

OMES rapport 2019

Intergetijdengebieden

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten
en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

ECOBE 020-R266

Monitoring in opdracht van
De Vlaamse Waterweg NV
bestek 16EI/14/51



Ecosystem Management
Research Group (Ecobe)
University of Antwerp



Universiteit
Antwerpen

Colofon

Tekst:

Maris, T., S. Baeten, T. Van den Neucker, T. van den Broeck & P. Meire
Universiteit Antwerpen, Ecosysteembeheer (ECOBÉ)
Universiteitsplein 1, 2610 Antwerpen (Wilrijk)
tom.maris@uantwerpen.be

Studie in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv.
Afdeling Zeeschelde, Anna Bijns-gebouw, Lange Kievitstraat 111-113 bus 44, B-2018 Antwerpen
bestek 16EI/14/51

Wijze van citeren:

Maris, T., S. Baeten, T. Van den Neucker, T. van den Broeck & P. Meire, 2020. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2019, deelrapport Intergetijdengebieden. ECOBE 020-R266 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Intergetijdengebieden: inhoud

1	Inleiding	1
1.1	Deze rapportage	1
1.2	Intergetijdengebieden binnen OMES	1
1.3	Gecontroleerd gereduceerd getij: een overzicht	2
1.4	Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking (Burchtse Weel)	3
2	Materialen en methoden	5
2.1	Inleiding	5
2.2	Sedimentatie – erosie - topografie.....	5
2.2.1	Korte termijnmetingen: Sediment Trap's.....	5
2.2.2	Lange termijnmetingen: Surface Elevation Tables	6
2.2.3	Langetermijnmetingen: Markerpalen	7
2.2.4	Langetermijnmetingen: Marker Horizons	7
2.2.5	Raai metingen.....	8
2.2.6	Kreken en Kreektransecten	9
2.2.7	Opmeting van het schor platform	9
2.3	Tijmeters.....	10
2.4	Biotische parameters: vegetatie	11
2.4.1	Permanente Kwadranten	11
2.4.2	Gebiedsdekkende vegetatiekartering	11
2.5	Biothische parameters: benthos	11
2.5.1	Inleiding	11
2.5.2	Methodiek	11
2.6	Bodemfysica en –chemie.....	12
2.6.1	Inleiding	12
2.6.2	Bulk dichtheid en volumetrisch vochtgehalte	12
2.6.3	Bodemchemie.....	13
2.7	Bijlage: Londoschaal voor vegetatiekartering	14
3	Lippenbroek.....	15
3.1	Inleiding	15
3.2	Monitoringsopzet Lippenbroek.....	15
3.3	Getij	17
3.4	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	21
3.4.1	Inleiding lange termijnmetingen	21

3.4.2	Resultaten en discussie: SET-metingen	22
3.4.3	Marker Horizons	24
3.4.4	Kreekvorming en kreektransecten	25
3.4.5	Sediment traps	29
3.5	Vegetatie	32
3.5.1	Inleiding	32
3.5.2	Kartering 2019	32
4	Bergenmeersen	39
4.1	Inleiding	39
4.2	Sedimentatie en erosieprocessen	39
4.2.1	Surface Elevation Table (SET)	40
4.2.2	Raaien	42
4.2.3	Marker Horizons (MH)	43
4.3	Vegetatie	44
5	Kruikeke GGG	51
5.1	Inleiding	51
5.2	Getij	52
5.3	Sedimentatie- en erosiedynamiek	52
5.3.1	Inleiding	52
5.3.2	SET metingen	53
5.3.3	Marker Horizons (MH)	54
5.3.4	Raaien	55
5.4	Vegetatie	57
5.4.1	Inleiding	57
5.4.2	Resultaten en Discussie	57
5.5	Benthos	63
5.5.1	Waarnemingen 2017-2019	63
6	Bazel GGG	66
6.1	Inleiding	66
6.2	Sedimentatie- en erosiedynamiek	66
6.2.1	Inleiding	66
6.2.2	SET	66
6.2.3	Marker Horizon (MH)	68
6.2.4	Evolutie krekenselsel	70
6.3	Vegetatie	74
7	Kruikeekse Kreek	80

7.1	Inleiding	80
7.2	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	80
7.2.1	Inleiding	80
7.2.2	Resultaten en Discussie: SET	80
7.2.3	Resultaten en Discussie: Marker Horizon.....	81
7.3	Vegetatie	82
7.4	Benthos.....	86
8	Zennegat.....	89
8.1	Inleiding	89
8.2	Getij	89
8.3	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	91
8.3.1	Inleiding	91
8.3.2	Resultaten en Discussie: SET	93
8.3.3	Resultaten en Discussie: Marker Horizon (MH)	93
8.3.4	Resultaten en Discussie: Raaien	94
8.4	Vegetatie	96
8.4.1	Inleiding	96
8.4.2	Resultaten en Discussie	96
8.5	Benthos.....	101
9	Burchtse Weel	104
9.1	Inleiding	104
9.2	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	105
9.2.1	Inleiding	105
9.2.2	Resultaten en Discussie: SET en Markerpalen.....	106
9.2.3	Evolutie aanslibbing op basis van Lidar data.....	107
9.2.4	Extra metingen	109
9.3	Vegetatie	110
9.3.1	Inleiding	110
9.3.2	Vegetatiekartering 2019.....	110
9.4	Benthos.....	113
9.4.1	Waarnemingen periode 2011-2019	113
9.4.2	Evolutie.....	117
10	Referenties	118

1 INLEIDING

1.1 DEZE RAPPORTAGE

Het OMES programma verricht onderzoek naar de milieueffecten in het kader van het Sigmaplan. Naast de monitoring van de pelagiale ecologie (ecologie in de waterkolom van de Zeeschelde), volgt OMES daarom ook enkele nieuw gecreëerde intergetijdengebieden op. Sinds 2015 werd gekozen om de pelagiale ecologie en de intergetijdengebieden elk in een afzonderlijke rapportage onder te brengen. Voor u ligt nu de rapportage van de monitoring van de intergetijdengebieden. Deze monitoring vormt het voorwerp van deelopdracht 9: onderzoeksmonitoring te Lippenbroek en projectmonitoring in getijgebonden gebieden Bergenmeersen, Burchtse Weel en Bazel. In de loop van 2016 werden ook voorbereidende werken gestart in de nieuwe gebieden Kruikebeke, Kruikeekse Kreek en Zennegat, en werden deze gebieden toegevoegd aan het OMES programma. Monitoring in deze gebieden startte in 2017. Deze gebieden zijn nu onderdeel van deze rapportage.

Hoofdstuk 2 beschrijft de gehanteerde methodiek bij de monitoring. Alle meetresultaten zullen worden overgemaakt aan VLIZ die de databank voor OMES beheert. Tot op heden zaten daar vooral de data van de estuariene vaartochten in. Er zal echter een nieuwe structuur komen om ook alle data van de intergetijdengebieden onder te brengen. In deze rapportage worden voor de verschillende gebieden de belangrijkste resultaten toegelicht. Niet elk jaar wordt evenveel aandacht geschonken aan alle parameters, maar worden enkele onderwerpen meer uitgediept.

1.2 INTERGETIJDENGEBIEDEN BINNEN OMES

De monitoring in **Lippenbroek** loopt intussen meer dan 10 jaar. Als voorbereiding op de bouw van gebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij (GGG), werd in 2006 het pilootproject Lippenbroek actief: het allereerste gecontroleerde overstromingsgebied met gecontroleerd gereduceerd getij. Via onderzoeksmonitoring wordt hier intensief de ecologische ontwikkeling van nabij opgevolgd.

In 2010 werd de monitoring van de aantakking **Burchtse Weel** toegevoegd aan het OMES programma. Deze aantakking werd als mitigerende maatregel in het kader van de Oosterweelverbinding door W&Z gebouwd in opdracht van BAM. Eind 2019 werd echter de sluisconstructie aangepast en voorzien van kleppen. Deze rapportage beschrijft dus voor de laatste maal Burchtse Weel als aantakking. Vanaf 2020 is dit ook een GGG, zij het nog steeds een bijzonder GGG.

In 2013 werd het eerste grotere GGG geopend: **Bergenmeersen**. Eerst fungeerde Bergenmeersen als gecontroleerd overstromingsgebied (GOG), zonder expliciete natuurfunctie. Aangezien de Vlaamse Regering in 2004 besliste dat één van de hoofddoelstellingen van het Sigmaplan, naast veiligheid, ook natuurontwikkeling is, werd Bergenmeersen omgevormd tot GOG-GGG. Door natuurontwikkeling te combineren met veiligheid kunnen habitatdoelstellingen in hetzelfde gebied gerealiseerd worden. Op 12 maart 2012 zijn de werken voor de omvorming van GOG naar GOG-GGG van start gegaan zodat het gebied uiteindelijk in werking kon treden op 25 april 2013.

In de Polders van Kruikebeke is in 2014 ook een deel van het gebied, namelijk het **Bazels GGG**, in werking gezet. Door de hoge inlaat- en lage uitlaatsuizen wordt getracht het getij opnieuw te introduceren in dit gebied zodat een getijafhankelijk grasland kan ontwikkelen, dat zowel functioneel moet zijn als estuariene natuur en als weidevogelgebied.

Sinds 2017 zijn ook de deelgebieden **Kruikeekse GGG** en **Kruikeekse Kreek** binnen de Polders van Kruikebeke functioneel als GGG. Kruikebeke is tot nu toe het grootste GGG, waar ontwikkeling van slikken

en schorren de doelstelling is. Bijzonder binnen dit gebied is de Barbierbeek, die dwars door het gebied stroomt en zo binnen het GGG de 'Barbierkreek' vormt. Het kleine GGG Kruibeekse Kreek is een buitenbeentje. Deze voormalige kreek vormde voor de uitwerking van het Kruibeekse GGG de bedding van de Barbierbeek, die via een klassieke uitwateringssluizen haar weg vond naar de Schelde. Nu de Barbierbeek haar weg via het Kruibeekse GGG vindt, wordt de Kruibeekse Kreek terug een echte kreek. De bestaande uitwateringssluizen werden deels geopend, zodat er terug, beperkt, uitwisseling ontstaat met de Schelde.

Zennegat is het eerste GGG dat niet langs de Zeeschelde gelegen is, maar langs de tijgebonden Dijle, en is sinds 2017 in volle ontwikkeling.

De monitoring van Burchtse Weel, Bergenmeersen, Bazel, Kruibeekse Kreek, Kruibeke en Zennegat valt onder de noemer van "projectmonitoring", en wordt binnen het kader van MONEOS door OMES uitgevoerd. Via projectmonitoring wordt gedurende de eerste jaren na de opstart van het gebied nagegaan in hoeverre het gebied voldoet aan de gestelde verwachtingen en of het in de goede richting evolueert. Door de vinger aan de pols te houden, worden mogelijke problemen sneller gedetecteerd. Dat maakt adaptief beheer en bijsturing mogelijk. Projectmonitoring is hiervoor het geschikte instrument. Het MONEOS-rapport omschrijft projectmonitoring als die monitoring die, aanvullend op de reguliere systeemmonitoring, wordt uitgevoerd om bepaalde parameters met verhoogde frequentie te meten, beperkt in tijd en ruimte. Na een periode van drie of zes jaar volgt een evaluatie. Als alles naar wens verloopt, kan de projectmonitoring worden afgebouwd en wordt het gebied opgenomen in de reguliere systeemmonitoring. Ook de monitoring te Burchtse Weel is een voorbeeld van projectmonitoring. Na de realisatie van dit gebied werd door opdrachtgever BAM geen monitoring- of beheerprogramma opgesteld. Nochtans werd vrij snel duidelijk dat het gebied, door zeer sterke aanslibbing, niet voldoet aan de gestelde doelen. Omdat Burchtse Weel op termijn door BAM overgedragen zal worden aan De Vlaamse Waterweg nv (DVW), wenste DVW een duidelijk beeld van de huidige situatie in het gebied, de te verwachten trends en mogelijkheden voor toekomstig beheer. Daarom wordt nu binnen OMES een projectmonitoring uitgevoerd.

1.3 GECONTROLEERD GEREDUCEERD GETIJ: EEN OVERZICHT

Stijging van de zeespiegel en een verhoogde stormintensiteit en –frequentie vormen een zware bedreiging voor laaggelegen kustzones en estuaria. In deze gebieden spelen schorren een belangrijke rol door het verspreiden van de getijdenenergie en bescherming tegen stormvloed (Mitsch and Gosselink, 2000). Naast de veiligheidsfunctie spelen schorren een belangrijke rol in nutriëntcyclering (o.a. Gribsholt et al., 2005; Jacobs et al., 2008; Struyf et al., 2006) en worden ze gekenmerkt door hoge habitatdiversiteit. Ondanks deze waardevolle ecosysteemfuncties is globaal een enorm verlies aan schorrenareaal waargenomen over de afgelopen decennia (Lotze et al., 2006), voornamelijk veroorzaakt door menselijke activiteiten, zoals indijken en havens. Verschillende landen hebben plannen voor het herstel van schorren op eerder ingepolderd land, of hebben deze plannen recent uitgevoerd, om de waardevolle ecosysteemfuncties van schorren te herstellen (Williams & Faber, 2001; Bakker et al., 2002; Pethick, 2002; Wolters et al., 2005; Cox et al., 2006; French, 2006; Maris et al., 2007).

Het succes van ontpoldering hangt voornamelijk af van de geïnduceerde sedimentatie- en erosieprocessen. Een toename van de oppervlaktehoogte heeft een effect op de waterbergingscapaciteit van het ontpolderde gebied en daarmee het bufferend effect bij overstroming. Aan de andere kant zijn veranderingen in hoogte cruciaal voor de kolonisatie en evolutie van schorrenecosystemen. In het Schelde-estuarium is het gemiddeld hoogwater niveau (Mean High Water Level; MHWL) veel sterker toegenomen vergeleken met de Belgische kustzone (resp. 1,5 en 0,3

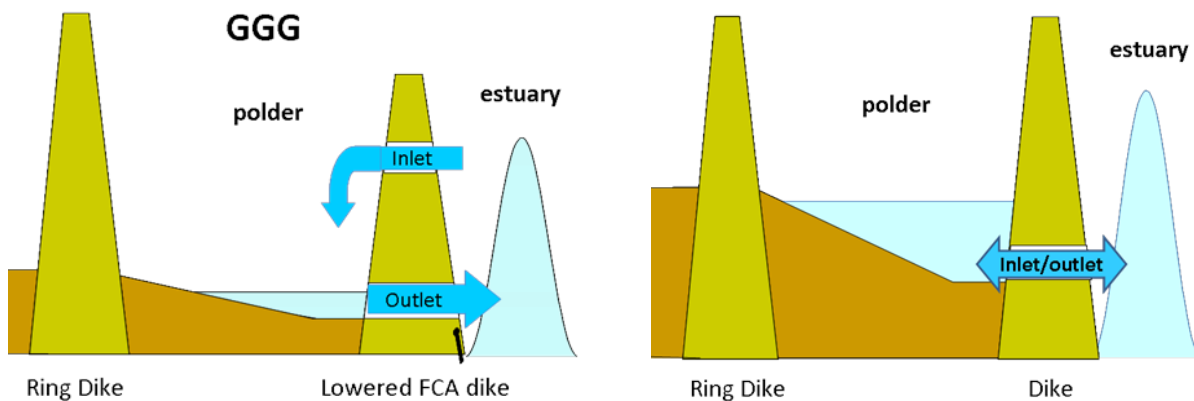
m) over de laatste 100 jaar (Temmerman et al., 2004b). In de 20^e eeuw is de relatieve oppervlakte aan intertidale gebieden verminderd met ongeveer 20% (Meire et al., 2005).

Om opgewassen te zijn tegen de problemen van zeespiegelstijging en het verlies van intertidale gebieden, worden ingepolderde gebieden langs het Belgisch gedeelte van het estuarium omgezet in Gecontroleerde Overstromings Gebieden (GOG) met een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG) (Cox et al., 2006; Maris et al., 2007).

1.4 VERSCHIL KLASSIEK GGG (LIPPENBROEK) EN AANTAKKING (BURCHTSE WEEL)

Lippenbroek, Bergenmeersen, Zennegat, Kruikeke en Bazel zijn GGG's: gebieden met gecontroleerd gereduceerd getij (Figuur 1.1). Een GGG heeft een hoge inlaatsluis en een lage uitlaatsluis. Door middel van de sluisen wordt het getij drastisch gereduceerd. Dit betekent voor Lippenbroek een reductie van ca. 3 meter voor de hoogwaters in de polder ten opzichte van de Schelde. Bij die reductie blijft echter het verschil in waterstand tussen springtij en doottij behouden. Bij doottij komt er nauwelijks water in een GGG, bij springtij veel. Het springtij-doottij verschil is een belangrijke eigenschap van natuurlijke slik-schorsystemen en van groot belang voor het ontwikkelen van een functioneel en divers schorrenlandschap.

Bij Burchtse Weel wordt in hoofdzaak maar 1 constructie gebruikt voor in- en uitlaat: een laaggeplaatste sluis (Figuur 1.1). In Burchtse Weel wordt hierdoor de tijhoogte en de tijamplitude amper gereduceerd. Verschil tussen springtij en doottij wordt een beetje gedempt. Burchtse Weel mag daarom geen echt GGG genoemd worden; aantakking is een betere term. Gezien het water in en uit gaat via dezelfde sluisconstructie, wordt deze vorm in het Engels ook een 'simple culvert system' genoemd. Zowel een GGG als een enkele sluis vallen onder de Engelse term Regulated Tidal Exchange (RTE); het getij kan op een gecontroleerde wijze worden toegelaten.



Figuur 1.1 Links: Sluisprincipe bij een GGG (Lippenbroek, Bergenmeersen, Bazels GGG, Kruikeeks GGG, Zennegat); Rechts: Sluisprincipe bij de aantakking Burchtse Weel

Eind 2019 werd de sluis te Burcht aangepast. In de kokers van de open verbinding tussen de weel en de Schelde werden aan Scheldezijde terugslagkleppen geplaatst. Aan Scheldezijde waren in de kokers sponningen voorzien voor schotbalken. In deze sponningen is nu een frame geschoven met terugslagkleppen, zodat uitstroom nog vrij kan doorgaan, maar instroom niet meer. Instroom kan nu enkel starten als het Scheldedepeil hoger staat dan het frame met de kleppen. Dit niveau ligt momenteel op 2m50 TAW. Vanaf dat peil kan het Scheldewater over de klepconstructie storten in de kokers en het gebied instromen. Burchtse Weel is dus vanaf 2019 een GGG, zij het wel een bijzonder. Een GGG

kent immers een hoge inlaat (bv 4m70 TAW voor Lippenbroek) en lage uitlaat om een sterke variatie in waterstanden tussen springtij en doortij te behouden. De drempel in Burcht ligt nu op 2m50 TAW, waardoor een sterke reductie van de springtij – doortij variatie wordt verwacht. De mogelijkheid bestaat wel om via extra schotbalken bovenop het frame met kleppen, de inlaatdrempel te verhogen. Dit komt de springtij-dootij variatie ten goede, maar reduceert wel het volume water dat bij springtij kan binnen stromen, waardoor de overstromde oppervlakte in de Burchtse Weel zou dalen. Burchtse Weel heeft immers een relatief smalle inlaatconstructie in vergelijking met de veel bredere hoge inlaatsuizen van andere GGG's. Daarom wordt hier gestart met het lagere drempelpeil van 2m50 TAW en zal de nieuwe toestand eind volgend jaar geëvalueerd worden.

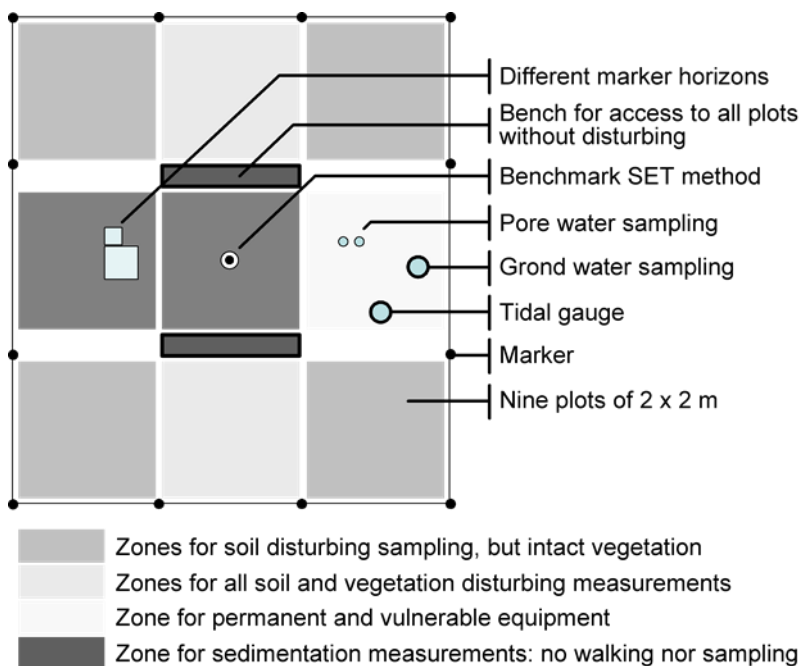
Ook in Kruibeekse Kreek wordt via 1 constructie getij toegelaten in het gebied. De sluis met twee kokers in Kruibeekse Kreek biedt echter iets meer regelmogelijkheden dan Burchtse Weel (voor de aanpassing met kleppen). De sluisen in de Kruibeekse Kreek zijn reeds uitgerust met kleppen. 1 koker fungeert er als in- en uitlaat doordat de klep permanent is opengezet. De instroomopening is echter gereduceerd doordat de schuif in de koker slechts op een kier open staat. De tweede koker fungeert enkel als uitlaat; kleppen vermijden instroom bij vloed. Hierdoor valt het getij beperkt te sturen, in tegenstelling tot de Burchtse Weel zonder kleppen. Door in de Kruibeekse Kreek de schuif beperkt op- of neer te laten kan de instroom immers vergroot of meer gereduceerd worden, zonder de uitstroom sterk te hinderen.

2 MATERIALEN EN METHODEN

2.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk beschrijft in grote lijnen de gebruikte methoden bij de monitoring van de verschillende intergetijdengebieden. Omwille van de eigenheid van sommige gebieden, worden per gebied vaak aangepaste protocollen gebruikt. In voorkomend geval wordt dit in de volgende hoofdstukken, per gebied, verder toegelicht.

Voor plaatsgebonden monitoring aan een permanente opstelling, wordt steeds gewerkt volgens een vast patroon (Figuur 2.1). In Lippenbroek worden (of werden) alle parameters opgevolgd, in de andere gebieden waar enkel projectmonitoring is, wordt hetzelfde patroon aangehouden maar worden niet alle parameters gemonitord.



Figuur 2.1 Overzicht van de meetopstellingen aanwezig in elk GGG en op welke delen welke metingen worden uitgevoerd.

2.2 SEDIMENTATIE – EROSIE - TOPOGRAFIE

2.2.1 Korte termijnmetingen: Sediment Trap's

Sediment Trap's worden gebruikt om gedurende 1 of 2 getijdencycli sediment te vangen en alzo een beeld te geven van de ruimtelijke en temporele spreiding van sedimentafzetting. Voorafgaand aan het experiment worden cellulosefilters gedurende 2 uren gedroogd in een droogstoof bij 105°C en nadien, na afkoeling in de dessicator, ingewogen en genummerd. De cellulosefilters worden vervolgens in trap's vastgeklikt en uitgelegd in het gebied op vooraf vastgelegde locaties. Na 1 of 2 getijden worden de sediment trap's terug opgehaald. In het laboratorium worden vervolgens grote organische partikels zoals blaadjes en takjes uit de sediment trap's verwijderd. De filters, met sediment, worden in vier gevouwen en gedurende enkele dagen gedroogd bij 70°C. Wanneer het water uit alle filters verdwenen is, worden de filters verder gedroogd voor enkele uren op 105°C. Nadien worden de filters voor enkele uren geplaatst in een dessicator. Wanneer de filters voldoende afgekoeld zijn, worden ze ingewogen

en gestockeerd. De hoeveelheid afgezet sediment wordt vervolgens berekend aan de hand van het totale gewicht van het staal minus het gewicht van de filter zelf.

2.2.2 Lange termijnmetingen: Surface Elevation Tables

SET's of Surface Elevation Tables worden in de wetenschappelijke wereld veelvuldig gebruikt om relatieve veranderingen in de hoogte van het oppervlak (of platform) op nauwkeurige en niet-destructieve wijze op een langere termijn te meten. Hierbij wordt het draagbare meetapparaat op eenzelfde, gefixeerde locatie gemonteerd. De nauwkeurigheid van deze methode ligt erg hoog. Hoogteveranderingen tot 2 mm kunnen hiermee geregistreerd worden. SET's geven informatie over het geheel van oppervlakte- en suboppervlakte processen. Oppervlakteprocessen behelzen processen als sedimentatie, erosie en compactie van het nieuw afgezette sediment, terwijl suboppervlakteprocessen processen zoals wortelgroei, decompositie, poriewaterflux en compactie van de onderliggende lagen omvatten. Binnen de te monitoren overstromingsgebieden werd ervoor geselecteerd om elke twee maanden een meet sessie in te lassen. Een hogere frequentie voegt wetenschappelijk weinig extra's toe, terwijl door een te lage meetfrequentie seizoensverschillen gemist kunnen worden.

Na de installatie van de meetapparatuur op de gefixeerde locatie, dient een vooraf bepaalde richting geselecteerd te worden. Eenmaal het geheel waterpas is gezet, kunnen de 9 meetstokken voorzichtig op de bodem worden gezet. Indien de bodem sterk waterverzadigd is, bestaat de mogelijkheid om op de stokken nog voetjes te zetten. Via een vergroot contactoppervlak met de bodem zinken de stokjes dan niet meer in de grond. Er wordt steeds gepoogd om te meten bij laagwater, zodat er visueel gecontroleerd kan worden of de stokjes correct werden neergezet. Soms gebeurt het echter dat de site slecht ontwaterd en dus langdurig onder water staat. Dan wordt er met de hand gecontroleerd. Tevens belangrijk bij het plaatsen van de stokken is dat, indien er vegetatie aanwezig is, deze opzij wordt geschoven zodanig dat de stokken weldegelijk op de grond rusten en niet op een stengellid of bovengrondse worteldelen. Ook dit wordt vervolgens met de hand gecontroleerd. Bij vriesweer worden de metingen uitgesteld, vermits de grond dan uitzetting vertoont. Wanneer alles op de juiste plek staat, wordt het gedeelte van de stokken dat boven de meetapparatuur uitsteekt, van binnen naar buiten toe, met een liniaal tot op de millimeter afgelezen. Daar de lengte van de volledige stok gekend is, kan nadien ook terug gerekend worden op welke hoogte het bodemoppervlak zich bevond. Dit proces wordt nog eens overgedaan voor drie andere, van tevoren vastgelegde richtingen. Zodoende worden voor eenzelfde locatie tweemaandelijks $4 \times 9 = 36$ hoogtemetingen vergaard, wat een gedegen, statistisch onderbouwd inzicht in de relatieve wijziging van het bodemoppervlak oplevert.

In alle Gecontroleerde Gereduceerde Getijdegebieden zijn SET-opstellingen geplaatst. Deze verschaffen ons, samen met de Marker Horizons, cruciale inzichten in de heersende sedimentatieprocessen. Daar SET's om de twee maanden worden opgemeten, kan in theorie relatief snel opgetreden worden indien te hoge sedimentatiesnelheden worden opgemerkt. Dit is immers cruciaal daar het kombergend vermogen van de GGG's niet verloren mag gaan. Ook voor fauna en flora zijn voldoende lage sedimentatiesnelheden van belang.



Figuur 2.2 (links): SET-metingen in het Bazels GGG. Via de banken wordt vermeden dat de op te meten plots betreden worden. Indien er vegetatie aanwezig is op de locatie, wordt er steeds met de hand gecontroleerd of de stokken wel degelijk op het grondoppervlak rusten.

Figuur 2.3 (rechts): Markerpaal te Burchtse Weel

2.2.3 Langetermijnmetingen: Markerpalen

Een andere, minder nauwkeurige methode om relatieve veranderingen in het grondoppervlak te volgen, maakt gebruik van markerpalen. Markerpalen zijn kunststof palen met meetlint waarmee vanop de dijk, met behulp van een kijker, de aanslibbing kan opgevolgd worden. De kunststofpalen worden diep in de grond verankert, waardoor ze niet meer kunnen verplaatsen onder invloed van het schuivend sediment. Deze techniek is vooral handig indien er in het gebied sterke sedimentatie speelt. Markerpalen worden om die reden enkel gebruikt in Burchtse Weel. Figuur 2.3 toont een voorbeeld van een actieve meetpaal in Burchtse Weel. Hierop is te zien dat het meetlint opgedeeld is in verschillende eenheden. Zo onderscheidt men rode en zwarte blokken welke elks een hoogte van 4.96 cm hebben. Binnen deze eenheden kan verder nog gedifferentieerd worden tussen gekleurde (resp. rode of zwarte) en witte blokjes. Elk blokje is 0.99cm hoog. Vanaf de dijk kan men vervolgens aflezen hoeveel cm de markerpaal nog boven het slijk uitsteekt. Daar, zoals te zien is op Figuur 2.3, het voorvalt dat het onderste gedeelte van de meetpaal niet afleesbaar is door plakkend sediment, wordt ook steeds een foto genomen. Nadien kan dan aan de hand van het aantal pixels per eenheid een precieze hoogte-inschatting gemaakt worden van dit niet-afleesbare deel van de markerpaal.

2.2.4 Langetermijnmetingen: Marker Horizons

Marker Horizons (MH) vormen een welkome aanvulling op SET-metingen. Via deze methode worden enkel oppervlakteprocessen, zoals sedimentatie, erosie en compactie van het nieuw afgezet sediment, gemeten, daar waar in de uitkomst van SET-metingen ook nog eens sub-oppervlakte processen zoals wortelgroei, decompositie, poriewaterflux en compactie van de onderliggende lagen vervat zit. MH- en SET-waarden komen dus niet altijd overeen. Indien de SET-waarde een grotere oppervlakteophoging suggereert, spelen sub-oppervlakte processen een substantiële rol. Marker Horizons kennen echter een iets lagere precisie vergeleken met SET-metingen en worden hierdoor slechts eenmaal per jaar in dezelfde periode opgemeten. Seizoenale verschillen en veranderingen worden via MH-metingen dus gemist.

Binnen het OMES-project wordt gebruik gemaakt van twee verschillende 'types' van Marker Horizons. Enerzijds wordt er gebruikt gemaakt van een witte kaolienkleilaag die op het oppervlak aangebracht werd, waarna vervolgens met een gutsboor gemeten wordt hoe diep de kaolienkleilaag zich bevindt (Figuur 2.4). Bij het andere type wordt een metalen rooster ingegraven onder de wortellaag, waarna met een meetlat de diepte opgemeten wordt. Voor de kaolienkleilaag worden 9 metingen per sessie uitgevoerd, terwijl 6 metingen per sessie voor het metalen rooster volstaan. Het voordeel van het metalen rooster ten overstaan van de kaolienkleilaag is dat de marker horizon steeds meetbaar blijft. Immers, telkens een kaolienkleilaag opgemeten wordt, wordt een stukje van de kaolienklei verwijderd uit de grond, waardoor de detecteerbaarheid van de kaolienklei steeds slechter wordt. Anderzijds kan een metalen rooster door bijvoorbeeld een boomwortel omhoog geduwd worden, wat tot foutieve vaststellingen kan leiden.

Daarom werd binnen het kader van de systeemmonitoring van Lippenbroek geopteerd om beide typen Marker Horizons naast elkaar te plaatsen. Voor de projectmonitoring wordt hoofdzakelijk gebruik gemaakt van metalen roosters. Enkel in Burchtse Weel en Bergenmeersen werd een kaolienkleilaag gelegd. Deze van Bergenmeersen werden echter snel vervangen door metalen roosters.



Figuur 2.4: Opmeting van een Marker Horizon met behulp van een witte kaolienkleilaag.

2.2.5 Raai metingen

SET's, Marker Horizons en Markerpalen geven interessante inzichten in oppervlakteveranderingen op van tevoren vastgelegde en random stratified gekozen punten en ontrafelen stukje bij beetje de sedimentdynamiek die speelt op deze locaties. Om echter ook inzichten te verkrijgen hoe andere, niet bemonsterde delen van de verschillende gebieden, evolueren, werd besloten om enkele raaien aan te leggen. Binnen de projectmonitoring worden momenteel raaien gelopen in Bergenmeersen, het Bazels GGG, het Zennegat en het Kruibeeks GGG. Bij deze raaien wordt begonnen vanaf een vast beginpunt en in een rechte lijn naar het eindpunt gelopen. Om de paar meter wordt vervolgens met een RTK-GPS de hoogte van het grondoppervlak tot ongeveer op de centimeter nauwkeurig ingemeten. Indien er sterke veranderingen in grondoppervlaktehoogte zijn, zoals bijvoorbeeld een kreek die het gebied doorsnijdt, worden de meetpunten dichter bij elkaar geplaatst, tot zelfs een minimale afstand van 5 cm op de steilste stukken.

Vermits niet alle meetpunten perfect op de lijn van het transect liggen, dienen nadien nog enkele bewerkingen te gebeuren om hiervoor te corrigeren. Vervolgens is het mogelijk om een dwarsdoorsnede van het gebied te genereren.

2.2.6 Kreeken en Kreektransecten

Slikken en schorren in getijdegebieden zijn erg dynamische milieus. Zo zorgt het instromende en terug aftrekkende water voor de vorming van kreeken en geulen in de GGG's. Een goede vorming van een goed drainerend kreekstelsel is belangrijk voor de bewatering en ontwatering van de slikken en schorren en de daaraan gekoppelde fauna en flora. Binnen de monitoring wordt er dus ook sterk ingezet op de monitoring van kreekevoluties en –morfologie. Een kreek wordt gedefinieerd als een insnijding in het slik of schor waarbij er een minimaal hoogteverschil is met de omgeving (tot maximaal 2 m afstand) van minstens 10 cm. Bovendien moet de kreek minstens een lengte van 2 m hebben. Indien de kreek aan deze voorwaarden voldoet wordt ze jaarlijks opgemeten met een RTK-GPS (Bergenmeersen en Zennegat - Figuur 2.5) of met een Total Station (Lippenbroek). Hierbij wordt de hoogte van de thalweg elke paar meter bepaald, tenzij de kreek sterk kronkelt. Dan worden kleinere afstanden tussen de punten genomen. De thalweg wordt gedefinieerd als de lijn die de laagst gelegen punten van de kreek verbindt.

Daar de Bazelse Polder doorsneden wordt door talloze grachten en het erg tijdsintensief zou zijn om voor al deze grachten de thalweg te bepalen werd hier gekozen om te werken met raaien enerzijds en kreektransecten anderzijds. Deze kreektransecten kennen, net als raaien, een vastgelegd begin- en eindpunt. Beide punten bevinden zich op de respectievelijke oevers en zijn zo geplaatst dat het transect loodrecht op de kreek staat. Daartussen wordt elke 20 cm de hoogte van het grondoppervlak opgemeten met een RTK-GPS (Bazelse Polder) of Total Station (Lippenbroek). Indien er grote verticale verschillen zijn tussen de opeenvolgende punten (zoals bijvoorbeeld aan een kreekrand), worden de punten dicht op elkaar genomen, tot maximaal 5 cm afstand van elkaar. Net zoals bij raaien liggen niet alle punten perfect op de denkbeeldige lijn die begin- en eindpunt verbindt en zijn er kleine bewerkingen nodig om hiervoor te corrigeren. De resultante is vervolgens een loodrechte dwarsdoorsnede doorheen de kreek die tevens geplot kan worden in een Excel grafiek.

Voor de berekening voor de dwarsdoorsnede dienen o.a. kreekbreedte en kreekdiepte geweten te zijn. Aan de hand van de gelopen transecten is het mogelijk om kreekbreedte te berekenen. De exacte locatie van de kreekrand werd vastgelegd op het punt waarbij de toename in ophoging minder dan 10 graden bedraagt ten overstaan van het daaropvolgende meetpunt. De afstand tussen beide punten aan weerszijden van de kreek wordt vervolgens gedefinieerd als de kreekbreedte. Gebruik makende van deze randpunten kan tevens de kreekdiepte berekend worden. Hierbij wordt de gemiddelde hoogte van beide randpunten verminderd met de hoogte van het diepste punt in de kreek, de zogenaamde thalweg. De resultante hiervan is de kreekdiepte.

In Burchtse Weel tenslotte wordt noch de evolutie van het kreekstelsel noch de morfologie van kreeken via kreektransecten opgevolgd. Door de zeer sterke aanslibbing is de toegankelijkheid van het gebied te slecht, zodat veldmetingen er niet op een veilige, verantwoorde manier uitgevoerd kunnen worden.

2.2.7 Opmeting van het schor platform

In het kader van de systeemmonitoring wordt in het Lippenbroek elke drie jaar de hoogte van het platform bepaald. Onder de hoogte van het platform verstaan we de hoogte van het oppervlak aan slikken en schorren in het gebied. De opmeting gebeurt met een Total Station. Er wordt gebruik gemaakt van een grid van 10 x 10 m, m.a.w. er wordt in tweedimensionale richting om de 10 m een grondoppervlaktehoogte opgemeten. Vervolgens kan, gebruik makend van een Natural Neighbor interpolation-tool van ArcMap, een hoogtekaart van het Lippenbroek gemaakt worden.



Figuur 2.5: Opmeten van de thalweg met een RTK-GPS te Bergenmeersen

2.3 TIJMETERS

Getij is de sturende factor in een GGG. Een goede springtij-doodtij variatie is essentieel voor een rijk en divers intertidaal ecosysteem. Daarom is een opvolging van getij essentieel, en werden in alle GGG's permanente meetpunten opgezet, die elke 5 of 10 minuten de waterstand registreren.

De registratie van de waterstand wordt uitgevoerd met een automatische logger (gebruikte merken: "Diver", "Troll" of "Keller"). Elke logger is ca 0.50 m onder het maaiveld opgehangen in een geperforeerde PVCbuis, voorzien van een filterkous om dichtslibbing van de buis te voorkomen. De logger registreert de waterstanden aan de hand van verschillen in waterdruk. Met behulp van een barometer-logger, die continu de luchtdruk meet, worden drukschommelingen ten gevolge van veranderingen in atmosferische druk gecorrigeerd. De positie van elke peilbuis werd nauwkeurig ingemeten (1 cm nauwkeurigheid). Data worden periodiek (bv driemaandelijks) uitgelezen en aan de hand van frequente ijkmetingen omgezet naar waterstanden in m TAW. Data worden gescreend op outlyers en gecontroleerd op drift. Hiervoor worden tijdstippen in de datareeks geselecteerd waarop de verschillende tijposten binnen 1 gebied een zelfde waterstand moeten hebben (hoogwater bij een hoog springtij). Voor afwijkende posten wordt een correctie toegepast.

Op basis van de opgemeten tijdreeksen met waterstanden, worden verschillende tijkarakteristieken afgeleid. We definiëren ze hieronder:

- Overstromingsfrequentie (OF): het aantal hoogwaters dat een bepaalde locatie wordt overspoeld tijdens een bepaalde periode, uitgedrukt als percentage van het totaal aantal hoogwaters in die periode. In deze rapportage worden OF bepaald over een springtij-doodtij cyclus en op jaarbasis.
- Gemiddelde overstromingshoogte: gemiddelde van de hoogte (in centimeter) boven het maaiveld van het water bij hoogwater, indien overspoeld.
- Gemiddelde overstromingsduur: gemiddelde van de duur dat water boven het maaiveld staat bij een overspoeling.
- Maximale overstromingsduur: maximale duur dat water boven het maaiveld staat bij een overspoeling.
- Gemiddelde droogtijd: gemiddelde van de duur dat er geen water boven het maaiveld staat.
- Maximale droogtijd: maximum van de duur dat er geen water boven het maaiveld staat.

2.4 BIOTISCHE PARAMETERS: VEGETATIE

De vegetatie en vegetatieontwikkeling binnen de GGG's wordt opgevolgd via twee methoden. Enerzijds wordt er gebruik gemaakt van Permanente Kwadranten (PQ's) en anderzijds wordt er jaarlijks een gebiedsdekkende vegetatiekaart gemaakt.

2.4.1 Permanente Kwadranten

In alle gebieden werden op verscheidene locaties Permanente Kwadranten (PQ's) aangelegd, verdeeld over de verschillende beschikbare hoogteliggingen. Deze PQ's omvatten 7 plots met een oppervlakte van 2 bij 2 meter. Binnen elk van deze plots wordt vervolgens in voorjaar en najaar een vegetatieopname gemaakt, gebruik makende van de LONDO-schaal (zie bijlage). Verder wordt ook een inschatting van de Projected Leaf Area (PLA) gemaakt. De PLA is een maat voor de oppervlakte die bladeren van een bepaalde soort innemen. Binnen dit onderzoek wordt de oppervlakte vastgelegd op 4m² of het oppervlak van de 2x2m plot. Percentages van individuele soorten voor PLA kunnen boven de 100% uitkomen. Dit kan voorkomen doordat ze een hoge dominantie bereiken in de plot enerzijds, of door de aanwezigheid van veel en/of grote bladeren. Soorten waarbij de PLA op 30% of meer wordt ingeschat, worden als dominant aanzien en opgeschreven. Tot slot wordt voor elk van deze plots de gemiddelde vegetatiehoogte ingeschat. Naast de bedekking van de plots door planten werd ook, indien relevant, variabelen als strooisel, algenbedekking (voornamelijk Nopjeswier *Vaucheria sp*) en kale bodem genoteerd.

2.4.2 Gebiedsdekkende vegetatiekartering

Tussen juli en september werd voor elk gebied een vegetatiekartering uitgevoerd. Hierbij werd de aanwezige vegetatie opgedeeld in homogene blokken. Binnen deze blokken ('polygoon') worden vervolgens alle aanwezige soorten genoteerd en worden de dominanties van alle soorten die 10% of meer van het oppervlak innemen ingeschat volgens de LONDO-schaal. Voor Lippenbroek wordt voor elke polygoon bovendien ook nog een inschatting van de dominanties gemaakt met behulp van de Projected Leaf Area methode (zie 2.4.1 voor uitleg omtrent deze methode). De vastgestelde polygoon worden nadien in ArcMap, met behulp van de meest recente orthofotomozaïek (middenschalig), gedigitaliseerd.

Naast dominanties wordt voor Lippenbroek ook een soortenlijst per polygoon bijgehouden. Verder wordt ook steeds per polygoon de gemiddelde vegetatiehoogte ingeschat.

2.5 BIOTISCHE PARAMETERS: BENTHOS

2.5.1 Inleiding

Macrobenthos vormt een cruciaal onderdeel van het estuariene milieu. De beschikbaarheid van benthische ongewervelden is niet alleen van belang voor vogels en vissen, maar macrobenthos speelt ook een belangrijke rol in de nutriëntencyclus en bij tal van bodemprocessen (Herman et al., 1999; Widdows et al., 2000). Het opvolgen van benthos in de recent aangelegde overstromingsgebieden met gereduceerd getij maakt het mogelijk om na te gaan hoe de benthosgemeenschappen evolueren in de tijd. Het laat ook toe om in te schatten in welke mate de overstromingsgebieden met gereduceerd getij het verlies aan habitat elders langs de Schelde kunnen compenseren.

2.5.2 Methodiek

Om de benthosamenstelling en -densiteit te bepalen, werden bodemstalen genomen met een steekbuis (diameter 46 mm), tot op 15 cm diepte. Elk benthosstaal is samengesteld uit 1 tot 6 deelstalen (replica's) die op elke staalnamelocatie verzameld werden binnen een straal van ongeveer 3 m rond een centraal punt. In afwachting van verdere verwerking werden de stalen bewaard in

recipiënten met een 5% formaldehyde-oplossing. Het benthos werd gescheiden van het sediment en organisch materiaal door de bodemstalen te zeven op een zeef met een maaswijdte van 0,5 mm. Vervolgens werd het benthos gesorteerd, gedetermineerd en werden de aantallen per taxon bepaald.

Wat de determinatie van Oligochaeta betreft, werd de methode en indeling van Beauchard et al. (2013) gevolgd. Dit houdt in dat de Oligochaeta tot op familie werden gedetermineerd, behalve de Naididae. Voor de Naididae verschilt het determinatieniveau, afhankelijk van de subfamilie. Subfamilies Naidinae en Pristininae worden tot op soort gebracht, terwijl alle andere subfamilies ingedeeld worden in Tubificidae met haren of Tubificidae zonder haren. Hierbij moet opgemerkt worden dat de subfamilies die vroeger deel uitmaakten van de familie Tubificidae volgens de nieuwste taxonomische inzichten eigenlijk ook onder de Naididae geklasseerd moeten worden (van Haaren & Soors, 2013). Dit zou echter informatieverlies opleveren en het zou ook de vergelijkbaarheid met eerdere publicaties bemoeilijken. Daarom verkiezen we om de oude indeling hier te behouden (tot er eventueel een andere afspraak wordt gemaakt op Vlaams niveau met betrekking tot deze determinatie).

2.6 BODEMFYSICA EN –CHEMIE

2.6.1 Inleiding

Het biogeochemisch functioneren van een GGG wordt verondersteld verschillende estuariene functies te ondersteunen en te verbeteren, zoals sedimentcaptatie of nutriëntverwijdering en -cyclering. De temporele dynamiek van de sedimentparameters is onderzocht om de belangrijkste processen geïnduceerd door het getij op GGG-sediment te identificeren. Vanaf 2006 zijn verschillende fysico-chemische parameters van de bodem intensief gemonitord in zowel het Lippenbroek als op 3 referentiesites (slik, riet en wilg, resp.: laag, midden en hooggelegen sites) op een aangrenzend schor langs de Schelde. Ook in de projectgebieden worden een aantal bodemkarakteristieken, zij het minder intens, opgevolgd.

2.6.2 Bulk densiteit en volumetrisch vochtgehalte

Bulk densiteit en volumetrisch vochtgehalte wordt opgevolgd op de vaste meetlocaties in de GGG's. Stalen worden genomen op PQ's 1 t.e.m. 6 (Figuur 2.1) nabij een SET opstelling met behulp van kleine Kopecky-ringen. De gebruikte Kopecky-ringen zijn roestvrij stalen cilinders met een hoogte van 5,2 cm, een diameter van 4,6 cm en een volume van 100 cm³. Op elke staalnamelocatie werden drie tot zes bodemstalen genomen met de Kopecky-ringen, binnen een straal van ongeveer 3 m rond een centraal punt. De Kopecky-ringen werden hierbij voorzichtig in het sediment gedrukt, zodat een onverstoord staal van de toplaag werd verkregen, en daarna met behulp van een truweel uit de grond gelicht. Overtollig sediment en organisch materiaal dat voorbij de boven- of onderrand van de Kopecky-ring uitkomt, werd verwijderd met een mes. De inhoud van de Kopecky-ringen werd vervolgens opgevangen in waterdicht afgesloten plastic recipiënten en bewaard bij 4°C, in afwachting van verdere verwerking in het lab. In het lab werd eerst het natgewicht van het sediment bepaald met een nauwkeurige balans. Vervolgens werden de stalen gedurende enkele dagen tot weken in een droogstoof bij 70°C gestockeerd tot alle water uit de stalen verdwenen is. Vervolgens worden ze nog enkele uren gedroogd bij een temperatuur van 105°C, om daarna het drooggewicht te bepalen.

De bulkdensiteit (uitgedrukt in g/cm³) werd berekend door het drooggewicht van het sediment te delen door het volume van de Kopecky-ring.

Het volumetrisch vochtgehalte (uitgedrukt in g/cm^3) werd bekomen door het drooggewicht van het sediment af te trekken van het natgewicht en vervolgens te delen door het volume van de Kopeckyring.

2.6.3 Bodemchemie

Te Lippenbroek wordt tevens de bodemchemie gedegen opgevolgd. In het GGG worden momenteel op 13 sites stalen tot 15 cm diepte genomen met een bodemboor (\varnothing 1 cm). Tussen april 2006 en april 2009 werden er vier staalnamecampagnes georganiseerd per jaar (één per seizoen) op de tien oorspronkelijke SET-locaties in het Lippenbroek, en de drie referentielocaties op en langs het schor 'De Plaat'. In 2010 werden geen stalen genomen, en sinds april 2011 worden er nog twee staalnamecampagnes per jaar georganiseerd: een voorjaarscampagne in mei en een najaarscampagne in oktober. Sinds 2012 worden ook de 2 nieuwe SET locaties opgevolgd.

De bodemstalen, genomen met een guts, worden onderverdeeld in drie strata: 0-5, 5-10 en 10-15 cm diep en apart verzameld. Voor elke site worden binnen PQ's 1 t.e.m. 6 (Figuur 2.1) dergelijke stalen genomen tot de drie potjes met verschillende strata gevuld zijn. Verder worden eenzelfde stalen genomen op de drie verschillende referentiesites (Ref Flat – Ref Reed en Ref Willow). Verder wordt op alle sites de bodemweerstand gemeten met een Penetrometer. Hierbij wordt de punt van het apparaat met gelijke druk loodrecht op de bodem de bodem in geduwd tot een diepte van 15 cm. De weerstand die dit geeft kan vervolgens afgelezen worden op het apparaat.

De volgende bewerkingen worden uitgevoerd op elk van de drie verschillende strata in het laboratorium. Bodemsamples werden bewaard op 4°C en binnen 24 uur verwerkt. N en P werden geëxtraheerd uit een subsample met 1 M KCl voor N en ammoniumacetaat-EDTA voor P. Na centrifugering werden N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^{2-} en P-PO_4^{3-} concentraties colorimetrisch bepaald met een 'segmented flow analyzer'. Bodem pH ($\text{pH-H}_2\text{O}$ en pH-KCl) werd gemeten in het supernatans van de bodemextractie met gedestilleerd water (Houba et al., 1989). Daarna werd delta-pH berekend uit pH-KCl minus $\text{pH-H}_2\text{O}$. Totaal stikstof en totaal fosfor concentraties werden colorimetrisch bepaald na destructie met zuur, en particulier stikstof en fosfor werden afgeleid door het verminderen met de totale concentratie van ionenconcentraties. Amorf silicium concentratie (ASi) werd gekwantificeerd met een thermo-inductief ICP na een sequentiële alkaline extractie voor 3, 4 en 5 uur in 1M Na_2CO_3 op 80°C . De hoeveelheid water in het sediment werd bepaald door het sedimentgewicht na drogen voor 5 dagen op 70°C te meten. Organische stofconcentratie werd geschat na verassing. Hiervoor werd het gewichtsverschil tussen ovengedroogd sediment (105°C) en verast sediment (550°C) bepaald. Daarna werd het overgebleven gedroogd sediment gebruikt voor het kwantificeren van granulometrische aspecten m.b.v. een laser diffractie deeltjesgrootte analyzer (Malvern): gemiddelde korrelgrootte en klei/slib/zand percentages (resp. als, 4, 4-63, .63 μm fracties).

2.7 BIJLAGE: LONDOSCHAAL VOOR VEGETATIEKARTERING

Londo	Aantal individuen	Bedekking
r1	sporadisch 1-3 (rarum)	< 1 %
p1	weinig talrijk 4-20 (paulum)	< 1 %
a1	talrijk 21-100 (amplum)	< 1 %
m1	zeer talrijk >100 (multum)	< 1 %
r2	sporadisch 1-3 (rarum)	1-3 %
p2	weinig talrijk 4-20 (paulum)	1-3 %
a2	talrijk 21-100 (amplum)	1-3 %
m2	zeer talrijk >100 (multum)	1-3 %
r4	sporadisch 1-3 (rarum)	3-5 %
p4	weinig talrijk 4-20 (paulum)	3-5 %
a4	talrijk 21-100 (amplum)	3-5 %
m4	zeer talrijk >100 (multum)	3-5 %
1	willekeurig	5-15 %
1-	willekeurig	5-10 %
1+	willekeurig	10-15 %
2	willekeurig	15-25 %
3	willekeurig	25-35 %
4	willekeurig	35-45 %
5	willekeurig	45-55 %
5-	willekeurig	45-50 %
5+	willekeurig	50-55 %
6	willekeurig	55-65 %
7	willekeurig	65-75 %
8	willekeurig	75-85 %
9	willekeurig	85-95 %

3 LIPPENBROEK

3.1 INLEIDING

Sinds maart 2006 wordt, binnen het kader van de onderzoeksmonitoring van het OMES project, het GOG-GGG principe in het pilootproject Lippenbroek uitvoerig opgevolgd. De monitoring heeft tot doel de ontwikkeling van duurzame ecologische structuren en functies binnen het GOG-GGG op te volgen en te kijken of deze structuren en functies kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig zijn aan deze van de buitendijks gelegen slikken en schorren. Bij dit project wordt de Universiteit Antwerpen ondersteund door de partners uit de verschillende deelopdrachten van OMES, het Waterbouwkundig Laboratorium (sediment- en debietsmetingen) en INBO (vismonitoring).

Het Lippenbroek onderzoek loopt nu bijna 15 jaar. Verschillende onderzoeksresultaten zijn ter publicatie voorgelegd in internationale vakliteratuur, of zijn intussen gepubliceerd. In dit hoofdstuk worden de verschillende resultaten van de voorbije jaren geïntegreerd en samengevat.

3.2 MONITORINGSOPZET LIPPENBROEK

Hydrologie is de determinerende factor die de fysische, biologische en chemische processen die zich afspelen in intergetijdengebieden stuurt (Zedler et al., 2000). De opvolging van de hydrodynamiek in het Lippenbroek is dan ook cruciaal om de werking van een GGG-GOG volledig te kunnen begrijpen. Het hydrologisch regime in een GOG-GGG verschilt lichtjes van het hydrologische regime van de buitendijkse referentiesituaties. Dergelijke kleine verschillen kunnen echter een merkelijke impact hebben op de morfologie en het ecosysteemfunctioneren van het onderzoeksgebied. In het Lippenbroek wordt een tijregime met duidelijke springtij-doodtij variaties waargenomen, zij het wel met een gewijzigde overstromingsduur en -hoogte. Door middel van intensieve monitoring kunnen we nagaan wat de invloed hiervan is op het totale ecologisch functioneren van het GOG-GGG. Extra aandacht wordt hierbij besteed aan de opvolging van o.a. vegetatie, plankton, benthos, vissen, vogels en water- en bodemkwaliteit. Dit heeft geleid tot een ambitieuze spatio-temporele monitoringsopzet (Tabel 3.1)

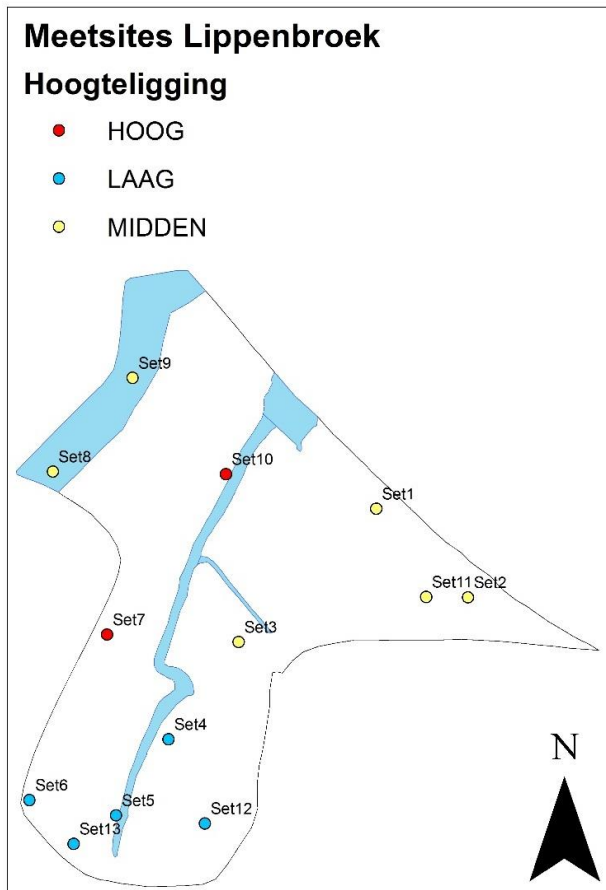
De opvolging van de heersende sedimentatieprocessen vereist bijzondere aandacht. Intensieve opvolging van de sedimentatieprocessen zijn niet enkel vanuit een ecologische benadering relevant, het is ook voor het veiligheidsaspect cruciaal. De komberging van het GOG-GGG mag immers niet verloren gaan. Daar sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhangt van de hoogteligging van de bodem, maar vooral gekoppeld is aan de hoeveelheid water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden de wetmatigheden die spelen in de buitendijkse referentiesites niet meer. Het negatieve feedbackmechanisme waarbij hoge schorren, in verhouding tot lager gelegen delen, minder frequent overspoelen en bijgevolg minder sterk ophogen, gaat niet volledig op voor GGG's.

Tabel 3.1 Overzicht van de ruimtelijke-temporele opzet van het monitoringsprogramma voor het GOG-GGG Lippenbroek

Monitoring op sites	# sites	frequentie
Ophoging d.m.v. SET's	13 + 3 ref	6x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. Marker Horizons (MH's)	25 + 3 ref	1x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. sedimentvallen	50	4x/ jaar
Korrelgrootte	13 + 3 ref	2x/ jaar
Nutriënten	13	1x/ jaar
Vegetatie	40-60 kwadranten	1x/ jaar
Waterdynamiek (divers)	13	Continu
Benthos	4 + 3 ref	2x/jaar
Monitoring bij sluizen		
Debiten in & uit waterbalans		Continu
Waterdynamiek		Continu
lichtklimaat		4x/ jaar
Zwevende stof		Continu
Waterkwaliteit (temp., conduct., turbiditeit, pH, O ₂)		
Fyto- en zoöplankton, primaire productie		
Waterkwaliteit (nutriënten, pigmenten, BOD)		4x/ jaar
Monitoring gebiedsdekkend		
Kreekmorfologie		1x/ jaar
Vegetatiekartering		1x/ jaar
Vegetatie-biomassa	25 dominante soorten	1x/ jaar
Vegetatie- nutriënten	5 indiv./soort	1x/ jaar
Vis (INBO)		sporadisch

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te kunnen linken, zijn staalname en monitoring van diverse parameters op dezelfde locatie een vereiste. Vermits de verschillende monitoringstechnieken op het terrein niet met elkaar mogen interfereren (zoals bv bodemstalen nemen in een zone waar sedimentatie wordt opgevolgd), is elke site opgedeeld in verschillende zones in welke uitsluitend een welbepaalde monitoring mag uitgevoerd worden.

Op verschillende van deze sites wordt de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend is er een permanente opvolging van het waterpeil in de gracht en de woelkom ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug. Voor specifieke monitoring van bepaalde parameters, zoals sedimentatie, is het meetnet bovendien nog met drie bijkomende punten uitgebreid (Figuur 3.1)

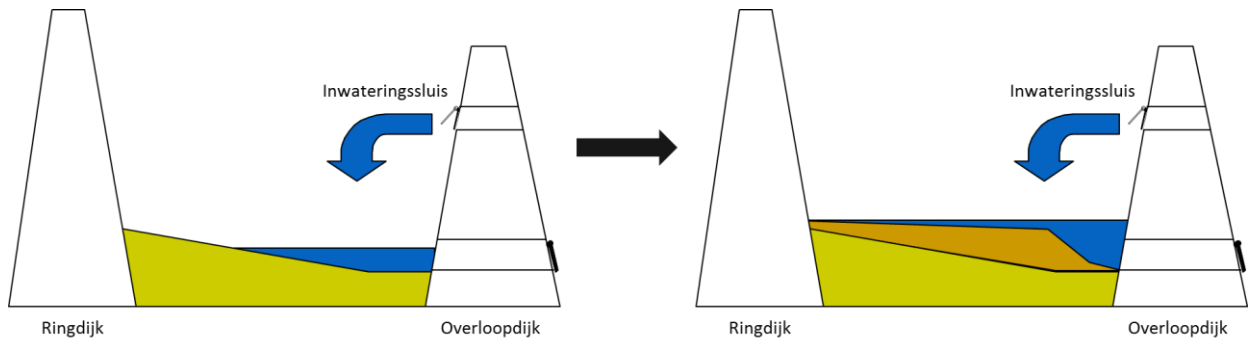


Figuur 3.1 Lippenbroek met aanduiding van de vaste meetlocaties (1 t/m 13) en de indeling in hoogte (hoog, laag, midden)

3.3 GETIJ

Het getij werd te Lippenbroek eind maart 2006 geïntroduceerd. Sindsdien heeft het getij quasi ongestoord het gebied kunnen vorm geven, door het spel van sedimentatie en erosie. De topografie is hierdoor in de voorbije 13 jaar al sterk gewijzigd (zie 3.4), met gevolgen voor het getij in Lippenbroek. Echter, de evolutie die we in Lippenbroek waarnemen, verschilt van deze in natuurlijke schorren. Natuurlijke schorren zijn doorweven met geulen waarlangs het water binnenstroomt bij vloed en opnieuw wegstroomt bij eb. Die geulen laten een uitgesproken reliëf ontstaan. Wanneer het water, dat ook sediment bevat, bij vloed buiten de geulen stroomt, worden net naast de geul eerst de zwaarste sedimenten afgezet: het zand. Zo ontstaan zandige oeverwallen. De lichtere sedimenten, het slib, worden pas verder afgezet in de lager gelegen en nattere kommen. We zien dus niet alleen variaties in overstromingsfrequentie, maar ook in bodemsamenstelling ontstaan. Hetzelfde fenomeen nemen we waar in de GGG's: in Lippenbroek zien we ook geulen ontstaan, met oeverwallen en komgronden. Maar in natuurlijke schorren treedt er vervolgens bij sedimentatie een negatief feedback mechanisme in werking. Door de sedimentatie zal een natuurlijk schor hoger komen te liggen in het tijvenster, en bijgevolg ook minder frequent overstroomd. Hierdoor neemt de sedimentatiesnelheid af. Als gevolg van dit feedbackmechanisme (negatieve feedback) groeien schorren naar een hoogteligging rond hoogwater bij springtij. In een GGG als Lippenbroek daarentegen ontbreekt dit feedbackmechanisme. De hoeveelheid water die het GGG binnenstroomt, wordt niet bepaald door de hoogteligging van het gebied, wel door de drempelhoogte van de sluisen. Als het gebied dus ophoogt, zal dit de toevoer van water, en dus sediment, niet beïnvloeden. Het GGG blijft dus ophogen zolang er geen aanpassing van de sluisinstelling wordt gedaan.

Dit betekent echter niet dat overstromingsfrequenties in het GGG overal hetzelfde blijven. De laagste delen in een GGG, kennen net zoals de laagste delen in een schor, een hogere overstromingsfrequentie en zullen bijgevolg sneller ophogen dan de hogere. Dit leidt tot een afvlakking van het reliëf. Bij vloed zal, bij ongewijzigde sluisinstelling, eenzelfde volume water blijven binnenstromen. Dit water zal zich nu verdelen over een afgevlakt oppervlak, waardoor de overstromingsfrequentie op de lagere delen zal afnemen en de hogere delen toenemen.

