

OMES rapport 2016

Intergetijdengebieden

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

Monitoring in opdracht van
Waterwegen & Zeekanaal 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 & P. Meire
Universiteit Antwerpen, Ecosysteembeheer (ECOBÉ)
Universiteitsplein 1, 2610 Antwerpen (Wilrijk)
tom.maris@uantwerpen.be

Studie in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal N.V.
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 & 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.

Intergetijdengebieden: inhoud

1	Inleiding	1
1.1	Intergetijdengebieden binnen OMES	1
1.2	Gecontroleerd gereduceerd getij: een overzicht	2
1.3	Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking Burchtse Weel.....	3
2	Materialen en methoden	4
2.1	Inleiding	4
2.2	Sedimentatie – erosie - topografie.....	4
2.2.1	Korte termijnmetingen: Sediment Trap's.....	4
2.2.2	Lange termijnmetingen: Surface Elevation Tables	5
2.2.3	Langetermijnmetingen: Markerpalen	6
2.2.4	Langetermijnmetingen: Marker Horizons	7
2.2.5	Raai metingen.....	8
2.2.6	Kreken en Kreektransecten	8
2.2.7	Opmeting van het schor platform	9
2.3	Tijmeters.....	10
2.4	Biotische parameters: vegetatie	10
2.4.1	Permanente Kwadranten	10
2.4.2	Gebiedsdekkende vegetatiekartering	10
2.5	Biothische parameters: benthos	11
2.6	Bodemfysica en –chemie.....	11
2.6.1	Inleiding	11
2.6.2	Bulk dichtheid.....	11
2.6.3	Bodemchemie.....	12
2.7	Bijlage: Londoschaal voor vegetatiekartering	12
3	Lippenbroek.....	14
3.1	Inleiding	14
3.2	Monitoringsopzet Lippenbroek.....	14
3.3	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	17
3.3.1	Materialen en methoden	17
3.3.2	Resultaten en discussie: SET-metingen	18
3.3.3	Resultaten en discussie: Marker Horizons	21
3.3.4	Resultaten en Discussie: Kreekvorming en kreektransecten	22
3.4	Vegetatie	29

3.5	Benthos.....	38
3.5.1	Inleiding.....	38
3.5.2	Materiaal en methode.....	38
3.5.3	Resultaten.....	39
3.5.4	Benthos: bespreking.....	44
3.6	Waterkwaliteit.....	44
3.6.1	Inleiding	44
3.6.2	Materialen en Methoden	45
3.6.3	Resultaten en bespreking.....	45
4	Bergenmeersen	51
4.1	Inleiding	51
4.2	Sedimentatie en erosieprocessen	51
4.2.1	Surface Elevation Table (SET)	52
4.2.2	Raaien	53
4.2.3	Marker Horizons (MH).....	54
4.2.4	Kreken.....	56
4.3	Vegetatie	59
4.4	Benthos.....	70
4.4.1	Materialen en Methoden	70
4.4.2	Resultaten.....	70
4.4.3	Bespreking benthos Bergenmeersen	74
4.5	Waterkwaliteit.....	74
4.5.1	Silicium.....	75
4.5.2	Stikstof.....	75
5	Bazels GGG	76
5.1	Inleiding	76
5.2	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	77
5.2.1	Inleiding	77
5.2.2	Resultaten en discussie: SET.....	78
5.2.3	Resultaten en discussie: MH	79
5.2.4	Resultaten en discussie: Evolutie krekenstelsel	80
5.3	Vegetatie	87
5.4	Benthos.....	96
5.4.1	Materialen en methoden	96
5.4.2	Resultaten.....	96
5.4.3	Bespreking	101

5.5	Waterkwaliteit.....	101
5.5.1	Zoutgehalte	102
5.5.2	Zuurstof	102
5.5.3	Nutriënten	104
6	Burchtse Weel	105
6.1	Inleiding	105
6.2	Sedimentatie- en erosiedynamiek.....	106
6.2.1	Materialen en methoden	106
6.2.2	Resultaten en discussie: Surface Elevation Table (SET).....	107
6.2.3	Resultaten en discussie: Markerpalen	108
6.3	Vegetatie	109
6.4	Benthos.....	116
6.4.1	Materialen en methoden	116
6.4.2	Resultaten.....	116
6.4.3	Bespreking	119
6.5	Waterkwaliteit.....	119
7	Bijlagen	121
7.1	soortenlijst.....	121
7.2	Overzichtskaarten voor dominanties van plantensoorten in het Bazels GGG in 2016	128
7.3	Overzichtskaarten voor dominanties van plantensoorten in Bergenmeersen in 2016	135
7.4	Overzichtskaarten voor dominanties van plantensoorten te Burchtse Weel in 2016	144
7.5	Overzichtskaarten voor dominanties van plantensoorten te Lippenbroek in 2016	148
8	Referenties	152

1 INLEIDING

1.1 INTERGETIJDENGEBIEDEN BINNEN OMES

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 estuariene gebieden op: Lippenbroek, Bergenmeersen, Burchtse Weel en Bazel (Figuur 1-1). Deze monitoring vormt het voorwerp van deelopdracht 9, en het onderwerp van dit deelrapport: 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 Kruibeke, Kruibeekse Kreek en Zennegat. Monitoring in deze gebieden was echter nog niet aan de orde in 2016. Deze gebieden zullen pas vanaf 2017 opgenomen worden in de rapportage.

De monitoring in **Lippenbroek** loopt intussen reeds 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.

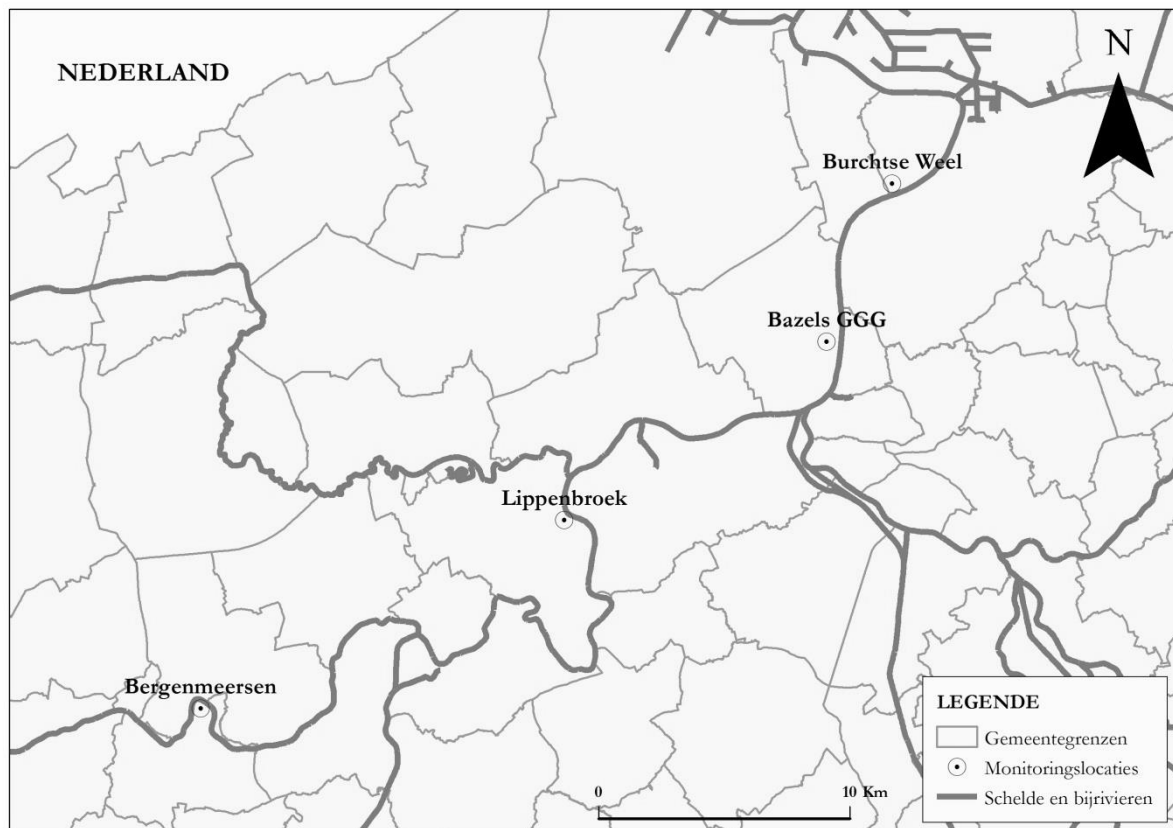
In 2010 werd de monitoring van de aantakking **Burchtse Weel** toegevoegd aan het OMES programma. Deze aantakking werd als mitigerende maatregel in het kader van de Oosterweelverbinding door W&Z gebouwd in opdracht van BAM.

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 Kruibeke 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.

De monitoring van Burchtse Weel, Bergenmeersen en Bazel 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 W&Z, wenste W&Z 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 beperkte projectmonitoring uitgevoerd.



Figuur 1-1 Situering van de monitoringsgebieden langs de Schelde

1.2 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 ecosysteefuncties 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 ecosysteefuncties van schorren te herstellen (Williams and 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

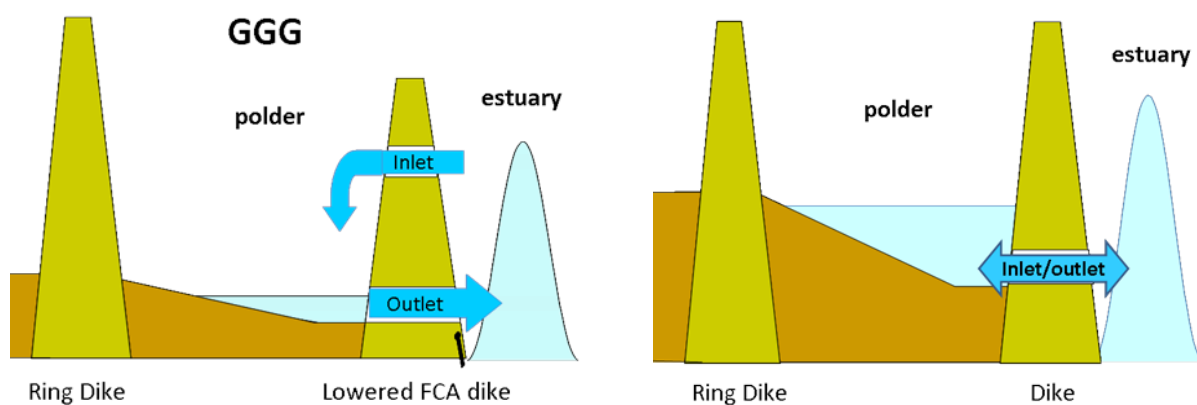
Water Level; MHWL) veel sterker toegenomen vergeleken met de Belgische kustzone (resp. 1,5 en 0,3 m) over de laatste 100 jaar (Temmerman et al., 2004b). In de 20^e eeuw is de relatieve oppervlakte aan intertidale gebieden verminderd met ongeveer 20% (Meire et al., 2005).

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).

1.3 VERSCHIL KLASSIEK GGG (LIPPENBROEK) EN AANTAKKING BURCHTSE WEEL

Lippenbroek, Bergenmeersen en Bazel zijn GGG's: gebieden met gecontroleerd gereduceerd getij (Figuur 1-2). 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 doodtij behouden. Bij doodtij komt er nauwelijks water in een GGG, bij springtij veel. Het springtij-doodtij 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 1-2). In Burchtse Weel wordt hierdoor de tijhoogte en de tijamplitude amper gereduceerd. Verschil tussen springtij en doodtij 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.



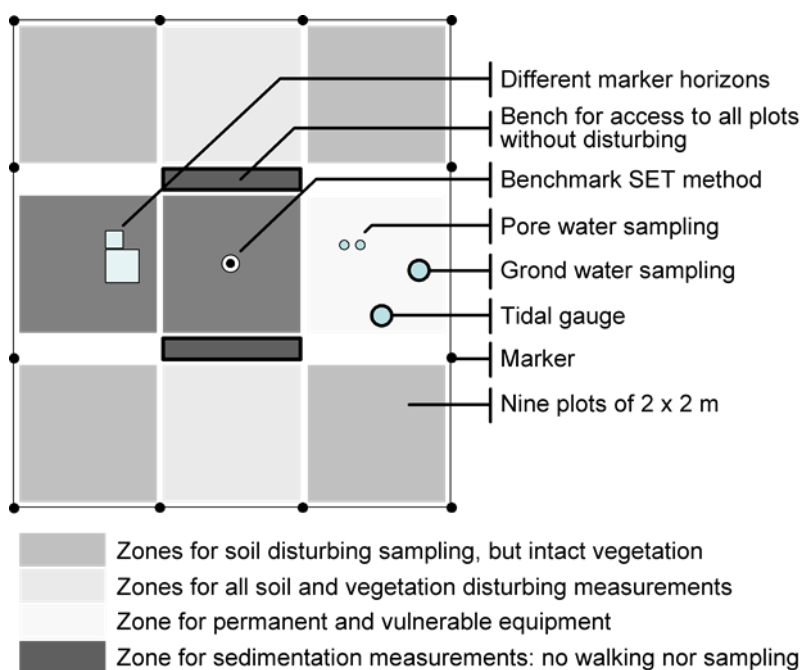
Figuur 1-2 Links: Sluisprincipe bij een GGG (Lippenbroek, Bergenmeersen, BGGG); Rechts: Sluisprincipe bij de aantakking Burchtse Weel

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 vastgeklemd 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 geopteerd om elke twee maanden een meetsessie in te lassen. Een hogere frequentie voegt wetenschappelijk weinig extra's toe, terwijl door een te lage meetfrequentie seizoenale verschillen 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 te voren 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 bodemoppervlaktehoogte 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 kombegrend vermogen van de GGG's niet verloren mag gaan. Ook voor fauna en flora zijn voldoende lage sedimentatiesnelheden van belang.



Figuur 2-2: 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.

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 slik 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.



Figuur 2-3: Markerpaal te Burchtse Weel

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. Seizoensale 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 te voren 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 zowel Bergenmeersen als in de Bazelse Polder. 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 - Figuur 2-5) of met een Total Station (Lippenbroek). Hierbij wordt de hoogte van de talweg elke paar meter bepaald, tenzij de kreek sterk kronkelt. Dan worden kleinere afstanden tussen de punten genomen. De talweg 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 talweg te bepalen werd voor de Bazelse Polder 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.

De berekening voor de dwarsdoorsnede wordt gedaan met behulp van de formule die een halve ellips beschrijft. Vandenbruwaene et al, 2012 toonde immers aan dat dit een goede benadering is van de werkelijke dwarsdoorsnede van krekken in het GGG Lippenbroek. Voor deze berekening 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 talweg. De resultante hiervan is de kreekdiepte.

In Burchtse Weel tenslotte wordt noch de evolutie van de krekkenstelsel noch de morfologie van krekken 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.



Figuur 2-5: Opmeten van de talweg met een RTK-GPS te Bergenmeersen

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 hoogtekartaart van het Lippenbroek gemaakt worden.

2.3 TIJMETERS

Omdat de beoogde springtij-doodtij variatie essentieel is voor een rijk en divers intertidaal ecosysteem, moet het getij zeer nauwgezet opgevolgd worden in de verschillende GGG's. De monitoring van het getij moet enerzijds toelaten de modellen om waterstanden in een GGG te voorspellen, te valideren en te verbeteren. Anderzijds maakt een zeer gedetailleerde opvolging van de waterstand het mogelijk verbanden te leggen tussen overstromingsduur, -frequentie en -hoogte en tal van ecologische factoren. Daarom werden in alle GGG's permanente meetpunten opgezet, die elke 5 minuten de waterstand registreren.

De registratie van de waterstand wordt uitgevoerd met een automatische logger, van de merken: "Diver", "Troll" of "Keller". Elke logger is ca 0.50 m onder het maaiveld opgehangen in een geperforeerde PVC buis, 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 met Total Station (Lippenbroek) of RTK-GPS (Bergenmeersen en Bazelse Polder) ingemeten.

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 (Bazelse Polder, Bergenmeersen, Lippenbroek en Burchtse Weel) 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 ('polygonen') 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 polygonen worden nadien in ArcMap, met behulp van de meest recente orthofotomozaïek (middenschalig), gedigitaliseerd.

Naast dominanties worden voor het Bazels GGG, Bergenmeersen, Burchtse Weel en Lippenbroek ook soortenlijsten per polygoon bijgehouden. Verder wordt ook steeds per polygoon de gemiddelde vegetatiehoogte ingeschat.

2.5 BIOTISCHE PARAMETERS: BENTHOS

Om de benthossamenstelling 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

De Bulk densiteit wordt opgevolgd op alle vaste meetlocaties in de GGG's. Stalen worden genomen op PQ's 1 t.e.m. 6 (Figuur 2-1) met behulp van kleine Kopecky-ringen. Deze ringen worden voorzichtig in de grond geduwd tot er net een centimeter van de bodem boven de ring uitsteekt. Vervolgens wordt de ring voorzichtig uit de grond gegraven en worden de delen van de bodem die boven en onder de ring uitsteken voorzichtig afgesneden, parallel met de randen van de Kopecky-ring. De resterende inhoud van de ring wordt vervolgens in plasticen potjes overgezet en afgesloten met een deksel. Daar de ringen een vast volume hebben kan hierdoor gemakkelijk de bulk densiteit van de bodem gemeten worden. In het labo worden vervolgens de Kopecky-stalen en de potjes gemeten op een nauwkeurige balans. 10 lege potjes worden vervolgens tevens ingewogen en het gemiddelde gewicht van deze wordt afgetrokken van de gewichten van de Kopecky-stalen. Zo bekomt men het nat gewicht van de

stalen. Vervolgens worden de Kopecky-stalen enkele weken in een droogstoof bij 70°C gestockeerd tot alle water uit de stalen verdwenen is. Opnieuw wordt de inhoud gewogen, waaruit het drooggewicht van de stalen kan berekend worden. Kopecky-ringen worden genomen in het Bazels GGG, Bergenmeersen, Burchtse Weel, Lippenbroek en de respectievelijke referentiesites.

2.6.3 Bodemchemie

Te Lippenbroek wordt tevens de bodemchemie gedegen opgevolgd. In het GGG worden op 13 sites stalen tot 15 cm diepte genomen met een bodemboor (Ø 1 cm). Deze stalen worden vervolgens 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 (pH-H₂O en pH-KCl) werd gemeten in het supernatant van de bodemextractie met gedestilleerd water (Houba et al., 1989). Daarna werd delta-pH berekend uit pH-KCl minus pH-H₂O. 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 Na₂CO₃ 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 %

2m ²	100%
1m ²	25%
100x50cm	12,50%
100x25cm	6,25%
50x50cm	6,25%
50x25cm	3,10%
25x25cm	1,50%
20x20cm	1%

Ook te noteren:

- Vaucheria
- Naakte bodem
- Strooisel (litter)
- Gem. vegetatiehoogte

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 meer dan 10 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)

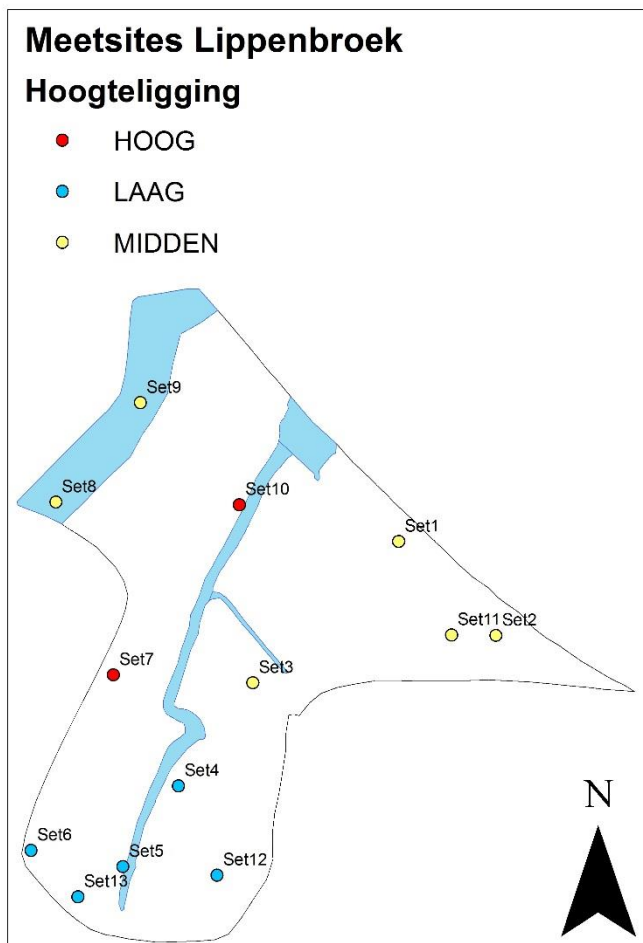
De opvolging van de heersende sedimentatieprocessen vereist bijzondere aandacht. Intensieve opvolging van de sedimentatieprocessen zijn niet enkel vanuit een ecologische benadering relevant, het is ook voor het veiligheidsaspect cruciaal. De komberging van het GOG-GGG mag immers niet verloren gaan. Daar 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 feedback mechanisme 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		
Debieten 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, metalen, 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)		3x/jaar

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

3.3 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

3.3.1 Materialen en methoden

Sinds 2006 worden de sedimentatie- en erosieprocessen opgevolgd via enerzijds korte termijnmetingen en anderzijds lange termijnmetingen. Korte termijnmetingen omvatten metingen over 1 of twee getijdencycli (eb-vloed), terwijl de lange termijnmetingen meerdere cycli (inclusief spring- en doottij) behelzen.

3.3.1.1 Korte termijnmetingen

Tot 2008 werd gebruik gemaakt van zowel sediment traps (ST's) als siphon samplers (SS's). Via SS's kan bij instroom de concentraties aan zwevende stof in de waterkolom bepaald worden. ST's (ongeveer 50 stuks) werden dan weer gebruikt om gedurende 1 of 2 getijdencycli sediment te vangen en alzo een beeld te geven van de ruimtelijke spreiding van sedimentafzetting in het gebied. SS metingen worden niet meer uitgevoerd, maar ST metingen zijn opgenomen in de OMES monitoring en worden uitgevoerd bij elke getijdenmeting. Deze korte termijnmeting omvat metingen tijdens zowel spring- als doottij gedurende twee opeenvolgende getijcycli op strategische locaties verspreid over het gebied.

In 2016 werden tweemaal sediment traps uitgelegd op de vaste locaties. Eenmaal tijdens de 26-uursmeting op 17 en 18 augustus, en eenmaal tijdens de 13-uursmeting op 6 oktober. Tussen de plaatsing en ophalen van de traps zaten in beide gevallen twee getijcycli. Het maximale hoogwaterniveau van de Schelde ter hoogte van Sint-Amands (www.waterinfo.be) bedroeg voor de 26-uursmeting 5.81 m TAW, terwijl het hoogwater tijdens de 13-uursmeting op maximaal 5.23 m TAW afklopte. Het hoge tij tijdens de 26-uursmeting zorgde ervoor dat op de meeste locaties sediment werd afgezet op de ST. Op slechts 4 locaties werd geen sedimentafzet waargenomen. Het minimumgewicht aan afgezet materiaal bedroeg 0.07 g per ST, terwijl er maximaal 129.06 g werd afgezet. Gemiddeld genomen werd er echter 13.73 g aan sediment afgezet op elke ST tijdens de 26-uursmeting. Helemaal anders waren de gegevens van de 13-uursmeting van oktober. Het voorspelde getij viel toen immers met (5.23 m TAW) heel wat lager uit dan voorspeld (met name 5.42 m TAW), waardoor er slecht 6 sediment traps sediment afzet kenden. Er werd minimaal 0.16 g afgezet, terwijl de maximale afzet zich rond 16.22 g situeerde. Het gemiddelde aan afgezet sediment lag drastisch lager vergeleken met de 26-uursmeting van augustus, met slechts 0.59 g afgezet sediment.

De tot op heden waargenomen sedimentaccumulatie vertoont geen duidelijke trend. Over het algemeen kan gesteld worden dat er meer sediment afgezet wordt op de lager gelegen locaties, al is de waargenomen variatie te groot om hieruit voor een monitoringsjaar eenduidige conclusies te kunnen trekken.

3.3.1.2 Lange en middellange termijnmetingen

Onder lange termijnmetingen verstaan we de opnames van kreekmorfologie en het platform 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 diepere, bredere en 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. Daarnaast werd van nieuwgevormde kreken ook de thalweg ingemeten, waarbij geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt. Eenmaal per drie jaar

wordt tevens de hoogte van het hele gebied opgemeten met een Total Station. Hierbij wordt de hoogte bepaald door transecten met tussenafstanden van 10 meter tussen de opeenvolgende punten op te meten. 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 deze herkenbare horizont (witte klei of metalen plaatje) op 25 vaste meetlocaties opgevolgd. Met behulp van deze MH's kan de hoeveelheid afgezet sediment opgevolgd worden, en in combinatie met SET metingen, kan de bewegingen van de onderliggende grondlagen (zoals zwellen en inklinken) gedetecteerd worden. Dergelijke bewegingen zouden met enkel SET-metingen niet opgemerkt worden. MH's kennen echter een beperkte nauwkeurigheid en worden bijgevolg slechts eenmaal per jaar opgemeten. SET-metingen kennen dan weer een intensievere opvolging, met elke 2 maanden een meetcampagne op 13 vaste meetlocaties in het Lippenbroek zelf en 3 op de referentiesites van het aangrenzende schor. De nauwkeurigheid van deze meetmethode is erg hoog (2 mm nauwkeurigheid), wat maakt dat deze methode een geschikte methode is om hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak op relatief korte termijn te detecteren.

Sinds 2010 was geen enkele SET-locatie meer gelegen in een slikzone, dit wil zeggen vegetatievrij en daarenboven ook nog eens droogvallend bij laagwater. Om toch een volledig 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.

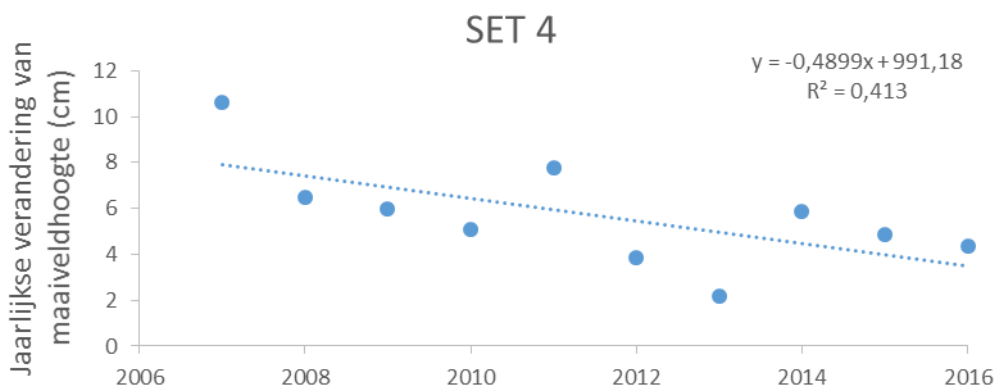
3.3.2 Resultaten en discussie: SET-metingen

De hoogteverandering berekend via de SET-methode varieerde in 2016 voor de verschillende SET-locaties tussen de -2.1 en +4.4 cm, met een gemiddelde van +2.3 cm. Deze sedimentaccumulatie ligt iets lager vergeleken met het voorgaande jaar (-0.1 en +4.9 cm, gemiddelde = +3.0 cm), maar blijft merklijker hoger vergeleken met de jaren 2012 en 2013, toen de hoogst opgemeten waarden resp. +3.8 en +2.7 cm bedroegen, met een gemiddelde waarde van resp. +1.6 en +0.6 cm.

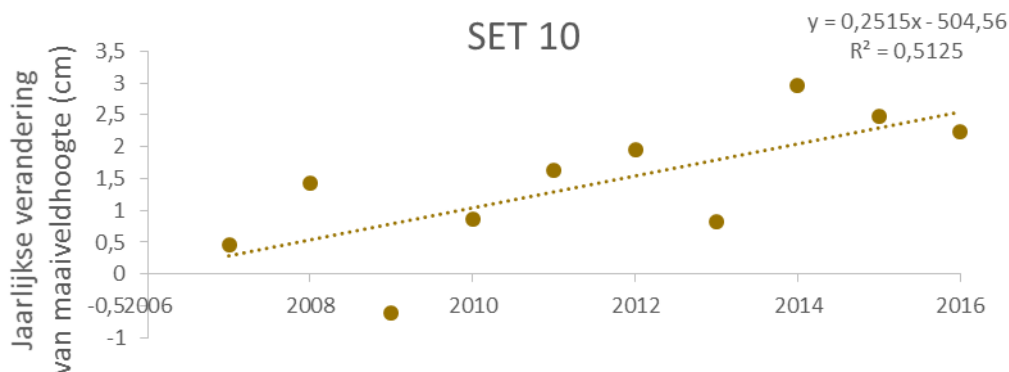
Als gekeken wordt naar de jaarlijkse sedimentafzet per locatie door middel van een regressieanalyse is de variatie tussen de verschillende jaren meestal te groot om mooie patronen te ontwaren. Tendensen voor SET 4, een initieel laaggelegen site en voor SET 10, een initieel hooggelegen site zijn wel waarneembaar. Zo nam de toename in maaiveldhoogte voor SET 4 af doorheen de jaren (Figuur 3-2). Een omgekeerd patroon wordt waargenomen voor SET 10, dat de eerste jaren nauwelijks ophoogde, maar de laatste jaren wel hogere sedimentatiesnelheden kende (Figuur 3-3). Wellicht is dit het gevolg van de wijzigende morfologie van het gebied doorheen de jaren. Zo zijn de meeste lager gelegen locaties gaandeweg hoger komen te liggen, maar aangezien het volume aan binnenkomende Scheldewater nauwelijks wijzigde, overstroomden de hoger gelegen sites, zoals SET 10, nu frequenter (Oosterlee et al, 2017).

De egalisering van het Lippenbroek is ook duidelijk merkbaar indien naar de evolutie van de platformhoogten van de diverse SET-locaties gekeken wordt (Figuur 3-4). Zo zijn tegen eind 2016 8 van de 13 SET's rond een hoogte van 3.00 m TAW komen te liggen, terwijl de initiële hoogteligging van deze SET's bij de opstart in 2006 varieerden tussen 2.40 en 3.00 m TAW. De overige 5 SET's kenden andere evoluties, welke diverse redenen hebben. SET 7 en SET 10 zijn twee hooggelegen sites, die bij de opstart reeds boven 3.10 m TAW gelegen waren. Zij kenden dus initieel lagere sedimentatiesnelheden, die echter door het initieel sneller ophogen van de andere sites, de laatste jaren is toegenomen. SET 8 en SET 9 zijn gelokaliseerd in een getijdexpoel die echter slecht draineert en vult. De afstand die het water moet afleggen tussen sluis en getijdexpoel is groot, waardoor

vermoedelijk maar relatief weinig sediment wordt afgezet op beide locaties. Tot slot gedraagt ook SET 3 zich anders. Zo kent deze, ondanks dat het een initieel hooggelegen site was, toch een erg sterke sedimentatie. De exacte reden hierachter is momenteel niet duidelijk en kan gebonden zijn aan verschillende factoren zoals de korte afstand tot de hoofdkreek en de daaraan gekoppelde grovere korrelafzet en de langere overstromingsduur.

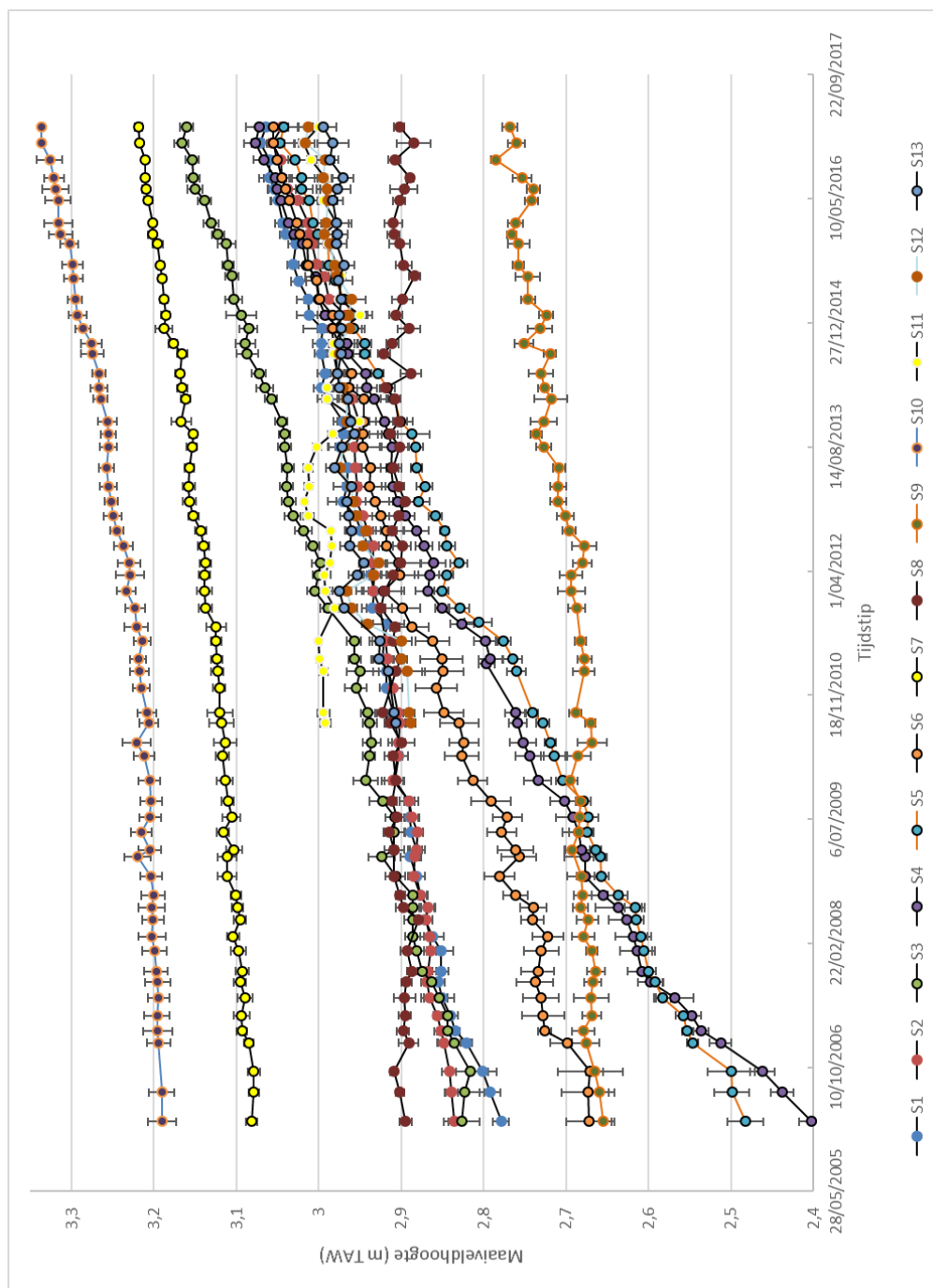


Figuur 3-2: Evolutie van de toename in maaiveldhoogte doorheen de jaren voor SET 4 te Lippenbroek

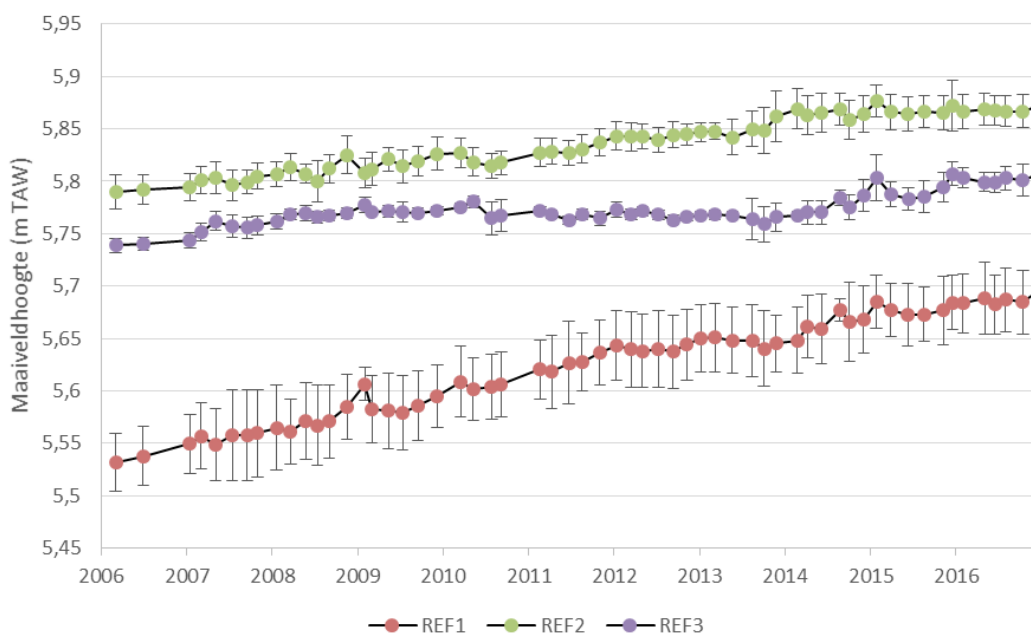


Figuur 3-3: Evolutie van toename in maaiveldhoogte doorheen de jaren voor SET 10 te Lippenbroek

De referentiesites kenden dan weer ophogingen variërend tussen de -0.1cm en de +1.0cm. Voor zowel REF 1 (+0.7 cm) als REF 2 (-0.1 cm) lag de opgemeten ophoging onder het gemiddelde berekend voor de periode 2007-2015 (resp. $+1.6 \pm 1.3$ cm en $+1.0 \pm 0.7$ cm). REF 3 hoogde dan weer meer dan gemiddeld op in 2016, met name +1.0 cm, terwijl het gemiddelde voor de periode 2007-2015 afklopte op $+0.7 \pm 1.2$ cm. De relatieve hoge standaarddeviaties suggereren dat er een grote variatie in sedimentafzet tussen de verschillende jaren is. Dit wordt bevestigd aan de hand van de regressieanalyses, waarbij erg lage R^2 -waarden worden opgetekend. Een duidelijk patroon in sedimentafzet doorheen de jaren tekent zich voor geen van de drie referentiesites af.



Figuur 3-4: Evolutie van het platformhoogte op de 13 SET-locaties te Lippenbroek sinds de start van de metingen in 2006.



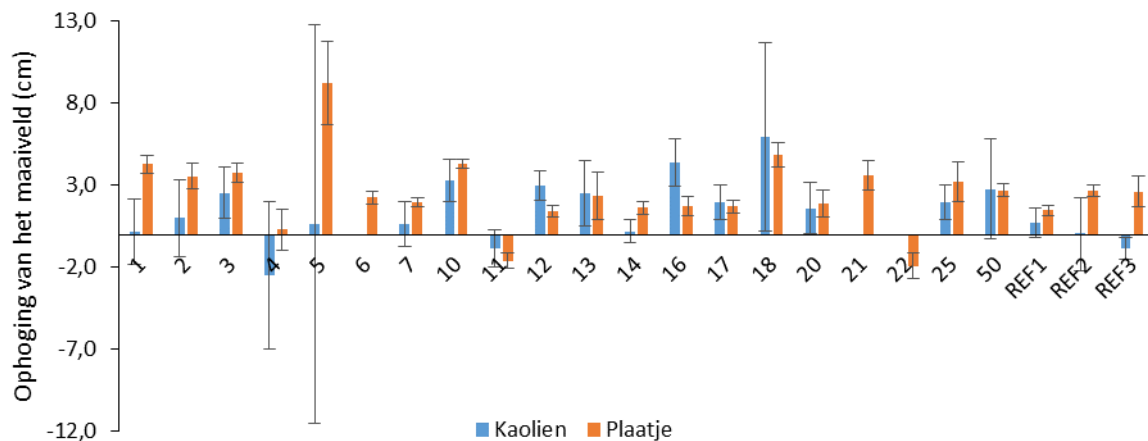
Figuur 3-5 Evolutie van de platformhoogte op het aanpalende referentieschor in de periode 2006 – 2016

3.3.3 Resultaten en discussie: Marker Horizons

Naast de gegevens gegenereerd door de tweemaandelijks SET-metingen wordt ook een jaarlijkse opmeting van de Marker Horizons (MH's) uitgevoerd. Marker Horizon 1 t.e.m. 13 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. Zoals reeds eerder vermeld wordt er gebruik gemaakt van twee types MH's; een kaolienkleilaag en een metalen plaatje. De resultaten voor de opmetingen met bijbehorende standaarddeviaties van beide worden weergegeven in Figuur 3-6.

Wat meteen opvalt, is de hoge standaarddeviatie voor de Kaolien MH te SET 5. Dit valt te verklaren door de ligging van deze MH. Deze bevindt zich immers op de rand van de grote kreek, waardoor er grote verschillen tussen de onderlinge metingen ontstaan. De Marker Horizons te Lippenbroek kenden in 2016 een gemiddelde ophoging van 1.5 cm voor de kaolienkleilaag, terwijl een ophoging met gemiddeld 2.6 cm werd genoteerd indien het metalen plaatje bemonsterd werd. De resultaten verkregen via beide typen Marker Horizons vertonen een duidelijke discrepantie. De resultaten van het plaatje zijn het meest vergelijkbaar met de resultaten verkregen via de SET-methode (zie Resultaten en Discussie: SET-metingen), de resultaten van de Kaolienkleilaag scoren beduidend lager. Een aannemelijke oorzaak is niet meteen voorhanden. Wel valt te noteren dat de spreiding van de resultaten merkbaar hoger ligt bij metingen uitgevoerd op de kaolienkleilaag (median $\sigma = 1.5$ cm) vergeleken met deze op het metalen plaatje (median $\sigma = 0.6$ cm). Mede daarom wordt in de andere GGG gebieden met metalen plaatjes gewerkt als MH.

Eenzelfde patroon keert terug voor de Referentiesites. Daar werd voor 2016 immers een gemiddelde ophoging van 0.0 cm genoteerd voor de kaolienkleilaag, terwijl het metalen plaatje een gemiddelde ophoging van 2.3 cm kende. Ook hier lag de gemiddelde spreiding van de resultaten veel hoger voor de kaolienklei ($\sigma = 1.3$ cm) versus ($\sigma = 0.5$) voor het metalen plaatje. De gemiddelde ophoging gemeten via de SET-methode (0.5 cm) lag echter wel dicht bij deze opgemeten via de kaolienklei dan bij deze opgemeten via het metalen plaatje.

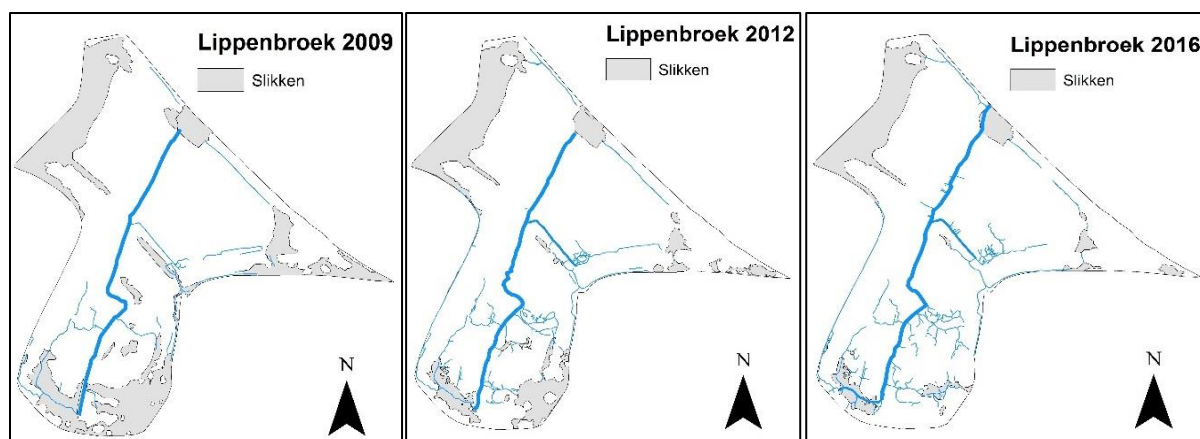


Figuur 3-6 maaiveldophoging op 20 locaties in het Lippenbroek en 3 op het buitendijkse referentieschor voor het monitoringsjaar 2016, gebruik makende van Marker Horizon gebaseerd op een Kaolienkleilaag en een MH op basis van een metalen plaatje.

3.3.4 Resultaten en Discussie: Kreekvorming en kreektransecten

Jaarlijks worden de evoluties van de kreken opgevolgd te Lippenbroek. Bij de opstart van het GGG Lippenbroek in 2006 waren slechts enkele grachten in het gebied aanwezig die als aanzet voor een snel evoluerend krekensysteem moesten dienen. Sinds 2009 wordt jaarlijks de thalweg van alle kreken in het GGG opgemeten. Zo kan een accuraat beeld verkregen worden van de geomorfologische evoluties van het gebied. Binnen de monitoring wordt een kreek gedefinieerd als een insnijding van minstens 10 cm diep ten overstaan van het omgevende platform (binnen een straal van 2 meter) en met een lengte van minimaal 2 meter.

In 2009 waren ten overstaan van de opstart in 2006 reeds heel wat kreekjes bijgekomen in het gebied. De oorspronkelijke grachten in het gebied hadden een totale lengte van 453 meter. De draining density berekend aan de hand de totale lengte van alle kreken samen ten overstaan van de totale oppervlakte van het gebied bedroeg 0.005 m/m^2 . Na drie jaar GGG-werking was de totale lengte aan kreken toegenomen tot 1512 meter (Figuur 3-7), wat neerkomt op een gemiddelde toename met 353 meter per jaar. De daaraan gekoppelde draining density vergrootte verder tot 0.018 m/m^2 . Bij de meting in 2012 was het totale areaal aan kreken verder toegenomen tot een lengte van 2601 meter, wat voor de periode 2009 – 2012 neerkomt op een uitbreiding van het krekensysteem met gemiddeld 363 meter per jaar. Het aantal meter kreek per vierkante meter oppervlakte (draining density) steeg verder tot 0.031 m/m^2 . Voor de periode 2012 – 2016 neemt de uitbreiding sterk af. Zo werd in 2016 een totale lengte van 2864 meter bereikt, wat neerkomt op een gemiddelde toename met 66 meter per jaar voor deze periode. De draining density werd hier op 0.034 m/m^2 berekend. Een dergelijke dichtheid aan kreken is hoger vergeleken met het naburige schor de Notelaer, waar een draining density van 0.0256 m/m^2 berekend werd (Vandenbruwaene et al, 2012), welke sterk gelijkend is aan waarden die in andere estuaria worden aangetroffen (Wallace et al, 2005).



Figuur 3-7: Kreeken en slikken in het Lippenbroek in 2009 (links), 2012 (midden) en 2016 (rechts).

Naast de ruimtelijke evolutie van alle kreeken die doorheen het gebied lopen, worden jaarlijks ook dezelfde transecten nauwkeurig ingemeten met een Total Station (Figuur 3-8). Via deze metingen kunnen vervolgens kreekarakteristieken zoals breedte, diepte en dwarsdoorsnede van de kreeken berekend worden. Na tien jaar intensieve opvolging is het mogelijk om een nauwkeurige evolutie te schetsen van de morfologische veranderingen van de voornaamste kreeken die het Lippenbroek bevoelen.

Figuur 3-9, Figuur 3-10, Figuur 3-11 en Figuur 3-12 beschrijven de evolutie van de hoofdkreek vanaf de start van de monitoring in 2006 tot en met de opmetingen in 2016. Hoewel het steeds dezelfde kreek betreft, treden er toch opvallend verschillende evoluties op tussen de verschillende locaties. Transect 1 (Figuur 3-9) kent aanvankelijk een sterk uitdieping na de inwerkingtreding van het GGG, tot een minimale hoogte van bijna 0.5 m TAW bereikt werd in 2010. Nadien hogde de thalweg gaandeweg terug op tot een hoogte van 1 m TAW bereikt werd in 2016. De hoogteligging van de oeverwallen nam sinds de start van het GGG doorheen de hele periode toe (Figuur 3-16). De verschillen met de uitgangssituatie in 2006 variëren tussen de 5 en de 25 cm, waarbij vooral de initieel lager gelegen oostelijke oever substantieel meer ophoogde dan de reeds hoger gelegen westelijke oever. De breedte van de hoofdkreek op deze locatie nam doorheen de jaren licht af (Figuur 3-15) van 11.5 m naar 11 m. De dwarsdoorsnede tenslotte nam de eerste jaren na de opening sterk toe van 10 m² tot een maximum van 16 m² bereikt werd in 2010. Nadien nam de dwarsdoorsnede lichtjes af om vanaf 2015 rond 12 m² te stabiliseren (Figuur 3-13)

Transect 2 situeert zich 80 meter verder van de sluis dan transect 1, vlak voor een substantiële aftakking van de hoofdkreek (Figuur 3-8). Hoewel beide transecten niet zo ver van elkaar gelokaliseerd zijn, ondergaan beiden toch opmerkelijk verschillende evoluties doorheen de jaren. De thalweg van transect 2 (Figuur 3-10) kwam doorheen de jaren niet lager te liggen, maar bleef op een gelijkaardig niveau liggen. De diepte van de kreek nam echter wel toe (Figuur 3-14), maar kan quasi volledig toegeschreven worden aan het ophogen van de oeverwallen (Figuur 3-16). De oeverwallen kwamen immers gemiddeld 37 cm hoger te liggen in 2016 ten overstaan van het startjaar 2006. De breedte van de kreek bij aanvang van het GGG bedroeg 7.56 m. De daaropvolgende jaren nam de kreekbreedte lichtjes af tot een minimum van 7.19 m bereikt werd in 2014. Nadien nam de kreekbreedte weer toe tot een breedte van 7.84 m opgemeten werd in 2016 (Figuur 3-15). De som van al deze afzonderlijke componenten resulteerde in een lichte toename van de dwarsdoorsnede van de hoofdkreek ter hoogte van transect 2 doorheen de meetcampagnes tot een oppervlakte van 7.89 m² in 2016 (Figuur 3-13). Verder valt ook op te merken dat het diepste punt van de thalweg voor 2016 hier op 1.40 m TAW gesitueerd is, wat een toename van +40 cm is ten overstaan van transect 1.

Transect 5 (Figuur 3-11) situeert zich halfweg de hoofdkreek, voorbij enkele grote zijkreken, maar nog voor de grote bocht die de hoofdkreek maakt. De kreekdiepte nam doorheen de meetperiode geleidelijk toe van 1.21 m tot 1.61 m in 2016 (Figuur 3-14). Net als voor transect 2 is de toename in diepte quasi volledig het gevolg van het ophogen van de oeverwallen en niet door een absolute verdieping (Figuur 3-16). De kreek kent een verbreding van 7.84 m in 2006 tot 8.63 m in 2016 (Figuur 3-15). Netto valt ook voor deze locatie aan de hoofdkreek een toename in dwarsdoorsnede te noteren. Daar waar de dwarsdoorsnede in 2006 nog 4.99 m² bedroeg, nam deze toe tot 7.35 m² in 2016 (Figuur 3-13).

Het laatste transect dat de hoofdkreek omschrijft is transect 6 (Figuur 3-12). Vlak na dit transect splits de hoofdkreek immers op in 2 grotere krekken die zowel het zuidoostelijke als het zuidwestelijke deel van het gebied bevoeien. Hier valt vooral de ophoging van de thalweg ten overstaan van het referentiejaar 2006 van 1.50 m TAW naar 1.90 m TAW op. De diepte van de kreek bedroeg in 2006 1.05 m, waarna de kreek snel ondieper werd in de daaropvolgende jaren. Vanaf 2010 nam de diepte van de kreek opnieuw gestaag toe (Figuur 3-14), vooral onder invloed van het ophogen van de oeverwallen (Figuur 3-16). Deze hoogden gemiddeld genomen op met 28 cm doorheen de meetcampagne. Verder verandert de kreekoever ter hoogte van transect 6 van een flauwe helling naar een quasi loodrechte helling. De evolutie van een flauwe helling naar een quasi loodrechte helling werd verkregen via sedimentatie. Dit uit zich tevens in de vernauwing van de kreek van 8.72 m in 2006 tot 7.17 m in 2016 (Figuur 3-15). Netto tekent zich een lichte afname op van de dwarsdoorsnede van 4.81 m² in 2006 tot 3.68 m² in 2016 af (Figuur 3-13).

Globaal genomen kan gesteld worden dat de hoofdkreek verschillende evoluties onderging naargelang de afstand tot de sluis. Een constante doorheen alle transecten is dat de oeverwallen overal sterk ophoogden met enkele tientallen centimeter sinds de start van de metingen. Verder neemt de hoogteligging van de thalweg ook toe naarmate de afstand tot de uitwateringssluist toeneemt. In 2016 bedroeg deze ter hoogte van transect 1 1.00 m TAW, waarna een toename werd vastgesteld tot 1.90 m TAW ter hoogte van transect 6 dat het eindpunt van de hoofdkreek markeert. De gracht die dienst deed als aanzet voor de hoofdkreek bij de start van het GGG in 2006 kende een diepte van 1.31 m TAW ter hoogte van transect 1, waarna de thalweghoogte toenam tot 1.55 m TAW ter hoogte van transect 6. In 2006 bedroeg het verval van deze gracht 24 cm over een lengte van 327 m, wat neerkomt op een verval van 0.7 mm/m. Voor de situatie in 2016 werd een verval 99 cm bekomen over de totale lengte van de hoofdkreek, waaruit een verval van 3 mm/m kon berekend worden. Het verval van de hoofdkreek nam gedurende de 11 monitoringsjaren dus sterk toe.

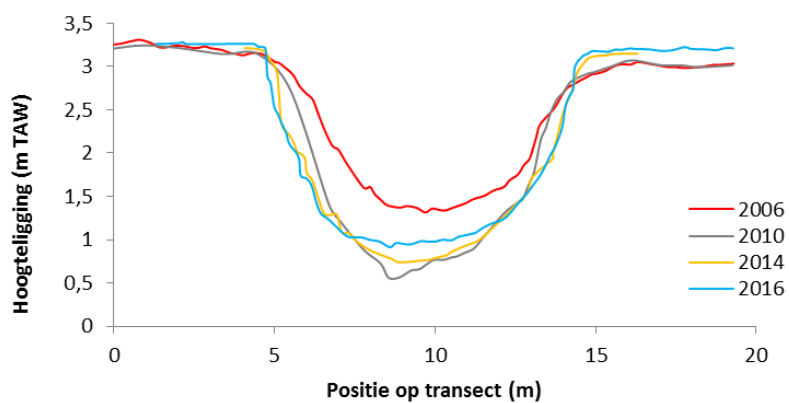
Verder worden in het Lippenbroek jaarlijks transecten door verschillende zijkreken opgemeten (Figuur 3-8). Transect 9 ligt dwars op de kreek die richting de getijdepoel in het noorden gaat en wordt sinds 2009 opgevolgd (Figuur 3-17). In 2009 kende deze kreek nog een verticale diepte van 33 cm. Sindsdien neemt de verticale diepte echter gestaag toe, vooral onder invloed van een stevige ophoging van de oeverwallen, maar evenzeer door het steeds lager te komen liggen van de thalweg. De oeverwallen lagen in 2016 25 tot 35 cm hoger vergeleken met het referentiejaar 2009. De thalweghoogte daalde anderzijds van 2.38 m TAW (2009) naar 2.13 m TAW (2016). Beide factoren resulteerden in een verticale diepte van 83 cm voor deze kreek in 2016. De kreek nam in breedte weinig toe doorheen de jaren. Wel lijkt de kreek zich te verplaatsen doorheen het landschap. De thalweg en de kreekranden schuiven in noordoostelijke richting op.

Helemaal anders verloopt de evolutie van de kreek die beschreven wordt door transect 10 (Figuur 3-18). Daar waar bij de start van de opvolging van dit transect nog een kreek met een verticale diepte van 15 cm lag die mooi visueel gescheiden kon worden van de omgevende oeverwallen, was dit in 2016 geëvolueerd naar een 10 cm diepe kreek met flauwe, zacht-hellende oevers. De thalweg van de

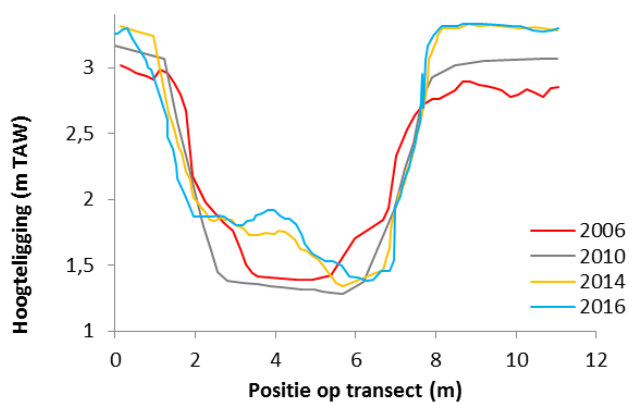
kreek kwam licht hoger te liggen vergeleken met het referentiejaar 2009. Het heeft er alle schijn van dat deze kreek stilaan op aan het sedimenteren is en er wellicht binnen enkele jaren niet meer van een kreek kan gesproken worden. De vorming en opnieuw vullen van kreek met sediment is een van de natuurlijke processen die vaak worden waargenomen in buitendijkse schorren.



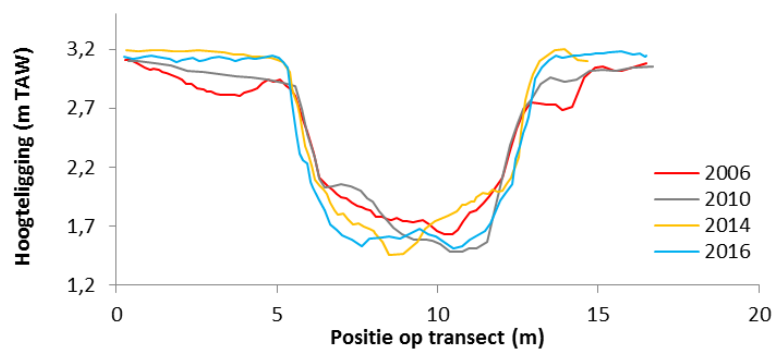
Figuur 3-8: Overzicht van alle kreektransecten die jaarlijks ingemeten worden.



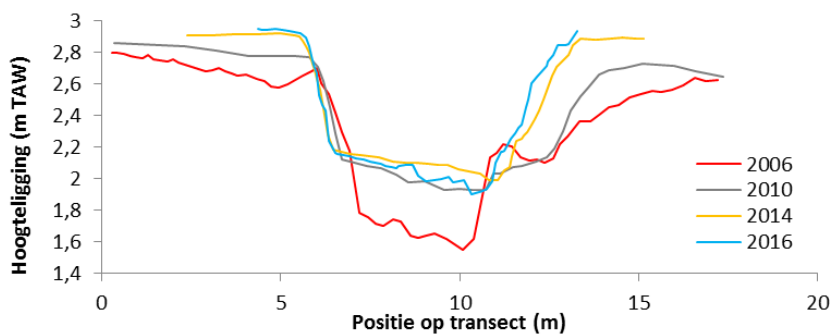
Figuur 3-9: Evolutie van kreektransect 1 te Lippenbroek doorheen de periode 2006-2016



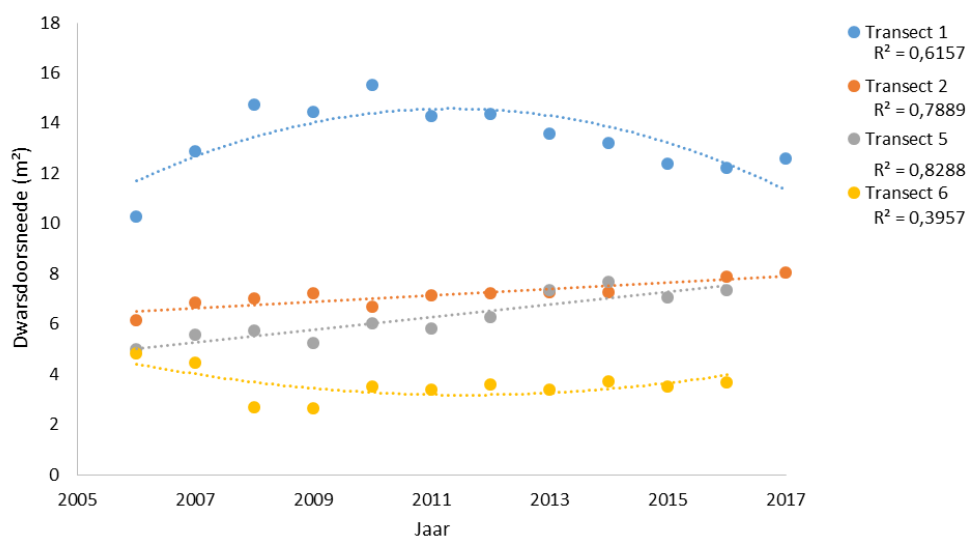
Figuur 3-10: Evolutie van kreektransect 2 te Lippenbroek doorheen de periode 2006-2016



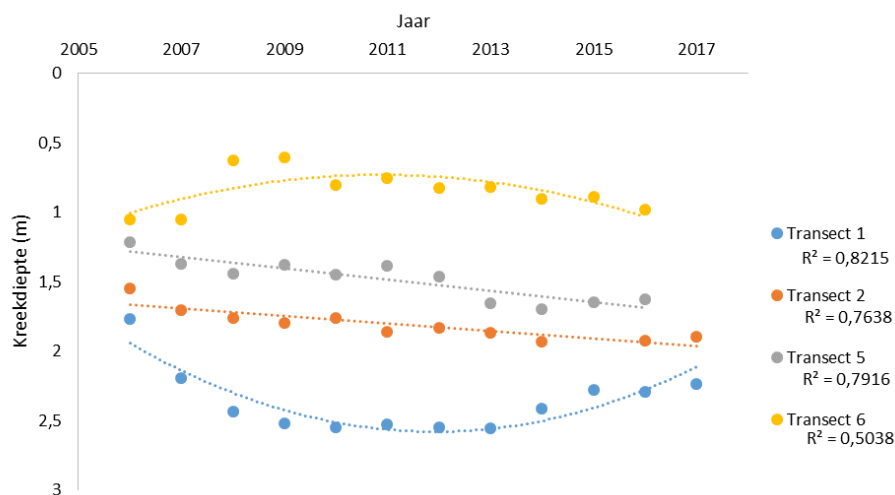
Figuur 3-11: Evolutie van kreektransect 5 te Lippenbroek doorheen de periode 2006-2016



Figuur 3-12: Evolutie van kreektransect 6 te Lippenbroek doorheen de periode 2006-2016

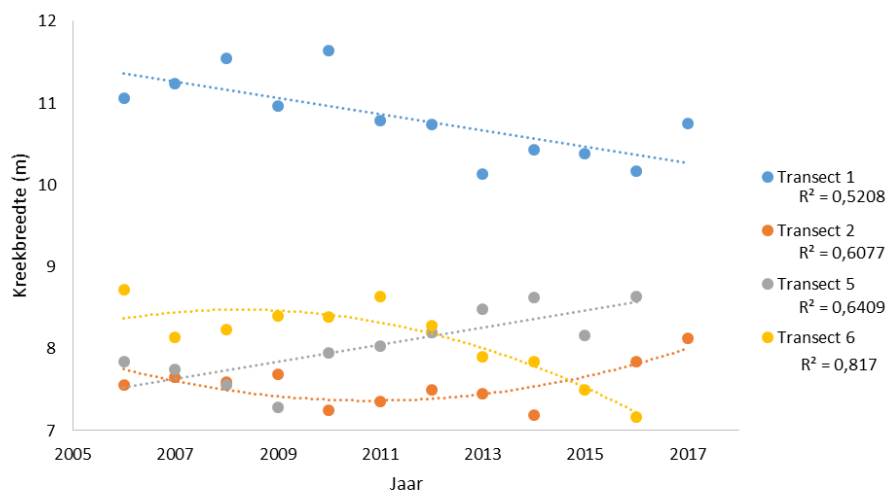


Figuur 3-13: Overzicht van de evolutie van het dwarsdoorsnedeoppervlak in de hoofdkreek op vier verschillende locaties doorheen de periode 2006 - 2016

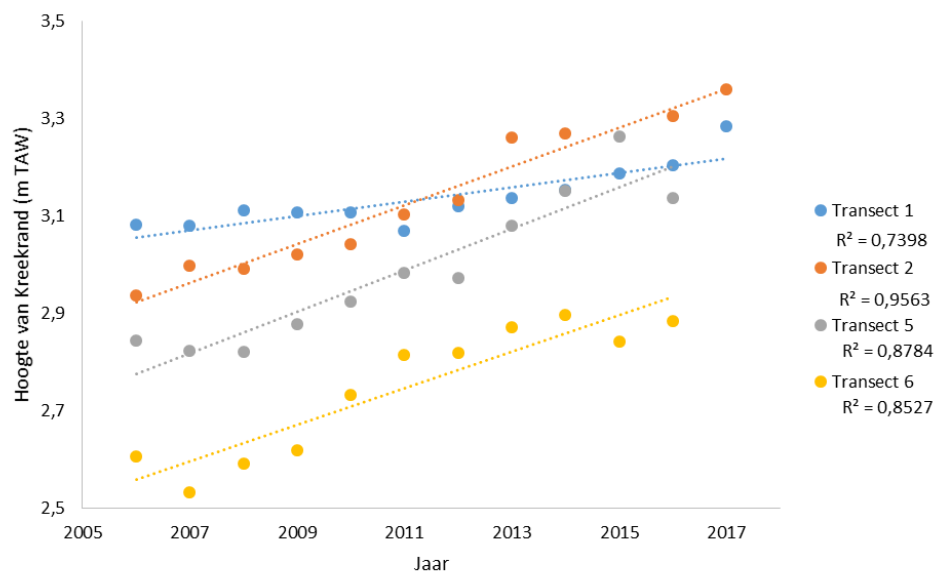


Figuur 3-14: Overzicht van de evolutie van de kreekdiepte in de hoofdkreek op vier verschillende locaties doorheen de periode 2006 - 2016

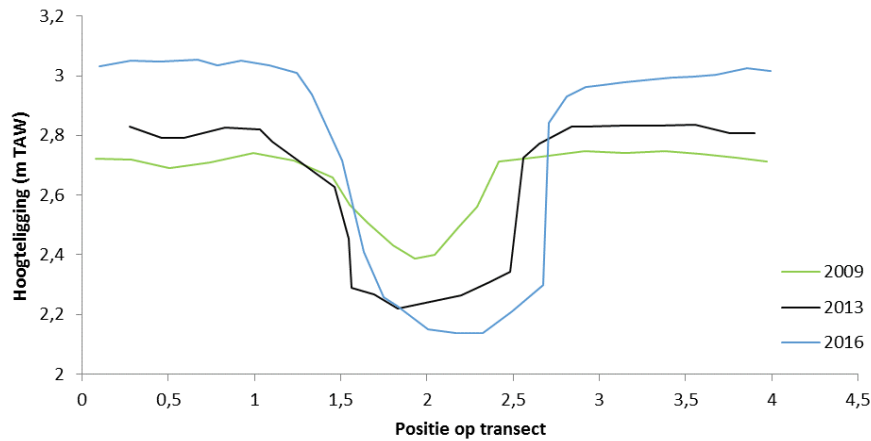
OMES Intergetijdengebieden Lippenbroek



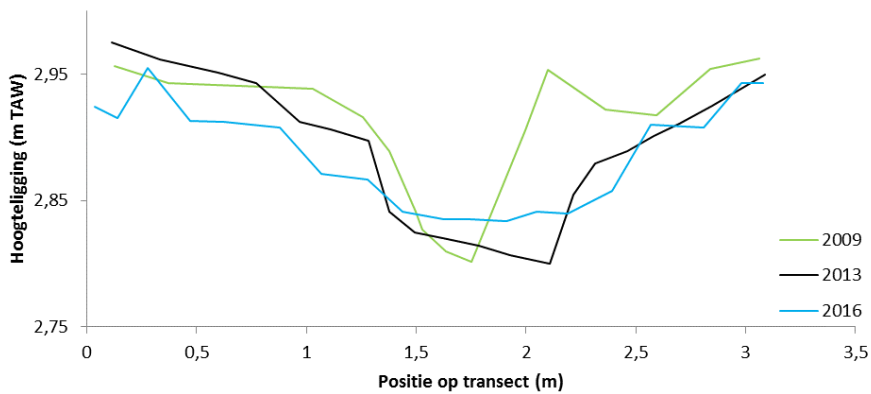
Figuur 3-15: Overzicht van de evolutie van de kreekbreedte in de hoofdkreek op vier verschillende locaties doorheen de periode 2006 - 2016



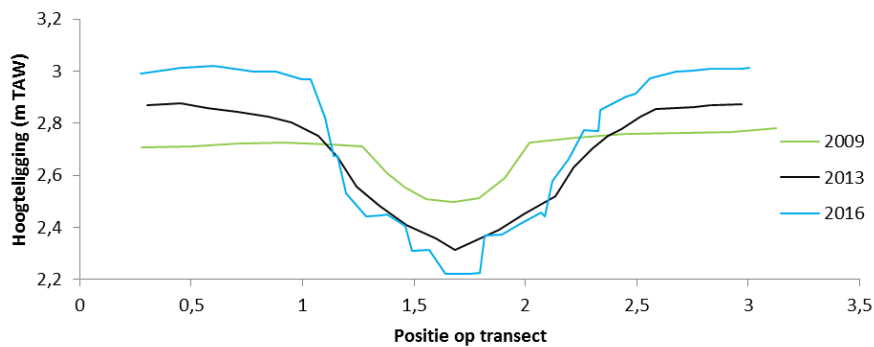
Figuur 3-16: Overzicht van de evolutie van de oeverwalhoogte in de hoofdkreek op vier verschillende locaties doorheen de periode 2006 – 2016



Figuur 3-17: Evolutie van kreektransect 9 te Lippenbroek doorheen de periode 2009-2016



Figuur 3-18: Evolutie van kreektransect 10 te Lippenbroek doorheen de periode 2009-2016



Figuur 3-19: Evolutie van kreektransect 12 te Lippenbroek doorheen de periode 2009-2016

3.4 VEGETATIE

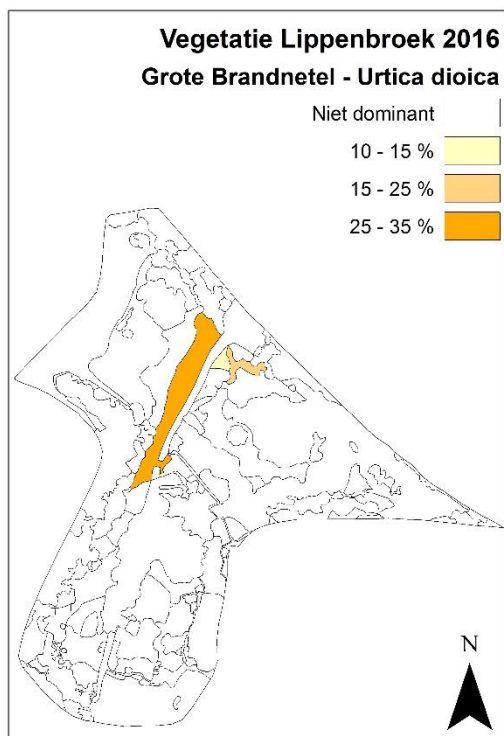
Na de opstart van het GGG in het Lippenbroek in 2006 traden er spontane vegetatieontwikkelingen op. In natuurlijke zoetwatergetijdengebieden worden de kale slikken eerst gekoloniseerd door

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) Waterereprijs *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-ge domineerde 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).

