



Foerageergebieden voor steltlopers in de Westerschelde

Voedselbeschikbaarheid en advies over bodemdierenbemonstering t.b.v. het laagwatervogeltelprogramma

Auteur(s): J.A. Craeymeersch & T. Ysebaert

Wageningen University &
Research rapport C108/19

Foerageergebieden voor steltlopers in de Westerschelde.

Voedselbeschikbaarheid en advies over bodemdierenbemonstering t.b.v. het laagwatervogeltelprogramma.

Auteur(s): J.A. Craeymeersch & T. Ysebaert

Wageningen Marine Research
Yerseke, maart 2020

VERTROUWELIJK Nee

Wageningen Marine Research rapport C108/19

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
T.a.v.: mevr. W. v.d. Broek
Postbus 2232
3500 GE Utrecht

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/508034>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut
binnen de rechtspersoon Stichting
Wageningen Research, hierbij
vertegenwoordigd door Dr. M.C.Th.
Scholten, Algemeen directeur

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolg schade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A_4_3_1 V29 (2019)

Inhoud

1	Samenvatting	4
2	Inleiding	5
	2.1 Achtergrond	5
	2.2 Doelstelling	6
3	Materiaal en methoden	8
	3.1 Opzet van het onderzoek	8
	3.2 Algemene beschrijving van de karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen per ecotoop en ruimtelijke verspreiding	9
	3.3 Beschrijving van temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen per ecotoop	9
	3.4 Bodemdierkarakteristieken per vogelgebied	10
	3.5 Huidige effectgrootte en aantal benodigde monsters	11
4	Resultaten	14
	4.1 Algemene beschrijving van abiotische karakteristieken van de vogelgebieden	14
	4.2 Algemene beschrijving bodemdierkarakteristieken (per ecotoop) en ruimtelijke verspreiding	15
	4.3 Beschrijving van temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen per ecotoop	17
	4.4 Bodemdierkarakteristieken per vogelgebied	22
	4.5 Huidige effectgrootte en aantal benodigde monsters	26
5	Discussie en conclusie	29
6	Kwaliteitsborging	33
	Literatuur	34
	Verantwoording	36
	Bijlagen 1 t/m 5	37

1 Samenvatting

De toestand van de natuur in de Westerschelde wordt als zeer ongunstig bestempeld, vooral voor steltlopers en sommige kustbroedvogels. Hiervoor zijn meerdere oorzaken mogelijk, zoals voedselbeschikbaarheid in de foerageergebieden, bereik in droogvalduur (d.i. beschikbare foerageertijd) en mate van verstoring. Op dit moment bestaat er echter onvoldoende inzicht in de sturende parameters die het gebruik door en de verspreiding bepalen van slikgebonden watervogels die op slikken en platen in de Westerschelde foerageren. In opdracht van Rijkswaterstaat en de Provincie Zeeland worden daarom het gebruik van en de verspreiding over de platen en slikken van slikgebonden watervogels in de Westerschelde in een driejarig project (2018-2020) in beeld gebracht. In aanvulling op dit laagwatervogeltelprogramma heeft Rijkswaterstaat Wageningen Marine Research gevraagd om:

- een overzicht te maken van de voedselbeschikbaarheid in de vogeltelgebieden waar de laagwatertellingen uitgevoerd worden, gebruik makend van de bestaande MWTL-gegevens over bodemdieren;
- Na te gaan of er voldoende data beschikbaar zijn om een betrouwbare uitspraak te kunnen doen over de voedselkwaliteit voor steltlopers;
- En, zo niet, een voorstel te doen over de slikken en platen waar de intensiteit en/of de ruimtelijke resolutie van de bemonstering vergroot zou moeten worden.

Deze studie concludeert dat het MWTL-programma wellicht voldoende is om goede relaties met omgevingsvariabelen vast te leggen, en algemene, watersysteem-brede trends in de tijd te onderzoeken, maar dat voor meer gedetailleerde ruimtelijke analyses van bijvoorbeeld de relatie tussen voorkomen van steltlopers en de voedselbeschikbaarheid in een bepaald vogeltelgebied het programma te beperkt is. Voor het vaststellen van verschillen van 15 tot 20% zijn ongeveer 20 monsters per ecotooptype per telgebied nodig. Zelfs over de hele onderzoeksperiode (2009-2017) wordt dit slechts voor enkele telgebieden gehaald.

Op basis van verschillen tussen de telgebieden qua ligging, totale oppervlakte, totale biomassa aan bodemdieren, het voorkomen van steltlopers zoals in eerste jaar vastgesteld tijdens de laagwatertellingen, de verdeling tussen hoog- en laagdynamische ecotopen en informatie over het voorkomen van verstoringen, wordt een voorstel gedaan voor nader bodemdieronderzoek in een aantal vogeltelgebieden.

2 Inleiding

2.1 Achtergrond

Intergetijdengebieden worden vaak gekenmerkt door een hoge primaire en secundaire productie en vormen een belangrijk onderdeel van het estuariene voedselweb. De bij laag water droogvallende slikken en zandplaten vormen een belangrijk foerageergebied voor steltlopers, meeuwen en eendachtigen. De foerageerfunctie van een gebied voor steltlopers is een complex gegeven en wordt door meerdere factoren bepaald. De foerageerfunctie kan gedefinieerd worden als het aantal vogels dat *in potentie* gebruik kan maken van een gebied (Ysebaert et al. 2016b) en valt uiteen in drie variabelen: 1) Het areaal intergetijdengebied, 2) De droogvalduur (hoogte maar ook de vorm (bijv. steilheid) van het intergetijdengebied), die bepaalt hoeveel tijd per getij de vogels op de platen en slikken kunnen foerageren, en 3) de voedselbeschikbaarheid, ofwel de hoeveelheid en kwaliteit beschikbaar voedsel (in hoofdzaak bodemdieren zoals schelpdieren, wormen en kreeftachtigen) waarop de vogels foerageren. Het voorkomen van bodemdieren is dan weer afhankelijk van factoren zoals hydro- en morfodynamiek, droogvalduur en sedimentsamenstelling enz., en de aantallen en biomassa vertonen grote variatie tussen de seizoenen en de verschillende jaren. De combinatie van areaal, droogvalduur en voedselbeschikbaarheid bepaalt de geschiktheid van een slik of plaat als foerageergebied voor steltlopers en of een steltloper in staat is in dit gebied voldoende voedsel te vergaren zodat in de dagelijkse energiebehoefte kan worden voorzien. Deze behoefte kan van soort tot soort verschillen, omdat vogelsoorten verschillen in dieet, gedrag, metabolisme, etc. Of steltlopers uiteindelijk in een bepaald gebied foerageren hangt daarnaast ook nog af van andere factoren, zoals verstoring en nabijheid van hoogwatervluchtplaatsen.

In het Natura 2000-beheerplan van de Westerschelde en in de zesjaarlijkse evaluaties van het Schelde-estuarium (laatste in 2015; Barneveld et al. 2018) wordt de toestand van de natuur in de Westerschelde als zeer ongunstig bestempeld, vooral voor steltlopers en broedvogels. Hiervoor zijn meerdere oorzaken mogelijk, zoals veranderingen in de hoeveelheid voedsel in de foerageergebieden, in droogvalduur (d.i. beschikbare foerageertijd), in sedimentsamenstelling, in mate van verstoring, enz.

Rijkswaterstaat voert binnen het MWTL-programma vogeltellingen uit waarin verschillende vogelsoorten jaarlijks geteld worden op hoogwatervluchtplaatsen (HVP's). Deze langlopende monitoring geeft informatie over totale aantallen vogels die voorkomen in de verschillende telgebieden en de ontwikkelingen in de tijd. HVP-tellingen geven echter geen informatie over het gebruik van de foerageergebieden door vogels en de kwaliteit van deze gebieden als foerageerhabitat. Ook informatie over de relatie met abiotische parameters en waarom bepaalde soorten al dan niet in bepaalde gebieden voorkomen, kan niet worden afgeleid van het landelijk HVP-telprogramma. Hiervoor kunnen tellingen tijdens laagwater meer inzicht verschaffen.

Met behulp van laagwatertellingen kan inzicht worden verkregen in het gebruik van platen en slikken door steltlopers. Laagwatertellingen zijn echter slechts sporadisch uitgevoerd in de Westerschelde. In de negentiger jaren is eenmalig in de winterperiode de verspreiding van steltlopers met laagwater in de gehele Westerschelde vastgelegd (Van Kleunen 2000). Door Brinkman et al. (2005) en Ens et al. (2005) is gedetailleerd gekeken naar het gebruik van twee platen en twee slikken in de Westerschelde, maar hierbij zijn alleen gebieden meegenomen die bekend staan als goede foerageergebieden (Boudewijn et al. 2019). Meer recent heeft Bouwmeester (2014), in opdracht van RWS, het gebiedsgebruik door steltlopers onderzocht d.m.v. laagwatertellingen in het westelijke deel en het middendeel van de Westerschelde. Deze data zijn verder statistisch geanalyseerd naar relaties met abiotische factoren (Vanoverbeke & Van Ryckegem 2015). Vanoverbeke en Van Ryckegem (2015) komen onder meer tot volgende conclusies:

(1) het aantal foeragerende steltlopers neemt toe met het areaal laagdynamisch litoraal (zie Box 1) en met een toenemende spreiding in droogvalduren binnen de laagdynamische zone. De spreiding wordt berekend als het verschil tussen de maximale droogvalduur in de laagdynamische zone en de maximale

droogvalduur in de hoogdynamische zone. Hoe groter de spreiding in droogvalduren binnen de laagdynamische zone, hoe langer de periode dat de op- en afgaande waterlijn binnen een getijcyclus zich binnen de laagdynamische zone bevindt. Een grote spreiding in droogvalduren garandeert voldoende tijd om te foerageren langs de af- en opgaande waterlijn, waar de bodem vrij ligt (boven water) maar nog voldoende verzadigd is aan water om optimaal te kunnen foerageren (Vanoverbeke & Van Ryckegeem 2015).

