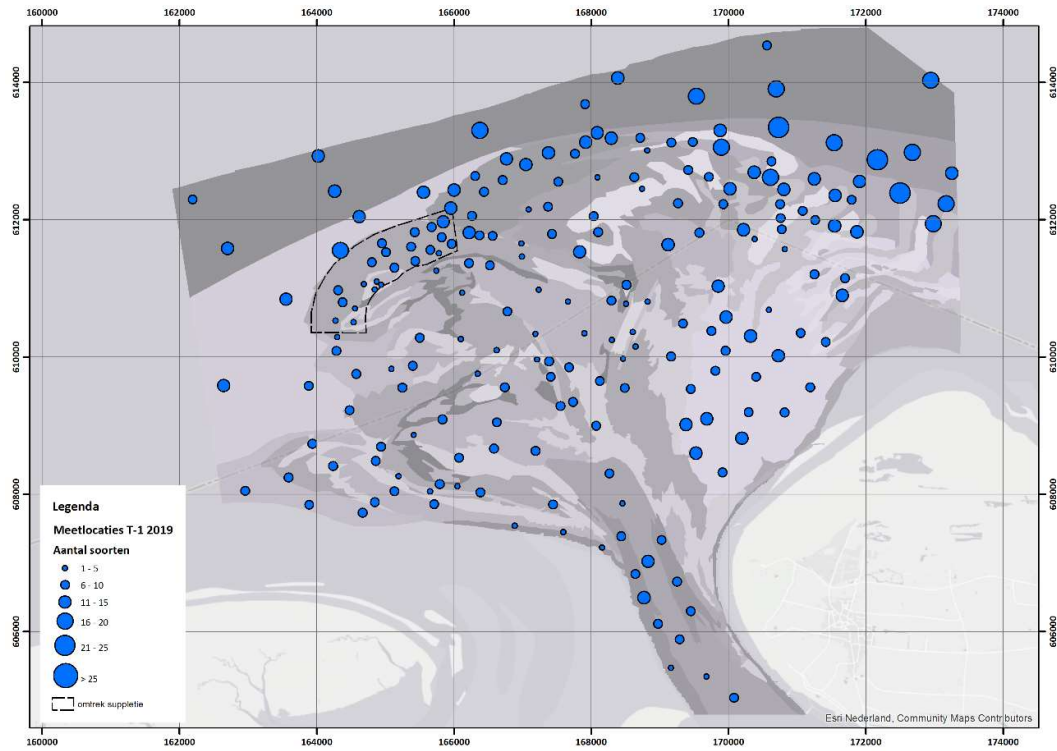
In *Tabel 6-1* staan de gemiddelde waarden en standaard deviaties voor het aantal taxa, de dichtheid en diverse biodiversiteitsindices in de verschillende habitats in het Amelander zeegat in de T-1 2019. In bijlage 7 is een overzicht gegeven van de gevonden taxa per habitat.

⁶ Gecorrigeerd aantal taxa (zie 4.4.5)

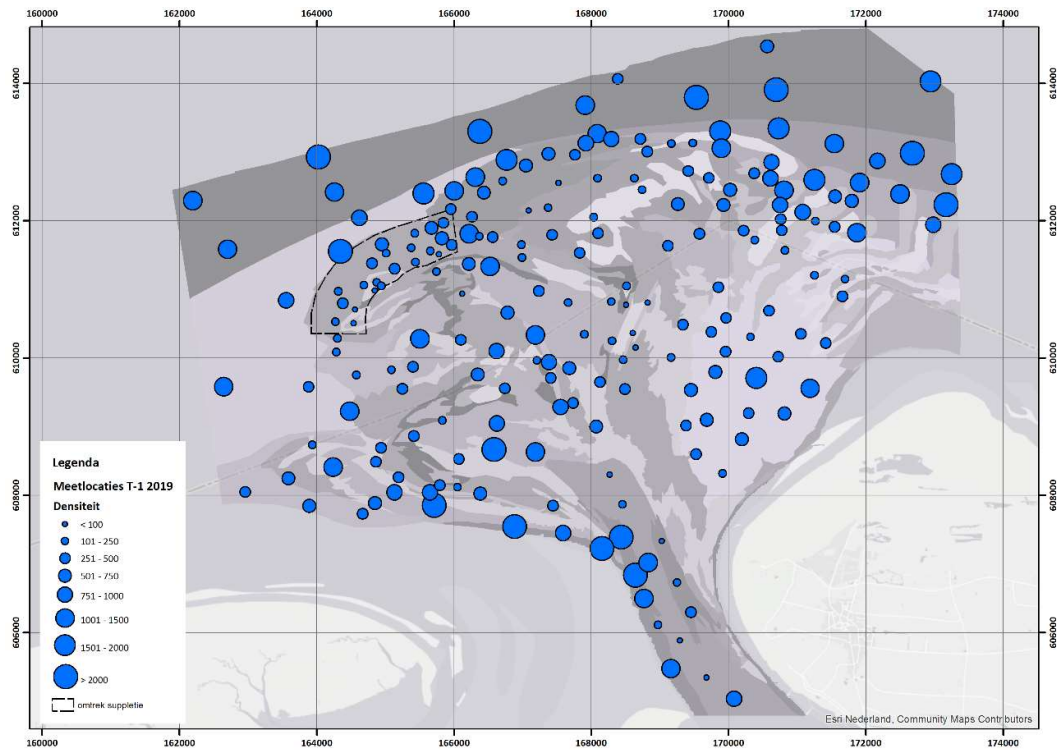
Tabel 6-1: Macrozoöbenthos, gemiddelde en standaarddeviatie voor aantal taxa, densiteit, Margalef index, Shannon en Wiener index en de Simpson index in de T-0 monitoring 2019

T-1 2019	n locaties	n taxa	densiteit (n/m ²)	Biomassa (g/m ²)	Margalef	Shannon	Simpson
Bornrif erosion	12	11 (±3)	641 (±365)	15.9 (±16.9)	1.5 (±0.4)	1.8 (±0.4)	0.7 (±0.1)
Bornrif sedimentation	11	9 (±4)	524 (±524)	29.3 (±41.2)	1.3 (±0.4)	1.6 (±0.3)	0.7 (±0.1)
Channel delta	11	7 (±1)	1156 (±2343)	2.3 (±2.9)	1 (±0.2)	1.3 (±0.5)	0.6 (±0.2)
Channel head	11	8 (±3)	331 (±202)	4.4 (±8.8)	1.2 (±0.4)	1.6 (±0.3)	0.7 (±0.1)
Channel inlet	6	6 (±3)	394 (±495)	0.6 (±0.7)	0.8 (±0.5)	1 (±0.6)	0.5 (±0.3)
Delta erosion	17	6 (±2)	1332 (±3322)	3 (±6.3)	0.9 (±0.4)	1.1 (±0.6)	0.5 (±0.2)
Delta head erosion	14	11 (±2)	656 (±473)	38.6 (±41.3)	1.5 (±0.3)	1.8 (±0.3)	0.8 (±0.1)
Delta sedimentation	21	7 (±3)	409 (±345)	10.3 (±31.9)	1 (±0.4)	1.4 (±0.3)	0.7 (±0.1)
East side I	6	17 (±4)	1576 (±443)	106 (±31.5)	2.2 (±0.6)	1.8 (±0.5)	0.7 (±0.2)
East side II	7	14 (±5)	1095 (±586)	38.6 (±33.8)	1.9 (±0.6)	1.9 (±0.4)	0.7 (±0.1)
Flat	22	9 (±3)	463 (±344)	33.9 (±57)	1.4 (±0.4)	1.8 (±0.4)	0.8 (±0.1)
Nourishment	20	6 (±2)	240 (±159)	1.1 (±1)	1 (±0.3)	1.4 (±0.4)	0.7 (±0.1)
Offshore	11	13 (±3)	1508 (±645)	139.5 (±90)	1.7 (±0.4)	1.4 (±0.5)	0.5 (±0.2)
Plaat	5	4 (±2)	179 (±75)	0.4 (±0.4)	0.7 (±0.2)	1 (±0.3)	0.5 (±0.2)
Slope channel	11	7 (±3)	2006 (±2989)	35.1 (±105.9)	0.9 (±0.4)	1 (±0.7)	0.4 (±0.3)
Slope delta	12	5 (±2)	472 (±365)	2.2 (±2.4)	0.7 (±0.3)	1.1 (±0.4)	0.5 (±0.2)
West side I	6	13 (±3)	1405 (±885)	135.2 (±71.8)	1.7 (±0.3)	1.7 (±0.5)	0.7 (±0.2)
West side II	6	7 (±1)	316 (±207)	31.1 (±55.3)	1.1 (±0.2)	1.7 (±0.2)	0.8 (±0.1)
Totaal T-1 2019	209	9 (±4)	767 (±1392)	28.8 (±57.5)	1.2 (±0.5)	1.5 (±0.5)	0.6 (±0.2)

Figuur 6-7 bevestigt dat in 2019 de biodiversiteit laag is in de stroomgeulen en op de zandplaten van het zeegat en hoger is aan de buitenzijde van het gebied, vooral in het noordoostelijke deel van het gebied (East side I en II en Offshore). Ook voor de andere waarden, zoals de densiteit (Figuur 6-8) is deze ruimtelijke verdeling ongeveer gelijk. In Bijlage 5: Biodiversiteit in kaartoverzicht zijn kaarten van de verschillende biodiversiteitsindexen getoond.



Figuur 6-7: Aantal taxa in het Amelander zeegat in T-1 2019

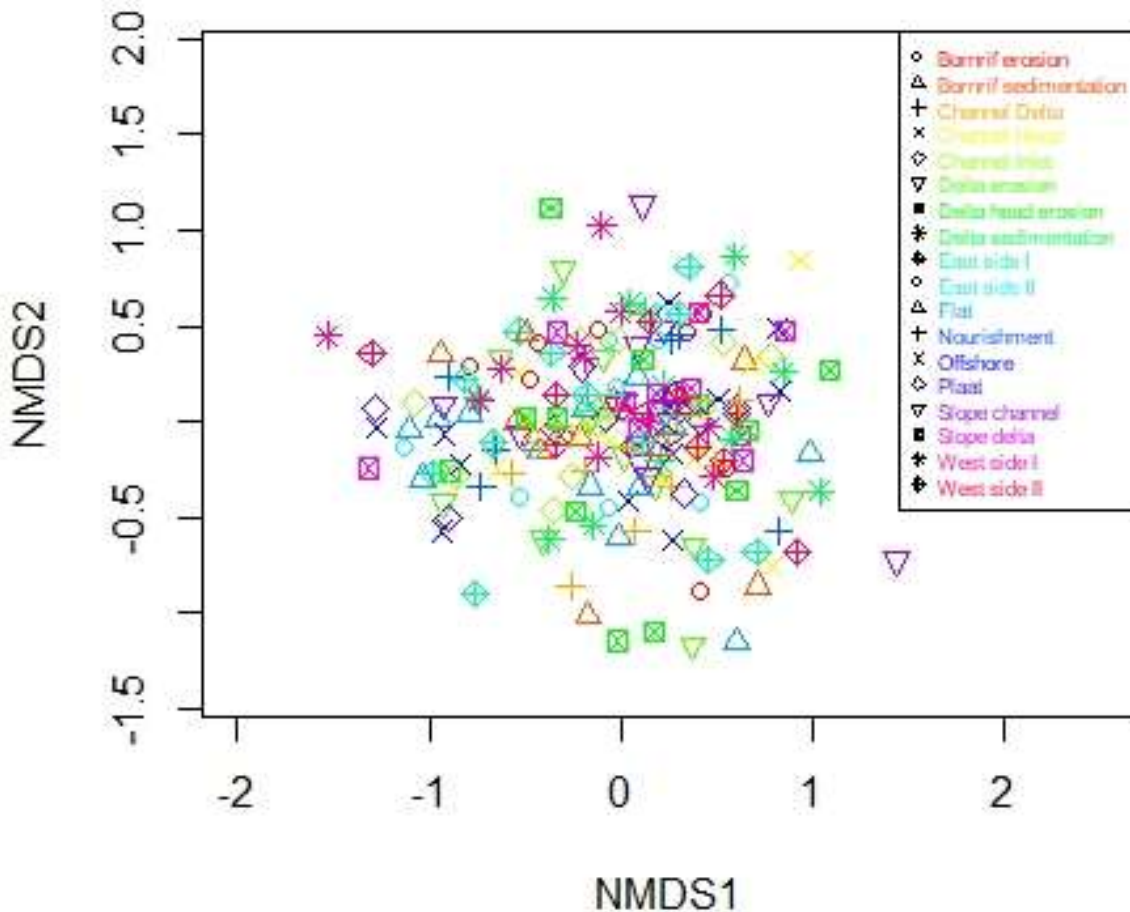


Figuur 6-8: Totale dichtheid van soorten (n/m^2) in het Amelander zeegat in T-1 2019

NMDS

Net als voor de data uit 2017 geeft een NMDS van de soortensamenstelling met verdeling in habitats in 2019 weinig verschil weer tussen de habitats, buiten dat de gebieden Offshore en East Side I en II visueel en statistisch (MANOVA) verschillen van de andere habitats. Verder wordt duidelijk dat de soortensamenstelling in Bornrif, East side I en II per habitat meer gelijkend is dan in andere habitats; de afstand tussen bv. Bornrif-locaties in het NMDS-plot is korter dan die tussen bv. locaties uit Delta sedimentation (vastgesteld middels clustering). De habitats zijn vooraf door middel van abiotische factoren gedefinieerd en onderscheiden (zie 3.2). Een conclusie die uit de bovenstaande bevindingen getrokken kan worden is dat voor het Bornrif, East side I en II en Offshore de abiotische factoren waarop de habitat indeling is gebaseerd, bruikbaar zijn om soortensamenstelling mee te beschrijven. De habitats, gebaseerd op abiotische factoren, kunnen beschrijven wat er aan bodemleven gevonden wordt. Voor de andere habitats geldt dat niet of in mindere mate; in de overige habitats zijn de gebruikte abiotische factoren om de habitats te definiëren niet afdoende om de soortensamenstelling te beschrijven. Voor deze gebieden moeten daarom ook andere of aanvullende factoren gezocht worden om soortensamenstelling te beschrijven.

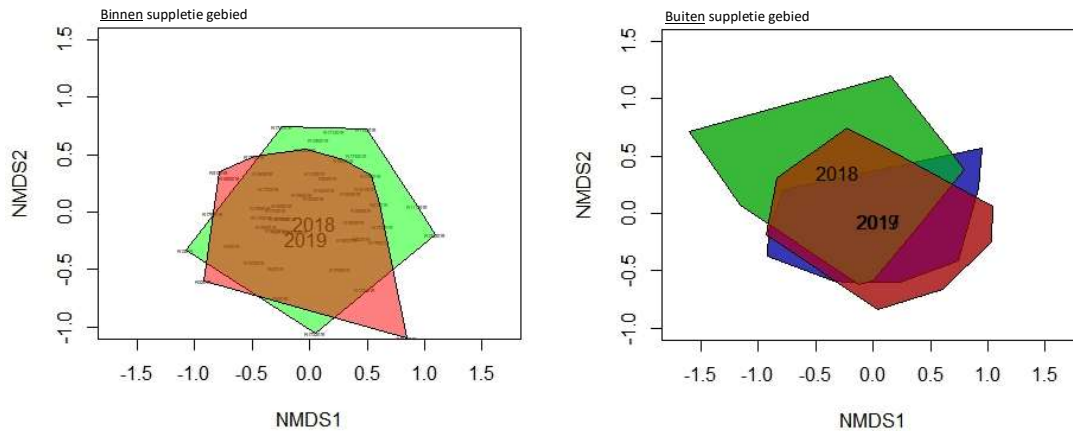
Conclusie die daarnaast getrokken kan worden is dat de verschillende gedefinieerde geografische gebieden (zoals de habitats) geen strikt verschillende soortensamenstelling hebben. In plaats daarvan is er een overgang in soortensamenstelling aanwezig bij ieder geografisch aangrenzend habitat. Dit wordt beter zichtbaar gemaakt in Figuur 8-8.



Figuur 6-9: NMDS-plot van 2019 gekleurd per habitat (stress =0.238, k=2).

7 Resultaten vergelijking 2017, 2018 en 2019

In dit hoofdstuk brengen we een scheiding aan tussen de locaties bemonsterd in 2018 op het suppletiegebied en die buiten het suppletiegebied, en vergelijken die met dezelfde locaties genomen in 2017 (voor zover beschikbaar) en 2019. Als we de locaties die in 2018 bemonsterd zijn buiten het (beoogde) suppletiegebied vergelijken met dezelfde locaties bemonsterd in 2017 en 2019 blijkt dat de soortensamenstelling in maart 2018 significant anders is dan de soortensamenstelling in september 2017 en 2019 (rechter plot in *Figuur 7-1*). Waar de monsterpunten gemiddeld een zelfde soortensamenstelling hebben in 2017 en 2019 (MANOVA, $p > 0.05$), is de soortensamenstelling in 2018 significant afwijkend (MANOVA, $p < 0.01$). Omdat 2018 verschilt van 2017 in deze monsterpunten kan 2018 daarom niet als een aanvulling gebruikt worden voor de T-0 in 2017. Daarnaast maakt de overeenkomst in soortensamenstelling in de meetjaren 2019 en 2017 duidelijk dat de verschillen ten opzichte van 2018 geen indirect effect van bestorting is. Anders zou de soortensamenstelling in 2019 ook moeten verschillen van 2017.

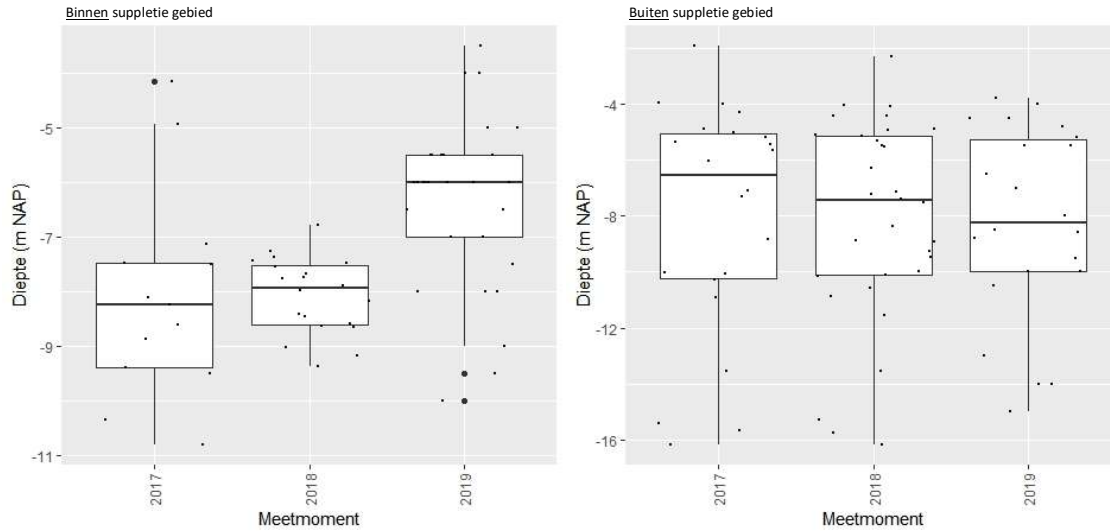


Figuur 7-1: NMDS-plot van de punten die in alle campagne jaren (2017=blauw, 2018=groen en 2019=rood) bemonsterd zijn. Links: bemonsterd in het (beoogde) stortgebied (stress =0.235). Rechts: Buiten het (beoogde) stortgebied (stress =0.211). Let op: labels van 2017 en 2019 liggen bovenop elkaar, hetgeen aangeeft dat de soortensamenstelling van deze jaren niet verschilt tussen die jaren voor deze punten.

Figuur 7-1 geeft de indruk dat op de suppletielocatie (links) de soortensamenstelling van 2019 en 2018 meer op elkaar lijken dan buiten de suppletielocatie (rechts). De benthossamenstelling tussen meetjaren binnen het suppletiegebied is echter ook significant verschillend van elkaar (MANOVA, $p < 0.01$).

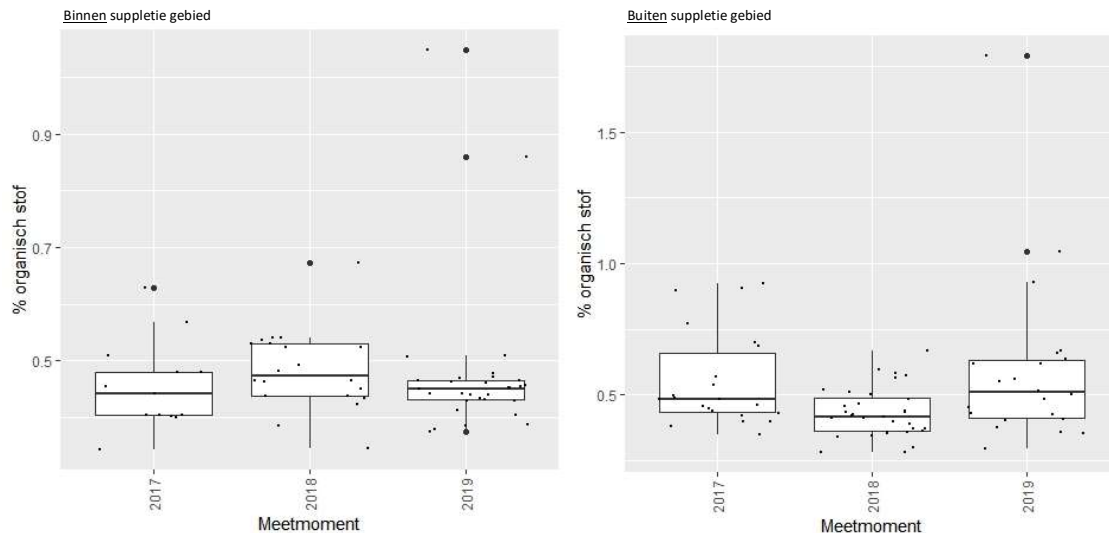
7.1 Sediment op de (beoogde) suppletielocatie

De verschillen tussen de monsters genomen in 2018 en andere jaren zien we vooral in de soortensamenstelling van het bodemleven. Zoals verwacht is na de suppletie in 2018 echter op en rond de suppletielocatie de abiotiek veranderd. Diepte is daarvan het meest opvallend, terwijl de diepteligging buiten de suppletielocatie gemiddeld niet of nauwelijks is veranderd (*Figuur 7-2*).



Figuur 7-2: Diepteligging van monsterpunten per jaar. Links: op en rond (zie Figuur 0-4) de suppletielocatie (meetmoment in 2018 was voor de suppletie). Gemiddelde diepte in 2019 is significant ($p < 0.05$) verschillend van die in 2017 en 2018. Rechts: Diepteligging van monsterpunten buiten de suppletielocatie. Dikke punten geven de waarden van outlyers/maxima/minima aan.