In augustus 2016 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd van het GGG. 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 138 polygonen. De grootte van de verschillende polygonen varieerde tussen 17 en 14323m², met een mediane grootte van 169 m². Tijdens de kartering werden 85 soorten planten waargenomen in het GGG (zie bijlage). 24 van deze soorten werden minimaal eenmaal als dominant aanzien. Het aantal soorten per polygoon varieerde tussen 0 (kale slikken) en 46 soorten, met een mediaan aantal van 10 soorten.

Vergeleken met 2015 werd de vegetatie in 2016 opgedeeld in minder polygonen (138 versus 152), terwijl de gemiddelde polygoongrootte licht steeg (169 m² versus 155 m²). Dit kan wellicht verklaard worden door de sterke uitbreiding van Riet, waardoor enkele polygonen die vorig jaar nog als afzonderlijk herkenbaar waren, in 2016 als een geheel werden ingetekend. In 2016 werden 3 soorten minder als dominant genoteerd ten overstaan van 2015 (n = 27). Het aantal waargenomen soorten was identiek voor beide jaren (n = 85).

Figuur 3-24 geeft een overzicht van het aantal soorten waargenomen per polygoon. De meest soortenrijke stukken zijn het centraal gelegen centrale wilgenbos en de hooggelegen westelijke kreekrand langsheen SET 10. Door het terug schrijden van de nitrofiele brandnetelruigten ter hoogte van SET 10 ontstaan er openingen in de vegetatie die bijgevolg ruimte geven aan heel wat pionierssoorten en kleinere soorten om zich te vestigen, wat een hogere plantendiversiteit ten gevolge heeft. De soortenrijkdom van het centrale gelegen breedbladige wilgenbos is op het eerste zicht opmerkelijk, daar deze quasi dagelijks overstroomd met Scheldewater. Dergelijke stressor kan immers door slechts een kleine selectie soorten goed verdragen worden. Door de getijdewerking zijn echter veel van de wilgen omgevallen, waardoor de wortelkluiten in de lucht steken. Op deze wortelkluiten groeien vervolgens een heel aantal planten die maar zelden overspoeld worden met het Scheldewater. De omgevallen bomen zorgen dus onrechtstreeks voor de creatie van een nieuwe niche waar talloze minder tijgebonden soorten dankbaar gebruik van maken (Figuur 3-21)



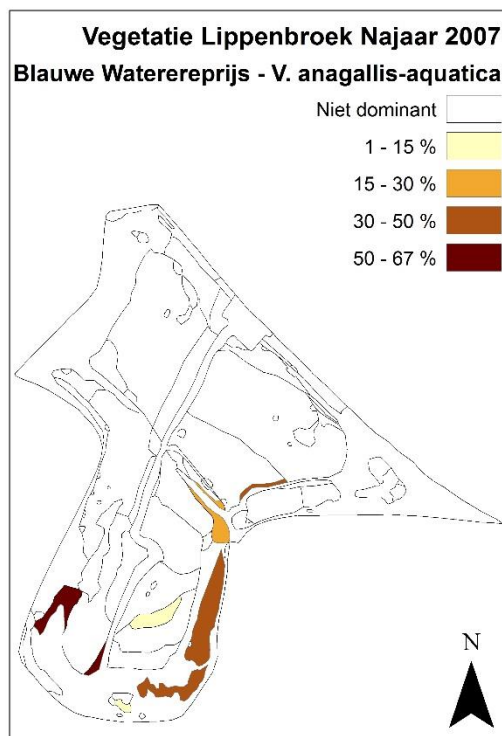
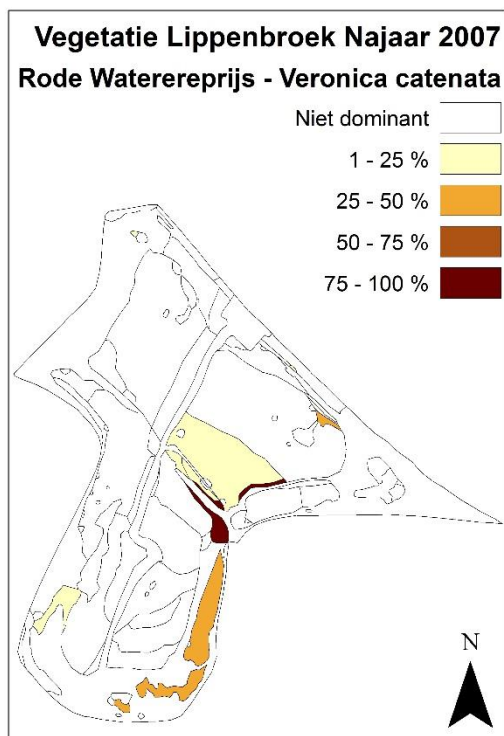
Figuur 3-20: Voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* te Lippenbroek in 2016



Figuur 3-21: De wortelkluiten van omgevallen bomen voorzien in een niche waar planten die getijde niet goed verdragen zich alsnog kunnen vestigen en bestendigen.

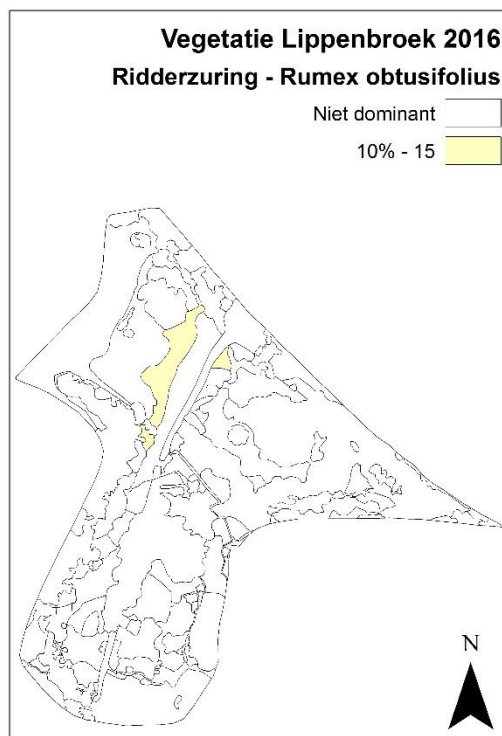
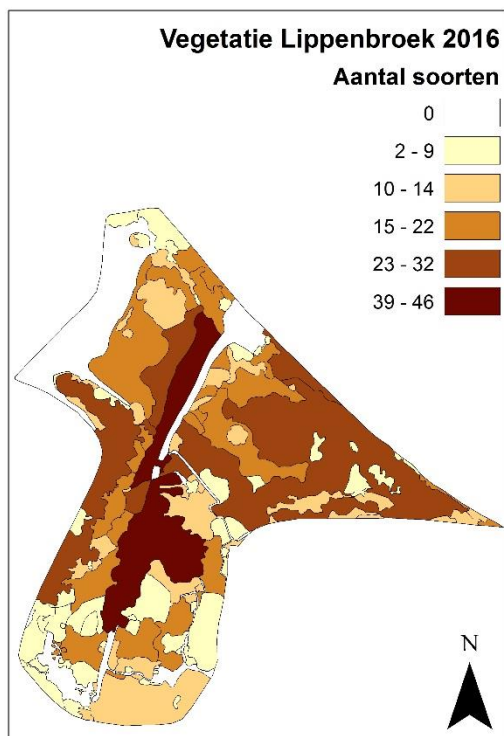
Het aandeel slikken in het Lippenbroek neemt jaarlijks af (Figuur 3-7). Bij de kartering in 2016 werd nog 1.1 ha van het gebied als slik aanzien, wat neerkomt op 13,7% van het Lippenbroek. Grotere slikplaten worden vooral nog waargenomen in de noordwestelijke zijde van het gebied (de zogenaamde getijdepoel), aan de woelkom en rond SET 13.

De oppervlakte aan schorren in het Lippenbroek nam logischerwijs toe doorheen de jaren en bedroeg in 2016 7.1 ha oftewel 86.3% van het gebied. Dominanties van Ruwe Bies *Schoenoplectus tabernaemontani* of andere biesen werd niet waargenomen in 2016. Wel werd de hybride Ruwe Bies met Driekantige Bies *Schoenoplectus x kuekenthalianus* waargenomen op 1 locatie in het GGG. Dominanties van andere pionierssoorten zoals Ridderzuring *Rumex obtusifolius* (Figuur 3-25), Waterereprijs sp *Veronica sp* (Figuur 3-26) en Waterpeper *Persicaria hydropiper* (Figuur 3-27) werden wel vastgesteld. Deze soorten bedekten in 2016 respectievelijk 0.3%, 0.05% en 2.0% van het Lippenbroek. Het voorkomen van door Ridderzuring gedomineerde pionierssituaties is beperkt tot de omgeving van de hoogst gelegen SET 10 (Figuur 3-25 – 2 polygonen). Verder werd de soort wel opgemerkt in 40 polygonen (= 29%), maar veelal met maximaal enkele individuen. Wellicht zorgt de toegenomen overstromingsfrequentie rond SET 10 en het daaraan gekoppelde terug schrijden van brandnetelruigten voor goede vestigings- en uitbreidingsomstandigheden voor de soort. De verspreiding van zowel Rode Waterereprijs *Veronica catenata* als Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica* kent een wisselend verloop doorheen de jaren, met vooral in de eerste jaren na de opstart van het GGG een uitgebreider voorkomen (Figuur 3-22 en Figuur 3-23). Dominanties van één van beide soorten of beide werd in 2016 vastgesteld in 3 polygonen (Figuur 3-26). Waterereprijsen beginnen veelal te domineren op locaties waar zich nog geen andere plantensoorten gevestigd hebben. Daar de meeste locaties in Lippenbroek ondertussen reeds begroeid zijn geraakt, zijn de potentiële locaties voor de vestiging van een van beide soorten sterk afgenomen. Het voorkomen van deze soorten is binnen het GGG dan de laatste jaren ook sterk gebonden aan kreekranden, alwaar de dynamiek geïnduceerd door het water nog hoog genoeg is. Blauwe Waterereprijs werd verder in 29 polygonen (= 21%) opgemerkt, Rode Waterereprijs in 3 (= 2%). Additioneel werden ongedetermineerde planten van één van beide soorten nog opgemerkt in 9 polygonen (=6%). De meest abundante pionierssoort binnen het Lippenbroek GGG is Waterpeper. Dominanties van deze soort werden in 13 polygonen (9%) opgemerkt (Figuur 3-27). De soort werd opgemerkt in het merendeel van de polygonen (94 polygonen – 68%). Daar waar Blauwe Waterereprijs gebonden is aan open plekken waar geen andere hoge plantensoorten domineren, kan dominantie van Waterpeper ook optreden in stukken waar hogere kruiden zoals Grote Kattenstaart, Rietgras en Harig Wilgenroosje veelvuldig aanwezig zijn (Vandenbussche et al, 2002). In dergelijke omstandigheden kan Waterpeper tot 2 meter hoog worden. Opvallend is de clustering van zowel Waterpeper als Ridderzuring langsheen de hoofdgracht nabij de woelkom. Zoals reeds eerder beschreven (zie Resultaten en Discussie: SET-metingen) kent de nabijgelegen SET 10 de laatste jaren een toegenomen overstromingsfrequentie, wat tot een afname van de minder overstromingsresistente vegetatietypen met dominanties van Harig Wilgenroosje *Epilobium hirsutum* (niet meer dominant in 2016) en Grote Brandnetel *Urtica dioica* (Figuur 3-20) leidde. Zowel Waterpeper als Ridderzuring lijken nu deze locaties massaal te koloniseren.



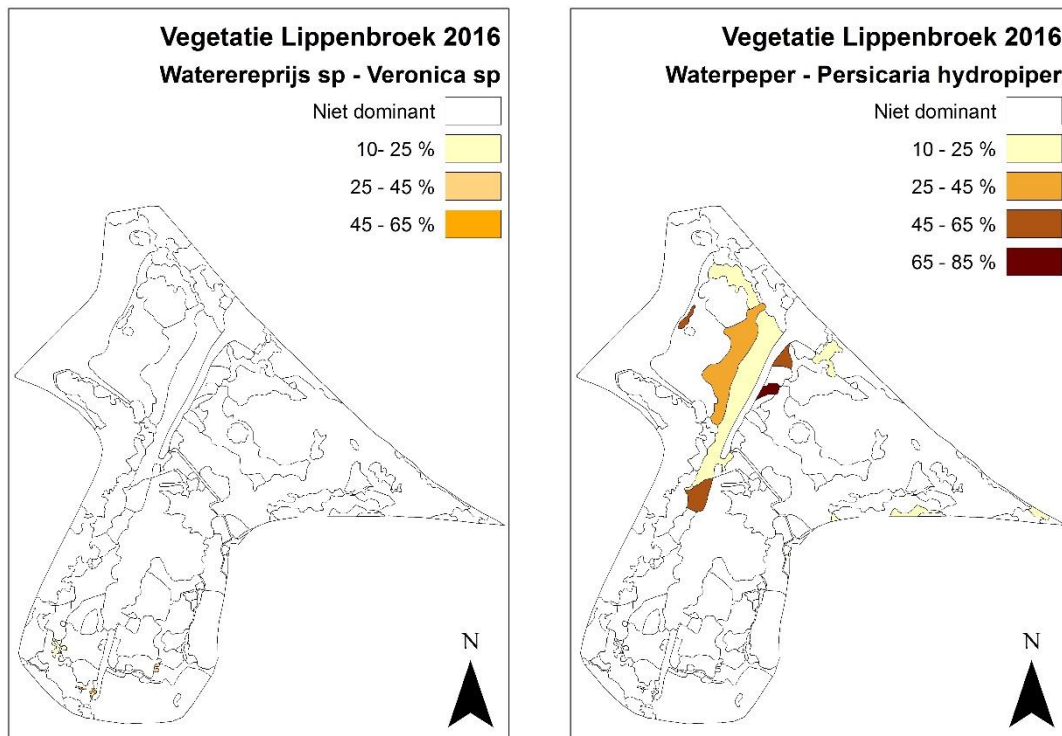
Figuur 3-22 (links): Voorkomen van dominanties van Rode Waterereprijs *Veronica catenata*, najaar 2007

Figuur 3-23 (rechts): Voorkomen van dominanties van Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica*, najaar 2007



Figuur 3-24 (links): Aantal vastgestelde soorten per polygoon voor het Lippenbroek in 2016

Figuur 3-25 (rechts): Voorkomen van dominanties van Ridderzuring *Rumex obtusifolius* te Lippenbroek in 2016



Figuur 3-26 (links): Voorkomen van dominanties van Rode Veronica *Veronica catenata* en/of Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica* te Lippenbroek in 2016

Figuur 3-27 (rechts): Voorkomen van dominanties van Waterpeper *Persicaria hydropiper* te Lippenbroek in 2016



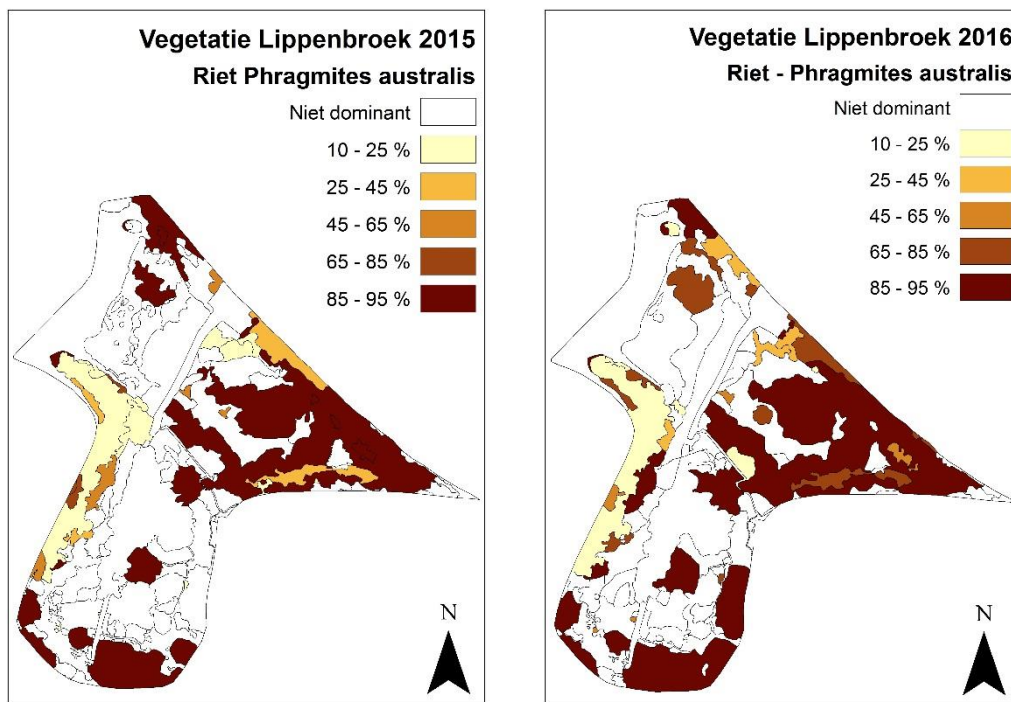
Figuur 3-28: Zicht op het drogere gedeelte langs SET 10. Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* kleurt dit deel van het Lippenbroek roze. Daartussen domineren echter Waterpeper *Persicaria hydropiper* (voorgond, lichtgroen) en Ridderzuring *Rumex obtusifolius*, naast nitrofiële soorten als Grote Brandnetel *Urtica dioica* en Haagwinde *Convolvulus sepium*.

De bedekking van Riet *Phragmites australis* in het Lippenbroek kent een gestage toename. In 2007 waren op slechts enkele plekken clusters met rietdominantie aanwezig, voornamelijk aan de randen van het gebied. De verspreiding van de soort gebeurt hoofdzakelijk via vegetatieve uitlopers. Wanneer de omstandigheden optimaal zijn, kan een rietveld zich tot vijf meter per jaar uitbreiden. De kernen die in 2007 aanwezig waren, kennen jaarlijks een sterke uitbreiding, zodanig zelfs dat in 2016 maar liefst 2.9 ha (= 35.6%) van heel het Lippenbroek bedekt is met de soort. De jaarlijkse uitbreiding die de soort kent is duidelijk waarneembaar indien de overzichtskaarten van 2015 en 2016 met elkaar vergeleken worden (Figuur 3-29 en Figuur 3-30). Zo breidden talloze kernen met enkele meters uit, terwijl andere kernen versmolten tot een groot geheel. Vooral in het zuidoostelijke deel van het Lippenbroek valt dit op. Bij hoge overstromingsfrequenties kunnen rietvegetaties (inclusief eenjarige pioniers) lange tijd stand houden. Het aandeel ruigtekruiden in een rietveld is omgekeerd evenredig met de overstromingsfrequentie. Rietvelden die veelvuldig door getijden overspoeld worden, zijn van nature soortenarm. Dit valt goed op wanneer Figuur 3-24 en Figuur 3-30 met elkaar vergeleken worden. Enkel het grote noordoostelijke gelegen rietveld staat te boek als soortenrijk, maar hier spelen duidelijk oppervlakte- en randeffecten. Indien de overstromingsfrequentie sterk afneemt, treedt er verruiging van het rietveld op en kunnen soorten als Haagwinde en Grote Brandnetel beginnen co-domineren. Op sommige westelijk gelegen locaties is een achteruitgang van het rietareaal op te merken, hetgeen gekoppeld is aan de verwilging van de percelen (Figuur 3-36). De westelijk gelegen percelen zijn topografisch gezien bij de hoogste van het Lippenbroek. Deze percelen overstromen merkelijk minder dan andere percelen in het Lippenbroek. De kale grond aanwezig in het gebied gecombineerd met een lage overstromingsfrequentie voorzagen in de ideale kiemingcondities voor wilg. Het riet dat zich tevens in dit stuk gevestigd had, had tegen 2014 de concurrentiestrijd tegen de alsmaar grote wordende wilgen grotendeels verloren.

Bij de start van de vegetatiemonitoring in 2007 waren op enkele plekken reeds grote wilgen aanwezig. Op andere plekken waren de kiemingscondities geschikt waardoor wilgenzaailingen zich tijdens de eerste jaren konden vestigen. De meeste wilgen verspreiden hun zaad via lucht of water. De uitzondering hierop vormt de Kraakwilg *Salix fragilis*, die gebruik maakt van de gemakkelijk afbrekende takken en twijgen om zich op andere plaatsten te vestigen. De beste kiemingsmogelijkheden voor wilgen liggen in de vroege zomer, wanneer de hoogste waterstanden voorbij zijn. De vestiging en overleving hangt sterk af van het verloop van de waterstanden gedurende het eerste jaar. Hogere waterstanden in juli leiden tot het afsterven van de meeste kiemplanten, vermoedelijk via golfslag en stroming. Het vestigingspatroon van de diverse wilgensoorten wordt verder bepaald door de mate van tolerantie tegen droogte. Schietwilg *Salix alba* bijvoorbeeld verdraagt verdroging veel beter dan Katwilg *Salix viminalis* en Amandelwilg *Salix triandra* (Van Splunder et al, 1996). De determinatie van de verschillende wilgensoorten in het Lippenbroek viel buiten het bestek van de vegetatiekartering. Desalniettemin zou het interessant zijn eens te kijken naar het voorkomen ervan in het gebied.

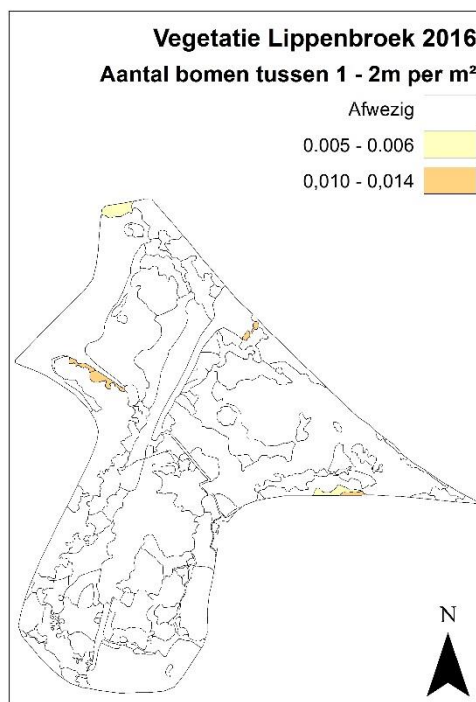
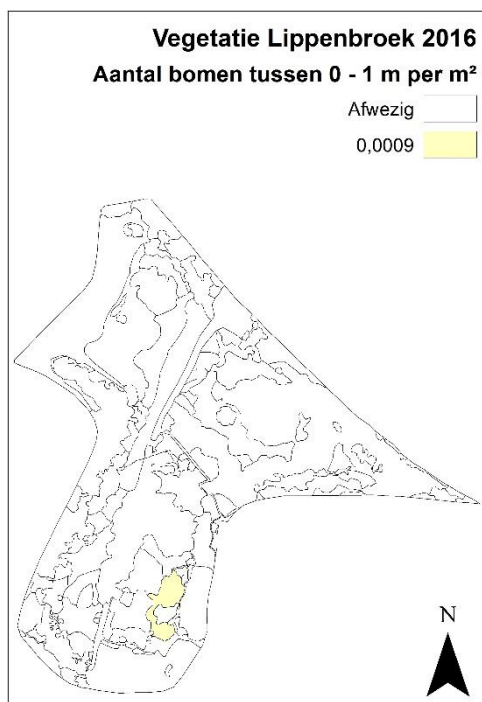
De oppervlakte ingenomen door dominanties van Wilgen bedroeg in 2016 1.2 ha of 15.2% (Figuur 3-36). Verder komen in de overige polygonen ook nog afzonderlijke wilgen voor die echter meestal niet een aparte polygoon toegewezen kregen. In 2016 werd nauwgezet de aanwezigheid van wilgen in kaart gebracht in het Lippenbroek. Bovendien werd elke wilg onderverdeeld in één van volgende 5 hoogteklassen (0-1 m; 1-2 m; 2-4 m; 4-10 m en 10+ m) om zo een idee te krijgen van de evolutie in het aantal wilgen door de jaren heen en de bijhorende vegetatiesuccessie. Bij de opstart van het GGG in 2006 was reeds centraal in het gebied langs de hoofdkreek een clustering van breedbladige wilgen aanwezig. De werken die in het gebied uitgevoerd werden voorzagen echter in de ideale kiemingsomstandigheden van wilgen, met name kale grond die niet dagelijks overspoeld wordt. Met name delen langs de sluis en aan de westelijke zijde van het gebied werden al snel gekoloniseerd door (hoofdzakelijk) smalbladige wilgen. Op deze delen gaat de successie naar een wilgenvaldebos erg snel.

Andere planten worden immers door de snelgroeiende wilgen gemakkelijk weggeconcentreerd. In 2016, na 11 jaar GGG werking zijn veel van de zaailingen uitgegroeid tot grote bomen van bijna 10 m. De densiteit aan wilgen op deze percelen ligt nog steeds erg hoog (Figuur 3-34). Het is wellicht een kwestie van tijd vooraleer een aantal van deze wilgen zullen beginnen omvallen daar ze niet erg diep wortelen. Occasioneel werden reeds hogere wilgen waargenomen (Figuur 3-35). Wat verder opvalt, is dat een centraal gelegen breedbladige wilgenstruweel ook goed vertegenwoordigd is binnen de categorie van 4-10 m. Dit komt voornamelijk door een verschil in groeivorm met smalbladige wilgen, waarbij breedbladige wilgen minder snel in de hoogte en verhoudingsgewijs meer in de breedte groeien. Het voorkomen van wilgen met een hoogte tussen 2 en 4 m te Lippenbroek slaat meestal op solitaire breedbladige wilgen (Figuur 3-33). Verder worden maar weinig wilgen kleiner dan 2 m opgemerkt te Lippenbroek tijdens de kartering in 2016 (Figuur 3-31 en Figuur 3-32). Daar kleinere wilgen moeilijk opvallen in het hoge vegetatie valt niet uit te sluiten dat de aantallen en densiteit licht onderschat worden. Echter kan wel gesteld worden dat de vestiging van wilgen in het Lippenbroek de laatste jaren moeizaam verloopt, wellicht ten gevolge van de afwezigheid van geschikte kiemingsplaatsen in het gebied.



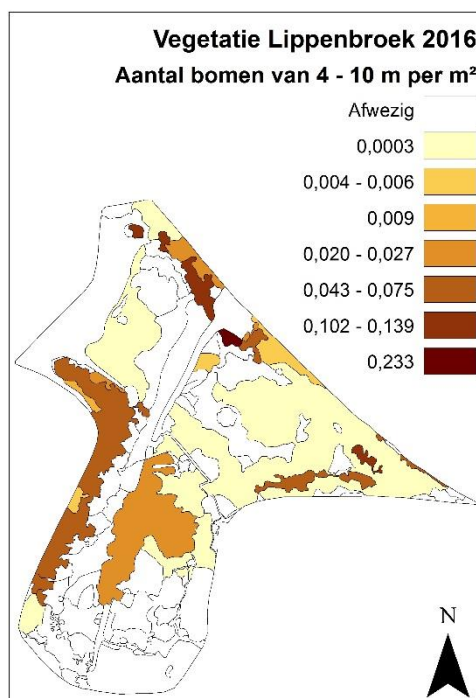
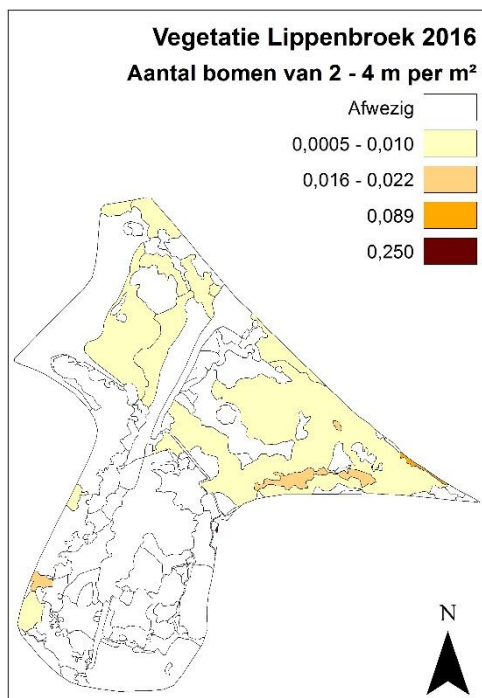
Figuur 3-29 (links): Voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* te Lippenbroek in 2015

Figuur 3-30 (rechts): Voorkomen van dominanties van Riet *Phragmites australis* te Lippenbroek in 2016



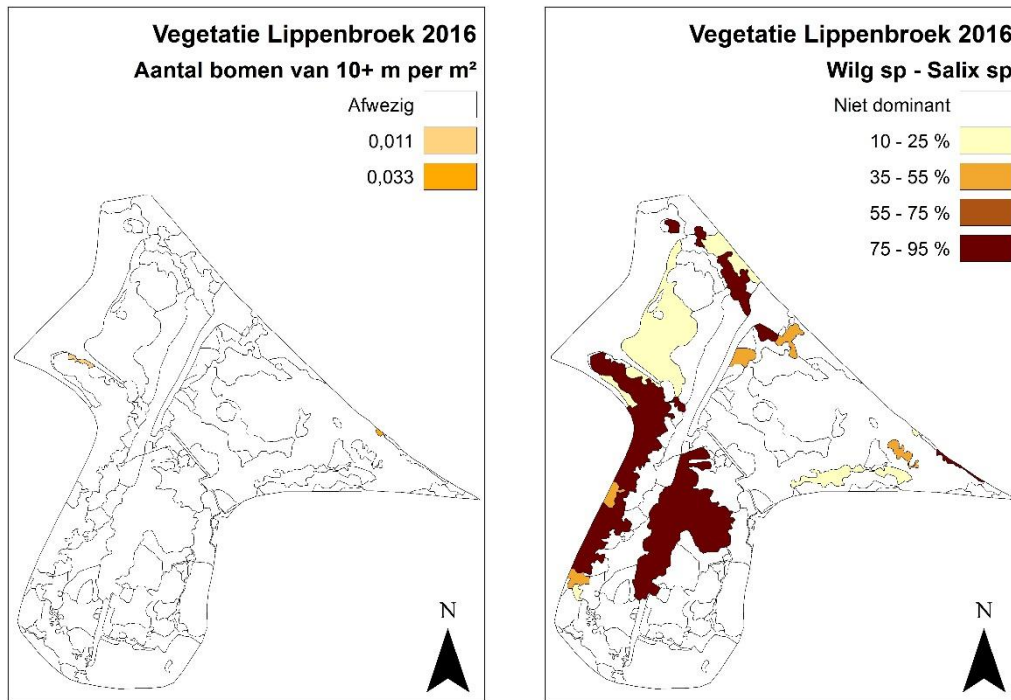
Figuur 3-31 (links): Voorkomen van het aantal Wilgen *Salix* sp met een hoogte 0 - 1 m per polygoon te Lippenbroek in 2016 met een correctie voor de grootte van het polygoon naar vierkante meter.

Figuur 3-32 (rechts): Voorkomen van het aantal Wilgen *Salix* sp met een hoogte 1-2 m per polygoon te Lippenbroek in 2016 met een correctie voor de grootte van het polygoon naar vierkante meter.



Figuur 3-33 (links): Voorkomen van het aantal Wilgen *Salix* sp met een hoogte 2-4 m per polygoon te Lippenbroek in 2016 met een correctie voor de grootte van het polygoon naar vierkante meter.

Figuur 3-34 (rechts): Voorkomen van het aantal Wilgen *Salix* sp met een hoogte 4-10 m per polygoon te Lippenbroek in 2016 met een correctie voor de grootte van het polygoon naar vierkante meter.



Figuur 3-35 (links): Voorkomen van het aantal Wilgen *Salix sp* met een hoogte hoger dan 10 m per polygoon te Lippenbroek in 2016 met een correctie voor de grootte van het polygoon naar vierkante meter.

Figuur 3-36 (rechts): Voorkomen van dominanties van Wilg *Salix sp* te Lippenbroek in 2016

3.5 BENTHOS

3.5.1 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.

In dit hoofdstuk wordt een beknopt overzicht gegeven van de benthosdiversiteit en -densiteit in de Lippenbroek. Analyses die ook omgevingsvariabelen in rekening brengen worden uitgesteld naar een volgende rapportage, wanneer er voor zowel Lippenbroek, Bergenmeersen, Burchtse Weel en Bazel langere tijdsreeksen beschikbaar zijn. Pas dan kunnen immers zinnige analyses en vergelijkingen gemaakt worden.

3.5.2 Materiaal en methode

Voor het **Lippenbroek** wordt een overzicht van de benthosdiversiteit en -densiteit gegeven vanaf de aanvang van de monitoring in 2006 tot en met 2016. In het Lippenbroek werden telkens op vier locaties benthosstalen verzameld (SET 3, 4, 9 en 10). Daarnaast werden ook nog benthosstalen verzameld op drie referentielocaties op De Plaat (Ref F, Ref R en Ref W).

3.5.3 Resultaten

In totaal werden 56 taxa gevonden in de bodemstalen die in de periode 2006 – 2016 verzameld werden in het Lippenbroek en op de referentielocaties op De Plaat. Gedurende de studieperiode werden vier taxa minstens één keer op al de bemonsterde locaties binnen het Lippenbroek aangetroffen: Ceratopogonidae, Chironomidae, Enchytraeidae en Nematoda. Ook op de referentielocaties waren er vier taxa die overal minstens één keer aanwezig waren in de stalen: Collembola, Nematoda en Tubificidae met en zonder haren. Locatie SET 10 leverde de grootste bijdrage aan het totaal aantal taxa en referentielocatie Ref F de kleinste (Tabel 3-1).

Tabel 3-2 Benthostaxa in bodemstalen verzameld in het Lippenbroek (SET 3, 4, 9 en 10) en op de referentielocaties op De Plaat (Ref F, R en W) in de periode 2006 – 2016.

Taxon	SET 3	SET 4	SET 9	SET 10	Ref F	Ref R	Ref W
Acari		X					
Araneae spec.	X						X
Assimineae grayana	X	X					
Bibionidae							X
Bithynia tentaculata	X						
Callyphoridae				X			
Carabidae	X			X			X
Carychium minimum							X
Cecidomyiidae	X	X		X			X
Ceratopogonidae	X	X	X	X			X
Chironomidae	X	X	X	X			X
Chrysomelidae				X			
Cladocera			X				
Coleoptera spec.				X			X
Collembola	X	X		X	X	X	X
Curculionidae	X			X			X
Dero sp.			X				
Diplopoda				X			
Diptera spec.		X		X		X	X
Dolichopodidae	X	X		X		X	X
Drosophilidae				X			
Elateridae				X			X
Enchytraeidae	X	X	X	X		X	X
Ephydriidae	X			X			X
Erpobdella sp.	X	X		X			
Galba truncatula	X	X					
Gammarus sp.				X	X		
Gastropoda spec.							X
Geophilus sp.	X			X			
Gyraulus sp.		X		X			
Helobdella sp.					X		

(vervolg): *Benthostaxa in bodemstalen verzameld in het Lippenbroek (SET 3, 4, 9 en 10) en op de referentielocaties op De Plaat (Ref F, R en W) in de periode 2006 – 2016.*

Taxon	SET 3	SET 4	SET 9	SET 10	Ref F	Ref R	Ref W
Hydrophilidae				X			
Limoniidae	X	X		X			X
Lumbricidae	X	X		X		X	X
Micronecta sp.			X				
Muscidae		X		X			
<i>Nais</i> sp.					X	X	
Nematoda	X	X	X	X	X	X	X
Nematomorpha			X				
Orchestia cavimana							X
Paranais sp.		X			X	X	
Phalacropera	X						
Physa sp.		X	X				
Psychodidae	X	X					X
Radix sp.				X			
Rhagionidae	X	X		X		X	X
Sciomyzidae	X	X					X
Sigara sp.			X				
Staphylinidae	X						
Succinea/Oxyloma				X			
Symphyla				X			
Tipulidae	X			X			X
Trichoniscidae				X			
Tubificidae (met haren)	X	X	X		X	X	X
Tubificidae (zonder haren)	X	X	X		X	X	X
Zonitoides nitidus							X
Totaal aantal taxa	26	23	12	31	8	11	27

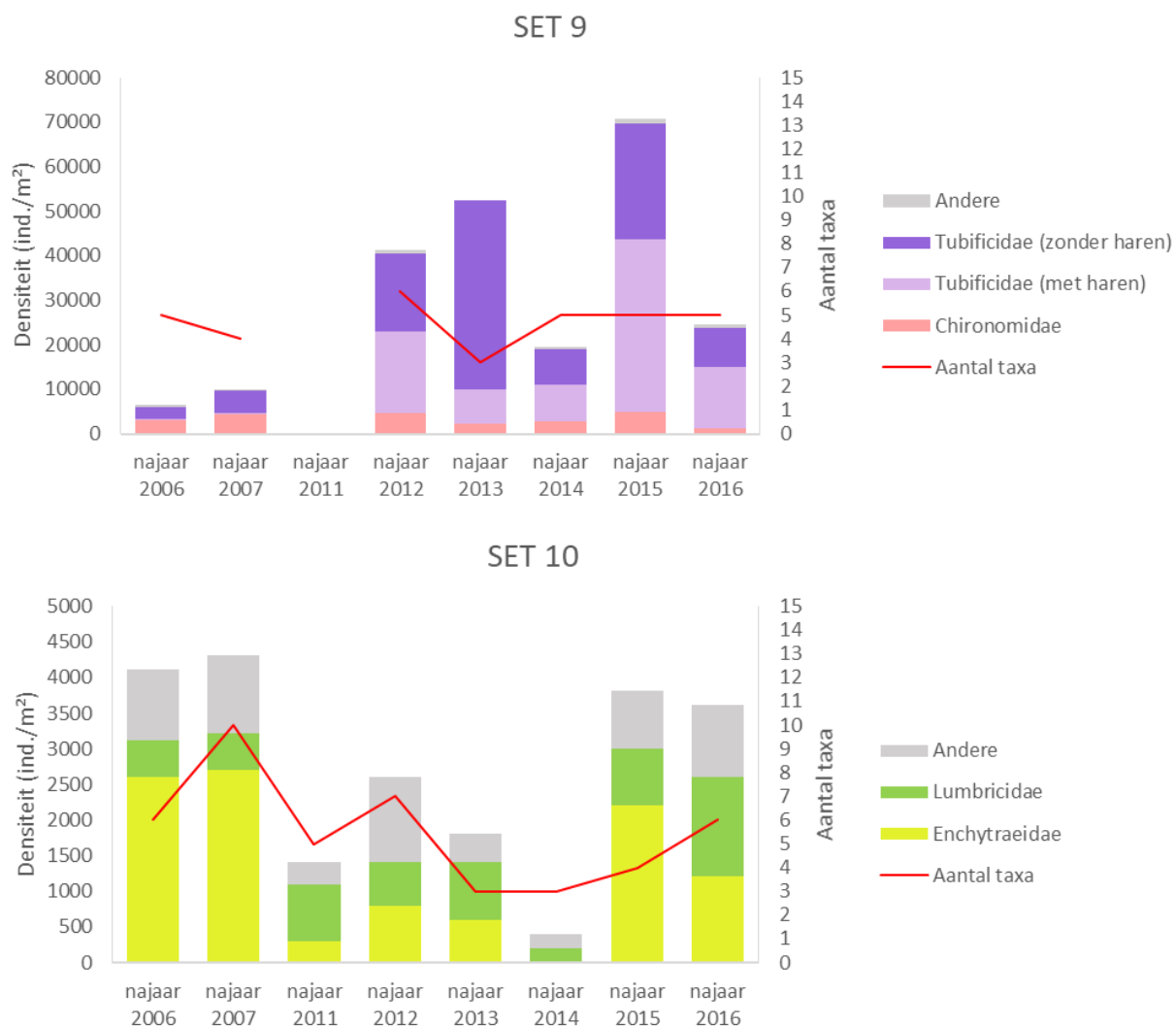
In Figuur 3-37, Figuur 3-38 en Figuur 3-39 worden de benthosdensiteiten en het aantal taxa weergegeven in de najaarsstalen van 2006 tot en met 2016. Vanaf de aanvang van de studie tot het najaar van 2013 vormde Lumbricidae het meest kenmerkende taxon ter hoogte van SET 3. Vanaf het najaar van 2015 werd de plaats van Lumbricidae echter ingenomen door Tubificidae zonder haren en werden ook opmerkelijke aantallen Nematoda gevonden. Ter hoogte van de iets lager gelegen locatie SET 4 vormden Tubificidae zonder haren het belangrijkste taxon in alle najaarsstalen, maar ook hier werden vanaf het najaar 2015 vrij grote aantallen Nematoda aangetroffen. De totale benthosdensiteiten van SET 3 en SET 4 waren in de jaren van 2015 en 2016 ook groter dan in de periode daarvoor (Figuur 3-37). Ter hoogte van SET 9 zijn Tubificidae en Chironomidae consistent de voornaamste taxa en op de hoog gelegen locatie SET 10 bevatten de najaarsstalen vooral Lumbricidae en Enchytraeidae. De najaarsstalen van de hoogst gelegen referentielocatie Ref W zijn het best te vergelijken met die van SET 10, terwijl in de stalen van referentielocaties Ref R en Ref F bijna uitsluitend Tubificidae werden aangetroffen (Figuur 3-39). De najaarsstalen van de laag gelegen referentielocaties Ref F en Ref R bevatten doorgaans het laagst aantal taxa. Op de hoogst gelegen referentielocaties Ref

W werd vooral in het najaar van 2016 een grote taxondiversiteit vastgesteld, maar gemiddeld over de hele studieperiode, waren de najaarsstalen van locatie SET 10 binnen het Lippenbroek het meest divers (Figuur 3-38).

Wanneer de benthosdensiteiten en het aantal taxa in de najaarsstalen van 2016 vergeleken worden voor alle staalnamelocaties in het Lippenbroek en voor de referentielocaties op De Plaat (Figuur 3-40), dan valt duidelijk af te leiden dat de grootste benthosdichtheden binnen het Lippenbroek op de laagst gelegen locaties SET 4 en SET 9 aanwezig waren. Hetzelfde geldt voor de laagst gelegen referentielocaties Ref F en Ref R. Op deze locaties vormden Tubificidae het voornaamste taxon. Op de hoger gelegen locaties SET 3, SET 10 en Ref W waren de benthosdensiteiten merkelijk lager en ook de benthossamenstelling was er anders. Stalen van SET 10 en Ref W bevatten net als in de periode voor 2016 voornamelijk Lumbricidae en Enchytraeidae, maar ter hoogte van SET 3 vormden Nematoda het grootste aandeel. Op de hoogst gelegen locaties SET 10 en Ref W werden de meeste taxa aangetroffen in het najaar van 2016.



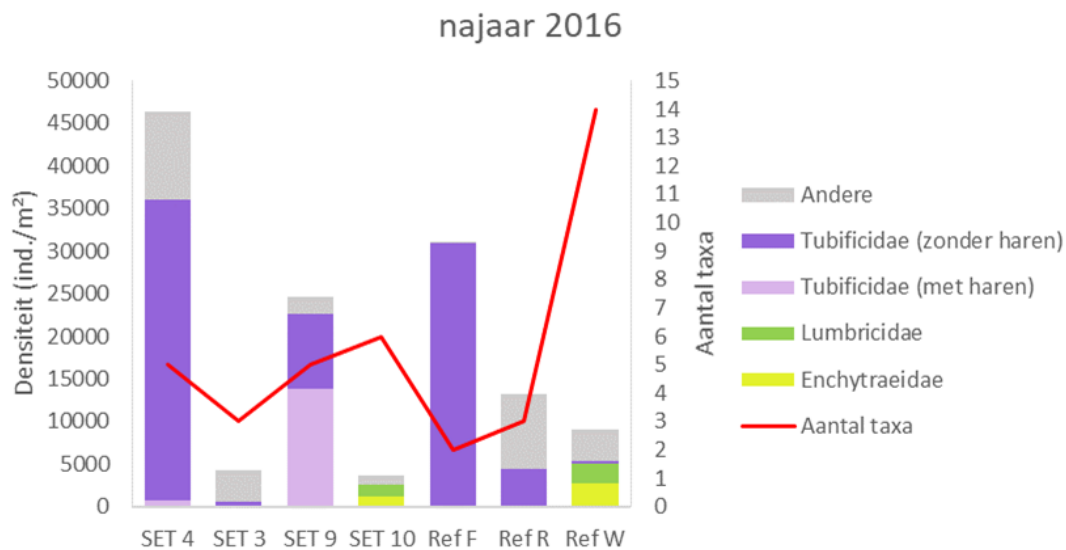
Figuur 3-37 Benthosdensiteit en aantal taxa in de najaarsstalen van 2006 tot en met 2016 die verzameld werden op locaties SET 3 en SET 4 in het Lippenbroek. In 2008, 2009 en 2010 werden geen najaarsstalen verzameld. Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 3-38 Benthosdensiteit en aantal taxa in de najaarsstalen van 2006 tot en met 2016 die verzameld werden op locaties SET 9 en SET 10 in het Lippenbroek. In 2008, 2009 en 2010 werden geen najaarsstalen verzameld en voor SET 9 ontbreken ook stalen van het najaar 2011. Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 3-39 Benthosdensiteit en aantal taxa in de najaarsstalen van 2006 tot en met 2016 die verzameld werden op referentielocaties Ref W, Ref R en Ref F op De Plaet. In 2008, 2009 en 2010 werden geen najaarsstalen verzameld. Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 3-40 Benthosdensiteit en aantal taxa in het najaar van 2016 t.h.v. de staalnamelocaties in het Lippenbroek (SET 3, 4, 9 en 10) en op de referentielocaties op De Plaat (Ref W, Ref R en Ref F).

3.5.4 Benthos: bespreking

De dominantie van Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) ter hoogte van staalnamelocatie SET 10 in het Lippenbroek en Ref W op De Plaat kan verklaard worden door de lage overstromingsfrequentie en -duur. Beide locaties liggen hoog in het tijvenster, waardoor terrestrische taxa het talrijkst zijn. De veranderingen in benthossamenstelling en -densiteit was opmerkelijk ter hoogte van SET 3. Sinds het najaar 2015 werden er voornamelijk taxa van (semi-)aquatische habitatten aangetroffen, wat wijst op vernatting. SET 4 overstroomt frequent, waardoor de benthische fauna het best gelijkt op die van de laagst gelegen referentielocaties Ref R en Ref F. Op deze locaties zijn Tubificidae zonder haren het talrijkst. Locatie SET 9 ligt in een permanente poel, waardoor er een zuiver aquatische benthosfauna aanwezig is, met dominantie van Tubificidae en een belangrijk aandeel rode muggenlarven (Chironomidae). Op de begroeide staalnamelocaties werd de grootste taxondiversiteit aangetroffen, voornamelijk door de aanwezigheid van herbivore en detritivore insectenlarven en weekdieren.

3.6 WATERKWALITEIT

3.6.1 Inleiding

Van schorren is al langer geweten dat ze een gunstige invloed uitoefenen op de waterkwaliteit. Ze verwijderen stikstof en fosfor uit de waterkolom, twee nutriënten die in overmaat aanwezig zijn in de Schelde en mede verantwoordelijk zijn voor eutrofiëring. Daarnaast leveren schorren silicium, een essentieel voedingselement voor kiezelwieren. Door N en P te verwijderen en Si aan te rijken in het overspoelingswater, dragen schorren bij tot een gezondere N/P/Si verhouding in de waterkolom, en leveren zo belangrijke ecosysteemdiensten aan de Schelde.

Het Geactualiseerde Sigmaphan heeft mede als doel de waterkwaliteit te verbeteren, door het creëren van schorren met de bijhorende ecosysteemdiensten. Een groot deel van die schorren zullen gerealiseerd worden via het GGG-principe. In de vorige rapportage werd de invloed van Lippenbroek op de waterkwaliteit besproken. 2016 volgt duidelijk hetzelfde patroon als de voorgaande jaren.

3.6.2 Materialen en Methoden

In Lippenbroek wordt de invloed van een GGG op de waterkwaliteit opgevolgd via zogenaamde **13uursmetingen**. Hierbij wordt de waterkwaliteit van het instromende en uitgaande water continu opgevolgd gedurende een volledig getij, wat toelaat om een balans op te maken voor verschillende nutriënten. Sinds de start van Lippenbroek worden elk jaar verschillende van dergelijke campagnes georganiseerd. Het is pas na langere tijd dat bepaalde patronen duidelijker worden, elk getij is immers verschillend en er zijn vele factoren die de waterkwaliteit beïnvloeden.

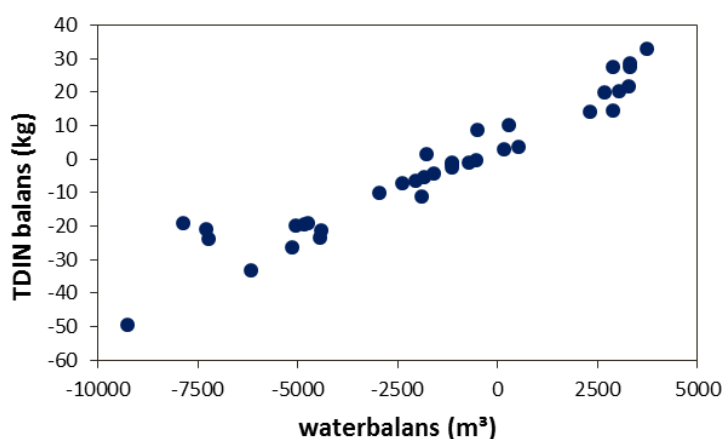
De monitoring van de in- en uitgaande debieten wordt uitgevoerd door het Waterbouwkundig laboratorium. Zij bepalen continu (elke 5 minuten) aan in- en uitlaat stroomsnelheden en debieten.

Waterkwaliteit wordt opgemeten aan de hand van schepstalen, die minstens om het uur worden genomen. Bij hoge debieten tijdens instroom wordt de staalnamefrequentie vaak verhoogd tot om het half uur. De stalen worden donker en koel bewaard voor verdere analyse.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de analysemethoden wordt verwezen naar het OMES rapport (Maris et al., 2017).

3.6.3 Resultaten en bespreking

Om het ecosysteem functioneren van Lippenbroek te onderzoeken zal vooral naar de debietsgewogen gemiddelde concentraties worden gekeken, en niet zozeer naar de reële nutriëntbalansen. We zijn immers geïnteresseerd naar het algemene functioneren van Lippenbroek, en niet zozeer in de resultaten van 1 welbepaald getij. Of er in Lippenbroek al dan niet retentie is van nutriënten tijdens een bepaald getij, hangt immers zeer sterk af van de waterbalans: was er dat getij retentie of nalevering van water. Figuur 3-41 toont dit duidelijk voor TDIN: de reële TDIN nalevering of retentie is duidelijk gecorreleerd met de waterbalans. De reële TDIN balans zegt bijgevolg meer over de waterbalans dan wel over het ecosysteem functioneren van Lippenbroek. Daarom wordt verder in deze rapportage niet meer gewerkt met reële balansen, maar met zogenaamde conservatieve balansen: een balans opgesteld in de veronderstelling dat er evenveel water in- als uitgaat. Dit levert informatie op over het functioneren van het gebied, ongeacht of het een water importerend dan wel exporterend getij was.



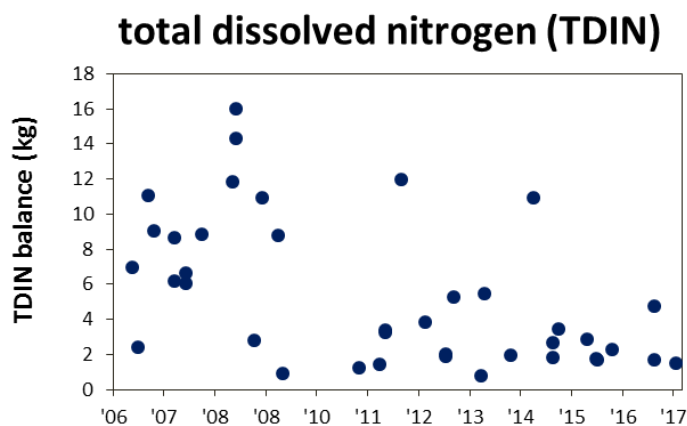
Figuur 3-41 reële TDIN balans in functie van de reële waterbalans voor elke 13uurs

Voor het opmaken van de conservatieve nutriëntbalansen, worden eerst debietsgewogen gemiddelde concentraties van in- en uitstroom bepaald. Vervolgens wordt het gemiddelde uitgewisselde volume water tussen Lippenbroek en Schelde bepaald, zijnde het gemiddelde van het totale inkomende en uitgaande volume. Bij het inkomende volume wordt ook rekening gehouden met het kleine lekdebiet

van de uitlaatsluis: via de uitlaat komt immers bij hoogwater een beperkte hoeveelheid water het gebied binnen gestroomd. Met het concentratieverschil tussen in- en uitstroom en het gemiddelde tijvolume kan dan de conservatieve massabalans opgesteld worden. Een positieve balans duidt op retentie, een negatieve balans op export.

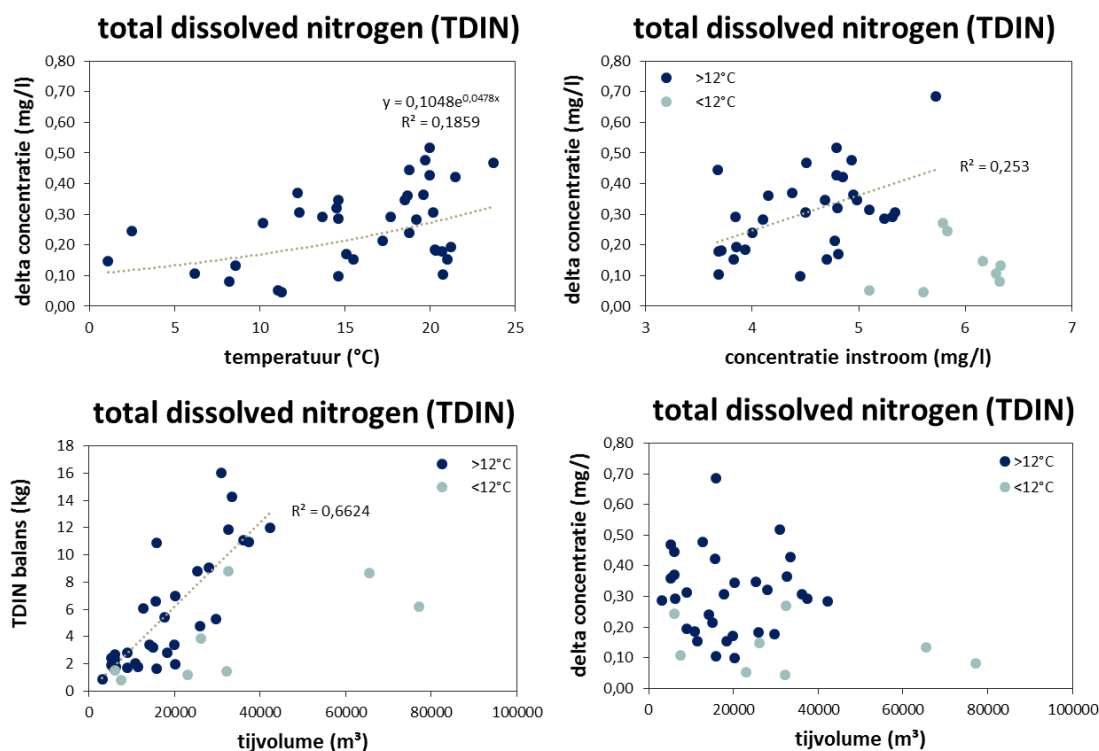
3.6.3.1 Stikstofbalans

Figuur 3-42 toont de conservatieve TDIN balans voor de diverse 13uursmetingen sinds 2006. Tijdens elke campagne werd retentie van TDIN vastgesteld, gemiddeld zo'n **5 kg per getij**, maar de trend lijkt dalend. Die daling is echter afhankelijk van de keuze van de campagnedatum. Er zijn immers grote verschillen tussen de verschillende campagnes, gaande van 1 tot 16 kg retentie per getij, die onder andere gelinkt kunnen worden aan het heersende getij (springtij versus doodtij). In volgende figuren worden de verschillen tussen campagnes onder de loep genomen.



Figuur 3-42 conservatieve balansen (kg) voor totaal opgeloste stikstof (TDIN) voor de diverse 13uursmetingen van de voorbije 10 jaar.

In Figuur 3-43 wordt gekeken naar verbanden tussen de TDIN-balans en mogelijke verklarende factoren. Aangezien stikstofverwijdering via nitrificatie en denitrificatie bacteriële processen zijn en dus temperatuursafhankelijk, wordt in de eerste plot het concentratieverschil (debietsgewogen) tussen in- en uitstroom uitgezet ten opzichte van de watertemperatuur. Bij lage temperaturen is het concentratieverschil voor TDIN tussen in- en uitstroom inderdaad lager. Bij temperaturen onder 12°C is het verschil zeer klein en schijnen er nauwelijks omzettingen van TDIN door te gaan. Daarom wordt in de volgende plots in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** een onderscheid gemaakt tussen tijdscampagnes bij watertemperaturen onder en boven 12°C.



Figuur 3-43 linksboven: Concentratieverschil (debietsgewogen concentraties) voor TDIN tussen in- en uitstroom in functie van de tijgemiddelde watertemperatuur; rechtsboven: concentratieverschil voor TDIN in functie van de debietsgewogen TDIN concentratie van de instroom; linksonder: conservatieve TDIN balans in functie van het conservatieve tijvolume; rechtsonder: concentratieverschil voor TDIN in functie van het conservatieve tijvolume

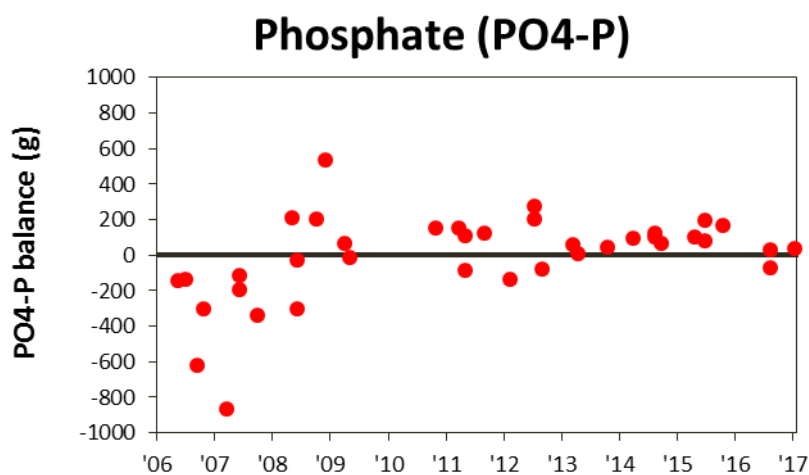
Wanneer voor elke 13uurs het concentratieverschil tussen in- en uitstroom wordt uitgezet ten opzichte van de gemiddelde concentratie van de instroom, krijgen we een wolk aan punten. Beschouwen we echter enkel deze 13uurs met gemiddelde watertemperatuur boven 12°C, dan blijkt het concentratieverschil zwak gecorreleerd te zijn met de concentratie van instroom ($R = 0.43$; $p < 0.05$). Hoe hoger de instroomconcentratie, hoe sterker het concentratieverschil zal zijn en hoe groter ook de retentie kan zijn. Aangezien de TDIN concentratie in de Schelde de voorbije 10 jaar significant gedaald is, verklaart dit mee waarom de TDIN retentie een dalende trend vertoont in de tijd in Figuur 3-42.

Er zijn grote verschillen tussen de verschillende 13uurs qua tijvolume, en de meer recente campagnes kennen gemiddeld iets lagere tijvolumes. De twee onderste grafieken in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** gaan de invloed van het tijvolume op de stikstofverwijdering na. De TDIN balans is sterk gecorreleerd met het tijvolume ($R = 0.83$; $p < 0.01$) (enkel data $>12^\circ\text{C}$ werden beschouwd). Dit verklaart mee de lagere retentie van de laatste jaren, aangezien de voorbije 13uurscampagnes bij iets kleinere tijvolumes werden uitgevoerd. Het concentratieverschil tussen in- en uitstroom blijkt onafhankelijk te zijn van dit tijvolume. Het concentratieverschil tussen in- en uitstroom wordt dus groter bij hogere temperaturen en hogere inkomende TDIN concentratie, maar is onafhankelijk van het tijvolume en dus van de totale instromende TDIN-vracht. De TDIN retentie (TDIN balans) is wel sterk afhankelijk van het tijvolume: hoe groter het volume, hoe meer er kan verwijderd worden. Dit kan erop wijzen dat pelagiale processen in Lippenbroek een belangrijkere rol spelen in de TDIN retentie dan bodemprocessen. Van deze laatste verwacht je immers minder afhankelijkheid van het tijvolume.