(2) het belang van de oppervlakte laagdynamisch litoraal is niet gerelateerd aan de grootte van de betreffende steltlopersoorten, waarbij een onderscheid gemaakt wordt tussen kleine steltlopers (<0.5 kg, bijv. bonte strandloper) en grote steltlopers (bijv. scholekster, wulp). De nood aan voldoende spreiding in droogvalduren in de laagdynamische zones is wel afhankelijk van de grootte van de soorten. De analyse bevestigt dat vooral kleine soorten steltlopers gevoelig zijn voor de spreiding in droogvalduren.

Echter ontbreekt nog steeds een goed inzicht in de verspreiding en het gebruik van de intergetijdengebieden door steltlopers in de Westerschelde en hoe dit gerelateerd is met abiotische (bijv. droogvalduur) en biotische (voedselbeschikbaarheid) factoren. Hiervoor zijn meer systematische laagwatertellingen nodig.

Om te achterhalen wat de (biotische en/of abiotische) oorzaken zijn van de slechte staat van instandhouding van steltlopers (zie bijv. LNV 2005) en voor een beter begrip van het ecologisch functioneren voor vogels, is door RWS Zee & Delta eind 2018 een project gestart waarbij steltlopers op de slikken en platen in de Westerschelde geteld worden tijdens laagwater. Dit laagwatervogeltelprogramma heeft als doel een beter beeld te geven over de verspreiding van met name steltlopers in de Westerschelde, ofwel welke vogels **waar** foerageren/rusten/ruien en **waarom** ze op bepaalde platen/slikken voorkomen.

2.2 Doelstelling

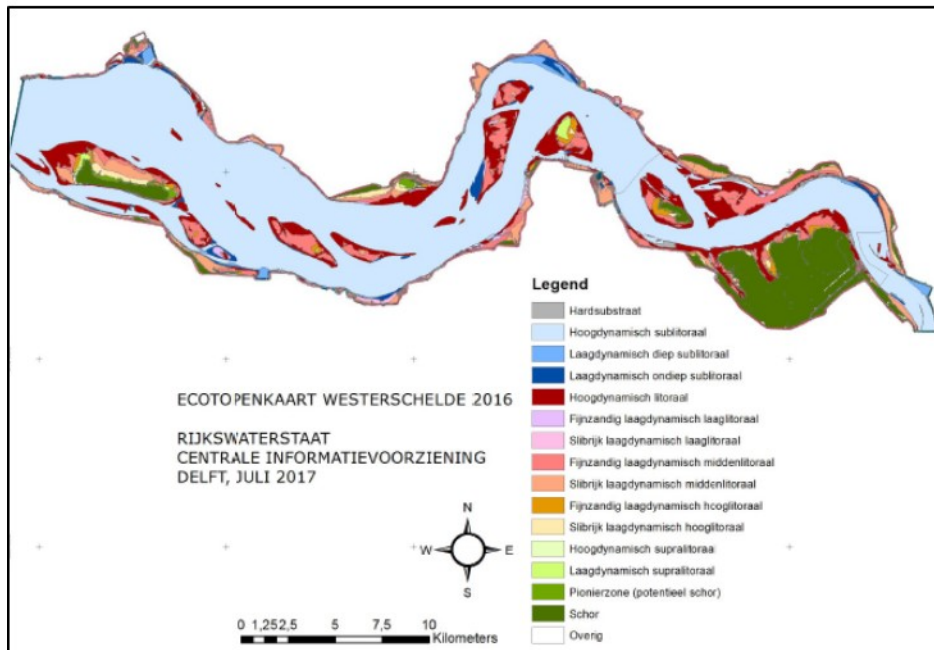
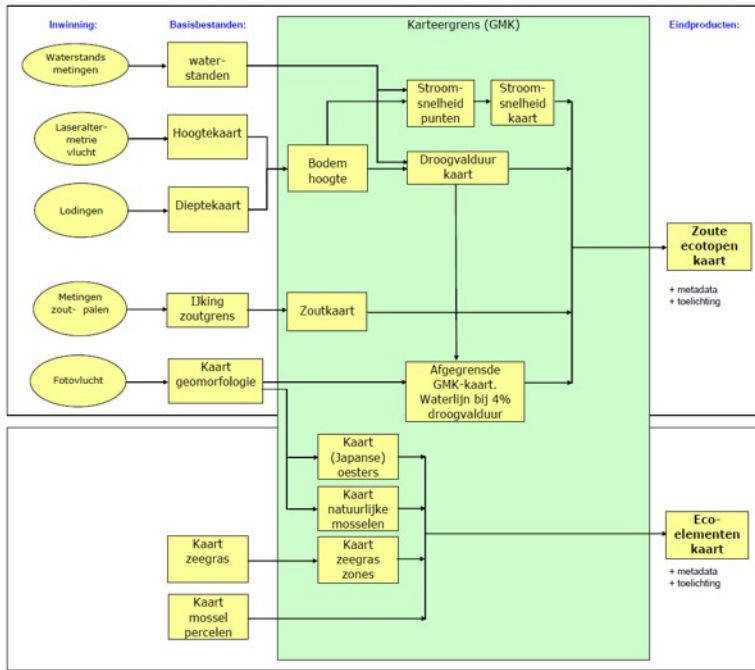
In aanvulling op dit laagwatervogeltelprogramma heeft Rijkswaterstaat Wageningen Marine Research gevraagd om een overzicht te maken van de voedselbeschikbaarheid in de vogeltelgebieden waarin laagwatertellingen uitgevoerd worden, op basis van de beschikbare MWTL-dataset aan bodemdieren (2009 -2017). Voedselbeschikbaarheid wordt hier dus gedefinieerd als de totale hoeveelheid voedsel (in termen van bodemdieren) aanwezig. Dit om een uitspraak te kunnen doen over het belang van voedselbeschikbaarheid als sturende parameter voor de verspreiding en aantallen steltlopers in de Westerschelde, en of de waargenomen afname van steltlopers in de Westerschelde te wijten is aan een afgenomen/veranderde voedselkwaliteit.

In deze studie worden de volgende vragen – op hoofdlijnen – beantwoord:

1. Wat is de huidige voedselbeschikbaarheid voor steltlopers in de Westerschelde, en in het bijzonder van de gebieden waar vogels geteld worden tijdens laagwater, uitgedrukt in termen van biomassa, soorten en dichtheid aan bodemdieren? Welke gebieden zijn het rijkst/armst aan bodemdieren op basis van de bestaande MWTL-gegevens?
2. Zijn er in alle vogeltelgebieden voldoende data beschikbaar om een betrouwbare uitspraak te kunnen doen over de voedselbeschikbaarheid voor steltlopers op basis van de huidige MWTL monitoring? En, kan er op basis van de beschikbare data een statistische relatie gelegd worden tussen de dichtheid/biomassa aan bodemdieren en het aantal steltlopers?
3. Zo niet: op welke slikken en platen moet eventueel extra bemonstering van bodemdieren plaatsvinden, hoeveel monsters per plaat/slik moeten er genomen worden en wat is de gewenste meetfrequentie van de opnames in de periode 2019-2021?

Box 1. Ecotopen in de Westerschelde

Ecotopen zijn "ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse. Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid" (Bouma et al. 2005). Ecotopenkaarten worden afgeleid uit een aantal onderliggende kaarten van met name fysieke factoren, die samen de kenmerken van een ecotoop bepalen. Het identificeren van ecotopen is een middel om veranderingen in een watersysteem op het niveau van habitats en levensgemeenschappen in ruimte en tijd te kunnen volgen en evalueren. In de Westerschelde worden ecotopenkaarten daarom veelvuldig gebruikt voor het evalueren van het beheer en beleid (Holzhauer et al. 2011, Depreiter et al. 2014, Barneveld et al. 2018). Als voorbeeld wordt hier de ecotopenkaart van 2016 getoond.



3 Materiaal en methoden

3.1 Opzet van het onderzoek

Om een antwoord te geven op bovenstaande vragen zijn analyses uitgevoerd naar de dichtheid, de biomassa en de soortensamenstelling van de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Analyses in de leefgebieden waar vogels geteld worden zijn uitgevoerd op basis van de ecotoopgerichte bemonstering van macrofaunadata in kader van het programma MWTL (data 2009-2017) (zie bijv. Duijts et al. 2018). De ecotoopgerichte bemonstering wordt sinds 2009 uitgevoerd in de Westerschelde. Voorheen werd een op diepte gestratificeerde bemonstering uitgevoerd. Data zijn gedownload van de website van Informatiehuis Marien (IHM, download 20 maart 2019). De dataset omvat voor ieder monster, naast dichtheid en biomassa per soort, ook informatie over de geografische positie, en in welk type ecotoop het monster ligt op basis van de ligging in het getij (sublitoraal, litoraal), de ligging in de zoutgradiënt (zout, brak), de lokale dynamiek (hoogdynamisch, laagdynamisch), de hoogteligging binnen de getijzones (hoog litoraal, midden litoraal, laag litoraal) en substraat (slibrijk, zandig).

Het gaat in deze studie om de in het litoraal gelegen slikken en platen. In totaal zijn 1234 waarnemingen geanalyseerd, waarvan 630 monsters genomen zijn in de zoute zone, en 604 monsters in de brakke zone. De analyses zijn in eerste instantie uitgevoerd op ecotoopniveau (zie ecotoopenkaart 2016 in Box 1). Daarbij zijn 4 litorale ecotopen onderscheiden, en dit zowel voor de zoute als brakke zone: (1) hoogdynamisch litoraal, (2) laagdynamisch laaglitoraal, laagdynamisch middenlitoraal en laagdynamisch hooglitoraal. Een verder onderscheid qua hoogteligging (en dus droogvalduur) van het hoogdynamisch gebied hebben we in deze studie niet gedaan, omdat de hoogteligging niet in alle jaren aangegeven was. Uit eerder onderzoek blijkt wel dat de ecologische karakteristieken in zowel laagdynamische als hoogdynamische gebieden verschillen: de dichtheid neemt toe met droogvalduur, de biomassa kent een optimum in het middengebied. De verschillen zijn met name groot in de laagdynamische gebieden (Ysebaert et al. 2016a). Ook een verder onderscheid naar sedimenttype is niet gemaakt.