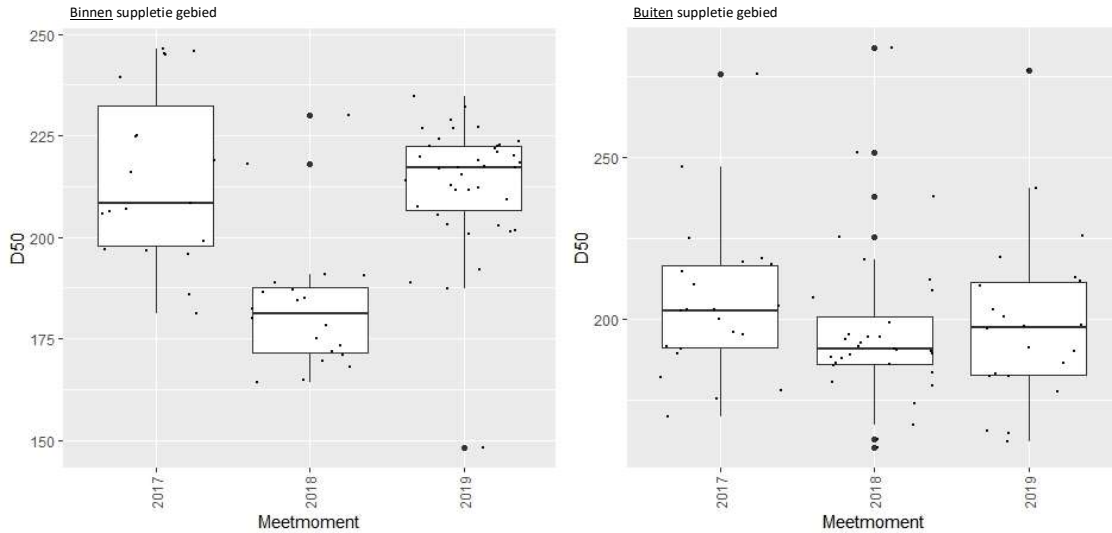
Het percentage organisch stof in het sediment schommelt licht (niet significant), waar 2018 een licht hogere gemiddelde waarde laat zien dan 2017 en 2019 binnen en rond het suppletiegebied en lager buiten het suppletiegebied (Figuur 7-3).



Figuur 7-3: % organisch stof per jaar. Links Links: op en rond (zie Figuur 0-4) de suppletielocatie (meetmoment in 2018 was voor de suppletie). Rechts: Diepteligging van monsterpunten buiten de suppletielocatie. Dikke punten geven de waarden van outlyers/maxima/minima aan.

De samenstelling van korrelgroottes van het sediment op het suppletiegebied was in september 2017 gelijkwaardig aan de locaties in gelijkaardige habitattypen (Verduin & Lewis, 2018).

In 2018 echter, is de gemiddelde mediane korrelgrootte lager ten opzichte van 2017 en 2019 in hetzelfde gebied (Figuur 7-4), zowel op of rond het suppletiegebied (significant) als buiten het suppletiegebied (niet significant).



Figuur 7-4: Mediane korrelgrootte (D50) per jaar. Links: in en rond (zie Figuur 0-4) het suppletiegebied (meetmoment in 2018 was voor de suppletie) waarbij het gemiddelde in 2018 significant verschilt van 2017 en 2019 (T-test, $p < 0.025$). Rechts: D50 buiten het suppletiegebied. Dikke punten geven de waardes van outlyers/maxima/minima aan.

In 2019 is ten opzichte van 2017 alleen een verschil te zien in de diepteligging in het suppletiegebied, dit is ook te verwachten. Echter in 2018 is duidelijk een lagere mediane korrelgrootte (linker plot Figuur 7-4) en een iets hoger percentage organisch stof gemeten (linker plot Figuur 7-3) alsook een andere soortensamenstelling van het bodemleven (Figuur 7-1).

7.2 Conclusie voorjaarsbemonstering 2018

De meest eenvoudige verklaring voor het verschil in soortensamenstelling tussen maart 2018 aan de ene kant en september-oktober 2017 en 2019 aan de andere kant is het verschil in de bemonsteringsperiode. In maart hebben sommige soorten broedval gehad en komen deze in grote aantallen voor. Andere soorten zijn juist weer afwezig of niet meetbaar. In september zijn juist de sterkste individuen van het broed over en komen deze in lage(re) aantallen voor en zijn andere soorten juist weer meetbaar (gegroeid) en beter vertegenwoordigd (broedval gehad).

Op basis van analoge bevindingen is in 2008 besloten om de standaard-monitoring (MWTl) in o.a. de Westerschelde tijdens voorjaar en najaar gebaseerd op raai-bemonstering om te zetten naar een bemonstering op basis van ecotopen (ZES-systematiek) enkel in het najaar (Escaravage et al. 2008). Hoewel de voorjaarsbemonstering (1992-2007) geschikt was om een trend op de baseren, waren trends op basis van voorjaarsdata minder betrouwbaar dan die gebaseerd op najaarsbemonsteringen. Bovendien, en meest relevant voor de vergelijking met het Amelanders zeegat, leverde een trend op basis van najaarsdata een grotere zekerheid op dan een gecombineerde trend op basis van voorjaars- en najaarsdata. Het verschil tussen voorjaars- en najaarsdata van hetzelfde jaar was groter dan tussen voorjaarsdata van verschillende jaren. Om zo efficiënt mogelijk bruikbare informatie te verzamelen is ook besloten om de voorjaarsbemonstering in de nieuwe monitoringssystematiek in de Westerschelde te laten vervallen.

Om de voorjaarsbemonstering van 2018 mee te nemen in data-analyse van het Amelanders Zeegat zou er opvolgend ook in het voorjaar van 2019 en verder bemonsterd moeten zijn, naast de najaarsbemonsteringen. Zonder een tijdserie in het voorjaar is het niet goed mogelijk om de voorjaarsbemonstering van 2018 op een juiste manier te duiden. Omdat de voorjaarsbemonstering daarnaast te veel variatie oplevert, vooral in de soortensamenstelling naast die al aanwezig in de

najaarsbemonsteringen, wordt 2018 niet meegenomen in verdere analyses. Dit houdt in dat de poging om het gebrek aan monsterlocaties in T-0 2017 op het suppletiegebied op te lossen door een bemonstering in het voorjaar van 2018 niet gelukt is. Als gevolg hiervan is er geen gerichte T-0 data in het suppletiegebied verzameld. Hierdoor kan er specifiek voor het suppletiegebied geen vergelijking met T-1 2019 gemaakt worden. Het is aan te bevelen om zeer voorzichtig te zijn met het gebruik van de benthosdataset uit het voorjaar van 2018 in vervolgstudies op het Amelandse Zeegat.

8 Resultaten vergelijking 2017-2019

8.1 Abiotiek en soortensamenstelling

In dit hoofdstuk gaan we in op de vergelijking tussen T-0 2017 en T-1 2019. Deze vergelijking kan gedaan worden voor alle habitats behalve de suppletiezone (die immers voornamelijk in 2018 en 2019 bemonsterd is). In het T-0 rapport (Verduin & Leewis, 2018) bleek dat diepte, mediane korrelgrootte (D50) en % organisch stof als enige sedimentvariabelen een deel van de verschillen in soortensamenstelling verklaren tussen locaties. Uit ENVFIT analyse van veranderingen in soortensamenstelling tussen 2017 en 2019 blijkt ook dat diepte, organisch stof en mediane korrelgrootte een significante lineaire correlatie vertonen met de soortensamenstelling van de gehele dataset.

Abiotische variabele	Correlatiesterkte (R ²)	p-waarde
Diepte	0.0923	<0.001
D50	0.2485	<0.001
% organisch stof	0.3239	<0.001

Uit een Permutational MANOVA (adonis, R) vergelijking blijkt dat 2019 en 2017 significant verschillen in soortensamenstelling als niet alleen gekeken wordt naar het suppletiegebied (zoals in Figuur 7-1), maar naar alle overeenkomstige punten genomen in 2017 en 2019. Deze verschillen in soortensamenstelling kunnen verklaard worden aan de hand van verandering in de dichtheid van een beperkt aantal soorten (in aflopend belang):

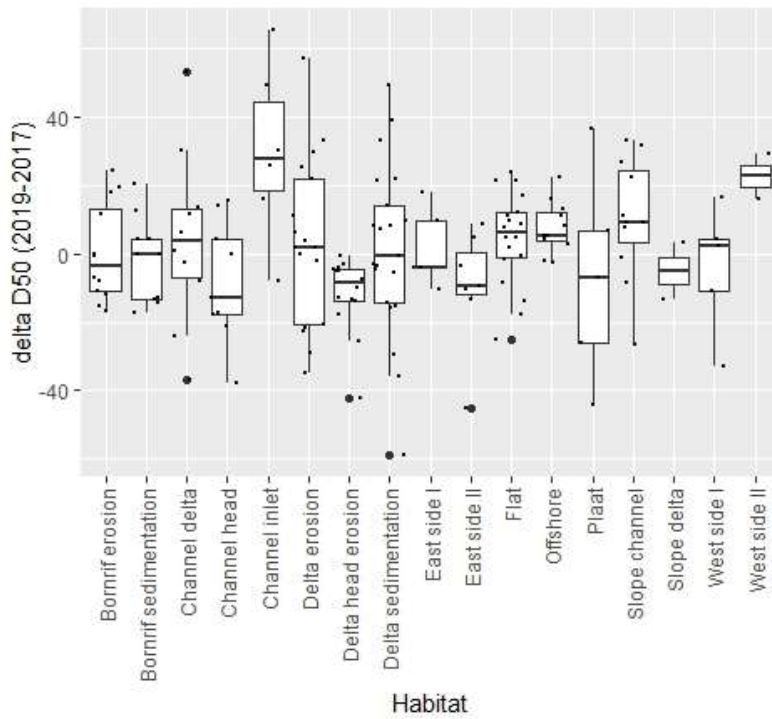
Tabel 8-1: Soorten die de verschillen in soortensamenstelling tussen de T-0 2017 en T-1 2019 verklaren (in aflopende volgorde van relevantie)

Soortnaam	Verandering T-1 2019 t.o.v. T-0 2017
<i>Bathyporeia pelagica</i>	+
<i>Ensis leei</i>	+
<i>Magelona johnstoni</i>	+
<i>Urothoe poseidonis</i>	-
<i>Bathyporeia elegans</i>	-
<i>Nephtys cirrosa</i>	+
<i>Magelona mirabilis</i>	-
<i>Spio martinensis</i>	-
<i>Spiophanes bombyx</i>	+

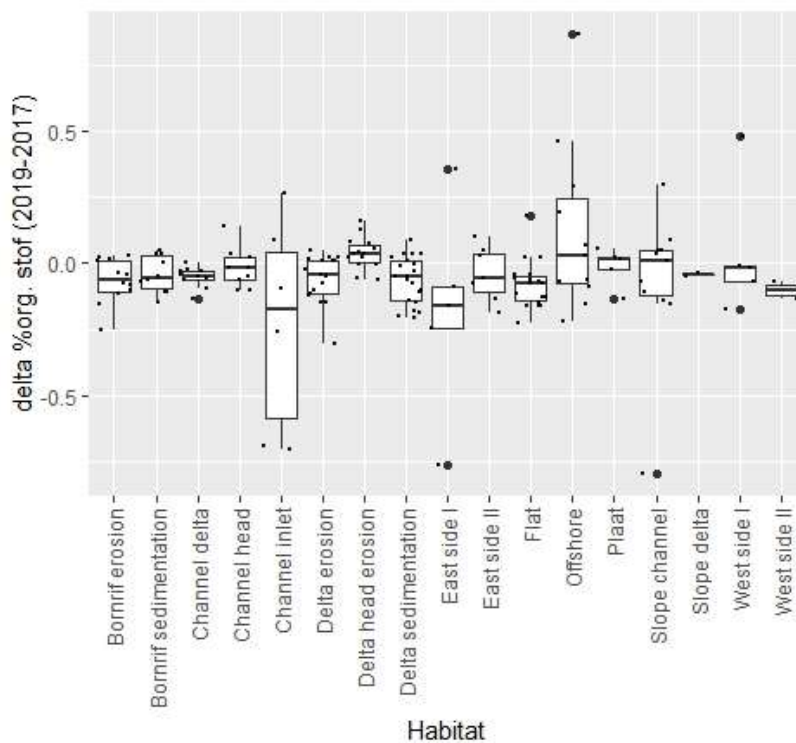
Ook als we kijken naar de verandering in soortensamenstelling per habitat tussen 2017 en 2019 zien we dezelfde soorten terugkomen. Niet alle habitats vertonen echter een significant verschil tussen 2017 en 2019 en niet alle veranderingen tussen jaren zijn gelijkvormig tussen habitats.

Kan er gezien de verklarende waarde van abiotische variabelen in 2017 en 2019 ook verwacht worden dat verandering in deze variabelen ook de verandering in soortensamenstelling kan verklaren? In de boxplots (bv Figuur 6-3 en Figuur 6-5) is de verandering in abiotische variabelen te zien. Hieruit wordt duidelijk dat de variatie rond gemiddelde waarde van een variabele sterk kan verschillen per habitattypen. Dit maakt het moeilijk om de gemiddelde waarden te gebruiken, vooral wanneer deze gemiddelden met elkaar vergeleken worden.

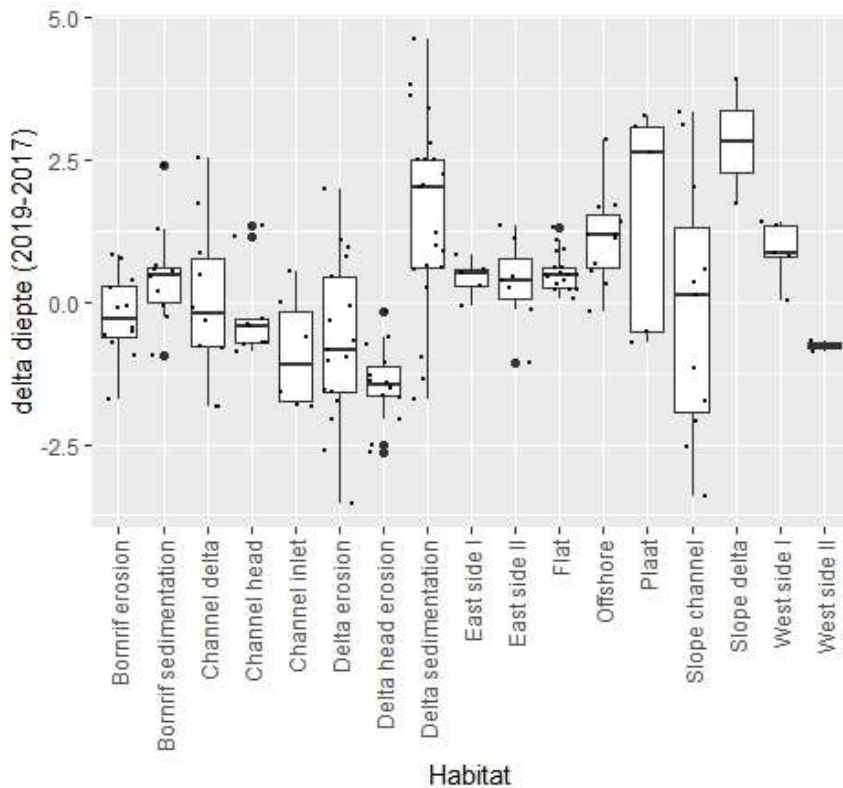
Omdat dezelfde locaties bemonsterd in 2017 zijn bezocht in 2019 kunnen we ook naar de verandering in abiotiek per locatie kijken door het verschil te bepalen tussen metingen op dezelfde locatie in 2017 en 2019 (Figuur 8-1 t/m Figuur 8-3).



Figuur 8-1: Verandering van mediane korrelgrootte per locatie per habitat (0=geen verandering, >0 = grover, <0 = fijner in 2019) Negatieve verandering geeft een verlaging van D50 aan in 2019.



Figuur 8-2: Verandering in percentage organisch stof per locatie en per habitat (0=geen verandering, <0 = minder, >0 = meer organisch stof in 2019). Negatieve waarde geeft verlaging van % organisch stof aan in 2019.

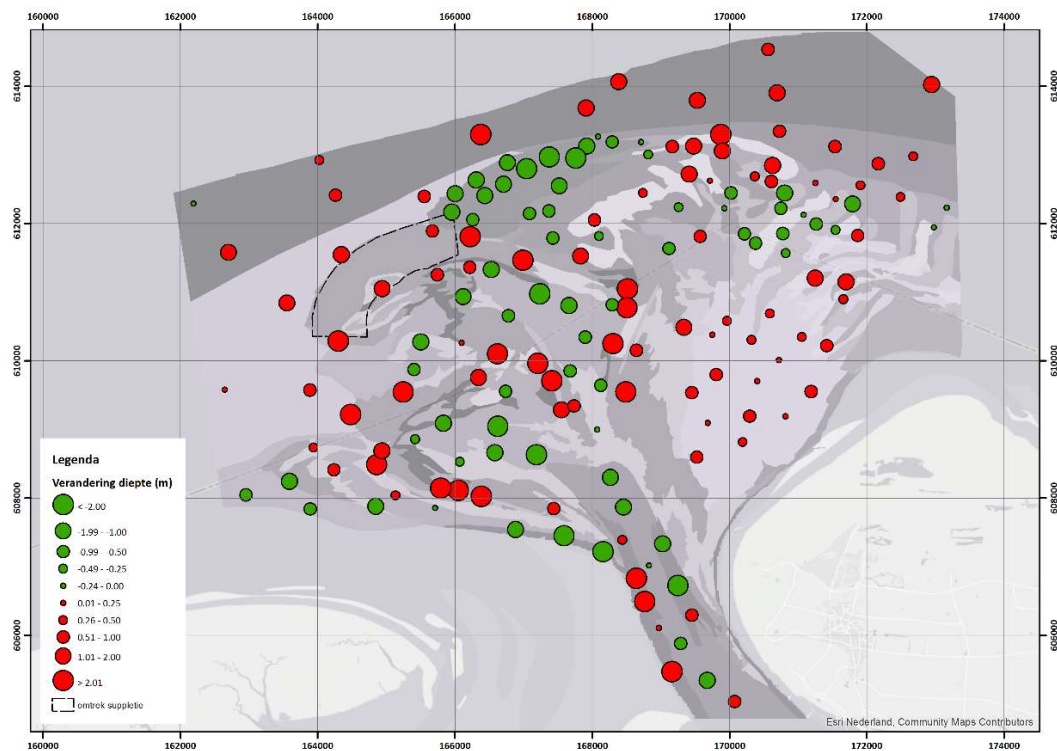


Figuur 8-3: Verandering in diepte (m NAP) per locatie en per habitat (0=geen verandering, <0 =dieper, >0 = minder diep 2019). Negatieve waarde geeft verdieping van locatie aan in 2019.

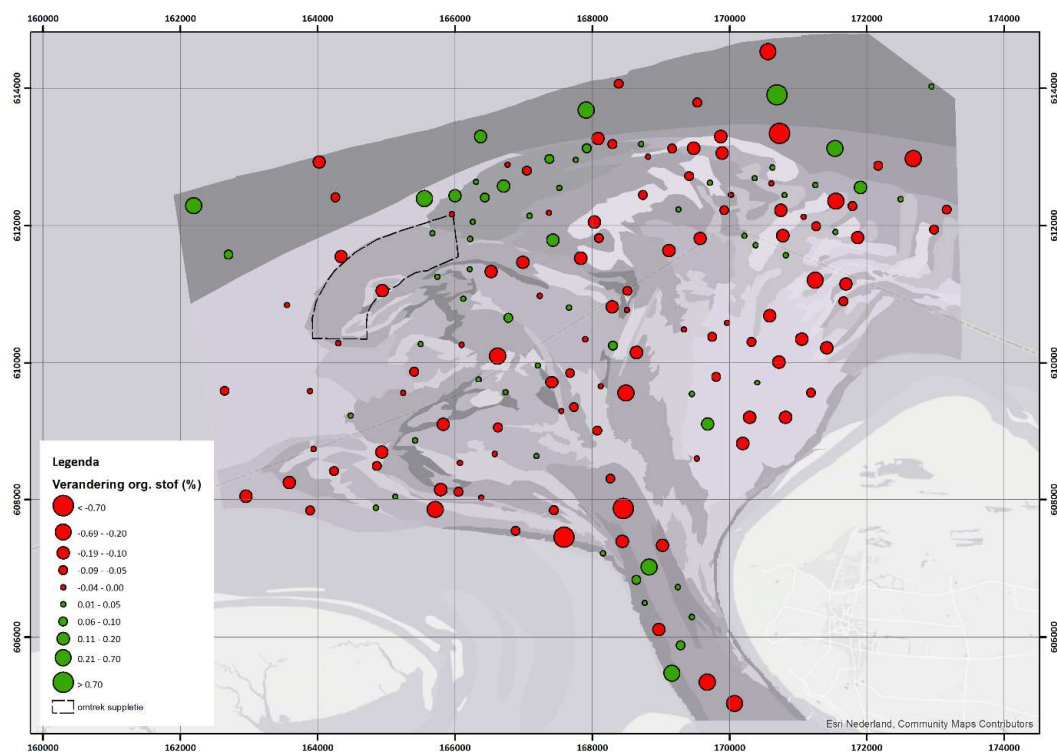
Ook geografisch zijn de verschillen tussen 2019 en 2017 in diepte, organisch stof en mediane korrelgrootte erg divers (Figuur 8-4 t/m Figuur 8-6). Uit deze figuren wordt wel duidelijk dat direct ten noordoosten van het suppletiegebied zowel:

1. Een verdieping/erosie heeft plaatsgevonden (groen in Figuur 8-4)
2. Dat er in tegenstelling tot de rest van Ameland meer organisch stof aanwezig is (groen in Figuur 8-5)
3. Dat de mediane korrelgrootte is verlaagd (rood in Figuur 8-6).

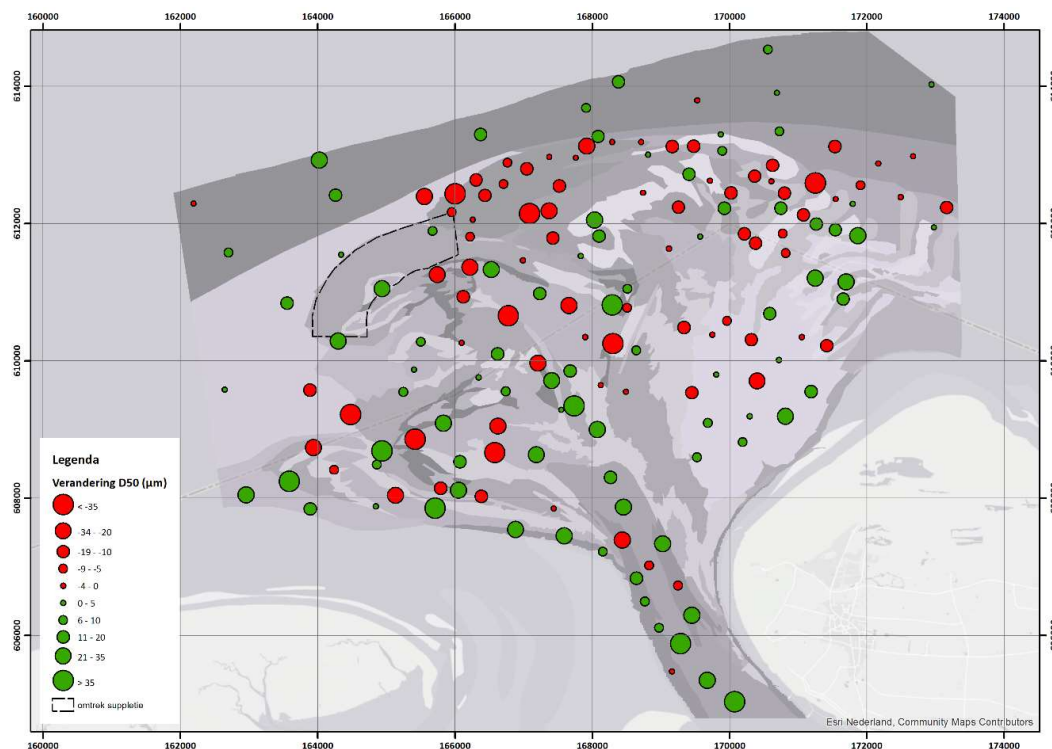
Verder geldt dezelfde correlatie tussen diepteligging en mediane korrelgrootte ook voor andere gebieden, voornamelijk Bornrif-gebied en Delta-gebied (Figuur 8-4 en Figuur 8-6), maar is met verandering in % organisch stof (Figuur 8-5) geen ruimtelijke relatie te ontdekken.