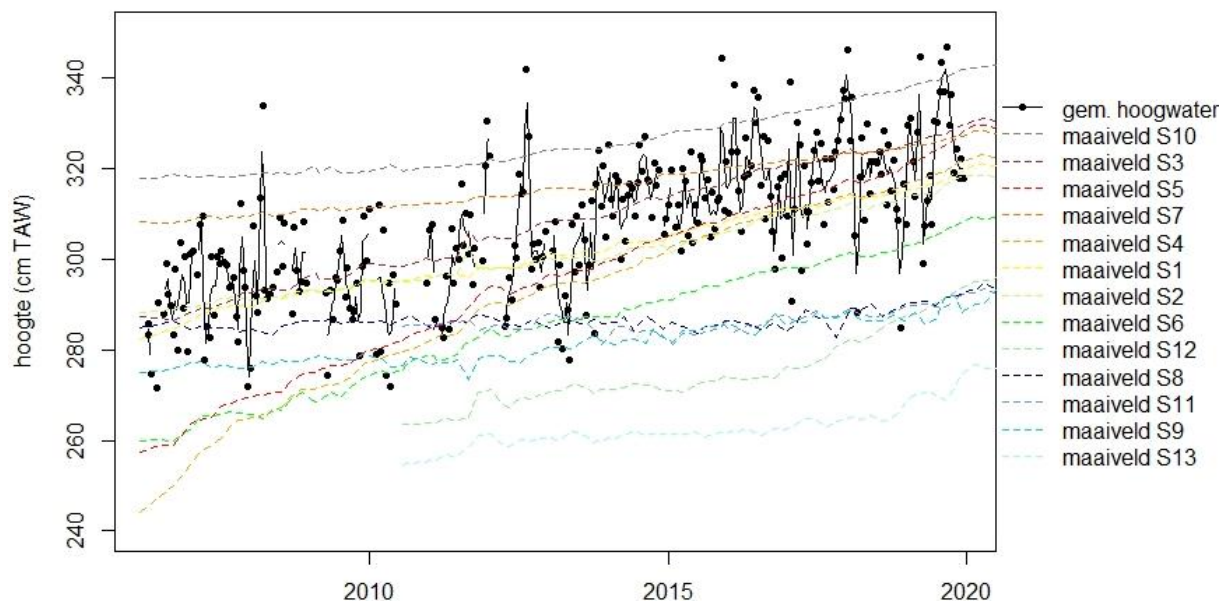


Figuur 3.2 GGG met reliëf bij aanvang (links). Na jaren sedimentatie vakt het reliëf af en wordt een grotere oppervlakte overspoeld bij eenzelfde hoeveelheid instromend water.

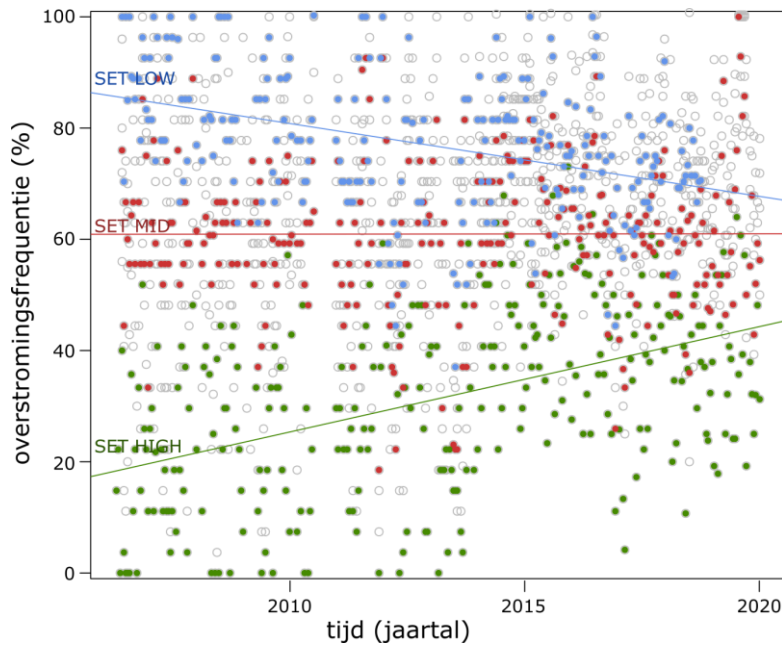
Figuur 3.3 illustreert deze evolutie mooi voor Lippenbroek. De streeplijnen tonen hoe het maaiveld toenam, de zwarte lijn hoe het gemiddeld hoogwater volgt. Bij de start van het GGG liggen de laagste sites ver onder het gemiddeld hoogwater. Zij overspoelen dus zeer frequent en met hoge waterhoogten, wat tot hoge initiële opslibbing leidt. De hoogste sites liggen boven gemiddeld hoogwater, overspoelen dus veel minder en hogen slechts beperkt op.

Door de opslibbing van de laagste delen, daalt hier de overstromingsfrequentie (Figuur 3.4) maar stijgt echter het hoogwaterpeil. De hogere sites in Lippenbroek overspoelen hierdoor nu ook frequenter, waardoor hier de opslibbing langzaam toeneemt, op de laagste sites neemt ze beperkt af.

Gemiddelde hoogwater Lippenbroek

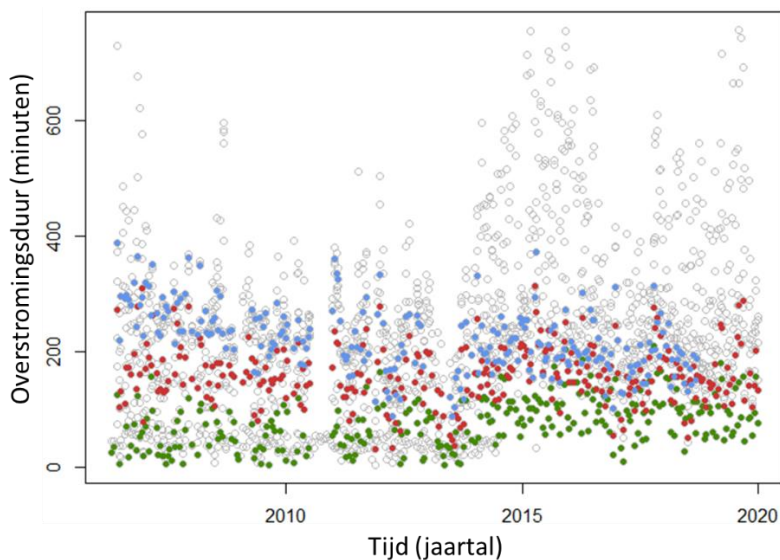


Figuur 3.3 Gemiddeld hoogwater in Lippenbroek. Zwarte punten geven het gemiddeld hoogwater over een springtij-doodtij cyclus weer, de zwarte lijn een glijdend gemiddelde over 2 cycli. De streeplijnen geven de hoogteligging van de diverse sites weer.

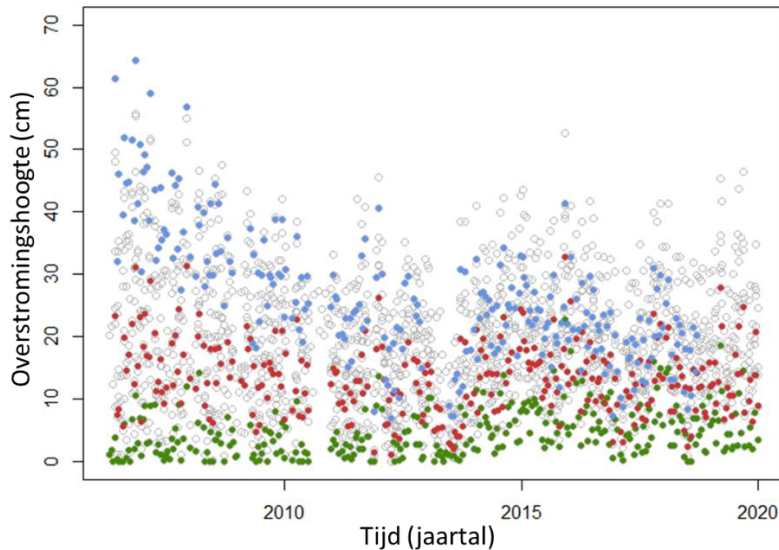


Figuur 3.4 Evolutie van de overstromingsfrequentie op alle SET locaties in Lippenbroek, met in blauw de laag gelegen SET 4, in rood de middelhoog gelegen SET 3 en in groen de hoog gelegen SET 10, telkens met trendlijn.

Ook de overstromingsduur en -hoogte is niet constant gebleven de voorbije 15 jaar. Lage sites kenden bij aanvang van de GGG werking in 2006 een duidelijk langere overstromingsduur en hogere overstromingshoogte (Figuur 3.5, Figuur 3.6). Naarmate de lage sites ophoogden, namen overstromingsduur en -hoogte af. Bij de hoogste sites zien we, zij het minder duidelijk, een omgekeerde evolutie. Door de toename van de waterstanden, die sterker is dan de toename van het maaiveld op de hoogste sites, neemt hier de overstromingshoogte toe, zij het beperkt. De overstromingsduur neemt beperkt af.



Figuur 3.5 Evolutie van de overstromingsduur op alle SET locaties in Lippenbroek, met in blauw de laag gelegen SET 4, in rood de middelhoog gelegen SET 3 en in groen de hoog gelegen SET 10.



Figuur 3.6 Evolutie van de overstromingshoogte op alle SET locaties in Lippenbroek, met in blauw de laag gelegen SET 4, in rood de middelhoog gelegen SET 3 en in groen de hoog gelegen SET 10.

Samengevat zien we gemiddeld hoogwater in Lippenbroek significant toenemen met 2,69 cm/jaar, parallel aan de toename van het maaiveld (zie 3.4). De stijging van de hoogwaters is het sterkst bij springtij (3,09 cm/jaar) en het minst uitgesproken bij doortij (1,70 cm/jaar). Wellicht zorgt de verdieping en de ontwikkeling van het krekennetwerk ervoor dat bij doortij het water minder snel stijgt. Een goed ontwikkeld krekennetwerk kan immers een beperkt volume water bergen. Dit krekennetwerk zorgt ook voor een betere ontwatering van het gebied. Dit is merkbaar bij doortij: de beperkte doortij volumes vinden vlotter hun weg terug naar de Schelde, met een significante daling van de laagwaterstand bij doortij tot gevolg (-0,59 cm/jaar). Bij gemiddeld en springtij stijgen de laagwaters wel (+ 0,58 cm/jaar en + 0,37 cm/jaar respectievelijk). Die grotere watervolumes vinden blijken minder snel hun weg terug.

De stijging van de hoogwaters, zeker bij springtij, zijn een indicatie voor de globale sedimentatie in het gebied, en dus voor het globale verlies aan komberging. Hierbij moeten we wel een correctie maken voor de stijging van de springtij hoogwaters in de Schelde zelf: deze stijgt immers ook significant, met 0,37 cm jaar. Hogere waterstanden in de Schelde zullen ook een hogere waterstand in Lippenbroek opleveren. Op basis van de tijstanden kunnen we dus stellen dat Lippenbroek ca 2,5 à 3 cm per jaar verliest aan komberging. Het verlies aan komberging is de resultante van verlies door sedimentatie op het polderoppervlak, en winst door erosie in krekken.

Het verlies aan komberging is duidelijk lager dan de SET data (tussen de $+2.1 \pm 1.1$ en $+7.7 \pm 1.4$ cm, met een gemiddelde van +4.6 cm) en MH-data (+0.7 cm en +8.4 cm, met een gemiddelde van +3.0 cm) voor 2019 op het eerste zicht doen vermoeden. Echter, SET en MH zijn puntmetingen van sedimentatie, en kunnen als karakteristiek beschouwd worden voor een bepaalde hoogteligging, afstand tot sluis en kreek en aanwezige vegetatie. Maar om een beeld te krijgen van de gemiddelde sedimentatie in het ganse Lippenbroek, wordt idealiter een eenvoudig model gebruikt dat deze parameters bevat.

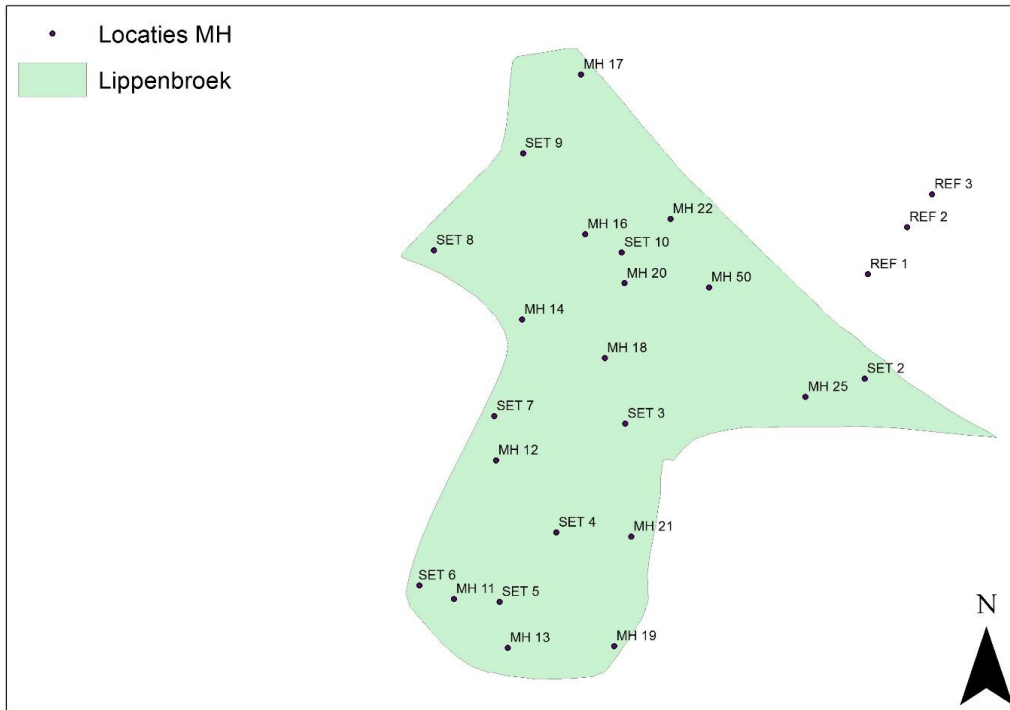
3.4 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

3.4.1 Inleiding lange termijnmetingen

Onder lange termijnmetingen verstaan we de opnames van kreekmorfologie en schorplatform en de metingen van Marker Horizons (MH's) en Surface Elevation Tables (SET's). De morfologie van kreken wordt bepaald door de hoeveelheid water die er door stroomt. De hoeveelheid water die door kreken stroomt, is dan weer afhankelijk van de grootte van het gebied dat door de kreek bevoeid wordt, waarbij grote overstroombare gebieden automatisch zullen leiden tot ruimere kreken (Williams et al, 2002). Om een idee te krijgen hoe de kreken zich ontwikkelen binnen het GGG worden de kreken jaarlijks opgevolgd gebruikmakende van een Total Station. Voor de hoofd- en zijgeul (vanaf 2006) en een aantal andere, nieuwgevormde geulen (vanaf 2008) werden niet alleen de thalweg, maar ook vastgelegde dwarssecties opgemeten. Eenmaal per drie jaar wordt tevens de hoogte van het hele gebied opgemeten met een Total Station. Hierdoor krijgen we een mooi zicht hoe de hoogte in het gebied (het platform) evolueert.

In Lippenbroek zijn twee types MH gebruikt: duidelijk herkenbare witte kaolienklei en geperforeerde inox plaatjes. Via MH'S wordt de hoeveelheid afgezet sediment op een herkenbare horizont (witte klei of metalen plaatje) op 25 vaste meetlocaties opgevolgd (Figuur 3.7). In combinatie met SET metingen, kan de beweging (zoals zwellen en inklinken) van onderliggende grondlagen gedetecteerd worden, iets wat met enkel SET-metingen niet wordt opgemerkt. MH's kennen echter een beperkte nauwkeurigheid en worden bijgevolg slechts eenmaal per jaar opgemeten. SET-metingen kennen een intensievere opvolging, elke 2 maanden, op 13 vaste meetlocaties in Lippenbroek en op 3 referentiesites op het aangrenzende schor. De nauwkeurigheid van deze meetmethode is erg hoog (2 mm nauwkeurigheid). Dit maakt de methode geschikt voor hoogteveranderingen op korte termijn.

Sinds 2010 was geen enkele SET-locatie meer gelegen in een slikzone, dit wil zeggen vegetatievrij en droogvallend bij laagwater. Om toch een vollediger beeld te krijgen van de heersende sedimentatiepatronen, zijn in de zomer van 2010 op drie locaties in het Lippenbroek nieuwe SET's geïnstalleerd (SET 11, 12 en 13), welke zich op de kale slikken bevonden. Deze SET's zijn vervolgens mee in de reguliere monitoring opgenomen.



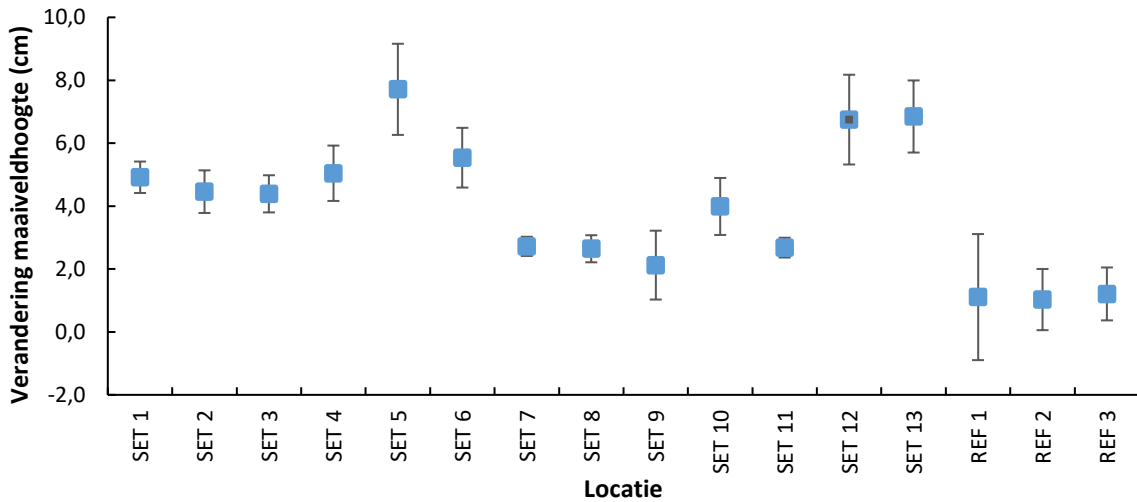
Figuur 3.7: Overzicht van de meetlocaties van de Marker Horizons te Lippenbroek. Op SET's 1 t.e.m. 10 bevindt zich steeds minimaal 1 MH.

3.4.2 Resultaten en discussie: SET-metingen

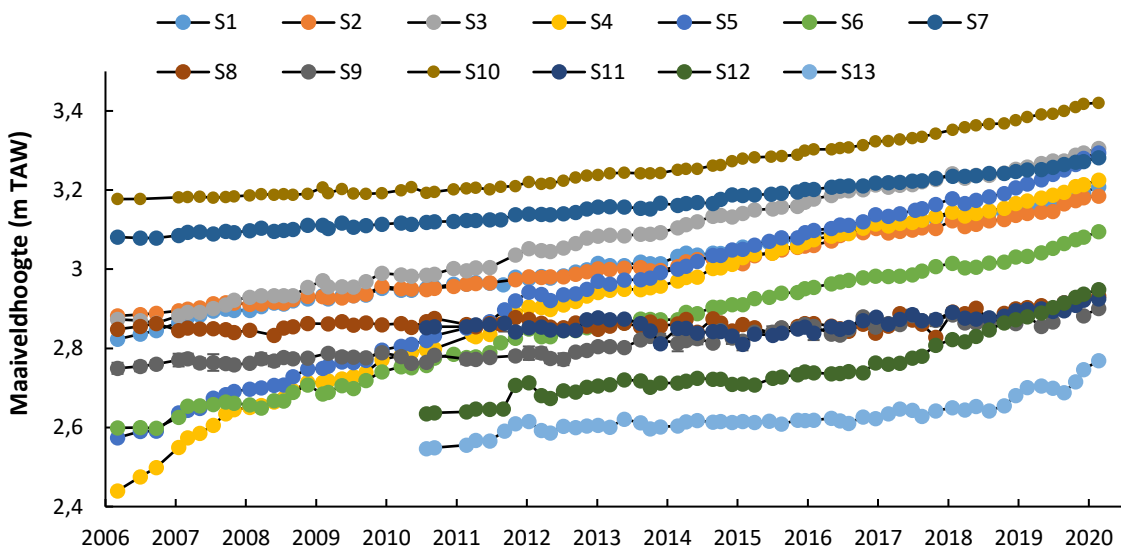
De hoogteverandering varieerde in 2019 voor de verschillende SET-locaties tussen de $+2.1 \pm 1.1$ en $+7.7 \pm 1.4$ cm, met een gemiddelde van $+4.6$ cm (Figuur 3.8). De sedimentaccumulatie lag hiermee erg hoog vergeleken met de voorafgaande jaren en is zelfs het hoogst genoteerde gemiddelde sinds de opstart van het GGG in 2006. Op 9 van de 13 locaties overschrijdt de waargenomen sedimentaccumulatie ruimschoots het langjarig gemiddelde voor deze locatie. Waargenomen sedimentaccumulatie op de referentielocaties in de Plaat voor 2019 waren echter eerder normaal. Deze waren nagenoeg gelijk en situeerde zich tussen $+1.0 \pm 1.0$ en $+1.2 \pm 0.8$ cm (Figuur 3.8).

Veranderingen in maaielddoogte en de afzetting van sediment hangt af van de overstromingsfrequentie, de overstromingshoogte en de overstromingsduur. De getijdendata van 7 SET's, met name SET 1, SET 2, SET 3, SET 5, SET 6, SET 7 en SET 10 werden geanalyseerd en vergeleken met de beschikbare getijdendata voor 2017 en 2018, twee jaren met eerder normale sedimentatiepatronen. Uit deze analyse kwam naar voor dat de overstromingsfrequentie in 2019 significant hoger lag op SET 1, SET 2, SET 3 en SET 7 ten opzichte van 2018, maar de totale overstromingsduur nergens significant gestegen was. Vergeleken met 2017 bleef de overstromingsfrequentie gelijk aan deze in 2019. Verder werd in 2018 op 1 locatie en in 2017 op 2 locaties een significant kortere totale droogvaltijd vastgesteld. De totale overstromingsdiepte op de zeven locaties wijzigde nergens significant ten overstaan van 2017 of 2018.

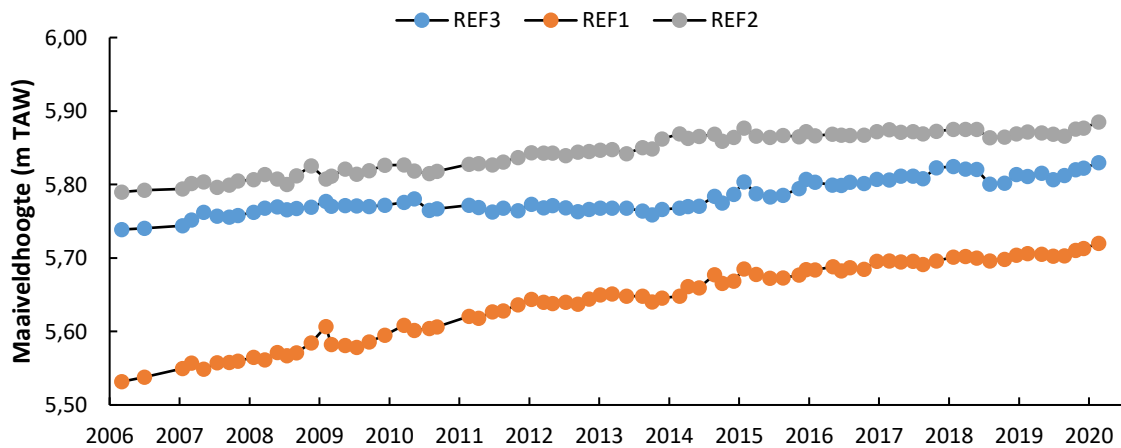
Hoewel niet uit te sluiten valt dat een deel van de vastgestelde hydrologische veranderingen op een aantal plekken hebben kunnen resulteren in een verhoogde sedimentatie, lijkt de bijdrage van de toegenomen overstromingsfrequentie en overstromingsduur aan de verhoogde sedimentatie op alle locaties eerder beperkt. 2019 was daarentegen wel opnieuw een jaar waarin verhoogde SPM-concentraties werden vastgesteld in de Schelde, onder andere ter hoogte van het Lippenbroek. Vermoedelijk is de verhoogde sedimentafzet in Lippenbroek gelinkt aan de verhoogde SPM-concentratie in het Scheldewater.



Figuur 3.8: Waargenomen sedimentafzet voor 2019 op 13 locaties in het Lippenbroek en 3 locaties op het buitendijkse referentieschor



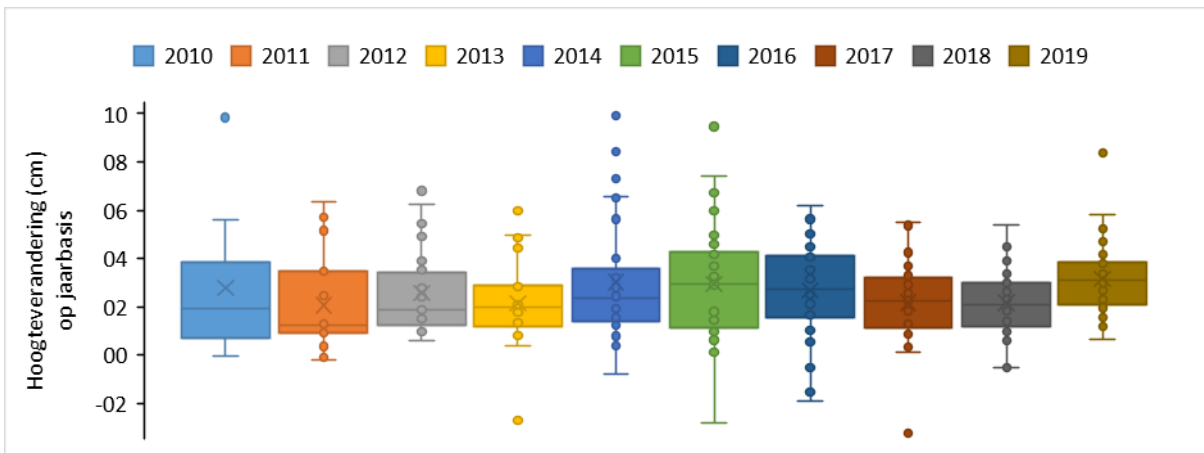
Figuur 3.9: Evolutie van de maaiveldhoogte voor 13 SET-locaties in het Lippenbroek voor de periode 2006 t.e.m. 2019



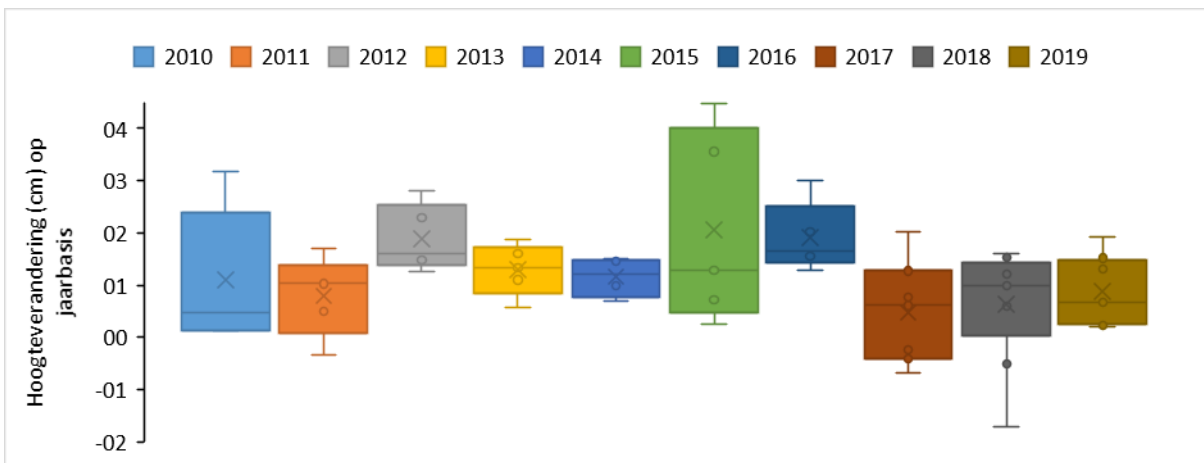
Figuur 3.10: Evolutie van de maaiveldhoogte voor 3 referentielocaties op de Plaats voor de periode 2006 - 2019

3.4.3 Marker Horizons

Jaarlijks wordt een opmeting van de Marker Horizons (MH's) uitgevoerd. Marker Horizon 1 t.e.m. 10 liggen aan de respectievelijke SET's, idem voor MH's REF 1 tot en met 3. De overige Marker Horizons liggen verspreid over het Lippenbroek op diverse hoogten. Er worden twee types MH's gebruikt; een kaolienkleilaag en een metalen plaatje. In 2019 werden 44 MH's opgemeten in het Lippenbroek en 9 op het referentieschor 'De Plaat'. Alle gegevens van de MH's in het Lippenbroek voor 2019 gecombineerd geven een gelijkaardig beeld als deze bekomen door middel van de SET's. De maaiveldophoging varieerde tussen +0.7 cm en +8.4 cm, met een gemiddelde van +3.0 cm. Indien enkel de periode 2010 t.e.m. 2019 beschouwd wordt, betreft dit het hoogst berekende gemiddelde. Alleen 2014, 2015 en 2016 komen in de buurt met een gemiddelde ophoging van respectievelijk 2.9 cm, 2.8 cm en 2.6 cm (Figuur 3.11). De sedimentatie lag significant hoger (gekoppelde t-test) in 2019 t.o.v. 2018 ($p < 0,01$), 2017 ($p < 0,01$), 2013 ($p < 0,01$) en 2011 ($p < 0,05$). Voor de overige jaren zijn de verschillen niet significant. De gemiddelde ophoging voor 2019 op de referentielocaties aan 'De Plaat' lag op +0.9 cm, welke iets onder het langjarige gemiddelde voor de periode 2010 t.e.m. 2019 lag (Figuur 3.12). De sedimentatie voor 2019 op de referentielocaties verschilde niet significant ten overstaan van de vorige jaren.



Figuur 3.11: Overzicht van de jaarlijkse hoogteverandering voor de periode 2010 t.e.m. 2019 voor alle Marker Horizons in het Lippenbroek



Figuur 3.12: Overzicht van de jaarlijkse hoogteverandering voor de periode 2010 t.e.m. 2019 voor alle Marker Horizons op het buitendijkse referentieschor 'De Plaat'.

3.4.4 Kreekvorming en kreektransecten

Tijdens het veldseizoen in 2019 werden alle krekken en vooraf bepaalde transecten in het Lippenbroek opgemeten met behulp van een Total Station. Een overzicht van de verschillende kreektransecten in het Lippenbroek is te zien in Figuur 3.13.

In het OMES rapport 2016 werd over de vorming en uitbreiding van het krekennetwerk reeds uitgebreider gerapporteerd (zie Maris et al, 2017). Deze analyse werd voor 2019 herhaald. De totale kreek lengte nam met 126 meter nog licht toe ten opzichte van 2016. In het 8 hectare grote Lippenbroek ligt nu een totale lengte van 2990 meter aan krekken. De evolutie van het krekennetwerk voor de periode 2009 – 2019 wordt gegeven in Figuur 3.14 en Figuur 3.15. De gemiddelde totale aangroeisnelheid, die voor de periode 2012 – 2016 jaarlijks op ongeveer 66 meter lag, daalde, zoals verwacht, verder. Voor de periode 2017-2019 bedroeg de gemiddelde totale aangroeisnelheid van de krekken ongeveer 42 m op jaarbasis. De daaraan gekoppelde draining density van het Lippenbroek steeg zeer licht tot 0.036 m kreek per vierkante meter, daar waar de draining density van het Lippenbroek in 2016 nog op 0.034 m/m² werd berekend. De draining density in het Lippenbroek blijft dus merkkelijk hoger vergeleken met de draining density van de Notelaer, waar deze door Vanderbruwaene et al (2012) op 0.0256 m/m² werd ingeschat.



Figuur 3.13: Overzicht van alle kreektransecten die jaarlijks in het Lippenbroek opgevolgd worden.

Een ruimere analyse van 4 transecten (transect 1, transect 2, transect 5 en transect 6) dwars op de hoofdkreek leverde een gedifferentieerd beeld op. Voor alle transecten werden volgende parameters berekend: 1) Kreekbreedte; 2) thalwegdiepte; 3) hoogteligging van de oever; 4) kreekdiepte; en 5) een dwarssectie van de kreek, en dit voor de periode van 2006 tot en met 2019.

Naarmate men dieper het gebied in gaat, neemt de hoofdkreek in breedte af. De kreek kent, in 2019, ter hoogte van transect 1 nog een breedte van 10.16 m, daar waar de kreekbreedte in transect 6, het verst van de sluis gelegen transect, in 2019 nog 5.79 m bedroeg. De kreekbreedte kent, voor de periode

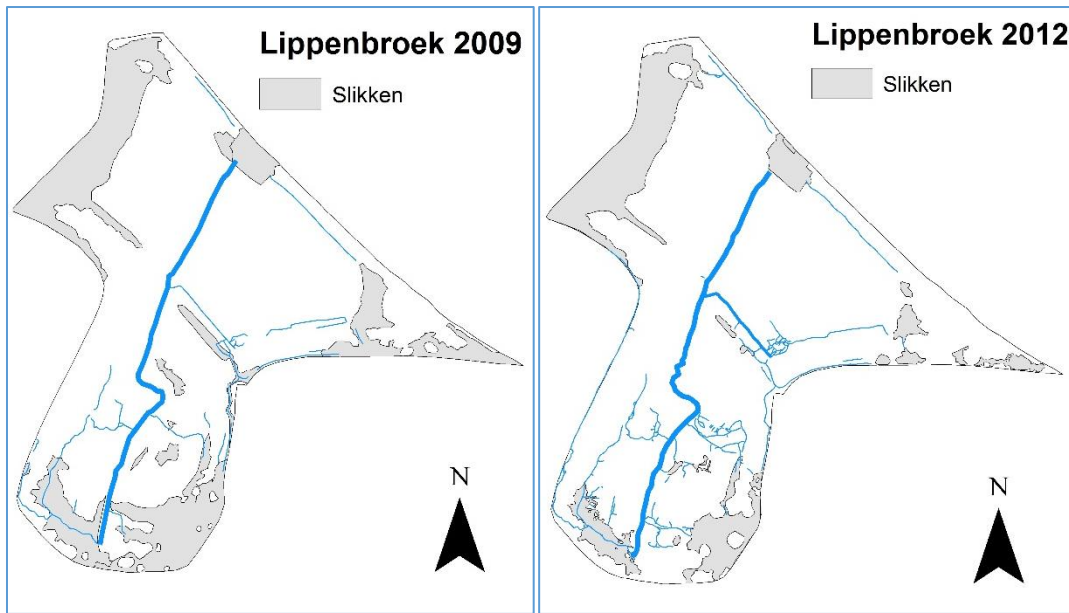
2006 – 2019, geen duidelijke evolutie ter hoogte van 3 van de 4 dwarstransecten. Enkel ter hoogte van transect 5 is een duidelijke verbreding van de hoofdkreek waar te nemen (Figuur 3.16). Deze nam beperkt toe van 7.84 m in 2006 tot 8.49 m in 2019.

Bij alle kreektransecten ziet men een toename van de hoogteligging van de oevers (Figuur 3.17): er is duidelijke oeverwalvorming. De toename is lineair voor transecten 5 en 6. Voor transect 2 was oorspronkelijk ook een lineaire toename waarneembaar, maar de laatste jaren lijkt deze toename licht af te vlakken. Met een gemiddelde oeverhoogte van 3.33 m TAW in 2019 behoort de oever intussen tot de hoger gelegen delen van het Lippenbroek. Transect 1 kent een invers verloop. De eerste jaren bleef de gemiddelde oeverhoogte op gelijke hoogte, maar vanaf 2013 is een duidelijke stijging waarneembaar. In 2006 bedroeg de gemiddelde oeverhoogte nog 3.08 m TAW, welke in 2019 gestegen was tot 3.32 m TAW. De afvlakking van Lippenbroek en stijgende overstromingsfrequentie op de hoger locaties, leidt ook op deze hoge oever tot sterkere sedimentatie.

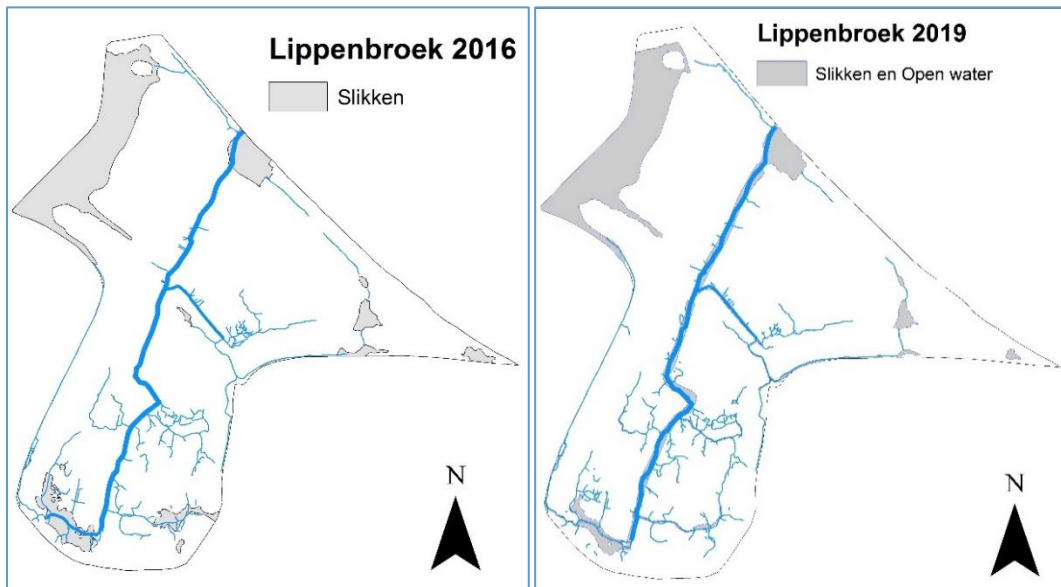
Ook de hoogteligging van de thalweg ondergaat verandering doorheen de beschouwde periode. Bij de opstart van het GGG varieerde de thalweg hoogte ter hoogte van de vier dwarstransecten tussen 1.31 en 1.63 m TAW, waarna een daling van de thalweghoogte volgde op 3 van de 4 transecten (Figuur 3.18). Transect 6 is hier het buitenbeentje. Hier werd vanaf 2008 immers een stijging van de thalweg waargenomen, waarna de hoogte relatief snel constant blijft rond 2.00 ± 0.05 m TAW (Figuur 3.18). Na een initiële daling van de thalweg op de andere drie transecten, is na enkele jaren een stijging van de thalweg waarneembaar. Deze stijging manifesteert zich het duidelijkst ter hoogte van transect 1. Hier steeg de hoogte van de thalweg van 0.54 m TAW in 2011 tot 1.08 m TAW in 2019 (Figuur 3.18). De reden voor de waargenomen stijging is niet geheel duidelijk. Mogelijks is dit in verband te brengen met het opslibben van de laagste delen van Lippenbroek. Hierdoor kan het binnenkomende water langer verblijven in de hoofdkreek, waardoor meer sediment in de waterkolom kan uitzakken en op de kreekbodem kan worden afgezet.

De kreekdiepte beschrijft het verschil tussen de thalweghoogte en de gemiddelde oeverhoogte. Transect 2 en transect 5 vertonen hier eenzelfde trend, met een licht toegenomen kreekdiepte in 2019 ten opzichte van 2006 (Figuur 3.19). De toename in kreekdiepte lijkt de laatste jaren wel gestopt en de kreekdiepte lijkt vanaf 2016 redelijk constant te zijn. De toename van de thalweghoogte en de toename van de gemiddelde oeverhoogte lijken hier met andere woorden gelijk te lopen. Na een initiële toename van de kreekdiepte ter hoogte van transect 1 is vanaf 2014 opnieuw een beperkte afname waarneembaar (Figuur 3.19). De hieraan gekoppelde toename van de thalweghoogte wordt slechts ten dele gecompenseerd door een toename in de gemiddelde oeverhoogte. De kreek wordt hier met andere woorden opnieuw ondieper. Voor transect 6 is een lichte toename van de kreekdiepte waarneembaar ten gevolge van een relatief sterke stijging van de gemiddelde oeverhoogte.

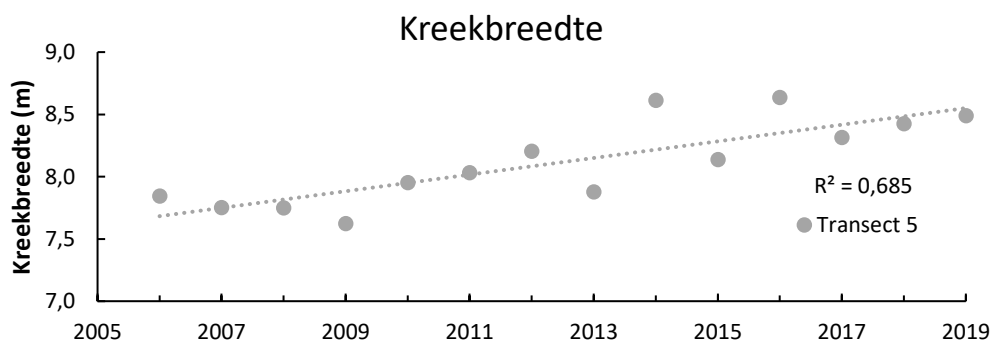
De dwarsdoorsnede van elk transect beschrijft ten slotte de watervoerende sectie van de kreek op die locatie. Deze neemt toe voor alle transecten voor de beschouwde periode (Figuur 3.20). De toename is de laatste jaren wel beginnen afvlakken ter hoogte van transect 2, transect 5 en transect 6, terwijl zich op transect 1 zelfs een lichte afname van de dwarsdoorsnede lijkt te voltrekken. Voor 2019 werd de dwarsdoorsnede voor de hoofdkreek ter hoogte van transect 1 berekend op 16.33 m^2 . Ter hoogte van transect 2 bedraagt de dwarsdoorsnede nog 10.38 m^2 . Deze daalt verder naarmate verder van de sluis wordt gegaan: 9.47 m^2 voor transect 5 en 5.79 m^2 voor transect 6.



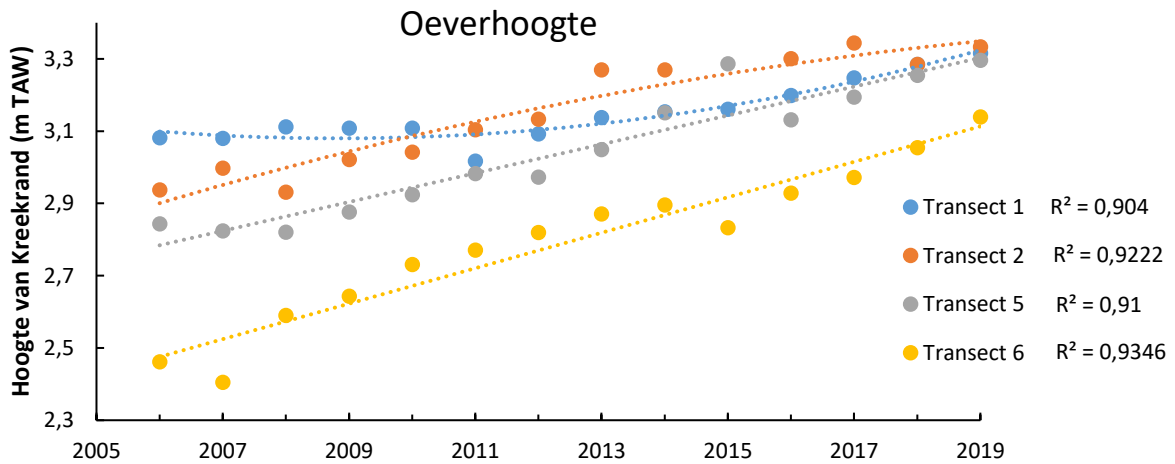
Figuur 3.14 Voorkomen van krekken en, hier geclusterd, slikken en open water in 2009 (links) en 2012 (rechts) in het Lippenbroek



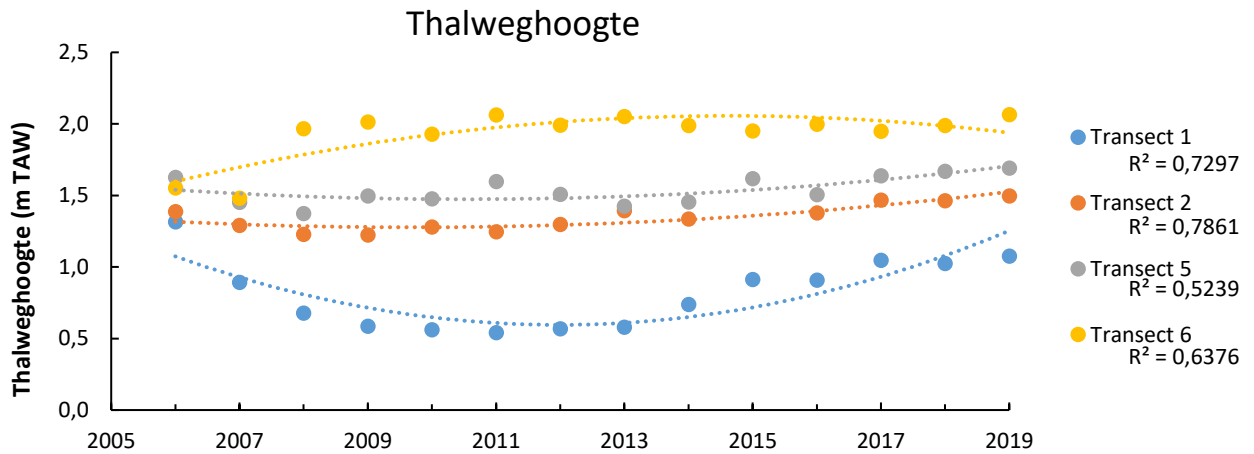
Figuur 3.15 Voorkomen van krekken en, hier geclusterd, slikken en open water in 2016 (links) en 2019 (rechts) in het Lippenbroek



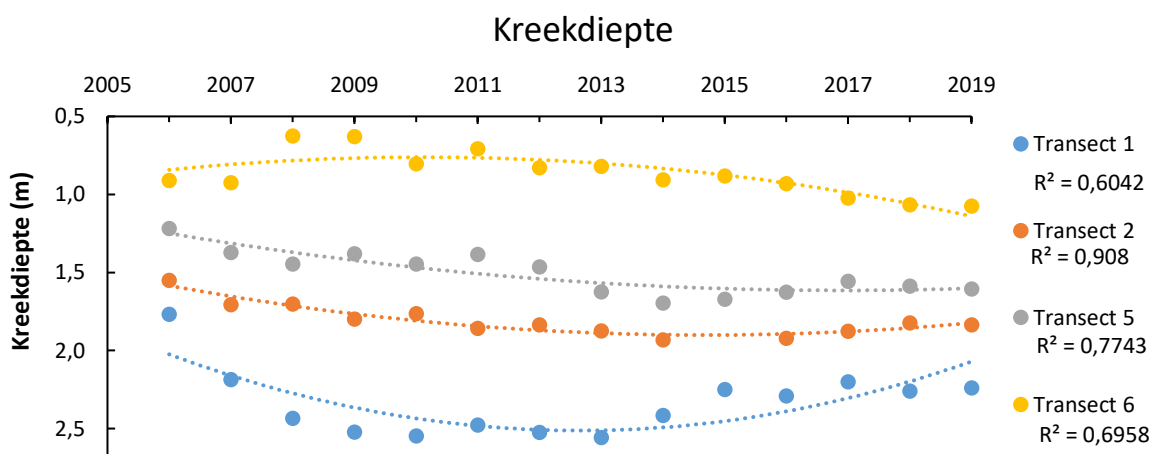
Figuur 3.16: Evolutie van de kreekbreedte van de hoofdkreek ter hoogte van transect 5 met bijhorende trendlijn en R^2 -waarde voor de periode 2006 – 2019.



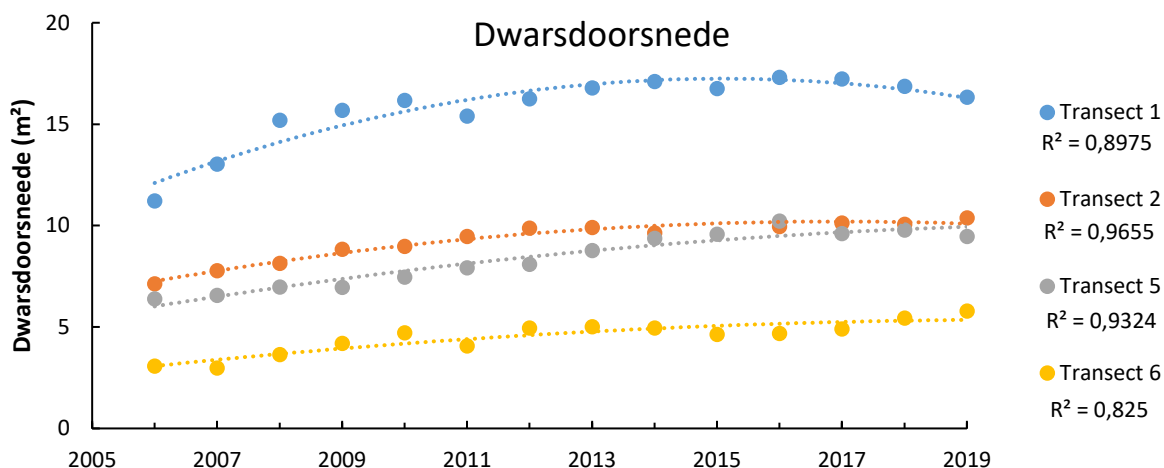
Figuur 3.17: Evolutie van de gemiddelde oeverhoogte van de hoofdkreek ter hoogte van transect 1 (blauw), transect 2 (oranje), transect 5 (grijs) en transect 6 (geel) met bijhorende trendlijn en R²-waarde voor de periode 2006 – 2019.



Figuur 3.18: Evolutie van de thalweghoogte van de hoofdkreek ter hoogte van transect 1 (blauw), transect 2 (oranje), transect 5 (grijs) en transect 6 (geel) met bijhorende trendlijn en R²-waarde voor de periode 2006 – 2019.



Figuur 3.19: Evolutie van de kreekdiepte ten opzichte van het maaiveld van de hoofdkreek ter hoogte van transect 1 (blauw), transect 2 (oranje), transect 5 (grijs) en transect 6 (geel) met bijhorende trendlijn en R²-waarde voor de periode 2006 – 2019.



Figuur 3.20: Evolutie van de dwarsdoorsnede van de hoofdkreek ter hoogte van transect 1 (blauw), transect 2 (oranje), transect 5 (grijs) en transect 6 (geel) met bijhorende trendlijn en R^2 -waarde voor de periode 2006 – 2019.

3.4.5 Sediment traps

Inleiding

Sinds 2006 worden jaarlijks, tijdens 13uursmetingen, sediment trap metingen uitgevoerd in Lippenbroek. Sediment traps worden gebruikt om de hoeveelheid sediment te meten die tijdens een overspoeling bij hoogwater wordt afgezet op de slikken en schorren. Een sediment trap (ST) bestaat uit een ronde schijf waarop een filterpapier wordt gelegd. De ST wordt bij laagtij in het gebied uitgezet en na 1 of 2 hoogwaters weer opgehaald. De hoeveelheid afgezet sediment op het filterpapier wordt vervolgens bepaald (zie materialen en methoden voor meer details).

In Lippenbroek worden op vierenvestig locaties ST uitgezet: 11 locaties zijn aan de SET-opstellingen, en veertien locaties liggen aan Marker Horizons (MH). De overige 19 locaties liggen verspreid over het gebied. In dit hoofdstuk zullen enkel ST aan SET's en MH's worden besproken, omdat ze hier gelinkt kunnen worden aan andere monitoringsdata. De ST op slikken moeten afzonderlijk beschouwd worden.

Sinds 2006 werden gedurende dertig 13-uurcampagnes in het Lippenbroek sediment traps gelegd. Tot en met mei 2011 werden de ST na één hoogwater opgehaald in het Lippenbroek. Sindsdien worden de ST op de dag voor de 13-uurscampagne geplaatst, en pas opgehaald na 2 hoogwaters. De keuze voor deze overschakeling is van een eerder praktische overweging. Daar bij 1 enkel hoogtij de ST's nacht dienden gelegd te worden, werd dit, door de toenemende vegetatieontwikkeling in het gebied, steeds moeilijker. Bij ophaling na twee hoogwaters kunnen de ST overdag worden gelegd.

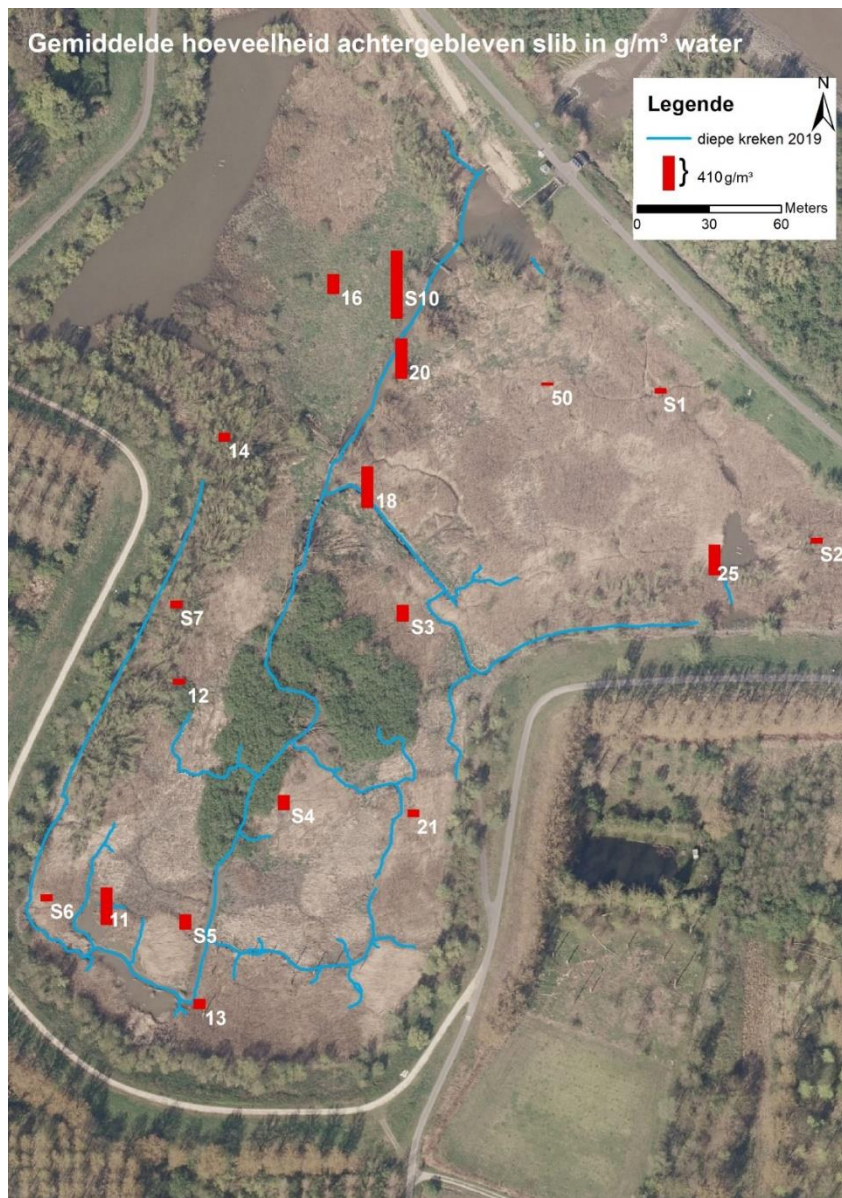
Aanslibbing kan worden weergegeven in g/m^2 . Aanslibbing is afhankelijk van onder andere afstand tot kreek of aanwezige vegetatie, maar ook van hoogteligging. Deze bepaalt de overstromingshoogte: de hoeveelheid water, en dus ook sediment is suspensie, die boven het schor staat bij hoogwater. Door een weergave in hoeveel slib dat achterblijft per hoeveelheid water die boven het slik stond, dus g/m^3 zijnde de concentratie aan slib die uit de waterkolom verdwijnt, kan wel beter naar een verband tussen sedimentatie en bijvoorbeeld afstand tot de sluis gekeken worden.

Data waarbij het getij minder dan 5cm boven de ST kwam, werden niet gebruikt in onderstaande analyse.

Gemiddelde concentratie aan slib afgezet (in g/m^3 water) sinds 2006

Figuur 3.21 geeft weer welke concentratie slib gemiddeld uit de waterkolom uitzakt op de verschillende locaties sinds de eerste campagne in 2006. Het is voornamelijk op de locaties dicht bij grote kreek dat hoge concentraties opvallen: van zodra het slib de kreek verlaat, start het uitzakken van slib. Op locaties verder weg van kreek is de slibconcentratie in de waterkolom reeds sterk gedaald, en kan er bijgevolg nog maar een lagere concentratie uitzakken.

Locaties 11 en 25 vertonen een afwijkend patroon, met hogere concentraties slib die uitzakken hoewel deze locaties verder van kreek en sluis gelegen zijn. Op deze locaties wordt, op basis van de verandering van hoogteligging, een minder sterke aanslibbing opgemeten. Deze locaties zijn echter op slikken gelegen, waar ook andere processen spelen. Vermoedelijk speelt resuspensie van slib hier een belangrijke rol, waardoor de met ST gemeten concentraties van wat uitzakt, geen goede weergave zijn van wat netto achterblijft op de slikken.



Figuur 3.21 Gemiddelde hoeveelheid slib (in g slib per m^3 bovenstaande waterkolom) die afgezet wordt per locatie (nummers van de locaties worden ook weergegeven).

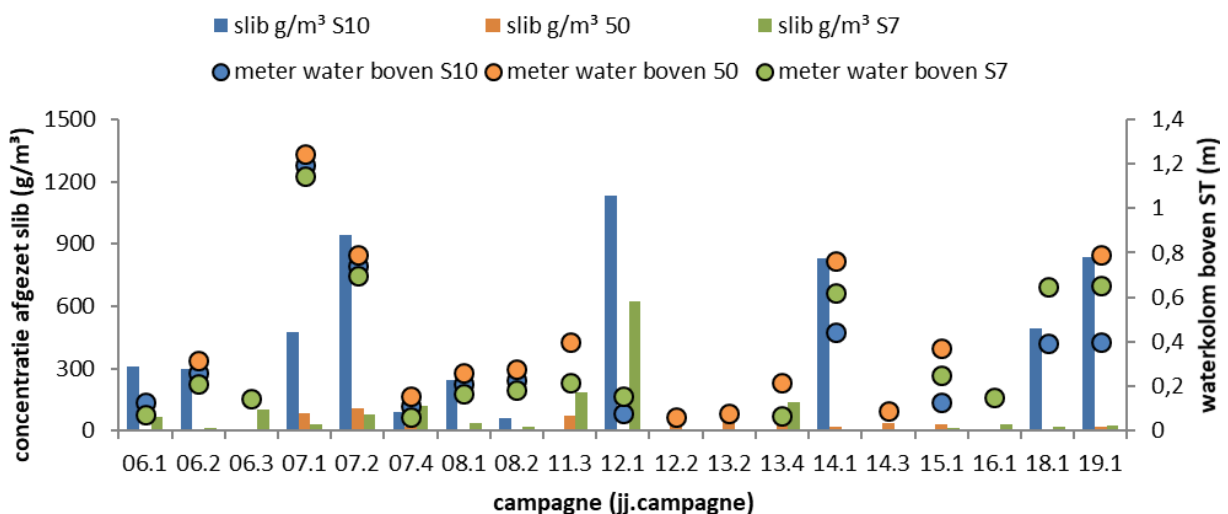
Vergelijking tussen initieel hooggelegen locaties S10, 50 en S7 sinds 2006

In Figuur 3.22 worden de drie hooggelegen locaties S10, 50 en S7 vergeleken. Locatie S10 ligt dicht bij de sluis en zeer dicht tegen de hoofdkreek aan. Locatie 50 ligt ook dicht bij de sluis, maar situeert zich diep in een rietveld, ver van enige gracht. S7 ligt veel verder van de sluis, maar in de nabijheid van een gracht. In 2006 lagen de drie locaties op bijna exact dezelfde hoogte, tussen 2,98 en 3,01 m TAW. Door de korte afstand tot de geul en sluis ontving S10 beduidend meer slib dan locatie 50 en S7. In 2019 lag locatie S10 reeds op een hoogte van 3,39 m TAW, terwijl S7 zich op 3,25 m TAW en locatie 50 op 3,19 m TAW situeren. Het verschil in ophoging van deze drie locaties vertoont mooie gelijkenissen met de waargenomen verschillen in afzetting van hoeveelheid slib. Op S10 zakte er gemiddeld zo'n 813 gram slib per m³ water uit per campagne. Op S7 bedroeg dit 94 g/m³, en op locatie 50 slechts 38 g/m³. Ondanks dat locatie 50 ongeveer even dicht bij de sluis ligt als S10, ontvangt deze beduidend minder sediment. De verklaring hiervan is tweeledig. Enerzijds ligt locatie 50 op een veel grotere afstand van een goed drainerende gracht. Daarenboven speelt ook de aanwezige vegetatie tussen de meetlocatie en de voedende gracht een belangrijke rol. Bij de aanwezigheid van dense vegetatie wordt de stroming van het water onmiddellijk sterk afgeremd, waardoor al heel wat sedimentdeeltjes in de eerste meter van de vegetatie worden afgezet, hetgeen leidt tot verminderde sedimentafzet verder van de gracht.

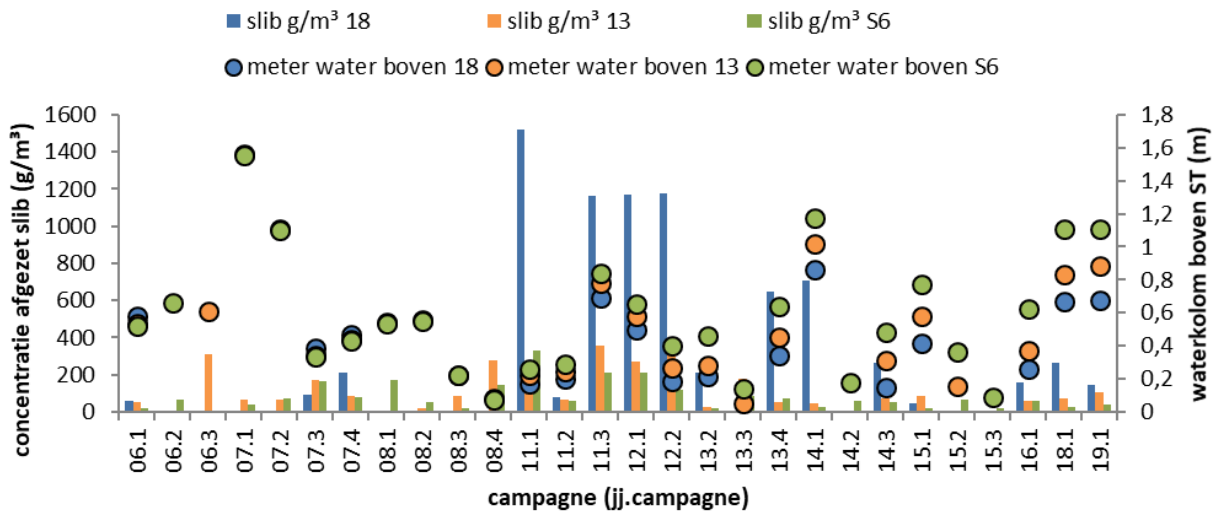
Vergelijking tussen initieel laaggelegen locaties 18, 13 en S6 sinds 2006

Figuur 3.23 toont drie initieel laaggelegen locaties, met name 18, 13 en S6. Alle locaties bevinden zich in de nabijheid van een grote gracht. Van de drie locaties bevindt locatie 18 zich het dichtst bij de sluis. Locatie 13 bevindt zich wat verder van de sluis, terwijl S6 nog verder ligt, waarbij het water bij vloed eerst over een slikpartij dient te stromen.