Hierbij willen we nog expliciet opmerken dat de vooraf geplande te bemonsteren locaties niet altijd in het beoogde ecotooptype (gebaseerd op de op dat moment meest recente ecotoopenkaart) bleken te liggen. Dat was met name het geval in de hoogdynamische gebieden. Tijdens het veldwerk is een ecotoopvalidatie uitgevoerd (zie bijv. Leewis et al. 2015), waarbij de classificatie volgens de ecotoopenkaart vergeleken is met de werkelijke ligging. In het hoogdynamisch litoraal bleek veelal de helft van de monsterpunten als laagdynamisch gekarakteriseerd. Daardoor verschilt het aantal bemonsterde locaties per ecotoop met het aantal dat oorspronkelijk was gepland.

Niet alle steltlopers eten alle en dezelfde soorten bodemdieren. Om het voedselaanbod voor de verschillende soorten steltlopers te bepalen, is het nodig om selecties van de bodemdieren te maken, afhankelijk van de beschouwde soort. Dit is gebeurd op basis van een literatuurstudie (Crielaard 1995, Leopold et al. 2004, Ens et al. 2005, Rappoldt & Ens 2005, Zwarts et al. 2011, Bouwmeester 2014, Ens et al. 2015, Ens et al. 2016). Voor een vogelsoort blijken vaak verschillen in prooikeuzes te bestaan naargelang het beschouwde gebied, en zelfs binnen een watersysteem, en afhankelijk van het seizoen (Zwarts et al 2011, Bouwmeester 2014). Tevens kunnen er verschillen voorkomen naargelang het geslacht, zoals vastgesteld bij de rosse grutto (Zwarts et al 2011). Vaak is een expertenoordeel nodig om het belang van verschillende prooi-soorten (tweekleppigen, wormen, kreeftachtigen, ...) te duiden. We hebben in onze analyses uiteindelijk gekozen om het algemene beeld zoals gerapporteerd door Leopold et al (2004) te gebruiken. Hierbij worden bodemdieren in 3 klassen verdeeld, en daarmee ondervangen we in ieder geval grote verschillen in prooikeuzes, bijv. wormen versus tweekleppigen als hoofdvoedsel (Tabel 1).

Tabel 1. Procentuele verdeling van voedselprooien van steltloper, verdeeld in tweekleppigen, wormen en overige soorten (Leopold et al 2004).

soort	tweekleppigen	wormen	overige
Scholekster	80	10	10
Kanoet	75	1	24
Rosse Grutto	3	94	3
Kluut	5	90	5
Zilverplevier	6	87	7
Bontbekplevier	0	78	22
Bonte Strandloper	14	70	16
Drieteenstrandloper	1	60	39
Wulp	46	35	19
Tureluur	7	46	47
Groenpootruiter	0	10	90
Steenloper	20	5	75
Zwarte Ruiter	4	34	62

De onderstaande stappen zijn achtereenvolgend uitgevoerd:

- Een algemene beschrijving van de karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen per ecotooptype nl. hoogdynamisch, laag laagdynamisch, midden laagdynamisch en hoog laagdynamisch;
- Een beschrijving van temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen per ecotooptype;
- Een berekening van de te detecteren verschillen (effectgrootte) tussen 2 waarnemingen met het huidige MWTL-programma, en een berekening van het aantal benodigde monsters voor verschillende onderscheidingsvermogens per ecotooptype;
- Berekeningen van bodemdierkarakteristieken per vogeltelgebied.

Een nadere uitleg van deze stappen is in de drie volgende hoofdstukken gegeven.

3.2 Algemene beschrijving van de karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen per ecotoop en ruimtelijke verspreiding

Voor ieder ecotoop is een overzicht gemaakt van de gemiddelde soortenrijkdom, de totale dichtheid en de totale biomassa in de periode 2009-2017. Dit is ook gedaan voor de belangrijkste soorten, qua voorkomen, dichtheid en biomassa. De totale dichtheid en totale biomassa worden ook ruimtelijk gepresenteerd.

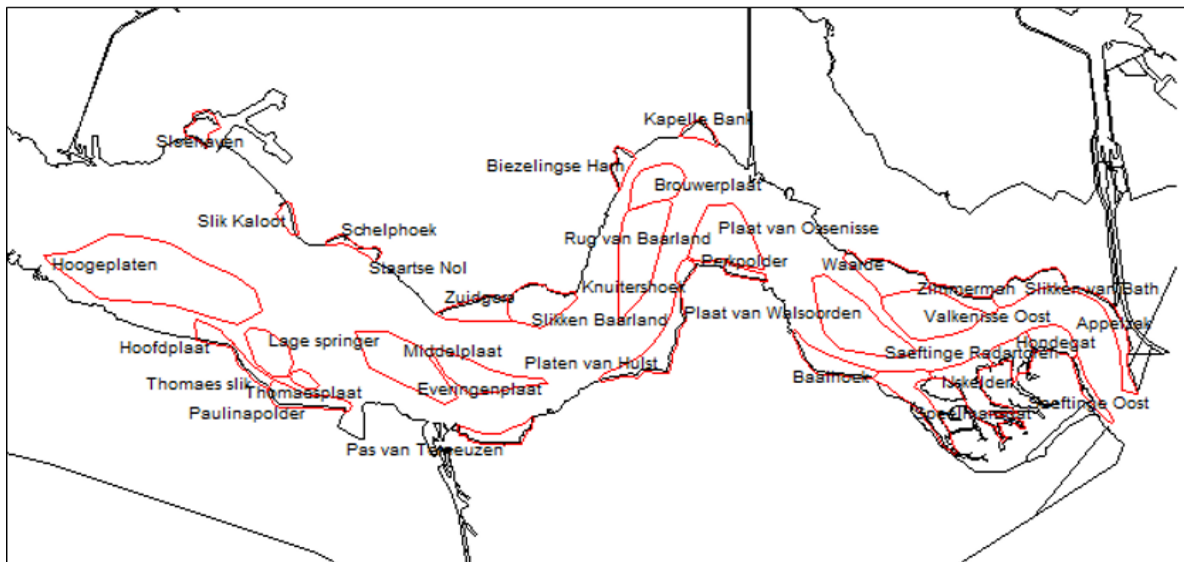
3.3 Beschrijving van temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen per ecotoop

Voor alle ecotopen is het verloop in de tijd (2009 t/m 2017) van de totale dichtheid en de totale biomassa beschreven, met aandacht voor de verdeling over hogere taxonomische niveaus (Bivalvia (tweekleppigen), Gastropoda (slakken), Annelida (ringwormen), Arthropoda (geleedpotigen), Echinodermata (stekelhuidigen)).

3.4 Bodemdierkarakteristieken per vogeltelgebied

GIS-bestanden van de (35) telgebieden (Figuur 1) en de ecotopenkaarten zijn door RWS aangeleverd. Binnen ieder telgebied is de oppervlakte van de ecotopen bepaald, gebruik makend van de ecotopenkaart 2016. Het totale voedselaanbod per telgebied is berekend op basis van a) de gemiddelde dichtheid en de gemiddelde biomassa per ecotoop berekend per jaar voor het hele estuarium met onderscheid tussen zoute en brakke gebieden, b) de relatieve oppervlakte van ieder ecotoop binnen ieder telgebied, en c) de voedselkeuze voor verschillende vogelsoorten (Tabel 1). Dit wordt verder 'jaar ecotopen' genoemd. Om een globale vergelijking te maken tussen de vogeltelgebieden is ook een overall gemiddelde bepaald over alle jaren heen. Dit wordt verder 'gem. ecotopen' genoemd.

Bij bovenstaande berekeningen nemen we in eerste instantie aan dat er geen ruimtelijke verschillen in de gemiddelde dichtheden en biomassa's zijn binnen ecotopen, op verschillen tussen het zoute en het brakke deel van de Westerschelde na. Om toch enig inzicht te krijgen in eventuele ruimtelijke verschillen hebben we vervolgens per telgebied ook berekeningen uitgevoerd, op basis van de genomen bodemdiermonsters in ieder telgebied, en berekend per jaar en over de hele periode 2009-2017. Dit wordt verder 'gem. telgebied' genoemd. De berekeningen zijn beperkt tot die telgebieden waar – gebaseerd op het aantal benodigde monsters, zie paragraaf 3.5 – in ieder geval over alle jaren heen (2009 – 2017) in ieder ecotoop voldoende monsters genomen zijn. Wanneer er te weinig monsters waren in een bepaald ecotoop, maar dit ecotoop als niet belangrijk wordt beschouwd voor dat telgebied (minder dan 1% van de oppervlakte in het desbetreffende telgebied) hebben we de berekeningen toch uitgevoerd voor dat telgebied, met een nulwaarde voor dichtheid en biomassa voor dat ecotoop. In die gevallen was meestal of het ecotoop hoog laagdynamisch niet bemonsterd (Platen van Hulst, Rug van Baarland, Waarde, Valkenisse Oost, Zimmerman, Speelmansgat) of het ecotoop laag laagdynamisch gebied (Middelplaat, Plaat van Ossenis, IJskelder).



Figuur 1. Ligging van de vogeltelgebieden t.b.v. het laagwatertelprogramma van steltlopers in de Westerschelde.

3.5 Huidige effectgrootte en aantal benodigde monsters

Een van de vragen is of er in huidige MWTL-programma voldoende monsters genomen worden en, zo niet, hoeveel er genomen moeten worden (zie punt 3. in 2.2.)