Figuur 8-4: diepte verandering tussen T-0 2017 en T-1 2019 (rood is minder diep, groen is dieper)



Figuur 8-5: verandering % organisch stof tussen T-0 2017 en T-1 2019 (groen is meer en rood is minder organisch stof)



Figuur 8-6: verandering D50 tussen T-0 2017 en T-1 2019 (rood is fijner, groen is grover)

8.2 SIMPROF

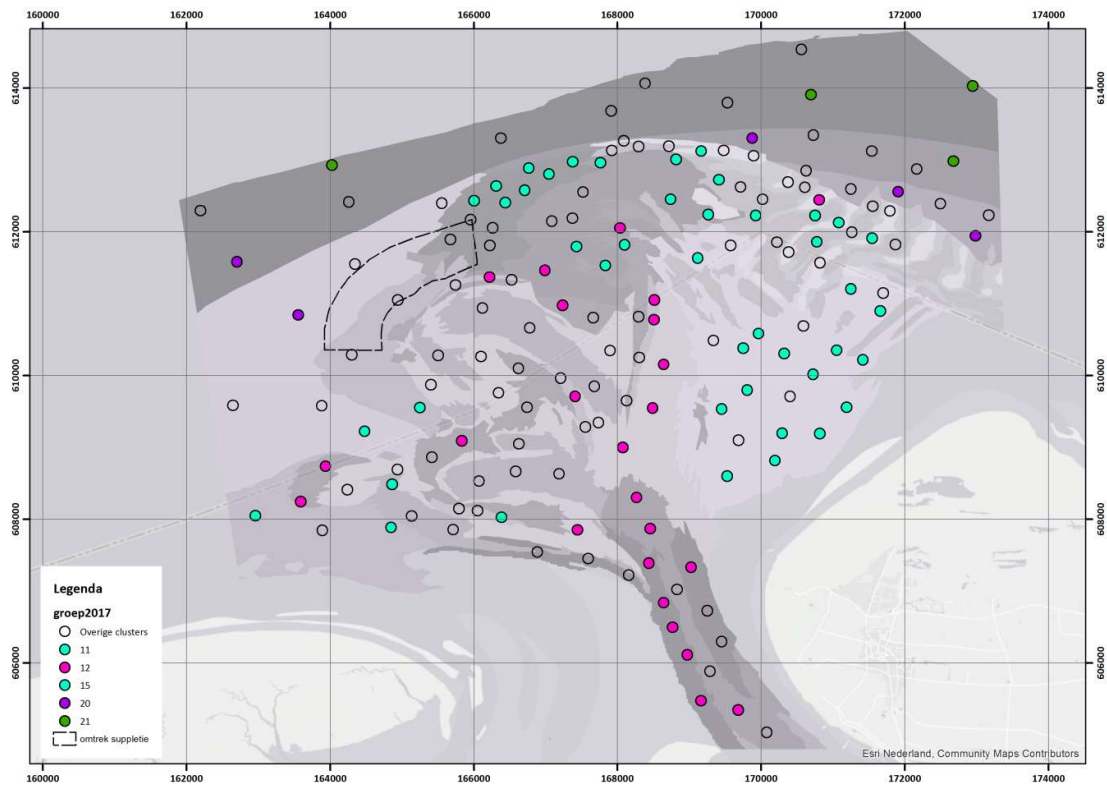
Door de kleine verschillen in soortensamenstelling tussen de meeste habitats (zie als voorbeeld Figuur 6-9) blijkt uit de SIMPROF analyses ook een sterke verwantschap tussen de berekende clusters. Hierdoor vallen bij herhaalde berekeningen van SIMPROF locaties soms in het ene cluster, dan weer in het andere cluster. Dit geldt vooral voor de data van T-0 2017. Een geografische verdeling van clusters valt in 2017 soms grotendeels weg en clusters lijken soms random verdeelt over de ruimte te zijn (uitgezonderd Offshore, East I en East II).

Toch zijn er enkele clusters duidelijk geografisch onderscheidbaar/constant ongeacht de berekening. In Figuur 8-7 is een SIMPROF analyse van de data uit 2017 weergegeven die deze geografisch constante clusters illustreert. In bijlage 6 zijn alle clusters in de SIMPROF analyse weergegeven.

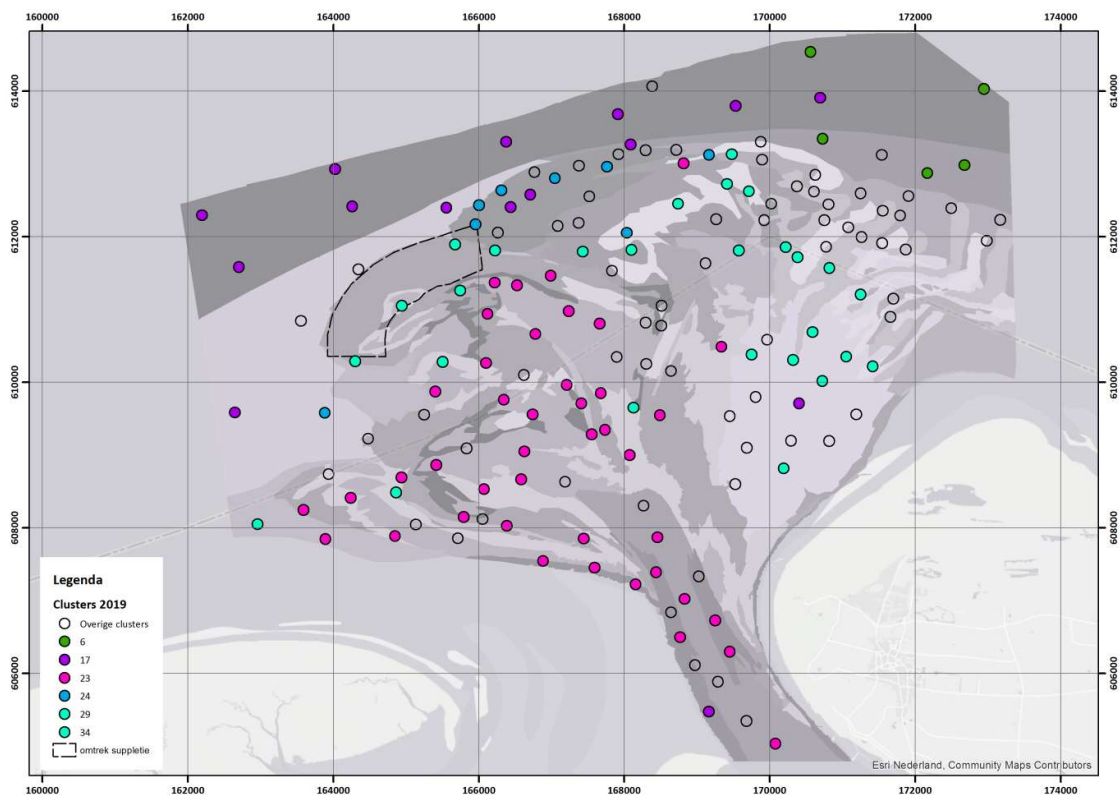
In T-1 2019 worden op basis van de soortensamenstelling structureel meer clusters van locaties gevormd (32 tot 33 clusters) dan in T-0 2017 (27 clusters), waarbij in de vergelijking het suppletiegebied niet is meegenomen. De extra clusters die in T-1 2019 ten opzichte van T-0 2017 ontstaan, zijn vooral toe te wijzen aan clusters met een klein aantal locaties (< 3 locaties), die vaak ook nog eens geografisch verspreid liggen in het Amelandse Zeegat. Dit soort kleine clusters zijn ook aanwezig in T-0 2017, maar in kleinere aantallen dan in T-1 2019. Deze aparte kleine clusters illustreren de grote variatie in soortensamenstelling binnen het gebied en de habitats. De diversiteit in soortensamenstelling per habitat is daarmee toegenomen, terwijl het verschil in soortensamenstelling tussen habitats niet is toegenomen. Dit is te zien in de NMDS diagram in (bijvoorbeeld) Figuur 7-1, waar de omvang van de cirkel met punten uit T-1 2019 niet groter is dan de omvang van de cirkel voor T-0 2017.

Het toegenomen aantal clusters per habitat in 2019 ten opzichte van 2017 geeft aan dat de relatie tussen fysische kenmerken waarop de habitats zijn onderscheiden niet één op één vertaald kunnen

worden in de aanwezige benthosgemeenschappen. In 2017 herbergen deze habitats namelijk een andere groep soorten dan in 2019.



Figuur 8-7: Selectie van SIMPROF clusters van locaties in T-0 2017. Kleuren corresponderen met die in 2019 (Figuur 8-8) en met overeenkomstige soortensamenstelling zoals uitgelegd in de tekst.



Figuur 8-8: Selectie van SIMPROF clusters van locaties in T-1 2019. Kleuren corresponderen met die in 2019 (Figuur 8-7) en met overeenkomstige soortensamenstelling zoals uitgelegd in de tekst.

In Figuur 8-7 en Figuur 8-8 is een geografische clustering van locaties te zien met dezelfde soortensamenstelling (overeenkomstige kleuren). Op basis van de soortensamenstelling en de SIMPROF analyse zijn 4 of 5 grote relatief stabiele clusters te onderscheiden. In de overzichten hieronder is weergegeven welke clusters dat zijn, en door welke soorten deze clusters gedomineerd worden.

Het Deltagebied (roze locaties: , cluster 12 in T-0 2017, cluster 23 in T-1 2019) bevat voornamelijk:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Bathyporeia pelagica</i> en <i>B. elegans</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen
<i>Haustorius arenarius</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen
<i>Magelona johnstoni</i> en <i>M. mirabilis</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

Het offshore gebied (paarse locaties: cluster 20 in T-0 2017 en cluster 17 in T-1 2019) bevat voornamelijk:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Ensis leei</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Donax vittatus</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>(Spisula subtruncata)</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Magelona johnstoni</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

De lichtblauwe locaties zijn voornamelijk gecentreerd op en rond de ondiepte/plaat en enkele punten ten zuiden van het suppletiegebied. Deze locaties (lichtblauwe locaties: clusters 11 en 15 in T-0 2017 en clusters 29 en 34 in T-1 2019) bevatten voornamelijk:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Ensis leei</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Limecola balthica</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Magelona sp.</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Spio martinensis</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Urothoe poseidonis</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

Deze bovenstaande clusters op de plaat zijn nauw verwant met de locaties in het Bornrif-gebied, al vindt men daar meer *Ensis leei* en *Urothoe poseidonis*.

Het oostelijk gebied (donker groene locaties: cluster 21 in T-0 2017 en cluster 6 in T-1 2019) bevat voornamelijk:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Capitella</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Ensis leei</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Fabulina fibula</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Limecola.balthica</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Magelona sp.</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys sp.</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Spio martinensis</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Spisula subtruncata</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Urothoe poseidonis</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

Naast de bovenstaande clusters, valt in T-1 2019 een blauw cluster (nr 24) op ten oosten van het suppletiegebied, grofweg in het gebied waarnaar de suppletie vermoedelijk is uitgespoeld is (zie Figuur 2-3). Deze locaties bevatten voornamelijk:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Echinocardium cordatum</i>	Echinoidea	Stekelhuidigen
<i>Ensis leei</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Magelona sp.</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys sp.</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Tellimya ferruginosa</i>	Bivalvia	Schelpdieren
<i>Urothoe poseidonis</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

Uit deze korte soortenlijstjes per SIMPROF-cluster zijn de meest dominante soorten vaak gelijk bij verschillende clusters. In sommige clusters worden echter in meer of mindere mate schelpdieren aangetroffen. Het onderscheid in SIMPROF in clusters wordt vooral gemaakt met soorten die minder abundant zijn. De kans dat deze soorten in een naburige locatie of in een volgend jaar niet (of minder) aanwezig zijn, wordt door hun zeldzaamheid vergroot. Dit verklaart ook voor een belangrijk deel de overlap die gevonden wordt in NMDS-plots (zowel tussen jaren als tussen habitats), maar ook de verschillen in clustering met SIMPROF tussen 2017 en 2019.

8.3 Correlatie veranderingen abiotiek en soortensamenstelling

Zoals blijkt uit de bovenstaande Figuur 8-1 t/m Figuur 8-8 zijn de veranderingen in soortensamenstelling en abiotiek niet willekeurig verdeeld, maar gegroepeerd in de ruimte. Dit geeft

aan dat met de juiste monitoringsinspanning de verschillende omstandigheden in abiotiek en soortensamenstelling ook aangetoond (kunnen) worden. Bovendien kan geconcludeerd worden dat abiotische factoren deels de soortensamenstelling kunnen verklaren (ENVFIT-analyse, zie Hfdst 6). Dit betekent dat abiotische factoren eventueel als input van een kanskaart kunnen dienen, zoals dat vaker toegepast wordt voor verschillende soorten schelpdieren (bv. de Mesel et al., 2011), maar dan voor gehele soortengemeenschappen. Er is namelijk een kans dat gegeven abiotische omstandigheden een bepaalde (of groep van) soortensamenstelling(en) gevonden kan worden, omdat de correlatie tussen beide (abiotiek en biotiek) significant is.

Waar abiotische omstandigheden een leefomgeving kunnen beschrijven die bepaalde soortsgemeenschappen prefereren, kunnen verschillende gemeenschappen overlap vertonen in preferenties en kunnen er andere factoren bestaan die meer invloed op het voorkomen van soortsgemeenschappen hebben. Wanneer bv. andere factoren⁷ een grotere invloed hebben op het vormen van een soortsgemeenschap zal verandering in gecorreleerde abiotische factoren onvoldoende bepalen wat er gebeurt met de soortsgemeenschap.

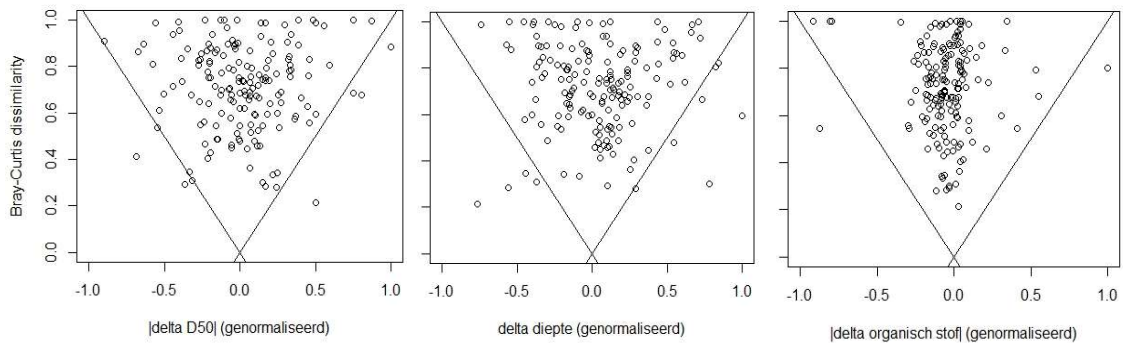
Om te onderzoeken of abiotiek ook bepalend is of een soortsgemeenschap verandert, wordt de verandering in soortensamenstelling gekwantificeerd. Dit is gedaan door middel van de verandering van de Bray-Curtis dissimilariteitsindex op elke locatie tussen de jaren T-0 2017 en T-1 2019 te bepalen. Vervolgens is gekeken in hoeverre een locatie in 2017 verschilt van dezelfde locatie in 2019⁸. Als een locatie sterk in soortensamenstelling is veranderd zal deze een hoog cijfer krijgen. Wanneer er nauwelijks iets veranderd is, krijgt de locatie een klein cijfer. Deze cijfers zijn vervolgens genormaliseerd over het hoogste cijfer tot een schaal van 0 tot 1⁹. Deze gekwantificeerde verandering in soortensamenstelling per locatie zetten we vervolgens uit tegen de verandering in abiotiek per locatie (genormaliseerd over het grootste getal in schaal -1 tot 1). Als we ervan uitgaan dat de verandering in abiotiek bepalend is voor de verandering in soortensamenstelling tussen 2017 en 2019, is de verwachting dat de locaties waar abiotiek sterk verandert (= -1 of 1), de soortensamenstelling ook sterk verandert (BC->1) en waar het weinig verandert (~ 0) de soortensamenstelling ook gelijk blijft (BC->0). Op een xy-plot (Bray-Curtis index op de y-as en verandering in abiotiek op de x-as) is de verwachting uit te drukken in de lijnen x=y en -x=y (diagonale lijnen). Zowel positieve als negatieve veranderingen in abiotiek (x) leiden naar verwachting tot een even grote verandering in Bray-Curtis dissimilariteit (y).

In **Figuur 8-9** is de verandering in soortensamenstelling en abiotiek voor alle monsterpunten uit T-0 2017 en T-1 2019 (n=165) uitgezet. Datzelfde is gedaan per bemonsterd habitat. De conclusies uit beide analyses zijn echter gelijk, daarom zijn de presentaties van de grafieken voor de verschillende habitats achterwege gelaten.

⁷ Andere factoren kunnen zijn biotische (ecologische) factoren: predatie, competitie, recrutering. Maar ook niet meegenomen abiotische en of anthropologisch factoren zoals stormen, visserij, zandsuppletie, vertroebeling, etc.

⁸ Door de monstermethode is het onmogelijk om exact dezelfde locatie te bemonsteren, maar aangenomen wordt dat de omgeving van het boxcoremonster dezelfde eigenschappen heeft en daarom jaar-op-jaar vergeleken kan worden.

⁹ Een Bray-Curtis-waarde van 1 (genormaliseerd) op een locatie betekent niet dat de hele soortensamenstelling is veranderd, maar dat de verandering op die locatie het grootst is van alle locaties



Figuur 8-9: Bray-Curtis dissimilariteit tussen 2017 en 2019 van monsterlocaties uitgezet tegen de verandering in abiotiek (diepte, D50 en % organisch stof). Negatieve waarden op de x-as betekent een hogere organisch stof en D50-waarde in 2017 dan in 2019 en een ondiepere locatie in 2019. Zwarte schuine lijnen stellen $y=|x|$ voor.

De monsterlocaties die boven de diagonale lijnen $y > |x|$ liggen zijn in soortensamenstelling sterker veranderd dan dat de abiotiek is veranderd tussen 2017 en 2019. Deze locaties zouden als ‘ecologisch gevoelig’ bestempeld kunnen worden. De abiotische omstandigheden zijn namelijk nauwelijks veranderd, maar de soortensamenstelling is wel veranderd. We vinden echter geen locaties die niet of nauwelijks veranderd zijn in soortensamenstelling ($y=0$), zelfs niet als er geen abiotische verandering is opgetreden ($x=0$). Dit houdt in dat er altijd een bepaalde mate van verandering in de Bray-Curtis similariteit plaatsvindt (minimaal BC-waarde 0.2), ongeacht de veranderingen in abiotiek. Deze verandering in soortensamenstelling kan veroorzaakt worden door biologische processen zoals broedval, predatie, groei en reproductie (of toeval), die wel de soortensamenstelling beïnvloeden, maar niet direct afhankelijk zijn van een verandering in abiotiek.

Daarnaast lijkt er geen of slechts zeer zwak verband tussen de verandering in de onderzochte abiotiek (D50, diepte en organisch stof) en de verandering in soortensamenstelling (Tabel 8-2) en is de verandering in soortensamenstelling daarmee onafhankelijk van de verandering in abiotiek. Een groot deel van de locaties $y > |x|$ kan men daarom identificeren als ‘ecologisch onafhankelijk’. In de discussie zal er verder worden ingegaan op het belang van deze resultaten (zie Hfdst 9.2).

Tabel 8-2: Lineaire regressies tussen de verandering in soortensamenstelling ($y=BC$) en de verandering in abiotiek (absolute waarden = x), p = significantie dat regressielijn anders is dan $y=0$, coefficient = de richtingscoëfficiënt vd regressielijn indien significant ($p < 0.05$).

y	x	p	coëfficiënt
BC	Δdiepte	0.0585	-
BC	Δ%org stof	0.0436	0.179
BC	ΔD50	0.0314	0.156

Locaties die onder de lijnen ($y < |x|$) liggen in Figuur 8-9 veranderen meer in abiotiek dan in soortensamenstelling. Deze locaties kan men identificeren als ‘ecologisch resistent’ tegen verandering in abiotiek. Van alle locaties die ‘ecologisch resistent’ zijn ($n=17$) voor 1 of meerdere abiotische factoren liggen de meeste¹⁰ in het Delta gebied ($n=13$). Bij geen van de 17 locaties is het echter zo dat alle abiotische factoren tegelijk veranderen. Bij slechts 2 locaties (in het Delta gebied) veranderen 2 van de abiotische variabelen (verandering in diepte en D50), bij de andere slechts 1

¹⁰ Dit geldt ook wanneer met niet een BC van 0 als minimum verandering neemt, maar de minimum verandering getoond in de figuren ($=0.2$), leidend tot de lijnen $y=0.2+|x|$.

abiotische variabele. Deze 13 locaties in het Delta gebied worden zowel in T-0 2017 als in T-1 2019 gekenmerkt door de aanwezigheid van:

Soortnaam	Klasse/Orde	Soortgroep
<i>Bathyporeia pelagica</i> en <i>B. elegans</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen
<i>Haustorius arenarius</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen
<i>Magelona johnstoni</i> en <i>M. mirabilis</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaeta	Wormen
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Amphipoda	Kreeftachtigen

Al deze soorten zijn mobiele/pionier soorten die bekend staan om hun aanwezigheid in gebieden met zeer dynamische abiotische omstandigheden. De overige locaties in het Delta gebied zijn niet aangemerkt als 'ecologisch resistent'. Die overige locaties zijn veelal veranderd in 2019 naar een soortensamenstelling met veel van dezelfde hierboven genoemde soorten. Zoals beschreven in paragraaf 8.1, is de verandering in soortensamenstelling over de gehele dataset gelijkvormig aan het bovenstaande; een verandering naar een samenstelling met vooral pionierende/mobiele soorten. Dit geeft aan dat de soortensamenstelling in het gehele Amelanders zeegebied gevormd is in een die lijkt op die aanwezig in het Delta gebied (mogelijk omdat dat een gevolg is van een dynamische omgeving). Voor een aantal punten in het Delta gebied betekent dit dat er niet veel veranderd is in soortensamenstelling ondanks de abiotiek (waarschijnlijk omdat deze al ingesteld was op een dynamische omgeving).

De conclusie uit de figuren is dat hoewel diepte, organisch stof en mediane korrelgrootte wel verklarend zijn voor de verschillen in soortensamenstelling tussen locaties binnen een jaar, is de verandering in die abiotiek in het volgende jaar niet voorspellend of sturend voor veranderingen in soortensamenstelling. Met andere woorden, aan de hand van de abiotiek kan in deze dataset geen voorspelling worden gedaan wat er aan soortensamenstelling te vinden zal zijn. Dit komt onder andere doordat de reactie van het voorkomen van soorten met de abiotiek niet lineair is. Iedere soort heeft afzonderlijke maximale en minimale toleranties voor abiotiek, en de reactie van de soort op verandering daartussen kan gevat worden met een functie (reactie norm; bv. de Mesel et al. 2011). Elke soort heeft een dergelijke reactie op elke abiotische factor waarop het reageert. Verandering in meerdere abiotische factoren heeft daarmee een multivariate reactie van de soort tot gevolg. Voor elke soort zal die multivariate reactie verschillen. Waar de ene soort blijft leven als het dieper wordt, zal dat voor de tweede soort het einde betekenen, terwijl de tweede soort weer beter tegen een verandering in sedimentsamenstelling kan dan de eerste. Daarnaast kunnen soorten ook elkaar beïnvloeden in het voorkomen. Deze multivariate reactie-normen worden (geabstraheerd) gebruikt in BISI en trait-based analysis. Deze typen analyses kunnen daardoor ook een inschatting geven door welke oorzaken/processen de ecologie verandert.