In 2006 was de hoogteligging van deze drie locaties gelijkaardig en situeerde zich tussen 2,57 en 2,63 m TAW. In 2019 bevond locatie 18 zich op een hoogte van 3,25 m TAW, terwijl locatie 13 (3,15 m TAW) en S6 (3,04 m TAW) iets lager gelegen waren. Gelijkaardig aan de hooggelegen locaties blijkt dat ook voor de initieel laaggelegen locaties er gemiddeld genomen meer slib per kubieke meter water op de locaties dicht bij de sluis achterblijft. Gemiddeld genomen werd voor locatie 18 494 gram slib per kubieke meter water afgezet tijdens de verschillende meetcampagnes, terwijl locatie 13 goed was voor een afzetting van 124 g/m³ en S6 gemiddeld slechts 86 g/m³ ontving.



Figuur 3.22 concentratie slib afgezet op 3 hooggelegen locaties (S10, 50 en S7) (linkeras) en de hoogte van de waterkolom tijdens de ST metingen (rechteras).



Figuur 3.23 concentratie slib afgezet op 3 laaggelegen locaties (18, 13 en S6) (linkeras) en de hoogte van de waterkolom tijdens de ST metingen (rechteras).

3.5 VEGETATIE

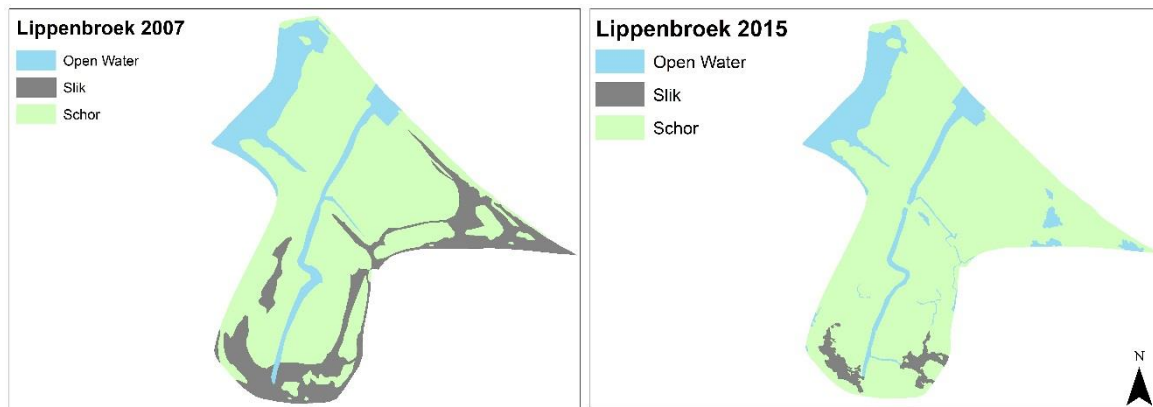
3.5.1 Inleiding

Na de opstart van het GGG te Lippenbroek in 2006 trad er spontane vegetatieontwikkeling op. In natuurlijke zoetwatergetijdengebieden worden de kale slikken eerst gekoloniseerd door pioniersvegetaties bestaande uit 1) Nopjeswier *Vaucheria sp*, 2) biezen gemeenschappen met o.a. Heen *Bolboschoenus maritimus*, Ruwe Bies *Schoenoplectus tabernaemontani* en de uiterst zeldzame Driekantige Bies *Schoenoplectus triqueter* en Stekende Bies *Schoenoplectus pungens* en/of 3) door Waterpeper *Polygonum hydropiper* gedomineerde vegetaties. De daaropvolgende successie van de schorren is redelijk chaotisch, de verschillende gemeenschappen kunnen elkaar in willekeurige volgorde opvolgen, met wilgenstruwelen als uiteindelijk eindpunt in de successiecascade. De pioniersvegetaties worden op termijn geleidelijk vervangen door vegetaties gedomineerd door 1) Waterrepijs *Veronica sp* en Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria*, 2) Riet *Phragmites australis* of 3) Lisdodde *Typha sp* en Liesgras *Glyceria maxima*. Afhankelijk van de overstromingsfrequentie evolueren deze vegetaties verder naar ofwel ruigtes gedomineerd door Grote Brandnetel *Urtica dioica*, Kleefkruid *Galium aparine*, Harig Wilgenroosje *Epilobium hirsutum*, Haagwinde *Calystegia sepium*, Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* en/of Rietgras *Phalaris arundinacea*, ofwel naar een door riet-gedomineerde vegetatie. Wilgenvloedstruwelen vormen het eindpunt in de successie. Hierin domineren smalbladige wilgen de boom- en struiklaag, terwijl de kruidlaag gedomineerd wordt door hoog opgroeiende moerasplanten en ruigtekruiden (Vandenbussche et al, 2002).

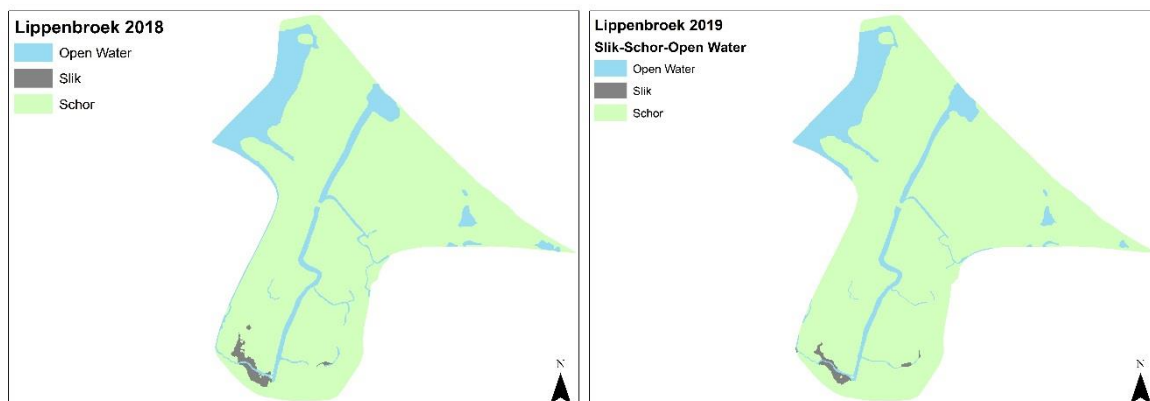
3.5.2 Kartering 2019

In september 2019 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd. Hierbij werd de aanwezige vegetatie opgedeeld in homogene blokken. Binnen deze blokken ('polygonen') werden vervolgens alle aanwezige soorten genoteerd en werden de dominanties van alle soorten die meer dan 10% van het oppervlak innamen ingeschat volgens de LONDO-schaal en de PLA-schaal. Dit resulteerde uiteindelijk in de afbakening van 107 polygonen. De grootte van de verschillende polygonen varieerde tussen 6 en 17681 m², met een mediane grootte van 173 m². Tijdens de kartering werden 85 plantentaxa waargenomen in het GGG. 19 taxa werden minimaal eenmaal als dominant aanzien binnen een polygoon.

Slikken en semipermanente waterpartijen zoals de getijdepoel en de woelkom nemen ongeveer 11,5% van het gebied in, goed voor een oppervlakte van ongeveer 0.9 ha (Figuur 3.25). Het aandeel slikken, de onbegroeide delen die tweemaal daags overspoelen en terug droog vallen, bedroeg 0.6% (=0.05 ha) en situeert zich in het zuidelijke deel van het Lippenbroek. Het areaal aan slikken neemt jaar op jaar af. Bij de herfstkartering van 2007 werd de oppervlakte aan slikken in het Lippenbroek op 1.4 ha berekend ofwel 17.6% van de oppervlakte. Een groot deel van de zuidelijke en oostelijke hoek van het gebied waren toen onbegroeid (Figuur 3.24 links). Door een sterke kolonisatie van deze slikken, bedroeg het aandeel in 2015 nog 2.5% (0.2 ha; Figuur 3.24 rechts), waarna de gestage afname zich verder zette. Semipermanente waterpartijen en kreken nemen nu het grootste aandeel van de onbegroeide delen van het Lippenbroek voor hun rekening. In 2019 bedekten ze 10.9% (0.9 ha), een lichte achteruitgang ten opzichte van 2018 (12.4%) en 2007 (13.6%). Sindsdien zijn in het gebied heel wat kreken bijgekomen en verder verbreed, maar trad er tevens vegetatieontwikkeling op in een beperkt deel van de westelijke getijdepoel (Figuur 3.24; **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** Figuur 3.25 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Naar verwachting zal deze kolonisatie zich verder zetten de komende jaren, waardoor een verdere afname van het areaal aan semipermanente waterpartijen valt te verwachten.



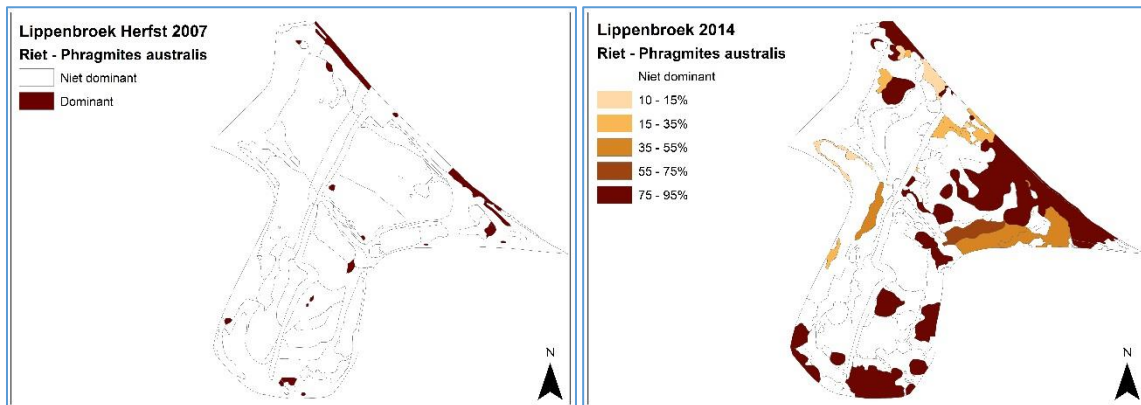
Figuur 3.24 Overzicht van het voorkomen van open water (blauw), slikken (grijs) en schorren (groen in het Lippenbroek tijdens het najaar van 2007 (links) en de zomer van 2015 (rechts)



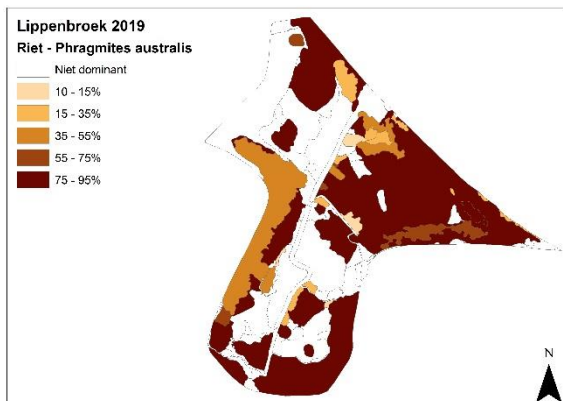
Figuur 3.25 Overzicht van het voorkomen van open water (blauw), slikken (grijs) en schorren (groen in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2018 (links) en de zomer van 2019 (rechts)

In het Lippenbroek hadden in 2019 7 taxa een bedekking van meer dan 1%; in afnemende volgorde: Riet *Phragmites australis*, Wilg sp *Salix* sp, Watermunt *Mentha aquatica*, Grote Lisdodde *Typha latifolia*, Rietgras *Phalaris arundinaceus*, Grote Brandnetel *Urtica dioica* en Liesgras *Glyceria maxima*.

Dominanties van Riet zijn in het Lippenbroek alom present. De soort bedekte in 2019 een oppervlakte van 48.3% van het gebied, goed voor ongeveer 4.0 hectare (Figuur 3.27). Sinds 2014 neemt de bedekking door Riet met gemiddeld 17 % per jaar toe. In 2014 bedroeg de bedekte oppervlakte nog maar 22.2% (of 1.8 ha; Figuur 3.26). In het najaar van 2007 werden dominanties van Riet uitsluitend waargenomen in verspreide, kleine cluster, welke 14 jaren later zijn uitgegroeid tot grote, monotone rietvegetaties (Figuur 3.26). Naar verwachting zal de soort zich de komende jaren nog verder uitbreiden en dit ten nadele van heel wat andere kruidachtige planten. Ook in de door wilgen-gedomineerde delen van het gebied is een duidelijke toename van Riet waarneembaar, weliswaar als ondergroei.



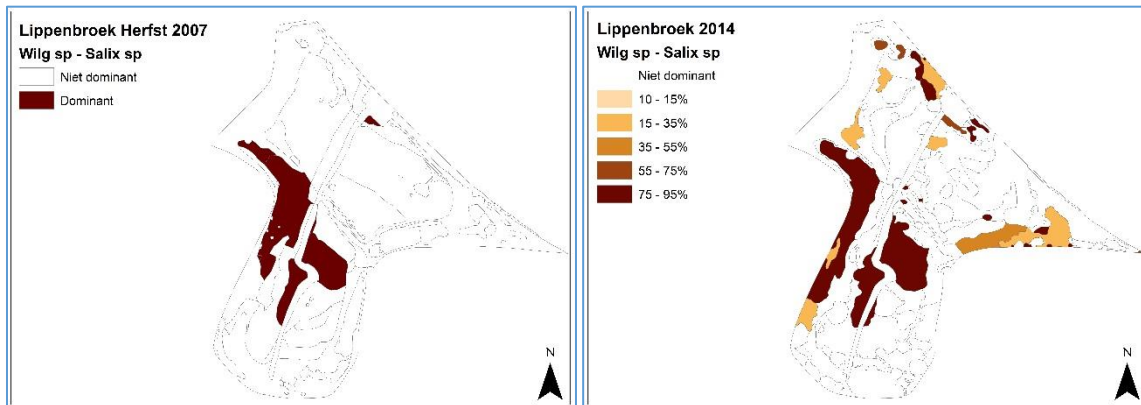
Figuur 3.26 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Riet Phragmites australis in het Lippenbroek tijdens het najaar van 2007 (links) en de zomer van 2014 (rechts)



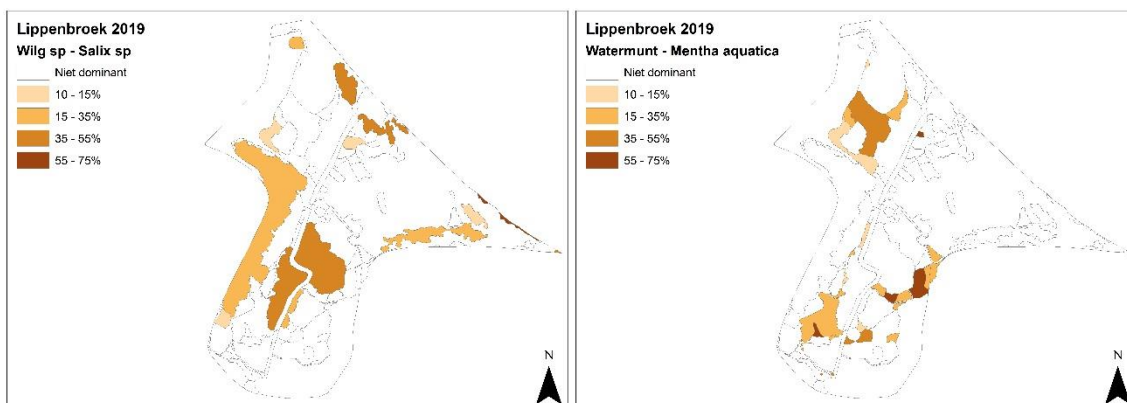
Figuur 3.27: Overzicht van het voorkomen van dominanties van Riet Phragmites australis tijdens de zomer van 2019

De verzameling aan smalbladige en breedbladige Wilgen bedekten in 2019 ongeveer 6.8% van het gebied, of 0.6 hectare (Figuur 3.29 links). In 2014 bedroeg het aandeel aan Wilgen nog 13.5%, welke tot en met 2016 ongeveer gelijk bleef (Figuur 3.28 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Vanaf de zomer van 2017 wordt echter een gemiddelde jaarlijkse achteruitgang met -19% van de bedekking vastgesteld. De waargenomen afname kan verklaard worden door een verminderde dominantie ten gevolge van het openen van de kroonlaag. Daar waar in 2014 de bedekking van Wilgen op heel wat locaties nog meer dan 75% bedroeg, werd dit op geen enkele locatie in het Lippenbroek in 2019 nog waargenomen (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** Figuur 3.29 links). De grootste wilgenclusters kenden in 2019 bedekkingen tussen 15 tot 35% en 35 tot 55%. De afname gaat op voor zowel stukken gedomineerd door smalbladige Wilgen - de meeste polygonen - als breedbladige Wilgen (de twee grote centraal gelegen polygonen langs weerszijden van de hoofdkreek). Bij de smalbladige Wilgen wordt een beperkt afsterven van een aantal bomen waargenomen, maar vallen voornamelijk heel wat van de grote (Schie)wilgen om ten gevolge van een oppervlakkige worteling. Voor de breedbladige Wilgen

wordt uitsluitend een openen van de kroonlaag waargenomen. De reden hiervoor is onduidelijk. Ten opzichte van 2007 zijn wel op een aantal locaties dominanties van Wilgen bijgekomen (Figuur 3.28).



Figuur 3.28 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg *Salix sp* in het Lippenbroek tijdens het najaar van 2007 (links) en de zomer van 2014 (rechts)

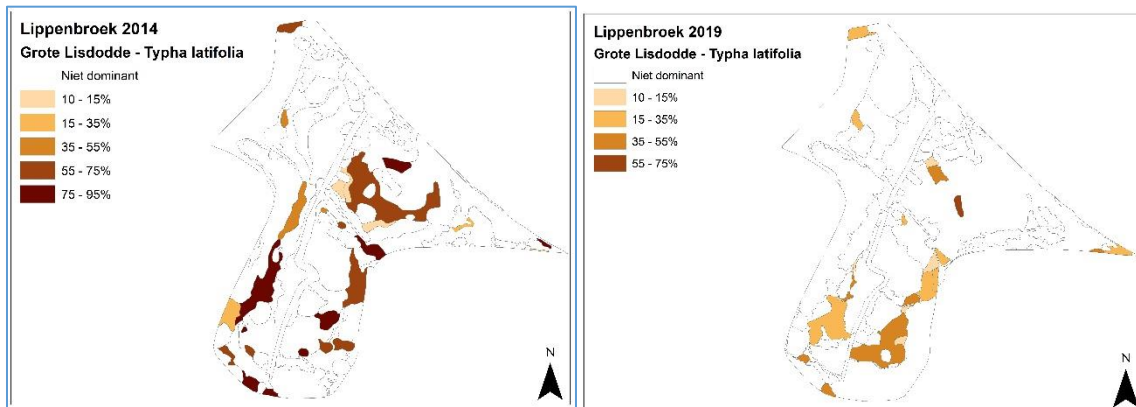


Figuur 3.29 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg *Salix sp* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2019 (links) en van dominanties van Watermunt *Mentha aquatica* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2019 (rechts)

In 2019 nam Watermunt ongeveer 3.2% (of 0.3 ha) in van het Lippenbroek (Figuur 3.29 rechts **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). De soort treedt altijd op als co-dominante soort. Polygonen met enkel Watermunt als dominante soort werden niet vastgesteld. Polygonen waar Watermunt domineert kennen vaak ook dominanties van Grote Lisdodde, Heen en Liesgras. De percentages bedekt door de soort fluctueren sterk van jaar tot jaar. Voor de periode 2014-2019 werd een gemiddelde bedekking van 2.3% waargenomen, met 2017 als uitschieter (5.2%) en 2018 als laagste waarde (0.9%). In 2007 werd Watermunt niet als dominant aanzien in het gebied. De redenen voor de grote variatie tussen opeenvolgende jaren is onduidelijk. Mogelijks houdt het ten dele verband met kleine verschillen in overstromingsduur en frequentie tijdens de initiële opgroefase. Haddadi et al (2016) toonden immers aan dat planten die opgroeiden onder licht overstroomde condities meer bovengrondse biomassa aan bladeren hadden na 30 dagen.

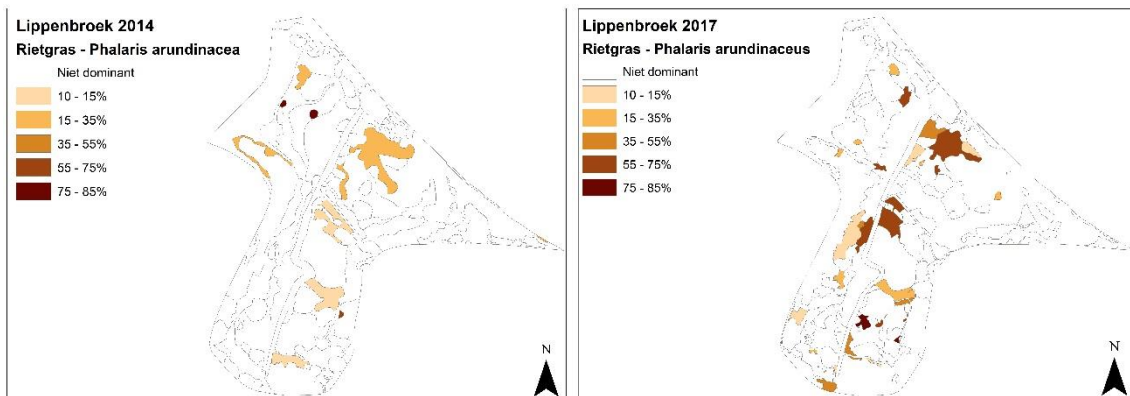
Grote Lisdodde bedekte in 2019 ongeveer 3.1% (of 0.3 ha) van het gebied (Figuur 3.30 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Voor de periode 2014-2017 werd een jaarlijkse gemiddelde afname van -30% vastgesteld, waarna een stabilisatie volgde met een gemiddelde bedekking van $3.0 \pm 0.2\%$ voor de periode 2017-2019. De soort verliest vooral terrein ten opzichte van Riet, maar slaagt er zelf in om nieuwe locaties te koloniseren en dit ten nadele van onder andere Grote Kattenstaart en Heen. Verder werden op heel wat locaties verminderde dominanties waargenomen. Grote Lisdodde wordt

omschreven als een pioniersoort tot een overgangsoort en zal in het Lippenbroek finaal grotendeels verdwijnen door uitbreiding en verdichting van bestaande rietkernen.

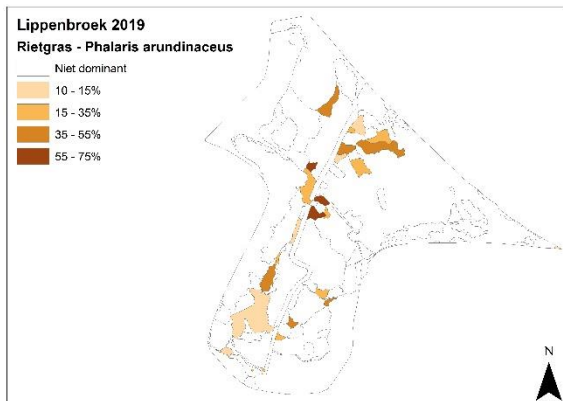


Figuur 3.30 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Lisodde *Typha latifolia* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2014 (links) en de zomer van 2019 (rechts)

In tegenstelling tot in andere GGG's heeft Rietgras in het Lippenbroek nooit grote delen van het gebied weten te bedekken. Voor de periode 2014 t.e.m. 2017 werd een jaarlijkse toename van gemiddeld +41% waargenomen. De soort bedekte op zijn maximum in 2017 een bescheiden 3.4% (of 0.3 ha) van het gebied (Figuur 3.31 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Na 2017 volgde een afname met gemiddeld -25% op jaarbasis, met tijdens de zomerkaartering van 2019 nog een bedekte oppervlakte van 1.9% (ofwel 0.2 ha; Figuur 3.32). Rietgras verliest voornamelijk terrein aan Riet, maar in beperkte mate ook aan Grote Lisodde. Anderzijds weet de soort wel te profiteren van het openen van de kruidlaag in de hoogstgelegen delen van het gebied onder impuls van een toegenomen overstromingsfrequentie.

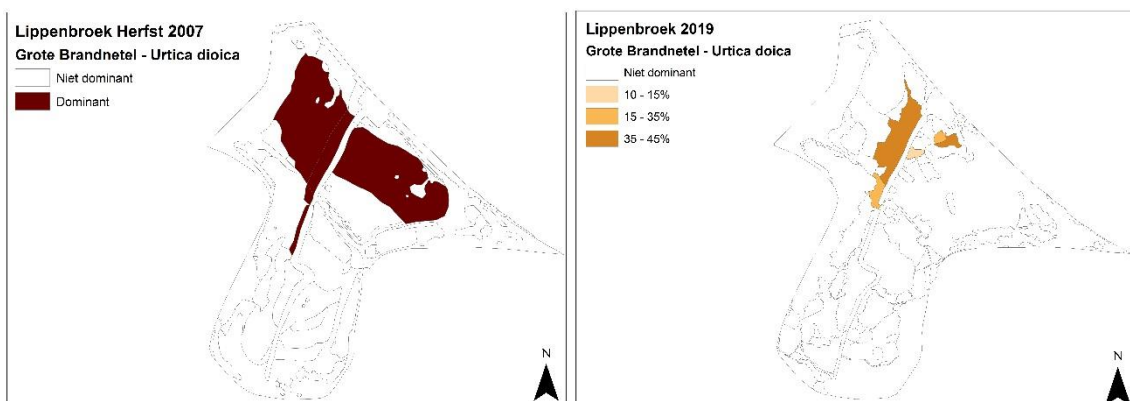


Figuur 3.31 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Rietgras *Phalaris arundinacea* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2014 (links) en de zomer van 2017 (rechts)



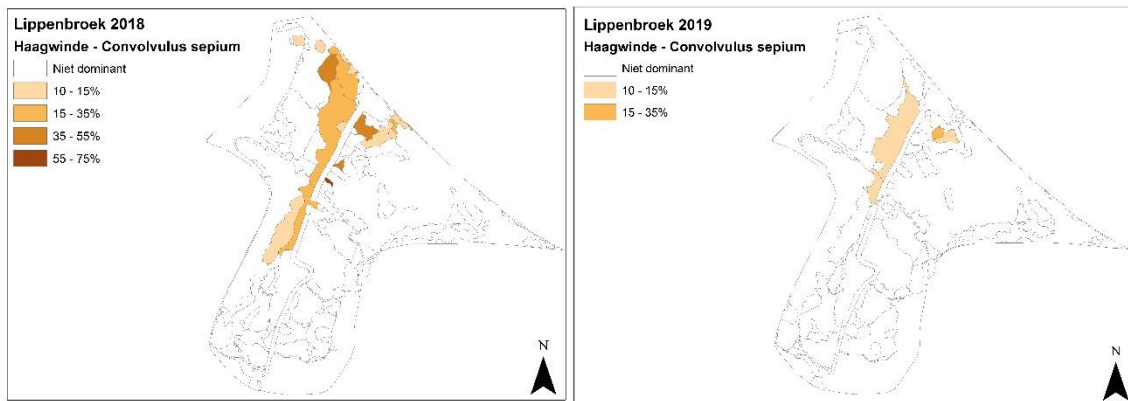
Figuur 3.32 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Rietgras *Phalaris arundinaceus* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2019

In 2007, een jaar na de opstart van het GGG was Grote Brandnetel omnipresent in de hoger gelegen delen van het Lippenbroek (Figuur 3.33). Onder invloed van het getijde is het voorkomen van de soort in de daaropvolgende jaren sterk terug gedrongen tot de hoogste delen van het gebied. Het aandeel aan Grote Brandnetel blijft sinds 2015 eerder stabiel, met lichte fluctuaties tussen 1.0% (ofwel 0.1 ha) in 2016 en 1.6% (of 0.15 ha) in 2015, 2017 en 2019 (Figuur 3.33 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Haagwinde *Convolvulus sepium*, die in het Lippenbroek eenzelfde niche deelt als Grote Brandnetel, kent een ander verloop in voorkomen. De soort was in 2014 nergens dominant, maar kende vanaf 2015 een sterke jaarlijkse toename met gemiddeld 215%. In 2018 werd een maximale bedekking van 2.0% (ofwel 0.2 ha) vastgesteld. Voor 2019 werd een sterke terugval (-77%) berekend: Haagwinde bedekt nog slechts 0.5% en valt hiermee terug op het niveau van 2016. De plotse afname blijkt uit het verdwijnen van dominanties in een groot aantal polygonen en de afname in dominantie in andere polygonen (Figuur 3.34 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). De reden hiervoor is onduidelijk.



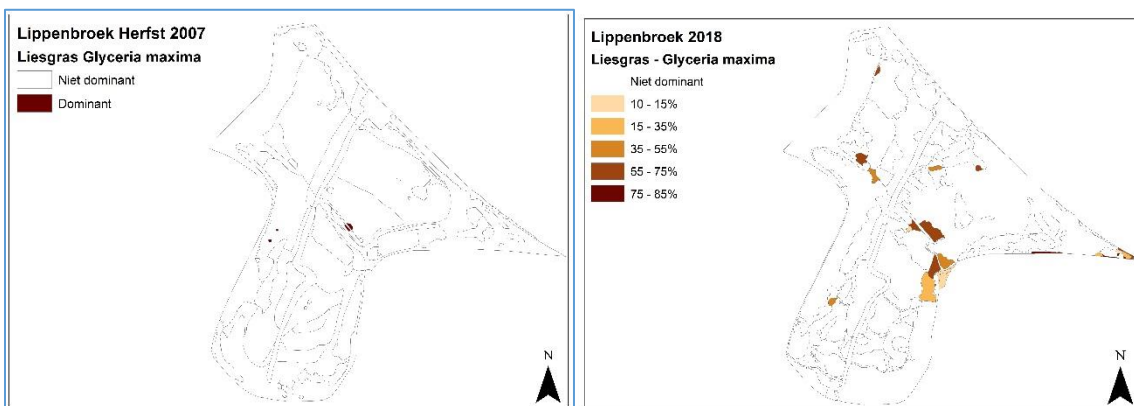
Figuur 3.33 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* in het Lippenbroek tijdens de herfst van 2007 (links) en de zomer van 2019 rechts)

OMES Intergetijdengebieden Lippenbroek

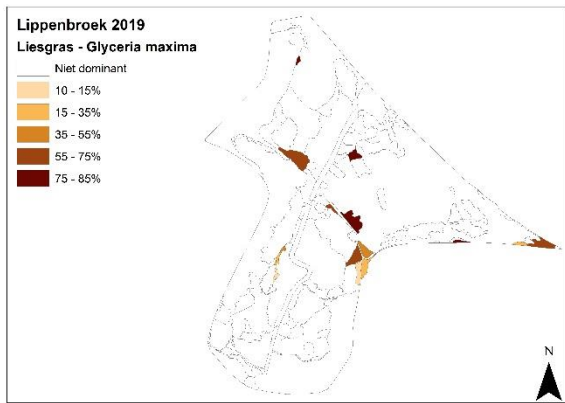


Figuur 3.34 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Haagwinde Convolvulus sepium in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2018 (links) en de zomer van 2019 (rechts).

Liesgras tot slot kent sinds 2015 een geleidelijke afname in areaal in het Lippenbroek, welke ten dele gecompenseerd wordt door een verdichting op andere locaties. De soort maakt voornamelijk plaats voor Riet, hoewel in sommige polygonen ook Grote Lisdodde en/of Watermunt de concurrentieslag met Liesgras winnen. In de herfst van 2007 werd de soort in slechts 4 kleine polygonen als dominant aanzien (Figuur 3.35). In 2015 was het aandeel bedekt door Liesgras gestegen tot 3.0% (ofwel 0.2 ha). Sindsdien is een afname waarneembaar tot 1.2% (0.1 ha) in 2018. Voor 2019 werd opnieuw een lichte toename waargenomen, tot 1.6%, het gevolg van verdichting en een beperkte uitbreiding op een aantal locaties (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** Figuur 3.36).



Figuur 3.35 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Liesgras Glyceria maxima in het Lippenbroek tijdens de herfst van 2007 (links) en de zomer van 2018 (rechts).

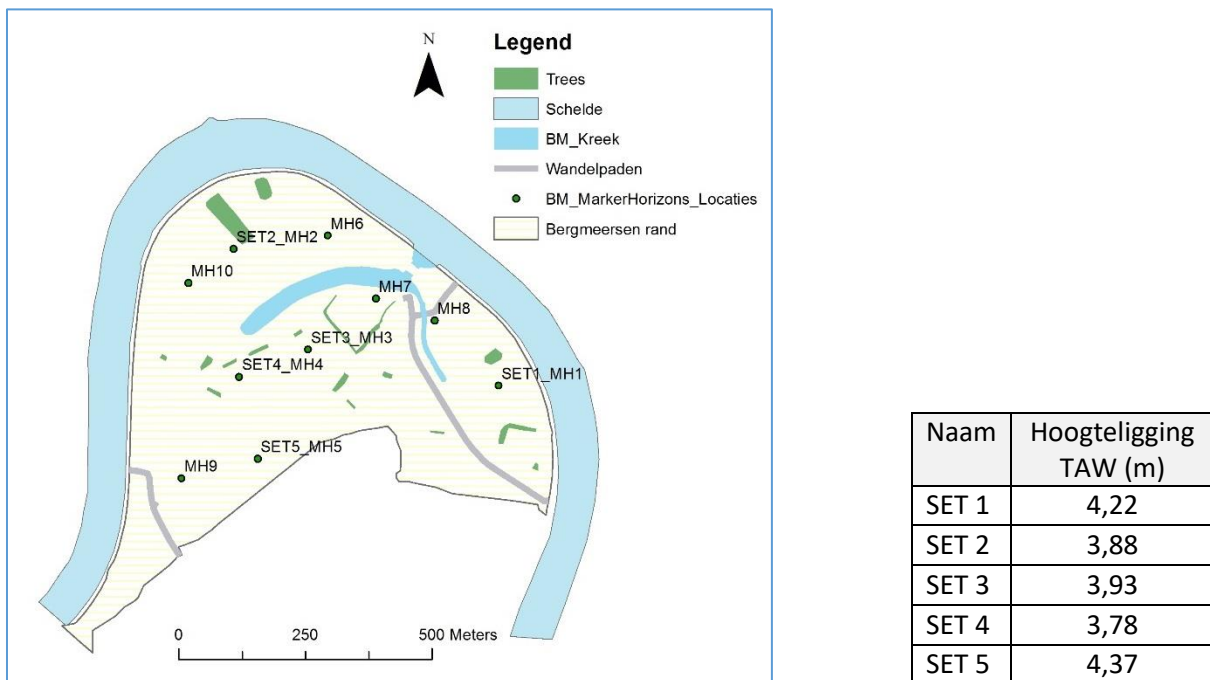


Figuur 3.36 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Liesgras *Glyceria maxima* in het Lippenbroek tijdens de zomer van 2019.

4 BERGENMEERSEN

4.1 INLEIDING

Eén van de Sigma-projectgebieden uit de cluster “Kalkense Meersen” is Bergenmeersen, gelegen te Wichelen. De omvorming van het gebied van GOG naar GOG-GGG startte in maart 2012 en werd afgerond in april 2013. Deze omvorming had tot doel een zo gunstig mogelijk getij in te stellen waardoor een intergetijdengebied ontstaat dat een bijdrage kan leveren aan het functioneren van de Schelde als ecosysteem. Bovendien moet het gebied op een duurzame manier te beheren blijven, mag de veiligheidsfunctie als GOG nooit in het gedrang komen en mag er geen overlast naar omwonenden ontstaan. Bij dit laatste wordt onder andere gedacht aan de komst van knijten (soort steekvliegjes) naar het gebied, welke voor omwonenden mogelijks hinder kunnen veroorzaken. Ter voorkoming van een hinderlijke knijtenpopulatie dichtbij achtertuinen die grenzen aan het gebied, werd dan ook lokaal, tegen de ringdijk aan, een depressie opgehoogd. Op basis van al deze randvoorwaarden is naar een geschikt getijregime gezocht.



Figuur 4.1: Overzicht van de meetlocaties van de SET's en de Marker Horizon's te Bergenmeersen. Indien zowel een SET als een MH op dezelfde plaats aanwezig waren, worden beiden in de naam vermeld. Verder wordt de oorspronkelijke hoogteligging van de SET's opgeijst.

4.2 SEDIMENTATIE EN EROSIEPROCESSEN

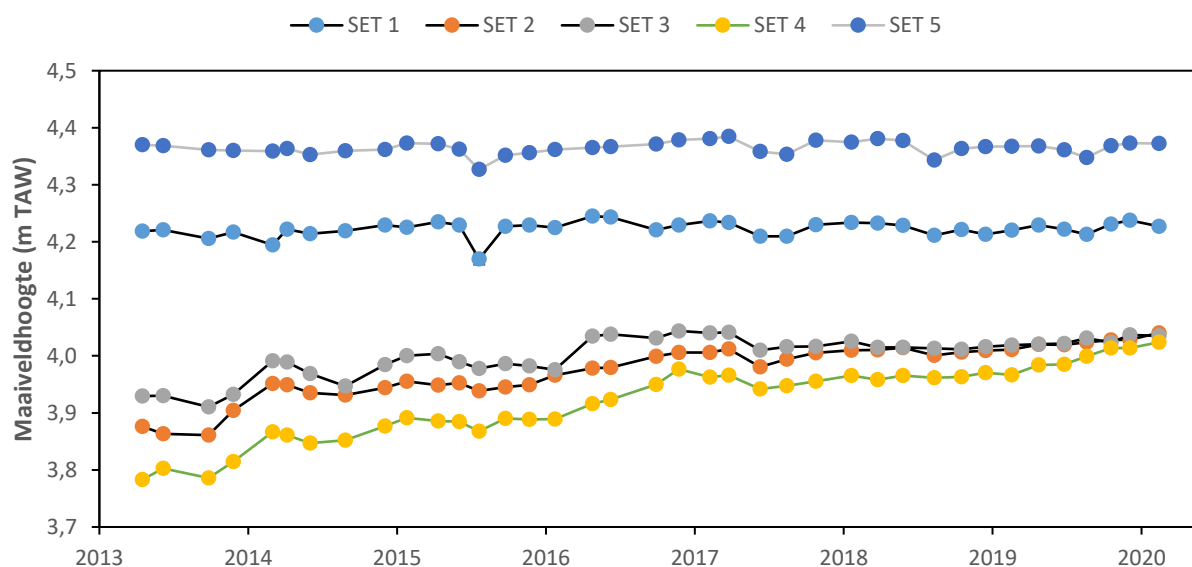
Om de gevolgen van het getijde op de sedimentatie- en erosieprocessen te bestuderen werd een gelijkaardige aanpak gevolgd als bij Lippenbroek. Zo werden op vijf verschillende locaties SET-infrastructuur aangelegd (Figuur 4.1). Om verder ook de beweging van de onderliggende grondlagen, zijnde zwelling of inklinking, te kunnen detecteren, werden bijkomend tien Marker Horizon's (MH) geplaatst. Vijf van deze MH's liggen bij een SET, de overige vijf liggen ruimtelijk gespreid (Figuur 4.1). SET 5 en SET 1 liggen op de hogere delen van het gebied, SET 4 in een lager gedeelte. De oorspronkelijke hoogten van SET 2 en SET 3 situeren zich daartussen (zie tabel bij Figuur 4.1).

4.2.1 Surface Elevation Table (SET)

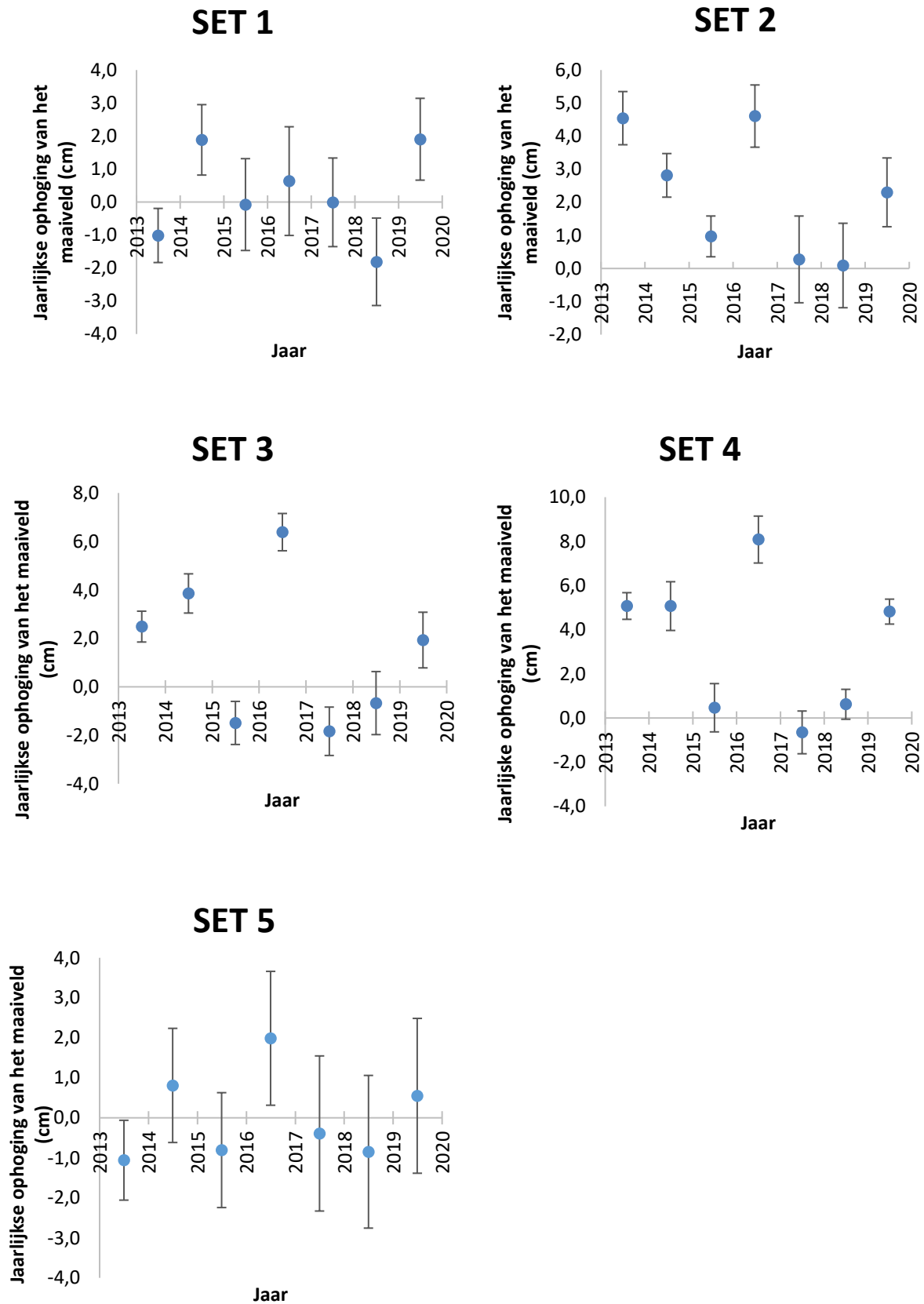
Figuur 4.2 geeft de evolutie van de verschillende SET's sinds de opstart van het GGG weer. De hoger gelegen SET's 1 en 5 veranderden sinds de opstart van het GGG weinig. De afgelopen jaren kenden beide SET's af en toe een lichte daling van het maaiveld, wellicht door een tijdelijke sluiting van de sluzen, met inklinking van de ondergrond als gevolg. Wanneer het normale tijregime opnieuw werd ingesteld, veerden beide locaties snel terug naar hun initiële maaiveldhoogte, wellicht ten gevolge van het opnieuw zwellen van de ondergrond. Tijdens 2019 werd een lichte maaiveldophoging van 1.9 ± 1.3 cm bij SET 1 vastgesteld. De maaiveldhoogte bedroeg hier eind 2019 4.23 ± 0.02 m TAW. De maaiveldhoogte ter hoogte van SET 5 vertoonde geen wijziging in 2019 (4.37 ± 0.03 m TAW).

De drie lager gelegen SET's vertoonden allen een lichte ophoging. SET 3, initieel geïnstalleerd in 2013 op een maaiveldhoogte van 3.93 m TAW, hoogde in 2019 op met 1.9 ± 1.1 cm, tot een hoogte van 4.04 ± 0.01 m TAW. SET 2 kende bij de opstart een maaiveldhoogte van 3.87 m TAW en onderging in 2019 een ophoging van 2.3 ± 1.0 cm, tot een hoogte van 4.03 ± 0.01 m TAW. SET 4, met een hoogteligging in 2013 van 3.78 m TAW de initieel laagst gelegen SET, hoogde in 2019 op met 4.8 ± 0.6 cm tot een hoogte van 4.02 ± 0.01 m TAW. Zoals te zien is in Figuur 4.2 kwam de maaiveldhoogte ter hoogte van de drie laagst gelegen SET's op bijna identieke hoogte te liggen eind 2019, een evolutie die tevens in het Lippenbroek werd waargenomen.

De waargenomen jaarlijkse ophoging van het maaiveld varieerde voor alle SET's sterk door de jaren heen. Hierbij wordt sedimentatie afgewisseld met stabilisatie of in sommige gevallen zelfs krimp dan wel mineralisatie. Figuur 4.3 geeft de berekende jaarlijkse sedimentatieratio's per SET weer. Hieruit kunnen vooralsnog weinig conclusies worden getrokken met betrekking tot de snelheid van sedimentatie, de variaties tussen de jaren is immers veel te groot. Dit komt wellicht doordat het getij, de belangrijkste sturende factor voor de sedimentatie, de voorbije jaren frequent ernstig verstoord werd door vuilophoping voor de sluzen of het tijdelijk sluiten ervan.



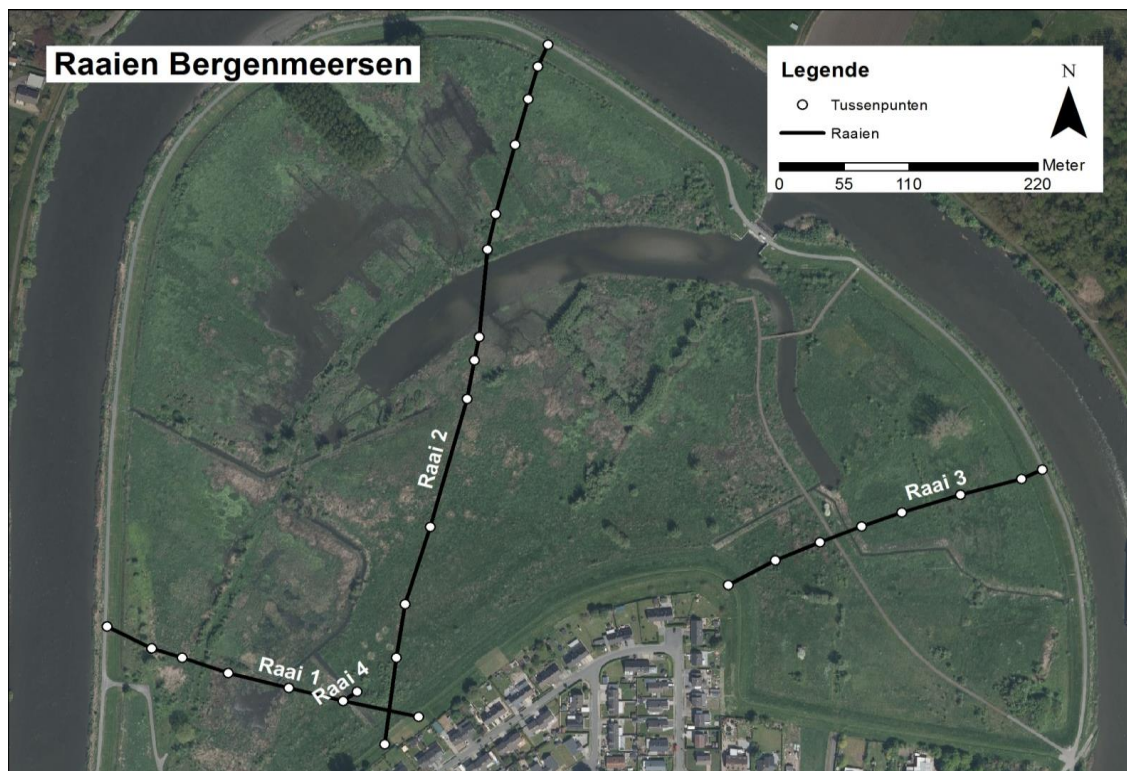
Figuur 4.2: Evolutie van de maaiveldhoogte voor de verschillende SET-opstellingen te Bergenmeersen.



Figuur 4.3: Jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte voor SET 1 (linksboven), SET 2 (rechtsboven), SET 3 (linksmidden), SET 4 (rechtsmidden) en SET 5 (linksonder)

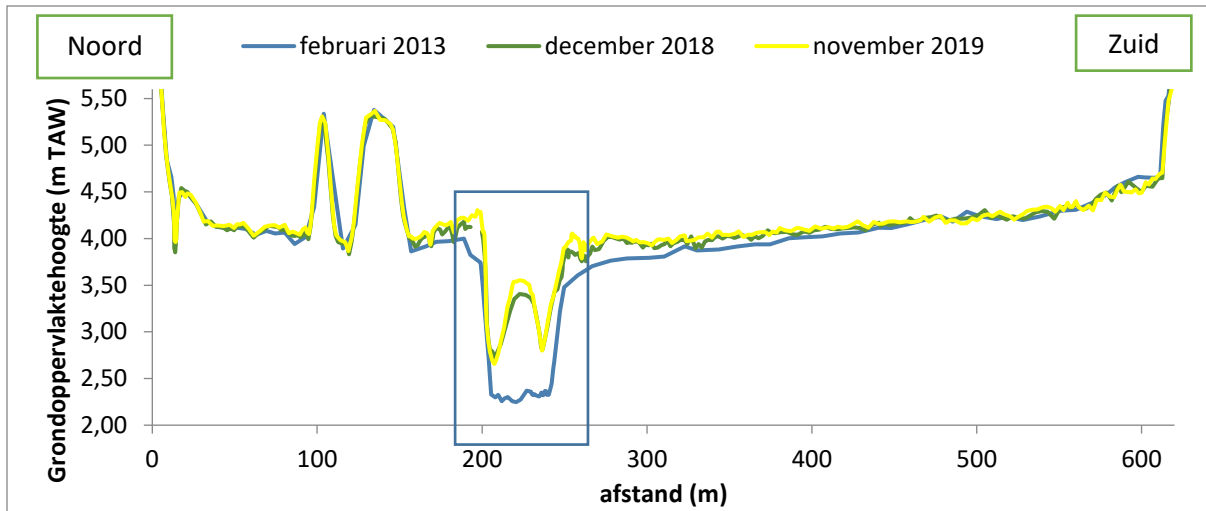
4.2.2 Raaien

De sedimentatie- en erosiedynamiek wordt ook opgevolgd via hoogtemetingen op vastgelegde transecten (raaien). De hoogteligging wordt hierbij bepaald met een RTK-GPS met een precisie van 1-2 cm langsheen de Z-as (hoogte-as). Een overzicht van de drie vastgelegde raaien en het kreektransect, die sinds de opstart van het GGG jaarlijks werden ingemeten, wordt gegeven in Figuur 4.4.

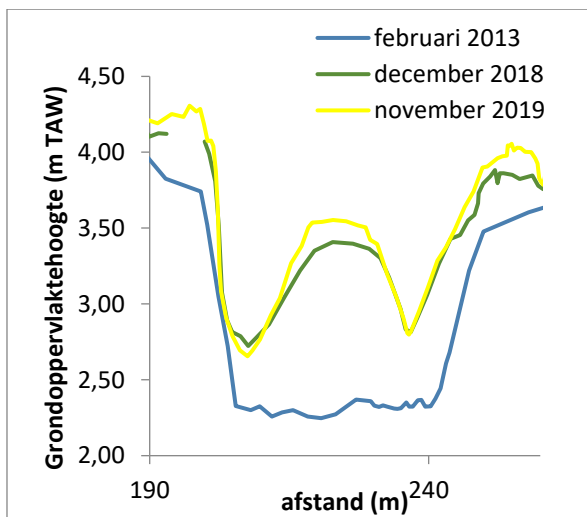


Figuur 4.4: Overzicht van de vier transecten (raaien) die Bergenmeersen doorkruisen

In 2019 veranderde de maaiveldhoogte ter hoogte van de raaien nauwelijks ten opzichte van 2018. Wel traden beperkt, te verwachten, veranderingen op in de hoofdkreek. Centraal in die grote kreek is de voorbije jaren door sterke sedimentatie een brede plaat ontstaan, waarvan het hoogste punt in 2019 op 3.55 m TAW lag, bijna 15 cm hoger dan in 2018 (Figuur 4.5; Figuur 4.6). Een gelijkaardige ophoging deed zich voor over bijna de hele plaat. Na 7 jaren GGG-werking hoogden bepaalde delen van de initieel laag gelegen hoofdgeul met in totaal 1.29 meter op langsheen de raai, hetgeen neerkomt op een gemiddelde opslibbingssnelheid van rond ca 20 cm op jaarbasis. Andere delen van de gegraven hoofdgeul langsheen de raai hoogden minder snel op. Doorheen de raai lopen ook twee natuurlijk gevormde krekken. De meest noordelijk gelegen kreek is de grootste kreek die het overgrote deel van het westelijke en het noordelijke gebied ontwaterd. De thalweghoogte van deze kreek daalde van 2.72 m TAW in 2018 naar 2.65 m TAW in 2019, waarmee de thalweg op bijna dezelfde hoogte komt te liggen als in 2017, toen ze op 2.63 m TAW lag. De thalweghoogte van de zuidelijke kreek bleef ongeveer op gelijke hoogte vergeleken met 2018, toen deze op een hoogte van 2.82 m TAW gelegen was. Verder is tevens te zien dat de oeverwallen merkkelijk hoger zijn komen te liggen, tot wel 20 cm ten opzichte van 2018. Een sterke toename in 2019 van plantensoorten zoals Riet *Phragmites australis* in de onmiddellijke omgeving, kunnen een deel van de sterke sedimentatie verklaren.



Figuur 4.5: Overzicht van het verloop van Raai 2 voor 2013 (blauw), 2018 (groen) en 2019 (geel)



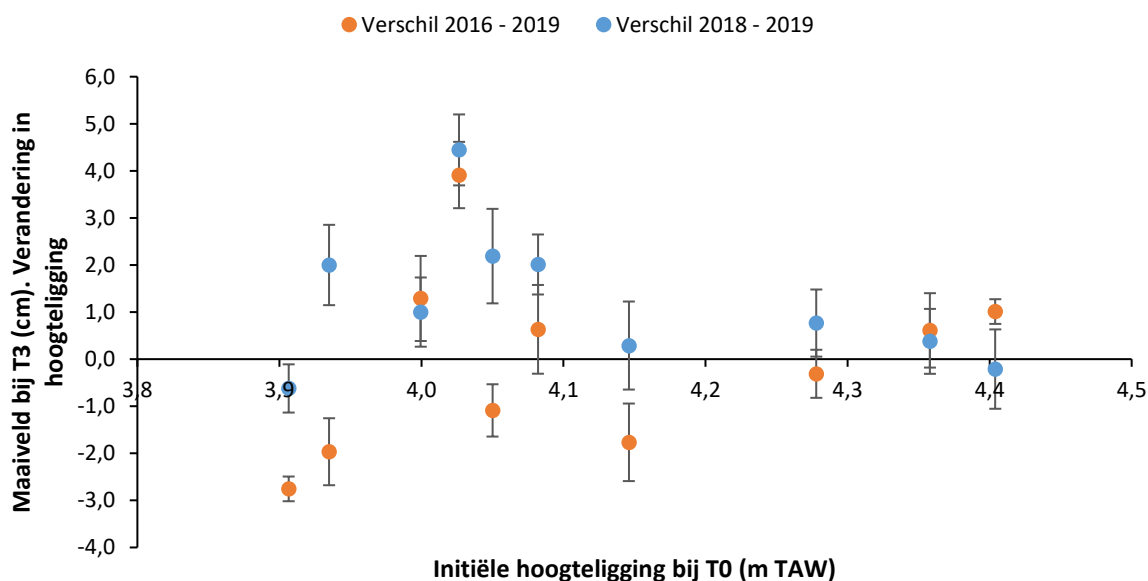
Figuur 4.6: Detail van het verloop van de lagere delen van Raai 2 voor 2013 (blauw), 2018 (groen) en 2019 (geel)

4.2.3 Marker Horizons (MH)

In april 2014 werden 10 kaolienveldjes als de Marker Horizon (MH) aangelegd (Figuur 1.11). Deze werden in 2016 aangevuld met metalen plaatjes als MH, welke beter geschikt bleken. Drie van deze metalen plaatjes Marker Horizons werden ingegraven op een maaiveldhoogte tussen 3.90 en 4.00 m TAW, 4 op een hoogte tussen 4.01 en 4.10 m TAW en telkens 1 Marker Horizon op een hoogteligging tussen 4.11 en 4.20 m TAW, tussen 4.21 en 4.30 m TAW en tussen 4.31 en 4.40 m TAW. De nulmeting van deze nieuwe Marker Horizons gebeurde op 28 november 2016. In 2019 werd de meting uitgevoerd op 17 april 2019.

In tegenstelling tot 2018, toen voor de meeste laag gelegen punten een lichte daling van het maaiveldhoogte werd genoteerd, werd voor 2019 een lichte stijging waargenomen (Figuur 4.7). De hoogste toename werd genoteerd voor MH4, die steeg met 4.4 ± 0.8 cm. De maaiveldhoogte ter hoogte van de meer hoger gelegen Marker Horizons wijzigde voor 2019 weinig. Sinds de eerste meting van de metalen plaatjes Marker Horizons in 2016 worden geen grote veranderingen van de maaiveldhoogte waargenomen. De waargenomen maaiveldhoogteverandering situeert zich

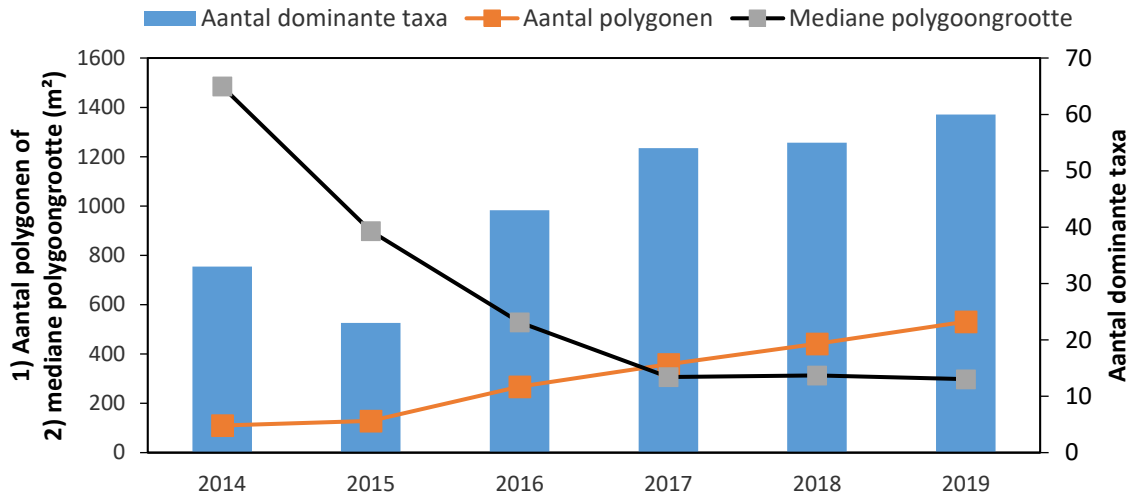
tussen -2.8 ± 0.3 cm en $+3.9 \pm 0.7$ cm. Opvallend is dat voor een aantal lager gelegen locaties er een daling van de maaiveldhoogte valt waar te nemen over de beschouwde periode. Dit is vermoedelijk een gevolg van inklinking, maar een eenduidige verklaring is niet meteen voorhanden.



Figuur 4.7: Verandering in hoogteligging van het maaiveld ter hoogte van de Marker Horizons drie jaar na de start van de metingen in 2016. Elk punt stelt een individuele Marker Horizon met bijbehorende fout voor. De toename voor 2019 wordt weergegeven in het blauw, de totale toename sinds de opstart van de metingen wordt met oranje punten weergegeven.

4.3 VEGETATIE

In september 2019 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd. Hierbij werd de aanwezige vegetatie opgedeeld in homogene blokken. Binnen deze blokken ('polygonen') werden vervolgens alle aanwezige soorten genoteerd en werden de dominanties van alle soorten die meer dan 10% van het oppervlak innamen ingeschat volgens de LONDO-schaal. Dit resulteerde uiteindelijk in de afbakening van 531 polygonen. De grootte van de verschillende polygonen varieerde tussen 9 en 13.467 m², met een mediane grootte van 298 m². 60 plantentaxa werden minimaal eenmaal als dominant aanzien. Het aantal polygonen neemt jaar na jaar toe, van 110 in 2014 naar 531 in 2019 (Figuur 4.8) en de daaraan gekoppelde mediane polygoongrootte neemt sterk af, van 1485m² in 2014 naar 298m² in 2019 (Figuur 4.8). De toename van het aantal polygonen kan verklaard worden door de effecten van het getij, waarbij na een aantal jaren dominanties van homogene vegetaties zoals graslanden, die bij de start van het GGG nog hoge bedekkingen haalden, gebroken werden. Door de dynamiek en de vernatting konden allerlei soorten de vrijgekomen locaties koloniseren en in sommige gevallen nadien verder uitgroeien tot homogene patches. Daaraan gekoppeld zien we dat het aantal taxa die als dominant aanzien worden sinds 2015 sterk toeneemt van 23 in 2015 naar 60 in 2019 (Figuur 4.8). Ten overstaan van 2018 stijgt het aantal dominante taxa licht en daalt de mediane polygoongrootte in 2019 beperkt. Wel neemt het aantal polygonen nog substantieel toe ten overstaan van 2018. Dit kan verklaard worden door de vestiging en ontwikkeling van pioniersvegetaties op delen van de slikken, waarbij deze grote homogene polygonen in 2018 dienden opgesplitst te worden naar kleinere homogene eenheden.



Figuur 4.8: Overzicht van de evolutie van het aantal dominante taxa, het aantal polygonen en de mediane polygoongrootte voor de periode 2014-2019.

Bij de opstart van het GGG in 2013 was het grootste deel van het gebied grasland. Tijdens de gebiedskartering in de zomer van 2014 bedekten Grassen *Poaceae* ongeveer 12.1 ha (Figuur 4.9). In deze graslanden werden tevens hoge bedekkingen van Kruipende Boterbloem *Ranunculus repens* vastgesteld (Figuur 4.9). In 2015 trad er een toename in het areaal bedekt door Grassen op, tot 15.2 ha, wellicht ten gevolge van het grotendeels verdwijnen van Kruipende Boterbloem uit deze graslanden enerzijds en het verdichten van de grasmat anderzijds. Vervolgens neemt het areaal bedekt door Grassen stelselmatig af, tot een oppervlakte van 6.6 ha in 2019 (Figuur 4.9). Dominanties van Kruipende Boterbloem zijn in 2019 marginaal vertegenwoordigd te Bergenmeersen. Dominanties van Grassen situeren zich in 2019 nog voornamelijk langs de randen van het gebied en tevens in het hoger gelegen oostelijke deel (Figuur 4.12). Op de droge delen treedt tevens verruiging van de graslanden op. Soorten zoals Akkerdistel *Cirsium arvense*, Braam sp *Rubus sp*, Grote Brandnetel *Urtica dioica* en Haagwinde *Convolvulus sepium* bedekten in 2019 respectievelijk 1.1 ha, 0.3 ha, 1.4 ha en 1.0 ha. Braam sp neemt sinds 2014 gestaag toe in het gebied (Figuur 4.9 rechts), maar blijft in verspreiding beperkt tot de hoogst gelegen delen van het gebied (Figuur 4.12 rechts). De bedekkingen van Akkerdistel en Grote Brandnetel kennen een grilliger verloop met hogere bedekkingen in 2014 en 2015, waarna een terugval werd vastgesteld in 2016. Beiden kenden opnieuw een sterke toename in 2019 (Figuur 4.9 rechts). De verspreiding van dominanties van Akkerdistel blijft beperkt tot de drogere, zuidelijk gesitueerde delen (Figuur 4.13 links), daar waar Grote Brandnetel tevens dominanties kent centraal, in de meer vochtige delen van het gebied (Figuur 4.13 rechts). Haagwinde neemt sinds 2014 gestaag toe, met een kleine dip in 2017 (Figuur 4.9 rechts). De soort situeert zich tevens voornamelijk langsheen de drogere randen van het gebied, met vooral uitgesproken dominanties in het oostelijke deel van Bergenmeersen (Figuur 4.14 links).