Als uitgangspunt van de uitgevoerde analyses om hierop enig zicht te krijgen, hebben we aangenomen dat er op een bepaald moment een verschil tussen twee groepen (normaal verdeelde) waarnemingen (bijv. tussen een bepaald ecotoop in 2 telgebieden) statistisch significant aangetoond moet kunnen worden, op basis van een t-test. Hierbij is de nulhypothese dat er geen verschil is. Voor de kans deze nulhypothese ten onrechte te verwerpen, is 5% aangehouden. De kans dat de nulhypothese niet waar is, maar toch niet verworpen wordt bij de toetst, is op 20% gezet. Dat betekent dat het onderscheidingsvermogen (power) 80% is. Het aantal te nemen monsters (n) kan dan op volgende manier berekend worden (Ens et al. 2007):

$$n = 8 * \left(\frac{\sigma}{\delta}\right)^2$$

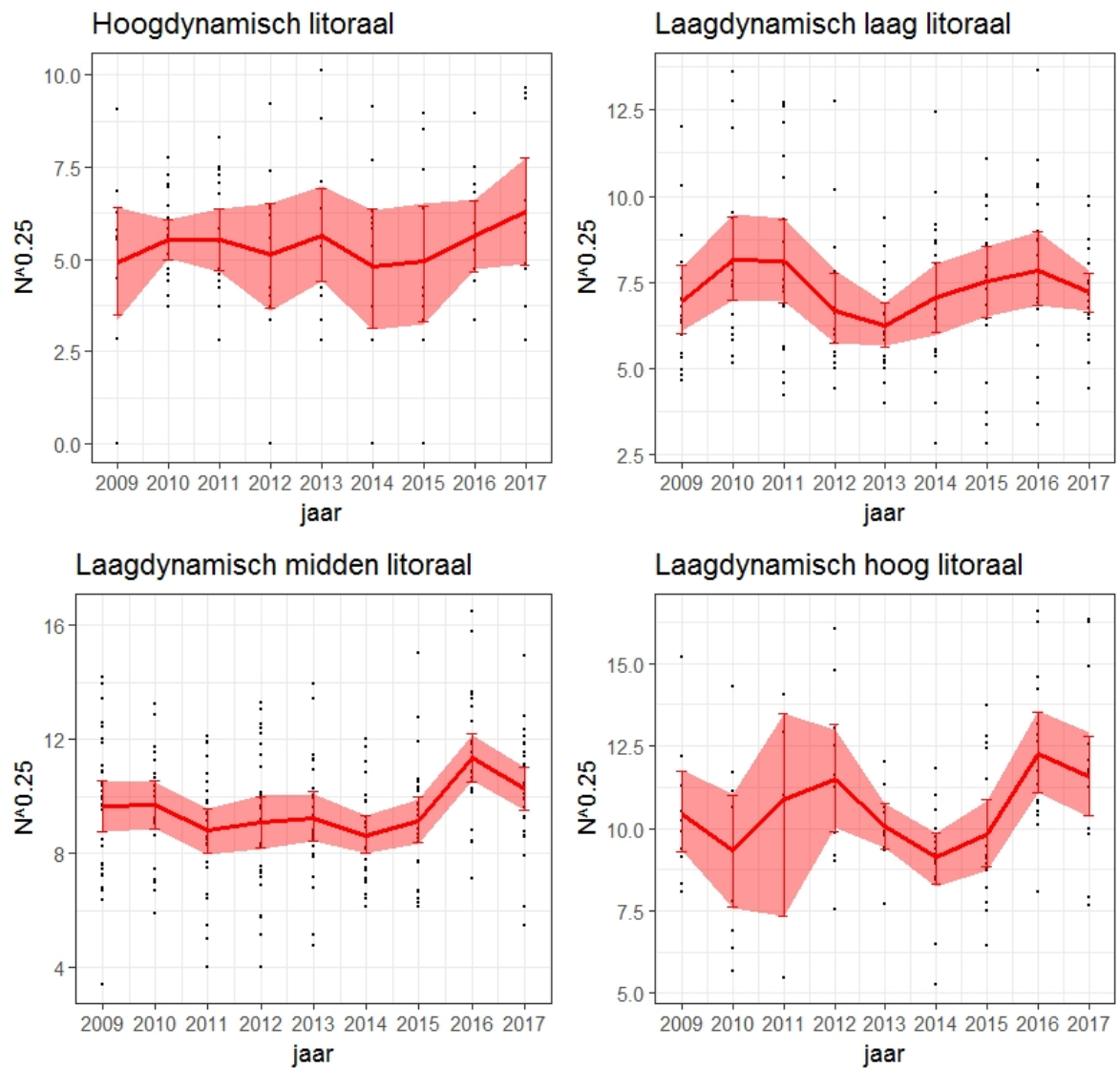
met σ de standaarddeviatie en δ de effectgrootte waarvoor een onderscheidingsvermogen van 80% gehaald moet worden. Effectgrootte is uitgedrukt als percentage van het waargenomen bereik, het verschil tussen de minimale en maximale waarde. Berekeningen zijn uitgevoerd voor meerdere effectgroottes: 5%, 10%, 15% en 20%.

Daarnaast is de gerealiseerde effectgrootte berekend bij het aantal monsters dat daadwerkelijk genomen is.

Als waarneming zijn de totale dichtheid, totale biomassa en biomassa aan prooi-soorten voor verschillende vogelsoorten (zie Tabel 1) genomen. Om tot een normale verdeling te komen zijn de waarnemingen getransformeerd (vierdemachtsworteltransformatie).

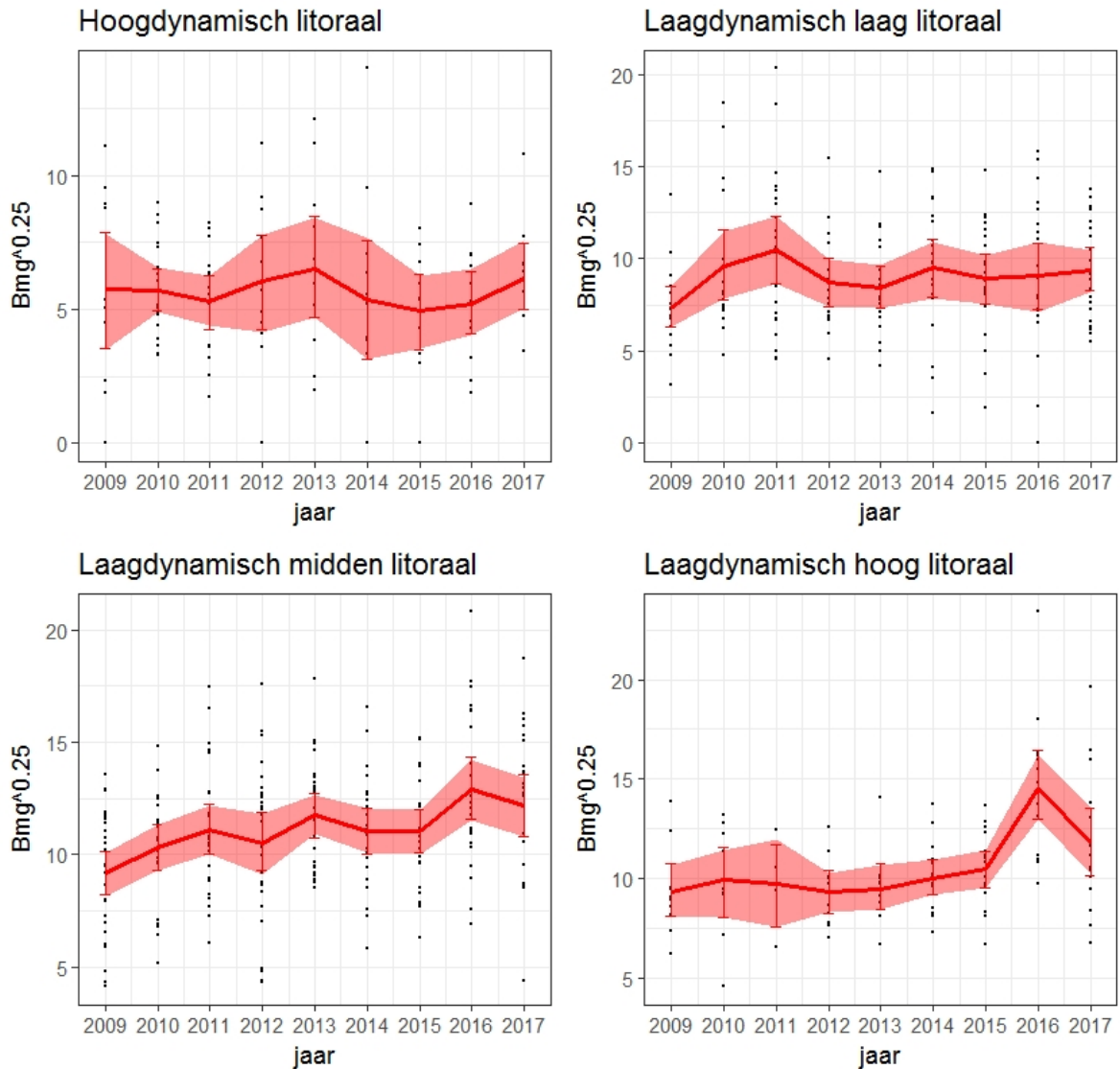
In eerste instantie zijn berekeningen uitgevoerd per ecotoop en per jaar. Omdat er geen duidelijke trends zijn (zie bijv. trends in totale dichtheid en biomassa in de zoute litorale ecotopen, Figuur 2 en Figuur 3), is de standaarddeviatie berekend per ecotoop over alle jaren heen.

totale dichtheid in zoute ecotopen



Figuur 2. Dichtheid van bodemdieren (aantal/m², vierdemachtswortel getransformeerd) in de zoute, litorale ecotopen (individuele waarnemingen en gemiddelde met 95% betrouwbaarheidsinterval).

totale biomassa in zoute ecotopen



Figuur 3. Biomassa van bodemdieren (mg AFDW/m², vierdemachtswortel getransformeerd) in de zoute, litorale ecotopen [AFDW = asvrij drooggewicht] (individuele waarnemingen en gemiddelde met 95% betrouwbaarheidsinterval).

4 Resultaten

4.1 Algemene beschrijving van abiotische karakteristieken van de vogelgebieden

De vogelgebieden verschillen in meerdere karakteristieken, door de vele patronen en gradiënten in omgevingsvariabelen in de Westerschelde. Uiteraard in eerste plaats wat betreft saliniteit: de westelijke telgebieden liggen in het mariene deel van de Westerschelde, de meest oostelijke telgebieden liggen in het brakke deel. De telgebieden verschillen ook in hydrodynamische omstandigheden, en daardoor in het aandeel van hoogdynamische en laagdynamische ecotopen (Tabel 2 Tabel 3). Zo varieert het aandeel hoogdynamisch tussen 0 en 67% (resp. Schelphoek en Hoofdplaat), het aandeel laagdynamisch middenlitoraal tussen de 8 en 95% (resp. Thomaesplaat en Thomaes Slik). Het daadwerkelijk aanwezig areaal is uiteraard afhankelijk van de totale oppervlakte.