Een tweede conclusie is dat vooral locaties in het Delta-gebied als 'ecologisch resistent' tegen abiotische veranderingen bestempeld kunnen worden. De verandering in abiotiek over de tijd is in het Delta gebied groot, terwijl de veranderingen in soortensamenstelling klein is relatief tot de verandering op andere locaties, omdat er al relatief vaak een mobiele/pionierende soortensamenstelling aanwezig was in T-0 2017. Hier is de term 'ecologisch resistent' gebruikt om aan te geven dat de soortensamenstelling in deze punten niet veel veranderde tussen 2017 en 2019. De soortensamenstelling in het Delta-gebied is ingesteld op een dynamisch milieu met veranderlijke abiotiek. Maar indien het dynamische milieu verandert in een rustig milieu met stabiele abiotiek, is de verwachting dat juist deze soortensamenstelling weer sterk veranderen zal. De term 'ecologisch resistent' moet daarom ook gelezen worden als 'ecologisch resistent tegen een dynamisch milieu'.

9 Discussie

Deze rapportage had drie hoofddoelen die ieder behandeld zijn in de volgende hoofdstukken:

- Hfdst 8.1 en 8.2: Het beschrijven van de benthische soortensamenstelling en de veranderingen daarin over de tijdsperiode 2017-2019.
- Hfdst 8.3: Het vergroten van de kennis over het (ecologisch) functioneren van het systeem van de buitendelta door de veranderingen in de gemeenschappen in de tijd vast te stellen en te relateren aan de veranderingen in sedimentatie en erosie.
- Hfdst 8.3: Mogelijk door suppletie verstoorde gemeenschappen te identificeren, alsook gemeenschappen te identificeren die bestand lijken tegen effecten van suppletie.

Samenvattend kan worden gesteld dat op T-1 (een half jaar na beëindiging van de suppletie en twee jaar na de T-0) er sprake is van een significant andere toestand van de benthische gemeenschappen. Dit blijkt uit zowel Hfdst 8 (SIMPROF en NMDS) als uit een parallel lopende analyse door Ecoauthor, waarbij gekeken is naar de toepassing van BISI (Wijnhoven, 2020). Uit beide analyses blijkt het Amelanders zeegat een zeer dynamisch gebied, waar geulen en zandbanken verplaatsen over de tijd. De veranderingen in soortensamenstelling tussen 2017 en 2019 kunnen verklaard worden door een toename van soorten die ingespeeld zijn op de dynamische omstandigheden. Deze veranderingen zijn het sterkst in het Delta gebied ('Delta sedimentation' en 'Delta erosion'), 'de Plaat' en 'Slope channel', maar ook minder duidelijk in andere habitattypen (*Figuur 8-1 en Figuur 8-3, Figuur 8-4 en Figuur 8-6*).

9.1 Beschrijvingen en functioneren

In zowel de T-0 rapportage (Verduin & Leeuwis, 2018) als in hoofdstuk 8 is de soortensamenstelling binnen het Amelanders zeegat beschreven alsook de belangrijkste abiotische factoren. Hieruit is gebleken dat soortensamenstellingen kunnen afwijken op relatief kleine ruimtelijke schaal, en dat deze afwijkingen veroorzaakt worden door de aan- of afwezigheid van enkele (in het gebied) spaarzaam voorkomende soorten (8.2). De statistische clusteringsmethoden (NMDS en SIMPROF) zijn ingesteld op het voorkomen van soorten in lage dichtheden, in dit geval door middel van een vierdemachtswortel transformatie, die ervoor zorgt dat abundante soorten een minder prominente rol krijgen in de uitkomst. Echter, elke sublitorale bemonsteringsmethode met beperkt bemonsteringsoppervlak en vooraf bepaalde monsterlocaties zal deze zeldzaam voorkomende soorten kunnen missen op willekeurige momenten en locaties.

Dit werpt de discussie op over hoe belangrijk zeldzaam voorkomende soorten zijn voor het gebied en of deze soorten moeten meetellen in cluster-analyses om te bepalen/beschrijven welke soortensamenstellingen gevonden worden in het gebied. In de analyse van ruimtelijke indeling van SIMPROF-clusters (*Figuur 8-7 en Figuur 8-8*) zijn we uitgegaan van enkel de algemeen voorkomende soorten en hoe deze verdeelt zijn in de verschillende clusters. Door zeldzame soorten te negeren komen we tot een grove ruimtelijke indeling in slechts enkele gebieden met een meer consistente soortensamenstelling (8.1). Over tijd (T-0 2017 - T-1 2019) verandert vooral de ruimtelijke verspreiding van deze gebieden met meer consistente soortensamenstelling (*Figuur 8-7 en Figuur 8-8*). De monitoringstechnieken voor het bepalen van deze soortensamenstellingen van benthos zijn helaas niet erg geschikt om verandering in ruimtelijke patronen te analyseren, omdat deze niet ruimtelijk dekkend kunnen plaatsvinden. Het is vaak eenvoudiger om abiotische variabelen vlakdekkend te monitoren.

Vastgesteld is voor veel individuele soorten dat ze afhankelijk zijn van abiotiek in hun voorkomen en succes/dichtheden (bv. De Mesel et al., 2011). In veel hedendaagse onderzoeken wordt, of is

onderzocht of ook verzamelingen van verschillende soorten (soortensamenstellingen) afhankelijk zijn van abiotische factoren (bv. Ysebaert et al., 2016). Indien dat het geval is, namelijk, kan middels vlakdekkende abiotiek een voorspelling gedaan worden van een vlakdekkende verdeling van soortensamenstellingen, zonder dat daar zeer destructieve of moeizame vlakdekkende monitoring van benthos voor nodig is.

Ysebaert et al. (2016) laten zien voor verschillende bodemdiergemeenschappen in de Westerschelde dat er wel sturende abiotische factoren zijn (correlaties tussen voorkomen van bodemdiergemeenschappen en abiotiek), zoals ook hier en in de T-0 rapportage aangetoond, maar dat dezelfde abiotiek verschillende bodemdiergemeenschappen kan herbergen/voortbrengen en daarmee de onzekerheid te groot is om met enige zekerheid gemeenschappen te voorspellen. Een deel van de onzekerheid van de voorspelling heeft te maken met de bepaling/monitoring van de abiotische factoren. Zo wordt stroomsnelheid niet overal gemeten, maar wordt die met een 3D bathymetrisch hydrodynamisch model (WL, Borgerhout) van de Westerschelde aan de hand van puntmetingen geëxtrapoleerd en berekend. Voor stroomsnelheden in de stroom/vaargeulen (waar het model voor bedoeld is) werkt dit uitstekend. Juist in ondieptes en aan de randen van zandplaten, daar waar bodemdieren voorkomen, is de onzekerheid van de berekening van het model het grootst en dus het effect op de voorspelling voor bodemleven ook.

Ook uit dit rapport blijkt dat hoewel er correlaties zijn tussen abiotiek en soortensamenstellingen (ENVFIT-analyse hoofdstuk 8), dat soortensamenstellingen niet onderscheiden kunnen worden op basis van verschillen in abiotiek. Veranderingen in zowel abiotiek en soortensamenstelling vinden plaats met ruimtelijke variatie, waarbij meetlocaties op korte afstand afwisselend toenames en afnames laten zien (*Figuur 8-4* t/m *Figuur 8-5*). Hierbij moet worden opgemerkt dat alle (a)biotische veranderingen (in ruimte en tijd) in het Amelander zeegat gering zijn ten opzichte van die in de Noordzeekustzone (bv. De Mesel et al., 2011), en dat daarmee de statistische ruimte om correlaties daar tussen te vinden ook gering is. Abiotiek in het zeegat verandert echter op locaties waar de soortensamenstelling niet of amper verandert, of andersom: soortensamenstelling verandert relatief sterk op locaties waar abiotiek niet of amper verandert (*Figuur 8-9*). De in dit rapport gebruikte abiotische parameters zijn daarmee niet afdoende om de soortensamenstelling van het Amelander zeegat goed te kunnen beschrijven; er blijft variatie in soortensamenstelling mogelijk bij dezelfde abiotische omstandigheden.

9.2 Verandering in abiotiek en gemeenschappen

Over het gehele Amelander zeegat is uit de analyses het beeld ontstaan dat pionierende soorten in verspreiding toenemen. Verandering in soortensamenstellingen over de tijd laat zien dat soorten die ingesteld zijn op een dynamisch milieu (veel hydrodynamiek, sedimentatie/erosie), en geïdentificeerd worden als pioniers, toenemen in aantal of in ruimtelijke dekking uitbreiden in 2019 tov 2017, in het bijzonder in het Delta gebied. Voornamelijk de BISI-analyse (Wijnhoven, 2020) en de Trait-based analyse (Glorius et al., 2020) verricht op dezelfde dataset gaan verder in op de statistiek bij o.a. deze waarneming.

In *Figuur 8-9* hebben we resultaten uit de NMDS – analyse om verschillen in soortensamenstelling te kwantificeren per locatie tussen 2017 en 2019 (zoals ook gepresenteerd in *Figuur 7-1*) gekoppeld aan de veranderingen die gemeten zijn in abiotiek (zoals gepresenteerd in *Figuur 8-1* t/m *Figuur 8-3*) om verandering in beide factoren per locatie te kunnen identificeren. Waar ENVFIT en MANOVA analyses zijn gebruikt om gemiddeld per habitat of per soortsgemeenschap de correlaties met abiotiek te vinden, gebeurt dat in *Figuur 8-9* per monsterlocatie. Omdat er per locatie bekeken wordt welke veranderingen hebben plaatsgevonden, kunnen nieuwe groepen van locaties gevormd worden die op dezelfde manier reageren/veranderen zonder dat hieraan *a priori* verwachting opgelegd wordt

zoals bij ENVFIT en MANOVA. De keerzijde van deze locatie-specifieke methode is dat het puur beschrijvend is, en een statistische toets van de veranderingen niet mogelijk is, zoals dat wel kan bij ENVFIT en MANOVA. Er wordt dus enkel anders naar de data gekeken, en er worden geen *a priori* aannames gedaan over indelingen of effecten. Wel wordt getracht de data in te delen in verschillende categorien. Een lineair verband is aangenomen tussen de verandering in abiotiek en de veranderingen in soortensamenstelling vanwege de genormaliseerde waarden van verandering en gebrek aan vooringenomenheid over bestaande relaties. Gebruik van non-lineaire relaties in plaats van lineaire relaties zou ongegrond zijn, maar ook niet van grote invloed op de resultaten. Uit *Figuur 8-9* kan 1 specifieke soortsgroep geïdentificeerd worden die anders gereageerd heeft dan andere gemeenschappen op veranderingen in abiotiek: de mobiel/pionierende soorten, algemeen in het Delta gebied. Geen enkele andere soortsgemeenschap is merkbaar resistent geweest tegen abiotisch dynamische omstandigheden of is überhaupt niet veranderd over de tijd. Veranderingen in soortensamenstelling laten wel een patroon zien: in de meeste gevallen in het Delta-gebied is bij verandering een toename van pionierende soorten waargenomen. Dat gebied veranderde in soortsgemeenschap of omdat er abiotische veranderingen optraden of ondanks dat er lokaal geen of amper abiotische veranderingen gemeten zijn. Dat een gebrek aan abiotische verandering gekoppeld kan worden aan een verandering naar meer pionierende soorten, zet een vraagteken bij zowel de waarde van de abiotische metingen als de waarde die we aan deze verandering in soortsgemeenschap mee kunnen geven.

Net als voor de bemonstering van benthos geldt dat de in deze analyse gebruikte abiotiek (D50, % organisch stof en diepte) niet vlakdekkend is gemeten, maar slechts een puntmeting is. Hoewel de laboratoriumanalyse van korrelgrootte en organisch stof, zeker in vergelijking tot bv. biomassa-metingen van benthos, exact te noemen is (mogelijke afwijking < 5%), blijven de resultaten afhankelijk van deze puntmeting. Hierdoor bestaat, net als bij benthosmetingen, onzekerheid over de gemeten waarde ten opzichte van niet-gemeten waardes in de omgeving. Hoe deze waarde verloopt of veranderd over de ruimte is onduidelijk. Er bestaat wel een sterke koppeling of correlatie met elkaar en de aanwezigheid van benthos om twee redenen. Ten eerste omdat organisch stof een kleine korrelgrootte heeft (en daarmee de D50 beïnvloedt) en aangemaakt wordt door o.a. benthos. Ten tweede, de sedimentsamples worden genomen uit de boxcoresamples (zie Hfdst 4). Wanneer in een ander jaar op dezelfde locatie bemonsterd wordt, is het doordat het een puntmeting is onmogelijk op precies dezelfde coördinaten te bemonsteren. Hoewel dit potentieel leidt tot bemonstering van een andere soortsgemeenschap en een andere geassocieerde sedimentsamenstelling, lijkt dat een onwaarschijnlijke uitkomst. Het volgen van bodemdiergemeenschappen over tijd neemt impliciet aan dat natuurlijk aanwezige ruimtelijke variatie ook ruimtelijk gecorrèleerd is. Met andere woorden, dat we kijken naar geaggregeerde gemeenschappen die bij meerdere bemonsteringen binnen een beperkt aantal vierkante meters hetzelfde resultaat opleveren. De discussie hierboven en de resultaten in dit rapport laten zien dat ook in het Amelanders zeegebied ruimtelijke correlatie in het voorkomen van soortsgemeenschappen aanwezig is. De verklaring voor de koppeling van gebrek aan verandering in abiotiek (D50 en % organisch stof) met een verandering in soortensamenstelling ligt daarmee niet waarschijnlijk bij een meetfout in abiotiek, maar eerder bij ontbrekende (of niet gemeten) biotische (en abiotische) factoren.

Voor dieptemetingen ligt die conclusie genuanceerder. Beschikbare bathymetrische kaarten (d.d. januari-juli 2019) bleken in 2019 niet gewenste zekerheid te geven over de diepteligging van de monsterlocaties. Zo bleken geulen verplaatst en platen afgekalfd tussen de bathymetrische metingen en de benthosbemonstering. Als vervanging is waterdiepte gemeten vanaf het schip met een echo onder het schip en met CTD aan de boxcorer. De echodiepte door de schipper gemeten is vervolgens

gerelateerd aan het getij (waterstand) ten tijde van de monsterneming om te komen tot de diepteligging in meters NAP.

De echo meting zeker niet zo accuraat als laboratoriummetingen, zoals die voor D50, organisch stof en benthos. Daarnaast bestaat er ook een verschil tussen de locatie voor de dieptemeting en de boxcorebemonstering. Door technische problemen in het veld in 2017 en in de verwerking in 2019 zijn de CTD-metingen die wel door middel van het boxcoreframe gemeten worden niet geschikt gebleken om te gebruiken in analyses. De echometingen zijn vergeleken ter verificatie met de beschikbare CTD-metingen, en kwamen grotendeels overeen. De echo-meting geeft voornamelijk bij steile of bathymetrisch veranderlijke zeebodems een afwijking, omdat de echo onder het schip zit terwijl de boxcorer naast het schip te water wordt gelaten. Dit leidt tot de conclusie dat de absolute waarden van dieptemeting met echo niet betrouwbaar genoeg zijn. Daarom zijn deze absolute waarden ook niet gepresenteerd zijn in dit rapport i.t.t. absolute waarden van D50 en % organisch stof.

De afwijking in deze dieptemetingen zijn echter relatief constant. De meting is in T-0 2017 en T-1 2019 door dezelfde schipper gedaan op hetzelfde schip, met dezelfde apparatuur en met vergelijkbaar weinig deining (platbodem). Omdat we aannemen dat de onnauwkeurigheid elk jaar hetzelfde is geweest zijn de dieptemetingen op verschillende jaren wel vergelijkbaar met elkaar (bv *Figuur 7-2, Figuur 8-3, Figuur 8-4*).

Het waarnemen van zeer kleine veranderingen in diepte is daarom door de onnauwkeurigheden van de meting niet goed mogelijk. Daarentegen is de meting van een grotere verandering in diepte wel bruikbaar als realtieve maat voor een verandering. In *Figuur 8-9* zou dit voor de de grote wolk van punten aanwezig over de x-as (diepte) enkel in het midden (rond $x=0$) versmallen en waardes aan de rand van de as laten staan. Daarmee zouden de resultaten en conclusies ook onveranderd blijven.

9.3 Geen effectstudie

Suppleties dragen bij aan een dynamisch milieu doordat deze zand toevoegen en lopen van stromingen veranderen op relatief korte tijdschaal. Of de vastgestelde veranderingen in abiotiek en biotiek het gevolg zijn van de suppletie die in het gebied heeft plaatsgevonden kan echter niet vastgesteld worden doordat er geen langjarige referentiedataset van het Amelander zeegat beschikbaar is, noch van andere vergelijkbare zeegaten. Door het gebrek aan referenties blijft het onduidelijk of we hier te maken hebben met effecten van de suppletie of langjarige ontwikkelingen en natuurlijke variatie.

9.4 Vervolgonderzoek en aanbevelingen

- Het is aan te bevelen om in vervolgonderzoek naar de veranderingen in abiotiek meer gegevens in te winnen om vlakdekkende en meer biotiek-onafhankelijke abiotische variabelen (zoals diepte, hellingshoek) beschikbaar te hebben die daarnaast zoveel mogelijk gecombineerd/tegelijkertijd gemonitord worden met biotiek, om verschillen in omstandigheden zoveel mogelijk te voorkomen.
- In het dynamische Amelander zeegat met beperkte soortenrijkdom in bodemdier-gemeenschappen zijn waarschijnlijk niet de zeldzame soorten of kleine verschillen tussen monsterlocaties belangrijk voor het begrijpen van het systeem of het onderzoeken van de effecten van suppletie. In plaats daarvan adviseren wij een studie van de ruimtelijke ontwikkeling van grof-onderscheidbare bodemdiergemeenschappen. Vlakdekkende metingen van abiotiek hebben hierbij een voorkeur boven puntmetingen. Met vlakdekkende waarden kunnen twee zaken beter onderzocht worden:
 1. De gevoeligheid van soortensamenstelling op verandering in abiotiek. Wanneer duidelijk is wat de ruimtelijk schaal is waarop abiotiek verandert, en in welke mate

deze verandert, kan (i.t.t. bij een puntmeting) uitgesloten worden dat de absolute waarde en verandering van de abiotiek op een locatie een meetfout of toeval is.

2. De veranderingen in ruimtelijke dekking van verschillende benthosgemeenschappen. Indien vlakdekkende abiotiek gebruikt kan worden om samen met puntmetingen van benthos kanskaarten te creëren, kan door middel van vlakdekkende metingen van abiotiek ook een vlakdekkende voorspelling gedaan worden van de benthosgemeenschappen.
- Vlakdekkende metingen brengen niet alleen meer zekerheid en kennis over de natuurlijk dynamiek, maar kunnen ook ruimtelijk inzichtelijk maken wat de effecten van suppletie in een gebied zijn. Effectmonitoring gericht op biotiek (vissen, vogels, benthos, enzovoort enzovoort) moet echter altijd rekening houden met de natuurlijke biotische dynamiek. Zonder kennis van deze natuurlijke dynamiek kan niet goed vastgesteld worden wanneer monitoring een representatief beeld geeft van de toestand van biota.
 - Voor de meerjarige monitoring van bodemdieren wordt aanbevolen om enkel in één jaargetijde de monitoring uit te voeren. Najaarsmonitoring heeft hierbij de voorkeur boven voorjaarsbemonstering vanwege de lagere variatie tussen jaren. Voor meer kennis over seizoensale (itt jaarlijkse) veranderingen moet daarentegen op meerdere momenten in het jaar gemonitord worden.
 - Elke effectmonitoring is daarnaast volledig afhankelijk van een goede referentie om de natuurlijk dynamiek te onderscheiden van het te meten effect. Er is hierbij een keuze tussen ruimtelijke en temporele referenties.
 - Een ruimtelijke referentie is een gebied dat dezelfde natuurlijke dynamiek heeft als het gebied dat geaffecteerd wordt. Gezien de variabiliteit van benthos gemeenschappen over relatief korte afstanden en het vaak ontbreken van kennis over waar dezelfde natuurlijke dynamiek voorkomt (voornamelijk sublitoraal), is een goede ruimtelijke referentie moeilijk te kiezen. Tijdens de monitoring kan blijken dat een referentie gebied een ander type gebied is dan vooraf gedacht. Hierdoor kan het onderscheiden van een effect bemoeilijkt of onmogelijk worden.
 - Temporele referenties zijn historische metingen van het gebied dat geaffecteerd wordt. Deze referentie of nul-meting wordt vervolgens gebruikt om de natuurlijke situatie af te zetten tegen de nieuwe na bijvoorbeeld suppletie. Een enkele nulmeting (bijv. het jaar voordat een suppletie geplaatst is) kan afdoende zijn om het effect te meten dat direct na en op de geaffecteerde gebied plaatsvindt. Voorwaarde voor het gebruik van vooral een temporele referentie is daarnaast dat het gebied waar de verwachte effecten plaatsvinden zowel voor als na de maatregel op dezelfde manier wordt bemonsterd.
 - Wij raden aan om bij de opzet en uitvoering van een effectmonitoring deze aanbevelingen strikt te volgen.

10 Literatuur

- Clevinga, J., Mulder, S., Oost, A., 2004, Kustverdediging van de koppen van de Waddeneilanden, de dynamiek van de kust nabij buitendelta's en passende maatregelen voor het kustbeheer, Rijkswaterstaat rapport RIKZ/2004.017
- Ebbens E., 2019, Pilotsuppletie Buitendelta Ameland Zeegat, Rijkswaterstaat Bedrijfsinformatie, versie 1.0
- Elias E.P.L., 2018, Understanding the present-day morphodynamics of Ameland Inlet - part 2. Kustgenese 2.0, product ZG-B04, rapportage Deltares, 60 pagina's
- Elias E.P.L., van der Spek, A.J.F. Pearson, S.G., Cleveringa J., 2019 Understanding sediment bypassing processes through analysis of highfrequency observations of Ameland Inlet, the Netherlands, Marine Geology 415 (2019) 105956
- Vincent Escaravage, Maartje Bergmeijer, Lianne Dek, Christine Hozee, Eva Hartog, Rinus Markusse & Wil Sistermans. 2008. EEN EVALUATIE VAN DE ECOTOPEN BEMONSTERING OP WESTERSCHELDE LOCATIES IN HET NAJAAR 2007 Rapportage in het kader van het biologisch monitoring programma (MWTL). Monitor Taskforce Publication Series 2008-3.
- Holzhauser H., 2017, Meetlocaties Benthos, Bemonstering van de Buitendelta van Ameland in september 2017 voorafgaand aan de proefsuppletie, versie 1.1. rapportage Universiteit Twente
- Holzhauser H., 2019, Habitatkaart 2019 Ameland Zeegat, ihkv benthosbemonstering september 2019, rapportage Deltares, 34 pagina's.
- Kater B.J., 2017, Poweranalyses ten behoeve van proefsuppletie Ameland, Arcadis rapportage 079502011 0.1, 41 pagina's.
- Kats R., 2012, Buitendelta: Laatste halte voor sediment, WadWeten, Waddenvereniging 27 januari 2012.
- de Mesel, I. G., Craeymeersch, J. A. M., Schellekens, T., van Zweeden, C., Wijsman, J. W. M., Leopold, M. F., ... & Cronin, K. (2011). Kansenkaarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden (No. C042/11). IMARES.
- Olie R., Verduin E., Leewis L., 2019, Veldrapportage T-1, T-1 Ameland Zeegat benthos 2019, rapportage Eurofins AquaSense, 22 pagina's
- Rijkswaterstaat Laboratorium hydrobiologie, 2017, Analysevoorschrift A2.107 Waterbodemonderzoek marien – Uitzoeken en determineren van Macrozoöbenthos, versie 6, 2 november 2017
- Rijkswaterstaat, 2018a Voorschrift RWSV 913.00.B200 – Bemonstering van macrozoöbenthos en sediment in het litoraal en sublitoraal in mariene wateren. Methode: Reineck boxcorer, Van Veen happer, Hamon happer, Vacuüm steekbuis, Steekbuis. Versie 7, 30 januari 2018
- Rijkswaterstaat Laboratorium hydrobiologie, 2018b, Analysevoorschrift A2.120 Biomassa bepaling macrozoöbenthos, versie 3, 10 oktober 2018
- Schipper, C., van Dalen, J., 2017. Meetstrategie T-nulmeting Ecologie Pilotsuppletie Buitendelta Ameland Zeegat. Lelystad.
- Van Dalen, J.A., 2019, Meetstrategie en meetplan Ameland Zeegat, T-1 en T2 metingen, Bodemfauna, NatureBased, 25 pagina's.
- Van Hal, R., Wijsman, J., van den Bogaart, L., Baptist, M., 2018, Meetplan 2019 Ameland Zeegat, T-1 Ecologie buitendelta, WMR, 40 pagina's.