3.6.3.2 Fosfaatbalans

De eerste jaren na de openstelling van het GGG, stroomde er elke 13uurs veel fosfaat vanuit Lippenbroek naar de Schelde (Figuur 3-44). Deze export nam gaande weg af; de laatste jaren wordt bijna enkel nog fosfaatretentie gemeten. In 2016 was er tijdens 1 campagne een beperkte export, de andere getijden kenden een zwakke import.

Opmerking: 13uursmeting (21/3/2007) wordt als outlyer bestempeld. Een van de fosfaatstalen tijdens de instroom vertoont een afwijkende, hogere concentratie ten opzichte van de andere staalnames. Dit afwijkende staal werd genomen op het moment van maximale instroom, tijdens een campagne rond springtij (zeer grote watervolumes), waardoor de impact op de PO_4 balans zeer groot wordt. Deze campagne vertoont bijgevolg een import (2800 g) die ruim een factor 5 hoger ligt dan de campagne met de tweede hoogste import. Dit valt buiten de schaal van Figuur 3-45. Wanneer deze campagne binnen de schaal van de figuur valt, is deze outlyer als een open cirkel weergegeven.



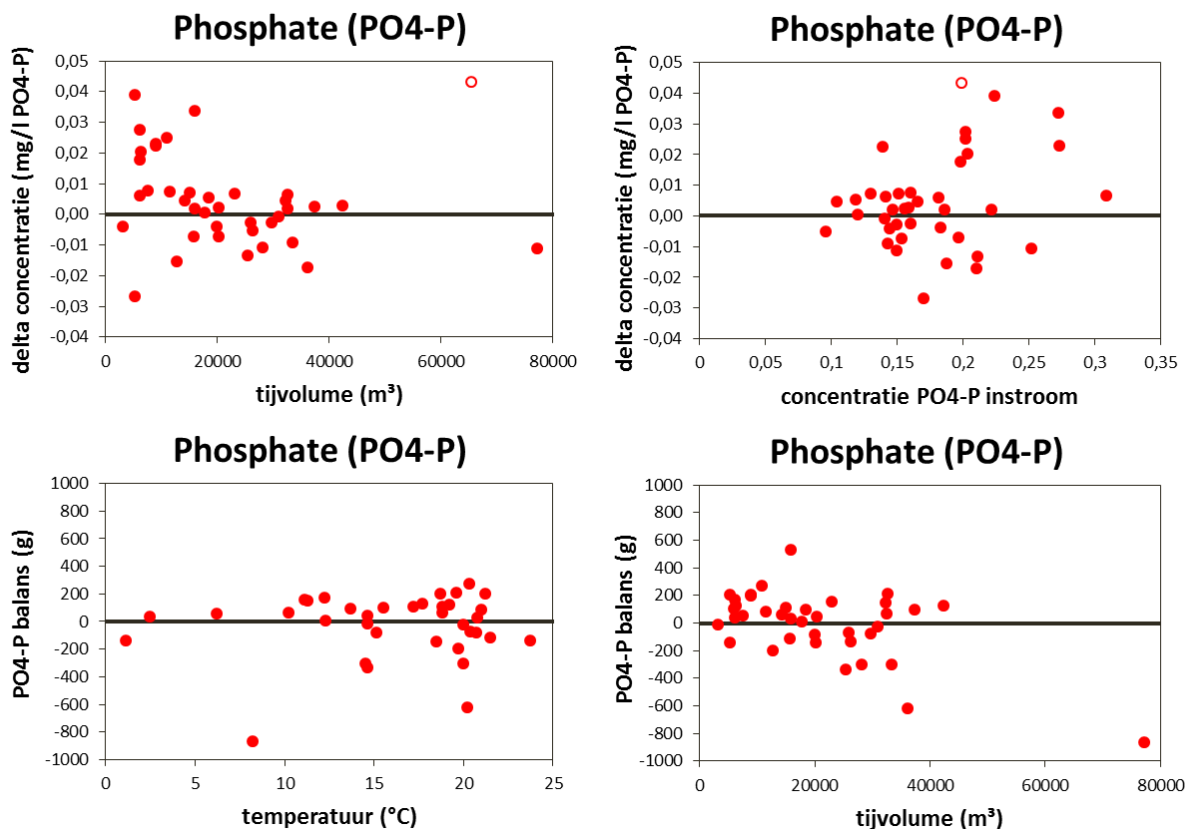
Figuur 3-44 conservatieve balansen (g) voor fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$) voor de diverse 13uursmetingen van de voorbije 10 jaar.

Figuur 3-45 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** illustreert dat het concentratieverschil tussen in- en uitstroom kleiner wordt naarmate het tijvolume groter wordt, dit zowel wanneer er import dan wel export is. De uiteindelijke $\text{PO}_4\text{-P}$ balans is echter onafhankelijk van het tijvolume. Het concentratieverschil blijkt ook niet gecorreleerd met de concentratie van de instroom. Dit doet vermoeden dat de totale hoeveelheid P retentie of nalevering per campagne niet afhangt van de hoeveelheid P die het gebied binnenstroomt. Een groot tijvolume levert bijgevolg kleinere concentratieverschillen op.

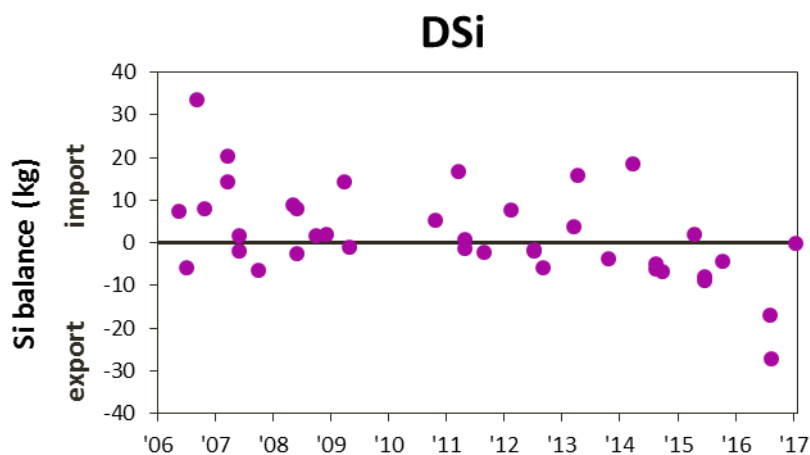
Een duidelijke temperatuurinvloed op de $\text{PO}_4\text{-P}$ balans kan ook niet worden opgemaakt.

3.6.3.3 Silicium balans

Het leveren van opgelost silicium (DSi) aan de Schelde was een belangrijke ecosysteemdienst van GGG's. Uit **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** blijkt duidelijk dat dit niet steeds het geval is. Gemiddeld genomen over alle 13uurs is er meer retentie dan export van DSi uit Lippenbroek. Een temporele trend wordt niet waargenomen: al vanaf het eerste jaar wisselden import en export elkaar af, met iets vaker import dan export. De grootteorde van zowel import als export bleef de voorbije 10 jaar ongewijzigd, behalve in 2016: dan zijn er twee opeenvolgende getijden gemeten met een zeer sterke export van DSi .



Figuur 3-45 linksboven: Concentratieverschil (debietsgewogen concentraties) voor PO4-P tussen in- en uitstroom in functie van het conservatieve tijdvolume; rechtsboven: concentratieverschil voor PO4-P in functie van de debietsgewogen PO4-P concentratie van de instroom; linksonder: concentratieverschil voor PO4-P in functie van de gemiddelde watertemperatuur; rechtsonder: conservatieve PO4-P balans in functie van het conservatieve tijdvolume



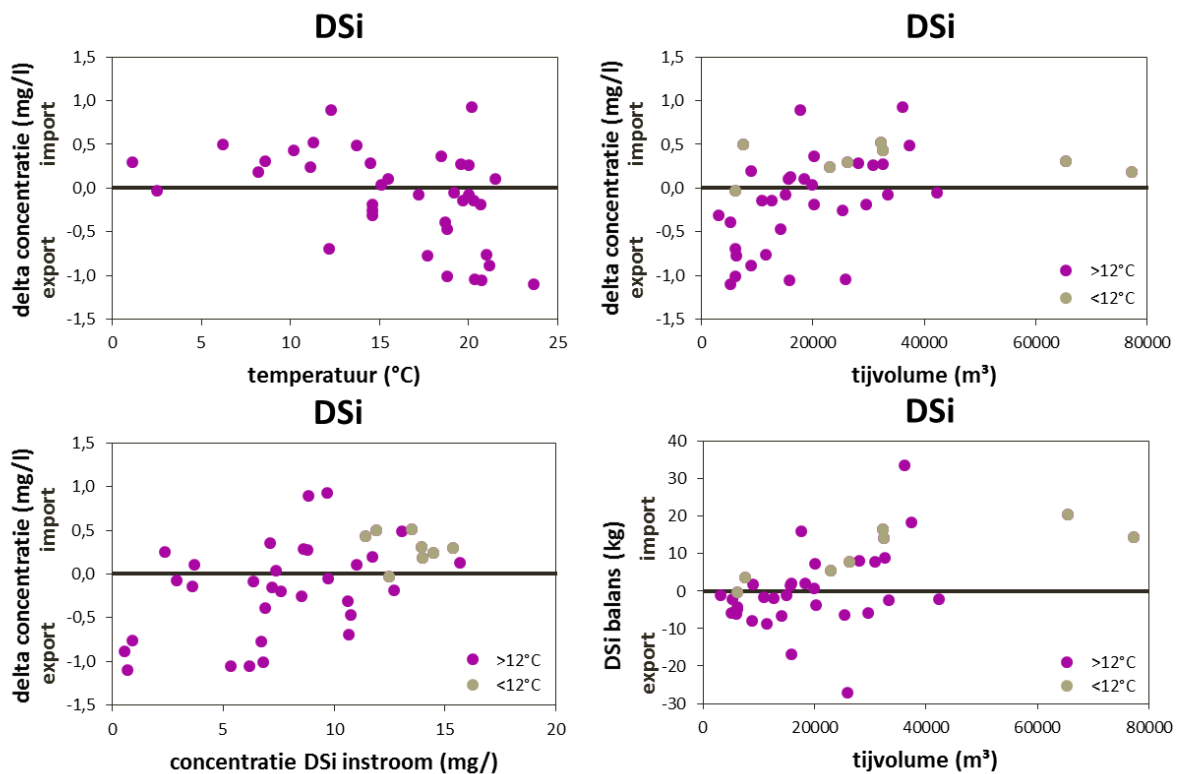
Figuur 3-46 conservatieve balansen (kg) voor opgelost silicium (kg) voor de diverse 13uursmetingen van de voorbije 10 jaar.

In het natuurlijke schor te Tielrode werd door Struyf et al steeds export van silicium gemeten. De hoeveelheid export bleek gecorreleerd met de concentratie aan DSi in het inkomende water: hoe minder DSi het schor binnenkwam, hoe groter de export. Dit gaat ook op voor Lippenbroek: bij zeer lage inkomende DSi concentraties wordt de grootste export (negatieve concentratieverschil tussen in- en uitstroom) gemeten voor DSi (Figuur 3-47). Bij de hoogste DSi instroom concentraties wordt nooit export gemeten, enkel import. De export (negatieve concentratieverschil tussen in- en uitstroom) wordt het grootst bij kleine tijdvolumes, wat doet vermoeden dat DSi vrijstelling geen pelagiaal proces

maar eerder bodem gelinkt. De silicium balans lijkt immers ook niet gecorreleerd te zijn met het tijvolume. Er lijkt een temperatuursafhankelijkheid te zijn: export vindt steeds plaats bij hogere temperaturen. Wellicht is dit geen gevolg van de temperatuur op zich, maar een gevolg van het feit dat de hogere temperaturen voorkomen in die seizoenen dat er algenbloei is, en dus de DSi concentratie in de Schelde lager is.

Het feit dat in Lippenbroek ook retentie van DSi kan plaatsvinden, zou kunnen wijzen op een sterke lokale consumptie van DSi in dit schorgebied zelf. In tegenstelling tot het schor van Tielrode, kent Lippenbroek grote stukken open water en open slikplaten, waar algen (een deel van) het vrijgestelde silicium kunnen consumeren zodat het niet geëxporteerd kan worden naar de Schelde. In dat geval zou op zonnige dagen de DSi export naar de Schelde lager zijn dan op sombere dagen met beperkte lokale DSi consumptie. Echter, de hoogste export vindt plaats bij de hoogste temperaturen (als maat voor zonnige dag), bij lagere temperaturen is er stevast import. Zonnige perioden met hogere temperaturen zullen anderzijds ook in het estuarium zelf de algenbloei en DSi consumptie stimuleren, met lagere DSi concentraties bij instroom tot gevolg. Dit laatste stimuleert dan weer de export van DSi.

Naar het ecosysteem functioneren, kunnen we toch stellen dat Lippenbroek een gunstige bijdrage levert: het neemt enerzijds meer DSi op dan het vrijgeeft, maar het geeft dit DSi anderzijds wel vrij op momenten wanneer de DSi instroom concentratie laag is, met andere woorden wanneer de nood aan DSi in de Schelde het grootst is.

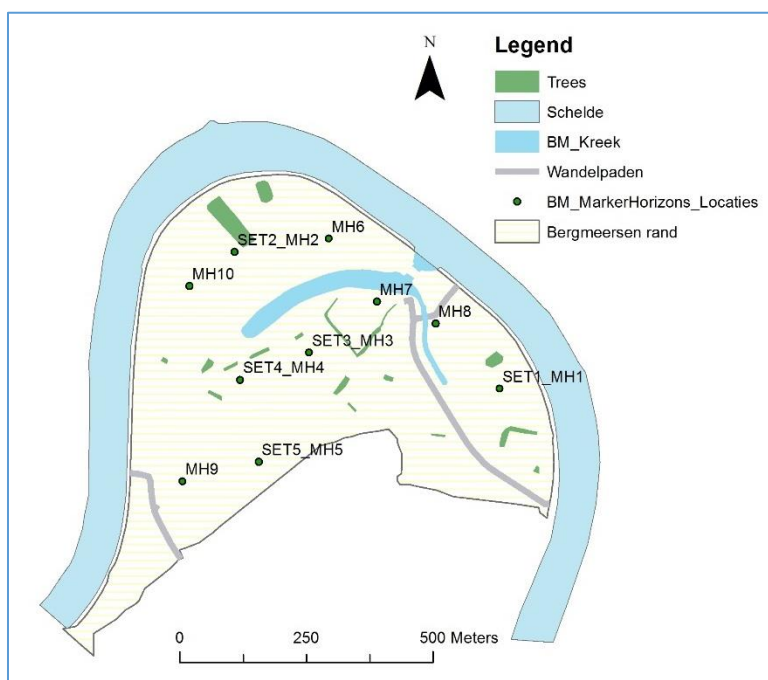


Figuur 3-47 linksboven: Concentratieverschil (debietsgewogen concentraties) voor DSi tussen in- en uitstroom in functie van de gemiddelde watertemperatuur; rechtsboven: concentratieverschil voor DSi in functie van het conservatieve tijvolume; linksonder: concentratieverschil voor DSi in functie van de debietsgewogen DSi concentratie van de instroom; rechtsonder: conservatieve DSi balans in functie van het conservatieve tijvolume

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 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.



Naam	Hoogteligging TAW (m)
SET 1	4,22
SET 2	3,88
SET 3	3,93
SET 4	3,78
SET 5	4,37

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 in de tabel.

4.2 SEDIMENTATIE EN EROSIEPROCESSEN

Om de gevolgen van het introduceren van het getijde op de sedimentatie- en erosieprocessen te bestuderen werden een zelfde 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 bovendien ook nog eens tien Marker Horizon's (MH) geplaatst. Vijf van deze MH's liggen in de onmiddellijke nabijheid van de SET's, terwijl de overige vijf ruimtelijk gespreid in het gebied liggen (Figuur 4-1). SET 5 en SET 1 zijn

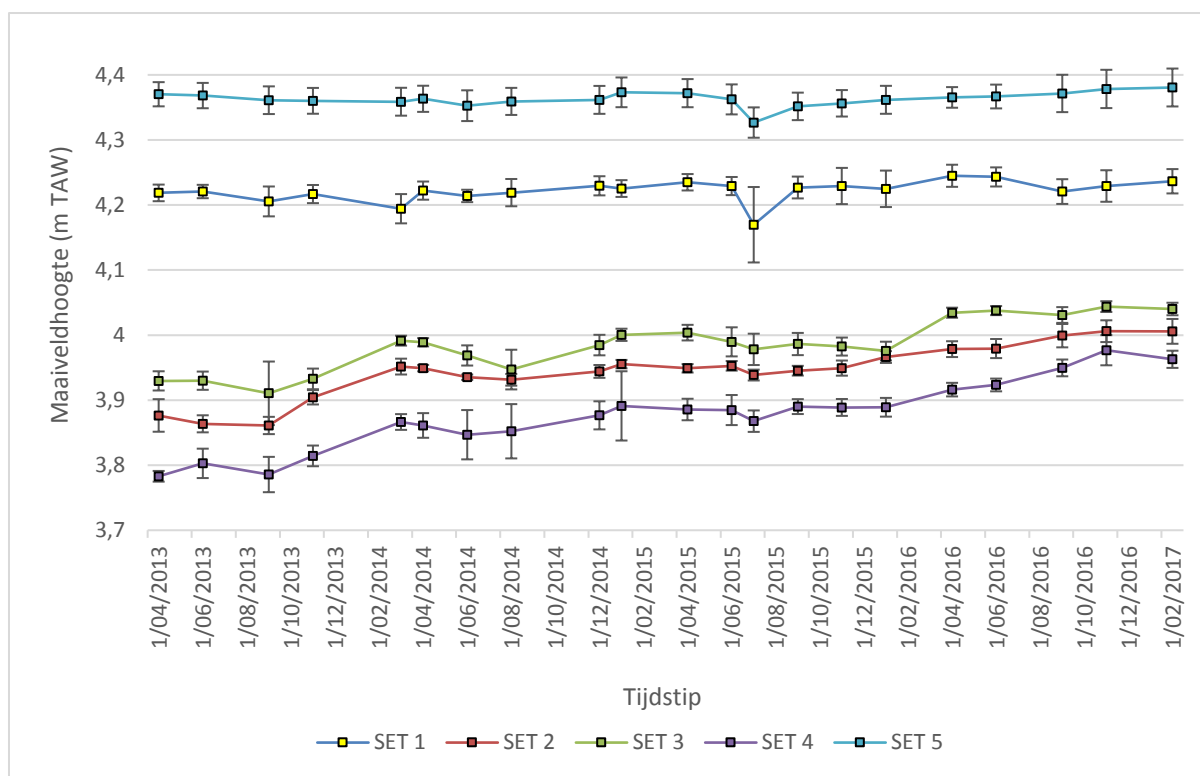
geïnstalleerd in de hogere delen van het gebied, SET 4 in een lager gelegen gedeelte. De originele hoogten van SET 2 en SET 3 situeren zich daartussen (zie tabel bij Figuur 4-1).

4.2.1 Surface Elevation Table (SET)

Sinds de start van de SET-metingen in april 2013 beginnen we duidelijke patronen te zien. Zo zijn de hoogst gelegen SET's (met name SET 1 en SET 5) sinds de start van de metingen nauwelijks tot zelfs niet opgehoogd. De opgemeten hoogte bij SET 1 bedroeg eind 2016 4.23m TAW, met een foutenmarge van ± 0.02 m. Ook de opgemeten hoogte bij SET 5 wijzigde nauwelijks. Hier werd eind 2016 een hoogte van 4.38m TAW genoteerd. De foutenmarge bedraagt hier ± 0.03 m. De hoogte van beide SET-locaties is doorheen de afgelopen 48 maanden dus niet significant gewijzigd.

SET 2 en SET 3 zijn SET-locaties die op een gemiddelde hoogte werden geïnstalleerd. SET 2 hoogde in 2016 op met 4.6 cm tot een hoogte van 4.00 ± 0.02 m TAW. SET 3 kende dan weer een ophoging van 6.4 cm tot een hoogte van 4.04 ± 0.01 m TAW bereikt werd op het einde van 2016. Dit is merklijk meer vergeleken met 2015 toen beide sites nog ophoogden met respectievelijk 0.9 cm en -1.5 cm. De sterk toegenomen sedimentatie is wellicht het gevolg van een aanpassing aan de sluisinstellingen in februari 2016 waarbij de schotbalken weggenomen en de spindelsluizen verder opengezet werden. Ook de zeer hoge zwevende stofconcentraties in het estuarium zelf in 2016 zullen bijgedragen hebben aan de verhoogde sedimentatie. Beide SET's kennen een gelijkaardige evolutie doorheen de volledige monitoringscampagne. Zo speelde er initieel een relatief stevige sedimentatiesnelheid, die in de eerste decade van 2014 stagneerde, waarna de opgemeten hoogten relatief constant bleven tot de aanpassing van de sluisinstellingen in februari 2016. Op Figuur 4-2 is een duidelijke stijging op te merken na januari 2016 voor de drie laagst gelegen SET-opstellingen.

SET 4, de laagstgelegen van alle SET-locaties kende in 2016 een ophoging van 8.1 cm tot een hoogte van 3.97 ± 0.02 m TAW. Ook dit is merklijk meer vergeleken met het voorgaande jaar, toen een minimale ophoging van 0.4 cm werd opgetekend. Ook hier zorgden de vernieuwde sluisinstellingen en een hoge SPM concentratie in de Schelde voor een toegenomen sedimentatie. Een vergelijkbare sedimentatiesnelheid werd opgemerkt in het eerste jaar na de openstelling van het GGG. De evolutie van deze SET loopt verder behoorlijk analoog aan deze van de middelhoge locaties SET 2 en SET 3. Na een initieel snelle sedimentophoging, stagneert deze rond de jaarwisseling 2014-2015, waarna nog een minimale toename werd waargenomen om vervolgens na aanpassing van de sluisinstellingen in februari 2016 opnieuw sterk te stijgen. De verwachting leeft dat de sedimentatiesnelheid voor 2017 sterk zal verminderen ten overstaan van 2016. Vermoedelijk zal er zich een gelijkaardige evolutie voltrekken aan deze na het eerste jaar van de opening van de sluizen, waarbij de sedimentatiesnelheid snel afnam.



Figuur 4-2: Evolutie van de maaiveldhoogte voor de verschillende SET-opstellingen te Bergenmeersen.

4.2.2 Raaien

Een tweede manier om de sedimentatie- en erosiedynamiek op te volgen in het gebied is met behulp van hoogtemetingen op van te voren vastgelegde transecten (Figuur 4-4). De hoogteligging wordt hierbij bepaald met behulp van een RTK-GPS, die een precisie van 1-2cm langsheen de Z-as (hoogte-as) heeft. De drie vastgelegde transecten ('raaien') werden sinds de opstart van het GGG jaarlijks ingemeten. In Figuur 4-5, Figuur 4-6 en Figuur 4-7 wordt het grondoppervlaktehoogte van respectievelijk raai 1, raai 2 en raai 3 voor zowel 2013 als 2016 weergegeven. Wat meteen opvalt is dat alle plaatsen die origineel lager dan 4 m TAW gesitueerd waren, een substantiële ophoging kenden. De ophoging varieerde van locatie tot locatie en naargelang de oorspronkelijke hoogteligging, maar samenvattend kan gesteld worden dat locaties die oorspronkelijk tussen de 3.50 en de 3.90 m TAW gelegen waren een ophoging kenden van 15-20 cm over de jaren (Figuur 4-5 en Figuur 4-6). Een dergelijk niveau van ophoging leunt sterk aan bij de gemeten ophoging van de laagst gelegen SET, SET 4 over de jaren heen (Figuur 4-2). Locaties die een oorspronkelijke hoogte tussen 3.90 en 4.10 m TAW kenden, hoogden grofweg 10-15 cm op doorheen de jaren (Figuur 4-5, Figuur 4-6 en Figuur 4-7). Sterk gelijkende ophogingen werden waargenomen op SET 2 en SET 3 (Figuur 4-2). Locaties die gesitueerd zijn boven 4.10 m TAW hoogden weinig op, met naargelang de locatie, maximaal 5-10 cm ophoging over de jaren heen (Figuur 4-5, Figuur 4-6 en Figuur 4-7). Dit is wel merkbaar meer dan geobserveerd werd via de hoogst gelegen SET's, met name SET 1 en SET 5 (Figuur 4-2). Beide SET's bevinden zich relatief dicht tegen de randen van het gebied en bovendien is er nog geen goed krekensysteem richting beiden ontwikkeld, waardoor deze locaties nauwelijks aan getijdewerking en bijbehorende sedimentatie onderhevig zijn.

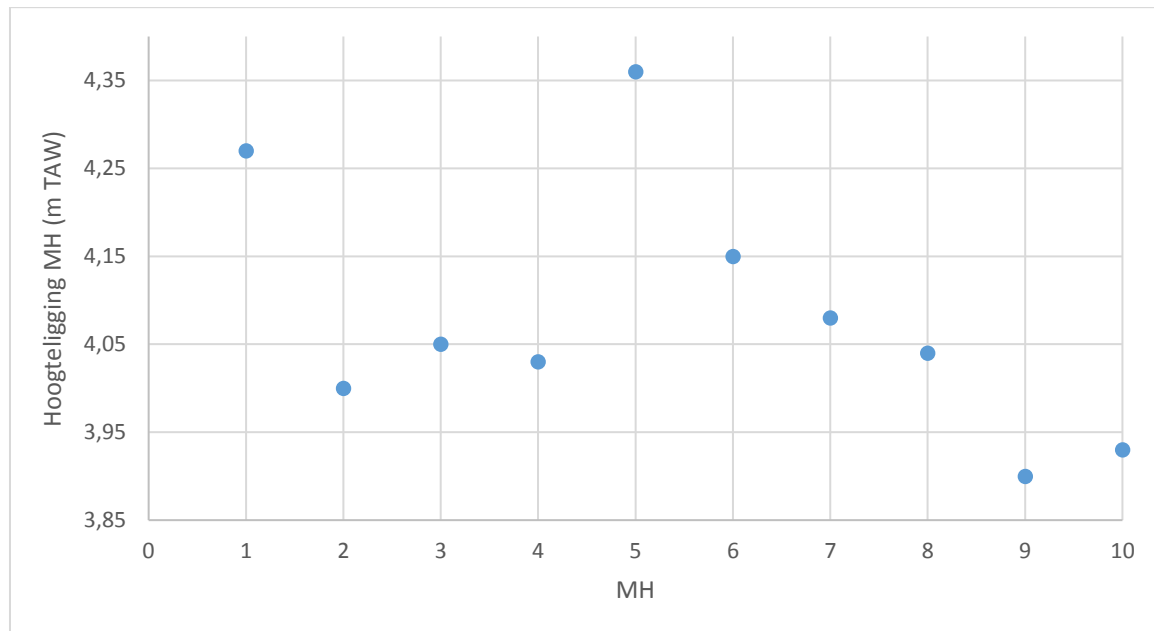
In Figuur 4-5 loopt de raai door een gracht die reeds in het gebied aanwezig was. De bodem van deze gracht is op vier jaar tijd gestegen van 3.05 m TAW naar 3.36 m TAW, wat neerkomt op een verhoging van de thalweg van grofweg 30 cm. Dit is niet onlogisch gezien de gracht doodloopt op de ringdijk, en ze nauwelijks tot geen oppervlakte draineert. Hierdoor ontbreekt de kracht van het terugtrekkende

water die verantwoordelijk is voor de uitdieping van kreek en waardoor het afgezette sediment terug kan wegspoelen.

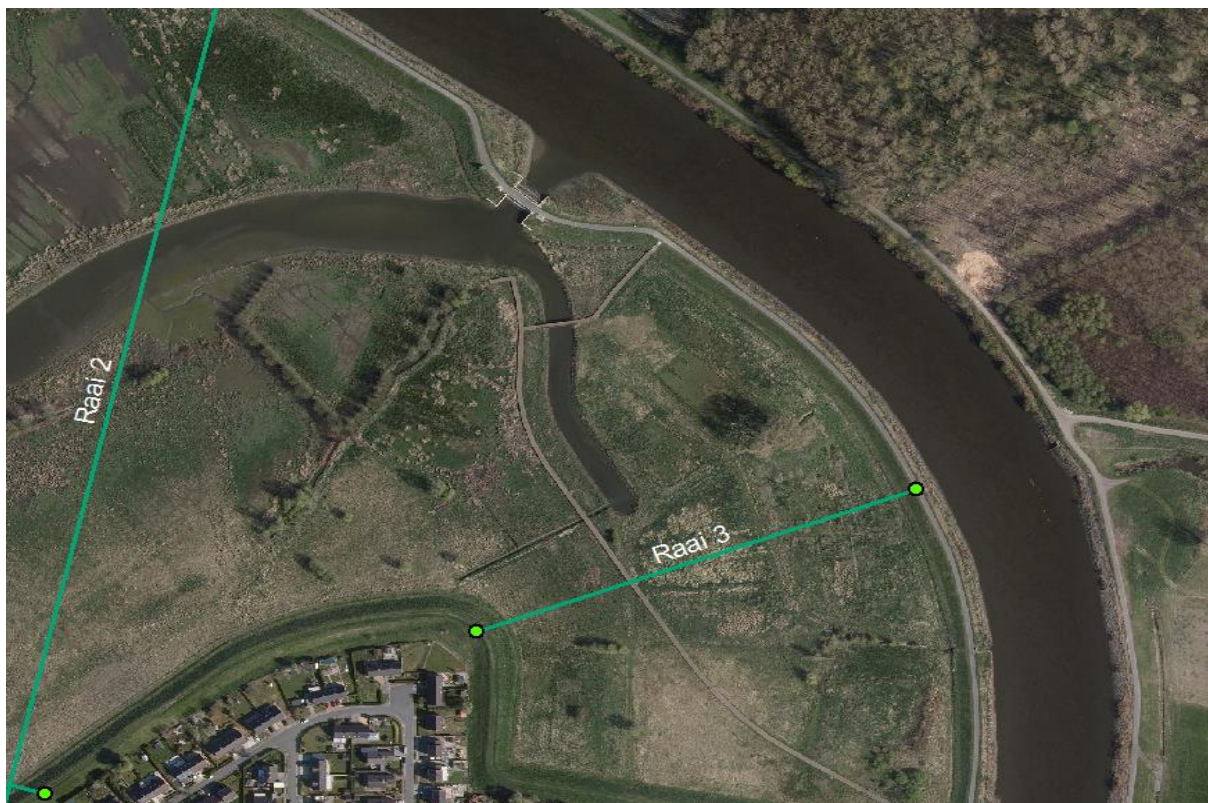
Bij de eerste meting van het bodempeil van de hoofdkreek (Figuur 4-6) lag het bodempeil op een hoogte van 2.25 m TAW. Vervolgens is er een sterke sedimentafzet in de hoofdkreek opgetreden, waardoor het laagste punt van de hoofdkreek in 2016 op 2.70 m TAW lag. Daar waar in 2013 de hoofdkreek over de gehele raai ongeveer een gelijke hoogte kende, was dit beeld sterk veranderd in 2016. Zo doorsnijdt de raai nu 2 kreek, waarvan de thalweg op respectievelijk 2.70 m en 2.85 m gelegen zijn. Tussen beide kreek is er veel sediment afgezet, waarvan de hoogte piekt op 3.28 m TAW. Dit is een ophoging van bijna een meter sinds 2013. Ook de oevers van de hoofdkreek hebben in vier jaar morfologische veranderingen ondergaan. Zo zijn de oevers vooral hoger en steiler geworden en heeft er zich langs beide zijde een aanzet van een oeverwal gevormd (Figuur 4-6).

4.2.3 Marker Horizons (MH)

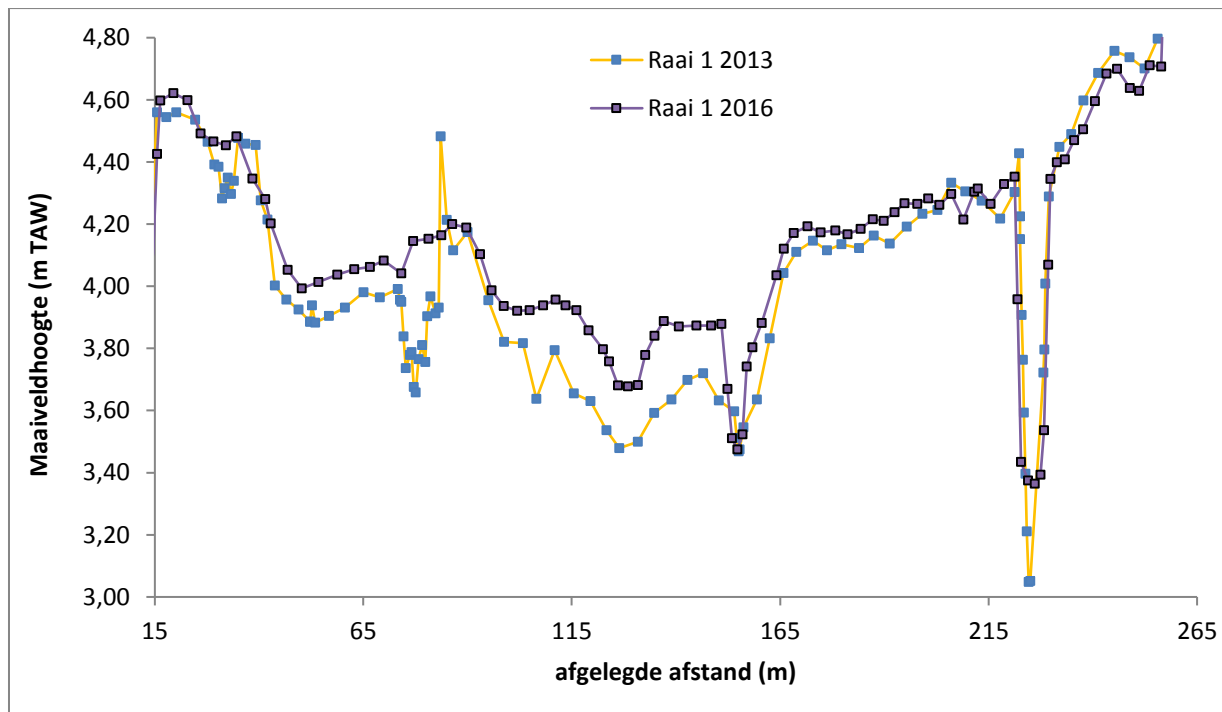
In april 2014 werden 10 kaolienveldjes voor de Marker Horizon's aangelegd (Figuur 4-1). Deze MH's dienen eenmaal per jaar opgemeten te worden om een goed beeld van de beweging van de onderliggende grondlagen te bekomen. Tijdens de eerste meetsessie in mei 2015 werden slechts drie van de gelegde MH's teruggevonden, met name MH7, MH8 en SET5_MH5. Vervolgens werd besloten om naast de Kaolien Marker Horizons ook overal een metalen plaatje als MH in te graven. In 2016 werden vervolgens de metalen plaatjes ingegraven en volgde een nulmeting. Drie 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 (Figuur 4-3).



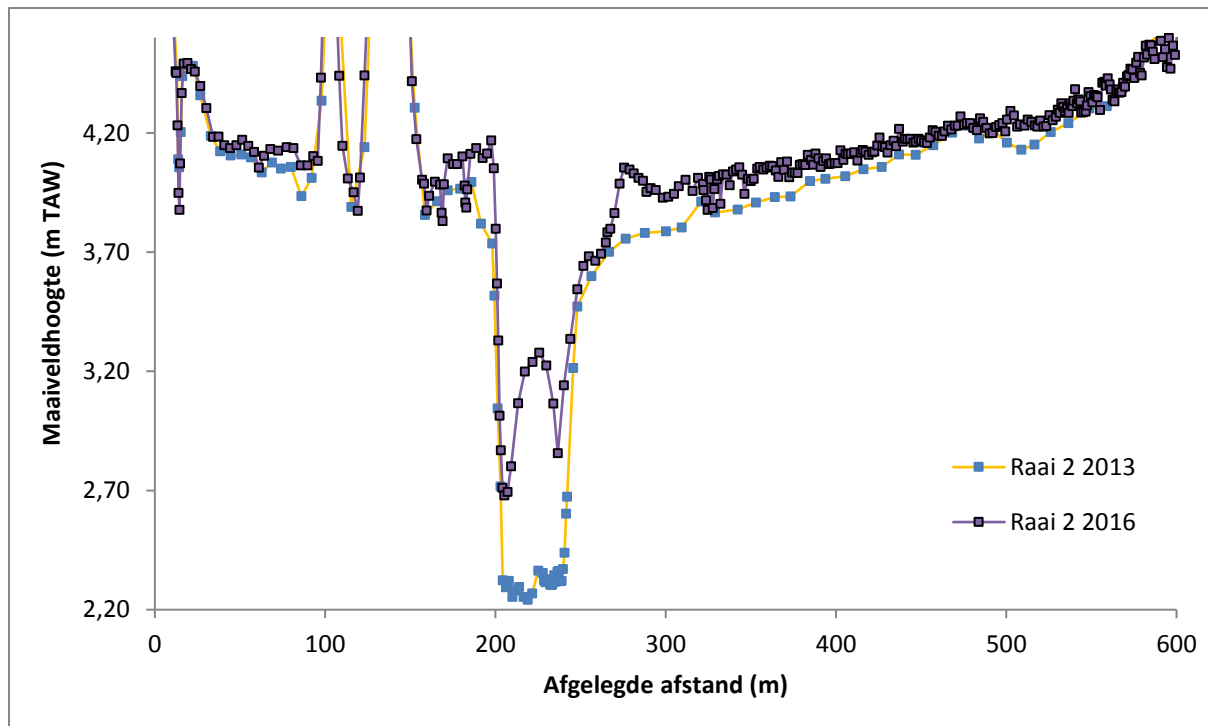
Figuur 4-3: Overzicht van de hoogteligging van de 10 Marker Horizons (MH) te Bergenmeersen



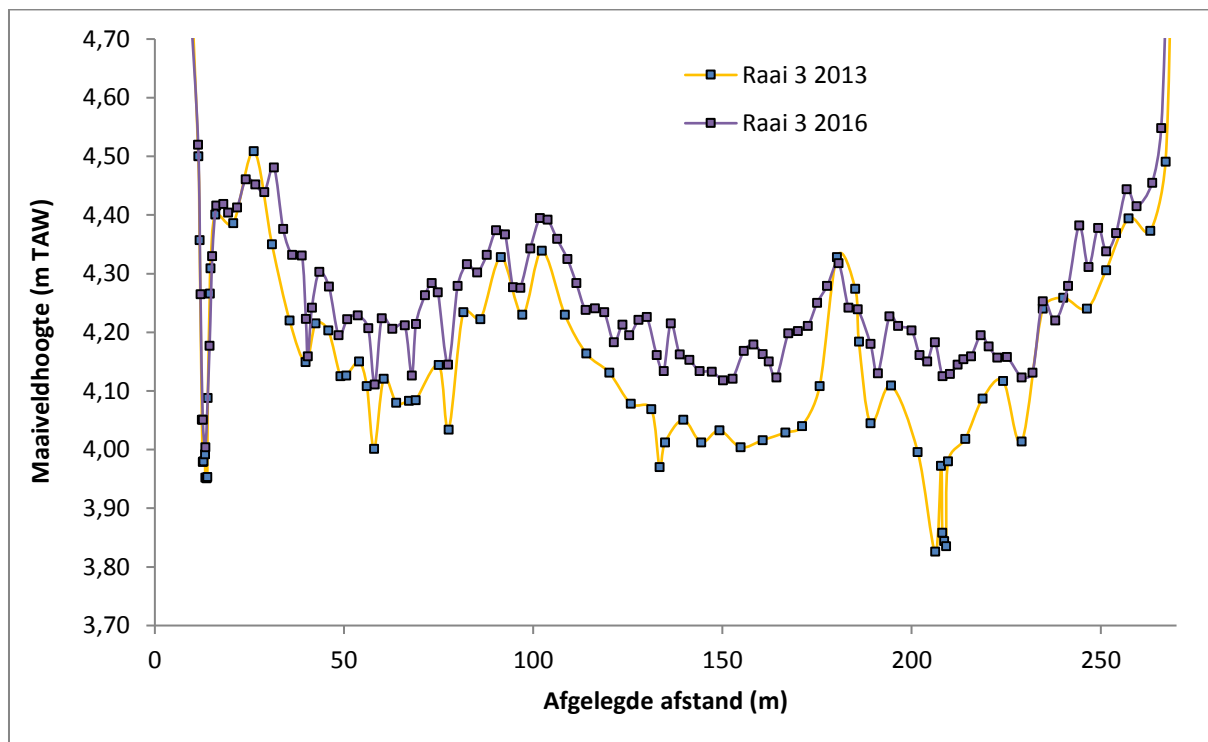
Figuur 4-4: Overzicht van de aanwezige transecten ('raaien') in Bergenmeersen



Figuur 4-5: Maaiveldhoogte ter hoogte van raai 1 in 2013 en 2016.



Figuur 4-6: Maaiveldhoogte ter hoogte van raai 2 in 2013 en 2016.

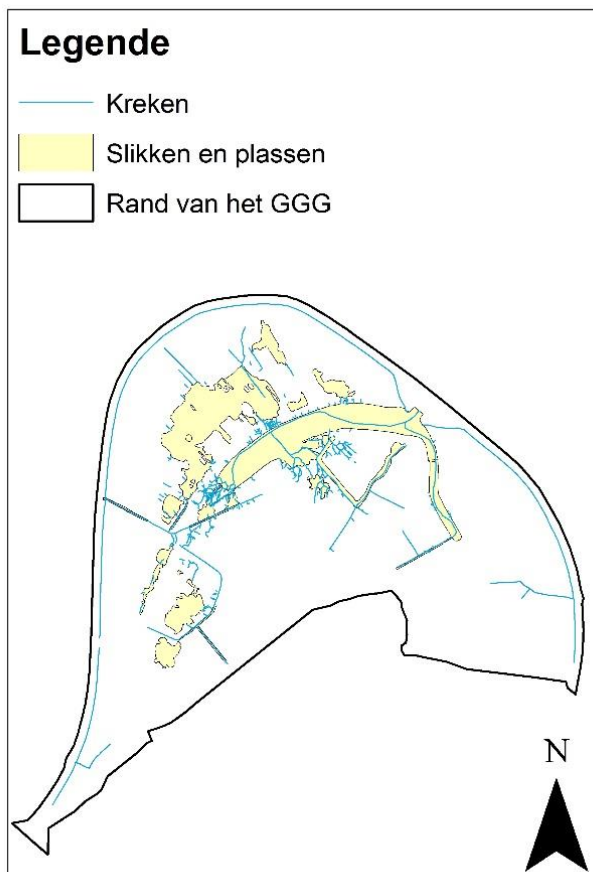


Figuur 4-7: Maaiveldhoogte ter hoogte van raai 3 in 2013 en 2016

4.2.4 Kreeken

In de winter van 2015-2016 werd heel het GGG geïnventariseerd op het voorkomen van kreeken. Binnen de monitoring wordt een kreek gedefinieerd als een insnijding van minstens 10 cm diep ten overstaan van het omgevende platform (binnen een straal van 2 meter) en met een lengte van minimaal 2 meter.

Figuur 4-8 geeft een overzicht van het voorkomen van krekens, slikken en plassen in Bergenmeersen. Vooreerst vallen de vele rechtlijnige krekens in het gebied op. Deze krekens zijn in feite relictten van het voormalige landbouwlandschap waarbij de krekens de ontwateringsgrachten richting Schelde vormden. Voor een goede in- en uitwatering van het gebied werd tijdens de omvorming van het gebied naar een GGG een brede geul gegraven waarbinnen de hoofdkreek zich kon nestelen. Vier jaar na ingebruikname baant de thalweg van de hoofdkreek zich al meanderend een uitweg richting sluizen. De overige delen van de hoofdkreek zijn met sediment opgehoogd (zie ook 4.2.2). Toch is er ook veelvuldig spontane kreekvorming opgetreden in het gebied, vooral dan in de nabijheid van de uitgegraven hoofdkreek. Zo is een kluwen aan kleine kreekjes gevormd aan de westzijde van de hoofdkreek en nabij enkele slikplaten (Figuur 4-9). De overgang van deze kleine kreekjes naar de hoofdkreek is erg abrupt, met talloze kleine watervalletjes tot gevolg (Figuur 4-10). De nieuw gevormde krekens kennen momenteel nog een beperkte diepgang van hoogstens enkele tientallen centimeters ten overstaan van het omgevende platform. De diepte van de meeste krekens in de grote slikplaat ten noorden van de hoofdkreek bedroeg zelfs vaak maar 10 tot 15 cm. De vorming van krekens in de harde polderklei is een traag proces dat zich vooral bij eb afspeelt. Op vele plekken langs de hoofdkreek is de ondergrond echter verstevigd met steenbestortingen, wat de vorming van diepe krekens via uitschuring sterk bemoeilijkt.



Figuur 4-8: Overzicht van het voorkomen van krekens te Bergenmeersen tijdens de winter van 2015-2016



Figuur 4-9: Nabij de hoofdkreek baant het water zich een weg tussen de verschillende vegetatie-eilandjes waardoor een kluwen van kreekjes ontstaat.



Figuur 4-10: De overgang van de kleine kreekjes naar de uitgegraven hoofdkreek is momenteel nog steil en vormen nog kleine watervalletjes. Gaandeweg zullen door het spel van erosie en sedimentatie beide kreek beter in elkaar overgaan en zal het plotse verval afnemen.

4.3 VEGETATIE

In september 2016 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd van het GGG. 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 255 polygonen. De grootte van de verschillende polygonen varieerde tussen 17 en 27.645 m², met een mediane grootte van 528 m². Tijdens de kartering werden 177 soorten planten waargenomen in het GGG (zie bijlage). 43 van deze soorten werden minimaal eenmaal als dominant aanzien. Het aantal soorten per polygoon varieerde tussen 0 (kale slikken) en 61 soorten, met een mediaan aantal van 15 soorten.

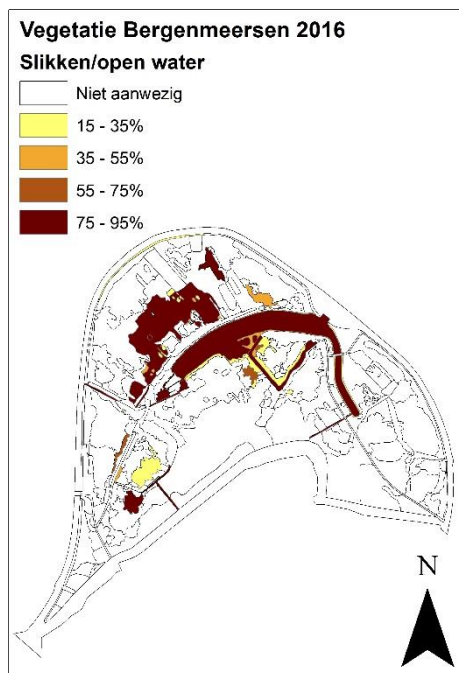
Vergeleken met 2015 werd de vegetatie in 2016 opgedeeld in meer polygonen (255 versus 127), terwijl de gemiddelde polygoongrootte licht daalde (528 m² versus 572 m²). Er werden opvallend meer soorten als dominant aanzien in 2016 ten overstaan van 2015 (43 versus 28) en het mediane aantal soorten per polygoon daalde sterk in 2016, van 24 naar 15 soorten. Deze evoluties kunnen verklaard worden in het licht van het geïntroduceerde getij dat via haar abiotische werking zorgt voor een diversificatie van het landschap. Daar waar in 2014-2015 enkele planten Grote Lisodde *Typha latifolia* of Riet *Phragmites australis* nog bij een polygoon ingepast werden, waren deze patches in 2016 dermate uitgegroeid zodat ze als aparte polygoon ingetekend konden worden.

Het areaal aan slikoppervlakte, goed voor 5.20 ha (Figuur 4-11) bleef grofweg gelijk in 2016 vergeleken met 2015, toen 5.25 ha slikoppervlakte werd opgemeten. Ook nu nam de hoofdkreek een substantieel aandeel in het oppervlakte aan slik in. Deze oppervlakte was met een grootte van 2.10 ha sterk vergelijkbaar aan de oppervlakte in 2015, toen het slik van de hoofdkreek 2.14 ha innam. Ten noorden van de hoofdkreek is er de afgelopen jaren ook een groot slikcomplex ontstaan dat in 2015 een quasi vergelijkbare grootte (2.08 ha) kende. In 2016 was deze oppervlakte echter merkkelijk gekrompen. De berekende oppervlakte bedroeg deze zomer immers nog maar 1.7 ha. Er werden verschillende eilandjes met pioniersvegetatie opgemerkt in het slikkencomplex, wat suggereert dat de evolutie van onbegroeide slikken naar pioniersschorren volop gaande is. Ook ten zuiden van de hoofdkreek merken we enkele, weliswaar kleinere slikplaten op. Zoetwaterslikken- en -schorgebieden zijn in West-Europa een ontzettend zeldzaam habitat geworden. Een van de primaire doelstellingen van het GGG Bergenmeersen is dan ook om het areaal aan zoetwaterslikken en -schorren te doen toenemen. Het landgebruik in Bergenmeersen voor de herinrichting bestond hoofdzakelijk uit het intensief bewerken van graslanden. Dergelijke graslanden zijn echter weinig resistent tegen regelmatige zomerse overstroming met Scheldewater, daar deze overstromingen tot gevolg hebben dat de grasmat langzaamaan afsterft. Hierdoor ontstaan er slikplaten.

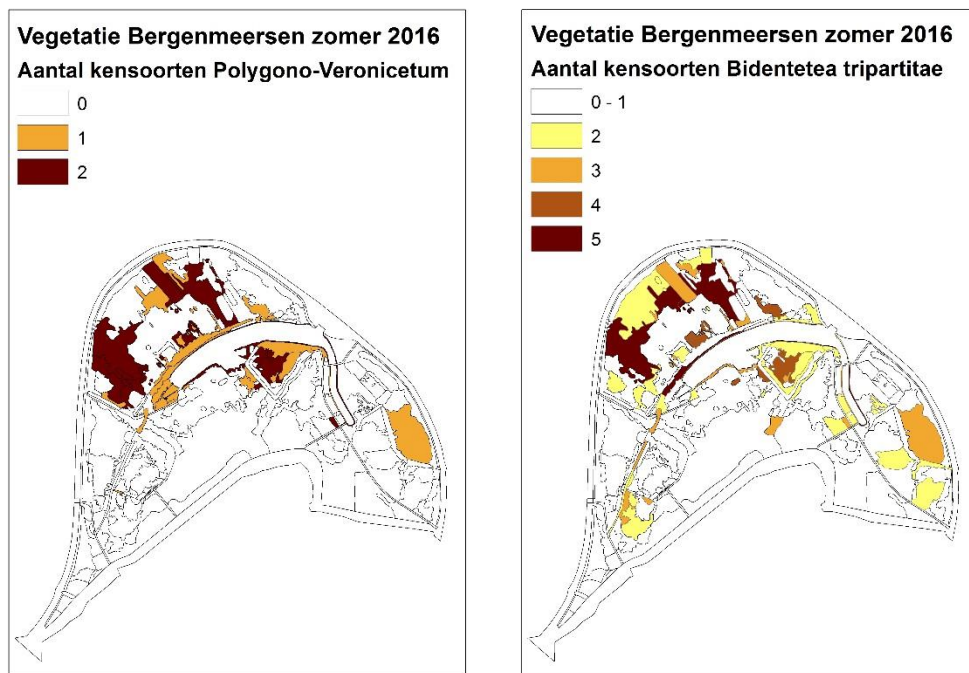
Dergelijke kale bodem, gecombineerd met een hoog overstromingsregime vormen de ideale opgroeiomstandigheden voor leden van het *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquaticae* associatie (Rietklasse - *Phragmitetea*). Kenmerkend voor deze associatie is het voorkomen van Witte Waterkers *Nasturtium officinale* en Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica*. Voorwaarde voor het voorkomen van de associatie is dat het water frequent, maar niet al te krachtig stroomt en dat er bovendien geen te sterke concurrentie is van andere plantensoorten. Het is de typische pioniersgemeenschap van het zoetwatergetijdengebied en omvat vele laagblijvende, eenjarige kruiden. Zowel in Nederland als in België is het een behoorlijk zeldzaam vegetatietype dat, voor zijn behoud, dynamiek gegenereerd door het getij absoluut nodig heeft (Hennekens et al, 2010). Het voorkomen van de associatie in Bergenmeersen wordt weergegeven in Figuur 4-12. Belangrijk hierbij te vermelden is dat niet alle ingekleurde polygonen integraal gecategoriseerd kunnen worden als de

associatie van Witte Waterkers en Blauwe Waterereprijs. Het voorkomen van deze associatie is immers fragmentarisch en vaak gaat ze over in andere pioniersvegetaties.

Een andere pioniersvegetatie die abundant aanwezig is in Bergenmeersen is het *Bidention tripartitae*-verbond (klasse *Bidentetea tripartitae*). Kenmerkende soorten voor dit verbond zijn Blaartrekkende Boterbloem *Ranunculus sceleratus*, Waterpeper *Persicaria hydropiper*, Moeraskers *Rorippa palustris*, Zwart Tandzaad *Bidens frondosa*, Beklierde Duizendknoop *Persicaria lapathifolia*, Veerdelig Tandzaad *Bidens tripartita*, Goudzuring *Rumex maritimus*, Moeraszuring *Rumex palustris*, Rode Ganzenvoet *Chenopodium rubrum*, Rosse Vossenstaart *Alopecurus aequalis* en Liggende Ganzerik *Potentilla supina*. De laatste drie opgesomde soorten werden echter niet tijdens de vegetatiekartering opgemerkt. Het voorkomen van deze kensoorten wordt weergegeven in Figuur 4-13. Wat meteen opvalt is dat het *Polygono-Veronicetum anagallidis aquatica* en *Bidention tripartitae* grofweg op dezelfde plekken voorkomen. Beide vegetatietypen nemen een gelijkaardig habitat in en gaan bijgevolg vaak in elkaar over (Figuur 4-14). Het *Bidention tripartitae* is echter een hoger opgaand vegetatietype vergeleken met het *Polygono-Veronicetum*, waardoor er vaak toch een zekere differentiatie is op te merken. Zo zien we vaak kale slikken eerst gekoloniseerd worden door het *Polygono-Veronicetum*, waarna deze associatie vervolgens weggeconcentreerd wordt door het *Bidention tripartitae*. De vertegenwoordigers van het *Bidention tripartitae* zijn hoofdzakelijk zomerannuellen. Na enkele jaren invaderen meerjarige vertegenwoordigers van de Phragmitetia klasse zoals Riet *Phragmites australis*, Rietgras *Phalaris arundinacea*, Liesgras *Glyceria maxima* en Grote Lisodde *Typha latifolia* de *Bidention tripartitae* vegetaties waarna deze laatste verdwijnt (Figuur 4-15).



Figuur 4-11: Overzicht van het voorkomen van slikken en open water te Bergenmeersen in de zomer van 2016



Figuur 4-12 (links): Voorkomen van de verschillende kensoorten van het *Polygono-Veronicetum anagallidis-aquatica* te Bergenmeersen in de zomer van 2016.

Figuur 4-13 (rechts): Voorkomen van verschillende kensoorten van het *Bidentetea tripartitae* te Bergenmeersen in de zomer van 2016.



Figuur 4-14: Het voorkomen van de associatie van Witte Waterkers en Blauwe Waterereprijs (voorgrond) is typisch gebonden aan pionierssituaties in zoetwatergetijdengebied. Deze associatie is laagblijvend en kan overgaan in een andere, hoogopgaande pioniersvegetatie, met name het *Bidentetea tripartitae*, waar verschillende soorten tanzaden domineren (achtergrond).



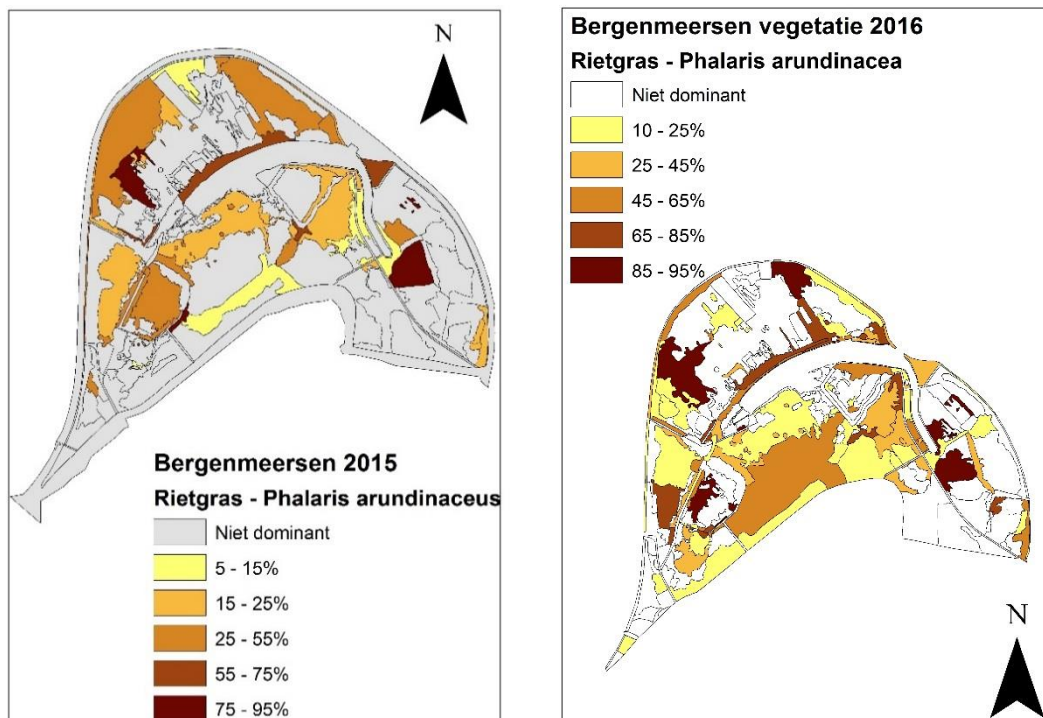
*Figuur 4-15: Voorbeeld van het voorkomen van het *Bidentetea tripartitae* te Bergenmeersen. Deze pioniersvegetatie weet zich meestal te vestigen langs de oevers van lagergelegen depressies. In de randen rukken vertegenwoordigers van de *Phragmitetea* zoals Grote Lisdodde *Typha latifolia* en Rietgras *Phalaris arundinacea* reeds op.*

Een soort die al enkele jaren een enorme gebiedsuitbreiding kent is Rietgras *Phalaris arundinacea*. De soort kan niet alleen beginnen domineren in het *Bidentetea tripartitae*, maar profiteert in Bergenmeersen uitermate van het wegvallen van het hooilandbeheer in en beweiding van het gebied. Rietgras vormt er grote, vlakvormige begroeiingen. 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 hooilandsoorten. Bovendien is de soort resistent tegen grote schommelingen in waterstanden. Rietgras is in Bergenmeersen wijd verspreid en werd tijdens de kartering in niet minder dan 222 polygonen (=87%) opgemerkt. In de helft van alle polygonen, met name 128, werd de soort een dominantiestatus toegekend (Figuur 4-17). Ten overstaan van 2015 (Figuur 4-16) nam de dominantie van Rietgras in 2016 nog sterk toe. Op sommige plekken lijkt de soort verdwenen te zijn, maar dit heeft voornamelijk te maken met de manier waarop de polygonen werden ingetekend. Op bepaalde locaties was in 2015 een lichte dominantie van de soort op te merken, maar werd ze nog niet als aparte polygoon gekarteerd. In 2016 was de dominantie dermate toegenomen dat geopteerd werd om de polygonen op te splitsen. Op andere locaties is de dominantie van Rietgras echter wel substantieel afgenomen. Vooral daar waar Rietgras en Liesgras *Glyceria maxima* gezamenlijk voorkomen verliest globaal genomen Rietgras terrein.

Liesgras profiteert in Bergenmeersen van de uitgebreide winterse overstromingen en de hogere zomerse waterstanden. Belangrijk hierbij is dat in de zomer de watertafel niet te ver onder het maaiveld mag zakken, daar een oppervlakkige uitdroging van de bodem nefast is voor de soort. Het aanwezige getij zorgt ervoor dat de kale bodem die onder de Liesgrasvegetatie aanwezig is niet echt kan uitdrogen. Het voorkomen van Liesgras in Bergenmeersen is slechts beperkt tot enkele percelen, maar neemt de laatste jaren wel gestaag toe (Figuur 4-19). Ondanks de nabije ligging van de hoofdgracht ontwateren deze percelen relatief slecht, waardoor er geregeld enkele centimeter water boven het maaiveld aanwezig blijft vooraleer de volgende vloedgolf het GGG binnenkomt. De ontwikkeling van een goed drainerend krekensysteem in het gebied zal wellicht leiden tot een inkrimping

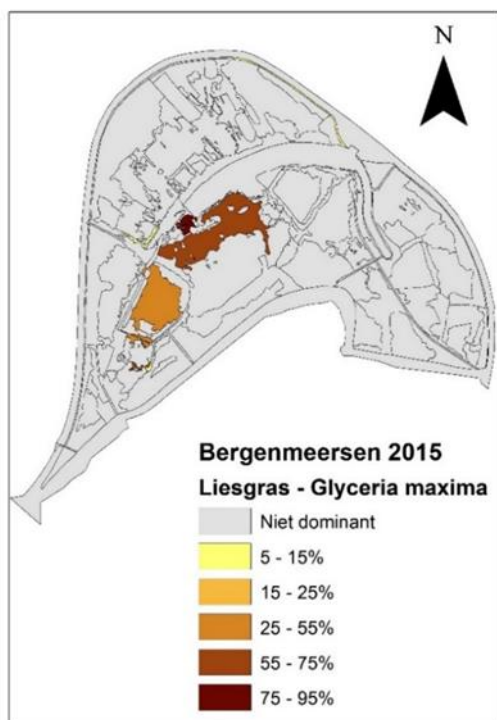
van het areaal aan Liesgras tot aan de oevers van de krekken. Wat betreft de evolutie van het voorkomen van Liesgras in Bergenmeersen valt voornamelijk de verdichting op. De plekken waar de soort reeds in 2015 voorkwam (Figuur 4-18) kennen in 2016 vooral een toegenomen dominantie van de soort (Figuur 4-19). Ook werden in 2016 verschillende nieuwe plekken gekoloniseerd. De soort werd in 108 polygonen (41%) vastgesteld, waarvan in 41 (16%) ze tevens een dominantiestatus werd toegekend. De verwachting leeft dat de komende jaren die nieuwe kolonisatieplekken, waar de dominantie nu nog gering is, een gelijkaardige evolutie richting verdichting zullen kennen.

Indien er te veel en te lang water blijft staan in de percelen gedomineerd door Liesgras ontstaan open plekken met water. Locaties die tot maximaal 20 cm onder water staan, beschermd zijn tegen golfslag en waar veel slib en/of organisch materiaal wordt afgezet, vormen vervolgens de ideale voedingsbodem voor het ontwikkelen van een rompgemeenschap van *Typha latifolia* (klasse *Phragmitetea*). Daar Grote Lisdodde *Typha latifolia* de uitzonderlijke combinatie bezit van een grote hoeveelheid zaden aan te kunnen maken en zich bovendien via ondergrondse wortelstokken snel kan uitbreiden is het een gedegen pionier in natte omstandigheden. De soort kent in Bergenmeersen een verspreid voorkomen (Figuur 4-21). Zo werd ze opgemerkt in 124 polygonen (49%) en werd ze als dominant omschreven in 50 polygonen (20%). Weeda et al (1994) beschrijven dat een enkele plant Grote Lisdodde door middel van vegetatieve uitbreiding na een jaar een polygoon van 3 meter doorsnede kan vormen. Het is dus niet onlogisch aan te nemen dat in vele polygonen waar de soort nu sporadisch aanwezig is, er de komende jaren wellicht nieuwe polygonen met Grote Lisdodde als voornaamste dominante soort zullen ontstaan en dat de bestaande polygonen in welke Grote Lisdodde reeds domineert, verder zullen uitbreiden. Een dergelijk patroon zien we al duidelijk optreden in de door Liesgras gedomineerde percelen, alwaar cirkelvormige gaten veroorzaakt door dominantie van Grote Lisdodde ontstaan te midden van de monotone Liesgrasvegetatie.