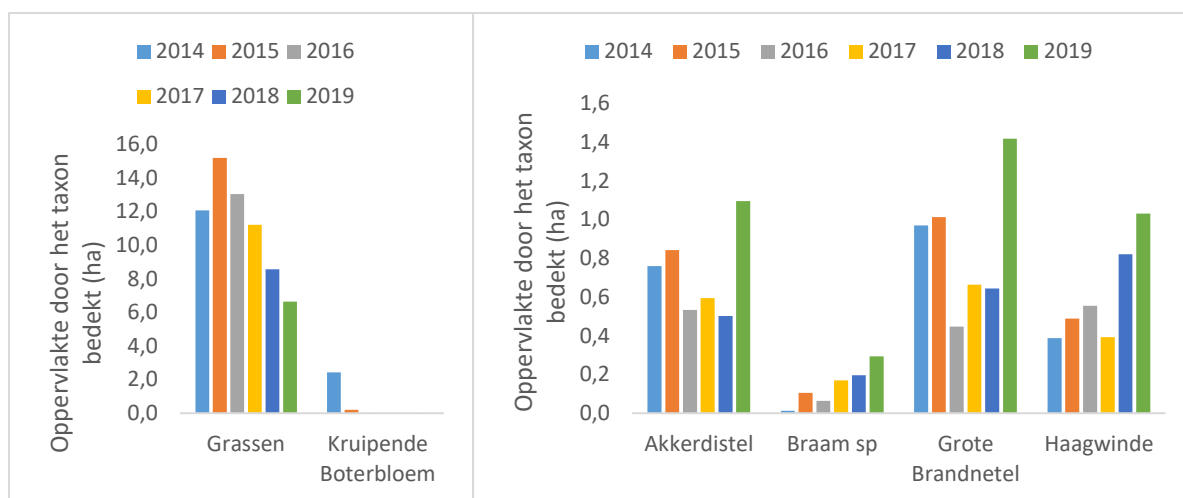
Het slikareaal kende in 2017 een serieuze terugval, van 3.9 ha in 2016 naar 2.0 ha in 2017. In 2019 werd een beperkte terugval genoteerd tot 1.8 ha (Figuur 4.10). Een deel van deze slikken werd doorheen de jaren gekoloniseerd door allerhande pionierssoorten. Zo kende Beklierde Duizendknoop *Persicaria lapathifolia* een duidelijke piek in bedekking in 2017 (Figuur 4.10), niet toevallig na problemen met de inwatering via de sluisen. Dominanties van de soort daalden de daaropvolgende jaren spectaculair, met een dominantie in 2019 in slechts twee polygonen (Figuur 4.14 rechts). Ook Knikkend Tandzaad *Bidens cernua* piekte in 2017 (Figuur 4.10). Dominanties bleven in 2019 beperkt tot de randen van de grote slikpartij ten noorden van de hoofdkreek (Figuur 4.15). Het voorkomen van

dominanties van zowel Ridderzuring *Rumex obtusifolius* als Perzikkruid *Persicaria maculosa* is in het GGG beperkt gebleven (Figuur 4.10). Enkel in 2014 en 2015 werden iets hogere bedekkingen van Ridderzuring waargenomen in het gebied. In 2019 werden geen dominanties van Ridderzuring meer in het GGG vastgesteld. Voor Perzikkruid bleven dominanties beperkt tot 2 twee polygonen (Figuur 4.15 rechts). Vegetaties gedomineerd door Waterpeper *Persicaria hydropiper* kenden in 2018 een sterke piek in voorkomen. Toen bedekte de soort immers 1.6 ha. 2019 werd getypeerd door een terugval van de soort, waarbij de oppervlakte bedekt door de soort halveerde, tot 0.7 ha (Figuur 4.10). Deze dominanties situeerden zich voornamelijk rondom de noordelijke slikpartij en rondom de hoofdkreek (Figuur 4.16 links).

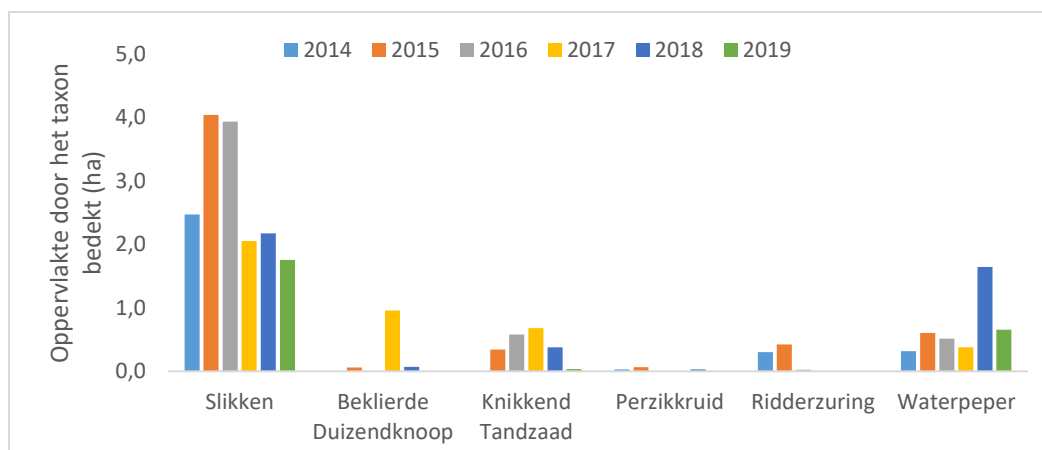
Voor enkele typische moerassoorten zien we een tweeledig beeld. Enerzijds zien we soorten zoals Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* en Grote Lisdodde *Typha latifolia* die niet, of in heel beperkte mate zijn toegenomen sinds 2014, terwijl andere soorten zoals Liesgras *Glyceria maxima*, Riet *Phragmites australis* en Rietgras *Phalaris arundinaceus* wel sterke toenames vertonen in dominanties (Figuur 4.11). Zo was de bedekking van Grote Kattenstaart in 2019 beperkt tot het laagste niveau sinds 2014, met een bedekking van slechts 0.1 ha. De dominanties beperkten zich voornamelijk tot de gebieden rondom de noordelijke slikpartij en rondom de hoofdkreek (Figuur 4.16 rechts). Grote Lisdodde neemt op heel wat plekken toe, maar verliest op andere locaties ook terrein aan voornamelijk Riet. De bedekking van de soort bedroeg in 2019 1.9 ha en komt verspreid in het gebied voor (Figuur 4.17 links). Ook Liesgras zit op eenzelfde spoor, met uitbreiding in het gebied aan de ene kant, maar een verlies aan areaal aan Riet aan de andere kant. Bedekking door Liesgras was in 2019 goed voor 1.9 ha en de verspreiding situeert zich voornamelijk aan de westelijke zijde van de hoofdgeul (Figuur 4.17 rechts). Zowel Riet als Rietgras ondergingen sinds 2014 een gestage toename. Met een oppervlakte van 9.2 ha is Rietgras de soort geworden die de grootste oppervlakte inneemt te Bergenmeersen, gevolgd door Grassen met 6.6 ha. De oppervlakte bedekt door de soort is met 1.1 ha toegenomen ten overstaan van 2018. Rietgras vormt in Bergenmeersen grote, vlakvormige begroeiingen (Figuur 4.18 links). Frequente overstromingen in het groeiseizoen vormt voor vele soorten een probleem, maar Rietgras is daar weinig gevoelig voor, waardoor de soort de overhand kan nemen in graslanden ten nadele van veel graslandsoorten. Bovendien is de soort resistent tegen grote schommelingen in waterstanden. De uitbreiding van Riet-gedomineerde vegetaties liep in de eerste jaren na de ingebruikname van het gebied als GGG nog gestaag, maar sinds 2018 lijkt ook deze soort een versnelling hoger te zijn geschakeld wat betreft het uitbreiden van zijn areaal. Zo nam de bedekking van Riet te Bergenmeersen toe met 0.9 ha tot 3.1 ha in 2019 ten overstaan van 2018 (Figuur 4.11). Naast enkele grote clusters in het gebied valt tevens het voorkomen van kleine kernen in heel het gebied op (Figuur 4.18 rechts). Deze kernen zullen de komende jaren wellicht nog sterk uitbreiden.

Tot slot nemen de bedekkingen van Wilg *Salix sp* ook toe in het gebied. In 2019 werd reeds 2.0 ha gedomineerd door dit taxon, een aangroei met 0.7 ha ten aanzien van 2018 (Figuur 4.11) Dit wordt voornamelijk veroorzaakt doordat heel wat van de bomen die in 2014 en 2015 zijn gekiemd, sterk uitgegroeid zijn. De clusters van dominanties situeren zich voornamelijk op de iets hoger gelegen delen, welke vermoedelijk door de uitgevoerde werken tijdens de aanleg van het GGG in ideale kiemingsomstandigheden voorzagen voor een vlotte kieming van heel wat Wilgen (Figuur 4.19).

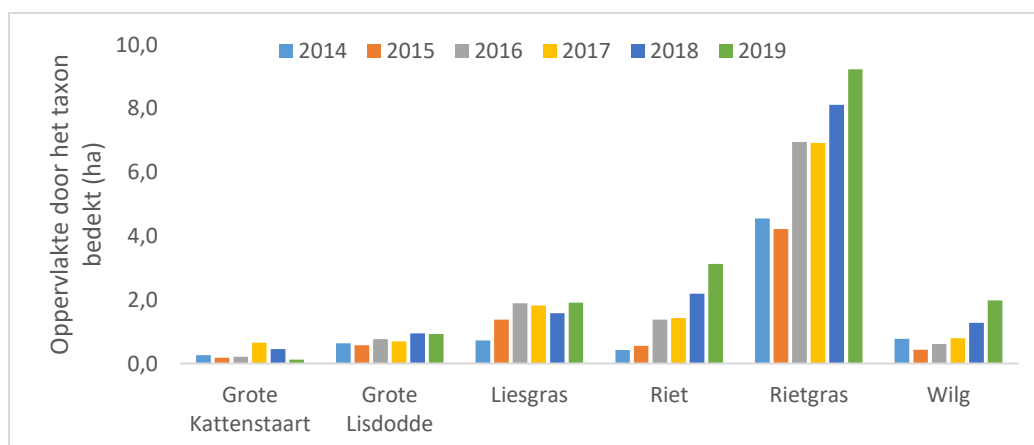
OMES Intergetijdengebieden Bergenmeersen



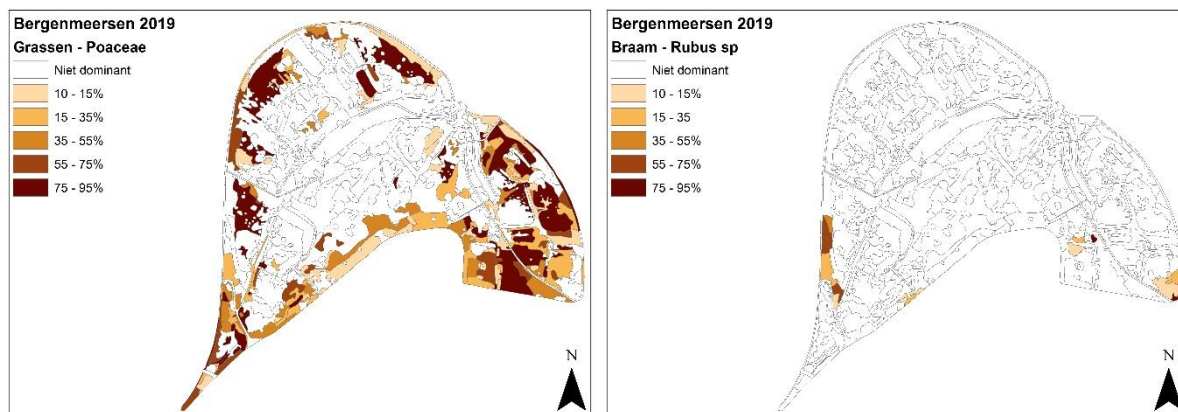
Figuur 4.9: Overzicht van de bedekte oppervlakte (in ha) voor de periode 2014 – 2019 voor Grassen Poaceae en Kruidende Boterbloem Ranunculus repens (links) en voor Akkerdistel Cirsium arvense, Braam sp Rubus sp, Grote Brandnetel Urtica dioica en Haagwinde Convolvulus sepium (rechts).



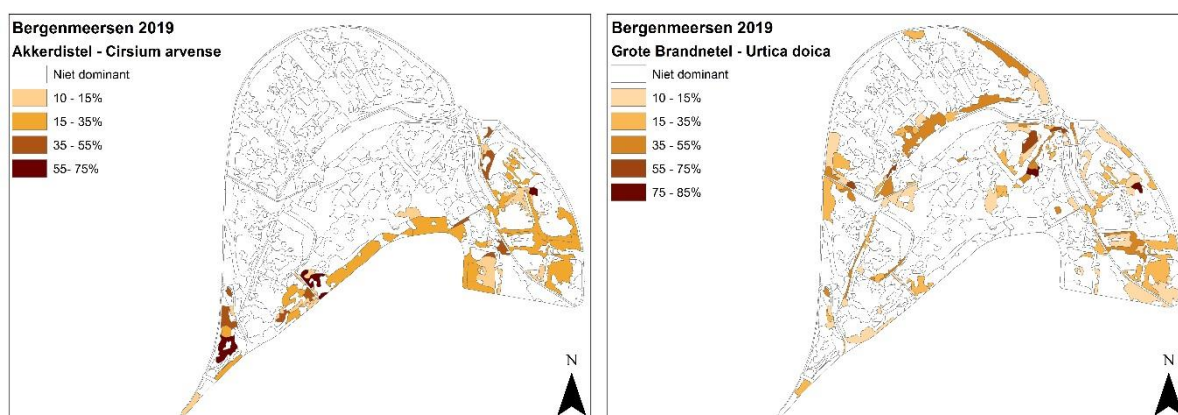
Figuur 4.10: Overzicht van de bedekte oppervlakte (in ha) voor slikken, Beklierde Duizendknoop Persicaria lapathifolia, Knikkend Tandzaad Bidens cernu, Perzikkruid Persicaria maculosa, Ridderzuring Rumex obtusifolius en Waterpeper Persicaria hydropiper voor de periode 2014 – 2019 te Bergenmeersen.



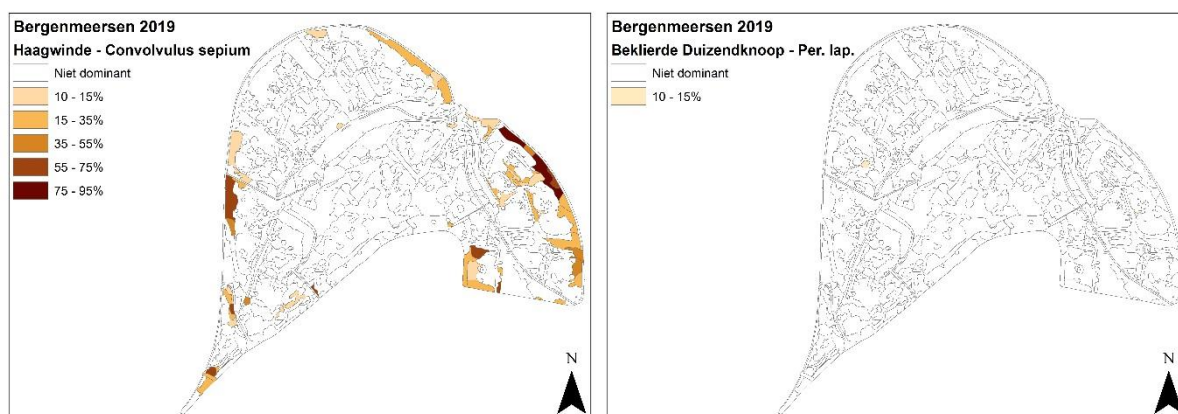
Figuur 4.11: Overzicht van de bedekte oppervlakte (in ha) voor Grote Kattenstaart Lythrum salicaria, Grote Lisdodde Typha latifolia, Liesgras Glyceria maxima, Riet Phragmites australis, Rietgras Phalaris arundinaceus en Wilg sp Salix sp voor de periode 2014 – 2019 te Bergenmeersen.



Figuur 4.12 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grassen Poaceae te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Braam Rubus sp (rechts)

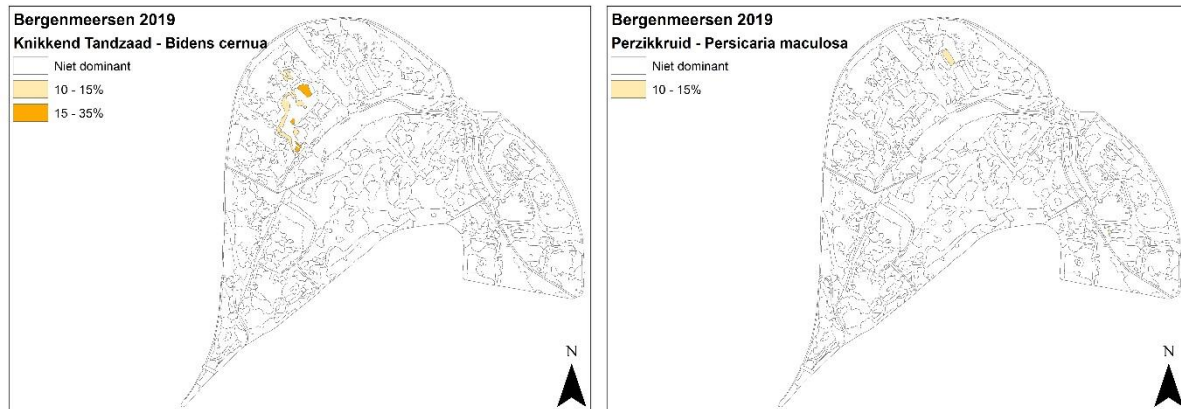


Figuur 4.13 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Akkerdistel Cirsium arvense te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Grote Brandnetel Urtica dioica (rechts)

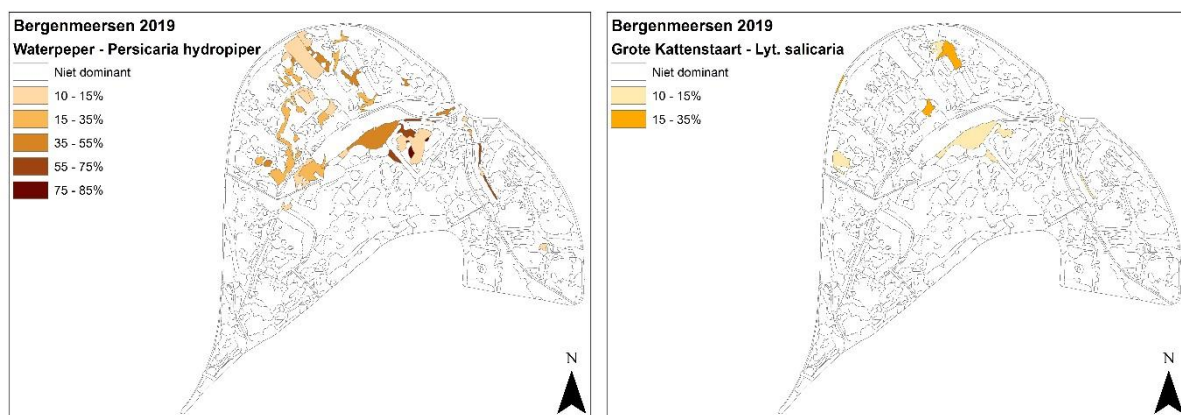


Figuur 4.14 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Haagwinde Convolvulus sepium te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Beklierde Duizendknoop Persicaria lapathifolia (rechts).

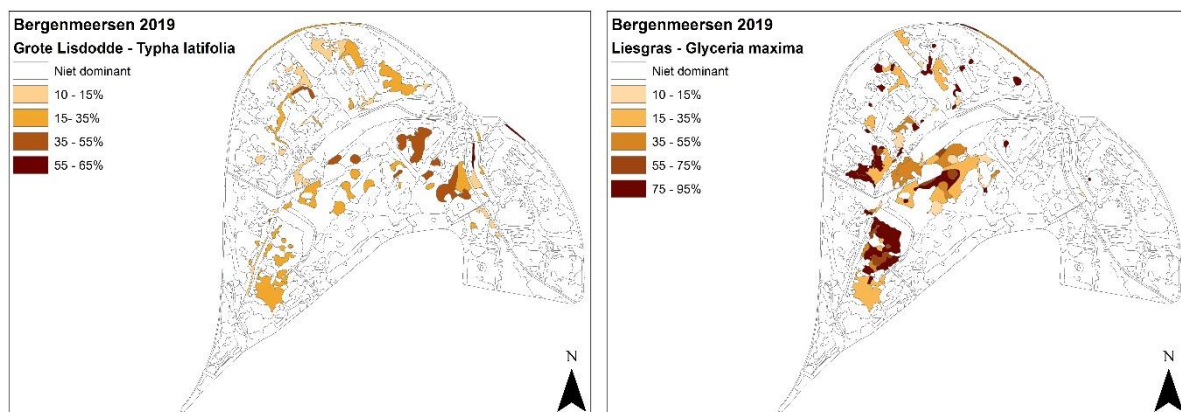
OMES Intergetijdengebieden Bergenmeersen



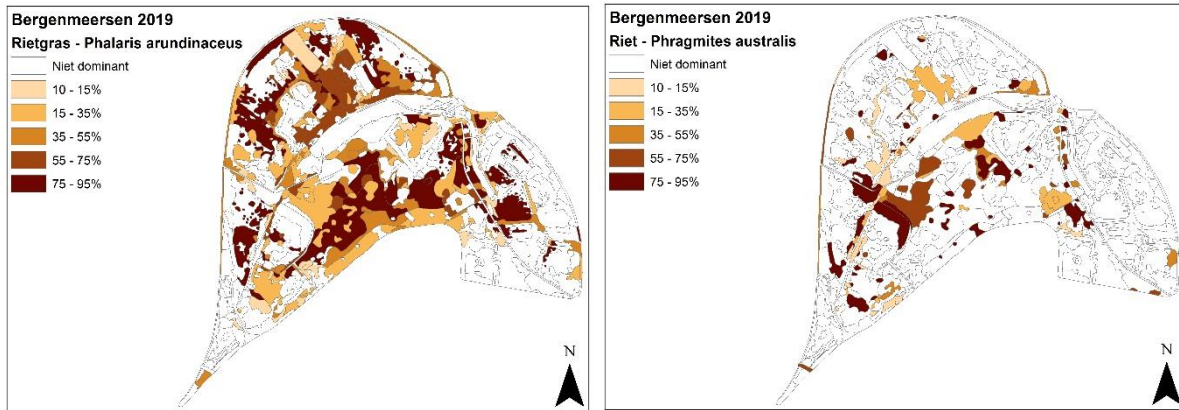
Figuur 4.15 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Knikkend Tandzaad *Bidens cernua* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Perzikkruid *Persicaria maculosa* (rechts)



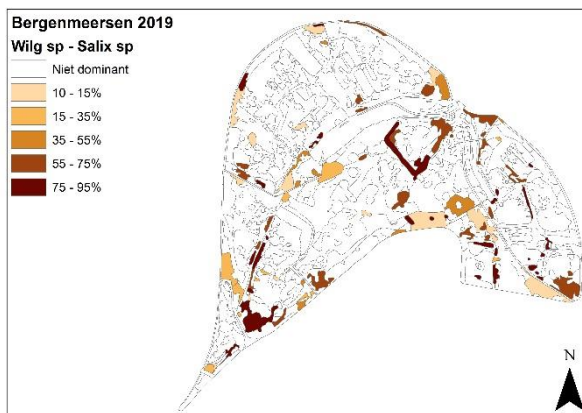
Figuur 4.16 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Waterpeper *Persicaria hydropiper* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* (rechts)



Figuur 4.17 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Lisdodde *Typha latifolia* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Liesgras *Glyceria maxima* (rechts).



Figuur 4.18 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Rietgras *Phalaris arundinaceus* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019 (links) en van Riet *Phragmites australis* (rechts).

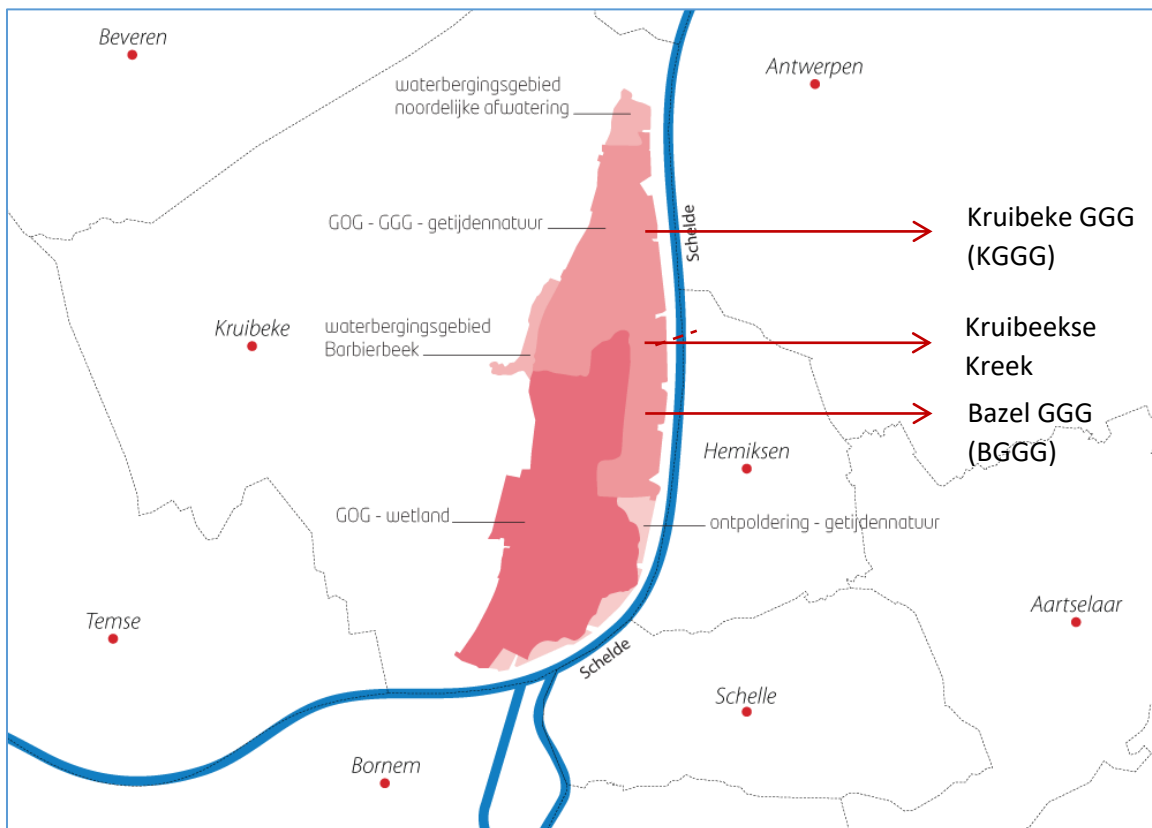


Figuur 4.19: Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg *Salix sp* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2019

5 KRUIBEKE GGG

5.1 INLEIDING

In 1994 werd door de Vlaamse Regering beslist dat de polders van Kruikeke, Bazel en Rupelmonde (KBR, ook “de Polders van Kruikeke” genaamd), die in het oorspronkelijke Sigmaplan van 1976 enkel als GOG aangeduid waren, een extra invulling als natuurgebied zouden krijgen. Zo werd 150 ha afgebakend als weidevogelgebied en moet 300 ha slikken en schorren de compensatie vormen voor elders verdwenen estuariene natuur. Voor de ontwikkeling van deze slikken en schorren wordt in een deel van de Polders van Kruikeke beroep gedaan op het GGG-concept. Hierbij wordt door middel van sluisconstructies met afzonderlijke in- en uitlaat een gereduceerd getij, met behoud van springtij-doodtijvariatie, in de polder geïntroduceerd. De werkzaamheden voor de omvorming van verschillende deelgebieden naar een GOG-GGG zijn bijna volledig afgerond: het GGG-deelgebied te Bazel (Bazels GGG of BGGG) is vanaf 2014 in werking gesteld, het Kruikeke GGG en Kruikeekse Kreek in 2017. Deze delen werden samen aangeduid voor de ontwikkeling van dit type estuariene natuur; de Fasseit polder werd in 2018 via ontpoldering terug omgevormd tot getijdennatuur.



Figuur 5.1 Situering van de 3 GGG gebieden (Kruikeke GGG, Kruikeekse Kreek, Bazel GGG) binnen de Polders van Kruikeke. Bron: <http://www.sigmaplan.be/nl/projectgebieden/kruikeke-bazel-rupelmonde>.

Voor de opstart van het Kruikeeks GGG was het wachten tot 24 juni 2017 toen de sluisen feestelijk werden opgezet. Vanaf deze datum wordt het 135 hectare grote overstromingsgebied dagdagelijks tweemaal met Scheldewater bevoeid.

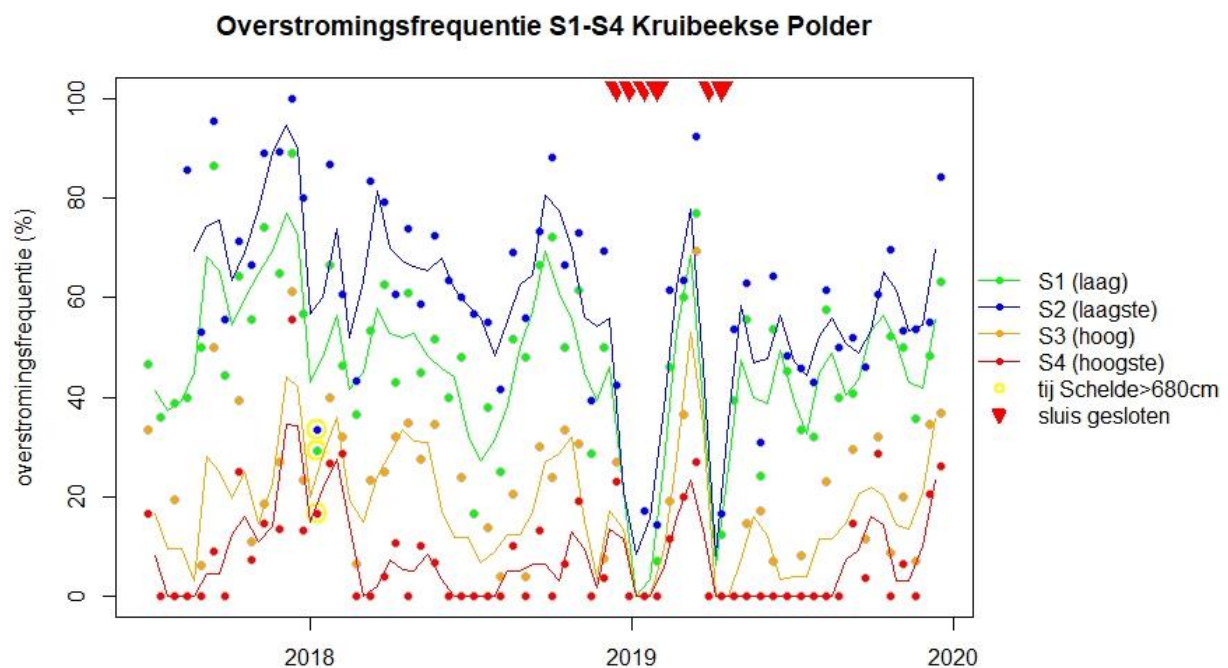
De invulling als GGG van het Kruikeekse deel van het GOG werd ingevoerd als compenserende maatregel voor het reeds verloren gegane oppervlakte aan estuariene natuur elders in Schelde-estuarium. Naast deze compensatie van slikken en schorren werd een deel van het gebied ook als

boscompensatiegebied aangeduid. De monitoring van het Kruibeeks GGG zal dus voornamelijk focussen op de ontwikkeling van de slikken en schorren in het gebied, de veiligheidsfunctie als GOG indachtig, en de ontwikkeling van bos en wilgenstruwelen. Hier wordt in volgende secties dieper op ingegaan.

5.2 GETIJ

Het getij in de Kruibeekse Polder werd geïntroduceerd op 24 juni 2017, waardoor de gegevens in onderstaande tabellen voor het jaar 2017 pas sindsdien starten. Eind 2018 en begin 2019 werd de sluis tijdelijk gesloten wat is aangeduid in de figuren via een rode driehoek.

De 4 sites kennen een mooie spreiding van overstromingsfrequenties (OF) (Figuur 5.2). Op de korte periode van 2,5 jaar, is nog geen sprake van een duidelijke trend. Opvallend zijn enkele scherpe dalingen in de OF in de winter van 2019. Toen werd een aantal maal de inlaatsluis gesloten.



Figuur 5.2 Overstromingsfrequentie voor S1-S4 te Kruibeke. Elk punt geeft de gemiddelde waarden over een springtij-doodtij cyclus weer. Omcirkelde punten kenden een stormtij (>6.80 m TAW). Lijnen geven het glijdend gemiddelde weer.

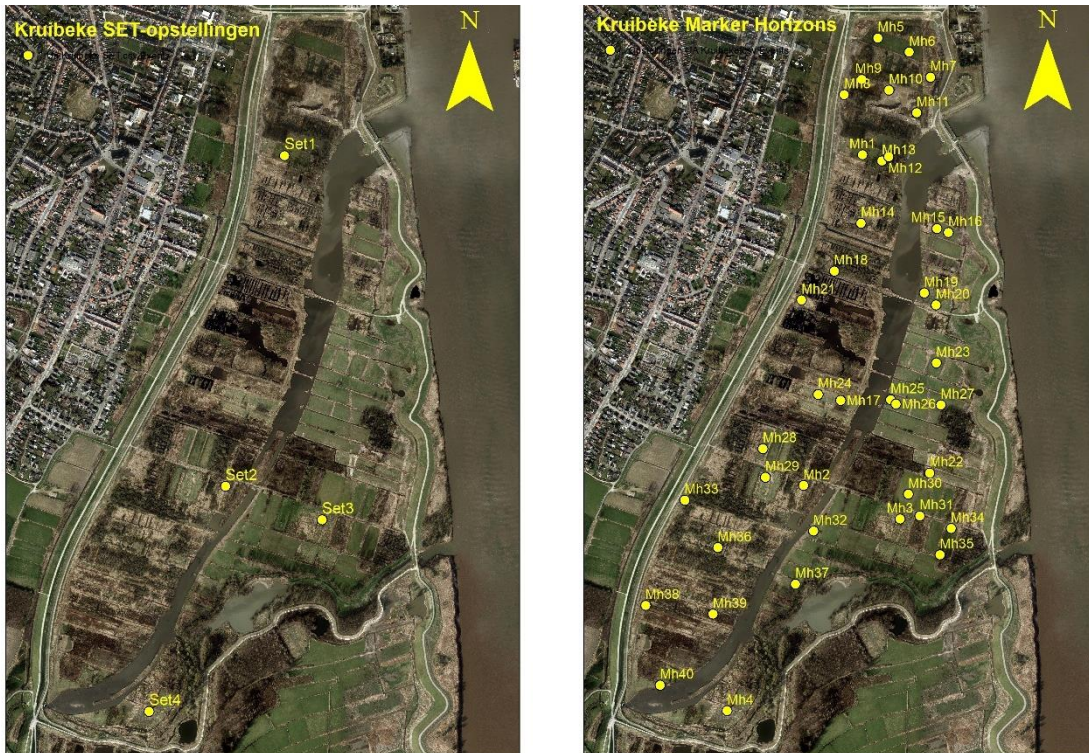
5.3 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

5.3.1 Inleiding

Eind 2019 was de Kruibeekse polder ca 2,5 jaar onderhevig aan het getij. De introductie van getij betekende ook de introductie van slib in het gebied. Vers slib is nodig om van de typische polderbodem een goed biotoop te maken voor estuariene bodemleven. Anderzijds dient aanslibbing binnen de perken te blijven om verlies aan komberging te minimaliseren. In de Kruibeekse polder werd een veel sterker getij ingesteld dan in het Bazelse deel, om voldoende dynamiek te creëren voor de ontwikkeling van een divers slikken- en schorre-ecosysteem met een wijdvertakt geulenstelsel. Meer getij, betekent ook meer import van slib. Het Kruibeekse GGG heeft echter een aantal troeven om aanslibbing te beperken. Door het (beperkt) landinwaarts plaatsen van de inlaatsluis, ontstaat reeds een (beperkte) reductie van de concentratie aan slib in het instromende water. Vervolgens is de overstromingshoogte beperkt gehouden: net genoeg om bij springtij de polder grotendeels blank te zetten. Via de sluisen

werd ook met de vorm van de tijcurve gespeeld: die is sterk asymmetrisch. Door de uitstroom proportioneel veel groter te maken dan de instroom, ontstaat een sterkere ebstroom. Deze kan een deel van het inkomende slib opnieuw opwervelen en afvoeren. Het debiet van de Barbierbeek kan hierbij helpen.

Voor de opvolging van sedimentatie en erosie werd gebruik gemaakt van vier Surface Elevation Tables (SET's). Figuur 5.3 toont de locaties waar SET-opstellingen in het gebied geplaatst werden. SET 4 is de hoogst gelegen SET op 1.59 m TAW, SET 2 de laagste op 1.08 m TAW. De maaiveldhoogten van SET 1 (1.20 m TAW) en SET 3 (1.39 m TAW) bevinden zich daartussen.

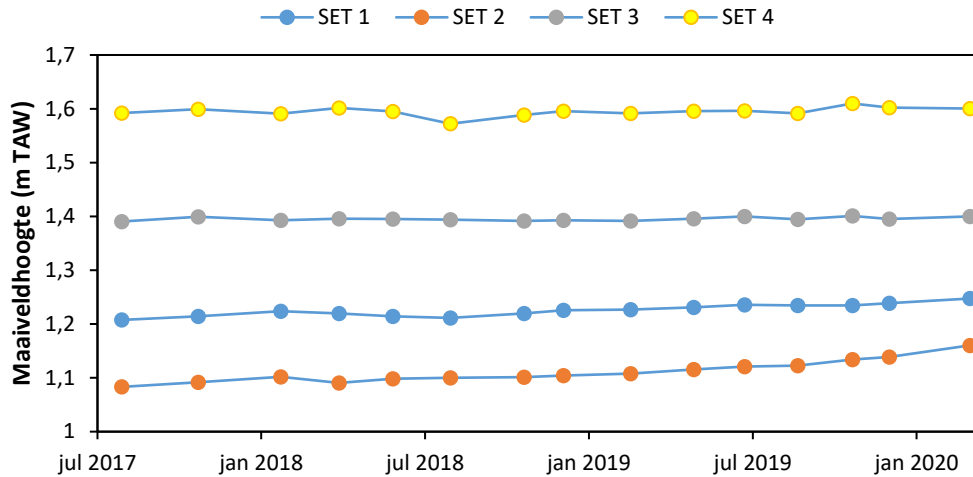


Figuur 5.3 Overzicht van de SET-locaties (links) en Marker Horizon-locaties (rechts) in het Kruibeeks GGG

Naast de 4 SET's werden ook 40 Marker Horizonts (MH's) geïnstalleerd in het gebied (Figuur 5.3 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). 4 hiervan werden hierbij in de onmiddellijke nabijheid van de SET's geïnstalleerd. De resterende 36 MH's werden over een hoogt gradiënt verspreid in het gebied ingegraven.

5.3.2 SET metingen

De installatie van 4 SET's vond plaats in juni 2017, de eerste meting op 31 juli. De resultaten na 2,5 jaar GGG werking tonen geen snelle opslibbing in de polder (Figuur 5.4). Ten opzichte van 2018 werd wel een lichte stijging van de sedimentatie waargenomen op 2 van de 4 SET-locaties. De laagst gelegen SET 2 kende in 2019 de hoogste ophoging, met 4.0 ± 0.7 cm tot een hoogte van 1.15 m TAW. SET 1 kende een lichte ophoging met 1.5 ± 0.5 cm, tot een hoogte van 1.24 m TAW eind 2019. De hoger gelegen SET 3 en 4 kenden geen verandering in maaiveldhoogte ten opzichte van 2018.

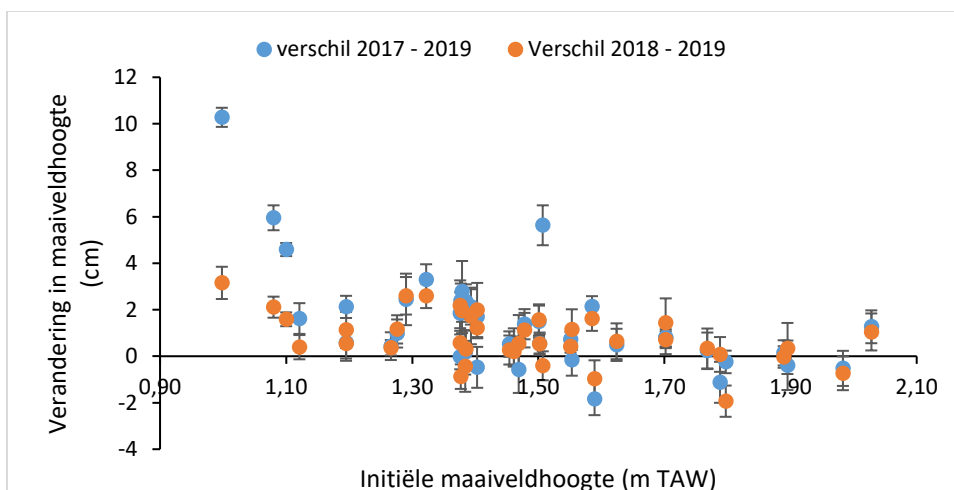


Figuur 5.4 Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW aan elke SET.

5.3.3 Marker Horizons (MH)

De Marker Horizons werden midden 2017 geplaatst en na een stabilisatieperiode werd de nulmeting in het najaar van 2017 verricht. De eerste meting vond plaats in november 2018, de tweede in november 2019. Figuur 5.5 geeft de ophoging voor alle MH weer voor 2019 (oranje) en sinds de opstart van de meetcampagne in 2017 (blauw).

Sedimentatie op alle 40 locaties lag zonder uitzondering relatief laag in 2019. Veranderingen in maaiveldhoogte voor 2019 situeerde zich tussen $+3.2 \pm 0.7$ en -1.9 ± 0.7 cm (Figuur 5.5). 22 Marker Horizons kende een lichte ophoging, terwijl de maaiveldhoogte op 14 MH's stabiel is gebleven. 4 MH's kenden ten slotte een beperkte daling. De initieel meest laag gelegen Marker Horizon (MH12; initiële hoogte= 0.998 m TAW), kende de hoogste ophoging. Verder lijkt er voor 2019 een lichte tendens te zijn dat, vergeleken met de hoger gelegen locaties, de lager gelegen locaties iets hogere sedimentafzetting hebben gekend.



Figuur 5.5: Overzicht van de verandering in hoogteligging van het maaiveld tijdens T2 en de totale ophoging op die locaties in relatie tot de initiële hoogteligging van de locatie.

Sinds de nulmeting in 2017 situeert de verandering in maaiveldhoogte zich tussen $+10.2 \pm 0.4$ en -1.8 ± 0.7 cm op bovenstaande 40 locaties (Figuur 5.5). 23 locaties kenden een ophoging sinds de nulmeting, terwijl op 15 locaties de maaiveldhoogte stabiel bleef. 2 locaties kende een minimale daling. Ook hier kende de initieel laagst gelegen locatie de hoogste ophoging en is tevens een tendens waarneembaar waarbij de lager de lageregelegen locaties iets meer ophogen dan de hoger gelegen

locaties. Dit is in overeenstemming met de verwachting en waarnemingen uit andere GGG's: in de eerste jaren volgt een afvlakking van het reliëf.

5.3.4 Raaien

Naast de monitoring via SET en MH, werden ook in 2019 verschillende raaien opgevolgd. Hierbij wordt een RTK-GPS gebruikt met een precisie van 1-2 cm op de Z-as (hoogte-as). Hiermee kunnen morfologische veranderingen, zoals sedimentatie of erosie, maar ook kreekvorming, op grotere schaal opgevolgd worden. 4 van de 7 raaien bevinden zich op het schorplatform, zowel in het lager gelegen noordelijke deel als in het hoger gelegen zuidelijke deel. De overige drie raaien doorsnijden de grote geulaanzet die het gebied in tweeën deelt, één in het noordelijke, één in het centrale en één in het zuidelijke deel van het Kruibeeks GGG (Figuur 5.6 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Dit jaar worden enkel de 3 raaien door de hoofdgeul besproken.

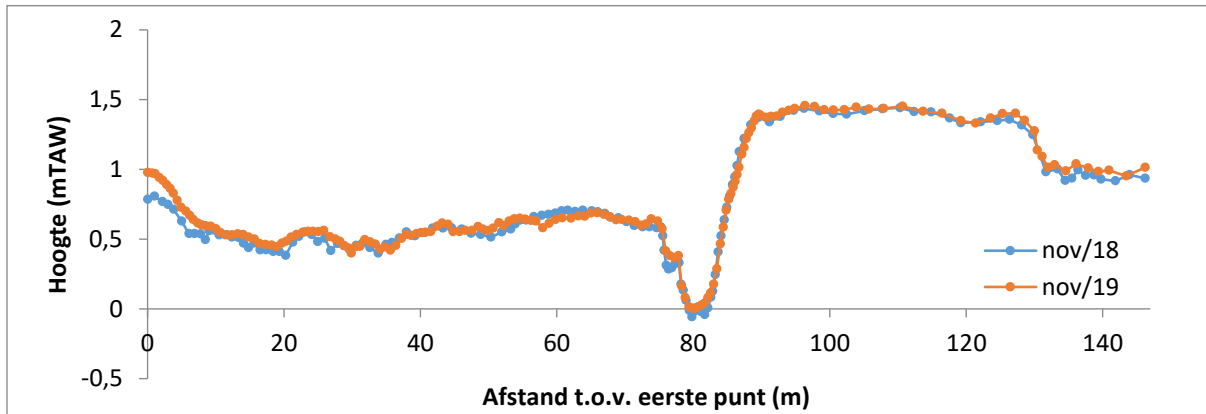


Figuur 5.6: Overzicht van de 7 raaien die jaarlijks opgevolgd worden in het Kruibeeks GGG

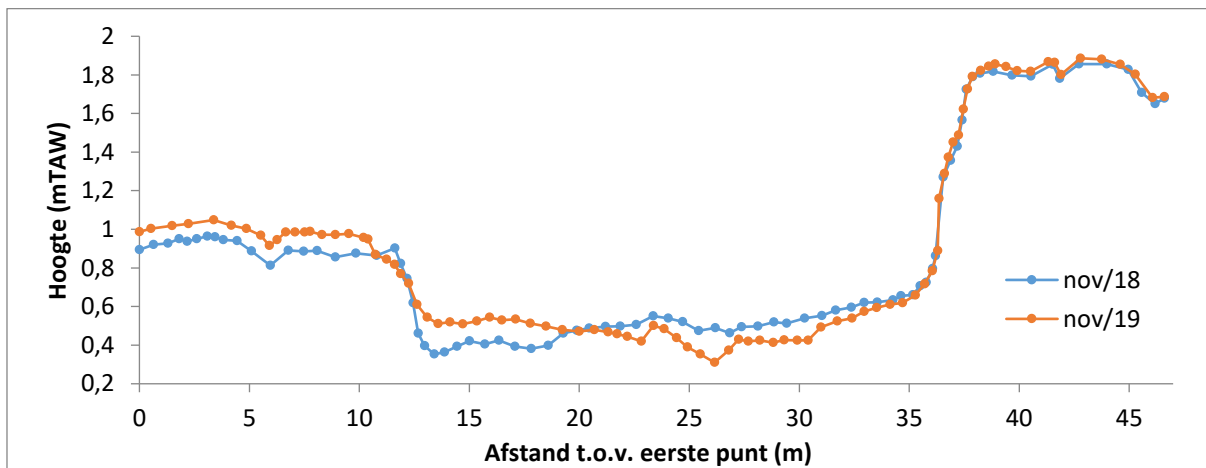
Raai 6 beschrijft de hoofdgeul het dichtst tegen de sluizen aan. Het grootste deel van de hoofdgeul situeert zich tussen een hoogte van 0.4 en 0.7 m TAW, terwijl in het oosten een kleine geulvormige verdieping tot iets onder 0 m TAW waarneembaar is (Figuur 5.7). Ten opzichte van 2018 zijn weinig wijzigingen waarneembaar. Er treedt in zeer beperkte mate sedimentatie van enkele centimeter op in het deel van de hoofdkreek gelegen tussen 0.40 en 0.70 m TAW. Ook in de diepere, geulachtige structuur meer naar het oosten heeft beperkt sedimentatie plaatsgevonden. Hier is de thalweg met ongeveer 6 cm hoger komen te liggen.

Middenin het Kruibeeks GGG gelegen, iets ten zuiden van het eiland in de hoofdgeul bevindt zich Raai 7 (Figuur 5.8). De geul kent hier een breedte van ongeveer 25 m en had een thalweghoogte van 0.35 m TAW in 2018. In het westelijke deel van de hoofdgeul lijkt in 2019 10 tot 15 cm aan sediment afgezet te zijn geweest, waardoor het bodemoppervlak van de kreek hier op een hoogte van ca 0.55 m TAW kwam te liggen. Het diepste deel van de geul is hierdoor meer oostwaarts verschoven, waar bijkomend erosie met maximaal 18 cm heeft plaatsgevonden. De thalweghoogte bedroeg hier eind 2019 0.31 m TAW. Het lijkt erop dat het oostelijke deel van de hoofdgeul de komende jaren meer zal fungeren als

watervoerend deel, terwijl in het westelijke deel een verhoogde sedimentatie zal leiden tot het ontstaan van slikken.

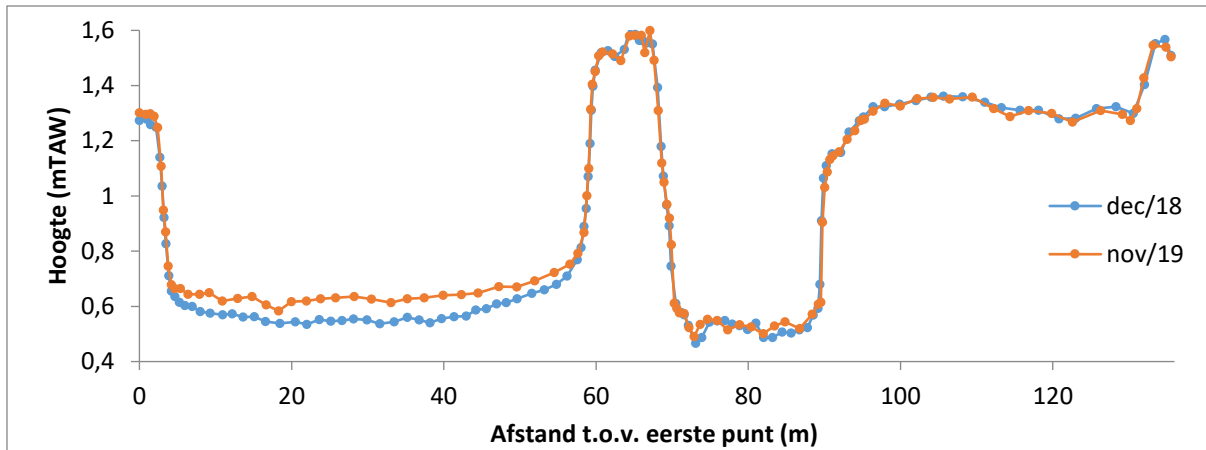


Figuur 5.7: Overzicht van het verloop van het maaiveld voor Raai 6. Het nulpunt bevindt zich in het westen, waarna de opmeting oostwaarts verliep. De blauw lijn geeft het verloop van de raai tijdens de nulmeting in november 2018 weer, terwijl de oranje lijn de meting in november 2019 voorstelt.



Figuur 5.8: Overzicht van het verloop van het maaiveld voor Raai 7. Het nulpunt bevindt zich in het westen, waarna de opmeting oostwaarts verliep. De blauw lijn geeft het verloop van de raai tijdens de nulmeting in november 2018 weer, terwijl de oranje lijn de meting in november 2019 voorstelt.

In het zuidelijke deel van het Kruibeeks GGG wordt de hoofdgeul in twee gesplitst door een eiland (Raai 4; Figuur 5.9). Het westelijke deel van de hoofdgeul kende in 2018 een thalweghoogte van 0.53 m TAW, terwijl het nauwere, oostelijke deel iets dieper lag, met name 0.47 m TAW. De hoofdgeul is hier breed. Zo meet het westelijke deel een geulbreedte van ongeveer 58 m, terwijl het oostelijke deel een breedte van ongeveer 24 m kent. Voor 2019 zien we dat het westelijke deel van de hoofdgeul zonder uitzondering een opslibbing van 7 – 8 cm kent. De thalweghoogte bedroeg hier nu 0.58 m TAW. In het oostelijke deel van de hoofdgeul heeft nauwelijks opslibbing plaatsgevonden. De thalweg is hier wel lichtjes gestegen tot 0.49 m TAW (Figuur 5.9). De komende jaren zal het westelijke deel vermoedelijk verder opslibben tot slikplaten, waarna verwacht wordt dat het oostelijke deel van de hoofdgeul meer en meer zal fungeren als hoofdgeul.



Figuur 5.9: Overzicht van het verloop van het maaiveld voor Raai 4. Het nulpunt bevindt zich in het westen, waarna de opmeting oostwaarts verliep. De blauw lijn geeft het verloop van de raai tijdens de nulmeting in november 2018 weer, terwijl de oranje lijn de meting in november 2019 voorstelt.

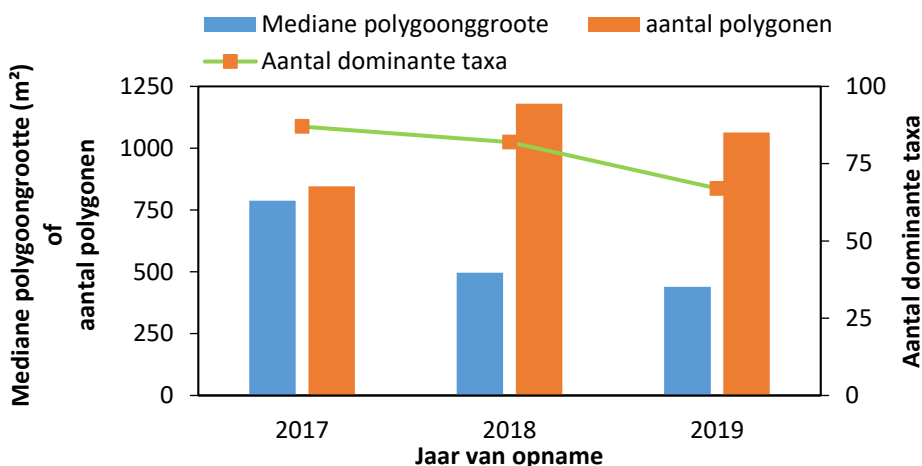
5.4 VEGETATIE

5.4.1 Inleiding

Het Kruibeeks GGG bestond voor de opstart voornamelijk uit grasland, doorsneden door poldersloten, wilgen- en elzenbroekbossen, rietland, voormalige weekendhuisjes, inclusief vijvers en verruigde en antropogene zones. Bij de omvorming naar een GGG wordt enerzijds het aandeel estuariene natuur uitgebreid. Anderzijds fungeert een deel van het Kruibeeks GGG als boscompensatie voor elders verdwenen bomen. In het volgende deel zal op beide aspecten dieper ingegaan worden.

5.4.2 Resultaten en Discussie

In juli 2019 werd het 135 hectare grote gebied naar vegetatie ingedeeld in 1063 polygoenen. De polygoongrootte varieerde tussen 27 m² en 16.6 ha. Vergeleken met 2018 werd een lichte daling van de mediane polygoongrootte opgetekend (van 497 naar 439 m²), evenals een lichte daling in het aantal polygoenen (van 1180 naar 1063). Aan 67 taxa werd een dominantie toebedeeld in 2019, wat merklijk lager ligt dan de 82 taxa in 2018 (Figuur 5.10).

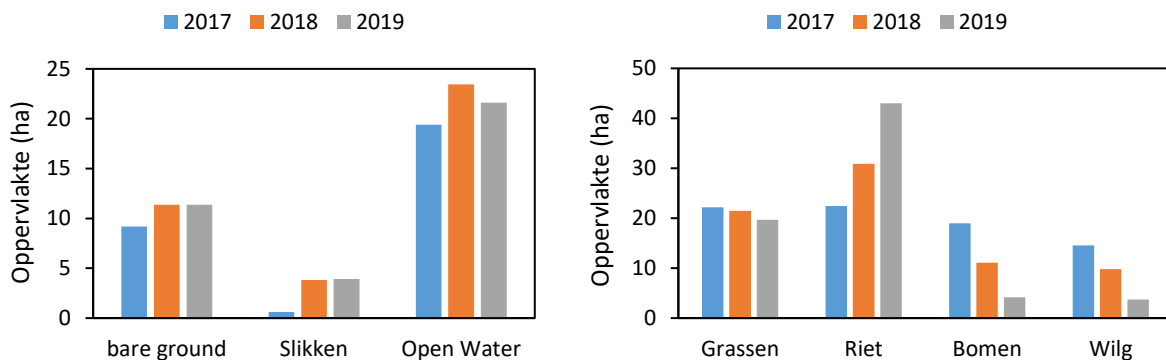


Figuur 5.10: Mediane polygoongrootte (m²), het aantal polygoenen en het aantal vastgestelde dominanties van taxa voor de periode 2017 t.e.m. 2019 voor het Kruibeeks GGG

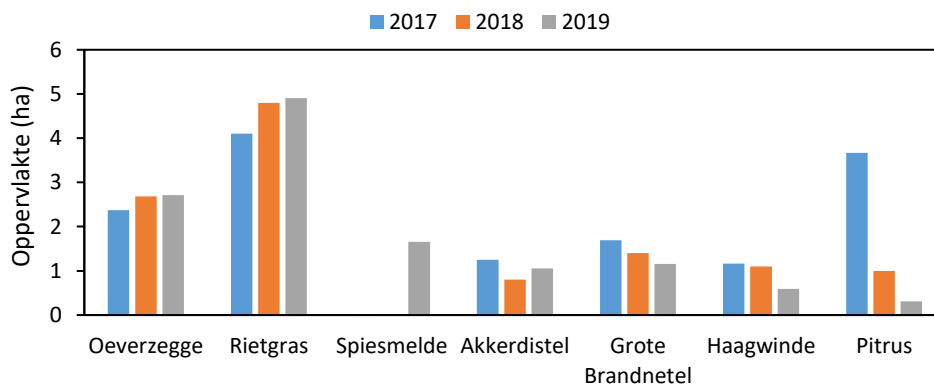
Het aandeel open water en kale grond was in 2019 nog steeds hoog in het Kruibeeks GGG. Voor open water werd een lichte achteruitgang met 1.8 ha tot 21.6 ha (= 16.1% van het gebied) voor 2019

vastgesteld, welke nog steeds aanzienlijk hoger is vergeleken met 2017 (Figuur 5.11; Figuur 5.13). Het aandeel open grond bleef nagenoeg stabiel op 11.4 ha (=8.5%; Figuur 5.11; Figuur 5.14). Door sedimentatie in de hoofdgeul kwamen bepaalde delen van de hoofdgeul in 2019 bloot te liggen bij laag water, waardoor deze delen als slikken gekarteerd werden, wat ten dele leidde tot de afname van het areaal aan open water. Het areaal aan slikken zelf bleef echter, met een oppervlakte van 3.9 ha (=2.9%), beperkt en wijzigde nauwelijks ten overstaan van 2018 (Figuur 5.11; Figuur 5.15). Een deel van de locaties die als slikken gekarteerd werden in 2018, zijn in 2019 begroeid geraakt met diverse pionierssoorten zoals Spijesmelde *Atriplex prostrata* (Figuur 5.16) en Zulte *Aster tripolium* (Figuur 5.17). In 2019 werd zelfs een bedekking van 1.7 ha (=1.2%) door Spijesmelde opgetekend in het Kruikeeks GGG (Figuur 5.12). Andere, te verwachten, pionierssoorten zoals Nopjeswier *Vaucheria* sp en Heen *Bolboschoenus maritimus* kregen nauwelijks voet aan de grond in het GGG. Hun aandeel in het GGG bleef beperkt tot respectievelijk 0.6 ha (=0.5%) en 0.3 ha (=0.2%).

Het aandeel Riet *Phragmites australis* kende ook in 2019 een stevige toename in het GGG. Zo steeg de oppervlakte bedekt door Riet van 22.4 ha (=16.6%) in 2017 naar 30.9 ha (=22.9%) in 2018 naar 43.0 ha (=32.0%) in 2019 (Figuur 5.18). De toename is terug te voeren tot enerzijds een uitbreiden van bestaande rietvegetaties maar bovendien ook een verdichten van de reeds aanwezige rietvegetaties. Zo was de soort op heel wat plekken reeds aanwezig in 2017, maar in een lagere densiteit, daar waar in 2019 de densiteit op deze locaties tot een maximum was toegenomen (Figuur 5.18). De verdichting is nu op de meeste plekken maximaal. We verwachten een verdere toename van riet de komende jaren door het verder uitgroeien van bestaande rietkernen.

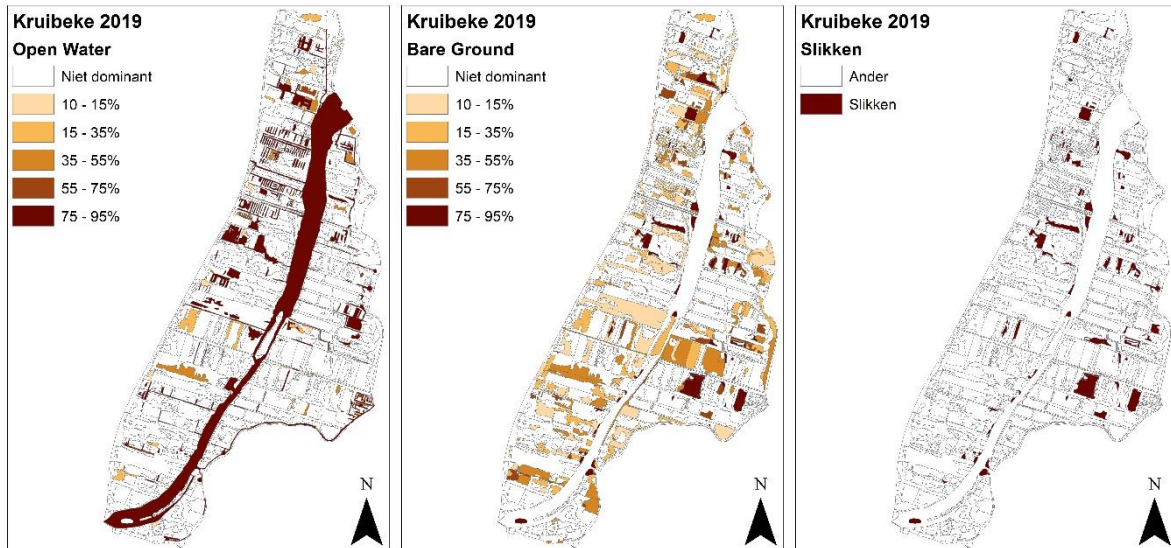


Figuur 5.11: Overzicht van de bedekte oppervlakte (ha) door blote grond ('bare grond'), slikken en open water (links) door Grassen Poaceae, Riet *Phragmites australis*, bomen en Wilg *Salix* sp (rechts) in het Kruikeeks GGG voor de periode 2017 t.e.m. 2019.