Van Rhijn, M.W., 2019, Sediment transport during the execution of the pilot nourishment Ameland Inlet, MSc. Thesis TU Delft, 197 pagina's.

Verduin, E. en Leewis, L. , 2018, T-nulmeting Benthos buitendelta Ameland Zeegat 2017, rapportage Eurofins AquaSense, 49 pagina's.

Verduin E., Olie, R., 2019, T-1 meting Benthos buitendelta Ameland Zeegat 2019, uitvoeringsplan voor veldwerkzaamheden, rapportage Eurofins AquaSense, 19 pagina's.

Wijnhoven, S., 2019a, Assessment tool: 'Benthic Indicator Species Index (BISI)': Application of BISI v2 in soft sediment habitats of OSPAR region II (Greater North Sea region). v311219.

Wijnhoven, S., 2019b, Assessment tool 'Benthic Indicator Species Index (BISI)': Application of BISI v2 for marine Habitat Directive habitat types of the Dutch 'Delta-waters', the Wadden Sea and the coastal zone of the North Sea. v070120.

Wijnhoven, S., 2020, Korte termijn effecten pilotsuppletie Ameland Zeegat. Analyse ontwikkeling benthische habitats met behulp van de BISI. Ecoauthor Report Series 2020 - 02, Heinkenszand, the Netherlands.

Ysebaert, T., J. Craeymeersch, D. van der Wal. 2016. De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. IMARES Rapport:C066/16.

Bijlagen

Bijlage 1: Lijst van veranderingen aan de dataset

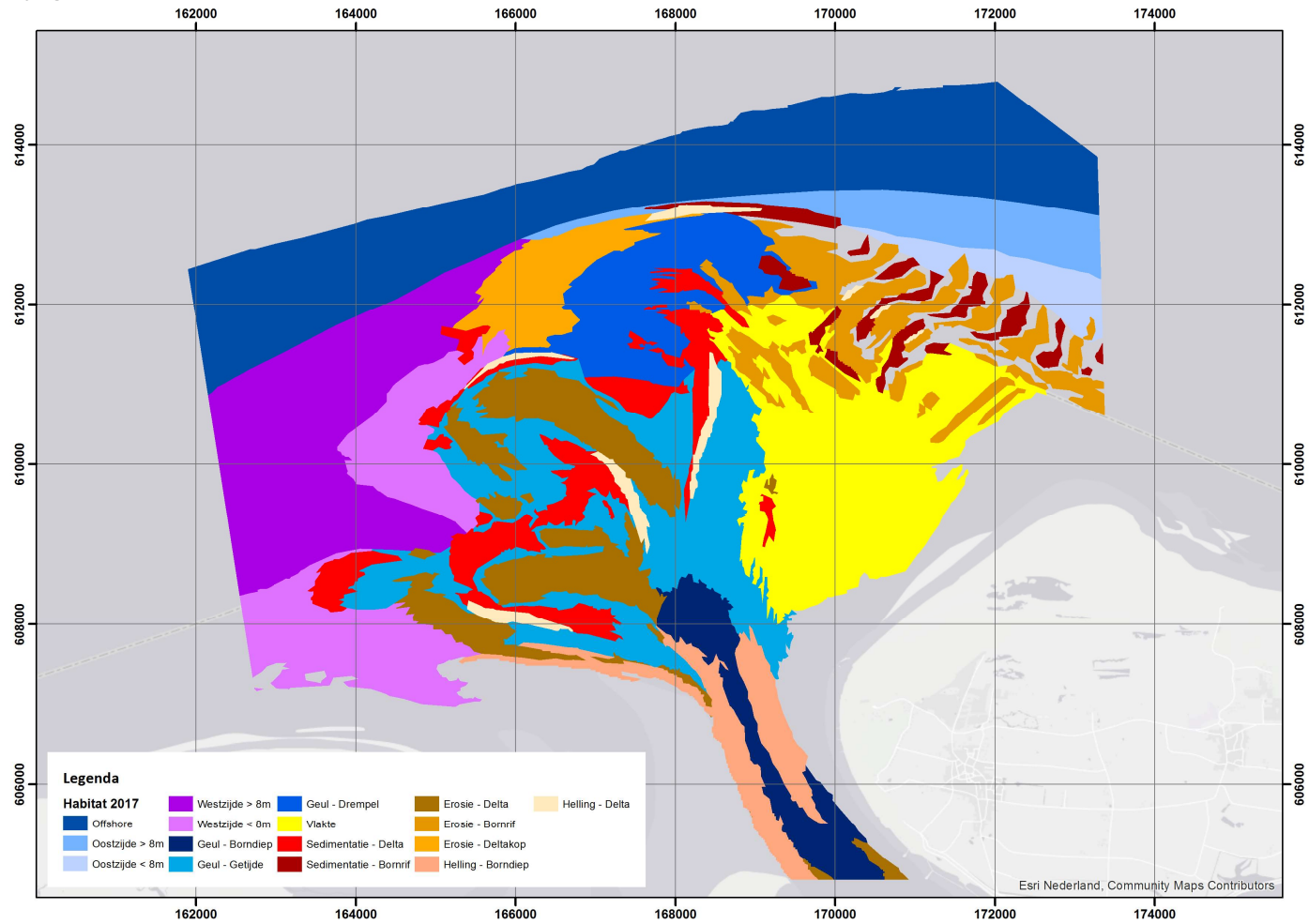
Samenvoegingen waar soort is toegevoegd aan vermelding met enkel genus:

Alcyonidium albidum
Conopeum reticulum
Microphthalmus similis

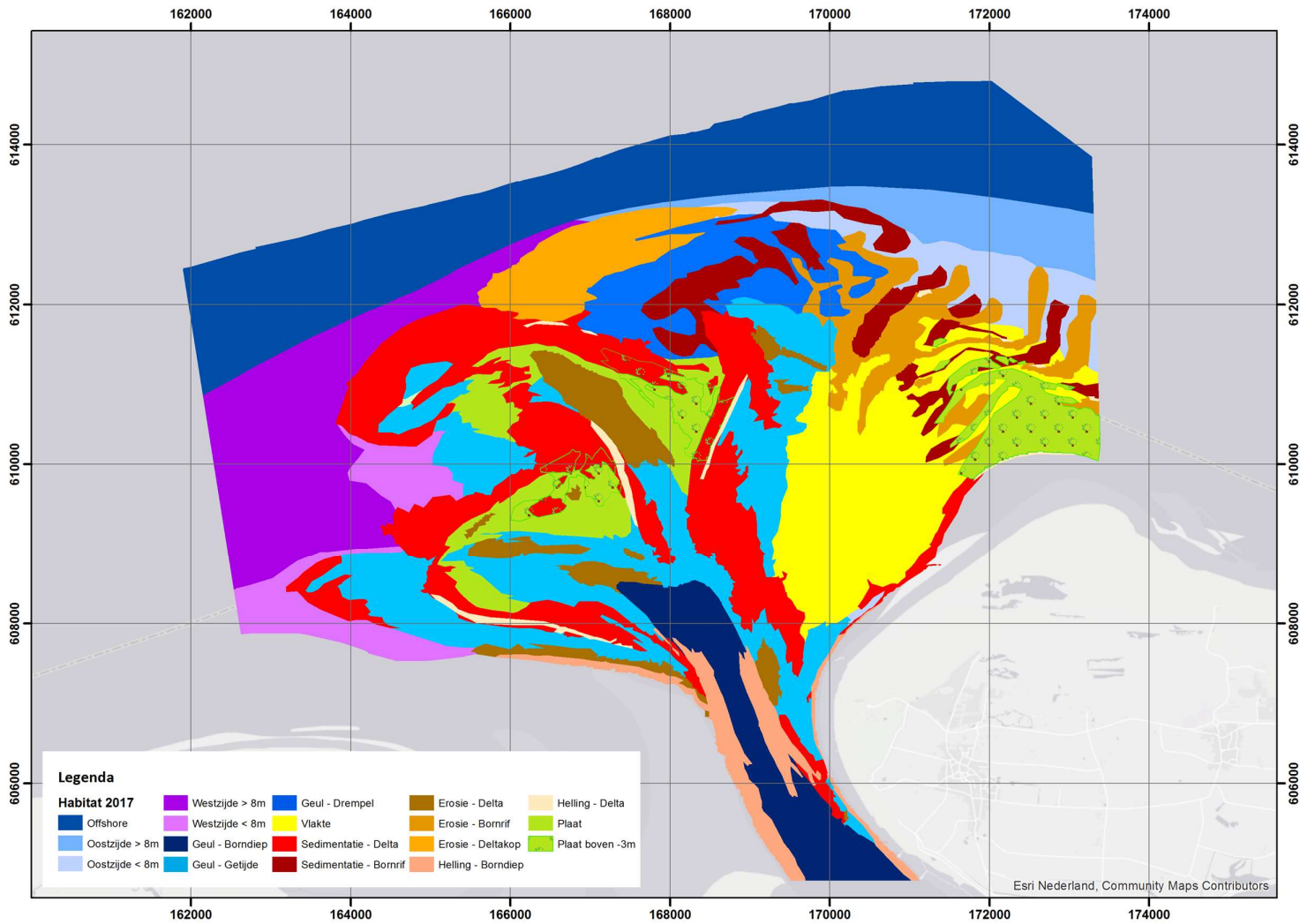
Samenvoegingen waar genus/familie is samengevoegd aan soortvermelding binnen het genus (obv waarschijnlijkheid):

Melita -> *Abludomelita obtusata*
Echinocardium -> *Echinocardium cordatum*
Ensis -> *Ensis leei*
Eteone -> *Eteone flava*
Glycera -> *Glycera tridactyla*
Idotea -> *Idotea linearis*
Liocarcinus -> *Liocarcinus holsatus*
Obelia -> *Obelia bidentata*
Ophiura -> *Ophiura ophiura*
Pseudocuma -> *Pseudocuma longicorne*
Sigalion -> *Sigalion mathildae*
Spisula -> *Spisula subtruncata*

Bijlage 2: Habitatkaarten

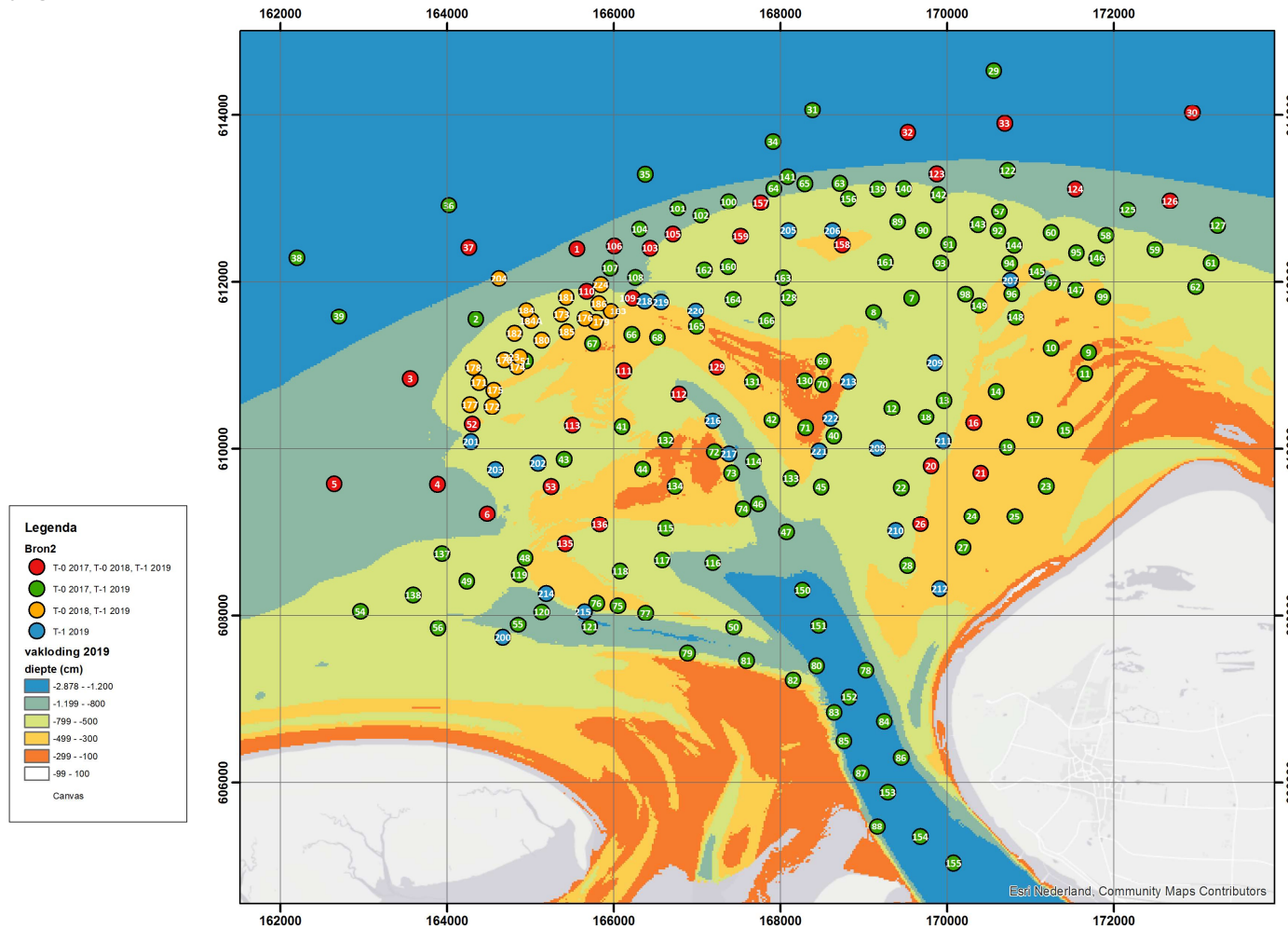


Figuur 0-1: Habitatkaart 2017

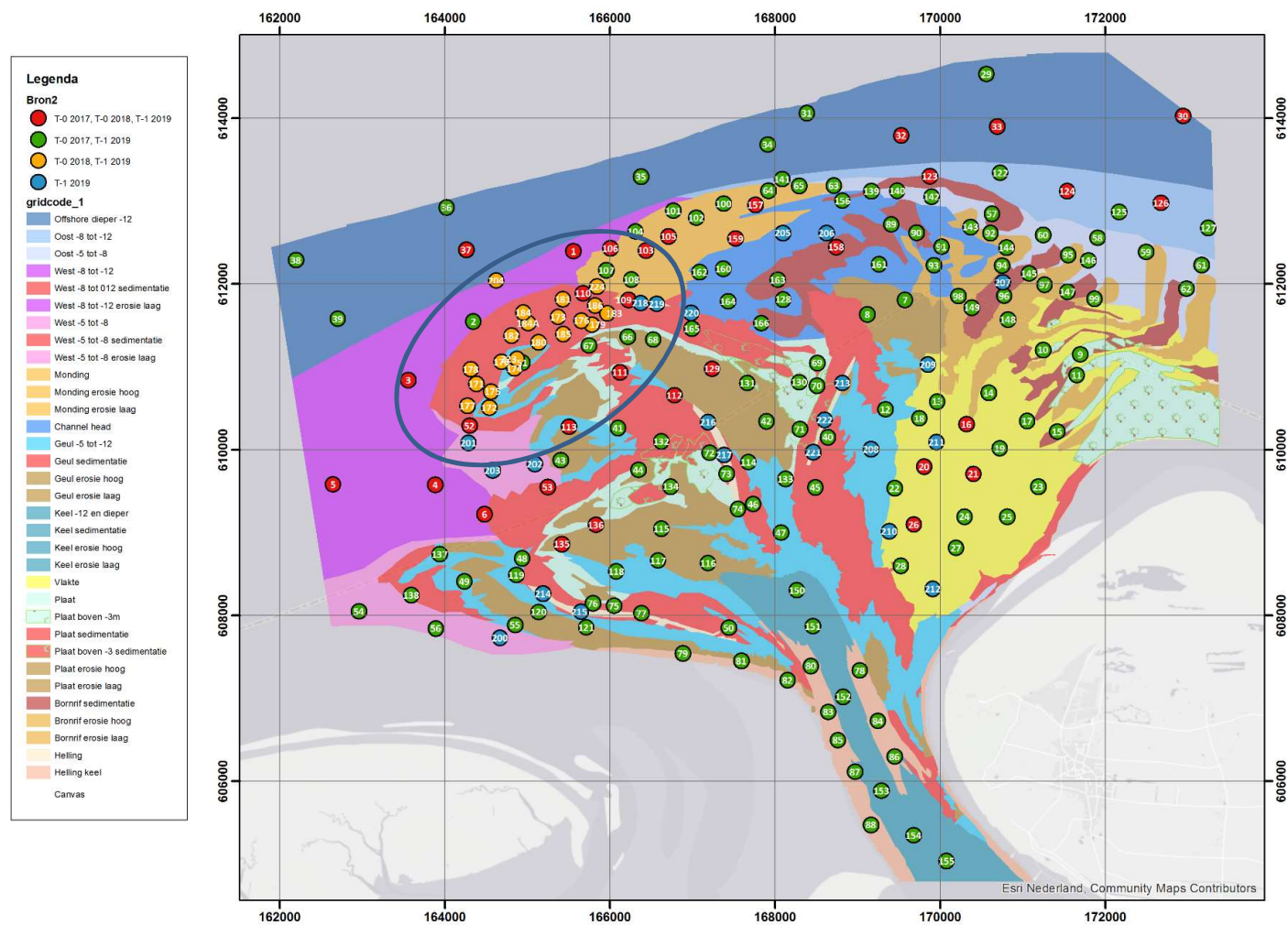


Figuur 0-2: Habitatkaart 2019

Bijlage 3: bemonsterde locaties in kaart



Figuur 0-3: Alle monsterlocaties van het Amelandse zeedijk op de meest recente dieptekaart (2019, Rijkswaterstaat). De verschillende kleuren van de locaties geven aan in welke surveys de locaties bemonsterd zijn.



Figuur 0-4: Alle monsterlocaties van het Ameland zeedijk op de meest recente habitatkaart (Holzhauer., 2019). De verschillende kleuren van de locaties geven aan in welke surveys de locaties bemonsterd zijn. Blauwe cirkel geeft aan welke regio is meegenomen in de vergelijkingen van **Figuur 7-2** t/m **Figuur 7-4** voor de punten van 2017 (groen en rood)

Bijlage 4: Locatiegegevens T-1 meting benthos

AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430482	AMLZGT_T-1_R1	19-9-2019	15:50	430482	165555	-10	16	Zand	Gemiddeld
430483	AMLZGT_T-1_R2	19-9-2019	15:35	430483	164346	-9	26	Zand	Veel
430484	AMLZGT_T-1_R3	19-9-2019	14:10	430484	163556	-9	16	Zand	Gemiddeld
430485	AMLZGT_T-1_R4	20-9-2019	8:35	430485	163886	-8	19	Zand	Gemiddeld
430486	AMLZGT_T-1_R5	19-9-2019	13:55	430486	162646	-10	24	Zand	Gemiddeld
430487	AMLZGT_T-1_R6	20-9-2019	8:25	430487	164479	-7	19	Zand	Gemiddeld
430488	AMLZGT_T-1_R7	24-9-2019	11:33	430488	169574	-5,5	17	Zand	Weinig
430489	AMLZGT_T-1_R8	24-9-2019	11:25	430489	169117	-7	18	Zand	Weinig
430490	AMLZGT_T-1_R9	24-9-2019	13:13	430490	171697	-2	21	Zand	Weinig
430491	AMLZGT_T-1_R10	24-9-2019	12:05	430491	171249	-2	23	Zand	Weinig
430492	AMLZGT_T-1_R11	24-9-2019	13:02	430492	171656	-2,5	20	Zand	Weinig
430493	AMLZGT_T-1_R12	24-9-2019	10:56	430493	169335	-5	18	Zand	Weinig
430494	AMLZGT_T-1_R13	24-9-2019	11:09	430494	169963	-4,5	15	Zand	Gemiddeld
430495	AMLZGT_T-1_R14	24-9-2019	9:35	430495	170588	-3	18	Zand	Weinig
430496	AMLZGT_T-1_R15	24-9-2019	9:16	430496	171416	-2,2	19	Zand	weinig
430497	AMLZGT_T-1_R16	24-9-2019	9:42	430497	170319	-4	16	Zand	Weinig
430498	AMLZGT_T-1_R17	24-9-2019	9:25	430498	171052	-2,8	17	Zand	Weinig
430499	AMLZGT_T-1_R18	24-9-2019	11:02	430499	169750	-4,5	21	Zand	Weinig
430500	AMLZGT_T-1_R19	24-9-2019	9:04	430500	170721	-3,5	20	Zand	Weinig
430501	AMLZGT_T-1_R20	24-9-2019	10:35	430501	169806	-4,5	20	Zand	Gemiddeld
430502	AMLZGT_T-1_R21	24-9-2019	8:58	430502	170404	-3,5	17	Zand	Veel
430503	AMLZGT_T-1_R22	24-9-2019	10:42	430503	169451	-4,8	18	Zand	Gemiddeld
430504	AMLZGT_T-1_R23	24-9-2019	7:54	430504	171189	-3,1	18	Zand	Veel
430505	AMLZGT_T-1_R24	24-9-2019	8:50	430505	170295	-3,5	21	Zand	Gemiddeld
430506	AMLZGT_T-1_R25	24-9-2019	8:01	430506	170814	-3,2	20	Zand	Gemiddeld
430507	AMLZGT_T-1_R26	24-9-2019	8:42	430507	169684	-4,8	22	Zand	Gemiddeld
430508	AMLZGT_T-1_R27	24-9-2019	8:08	430508	170194	-4	19	Zand	Gemiddeld
430509	AMLZGT_T-1_R28	24-9-2019	8:25	430509	169527	-4,2	19	Zand	Weinig
430510	AMLZGT_T-1_R29	19-9-2019	17:15	430510	170562	-16	21	Schelpen(gruis); Zand	Weinig
430511	AMLZGT_T-1_R30	19-9-2019	17:35	430511	172943	-15	21	Zand	Gemiddeld
430512	AMLZGT_T-1_R31	19-9-2019	16:50	430512	168385	-16	16	Zand	Gemiddeld
430513	AMLZGT_T-1_R32	19-9-2019	18:00	430513	169531	-13	24	Zand	Gemiddeld
430514	AMLZGT_T-1_R33	19-9-2019	17:50	430514	170692	-14	16	Zand	Gemiddeld
430515	AMLZGT_T-1_R34	19-9-2019	16:40	430515	167910	-15	16	Zand	Gemiddeld

AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430516	AMLZGT_T-1_R35	19-9-2019	16:25	430516	166377	-13	21	Zand	Veel
430517	AMLZGT_T-1_R36	19-9-2019	14:50	430517	164025	-16	17	Zand	Gemiddeld
430518	AMLZGT_T-1_R37	19-9-2019	15:05	430518	164261	-13	21	Zand	Gemiddeld
430519	AMLZGT_T-1_R38	19-9-2019	14:30	430519	162196	-16	17	Zand	Gemiddeld
430520	AMLZGT_T-1_R39	19-9-2019	14:25	430520	162704	-12	16	Zand	Gemiddeld
430521	AMLZGT_T-1_R40	20-9-2019	14:50	430521	168642	-6,5	18	Zand	Geen
430522	AMLZGT_T-1_R41	23-9-2019	12:40	430522	166100	-5	28	Zand	Geen
430523	AMLZGT_T-1_R42	20-9-2019	15:10	430523	167899	-4,5	15	Zand	Geen
430524	AMLZGT_T-1_R43	23-9-2019	12:25	430524	165404	-6	23	Zand	Geen
430525	AMLZGT_T-1_R44	23-9-2019	12:55	430525	166344	-3,5	15	Zand	Weinig
430526	AMLZGT_T-1_R45	20-9-2019	15:35	430526	168491	-7	20	Zand	Geen
430527	AMLZGT_T-1_R46	23-9-2019	14:05	430527	167735	-9,5	28	Zand	Weinig
430528	AMLZGT_T-1_R47	16-9-2019	13:05	430528	168072	-10	24	Zand	Weinig
430529	AMLZGT_T-1_R48	23-9-2019	11:45	430529	164937	-3,5	28	Zand	Geen
430530	AMLZGT_T-1_R49	20-9-2019	8:10	430530	164240	-5	36	Zand	Gemiddeld
430531	AMLZGT_T-1_R50	19-9-2019	11:30	430531	167441	-6	20	Zand	Gemiddeld
430532	AMLZGT_T-1_R51	20-9-2019	10:35	430532	164942	-5,5	18	Zand	Geen
430533	AMLZGT_T-1_R52	20-9-2019	9:00	430533	164302	-4,5	19	Zand	Weinig
430534	AMLZGT_T-1_R53	23-9-2019	12:15	430534	165248	-3,5	22	Zand	Gemiddeld
430535	AMLZGT_T-1_R54	19-9-2019	13:25	430535	162959	-8	19	Zand	Gemiddeld
430536	AMLZGT_T-1_R55	19-9-2019	12:25	430536	164851	-10	15	Zand	Geen
430537	AMLZGT_T-1_R56	19-9-2019	12:40	430537	163891	-9	19	Zand	Weinig
430538	AMLZGT_T-1_R57	25-9-2019	10:40	430538	170628	-6,5	16	Zand	Gemiddeld
430539	AMLZGT_T-1_R58	25-9-2019	10:50	430539	171907	-7	18	Zand	Gemiddeld
430540	AMLZGT_T-1_R59	25-9-2019	11:00	430540	172493	-7	18	Zand	Weinig
430541	AMLZGT_T-1_R60	24-9-2019	15:33	430541	171249	-7,5	18	Zand	Gemiddeld
430542	AMLZGT_T-1_R61	24-9-2019	14:26	430542	173165	-7,7	18	Zand	Gemiddeld
430543	AMLZGT_T-1_R62	24-9-2019	14:16	430543	172980	-6,5	15	Zand	Gemiddeld
430544	AMLZGT_T-1_R63	25-9-2019	9:30	430544	168713	-8,5	18	Zand	Gemiddeld
430545	AMLZGT_T-1_R64	25-9-2019	9:05	430545	167922	-7	18	Zand	Gemiddeld
430546	AMLZGT_T-1_R65	25-9-2019	9:20	430546	168292	-11	22	Zand	Gemiddeld
430547	AMLZGT_T-1_R66	20-9-2019	13:25	430547	166218	-4,5	21	Zand	Weinig

AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430548	AMLZGT_T-1_R67	20-9-2019	13:35	430548	165745	-3,5	17	Zand	Geen
430549	AMLZGT_T-1_R68	20-9-2019	13:20	430549	166527	-4,5	29	Zand	Geen
430550	AMLZGT_T-1_R69	20-9-2019	14:20	430550	168511	-3	15	Zand	Weinig
430551	AMLZGT_T-1_R70	20-9-2019	14:35	430551	168507	-3,5	18	Zand	Geen
430552	AMLZGT_T-1_R71	20-9-2019	14:55	430552	168303	-3	18	Zand	Geen
430553	AMLZGT_T-1_R72	23-9-2019	14:38	430553	167209	-2,5	15	Zand	Weinig
430554	AMLZGT_T-1_R73	23-9-2019	14:12	430554	167411	-3,5	31	Zand	Weinig
430555	AMLZGT_T-1_R74	23-9-2019	13:57	430555	167552	-6	26	Zand	Weinig
430556	AMLZGT_T-1_R75	20-9-2019	7:15	430556	166049	-4	24	Zand	Geen
430557	AMLZGT_T-1_R76	20-9-2019	7:25	430557	165793	-2,5	16	Zand	Geen
430558	AMLZGT_T-1_R77	20-9-2019	7:10	430558	166384	-4	24	Zand	Geen
430559	AMLZGT_T-1_R78	16-9-2019	12:30	430559	169026	-16	28	Zand	Geen
430560	AMLZGT_T-1_R79	24-9-2019	17:14	430560	166884	-8,5	32	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430561	AMLZGT_T-1_R80	19-9-2019	11:15	430561	168437	-16	29	Zand	Weinig
430562	AMLZGT_T-1_R81	24-9-2019	17:04	430562	167593	-10	36	Schelpen(gruis); Zand	Weinig
430563	AMLZGT_T-1_R82	24-9-2019	16:54	430563	168155	-8	39	Schelpen(gruis); Zand	Weinig
430564	AMLZGT_T-1_R83	16-9-2019	12:10	430564	168645	-15	19	Zand	Gemiddeld
430565	AMLZGT_T-1_R84	19-9-2019	11:00	430565	169248	-18	20	Zand	Weinig
430566	AMLZGT_T-1_R85	16-9-2019	11:56	430566	168765	-14	23	Zand	Gemiddeld
430567	AMLZGT_T-1_R86	19-9-2019	10:45	430567	169449	-15	18	Zand	Weinig
430568	AMLZGT_T-1_R87	16-9-2019	11:40	430568	168971	-20	23	Zand	Weinig
430569	AMLZGT_T-1_R88	16-9-2019	11:15	430569	169163	-13	18	Zand	Gemiddeld
430570	AMLZGT_T-1_R89	25-9-2019	10:20	430570	169410	-5	15	Zand	Weinig
430571	AMLZGT_T-1_R90	25-9-2019	10:30	430571	169714	-5,5	18	Zand	Weinig
430572	AMLZGT_T-1_R91	24-9-2019	15:49	430572	170020	-6,5	17	Zand	Weinig
430573	AMLZGT_T-1_R92	24-9-2019	15:42	430573	170609	-6,5	19	Zand	Gemiddeld
430574	AMLZGT_T-1_R93	24-9-2019	16:01	430574	169923	-6	18	Zand	Weinig
430575	AMLZGT_T-1_R94	24-9-2019	15:58	430575	170751	-6	17	Zand	Weinig
430576	AMLZGT_T-1_R95	24-9-2019	15:28	430576	171550	-6,5	18	Zand	Weinig
430577	AMLZGT_T-1_R96	24-9-2019	13:49	430577	170774	-4,5	18	Zand	Gemiddeld
430578	AMLZGT_T-1_R97	24-9-2019	13:35	430578	171263	-6	18	Zand	Weinig
430579	AMLZGT_T-1_R98	24-9-2019	11:38	430579	170219	-4,5	16	Zand	Weinig

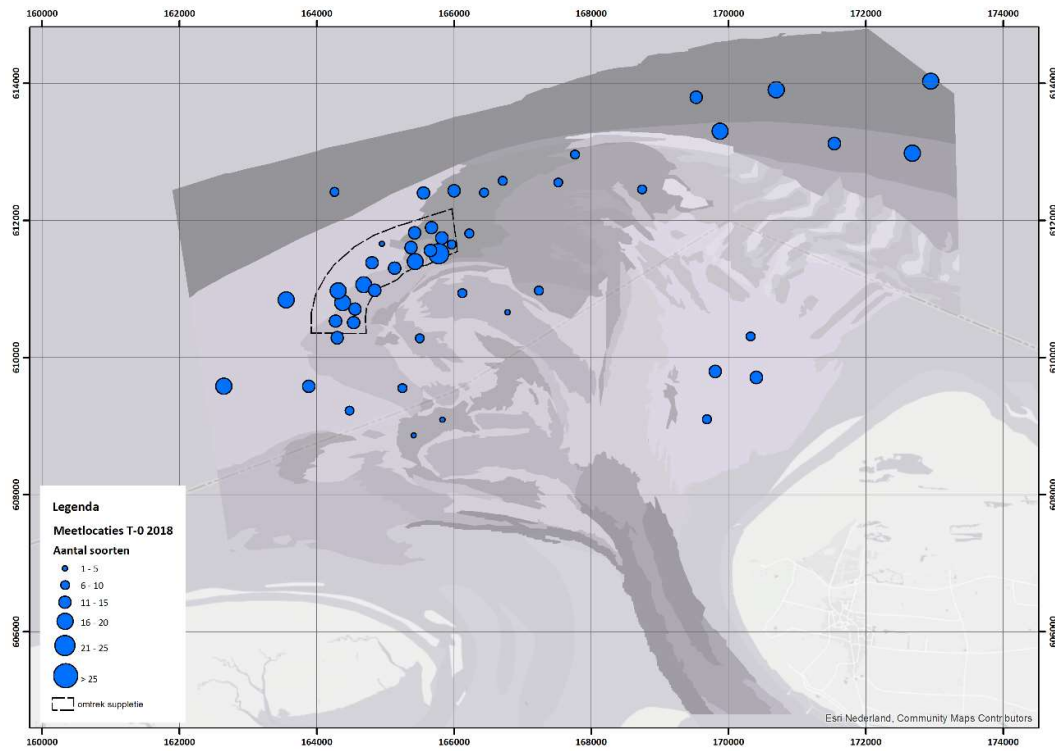
AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430580	AMLZGT_T-1_R99	24-9-2019	13:17	430580	171869	-5	16	Zand	Weinig
430581	AMLZGT_T-1_R100	25-9-2019	8:50	430581	167378	-9,5	22	Zand	Weinig
430582	AMLZGT_T-1_R101	23-9-2019	17:47	430582	166768	-10,5	21	Zand	Gemiddeld
430583	AMLZGT_T-1_R102	23-9-2019	17:56	430583	167047	-9	18	Zand	Veel
430584	AMLZGT_T-1_R103	23-9-2019	17:27	430584	166437	-8,5	16	Zand	Veel
430585	AMLZGT_T-1_R104	23-9-2019	17:41	430585	166310	-10,3	21	Zand	Veel
430586	AMLZGT_T-1_R105	23-9-2019	17:32	430586	166711	-8	20	Zand	Gemiddeld
430587	AMLZGT_T-1_R106	23-9-2019	17:19	430587	166003	-10,5	17	Zand	Veel
430588	AMLZGT_T-1_R107	23-9-2019	16:36	430588	165955	-9,5	16	Zand	Gemiddeld
430589	AMLZGT_T-1_R108	23-9-2019	16:30	430589	166262	-8,5	16	Zand	Gemiddeld
430590	AMLZGT_T-1_R109	20-9-2019	12:00	430590	166223	-8	17	Zand	Weinig
430591	AMLZGT_T-1_R110	23-9-2019	16:51	430591	165672	-8	18	Zand	Weinig
430592	AMLZGT_T-1_R111	20-9-2019	13:40	430592	166123	-5	17	Zand	Weinig
430593	AMLZGT_T-1_R112	20-9-2019	13:50	430593	166780	-7,5	24	Zand	Geen
430594	AMLZGT_T-1_R113	23-9-2019	12:35	430594	165502	-6	23	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430595	AMLZGT_T-1_R114	23-9-2019	14:19	430595	167678	-9	19	Zand	Weinig
430596	AMLZGT_T-1_R115	23-9-2019	13:48	430596	166626	-6	27	Zand	Weinig
430597	AMLZGT_T-1_R116	23-9-2019	11:00	430597	167187	-10,5	24	Schelpen(gruis); Zand	Weinig
430598	AMLZGT_T-1_R117	23-9-2019	11:15	430598	166583	-8	27	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430599	AMLZGT_T-1_R118	23-9-2019	11:25	430599	166075	-5,5	26	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430600	AMLZGT_T-1_R119	20-9-2019	8:00	430600	164864	-4	20	Zand	Weinig
430601	AMLZGT_T-1_R120	20-9-2019	7:45	430601	165133	-9	32	Zand	Weinig
430602	AMLZGT_T-1_R121	20-9-2019	7:35	430602	165713	-11	32	Zand	Geen
430603	AMLZGT_T-1_R122	25-9-2019	11:25	430603	170726	-4,5	20	Zand	Gemiddeld
430604	AMLZGT_T-1_R123	25-9-2019	11:30	430604	169874	-10,9	20	Zand	Gemiddeld
430605	AMLZGT_T-1_R124	25-9-2019	11:15	430605	171537	-9	17	Zand	Gemiddeld
430606	AMLZGT_T-1_R125	25-9-2019	11:10	430606	172168	-8,5	18	Zand	Gemiddeld
430607	AMLZGT_T-1_R126	24-9-2019	14:43	430607	172674	-10	16	Zand	Gemiddeld
430608	AMLZGT_T-1_R127	24-9-2019	14:35	430608	173249	-9,3	16	Zand	Veel
430609	AMLZGT_T-1_R128	23-9-2019	15:03	430609	168098	-7	19	Zand	Weinig
430610	AMLZGT_T-1_R129	20-9-2019	13:55	430610	167236	-4,5	24	Zand	Weinig
430611	AMLZGT_T-1_R130	20-9-2019	14:15	430611	168294	-3	19	Zand	Geen

AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430612	AMLZGT_T-1_R131	20-9-2019	14:05	430612	167663	-4	24	Zand	Weinig
430613	AMLZGT_T-1_R132	23-9-2019	12:50	430613	166623	-3,5	16	Zand	Geen
430614	AMLZGT_T-1_R133	20-9-2019	15:25	430614	168126	-5	24	Zand	Geen
430615	AMLZGT_T-1_R134	30-9-2019	13:40	430615	166738	-3,5	21	Zand	Weinig
430616	AMLZGT_T-1_R135	23-9-2019	11:52	430616	165417	-5,5	21	Zand	Gemiddeld
430617	AMLZGT_T-1_R136	23-9-2019	12:00	430617	165830	-7	25	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430618	AMLZGT_T-1_R137	20-9-2019	8:15	430618	163939	-5	19	Zand	Weinig
430619	AMLZGT_T-1_R138	19-9-2019	13:30	430619	163591	-8	24	Zand	Gemiddeld
430620	AMLZGT_T-1_R139	25-9-2019	11:55	430620	169167	-6,5	20	Zand	Gemiddeld
430621	AMLZGT_T-1_R140	25-9-2019	11:45	430621	169479	-6,5	18	Zand	Weinig
430622	AMLZGT_T-1_R141	25-9-2019	9:15	430622	168085	-11,5	19	Zand	Gemiddeld
430623	AMLZGT_T-1_R142	25-9-2019	11:40	430623	169895	-7	20	Zand	Gemiddeld
430624	AMLZGT_T-1_R143	25-9-2019	10:32	430624	170370	-6	16	Zand	Gemiddeld
430625	AMLZGT_T-1_R144	24-9-2019	16:08	430625	170804	-6,5	18	Zand	Veel
430626	AMLZGT_T-1_R145	24-9-2019	13:42	430626	171077	-5	17	Zand	Weinig
430627	AMLZGT_T-1_R146	24-9-2019	15:21	430627	171795	-7	15	Zand	Weinig
430628	AMLZGT_T-1_R147	24-9-2019	13:27	430628	171545	-4,5	15	Zand	Weinig
430629	AMLZGT_T-1_R148	24-9-2019	11:56	430629	170819	-3,5	16	Zand	Weinig
430630	AMLZGT_T-1_R149	24-9-2019	11:50	430630	170381	-4,5	18	Zand	Weinig
430631	AMLZGT_T-1_R150	16-9-2019	12:55	430631	168266	-15	27	Zand	Geen
430632	AMLZGT_T-1_R151	16-9-2019	12:45	430632	168456	-20	23	Zand	Geen
430633	AMLZGT_T-1_R152	16-9-2019	12:15	430633	168827	-25	31	Schelpen(gruis); Zand	Geen
430634	AMLZGT_T-1_R153	16-9-2019	11:29	430634	169289	-25	18	Zand	Weinig
430635	AMLZGT_T-1_R154	16-9-2019	11:04	430635	169677	-22	23	Zand	Weinig
430636	AMLZGT_T-1_R155	16-9-2019	10:49	430636	170076	-19	26	Zand	Geen
430637	AMLZGT_T-1_R156	25-9-2019	9:40	430637	168815	-6	18	Zand	Gemiddeld
430638	AMLZGT_T-1_R157	25-9-2019	9:00	430638	167762	-8	19	Zand	Gemiddeld
430639	AMLZGT_T-1_R158	25-9-2019	8:20	430639	168741	-5,2	23	Zand	Weinig
430640	AMLZGT_T-1_R159	25-9-2019	8:40	430640	167522	-6,5	22	Zand	Weinig
430641	AMLZGT_T-1_R160	23-9-2019	15:23	430641	167372	-7	23	Zand	Weinig
430642	AMLZGT_T-1_R161	25-9-2019	8:15	430642	169260	-6	18	Zand	Weinig
430643	AMLZGT_T-1_R162	23-9-2019	15:30	430643	167088	-7,5	26	Zand	Weinig

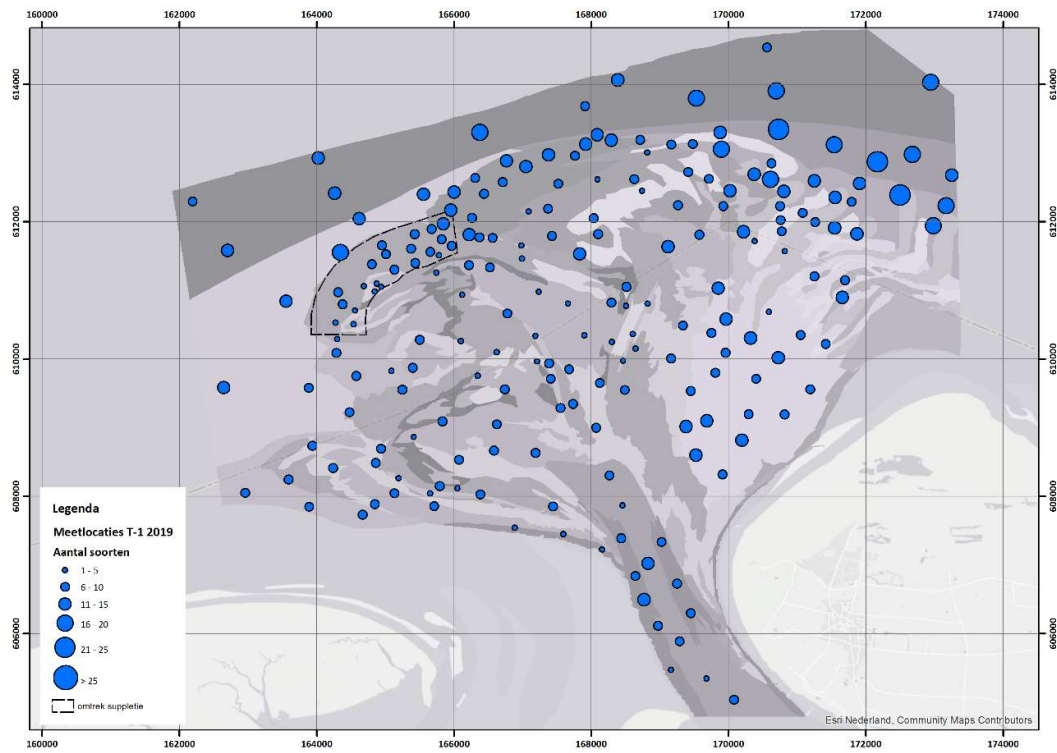
AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430644	AMLZGT_T-1_R163	23-9-2019	15:10	430644	168033	-6,5	22	Zand	Weinig
430645	AMLZGT_T-1_R164	23-9-2019	16:15	430645	167429	-7,2	18	Zand	Weinig
430646	AMLZGT_T-1_R165	20-9-2019	13:10	430646	166991	-4,5	20	Zand	Geen
430647	AMLZGT_T-1_R166	23-9-2019	14:55	430647	167833	-6,5	19	Zand	Gemiddeld
430648	AMLZGT_T-1_R170	20-9-2019	10:20	430648	164687	-7	18	Zand	Geen
430649	AMLZGT_T-1_R171	20-9-2019	10:00	430649	164381	-7	20	Zand	Geen
430650	AMLZGT_T-1_R172	20-9-2019	9:50	430650	164539	-5,5	21	Zand	Geen
430651	AMLZGT_T-1_R173	23-9-2019	17:04	430651	165375	-6	21	Zand	Weinig
430652	AMLZGT_T-1_R174	20-9-2019	10:30	430652	164845	-6	22	Zand	Geen
430653	AMLZGT_T-1_R175	20-9-2019	9:55	430653	164561	-5	17	Zand	Weinig
430654	AMLZGT_T-1_R176	20-9-2019	11:30	430654	165655	-6	18	Zand	Weinig
430655	AMLZGT_T-1_R177	20-9-2019	9:05	430655	164276	-5,5	19	Zand	Geen
430656	AMLZGT_T-1_R178	20-9-2019	9:08	430656	164314	-5,5	22	Zand	Weinig
430657	AMLZGT_T-1_R179	20-9-2019	11:35	430657	165779	-5,5	15	Zand	Geen
430658	AMLZGT_T-1_R180	20-9-2019	11:15	430658	165136	-6	18	Zand	Weinig
430659	AMLZGT_T-1_R181	23-9-2019	16:57	430659	165430	-7	17	Zand	Weinig
430660	AMLZGT_T-1_R182	20-9-2019	10:50	430660	164807	-6,5	22	Zand	Geen
430661	AMLZGT_T-1_R183	20-9-2019	11:40	430661	165969	-15	15	Zand	Weinig
430662	AMLZGT_T-1_R184	20-9-2019	10:55	430662	164950	-8	18	Zand	Weinig
430663	AMLZGT_T-1_R184A	20-9-2019	11:05	430663	165011	-2,5	18	Zand	Geen
430664	AMLZGT_T-1_R185	20-9-2019	11:20	430664	165437	-5,5	18	Zand	Weinig
430665	AMLZGT_T-1_R186	23-9-2019	17:12	430665	165822	-5,8	17	Zand	Weinig
430666	AMLZGT_T-1_R200	19-9-2019	12:20	430666	164670	-6	17	Zand	Geen
430667	AMLZGT_T-1_R201	20-9-2019	8:50	430667	164289	-7	21	Zand	Weinig
430668	AMLZGT_T-1_R202	23-9-2019	12:20	430668	165089	-7	22	Zand	Weinig
430669	AMLZGT_T-1_R203	20-9-2019	8:40	430669	164578	-6	19	Zand	Weinig
430670	AMLZGT_T-1_R204	19-9-2019	15:15	430670	164623	-11,5	16	Zand	Gemiddeld
430671	AMLZGT_T-1_R205	25-9-2019	8:35	430671	168093	-5,5	23	Zand	Weinig
430672	AMLZGT_T-1_R206	25-9-2019	8:25	430672	168626	-5,2	18	Zand	Weinig
430673	AMLZGT_T-1_R207	24-9-2019	16:24	430673	170757	-5	15	Zand	Weinig
430674	AMLZGT_T-1_R208	24-9-2019	10:50	430674	169163	-5	21	Zand	Weinig
430675	AMLZGT_T-1_R209	24-9-2019	11:14	430675	169852	-5	19	Zand	Weinig