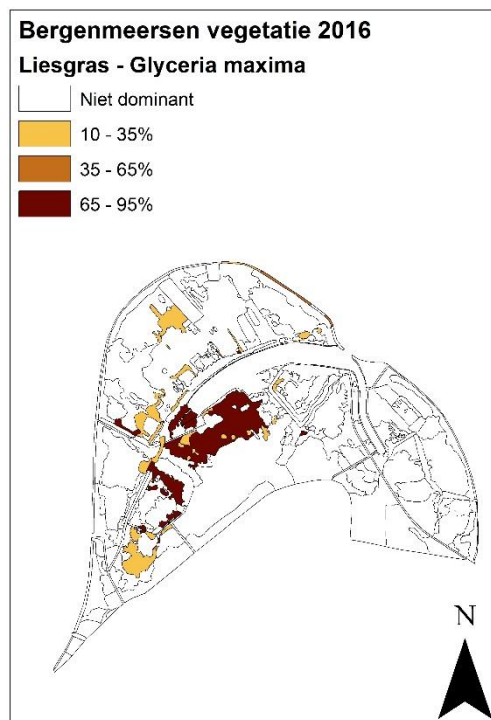


Figuur 4-16 (links): Overzicht van de dominantie van Rietgras *Phalaris arundinacea* te Bergenmeersen in de zomer van 2015

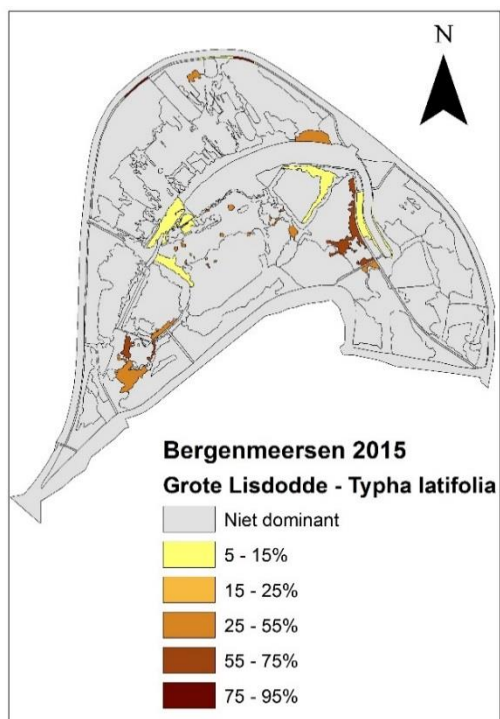
Figuur 4-17 (rechts): Overzicht van de dominantie van Rietgras *Phalaris arundinacea* te Bergenmeersen in de zomer van 2016



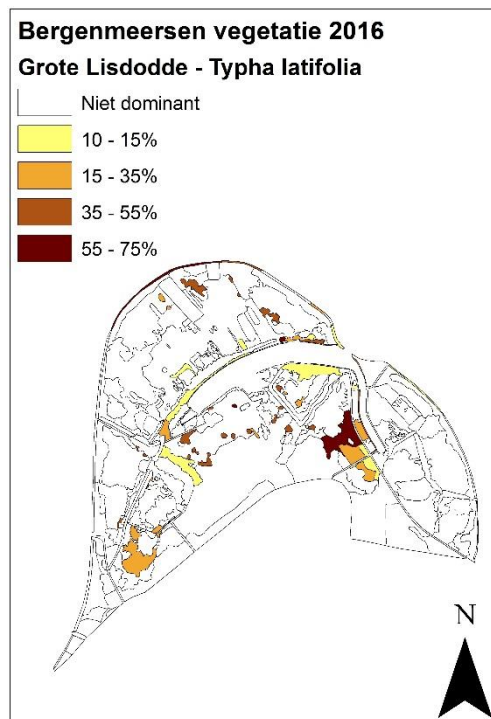
Figuur 4-18 (links): Overzicht van de dominantie van Liesgras *Glyceria maxima* te Bergenmeersen in de zomer van 2015



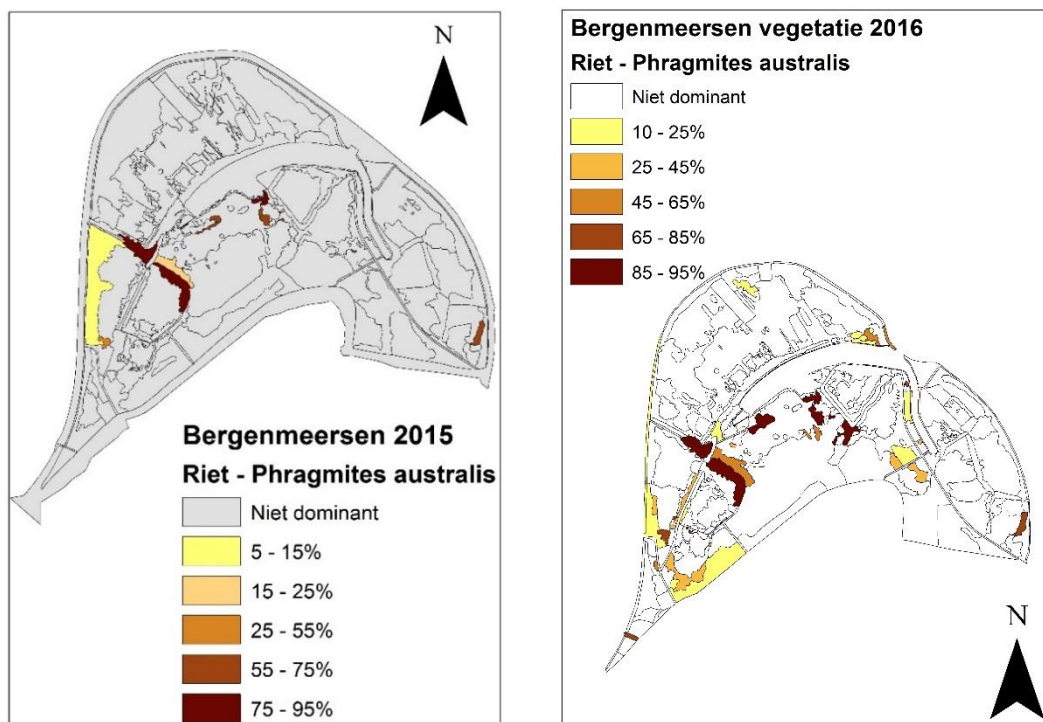
Figuur 4-19 (rechts): Overzicht van de dominantie van Liesgras *Glyceria maxima* te Bergenmeersen in de zomer van 2016



Figuur 4-20 (links): Overzicht van de dominanties van Grote Lisdodde *Typha latifolia* te Bergenmeersen in de zomer van 2015



Figuur 4-21 (rechts): Overzicht van de dominanties van Grote Lisdodde *Typha latifolia* te Bergenmeersen in de zomer van 2016



Figuur 4-22 (links): Overzicht van dominanties van Riet *Phragmites australis* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2015

Figuur 4-23 (rechts): Overzicht van dominanties van Riet *Phragmites australis* te Bergenmeersen tijdens de zomer van 2016

Vegetaties gedomineerd door Rietgras, Liesgras en Grote Lisdodde zullen na verloop van tijd geleidelijk vervangen worden door Riet-gedomineerde vegetaties. Dit vegetatietype, het *Typho-Phragmitetum calthetosum*, is kenmerkend voor het zoetwatergetijdgebied. Typisch voor dit vegetatietype is het voorkomen van Spindotterbloem *Caltha palustris subsp. araneosa*, Bittere Veldkers *Cardamine amara*, Moeras-vergeet-me-nietje *Myosotis scorpioides*, Ruw Beemdgras *Poa trivialis* en Speenkruid *Ficaria verna*. Op Moeras-vergeet-me-nietje na zijn alle kensoorten van dit vegetatietype soorten die vroeger op het jaar bloeien en werden derhalve niet meer aangetroffen tijdens de vegetatiekartering van september. Of we in Bergenmeersen al kunnen spreken van dit vegetatietype is momenteel nog niet duidelijk. De door riet-gedomineerde vegetaties zijn in het gebied eerder spaarzaam aanwezig (Figuur 4-23), en is vooral nog gelinkt aan het voorkomen van afwateringsgrachten, een restant van het vroegere landgebruik. De soort lijkt echter wel duidelijk toe te nemen in het gebied. Daar waarin 2015 nog dominanties van Riet in slechts 10 polygonen (8%) werden vastgesteld, was dit in 2016 al opgelopen tot 45 polygonen (17%). Verder werd ze in iets meer dan de helft van de polygonen opgemerkt (133 polygonen – 52%). De soort kan nieuwe gebieden koloniseren via zaden, maar verspreidt zich, indien aanwezig toch hoofdzakelijk via een uitgebreid wortelstokkenstelsel. Deze manier van verspreiden verloopt tot maximaal 5 meter per jaar. Als de verspreiding van Riet in 2015 en 2016 vergeleken wordt (Figuur 4-22 en Figuur 4-23) valt meteen op dat de bestaande, dense rietvegetaties in 2016 verder uitgegroeid zijn. Ook werden op verschillende nieuwe plekken vooralsnog lage dominanties van de soort opgetekend. Globaal kan gesteld worden dat de vestiging en uitbreiding van Riet in Bergenmeersen goed verloopt.

Zoals eerder vermeld was het meest abundante habitat te Bergenmeersen voor de opstart van het GGG grasland. Strikt genomen vallen soorten zoals Riet *Phragmites australis*, Rietgras *Phalaris arundinaceus* en Liesgras *Glyceria maxima* mee onder de noemer *Poaceae*, maar daar deze soorten nauwelijks enige relatie met graslanden hebben, werden deze soorten dan ook uit de bovenstaande

analyse weerhouden. Diverse typen graslanden zijn nog steeds omnipresent in het gebied aanwezig (Figuur 4-26). Zo werden in maar liefst 173 polygonen (67%) vertegenwoordigers van de *Poaceae* vastgesteld. In 130 (51%) hiervan werd een zekere dominantie van deze soortgroep vastgesteld. Als vergeleken wordt met 2015 is de achteruitgang van graslanden markant. Toen waren immers in 107 polygonen (84%) nog vertegenwoordigers van de *Poaceae* aanwezig, en werd een dominantie vastgesteld in 81 polygonen (64%). Graslanden zijn echter nog steeds het meest voorkomende vegetatietype in het GGG. Bovendien loopt de evolutie van het areaal niet overal gelijkaardig in het gebied. Zo treden er nauwelijks veranderingen op in de oostelijke en zuidoostelijke hoek van Bergenmeersen (Figuur 4-25, Figuur 4-26 en Figuur 4-24), terwijl ten zuiden van de hoofdkreek er een duidelijke afname opgetekend wordt. Hier stelt zich een sterke verruiging van het gebied door Rietgras (Figuur 4-16 en Figuur 4-17). Tijdens de kartering van 2016 werden 18 soorten grassen vastgesteld, twee soorten meer dan het jaar ervoor. Het overgrote deel van de soorten werd in 2016 in meer polygonen vastgesteld, vergeleken met het voorgaande jaar. Indien echter rekening wordt gehouden met het toegenomen aantal polygonen in 2016 ten overstaan van 2015, dan wijzigt het plaatje helemaal (Tabel 4-1). Zo kwamen 7 soorten relatief gezien in minder polygonen voor in 2016. 12 soorten vertoonden geen substantiële af- of toename en 1 soort nam toe ten overstaan van 2015. De soorten die een voorkeur hebben voor vochtige tot natte bodems kenden op Ruwe Smele *Deschampsia cespitosa* na, globaal genomen een onveranderd voorkomen. Beemdlangbloem *Festuca pratensis* werd niet meer waargenomen, terwijl Geknikte Vossenstaart *Alopecurus geniculatus* en Grote Vossenstaart *Alopecurus pratensis* voor het eerst werden waargenomen. Deze laatste is een typische voorjaarssoort, waarvan in de zomer enkel nog de onderste bladeren overblijven, wat de herkenning sterk bemoeilijkt. Het valt aan te nemen dat Grote Vossenstaart tijdens de kartering van 2015 niet herkend werd maar wel aanwezig was in het gebied. Fioringras *Agrostis stolonifera* nam in absoluut voorkomen sterk toe, maar kende in relatief voorkomen maar een lichte stijging. De soort lijkt te profiteren van de vernatting die in het gebied optreedt.

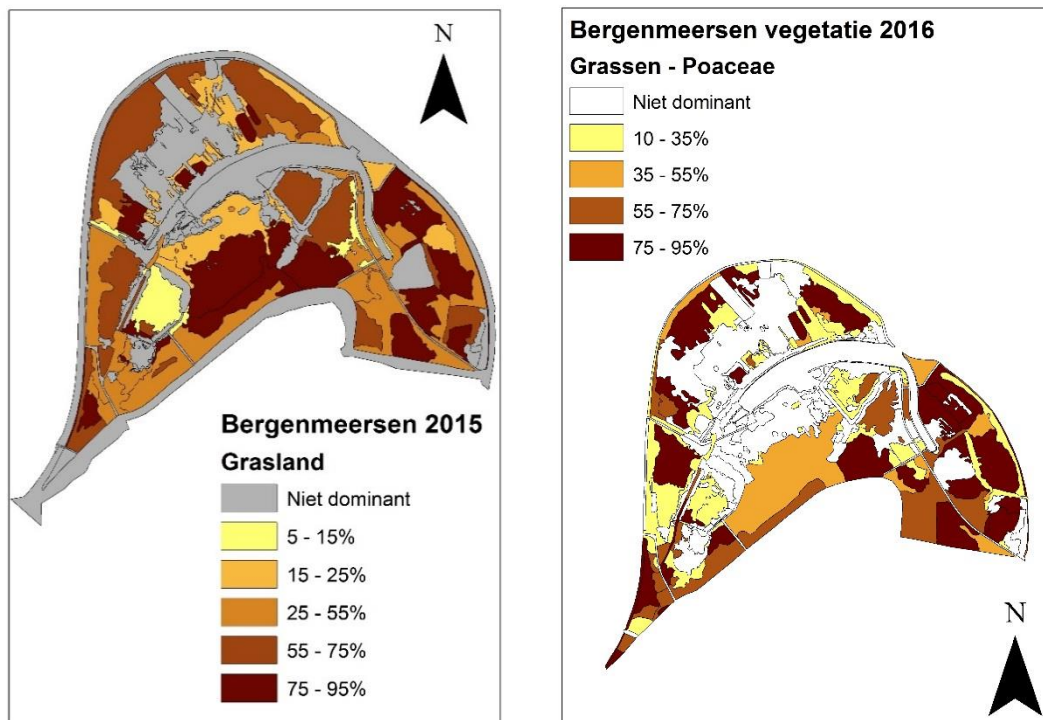


Figuur 4-24 Dominanties van Ruwe Smele *Deschampsia cespitosa* zijn vooral aan te treffen in het noordelijk-oostelijke deel van Bergenmeersen

Tabel 4-1: Overzicht van de waargenomen grassoorten te Bergenmeersen in de zomer van 2015 en de zomer van 2016. Voor beide jaren wordt de aanwezigheid in het aantal polygonen van het respectievelijke jaar weergegeven. Verder wordt de relatieve evolutie per soort weergegeven gebruik makende van het relatieve verschil tussen beide jaren in het aantal polygonen waar de soort waargenomen werd ten overstaan van het totaal aantal polygonen.

Nederlandse naam	Latijnse naam	2015	2016	Relatieve evolutie
Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>	35	47	-9%
Kropaar	<i>Dactylis glomerata</i>	42	59	-9%
Rietzwenkgras	<i>Festuca arundinacea</i>	34	48	-8%
Kweek	<i>Elytrigia repens</i>	31	44	-7%
Ruwe Smele	<i>Deschampsia cespitosa</i>	26	35	-7%
Engels Raaigras	<i>Lolium perenne</i>	14	14	-6%
Italiaans Raaigras	<i>Lolium multiflorum</i>	14	14	-6%
Europese Hanenpoot	<i>Echinochloa crus-galli</i>	6	1	-4%
Gestreepte Witbol	<i>Holcus lanatus</i>	24	41	-3%
Stekelige Hanenpoot	<i>Echinochloa muricata</i>	4	0	-3%
Mannagras	<i>Glyceria fluitans</i>	23	41	-2%
Beemdlangbloem	<i>Festuca pratensis</i>	1	0	-1%
Gewoon Struisgras	<i>Agrostis capillaris</i>	2	1	-1%
Timoteegras	<i>Phleum pratense</i>	23	44	-1%
Geknikte Vossenstaart	<i>Alopecurus geniculatus</i>	0	1	0%
Straatgras	<i>Poa annua</i>	2	3	0%
Duinriet	<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	1	0%
Hoog Struisgras	<i>Agrostis gigantea</i>	0	3	1%
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	11	33	4%
Grote Vossenstaart	<i>Alopecurus pratensis</i>	0	22	9%

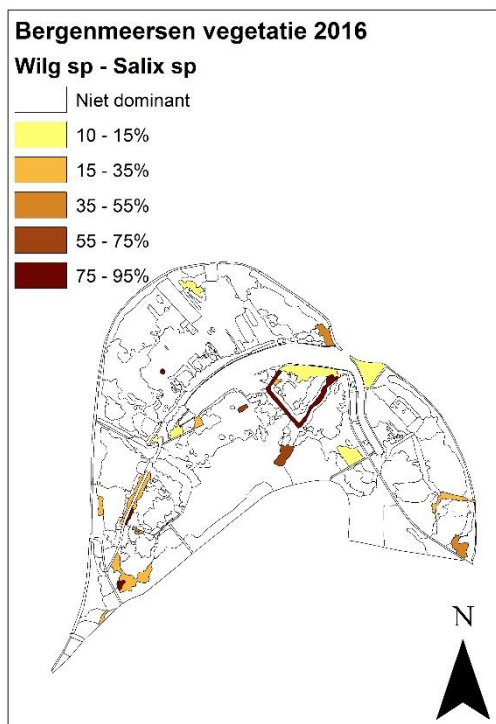
Soorten die eerder de voorkeur uitdragen voor droge/vochtige tot vochtige bodems ondergingen in 2016 hoofdzakelijk een relatieve vermindering in het aantal polygonen waar deze soorten voorkwamen. Vooral soorten als Glanshaver *Arrhenatherum elatius*, Kropaar *Dactylis glomerata*, Rietzwenkgras *Festuca arundinacea* en Kweek *Elytrigia repens* kenden een relatief sterke achteruitgang.



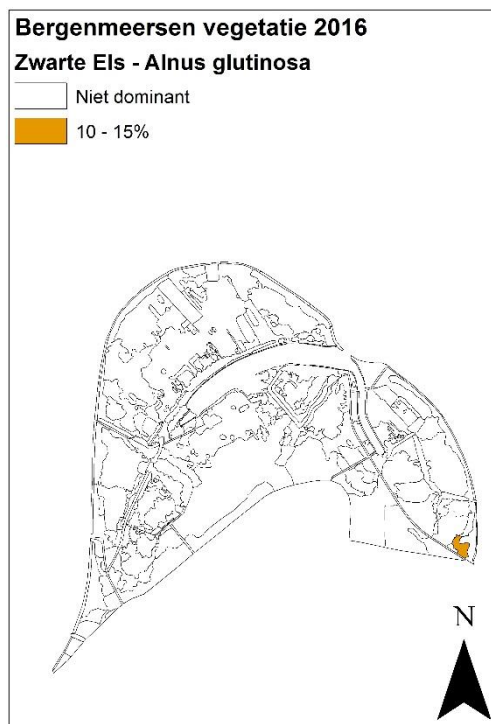
Figuur 4-25: Overzicht van de dominantie van Grassen Poaceae te Bergenmeersen in de zomer van 2015

Figuur 4-26: Overzicht van de dominantie van Grassen Poaceae te Bergenmeersen in de zomer van 2016

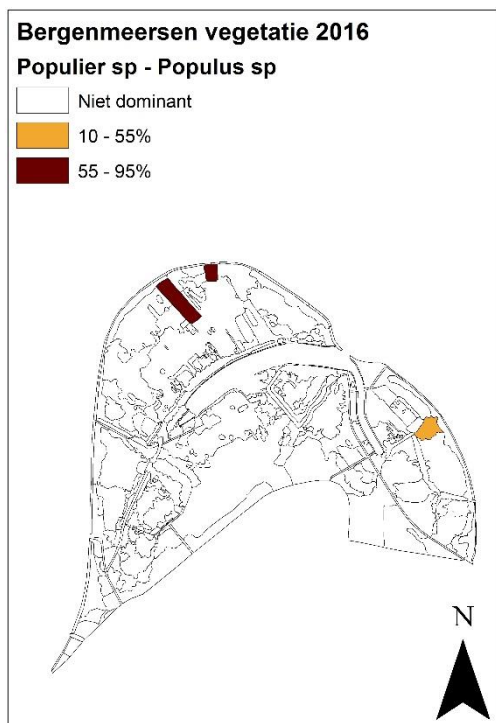
Het eindstadium in de successie van zoetwaterschorren zijn wilgenvloedbossen. Grote delen van Bergenmeersen hebben tot doel om op middellange tot lange termijn uiteindelijk tot wilgenvloedbos te evolueren (dit als compenserende maatregelen voor de bomen en bosjes die gekapt zijn in de cluster Kalkense Meersen voor de herinrichting van de overstromingsgebieden). De weinige bomen die op dit moment aanwezig zijn in Bergenmeersen vormen de restanten van het vroegere landgebruik. Enkele knotwilgenrijen en geïsoleerde knotwilgen bevinden zich langsheen de vele beken die het gebied doorkruisen. In het noordelijke deel vind je twee kleine populierenbosjes en in het oostelijke deel bevindt zich een klein elzenbosje. Dit was de uitgangssituatie in 2013 waarna het getijdengebied in werking werd gesteld. Deze relictten werden logischerwijs ook in 2014 aangetroffen. In 2014 doken op vele plaatsen zaailingen van Wilg *Salix sp.* op, wat minstens aangeeft de randvoorwaarden voor zaden om te kunnen kiemen goed genoeg zijn. In Figuur 4-27 wordt een overzicht gegeven van de polygonen alwaar diverse wilgensoorten domineerden. Hierbij valt op dat naast de locaties waar er voor de opstart van het GGG al wilgen stonden, er op diverse nieuwe locaties dominanties van Wilgen zijn opgetreden. De komende jaren zullen deze zaailingen verder uitgroeien tot volwaardige wilgen, waardoor de dominantie op diverse locaties verder zal toenemen. Een tweede boomsoort die in 2016 als dominant opgetekend werd, betrof de Zwarte Els *Alnus glutinosa*. De dominantie bleef echter beperkt tot een locatie in het uiterste zuidoosten van het gebied, alwaar onder andere deze soort enkele jaren geleden aangeplant werd (Figuur 4-28). Een uitbreiding van de soort richting andere delen van het gebied lijkt nog niet voor meteen vermits ze weinig tolerant ten overstaan van getijdewerking staat. Ook de aanwezige Populieren *Populus sp* (Figuur 4-29) werden vroeger aangeplant. De meeste bomen blijven tot op heden vitaal, ondanks het frequent overspoelen met oppervlaktewater. Daar de meeste bomen boven de gemiddelde hoogwaterlijn staan, valt aan te nemen dat ze niet onmiddellijk zullen verdrinken zoals met een deel van de Populieren in het Lippenbroek wel gebeurde.



Figuur 4-27: Overzicht van de dominantie van Wilgen *Salix sp* te Bergenmeersen in de zomer van 2016



Figuur 4-28: Overzicht van de dominantie van Zwarte Els *Alnus glutinosa* te Bergenmeersen in de zomer van 2016



Figuur 4-29: Overzicht van de dominantie van Populieren *Populus sp* te Bergenmeersen in de zomer van 2016

4.4 BENTHOS

4.4.1 Materialen en Methoden

Het benthosoverzicht van Bergenmeersen omvat de staalnameperiode vanaf de aanvang van de monitoring in 2013 tot en met 2016. Telkens werden vijf locaties bemonsterd: SET 1, 2, 3, 4 en 5.

4.4.2 Resultaten

In totaal werden 42 benthostaxa aangetroffen in de bodemstalen die verzameld werden in de periode 2013 – 2016 op de verschillende staalnamelocaties in Bergenmeersen. De stalen van locatie SET 2 leverden de kleinste bijdrage en die van SET 3 de grootste. Enkel pissebedden (Oniscidea) konden aan de taxonlijst worden toegevoegd na de staalnamecampagnes van 2016. Naast Chironomidae, Enchytraeidae, Lumbricidae en Nematoda, werden sinds 2016 ook Tubificidae met haren minstens één keer op alle locaties waargenomen (Tabel 4-2).

Tabel 4-2 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld in Bergenmeersen (periode 2013 – 2016)

Taxon	SET 1	SET 2	SET 3	SET 4	SET 5
Acari			X		
Anisus spirorbis			X	X	
Aphidoidea					X
Araneae spec.				X	X
Asellus aquaticus			X	X	
Auchenorrhyncha	X		X		
Carabidae	X				X
Carychium minimum			X		
Cecidomyiidae	X	X		X	X
Ceratopogonidae		X	X	X	X
Chironomidae	X	X	X	X	X
Coleoptera spec.	X				X
Collembola			X	X	X
Diptera spec.					X
Dolichopodidae	X	X	X	X	
Enchytraeidae	X	X	X	X	X
Ephydriidae	X	X	X	X	
Erpobdella octoculata	X		X	X	
Erpobdella testacea				X	
Galba truncatula		X	X	X	
Hydrophilidae	X				X
Lepidoptera					X
Limoniidae		X	X	X	
Lumbricidae	X	X	X	X	X
Lumbriculidae	X		X	X	
Muscidae				X	
Nais elinguis			X	X	
Nais sp.		X			
Nematoda	X	X	X	X	X
Ophidonais serpentina			X	X	

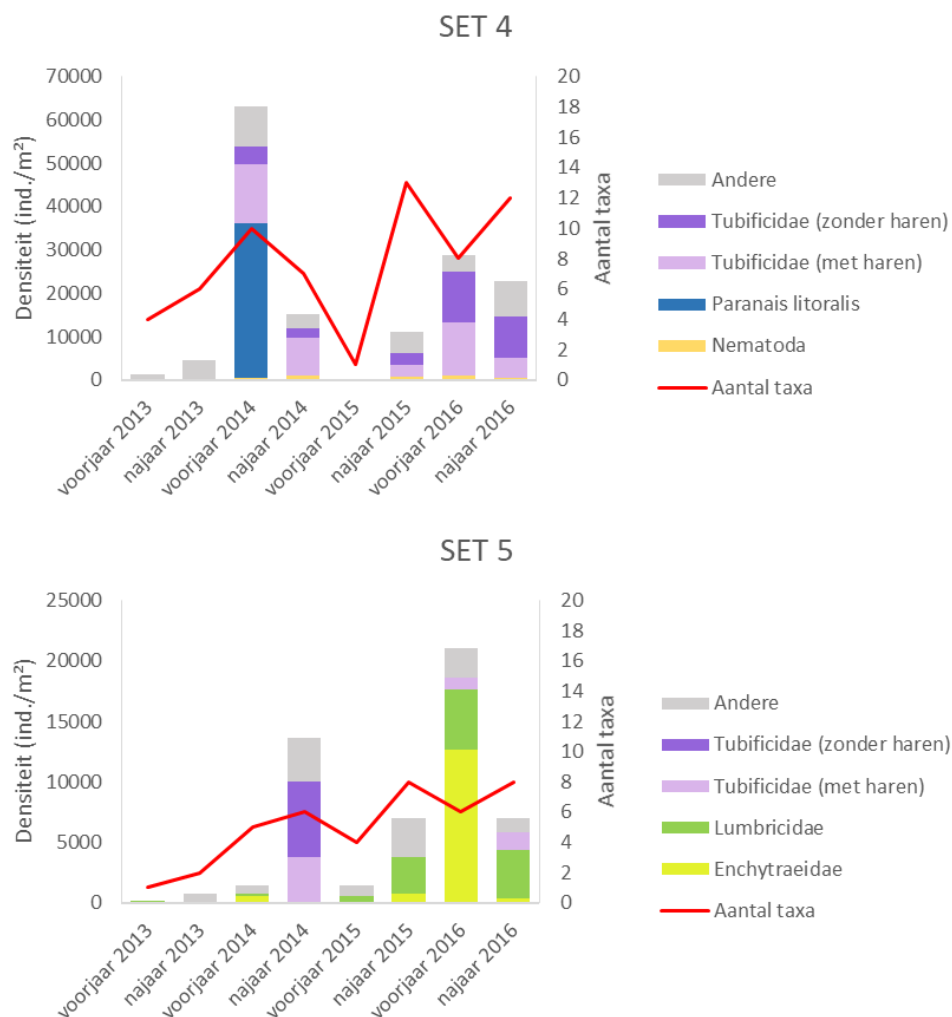
Taxon	SET 1	SET 2	SET 3	SET 4	SET 5
<i>Paranais frici</i>		X	X	X	
<i>Paranais litoralis</i>		X	X	X	X
<i>Phosphuga atrata</i>	X				
<i>Physa acuta</i>			X	X	
<i>Pisidium</i> sp.			X		
<i>Pristina longiseta</i>			X	X	
Psychodidae	X	X	X		
Sciomyzidae			X		
<i>Succinea putris</i>	X		X	X	X
Tipulidae	X				X
<i>Trachelipus rathkii</i>	X				
Tubificidae (met haren)	X	X	X	X	X
Tubificidae (zonder haren)		X	X	X	X
Totaal aantal taxa	19	16	29	27	19

Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) waren de dominante taxa ter hoogte van locatie SET 1. Doorgaans werden er hogere densiteiten Lumbricidae en Enchytraeidae vastgesteld in het voorjaar dan in het najaar (Figuur 4-30). De andere staalnamelocaties bevatten geen consistent dominante taxa, maar tenminste vanaf het najaar van 2015 vormden Oligochaeta (*Tubificidae* met en zonder haren en *Paranais litoralis*) een belangrijk aandeel van de totale benthosdensiteit ter hoogte van locaties SET 2, SET 3 en SET 4 (Figuur 4-30 en Figuur 4-31). De benthosdensiteiten ter hoogte van SET 2, 3, 4 en 5 zijn inmiddels veel hoger dan bij de aanvang van de benthosmonitoring in het voorjaar van 2013, maar ze verschillen sterk tussen de staalnamecampagnes. In het voorjaar van 2014 was er op locaties SET 2, 3 en 4 een sterke toename van de benthosdensiteit, waarbij *Paranais litoralis* het talrijkst was. Daarna vormden Tubificidae met en zonder haren de dominante taxa, hoewel de densiteiten sterke fluctuaties vertoonden. Ter hoogte van SET 2 volgde echter een gestage toename van Nematoda. De stalen van locatie SET 5 bevatten opvallend grote aantallen Tubificidae in het najaar van 2014, maar vanaf 2015 werd Lumbricidae het dominante taxon. Vooral Tubificidae met haren werden echter nog geregeld teruggevonden in de stalen van SET 5. Het aantal taxa bleef meestal kleiner dan tien. Enkel ter hoogte van SET 3 werd dit aantal sinds het najaar van 2015 steeds overtroffen.

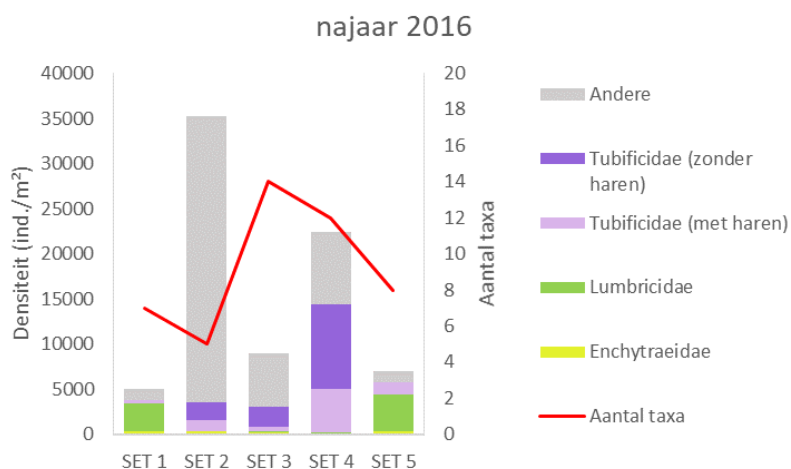
In Figuur 4-32 wordt de benthosdensiteit en -diversiteit van het najaar 2016 op de verschillende staalnamelocaties vergeleken. Op de hoogst gelegen locaties SET 1 en SET 5 waren Lumbricidae het talrijkst, maar de totale benthosdensiteiten waren er kleiner dan op de lager gelegen locaties SET 2, 3 en 4. Op de laagst gelegen locaties vormden Tubificidae een belangrijk aandeel van de totale benthosdensiteit, maar de stalen van SET 2 en SET 3 bevatten opvallend grote aantallen Nematoda. In de stalen van SET 4 werden relatief grote aantallen Collembola (springstaarten) aangetroffen in het najaar van 2016.



Figuur 4-30 Benthosdensiteit ter hoogte van locaties SET 1, SET 2 en SET 3 in Bergenmeersen (periode 2013 – 2016). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 4-31 Benthosdensiteit ter hoogte van locaties SET 4 en SET 5 in Bergenmeersen (periode 2013 – 2016). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



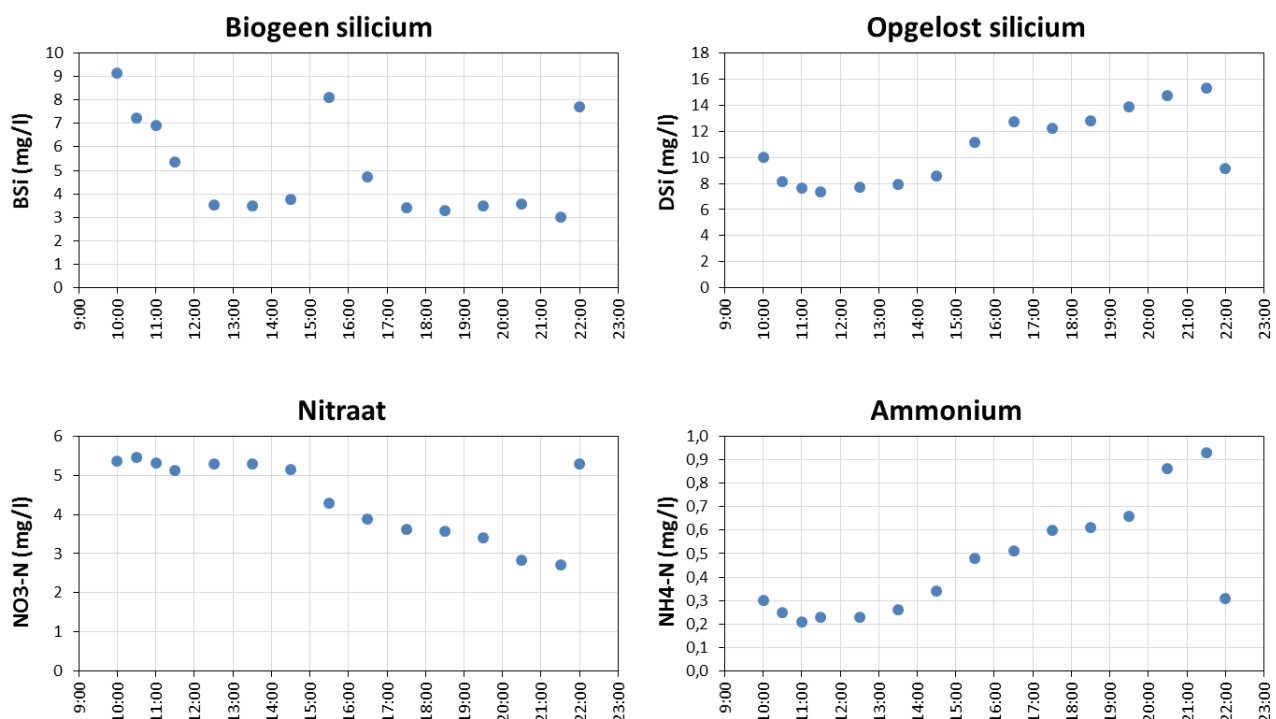
Figuur 4-32 Benthosdensiteit ter hoogte van locaties SET 4 en SET 5 in Bergenmeersen (periode 2013 – 2016). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.

4.4.3 Bespreking benthos Bergenmeersen

De dominantie van Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) ter hoogte van SET 1 en SET 5 geeft aan dat deze locaties slechts sporadisch overstroomd. Beide taxa zijn namelijk kenmerkend voor meer terrestrische habitatten. De benthosdensiteit en -samenstelling van SET 5 vertoonden echter vrij grote veranderingen gedurende de studieperiode. Vermoedelijk is dit een gevolg van de beperkte kreekvorming en compacte kleibodem in dit deel van het gebied. De afwatering na langdurige regenval of na uitzonderlijk hoog tij verloopt hierdoor minder vlot. In achtergebleven plassen rond SET 5 kunnen dan (tijdelijk) eerder aquatische benthosgemeenschappen ontwikkelen, met Tubificidae als dominant taxon. Locaties SET 2, SET 3 en SET 4 ondervinden meer invloed van het gereduceerd getij, waardoor het benthos er vooral uit aquatische en semi-aquatische taxa bestaat. Sterke fluctuaties van de benthosdensiteit op deze locaties zijn wellicht een gevolg van veranderingen in de waterstand, de mate van afwatering door kreekvorming en de successie van vegetatie die hiermee samenhangt. Mogelijk houden ook de toename van Nematoda ter hoogte van SET 2 en SET 3 en de toename van het aantal taxa op alle laag gelegen staalnamelocaties verband met de vegetatieontwikkeling.

4.5 WATERKWALITEIT

Ook in 2016 werd een jaarlijkse dertienuurscampagne georganiseerd, op 22 september. Gedurende een gans getij werd de kwaliteit van het in- en uitgaande water opgevolgd. Het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout stond in voor het opmeten van de waterbalans. Bij de verwerking van de data waren de waterbalansen nog niet beschikbaar voor elke dertienuurs van de voorbije jaren. In dit hoofdstuk worden daarom enkele in het oog springende resultaten weergegeven, die het functioneren van het gebied illustreren (Figuur 4-33).



Figuur 4-33 Verloop van de waterkwaliteitsparameters Biogeen silicium, Opgelost silicium, Nitraat en Ammonium tijdens de dertienuurscampagne op 22/09/2016.

4.5.1 Silicium

Naar waterkwaliteit toe, kunnen intergetijdengebieden een belangrijke rol spelen bij het herstel van de N/Si balans. De meting te Bergenmeersen illustreert dat dit GGG deze functie goed vervult.

De instroom van het Scheldewater tijdens de campagne op 22 september, startte om 9:49 en liep tot 11:53. Om 21:55 eindigde de campagne met de instroom van het volgende getij. Tijdens de instroom kent het water duidelijk een hogere concentratie aan biogeen silicium en een lagere concentratie aan opgelost silicium. Kiezelwieren hebben opgelost silicium nodig voor de bouw van hun silicium skelet. Tijdens perioden van algenbloei kunnen hierdoor silicium tekorten ontstaan in de Schelde.

Het silicium dat werd opgenomen door algen, maar ook planten zoals Riet, wordt ingebouwd in biomoleculen en wordt biogeen silicium genoemd. Dit biogeen silicium is nu in een niet meer opneembare vorm voor kiezelwieren. Wanneer dit biogeen silicium wordt afgezet in schorgebieden, kan het hier gerecycleerd worden en terug uitstromen als opgelost silicium.

De campagne in Bergenmeersen toont duidelijk de hogere concentratie aan BSi tijdens instroom en een lagere tijdens uitstroom (Om 15:30 is er wel een onverklaarde uitschieter). Voor opgelost silicium geldt het omgekeerde: hier neemt de concentratie sterk toe tijdens uitstroom, wat mooi aantoont dat dit GGG de functies van silicium recyclage vervult.

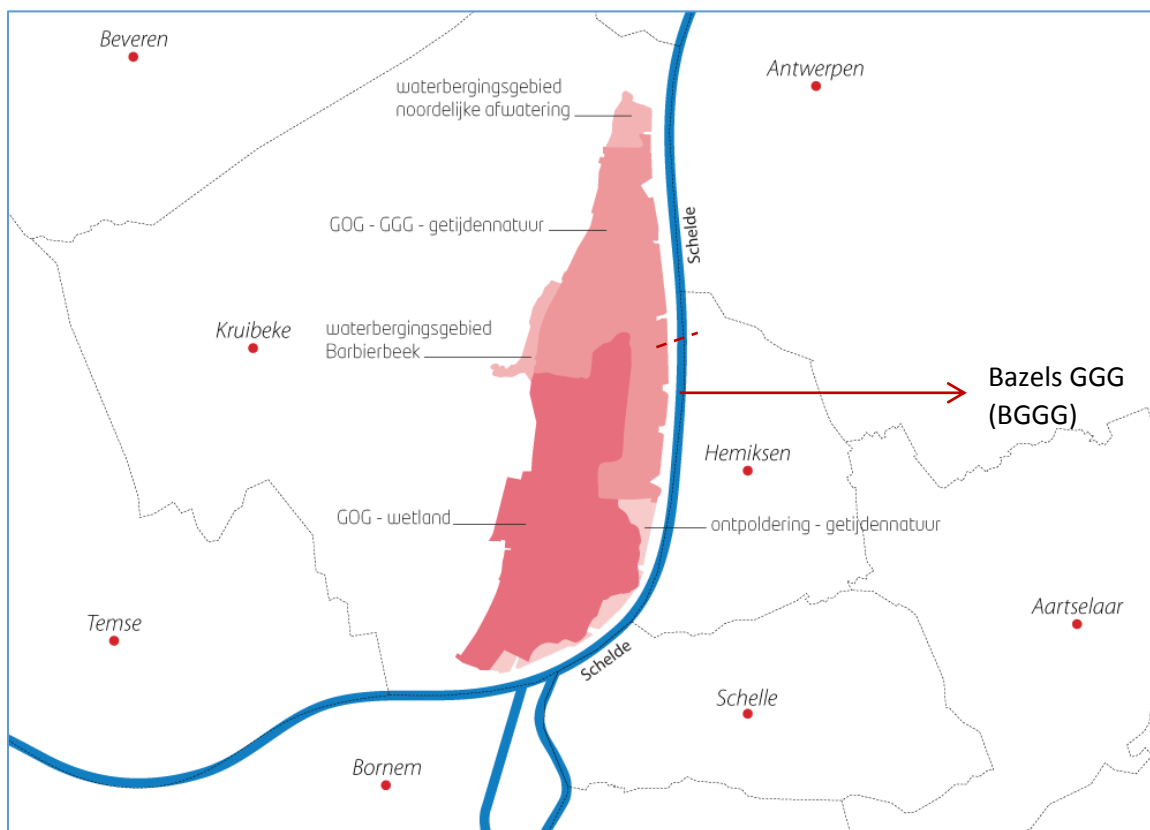
4.5.2 Stikstof

Voor stikstof streven de nieuwe Sigmagebieden een daling na. In Bergenmeersen is een duidelijke daling te zien voor nitraat bij het uitstromende water (Figuur 4-33), van 5.5 naar 2.9 mg/l NO₃-N. Het water met de langste verblijftijd in het gebied, dat net voor het nieuwe getij uitstroomt, kent een nitraat concentratie die bijna 50% lager ligt dan de instroomconcentratie. Ammonium daarentegen kent een sterke stijging, van 0.21 naar 0.92 mg/l NH₄-N. Deze concentratie is echter klein ten opzichte van de nitraatconcentratie, zodat er netto een sterke daling is van de totale opgeloste anorganische stikstof.

5 BAZELS GGG

5.1 INLEIDING

In 1994 werd door de Vlaamse Regering beslist dat de polders van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde (KBR, ook wel “de Polders van Kruibeke” 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 Kruibeke 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 nog niet volledig afgerond, maar het GGG-deelgebied te Bazel (Bazels GGG of BGGG) is vanaf 2014 in werking gesteld. Dit deel werd samen met de Kruibeekse Polder en de Kruibeekse Kreek aangeduid voor de ontwikkeling van dit type estuariene natuur; de Fasseit polder zal via ontpoldering terug omgevormd worden tot getijdennatuur.



Figuur 5-1 Situering Bazels GGG (BGGG) in GOG Kruibeke Bazel Rupelmonde.
Bron: <http://www.sigmaplan.be/nl/projectgebieden/kruibeke-bazel-rupelmonde>.

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 de hoger gelegen schorren. 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 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. In wat volgt, wordt een overzicht gegeven van de resultaten van de monitoring van sedimentatiesnelheden, vegetatiekarteringen en benthos data voor het jaar 2016.

5.2 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

5.2.1 Inleiding

De opstart van het Bazels GGG werd gegeven met de opening van de kleinere noordelijke inwateringssluys op 28 april 2014. Vanaf deze datum kende de polder een beperkt GGG-werking. Met het opendraaien van de grotere, zuidelijke inwateringssluys op 8 maart 2015 werd de Bazelse Polder een volwaardig functionerend GGG. Gedurende de daaropvolgende maanden en jaren werden met enige regelmaat de sluizen toegedraaid, vooral in functie van beheer van het gebied door de landbouwers, maar ook voor actieve werkzaamheden in het gebied. In Tabel 5-1 wordt een overzicht gegeven per jaar van het aantal dagen dat het GGG actief en inactief is geweest. Omwille van de werkzaamheden in het GGG aan pijpleidingen door Air Liquide lag het aantal dagen in 2016 dat het gebied als GGG functioneerde merkelijk lager vergeleken met de voorgaande jaren. De werken die gebeurd zijn, betroffen echter eenmalige werkzaamheden. Voor een zo goed mogelijk functioneren van het gebied als GGG is het echter noodzakelijk dat de sluizen zo weinig mogelijk en zo kort mogelijk gesloten worden.

Tabel 5-1: Overzicht van het aantal dagen per jaar dat de inwateringssluizen van de Bazelse Polder open- en dichtstonden voor zowel de kleinere noordelijke als de grotere zuidelijke inlaatsluys

	Noordelijke sluis		Zuidelijke sluis	
	Open	Gesloten	Open	Gesloten
2014	203	45	0	0
2015	266	99	198	101
2016	138	228	138	228

Voor de opvolging van de sedimentatie- en erosiepatronen werd gebruik gemaakt van vijf Surface Elevation Tables (SET's). Deze opstellingen laten een nauwkeurige registratie toe van veranderingen in het bodempeil ten gevolge van sedimentatie of erosie. Dit is nuttig tijdens de opstartfase, maar is vooral bruikbaar om in de jaren nadien de sedimentatie in detail te blijven volgen. De SET-methode is uiterst geschikt om hoogteveranderingen tot op 2 mm nauwkeurig te meten. Voor details aangaande de SET-methode wordt verwezen naar vorige OMES-rapporten (Maris et al., 2007). Figuur 5-2 toont de locaties waar SET-opstellingen in het gebied geplaatst werden.

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, zijnde 1m TAW, bevond. SET 5 werd pas opgestart in mei 2014. Gedurende 2014 sneuvelde SET 1 (schade door koeien), waardoor geen

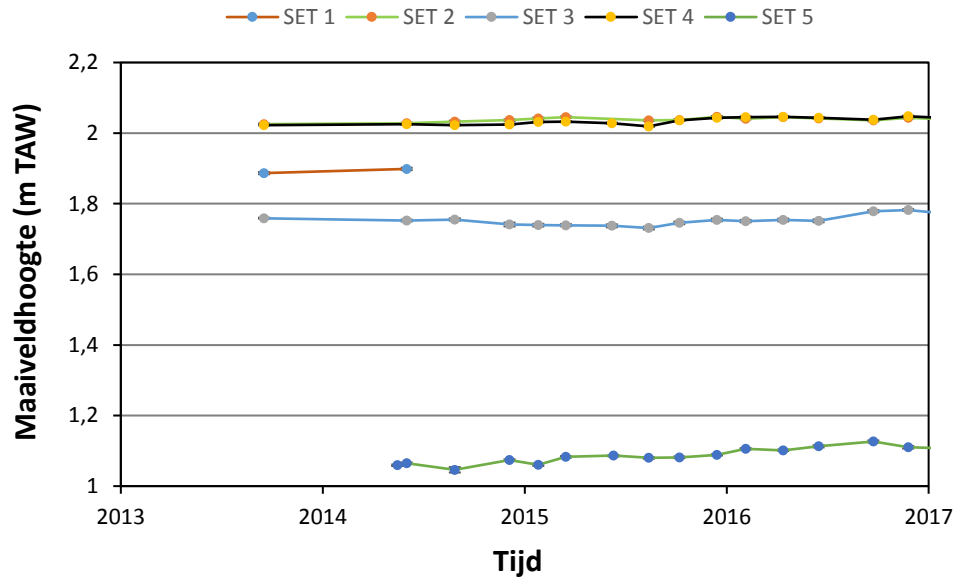
metingen meer uitgevoerd zijn na 2 juni op deze locatie. In overleg met W&Z werd besloten de sedimentatie verder op te volgen met slechts 4 SET's, maar wel een groot aantal (24) Marker Horizons (MH). Informatie over erosie (en ook sedimentatie) werd bekomen door een reeks raaien doorheen het gebied nauwkeurig op te meten.

5.2.2 Resultaten en discussie: SET

De vier SET-locaties werden in 2016 elks zesmaal opgemeten. De resultaten van deze metingen zijn verwerkt in Figuur 5-3. Hieruit blijkt dat de hoogte van alle SET's sinds de opstart nauwelijks veranderd is. De berekende hoogteveranderingen voor het werkjaar 2016 volgen eenzelfde tendens. SET 2 en 4 bleven gelijk (beiden 2.04 ± 0.002 m TAW), terwijl SET 5 met 1.4 cm tot 1.108 ± 0.004 m TAW ophoogde. SET 3 kende echter wel een opvallende ophoging in 2016 met 2.4 cm tot 1.776 ± 0.003 m TAW, wat vergelijkbaar is met de natuurlijke schorren langs de Schelde. Echter moet wel in het achterhoofd gehouden worden dat in 2016 de sluizen meer dicht dan open stonden, waardoor potentieel hogere sedimentatiesnelheden gemaskeerd blijven.



Figuur 5-2: Overzicht van de meetopstellingen in het Bazels GGG



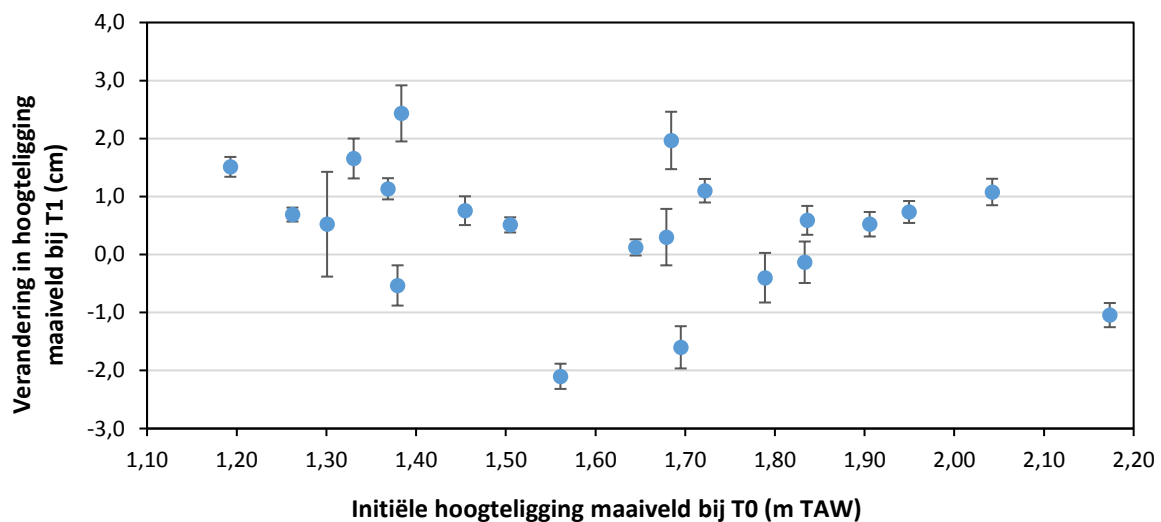
Figuur 5-3: Evolutie van de maaiveldhoogte, uitgedrukt in meter TAW sinds de opstart van het GGG in 2013.

5.2.3 Resultaten en discussie: MH

In 2015 werden 24 Marker Horizons verspreid over het gebied ingegraven (Figuur 5-4). De hoogte van het maaiveld rond deze Marker Horizons varieerde tussen 1.19m TAW en 2.17m TAW. Bij grondwerken in het gebied is één Marker Horizon (MH 24) verloren gegaan. De overige 23 Marker Horizons werden na de nulmeting in juli 2015 (T0) een eerste maal opgemeten in maart 2016 (T1). Een jaar na de opstart van de metingen werden reeds kleine hoogteveranderingen opgemerkt (Figuur 5-5). De ophogingen varieerden tussen -2.1cm en 2.4cm. De initieel lager gelegen stukken hoogden bijna allemaal op, maar sommige stukken kenden ook een duidelijke bodemdaling. Verder valt op dat locaties die hoger dan 1.75m TAW gelegen zijn, nauwelijks hoogteverandering ondergingen vergeleken met de nulmeting. Dit kan verklaard worden door de gehanteerde schotbalkhoogten in beide inlaatsluizen. Een gemiddeld springtij komt in de polder niet hoger dan 1.7 tot 1.8 m TAW, waardoor hoger gelegen stukken nauwelijks overstroomden en op deze delen dus ook maar weinig sediment kan afgezet worden.



Figuur 5-4: Ruimtelijke spreiding van de 24 Marker Horizons in het Bazels GGG



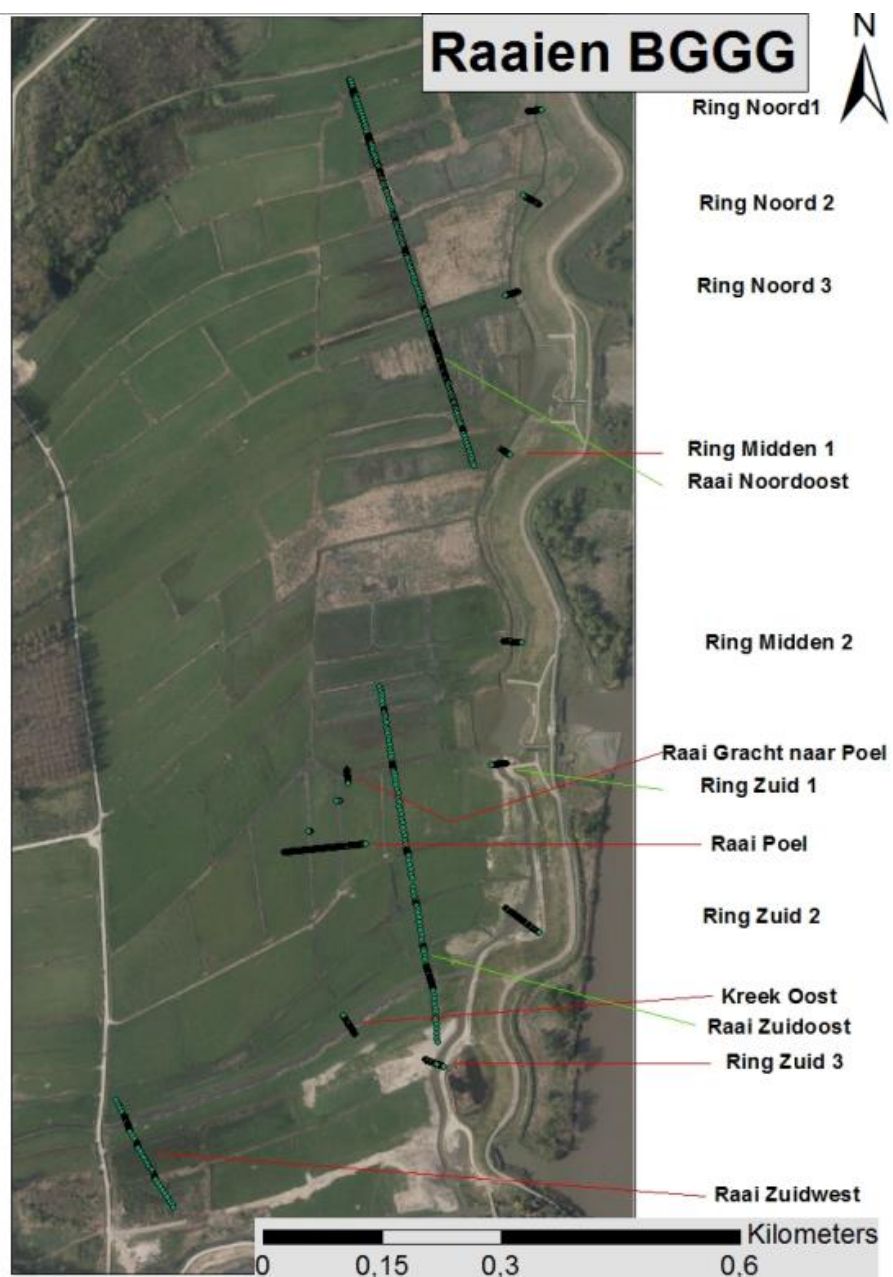
Figuur 5-5: Verandering in hoogteligging van het maaiveld ter hoogte van de Marker Horizons een jaar na de start van de metingen in 2015. Elk punt stelt een individuele Marker Horizon met bijbehorende Standaardfout voor.

5.2.4 Resultaten en discussie: Evolutie krekensetel

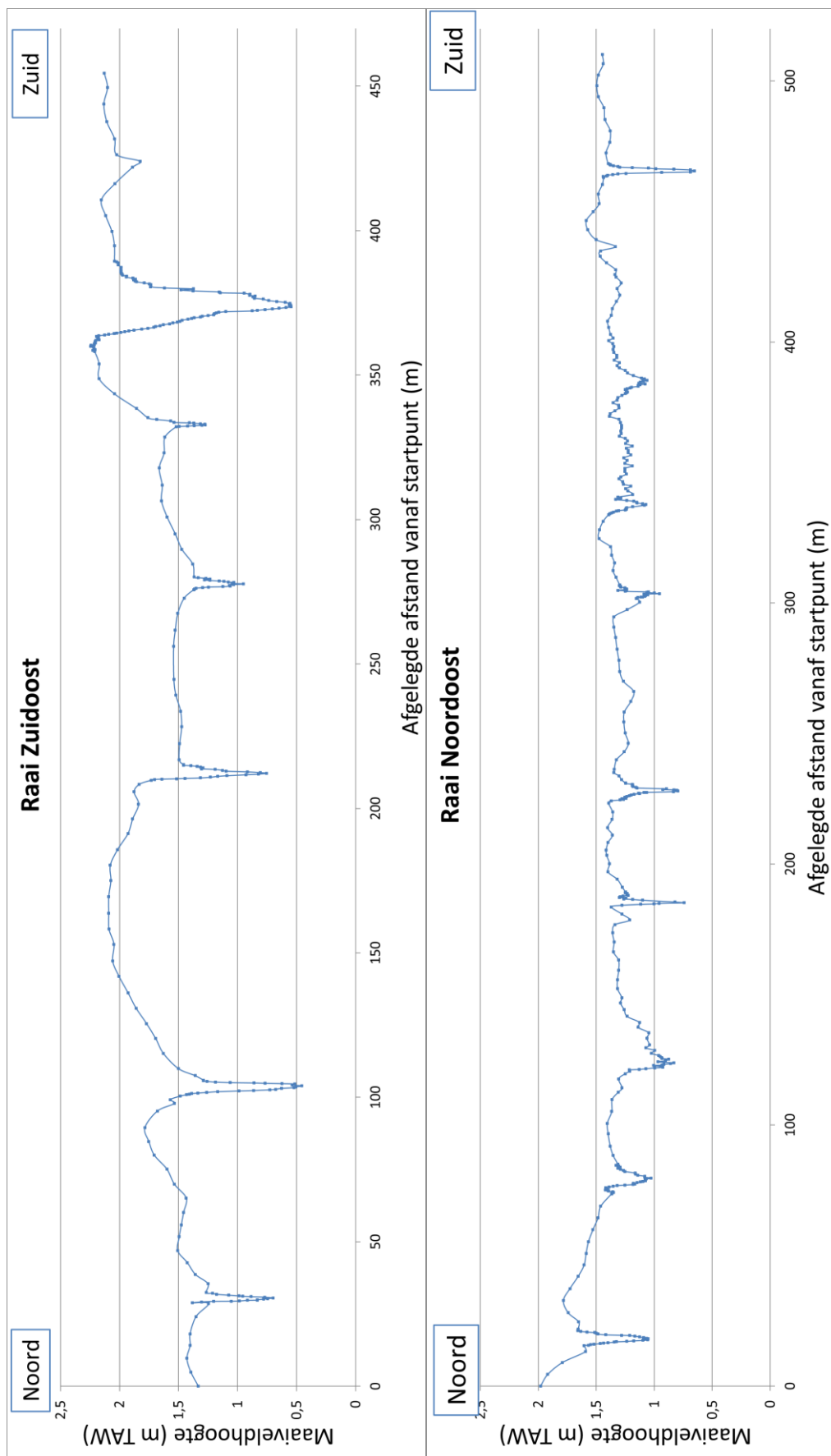
Om een idee van de evolutie van het grachtenstelsel in het Bazels GGG te hebben, werden in maart 2016 op verschillende locaties kreektransecten opgemeten. Drie transecten situeren zich doorheen de dijkgracht ten noorden van de noordelijke inlaatsluis (*ring noord 1*, *ring noord 2* en *ring noord 3*). 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 nog eens 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*).

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 zodanig aangelegd dat ze enkel bij springtij vullen en de waterstanden nadien stilaan dalen tot volgend springtij. Het opgelost sediment in het water 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 dwarsecties genomen werden. Zodoende zijn er van een hele hoop dwarsgrachten transecten beschikbaar wat ons toelaat de morfologische evoluties van heel wat grachten in het gebied op te volgen. De verschillende raaien en kreektransecten worden weergegeven in Figuur 5-6.

Figuur 5-7 geeft de ingemeten maaiveldhoogte voor de zuidoostelijke en noordoostelijke raai weer. Beiden geven een mooi overzicht van de variatie in topografie doorheen het gebied. Zoals reeds eerder bleek uit het Digital Terrain Model (DTM) ligt het noordelijk deel merkkelijk lager dan het zuidelijk deel. De hoogte van maaiveld komt op de meeste plaatsen niet boven de 1.5m TAW uit. Bovendien is er, in tegenstelling tot het zuidelijk deel, weinig verschil in hoogteligging tussen de verschillende voormalige percelen waarneembaar. De grachten die de perceelgrenzen afbakenen, kennen een maximale diepte van 0.5 à 1m TAW, met uitzondering van enkele kleinere grachtjes die juist boven de 1m TAW uitkomen. Voor een voorspelling aangaande de hoogteveranderingen voor raai noordoost, kan gekeken worden naar de gegevens van de nabijgelegen SET 5. Deze SET kende in 2016 een ophoging van 1.4cm. Te verwachten valt dus dat over het grootste deel van raai noordoost er waarschijnlijk vergelijkbare sedimentatiesnelheden spelen. De evolutie van de grachten wordt interessant om op te volgen. Zullen deze verder uitdiepen en verbreden, dan wel opslibben?



Figuur 5-6: Overzicht van alle raaien en kreektransecten en raaien doorheen het Bazels GGG.



Figuur 5-7: Weergave van het maaiveldprofiel voor de Raai Zuidoost in het Bazels GGG (links/onder) en raai 'Noordoost' (rechts/boven)

Eenzelfde vraag kan gesteld worden voor de grachten van de zuidoostelijke raai. Ook hier situeren de diepste punten zich hoofdzakelijk tussen 0.5 en 1 m TAW. Opmerkelijk in de zuidoostelijke raai zijn de verschillen in hoogteligging tussen de verschillende voormalige percelen. Sommige percelen situeren zich rond een hoogte van 2.20m TAW, terwijl vlakbij gelegen percelen niet boven 1.60m TAW uitkomen. Bovendien stelt er zich binnen elk afzonderlijk perceel ook nog eens een aanzienlijke microvariatie in hoogte. De laagst gelegen stukken zullen wellicht een vergelijkbare sedimentatiesnelheid kennen als deze op SET 5. De hoger gelegen delen overstromen echter nauwelijks tot zelfs niet, waardoor er ook geen sediment afgezet kan worden. Wellicht zal de hoogte op deze locaties over de jaren heen weinig wijzigen.

Naast verschillende raaien werden in 2016 ook 10 gedetailleerde kreektransecten ingemeten. 4 hiervan zullen kort besproken worden. Drie van deze kreektransecten hebben betrekking op de dijkgracht, met name ringgracht zuid 1 (Figuur 5-10), ringgracht noord 1 (Figuur 5-12) en ringgracht midden 1 (Figuur 5-13). Bij al deze transecten is de oever tegen de overlooppdijk aan hoger dan de andere oever. In het meest zuidelijke deel is de talweg van de dijkgracht het diepst, ze bereikt hier een diepte van 0.33m TAW. De talweg in het noordelijk deel is dan weer het hoogst gelegen, het diepste punt situeert zich op een hoogte van 0.73m TAW. Het middengedeelte kent een intermediaire diepte, met 0.47m TAW als laagste punt. Een ander, opvallend verschil tussen de drie transecten is de geulbreedte. Ook hier spant het zuidelijke deel van de dijkgracht de kroon met een breedte van 10.3m. De breedte van het middengedeelte van de dijkgracht meet 5.7m, terwijl het noordelijk deel slechts 4.0m breed is (Figuur 5-8). Zoals in het vorige OMES-rapport reeds aangehaald werd, is de breedte en de diepte van de noordelijke dijkgracht te weinig om vlot water in en uit het gebied te transporteren. Hierdoor kennen de noordelijke delen een sterke vernatting, wat rietgroei stimuleert. De verspreiding van het getijdewater, zowel bij instromen als uitstromen van het gebied verloopt immers te traag.