Figuur 5.12: Overzicht van de bedekte oppervlakte in hectare door Oeverzegge *Carex riparia*, Rietgras *Phalaris arundinaceus*, Spijesmelde *Atriplex prostrata*, Akkerdistel *Cirsium arvense*, Grote Brandnetel *Urtica dioica*, Haagwinde *Convolvulus sepium* en Pitrus *Juncus effusus* in het Kruikeeks GGG voor de periode 2017 t.e.m. 2019.

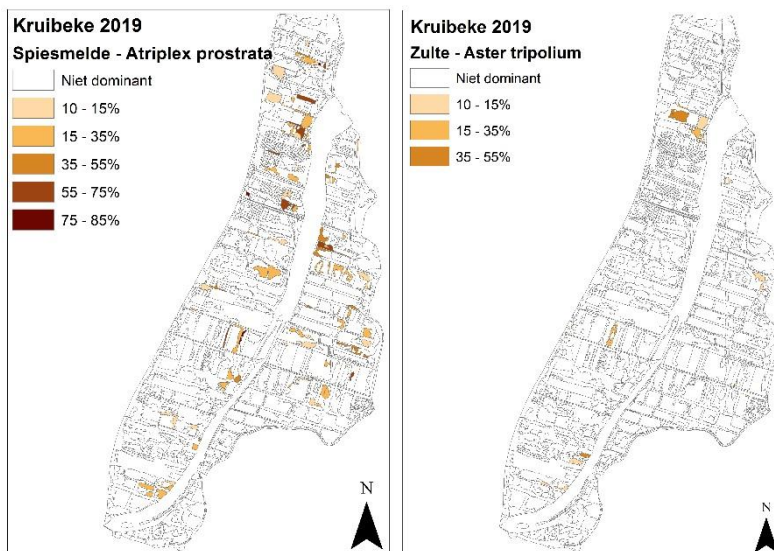
OMES Intergetijdengebieden Kruibeke



Figuur 5.13 (links): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Open Water in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2019

Figuur 5.14 (midden): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Bare ground (open grond) in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2019

Figuur 5.15 (rechts): Overzicht van het voorkomen van slikken in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2019



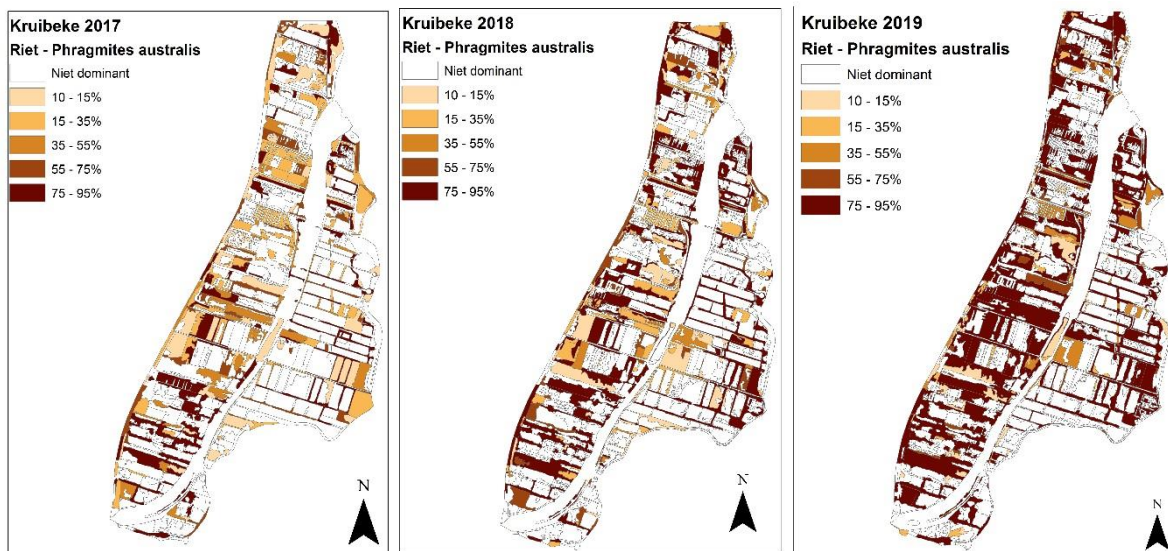
Figuur 5.16 (links): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Spiesmelde Atriplex prostrata in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2019

Figuur 5.17 (rechts): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Zulte Aster tripolium in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2019

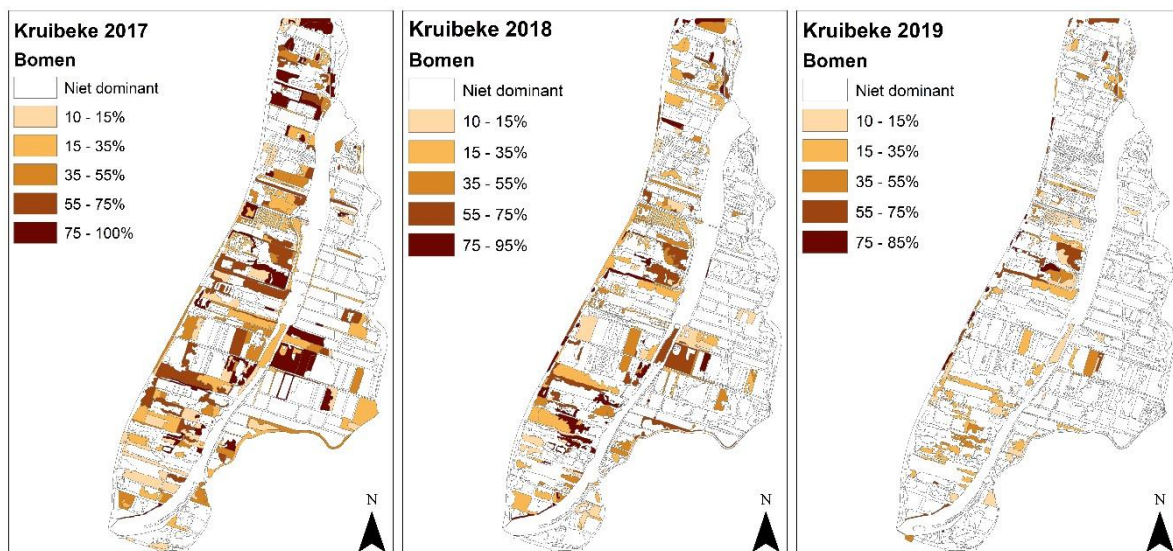
De sterke toename van Riet werd mede gefaciliteerd door het geleidelijk afsterven van bestaande bos- en struikfragmenten, waarbij zich in eerste instantie, wellicht onder invloed van een toegenomen water- en/of zoutstress, een openen van de kroonlaag voltrok. Riet infiltreert hierbij vanuit nabijgelegen grachten in de diverse struwelen en haalt hierbij in eerste instantie beperkte dominanties. Naarmate de kroonlaag meer opent, nemen de dominanties van Riet, eventueel met kortdurende co-dominanties van andere kruidachtige planten, sterk toe. Het aandeel aan dominanties van bomen is sinds 2017 sterk afgenomen. Daar waar in 2017 diverse struik- en boomtaxa nog goed waren voor een bedekkende oppervlakte van 19.0 ha (=14.1%), was dit in 2018 reeds teruggevallen

tot 11.1 ha (=8.2%) terwijl daar slechts 4.2 ha (=3.1%) in 2019 van overbleef (Figuur 5.19). Wilg sp *Salix* sp was het meest dominante taxon in het GGG in 2017, met een bedekkende oppervlakte van 14.6 ha (=10.8%). In 2018 werd een terugval tot 9.8 ha (=7.3%) vastgesteld, een trend die zich in 2019 verder zette: nog slechts 3.7 ha (=2.8%; Figuur 5.20). Daar waar dominanties van Wilg in 2017 nog verspreid over het gehele GGG konden worden waargenomen, werden dominanties in 2019 in hoofdzaak tot drie clusters in het westelijke deelgebied herleid (Figuur 5.20), verder van de sluizen en dus verder van de zilte invloed van het Scheldewater.

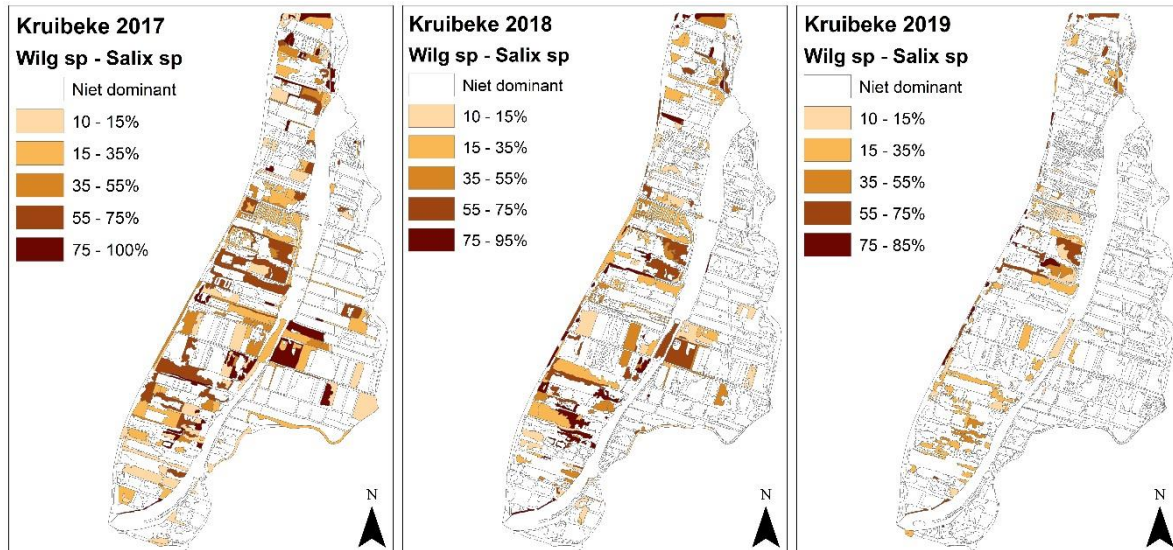
Dominanties van andere boomtaxa waren reeds in 2017 zeer schaars. Voor 2019 werd een dominantie opgetekend voor Zomereik *Quercus robur* (0.1 ha; 0.1%), Zwarte Els *Alnus glutinosa* (0.1 ha; 0.0%) en Populier *Populus* sp, Gewone Esdoorn *Acer pseudoplatanus* en Es *Fraxinus excelsior* (allen een oppervlakte <0.1 ha)



Figuur 5.18 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).



Figuur 5.19 Overzicht van het voorkomen van dominanties van bomen tijdens in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).



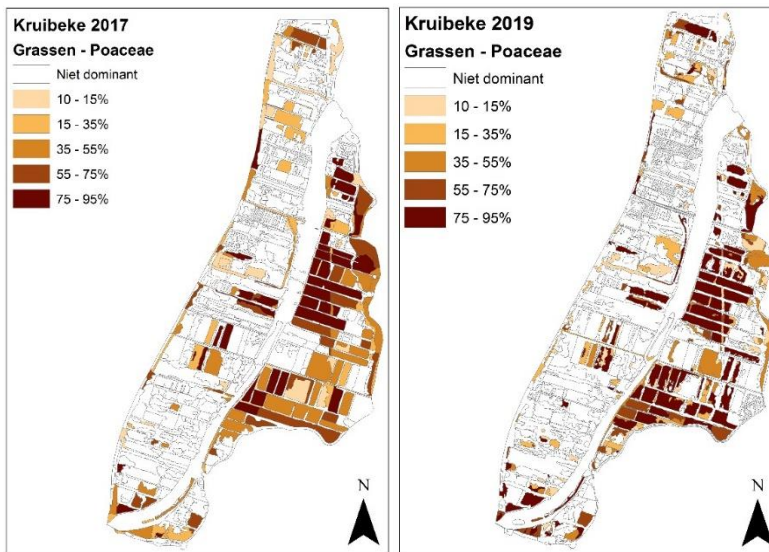
Figuur 5.20 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg sp Salix sp tijdens in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).

De oppervlakte gedomineerd door grassen *Poaceae* neemt jaar over jaar lichtjes af: 22.2 ha (=16.5%) in 2017, 21.5 ha (=16.0%) in 2018 en 19.7 ha (=14.6%; Figuur 5.21) in 2019. De verandering in oppervlakte tussen 2017 en 2019 kan grotendeels door 3 variabelen verklaard worden. Zo treedt enerzijds een verdichting op van de hoger gelegen graslanden op. Co-dominerende soorten zoals Kruipende Boterbloem *Ranunculus repens*, in 2017 nog goed voor een oppervlakte van 0.6 ha (=0.4%), en kale grond zijn in 2019 weggeconcurrerd of bedekt door grassen, waardoor automatisch de oppervlakte bedekt door grassen toeneemt. Deze toename wordt in het Kruibeeks GGG echter teniet gedaan door een afname van het areaal aan grasland. Veel van de lager gelegen graslanden ondergingen een frequente overspoeling door het getij, waardoor slikken ontstonden op deze locaties. Bovendien infiltreert Riet vanaf de randen in de graslanden, waardoor de rietkragen toenemen in grootte en het areaal aan grassen afneemt. Dit is goed zichtbaar op heel wat locaties indien Figuur 5.21 en Figuur 5.18 naast elkaar gelegd worden. Heel wat graslanden zijn op twee groeiseizoenen tijd steeds nauwer omsloten geraakt door riet-gedomineerde vegetaties. Het nettoresultaat van deze verdichting enerzijds en afsterven en/of overgroeien door Riet anderzijds is een lichte achteruitgang van het areaal bedekt door grassen.

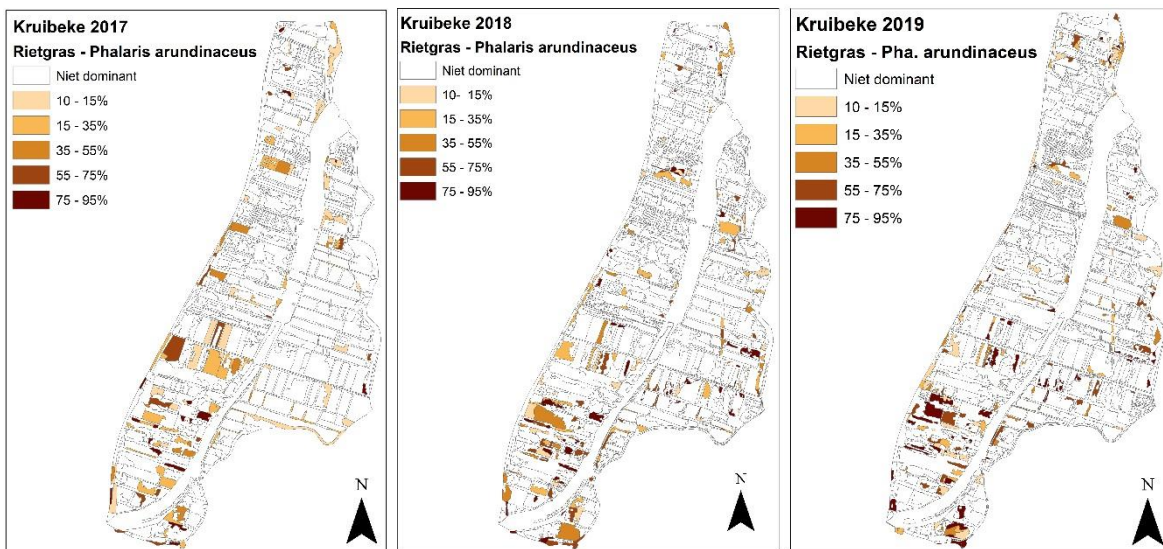
Grassen kunnen ook weg geconcurrerd worden door Rietgras *Phalaris arundinaceus*. In Bergenmeersen bijvoorbeeld is reeds enkele jaren een sterke stijging van het areaal aan Rietgras waarneembaar en dit ten koste van het areaal bedekt door grassen. Voor het Kruibeeks GGG gaat dit voorsnog niet op. Op sommige locaties treedt wel een toename van Rietgras op ten koste van grassen, maar op heel wat plekken verliest Rietgras ook terrein aan Riet. Toch neemt het areaal aan Rietgras sinds 2017 met mondjesmaat toe, van 4.1 ha (= 3.0%) in 2017 tot 4.9 ha (=3.6%; Figuur 5.12) in 2019, mede door een snelle kolonisatie van enkele voormalige bosfragmenten in het gebied en de verdichting van reeds aanwezige kernen (Figuur 5.22).

De achteruitgang van Pitrus *Juncus effusus*, die in 2018 werd waargenomen, zette zich door in 2019. Voor 2019 werd een oppervlakte van 0.3 ha (=0.2%) bedekt door de soort, hetgeen een achteruitgang is van 3.4 ha (-94%!) ten overstaan van 2017 (Figuur 5.12). Ruigtekruiden zoals Grote Brandnetel *Urtica dioica*, Haagwinde *Convolvulus sepium* en Akkerdistel *Cirsium arvense* namen sinds 2017 gradueel af, hoewel voor Akkerdistel een beperkte opleving werd waargenomen in 2019 ten overstaan van het voorgaande jaar (Figuur 5.12). Bedekte oppervlakten bedroegen in 2019 respectievelijk 1.2 ha (=0.9%

van het gebied), 0.6 ha (=0.4%) en 1.1 ha (0.8%). Het areaal aan Oeverzegge *Carex riparia* bleef tot slot stabiel ten overstaan van 2018 (2.7 ha; 2.0%; Figuur 5.12).



Figuur 5.21 (links): Overzicht van het voorkomen van dominanties van grassen Poaceae in het Kruibeeks GGG tijdens de zomer van 2017 (links) en 2019 (rechts).



Figuur 5.22 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Rietgras Phalaris arundinacea tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).

5.5 BENTHOS

5.5.1 Waarnemingen 2017-2019

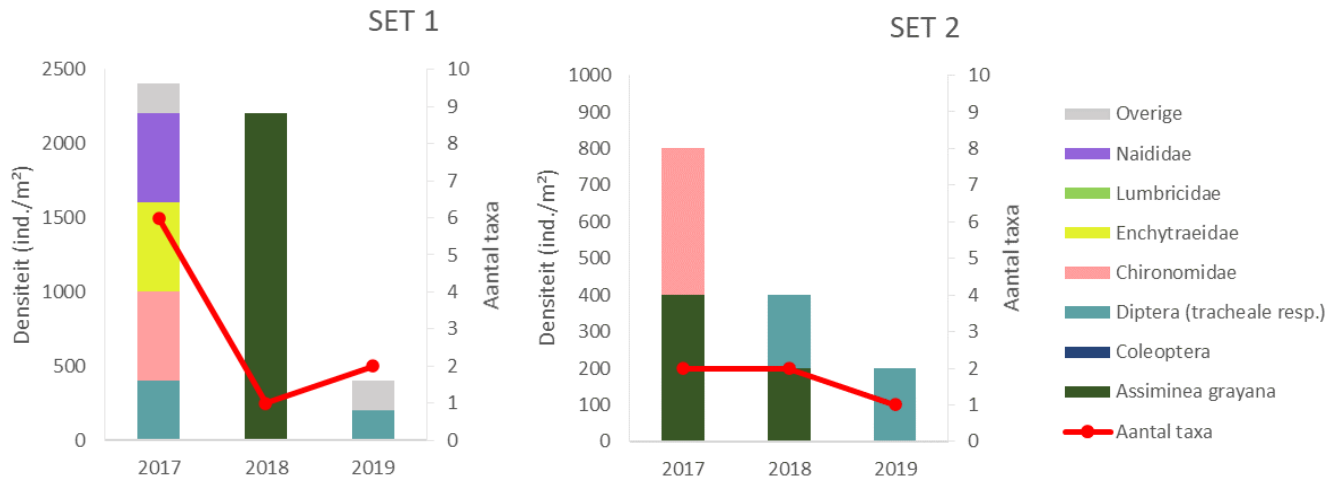
In totaal werden 24 taxa gevonden in de bodemstalen die verzameld werden in de periode 2017 – 2019 in Kruibeke polder (Tabel 5.1). Locatie SET 4 leverde de grootste bijdrage aan de totale taxondiversiteit en SET 2 de kleinste.

Tabel 5.1 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld in Kruibeke polder (najaar 2017 – 2019).

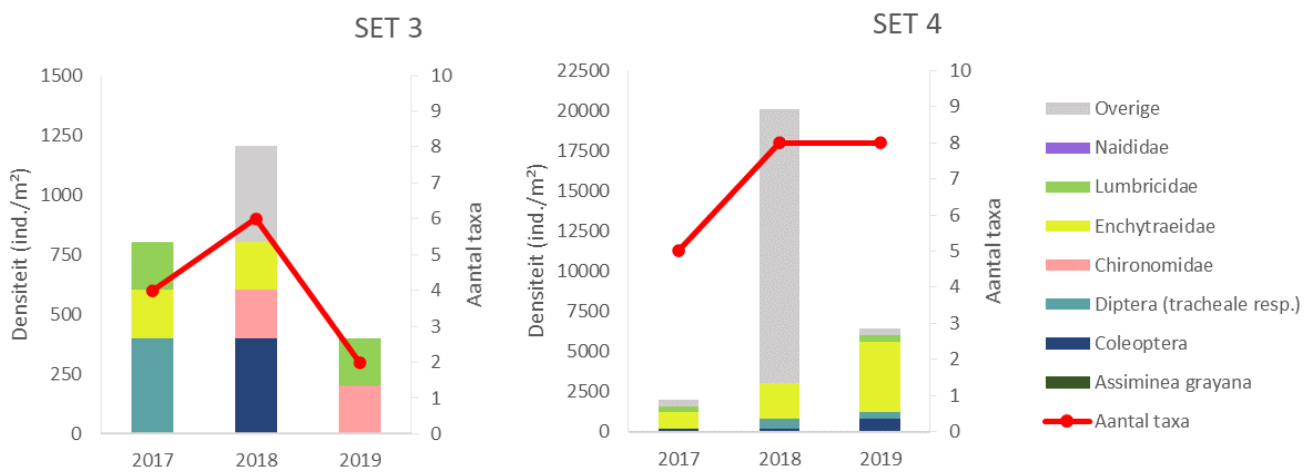
Taxon	Nederlandse naam	SET 1	SET 2	SET 3	SET 4
Acari	mijten				x
Araneae spec.	spinnen			x	x
Asellidae	waterpissebedden	x			
<i>Assiminea grayana</i>	Gray's kustslak	x	x		
Carabidae	loopkevers			x	x
Cecidomyiidae	galmuggen		x	x	x
Chilopoda	duizendpoten				x
Chironomidae	dansmuggen	x	x	x	
Coleoptera spec.	kevers				x
Collembola	springstaarten			x	
Diptera spec.	vliegen en muggen				x
Dolichopodidae	slankpootvliegen	x			
Elateridae	kniptorren				x
Empididae	dansvliegen				x
Enchytraeidae	potwormen	x		x	x
Ephydriidae	oevervliegen	x			x
Formicidae	mieren				x
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>	oproller	x			
Limoniidae	steltmuggen	x	x		
Lumbricidae	regenwormen			x	x
Naididae	detrituswormen	x			
Psychodidae	motmuggen			x	
Staphylinidae	kortschildkevers			x	
<i>Zonitoides nitidus</i>	donkere glimslak				x
Totaal aantal taxa		9	4	9	14

Bij de eerste staalname in Kruibeke polder, in het najaar van 2017, werden naast enkele terrestrische taxa ook nog lage densiteiten aquatische ongewervelden aangetroffen in de laag gelegen staalnamelocaties SET 1 en SET 2. De aquatische Chironomidae-larven (dansmuggen) en Naididae (detrituswormen) werden vanaf 2018 echter niet meer aangetroffen in de benthosstalen van SET 1 en SET 2. Op beide locaties nam de totale densiteit in de najaren van 2018 en 2019 verder af. In 2018 was *Assiminea grayana* (Gray's kustslak) nog een dominante soort op beide locaties, maar in 2019 werden er vooral zeer kleine hoeveelheden Diptera-larven aangetroffen die hun zuurstof rechtstreeks uit de lucht halen via trachea, behorende tot de families Dolichopodidae (slankpootvliegen) en Limoniidae (steltmuggen) (Figuur 5.23 en Figuur 5.24). T.h.v. de iets hoger gelegen locatie SET 3 was er geen duidelijke trend in de benthosdensiteit. In 2017 bestond het benthos er uitsluitend uit taxa die eerder aan terrestrische milieus gelinkt worden, maar vanaf 2018 worden ook kleine hoeveelheden aquatische Chironomidae-larven aangetroffen. Ondanks de fluctuatie, bleef de benthosdensiteit wel

steeds zeer laag t.h.v. SET 3. Ook t.h.v. de nog hoger gelegen locatie SET 4 lijkt er geen duidelijke trend in de totale benthosdensiteit. De piek in 2018 is echter uitsluitend een gevolg van een grote hoeveelheid mieren in het bodemstaal. Los van deze piek, valt een gestage toename van de hoeveelheid Enchytraeidae (potwormen) op t.h.v. SET 4 en in 2019 is er ook een toename van de totale hoeveelheid andere terrestrische taxa, waaronder regenwormen (Lumbricidae) en larven van kevers (Coleoptera) (Figuur 5.23 en Figuur 5.24).



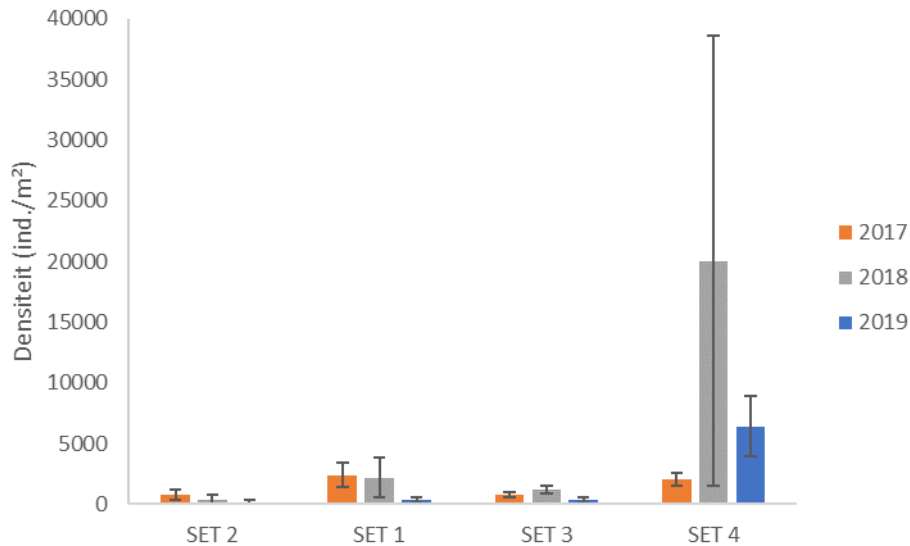
Figuur 5.23 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 1 en SET 2 in Kruikebe polder (najaar 2017 – 2019). Bemerk de verschillende schaal op de primaire y-as.



Figuur 5.24 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 3 en SET 4 in Kruikebe polder (najaar 2017 – 2019). Bemerk de verschillende schaal op de primaire y-as.

In Figuur 5.25 wordt de totale benthosdensiteit weergegeven t.h.v. de staalnamelocaties in Kruikebe polder. De staalnamelocaties zijn van links naar rechts gerangschikt volgens toenemende hoogteligging. De figuur toont nogmaals dat de totale benthosdensiteit t.h.v. de laag in het tijvenster gelegen locaties SET 1, SET 2 en SET 3 erg laag was vanaf de aanvang van de monitoring en zelfs nog afnam t.h.v. de laagst gelegen locaties SET 1 en SET 2. De benthosdensiteit t.h.v. de hoogst gelegen staalnamelocatie SET 4 nam toe, met een piek in 2018, die het gevolg was van een grote hoeveelheid mieren in het bodemstaal.

OMES Intergetijdengebieden Kruibeke



Figuur 5.25 Benthosdensiteit (\pm SE) t.h.v. staalnamelocaties SET 1, SET 2, SET 3 en SET 4 in Kruibeke polder (najaar 2017 - 2019). De staalnamelocaties op de x-as staan gerangschikt volgens toenemende hoogteligging.

De relatief grote bijdrage van aquatische taxa t.h.v. SET 1 en SET 2 in 2017 kan verklaard worden door de lagere ligging van deze staalnamelocaties en de hiermee samenhangende hogere overstromingsduur en -frequentie. Het verdwijnen van de aquatische Naididae (detrituswormen) en Chironomidae (dansmuggen) vanaf 2018 is mogelijk een gevolg van het afsterven van vegetatie, waardoor een zuurstofarme omgeving ontstaat. T.h.v. SET 3 was er geen duidelijke trend in de totale benthosdensiteit. De aanwezigheid van Chironomidae-larven wijst erop dat SET 3 nog geregeld overstroomt, ondanks de iets hogere ligging. Chironomidae-larven halen hun zuurstof namelijk uit het water via de huid, maar zijn wel enige tijd bestand tegen desiccatie. De overstromingsfrequentie van SET 3 is in ieder geval wel nog laag genoeg om de aanwezigheid van eerder terrestrische Enchytraeidae (potwormen) en regenwormen (Lumbricidae) toe te laten, maar in zeer lage densiteiten. T.h.v. SET 4 werd in 2018 een grote hoeveelheid mieren aangetroffen in het bodemstaal. Dit kan een toevalstreffer geweest zijn, vermits alle mieren in slechts één deelstaal gevonden werden. Los van deze piek, zou het benthos t.h.v. SET 4 een gestage toename vertonen, voornamelijk als gevolg van steeds groter wordende aantallen Enchytraeidae. Het is nog niet duidelijk waaraan deze toename te wijten is.

6 BAZEL GGG

6.1 INLEIDING

Het Bazels GGG is een onderdeel van de estuariene natuur in de Polders van Kruike. In de Bazelse polder moeten weidevogelgebied en estuariene natuur in elkaar overvloeien. Om het getijdengebied aantrekkelijker te maken voor broedende weidevogels, zal sterk ingezet worden op de begrazing van hoog schor. Begrazing heeft de potentie om de groei van Riet en wilgen sterk te inhiberen, waardoor het Bazels GGG niet zal kunnen ontwikkelen tot een climaxvegetatie met rietlanden en wilgenvloedbossen. Deze doelstelling introduceert enkele restricties aangaande het in te stellen tijregime. Het getij moet immers de ontwikkeling van vochtige graslanden bevorderen, maar mag geen hinderpaal vormen voor een vlotte begrazing of maaibeheer. Een juiste instelling van de precieze tijhoogtes en overstromingsfrequentie, evenals een vlotte uitwatering bij eb zijn dus noodzakelijk. Een strikte opvolging van de exacte overstromings- en drainagepatronen, evenals de monitoring van de vegetatieontwikkeling, zijn bijgevolg cruciaal om de slaagkansen om van het gebied een succesvol weidevogelgebied te maken, te maximaliseren. Verder dienen ook de sedimentatie- en erosieprocessen nauwlettend in het oog gehouden te worden, daar de functie van het gebied als GOG nooit in het gedrang mag komen. Vanaf 28 april 2014 werd het getij toegelaten in het Bazels GGG, zij het beperkt. Enkel via de noordelijke sluisconstructie werd een kleine tijslag toegelaten in het gebied. Via schotbalken in de sluis werd het tijvolume nog beperkt. Met de inwerkintreding van de zuidelijke inlaat werd het tijvolume in 2015 verder vergroot, waardoor de dynamiek in het gebied verder toenam. Gedurende de daaropvolgende maanden en jaren werden met enige regelmaat de sluisen toegedraaid, vooral in functie van beheer van het gebied door de landbouwers, maar ook voor actieve werkzaamheden in het gebied. Na vier volledige jaren getijdewerking is het gebied in volle evolutie. In wat volgt, wordt een overzicht gegeven van de sedimentatie en vegetatieontwikkeling.

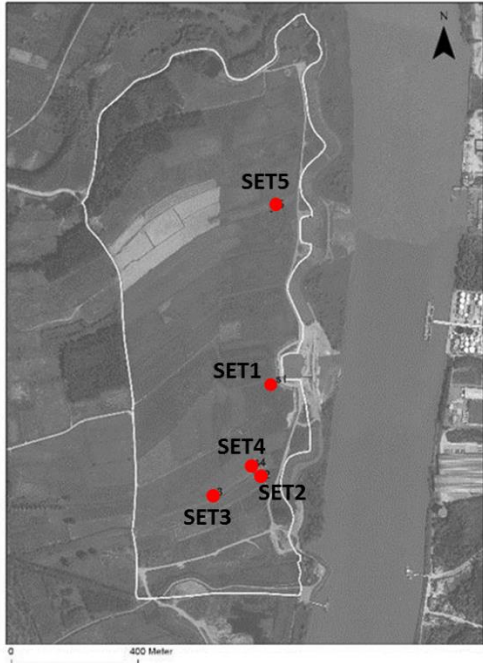
6.2 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

6.2.1 Inleiding

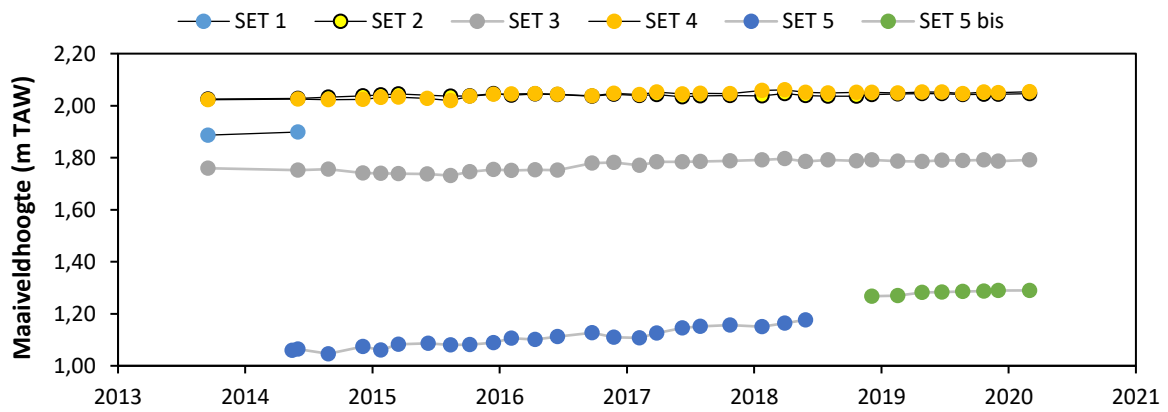
Voor de opvolging van de sedimentatie- en erosiepatronen werd gebruik gemaakt van vijf SET's (Figuur 6.1). Daar SET 1, 2 en 4 een hoge en SET 3 een gemiddelde hoogteligging kennen, werd in april 2014 een extra SET gebouwd (SET 5) die zich op een lagere hoogte, 1m TAW, bevond. SET 5 werd pas opgestart in mei 2014. Gedurende 2014 sneuvelde SET 1 (schade door koeien), waardoor geen metingen meer uitgevoerd zijn na 2 juni op deze locatie. In juni 2018 werd SET 5 tijdens grondwerken in het gebied gedeeltelijk bedolven onder aarde. Derhalve werd besloten om op deze locatie, na verwijdering van de grond, een nieuwe SET te starten, SET 5bis. In overleg met DVW werd besloten de sedimentatie op te volgen met slechts 4 SET's, naast een bijkomend groot aantal (23) Marker Horizonts (MH). Aanvullend leveren een reeks nauwkeurig opgemeten raaien doorheen het gebied informatie over sedimentatie en erosie.

6.2.2 SET

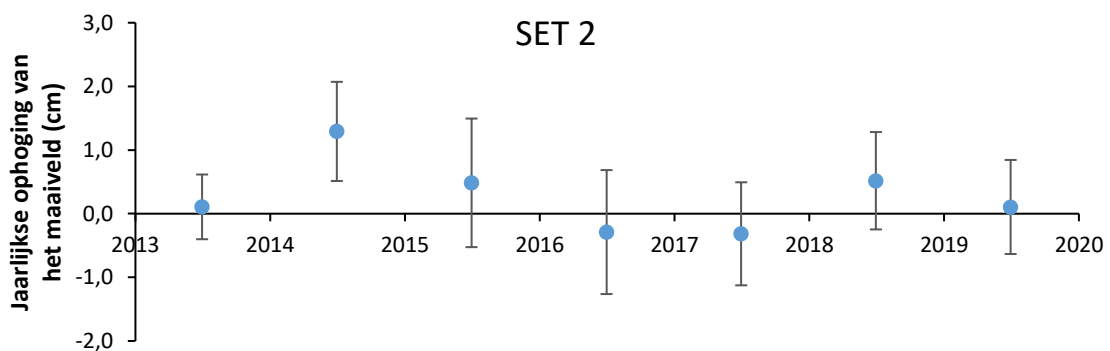
De vier SET-locaties werden in 2019 elks zesmaal opgemeten (Figuur 6.2). De hoger gelegen SET's, (SET 2, SET 3 en SET 4) kenden geen verandering in maaiveldhoogte in 2019. De maaiveldhoogte bleef gedurende 6 jaar quasi ongewijzigd en een eventuele verandering in de ophogingssnelheid is niet waarneembaar (Figuur 6.3; Figuur 6.4; Figuur 6.5). De vastgestelde hoogten eind 2019 situeerden zich rond respectievelijk 2.04 ± 0.01 , 1.79 ± 0.01 en 2.05 ± 0.01 m TAW. De lager gesitueerde SET 5bis werd een eerste maal ingemeten op 5/12/2018. Voor 2019 werd hier een ophoging van het maaiveld met 2.1 ± 1.1 cm genoteerd. De maaiveldhoogte bedroeg hier eind 2019 1.29 ± 0.01 m TAW. Ook SET 5 kende jaarlijks een lichte toename van de maaiveldhoogte (Figuur 6.6).



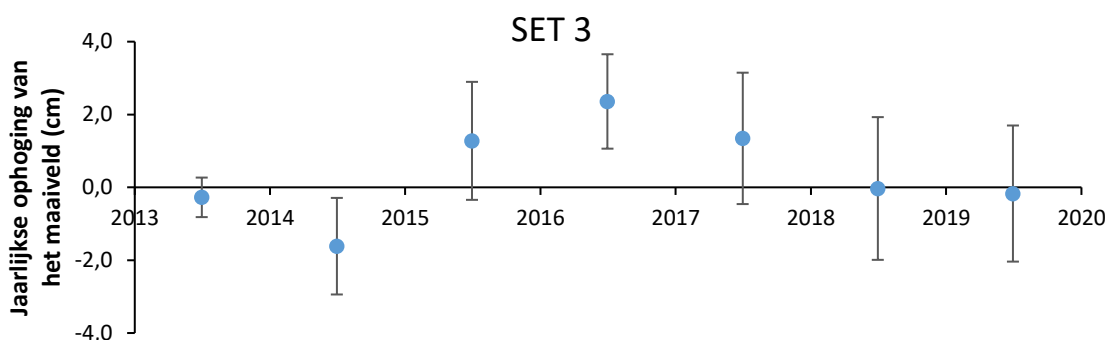
Figuur 6.1 Overzicht van de meetopstellingen in het Bazels GGG



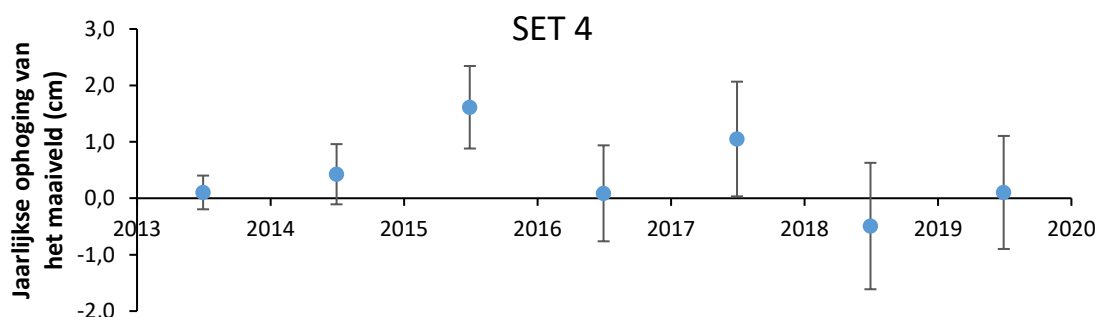
Figuur 6.2 Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW sinds de opstart van het GGG in 2013.



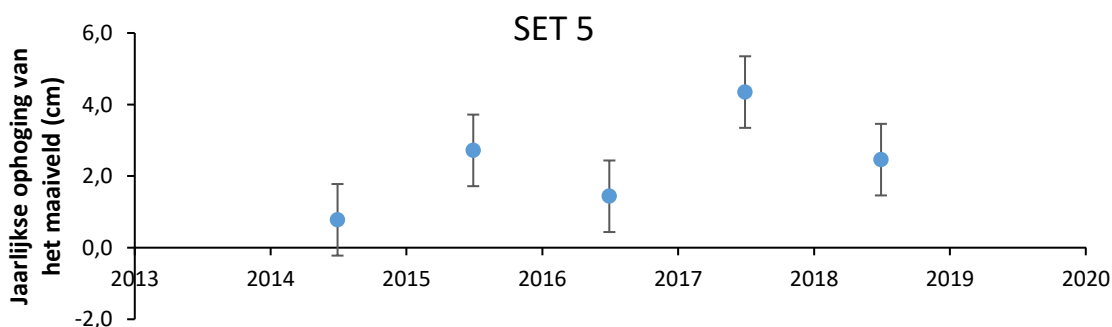
Figuur 6.3 Jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte voor SET 2 voor de periode 2013 – 2019.



Figuur 6.4: Jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte voor SET 3 voor de periode 2013 – 2019.



Figuur 6.5: Jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte voor SET 4 voor de periode 2013 – 2019.



Figuur 6.6: Jaarlijkse verandering in maaiveldhoogte voor SET 5 voor de periode 2014 – 2018.

6.2.3 Marker Horizon (MH)

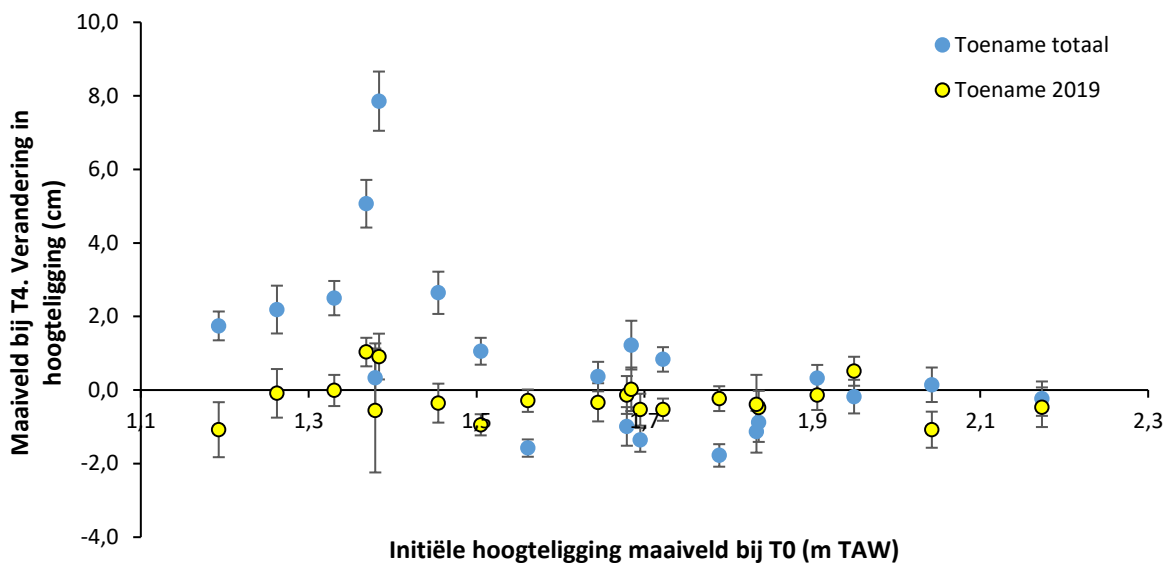
In 2015 werden 23 Marker Horizons verspreid over het gebied ingegraven (Figuur 6.7). De hoogte van het maaiveld aan deze Marker Horizons varieerde tussen 1.19 m TAW en 2.17 m TAW. Bij grondwerken in het gebied zijn twee Marker Horizon (MH 24 en MH 9) verloren gegaan. De overige 21 Marker Horizons werden na de nulmeting in juli 2015 (T0) een eerste maal opgemeten in maart 2016 (T1). De vierde opmeting (T4) werd verricht in februari 2019.

Sinds de opstart van de monitoring werd een beperkte tot geen hoogteverandering waargenomen voor de resterende 21 MH's. De totale verandering van de maaiveldhoogte over de gehele periode situeert zich tussen een afname van -1.8 ± 0.3 cm en een toename van 7.9 ± 0.8 cm. Globaal genomen hoogde het maaiveld licht op op locaties die gelegen zijn onder een hoogte van 1.55 m TAW. Daarboven stelt zich een status quo, dan wel een minimale afname of toename (Figuur 6.8). De resultaten voor 2019 geven een ander beeld. Sedimentatieniveaus lagen overall laag. Er werd een maximale toename van maaiveldhoogte waargenomen van 1.0 ± 0.4 cm, terwijl de maximale afname voor 2019 1.1 ± 0.5 bedroeg. De verandering in maaiveldhoogte bleef voor de meeste Marker Horizons nul ($n=13$), 5 Marker Horizons kende een lichte afname, terwijl 3 Marker Horizons een lichte toename

kenden. Locaties gelegen beneden een hoogte van 1.55 m TAW vertoonden, op twee na, allen een lichte daling dan wel een stabilisatie van de maaiveldhoogte, wat insinueert dat er maar erg beperkte sedimentatie en mogelijks zelfs op beperkte schaal mineralisatie of inklinking heeft plaatsgevonden (Figuur 6.8).



Figuur 6.7: Ruimtelijke spreiding van de 23 Marker Horizons in het Bazels GGG

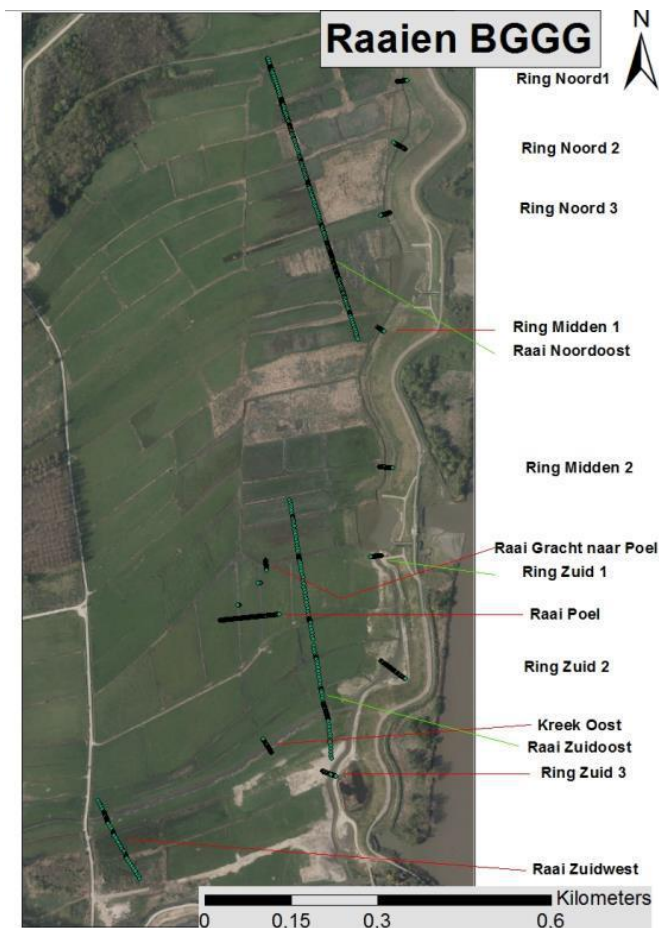


Figuur 6.8: Verandering in hoogteligging van het maaiveld ter hoogte van de Marker Horizons vier jaar na de start van de metingen in 2015. Elk punt stelt een individuele Marker Horizon met bijbehorende fout voor. De toename voor 2019 wordt weergegeven in het geel, de totale toename sinds de opstart van de metingen wordt met blauwe punten weergegeven.

6.2.4 Evolutie krekensstelsel

Om de evolutie van het grachtenstelsel op te volgen, werden in maart 2016 op verschillende locaties kreektransecten opgemeten (Figuur 6.9). Drie transecten situeren zich doorheen de dijkgracht ten noorden van de noordelijke inlaatsluis (ring noord 1, ring noord 2 en ring noord 3). Twee kreektransecten bevinden zich in het gedeelte van de dijkgracht tussen de noordelijke en de zuidelijke inlaatsluis (ring midden 1 en ring midden 2) en drie kreektransecten werden geïnstalleerd in het deel van de dijkgracht ten zuiden van de zuidelijke inlaatsluis (ring zuid 1, ring zuid 2 en ring zuid 3).

Verder werd ook nog een transect aangelegd in de kreek die water richting de noordelijke poeltjes stuurt (raai gracht naar poel) en een transect dat dwars door de brede gracht gaat (kreek oost). Naast deze korte transecten werden ook vier langere transecten doorheen grote delen van het gebied aangelegd. Hierdoor is het mogelijk om een beter inzicht te krijgen in de mate waarin de maaiveldhoogte binnen het gebied verandert onder invloed van het getij. Een van deze raaien situeert zich in het noordelijke deel van het Bazels GGG en eindigt ten zuiden van de noordelijke inlaatsluis (Raai Noordoost), terwijl een tweede begint ter hoogte van de zuidelijke inlaatsluis en verder zuidwaarts loopt (Raai Zuidoost). Een derde, kortere raai situeert zich in het zuidwestelijke hoek van het gebied (Raai Zuidwest). De vierde loopt dwars doorheen de twee poeltjes die aangelegd zijn in functie van de weidevogels. Deze poeltjes zijn zo aangelegd dat ze enkel bij springtij vullen. In de dagen nadien kan het water langzaam zakken tot het volgende springtij. Zwevende stof in het overspoelingswater heeft dus alle tijd om rustig te bezinken. Deze raai heeft dan ook vooral de bedoeling om de evolutie van de poeltjes beter te begrijpen. Al deze raaien doorsnijden verschillende grachten op welke vervolgens ook weer loodrechte dwarssecties genomen worden. Zodoende zijn een ruime waaier aan dwarsgracht transecten beschikbaar wat ons toelaat de morfologische evoluties van verschillende grachten in het gebied op te volgen.

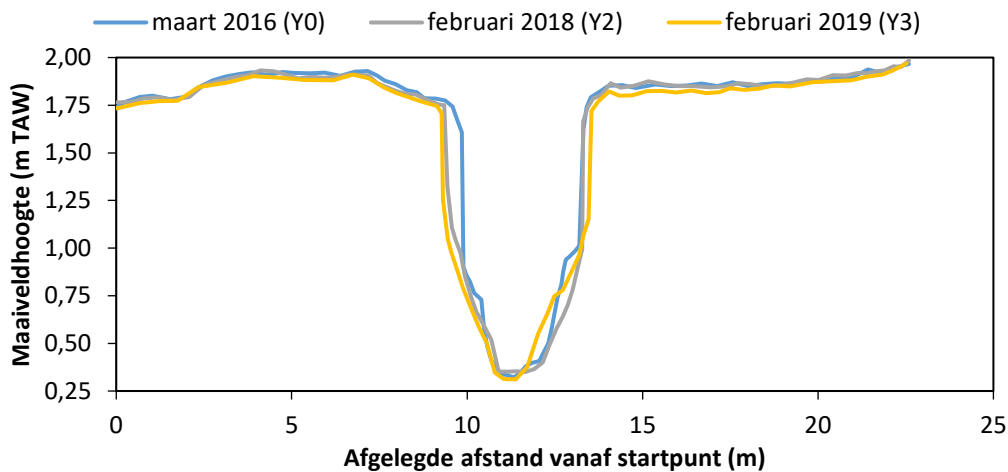


Figuur 6.9: Overzicht van alle raaien en kreektransecten en raaien doorheen het Bazels GGG.

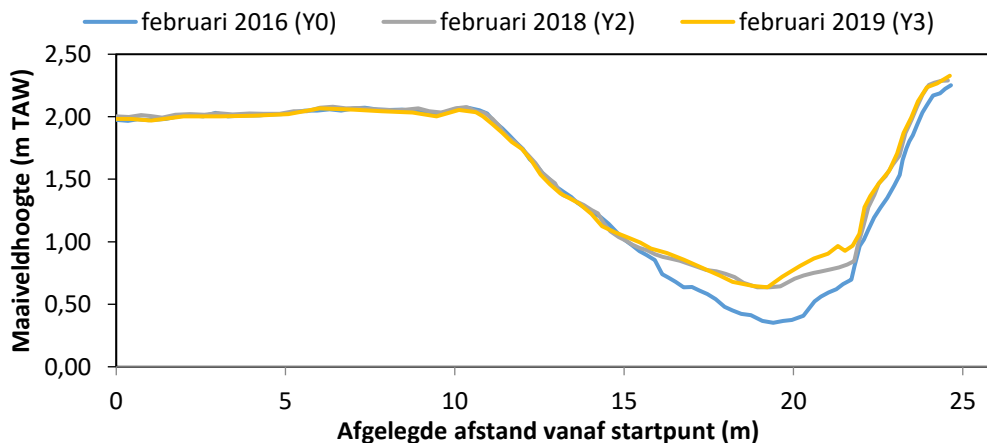
Naast veranderingen in maaiveldhoogte kan de evolutie van het reeds aanwezige grachtenstelsel in de polder bestudeerd worden. Voor 2019 werd een analyse gemaakt van 13 dwarstransecten van grachten die zich bevinden op ofwel het noordoostelijke transect, ofwel op het zuidoostelijke transect (Figuur 6.12; Figuur 6.13). Hierbij werden oeverwalhoogte, thalweghoogte, kreekbreedte en de oppervlakte van de doorsnede van elke gracht bepaald voor zowel 2016 als 2019. Met een gepaarde T-test konden vervolgens significante veranderingen tussen beide jaren gekwantificeerd worden. Globaal genomen was de oppervlakte van de dwarsdoorsnedes van alle grachten significant afgenomen in 2019 ten opzichte van 2016 (gemiddeld: $-0.21 \pm 0.19 \text{ m}^2$; $p < 0.01$), wat erop wijst dat de dwarsgrachten initieel te breed en/of te diep zijn voor de hoeveelheid water die ze dienen aan en af te voeren. De kreekbreedte wijzigde niet significant (gemiddeld: $-0.1 \pm 0.56 \text{ m}$; $p = 0.52$), dus veranderingen in de oppervlakte van de doorsnede zijn het gevolg van veranderingen in de kreekdiepte. De kreekdiepte, zijnde het verschil tussen de thalweghoogte en de oeverwalhoogte, nam inderdaad significant af (gemiddeld: $-0.12 \pm 0.13 \text{ m}$; $p < 0.01$). Met andere woorden, de kreek werden ondieper, en dit kan voornamelijk verklaard worden door een afgenomen thalweghoogte (lees: ophoging) (gemiddeld: $+0.13 \pm 0.12 \text{ m}$; $p < 0.01$), terwijl de oeverwalhoogte niet significant wijzigde (gemiddeld: $+0.02 \pm 0.03 \text{ m}$; $p = 0.06$). De afname in oppervlakte van de dwarsdoorsnedes ten overstaan van het voorgaande meetjaar (2018) was niet significant (gemiddeld: $-0.13 \pm 0.26 \text{ m}^2$; $p = 0.08$). Kreekdiepte nam wel significant af (gemiddeld: $-0.06 \pm 0.08 \text{ m}$; $p < 0.05$), welke tevens een gevolg was van een afname van de thalweghoogte (gemiddeld: $+0.05 \pm 0.07 \text{ m}$; $p < 0.05$). Samengevat: de kreekdimensies zijn significant afgenomen door een (beperkte) opslibbing van de thalweg.

De ringgrachten, die de verbinding vormen tussen alle dwarsgrachten en beide sluisen ondergingen tevens veranderingen sinds de eerste opmeting in 2016. De ringgracht ter hoogte van kreektransect

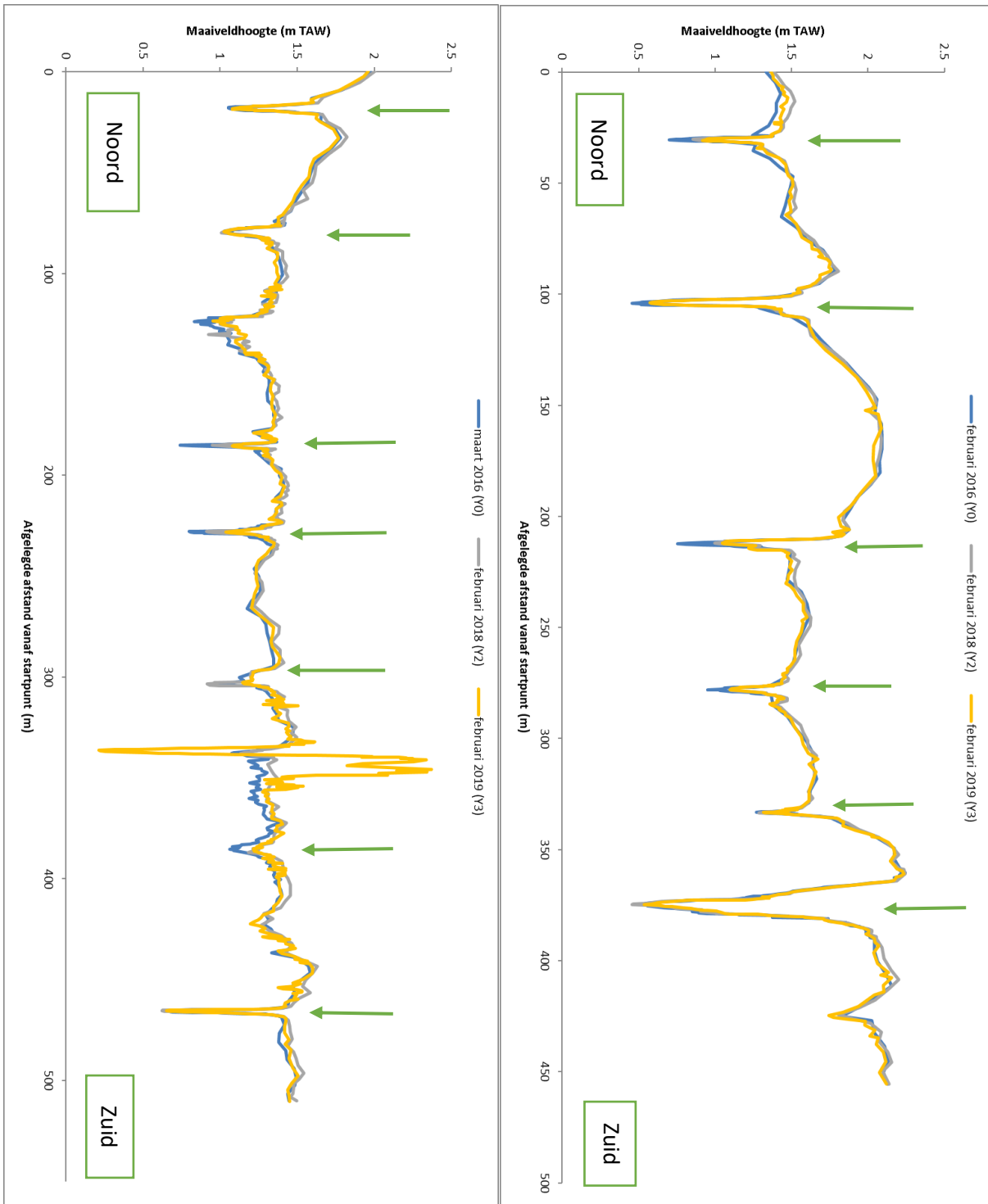
Ring Midden 2 kende een gestage toename van de oppervlakte van de dwarsdoorsnede door de ringgracht (Figuur 6.10). In 2016 bedroeg de berekende oppervlakte hiervan 4.23 m², welke in 2019 toegenomen was tot 4.75 m², een toename van 0.51 m². Het verschil tussen 2018 en 2019 werd berekend op 0.22 m². De thalweghoogte wijzigde sinds 2016 niet, het verschil kan voornamelijk teruggevoerd worden op een lichte verbreding van de ringgracht op deze locatie, met een verbreding van 24 cm in 2019 ten overstaan van 2016. De ringgracht ter hoogte van kreektransect Ring Zuid 3 kent een andere evolutie (Figuur 6.11). Daar waar de thalweg in 2016 nog gesitueerd was op 0.35 m TAW, was dit in 2019 gestegen tot 0.64 m TAW. Daarenboven nam de kreekbreedte af, van 13.92 m in 2016 naar 13.32 m in 2019. Overeenkomstig daalde het oppervlak van de dwarsdoorsnede eveneens. Deze bedroeg in 2016 14.83 m², en nam af tot 12.72 m² in 2019. De verschillen tussen 2018 en 2019 zijn kleiner, het oppervlak van de dwarsdoorsnede bedroeg in 2018 13.18 m², een verschil van 0.46 m² ten overstaan van 2019.



Figuur 6.10: Evolutie van Ringgracht Midden 2 met 2019 (oranje), 2018 (grijs) en het referentiejaar 2016 (blauw)



Figuur 6.11: Evolutie van Ringgracht Zuid 3 met 2019 (oranje), 2018 (grijs) en het referentiejaar 2016 (blauw)



Figuur 6.12: (links – onder) Dwarsdoorsnede van de noordoostelijke raai voor 2019 (oranje) met 2016 als referentiesituatie (blauw) en 2018 (grijs) weergegeven. De gebruikte kreken voor analyse zijn aangeduid met groene pijlen.

Figuur 6.13: (rechts – boven) Dwarsdoorsnede van de zuidoostelijke raai voor 2019 (oranje) met 2016 als referentiesituatie (blauw) en 2018 (grijs) weergegeven. De gebruikte kreken voor analyse zijn aangeduid met groene pijlen.

6.3 VEGETATIE

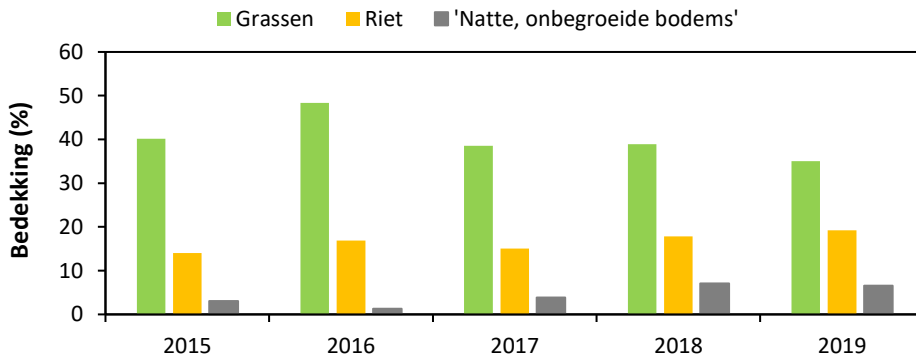
Vegetatiemonitoring in het Bazels GGG startte in 2013, de GGG-werking in 2014. Tijdens de zomer van 2019 werd voor het zevende opeenvolgende jaar een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd. De vegetatie werd voor het zesde groeiseizoen op rij blootgesteld aan GGG-werking, waardoor stilaan interessante ontwikkelingen te verwachten zijn. Binnen het Bazels GGG werd de focus gelegd op de stukken die minstens enkele malen per jaar overstromen. Daar begrazing door koeien de herkenning van de verschillende grassoorten sterk bemoeilijkt, werd bovendien geopteerd om vanaf 2014 de dominantie van grassen niet meer tot op soort te bepalen, maar te classificeren als 'gras' – *Poaceae*, met uitzondering van enkele goed herkenbare en ecologisch relevante soorten zoals Riet *Phragmites australis*, Rietgras *Phalaris arundinacea* en Liesgras *Glyceria maxima*.