Tabel 2. Totale oppervlakte litoraal per vogelgebied, relatief aandeel van ieder ecotoop (percentage) per telgebied, en het - aantal genomen bodemdiermonsters per ecotooptype in de periode 2009-2017.

Telgebied	oppervlakte (km ²)	Hoogdynamisch litoraal		Laagdynamisch laaglitoraal		Laagdynamisch middenlitoraal		Laagdynamisch hooglitoraal	
		perc	# monsters	perc	# monsters	perc	# monsters	perc	# monsters
Hoofdplaat	0.60	67.03	3	1.38	0	24.75	0	6.84	0
Hoogeplaten	9.47	46.01	31	0.41	28	37.56	59	16.02	45
Lage springer	1.74	43.84	2	0.00	0	53.54	9	2.62	1
Paulinapolder	1.27	11.71	3	1.79	2	83.29	8	3.21	1
Schelphoek	0.24	0.00	0	35.41	2	64.59	0	0.00	0
Slik Kaloot	0.34	4.20	0	18.77	0	76.47	2	0.56	0
Sloehaven	0.50	4.13	0	22.01	3	71.94	1	1.92	0
Staartse Nol	0.21	0.00	0	28.72	3	71.28	0	0.00	0
Thomaes slik	0.29	0.00	0	5.02	1	94.98	2	0.00	0
Thomaesplaat	0.35	20.52	0	71.63	28	7.85	0	0.00	0
Everingenplaat	2.03	63.38	2	1.49	5	35.14	15	0.00	0
Middelplaat	3.80	50.46	18	0.56	8	44.76	27	4.21	15
Pas van Terneuzen	0.77	1.66	0	52.90	25	45.43	1	0.00	0
Slikken Baarland	2.41	61.70	7	0.00	0	23.26	2	15.04	3
Zuidgors	1.58	19.23	1	4.91	3	39.32	12	36.54	11
Biezelingse Ham	0.69	2.75	0	3.75	0	92.26	7	1.24	0
Brouwerplaat	2.01	53.53	6	2.16	3	44.31	17	0.00	0
Kapelle Bank	0.58	0.08	0	19.98	4	79.94	5	0.00	0
Knuitershoek	0.28	60.95	2	0.00	0	15.85	0	23.20	2
Perkpolder	0.33	21.27	0	10.55	2	68.18	0	0.00	0
Plaat van Ossensisse	3.94	62.70	15	0.49	2	21.82	5	14.99	22
Platen van Hulst	2.53	15.86	2	20.78	22	63.04	23	0.31	2
Rug van Baarland	5.15	56.43	8	4.20	9	39.38	27	0.00	0
Appelzak	0.99	19.37	0	1.78	4	78.08	18	0.77	0
Baalhoek	0.92	58.06	0	0.14	2	41.80	15	0.00	0
Hondegat	1.57	39.45	7	1.30	10	39.29	20	19.96	8
Ijskelder	2.59	49.75	19	0.63	6	24.52	20	25.10	21
Plaat van Walsoorden	3.74	61.03	21	1.44	0	24.03	25	13.50	29
Saeftinge Oost	0.47	53.14	3	7.44	4	39.19	4	0.22	0
Saeftinge Radartoren	1.72	57.50	11	0.00	16	34.86	21	7.64	7
Slikken van Bath	1.41	14.58	1	2.39	0	73.50	31	9.53	0
Speelmansgat	2.24	51.83	16	3.61	6	33.68	30	10.88	2
Valkenisse Oost	5.27	59.71	38	2.50	24	37.79	52	0.00	0
Waarde	2.03	36.25	5	4.24	34	58.74	32	0.77	0
Zimmerman	0.92	8.60	6	18.54	30	72.76	16	0.10	1

4.2 Algemene beschrijving bodemdierkarakteristieken (per ecotoop) en ruimtelijke verspreiding

In totaal zijn in de periode 2009-2017 191 taxa aangetroffen. Heel wat taxa komen slechts sporadisch voor, bijv. 47 taxa worden slechts één keer aangetroffen, 26 taxa tweemaal. De meest voorkomende taxa staan weergegeven in Tabel 3. De meest voorkomende soort is het nonnetje (*Limecola balthica*), gevolgd door de draadworm (*Heteromastus filiformis*), de kokerworm (*Pygospio elegans*) en de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*). Dit zijn, niet toevallig, soorten met een grote tolerantie voor zoutgehalte. In termen van dichtheid (aantal/m²) domineren de kokerworm, de draadworm en de slijkgarnaal (*Corophium volutator*). In termen van biomassa (mg AFDW/m²) domineren het nonnetje en de platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*), gevolgd door de draadworm, de zeeduizendpoot en de kokkel (*Cerastoderma edule*).

De soortenrijkdom (gemiddeld aantal taxa per monster), totale dichtheid, en totale biomassa per ecotoop staan weergegeven in Tabel 4. De hoogdynamische ecotopen (zowel zout als brak) kenmerken zich door een lagere soortenrijkdom, lagere dichtheid en lagere biomassa t.o.v. de laagdynamische ecotopen. Dit is ook te zien in Figuur 4 en Figuur 5. Binnen de laagdynamische ecotopen zien we een toename in dichtheid met hoogte (laag => midden => hoog), zowel in het zoute als brakke habitat. Bij de biomassa zien we de hoogste gemiddelde waarden in het midden litoraal, maar verschillen zijn klein met het hoog litoraal (brak en zout) en laag litoraal (brak). In het laagdynamisch laag litoraal zout ecotoop zien we wel een kleinere biomassa t.o.v. midden en hoog litoraal. De dichtheden van de laagdynamische ecotopen zijn vergelijkbaar tussen het zoute en brakke habitat, de biomassa in het midden en hoog litoraal zijn wel beduidend hoger in het zoute habitat.

Tabel 3. Voorkomen (% t.o.v. het totaal aantal monsters), gemiddelde dichtheid (ind.m-2) en gemiddelde biomassa (g AFDW.m-2) van bodemdieren in het litoraal (n = 1234 stations).

Taxon	Phylum	Class	Voorkomen	Densiteit	Biomassa
<i>Limecola balthica</i>	Mollusca	Bivalvia	78	888	3.2
<i>Heteromastus filiformis</i>	Annelida	Polychaeta	72	1185	1.9
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	68	1769	0.16
<i>Hediste diversicolor</i>	Annelida	Polychaeta	50	299	1.5
<i>Peringia ulvae</i>	Mollusca	Gastropoda	44	319	0.09
Nereididae	Annelida	Polychaeta	38	223	0.19
<i>Cyathura carinata</i>	Arthropoda	Malacostraca	37	252	0.18
<i>Corophium volutator</i>	Arthropoda	Malacostraca	32	1552	0.49
<i>Bathyporeia pilosa</i>	Arthropoda	Malacostraca	30	500	0.09
<i>Crangon crangon</i>	Arthropoda	Malacostraca	24	31	0.04
Cirratulidae	Annelida	Polychaeta	24	433	0.1
<i>Scrobicularia plana</i>	Mollusca	Bivalvia	23	76	2.8
<i>Corophium arenarium</i>	Arthropoda	Malacostraca	21	219	0.05
Oligochaeta	Annelida	Clitellata	21	355	0.03
<i>Eteone</i> sp.	Annelida	Polychaeta	20	31	0.01
Corophiidae	Arthropoda	Malacostraca	19	262	0.03
<i>Cerastoderma edule</i>	Mollusca	Bivalvia	14	55	1.2
<i>Scoloplos armiger</i>	Annelida	Polychaeta	14	46	0.11
Bivalvia	Mollusca	Bivalvia	13	49	0.07
<i>Bathyporeia</i> sp.	Arthropoda	Malacostraca	12	73	0.008
<i>Eteone flava</i> agg.	Annelida	Polychaeta	12	16	0.04
<i>Polydora cornuta</i>	Annelida	Polychaeta	12	62	0.006

Tabel 4. Soortenrijkdom (gemiddeld aantal soorten per monster), totale dichtheid (densiteit) (ind.m-2) en totale biomassa (g AFDW.m-2) van bodemdieren per ecotooptype Gemiddelde ± SE. (MWTL data 2009 – 2017, n = 1234 stations).

Saliniteit	Dynamiek/droogvalduur	N	Soortenrijkdom	Totale dichtheid	Totale biomassa
Zout	Hoogdynamisch	107	4.8 ± 0.3 (0-17)	1693 ± 212 (0-10446)	2.8 ± 0.5 (0.008-38.4)
Zout	Laagdynamisch laag	168	8.3 ± 0.3 (1-20)	4868 ± 508 (64-34395)	13.8 ± 1.7 (0.006-169.9)
Zout	Laagdynamisch midden	226	11.0 ± 0.2 (2-21)	11321 ± 711 (133-73503)	22.4 ± 1.6 (0.3-186.8)
Zout	Laagdynamisch hoog	103	10.3 ± 0.3 (4-20)	16927 ± 1636 (764-75032)	21.6 ± 3.5 (0.4-299.5)
Brak	Hoogdynamisch	130	5.7 ± 0.3 (1-12)	3151 ± 311 (64- 15533)	3.4 ± 0.3 (0.001-18.1)
Brak	Laagdynamisch laag	143	7.3 ± 0.2 (1-14)	3387 ± 349 (127-25800)	12.5 ± 1.7 (0.06-164.2)
Brak	Laagdynamisch midden	289	9.4 ± 0.2 (0-18)	12806 ± 779 (0-129682)	13.9 ± 0.8 (0.009-108.3)
Brak	Laagdynamisch hoog	68	8.5 ± 0.3 (4-13)	19288 ± 1913 (2866-84968)	12.9 ± 1.4 (0.2-75.7)

Tabel 5 geeft voor de belangrijkste soorten de gemiddelde dichtheid per ecotoop. Ringwormen (Annelida) en kreeftachtigen (Crustacea) domineren de dichtheden in elk ecotoop. In de brakke laagdynamische ecotopen hoog en middenlitoraal zijn de slijkgarnaal (*C. volutator*) en de kokerworm (*P. elegans*) dominant, gevolgd door de draadworm (*H. filiformis*). In de zoute tegenhangers zijn *P. elegans* en het nonnetje *L. balthica* dominant, naast Oligochaeta. In het laagdynamisch laag litoraal domineren *H. filiformis* (brak en zout) en Cirratulidae (zout). De belangrijkste soort in het hoogdynamisch ecotoop is de amphipode *Bathyporeia pilosa*. Deze soort komt ook in de laagdynamische ecotopen voor, maar is daar minder dominant.