AquaSense referentie	Locatiecode	Datum	Tijd (UTC+2)	X coördinaat bemonsterd (RD)	Y coördinaat bemonsterd (RD)	Diepte (m)	Steekdiepte (cm)	Bodemtype inschatting	Bodemleven inschatting
430676	AMLZGT_T-1_R210	24-9-2019	8:31	430676	169380	-5	18	Zand	Weinig
430677	AMLZGT_T-1_R211	24-9-2019	9:50	430677	169957	-4,5	18	Zand	Gemiddeld
430678	AMLZGT_T-1_R212	24-9-2019	8:15	430678	169911	-3,5	25	Zand	Weinig
430679	AMLZGT_T-1_R213	20-9-2019	14:30	430679	168818	-3	20	Zand	Geen
430680	AMLZGT_T-1_R214	20-9-2019	11:35	430680	165190	-3,5	16	Zand	Weinig
430681	AMLZGT_T-1_R215	20-9-2019	7:30	430681	165652	-5	24	Zand	Weinig
430682	AMLZGT_T-1_R216	23-9-2019	14:45	430682	167188	-2,3	23	Zand	Gemiddeld
430683	AMLZGT_T-1_R217	23-9-2019	14:27	430683	167383	-3,5	23	Zand	Gemiddeld
430684	AMLZGT_T-1_R218	20-9-2019	12:05	430684	166373	-5	16	Zand	Weinig
430685	AMLZGT_T-1_R219	20-9-2019	12:15	430685	166566	-5	16	Zand	Weinig
430686	AMLZGT_T-1_R220	23-9-2019	16:24	430686	166982	-4,5	16	Zand	Weinig
430687	AMLZGT_T-1_R221	20-9-2019	15:20	430687	168462	-3	19	Zand	Geen
430688	AMLZGT_T-1_R222	20-9-2019	14:45	430688	168602	-2,5	16	Zand	Geen
430689	AMLZGT_T-1_R223	20-9-2019	10:45	430689	164874	-5,5	22	Zand	Geen
430690	AMLZGT_T-1_R224	23-9-2019	16:42	430690	165843	-9	18	Zand	Weinig

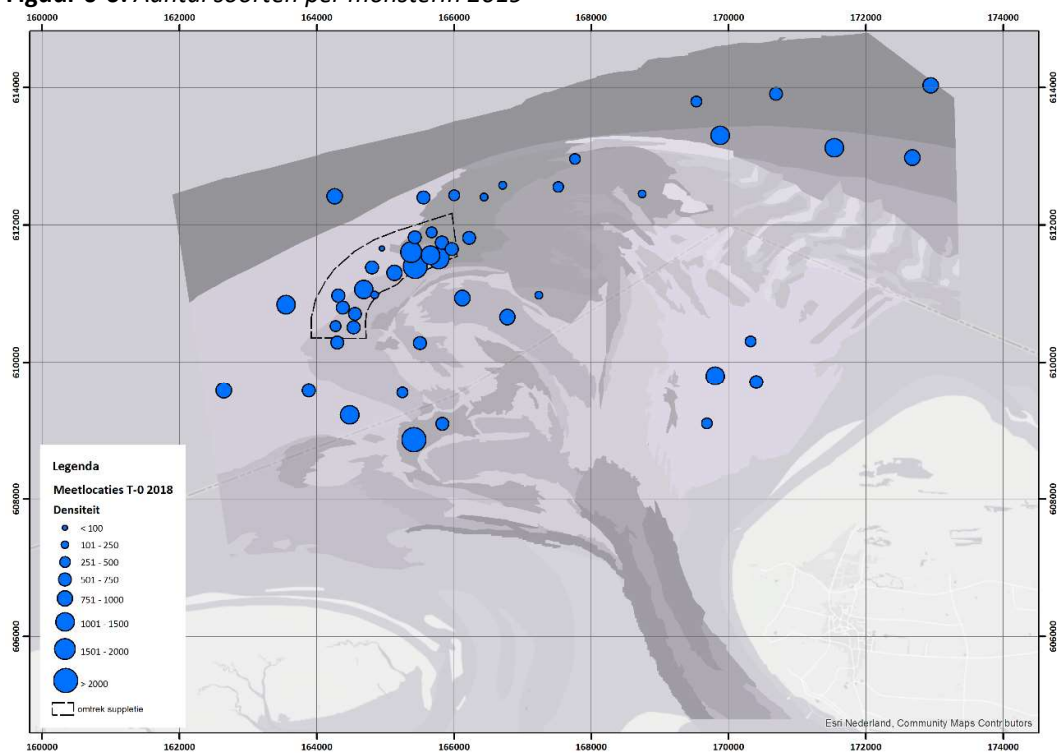
Bijlage 5: Biodiversiteit in kaartoverzicht



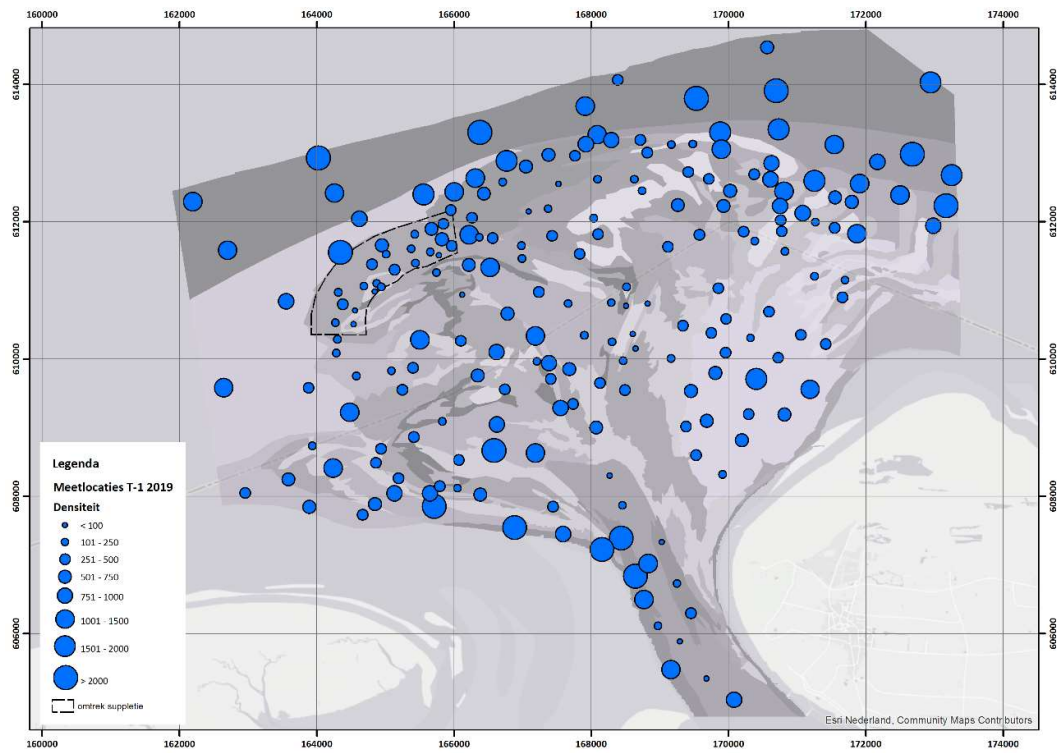
Figuur 0-5: Aantal soorten per monster in 2018



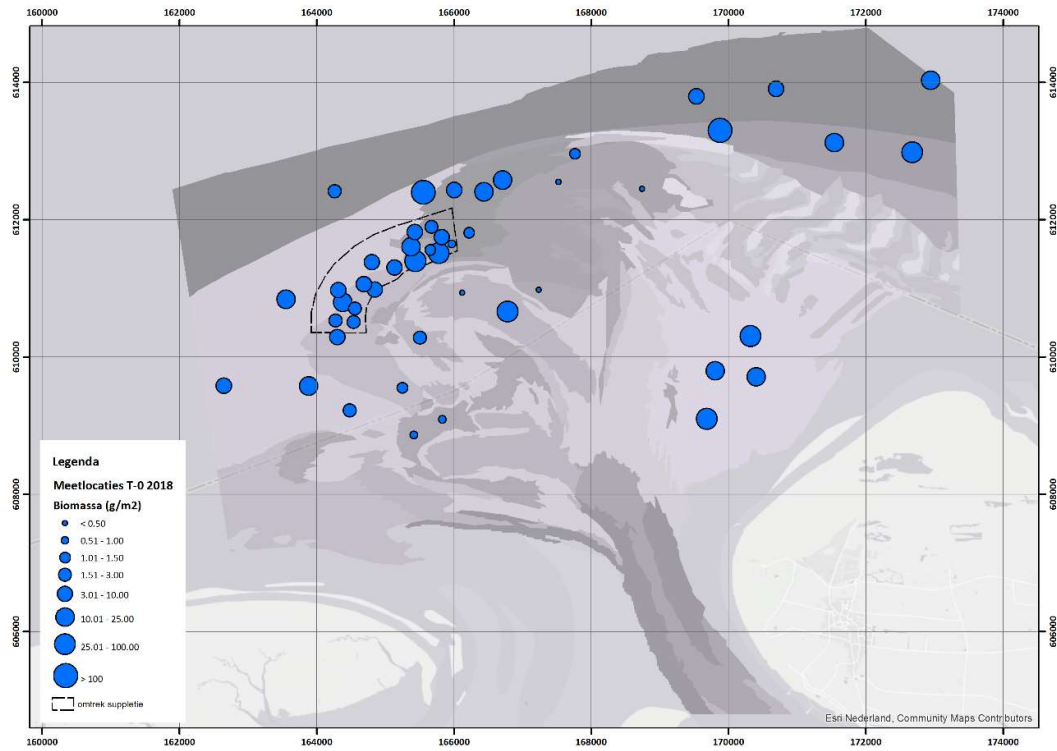
Figuur 0-6: Aantal soorten per monster in 2019



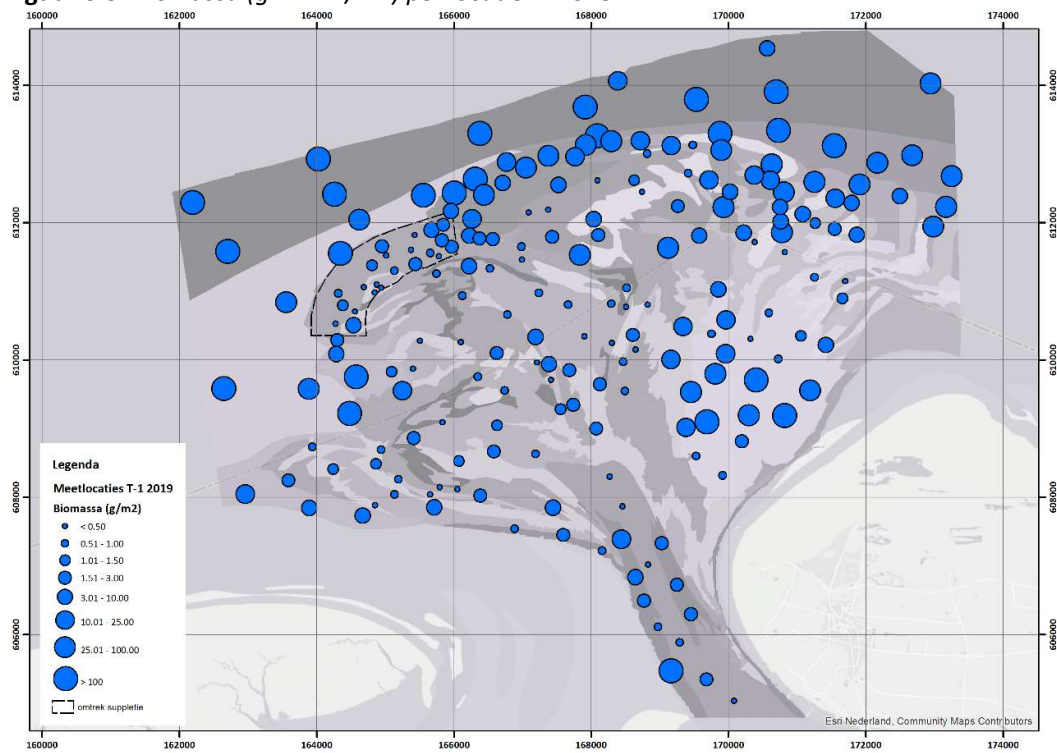
Figuur 0-7: Densiteit (n/m²) per locatie in 2018



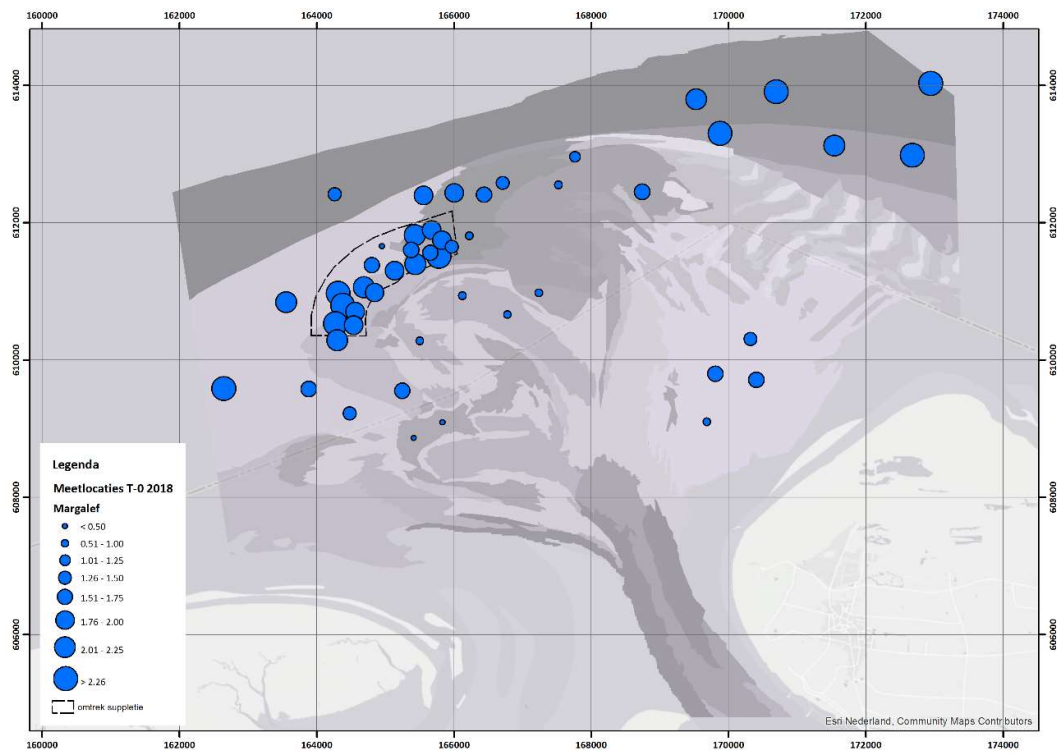
Figuur 0-8: Densiteit (n/m²) per locatie in 2019



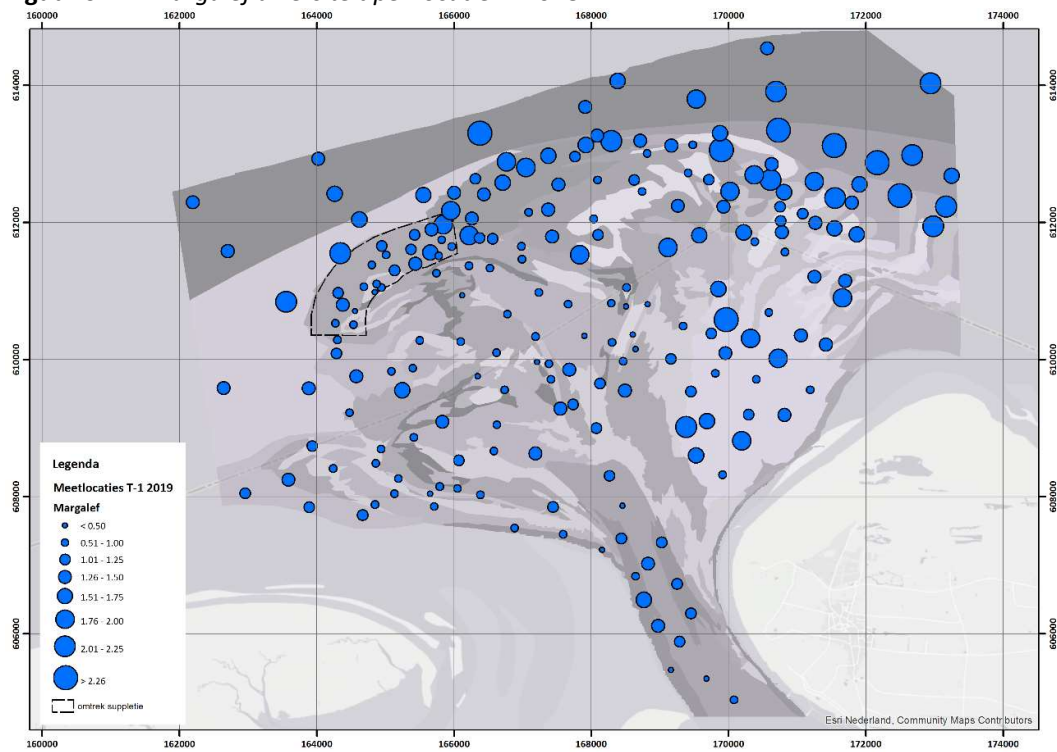
Figuur 0-9: Biomassa (g AFDW/m²) per locatie in 2018



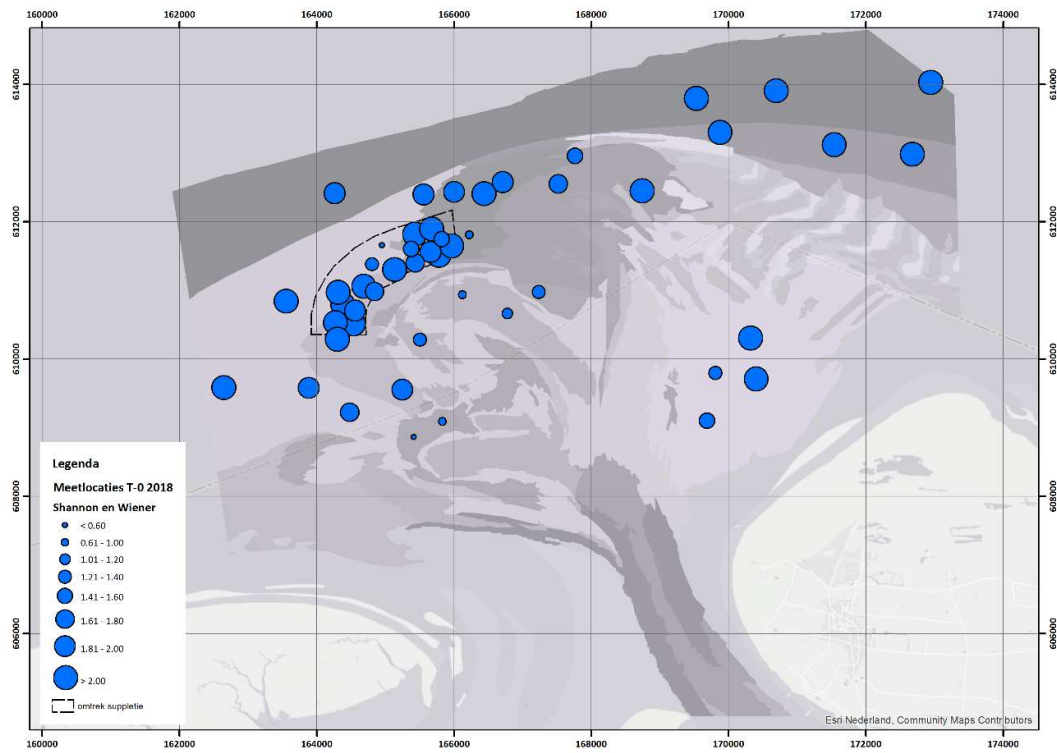
Figuur 0-10: Biomassa (g AFDW/m²) per locatie in 2019



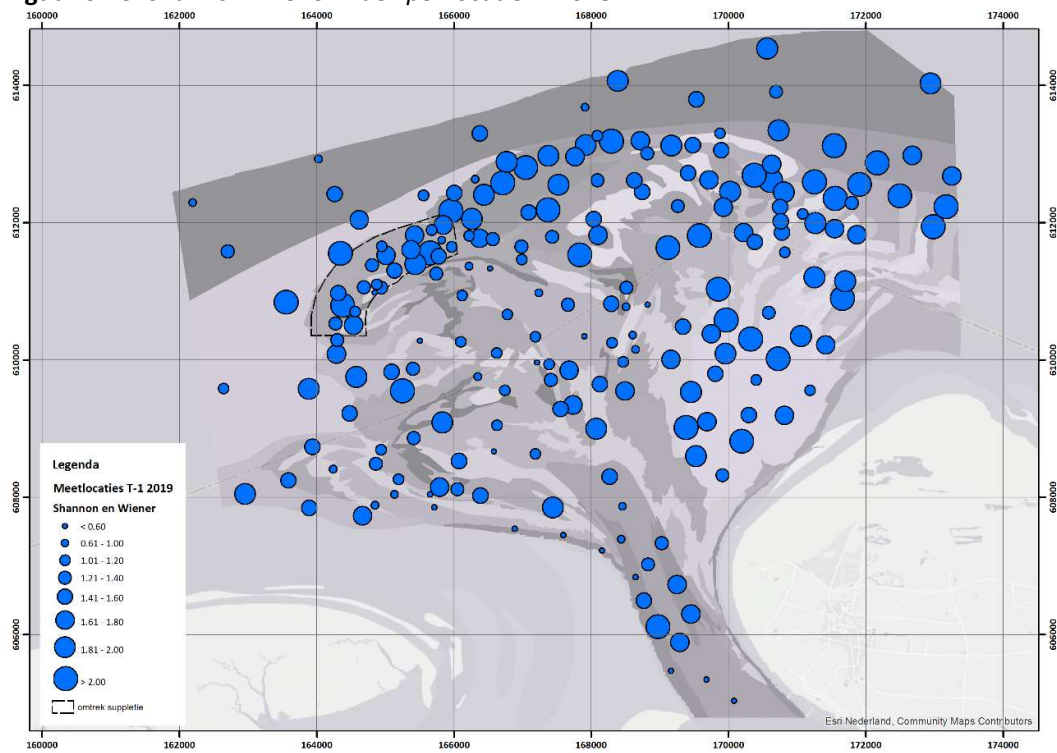
Figuur 0-11: Margalef diversiteit per locatie in 2018



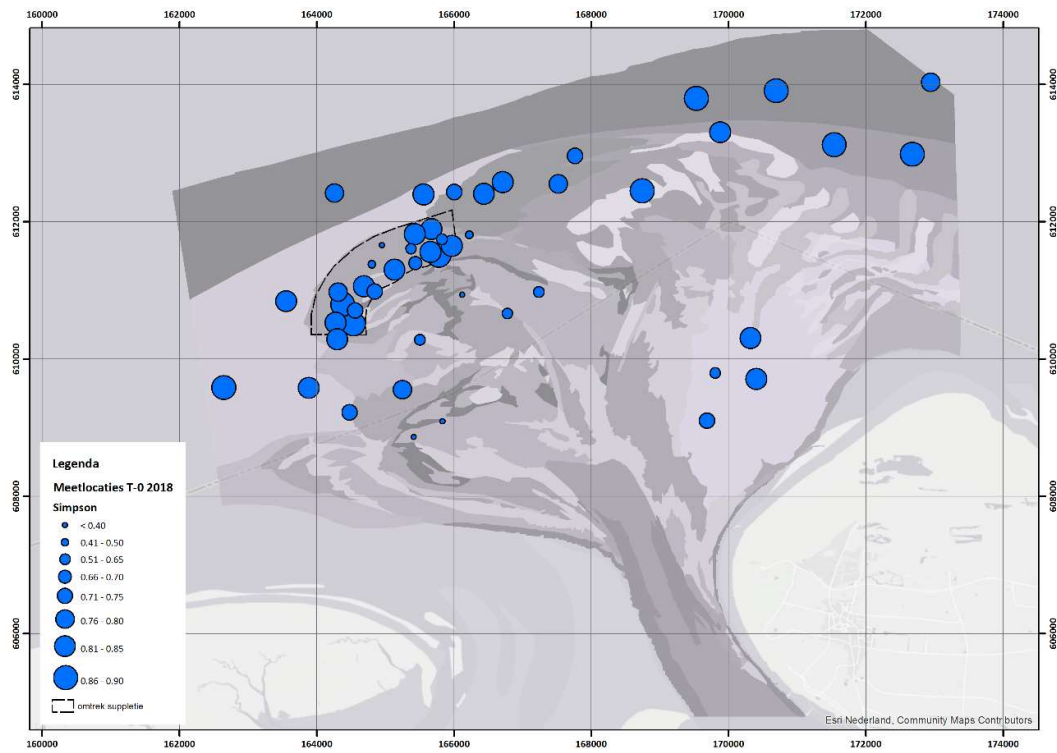
Figuur 0-12: Margalef diversiteit per locatie in 2019