Tijdens de vegetatiekartering van 2019 werd het Bazels GGG onderverdeeld in 513 polygonen met een homogene dominantie van een of meerdere plantensoorten. De grootte van de polygonen varieerde tussen 18 m² en 29720 m², met een mediane polygoongrootte van 364 m². Sinds 2015 nam het aantal polygonen sterk toe in het gebied, zo werd het Bazels GGG in 2015 in 243 polygonen opgedeeld. Daaraan gekoppeld neemt de mediane polygoongrootte sterk af, zo bedroeg deze nog 974 m² in 2015. Deze evoluties kunnen verklaard worden in het licht van het geïntroduceerde getij dat via haar abiotische werking zorgt voor een diversificatie van het landschap. Verder zijn er in het meest noordelijke deel nog werken verricht, waardoor de locatie heterogener werd in plantensamenstelling en het bijgevolg in meer polygonen diende opgesplitst te worden.

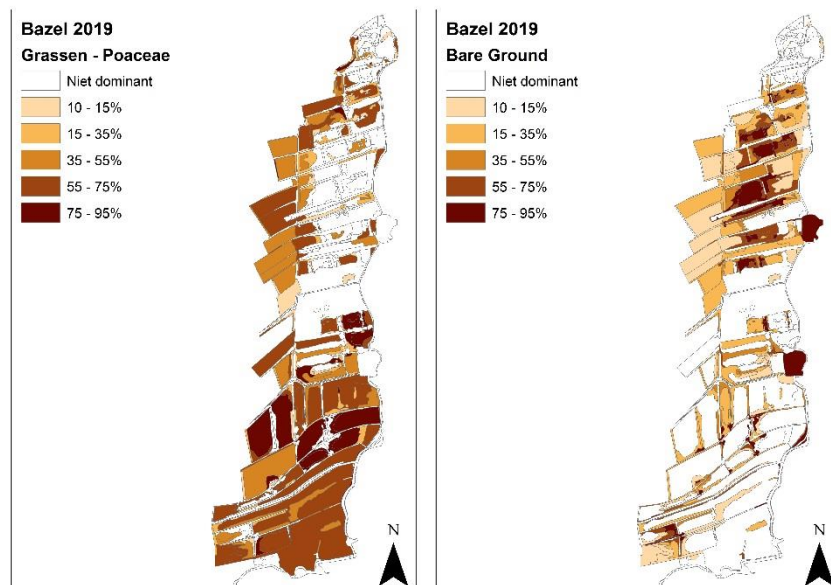
Een van de hoofddoelstellingen binnen het Bazels GGG is het combineren van slikken en schorren enerzijds en het behalen van weidevogeldoelstellingen anderzijds. Daarom streeft men hier naar het ontwikkelen van een begraasd schor. De opvolging van de vegetatieontwikkelingen is dus van cruciaal belang om de doelstellingen aangaande broedende weidevogels te kunnen halen. Immers, grote, dense rietvelden en uitgebreide wilgenvloedbossen zijn weinig aantrekkelijk voor weidevogels. Het beheer van het gebied bestaat er dan ook uit het gebied voldoende open te houden en de groei van Riet *Phragmites australis* en Wilgen *Salix* sp onder controle te houden. Een opvolging van de vegetatie evolutie is daarom essentieel om een vinger aan de pols te houden voor het beheer.

Grassen hadden in 2019 het grootste aandeel in de bedekkende vegetaties van het Bazels GGG, er werd een bedekking van 19.8 ha (= 35.1%) vastgesteld (Figuur 6.15). Op een piek in 2016 na, daalt de bedekking jaarlijks lichtjes ten overstaan van 2015 (Figuur 6.14). Dit kan enerzijds verklaard worden door een lichte toename van diverse kruidachtigen zoals Kruipende Boterbloem *Ranunculus repens* (2019= 0.9 ha; 1.5%), Smalle Weegbree *Plantago lanceolata* (2019= 0.04 ha; 0.1%) en Heelblaadjes *Pulicaria dysenteria* (2019= 0.05 ha; 0.1%). De achteruitgang wordt voor het merendeel echter veroorzaakt doordat een deel van de grassen door een te hoge overstromingsfrequentie afstierven en er kleine, ondiepe poeltjes en slikstukjes zijn ontstaan (Figuur 6.14; Figuur 6.15 rechts). Zo nam het aandeel aan onbegroeide, natte bodems in het Bazels GGG toe van 1.7 ha (= 3.0% van het gebied) in 2015 tot 3.7 ha (= 6.5%) in 2019. Het aandeel aan onbegroeide, natte bodems nam licht af ten overstaan van 2018 (4.0 ha = 7.1%) (Figuur 6.14). Op een aantal locaties is deze afname verbonden aan toename aan dominanties van grassen. De hoge piek in bedekking door grassen in 2016 (= 27.5 ha of 48.3% van het gebied) kan verklaard worden doordat de sluizen toen meer dan 228 dagen gesloten waren in functie van werkzaamheden in het gebied (zie Maris et al, 2016). Hierdoor kon een groot deel van de slikken opnieuw bedekt worden door grassen en trad er op heel wat plekken tevens een verdichting van de grasmat op. Ook het tijdstip waarop de tweede maaibeurt wordt uitgevoerd kan een aanzienlijk impact hebben op de inschatting van de dominanties, met name of deze voor of na de vegetatiekartering plaatsvond.

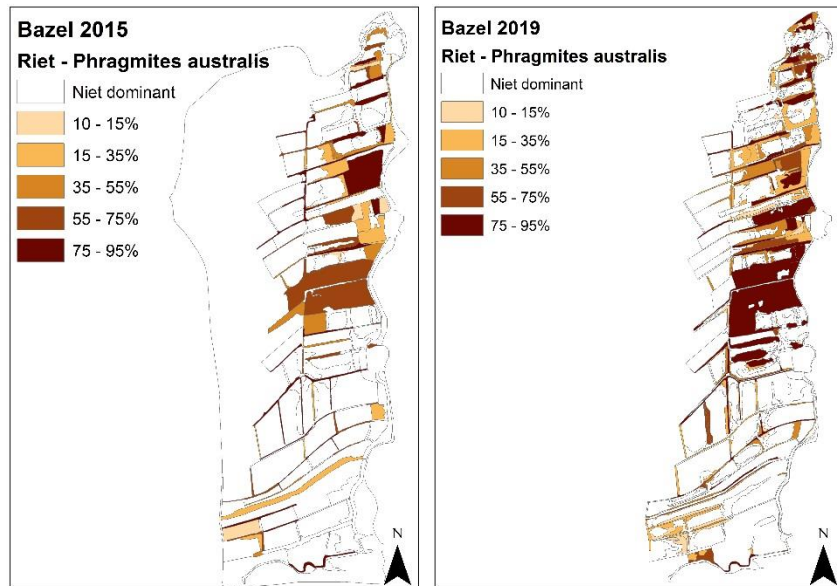
Het areaal bedekt door Riet *Phragmites australis* neemt jaar over jaar lichtjes toe (Figuur 6.14) tot 10.9 ha (=19.3%) in 2019. Dit is een toename met 3.0 ha (of +5.3%) ten opzichte van 2015 en 0.8 ha (of +1.5%) ten opzichte van 2018. De langjarige toename van Riet situeert zich voornamelijk in de noordelijke, niet begraasde tip van het gebied en in twee kletsnatte zones centraal in het gebied, alwaar machinaal beheer praktisch onmogelijk is (Figuur 6.16). Naast een uitbreiding van het areaal aan Riet is hier tevens een verdichting opgetreden. Binnen de begrazingseenheden van het weidevogelgebied stelt zich op de meeste plekken een stabilisatie dan wel een afname in densiteit van de soort. Het lijkt erop dat het gevoerde maai- en begrazingsbeheer in de begrazingsblokken een geleidelijke afname van dominanties van Riet initiëren.



Figuur 6.14: Overzicht van de evolutie van de bedekte oppervlakte (in percentages) voor natte, onbegroeide bodems (grijs), Grassen (groen) en Riet *Phragmites australis* (geel) in het Bazels GGG voor de periode 2015 t.e.m. 2019.



Figuur 6.15 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grassen Poaceae (links) en kale grond (Bare Ground) (rechts) in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2019



Figuur 6.16 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2015 (links) en 2019 (rechts).

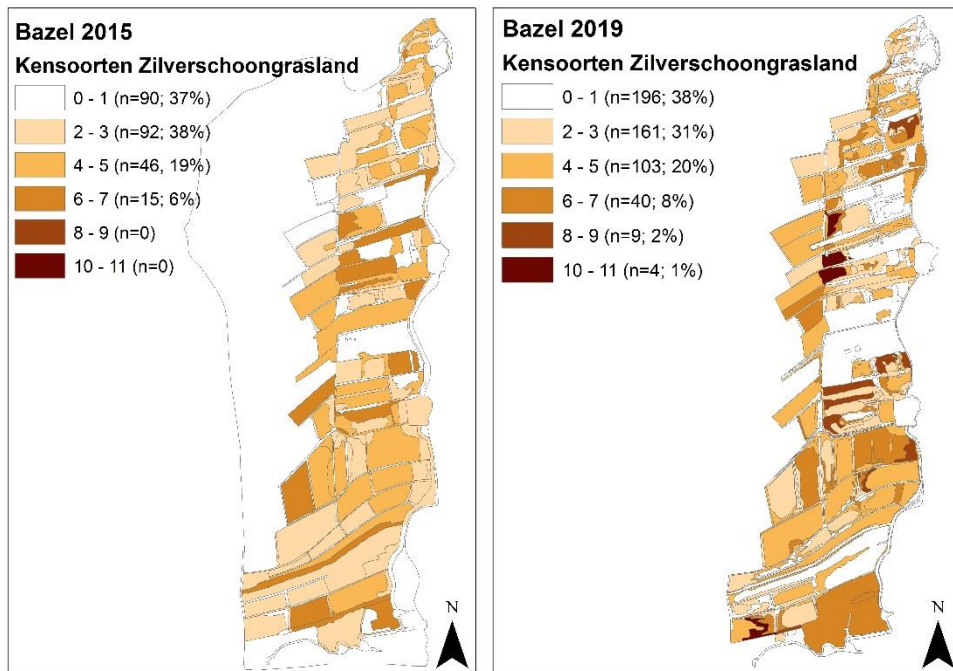
De ontwikkeling van de lager gelegen graslanden naar zilverschoongrasland in het Bazels GGG is volop gaande. Tijdens de kartering van 2019 werd hieraan speciale aandacht gegeven. Zilverschoongrasland is een graslandtype dat ontstaat door een combinatie van begrazing en betreding door vee en winterse overstromingen. Kenmerkende soorten voor Vlaanderen, op basis van De Saeger en Wouters (2017), worden opgelijst in Tabel 6.1. Van de 28 opgelijste soorten werden er de voorbije jaren 22 (=78%, vet gemarkeerd in de tabel) opgemerkt in het GGG. Tijdens de zomer van 2019 werden 18 (=64%) kensoorten in het gebied aangetroffen, welke een toename is met 2 soorten ten opzichte van 2018. Het totale aantal kensoorten waargenomen in het Bazels GGG blijft sinds 2015 constant en schommelt rond 18 kensoorten. In 2019 telden 53 polygonen (=11%) 6 of meer kensoorten, hetgeen een toename is ten opzichte van 2018, toen 27 polygonen (=6%) 6 of meer kensoorten bevatten. Vergeleken met 2015 is dit tevens een toename, toen ook 6% van de polygonen (n=15) 6 of meer kensoorten huisvestte (Figuur 6.17). 2016 en 2017 kenden daarentegen ook hogere percentages, zo haalde 2016 een percentage van 10%, terwijl 2017 afklopte op 11% van de polygonen. Een verklaring voor de waargenomen dip in 2018 is niet meteen voorhanden. Het aandeel polygonen zonder of met slechts 1 kensoort wijzigde beperkt over de jaren. In 2015 bedroeg dit 37% (n=90), terwijl in 2019 dit percentage op 38% (n=196) afklopte. Voor de periode 2016-2018 lag dit aandeel hoger, met een piek van 46% van de polygonen in 2017. In 2018 bedroeg dit percentage 44% (n=221). Voor 2019 werden per polygoon maximaal 10 kensoorten vastgesteld (4 polygonen met 10 kensoorten). In 2018 werden per polygoon maximaal 9 kensoorten waargenomen (3 polygonen) terwijl in 2015 per polygoon maximaal 7 kensoorten (4 polygonen) werden genoteerd. Samengevat: hoewel de polygoongrootte sinds 2015 sterk is afgenomen, zijn er indicaties dat de vestiging van diverse kensoorten van het zilverschoonverbond in de goede richting evolueert.

De Zeeschelde ter hoogte van de inlaatsluizen van het Bazels GGG kan, voornamelijk in de zomer, gedefinieerd worden als oligohalien (= zwak brak). Het verschijnen van zouttolerante dan wel zoutminnende soorten in het gebied viel enigszins te verwachten. Zo maakten soorten zoals Zulte *Aster tripolium*, Zilte Schijnspurrie *Spergularia salina* en het exotische Goudknopje *Cotula coronopifolia* hun opwachting in het gebied. Ook Selderij *Apium graveolens*, een typische brakwatersoort, werd in 2019 voor de eerste maal gevonden in het Bazels GGG. Zulte werd reeds in 2015 opgemerkt in het gebied, maar kende een beperkte verspreiding, met een aanwezigheid in 19 polygonen (Figuur 6.18 links). Het

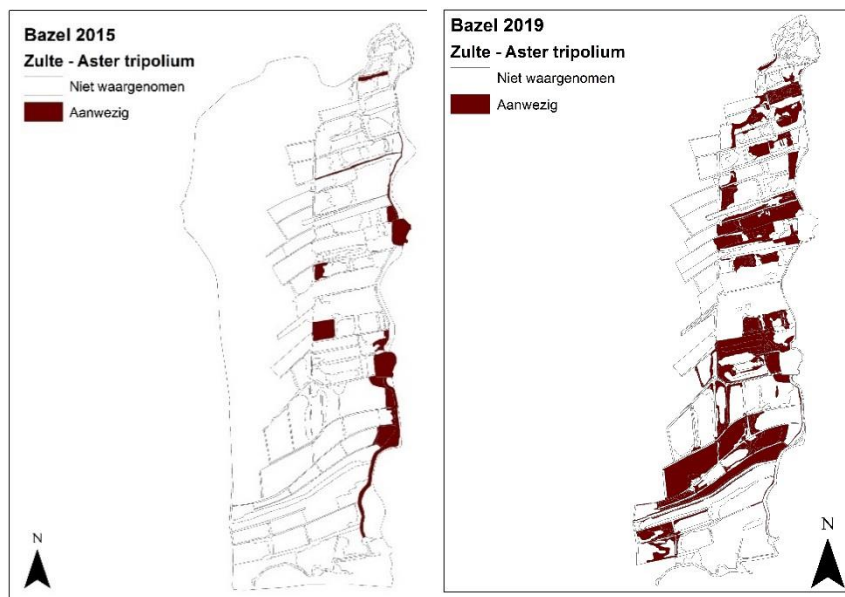
aantal polygonen waarin de soort werd gevonden steeg in de daaropvolgende jaren. Zo werd de soort in 2016 in 24 polygonen opgemerkt, in 2017 in 66, in 2018 in 112 en in 2019 in 159 polygonen (= 31% van alle polygonen) (Figuur 6.18 rechts). Nieuw ten opzichte van de voorgaande jaren was een dominantie van Zulte in 2 polygonen, nabij de zuidelijke inlaatsluis (Figuur 6.19). Ook Goudknopje kent een stevige uitbreiding. In 2019 werd de soort opgemerkt in 68 polygonen (=13% van de polygonen; Figuur 6.20), een stevige toename ten overstaan van 2018 toen de soort maar in 22 polygonen (=4%) werd waargenomen. Goudknopje werd pas in 2016 voor het eerst waargenomen in het GGG en dit in 5 polygonen. In 2019 werd tevens een dominantie van Goudknopje opgemerkt en dit in 4 polygonen (Figuur 6.21). Ook Zilte Schijnspurrie kende een uitbreiding, zij het beperkt. In 2017 werd de soort voor het eerst in het Bazels GGG waargenomen (aantal polygonen n=1), waarna een lichte toename werd waargenomen in 2018 (n=4). Tijdens de zomer van 2019 werd de soort in 10 polygonen geregistreerd (Figuur 6.22). Samenvattend kan gesteld worden dat verschillende brakwatersoorten het Bazels GGG weten te bereiken en zich bovendien, eenmaal gevestigd, weten uit te breiden.

Tabel 6.1 Kensoorten voor het zilverschoonverbond, gebaseerd op De Saeger & Wouters (2017). De vetgedrukte soorten werden reeds opgemerkt in het Bazels GGG.

'Vaste' soorten	RBBzil-groep	
Fioringras	Aardbeiklaver	Polei
Geknikte Vossenstaart	Akkerkers	Rode Ogentroost
Krulzuring	Getand Vlotgras	Slanke Waterbies
Ruige Zegge	Gewone Waterbies	Smalle Rolklaver
	Heelblaadjes	Valse Voszegge
	Klein Vlooienkruid	Watermunt
	Kruipend Moerasscherm	Zeegroene Rus
	Moerasvergeet-me-nietje	Zilte Rus
	Moeraszoutgras	Zilte Zegge
	Penningkruid	Zilverschoon
	Pijptorkruid	Zomprus
	Platte Rus	Zompvergeet-me-nietje

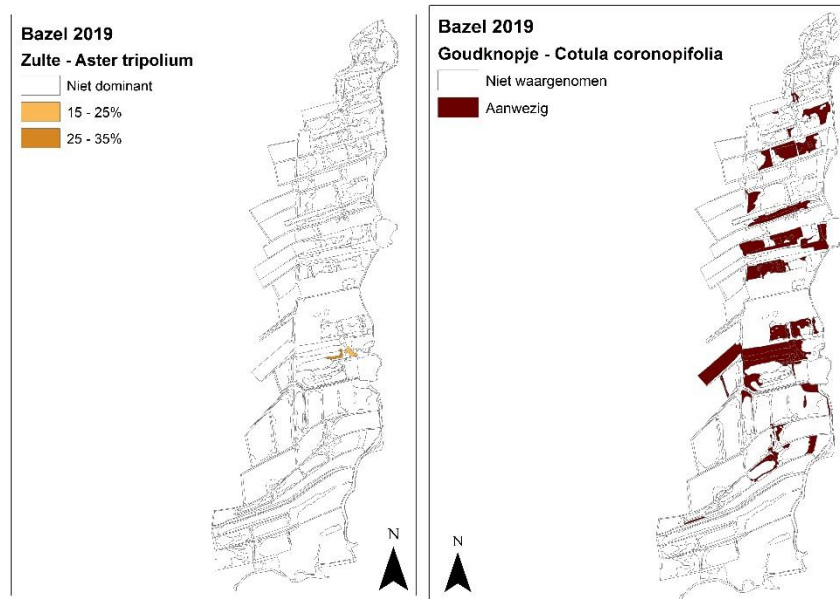


Figuur 6.17 Overzicht van het voorkomen van kensoorten van Zilverschoongrasland in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2015 (links) en 2019 (rechts).



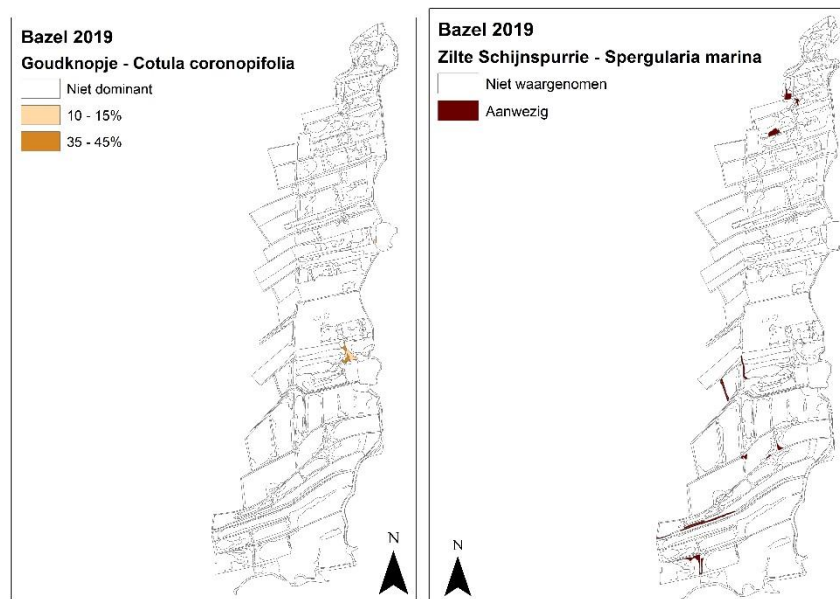
Figuur 6.18 Overzicht van het voorkomen van Zulte Aster tripolium in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2015 (links) en 2019 (rechts).

OMES Intergetijdengebieden Bazel



Figuur 6.19 (links): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Zulte Aster tripolium in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2019

Figuur 6.20 (rechts): Overzicht van het voorkomen van Goudknopje Cotula coronopifolia in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2019



Figuur 6.21: Overzicht van het voorkomen van dominanties van Goudknopje Cotula coronopifolia in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2019

Figuur 6.22: Overzicht van het voorkomen van Zilte Schijnspurrie Spergularia marina in het Bazels GGG tijdens de zomer van 2019

7 KRUIBEEKSE KREEK

7.1 INLEIDING

In de Polders van Kruibeke, die naast een functie als gecontroleerd overstromingsgebied (GOG), ook zorgen voor herstel van estuariene natuur, krijgen zowel het Bazelse als het Kruibeekse deel een gecontroleerd gereduceerd getij (GGG), waarbij tweemaal daags een kleine hoeveelheid Scheldewater het gebied overspoelt. Tussen het Bazels en Kruibeeks GGG in ligt de Kruibeekse Kreek, welke de voormalige bedding vormt van de Barbierbeek die nu uitmondt in het Kruibeeks GGG. In tegenstelling tot het Kruibeeks en het Bazels GGG zal dit 9.4 hectare groot gebied niet als een klassiek GGG functioneren, maar eerder als aantakking aan de Schelde. Hierbij vloeit het Scheldewater tweemaal daags doorheen de uitwateringssluis het gebied in, en bevloeit het de voormalige Barbierbeekbedding en aangrenzende delen. Op 25 januari 2017 werd de sluis opengezet. Vanaf dat moment was de Kruibeekse Kreek terug onderhevig aan getijde. Op 3 januari 2018 werd de sluis echter uit voorzorg gesloten omwille van stabiliteitsproblemen aan de noordelijke oever van de kreek. In afwachting van herstelling en versteviging van die oever, is de sluis gans 2018 gesloten gebleven. De heropening volgde in juli 2019.

7.2 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

7.2.1 Inleiding

Daar de Kruibeekse Kreek niet als een klassiek GGG maar eerder als een aantakking fungeert, zij het wel met beperkte mogelijkheden tot sturing van het getij, is het getijderegime afwijkend van dat in het Bazelse en Kruibeekse GGG. Het Scheldewater zal immers sneller het gebied binnenstromen vergeleken met beide andere gebieden, wat implicaties heeft naar sedimentatiesnelheden die zullen spelen in de Kruibeekse Kreek. Voor meer uitleg met betrekking tot de verschillen tussen een klassiek GGG en een aantakking wordt verwezen naar de algemene inleiding (*1.4 Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking (Burchtse Weel)*).

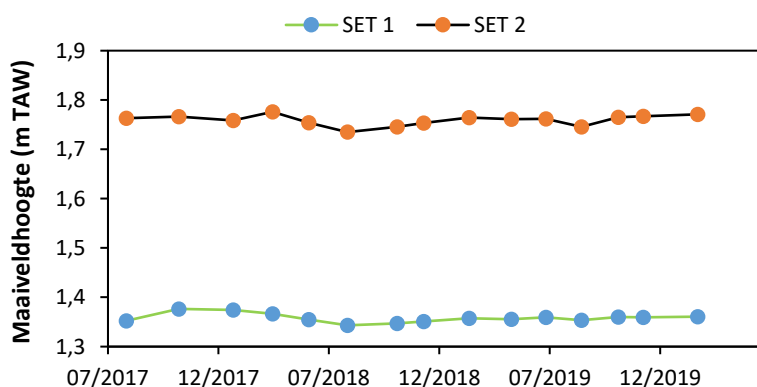
Voor de opvolging van de sedimentatie- en erosiepatronen in de Kruibeekse Kreek werd gebruik gemaakt van twee Surface Elevation Tables (SET's) (Figuur 7.1). SET 2 is de hoogst gelegen SET (1.76 m TAW), SET 1 de laagste (1.35 m TAW bij de opstart). Naast deze 2 SET's werden ook 10 Marker Horizons (MH's) geïnstalleerd in het gebied (Figuur 7.1), waarvan 2 nabij de SET. De resterende 8 MH's werden over een hoogtegradiënt verspreid in het gebied.

7.2.2 Resultaten en Discussie: SET

Met de heropening van de sluis in juli 2019 werd opnieuw een beperkt tij-invloed toegelaten in de Kruibeekse Kreek. Hierdoor kunnen natuurlijke processen zoals kreekvorming en sedimentatie het uitzicht van de Kruibeekse Kreek verder vormgeven. Voor 2019 werden geen noemenswaardige veranderingen in maaiveldhoogte opgemerkt op een van beide SET-locaties. De hoogte op SET 1 bleef stabiel, op 1.36 ± 0.01 m TAW. Indien gekeken wordt naar het tweede helft van 2019, toen de sluis opnieuw geopend was, werd tevens geen noemenswaardige ophoging van het maaiveld waargenomen (Figuur 7.2). Op een half jaar hoogde het maaiveld quasi niet op (0.5 ± 0.7 cm). De hoger gelegen SET 2 kende een erg beperkte ophoging in 2019 van 1.1 ± 1.5 cm, maar dit lijkt niet rechtstreeks gelieerd te zijn aan sedimentatie. Wellicht heeft het toegenomen watervolume door de heropening van de sluis gezorgd voor een licht zwellen van de bodem.



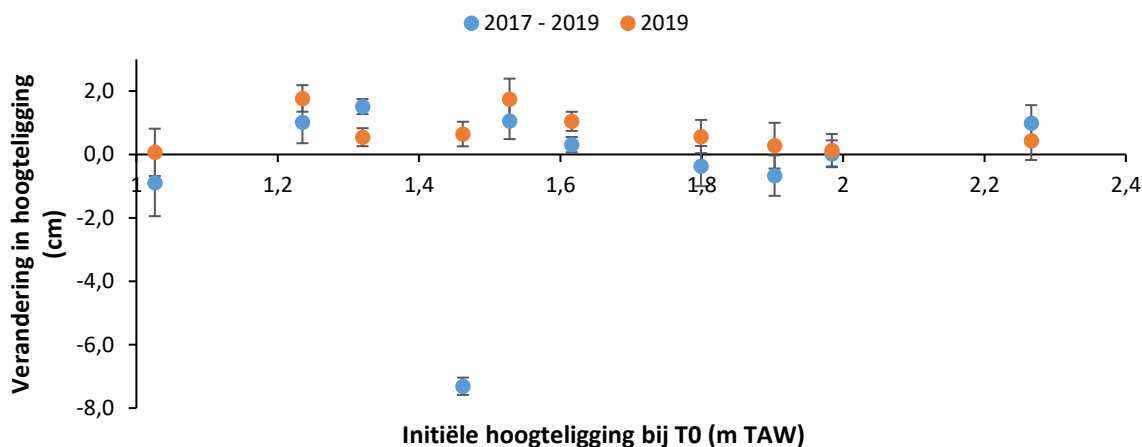
Figuur 7.1 Overzicht van de meetsites in de Kruibeekse Kreek. 'mh' staat voor Marker Horizon, 's' voor SET.



Figuur 7.2: Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW aan elke SET.

7.2.3 Resultaten en Discussie: Marker Horizon

De tien plaatjes van de Marker Horizons werden in de zomer van 2017 verspreid over het gebied, over een hoogtegradiënt, ingegraven (Figuur 7.3). De nulmeting werd deels in de zomer (SET 1 en SET 2) en deels in de winter van 2017-2018 (MH3-MH12) uitgevoerd. Figuur 7.3 geeft de verandering van de maaiveldhoogte weer voor (1) het jaar 2019 en (2) sinds de nulmeting. De waargenomen hoogteveranderingen voor 2019 lagen allen laag. Er werd een maximale ophoging waargenomen van 1.8 ± 0.4 cm. Op de meeste locaties werd een uitermate beperkte sedimentatie waargenomen. 4 locaties kenden geen hoogteverandering. Een gelijkaardig beeld wordt verkregen indien gekeken wordt naar de totale verandering van de maaiveldhoogte sinds de eerste meting (T0). Zo werd een maximale ophoging van 1.5 ± 0.2 cm waargenomen, terwijl er op een locatie een bodemdaling van -7.3 ± 0.3 cm werd opgemerkt. De overige locaties kenden hoogteveranderingen schommelend tussen -1 en +1 cm, waaruit kan geconcludeerd worden dat, sinds de opstart van de aantakking, er nauwelijks sedimentatie heeft plaatsgevonden.

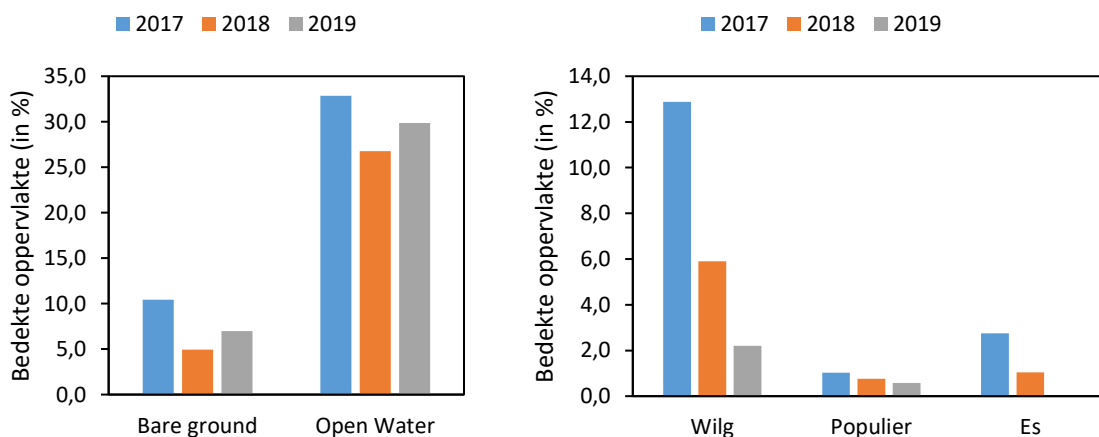


Figuur 7.3: Verandering in hoogteligging van het maaiveld ter hoogte van de Marker Horizons, met data voor (1) 2019 (oranje) en (2) sinds de nulmeting van de Marker horizons in 2017 – februari 2018 (blauw).

7.3 VEGETATIE

Tijdens de zomer van 2019 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering voor de Kruibeekse Kreek uitgevoerd. Het getij was juist opnieuw opgestart nadat de sluisen meer dan een anderhalf jaar gesloten zijn geweest. Het 9.4 hectare grote gebied werd opgedeeld in 76 polygonen met een homogeen vegetatietype. De polygoongrootte varieerde tussen 18 m² en 2.6 ha, met een mediane polygoongrootte van 419 m². Er werd een dominantie aan 24 taxa toebedeeld, hetgeen merkkelijk minder was vergeleken met 2018 (36 taxa).

Net zoals in 2017 en 2018 was open water het meest vertegenwoordigd in de Kruibeekse Kreek. Voor 2019 werd de oppervlakte voor open water op 2.9 ha (=29.9% van het gebied) ingeschat, welke een lichte stijging met 0.3 ha is ten opzichte van 2018 (Figuur 7.4). Ook blote grond kende een lichte toename in 2019. Van 0.5 ha (=5.0%) in 2018 naar 0.7 ha (=7.0%; Figuur 7.4) in 2019. Van deze oppervlakte aan blote grond is slechts 0.1 ha (=1.6%) slikken. De overige 0.4 ha betreft open plekken tussen de vegetatie. Zowel blote grond als open water zitten nog niet terug op de bedekking van voor de sluiting van de sluis begin 2018. Toen bedroeg de oppervlakte respectievelijk 1.0 ha (=10.4%) en 3.1 ha (=32.8%).



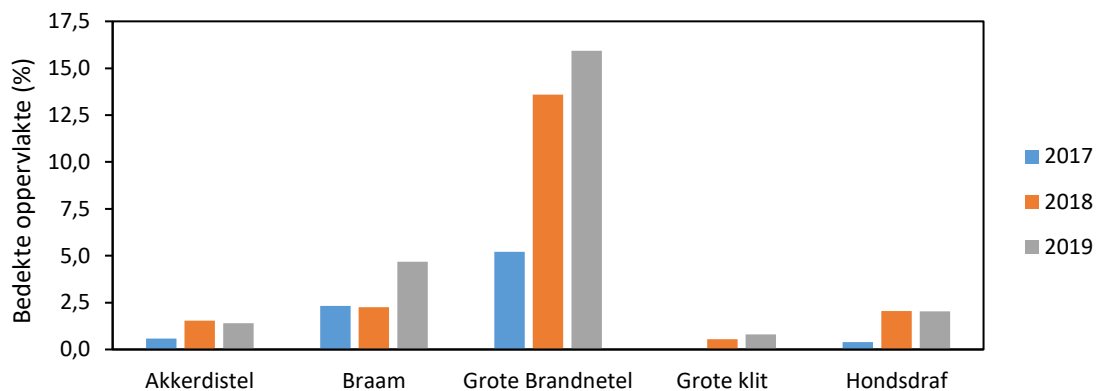
Figuur 7.4 (links): Overzicht van de evolutie van de percentuele bedekking door Bare Ground en Open Water voor de Kruibeekse Kreek voor de periode 2017 t.e.m. 2019

Figuur 7.5 (rechts): Overzicht van de evolutie van de percentuele bedekking van Wilg *Salix sp.*, Populier *Populus sp.* en Es *Fraxinus excelsior* voor de Kruibeekse kreek voor de periode 2017 t.e.m. 2019

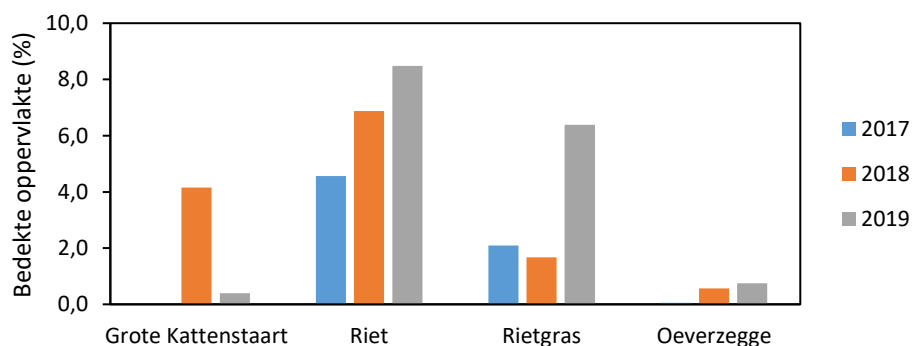
Met de heropstart van de getijde-invloed in Kruiboekse Kreek is het niet onmogelijk dat beide percentages nog verder zullen toenemen de eerste jaren. Eén van de elementen die hierin een belangrijke variabele is, zijn de plantensoorten die het gebied hebben weten te koloniseren na het stilleggen van de sluizen. Dit blijken voornamelijk ruigtekruiden te zijn, die bovendien voornamelijk gebonden zijn aan droge/vochtige tot vochtige omstandigheden, zoals Akkerdistel *Cirsium arvense*, Braam *Rubus sp*, Grote Brandnetel *Urtica dioica*, Grote Klit *Arctium lappa* en Hondsdraf *Glechoma hederacea*. Gezamenlijk tekenen zij voor een bedekking van 24.9% (=2.3 ha). Grote Brandnetel kent van deze 5 soorten ruim de grootste bedekking. Deze bedroeg in 2019 1.5 ha (=15.9%), een toename met 0.2 ha (2.3%) ten overstaan van 2018 en zelfs een verdrievoudiging tegenover 2017 (0.5 ha of 5.2%) (Figuur 7.6; Figuur 7.8). De overige 4 soorten zijn ten opzichte van 2017 tevens toegenomen (Figuur 7.6), maar waren in 2019 nog niet zo alom aanwezig als Grote Brandnetel. Met de heropening van de sluizen is de verwachting dat deze soorten naar de hoger gelegen delen van het gebied terug zullen gedrongen worden, daar ze weinig tolerant zijn voor veelvuldige overstromingen.

In 2018 was ook Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* één van de soorten die profiteerde van het droogvallen van grote delen van het gebied na het sluiten van de sluizen. De soort bedekte in 2018 ongeveer 0.4 ha (=4.2%), maar kende in 2019 een stevige terugval. Zo werd slechts een bedekking van 0.03 ha (=0.4%) opgemeten (Figuur 7.7; Figuur 7.9). De soort heeft waarschijnlijk heel wat terrein verloren aan Rietgras *Phalaris arundinaceus*, dat een sterke toename in 2019 kende (Figuur 7.7; Figuur 7.10). Zo nam de oppervlakte bedekt door Rietgras toe van 0.2 ha (=1.7%) in 2018 naar 0.6 ha (=6.4%) in 2019. Ook Oeverzegge kent een bescheiden toename voor de periode 2017 t.e.m. 2019, hoewel de bedekking, met 0.07 ha (=0.8%) in 2019, eerder beperkt blijft (Figuur 7.7). Met een stijging van 0.2 ha (=1.6%) ten overstaan van 2018 weet ook Riet *Phragmites australis* stapsgewijs uit te breiden (Figuur 7.7) In 2019 werd een oppervlakte van 0.8 ha (=8.5%) bedekt door de soort. Momenteel betreft het eerder een uitbreiden en verdichten van bestaande kernen eerder dan kolonisatie op nieuwe locaties.

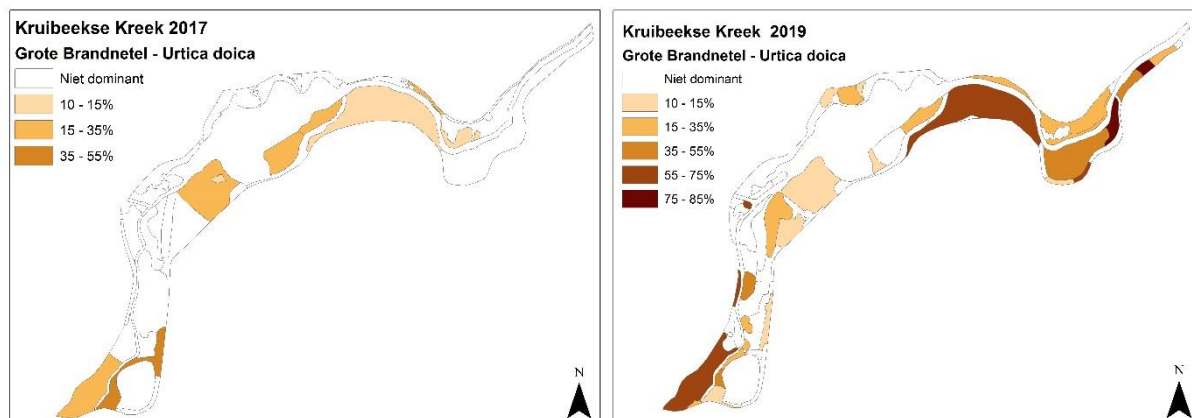
Bedekkingen door diverse struik- en boomsoorten namen in 2019 verder af, ondanks het stilleggen van het getij (Figuur 7.5). Daar waar de bedekking van diverse struik- en boomsoorten in 2017 nog 1.6 ha (=17.2%) bedroeg, halveerde dit in 2018 tot 0.7 ha (=7.7%), waarna opnieuw meer dan een halvering werd berekend voor 2019 (0.3 ha; 2.8%). De achteruitgang wordt vooral veroorzaakt door de achteruitgang van met name Wilg *Salix sp* (Figuur 7.11) en Es *Fraxinus excelsior*. Deze laatste haalde in 2019 overigens nergens meer een dominantie. De achteruitgang van de bedekking door Wilg kan voornamelijk gelinkt worden aan het openen van de kroonlaag, eerder dan het onmiddellijk afsterven van bomen, hoewel op heel wat locaties ook dode Wilgen opgemerkt werden. Vermoedelijk zullen de komende jaren nog heel wat bomen verder afsterven onder invloed van het getij en zal op termijn een verschuiving plaatsvinden naar de hoger gelegen zuidwestelijke delen.



Figuur 7.6: Overzicht van de evolutie van de percentuele bedekking door Akkerdistel *Cirsium arvense*, Braam *Rubus sp*, Grote Brandnetel *Urtica dioica*, Grote Klit *Arctium lappa*, Haagwinde *Convolvulus sepium* en Hondsdraf *Glechoma hederacea* voor de Kruibeekse Kreek voor de periode 2017 t.e.m. 2019.

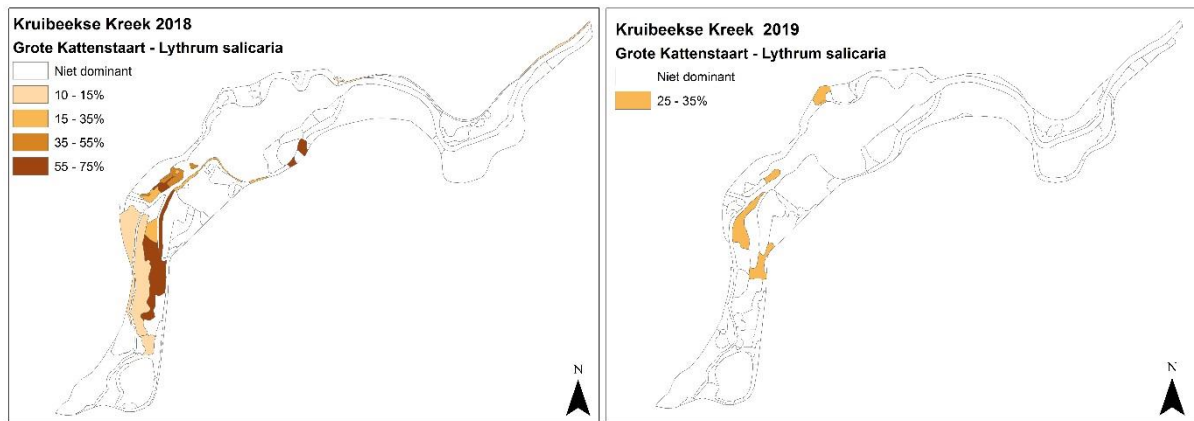


Figuur 7.7: Overzicht van de evolutie van de percentuele bedekking door Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria*, Riet *Phragmites australis*, Rietgras *Phalaris arundinaceus* en Oeverzegge *Carex riparia* voor de Kruibeekse Kreek voor de periode 2017 t.e.m. 2019

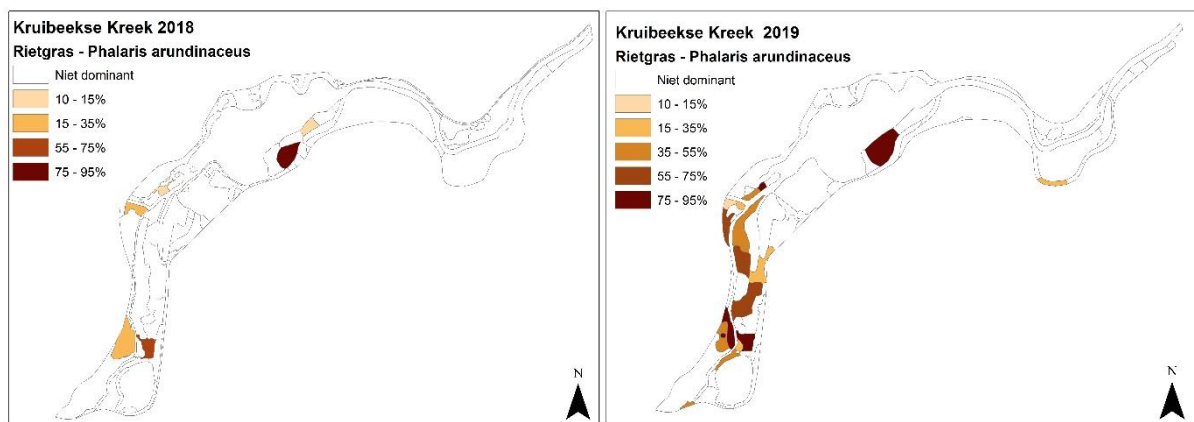


Figuur 7.8 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* in de Kruibeekse Kreek tijdens de zomer van 2017 (links) en 2019 (rechts).

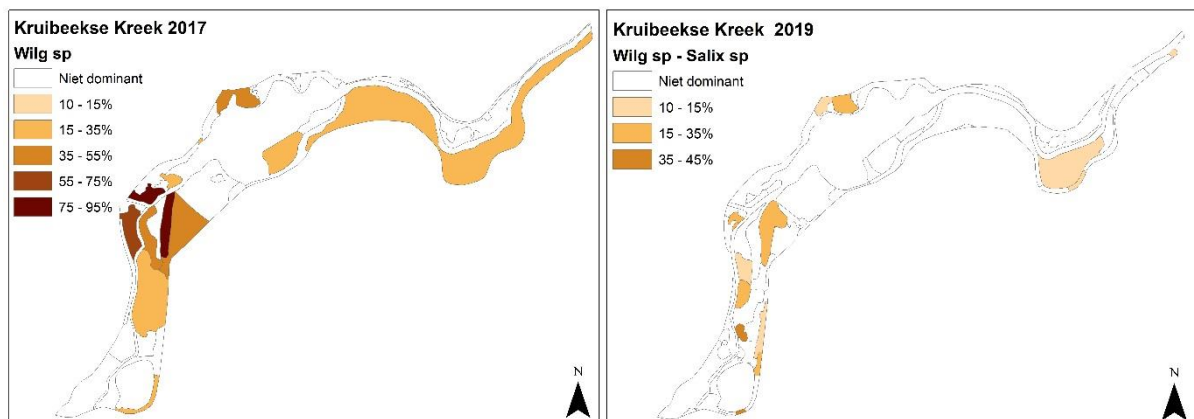
OMES Intergetijdengebieden Kruibeekse Kreek



Figuur 7.9 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* in de Kruibeekse Kreek tijdens de zomer van 2018 (links) en 2019 (rechts).



Figuur 7.10 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Rietgras *Phalaris arundinaceus* in de Kruibeekse Kreek tijdens de zomer van 2018 (links) en 2019 (rechts).



Figuur 7.11 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg *Salix sp* in de Kruibeekse Kreek tijdens de zomer van 2017(links) en 2019 (rechts).

7.4 BENTHOS

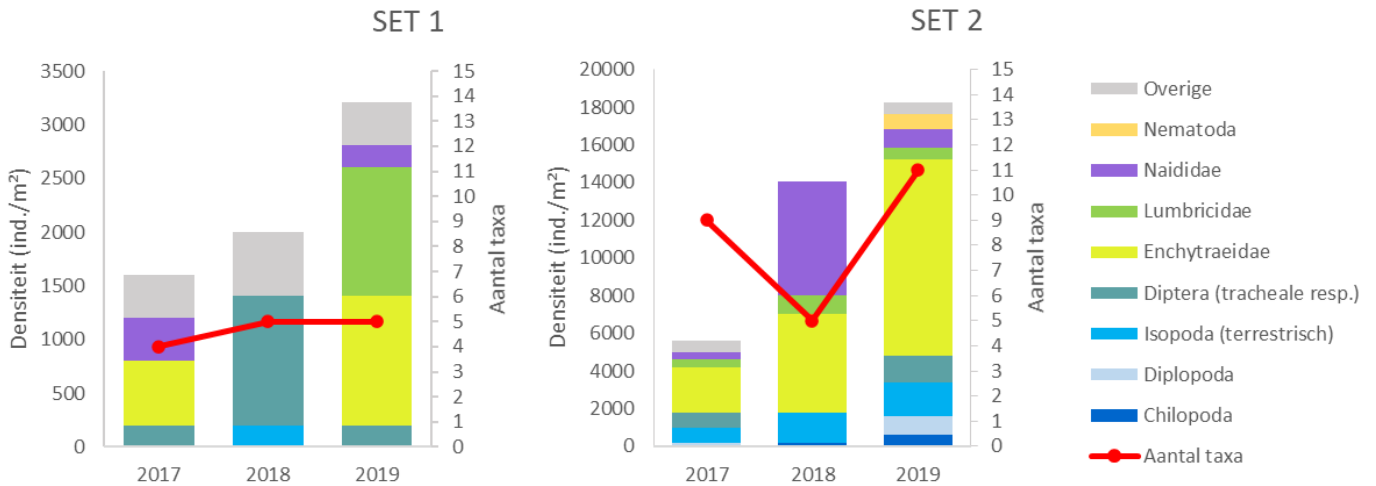
In totaal werden 20 benthostaxa aangetroffen in de bodemstalen van Kruibeke kreek (najaar 2017 – 2019). Locatie SET 2 leverde de grootste bijdrage aan de totale benthosdiversiteit (Tabel 7.1)

Tabel 7.1 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld ter hoogte van locaties SET 1 en SET 2 in Kruibeekse kreek (najaar 2017 - 2019).

Taxon	Nederlandse naam	SET 1	SET 2
Acari	mijten		x
<i>Arion rufus/vulgaris</i>	gewone/Spaanse weglak	x	
Cecidomyiidae	galmuggen	x	x
<i>Cepaea</i> sp.	tuinslak	x	
Chilopoda	duizendpoten		x
Chironomidae	dansmuggen	x	
Collembola	springstaarten		x
<i>Corophium volutator</i>	wadkreeftje	x	
Diplopoda	miljoenpoten		x
Diptera spec.	vliegen en muggen		x
Dolichopodidae	slankpootvliegen	x	x
Enchytraeidae	potwormen	x	x
Gastropoda spec.	slakken	x	
Isopoda	pissebedden	x	x
Lumbricidae	regenwormen	x	x
Naididae	detrituswormen	x	x
Nematoda	aaltjes		x
Nematomorpha	paardenhaarwormen		x
Platyhelminthes	platwormen		x
Sciaridae	rouwmuggen		x
Totaal aantal taxa		11	15

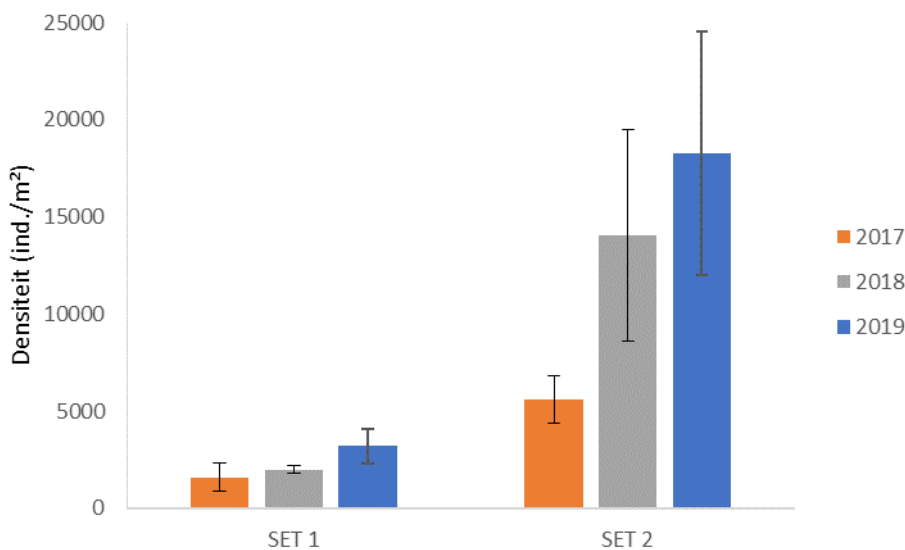
De totale benthosdensiteit t.h.v. locatie SET 1 was steeds lager dan die t.h.v. locatie SET 2, maar nam op beide locaties wel gestaag toe gedurende de studieperiode. T.h.v. SET 1 was de toename in 2018 vooral te wijten aan de grotere aantallen bladmineerders (Cecidomyiidae) en in mindere mate aan het verschijnen van pissebedden (Oniscidae). Potwormen (Enchytraeidae) werden er niet meer aangetroffen in de stalen van 2018. Het benthos van SET 1 bestond in 2018 uitsluitend uit terrestrische taxa. In 2019 was de toename van de totale benthosdensiteit in SET 1 vooral een gevolg van het opnieuw verschijnen van Enchytraeidae (potwormen) en de aanwezigheid van Lumbricidae (regenwormen), die compenseerden voor de afname van Diptera-larven. De totale benthosdensiteit van locatie SET 2 was in 2018 nog sterker toegenomen dan die van SET 1. In 2018 was de totale densiteit van SET 2 zelfs meer dan verdubbeld, voornamelijk door een sterke toename van de aantallen Enchytraeidae en de eerder aan aquatische milieus gelinkte Naididae (detrituswormen). De verdere toename van de totale benthosdensiteit in 2019 was er voornamelijk een gevolg van nog grotere aantallen Enchytraeidae in vergelijking met 2018 (Figuur 7.12).

OMES Intergetijdengebieden Kruibeekse Kreek



Figuur 7.12 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 1 en SET 2 in Kruibeekse kreek (najaar 2017 – 2019). Bemerk de verschillende schaal op de primaire y-as.

In Figuur 7.13 wordt de totale benthosdensiteit weergegeven t.h.v. de staalnamelocaties in Kruibeke kreek. De staalnamelocaties zijn van links naar rechts gerangschikt volgens toenemende hoogteligging. Deze figuur toont nogmaals de gestage toename van de totale benthosdensiteiten op beide staalnamelocaties en de steeds grotere benthosdensiteit t.h.v. SET 2 in vergelijking met SET 1.



Figuur 7.13 Benthosdensiteit (\pm SE) t.h.v. staalnamelocaties SET 1 en SET 2 in Kruibeke kreek (najaar 2017 - 2019). De staalnamelocaties op de x-as staan gerangschikt volgens toenemende hoogteligging.

De inlaat van Kruibeke kreek werd vanaf januari 2018 gedurende lange tijd afgesloten, wegens werkzaamheden, en ook na de werken bleef de getijamplitude er kleiner dan voordien. Doorgaans worden lagere benthosdensiteiten vastgesteld in drogere bodems, maar in 2018 was er een toename van de totale benthosdensiteit ter hoogte van beide staalnamelocaties in Kruibeke kreek. Het is niet duidelijk waaraan deze toename te wijten was. De aanwezigheid van bijna uitsluitend terrestrische taxa t.h.v. SET 1 in 2018 lag wel in lijn met het gewijzigde overstromingsregime. Door de lagere overstromingsfrequentie kon er zich ook ter hoogte van SET 1 een dichte vegetatie ontwikkelen, wat een verklaring kan zijn voor de toename van het aantal Cecidomyiidae (bladmineerders) en voor het verdwijnen van de aquatische brakwatersoorten die zich in 2017 in de dan nog frequenter overstroomde en onbegroeide bodem konden vestigen. Het verschijnen van relatief grote densiteiten

van de eerder aquatische Naididae (detrituswormen) in de bodem van SET 2 in 2018 is dan weer moeilijk te verklaren, want SET 2 ligt hoger in het tijvenster dan SET 1. Tegelijk werd er ter hoogte van SET 2 wel ook een toename van terrestrische taxa vastgesteld, waaronder Enchytraeidae (potwormen), Lumbricidae (regenwormen) en Oniscidae (pissebedden). De toename van de densiteit aan terrestrische taxa zette zich in 2019 verder en ook het totaal aantal taxa nam dan toe t.h.v. SET 2.

8 ZENNEGAT

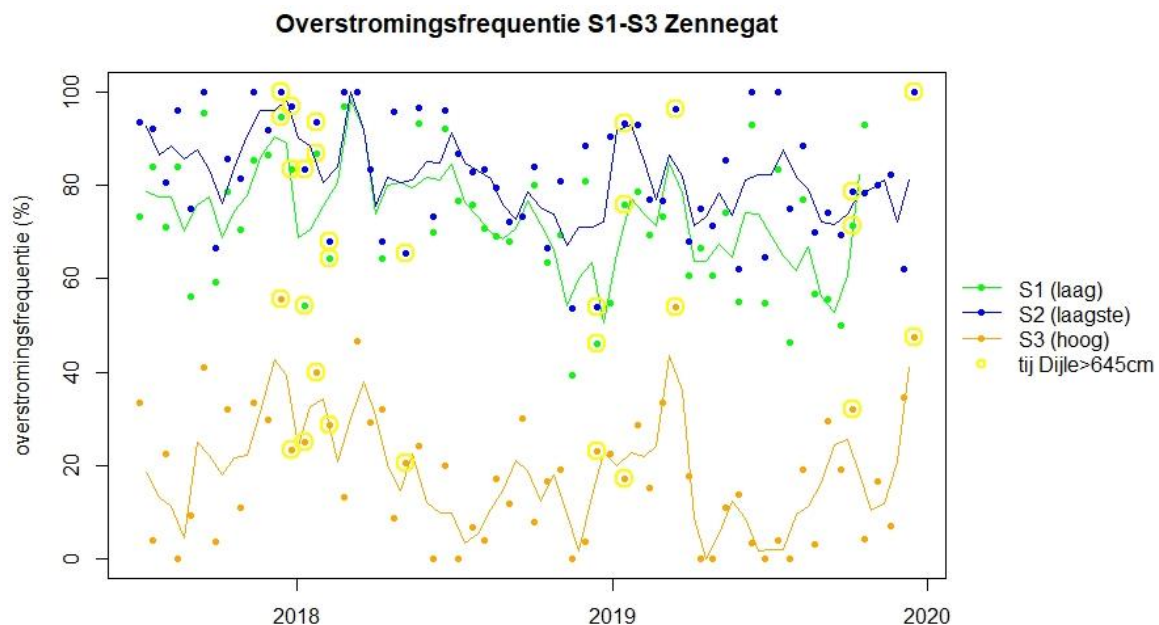
8.1 INLEIDING

Het GGG Zennegat, gelegen op het grondgebied van de stad Mechelen, is het eerste GGG dat zich niet langs de Schelde, maar langs een van haar zijrivieren, de Dijle, bevindt. Dit 48 hectare groot overstromingsgebied situeert zich nabij de monding van de Zenne in de Dijle. In tegenstelling tot wat de naam suggereert, staat het Zennegat in rechtstreeks contact met de Dijle en niet met Zenne. De opstart van het gebied vond plaats in de loop van juni 2017, waarop het gebied zich naar een volwaardig slikken- en schorregebied kon beginnen ontwikkelen.

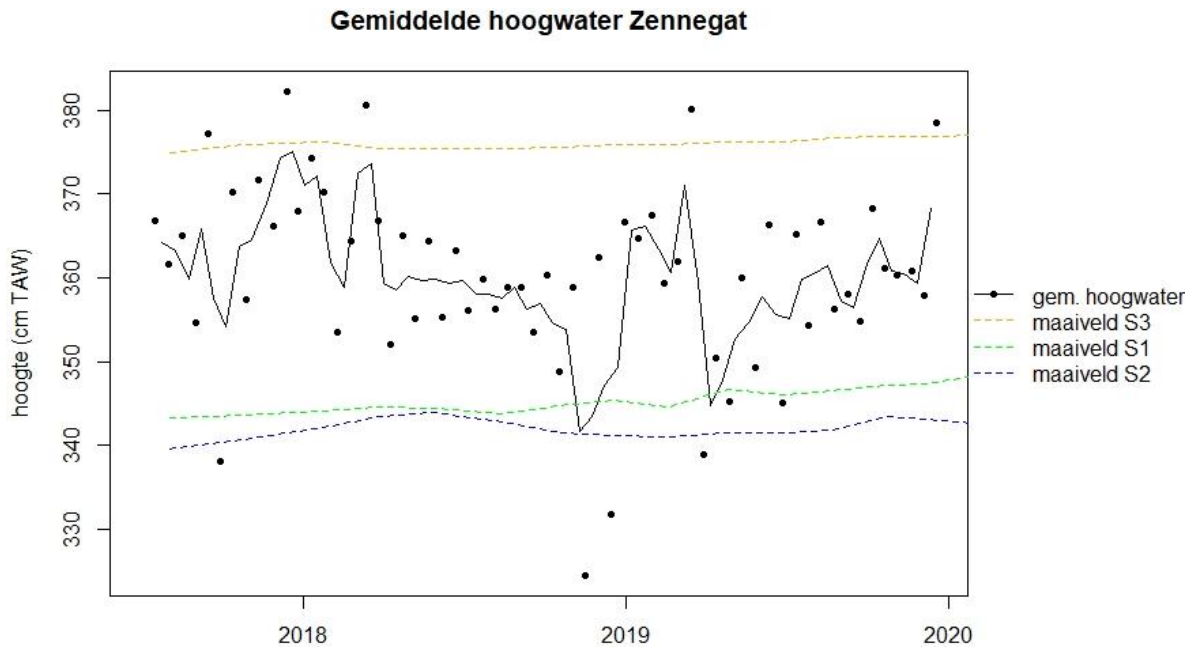
8.2 GETIJ

Het getij in Zennegat werd geïntroduceerd op 22 juni 2017, waardoor de gegevens in tabel en grafieken voor het jaar 2017 pas sindsdien starten. Op 2,5 jaar tijd is nog geen sterke evolutie in getijkarakteristieken waarneembaar. Toch lijkt het er reeds op dat de laagste sites, die de hoogste overstromingsfrequentie (OF) kennen, een daling in OF vertonen (Figuur 8.1). Dit ligt in lijn met de verwachting: lage sites hogen sneller op, waardoor de OF zal dalen. Hoogwaters vertonen nog geen trend (Figuur 8.2). Overstromingsduur kent wel een opvallende daling voor de laag gelegen sites S1 en S2 (Figuur 8.3). In de eerste maanden na het instellen van het getij in het gebied was de overstromingsduur voor de laaggelegen locaties S1 en S2 erg hoog, omdat het gebied rond deze sites slecht ontwaterde door de aanwezige vegetatie (gras). Na grotendeels verdwijnen van de dichte grasmat, staan beide locaties nog ongeveer 4 uur onder water tijdens elke overstroming.