Tabel 5. Gemiddelde dichtheid (densiteit) van de belangrijkste soorten bodemdieren per ecotooptype (MWTL data 2009 – 2017, n = 1234 stations).

DENSITEIT	Laag dynamisch hoog litoraal		Laag dynamisch midden litoraal		Laag dynamisch laag litoraal		Hoog dynamisch	
	brak	Zout	brak	Zout	brak	Zout	brak	Zout
N (aantal stations)	68	103	289	226	143	168	130	107
<i>Corophium volutator</i>	7496	2221	3482	367	116	225	250	7
<i>Pygospio elegans</i>	4448	4024	2526	2296	477	514	273	256
<i>Heteromastus filiformis</i>	1186	655	1941	1501	1341	940	411	105
<i>Hediste diversicolor</i>	1041	649	495	214	97	103	50	27
Corophiidae	949	189	742	55	35	13	39	5
<i>Cyathura carinata</i>	791	92	586	191	147	39	53	4
Nereididae	777	497	426	107	41	47	66	8
<i>Corophium arenarium</i>	673	556	388	132	76	6	87	21
<i>Limecola balthica</i>	548	2096	752	2046	357	426	219	113
<i>Peringia ulvae</i>	498	777	379	518	106	130	57	76
<i>Bathyporeia pilosa</i>	364	1143	304	651	151	29	1157	580
Oligochaeta	116	2265	90	670	12	81	6	29
Bathyporeia	18	156	18	147	17	19	204	21
Cirratulidae	1	75	29	1113	69	1487	3	60
<i>Scoloplos armiger</i>	0	45	0	137	1	74	0	76

Tabel 6 geeft voor de belangrijkste soorten de gemiddelde biomassa per ecotoop. Bivalven (*L. balthica*, *S. plana* en *C. edule*) domineren de biomassa in de meeste ecotopen, gevolgd door Annelida (*H. diversicolor* en *H. filiformis*). Het aandeel van de bivalven is het grootst in de zoute ecotopen en het laagst in het laag dynamisch laag litoraal brak ecotoop.

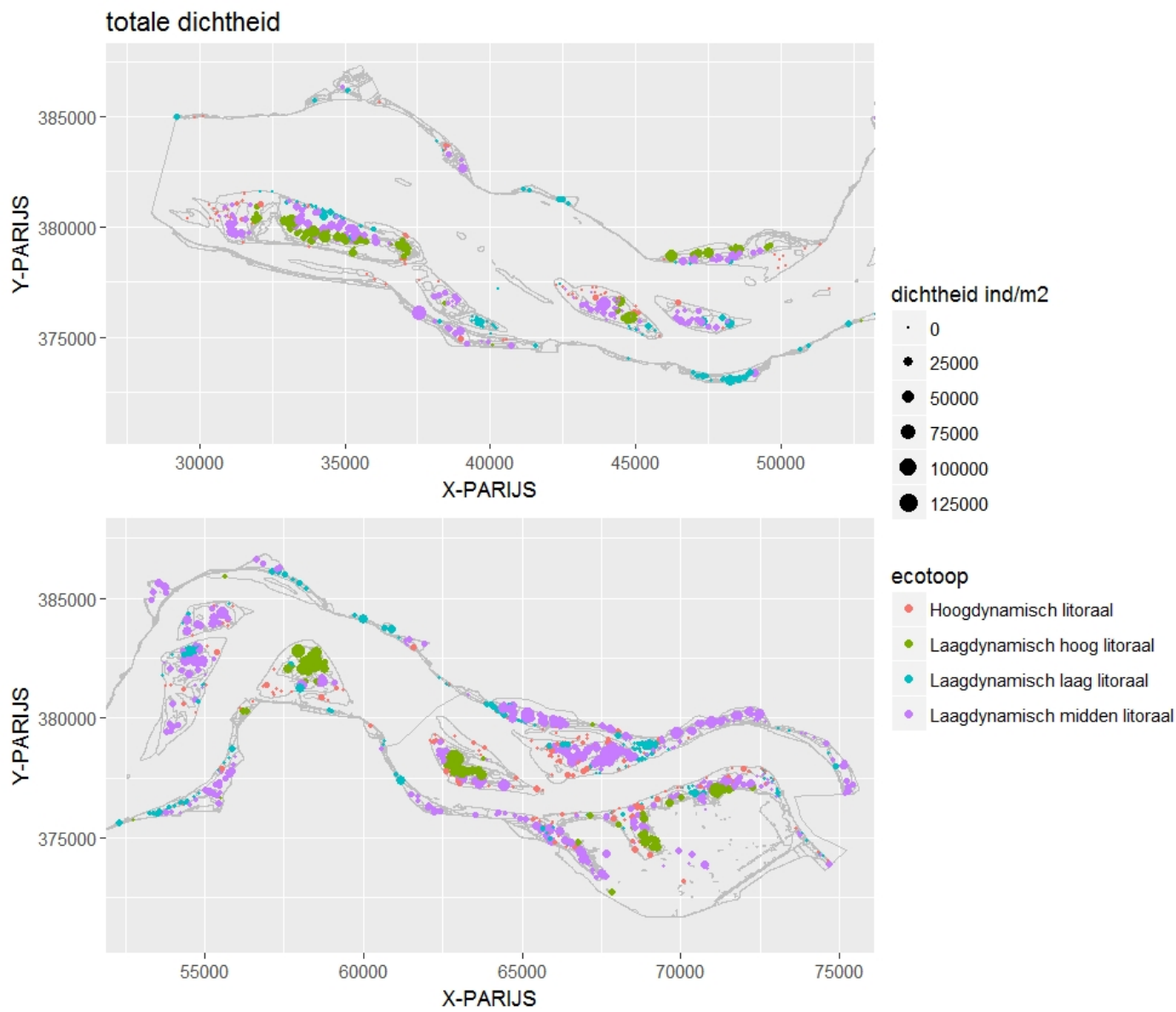
Tabel 6. Gemiddelde biomassa van de belangrijkste soorten bodemdieren per ecotootype (MWTL data 2009 – 2017, n = 1234 stations).

BIOMASSA	Laag dynamisch hoog litoraal		Laag dynamisch midden litoraal		Laag dynamisch laag litoraal		Hoog dynamisch	
	brak	Zout	brak	Zout	brak	Zout	brak	Zout
N (aantal stations)	68	103	289	226	143	168	130	107
<i>Limecola balthica</i>	1.58	6.96	2.44	6.78	2.01	2.18	1.24	0.71
<i>Scrobicularia plana</i>	0.31	5.39	3.09	4.79	4.02	1.65	0.14	0.10
<i>Cerastoderma edule</i>	0.00	1.06	0.06	2.71	0.00	4.59	0.00	0.03
<i>Hediste diversicolor</i>	4.54	3.53	2.32	1.05	0.52	0.78	0.30	0.14
<i>Heteromastus filiformis</i>	2.01	1.25	2.66	2.52	2.52	1.79	0.84	0.25
<i>Corophium volutator</i>	2.44	0.49	1.17	0.10	0.04	0.05	0.08	0.00
<i>Pygospio elegans</i>	0.32	0.31	0.20	0.27	0.05	0.10	0.03	0.02
Nereididae	0.32	0.28	0.22	0.08	0.69	0.04	0.03	0.00
<i>Peringia ulvae</i>	0.17	0.22	0.10	0.17	0.02	0.03	0.01	0.01
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0.07	0.19	0.06	0.11	0.03	0.01	0.21	0.13
Oligochaeta	0.01	0.17	0.00	0.09	0.00	0.01	0.00	0.00
<i>Corophium arenarium</i>	0.17	0.12	0.09	0.03	0.02	0.00	0.02	0.01
<i>Scoloplos armiger</i>	0.00	0.09	0.00	0.25	0.00	0.26	0.00	0.22
<i>Cyathura carinata</i>	0.53	0.05	0.40	0.15	0.13	0.04	0.03	0.00
Bathyporeia	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00
Cirratulidae	0.00	0.02	0.01	0.31	0.02	0.24	0.00	0.01
Corophiidae	0.15	0.01	0.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00