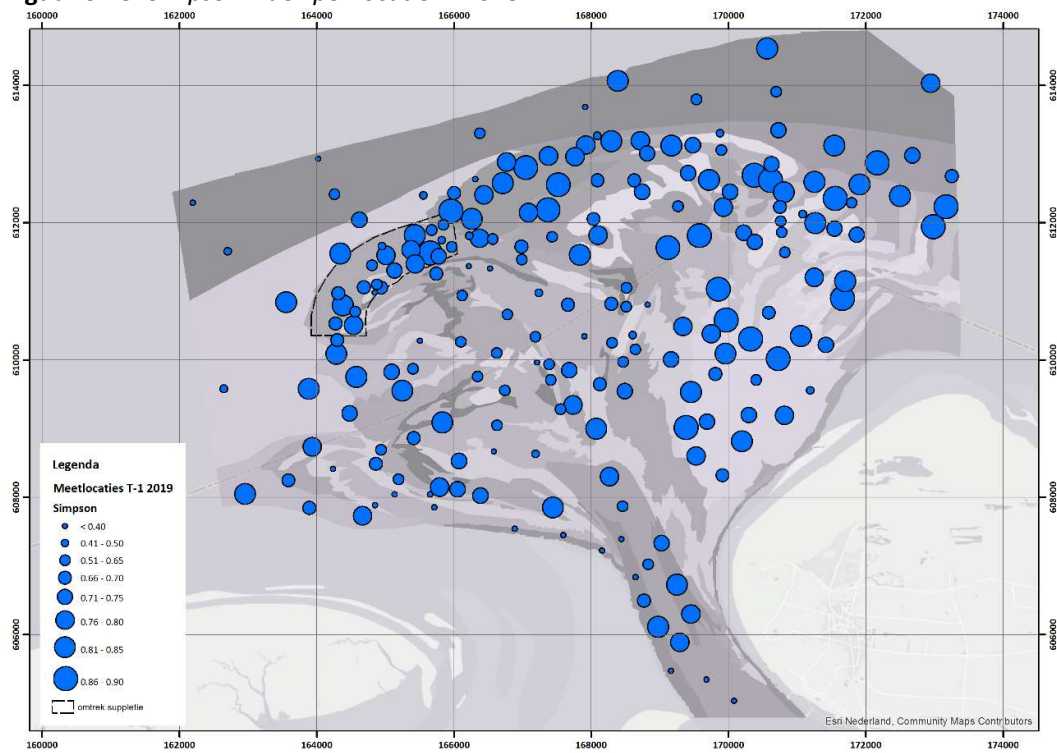
Figuur 0-13: Shannon-Wiener index per locatie in 2018



Figuur 0-14: Shannon-Wiener index per locatie in 2019

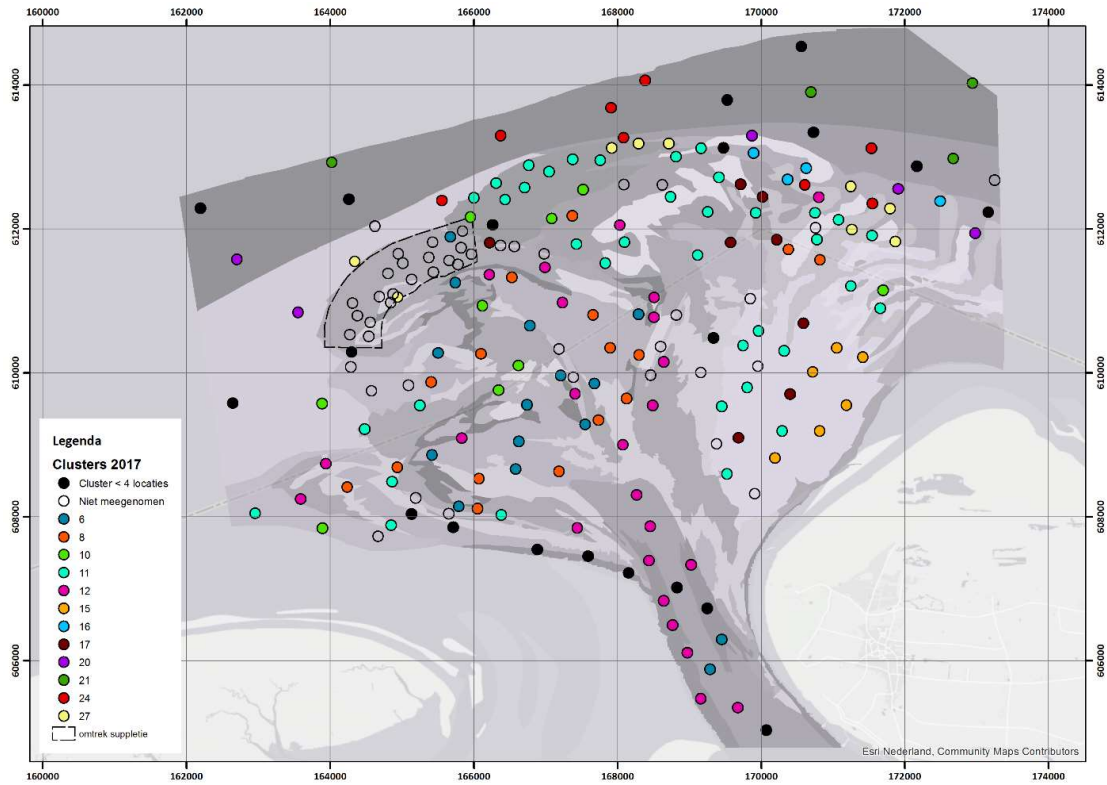


Figuur 0-15: Simpson index per locatie in 2018

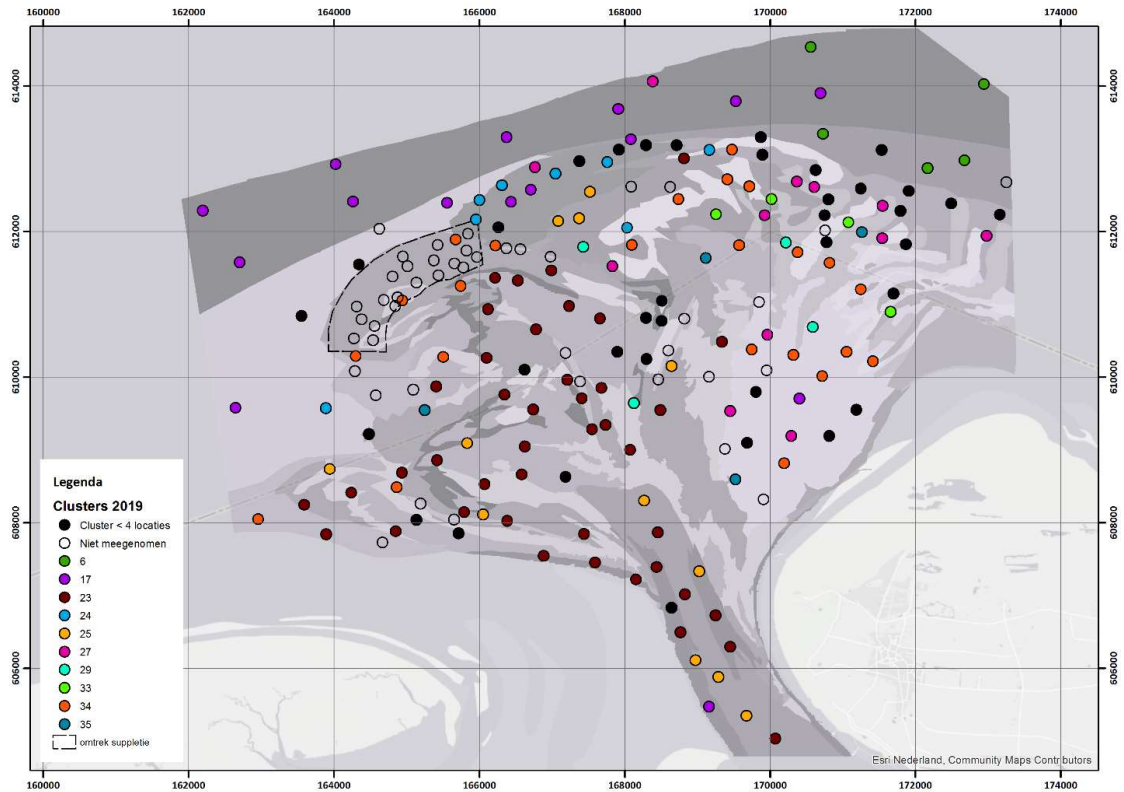


Figuur 0-16: Simpson index per locatie in 2019

Bijlage 6: SIMPROF clusters in kaartoverzicht



Figuur 0-17: SIMPROF clusters 2017



Figuur 0-18: SIMPROF clusters 2019

Bijlage 7: Soortenoverzicht per habitat

In deze bijlage is een overzicht gegeven van alle gevonden soorten, verdeeld per habitatype. Voor iedere soort is per habitat opgegeven in hoeveel monsters over het habitat de soort voorkomt.

In de tabellen hieronder zijn de aantallen monsters per habitat weergegeven voor 2018 en 2019.

2018	n locaties
Bornrif sedimentation	2
Delta erosion	5
Delta head erosion	6
Delta sedimentation	7
East side I	2
Flat	4
Nourishment	18
Offshore	4
West side I	5
Totaal 2018	53

2019	n locaties
Bornrif erosion	12
Bornrif sedimentation	11
Channel delta	11
Channel head	11
Channel inlet	6
Delta erosion	17
Delta head erosion	14
Delta sedimentation	21
East side I	6
East side II	7
Flat	22
Nourishment	20
Offshore	11
Plaat	5
Slope channel	11
Slope delta	12
West side I	6
West side II	6
Totaal T-1 2019	209

Tabel 1: 2018 Soortenoverzicht per habitat (n = aantal stations)

2018 Amelander Zeegat		Bornrif sedimentation	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	Flat	Nourishment	Offshore	West side I	Totaal
Groep	Taxonnaam										
Annelida/Platyhelminthes - Polychaeta	<i>Capitella</i>				1		1	4			6
	<i>Chaetozone christiei</i>							1			1
	<i>Eteone</i>				1		1	5		2	9
	<i>Eunereis longissima</i>								1		1
	<i>Glycera tridactyla</i>			2				2			4
	<i>Lanice conchilega</i>	1				2		2	1	2	8
	<i>Magelona</i>		2		1			1			4
	<i>Magelona johnstoni</i>	1		3	1	1	4	15	3	3	31
	<i>Magelona mirabilis</i>	1		5	3		2	10		3	24
	<i>Malmgrenia darbouxi</i>							1	2	2	5
	<i>Nephtys caeca</i>							1		1	2
	<i>Nephtys cirrosa</i>	2	3	4	5		4	17	2	5	42
	<i>Nephtys hombergii</i>	1			1	2		1	4	2	11
	<i>Nephtys longosetosa</i>	1						1			2
	<i>Owenia</i>					1				1	2
	<i>Paraonis fulgens</i>		1							1	2
	<i>Phyllodoce groenlandica</i>								1		1
	<i>Phyllodoce mucosa</i>							1			1
	<i>Scolecopsis bonnieri</i>				1		2	9			12
	<i>Scoloplos armiger</i>			1				3	2		6
	<i>Sigalion mathildae</i>								1		1
	<i>Spio</i>								1		1
	<i>Spio martinensis</i>	1	2	3	4	2	3	10	4	4	33
<i>Spiophanes bombyx</i>	1			1	1	3	4	3	2	15	
Bryozoa - Hydrozoa - Porifera	<i>Conopeum reticulum</i>				1			1	1		3
	<i>Hydrozoa</i>				1						1
	<i>Hypophorella expansa</i>							1			1
	<i>Leuckartiara octona</i>	1				1					2
Crustacea - Amphipoda	<i>Bathyporeia elegans</i>	2	3	4	6	2	3	17	4	5	46
	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>					2		1	2		5
	<i>Bathyporeia pelagica</i>	1	5	5	6		1	14		3	35
	<i>Haustorius arenarius</i>		2		2						4

2018 Amelander Zeegat		Bornrif sedimentation	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	Flat	Nourishment	Offshore	West side I	Totaal
Groep	Taxonnaam										
	<i>Nototropis falcatus</i>	1									1
	<i>Periocolodes longimanus</i>								1		1
	<i>Pontocrates altamarinus</i>	2		4	4	2	1	15	2	5	35
	<i>Pontocrates arcticus</i>					1					1
	<i>Pontocrates arenarius</i>	1	4	1	3		2	5	1	1	18
	<i>Urothoe poseidonis</i>	1		4	2	2	1	11	3	4	28
Crustacea - Decapoda	<i>Crangon crangon</i>				1			1			2
	<i>Diogenes pugilator</i>			1							1
	<i>Pinnotheres pisum</i>							1			1
	<i>Portumnus latipes</i>							1			1
Crustacea - Mysida	<i>Gastrosaccus spinifer</i>			1	1			1		1	4
	<i>Mesopodopsis slabberi</i>							1			1
	<i>Schistomysis kervillei</i>							2			2
	<i>Schistomysis spiritus</i>		1		1						2
Crustacea - Remaining	<i>Cumopsis goodsir</i>							4		1	5
	<i>Diastylis bradyi</i>							2			2
Echinodermata	<i>Echinocardium</i>				1			1			2
	<i>Echinocardium cordatum</i>	1		1		2		1	2		7
	<i>Ophiura ophiura</i>							1			1
Marien - Remaining	<i>Nemertea</i>	1		1			1	6			9
Mollusca - Bivalvia	<i>Abra alba</i>							1			1
	<i>Bivalvia</i>								2		2
	<i>Donax vittatus</i>	1	1	2	3	2		9	1	2	21
	<i>Ensis leei</i>	1		3	1	1	4	8	1	5	24
	<i>Fabulina fabula</i>	1		3	3	2		2	3	2	16
	<i>Kurtiella bidentata</i>	2				1		6	2	2	13
	<i>Limecola balthica</i>	1	2	4	4	2	4	14	3	5	39
	<i>Macomangulus tenuis</i>				3			10		1	14
	<i>Mytilus edulis</i>							1			1
	<i>Spisula subtruncata</i>	1	1	4	3	2	4	8	3	4	30
	<i>Tellimya ferruginosa</i>	1		1	1	1		6	2	1	13
	<i>Tellinidae</i>							1			1

Tabel 2: T-1 2019 Soortenoverzicht per habitat (n = aantal stations)

T-1 2019 Amelander Zeegat		Bornrif erosion	Bornrif sedimentation	Channel delta	Channel head	Channel inlet	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	East side II	Flat	Nourishment	Offshore	Plaat	Slope channel	Slope delta	West side I	West side II	Totaal	
Groep	Taxonnaam																				
	<i>Animalia</i>			1																	1
Annelida/Platyhelminthes - Polychaeta	<i>Alitta virens</i>													2				2			4
	<i>Arenicola</i>							1				2									3
	<i>Capitella</i>	6	2		3	1	4	5	2	5	7	9	9	9		2	1	4	1		70
	<i>Capitella capitata</i>									1											1
	<i>Eteone</i>	2	1		1			2			3	9	3	1							22
	<i>Eumida</i>									2											2
	<i>Eunereis longissima</i>																	1			1
	<i>Glycera</i>					1		2	1		1										5
	<i>Glycera tridactyla</i>					1	2		2	1							3				9
	<i>Lagis koreni</i>										1			1							2
	<i>Lanice conchilega</i>				1		1	2		3	3			7					4		21
	<i>Magelona</i>					1		1				1				1					4
	<i>Magelona johnstoni</i>	11	10	7	9	2	5	9	11	6	6	20	16	9	2	4	8	5	5		145
	<i>Magelona mirabilis</i>	5	4	5	6		3	1	6	1	3	11	5	2		2	3		2		59
	<i>Malmgrenia</i>																		1		1
	<i>Malmgrenia bicki</i>													1							1
	<i>Malmgrenia darbouxi</i>				1					4				3					2		10
	<i>Microphthalmus</i>													1							1
	<i>Microphthalmus similis</i>					1															1
	<i>Myrianida</i>										1										1
	<i>Nephtys</i>													1							1
	<i>Nephtys assimilis</i>									1				1							2
	<i>Nephtys cirrosa</i>	10	11	10	11	4	15	13	21	4	5	20	18	3	2	6	10	2	6		171
<i>Nephtys hambergii</i>	5	7		1			6	1	4	5	4	2	8	1	2			5		51	
<i>Nephtys longosetosa</i>									1			2					1	1		5	
<i>Nereididae</i>										1						1				2	
<i>Owenia</i>									1	2			3					1		7	
<i>Paraonis fulgens</i>			3			1		3						3	2	4				16	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	1																			1	

T-1 2019 Amelander Zeegat		Bornrif erosion	Bornrif sedimentation	Channel delta	Channel head	Channel inlet	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	East side II	Flat	Nourishment	Offshore	Plaat	Slope channel	Slope delta	West side I	West side II	Totaal	
Groep	Taxonnaam																				
	<i>Poecilochaetus serpens</i>													1							1
	<i>Pygospio elegans</i>	2	1								1	1		2							7
	<i>Scolecipis</i>							1													1
	<i>Scolecipis bonnieri</i>	4	3		2			3				6	2	1				1	1		23
	<i>Scolecipis squamata</i>	1	1	4	1	3	5		9			2	1		2	5	8		1	1	43
	<i>Scoloplos armiger</i>								1					3							4
	<i>Sigalion</i>										1										1
	<i>Sigalion mathildae</i>		1					1		1	3										6
	<i>Spio</i>							1					1								2
	<i>Spio martinensis</i>	8	5	2	1		1	8		6	7	11	3	5		2		5	1		65
	<i>Spionidae</i>											1									1
	<i>Spiophanes bombyx</i>	6	5	1	1	1	1	6	2	3	6	16	1	11			1	5	2		68
Bryozoa - Hydrozoa - Porifera	<i>Alcyonidium</i>						1														1
	<i>Alcyonidium albidum</i>			1																	1
	<i>Campanulariidae</i>					1	1		1			1									4
	<i>Conopeum</i>			1			1														2
	<i>Conopeum reticulum</i>						1							1							2
	<i>Electra monostachys</i>			2			1														3
	<i>Euceilota maculata</i>			1			2			1											4
	<i>Hypophorella expansa</i>													1							1
	<i>Leuckartiara octona</i>						1		1	3		2									7
	<i>Obelia bidentata</i>									2						2		1			5
Crustacea - Amphipoda	<i>Abludomelita obtusata</i>													1							1
	<i>Bathyporeia elegans</i>	5	3	3	5		7	2	9		1	8	3	3	1	5		4	3		62
	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>								1		2										3
	<i>Bathyporeia nana</i>												1								1
	<i>Bathyporeia pelagica</i>	4	3	10	7	5	15	2	13			6	13		2	8	10		3		101
	<i>Gammarus crinicornis</i>					2															2
	<i>Haustorius arenarius</i>			4	1	2	9		6				1		2	7	3		1		36
	<i>Leptocheirus pilosus</i>					1															1
	<i>Megaluropus agilis</i>							1						1				1			3
	<i>Microprotopus maculatus</i>	1																			1

T-1 2019 Amelander Zeegat		Bornrif erosion	Bornrif sedimentation	Channel delta	Channel head	Channel Inlet	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	East side II	Flat	Nourishment	Offshore	Plaat	Slope channel	Slope delta	West side I	West side II	Totaal	
Groep	Taxonnaam																				
	<i>Nototropis falcatus</i>	2	1				1	3	1		1		1					1			11
	<i>Pontocrates altamarinus</i>	10	8	10	10	3	9	7	12	2	6	13	12		2	5	6	4	3		122
	<i>Pontocrates arcticus</i>					1		1								1					3
	<i>Pontocrates arenarius</i>			2	1		2						1		3	4	1		1		15
	<i>Urothoe poseidonis</i>	7	5		3		1	11	2	6	5	8	1	10		1	1	6	1		68
Crustacea - Decapoda	<i>Carcinus maenas</i>						1														1
	<i>Corystes cassivelaunus</i>													2							2
	<i>Crangon crangon</i>	2	2	1	3		3	4	2	2	2	5	2	4		2	1	1			36
	<i>Diogenes pugilator</i>	4	2	1	4		3	9	4	3	1	3	11	2			1	1			49
	<i>Liocarcinus</i>													1							1
	<i>Liocarcinus holsatus</i>							1										1			2
	<i>Paguridae</i>													1							1
	<i>Philocheras trispinosus</i>				1																1
	<i>Pinnotheres pisum</i>									1											1
	<i>Portumnus latipes</i>						1									1					2
	<i>Portunidae</i>							1		1											2
	<i>Processa modica</i>													1							1
Crustacea - Isopoda	<i>Idotea linearis</i>									2											2
Crustacea - Mysida	<i>Gastrosaccus spinifer</i>			3	1	1	4	1	3		1	3	1		1	4	2		1		26
	<i>Schistomysis kervillei</i>			1								2				2					5
Crustacea - Remaining	<i>Austrominius modestus</i>								1												1
	<i>Cumopsis goodsir</i>			1								3				1					5
	<i>Diastylis bradyi</i>	2			3					1	2			1							9
	<i>Monopseudocuma gilsoni</i>				1																1
	<i>Pseudocuma</i>									1											1
	<i>Pseudocuma longicorne</i>	2										2	1					1			6
	<i>Tanaissus lilljeborgi</i>			1									1								2
Echinodermata	<i>Astropecten irregularis</i>										1										1
	<i>Echinocardium</i>	1																			1
	<i>Echinocardium cordatum</i>		2					9	3	3				3				2	1		23
	<i>Ophiura</i>													2							2
	<i>Ophiura ophiura</i>													1							1

T-1 2019 Amelander Zeegat		Bornrif erosion	Bornrif sedimentation	Channel delta	Channel head	Channel Inlet	Delta erosion	Delta head erosion	Delta sedimentation	East side I	East side II	Flat	Nourishment	Offshore	Plaat	Slope channel	Slope delta	West side I	West side II	Totaal		
Groep	Taxonnaam																					
Marien - Remaining	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>													2							2	
	<i>Nemertea</i>	8	4	3	2		1	4	8	1	1	12	7	2	1	2	2			2	60	
	<i>Sagitta setosa</i>												1								1	
Mollusca - Bivalvia	<i>Abra alba</i>										2										2	
	<i>Bivalvia</i>					1															1	
	<i>Donax vittatus</i>	1	1		1				3				1	1					1	3	12	
	<i>Ensis</i>			1																	1	
	<i>Ensis leei</i>	9	7	1	3		2	11	4	6	6	11		10		1	2	6	4		83	
	<i>Fabulina fabula</i>		1					2		6				5							14	
	<i>Kurtiella bidentata</i>	2	1				1		1	3	1			3					1		13	
	<i>Limecola balthica</i>	6	4					7	2	6	7	11	1	6		1			6		57	
	<i>Macomangulus tenuis</i>	1			3			4	1			3	5	1						1	19	
	<i>Moerella pygmaea</i>									1											1	
	<i>Mytilus edulis</i>			1		1	2							1							5	
	<i>Spisula subtruncata</i>	1	2				1	1			4	5	3	1	3					1	1	23
	<i>Tellimya ferruginosa</i>		2		1			7	2		5				3					2		22