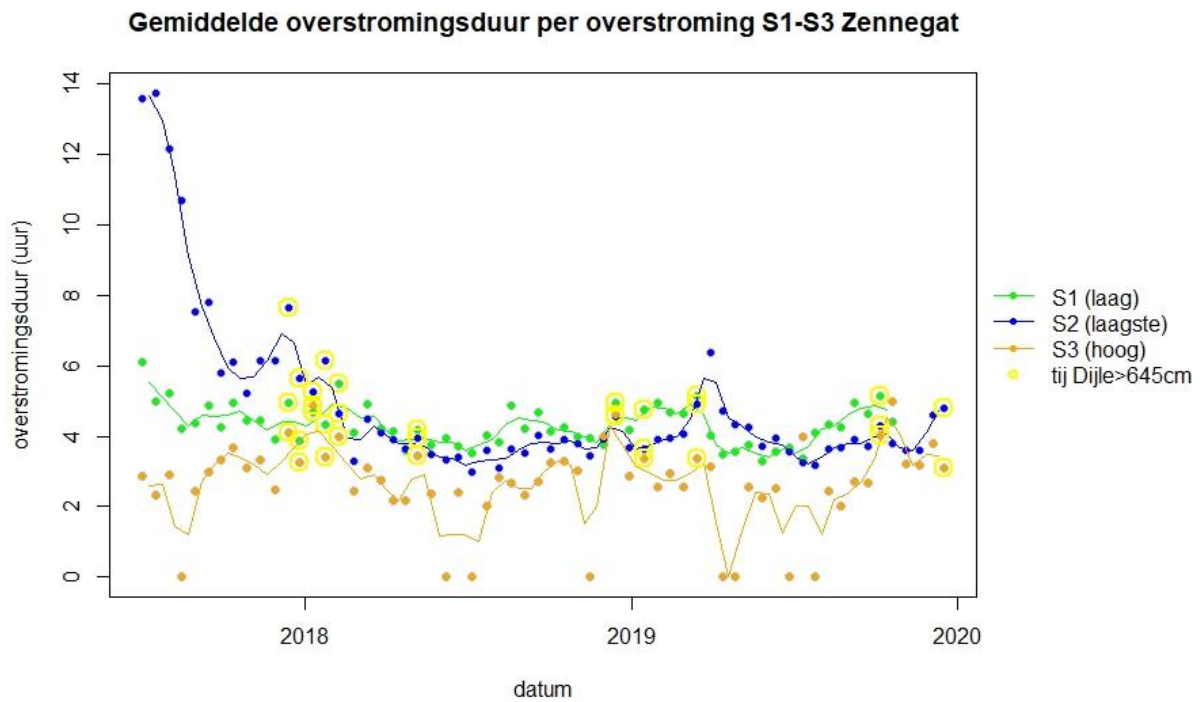
Er komt ook een seizoensaliteit in de gegevens naar voor, met hogere overstromingsfrequentie in de winter.



Figuur 8.1 Overstromingsfrequentie voor S1-S3 te Zennegat. Elk punt geeft de gemiddelde waarden over een springtij-doodtij cyclus weer. Omcirkelde punten kenden een stormtij (>6.45 m TAW). Lijnen geven het glijdend gemiddelde weer.



Figuur 8.2 . Maaiveldhoogte voor de 3 SET en gemiddeld hoogwater in Zennegat. Elk punt geeft de gemiddelde waarde over een springtij-doottij cyclus weer.



Figuur 8.3 Overstromingsduur (uur) voor S1-S3 te Zennegat. Elk punt geeft de gemiddelde waarden over een springtij-doottij cyclus weer. Omcirkelde punten kenden een stormtij (>6.45 m TAW). Lijnen geven het glijdend gemiddelde weer.

Tabel 8.1 vat de belangrijkste tijkarakteristieken samen.

Tabel 8.1 Getijkaracteristieken voor het GGG Zennegat. Data voor 2017 zijn slechts gebaseerd op de periode juni 2017 – december 2017.

Dijle t.h.v. Rumst	2017	2018	2019
Gemiddelde hoogwater (cm TAW)	558,7	551,8	551,0
Sluis Zennegat	2017	2018	2019
Gemiddelde hoogwater (cm TAW)	363,9	358,5	359,7
S1 (laag, 3.43 m TAW)	2017	2018	2019
Overstromingsfrequentie (%)	74,9	72,1	64,9
Gemiddelde overstromingshoogte per overstroming (cm)	28,0	26,7	27,4
Gemiddelde overstromingsduur per overstroming (uur)	4,7	4,2	4,3
S2 (laag, 3.39 m TAW)	2017	2018	2019
Overstromingsfrequentie (%)	85,8	77,9	77,5
Gemiddelde overstromingshoogte per overstroming (cm)	31,0	27,7	30,8
Gemiddelde overstromingsduur per overstroming (uur)	8,5	3,9	4,0
S3 (hoog, 3.74 m TAW)	2017	2018	2019
Overstromingsfrequentie (%)	21,0	18,3	16,3
Gemiddelde overstromingshoogte per overstroming (cm)	12,6	16,5	15,3
Gemiddelde overstromingsduur per overstroming (uur)	3,1	3,1	3,1

8.3 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

8.3.1 Inleiding

Voor de opvolging van de sedimentatie- en erosiepatronen in het Zennegat werd gebruik gemaakt van drie Surface Elevation Tables (SET's) (Figuur 8.4). SET 2 werd op een hoogte van 3.39 m TAW geïnstalleerd en is daarmee de laagstgelegen SET in het gebied, op de voet gevolgd door SET 1 die op een hoogte van 3.43 m TAW geplaatst werd. Met een maaiveldhoogte van 3.74 m TAW is SET 3 de hoogst gelegen SET. Naast deze 3 SET's werden ook 28 Marker Horizons (MH's) geïnstalleerd in het gebied (Figuur 8.4), waarvan 3 in de onmiddellijke omgeving van de SET ingegraven werden. De resterende 25 MH's werden over een hoogtegradiënt verspreid in het gebied ingegraven.

Om een beeld te krijgen van de sedimentatie en kreekevolutie doorheen het hele gebied op te volgen, werden drie grote raaien doorheen het gebied aangelegd (Figuur 8.5). De kreekaanzet nabij de sluisingang wordt dan weer opgevolgd door middel van 6 dwarssecties (Figuur 8.5).

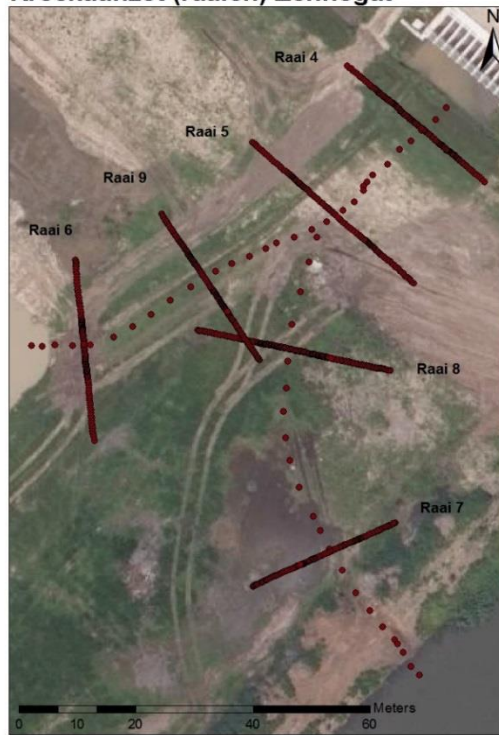


Figuur 8.4 Overzicht van de SET-locaties en de Marker Horizon locaties in het Zennegat. rood zijn Marker Horizons, geel SET-locaties. Op de SET-locaties ligt ook telkens een MH met dezelfde nummer als de SET-nummer ingegraven.

Raaien Zennegat



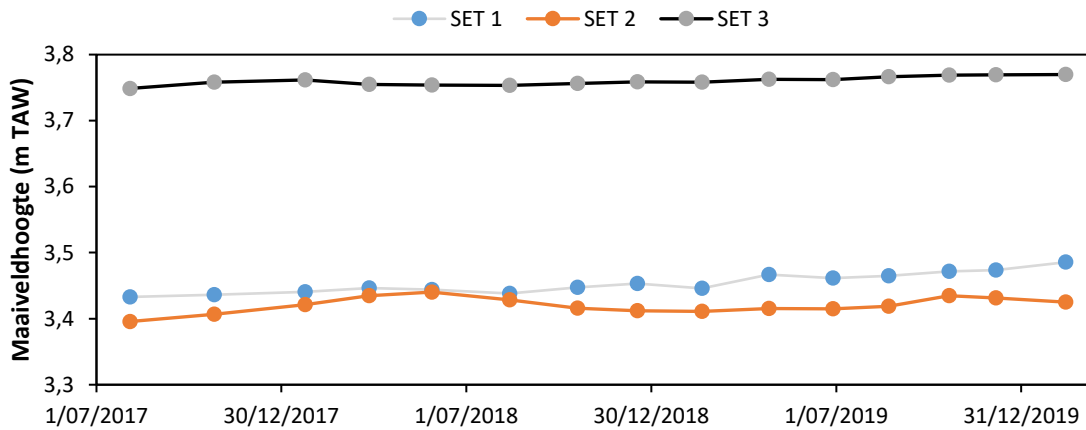
Kreekaanzet (raaien) Zennegat



Figuur 8.5 Overzicht van de drie lange raaien die het Zennegat doorkruisen (links) en de dwarstransecten (raaien) op de gegraven kreekaanzet in het Zennegat (rechts).

8.3.2 Resultaten en Discussie: SET

Eind 2019 stond het GGG ca 2.5 jaar onder tij invloed. Tijdens deze periode was een zeer beperkte aanslibbing waarneembaar in het gebied (Figuur 8.6). De laagst gelegen SET, SET 2 kende in 2019 een ophoging van 1.7 ± 0.6 cm tot een hoogte van 3.43 m TAW. Ook SET 1 hoogde lichtjes op, en dit met 2.6 ± 0.8 cm, tot een hoogte van 3.48 m TAW eind 2019. De hoogst gelegen SET, SET 3 bleef nagenoeg gelijk qua hoogte, dit op 3.77 m TAW.

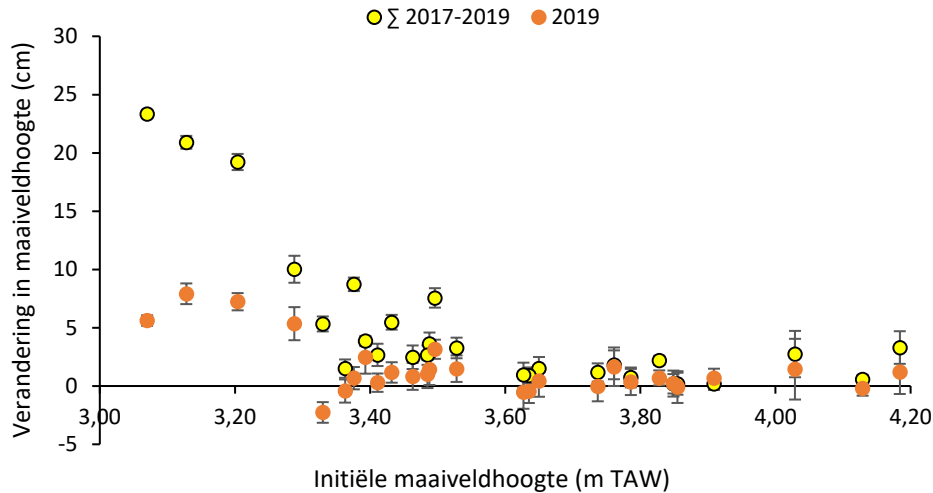


Figuur 8.6 Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW aan elke SET.

8.3.3 Resultaten en Discussie: Marker Horizon (MH)

De 28 MH plaatjes werden verspreid over het Zennegat bij verschillende hoogten van het maaiveld ingegraven, waarbij de hoogteligging varieerde tussen 3.07 en 4.18 m TAW (Figuur 8.7). De nulmeting vond plaats in maart 2017. Deze MH's worden eenmaal per jaar opgemeten om een goed beeld van de sedimentatie en de beweging van de onderliggende grondlagen te bekomen. Voor 2019 schommelden de waarden tussen -2.3 ± 0.9 cm en $+7.9 \pm 0.9$ cm. De gemiddelde ophoging bedroeg $+1.5$ cm. Van de 28 MH's kende 1 MH een bodemdaling. Het maaiveld ter hoogte van 17 MH's bleef eerder stabiel, terwijl 10 MH's een lichte tot een behoorlijke stijging van het maaiveld ondergingen. De waargenomen sedimentatie in 2019 was niet significant afwijkend van deze vastgesteld in 2018 (gekoppelde T-test, $p=0.91$). Onder een hoogte van 3.30 m TAW vertoonden alle MH's een ophoging tussen $+5.3$ en $+7.9$ cm in 2019. Boven een maaiveldhoogte van 3.30 m TAW is het patroon minder duidelijk, met zowel lichte toenames, als onveranderd en eenmalig, een lichte afname (Figuur 8.7).

Sedimentatiedata verkregen via zowel de SET-methode als de MH-methode geven geen indicatie van eventuele problemen aangaande te hoge sedimentatiesnelheden die zouden spelen in het GGG tijdens het werkjaar 2019.



Figuur 8.7: Verandering in hoogteligging van het maaiveld ter hoogte van de Marker Horizons twee jaar na de start van de metingen in 2017 (geel) en voor 2019 (oranje). Elk punt stelt een individuele Marker Horizon met bijbehorende Standaardfout voor. De horizontale as geeft de initiële hoogteligging van de Marker Horizon bij T0 (m TAW) weer.

8.3.4 Resultaten en Discussie: Raaien

Het Zennegat wordt doorkruist door drie lange raaien van respectievelijk 716, 605 en 907 meter. Door deze raaien dwars door het gebied heen te laten lopen is het mogelijk om de evolutie van het gebied met betrekking tot sedimentatie, maar ook tot kreekvorming beter te begrijpen. Indien de raai door kreekjes werd doorsneden, werd hiervan steeds de loodrechte dwarsdoorsnede gemeten. Aldus kan het ontstaan, evolueren en verdwijnen van kreekjes beter opgevolgd worden in het gebied. De lange raaien werden een eerste maal opgemeten in maart 2017, de 6 korte dwarstransecten werden gelopen in juni 2017. In maart 2019 werden de raaien en transecten opnieuw opgemeten.

In volgende paragraaf zal kort de evolutie van 3 kreektransecten, met name transect 4, transect 5 en transect 6 besproken worden voor de periode 2017 – 2019 (Figuur 8.5).

Het water dat via de sluisen het gebied binnenkomt kan zich op twee manieren verspreiden over het Zennegat. Het water kan enerzijds via de ringgracht naar andere delen van het gebied getransporteerd worden. Heel wat van het binnenkomende water stroomt anderzijds richting de paleogeul en de voormalige Dijlearm doorheen de gegraven geulaanzet. In deze geulaanzet bevinden zich transecten 4 en 5. Nadat het water door beide transecten is gepasseerd, splits de waterstroom zich op. Een deel ervan gaat richting de voormalige Dijlearm, terwijl een ander deel richting paleogeul en de aangrenzende lager gelegen delen van het Zennegat stroomt.

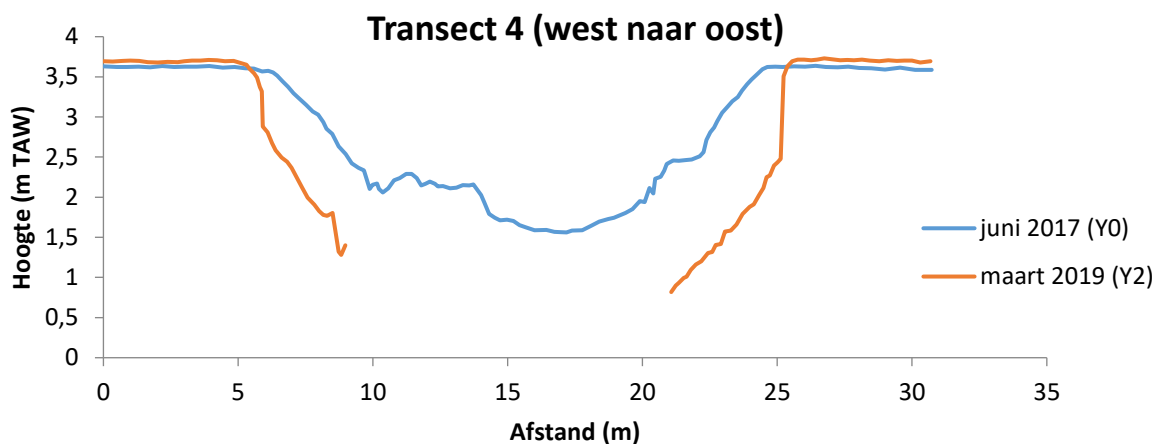
Vermits de kreekaanzet gegraven is voor het opstarten van het GGG, was het uitkijken naar de evolutie ervan. Zou de kreekaanzet verder verbreden en verdiepen of zou er al snel sedimentatie optreden? Ter hoogte van dwarstransect 4 treedt er duidelijk zowel een verbreding en verdieping op (Figuur 8.8). In die mate zelfs dat de kreek op deze locatie te diep geworden was om bij laagwater op te meten. De thalweghoogte bedroeg in 2017 nog 1.56 m TAW. Voor 2019 was de hoogte niet meer opmeetbaar. Het diepst gemeten punt in 2019 bedroeg 0.81 m TAW, maar wellicht lag de thalweg nog heel wat lager.

Dwarstransect 5, in vogelvlucht slecht 20 m verder van de sluisen vergeleken met dwarstransect 4, is wel steeds opmeetbaar gebleven. Hoewel de veranderingen hier minder uitgesproken zijn dan ter hoogte van dwarstransect 4, valt met name de thalwegverdieping op, van 2.46 m TAW in 2017 naar 1.81 in 2019. Deze thalwegverdieping stelt zich vooral nog op de westzijde van de kreek. Centraal en meer oostelijk is de verdieping zeer beperkt (Figuur 8.9). De toename in dwarsdoorsnede van de

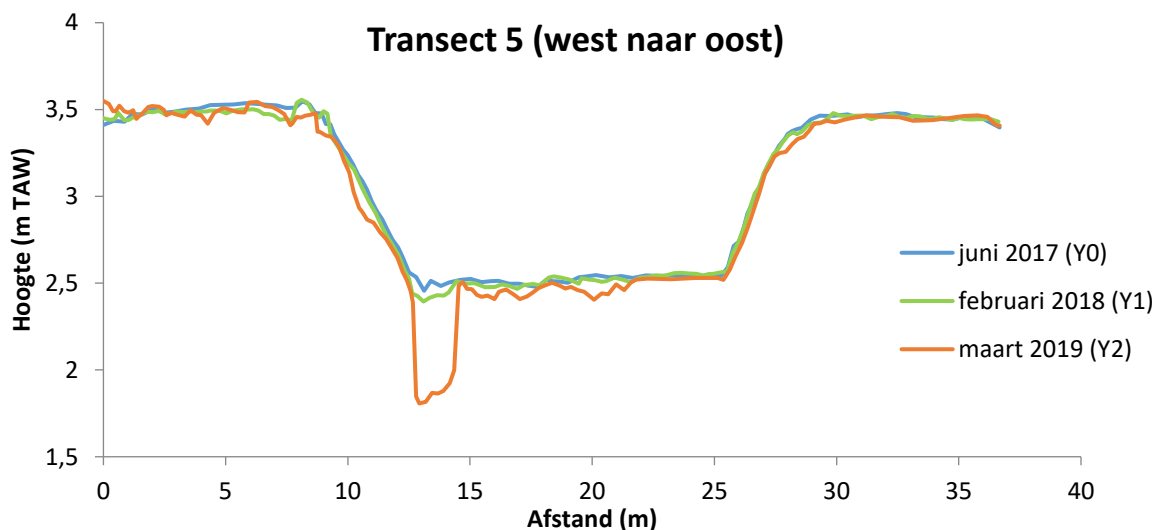
kreekaanzet op deze locatie bleef eerder beperkt, met een oppervlakte van 13.73 m² in 2019 ten overstaan van 13.44 m² in 2017.

Ook dwarssect 6, dat gelegen is op de verbinding tussen de kreekaanzet en de paleogeul, onderging veranderingen in de periode 2017- 2019. Zo nam ook hier de thalweghoogte af (Figuur 8.10). Deze bedroeg in 2017 nog 2.54 m TAW, maar was in 2019 lichtjes gedaald tot 2.46 m TAW. Ook is een verbreding van de kreek, en dan vooral met name in het lager gelegen deel van het transect, waarneembaar. De oppervlakte van de dwarssectie neemt hierdoor ook toe met +0.9 m² tot een oppervlakte van 6.73 m² in 2019.

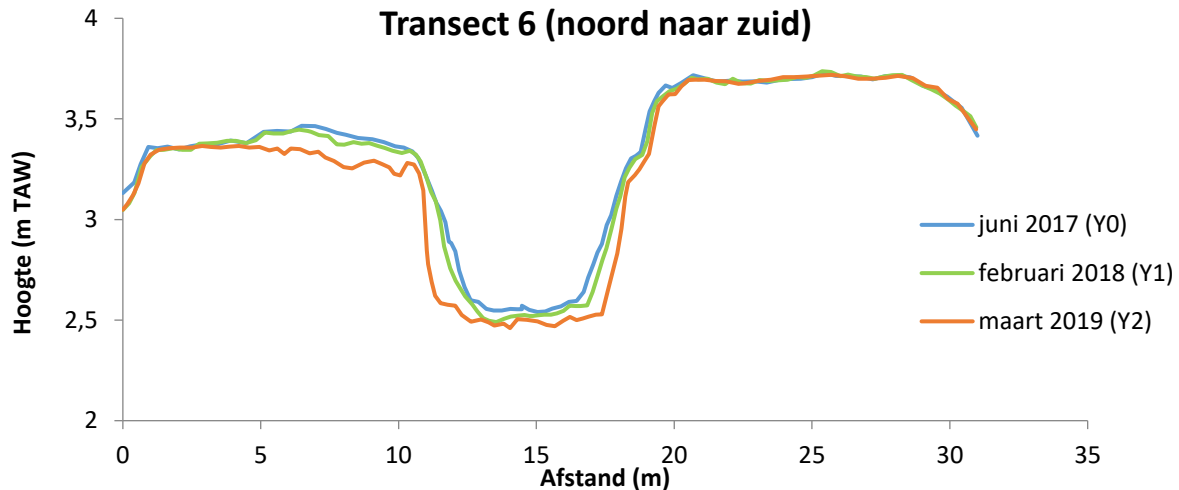
Aan de hand van deze drie transecten is duidelijk dat er heel wat water van en naar het gebied vloeit via de kreekaanzet en de verbinding met de paleogeul. De kreekaanzet en de verbinding zullen naar alle waarschijnlijkheid nog verder eroderen totdat een nieuw evenwicht bereikt wordt, hetgeen nog wel enkel jaren kan duren.



Figuur 8.8 Overzicht van de evolutie van de maaielveldhoogte van de kreekaanzet ter hoogte van transect 4.



Figuur 8.9: Overzicht van de evolutie van de maaielveldhoogte van de kreekaanzet ter hoogte van transect 5



Figuur 8.10: Overzicht van de evolutie van de maaiveldhoogte van de verbinding tussen de kreekaanzet en de paleogeul ter hoogte van transect 6

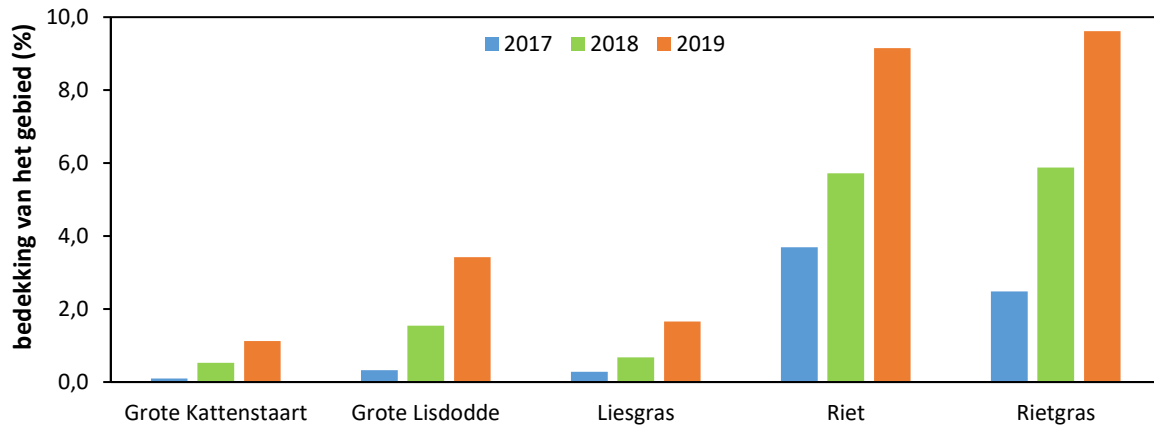
8.4 VEGETATIE

8.4.1 Inleiding

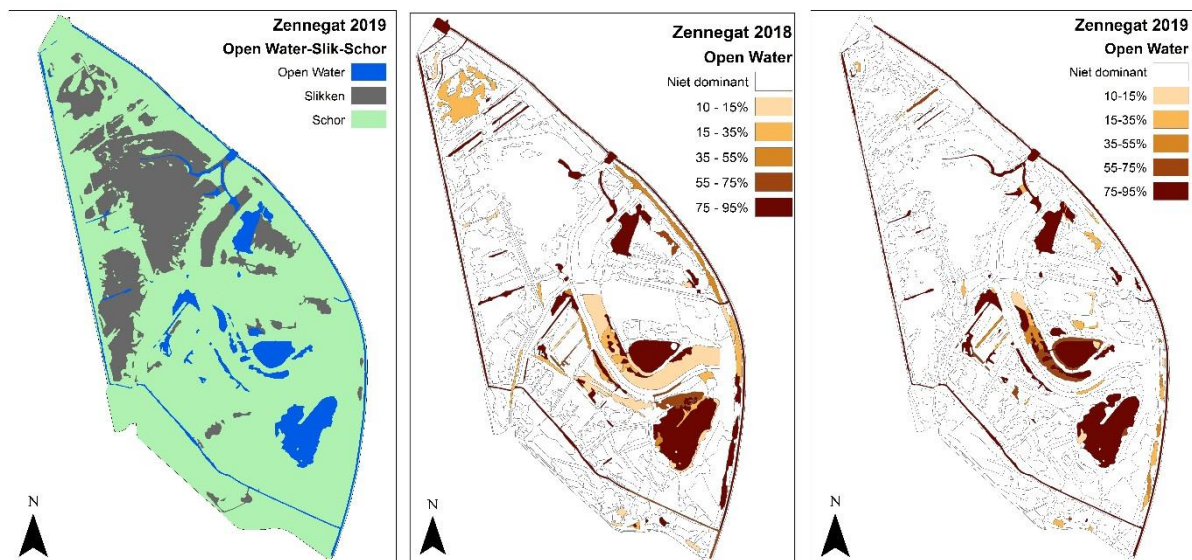
Bij de opstart van het GGG in juni 2017 was een groot deel van het gebied nog weiland. In enkele zones was er echter intensief gewerkt, zonder beheer van de grasmat, waardoor deze nadien begon te verruigen. Centraal in het gebied bevindt zich een voormalige Dijlearm, waarvan het noordelijke deel, via een gegraven kreek, contact maakt met de inlaatsluis. Het zuidelijke deel van de voormalige Dijlearm wordt gedomineerd door stilstaand water en vegetaties van Riet *Phragmites australis* en Grote Lisodde *Typha latifolia*. Hier is tevens een plas aanwezig. Vooral de inwerkingtreding van het GGG plaatsvond, werden alle bomen uit het gebied verwijderd. De eerste vegetatiekartering in het nieuwe GGG Zennegat vond plaats in augustus 2017, enkele maanden na de inwerkingtreding van het getij. De resultaten van de vegetatiekartering van 2019 hieronder beschrijven de situatie ongeveer 2 jaar na de inwerkingtreding van het GGG.

8.4.2 Resultaten en Discussie

Tijdens de kartering van augustus 2019 werden 52 taxa als dominant aanzien in het gebied, 1 taxon minder vergeleken met 2018. Verder werden ook dominanties van open water, open grond, slikken en dood plantenmateriaal vastgesteld. Het areaal aan open waterpartijen in 2019 besloeg ongeveer 4.5 ha (9.2% van het gebied), een lichte achteruitgang ten opzichte van 2018 (5.0 ha of 10.2%). De achteruitgang kan ten dele worden toegeschreven aan de toename van vegetatie in de ondiepe delen van de open waterpartijen. Tevens zijn heel wat kleine poeltjes door middel van kreekvorming beter geconnecteerd geraakt met de afwaterende grachten, waardoor deze poeltjes nu frequenter droogvallen en bij de slikken gerekend worden (Figuur 8.13). Het areaal aan slikken nam, ondanks de toenemende kolonisatie door diverse plantensoorten, nog licht toe met 0.1 ha tot ongeveer 8.8 ha (=18.3%) in 2019.

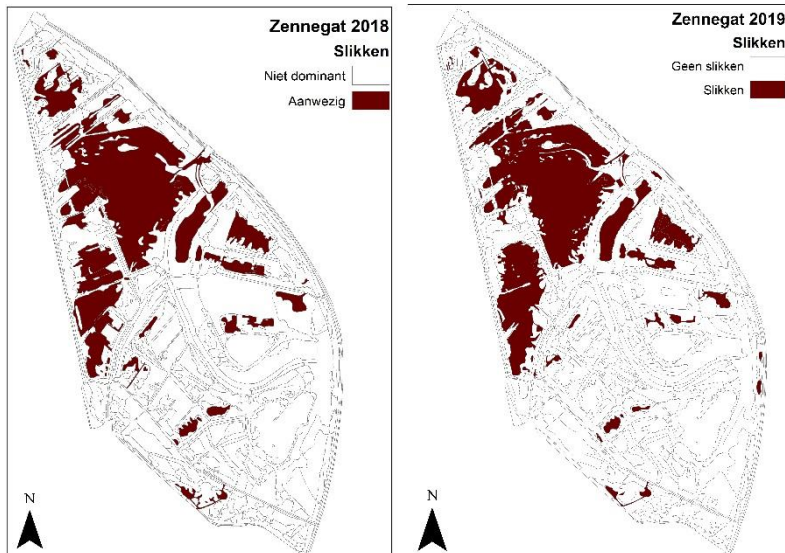


Figuur 8.11: Evolutie van percentuele bedekte oppervlakte door Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria*, Grote Lisdodde *Typha latifolia*, Liesgras *Glyceria maxima*, Riet *Phragmites australis* en Rietgras *Phalaris arundinaceus* in het GGG Zennegat voor de periode 2017 t.e.m. 2019

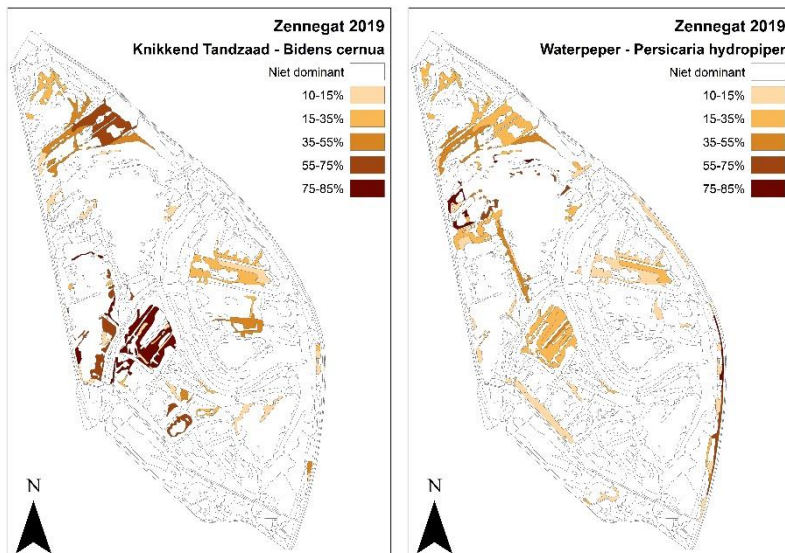


Figuur 8.12 Overzicht van het voorkomen van Slikken, Open Water en Schorren in het Zennegat tijdens de zomer van 2019 (links) en dominanties van open water in de zomer van 2018 (midden) en 2019 (rechts).

Twee jaar na de opstart van het GGG weten diverse pionierssoorten van natte bodems het gebied goed te vinden. In 2019 werden dominanties van Beklierde Duizendknoop *Persicaria lapathifolia*, Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica*, Knikkend Tandzaad *Bidens cernua*, Ridderzuring *Rumex obtusifolius*, Rode Waterereprijs *Veronica catenata*, Witte Waterkers *Nasturtium officinale*, Waterpeper *Persicaria hydropiper* en Zwart Tandzaad *Bidens frondosa* genoteerd. Samen bedekten deze pioniers ongeveer 3.5 ha van het gebied (=7.3%). Knikkend Tandzaad en Waterpeper bedekten hiervan het leeuwendeel (resp. 1.9 ha (=4.0%) en 1.3 ha (=2.7%); Figuur 8.14). Gezien het grote aandeel aan slikken dat nog aanwezig was in 2019 zullen dominanties van diverse pionierssoorten nog wel enige tijd standhouden in het Zennegat.



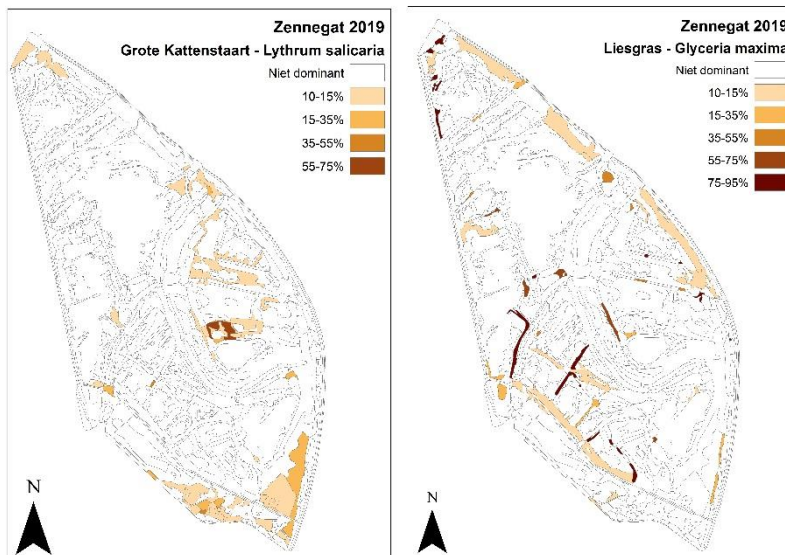
Figuur 8.13 overzicht van het voorkomen van slikken in het Zennegat tijdens de zomer van 2018 (links) en 2019 (rechts)



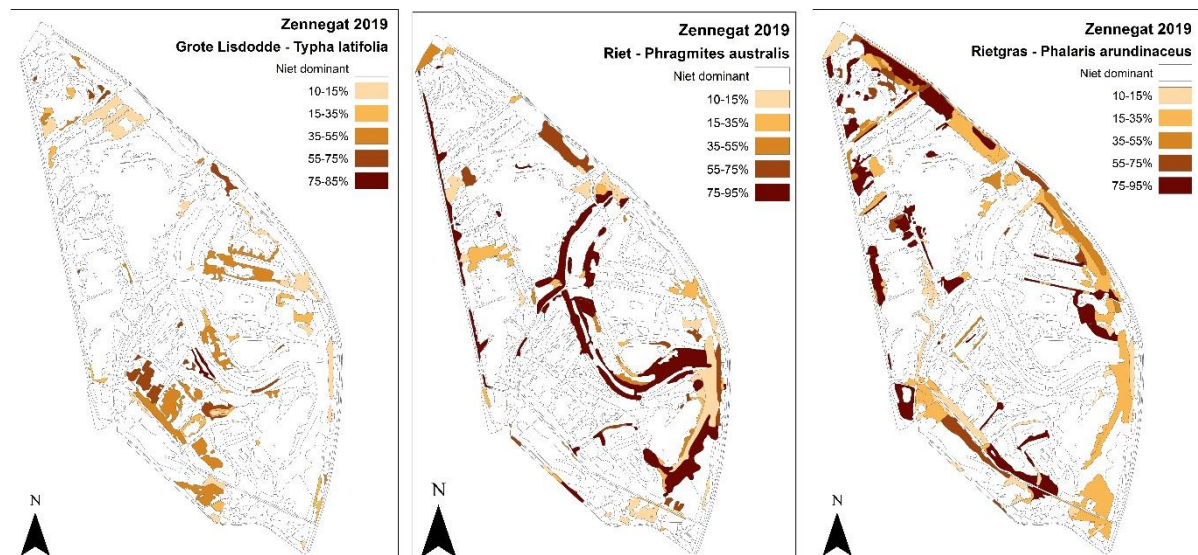
Figuur 8.14 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Knikkend Tandzaad *Bidens cernua* (links) en van Waterpeper *Persicaria hydropiper* (rechts) tijdens de zomer van 2019

Naast deze pionierssoorten zien we ook heel wat moerasplanten oprukken zoals Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria*, Grote Lisdodde *Typha latifolia*, Liesgras *Glyceria maxima*, Riet *Phragmites australis* en Rietgras *Phalaris arundinaceus* (Figuur 8.11). De bedekking door Grote Kattenstaart nam in 2019 toe van 0.3 ha naar 0.5 (resp. 0.5% en 1.1%; Figuur 8.15). De bedekking door de soort bleef in 2019 echter beperkt. Eenzelfde verhaal voor Liesgras, dat toenam van 0.3 ha in 2018 naar 0.8 ha in 2019 (resp. 0.7% en 1.7% van het gebied bedekkend; Figuur 8.15 rechts). Grote Lisdodde nam gevoelig toe in 2019, met +0.9 ha. Hierdoor bedekte de soort tijdens de zomer van 2019 1.7 ha (of 3.4%; Figuur 8.16). Zowel Riet als Rietgras bedekten in 2019 respectievelijk 4.4 ha (=9.2%; Figuur 8.16) en 4.6 ha (=9.6%; Figuur 8.16) van het gebied. De vestiging en de uitbreiding van nieuwe en bestaande moerasvegetaties lijkt dus gunstig te verlopen in het Zennegat.

OMES Intergetijdengebieden Zennegat



Figuur 8.15 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* (links) en van Liesgras *Glyceria maxima* (rechts) tijdens de zomer van 2019

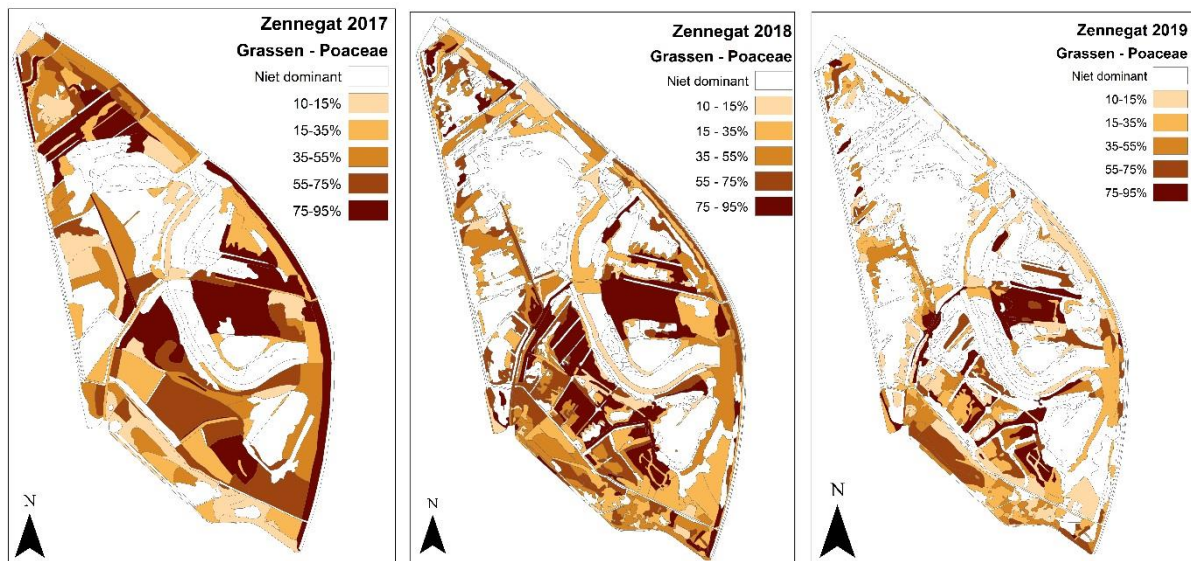


Figuur 8.16 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grote Lisdodde *Typha latifolia* (links), van Riet *Phragmites australis* (midden) en van Rietgras *Phalaris arundinaceus* (rechts) in het Zennegat tijdens de zomer van 2019

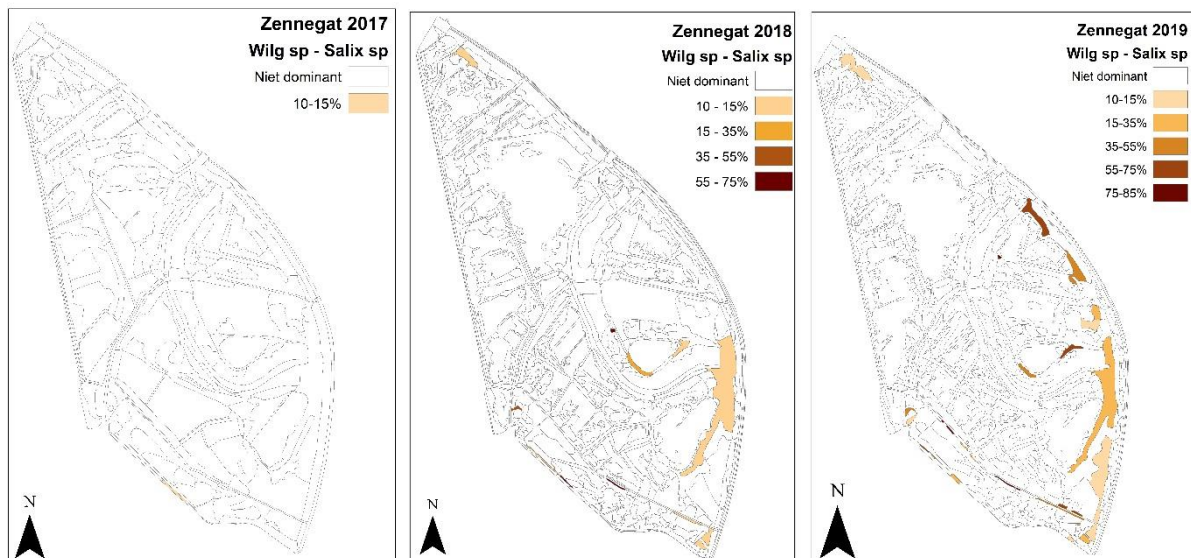
De toename van al deze soorten gaat voornamelijk ten koste van het areaal aan grassen en bijgevolg grasland. Daar waar in 2017 grassen nog goed waren voor een oppervlakte van 15.3 ha (=31.7%), was dit in 2018 reeds gedaald tot 13.1 ha (=26.7%) en slechts 7.0 ha (=14.6%) in 2019 (Figuur 8.17). Grasland zal wellicht niet meteen verdwijnen uit het Zennegat, vermits de grasmat op de hoger gelegen delen die zelden overspoelen en waar er niet gewerkt is geweest sterk verdicht is geraakt de voorbije jaren. Hierdoor kunnen andere soorten in het grasland maar moeilijk invaderen en dominanties ontwikkelen.

Daar in de jaren voor de opstart van het GGG op een aantal hoger gelegen locaties stevig gewerkt werd, met heel wat open grond tot gevolg, werd de vestiging van wilgen *Salix sp* sterk gefaciliteerd in het gebied. Wilgenzaailingen werden in 2017 dan ook op vele plaatsen vastgesteld, maar bedekten nauwelijks iets (minder dan 0.01 ha). In 2018 bedekten Wilgen ongeveer 0.2 ha (=0.3%) van het gebied. Door het verder uitgroeien van de boompjes tot hogere bomen nam dit aandeel in 2019 alleen maar

toe. De bedekking door Wilgen werd in 2019 dan ook 0.6 ha (=1.2%) ingeschat (Figuur 8.18). Met het verder uitgroeien van de boompjes en bomen zal de bedekking de komende jaren alleen maar verder toenemen.



Figuur 8.17 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Grassen Poaceae in het Zennegat tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).



Figuur 8.18 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg Salix sp in het Zennegat tijdens de zomer van 2017 (links), 2018 (midden) en 2019 (rechts).

Tijdens de kartering van augustus 2019 in het Zennegat werden op een aantal locaties ook invasieve exotische plantensoorten opgemerkt. Eén daarvan is Grote Waternavel *Hydrocotyle ranunculoides*, welke op enkele locaties kleine patches vormde. Verder werd ook minder dan 0.1 ha (=0.1%) van het gebied bedekt door Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera*, hetgeen vooralsnog niet problematisch is (Figuur 8.19). De komende jaren zullen uitwijzen hoe de populatie van Reuzenbalsemien zich in het gebied verder ontwikkelt. Als gekeken wordt naar GGG's die reeds langer in werking zijn (Lippenbroek en Bergenmeersen) zien we ook daar dominanties van Reuzenbalsemien optreden. Tot op heden zijn die dominanties in beide gebieden echter beperkt van aard gebleven en is in Lippenbroek onder impuls

van een toegenomen overstromingsfrequentie van de initieel hoogst gelegen delen van het gebied, zelfs een achteruitgang vastgesteld (zie Maris et al, 2019)



Figuur 8.19: Overzicht van het voorkomen van dominanties van Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* in het Zennegat tijdens de zomer van 2019

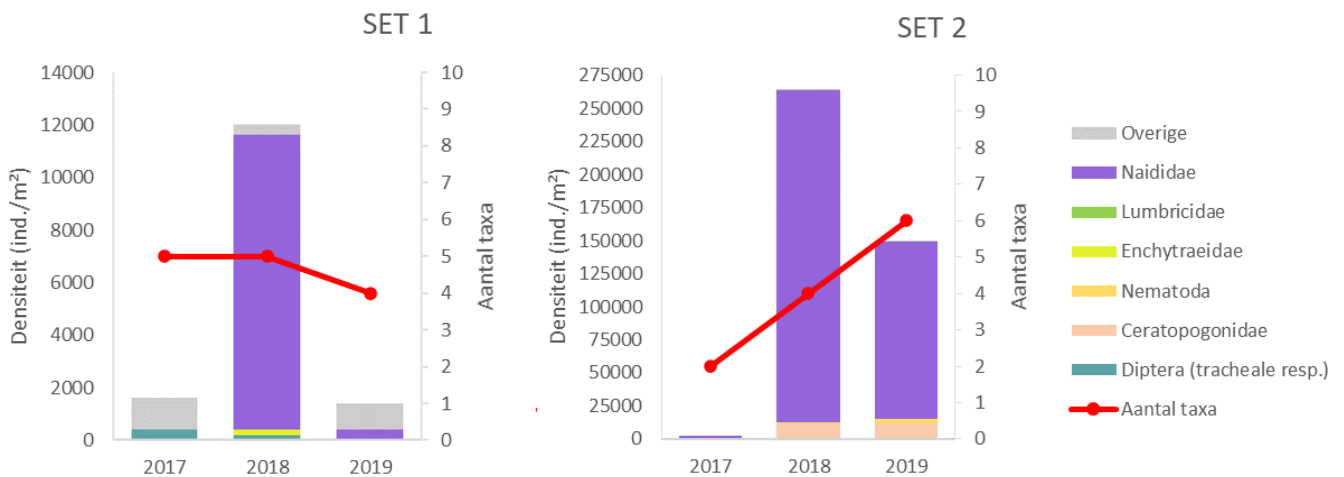
8.5 BENTHOS

In totaal werden 20 benthostaxa aangetroffen in de bodemstalen van Zennegat (najaar 2017 – 2019). Locaties SET 1 en SET 2 leverden de grootste bijdrage aan de benthosdiversiteit (Tabel 8.2).

De totale benthosdensiteit t.h.v. SET 1 was in het najaar van 2018 bijna negen keer groter dan in het najaar van 2017, door het verschijnen van grote aantallen Naididae. In 2019 was de totale benthosdensiteit er opnieuw teruggevallen tot die van 2017. De toename van de totale benthosdensiteit in 2018 was t.h.v. SET 2 nog groter dan die van SET 1. Ook hier was de toename toe te schrijven aan grote aantallen Naididae, maar ook larven van Ceratopogonidae (krijten) werden talrijk aangetroffen in de stalen van 2018. Ook t.h.v. SET 2 viel de totale benthosdensiteit iets terug in 2019, door de afname van de aantallen Naididae. Het aantal Ceratopogonidae-larven bleef er wel gelijk (Figuur 8.20). Op de hoogst in het tijvenster gelegen staalnamelocatie SET 3 werd een continue toename van de totale benthosdensiteit vastgesteld, met in 2018 en 2019 telkens een groot aandeel Enchytraeidae (potwormen) en Lumbricidae (regenwormen). Door het verschijnen van een groot aantal terrestrische soorten, was de toename van het aantal taxa t.h.v. SET 3 nog meer uitgesproken dan t.h.v. SET 2 (Figuur 8.21).

Tabel 8.2 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld ter hoogte van locaties SET 1, SET 2 en SET 3 in Zennegat (najaar 2017 - 2019).

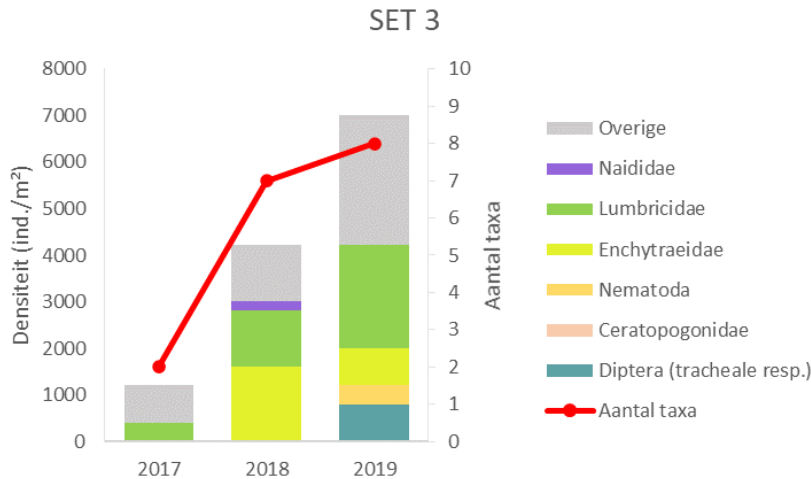
Taxon	Nederlandse naam	SET 1	SET 2	SET 3
Acari	mijten		x	
Cecidomyiidae	galmuggen	x		x
Ceratopogonidae	knijten		x	
Chironomidae	dansmuggen	x		
Collembola	springstaarten	x	x	x
<i>Deroceras laeve</i>	kleine akkerslak	x		
Diptera spec.	vliegen en muggen	x		x
Dolichopodidae	slankpootvliegen		x	x
Elateridae	kniptorren	x		x
Empididae	dansvliegen			x
Enchytraeidae	potwormen	x		x
Ephydriidae	oevervliegen	x		
<i>Erpobdella octoculata</i>	achtogige bloedzuiger	x		
<i>Galba truncatula</i>	leverbotslak	x		
Lumbricidae	regenwormen			x
Lumbriculidae	brokkelwormen	x		x
Naididae	detrituswormen	x	x	x
Nematoda	aaltjes		x	x
Ostracoda	mosselkreeftjes		x	
<i>Succinea putris</i>	gewone barnsteenslak			x
Totaal aantal taxa		12	7	12



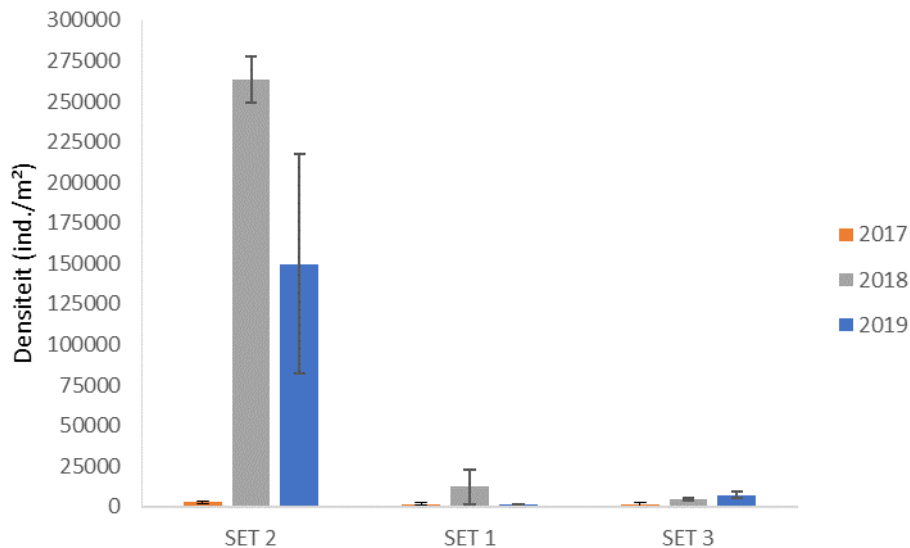
Figuur 8.20 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 1 en SET 2 in Zennegat (najaar 2017 – 2019). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire y-as.

In Figuur 8.22 wordt de totale benthosdensiteit weergegeven t.h.v. de staalnamelocaties in Zennegat. De staalnamelocaties zijn van links naar rechts gerangschikt volgens toenemende hoogteligging. De figuur toont dat de totale benthosdensiteit vanaf 2018 veel groter was t.h.v. de laagst gelegen staalnamelocatie SET 2 dan t.h.v. de hoger gelegen staalnamelocaties SET 1 en SET 3.

OMES Intergetijdengebieden Zennegat



Figuur 8.21 Benthosdensiteit t.h.v. locatie SET 3 in Zennegat (najaar 2017 – 2019). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire y-as.



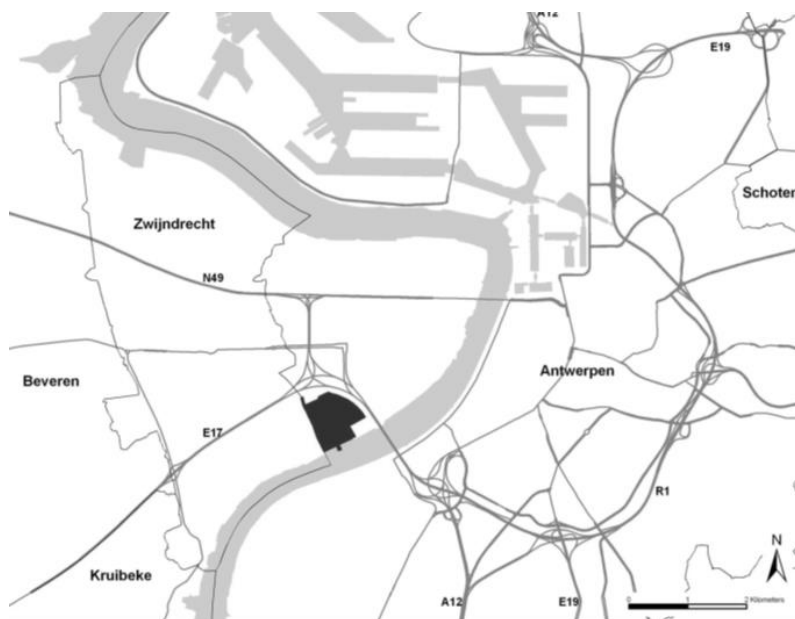
Figuur 8.22 Benthosdensiteit (\pm SE) t.h.v. staalnamelocaties SET 1, SET 2 en SET 3 in Zennegat (najaar 2017 - 2019). De staalnamelocaties op de x-as staan gerangschikt volgens toenemende hoogteligging.

De periodieke overstroming en de daarmee samengaande veranderingen van de vegetatie t.h.v. locaties SET 1 en SET 2 zorgden duidelijk voor een toename van het benthos. De terugval van de totale benthosdensiteit in 2019 t.h.v. SET 1 was wellicht te wijten aan de opnieuw oprukkende vegetatie. SET 1 lag in 2018 nog pal op de overgang tussen onbegroeid slik en begroeid schor, terwijl riet en andere vegetatie inmiddels uitbreidt. Vooral ter hoogte van SET 2, waar de oorspronkelijke vegetatie snel verdween en een nagenoeg onbegroeid slik ontstond, werden zeer grote aantallen Naididae (detrituswormen) aangetroffen. Door de lagere ligging van SET 2, bestaat het sediment nog uit sterk waterverzadigd slib - de geprefereerde leefomgeving van Naididae - en kan nieuwe vegetatie zich moeilijker vestigen. T.h.v. van locatie SET 3 werd steeds meer benthos en een groter aantal taxa aangetroffen. Ook hier heeft het overstromingsregime dus mogelijk een gunstig effect. De dicht begroeide locatie SET 3 ligt echter hoger in het tijvenster, waardoor de vegetatiebedekking ongewijzigd bleef en er vooral terrestrische taxa aanwezig zijn, waaronder Enchytraeidae (potwormen) en Lumbricidae (regenwormen).

9 BURCHTSE WEEL

9.1 INLEIDING

Het projectgebied Burchtse weel situeert zich tussen de linkeroever van de stad Antwerpen en Burcht (51°12'24"N; 4°21'30"O) (Figuur 9.1). Deze voormalige weel, welke in de 19e eeuw ontstaan is door een dijkdoorbraak, was voor de constructiewerkzaamheden een recreatiegebied.



Figuur 9.1: Situering van het projectgebied Burchtse Weel. Afbeelding uit BAM-rapport "Project "Herinrichting Burchtse Weel" te Linkeroever Antwerpen in het kader van de aanleg van de Oosterweelverbinding. Verzoek tot ontheffing milieueffectrapportage, definitieve versie februari 2006".

De slikken en schorren van de Beneden-Zeeschelde genieten een beschermde status (Habitat Richtlijn; HR (1992)), wat impliceert dat deze habitats niet negatief mogen beïnvloed worden door werkzaamheden in de Zeeschelde. Aantasting of verlies vereisen aldus compenserende maatregelen. Het projectgebied Burchtse Weel kadert in die verplichtingen en heeft tot doel het creëren van estuariene natuur (slikken en schorren) als mitigerende maatregel voor tijdelijke verliezen die kunnen opspelen door de aanleg van een tunnel onder de Schelde door BAM (tegenwoordig Lantis). De term estuariene natuur kan echter ruim geïnterpreteerd worden. Aangezien door de tunnelwerken enerzijds een verstoring van de slikken zal optreden en anderzijds ook de rustende en foeragerende watervogels van het nabijgelegen natuureservaat Blokkesdijk negatief kunnen beïnvloed worden, werd het tijdelijk creëren van slikhabitat en een permanente waterplas als uitwijkmogelijkheid voor verstoorde watervogels, als mitigerende maatregel uitgewerkt door BAM. Via een sluisstelsel, dat in verbinding staat met de Schelde en waardoor er dus terug getij kan spelen in de Burchtse Weel, beoogt men de tijdelijke verstoringen en verliezen door de Oosterweelwerken te mitigeren.

In hoofdstuk 1.4 werd het verschil uiteengezet tussen een aantakking zoals Burchtse Weel en een klassiek GGG zoals Lippenbroek, Bergenmeersen en Bazel. De sluisconstructie bij Burchtse Weel, waarbij de laaggelegen sluis zowel als in- als uitlaat fungeert, is verschillend van het sluisstelsel van een GGG. Hierdoor verschillen overstromingshoogte, -duur en -frequentie sterk ten opzichte van een GGG, wat kan leiden tot belangrijke verschillen inzake vegetatie-, sedimentatie- en erosiepatronen. Bovendien

is het inkomend tijfvolume in Burchtse Weel vele malen groter (ca. 10x), waardoor de totale instroom van zwevende stoffen veel groter is en de weel dus sneller kan opslibben. De effecten hiervan op de bodemdiergemeenschap, de troebelheid van het water, de algengroei, de vispopulatie en de zuurstofhuishouding worden nagegaan om het succes van het project in te schatten.

Op 21 januari 2011 werden de sluisen van Burchtse Weel opengezet. Gedurende de eerste maanden na de introductie van het getij in de weel, werd een zeer snelle sedimentatie vastgesteld, met op laaggelegen plaatsen snelheden tot ca. 1 cm/dag. Dergelijke sedimentatiesnelheden leiden niet tot de ontwikkeling van een rijk estuarien ecosysteem, maar tot een instabiele moddervlakte waar het bodemleven erg beperkt is en geen vegetatie kan kiemen en/of groeien. De ecologische waarde van deze moddervlakte kon dan ook gecategoriseerd worden als erg gering en de doelstelling om een volwaardig alternatief te vormen voor het tijdelijke verlies aan slikken en te fungeren als rust- en foeragegebied voor watervogels werd dan ook niet gehaald.

Wegens technische problemen met een oude sluis en het bovenliggende riool werden op 15 juli 2011 de sluisen weer gesloten. De grote hoeveelheid slib die op die korte periode was afgezet, compacteerde en draineerde langzaam zodat uiteindelijk inklinking en kreekvorming optrad. In eerste instantie werd via een basismonitoring het gebied opgevolgd. Na het sluiten van de sluisen werd de monitoring gereduceerd tot het meten van hoogteveranderingen en het uitvoeren van vegetatie-opnames. Op 22 maart 2013 werden de sluisen van de Burchtse Weel opnieuw geopend en kregen de sedimentatie- en erosieprocessen opnieuw vrij spel. Voor de opvolging van de snelle sedimentatieproblematiek is er een beperkt monitoringsprogramma opgestart. In wat volgt worden de resultaten van het onderzoek aangaande de sedimentatie- en erosieproblematiek en de vegetatieontwikkelingen voor het jaar 2019 toegelicht.

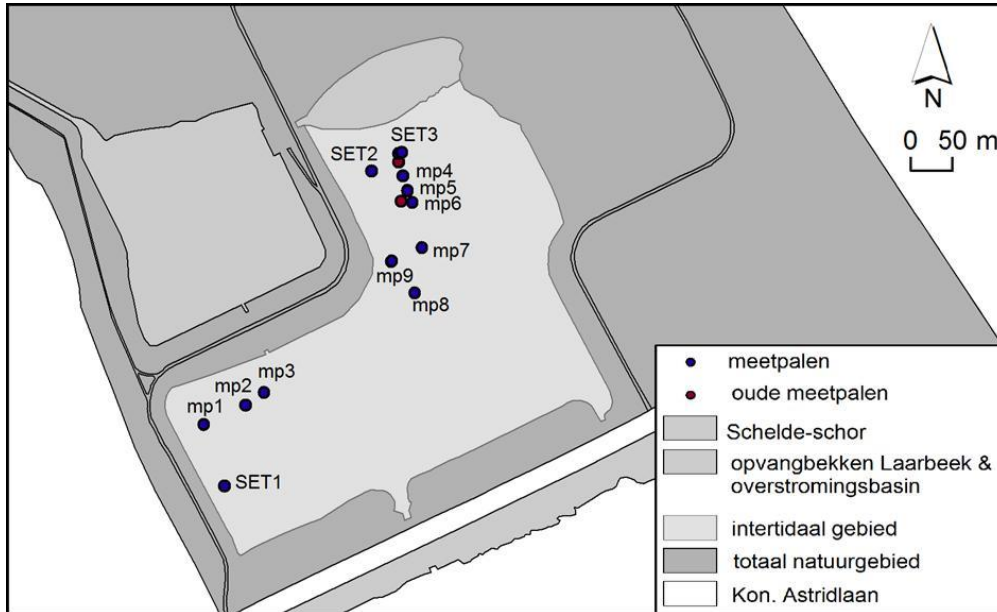
Eind 2019 werden de sluisen aangepast en is Burchtse Weel omgevormd tot een GGG. Vanaf 2020 start voor dit gebied een nieuw verhaal als GGG.

9.2 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

9.2.1 Inleiding

De sedimentatiesnelheid wordt in de Burchtse Weel opgemeten aan de hand van twee verschillende technieken: (1) Surface Elevation Tables (SET) en (2) Marker Palen (MP). Elk van deze technieken heeft zijn voor- en nadelen. Wanneer de resultaten van deze technieken gecombineerd worden is het mogelijk om een nauwkeurige kijk te krijgen op de sedimentatie- en erosieprocessen die zich afspelen in de Burchtse Weel.