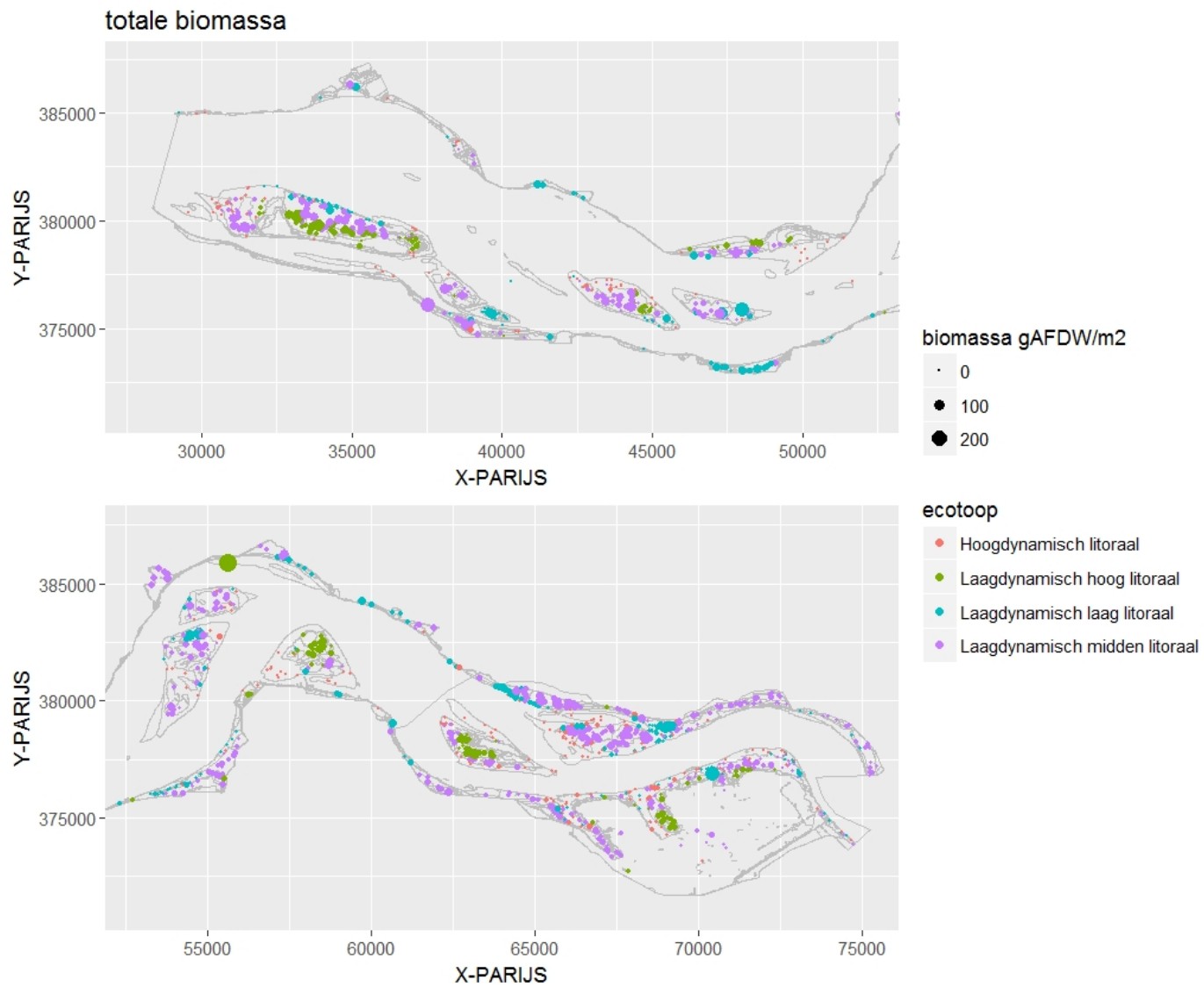
4.3 Beschrijving van temporele veranderingen in de bodemdierengemeenschappen per ecotoop

Voor alle zoute en brakke litorale ecotopen is het verloop in de tijd van de totale dichtheid en de totale biomassa gegeven in respectievelijk Figuur 6 en Figuur 7. De hoogste dichtheden worden in het laagdynamische middenlitoraal en laagdynamische hooglitoraal ecotoop gevonden. Opvallend zijn de, vaak veel, hogere waarden in 2016. In het zoute litoraal zijn Annelida het meest talrijke taxon, in het brakke de Arthropoda.

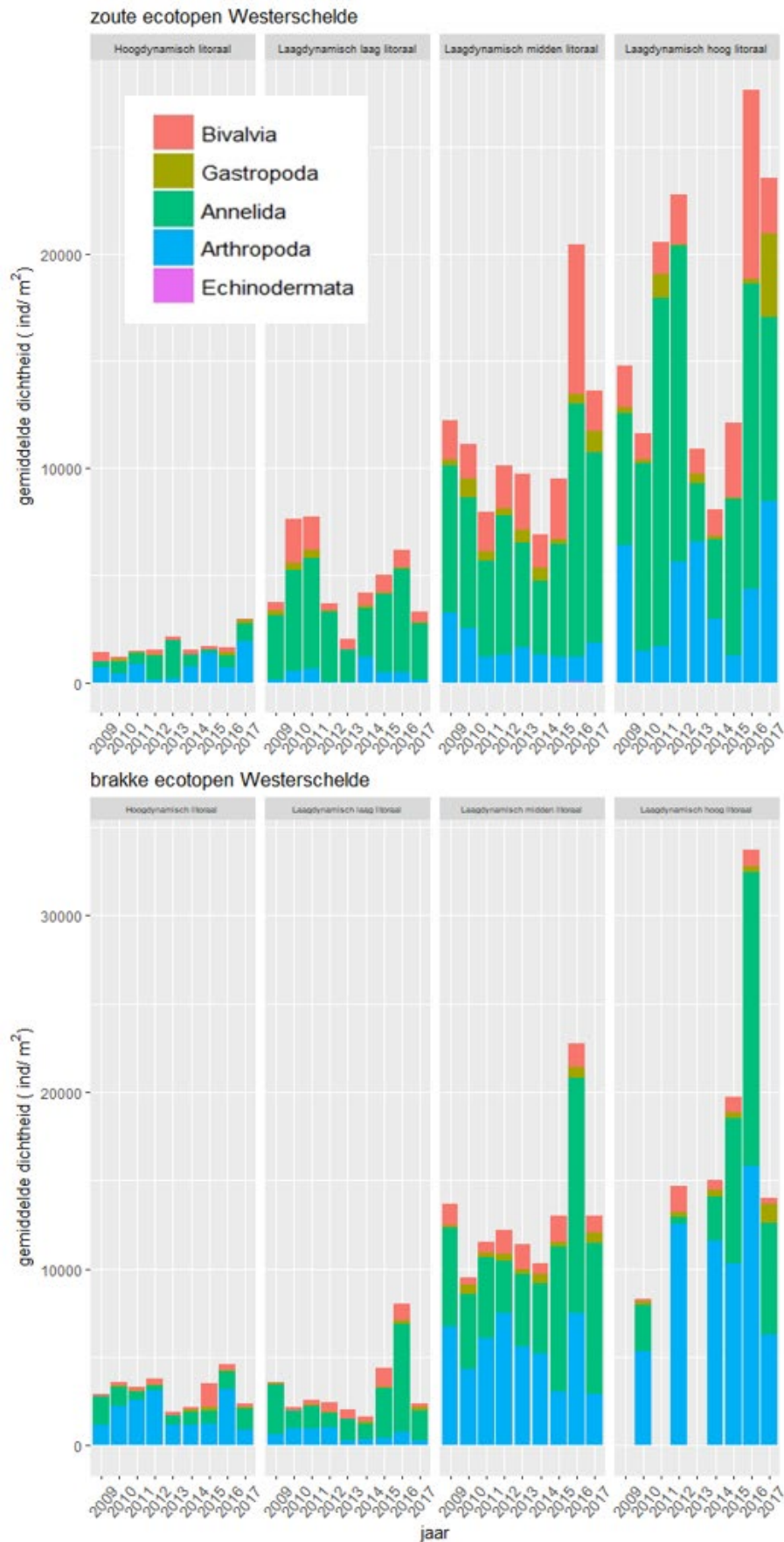
Deze hogere waarden in 2016 zien we ook terug in de gemiddelde biomassa in de laagdynamische ecotopen (met uitzondering van zout, laagdynamisch laaglitoraal). In de zoute middenlitoraal en hooglitoraal laagdynamische gebieden is ook 2017 hoger dan in de periode t/m 2015. In het zoute litoraal zijn tweekleppigen het belangrijkste, gevolgd door Annelida. In het brakke litoraal zijn Annelida het belangrijkste in het laagdynamische hooglitoraal ecotoop, Bivalvia en Annelida in de andere ecotopen.



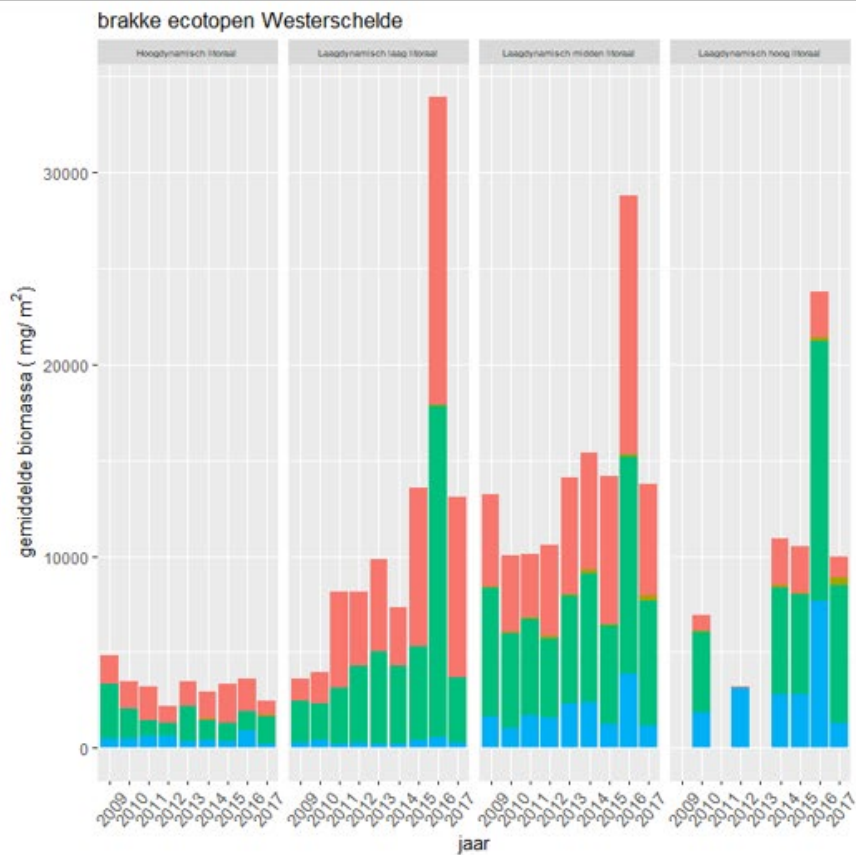
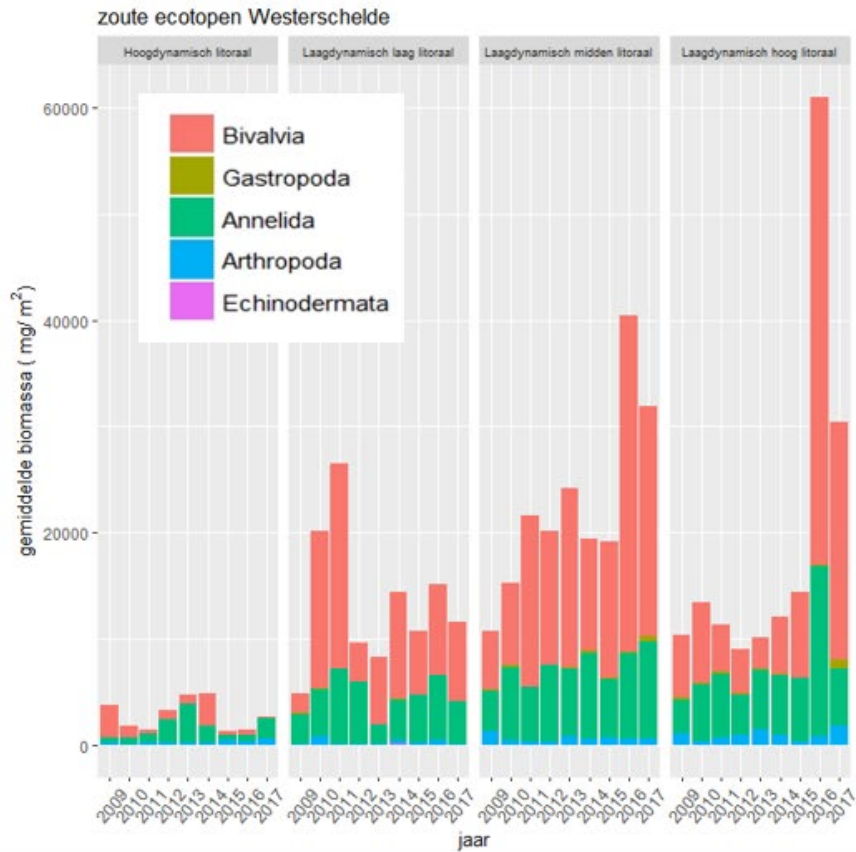
Figuur 4. Totale dichtheid per bemonsterde locatie in periode 2009-2017, in westelijk (boven) en oostelijk (onder) deel van de Westerschelde. De kleurcode geeft het ecotoop waarbinnen de locatie voorkomt.