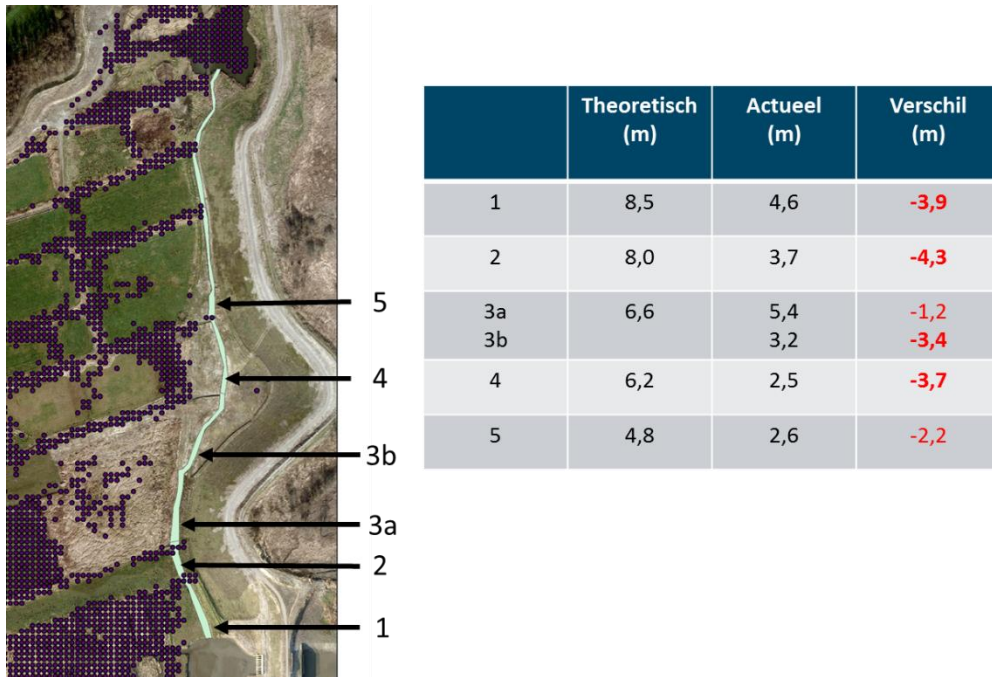


Figuur 5-8 een te smalle ringgracht in het noordelijk deel van het Bazelse GGG

Op de beheercommissie werd deze problematiek besproken en werden de grootste knelpunten door de UA Antwerpen opgelijst. Op basis van natuurlijke wetmatigheden tussen tijvolume, overstroomde oppervlakte en kreekdimensies in natuurlijke schorren, werd bepaald wat theoretisch de verwachte breedte moet zijn van de dijkgracht. Figuur 5-9 toont het deeltraject van de noordelijke dijkgracht waar zich de grootste knelpunten voordoen. De opgemeten, actuele breedte en de ideale, theoretisch berekende breedte worden er opgelijst. Hieruit blijkt duidelijk dat deze gracht op verschillende stukken te smal werd uitgevoerd. Ook de verbinding van enkele dwarsgrachten met de dijkgracht is ontoereikend (data niet weergegeven). In de beheercommissie werd daarom door de Universiteit Antwerpen het advies gegeven de dijkgracht te verbreden, inclusief enkele aansluitingen met de dwarsgrachten. In het najaar van 2016 werden door W&Z werkzaamheden uitgevoerd om dit deel van de dijkgracht te verbreden.

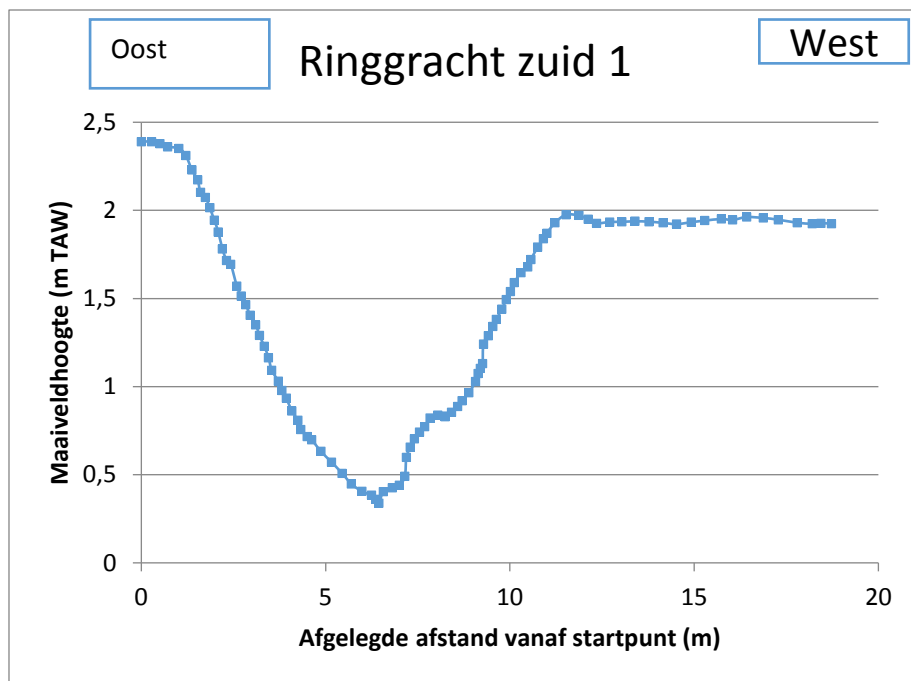
Deze analyse werd ook gemaakt voor het centrale deel van de dijkgracht (tussen de twee sluizen in) en het zuidelijke deel. In deze delen blijken de theoretische en actuele breedtes dicht bij elkaar te

liggen: 3.3 m versus 3.7 m in het centrale deel en 5.7 versus 6.1 in het zuidelijke deel. Hier zou de dijkgracht dus voldoende breed moeten zijn voor een vlotte bevoeiing en ontwatering van het gebied.

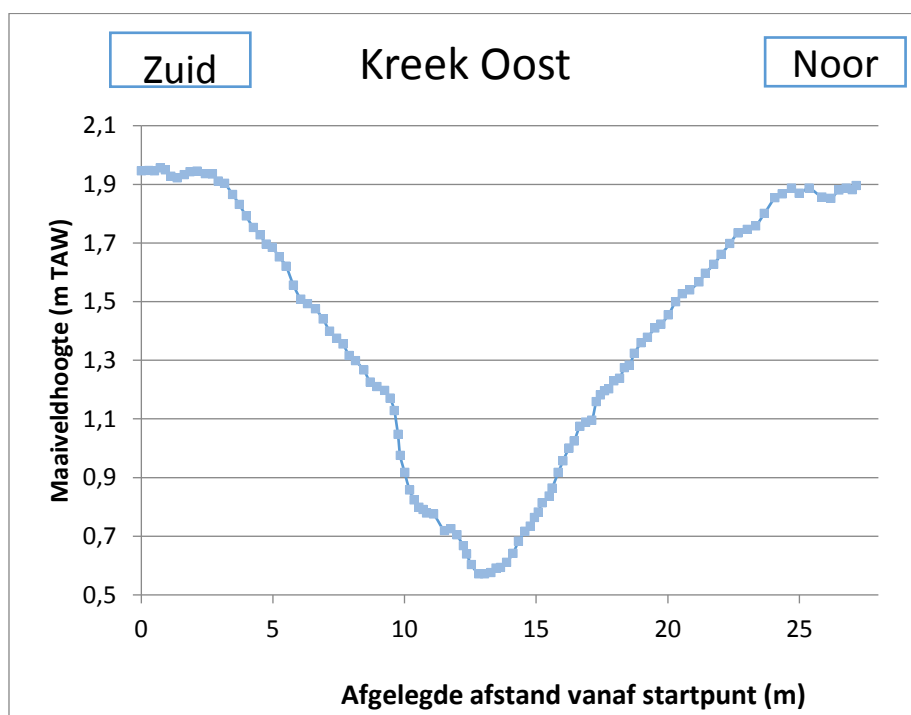


Figuur 5-9 deeltraject van de dijkgracht in het noordelijk deel van het Bazelse GGG, met aanduiding van de ideale, theoretische breedte, de actuele breedte en het verschil.

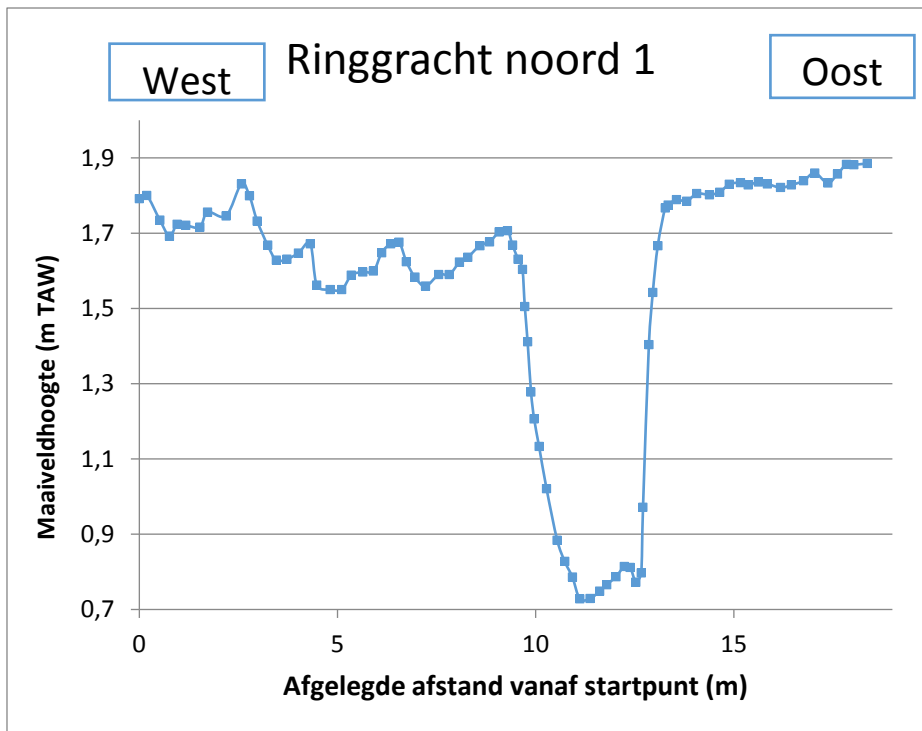
Kreek oost (Figuur 5-11) acteerde vroeger als een groot afwateringgracht richting Schelde. Nu het bovendebiet echter grotendeels weggevallen is, valt aan te nemen dat de gracht ingrijpende morfologische veranderingen zal kennen. Momenteel situeren de oevers zich nog rond 1.9m TAW en kent de kreek nog een redelijke diepte met 0.57m TAW. De breedte van de kreek bij een gemiddeld hoogwater (rond 1.50m TAW) bedraagt 13.9m. Dit is veel voor de oppervlakte die de kreek moet bevoeien en draineren. Wellicht zal de kreek de komende jaren een sterke opslibbing kennen, wat zal resulteren in een ondiepere en sterk vernauwde kreek.



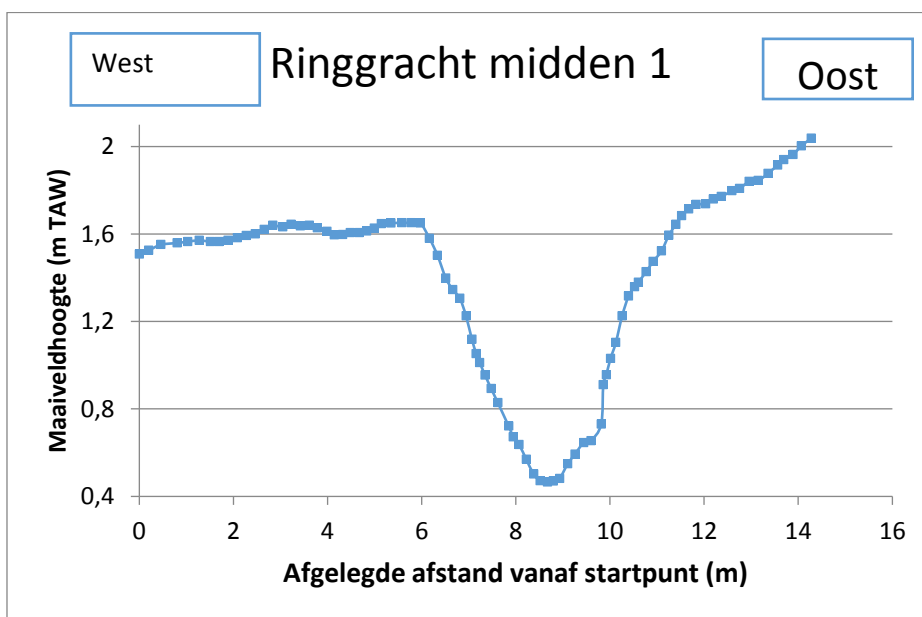
Figuur 5-10: Weergave van het kreekprofiel van ringgracht (dijkgracht) zuid 1



Figuur 5-11: Weergave van het kreekprofiel van kreek oost



Figuur 5-12: Weergave van het kreekprofiel van ringgracht (dijkgracht) noord 1



Figuur 5-13: Weergave van het kreekprofiel van ringgracht (dijkgracht) midden 1

5.3 VEGETATIE

De start van de vegetatiemonitoring in het Bazels GGG werd gegeven in de loop van 2013. De opstart van het GGG vond plaats in 2014. Tijdens de zomer van 2016 werd voor het vierde opeenvolgende jaar een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd. De vegetatie werd voor het derde 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 2016 werden 207 plantensoorten vastgesteld. De soortenlijst voor het gebied kan in de bijlage teruggevonden worden. Het gebied werd onderverdeeld in 322 polygonen met een homogene dominantie van een of meerdere plantensoorten. De grootte van de polygonen varieerde tussen 30m² en 21887m², met een mediane polygoongrootte van 579m². Het aantal vastgestelde soorten per polygoon lag tussen 0 (kale slikken) en 63, met een mediaan van 16 soorten per polygoon (Figuur 5-16 en Figuur 5-17), wat merkkelijk minder is vergeleken met het voorgaande jaar, toen nog een mediane soortenrijkdom van 22 soorten per polygoon werd gehaald. In 2016 werden 32 soorten minstens eenmaal als dominant aanzien, eentje meer vergeleken met 2015. Het aantal polygonen lag in 2016 dan weer merkkelijk hoger vergeleken met voorgaande jaar, toen nog 242 verschillende polygonen werden ingetekend. Verder daalde de mediane polygoongrootte sterk van 974m² in 2015 naar 579m² in 2016. Deze evoluties kunnen verklaard worden in het licht van het geïntroduceerde getij dat via haar abiotische werking zorgt voor een diversificatie van het landschap. Daar waar in 2014-2015 enkele planten *Lidrus Equisetum palustre* of Riet *Phragmites australis* nog bij een polygoon ingepast werden, waren deze patches in 2016 dermate uitgegroeid zodat ze als aparte polygoon ingetekend konden worden.

Het aantal vastgestelde soorten nam ten overstaan van 2015 lichtjes af. Toen werden immers 211 plantensoorten opgemerkt. 22 van de 207 vastgestelde soorten betroffen uitheemse soorten, wat een soort minder is vergeleken met het voorgaande jaar. Het aandeel exotische plantensoorten per polygoon lag erg laag. Zo werden in de meeste polygonen zelfs geen uitheemse plantensoorten opgemerkt (Figuur 5-18). 177 soorten werden in beide jaren vastgesteld in de Bazelse Polder, wat impliceert dat 34 soorten niet meer terug gevonden werden in 2016 en 30 soorten in 2016 voor het eerst opgemerkt werden. Van de 34 verdwenen soorten worden 7 als uitheems gecatalogeerd, terwijl 6 van de nieuw verschenen soorten uitheemse soorten betroffen. De verhouding aantal verdwenen uitheemse plantensoorten ten overstaan van het totaal aantal verdwenen plantensoorten was sterk gelijkend aan de verhouding nieuw verschenen uitheemse soorten ten overstaan van het totaal aantal nieuw verschenen soorten (resp. 20.6% versus 20.0%). Voor elke verdwenen exotische soort verscheen er in 2016 wel een andere, nieuwe exotische plantensoort. Een gelijkaardige parallel kan getrokken worden voor de inheemse soorten, hoewel er in absolute cijfers net iets meer inheemse soorten verdwenen dan dat er bij kwamen.

Er werd in 2016 slechts 2 inheemse soorten die als zeldzaam te boek staan, opgemerkt tijdens de kartering, met name Kruidvlier *Sambucus ebulus* (in 4 polygonen, waarvan in 1 polygoon erg abundant) en Slanke Waterbies *Eleocharis uniglumis* (in 1 polygoon, wel erg abundant; Figuur 5-14). De overige zeldzame soorten die in 2015 werden opgemerkt, zijnde Rode Ogentroost *Odontites vernus*, Welriekende Agrimonie *Agrimonia procera* en Zeekweek *Elytrigia atherica*, werden tijdens de karteringen in 2016 niet meer waargenomen. Wel werden verschillende zeldzame exotische plantensoorten opgemerkt, waaronder Ruige Rupsklaver *Medicago polymorpha* (1 polygoon; Figuur 5-15), Kwispelgerst *Hordeum jubatum* (1 polygoon) en Goudknopje *Cotula coronopifolia* (5 polygonen). Deze laatste is een typische pioniersoort van natte, vaak zoute of brakke bodems (Verloove, 2011). Het ziet er naar uit dat de condities voor een verdere vestiging en verspreiding van de soort in de Bazelse polder gunstig zijn, waardoor aan te nemen valt dat Goudknopje de komende jaren zich verder zal verspreiden in het gebied. Of dit kwalijke gevolgen heeft voor andere, inheemse soorten is niet meteen duidelijk. De soort wordt vooralsnog niet vermeld op de website *invasive species in Belgium*

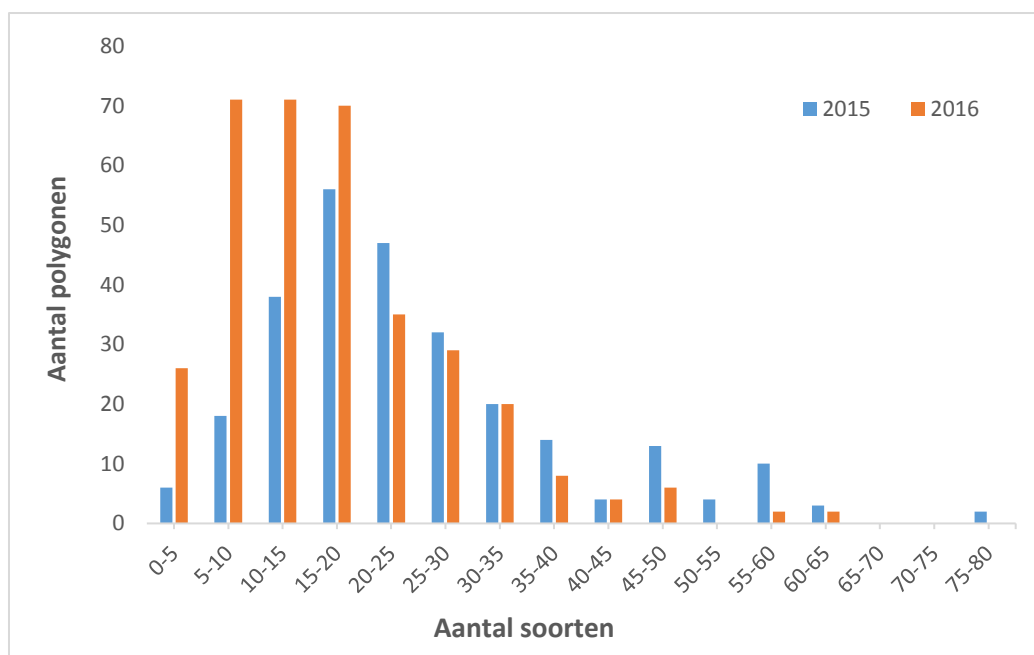
(<http://ias.biodiversity.be/>), die alle schadelijke en potentieel schadelijke soorten die voorkomen in België clustert.



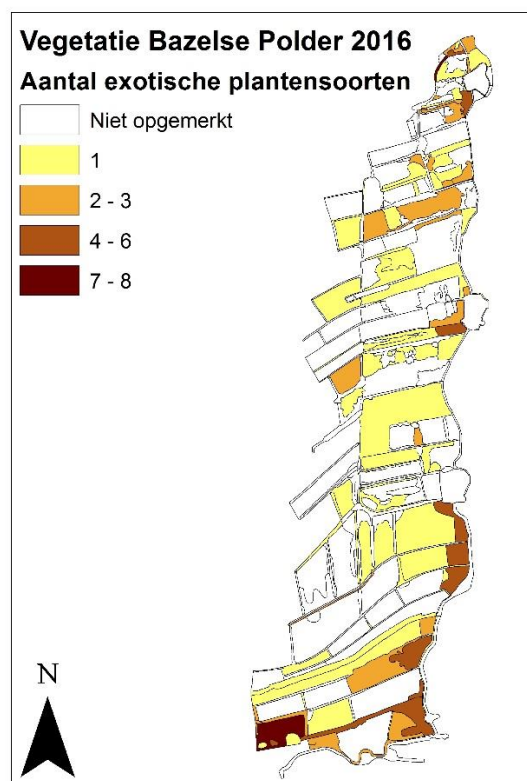
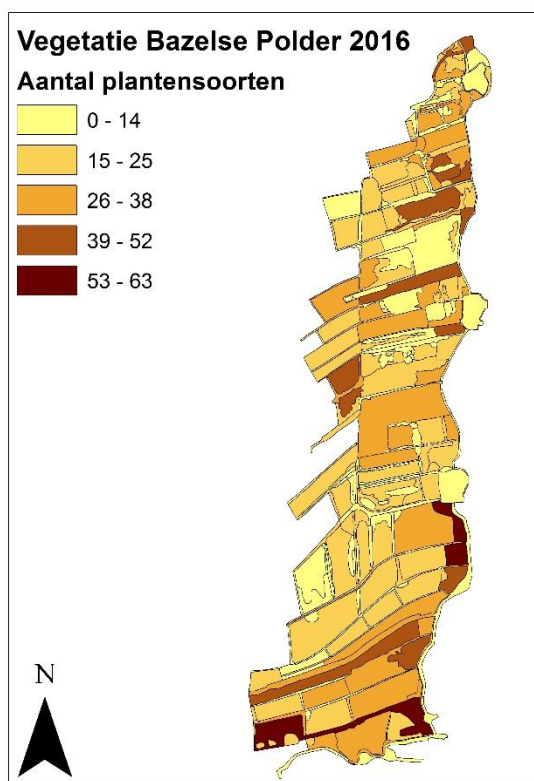
Figuur 5-14: Slanke Waterbies *Eleocharis uniglumis* (links) werd in de Bazelse Polder in augustus 2016 op een locatie vastgesteld. De soort was op deze locatie echter wel abundant aanwezig.

Figuur 5-15: Ruige Rupsklaver *Medicago polymorpha* (rechts), een zeldzame uitheemse plantensoort werd tijdens de vegetatiekartering van het Bazels GGG op 1 locatie aangetroffen.

Bij nadere bestudering van Figuur 5-17 valt meteen op dat de soortenrijkdom per polygoon het hoogst is in het zuidelijke deel van de Bazelse polder en langsheen de dijkgracht. Dit kan gemakkelijk verklaard worden door de fase waarin de meeste van deze percelen zich bevinden. In een recent verleden zijn op deze delen nog graafwerken uitgevoerd, waardoor veel percelen zich nog in een pioniersstadium bevinden. Pioniersstadia worden gekenmerkt door een relatief hoog aandeel aan eenjarige planten en exoten, het kale substraat biedt immers kansen aan kleinere plantensoorten om zich te ontwikkelen onder gunstige lichtcondities. Figuur 5-18 geeft het voorkomen van exotische plantensoorten weer in de Bazelse polder. Hieruit blijkt inderdaad dat de meest soortenrijke polygonen ook een hoger aantal exotische plantensoorten bevatten. Op de weilanden waar reeds jarenlang geboerd wordt, ligt het aantal plantensoorten lager en werden maar weinig tot zelfs geen exotische plantensoorten opgemerkt. Dit is logisch daar de aanwezige grasmat een dense vegetatiestructuur vormt en het moeilijk is voor annuëlen en exotische plantensoorten om voet aan de grond te krijgen. De verwachting leeft dan ook dat naarmate de recent vergraven percelen langer beweid en/of gemaaid worden, de soortenrijkdom stelselmatig zal dalen tot een niveau vergelijkbaar met de percelen die reeds lange tijd door landbouwers beheerd worden. Deze daling zal dan wellicht grotendeels gelinkt kunnen worden aan het verdwijnen van de eenjarige en exotische plantensoorten.



Figuur 5-16: weergave van het aantal plantensoorten opgemerkt per polygoon.



Figuur 5-17 (Links): Ruimtelijke spreiding van het aantal plantensoorten opgemerkt per polygoon in de Bazelse Polder in 2016.

Figuur 5-18 (Rechts) Ruimtelijke spreiding van het aantal exotische plantensoorten opgemerkt per polygoon in de Bazelse Polder in 2016

Een van de hoofddoelstellingen binnen het Bazels GGG is het combineren van doelstellingen aangaande het creëren van slikken en schorren enerzijds en het behalen van weidevogel doelstellingen anderzijds. Binnen het Bazels GGG wordt hierbij gestreefd 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 adequate opvolging van de evoluerende vegetatie is dan ook van cruciaal belang om een vinger aan de pols te houden aangaande het uit te voeren beheer.

Het areaal aan grasland was in 2016 erg uitgebreid aanwezig in de Bazelse Polder (Figuur 5-22), hoewel er wel duidelijk enkele clusters van polygonen zijn waar grasland grotendeels afwezig is. Grote veranderingen ten overstaan van 2015 (Figuur 5-21) werden niet opgemerkt. In de meeste polygonen nam de dominantie van grassen lichtjes toe of bleef ze gelijk. In graslanden waar typische graslandgrassen minder domineren, co-domineren Pitrus *Juncus effusus* (Figuur 5-25) en/of Witte Klaver *Trifolium repens* (Figuur 5-26) geregeld. De meest dominante grassoorten in deze graslanden zijn Raaigrassen *Lolium sp* (87 polygonen), Gestreepte Witbol *Holcus lanatus* (83 polygonen) en Fioringras *Agrostis stolonifera* (214 polygonen). De aanwezigheid van Fioringras duidt op droge/vochtige over vochtige tot zelfs natte bodems. Het is op Vlaams niveau een typische verbondskensoort van het Zilverschoonverbond *Lolio-Potentillion* (Zwaenepoel et al, 2002). Andere typische verbondskensoorten die aangetroffen werden in de Bazelse Polder betroffen Geknikte Vossenstaart *Alopecurus geniculatus*, Zilverschoon *Potentilla anserina*, Krulzuring *Rumex crispus*, Valse Voszegge *Carex otrubae*, Ruige Zegge *Carex hirta*, Smalle Rolklaver *Lotus glaber*, Aardbeiklaver *Trifolium fragiferum* (Figuur 5-19) en Zeegroene Rus *Juncus inflexus*. Het voorkomen van al deze verbondskensoorten in de Bazelse Polder wordt weergegeven in Figuur 5-28. Hieruit blijkt dat op redelijk veel plekken elementen van zilverschoongraslanden aanwezig zijn. Sommige polygonen kunnen wellicht zelfs integraal als zilverschoongraslanden bestempeld worden. Als vergeleken wordt met de situatie van het voorgaande jaar, zijn er interessante evoluties opgetreden (Figuur 5-27). Zo werden in 2016 in meer polygonen kensoorten van het zilverschoonverbond gevonden. Ook het aantal kensoorten per polygoon lag in 2016 vaak beduidend hoger. Daar waar in 2015 slechts in enkele polygonen 5 kensoorten werden aangetroffen, waren dit er in 2016 al meer dan 20. In 2016 werden in verschillende polygonen zelfs 6 tot 7 kensoorten aangetroffen. Dit indiceert op zijn minst dat water een belangrijke invloed uitoefent op een aanzienlijk deel van de graslanden. Of dit in verband kan gebracht worden met de werking van het getijde, dan wel gelinkt kan worden aan het kletsnatte eerste jaarhelft, is momenteel nog onduidelijk. Voor de bestendiging van dit vegetatietype is een combinatie van langdurige inundatie en begrazing noodzakelijk. Secundaire overstromingen in het groeiseizoen worden ook goed verdragen (Hennekens et al, 2001). Zilverschoongraslanden kennen een groot ornithologisch belang. Voor verschillende weidevogels vormt dit een belangrijke broed- en foerageergebied. Met name de Tureluur *Tringa totanus* is sterk gebonden aan dit type grasland.

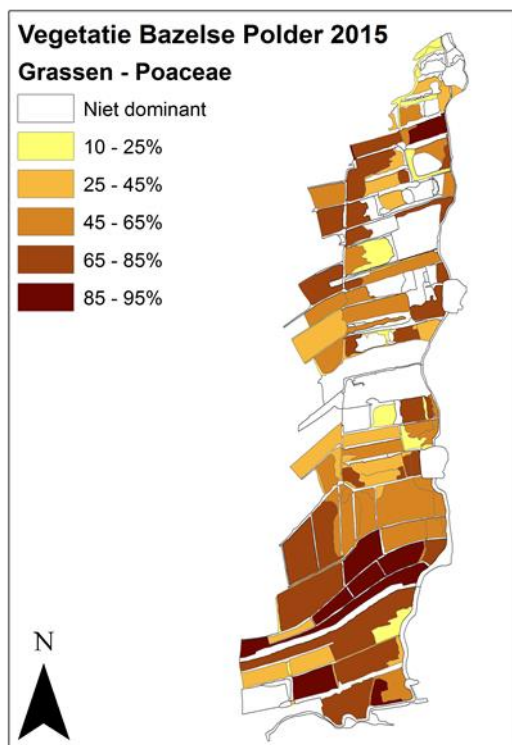


Figuur 5-19: Aardbeiklaver (links) vormt een van de verbondskensoorten van het Zilver schoonverbond en werd in de zomer van 2016 voor het eerst opgemerkt in de Bazelse Polder. De verwachting leeft dat Aardbeiklaver zich verder zal uitbreiden de komende jaren.

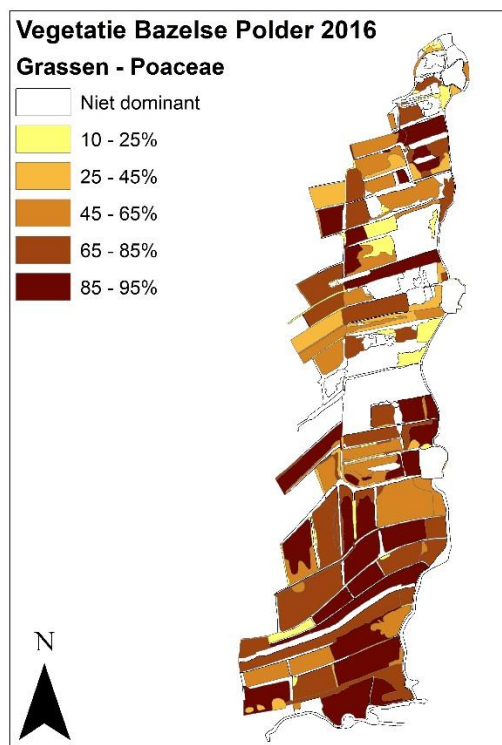
Figuur 5-20: Rietveld in de Bazelse Polder met duidelijke sporen van koeienactiviteit (rechts). Er is duchtig van het Riet gegeten en ook veel riet vertrappeld, waardoor open plekken binnenin de rietvelden ontstaan.

Indien de begrazingsdruk niet hoog genoeg is, kunnen de graslanden naar ruigten evolueren. Wanneer er dan voldoende vochtige condities heersen, kan Riet beginnen domineren. De ontwikkeling van graslanden naar rietruigten mag dan interessant zijn voor bepaalde rietvogels, naar de doelstellingen aangaande broedende weidevogels is een dergelijke evolutie niet wenselijk. Binnen het Bazels GGG worden de grachten grotendeels gedomineerd door Riet (Figuur 5-24), maar ook verschillende percelen hebben een evolutie gekend naar dense rietvegetaties. Vooral in het noordelijke deel treden er grote clusters van riet op. Indien vergeleken wordt met de dominanties opgetekend in 2015 (Figuur 5-23), valt voornamelijk op dat, in de percelen waar reeds Riet aanwezig was, er in 2016 sprake was van een hogere dominantie van de soort. De koeien lijken Riet echter niet te mijden. Zo werden tijdens de karteringen verschillende keren koeien in het Riet waargenomen. Naast herbivorie zorgen de koeien ook voor een vertrappeling van het Riet, waardoor grote open plekken ontstaan (Figuur 5-20). Riet verdraagt zomerse begrazing erg slecht. Een langdurige, zomerse, hoge begrazingsdruk zal wellicht de sleutel zijn voor de omvorming naar zilverschoongrasland van percelen waar Riet dominant is.

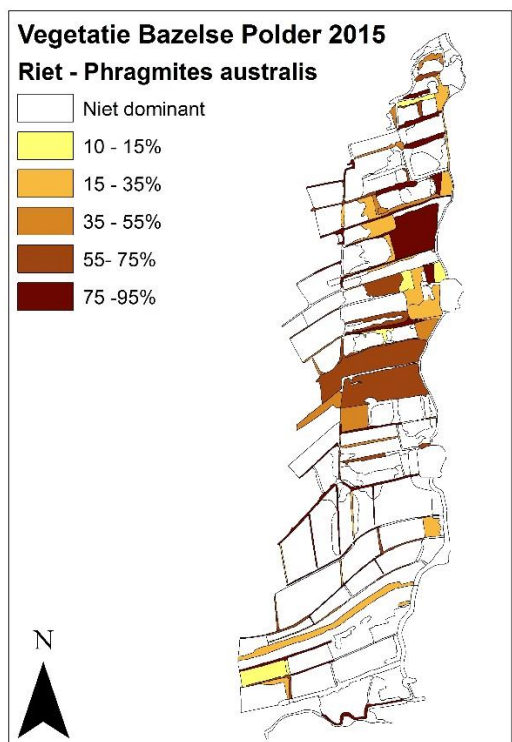
Daar het beheer van het Bazelse Polder erop gericht is het gebied zo open mogelijk te houden wordt jonge opslag van wilgen *Salix sp* voortdurend uit het gebied verwijderd. Dominantie van vertegenwoordigers van dit genus werd enkel opgemerkt in enkele van de meest noordelijke percelen (Figuur 5-29). In de overige polygonen werden sporadisch jonge wilgen opgemerkt. De weinig overgebleven wilgen worden bovendien ook nog eens gestript door de grazende koeien. De aanwezigheid van getij in het gebied maakt dat op er sommige plekken slikplaten ontstaan (Figuur 5-31). In vergelijking met het voorgaande jaar (Figuur 5-30) daalde het areaal aan slikken of open water in 2016. Kale plekken in het voorjaar voorzien in een uitstekende kiemingsgrond voor de pluizige wilgenzaden. De Schelde ter hoogte van Bazel heeft nog steeds een oligohalien karakter, wat de vestiging van wilgen sterk bemoeilijkt (Markus-Michalczyk et al, 2014). Als de zaailingen bijkomend dan ook nog eens begraasd worden, dan wordt de uitgroei tot een wilgenvloedbos quasi volledig onmogelijk gemaakt. De komende jaren zullen moeten uitwijzen hoe de vestiging van wilgen in het gebied verder verloopt bij GGG werking.



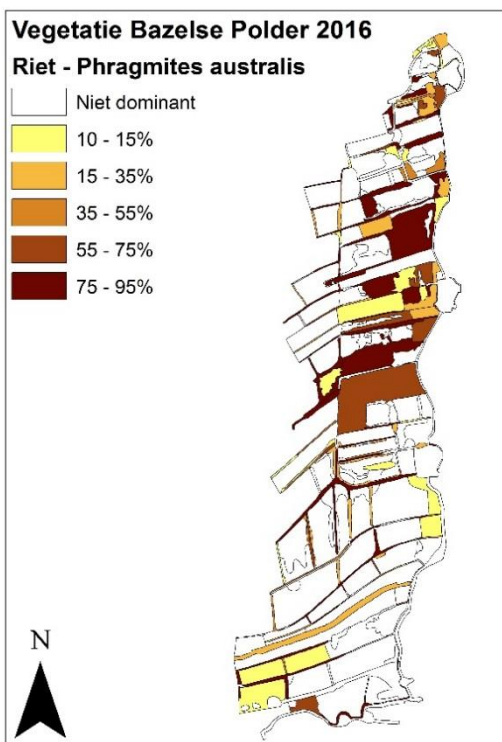
Figuur 5-21 (links): Overzicht van het voorkomen van grasland in de Bazelse Polder in 2015



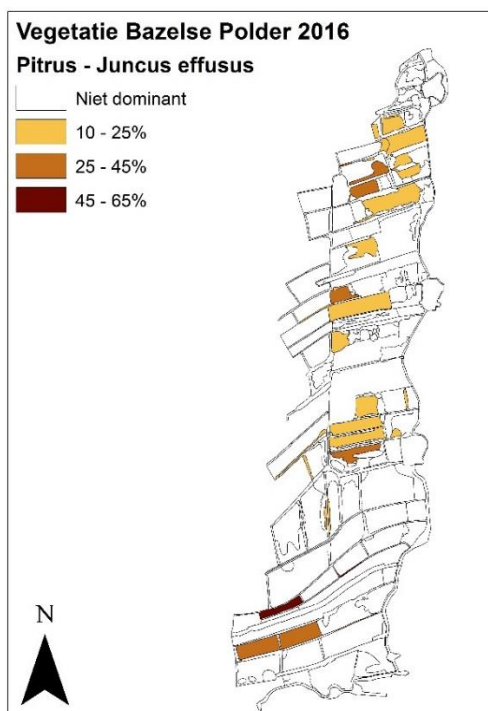
Figuur 5-22 (rechts): Overzicht van het voorkomen van grasland in de Bazelse Polder in 2016



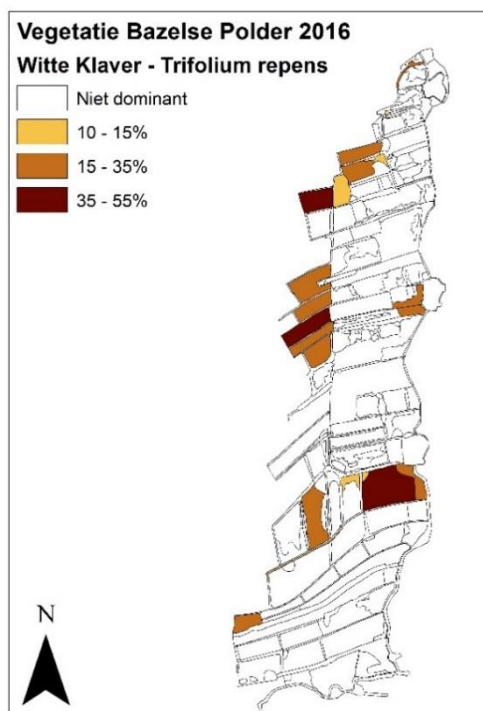
Figuur 5-23 (Links): Overzicht van het voorkomen van dominanties aan Riet - Phragmites australis in de Bazelse Polder in 2015



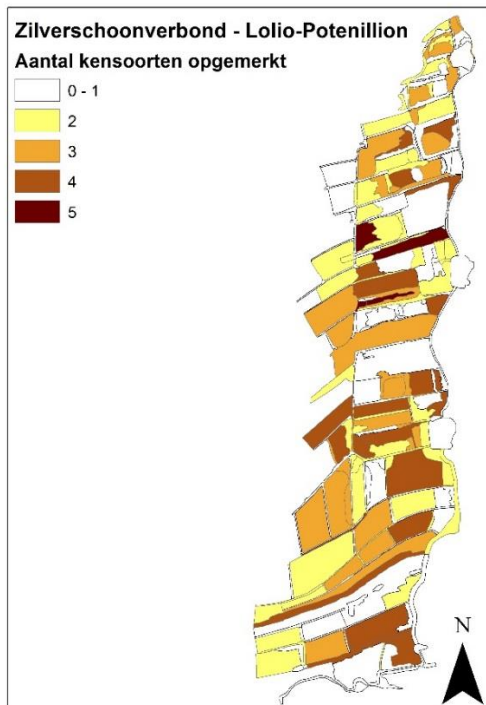
Figuur 5-24 (Rechts): Overzicht van het voorkomen van dominanties aan Riet - Phragmites australis in de Bazelse Polder in 2016



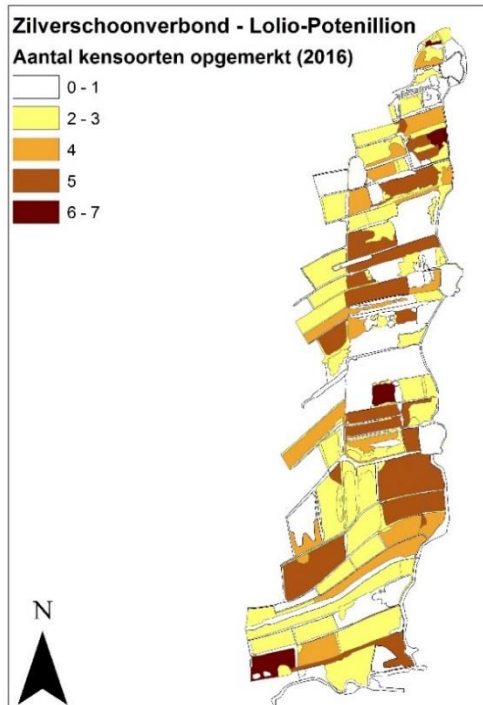
Figuur 5-25 (links): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Pitrus - Juncus effusus in de Bazelse Polder in 2016



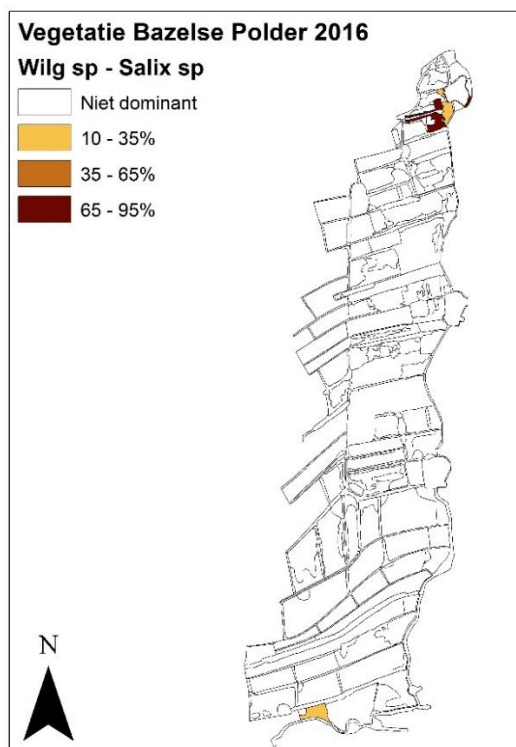
Figuur 5-26 (rechts): Overzicht van het voorkomen van dominanties van Witte Klaver - Trifolium repens in de Bazelse Polder in 2016



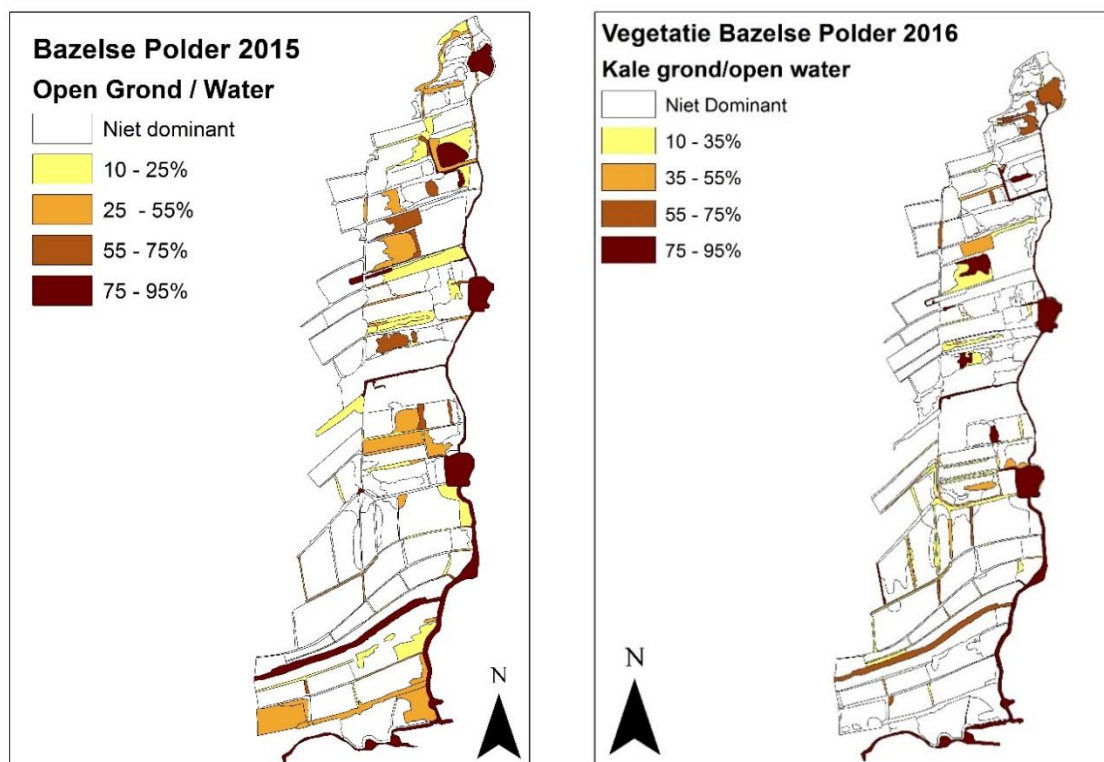
Figuur 5-27: Overzicht van het voorkomen van kensoorten van het Zilverschoonverbond - Lolio-Potenillion in de Bazelse Polder in 2015



Figuur 5-28: Overzicht van het voorkomen van kensoorten van het Zilverschoonverbond - Lolio-Potenillion in de Bazelse Polder in 2016. Merk het verschil in schaal met Figuur 5-27 op.



Figuur 5-29: Overzicht van het voorkomen van dominanties van Wilg Salix sp in de Bazelse Polder in 2016



Figuur 5-30: Overzicht van het voorkomen van grote open kale plekken of open water in de Bazelse Polder in 2015. Let op de verschillen in schalen met Figuur 5-31.

Figuur 5-31: Overzicht van het voorkomen van grote open kale plekken of open water in de Bazelse Polder in 2016



Figuur 5-32: Zicht op een van de 2 poeltjes die de UAntwerpen afgebakend had in het kader van de Beheerscommissie Kruibeke. De koeien struinen er lustig door en vreten duchtig aan het Riet in de grachten. Links op de afbeelding is het Riet echter nauwelijks aangevreten daar ze buiten het begrazingsraster groeit. De potenties voor de ontwikkeling tot een interessant weidevolgelpasje zijn aanwezig.

5.4 BENTHOS

5.4.1 Materialen en methoden

In de **Bazelse polder** werden sinds de aanvang van de studie drie locaties bemonsterd (SET 3, 4 en 5). Recent werden nog drie extra staalnamelocaties in gebruik genomen binnen het gebied (MH 2, 8 en 11). Daarnaast werden ook nog op drie referentielocaties nabij het veer van Kruibeke benthosstalen genomen (Ref Laag, Midden en Hoog).

5.4.2 Resultaten

In de periode vanaf het najaar 2014 tot en met het najaar 2016, werden in totaal 33 taxa waargenomen in de benthosstalen die genomen werden in de Bazelse polder en op de referentielocaties nabij het veer van Kruibeke (Tabel 5-2).

Twee taxa, Cecidomyiidae (galmuggen) en *Erpobdella octoculata* (achtogige bloedzuiger) werden voor het eerst gevonden in stalen van het najaar 2016. Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) werden minstens één keer gevonden op de drie locaties binnen de Bazelse polder die al vanaf de start van de monitoring werden bemonsterd (SET 3, 4 en 5). Op deze locaties werden ook enkele Diptera-larven aangetroffen die niet verder op naam gebracht konden worden met de sleutels voor aquatische soorten. Als ook de drie staalnamelocaties die pas vanaf 2016 worden bemonsterd in rekening worden gebracht, dan zijn potwormen de enige benthische organismen die overal minstens één keer werden waargenomen. Ter hoogte van de referentielocaties (Ref Laag, Midden en Hoog) was Tubificidae zonder haren het enige taxon dat overal werd gevonden. Het aantal taxa was het grootst op de drie locaties in de Bazelse polder die al van bij de aanvang van de monitoring worden bemonsterd. Ter hoogte van de referentielocaties bij het veer van Kruibeke blijft het aantal taxa klein. Enkel Ref Hoog benadert het aantal taxa van SET 3, 4 en 5.

Tabel 5-2 Benthostaxa in bodemstalen die genomen werden in de periode vanaf het najaar 2014 tot en met het najaar 2016 in de Bazelse polder (SET 3, 4, 5 en MH 2, 8, 11) en op de referentielocaties bij het veer van Kruibeke (Ref Laag, Ref Midden en Ref Hoog).

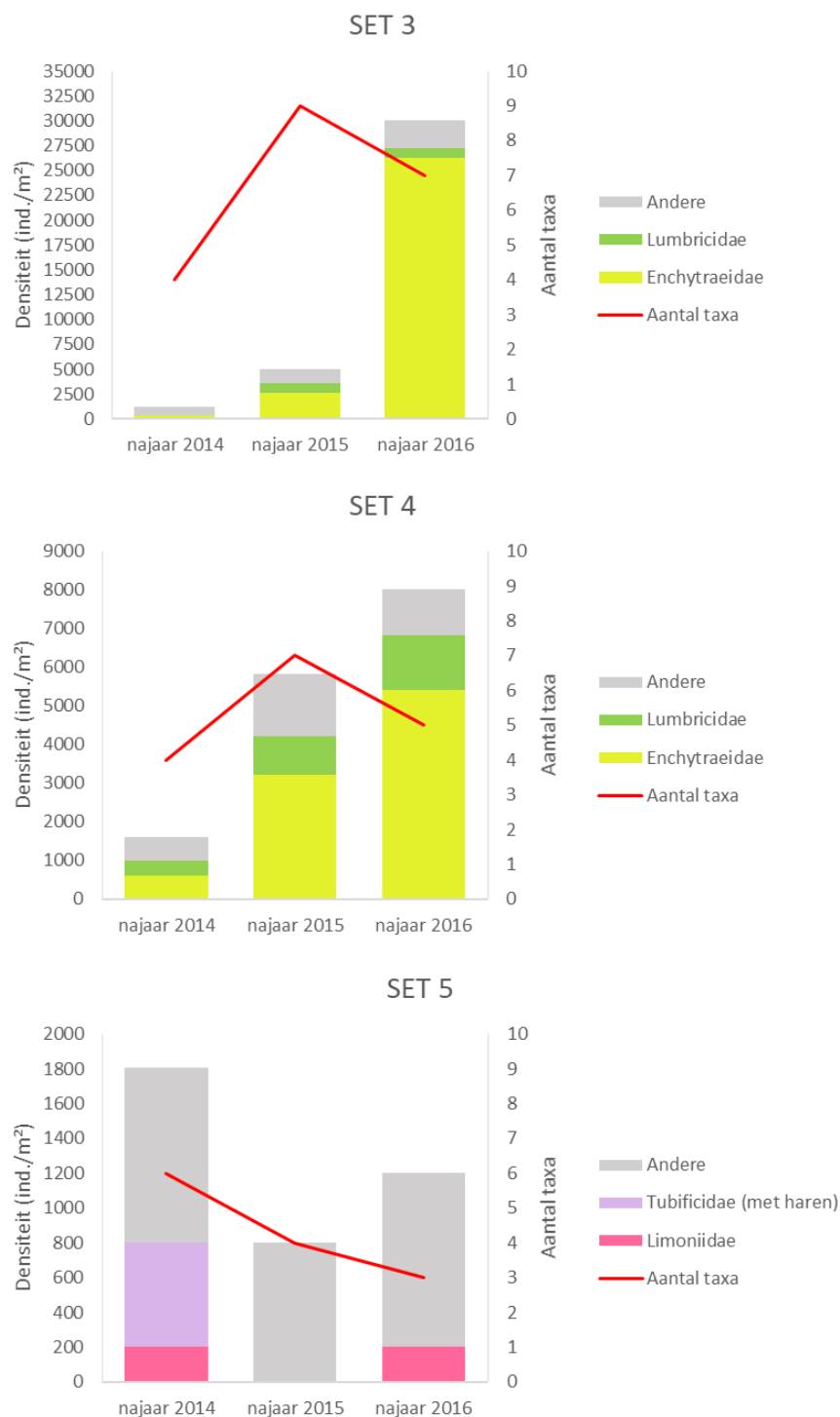
Taxon	SET 3	SET 4	SET 5	MH 2	MH 8	MH 11	Ref Laag	Ref Midden	Ref Hoog
Acari	X								
Araneae spec.			X						
Assimineae grayana				X					X
Auchenorrhyncha		X							
Carabidae		X	X		X				
Carychium sp.		X							
Cecidomyiidae	X	X			X	X			
Ceratopogonidae				X					X
Chironomidae			X	X		X			
Coleoptera spec.	X								
Collembola	X	X							X
Curculionidae	X	X							
Diptera spec.	X	X	X	X		X			
Dolichopodidae	X		X						X
Elateridae	X	X			X				
Empididae	X								
Enchytraeidae	X	X	X	X	X	X			X
Ephydriidae			X	X					X
Erpobdella octoculata			X						
Limoniidae			X						
Lumbricidae	X	X	X		X				
Marenzelleria neglecta							X		
Nematoda	X		X		X				
Ostracoda			X						
Paranais litoralis								X	X
Staphylinidae	X								
Succinea putris	X								
Tabanidae	X								
Tipulidae	X			X	X				
Tubificidae (met haren)			X	X				X	X
Tubificidae (zonder haren)							X	X	X
Vallonia sp.	X	X							
Valvata cristata			X						
Totaal aantal taxa	17	11	14	8	7	4	2	3	9

Lumbricidae en Enchytraeidae bleven steeds de dominante taxa ter hoogte van locaties SET 3 en SET 4 in de Bazelse polder. De najaarsgegevens uitgezet in laten een gestage toename zien van Enchytraeidae ter hoogte van locaties SET 3 en SET 4. Vooral de stalen van locatie SET 3 bevatten hoge densiteiten. Lumbricidae bleven vrijwel even talrijk ten opzichte van het najaar 2015 op locatie SET 3, maar namen toe op SET 4. Ter hoogte van locatie SET 5 was de totale benthosdensiteit van het najaar

2016 vergelijkbaar met die van het najaar 2015. Tubificidae was in het najaar van 2014 nog één van de dominante taxa, maar in de najaarsstalen van 2015 en 2016 werden geen vertegenwoordigers van deze familie uit de orde van de oligochaete wormen aangetroffen (Figuur 5-33).

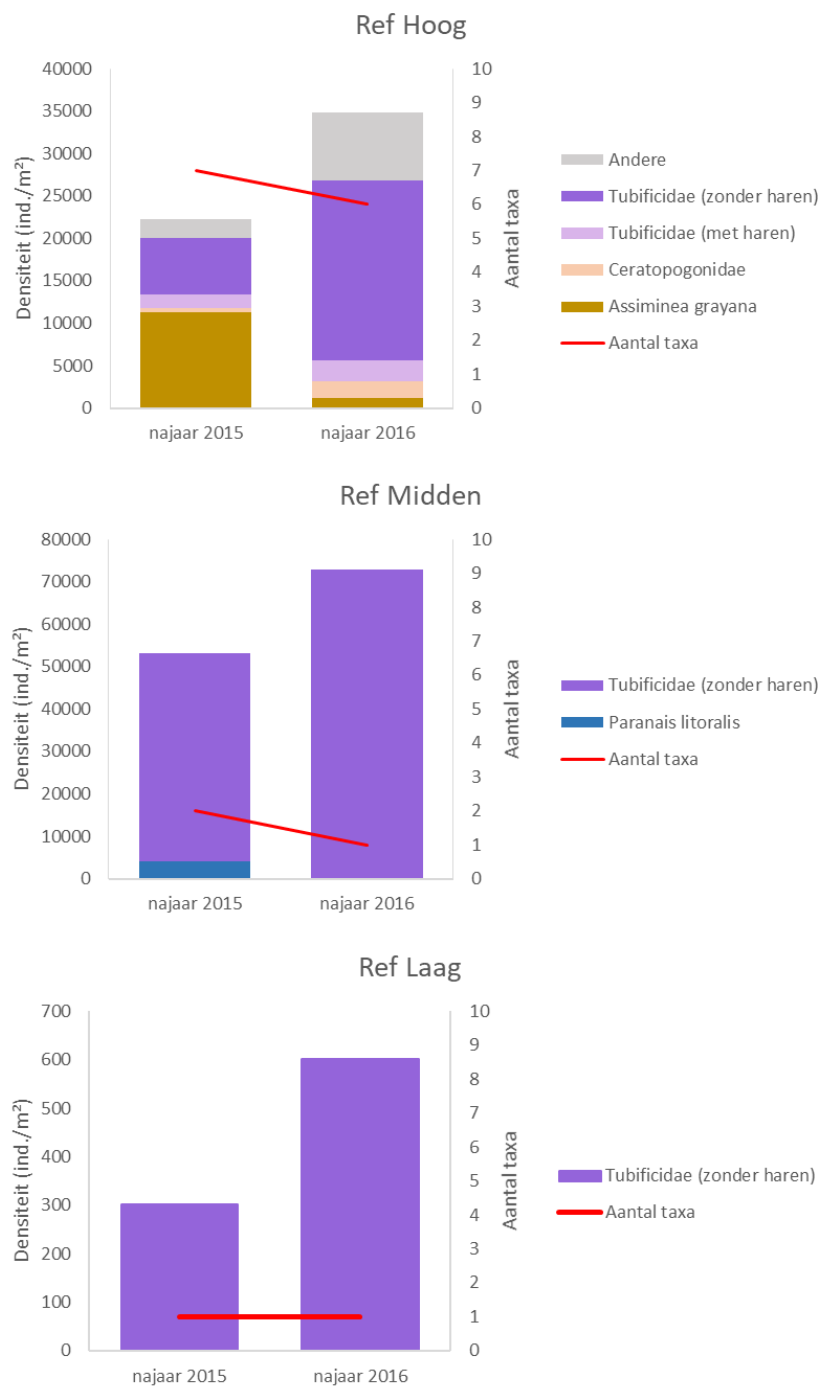
Ter hoogte van de referentielocaties Ref Hoog en Ref Midden werden hoge benthosdensiteiten vastgesteld, waarbij Tubificidae zonder haren telkens veruit het meest dominante taxon was. Net als in het najaar van 2015, was de totale densiteit in het najaar van 2016 groter op locatie Ref Midden dan op locatie Ref Hoog. Ter hoogte van Ref Laag was Tubificidae zonder haren het enige taxon in de najaarsstalen, maar de densiteiten bleven er zeer laag. Op referentielocatie Ref Hoog benaderde het aantal taxa in de najaarsstalen dat van de staalnamelocaties binnen de Bazelse polder, terwijl de stalen van locaties Ref Midden en Ref Laag slechts één of twee taxa bevatten (Figuur 5-34).

In Figuur 5-35 werd de benthosdensiteit van het najaar 2016 weergegeven voor alle staalnamelocaties. De grafiek laat duidelijk zien dat Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) de dominante taxa zijn op de hoogst gelegen locaties SET 3, SET 4 en MH 8 binnen de Bazelse polder, terwijl Tubificidae zonder haren het talrijkst zijn op de referentielocaties. De benthosdensiteiten op referentielocaties Ref Hoog en Ref Midden waren in het najaar van 2016 groter dan die ter hoogte van de staalnamelocaties binnen de Bazelse polder. De totale benthosdensiteit van SET 3 benaderde wel die van Ref Hoog. Binnen de Bazelse polder bevatten de najaarsstalen van SET 5, MH 2 en MH 11 relatief weinig benthos en ook slechts een beperkt aantal taxa.

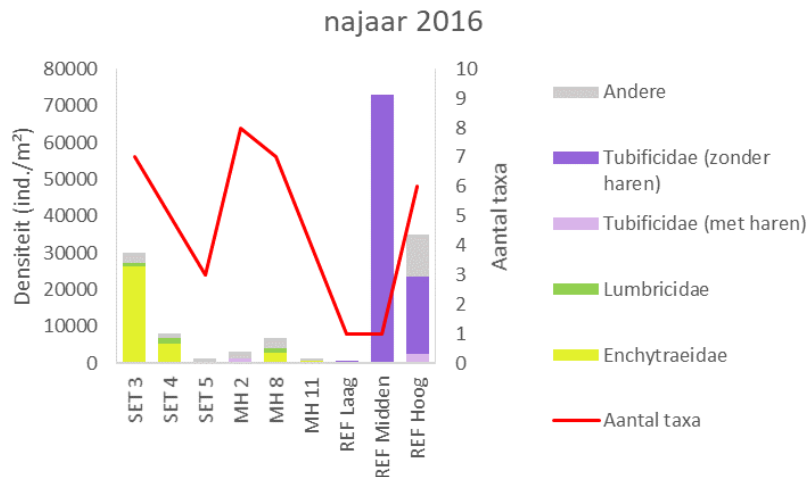


Figuur 5-33 Benthosdensiteit en aantal taxa in de najaarsstalen van 2014 tot en met 2016 die verzameld werden op locaties SET 3, 4 en 5 in de Bazelse polder. Bemerk de verschillende schaal op de primaire x-as

OMES Intergetijdengebieden Bazel



Figuur 5-34 Benthosdensiteit en aantal taxa in de najaars van 2015 en 2016 t.h.v. de referentielocaties bij het veer van Kruibeke (Ref Hoog, Ref Midden en Ref Laag). Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 5-35 Benthosdensiteit en aantal taxa in het najaar van 2016 t.h.v. de staalnamelocaties in de Bazelse polder (SET 3, 4, 5 en MH 2, 8, 11) en t.h.v. de referentielocaties bij het veer van Kruibeke (Ref Hoog, Ref Midden en Ref Laag).

5.4.3 Bespreking

De terrestrische taxa Lumbricidae (regenwormen) en Enchytraeidae (potwormen) bleven ook in het najaar van 2016 dominant aanwezig ter hoogte van locaties SET 3 en SET 4. Ook de najaarsstalen van de recent in gebruik genomen locatie MH 8 bevatten voornamelijk Lumbricidae en Enchytraeidae. Deze locaties liggen in begraasd weiland dat slechts sporadisch overstroomt. Ter hoogte van de lager gelegen, drassige locaties SET 5, MH 2 en MH 11 bleven de totale benthosdensiteit en -diversiteit klein. Voor SET 5 is dit moeilijker te verklaren. Mogelijk houdt dit verband met een langzamere afwatering. Anderzijds is het mogelijk dat een aantal (semi-)aquatische taxa zich niet konden handhaven, omdat de sluizen enige tijd buiten werking gesteld werden voor werkzaamheden in het gebied. Ook ter hoogte van MH 2 en MH 11 kan de taxondensiteit en -diversiteit hierdoor laag gebleven zijn. Mogelijk waren deze locaties dus sporadisch te droog voor aquatische taxa en te nat voor terrestrische taxa. Op de referentielocaties was de benthosdensiteit en -diversiteit vergelijkbaar tussen de jaren van 2015 en 2016, hoewel de densiteit overal wel iets hoger lag. De verschillen in benthosdiversiteit en -densiteit zijn wellicht te verklaren door verschillen in sedimentsamenstelling. Door de hogere dynamiek dicht bij de laagwaterlijn bestaat het sediment van de laagst gelegen referentielocatie vooral uit zand. Het zandige sediment bevat vrij weinig organisch materiaal, wat een mogelijke verklaring vormt voor de lage benthosdensiteit en -diversiteit. Het slibrijke sediment van locatie Ref Midden bevat meer organisch materiaal en wordt nog elk getij langdurig overstroomd, zodat het zeer geschikt is voor Tubificidae, die aan een aquatisch milieu gebonden zijn. De rietvegetatie ter hoogte van Ref Hoog zorgt ook hier voor veel organisch materiaal, maar de overstromingsduur ligt er iets lager. Tubificidae zijn er dan ook iets minder talrijk. De taxondiversiteit is er wel groter, omdat er meer insectenlarven worden aangetroffen. Locaties Ref Midden en Ref Laag bevatten geen vegetatie, zodat herbivore insectenlarven er vrijwel nooit worden aangetroffen.

5.5 WATERKWALITEIT

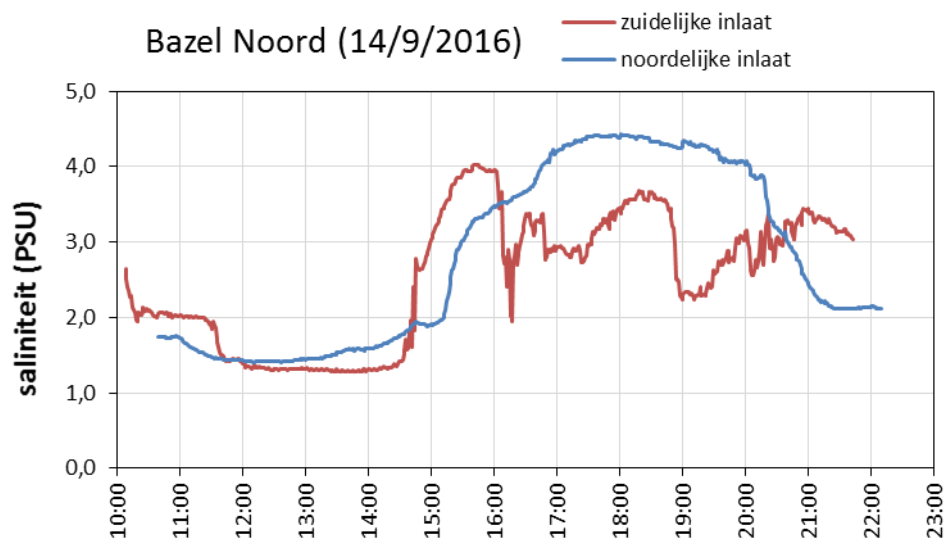
In het Bazelse GGG werd op 14 september 2016 een tweede dertienuurscampagne uitgevoerd om het functioneren van dit gebied naar waterkwaliteit toe op te volgen. Wegens problemen bij het meten van de debieten (WLB) kon er geen sluitende waterbalans, en dus ook geen massabalans opgesteld worden voor de verschillende nutriënten, en beperkt de analyse zich tot concentratieprofielen doorheen het getij.

5.5.1 Zoutgehalte

Het Bazelse GGG kent twee inlaatconstructies, een noordelijke en een zuidelijke. De noordelijke inlaat heeft een iets hoger drempelpeil. Het drempelpeil werd hier hoger ingesteld om minder getij toe te laten: de noordelijke zone had immers een minder ruim krekenselsel waardoor te grote vernatting zou optreden. Het hogere drempelpeil zorgt ervoor dat de instroom iets later sterk op gang komt in de noordelijke sluis dan in de zuidelijke (Figuur 5-36). Vanaf ca 14:30 sijpelt het eerste water binnen, maar pas vanaf ca 15:30 schiet het zoutgehalte er omhoog door de instroom van het iets brakkere Scheldewater. De meer afwaartse ligging maakt wel dat het zoutgehalte hier iets hoger ligt aan noordelijke sluis dan aan de zuidelijke.