Begin april 2011 werden SET installaties geplaatst op drie locaties in de voormalige Weel, gebaseerd op verschillende hoogteliggingen t.o.v. het gemiddeld hoogwater. In maart 2012 is er een extra SET geplaatst, nadat de oorspronkelijke SET2 niet meer bruikbaar was wegens te sterke opslibbing. SET 2 werd vervangen door een Markerpaal: MP9. Intussen zijn SET 1 en de nieuwe SET 2 ook bedolven onder slib en vervangen door een MP. Figuur 9.2 toont de locatie van de SET's en MP's. Hoogteverandering op lager gelegen locaties, worden opgevolgd via markerpalen (MP1 t/m 9). Van de oorspronkelijke Markerpalen zijn nog slechts 3 palen opvolgbaar. De overige palen zijn intussen verdwenen in het meters dikke pakket vers slib. Wanneer het slib voldoende veilig toegankelijk was, werden de palen verlengd zodat ze blijvend opgevolgd konden worden. Bij de meeste palen was het slib de voorbije jaren echter te vloeibaar zodat deze niet bereikbaar waren. Anno 2019 is Burchtse Weel sterk opgehoogd, en begint het slik ook beter te draineren. Dit maakt de slikken terug toegankelijker. De drie resterende meetpalen (MP1, MP4 en MP5; Figuur 9.2) moeten nu niet langer vanop afstand worden afgelezen, maar kunnen nauwkeuriger van nabij opgevolgd worden.

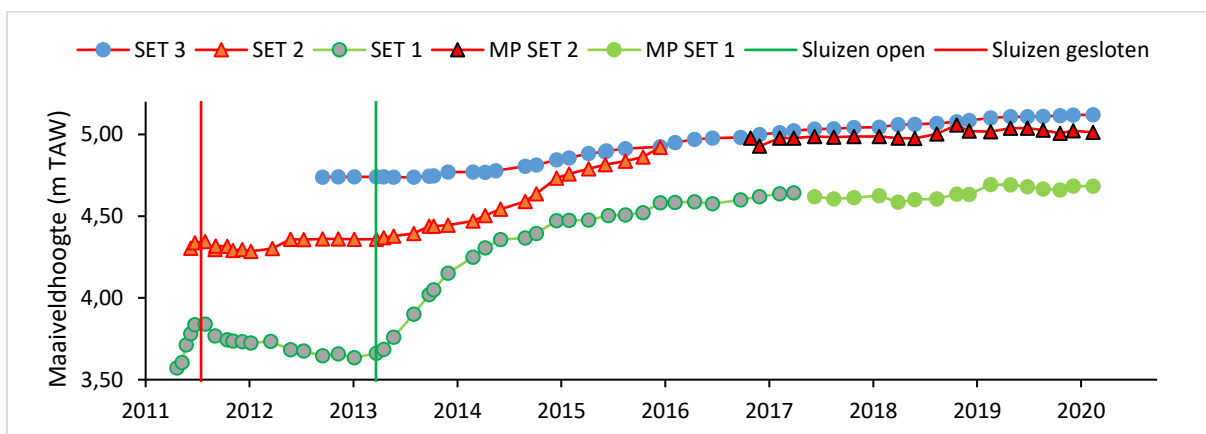


Figuur 9.2: Overzicht van meetpunten in de Burchtse Weel. SET1 t/m 3 zijn SET-locaties waar hoogteveranderingen in detail worden gemeten, MP 1 t/m 9 zijn markerpalen waar ruwe hoogteveranderingen worden gemeten.

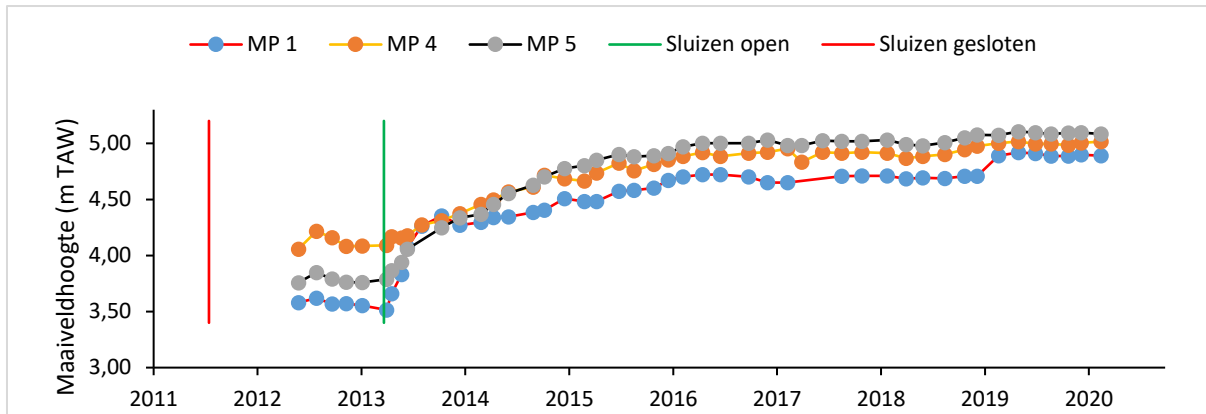
9.2.2 Resultaten en Discussie: SET en Markerpalen

Van de oorspronkelijke SET opstellingen was in 2019 nog de hoog gelegen SET 3 in gebruik. De andere SET's zijn vervangen door een Markerpaal (MP). Voor de continuïteit van de gegevensreeksen worden de resultaten van deze Markerpalen mee weergegeven in Figuur 9.3. De toename van de maaiveldhoogte in 2019 op SET 3 bedroeg 2.8 ± 1.3 cm, de laagst gemeten opslibingssnelheid sinds de heropening van de sluisen in 2013. Hierdoor kwam het maaiveld op een hoogte van 5.12 ± 0.01 m TAW te liggen. De waargenomen sedimentatiesnelheden voor 2019 op MP SET 1 en MP SET 2, die zich boven de verdwenen SET's 1 en 2 bevinden, waren tevens laag in vergelijking met voorgaande jaren. De laag gelegen MP SET 1 (4.65 ± 0.02 m TAW) hoogte in 2019 op met 3.0 ± 0.4 cm tot een hoogte van 4.68 ± 0.02 m TAW. De hoogte op MP SET 2 bleef in 2019 stabiel op 5.02 ± 0.02 m TAW.

Enkel rond MP 1 werd in 2019 een verhoogde sedimentatie waargenomen van 12.2 ± 0.4 cm, waardoor het maaiveld op deze locatie op een hoogte van 4.89 ± 0.02 kwam te liggen. MP 4 en MP 5 hoogden uiterst beperkt op, met respectievelijk 2.4 ± 0.4 en 1.5 ± 0.4 cm. De maaiveldhoogte van beide MP situeerde zich eind 2019 op respectievelijk 5.01 ± 0.02 en 5.09 ± 0.02 m TAW (Figuur 9.4).



Figuur 9.3 Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW aan elke SET

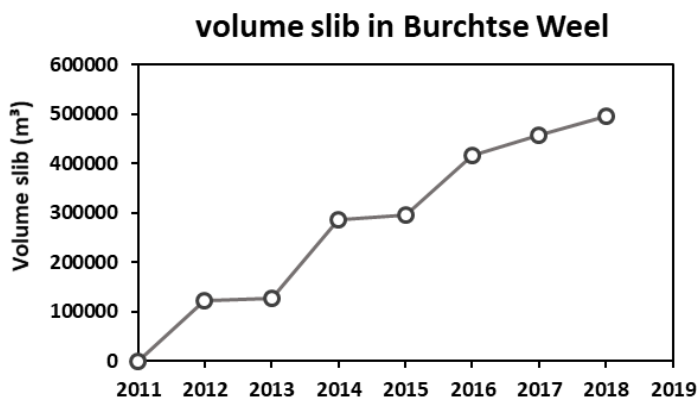


Figuur 9.4 Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW aan elke nog actieve Markerpaal

9.2.3 Evolutie aanslibbing op basis van Lidar data

In het kader van MONEOS worden jaarlijks ook Lidar opnames gemaakt van het Schelde-estuarium. Voor een gedetailleerde opvolging van de topografie is de GGG's zijn deze opnames doorgaans te weinig nauwkeurig, zeker omdat het vegetatiedek voor extra onnauwkeurigheid zorgt. De fout op de Lidar beelden is dan groter dan de gemiddelde accretiesnelheid. Burchtse Weel echter kent zeer hoge accretiesnelheden op veelal kale bodem, zodat ook via Lidar beelden een inschatting kan gemaakt worden van de veranderende topografie en afgezette volumes slib. Dit werd het voorbije jaar uitgevoerd in het kader van de master scriptie van Jiri Picart (Nautische Wetenschappen, HZS).

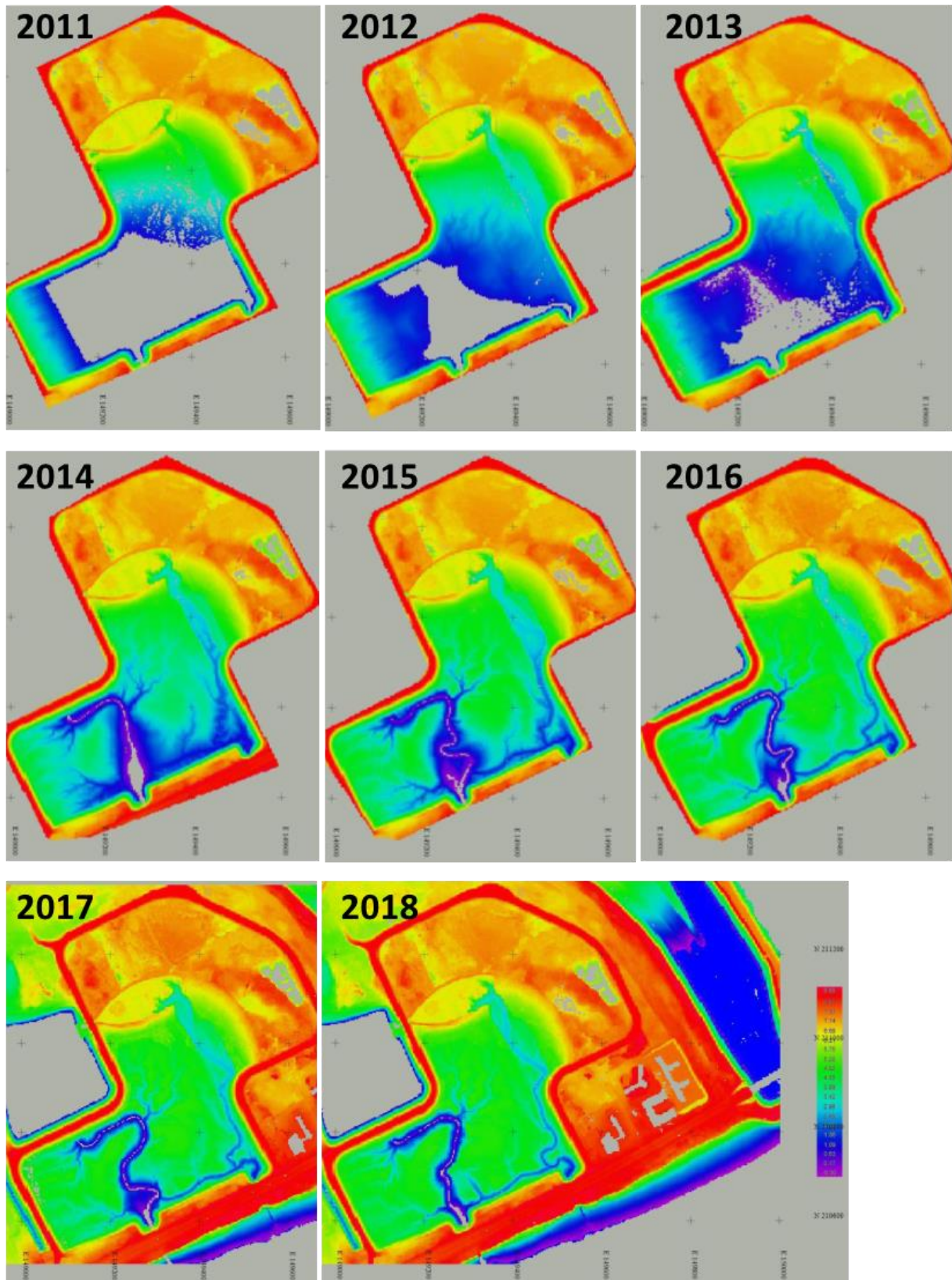
Figuur 9.6 toont per jaar de topografie van Burchtse Weel, op basis van de Lidarbeelden. Centraal in het gebied is de eerste jaren een grote niet gekarteerde zone zichtbaar: deze delen stonden onder water op het moment van de opname. In 2011 is deze zone groot: de aanslibbing in Burcht was nog beperkt zodat de centrale weel nog een waterrijke, relatief diepe plas was. Ook werd de Lidar vlucht niet perfect bij laagwater uitgevoerd: de waterstand in het gebied bedroeg nog ca 1 m TAW. Naarmate de diepe plas opslibt, verdwijnt de blinde zone in de Lidar opnames. Het gebied is op enkele jaren tijd opgeslibd tot boven 5 m TAW.



Figuur 9.5 Jaarlijks volume slib afgezet in de Burchtse Weel, op basis van Lidar beelden (naar Picart, 2020).

Figuur 9.5 toont het volume slib in het gebied, afgezet sinds 2011 op basis van de Lidarbeelden. In 2011 en 2013 is er een zeer sterke toename van het volume slib. In 2012 niet: toen was de inlaatsluis tijdelijk gesloten. In 2014 neemt het volume amper toe op basis van Lidar, hoewel er geen aanpassing was van het getij. Ook de SET en MP metingen tonen geen verminderde aanslibbing in 2014. De laatste verloopt de toename van het slibvolume trager, wat we ook duidelijk zien in de SET en MP data. Dit betekent echter niet dat de aanslibbing evenredig vertraagt. Door de toegenomen hoogteligging is er betere drainage van het slijk ontstaan, met ontwatering en compactie tot gevolg. Het terug beloopbaar zijn van

de slikken is hiervan het bewijs. Tot een daling van het slibvolume leidt deze compactie echter niet, dit wordt ruimschoots gecompenseerd door de continue afzetting van vers slib.



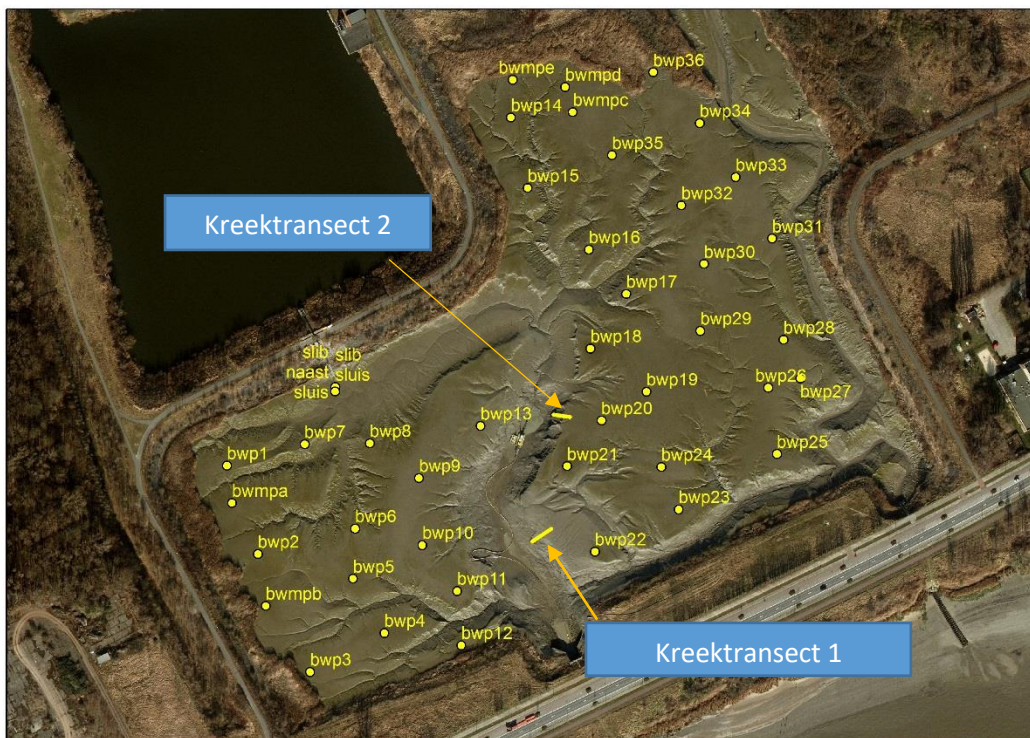
Figuur 9.6 Evolutie van topografie in Burchtse Weel op basis van Lidar (naar Picart, 2020)

9.2.4 Extra metingen

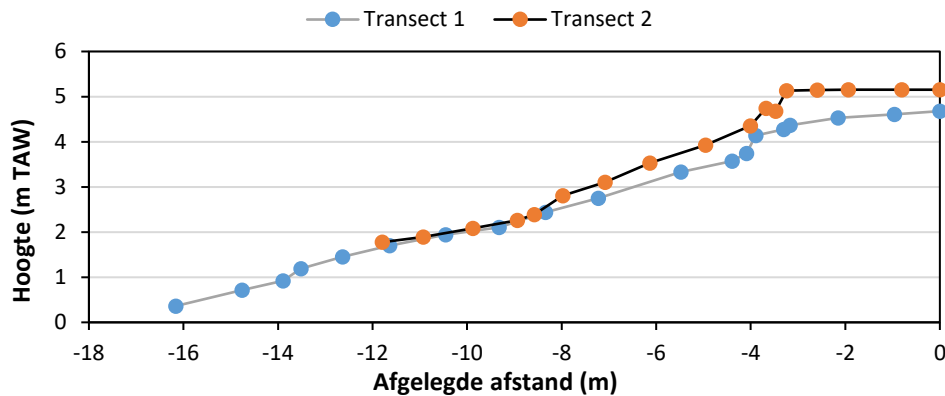
Naar aanleiding van baggerwerken die plaatsvonden in het najaar 2019 en de aanpassing van de sluisinstellingen werden een aantal extra metingen uitgevoerd, verspreid over het gebied, om de effecten van beide ingrepen op te volgen. Deze metingen bestaan uit (1) opvolging van maaiveldhoogte op 43 locaties verspreid over de Burchtse Weel (zie Figuur 9.7) met behulp van een RTK-GPS, welke een precisie van 1-2 cm langsheen de Z-as (hoogteas) heeft en (2) opvolging van de evolutie van de geul door middel van twee transecten, welke ook weer ingemeten wordt met de RTK-GPS (Figuur 9.7).

Een eerste meting werd uitgevoerd in december 2019. Op alle 43 meetpunten werd de hoogte ingemeten. Twee punten, met name 'slib naast sluis' en 'slib sluis' bevinden zich op een lage hoogte, met name 0.28 en 0.78 m TAW en zullen gebruikt worden om te kijken naar de aanslibbing in de geul zelf. De overige 41 punten bevinden zich verspreid op het platform. De hoogte van al deze punten situeert zich 4.64 en 5.27 m TAW. In 2020 zullen deze punten tweemaandelijks opgemeten worden, waardoor een goed inzicht kan verkregen worden betreffende de sedimentatie in een groot deel van het gebied.

Ook beide kreektransecten werden een eerste maal opgemeten in december 2019. Vermits de toegankelijkheid van de hoofdgeul erg beperkt en een veiligheidsissue is, wordt vooralsnog geopteerd om geen volledige transecten op te meten, maar te meten tot waar mogelijk. Het plateau (rechts in Figuur 9.8) ter hoogte van transect 2 schommelt rond 5.13 m TAW, hetgeen iets hoger is dan het plateau ter hoogte van transect 1, dat een hoogte van 4.68 m TAW telt. Beide transecten kennen dan een stevige bijna verticale daling van 30 tot 40 cm, welke in het veld zichtbaar is als een klif. Nadien volgt een meer geleidelijke daling tot op een punt waarbij meten te moeilijk wordt. Voor transect 2 situeert dit punt zich op 1.75 m TAW, terwijl transect 1 nog opgemeten kon worden tot op een hoogte van 0.36 m TAW.



Figuur 9.7: Overzicht van 43 nieuwe meetpunten en 2 kreektransecten die opgestart zijn in de winter van 2019-2020 ten behoeve van de opvolging van de sedimentatie ten gevolge van de vernieuwde sluisinstellingen



Figuur 9.8: Overzicht van 2 kreektransecten van de hoofdgeul te Burchtse Weel, opgemeten tijdens de winter van 2019-2020.

9.3 VEGETATIE

9.3.1 Inleiding

Daar Burchtse Weel op de rand van het brakwater- en het zoetwatergetijdgebied gesitueerd is, zijn er theoretisch gezien maar een beperkt aantal vegetatietypes die kunnen ontwikkelen tot schorren. De hoger gelegen slikken zullen eerst gekoloniseerd worden door Nopjeswier *Vaucheria* sp., dat grote dichte matten vormt en zo slib en zand invangt. Hierdoor zullen de slikken verder ophogen en ontstaan er geschikte groeiplaatsen voor gemeenschappen van Heen *Bolboschoenus maritimus*, al dan niet vergezeld door Spijesmelde *Atriplex prostrata*. Deze gemeenschappen zijn relatief soortenarm, met naast bovengenoemde soorten, ook nog de aanwezigheid van Zulte *Aster tripolium*, Fioringras *Agrostis stolonifera* en Zeekweek *Elytrigia atherica*. Naargelang deze schorvegetaties meer en meer ophogen en de overstromingsfrequentie afneemt, zullen de Heen-gemeenschappen geleidelijk vervangen worden door zouttolerante rietlanden op de komgronden en gemeenschappen van Zeekweek, Zilte Rus *Juncus gerardii* en Rood Zwenkgras *Festuca rubra* var. *litoralis* op de oeverwallen. De zouttolerante rietlanden worden gedomineerd door Riet, dat dunner en minder hoog is dan in zoetwatergebieden. Andere soorten die met deze gemeenschap geassocieerd zijn, zijn o.a. Zulte, Heemst *Althaea officinalis* en Selderij *Apium graveolens*. De oeverwalgemeenschap van Zeekweek, Zilte Rus en Rood Zwenkgras kent verder begeleidende soorten zoals Melkkruid *Glaux maritima*, Spijesmelde en Zeeweegbree *Plantago maritima*.

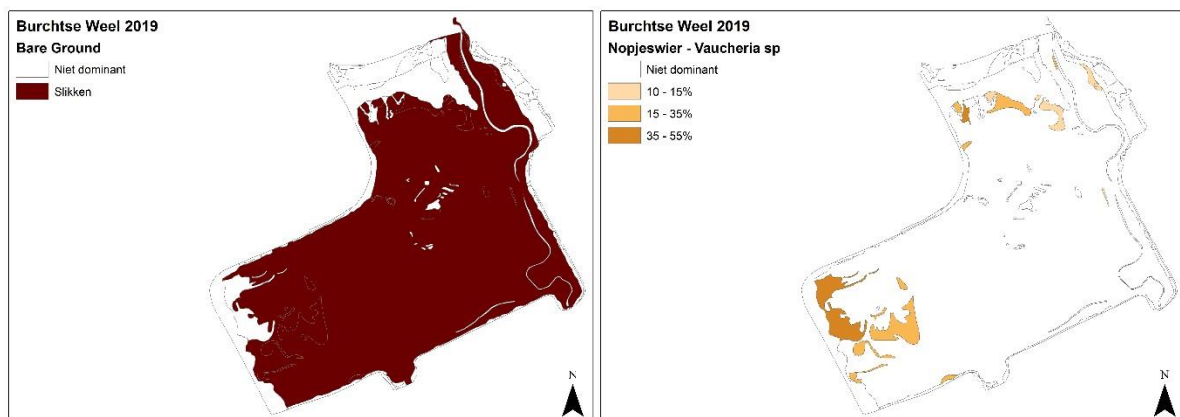
9.3.2 Vegetatiekartering 2019

In september 2019 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd. Dit resulteerde in de afbakening van 85 polygonen, variërend tussen 16 m² en 12,4 ha met een mediane polygoongrootte van 104 m². Voor 2019 werd aan 20 soorten een dominantiestatus toegekend.

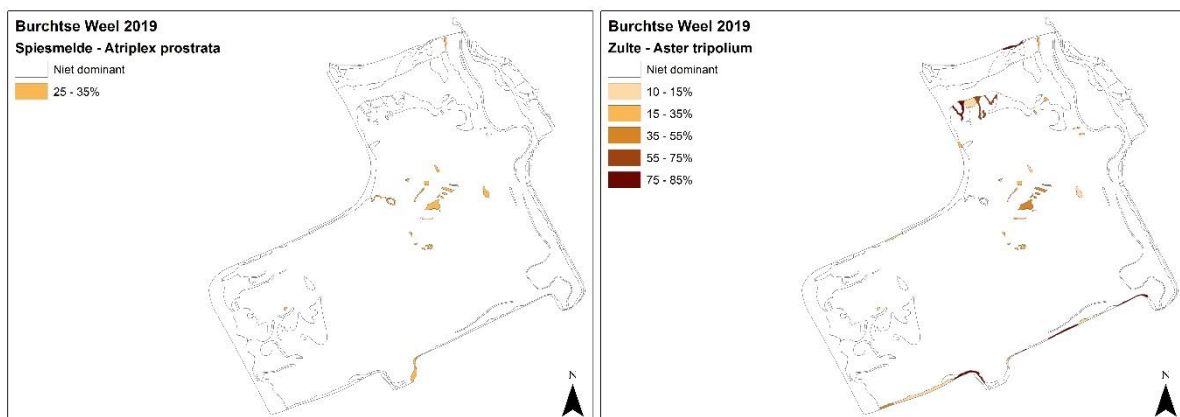
Het grootste deel van de Burchtse Weel bestaat uit slikken. Het areaal aan slikken in 2019 besloeg ongeveer 11.7 ha, goed voor 72.5% van het gekarteerde gebied (Figuur 9.9). Ten opzichte van 2018 is het areaal quasi gelijk gebleven (11.9 ha (=74.2%) slikken in 2018). Ook in 2019 is een deel van de slikken gekoloniseerd geweest door Nopjeswieren *Vaucheria* sp (Figuur 9.9), goed voor een oppervlakte van ongeveer 0.2 ha (=1.4%). Het betreft hier kolonisatie op nieuwe locaties, evenals het opnieuw domineren van locaties waar het taxon vorig jaar reeds dominanties liet optekenen. Centraal op slikplaat zijn in de loop van de zomer enkele vegetatie-eilandjes opgedoken, waar verschillende pionierssoorten zoals Spijesmelde *Atriplex prostrata* en Zulte *Aster tripolium* (Figuur 9.10) dominanties vertoonden. De oppervlakte die beide soorten bedekten in 2019 bleef echter klein, hoewel Zulte wel de hoogste bedekking haalde sinds de heropening van de sluisen (ca. 0.1 ha; 0.6%).

Het areaal aan Heen *Bolboschoenus maritimus* groeit gestaag aan maar blijft eerder een marginaal gegeven, zo werd in 2019 een bedekking van 0.1 ha (=0.5%) bedekt door de soort (Figuur 9.13). Het voorkomen van Heen te Burchtse Weel is veranderlijk van aard en voornamelijk gebonden aan de randen van het getijdegebied, daar waar Rietvegetaties zich nog niet hebben weten te ontwikkelen (Figuur 9.11). Eenmaal Riet *Phragmites australis* in heengordels invadeert, verliest Heen snel terrein. Locaties die bijvoorbeeld in 2015 nog gedomineerd werden door Heen, zijn in 2019 grotendeels ingepalmd door Rietvegetaties (Figuur 9.13). Het areaal aan Riet kent een gestage toename sinds 2016 toen de oppervlakte bedekt door de soort op 0.9 ha (=5.5% van het gebied) lag (Figuur 9.13). In 2019 werd de oppervlakte aan Riet te Burchtse Weel op ongeveer 1.5 ha (=9.5%) berekend. Op heel wat locaties hebben de rietkragen zich gestaag uitgebreid, hoewel het voorkomen van dominanties van de soort nog steeds beperkt blijft tot de randen van het getijdegebied (Figuur 9.12).

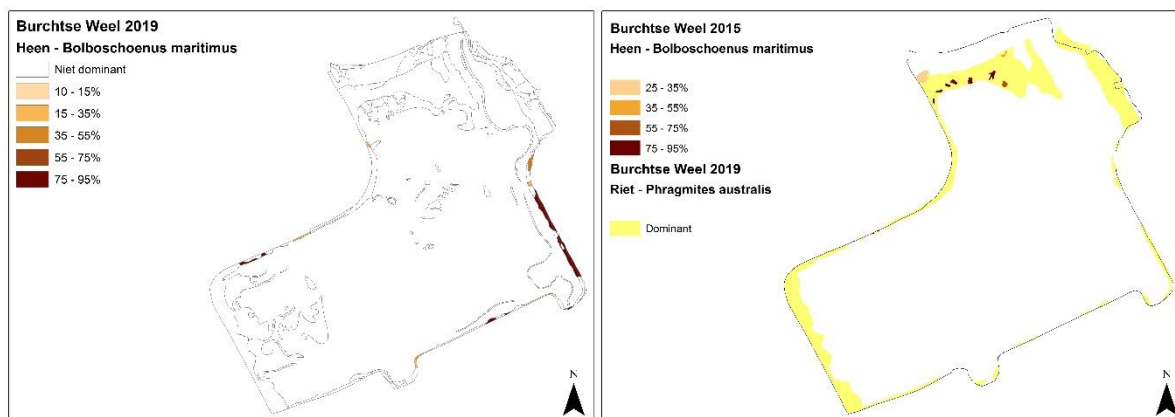
Daar Burchtse Weel zich op de rand van de oligohaliene zone bevindt, kunnen in theorie heel wat brakwatersoorten verschijnen. In voorgaande jaren werd reeds gerapporteerd over het verschijnen van Melkkruid *Glaux maritima* en Zilte Schijnspurrie *Spergularia marina*, naast dominanties van Zulte. In 2019 werd voor de tweede maal een vondst van Selderij *Apium graveolens* gedaan (Figuur 9.12 rechts), na een eerdere waarneming in 2017. Melkkruid werd op twee locaties waargenomen, maar was – net zoals voorgaande jaren – nergens dominant (Figuur 9.12 rechts).



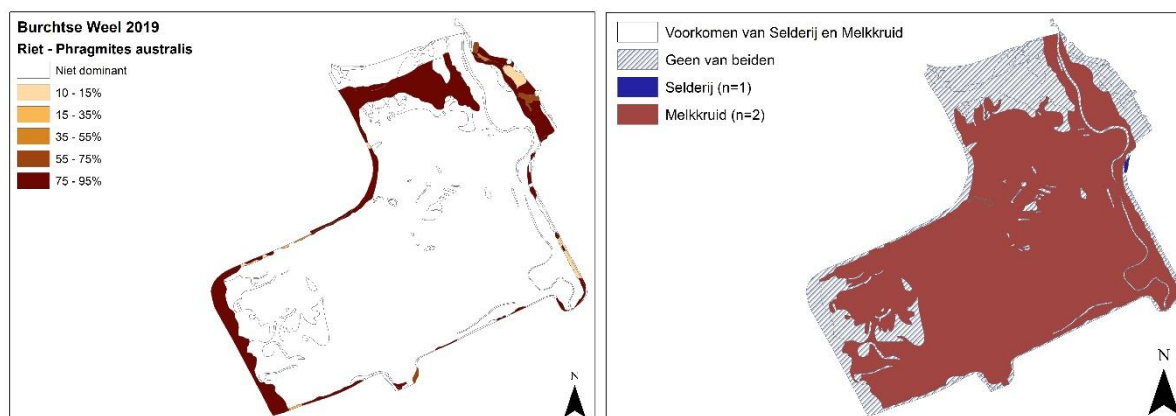
Figuur 9.9 Overzicht van het voorkomen van slikken (links) en het voorkomen van dominanties van Nopjeswier *Vaucheria sp* te Burchtse Weel tijdens de zomer van 2019 (rechts)



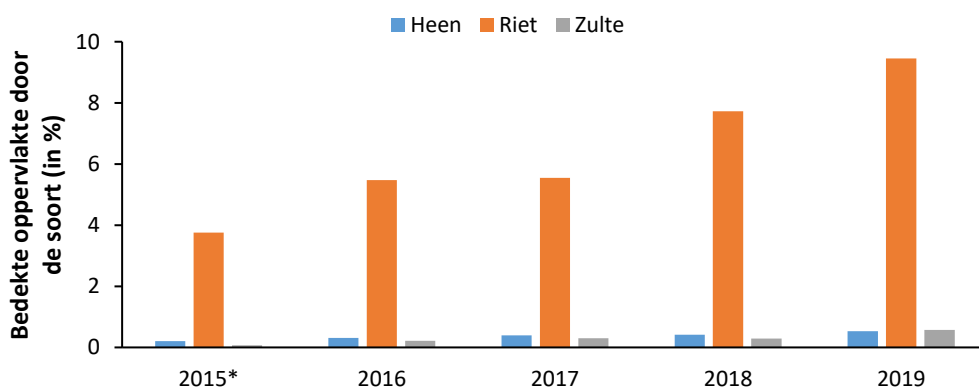
Figuur 9.10 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Spiesmelde *Atriplex prostrata* te Burchtse Weel tijdens de zomer van 2019 (links) en van Zulte *Aster tripolium* (rechts)



Figuur 9.11 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Heen *Bolboschoenus maritimus* te Burchtse Weel tijdens de zomer van 2019 (links) en voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* tijdens de zomer van 2019 en van Heen *Bolboschoenus maritimus* tijdens de zomer van 2015 te Burchtse Weel. De uitbreiding van de rietkraag heeft de heendominanties in het noorden van het gebied opgeslokt.



Figuur 9.12 Overzicht van het voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* te Burchtse Weel tijdens de zomer van 2019 (links) en van Selderij *Apium graveolens* en Melkkruid *Glaux maritima* (rechts)



Figuur 9.13: Evolutie van de percentuele bedekkingen van Heen *Bolboschoenus maritimus*, Riet *Phragmites australis* en Zulte *Aster tripolium* te Burchtse Weel voor de periode 2015 t.e.m. 2019. Tijdens de zomerkaartering van 2015 werd niet het volledige gebied gemonitord. De berekende percentuele oppervlakte voor dat jaar dient dus met enige voorzichtigheid benaderd te worden.

9.4 BENTHOS

9.4.1 Waarnemingen periode 2011-2019

In totaal werden 25 taxa gevonden in de bodemstalen van de Burchtse Weel (periode 2011 – 2019). Het aantal benthostaxa dat gedurende de hele studieperiode werd aangetroffen binnen de Burchtse Weel blijft groter dan op het referentiegebied langs de Schelde. Enkel op de hoogst in het tijvenster gelegen referentielocatie, Ref. Hoog, is het aantal taxa wel vergelijkbaar met dat van de staalnamelocaties in de Burchtse Weel (Tabel 9.1).

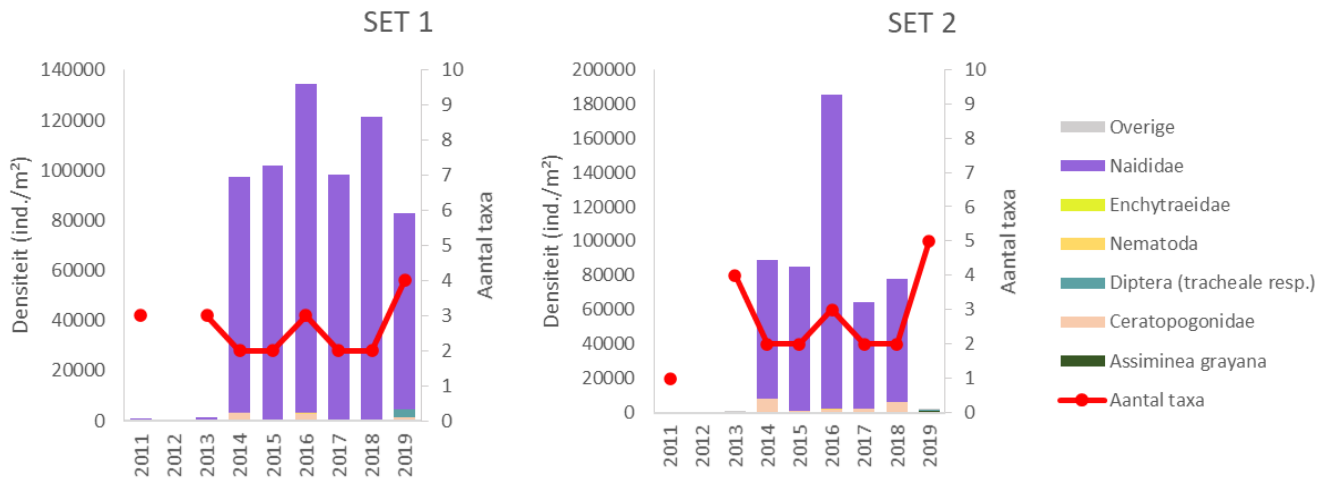
Tabel 9.1 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld t.h.v. staalnamelocaties SET 1, SET 2, SET 3 en MP 4 in de Burchtse Weel (najaar 2011 - 2019) en t.h.v. de referentielocaties Ref. Laag, Ref. Midden, Ref. Breuksteen en Ref. Hoog (najaar 2015 - 2019).

Taxon	Nederlandse naam	SET 1	SET 2	SET 3	MP 4	Ref. Laag	Ref. Midden	Ref. Breuk	Ref. Hoog
Aphidoidea	bladluizen			x					
<i>Assiminea grayana</i>	Gray's kustslak	x	x	x					x
Auchenorrhyncha	cicaden			x					
Carabidae	loopkevers			x					
Cecidomyiidae	galmuggen		x						
Ceratopogonidae	knijten	x	x	x	x				
Collembola	springstaarten			x					
<i>Corophium volutator</i>	wadkreeftje		x						
Diptera spec.	vliegen en muggen			x					
Dolichopodidae	slankpootvliegen	x	x	x	x				x
Enchytraeidae	potwormen			x					x
Ephydriidae	oevervliegen	x		x					
Hydrophilidae	spinnende waterkevers				x				
<i>Lasius niger</i>	wegmier			x					
Limoniidae	steltmuggen	x	x						
Lumbricidae	regenwormen		x						x
<i>Marenzelleria neglecta</i>	Oostzeegroenworm					x			
Naididae	detrituswormen	x	x	x	x	x	x	x	
Nematoda	aaltjes	x	x	x	x		x		x
Oniscidae	pissebedden		x						
Pseudoscorpiones	pseudoschorpioenen								x
Psychodidae	motmuggen			x					
Rhagionidae	snipvliegen								x
Scathophagidae	drekvliegen				x				x
Staphylinidae	kortschildkevers			x			x	x	x
Totaal aantal taxa		7	10	15	6	2	3	2	9

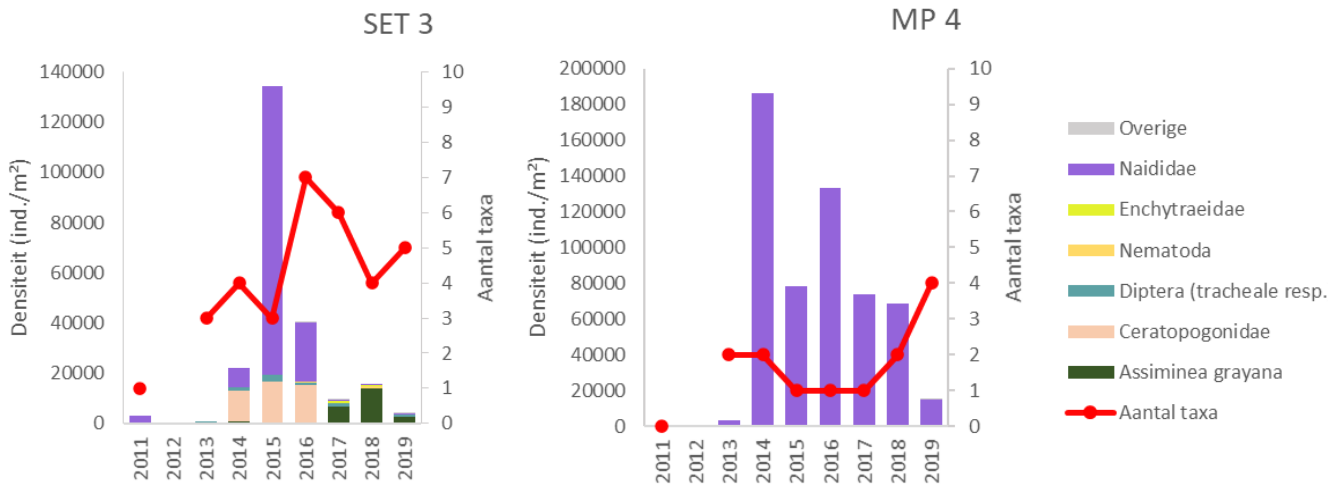
In de najaren van 2011 en 2013 was de totale benthosdensiteit in de Burchtse Weel klein. In 2011 werden nergens meer dan 4 taxa gevonden in de Burchtse Weel. In het najaar van 2011 bevatten de stalen van locatie MP 4 zelfs helemaal geen benthos. Vanaf het najaar van 2013 werden bijna uitsluitend taxa die onbegroeide slikken verkiezen aangetroffen. Vanaf 2014 was er op alle staalnamelocaties in de Burchtse Weel een sterke toename van benthos, gedomineerd door Naididae (detrituswormen). De hoge totale benthosdensiteiten en de dominantie van Naididae bleven consistent tot en met het najaar van 2019 ter hoogte van SET 1. Ook het benthos van SET 2 en MP 4 bestond vanaf 2014 vooral uit Naididae, maar op beide locaties was de benthosdensiteit in 2019 plots sterk afgenomen. Ondanks de sterke afname van de totale benthosdensiteit t.h.v. SET 2 en MP 4 in 2019, was het aantal taxa wel hoger dan in de periode voordien. De benthosdensiteit van locatie SET 3 kende meer variatie dan die op de andere staalnamelocaties binnen het gebied. In 2014 werd er eveneens een sterke toename van de totale benthosdensiteit waargenomen, maar die was wel kleiner dan op locaties SET 1, SET 2 en MP 4. Ter hoogte van SET 3 was de totale benthosdensiteit pas in het najaar van 2015 vergelijkbaar met die van de andere locaties binnen het gebied en werd ook hier Naididae het belangrijkste taxon. Bovendien vormden larven van Ceratopogonidae (knijten) een belangrijk aandeel van de totale benthosdensiteit ter hoogte van SET 3 en dit taxon bleef vanaf het najaar van 2014 tot en met het najaar van 2016 aanwezig met vergelijkbare densiteiten. In het najaar van 2016 was het aandeel Naididae er echter sterk teruggevallen, wat tevens voor een afname van de totale benthosdensiteit zorgde. Vanaf 2017 werden vrijwel geen Naididae en Ceratopogonidae meer gevonden in de stalen van SET 3 en werd *Assiminea grayana* (Gray's kustslak) er het meest dominante taxon (Figuur 9.14, Figuur 9.15).

In de stalen van de referentielocaties Laag, Midden en Breuksteen, die op onbegroeid slik gelegen zijn, werd in de najaren van 2015 en 2017 geen benthos aangetroffen. In het najaar van 2016 en 2018 werden er wel lage densiteiten van voornamelijk Naididae aangetroffen op de onbegroeide slikken, maar die kwamen niet in de buurt van de densiteiten op het slik binnen de Burchtse Weel. In 2019 werd laag op het referentieslik *Marenzelleria neglecta* (Oostzeegroenworm) gevonden en hogerop, ter hoogte van de breuksteen, werden Staphylinidae (kortschildkevers) aangetroffen, telkens in zeer lage densiteiten. Op de onbegroeide referentielocaties werden gedurende de hele monitoringperiode maximaal drie benthostaxa tegelijk aangetroffen en in 2019 maximaal één, wat opvallend minder is dan het aantal taxa dat in de recentste bodemstalen van de Burchtse Weel werd gevonden. Op de hoogst in het tijvenster gelegen referentielocatie Hoog werd wel elk jaar benthos aangetroffen. Zowel de totale benthosdensiteit als het aantal taxa lag er telkens aanzienlijk hoger dan op het onbegroeide referentieslik. Enchytraeidae (potwormen) en Nematoda (aaltjes) waren doorgaans de dominante taxa op referentielocatie Ref. Hoog (Figuur 9.16, Figuur 9.17).

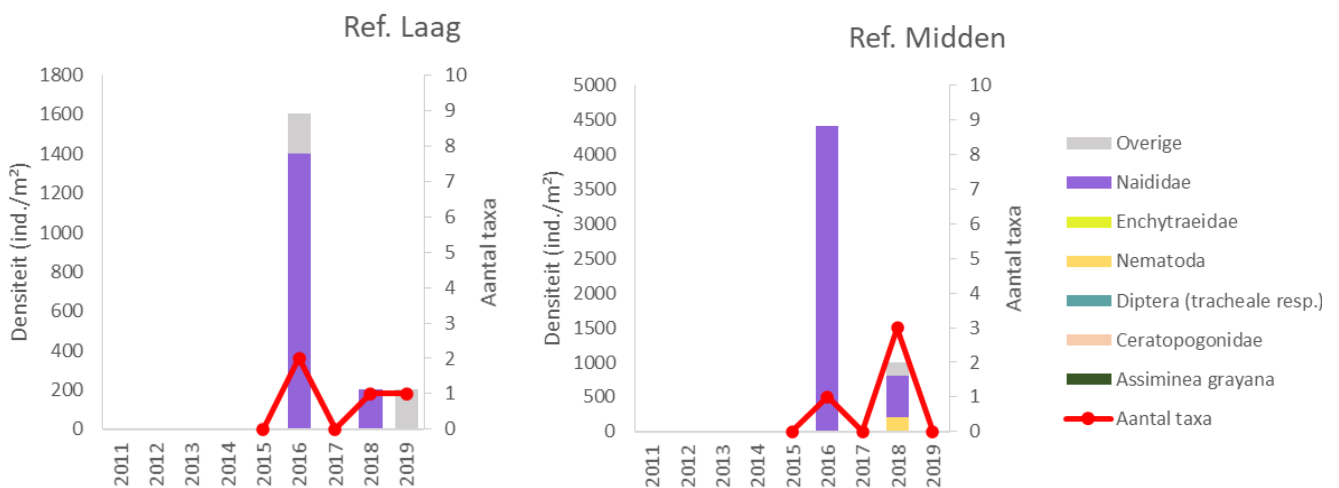
OMES Intergetijdengebieden Burchtse Weel



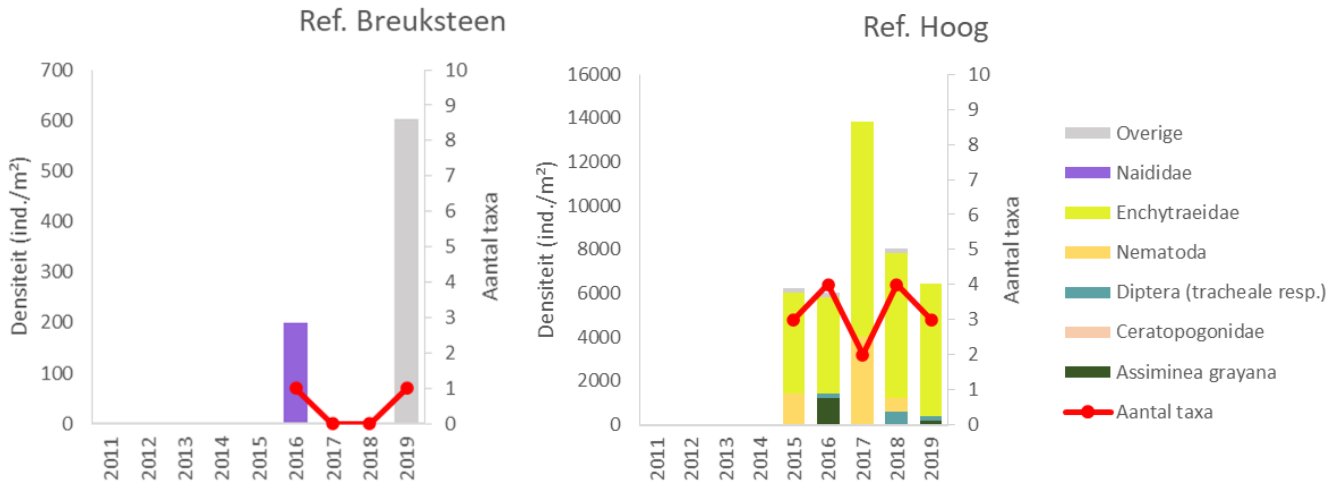
Figuur 9.14 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 1 en SET 2 in de Burchtse Weel (najaar 2011 – 2019). In 2012 werden geen benthosstalen verzameld. Merk de verschillende schaal op de primaire y-as.



Figuur 9.15 Benthosdensiteit t.h.v. locaties SET 3 en MP 4 in de Burchtse Weel (najaar 2011 – 2019). In 2012 werden geen benthosstalen verzameld. Merk de verschillende schaal op de primaire y-as.

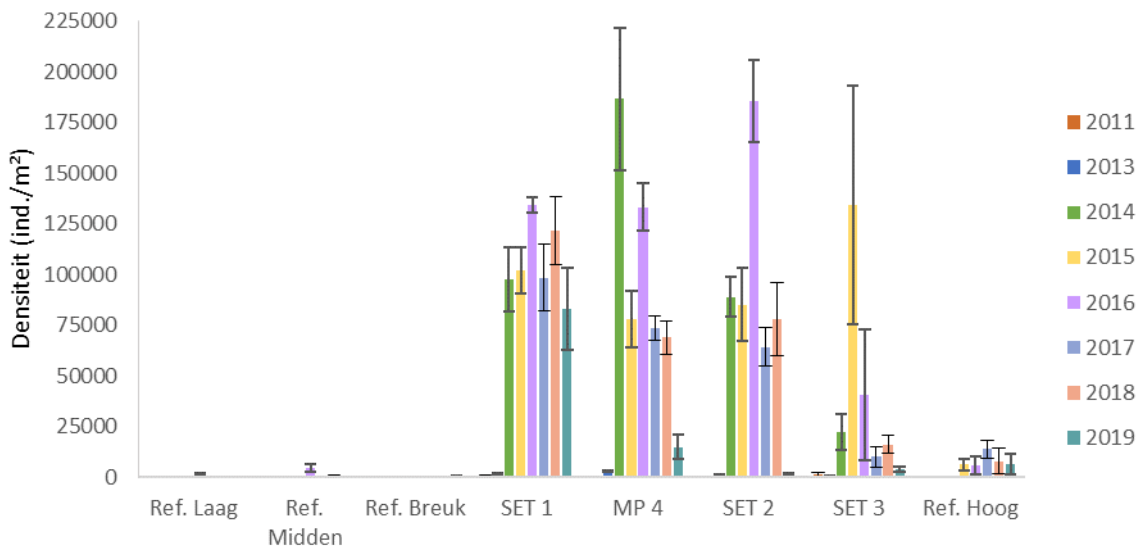


Figuur 9.16 Benthosdensiteit t.h.v. referentielocaties Laag en Midden langs de Schelde tegenover de Burchtse Weel (najaar 2015 – 2019). Merk de verschillende schaal op de primaire y-as.



Figuur 9.17 Benthosdensiteit t.h.v. referentielocaties Breuksteen en Hoog langs de Schelde tegenover de Burchtse Weel (najaar 2015 – 2019). In het najaar van 2015 werden geen benthosstalen verzameld t.h.v. referentielocatie Breuksteen. Bemerk de verschillende schaal op de primaire y-as.

In Figuur 9.18 wordt de totale benthosdensiteit weergegeven t.h.v. de staalnamelocaties binnen het gebied en op het referentieslik langs de Schelde tegenover de Burchtse Weel. Op de figuur zijn de staalnamelocaties van links naar rechts gerangschikt volgens toenemende hoogteligging. De figuur toont nogmaals de zeer lage totale benthosdensiteit doorheen de gehele studieperiode op de onbegroeide referentielocaties Ref. Laag, Ref. Midden en Ref. Breuksteen. Ook is te zien dat de totale benthosdensiteit binnen de Burchtse Weel in 2019 plots sterk afneemt ter hoogte van MP 4 en SET 2, die beide iets hoger in het tijvenster liggen dan SET 1. T.h.v. de nog hoger gelegen locatie SET 3 is de totale benthosdensiteit sinds 2017 afgenomen tot dezelfde grootteorde als die t.h.v. de hoogst gelegen referentielocatie Ref. Hoog.



Figuur 9.18 Benthosdensiteit (\pm SE) t.h.v. staalnamelocaties SET 1, SET 2, SET 3 en MP 4 in de Burchtse Weel (najaar 2011 - 2019) en t.h.v. de referentielocaties Ref. Laag, Ref. Midden, Ref. Breuksteen en Ref. Hoog (najaar 2015 - 2019). De staalnamelocaties op de x-as staan gerangschikt volgens toenemende hoogteligging.

9.4.2 Evolutie

De lage benthosdensiteiten en het relatief grotere aandeel terrestrische en semi-aquatische taxa die in 2011 en begin 2013 in de Burchtse Weel werden aangetroffen, waren vermoedelijk een gevolg van het minder waterhoudend sediment na het tijdelijk sluiten van de inlaat voor onderhoud. In het najaar van 2013 bleef de benthosdensiteit heel laag in de Burchtse Weel, wellicht door de zeer snelle sedimentatie in het gebied na het openen van de inlaat begin 2013. Vanaf 2014 werd een enorme toename van de benthosdensiteit vastgesteld. Alle staalnamelocaties liggen vrij dicht tegen de rand van het gebied, hoog in het tijvenster. De verschillende staalnamelocaties vertoonden daardoor al snel na de opening van de inlaat een sterke overeenkomst in sedimentsamenstelling, overstromingsfrequentie en overstromingsduur. Het waterverzadigd, fijnkorrelig slib zorgde er voor een zeer geschikte leefomgeving voor Naididae (detrituswormen). Dit verklaart waarom naast de benthosdensiteit ook de benthossamenstelling op de meeste locaties in de Burchtse Weel vergelijkbaar bleef, althans tot en met het najaar van 2018. Ter hoogte van locatie SET 3 werden sinds het najaar van 2016 echter wel enkele opvallende veranderingen waargenomen. Vanaf het najaar van 2016 nam de totale benthosdensiteit er duidelijk af en in het najaar van 2017 waren de Naididae nagenoeg verdwenen. Sinds 2017 bestaat het benthos van SET 3 nog voornamelijk uit taxa die geassocieerd worden met semi-aquatische of terrestrische milieus en met de aanwezigheid van vegetatie, waaronder larven van Dolichopodidae (slankpootvliegen), Enchytraeidae (potwormen) en *Assimineea grayana* (Gray's kustslak). De verandering in benthosdensiteit en -samenstelling is er dus vooral een gevolg is van de uitbreidende vegetatie langs de rand van het gebied. In 2015 liep de vegetatiegrens net langs staalnamelocatie SET 3, die dan nog grotendeels onbegroeid was. Vervolgens rukte de vegetatie steeds meer op richting het centrum van het gebied en in het najaar van 2017 werd de gehele staalnamelocatie ingenomen door voornamelijk riet. De uitbreiding van de vegetatie werd mogelijk omdat de staalnamelocatie door aanhoudende sedimentatie steeds hoger in het tijvenster komt te liggen (zie paragraaf Surface Elevation Tables). Sinds SET 3 werd ingenomen door riet, is de bodem ook duidelijk compacter. De compactere bodem en de afnemende overstromingsduur en -frequentie die gepaard gaat met de toenemende hoogteligging van de staalnamelocatie vormen dus een verklaring voor het verdwijnen van Naididae en het verschijnen van semi-aquatische en terrestrische taxa. Locatie SET 3 in Burchtse Weel lijkt daarmee steeds beter op referentielocatie Ref. Hoog, die van alle staalnamelocaties het hoogst in het tijvenster ligt en daardoor minder frequent overstroomt. De bodem bestaat er uit vrij compacte leem en is begroeid met Riet. Dit verklaart de dominantie van Enchytraeidae (potwormen) en de hogere benthosdiversiteit in vergelijking met de lager gelegen, onbegroeide referentielocaties. De in 2019 plots sterk afgenomen densiteit van Naididae ter hoogte van SET 2 en MP 4 en de gelijktijdige toename van het aantal taxa heeft ongetwijfeld ook te maken met een verdere ophoging en compactie van de bodem op deze locaties. Dit is duidelijk merkbaar op het terrein. Er kan verwacht worden dat deze locaties snel gekoloniseerd worden door hogere planten en dat steeds meer semi-aquatische en terrestrische taxa zullen verschijnen. De rietkraag langs de rand van het gebied breidt al duidelijk uit richting SET 2. Het verschijnen van vliegenlarven (Diptera) die hun zuurstof rechtstreeks uit de lucht halen via trachea, kan een eerste aanwijzing zijn dat ook de iets lager gelegen locatie SET 1 in dezelfde richting evolueert. De lage totale densiteit of het geheel ontbreken van benthos op de drie onbegroeide referentielocaties Ref. Laag, Ref. Midden en Ref. Breuksteen heeft vermoedelijk te maken met de hoge dynamiek die er heerst in de intertidale zone langs de Schelde. Perioden met uitgesproken erosie op de lagere delen van het slik kan kolonisatie door benthos verhinderen. Een hogere dynamiek zorgt ook voor minder geschikt, zandig sediment dat minder organisch materiaal bevat.

10 REFERENTIES

- Beauchard O., Ciutat A., Gerino M., Munoz T., Jacobs S., Tackx M., Stora G., Meire P., 2012. Spatiotemporal bioturbation patterns in a tidal freshwater Marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96, 159-169.
- Beauchard O., Jacobs S., Cox T., Maris T., Vrebos D., Van Braeckel A., Meire P., 2011. A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological. Potentials. *Ecological Engineering* 37, 1849–1858.
- Branquart E., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F. & Verloove F., 2016a. Harmonia database: *Bidens frondosa*. Harmonia version 1.2; Belgian Forum on Invasive Species, accessed on 13/07/2016 from <http://ias.biodiversity.be>
- Chyba J., Kroulík M., Křištof K., Misiewicz P.A. & Chaney K. (2014). Influence of soil compaction by farm machinery and livestock on water infiltration rate on grassland. *Agronomy Research* 12(1): 59-64.
- Coop H., Geilen N., van der Velde G., 1994. Distribution and growth of the helophyte species *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris* in water depth gradients in relation to wave exposure. *Aquatic Botany* 48 273-284
- Cox T., Maris T., De Vleeschouwer P., De Mulder T., Soetaert K., Meire P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological engineering* 28, 55–63.
- Greenwood K.L. & McKensie B.M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the
- Haddadi B. S., Hassanpour H. & Niknam V., 2016. Effect of salinity and waterlogging on growth, anatomical and antioxidative responses in *Mentha aquatica* L. *Acta Physiol Plant* 38: 119
- Harmonia database, 2016, Belgian Forum on Invasive Species, accessed on 13/07/2016 from: <http://ias.biodiversity.be>
- Hennekens S.M., Smits N.A.C., Schaminée J.H.J., 2010. SynBioSys Nederland versie 2. Alterra, Wageningen UR.
- Hennekens, S.M., Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. 2001. SynBioSys, een biologisch kennissysteem ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. Alterra, Wageningen.
- Herman, P. M. J., Middelburg, J. J., Koppel, J. V. D. & Heip, C. H. R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195-240.
- Hole F.D. (1981). Effects of animals on soil. *Geoderma* 75-112.
- Maris T., Cox T., Jacobs S., Beauchard O., Teuchies J., Van Liefferinge C., Temmerman S., Vandenbruwaene W., Meire P., 2008. Herstel van estuariene natuur via en gecontroleerd gereduceerd getij (in Dutch). *Natuur.focus*7, 21-27.
- Maris T., Cox T., Temmerman, S., De Vleeschouwer P., Van Damme S., De Mulder T., Van den Bergh E & Meire P., 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidalmarsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588, 31-43
- Maris T., Oosterlee L. & Meire P. (Red.), 2013. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplans, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2011. ECOBE 013-R155 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Maris, T., S. Baeten, T. Van Den Neucker & P. Meire, 2016. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaphan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2016, deelrapport Intergetijdengebieden. ECOBE 016-R207 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Markus-Michalczyk H., Hanelt D., Ludewig K., Müller D., Schröter B. & Jensen K., 2014. Salt intrusion in tidal wetlands: European willow species tolerate oligohaline conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136 35-42

Oosterlee L., Cox T.J.S., Vandenbruwaene W., Maris T., Temmerman S. & Meire P. (2018). Tidal marsh restoration design affects feedbacks between inundation and elevation change. *Estuaries and Coasts* 41(3): 613-625.

Picart, J. 2020. Bathymetrische studie project Burchtse Weel. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Master in de Nautische Wetenschappen, HZS, AHUA.

Stephens J.A., Uncles R.J., Barton M.L. & Fitzpatrick F. (1992). Bulk properties of intertidal sediments
USDA-NRCS (2014). Soil health – bulk density/moisture/aeration. Guides for educators. United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service.
https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_050936.pdf

Van Damme, S., Dehairs, F., Tackx, M., Beauchard.O., Struyf E., Gribsholt, B., Van Cleemput, O., Dehairs, F., Meire, P., 2009. Tidal exchange between a freshwater tidal marsh and an impacted estuary the Scheldt, Belgium. *Estuarine costal and shelf science* 85, 197-207.

Van den Neucker T., Verbesssem I., De Belder W., De Regge N., Soors J. & Van den Bergh E. (2007). Overzicht analyseresultaten van de sedimentkarakteristieken langs de Zeeschelde en haar zijrivieren (1999 tot september 2005). INBO.IR.2007.30, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Haaren T. & Soors J. (2013). Aquatic Oligochaeta of the Netherlands and Belgium. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.302 pp.

Van Splunder I., Voesenek L.A.C.J., Coops H., De Vries X.J.A., Blom C.W.P.M., 1996. Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought. *Can. J. Bot.*, 74 1988-1995

Vandenbruwaene W., Meire P., Temmerman S., 2012. Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh. *Geomorphology* 151-152 pp 114-125

Vandenbussche V., T’Jollyn F., Zwaenepoel A., Van Den Balck E. & Hoffmann M., 2002. Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 12. Slik en Schor. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.16. Onderzoeksopdracht MINA 102/99/01

Vandenbussche V., T’Jollyn F., Zwaenepoel A., Van Den Balck E. & Hoffmann M., 2002. Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 12. Slik en Schor. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.16. Onderzoeksopdracht MINA 102/99/01

Verloove F., 2011. *Cotula coronopifolia*. Geraadpleegd op 13/01/2017 via <http://alienplantsbelgium.be/content/cotula-coronopifolia>

Wallace K. J., Callaway J.C. & Zedler J.B., 2005. Evolution of Tidal Creek Networks in a High Sedimentation Environment; A 5-year Experiment at Tijuana Estuary, California. *Estuaries* Vol. 28 No. 6, pp 795-811

Weeda E.J., Westra R., Westra Ch., & Westra T., 1994. Nederlandsche oecologische flora: wilde planten en hun relaties 5. IVN, Amsterdam. (Catalogusnummer: B-0091)

Widdows, J., Brown, S., Brinsley, M. D., Salkeld, P. N. & Elliot M. (2000). Temporal changes in intertidal sediment erodability: influence of biological and climatic factors. *Continental Shelf Research* 20: 1275-1289.

Williams P. B., Orr M. K. & Garrity N. J., 2002. Hydraulic geometry: A Geomorphic Design Tool for Tidal Marsh Channel Evolution in Wetland Restoration Projects. *Restoration Ecology* Vol. 10 No. 3, pp 577-590

Zwaenepoel A., T'Jollyn F., Vandenbussche V. & Hoffmann M., 2002. Systematiek van de natuurtypen voor Vlaanderen: 6.1 Graslanden, Zilte en storingsgraslanden. In *Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: Deel 6 Graslanden*. Verslag van het instituut voor natuurbehoud 2002.14 INBO, Brussel