Na de instroomfase volgt een stagnante fase, tot rond 20:00 de uitstroom kan starten. Aan de noordelijke sluis blijft de saliniteit vrij constant, wat wijst op beperkte menging, verdeling van het getijdewater. Aan de zuidelijke sluis zijn er veel meer schommelingen.

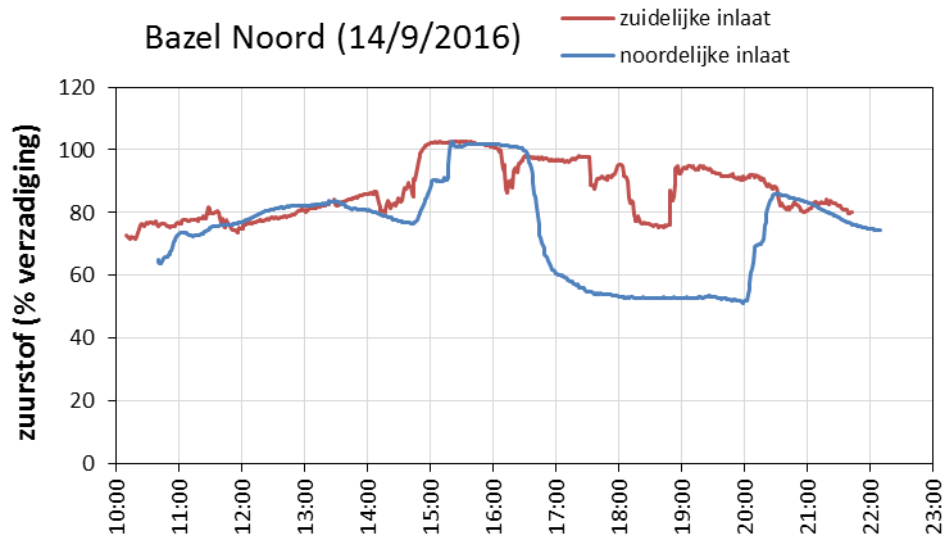
Op Figuur 5-36 kan ook de veel lagere saliniteit opgemerkt worden, aan beide sluizen, voor de start van de instroom, en ook naar het einde toe van de meetdag. Dat wijst er duidelijk op dat de polder op het einde van de uitwateren nog zoet water afvoert, dat met andere woorden niet door het getij werd binnengebracht maar werd aangevoerd vanuit grondwater of oppervlaktewater van het achterland.



Figuur 5-36 saliniteit verloop doorheen de 13uurscyclus

5.5.2 Zuurstof

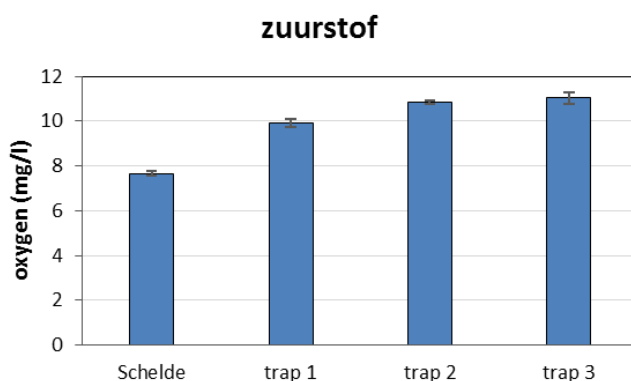
Voor de start van de inwatering schommelt het zuurstofgehalte in de woelkom aan zowel noordelijke als zuidelijke sluis tussen 70% 's morgens en 80% op de middag (Figuur 5-37). De beperkte toename is wellicht toe te schrijven aan zwakke beluchting in de woelkom en/of een zwakke algenbloei. Sterke algenbloei was er niet, de chl a gehalten waren de ganse dertienuursmeting laag. Van zodra de instroom start, stijgt zuurstof onmiddellijk tot ca 100% verzadiging. Dit is duidelijk het effect van de beluchtende cascades van de inlaatsluis. Een verdere stijging, tot ver boven 100%, treedt niet: sterke algenbloei was niet aanwezig.



Figuur 5-37 zuurstof verloop doorheen de 13uurscyclus

Na de instroom kent het zuurstofgehalte aan de zuidelijke sluis een lichte schommeling, wellicht door menging. Aan de noordelijke sluis volgt na de instroom een sterke daling van zuurstof. Blijkbaar vindt er in de woelkom aan de sluis een sterke zuurstofconsumptie plaats, maar de zuurstofwaarden blijven gelukkig nog net boven de minimumwaarden voor een goede waterkwaliteit. Van zodra de uitstroom start, stijgt zuurstof er echter terug, wat aangeeft dat het water dat vanuit de grachten in de polder richting Schelde wordt afgevoerd, van goede kwaliteit is wat betreft zuurstof.

De beluchtende functie van een GGG, als extra 'long' voor de Schelde, lijkt het Bazelse GGG dus wel te vervullen. Aangezien de zuurstofconcentratie van het instromende water al hoog lag (bijna 8 mg/l, Figuur 5-38), was het aanrijkende effect van het Bazelse GGG eerder beperkt. Maar wetende dat het zuurstofgehalte in de Schelde nabij de Polders van Kruibeke anno 2016 nog wel geregeld zeer laag was (meer dan 50% van de waarnemingen onder 5 mg/l, en zelfs enkele waarden onder de kritische grens van 2,5 mg/l), is deze beluchtende functie zeker relevant. Enerzijds kunnen primaire productie (algen) en oppervlaktebeluchting in het GGG de zuurstofwaarden op zonnige zomerdagen opkrikken, anderzijds spelen ook de cascades aan de sluizen een belangrijke rol (Figuur 5-38). Elke trap in de cascade zorgt voor extra aanrijking met zuurstof. Maar naarmate het zuurstofgehalte hoger wordt, wordt ook het effect van elke cascade kleiner.



Figuur 5-38 Zuurstof concentratie (mg/l) aan Schelde zijde en achter de verschillende trappen aan de zuidelijke inwateringsconstructie in het GGG Bazel. Trap 1 is het hoogste niveau, net achter de schotbalken, trap 3 het laagste niveau.

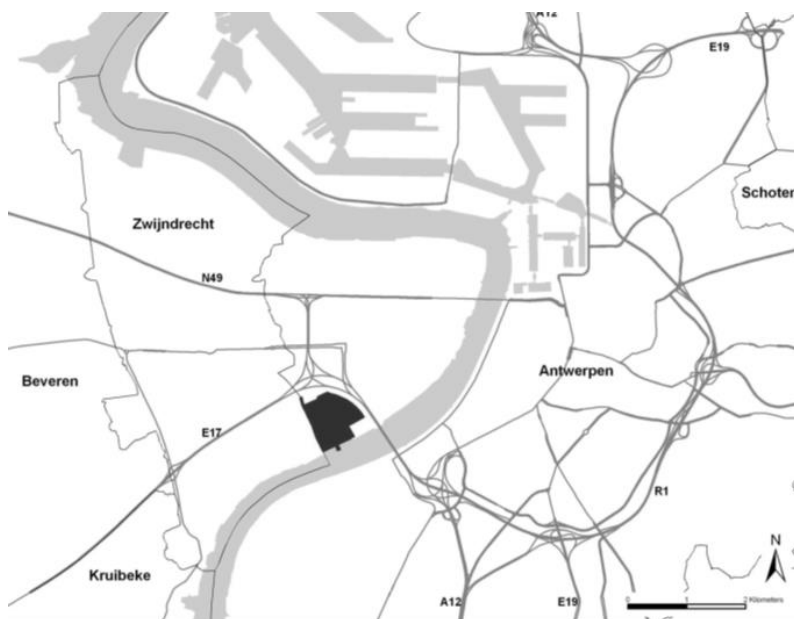
5.5.3 Nutriënten

De concentratieprofielen tonen weinig schommelingen. Siliciumconcentraties liggen de ganse dertienuursmeting hoog. De stikstofwaarden vertonen een lichte daling naar het einde van de uitwatering toe. Op basis van deze ene meetcampagne, toevallig uitgevoerd op een zomers moment zonder algenbloei, kunnen we niet opmaken of het Bazelse GGG een bijdrage levert aan het herstel van de nutriëntratio's in de Schelde.

6 BURCHTSE WEEL

6.1 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 6-1). Deze voormalige weel, welke in de 19e eeuw ontstaan is door een dijkdoorbraak, was voor de constructiewerkzaamheden een recreatiegebied.



Figuur 6-1 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. 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 natuurreservaat 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 sluisensysteem, 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 1.3 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 sluisensysteem 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 tijvolume 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 sluizen 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 foerageergebied voor watervogels werd dan ook niet gehaald.

Wegens technische problemen met een oude sluis en het bovenliggende riool werden op 15 juli 2011 de sluizen weer gesloten. De grote hoeveelheid slib die op die korte periode was afgezet, compacteerde en dreineerde langzaam zodat uiteindelijk inklinking en kreekvorming optrad. In eerste instantie werd via een basismonitoring het gebied opgevolgd. Na het sluiten van de sluizen werd de monitoring gereduceerd tot het meten van hoogteveranderingen en het uitvoeren van vegetatie-opnames. Op 22 maart 2013 werden de sluizen 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 2016 toegelicht.

6.2 SEDIMENTATIE- EN EROSIEDYNAMIEK

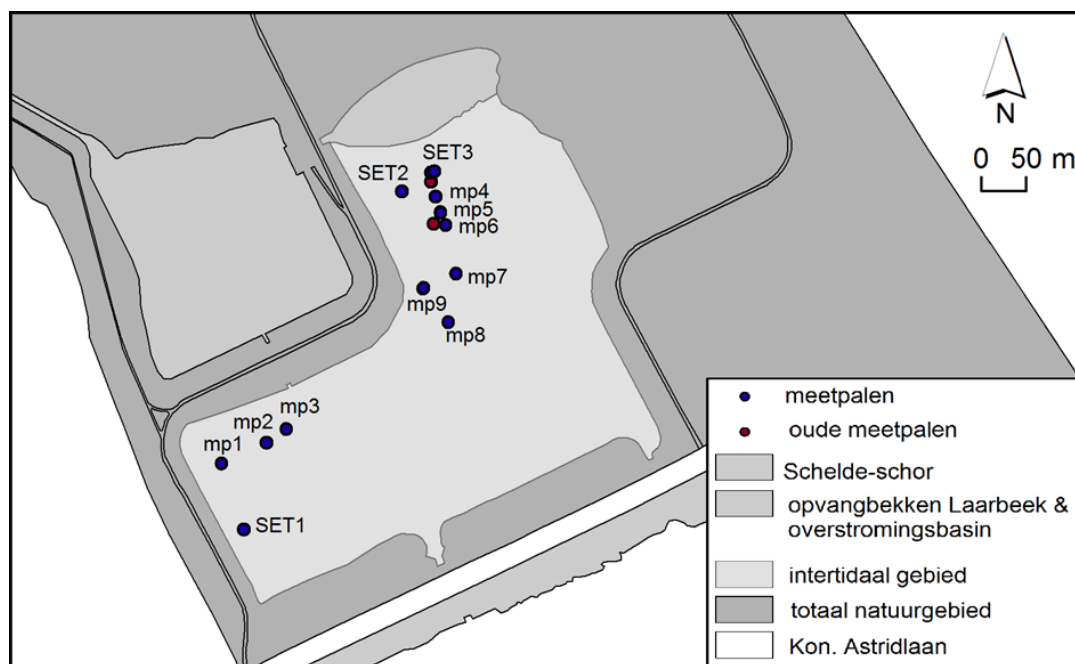
6.2.1 Materialen en methoden

De sedimentatiesnelheid, namelijk hoe snel de Burchtse Weel opslibt, werd gemeten aan de hand van drie verschillende technieken: (1) Marker Horizons, (2) Surface Elevation Tables (SET) en (3) Marker Palen. Elk van deze technieken heeft zijn voor- en nadelen. Wanneer de resultaten van deze technieken gecombineerd worden is het mogelijk om een nauwkeurig en realistische kijk te verkrijgen op de sedimentatie- en erosieprocessen die zich afspelen in de Burchtse Weel.

Begin april 2011 heeft de UA meetinstallaties geplaatst (SET; Surface Elevation Table) 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, omdat de oorspronkelijke SET2 niet meer bruikbaar was door een te hoge opslibbing. Figuur 6-2 toont een plattegrond van de Burchtse Weel, gebaseerd op luchtfoto's en exacte metingen met een RTK-DGPS, met daarop de locaties van de huidige 3 SET's weergegeven. MP9 is een markerpaal die op de locatie van de oorspronkelijke SET2 staat, de SET die volledig onder gesedimenteerd en niet meer bruikbaar is. SET 1 heeft een lage hoogteligging en werd recent verhoogd omdat deze ook onder gesedimenteerd dreigde te worden. SET 2 kent een gemiddelde hoogteligging en SET 3 een hoge. Hoogteverandering op lager gelegen locaties, waar de SET methode door te snelle aanslibbing niet toepasbaar is, worden opgevolgd via markerpalen (MP1 t/m 9). Markerpaal 3 was in september 2013 reeds volledig onder gesedimenteerd.

In 2014 werden kaolienlaagjes als Marker Horizon aangebracht nabij de verschillende SET-opstellingen. Met behulp van deze Marker Horizon's kunnen we verder vaststellen of sub-oppervlakteprocessen (zoals compactie van het onderliggende sediment) een belangrijke rol spelen in de Burchtse Weel.

Gezien de zeer hoge sedimentatiesnelheden, werden hiervoor op regelmatige basis metingen uitgevoerd. De laatste meting werd in april 2015 uitgevoerd. Door de hoge sedimentatiesnelheden was het niet altijd mogelijk om de MH terug te vinden. Zo werd reeds eind december 2014 geen meet sessie uitgevoerd voor MH SET2. Uit de resultaten blijkt dat de laagst gelegen locatie, MH SET1, het snelst ophooft. Sinds het leggen van de kaolienlaag is er tot april 2015 een laag sediment van $31,4 \pm 2.5$ cm afgezet bovenop de kaolienlaag. De hoogst gelegen locatie, MH SET3 hooft het minst snel op. Hierbij maten we in 2015 een ophoging van 13.0 ± 1.5 cm t.o.v. de nulmeting. Daar door de sterke sedimentatie de detecteerbaarheid van de kaolienkleilaag te sterk gereduceerd was, werd besloten in 2016 om dit deel van de monitoring te beëindigen en vooral te werken met meetpalen.

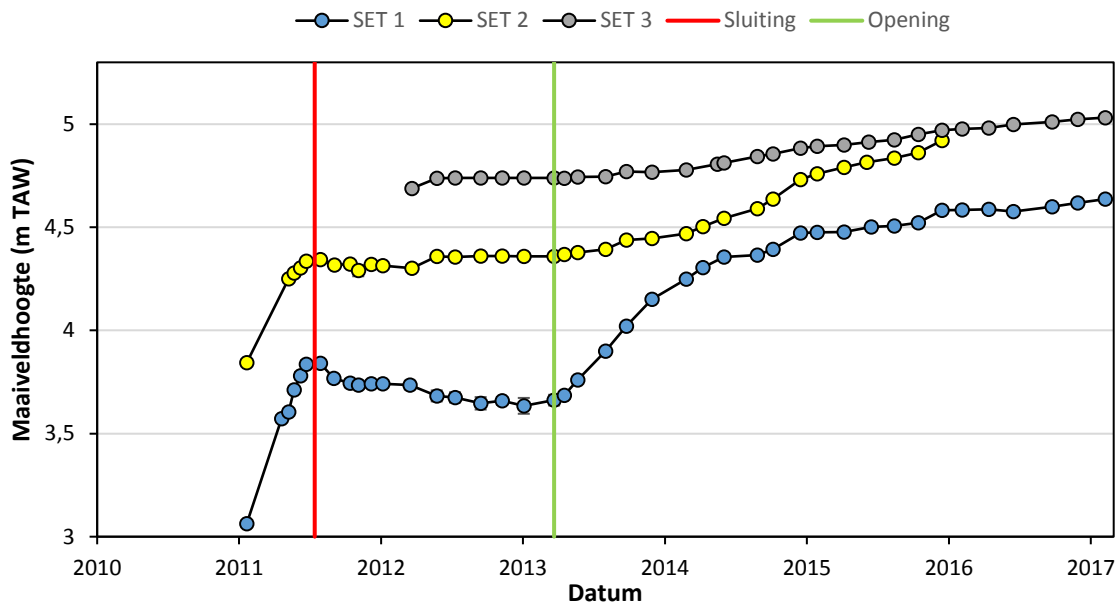


Figuur 6-2 Overzicht van meetpunten in de Burchtse Weel. SET1 t/m 3 zijn SET-locaties waar hoogteveranderingen in detail worden gemeten, MP 1 t/m 9 zijn markerpalen waar ruwe hoogteveranderingen worden gemeten. Marker Horizons werden steeds nabij de SET's aangelegd.

6.2.2 Resultaten en discussie: Surface Elevation Table (SET)

De nulmeting van SET 1 vond plaats op 21 april 2011, terwijl de nulmeting van SET 2 op 9 mei 2011 werd verricht. SET 3 werd operationeel vanaf 21 maart 2012. Onmiddellijk na de plaatsing vond een initiële sterke stijging van de hoogte van het sediment voor zowel SET 1 als SET 2 plaats (zie Figuur 6-3). Op 15 juli 2011 werden de sluizen van Burchtse Weel gesloten, waardoor het gebied dus niet meer in contact stond met de Schelde en dus ook niet verder kon opslibben. Hierdoor daalde de hoogte van het sediment terug, allicht veroorzaakt door de compactie en een steeds betere drainage van het sediment. Na de heropening van de sluizen op 22 maart 2013 nam de hoogte van het sediment weer sterk toe om tegen eind 2016 op een hoogte van 4.62 ± 0.01 m TAW voor SET 1 en 5.02 ± 0.02 m TAW voor SET 3 af te kloppen. SET 2 was bij het ingaan van 2016 volledig onder gesedimenteerd. Om toch een idee te blijven hebben van de heersende sedimentatiedynamiek op deze locatie werd besloten een meetpaal te installeren. De hoeveelheid sediment die de laatste jaren jaarlijks werd afgezet op de drie locaties nam progressief af. Voor 2016 was de trend niet anders. Zo kende SET 1 doorheen het jaar een ophoging van slechts 4.4 cm, terwijl SET 3 5.5 cm ophoogde. Meetpaal SET 2 hoogde in 2016 3.1 cm op, maar de interpretatie van dit laatste resultaat moet omzichtig gebeuren. Bij de plaatsing van de meetpaal was het immers onvermijdelijk dat de maaiveldhoogte op de locatie beïnvloed werd. Dit probleem stelt zich echter eenmalig bij het installeren van de meetpaal, waardoor de resultaten voor de komende jaren terug betrouwbaar zullen zijn. Opvallend is dat SET 3 in 2016 net iets meer

ophoogde vergeleken met SET 1. Wat de precieze reden hiervoor is, is niet meteen duidelijk. Mogelijks zorgt de nu uitbundig aanwezig vegetatie in SET 3 voor een sterke vertraging van de stroomsnelheid, waardoor meer afzetting plaatsvindt, vergeleken met de nog steeds vegetatiearme SET 1. Beide sites bevinden zich echter nog steeds een eindje onder het berekend gemiddeld hoogwater voor Burchtse Weel (5.34 m TAW), waardoor ze beiden nog bijna dagelijks zullen overstromen.



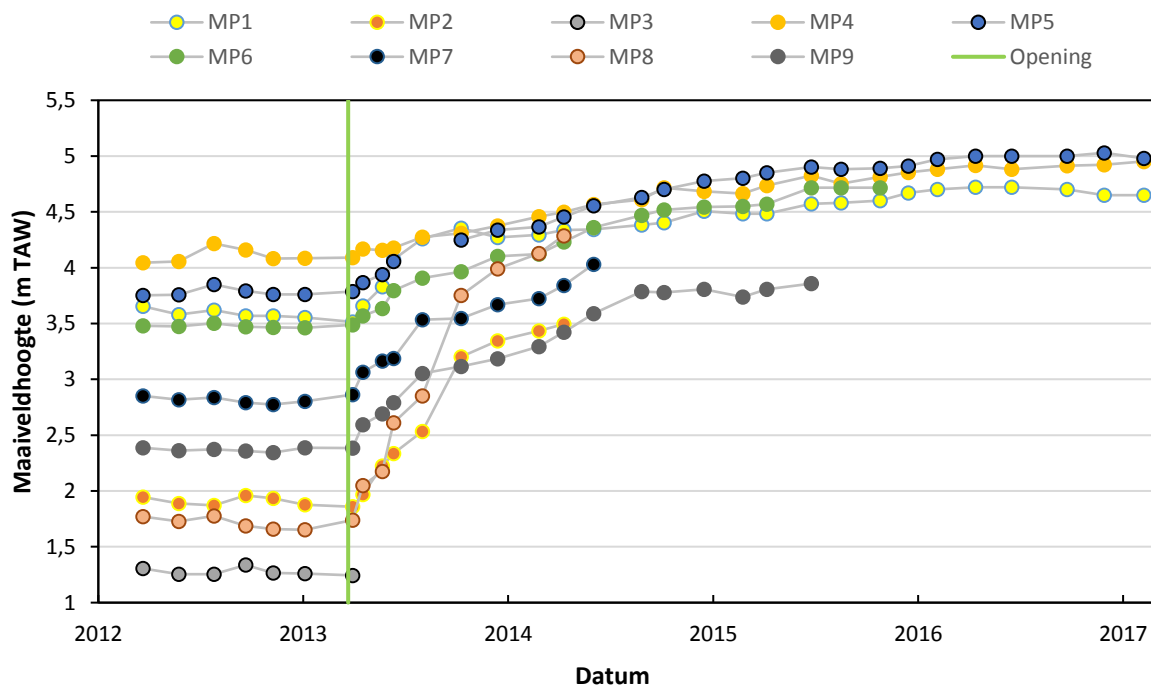
Figuur 6-3: Grafische weergave van de ophoging van het slik op de drie verschillende SET-locaties sinds de start van de metingen in 2011. De volle verticale rode lijn geeft het tijdstip van de sluiting van de sluizen aan, terwijl de volle verticale groene lijn het moment van heropening van de sluizen voorstelt.

6.2.3 Resultaten en discussie: Markerpalen

Daar waar monitoring via SET's wegens een te hoge sedimentatie onmogelijk was, werden Markerpalen geïnstalleerd. Deze Markerpalen kunnen vervolgens met behulp van een telescoop afgelezen worden. De installatie van de Markerpalen vond plaats op 14 juni 2011. De voorgaande jaren kenden SET's en Markerpalen sterk gelijkende sedimentatiepatronen, met een initieel sterke sedimentatie bij de opening van sluizen, gevolgd door een lichte inklinking na de sluiting. Na de heropening volgt opnieuw een sterke sedimentatie die echter in 2014 en 2015 sterk verminderde. Deze laatste trend zet zich ook voor de markerpalen in 2016 voort. Van de negen Markerpalen die in het gebied geïnstalleerd werden, waren er 3 tegen eind 2015 nog niet volledig onder gesedimenteerd. De sedimentatiesnelheid bleef ook ter hoogte van de resterende markerpalen laag in 2016. Zo kenden Markerpaal 4 en Markerpaal 5 een lichte ophoging van resp. 7.4 cm en 7.6 cm doorheen het jaar. Markerpaal 4 bereikte eind 2016 een hoogte van 4.94 m TAW, terwijl Markerpaal 5 ophogde tot 5.00 m TAW. Markerpaal 1 kende een licht verschillende evolutie in 2016. Zo hoogde het maaiveld rondom de Markerpaal in 2016 nauwelijks nog op en daalde zelfs licht tegen het jaareinde aan. Zodoende werd een daling van 2.9 cm van 4.68 m TAW naar 4.65 m TAW opgetekend voor 2016. De reden van deze daling is niet geheel duidelijk, maar een mogelijke verklaring kan zijn dat de Markerpaal zich op een schuin vlak in de buurt van kreekrand bevindt en er lichte erosie optreedt in dit deel.

De opgemeten sedimentophogingen voor 2016 vallen wellicht binnen de grenzen die de vegetatie tolereert om de zones rondom de Markerpalen te koloniseren. De meeste sites liggen vermoedelijk echter nog te laag ten opzichte van de gemiddelde hoogwaterlijn om een gunstige kolonisatie door planten te bekomen. Soorten als Riet *Phragmites australis* en Heen *Bolboschoenus maritimus*

verspreiden zich vooral voort via horizontale rhizomen. Daar zowel patches van Riet als van Heen zich nog op enkele tientallen meters bevinden van de markerpaallocaties zal een snelle kolonisatie door een van beide soorten wellicht nog niet voor de eerstvolgende jaren zijn.



Figuur 6-4: Grafische weergave van de ophoging van het sediment gebruik makende van de Markerpalen-methode sinds de start van de metingen. De verticale groene lijn stelt het moment van heropening van de sluizen voor.

6.3 VEGETATIE

Daar Burchtse Weel op de rand van het brakwatergetijdgebied 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 slik en zand invangt. Hierdoor zullen de slikken ophogen en ontstaan er geschikte groeiplaatsen voor gemeenschappen van Heen *Bolboschoenus maritimus*, al dan niet vergezeld door Spiesmelde *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*, Spiesmelde en Zeeweegbree *Plantago maritima*.

In augustus 2016 werd een gebiedsdekkende vegetatiekartering uitgevoerd van het gebied. 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 49 polygonen. De polygoongrootte varieerde tussen 7 en 3785 m²,

met een mediane polygoongrootte van 155 m². Tijdens de kartering werden 133 soorten planten opgemerkt te Burchtse Weel (zie bijlage). 24 van deze soorten werden minimaal eenmaal als dominant aanzien. Het aantal soorten per polygoon varieerde tussen 0 (kale slikken) en 64 soorten, met een mediaan aantal van 17 soorten per polygoon.

De opslibbing van Burchtse Weel zou in theorie moeten leiden tot het ontstaan van een divers systeem van slikken en schorren. De voorbije jaren speelde er echter een te hoge sedimentatiesnelheid, waardoor het voor diverse plantensoorten moeilijk werd om zich te vestigen en te bestendigen in het gebied. Een tweede vertragende factor is dat de meeste slikken nog minimaal enkele tientallen centimeter onder de hoogwaterlijn liggen, wat te veel is voor veel typische schorrenplanten. De laatste jaren merken we echter enkele evoluties in het gebied op. Zo is de laatste twee jaren het terugschrijden van de vegetatie onder invloed van de te hoge sedimentafzet gestopt en treedt er langs de randen van het gebied schorontwikkeling op.

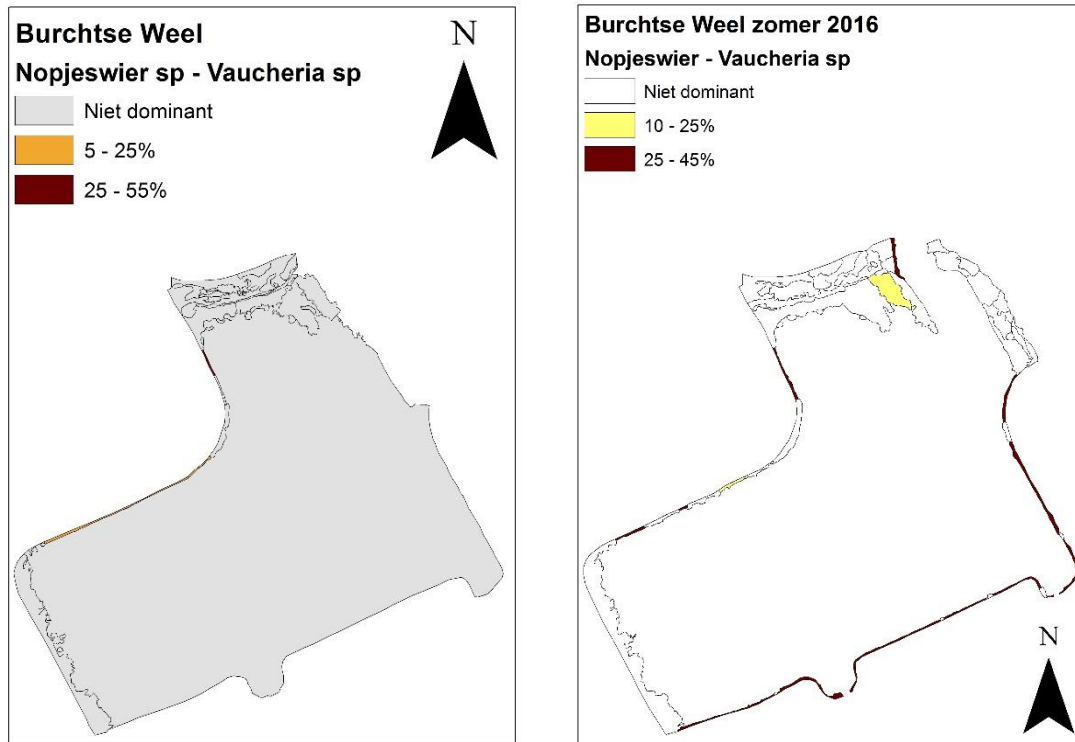
Grote evoluties ten overstaan van de vorige jaren aangaande de vegetatieontwikkeling traden er in 2016 niet op. Zo wijzigde het areaal ingenomen door Nopjeswier *Vaucheria sp* nauwelijks (Figuur 6-5 en Figuur 6-6). Het voorkomen van Nopjeswier beperkt zich in Burchtse Weel hoofdzakelijk tot de uiterste randen van het gebied, op de grens met de breukstenen. Ook was ze abundant aanwezig als ondergroei in het centraal gelegen wilgenbosje. De randen van het zuidelijke en oostelijke deel van Burchtse weel werden in 2016 mee gekarteerd en daar bleek het taxon ook veelvuldig voor te komen. Verwacht wordt dat het taxon de komende jaren een groot oppervlak zal gaan innemen vermits de slikken steeds hoger en hoger komen te liggen.

Een soort die vaak verschijnt na de vestiging van Nopjeswier is Zulte *Aster tripolium*. De soort kent in Burchtse Weel een sterk gelijkende verspreiding aan die van Nopjeswier, met dominanties langsheen de randen van het gebied (Figuur 6-7 en Figuur 6-8). De hoofdverspreiding van de soort situeert zich in het brakke tot het zoute, maar er dient steeds enige invloed van zoet water, zij het regenwater of rivierwater, aanwezig te zijn. Net zoals verschillende andere schorrensoorten, kan Zulte zich vegetatief voortplanten via wortelstokken, wat op korte tijd kan leiden tot clusters met een hoge dominantie van Zulte. De zaden verspreiden zich verder via wind en water.

Het voorkomen van Heenvegetaties in de Burchtse Weel (Figuur 6-9) is veranderlijk van aard. Daar waar in 2014 nog enkele grote patches met hoofdzakelijk Heen werden opgemerkt, zijn deze patches sterk gekrompen in 2015 en 2016. Wel opvallend is de aanwezigheid van allemaal kleine, afzonderlijke plekken met Heen voor de uitdeinende rietkraag in het noordelijke deel. Heen is beter bestand tegen golfslag en onderdompeling door water dan Riet *Phragmites australis*, wat maakt dat Heen die plekken gaat bezetten waar Riet zich nog niet heeft kunnen vestigen. De gordels van Heen zorgen voor het breken van de vloedgolf, waardoor deze minder krachtig wordt. Riet kan zich hierdoor in de achterliggende stukken handhaven en uitbreiden om uiteindelijk de plekken die eerst door Heen gekoloniseerd werden te beginnen domineren. In 2016 werden echter minder van dergelijke patches opgemerkt vergeleken met het voorgaande jaar (Figuur 6-9 en Figuur 6-10). Ook op de plekken waar Heen co-domineerde met Grote Lisdodde *Typha latifolia* of Riet werden in 2016 geen dominanties van Heen meer opgemerkt. Wel werden langsheen de randen van het gebied op verscheidene locaties dominanties van de soort opgemerkt, hetgeen nog niet het geval was in 2015 en 2014. Wellicht zal op deze nieuwe locaties de soort de eerstvolgende jaren nog verder uitbreiden, tot Riet de dominantie overneemt.

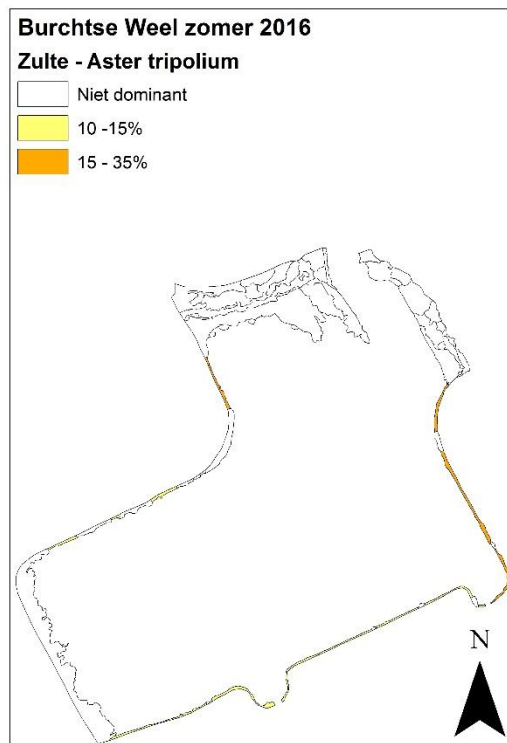
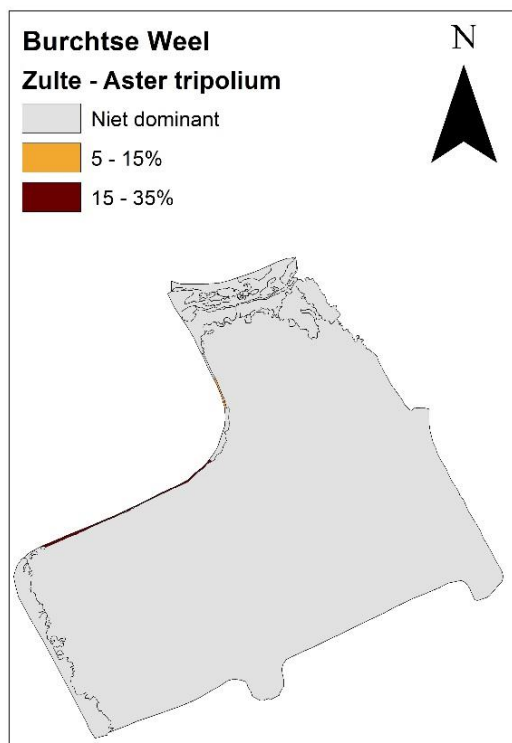
Riet *Phragmites australis* nam in 2016 lichtjes toe ten overstaan van 2015. De uitbreiding van rietkragen in het gebied gebeurt vooral langsheen de randen. Een uitbreiding naar het lageregelegen centrum van het gebied trad in 2016 nog niet op (Figuur 6-11 en Figuur 6-12). Zo groeide het areaal

aan Riet in de zuidwestelijke hoek in 2016 uit van 3250 m² naar 3800 m². Ook in het noorden groeide de rietkraag aan van 3100 m² in 2015 naar 3450 m² in 2016. Met de sterk afgenomen sedimentatie valt te verwachten dat de komende jaren Riet zich zowel verder langs de randen als dieper in het gebied zal gaan verspreiden. De toename richting het centrum van het gebied kan de eerste jaren echter nog geremd worden door een voortdurende golfslag waaraan rietkragen op Burchtse Weel blootgesteld worden bij hoogwater, iets waar de soort gevoelig voor is (Coops et al, 1994).



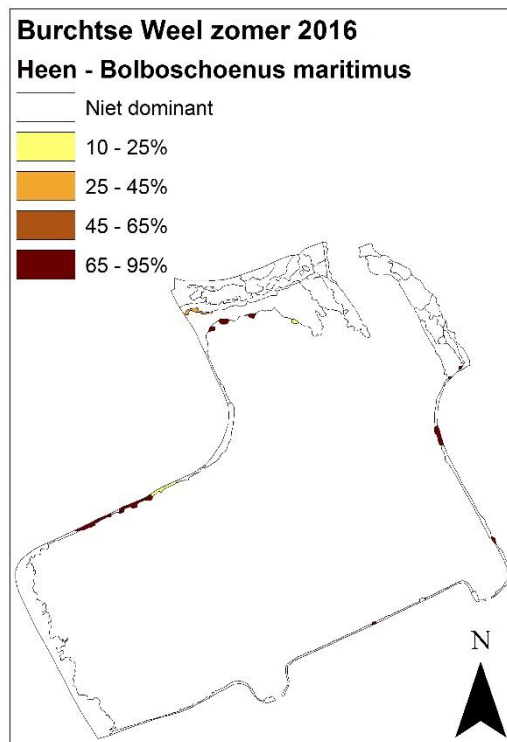
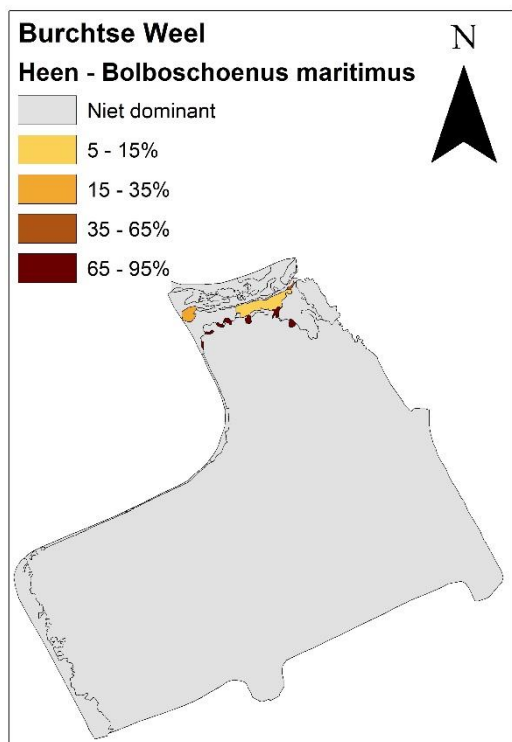
Figuur 6-5: (links) Voorkomen van dominanties van Nopjeswier - Vaucheria sp te Burchtse Weel in 2015

Figuur 6-6: (rechts) Voorkomen van dominanties van Nopjeswier Vaucheria sp in Burchtse Weel in 2016



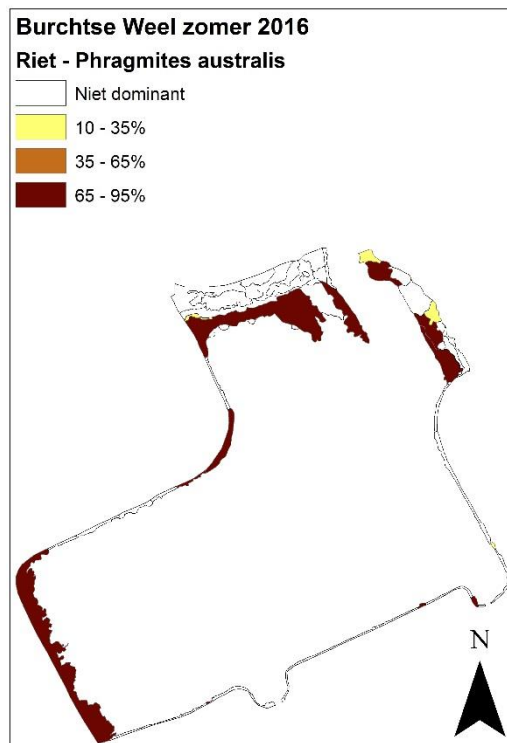
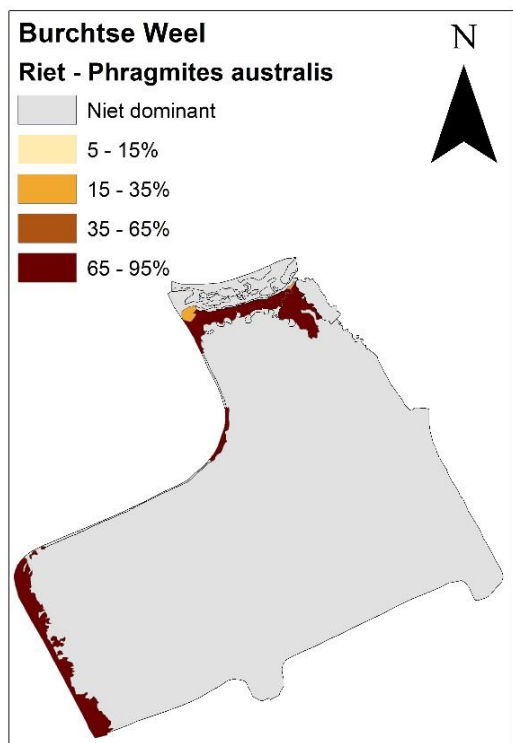
Figuur 6-7: (links) Voorkomen van dominanties van Zulte Aster tripolium te Burchtse Weel in 2015

Figuur 6-8: (rechts) Voorkomen van dominanties van Zulte Aster tripolium te Burchtse Weel in 2016



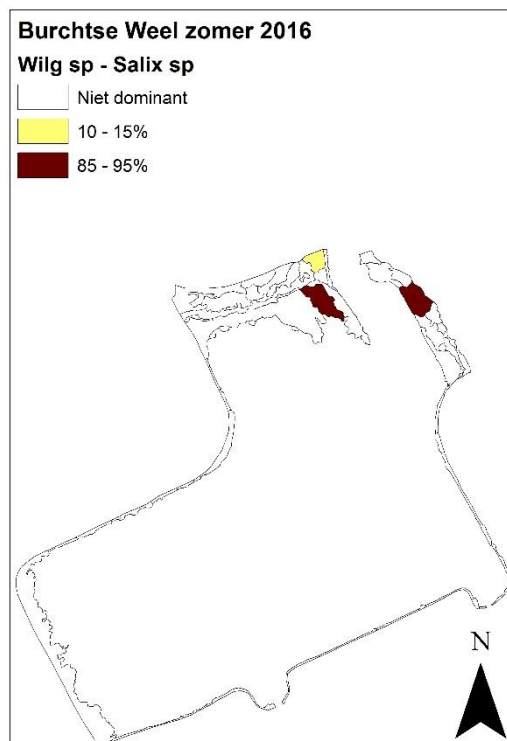
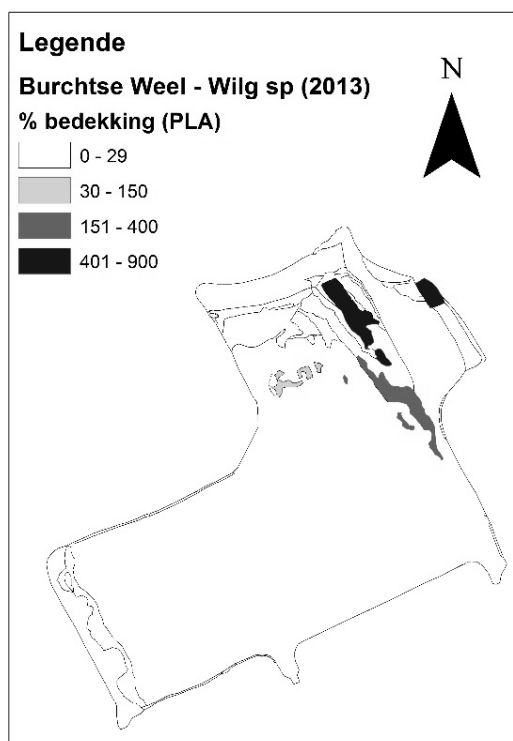
Figuur 6-9: (links) Overzicht van het voorkomen van dominanties van Heen Bolboschoenus maritimus te Burchtse Weel in 2015

Figuur 6-10: (rechts) Voorkomen van dominanties van Heen Bolboschoenus maritimus te Burchtse Weel in 2016



Figuur 6-11 (links): Dominantie van Riet *Phragmites australis* te Burchtse Weel in 2015

Figuur 6-12 (rechts): Dominantie van Riet *Phragmites australis* te Burchtse Weel in 2016



Figuur 6-13: (links) Voorkomen van dominanties van Wilgen *Salix sp* te Burchtse Weel in 2013

Figuur 6-14: (rechts) Voorkomen van dominanties van Wilgen *Salix sp* te Burchtse Weel in 2016

De eindfase in de vegetatiesuccessie van een schor hangt af van de hoeveelheid zout aanwezig in het water. Indien zoutconcentraties te hoog zijn, wordt de ontwikkeling van een schor tot een wilgenstruweel geremd of tegengehouden en zal op de meeste plaatsen een zouttolerant rietland de climaxvegetatie zijn. Burcht bevindt zich precies op de grens van het brakwatergedeelte met het zoetwatergedeelte van de Zeeschelde. Het wordt dan ook interessant om te zien in welke mate nieuwe vestiging van Wilgen *Salix sp* in het gebied mogelijk is. In het gebied komen al verschillende Wilgen voor. Echter, de wilgenbegroeiing die opgeschoten is, is ontstaan voor de initiële opening van de sluizen en bevond zich veelal onder de gemiddelde hoogwaterlijn. Het hoeft dan ook niet te verbazen dat, na het inwerking stellen van het getijde, de meeste wilgen afstierven. Dit zien we duidelijk terug indien we de vegetatiekaarten van 2013 en 2016 met elkaar vergelijken (Figuur 6-13 en Figuur 6-14). Anderzijds zijn er in de loop van 2014 zaailingen opgeschoten in het gebied gelegen boven de gemiddelde hoogwaterlijn, voornamelijk dan in het noordwestelijke deel. Deze zaailingen waren tijdens de kartering van de zomer 2016 nog steeds vitaal, maar waren nog klein en namen dus bijgevolg geen dominantie in.

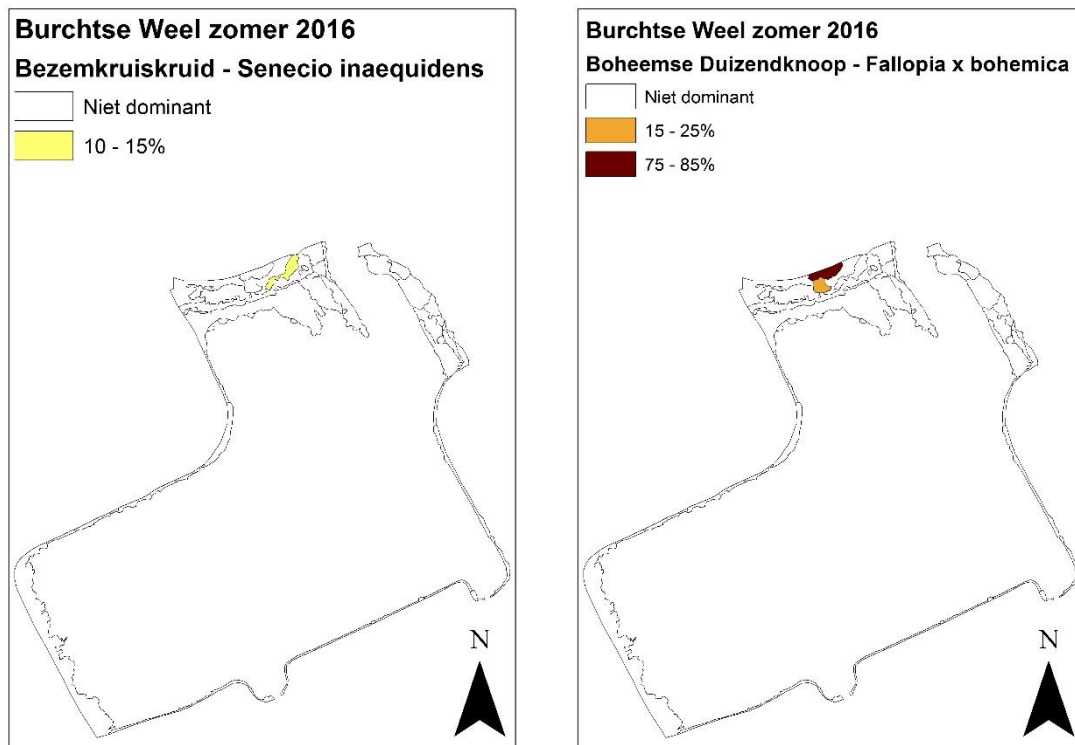
Zeekweek *Elytrigia atherica* noch Zilte Rus *Juncus gerardii* werden in 2016 gevonden tijdens de karteringen te Burchtse Weel. Wel werden Spiesmelde *Atriplex prostrata* en Melkkruid *Glaux maritima* vastgesteld (Figuur 6-15). Spiesmelde werd in 15 polygonen gevonden. In de meeste gevallen betrof het een tot enkele planten. Melkkruid werd in 2016 in drie polygonen vastgesteld, wat een toename is ten overstaan van 2015 toen de soort in slechts 1 polygoon gevonden werd. De nieuwe locaties voor de soort werden in 2015 echter niet gekarteerd, dus of de soort werkelijk is toegenomen, dan wel reeds aanwezig was, blijft onduidelijk. Het voorkomen van beide soorten in het gebied geeft tevens aan dat in sommige delen van Burchtse Weel de ontwikkeling tot een brakwaterschor met (zeldzame) karakteristieke soorten op korte termijn zeker tot de mogelijkheden behoort, zij het vooralsnog langsheen de randen waar de sedimentatiesnelheden iets lager liggen en de hoogte van het slik het niveau van het gemiddeld hoogwater stilaan benaderd. De vraag die men zich verder kan stellen is of de vestiging van de overige typische soorten eerder een kwestie van tijd is, of dat de abiotische condities tot op heden te ver afwijken van het optimum van deze plantensoorten.

Naast Melkkruid werden nog diverse andere zeldzame soorten opgemerkt te Burchtse Weel tijdens de karteringen van 2016. De meeste van deze soorten werden echter gevonden op de droge, niet tot nauwelijks overstromende delen van het gebied. Volgende zeldzame soorten werden er gevonden: Fraai Duizendguldenkruid *Centaurea pulchellum* (1 polygoon), Middelste Ganzerik *Potentilla intermedia* (1 polygoon), Strandmelde *Atriplex littoralis* (1 polygoon), Zandweegbree *Plantago arenaria* (5 polygonen) en Zomerbitterling *Blackstonia perfoliata subsp. perfoliata* (2 polygonen). Middelste Ganzerik en Zandweegbree zijn bovendien van exotische afkomst. Beide soorten staan echter niet vermeld in de *Harmonia* database, die een overzicht geeft van alle invasieve exotische soorten die een bedreiging (kunnen) vormen voor de inheemse biodiversiteit (*Harmonia* database, 2017). De enige zeldzame soort die gevonden werd op de lager gelegen schorren betrof het exotische Bleek Cypergras *Cyperus eragrostis*. Bleek Cypergras staat op de zogenaamde 'watch list' van de *Harmonia* database, wat impliceert dat met de huidige beschikbare kennis aangenomen wordt dat de soort een gemiddeld risico vormt voor de inheemse biodiversiteit. De grootste potentieel negatieve impact van Bleek Cypergras ligt in het wegconcurreren van inheemse soorten, wat in de literatuur echter tot op heden weinig ondersteund werd (Baus et al, 2010).



Figuur 6-15 Melkkruid *Glaux maritima* werd tijdens de vegetatiekartering te Burchtse Weel op 3 locaties aangetroffen.

Naast de hogervermelde exotische plantensoorten werden tijdens de zomer van 2016 nog eens 7 uitheemse plantensoorten gevonden te Burchtse Weel. Vier hiervan zijn opgenomen in de *Harmonia* database. Twee hiervan staan op de 'watch list', met name Vlinderstruik *Buddleja davidii* en Bezemkruid *Senecio inaequidens*. Vlinderstruik werd in 1 polygoon aangetroffen, terwijl Bezemkruid met een voorkomen in 16 polygoon als wijdverspreid kan genoteerd worden. Bovendien werd deze laatste in 1 polygoon als dominant aanzien (Figuur 6-16). Beide soorten zijn echter gebonden aan de drogere delen van Burchtse Weel waar nauwelijks tot geen invloed van het getij merkbaar is. De twee overige soorten, met name Boheemse Duizendknoop *Fallopia x bohemica* en Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* staan op de zwarte lijst van de *Harmonia* database, wat impliceert dat beide soorten een sterke bedreiging voor de inheemse biodiversiteit vormen (*Harmonia* database, 2017). Beide soorten werden in resp. 6 en 1 polygoon opgemerkt. Ook Boheemse Duizendknoop is gebonden aan de drogere delen van het gebied en is dominant aanwezig in 2 polygoon (Figuur 6-17). Op de locaties waar de soort verschijnt, wordt ze op korte tijd dominant, dus wellicht zullen het aantal polygoon waar de soort dominanties vertoont, stijgen de komende jaren. Reuzenbalsemien is dan weer een soort van vochtige habitats, die omwille van het zoutgehalte in het Scheldewater echter haar ecologische limiet botst in Burchtse weel. En snelle uitbreiding van de soort, zoals die zich voordoet in de zoetwaterschorren van de Schelde, valt de komende jaren wellicht niet te verwachten.



Figuur 6-16: Voorkomen van dominanties van het invasieve exotische Bezemkruiskruid *Senecio inaequidens* te Burchtse Weel in 2016

Figuur 6-17: Voorkomen van de invasieve exotische Boheemse Duizendknoop *Fallopia x bohemica* te Burchtse Weel in 2016

6.4 BENTHOS

6.4.1 Materialen en methoden

Voor Burchtse Weel werden benthosstalen verzameld op vier locaties binnen het gebied (SET 1, 2 en 3 en MP 4) en op vier referentielocaties langs de Schelde, vlak voor de Burchtse Weel (Ref Laag, Ref Midden, Ref Breuk en Ref Hoog).

6.4.2 Resultaten

In totaal werden 24 taxa gevonden in de bodemstalen die genomen werden in de periode 2011 – 2016 in de Burchtse Weel. Binnen de Burchtse Weel kon enkel het taxon Limoniidae, aangetroffen in stalen die verzameld werden in het najaar van 2011, aan de lijst worden toegevoegd. Het aantal taxa was vergelijkbaar tussen de verschillende staalnamelocaties binnen het gebied. Zes benthostaxa (*Ceratopogonidae*, *Nais elinguis*, *Paranais frici*, *Paranais litoralis* en *Tubificidae* met en zonder haren) werden op elk van de bemonsterde locaties teruggevonden. Van de recent in gebruik genomen referentielocaties Ref Laag, Ref Midden, Ref Breuk en Ref Hoog, kwam enkel de diversiteit van Ref Hoog in de buurt van de staalnamelocaties in de Burchtse Weel. Op deze locatie werden drie taxa gevonden die voorlopig nog niet in stalen van Burchtse Weel werden aangetroffen: *Rhagionidae*, *Staphylinidae* en *Tipulidae*. Ook *Marenzelleria neglecta* kon aan de lijst worden toegevoegd (Tabel 6-1).

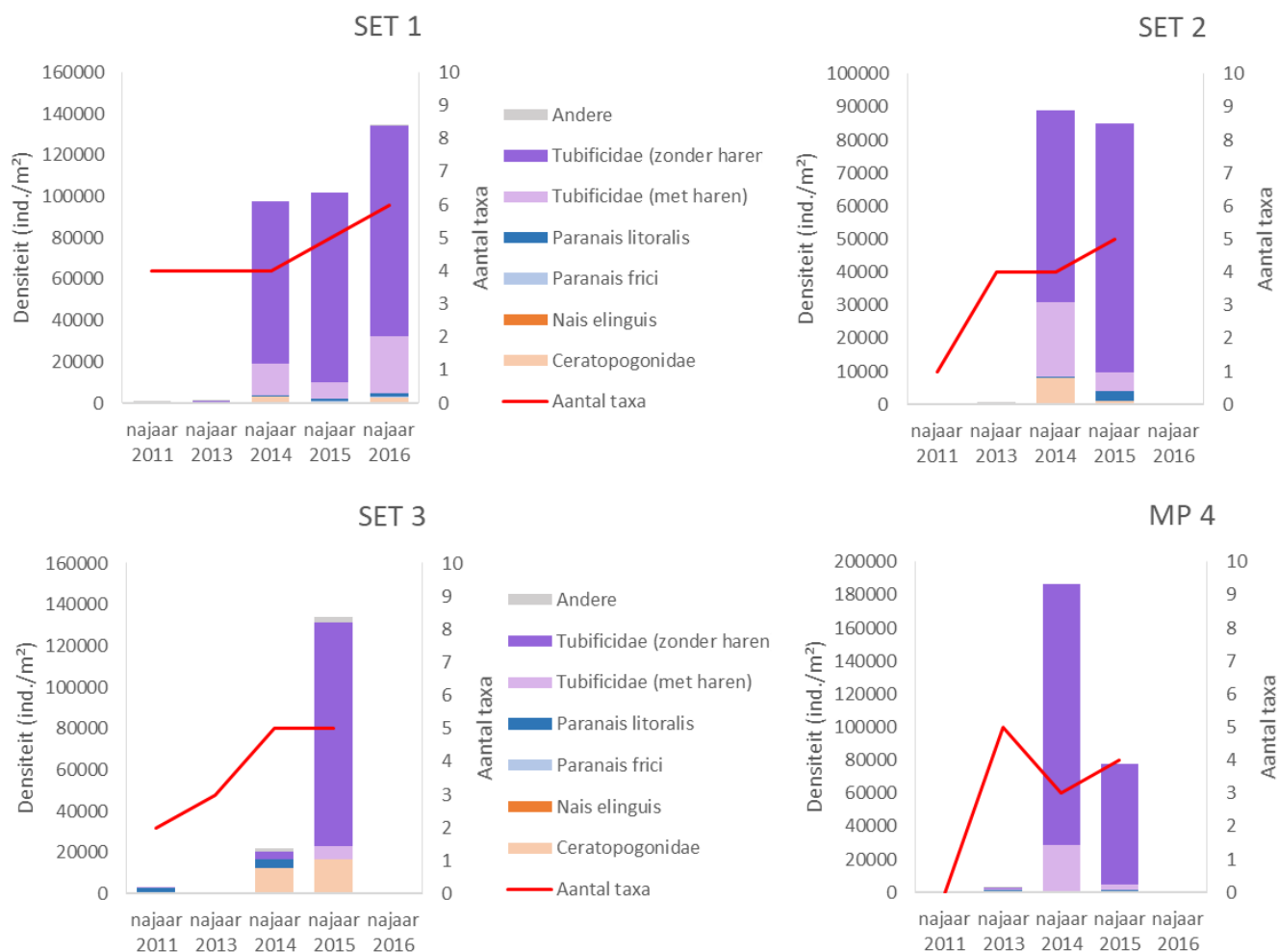
Tabel 6-1 Benthostaxa in de bodemstalen verzameld in de periode 2011-2016 in de Burchtse Weel (SET 1, 2 en 3 en MP 4) en in het najaar van 2016 op de referentielocaties (Ref Hoog, Breuk, Midden en Laag).

Taxon	SET 1	SET 2	SET 3	MP 4	REF Laag	REF Midden	REF Breuk	REF Hoog
Araneae spec.				X				
Assimineae grayana	X		X					X
Carabidae		X		X				
Cecidomyiidae	X	X		X				
Ceratopogonidae	X	X	X	X				
Chironomidae		X	X	X				
Corophium volutator		X						
Diptera spec.	X		X					
Dolichopodidae	X	X	X					X
Enchytraeidae		X		X				X
Ephydriidae			X					
Limoniidae	X							X
Lumbricidae		X						X
Marenzelleria neglecta					X			
Nais elinguis	X	X	X	X				
Nematoda	X			X				X
Ostracoda		X						
Paranais frici	X	X	X	X				
Paranais litoralis	X	X	X	X				
Rhagionidae								X
Staphylinidae								X
Tipulidae								X
Tubificidae (met haren)	X	X	X	X				
Tubificidae (zonder haren)	X	X	X	X	X	X	X	
Totaal aantal taxa	12	14	11	12	2	1	1	9

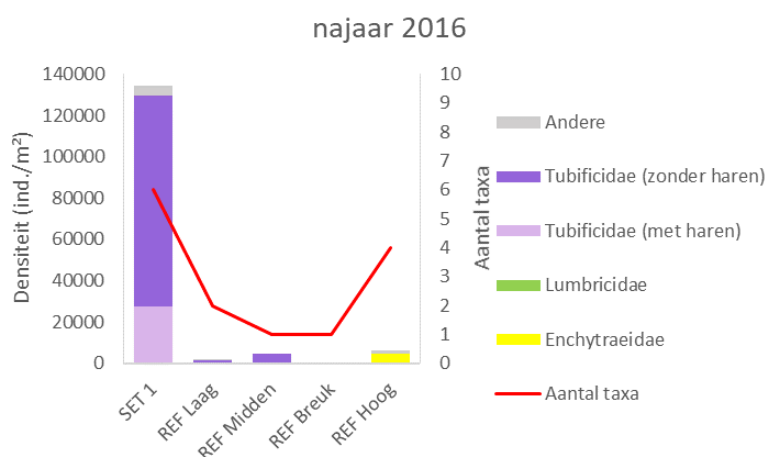
De totale benthosdensiteit was in de najaars van 2011 en 2013 veel kleiner dan in de najaars vanaf 2014. In het najaar van 2011 bevatten de stalen van locatie MP 4 zelfs helemaal geen benthos. De totale benthosdensiteiten van SET 1 en SET 2 waren vanaf het najaar van 2014 van dezelfde grootteorde. Telkens leverden Tubificidae de grootste bijdrage aan de totale benthosdensiteit. Ter hoogte van locaties SET 3 en MP 4 waren de verschillen in densiteit groter, maar ook hier waren Tubificidae met en zonder haren meestal veel talrijker dan de andere taxa. Het aantal taxa was heel klein in het najaar van 2011 en nam daarna geleidelijk toe (Figuur 6-18). In 2011 werden nog een aantal taxa gevonden die geassocieerd worden met terrestrische habitatten, terwijl er vanaf het najaar van 2013 vrijwel uitsluitend taxa die slikken verkiezen aanwezig waren.

In Figuur 6-19 werden de benthosdensiteiten en het aantal taxa in de najaarsstalen van 2016 weergegeven voor locatie SET 1 in de Burchtse Weel en de referentielocaties Ref Laag, Ref Midden, Ref Breuk en Ref Hoog. De benthosdensiteit en de taxondiversiteit waren duidelijk groter binnen de Burchtse Weel dan op de referentielocaties. Ondanks de lagere densiteiten, waren Tubificidae zonder haren ook het dominante taxon in de najaarsstalen van referentielocaties Ref Laag, Ref Midden en Ref

Breuk, die allen op onbegroeid slik gelegen zijn, net als SET 1. Op de hoog in het tijvenster gelegen referentielocatie Ref Hoog waren Lumbricidae en Enchytraeidae de dominante taxa.



Figuur 6-18 Benthosdensiteit op de bemonsterde locaties in de Burchtse Weel (periode 2011 – 2016). In 2012 werden geen benthosstalen verzameld. De najaarsgegevens van 2016 zijn nog niet beschikbaar voor SET 2, SET 3 en MP 4. Bemerkt de verschillende schaal op de primaire x-as.



Figuur 6-19 Benthosdensiteit en aantal taxa in het najaar van 2016 t.h.v. de staalnamelocatie SET 1 in de Burchtse Weel en t.h.v. de referentielocaties Ref Laag, Ref Midden, Ref Breuk en Ref Hoog.

6.4.3 Bespreking

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 zijn wellicht 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 en de grote aantallen bleven persistent aanwezig gedurende de rest van de studieperiode. Ook de benthossamenstelling bleef gelijkaardig op alle staalnamelocaties, net als de dominantie van Tubificidae. Dit kan verklaard worden door de overeenkomst in sedimentsamenstelling, overstromingsfrequentie en overstromingsduur. Alle staalnamelocaties liggen vrij dicht tegen de rand van het gebied, hoog in het tijvenster. Ook op de drie referentielocaties Ref Laag, Ref Midden en Ref Breuk, die op onbegroeid slik gelegen zijn, vormen Tubificidae het belangrijkste taxon. De densiteiten liggen er echter een stuk lager. Dit heeft wellicht te maken met een hogere dynamiek, die zorgt voor zandig sediment. Referentielocatie Ref Hoog ligt het hoogst in het tijvenster en wordt minder frequent overstroomd. De bodem bestaat er uit vrij compacte klei en is begroeid met riet. Dit verklaart de aanwezigheid van vooral Lumbricidae en Enchytraeidae, die eerder met terrestrische habitatten geassocieerd worden.

6.5 WATERKWALITEIT

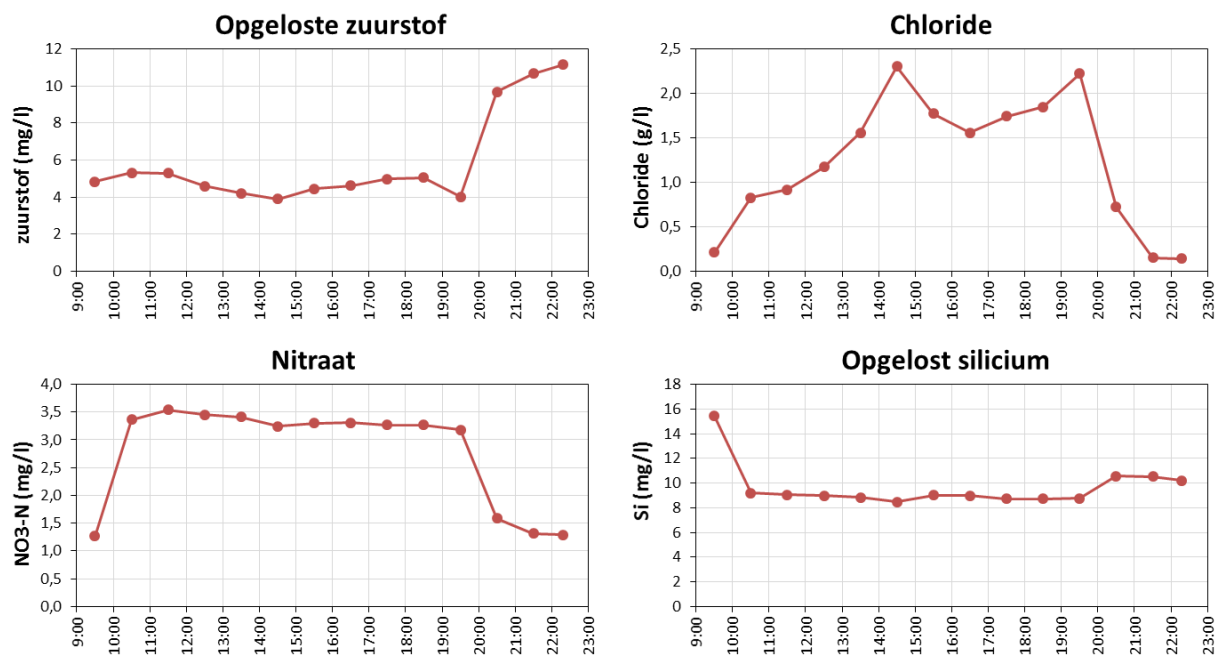
In de Burchtse Weel werd op 29 augustus een dertienuurscampagne uitgevoerd. Een uitvoerige analyse is met de beperkte dataset van burcht nog niet mogelijk, maar enkele opmerkelijke parameters worden hier al besproken.

De aantakking Burchtse Weel heeft een ander werkingsprincipe dan de GGG's zoals Lippenbroek, Bazel of Bergenmeersen (zie 1.3 voor een beschrijving van de sluisprincipes). Burchtse Weel staat via een lage sluis in open verbinding met de Schelde, zodat de weel en de Schelde zich min of meer als communicerende vaten gedragen. Achter dit getijdengebied ligt ook een wachtbekken van de Laarbeek, dat enkel bij de laagste tijstanden water zal lozen in de weel. Dit wordt duidelijk waargenomen in het verloop van de waterkwaliteit tijdens de dertienuursmeting.

Doordat er in Burcht 1 lage in- en uitlaat is, stijgt het water in het gebied ongeveer gelijk met het Scheldepeil. Er is aan de sluis bijgevolg geen cascade tijdens de instroomfase, waardoor er slechts een beperkte aanrijking is met zuurstof door de turbulente instroom. Tijdens de metingen op 29 augustus lag het zuurstofgehalte in de Schelde laag, en schommelde tussen 3.5 en 5.2 mg/l. In de Burchtse Weel lag het zuurstofgehalte maar een weinig hoger tijdens instroom en de eerste fase van de uitstroom, namelijk tussen 3.9 en 5.3 (Figuur 6-20). De waterkwaliteit in de weel voldoet hiermee niet aan 5 mg/l uit de EMSE. Op het einde van de uitwatering stijgt zuurstof wel spectaculair en wordt oververzadiging bereikt. Dit is het water uit het waterbekken, dat bij de laagste tijstanden richting Schelde kan stromen. Dit water heeft een geheel andere samenstelling, wat ook duidelijk te zien is aan het chloride gehalte. Dit schommelde op 29/08 in de Schelde tussen ca 1 en 2.5 g/l. De Burchtse Weel is een licht brak gebied, behalve wanneer op het einde van de uitwatering het zoete water uit het wachtbekken stroomt.

Het volume water dat in Burcht met de Schelde uitgewisseld wordt is groot, en de verblijftijd van het gros van dit water is relatief kort. Er treden dan ook geen duidelijke veranderingen op in de nutriëntconcentraties (Figuur 6-20). Ter illustratie worden nitraat en opgelost silicium weergegeven. De beperkte schommelingen in nitraat tijdens de instroom zijn eerder een weerspiegeling van de schommelingen in de Schelde zelf. De duidelijke lage waarden op het einde van de uitstroom (en ook

het eerste staal) tonen het water afkomstig uit het wachtbekken. Idem voor de silicium concentratie. De waterkwaliteit van het wachtbekken lijkt van vrij goede kwaliteit te zijn wat betreft nutriënten.



Figuur 6-20 Verloop van de opgeloste zuurstof, chloride, nitraat en opgelost silicium concentratie, opgemeten aan de sluis in Burchtse Weel op 29/08/2016

7 BIJLAGEN

7.1 SOORTENLIJST

Overzicht van de waargenomen soorten in de verschillende projectgebieden. BAZ = Bazelse GGG; BM = Bergenmeersen; BW = Burchtse Weel; LB = Lippenbroek. Soorten die als zeldzaam worden beschouwd, zijn rood gemarkeerd. Zeer zeldzame soorten worden vetgedrukt en rood weergegeven. Indien het soorten betreft die exotisch of ingeburgerd zijn, wordt dit weergegeven voor de Nederlandse naam met lettercombinatie EXO.

	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Aardbeiklaver	Trifolium fragiferum	x			
	Akkerdistel	Cirsium arvense	x	x	x	x
	Akkerkers	Rorippa sylvestris	x	x		x
	Akkerkool	Lapsana communis	x	x		
	Akkermelkdistel	Sonchus arvensis	x	x	x	
	Akkervergeet-mij-nietje	Myosotis arvensis			x	
	Akkerwinde	Convolvulus arvensis		x		
EXO	Amerikaanse Vogelkers	Prunus serotina	x	x		
	Avondkoekoeksbloem	Silene latifolia subsp. alba			x	
EXO	Basterdklaver	Trifolium hybridum	x	x		
	Beekpunge	Veronica beccabunga		x	x	
EXO	Beklierde Basterdwederik	Epilobium ciliatum	x	x		
	Beklierde Duizendknoop	Persicaria lapathifolia	x	x	x	x
EXO	Bezemkruiskruid	Senecio inaequidens	x		x	
	Biezenknoppen	Juncus conglomeratus		x		
	Bijvoet	Artemisia vulgaris	x	x	x	x
	Bitterzoet	Solanum dulcamara	x	x	x	x
	Blaartrekkende Boterbloem	Ranunculus sceleratus	x	x	x	x
	Blauw Glidkruid	Scutellaria galericulata	x	x		
	Blauwe Waterereprijs	Veronica anagallis-aquatica	x	x	x	x
EXO	Bleek Cypergras	Cyperus eragrostis		x	x	
	Boerenwormkruid	Tanacetum vulgare	x	x	x	x
	Bosandoorn	Stachys sylvatica	x	x		
	Bosbies	Scirpus sylvaticus	x			x
	Brede Wespenorchis	Epipactis helleborine				x
EXO	Canadese Fijnstraal	Conyza canadensis	x	x	x	x
EXO	Citroengele Honingklaver	Melilotus officinalis	x	x		
	Dagkoekoeksbloem	Silene dioica	x			
	Dotterbloem	Caltha palustris				x
	Duindoorn	Hippophae rhamnoides			x	
	Duinriet	Calamagrostis epigejos	x	x	x	x
	Duizendblad	Achillea millefolium		x		
EXO	Dwergkroos	Lemna minuta	x	x		
	Echt Duizendguldenkruid	Centaurium erythraea			x	
	Echte Kamille	Matricaria chamomilla	x		x	

	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Echte Koekoeksbloem	Silene flos-cuculi	x			
	Echte Valeriaan	Valeriana officinalis	x	x		
	Engels Raaigras	Lolium perenne	x	x		
	Es	Fraxinus excelsior	x	x		
EXO	Europese Hanenpoot	Echinochloa crus-galli	x	x		
EXO	Fijnspar	Picea abies		x		
	Fioringras	Agrostis stolonifera	x	x	x	
	Fluitenkruid	Anthriscus sylvestris	x	x		
	Fraai Duizendguldenkruid	Centaureum pulchellum			x	
	Geknikte Vossenstaart	Alopecurus geniculatus	x	x		
	Gekroesde Melkdistel	Sonchus asper	x	x	x	
	Gelderse Roos	Viburnum opulus	x			x
	Gele Lis	Iris pseudacorus	x	x	x	x
	Gele Plomp	Nuphar lutea	x			
	Gele Waterkers	Rorippa amphibia		x	x	x
	Geoord Helmkruid	Scrophularia auriculata	x		x	
	Gespleten Hennepnetel	Galeopsis bifida		x		
	Gestreepte Witbol	Holcus lanatus	x	x	x	
	Getand Vlotgras	Glyceria declinata	x			
	Gevlekte Rupsklaver	Medicago arabica	x			
	Gevleugeld Helmkruid	Scrophularia umbrosa	x			x
	Gevleugeld Hertshooi	Hypericum tetrapterum	x			
	Gewone Agrimonie	Agrimonia eupatoria			x	
	Gewone Berenklauw	Heracleum sphondylium	x	x		x
	Gewone Bermzegge	Carex spicata			x	
	Gewone Brunel	Prunella vulgaris	x		x	x
	Gewone Engelwortel	Angelica sylvestris	x	x		x
	Gewone Ereprijs	Veronica chamaedrys		x		
	Gewone Esdoorn	Acer pseudoplatanus		x		
	Gewone Hennepnetel	Galeopsis tetrahit	x	x		
	Gewone Hoornbloem	Cerastium fontanum	x	x	x	
	Gewone Klit	Arctium minus	x	x	x	
	Gewone Melkdistel	Sonchus oleraceus			x	x
	Gewone Rolklaver	Lotus corniculatus		x		
	Gewone Smeerwortel	Symphytum officinale	x	x	x	x
	Gewone Vlier	Sambucus nigra	x	x		x
	Gewone Waterbies	Eleocharis palustris	x	x	x	
	Gewone Zandmuur	Arenaria serpyllifolia			x	
	Gewoon Biggenkruid	Hypochaeris radicata	x	x		x
	Gewoon Struisgras	Agrostis capillaris		x		
	Gewoon Varkensgras	Polygonum aviculare	x	x		
	Glad Walstro	Galium mollugo			x	
	Glanshaver	Arrhenatherum elatius	x	x	x	x
EXO	Goudknopje	Cotula coronopifolia	x			
	Goudzuring	Rumex maritimus	x	x	x	
	Grasmuur	Stellaria graminea		x		

	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Greppelrus	Juncus bufonius	x		x	
	Groot Heksenkruid	Circaea lutetiana	x			
	Groot Hoefblad	Petasites hybridus	x	x		
	Groot Kaasjeskruid	Malva sylvestris		x		
	Groot Moerasscherm	Apium nodiflorum	x	x	x	x
	Grote Bevernel	Pimpinella major	x			
	Grote Brandnetel	Urtica dioica	x	x	x	x
	Grote Egelskop	Sparganium erectum	x	x		
EXO	Grote Engelwortel	Angelica archangelica	x	x	x	x
	Grote Kaardebol	Dipsacus fullonum	x	x		
	Grote Kattenstaart	Lythrum salicaria	x	x	x	x
	Grote Klit	Arctium lappa	x	x		x
	Grote Lisdodde	Typha latifolia	x	x	x	x
	Grote Vossenstaart	Alopecurus pratensis		x		
	Grote Waterweegbree	Alisma plantago-aquatica	x	x	x	x
	Grote Wederik	Lysimachia vulgaris	x		x	x
	Grote Weegbree	Plantago major	x	x	x	x
	Grove Varkenskers	Coronopus squamatus	x			
	Haagbeuk	Carpinus betulus		x		
	Haagwinde	Convolvulus sepium	x	x	x	x
	Hangende Zegge	Carex pendula		x		
	Harig Wilgenroosje	Epilobium hirsutum	x	x	x	x
	Hazelaar	Corylus avellana	x	x		
	Hazenpootje	Coprinopsis lagopus			x	
	Heelblaadjes	Pulicaria dysenterica	x	x	x	x
	Heen	Bolboschoenus maritimus	x	x	x	x
	Heermoes	Equisetum arvense	x	x	x	x
	Heggendoornzaad	Torilis japonica	x	x		
	Heggenwikke	Vicia sepium	x			
	Herik	Sinapis arvensis	x			
	Hertshoornweegbree	Plantago coronopus			x	
EXO	Hoge Fijnstraal	Conyza sumatrensis	x	x	x	
	Holpijp	Equisetum fluviatile		x		
	Hondsdrif	Glechoma hederacea	x	x	x	x
	Hondsroos	Rosa canina s.l.		x	x	
	Hoog Struisgras	Agrostis gigantea	x	x	x	
	Hop	Humulus lupulus	x	x	x	x
	Hopklaver	Medicago lupulina	x	x	x	
EXO	Italiaans Raaigras	Lolium multiflorum	x	x		x
	Jakobskruid	Jacobaea vulgaris	x	x	x	
	Kale Jonker	Cirsium palustre	x			
	Kantig Hertshooi	Hypericum maculatum	x			
	Kantige Basterdwederik	Epilobium tetragonum	x	x	x	x
	Kleefkruid	Galium aparine	x	x	x	x
	Klein Hoefblad	Tussilago farfara	x	x	x	
	Klein Kroos	Lemna minor		x		

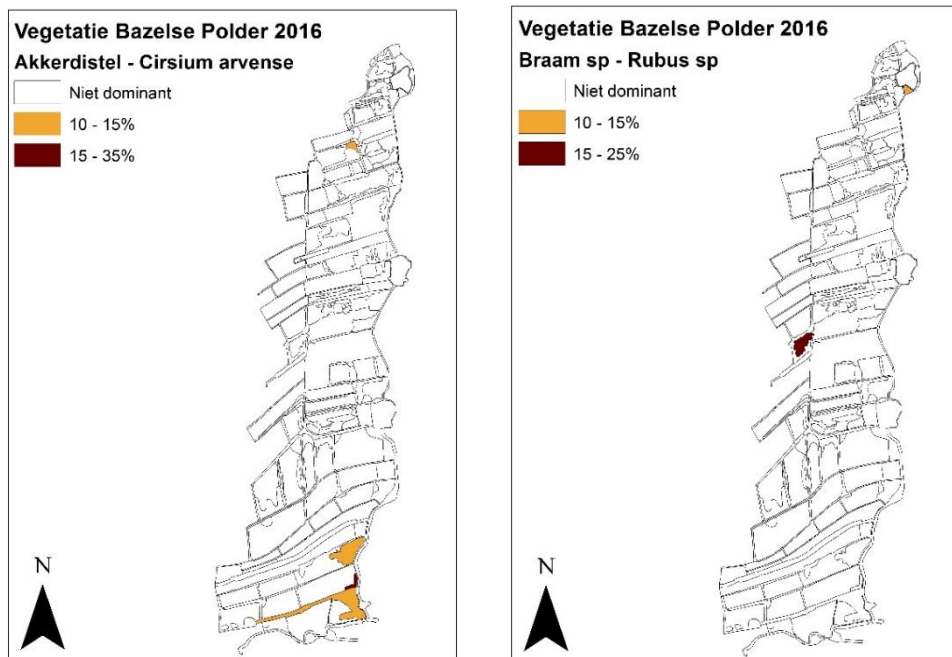
	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Klein Streepzaad	Crepis capillaris	x	x		
	Kleine Klaver	Trifolium dubium	x			
	Kleine Ooievaarsbek	Geranium pusillum	x			
EXO	Kleine Varkenskers	Coronopus didymus	x		x	
	Kleine Watereppe	Berula erecta			x	
	Klimop	Hedera helix		x		
	Kluwenhoornbloem	Cerastium glomeratum	x		x	
	Kluwenzuring	Rumex conglomeratus	x	x	x	x
	Knikkend Tandzaad	Bidens cernua		x	x	x
	Knoopkruid	Centaurea jacea s.l.		x		
	Knopherik	Raphanus raphanistrum	x	x		
	Knopig Helmkruid	Scrophularia nodosa	x	x		
	Kompassla	Lactuca serriola	x	x		
	Koninginnekruid	Eupatorium cannabinum	x	x	x	x
	Koningskaars	Verbascum thapsus			x	
	Korrelganzenvoet	Chenopodium polyspermum	x	x		
	Kropaar	Dactylis glomerata	x	x		
	Kruidvlier	Sambucus ebulus	x			
	Kruipende Boterbloem	Ranunculus repens	x	x	x	x
	Kruldistel	Carduus crispus	x			x
	Krulzuring	Rumex crispus	x	x	x	
	Kweek	Elytrigia repens	x	x	x	
EXO	Kwispelgerst	Hordeum jubatum	x			
EXO	Late Guldenroede	Solidago gigantea	x			x
	Lidrus	Equisetum palustre	x	x		
	Liesgras	Glyceria maxima	x	x		x
	Liggende Vetmuur	Sagina procumbens			x	
	Look-zonder-look	Alliaria petiolata		x		
	Madeliefje	Bellis perennis	x			
	Mannagras	Glyceria fluitans	x	x		
	Mannetjesvaren	Dryopteris filix-mas	x			
	Melganzenvoet	Chenopodium album	x			
	Melkeppe	Peucedanum palustre			x	
	Melkkruid	Glaux maritima			x	
	Middelste Ganzerik	Potentilla intermedia			x	
	Moerasandoorn	Stachys palustris	x	x	x	x
	Moerasdroogbloem	Gnaphalium uliginosum	x			
	Moeraskers	Rorippa palustris	x	x	x	
	Moerasmelkdistel	Sonchus palustris	x			
	Moerasrolklaver	Lotus pedunculatus	x	x		
	Moeraspirea	Filipendula ulmaria	x	x	x	
	Moerasvergeet-me-nietje	Myosotis scorpioides	x	x		x
	Moeraswalstro	Galium palustre	x	x	x	
	Moeraszegge	Carex acutiformis	x	x		x
	Moeraszuring	Rumex palustris	x	x	x	x
	Moesdistel	Cirsium oleraceum	x			x

	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Muurpeper	Sedum acre			x	
	Oeverzegge	Carex riparia	x	x	x	x
	Okkernoot	Juglans regia		x		
	Paardenbloem	Taraxacum officinale s.l.	x	x	x	
	Pastinaak	Pastinaca sativa			x	
	Peen	Daucus carota	x	x	x	
	Penningkruid	Lysimachia nummularia	x			
	Perzikkruid	Persicaria maculosa	x	x	x	x
EXO	Peterseliebraam	Rubus laciniatus		x		
	Pinksterbloem	Cardamine pratensis	x			
	Pitrus	Juncus effusus	x	x	x	x
	Platte Rus	Juncus compressus	x			
	Ratelpopulier	Populus tremula	x			
	Reigersbek	Erodium cicutarium			x	
	Reukeloze Kamille	Tripleurospermum maritimum	x		x	
EXO	Reuzenbalsemien	Impatiens glandulifera	x	x	x	x
	Ridderzuring	Rumex obtusifolius	x	x	x	x
	Riet	Phragmites australis	x	x	x	x
	Rietgras	Phalaris arundinacea	x	x	x	x
	Rietzwenkgras	Festuca arundinacea	x	x		
	Ringelwikke	Vicia hirsuta	x	x		
	Robertskruid	Geranium robertianum		x		
	Rode Ganzenvoet	Chenopodium rubrum	x			
	Rode Klaver	Trifolium pratense	x	x		
	Rode Kornoelje	Cornus sanguinea		x	x	
	Rode Waterereprijs	Veronica catenata	x	x		x
	Rood Guichelheil	Anagallis arvensis	x		x	
	Rood Zwenkgras	Festuca rubra	x			
EXO	Ruige Rupsklaver	Medicago polymorpha	x			
	Ruige Zegge	Carex hirta	x	x	x	
	Ruw Beemdgras	Poa trivialis	x			
	Ruwe Vergeet-me-nietje	Myosotis ramosissima			x	
	Ruwe Berk	Betula pendula	x	x	x	
	Ruwe Bies	Schoenoplectus tabernaemontani	x			x
	Ruwe Iep	Ulmus glabra				x
	Ruwe Smele	Deschampsia cespitosa		x		
	Scherpe Boterbloem	Ranunculus acris	x	x		x
	Scherpe Zegge	Carex acuta	x	x		
	Sikkelklaver	Medicago falcata			x	
	Sint-Janskruid	Hypericum perforatum	x	x	x	
	Slangenkruid	Echium vulgare			x	
	Slanke Waterbies	Eleocharis uniglumis	x			
	Slanke Waterkers	Nasturtium microphyllum		x		x
	Slanke Waterweegbree	Alisma lanceolatum	x			
	Slipbladige Ooievaarsbek	Geranium dissectum		x		
	Smalle Rolklaver	Lotus glaber	x			

	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Smalle Weegbree	Plantago lanceolata	x	x	x	
	Speenkruid	Ficaria verna	x			
	Speerdistel	Cirsium vulgare	x	x	x	x
	Spiesmelde	Atriplex prostrata	x		x	
EXO	Stekelige Hanenpoot	Echinochloa muricata	x			
EXO	Stijve Klaverzuring	Oxalis stricta	x			
	Stomp Vlotgras	Glyceria notata	x			
	Straatgras	Poa annua	x	x	x	x
	Strandmelde	Atriplex littoralis			x	
EXO	Tarwe	Triticum aestivum	x			
	Tijmeprijs	Veronica serpyllifolia			x	
	Timoteegras	Phleum pratense	x	x		
	Tripmadam	Sedum rupestre		x		
	Tweerijige Zegge	Carex disticha	x			
	Uitstaande Melde	Atriplex patula		x		
	Valse Voszegge	Carex otrubae	x	x	x	x
EXO	Vederesdoorn	Acer negundo				x
	Veenwortel	Persicaria amphibia	x	x	x	
	Veerdelig Tandzaad	Bidens tripartita	x	x	x	x
	Veldreprijs	Veronica arvensis			x	
	Veldlathyrus	Lathyrus pratensis	x	x		
	Veldzuring	Rumex acetosa	x	x		
EXO	Venkel	Foeniculum vulgare		x		
	Vierzadige Wikke	Vicia tetrasperma	x	x		
	Vijfvingerkruid	Potentilla reptans	x	x		
	Viltige Basterdwederik	Epilobium parviflorum	x	x	x	x
	Vlasbekje	Linaria vulgaris	x	x		
EXO	Vlinderstruik	Buddleja davidii			x	
	Voederwikke	Vicia sativa	x			
	Vogelmuur	Stellaria media	x			
	Vogelwikke	Vicia cracca	x	x		x
	Watermunt	Mentha aquatica	x	x	x	x
	Watermuur	Myosoton aquaticum	x	x	x	
	Waterpeper	Persicaria hydropiper	x	x	x	x
	Waterpunge	Samolus valerandi	x			
	Watertorkruid	Oenanthe aquatica	x			
	Waterzuring	Rumex hydrolapathum	x	x	x	x
	Wilde Lijsterbes	Sorbus aucuparia		x		
	Wilgenroosje	Chamerion angustifolium	x			
	Witte Dovenetel	Lamium album	x	x		x
EXO	Witte Honingklaver	Melilotus albus	x	x		
	Witte Klaver	Trifolium repens	x	x	x	
	Witte Waterkers	Nasturtium officinale		x	x	
	Witte Waterlelie	Nymphaea alba	x			
	Wolfspoot	Lycopus europaeus	x	x	x	x
	Zachte Duizendknoop	Persicaria mitis	x	x		

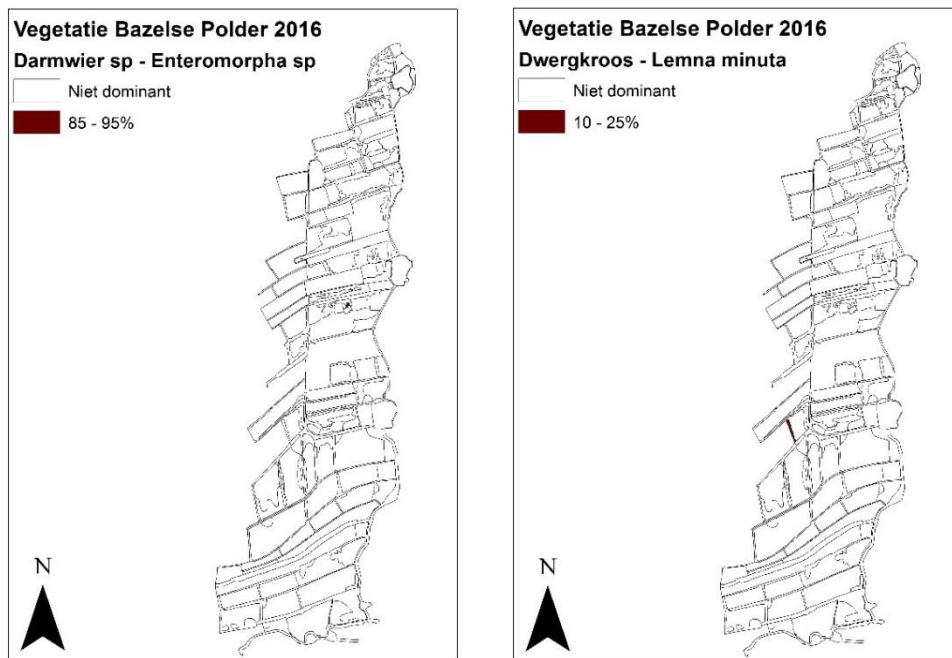
	Nederlandse Naam	Latijnse Naam	BAZ	BM	BW	LB
	Zachte Ooievaarsbek	Geranium molle	x	x		
EXO	Zachte Wikke	Vicia villosa subsp. villosa		x		
EXO	Zandweegbree	Plantago arenaria			x	
	Zandzegge	Carex arenaria			x	
	Zeegroene Ganzenvoet	Chenopodium glaucum	x	x	x	
	Zeegroene Rus	Juncus inflexus	x	x	x	x
	Zevenblad	Aegopodium podagraria		x		
	Zilte Schijnscurrie	Spergularia salina			x	
	Zilverhaver	Aira caryophyllea			x	
	Zilver schoon	Potentilla anserina	x	x		
	Zomerbitterling	Blackstonia perfoliata subsp. perfoliata			x	
	Zomereik	Quercus robur	x	x		x
	Zomprus	Juncus articulatus	x		x	
	Zompvergeet-me-nietje	Myosotis laxa subsp. cespitosa	x			x
	Zulte	Aster tripolium	x		x	
EXO	Zwart Tandzaad	Bidens frondosa	x	x	x	x
	Zwarte Els	Alnus glutinosa	x	x	x	x
	Zwarte Mosterd	Brassica nigra	x			
30			207	177	133	85

7.2 OVERZICHTSKAARTEN VOOR DOMINANTIES VAN PLANTENSOORTEN IN HET BAZELS GGG IN 2016



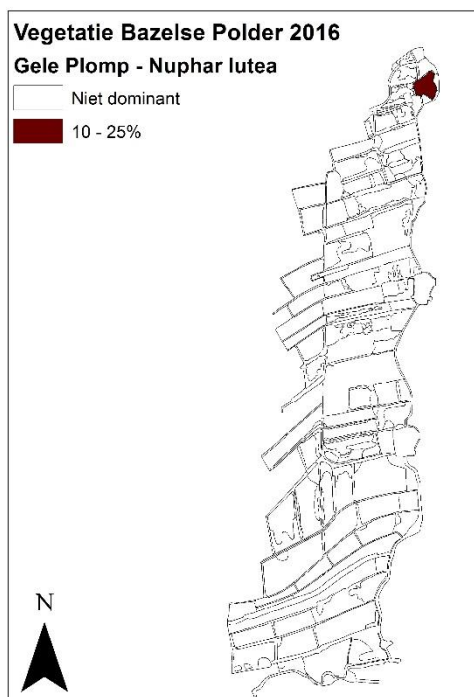
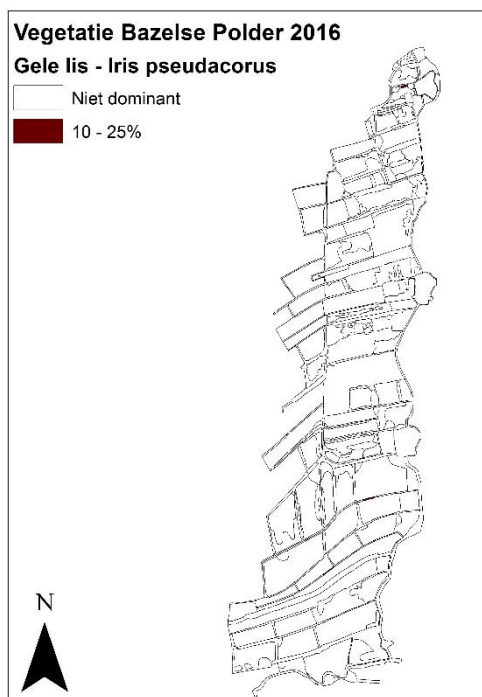
Figuur 7-1 (links): Voorkomen van dominanties van Akkerdistel *Cirsium arvense* in het Bazels GGG in 2016

Figuur 7-2 (rechts): Voorkomen van dominanties van Braam sp *Rubus sp* in het Bazels GGG in 2016



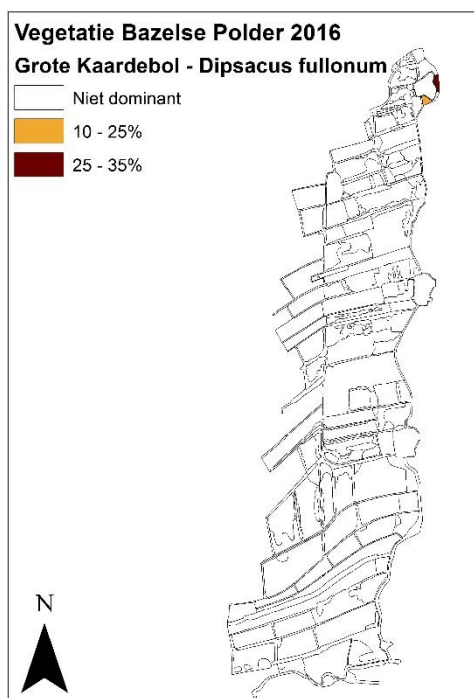
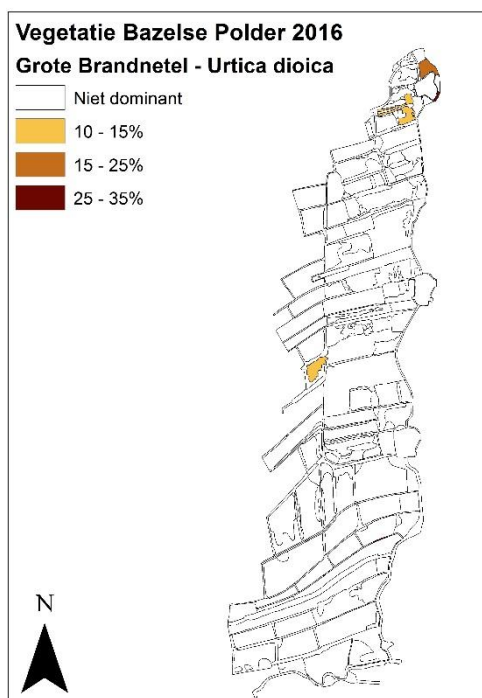
Figuur 7-3 (links): Voorkomen van dominanties van Darmwier sp *Enteromorpha sp* in het Bazels GGG in 2016

Figuur 7-4 (rechts): Voorkomen van dominanties van Dwergkroos *Lemna minuta* in het Bazels GGG in 2016



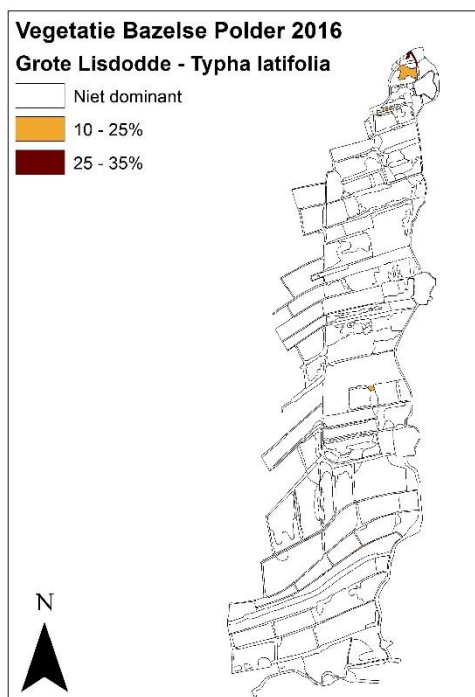
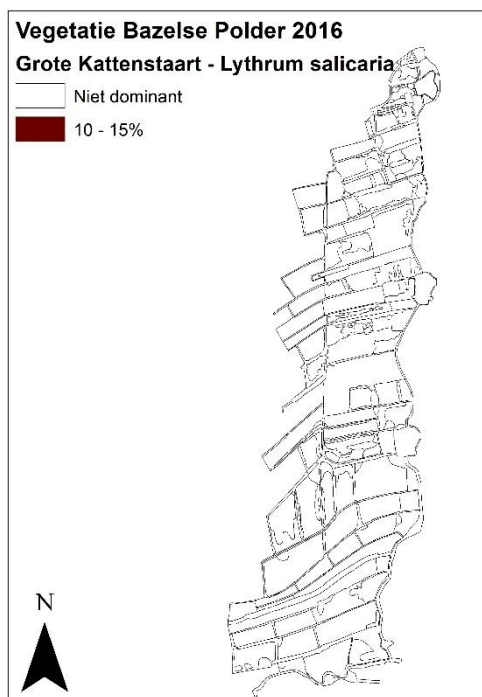
Figuur 7-5 (links): Voorkomen van dominanties van Gele Lis *Iris pseudacorus* in het Bazels GGG in 2016

Figuur 7-6 (rechts): Voorkomen van dominanties van Gele Plomp *Nuphar lutea* in het Bazels GGG in 2016



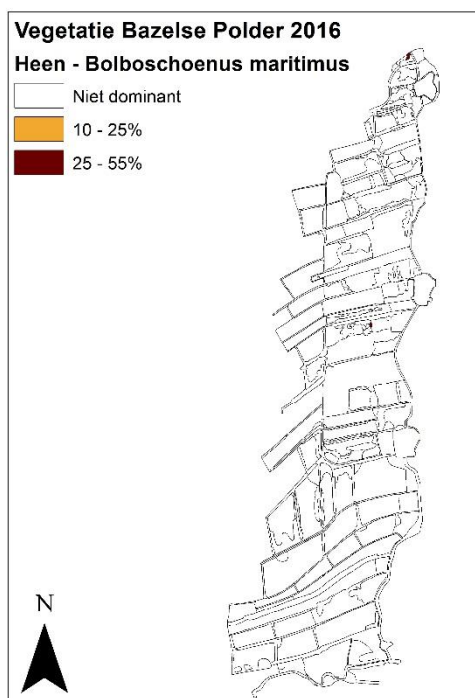
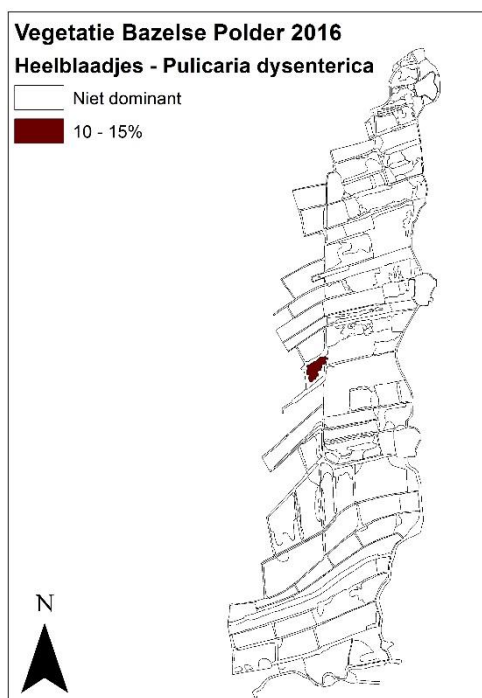
Figuur 7-7 (links): Voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* in het Bazels GGG in 2016

Figuur 7-8 (rechts): Voorkomen van dominanties van Grote Kaardebol *Dipsacus fullonum* in het Bazels GGG in 2016



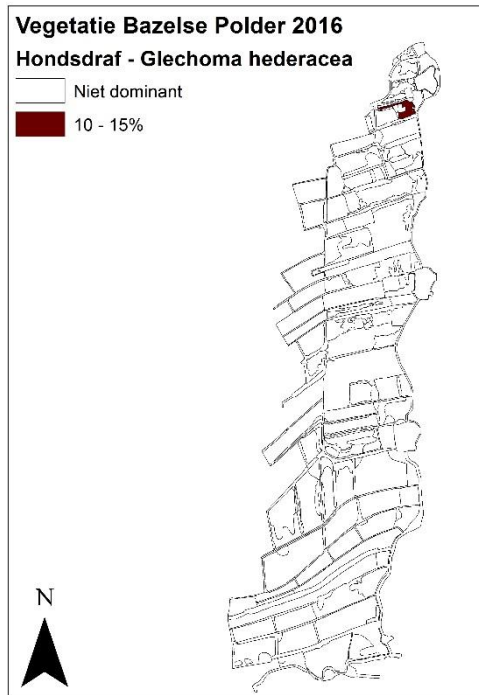
Figuur 7-9 (links): Voorkomen van dominanties van Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* in het Bazels GGG in 2016

Figuur 7-10 (rechts): Voorkomen van dominanties van Grote Lisdodde *Typha latifolia* in het Bazels GGG in 2016

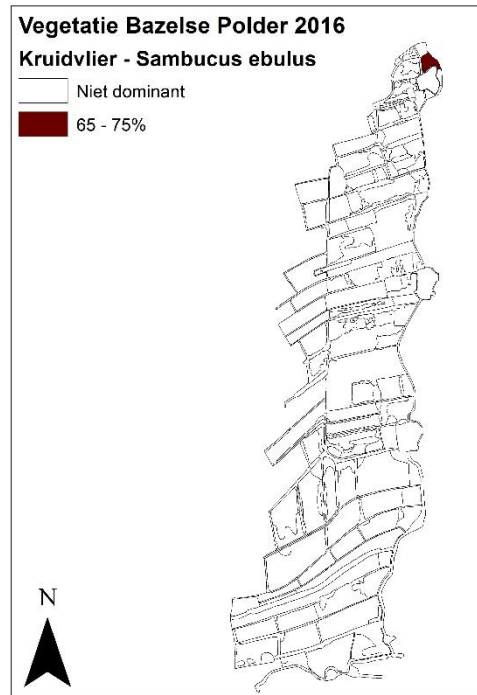


Figuur 7-11 (links): Voorkomen van dominanties van Heelblaadjes *Pulicaria dysenterica* in het Bazels GGG in 2016

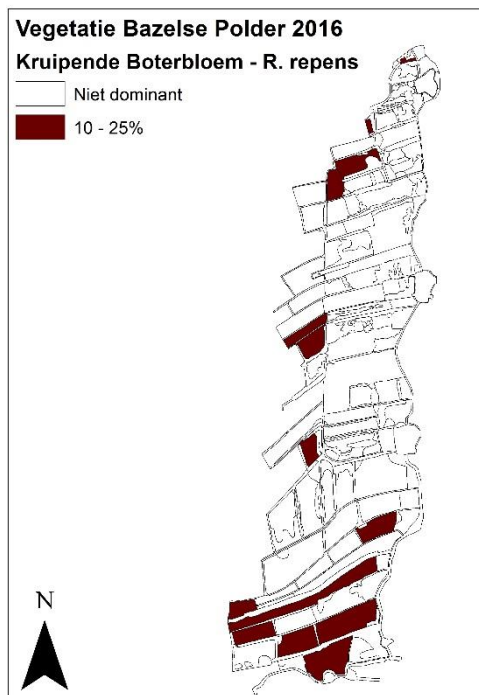
Figuur 7-12 (rechts): Voorkomen van dominanties van Heen *Bolboschoenus maritimus* in het Bazels GGG in 2016



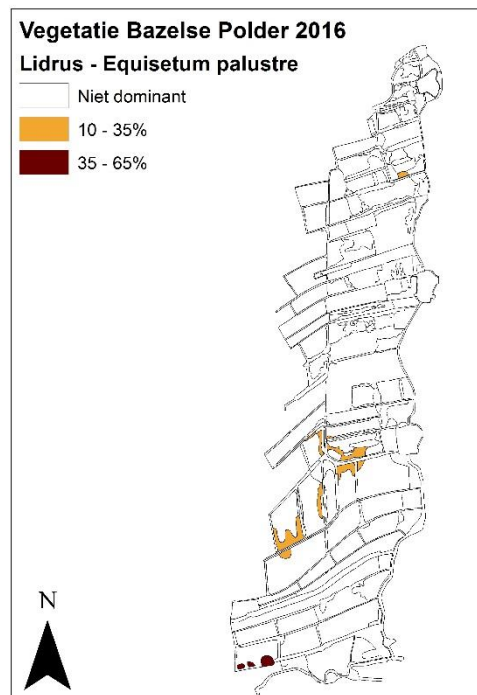
Figuur 7-13 (links): Voorkomen van dominanties van Hondsdrif *Glechoma hederacea* in het Bazels GGG in 2016.



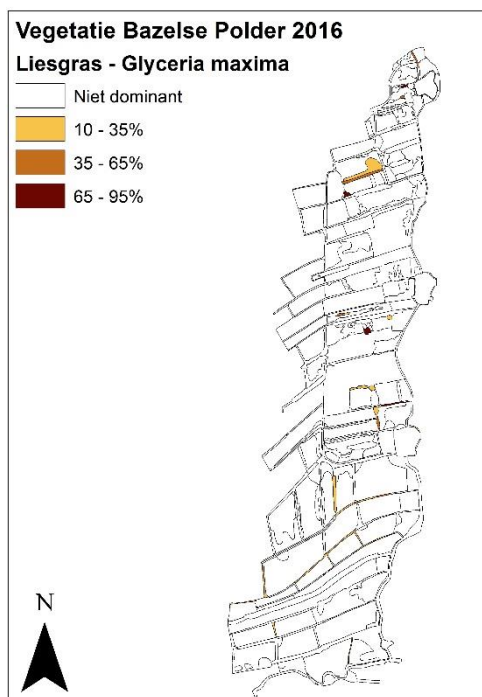
Figuur 7-14 (rechts): Voorkomen van dominanties van Kruidvlier *Sambucus ebulus* in het Bazels GGG in 2016.



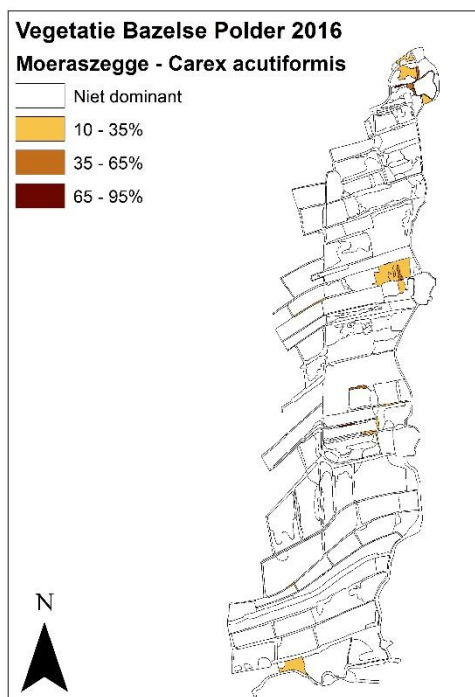
Figuur 7-15 (links): Voorkomen van dominanties van Kruipende Boterbloem *Ranunculus repens* in het Bazels GGG in 2016.



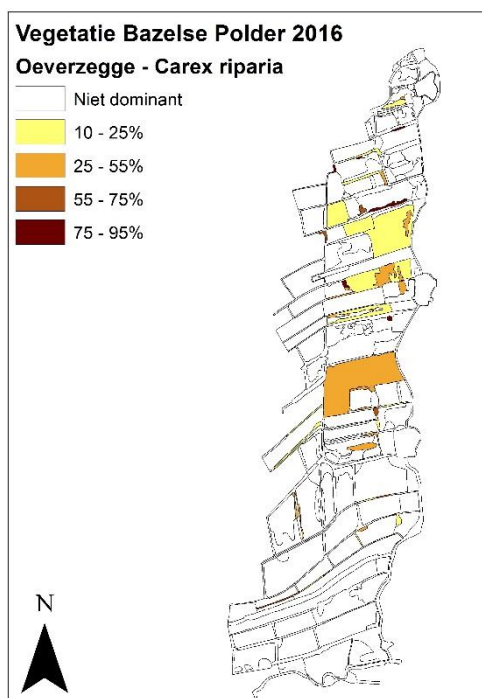
Figuur 7-16 (rechts): Voorkomen van dominanties van Lidrus *Equisetum palustre* in het Bazels GGG in 2016.



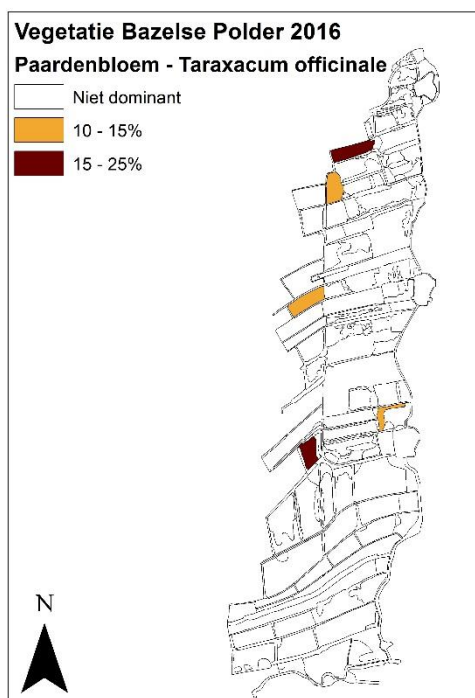
Figuur 7-17 (links): Voorkomen van dominanties van Liesgras *Glyceria maxima* in het Bazels GGG in 2016.



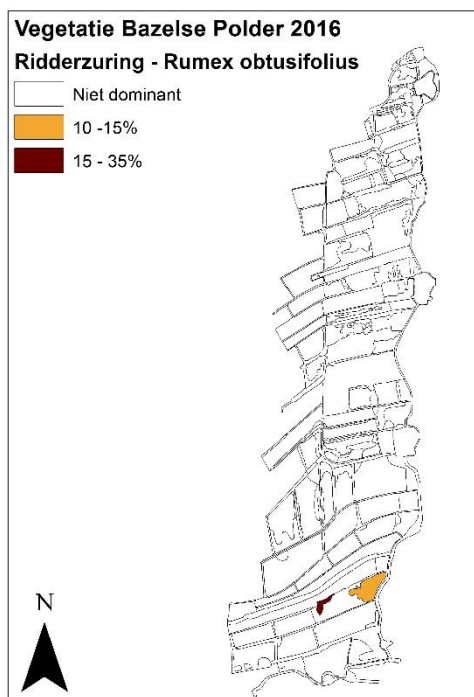
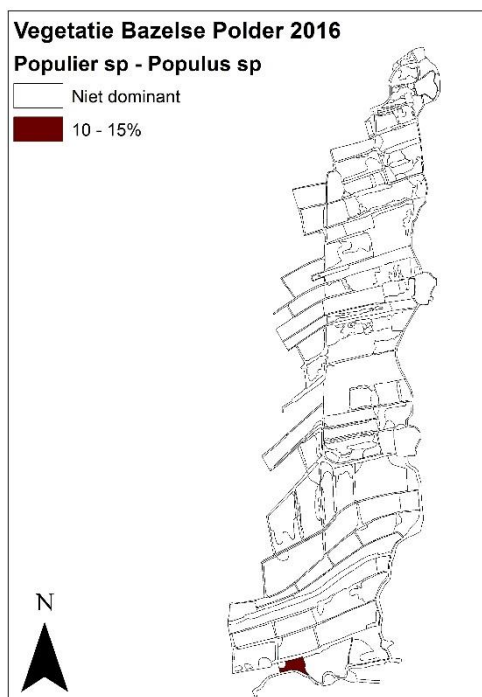
Figuur 7-18 (rechts): Voorkomen van dominanties van Moeraszegge *Carex acutiformis* in het Bazels GGG in 2016.



Figuur 7-19 (links): Voorkomen van dominanties van Oeverzegge *Carex riparia* in het Bazels GGG in 2016.

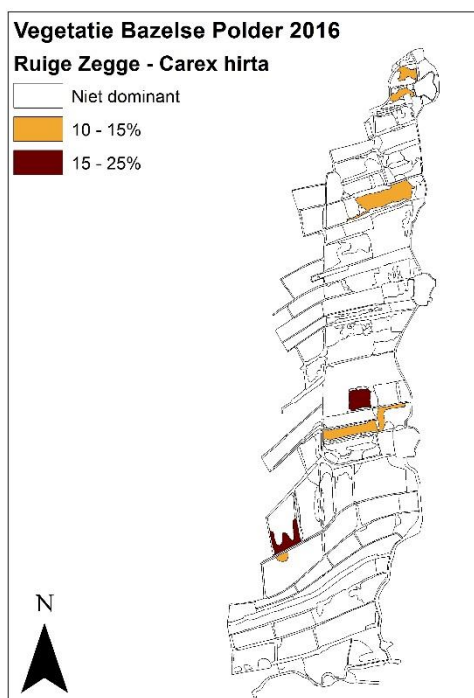
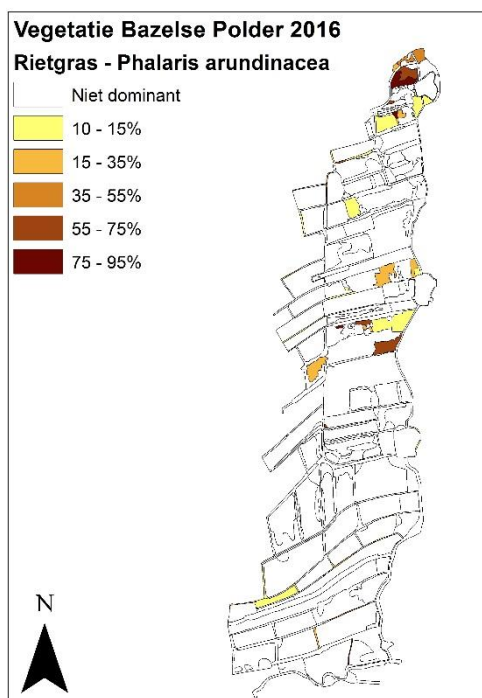


Figuur 7-20 (rechts): Voorkomen van dominanties van Paardenbloem *Taraxacum officinale* in het Bazels GGG in 2016.



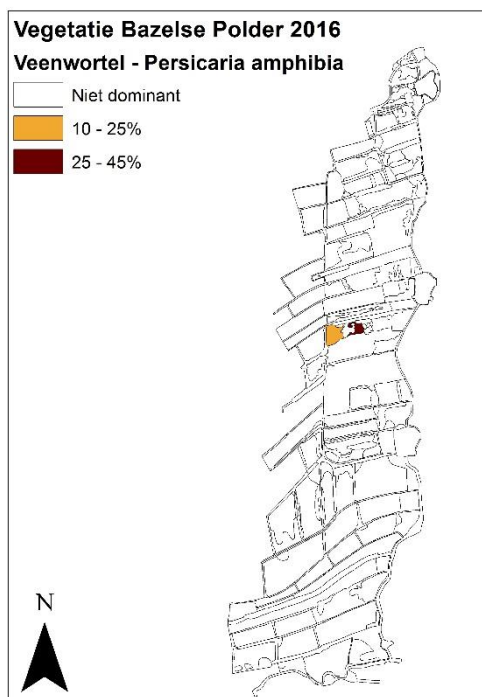
Figuur 7-21 (links): Voorkomen van dominanties van Populier sp Populus sp in het Bazels GGG in 2016.

Figuur 7-22 (rechts): Voorkomen van dominanties van Ridderzuring Rumex obtusifolius in het Bazels GGG in 2016.

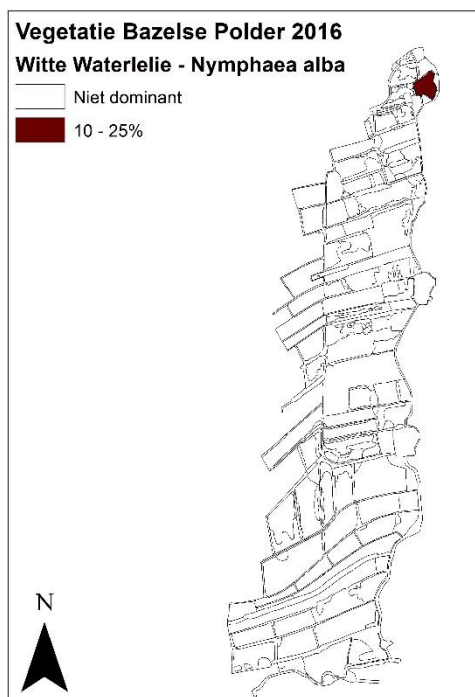


Figuur 7-23 (links): Voorkomen van dominanties van Rietgras Phalaris arundinacea in het Bazels GGG in 2016.

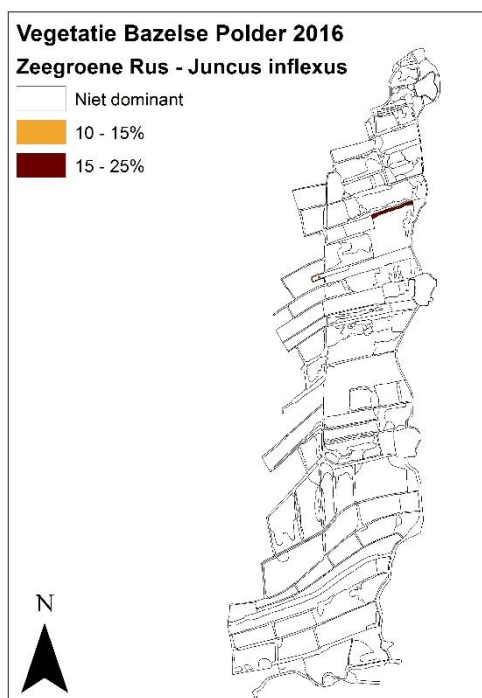
Figuur 7-24 (rechts): Voorkomen van dominanties van Ruige Zegge Carex hirta in het Bazels GGG in 2016.



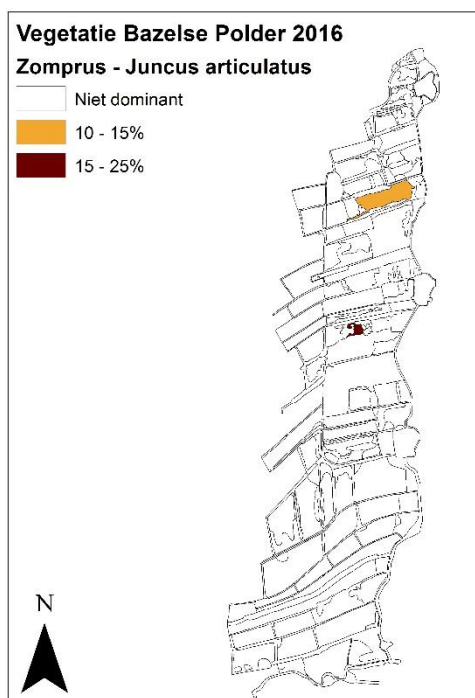
Figuur 7-25 (links): Voorkomen van dominanties van Veenwortel *Persicaria amphibia* in het Bazels GGG in 2016.



Figuur 7-26 (rechts): Voorkomen van dominanties van Witte Waterlelie *Nymphaea alba* in het Bazels GGG in 2016.

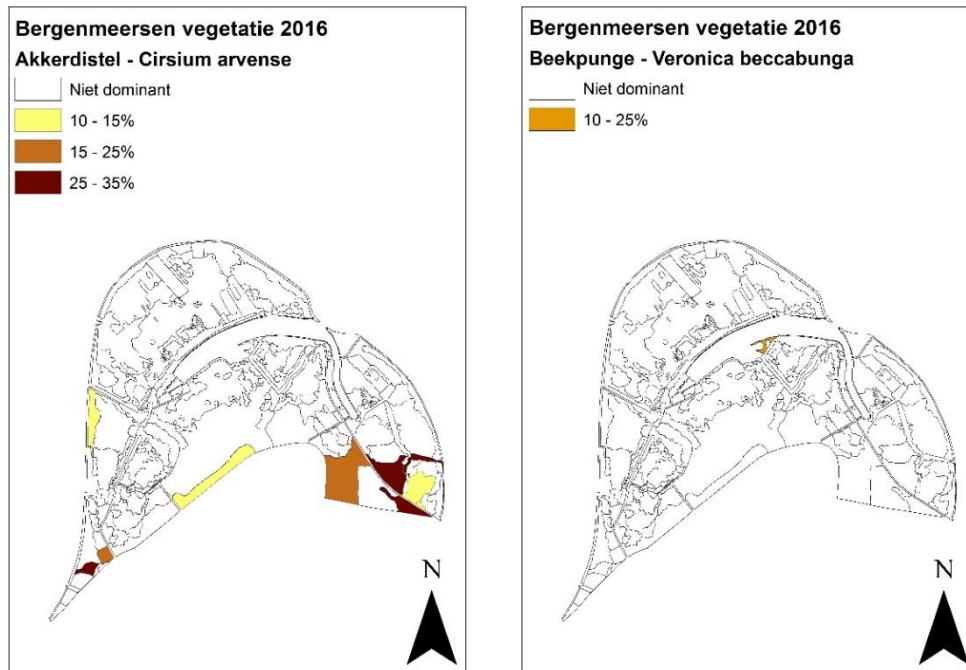


Figuur 7-27 (links): Voorkomen van dominanties van Zeegroene Rus *Juncus inflexus* in het Bazels GGG in 2016.



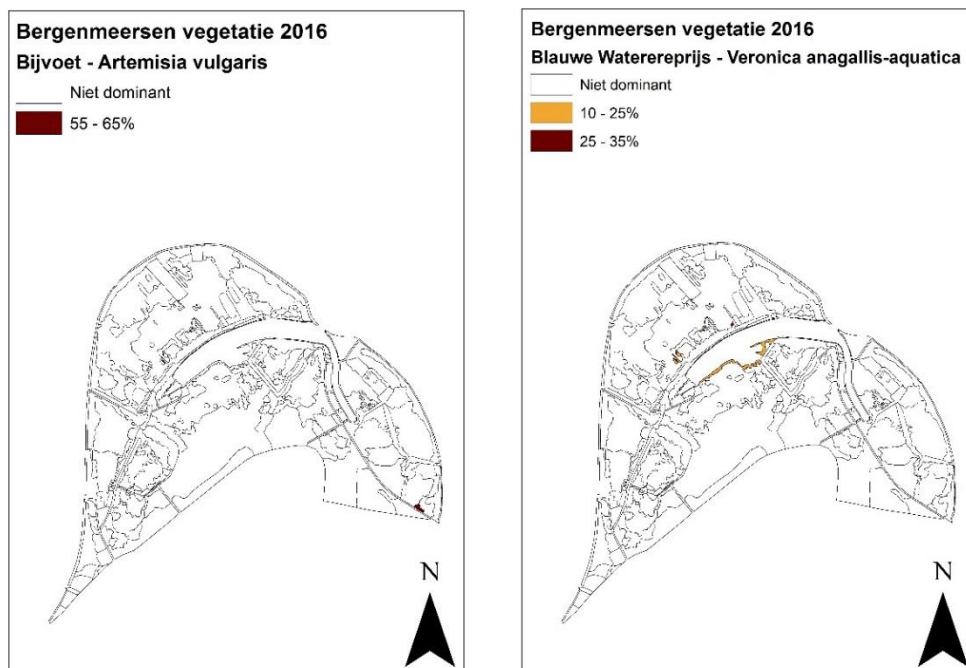
Figuur 7-28 (rechts): Voorkomen van dominanties van Zomprus *Juncus articulatus* in het Bazels GGG in 2016.

7.3 OVERZICHTSKAARTEN VOOR DOMINANTIES VAN PLANTENSOORTEN IN BERGENMEERSEN IN 2016



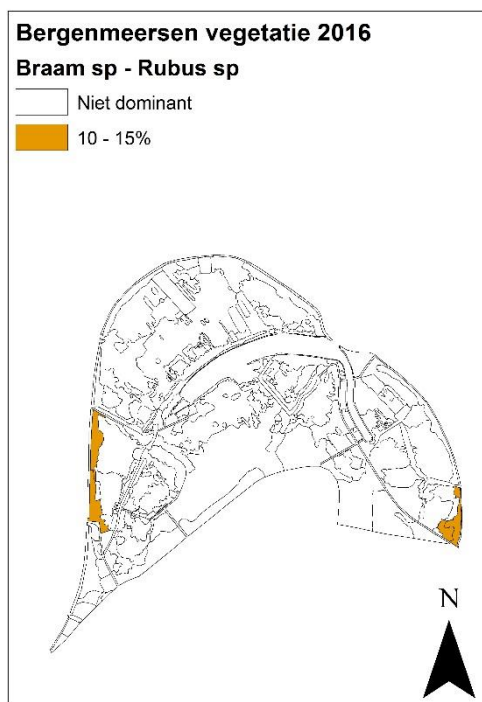
Figuur 7-29 (links): Voorkomen van dominanties van Akkerdistel *Cirsium arvense* in Bergenmeersen in 2016.

Figuur 7-30 (rechts): Voorkomen van dominanties van Beekpunge *Veronica beccabunga* in Bergenmeersen in 2016.

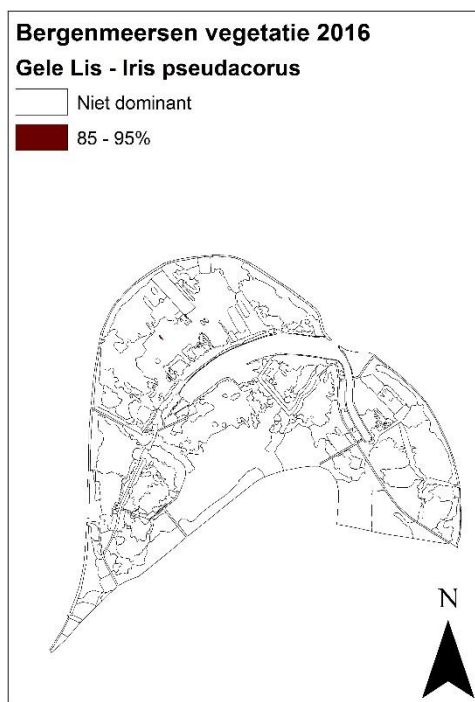


Figuur 7-31 (links): Voorkomen van dominanties van Bijvoet *Artemisia vulgaris* in Bergenmeersen in 2016.

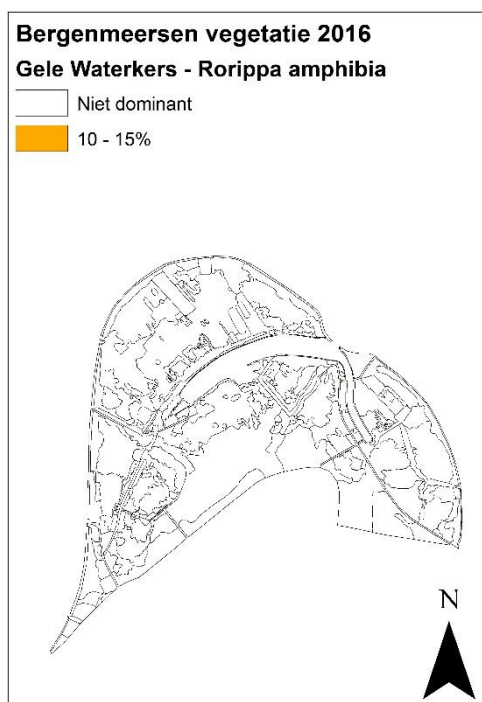
Figuur 7-32 (rechts): Voorkomen van dominanties van Blauwe Waterereprijs *Veronica anagallis-aquatica* in Bergenmeersen in 2016.



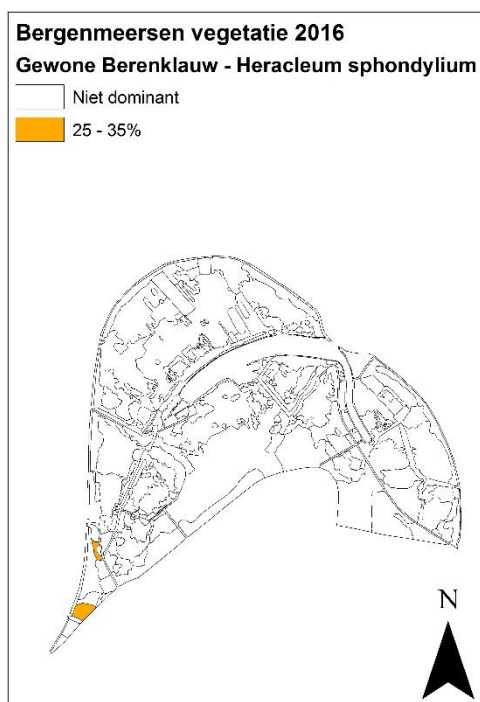
Figuur 7-33 (links): Voorkomen van dominanties van Braam sp Rubus sp in Bergenmeersen in 2016.



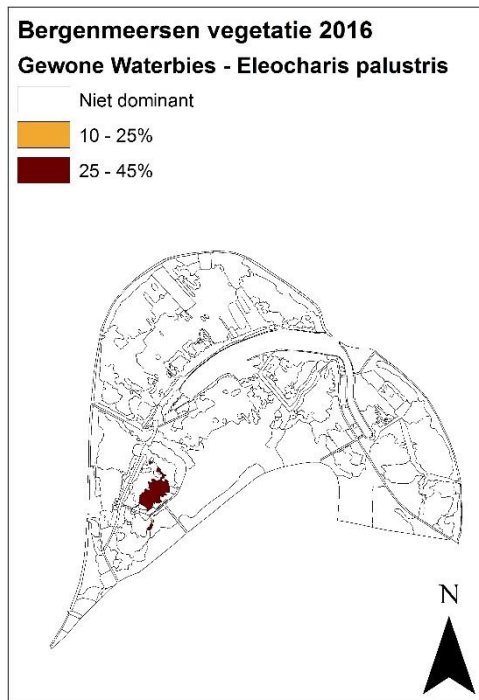
Figuur 7-34 (rechts): Voorkomen van dominanties van Gele Lis Iris pseudacorus in Bergenmeersen in 2016.



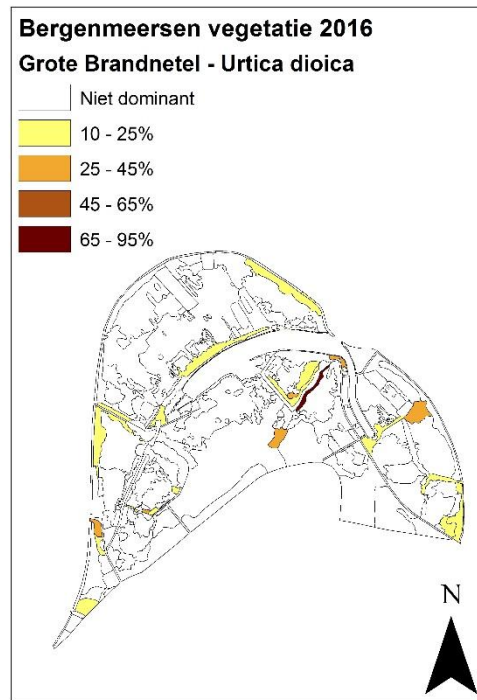
Figuur 7-35 (links): Voorkomen van dominanties van Gele Waterkers Rorippa amphibia in Bergenmeersen in 2016.



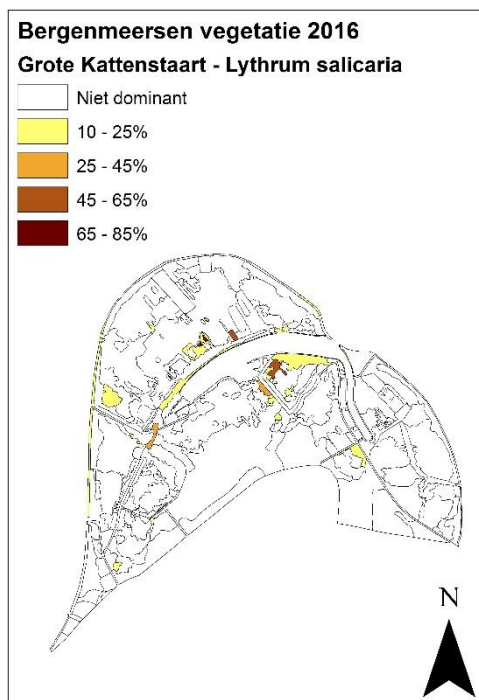
Figuur 7-36 (rechts): Voorkomen van dominanties van Gewone Berenklauw Heracleum sphondylium in Bergenmeersen in 2016.



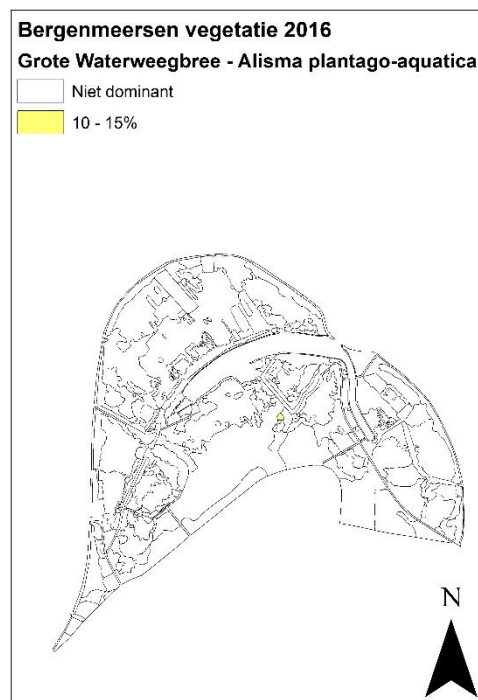
Figuur 7-37 (links): Voorkomen van dominanties van Gewone Waterbies *Eleocharis palustris* in Bergenmeersen in 2016.



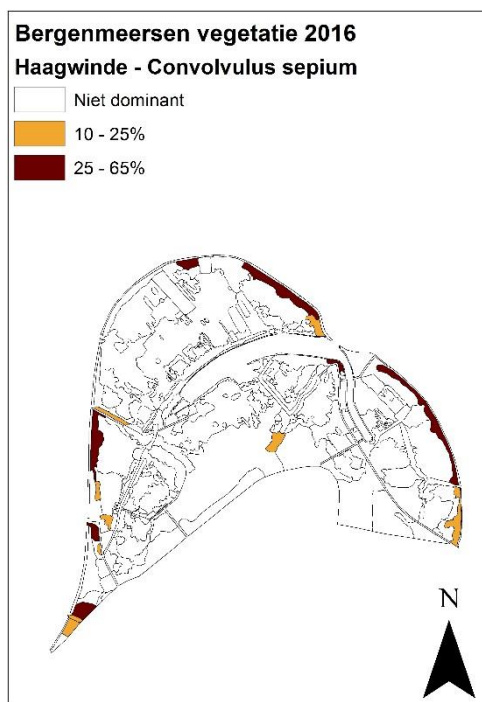
Figuur 7-38 (rechts): Voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* in Bergenmeersen in 2016.



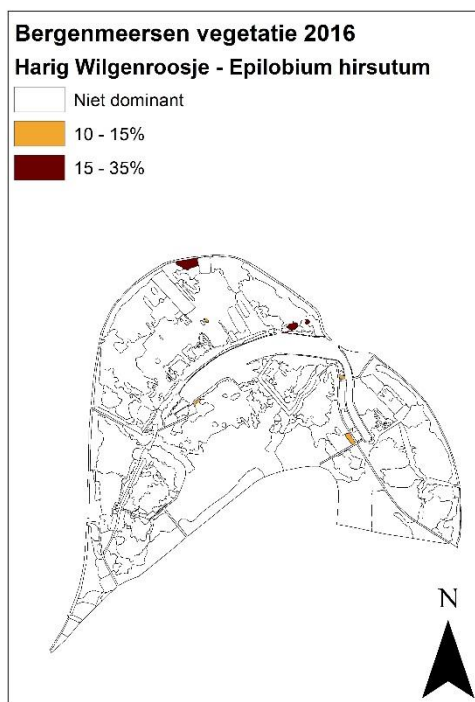
Figuur 7-39 (links): Voorkomen van dominanties van Grote Kattenstaart *Lythrum salicaria* in Bergenmeersen in 2016.



Figuur 7-40 (rechts): Voorkomen van dominanties van Grote Waterweegbree *Alisma plantago-aquatica* in Bergenmeersen in 2016.



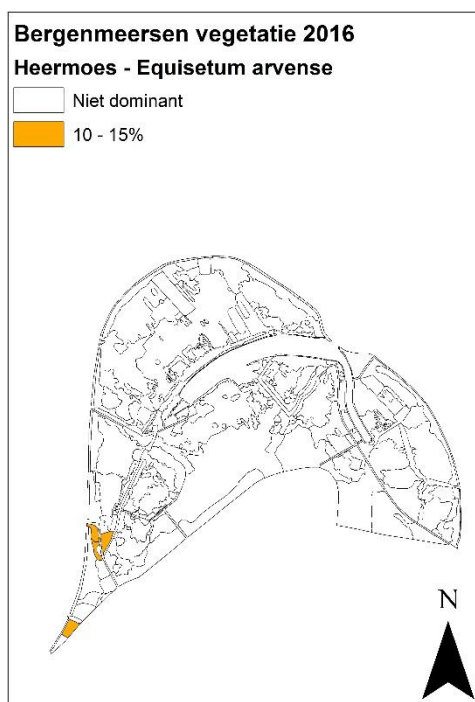
Figuur 7-41 (links): Voorkomen van dominanties van Haagwinde *Convolvulus sepium* in Bergenmeersen in 2016.



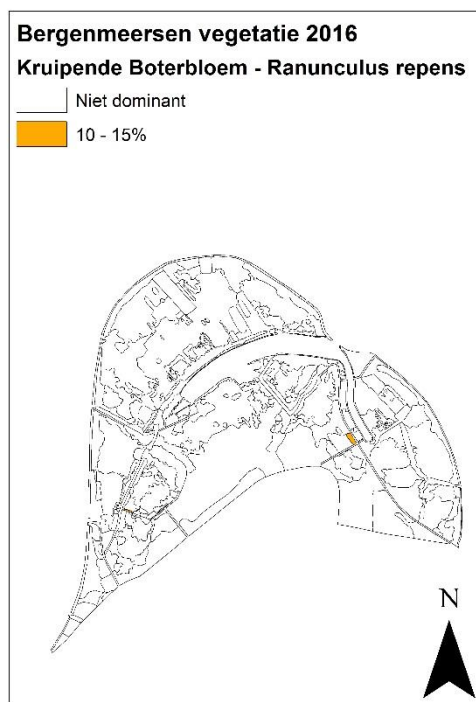
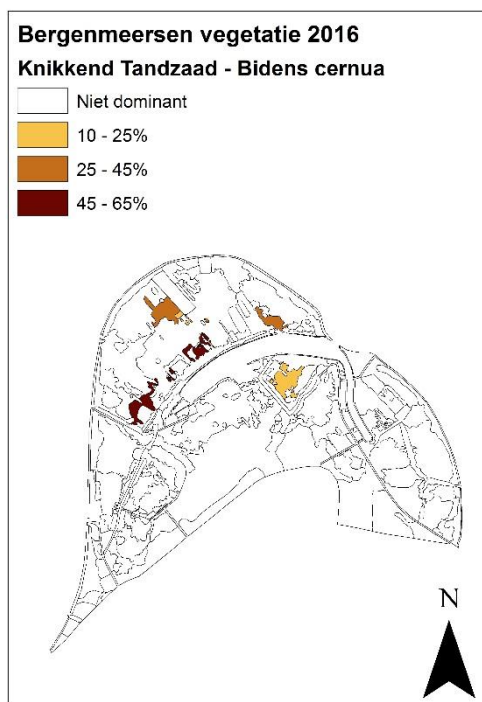
Figuur 7-42 (rechts): Voorkomen van dominanties van Harig Wilgenroosje *Epilobium hirsutum* in Bergenmeersen in 2016.



Figuur 7-43 (links): Voorkomen van dominanties van Heelblaadjes *Pulicaria dysenterica* in Bergenmeersen in 2016.

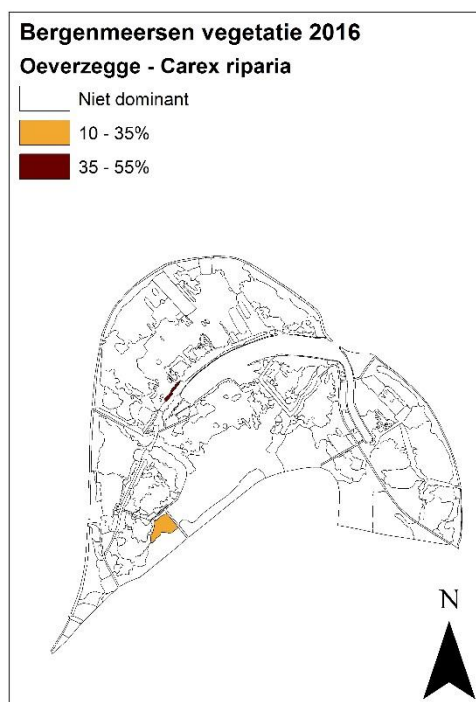
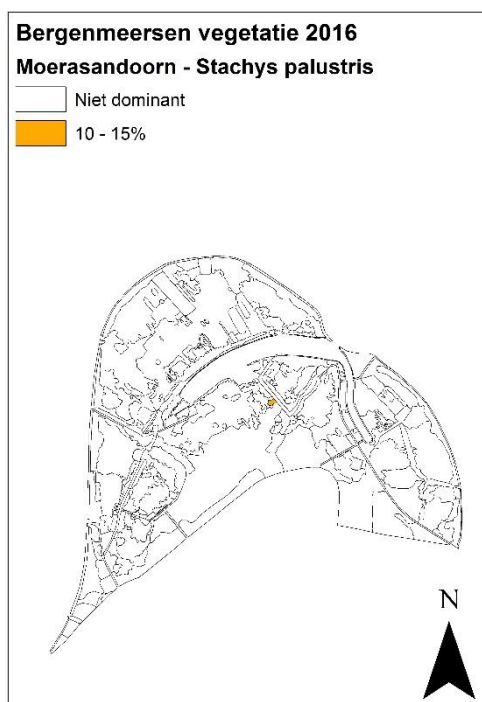


Figuur 7-44 (rechts): Voorkomen van dominanties van Heermoes *Equisetum arvense* in Bergenmeersen in 2016.



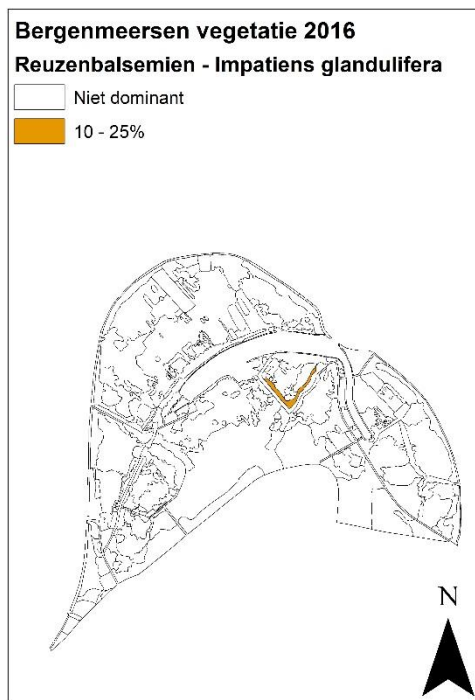
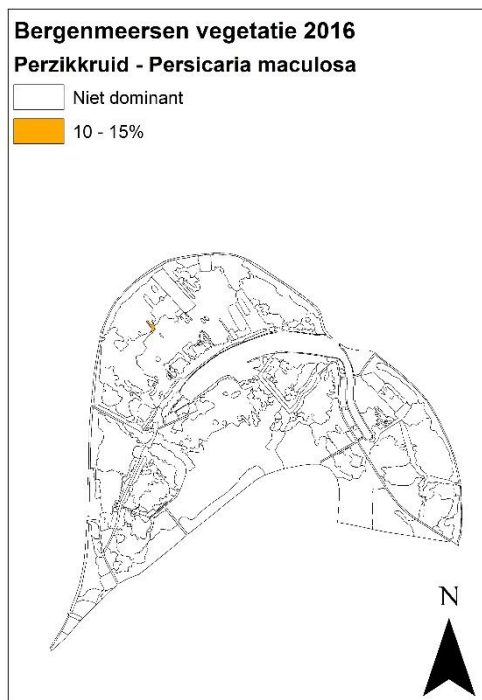
Figuur 7-45 (links): Voorkomen van dominanties van Knikkend Tandraad *Bidens cernua* in Bergenmeersen in 2016.

Figuur 7-46 (rechts): Voorkomen van dominanties van Kruipende Boterbloem *Ranunculus repens* in Bergenmeersen in 2016.



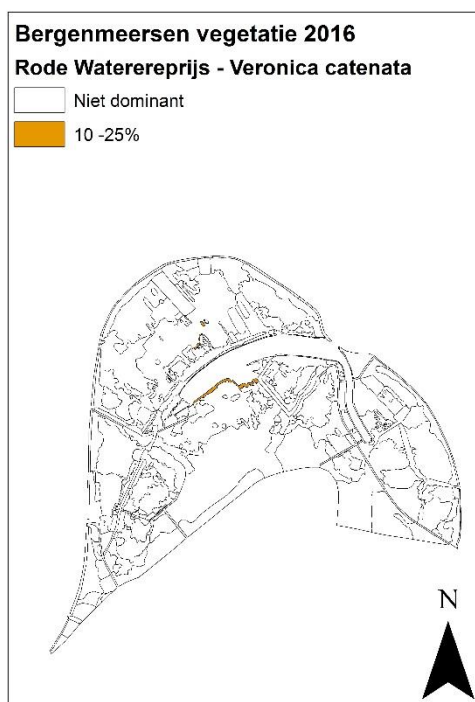
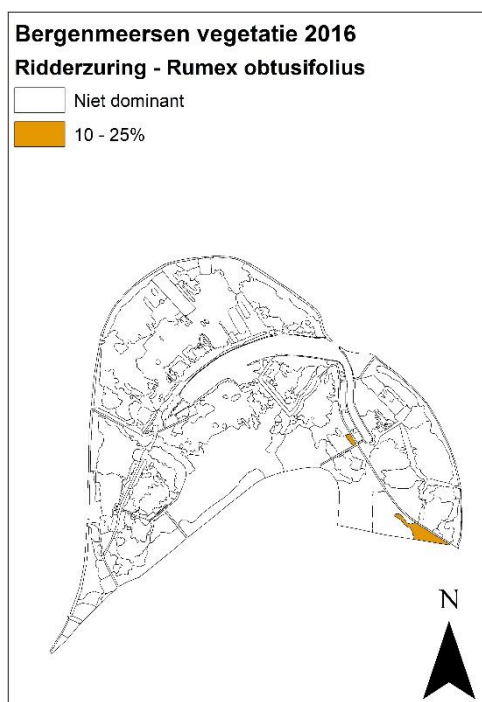
Figuur 7-47 (links): Voorkomen van dominanties van Moerasandoorn *Stachys palustris* in Bergenmeersen in 2016.

Figuur 7-48 (rechts): Voorkomen van dominanties van Oeverzegge *Carex riparia* in Bergenmeersen in 2016.



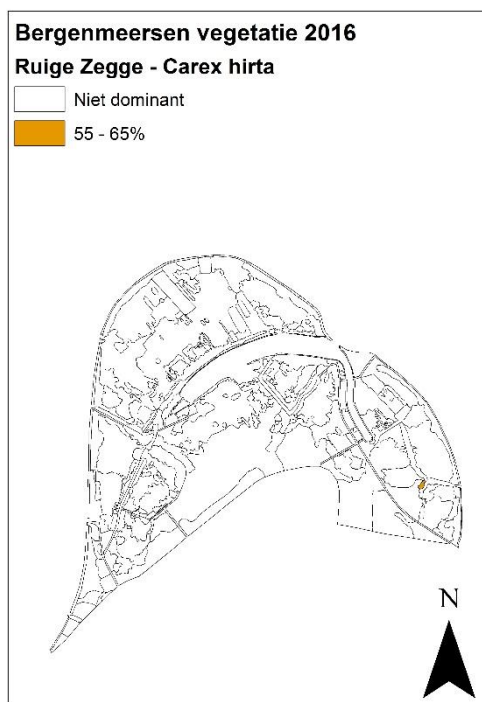
Figuur 7-49 (links): Voorkomen van dominanties van Perzikkruid *Persicaria maculosa* in Bergenmeersen in 2016.

Figuur 7-50 (rechts): Voorkomen van dominanties van Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* in Bergenmeersen in 2016.

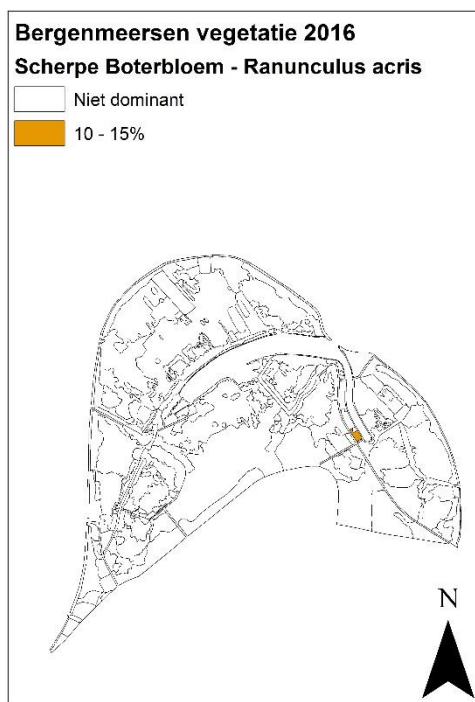


Figuur 7-51 (links): Voorkomen van dominanties van Ridderzuring *Rumex obtusifolius* in Bergenmeersen in 2016.

Figuur 7-52 (rechts): Voorkomen van dominanties van Rode Waterereprijs *Veronica catenata* in Bergenmeersen in 2016.



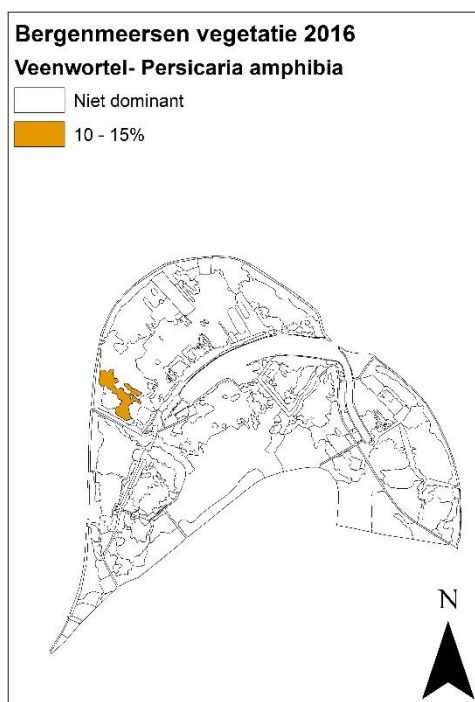
Figuur 7-53 (links): Voorkomen van dominanties van Ruige Zegge *Carex hirta* in Bergenmeersen in 2016.



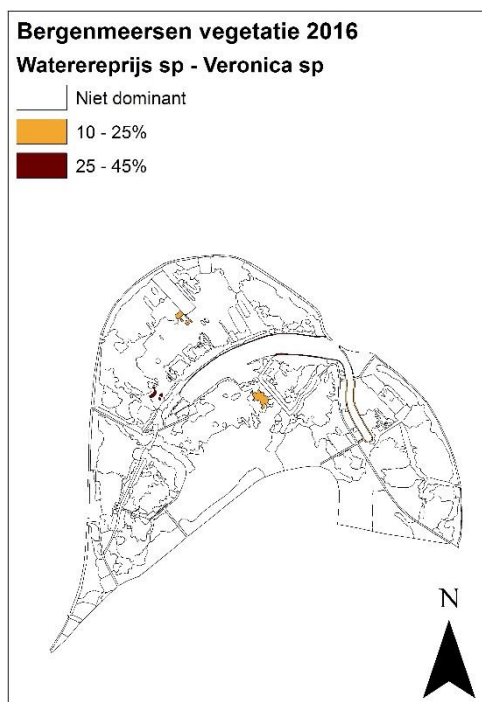
Figuur 7-54 (rechts): Voorkomen van dominanties van Scherpe Boterbloem *Ranunculus acris* in Bergenmeersen in 2016.



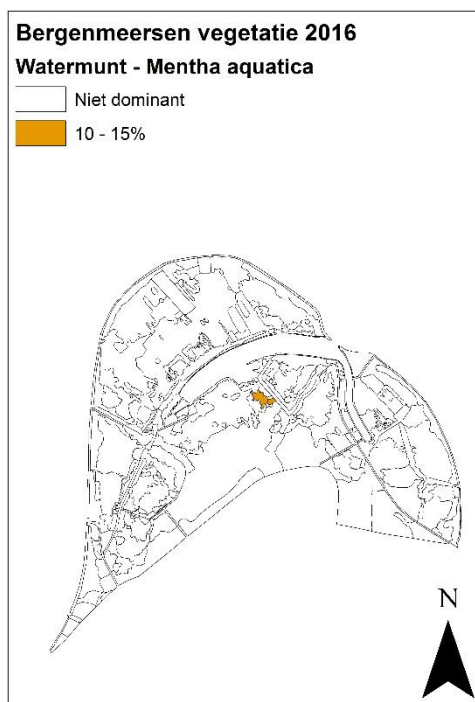
Figuur 7-55 (links): Voorkomen van dominanties van Scherpe Zegge *Carex acuta* in Bergenmeersen in 2016.



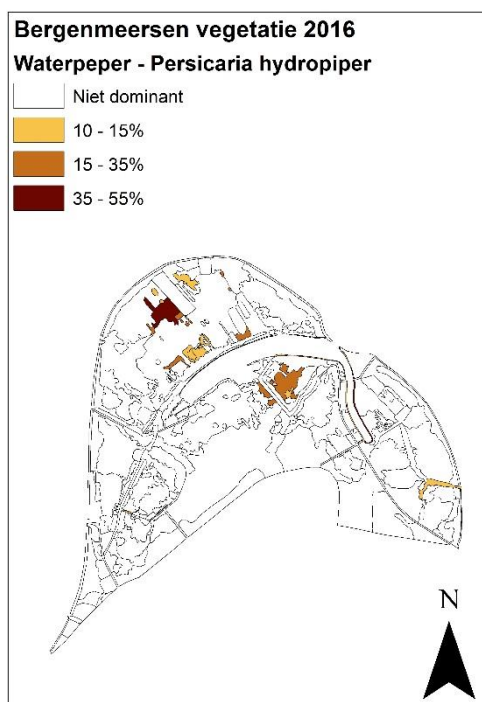
Figuur 7-56 (rechts): Voorkomen van dominanties van Veenwortel *Persicaria amphibia* in Bergenmeersen in 2016.



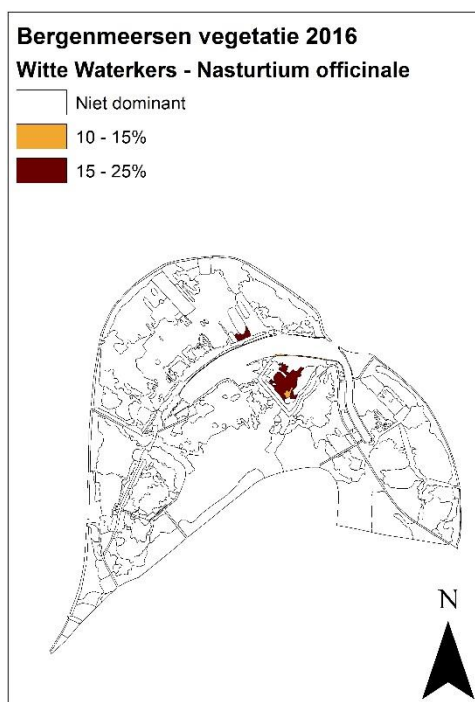
Figuur 7-57 (links): Voorkomen van dominanties van Waterereprijs sp Veronica sp in Bergenmeersen in 2016.



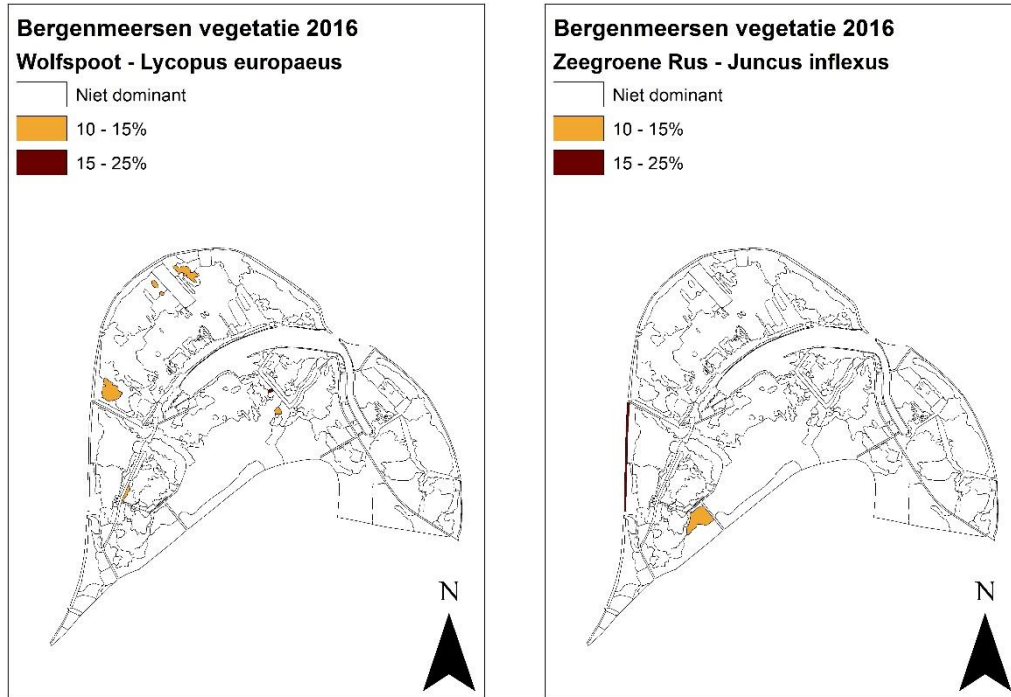
Figuur 7-58 (rechts): Voorkomen van dominanties van Watermunt Menha aquatica in Bergenmeersen in 2016.



Figuur 7-59 (links): Voorkomen van dominanties van Waterpeper Persicaria hydropiper in Bergenmeersen in 2016.



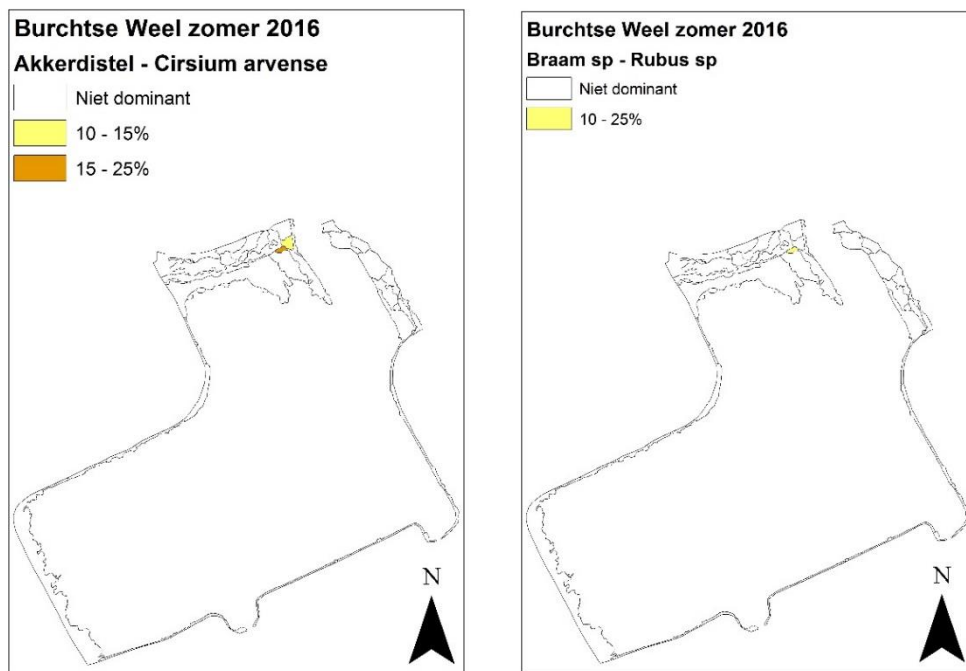
Figuur 7-60 (rechts): Voorkomen van dominanties van Witte Waterkers Nasturtium officinale in Bergenmeersen in 2016.



Figuur 7-61 (links): Voorkomen van dominanties van Wolfspoot *Lycopus europaeus* in Bergenmeersen in 2016.

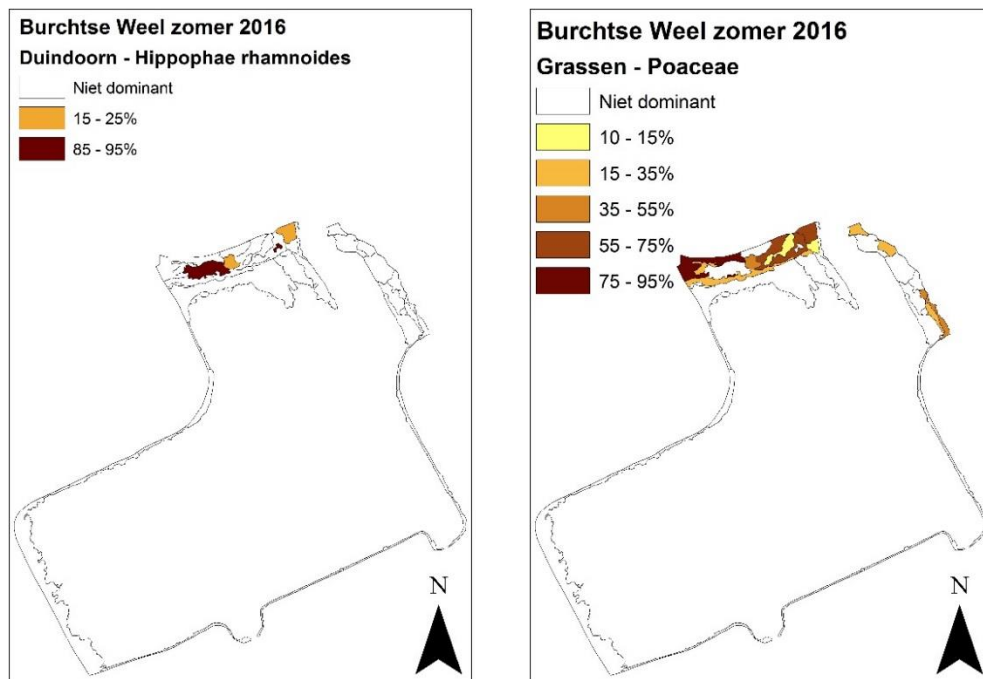
Figuur 7-62 (rechts): Voorkomen van dominanties van Zeegroene Rus *Juncus inflexus* in Bergenmeersen in 2016.

7.4 OVERZICHTSKAARTEN VOOR DOMINANTIES VAN PLANTENSOORTEN TE BURCHTSE WEEL IN 2016



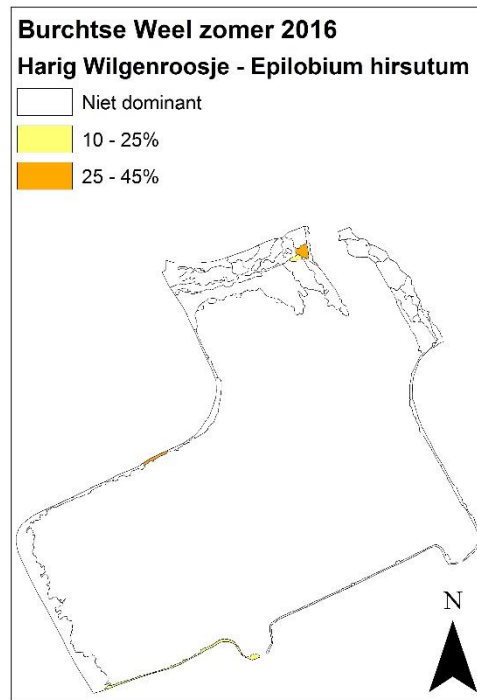
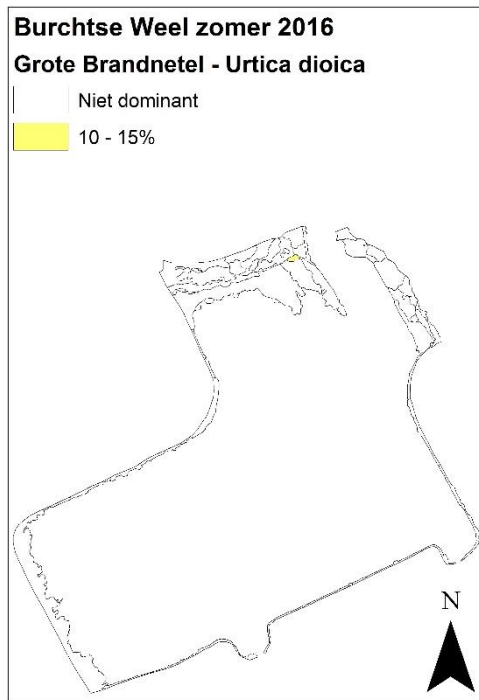
Figuur 7-63 (links): Voorkomen van dominanties van Akkerdistel *Cirsium arvense* te Burchtse Weel in 2016.

Figuur 7-64 (rechts): Voorkomen van dominanties van Braam *Rubus* sp te Burchtse Weel in 2016.



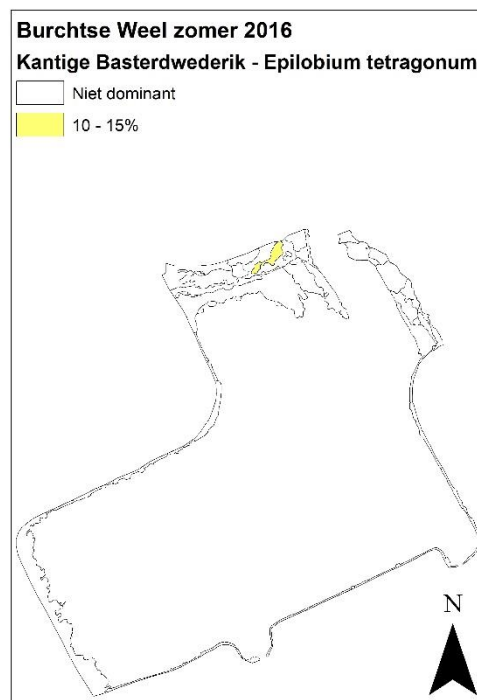
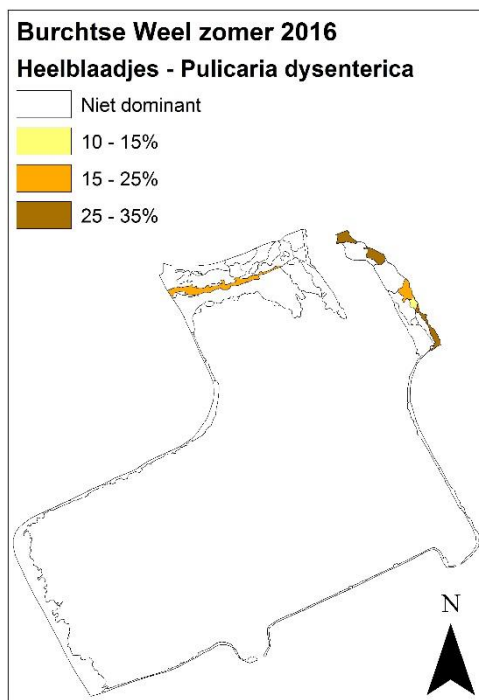
Figuur 7-65 (links): Voorkomen van dominanties van Duindoorn *Hippophae rhamnoides* te Burchtse Weel in 2016.

Figuur 7-66 (rechts): Voorkomen van dominanties van Grassen *Poaceae* te Burchtse Weel in 2016.



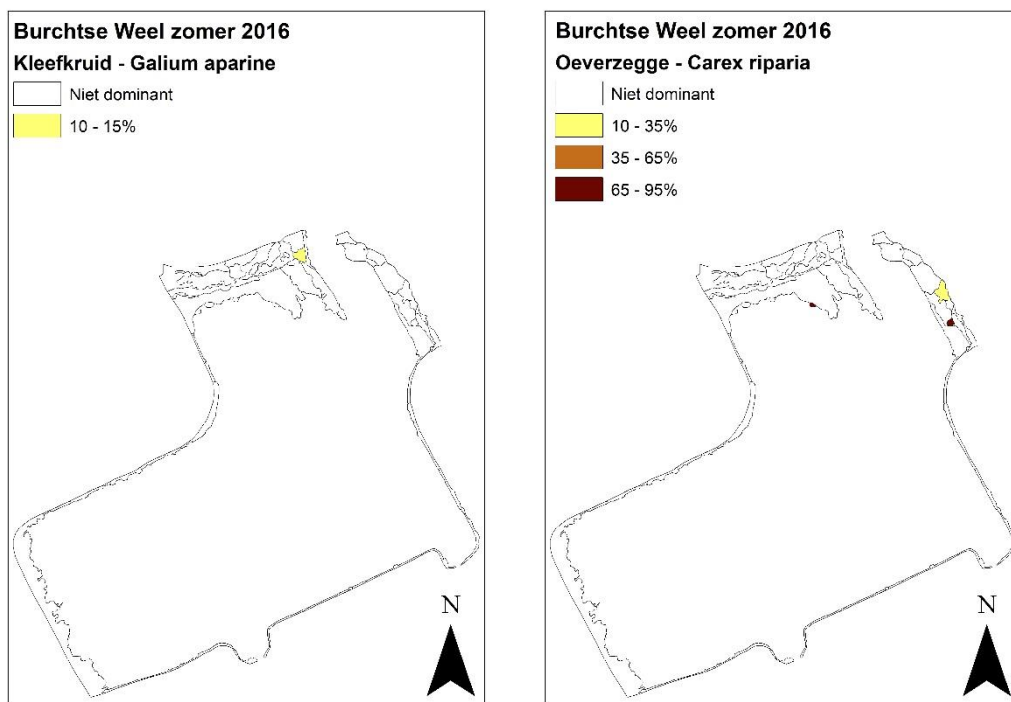
Figuur 7-67 (links): Voorkomen van dominanties van Grote Brandnetel *Urtica dioica* te Burchtse Weel in 2016.

Figuur 7-68 (rechts): Voorkomen van dominanties van Harig Wilgenroosje *Epilobium hirsutum* te Burchtse Weel in 2016.



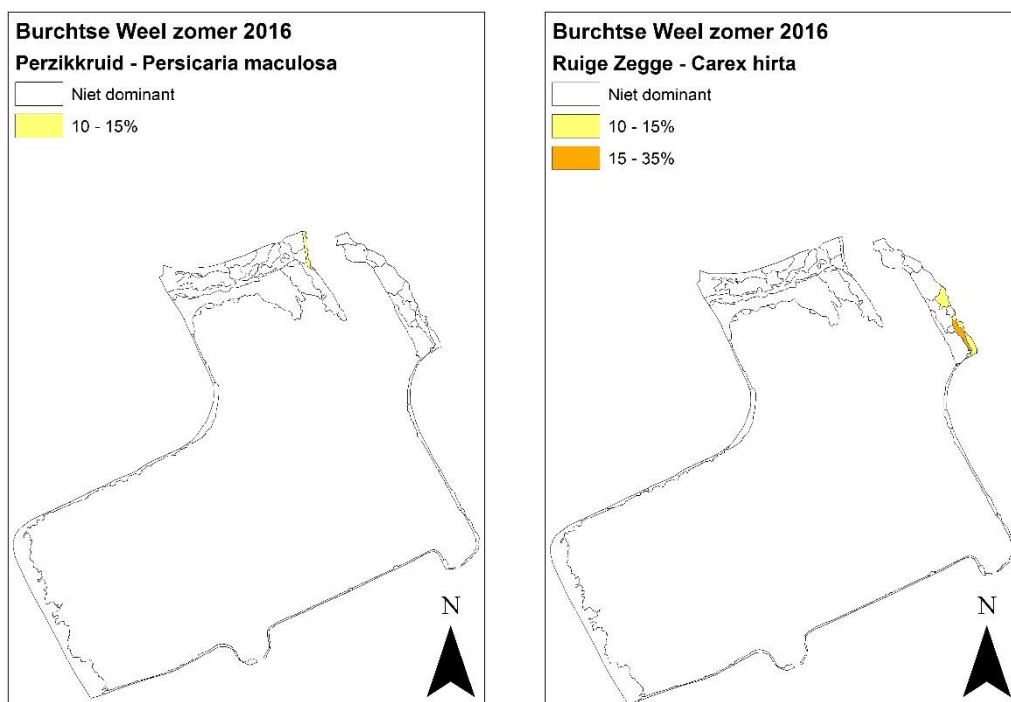
Figuur 7-69 (links): Voorkomen van dominanties van Heelblaadjes *Pulicaria dysenterica* te Burchtse Weel in 2016.

Figuur 7-70 (rechts): Voorkomen van dominanties van Kantige Basterdwederik *Epilobium tetragonum* te Burchtse Weel in 2016.



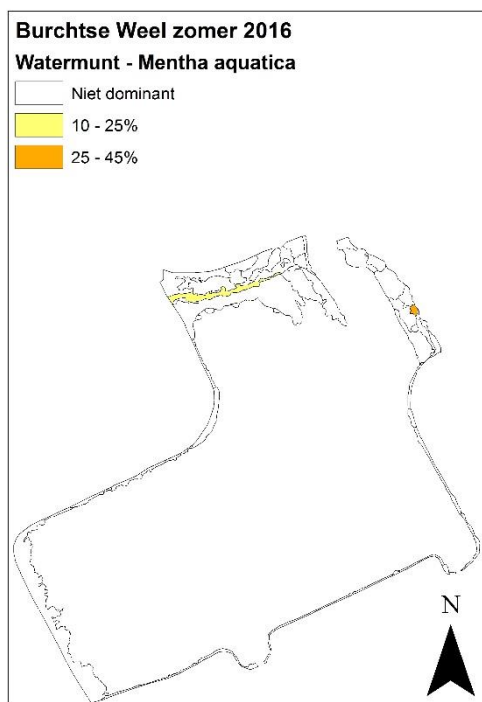
Figuur 7-71 (links): Voorkomen van dominanties van Kleefkruid *Galium aparine* te Burchtse Weel in 2016.

Figuur 7-72 (rechts): Voorkomen van dominanties van Oeverzegge *Carex riparia* te Burchtse Weel in 2016.

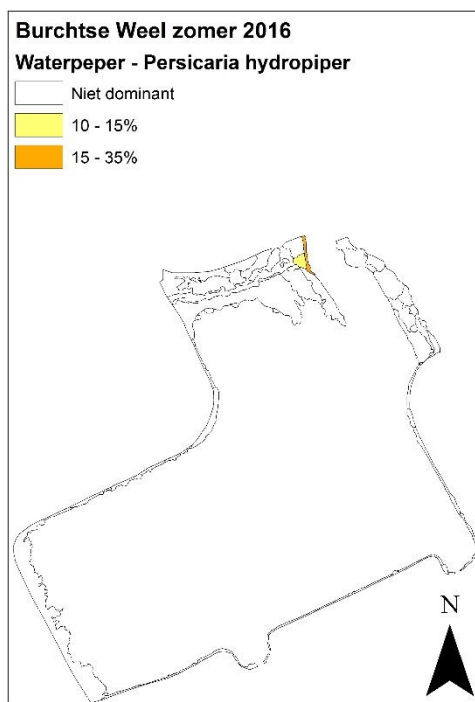


Figuur 7-73 (links): Voorkomen van dominanties van Perzikkruid *Persicaria maculosa* te Burchtse Weel in 2016.

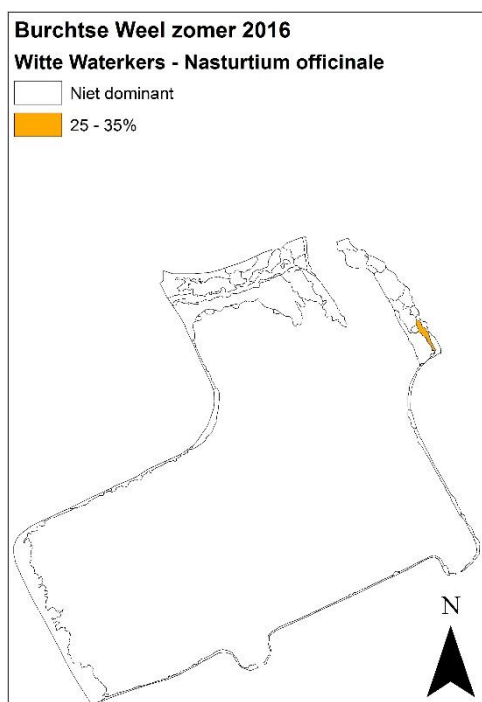
Figuur 7-74 (rechts): Voorkomen van dominanties van Ruige Zegge *Carex hirta* te Burchtse Weel in 2016.



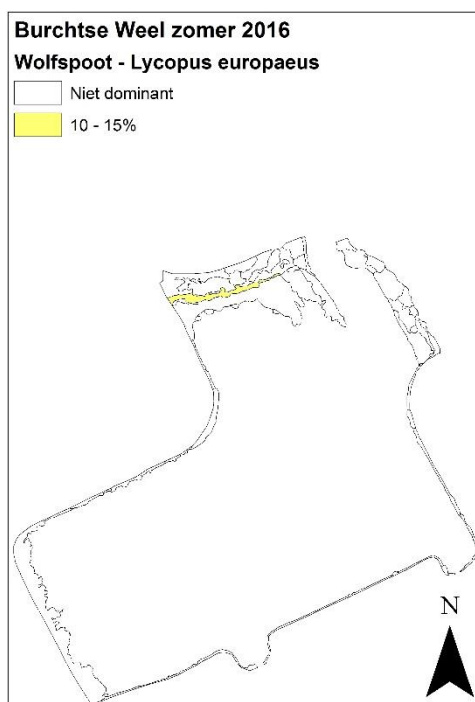
Figuur 7-75 (links): Voorkomen van dominanties van Watermunt *Mentha aquatica* te Burchtse Weel in 2016.



Figuur 7-76 (rechts): Voorkomen van dominanties van Waterpeper *Persicaria hydropiper* te Burchtse Weel in 2016.

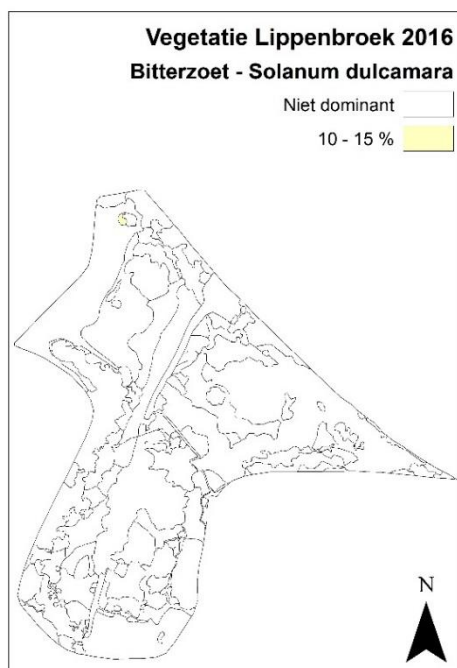


Figuur 7-77 (links): Voorkomen van dominanties van Witte Waterkers *Nasturtium officinale* te Burchtse Weel in 2016.

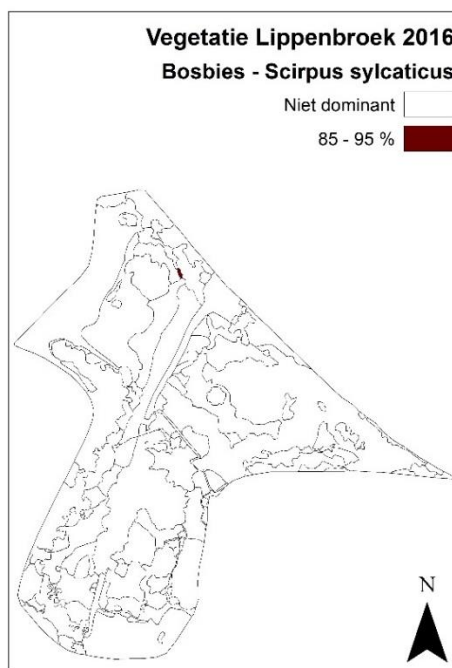


Figuur 7-78 (rechts): Voorkomen van dominanties van Wolfspoot *Lycopus europaeus* te Burchtse Weel in 2016.

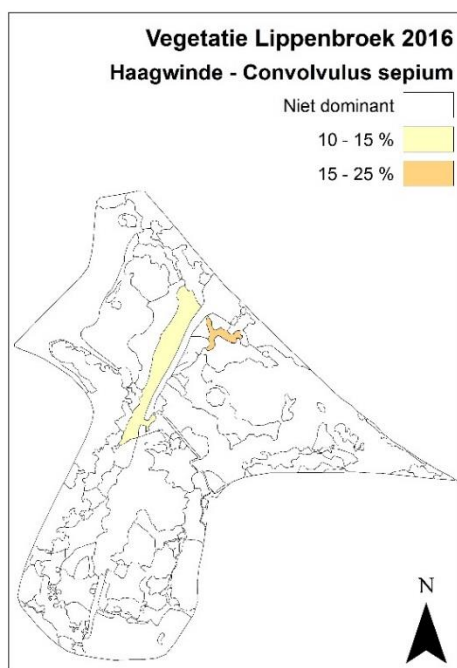
7.5 OVERZICHTSKAARTEN VOOR DOMINANTIES VAN PLANTENSOORTEN TE LIPPENBROEK IN 2016



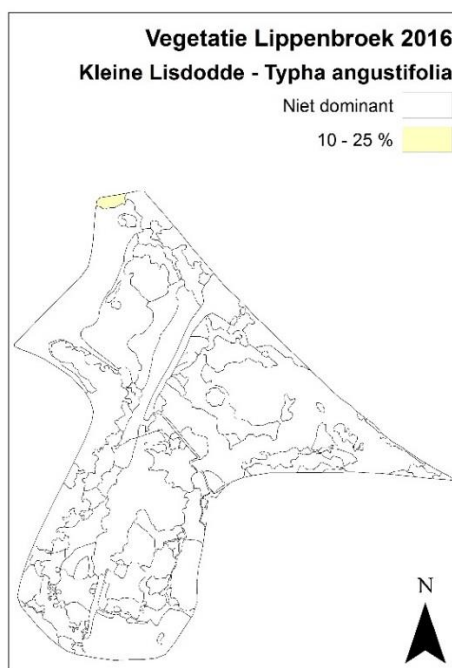
Figuur 7-79 (links): Voorkomen van dominanties van Bitterzoet *Solanum dulcamara* te Lippenbroek in 2016.



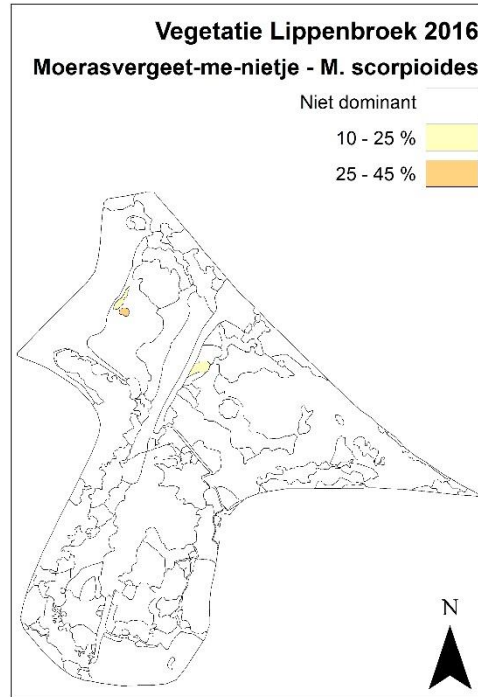
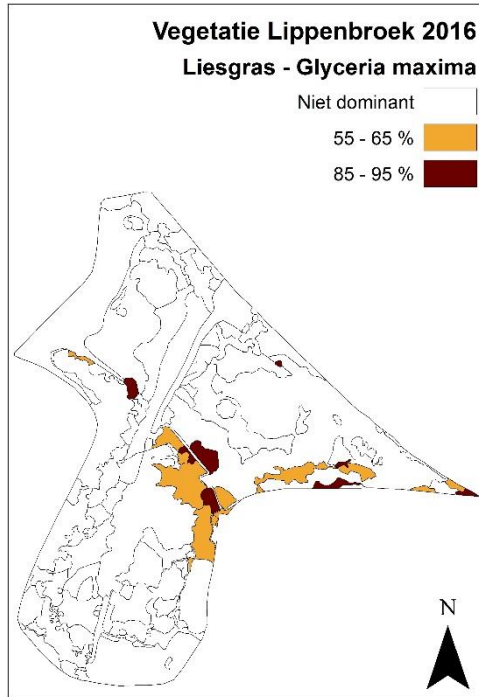
Figuur 7-80 (rechts): Voorkomen van dominanties van Bosbies *Scirpus sylvaticus* te Lippenbroek in 2016.



Figuur 7-81 (links): Voorkomen van dominanties van Haagwinde *Convolvulus sepium* te Lippenbroek in 2016.

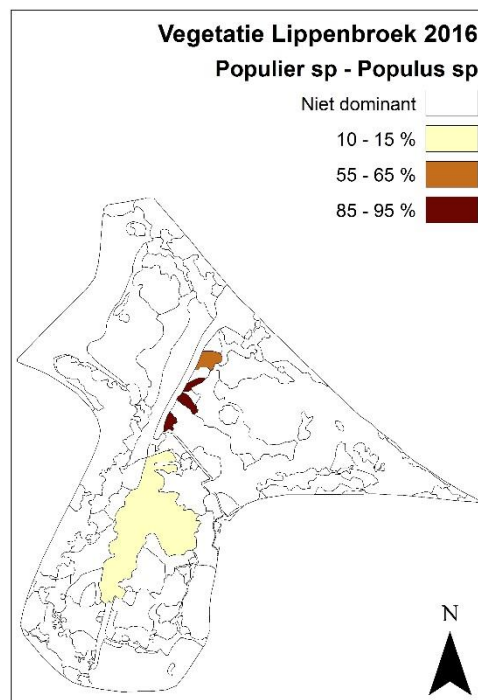
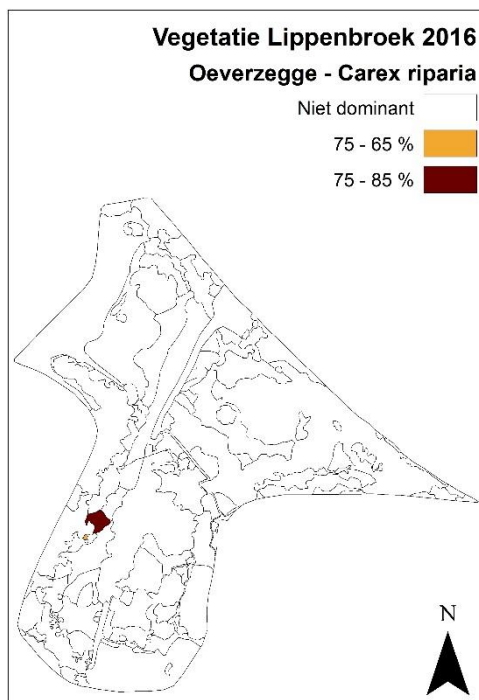


Figuur 7-82 (rechts): Voorkomen van dominanties van Kleine Lisdodde *Typha angustifolia* te Lippenbroek in 2016.



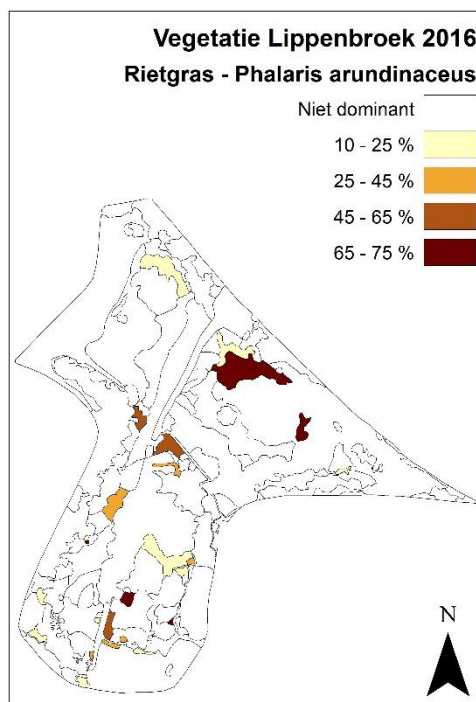
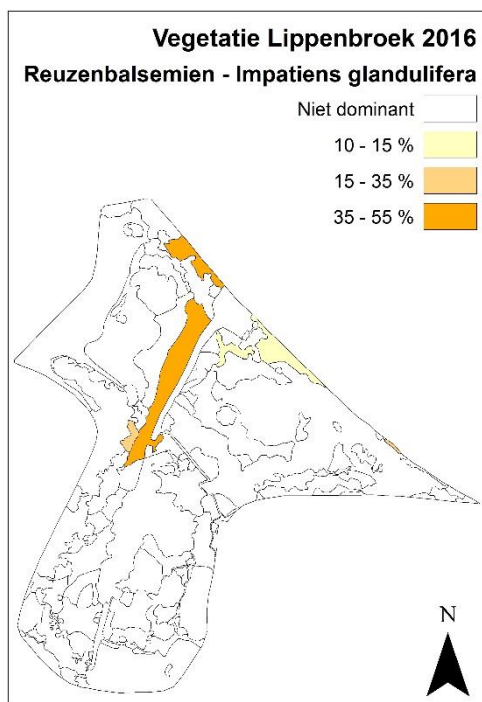
Figuur 7-83 (links): Voorkomen van dominanties van Liesgras *Glyceria maxima* te Lippenbroek in 2016.

Figuur 7-84 (rechts): Voorkomen van dominanties van Moerasvergeet-me-niet *Myosotis scorpioides* te Lippenbroek in 2016.



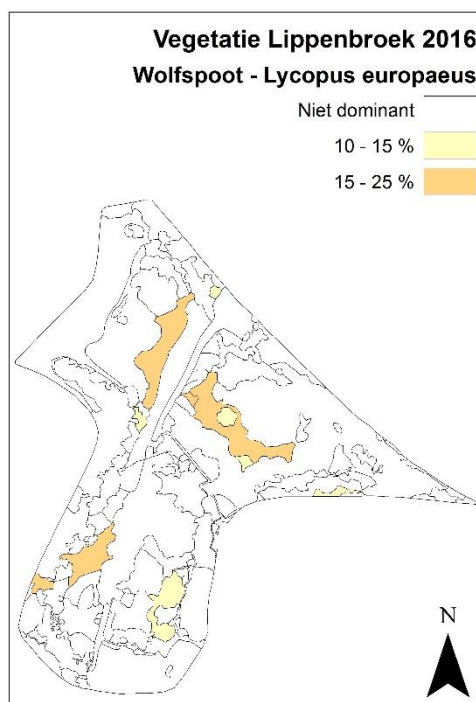
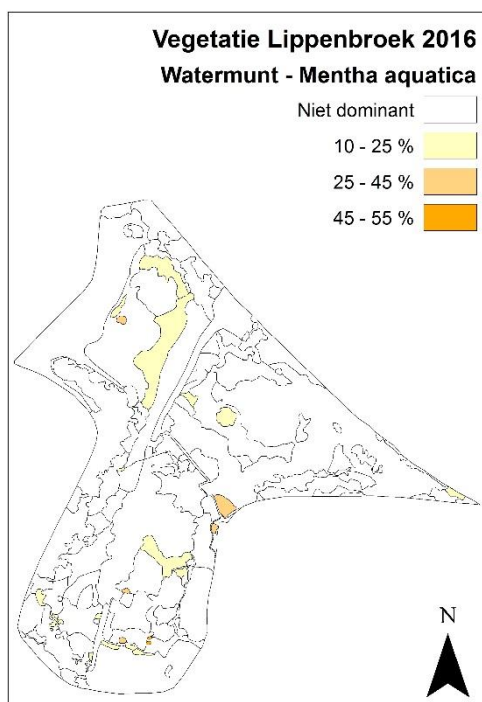
Figuur 7-85 (links): Voorkomen van dominanties van Oeverzegge *Carex riparia* te Lippenbroek in 2016.

Figuur 7-86 (rechts): Voorkomen van dominanties van Populier sp *Populus sp* te Lippenbroek in 2016.



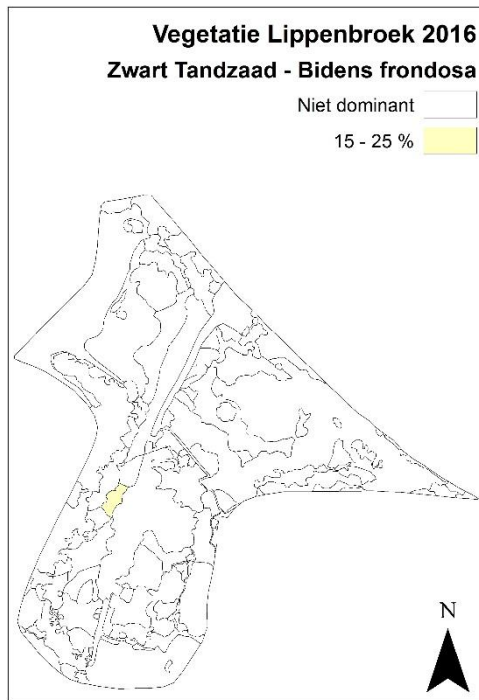
Figuur 7-87 (links): Voorkomen van dominanties van Reuzenbalsemien *Impatiens glandulifera* te Lippenbroek in 2016.

Figuur 7-88 (rechts): Voorkomen van dominanties van Rietgras *Phalaris arundinaceus* te Lippenbroek in 2016.



Figuur 7-89 (links): Voorkomen van dominanties van Watermunt *Mentha aquatica* te Lippenbroek in 2016.

Figuur 7-90 (rechts): Voorkomen van dominanties van Wolfspoot *Lycopus europaeus* te Lippenbroek in 2016.



*Figuur 7-91 (links): Voorkomen van dominanties van Zwart Tandzaad *Bidens frondosa* te Lippenbroek in 2016.*

8 REFERENTIES

Beauchard O., Jacobs S., Ysebaert T. & Meire P. (2013). Sediment macroinvertebrate community functioning in impacted and newly-created tidal freshwater habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120: 31-32.

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>

Branquart E., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F. & Verloove F., 2016b. Harmonia database: *Acer negundo*. Harmonia version 1.2; Belgian Forum on Invasive Species, accessed on 13/07/2016 from <http://ias.biodiversity.be>

Branquart E., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F. & Verloove F., 2016c. Harmonia database: *Solidago gigantea*. Harmonia version 1.2; Belgian Forum on Invasive Species, accessed on 13/07/2016 from <http://ias.biodiversity.be>

Branquart E., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F. & Verloove F., 2016d. Harmonia database: *Impatiens glandulifera*. Harmonia version 1.2; Belgian Forum on Invasive Species, accessed on 13/07/2016 from <http://ias.biodiversity.be>

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

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.

Maris T., Oosterlee L. & Meire P. (Red.), 2013. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2011. ECOBE 013-R155 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., 2017. Tidal Marsh Restoration Design Affects Feedbacks Between Inundation and Elevation Change. *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-017-0314-2

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

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

Van Splunder I., Voeseek 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

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

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

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.

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