Figuur 5. Totale biomassa (g AFDW.m-2) per bemonsterde locatie in periode 2009-2017, met aangeven van het ecotoop, in westelijk (boven) en oostelijk (onder) deel van de Westerschelde. De kleurcode geeft het ecotoop waarbinnen de locatie voorkomt.



Figuur 6. Gemiddelde dichtheid van bodemdieren per ecotoop per jaar, in het zoute (boven) en brakke (onder) deel van de Westerschelde. In het brakke deel van de Westerschelde zijn de laagdynamisch hooglitorale gebieden niet ieder jaar bemonsterd.



Figuur 7. Gemiddelde biomassa van bodemdieren per ecotoop per jaar, in zoute (boven) en brakke (onder) deel van de Westerschelde. In het brakke deel van de Westerschelde zijn de laagdynamisch hooglitorale gebieden niet ieder jaar bemonsterd.

4.4 Bodemdierkarakteristieken per vogelgebied

Vogelgebieden verschillen in totale oppervlakte, variërend van 0.21 km² voor het kleinste vogelgebied (Staartse Nol), tot 9.47 km² voor het grootste vogelgebied (Hooge Platen) (Tabel 2). Binnen ieder gebied is de oppervlakte van de ecotopen bepaald, gebruik makend van de ecotopenkaart 2016. Tabel 2 geeft de oppervlakte van ieder ecotoop binnen ieder gebied (als percentage van het totale oppervlak) en het totale aantal bodemdiermonsters genomen in de periode 2009-2017 in dit gebied.

De verschillende vogelgebieden verschillen in absolute en relatieve oppervlakte van ieder ecotoop. Zo bestaat het vogelgebied Everingenplaat (totale opp. 2.03 km²) uit 63% hoogdynamisch ecotoop en 35% laagdynamisch middenlitoraal ecotoop, terwijl Paulinapolder (totale opp. 1.27 km²) uit slechts 12% hoogdynamisch ecotoop bestaat, en 83% laagdynamisch middenlitoraal ecotoop (Tabel 2). Wanneer rekening gehouden wordt met dit relatief belang van de verschillende ecotopen in een gebied, zien we dat vogelgebieden verschillen in de gemiddelde biomassa's aan bodemdieren (Tabel 7 en Figuur 10, 'gem. ecotopen'). De gemiddelde waarden over de hele onderzoeksperiode zijn immers, per jaar, gewogen naar oppervlakte van ieder ecotoop binnen een gebied. In het zoute gebied varieert de gemiddelde (gewogen) biomassa in een vogelgebied tussen 7 gAFDW/m² en 22 gAFDW/m², een factor 3. In het brakke deel varieert de biomassa tussen 5 gAFDW/m² en 12 gAFDW/m², meer dan een factor 2 verschil. Bodemdierenbiomassa's vertonen dus grote verschillen tussen gebieden.

Hierboven is uitgegaan van de gemiddeldes per ecotoop, ongeacht mogelijke ruimtelijke en temporele verschillen binnen een ecotoop, op verschillen in saliniteitszone (zout of brak) na. Om een eerste indruk te krijgen of er ruimtelijke verschillen zijn binnen een ecotoop, is voor een aantal gebieden ook de gemiddelde biomassa berekend op basis van enkel de waarnemingen in dat gebied, over de hele onderzoeksperiode 2009-2017. Voor de gebieden waar voor alle aanwezige ecotopen (d.i. ecotopen die minimaal 1% van het oppervlak van dat gebied uitmaken) voldoende monsters genomen waren (20 per ecotoop over de periode 2009 - 2017, zie 4.5), worden de biomassaberekeningen op basis van de waarnemingen in het gebied gegeven in Tabel 7 en Figuur 10 ('gem. gebied').

Voor een aantal gebieden wordt ongeveer dezelfde waarde gevonden (bijv. Rug van Baarland en Zimmerman), voor andere gebieden lopen de waarden meer uiteen (bijv. de ruimtelijke niet bij elkaar liggende gebieden Platen van Hulst en Hoogeplaten). Dat kan erop wijzen dat er inderdaad ruimtelijke verschillen zijn binnen hetzelfde ecotooptype. Er lijkt geen duidelijk patroon m.b.t. de ligging van het gebied (zout vs. brak, platen vs. slikken).

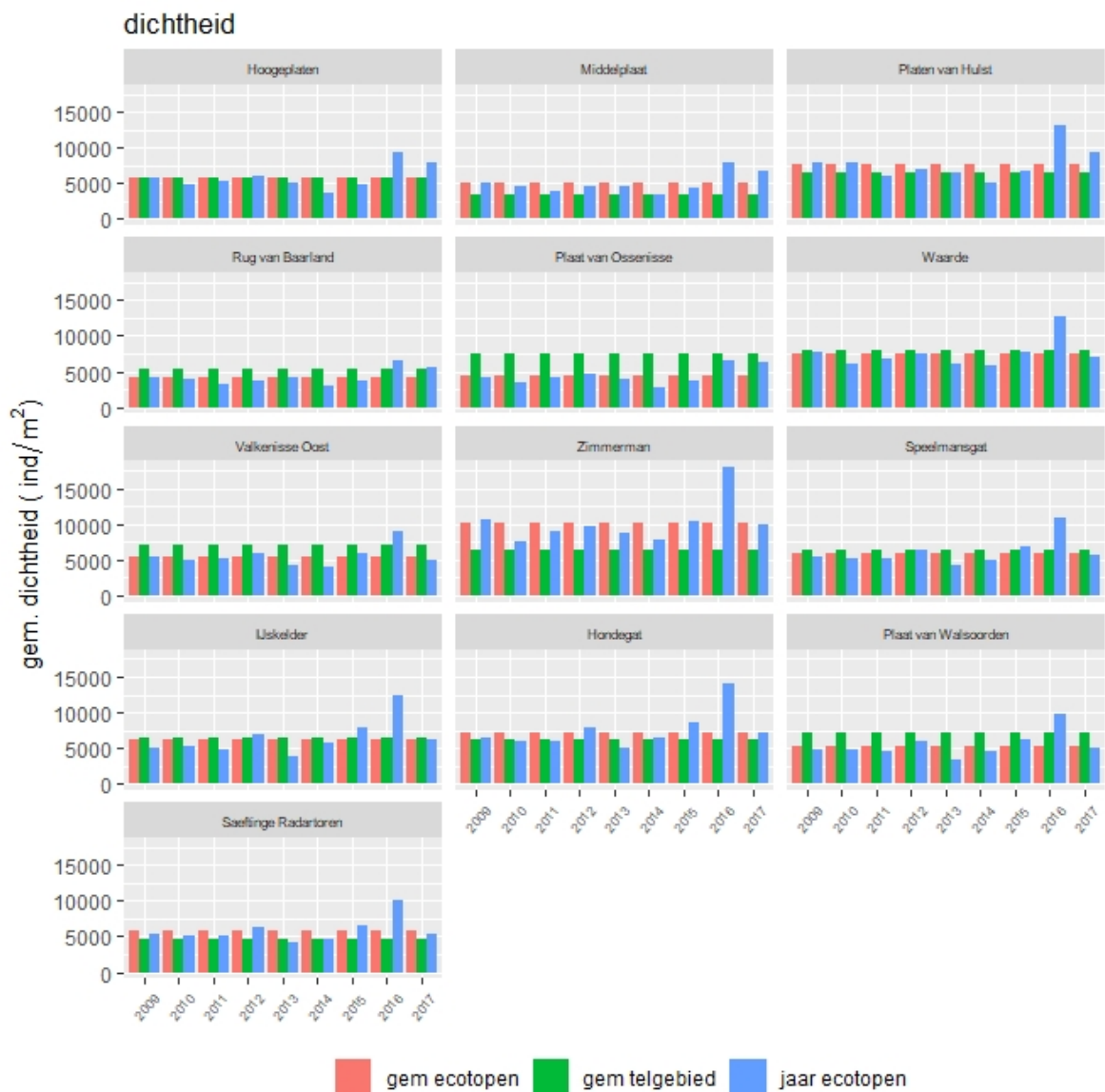
Naast ruimtelijke verschillen kunnen ook temporele verschillen optreden. De waarden per gebied in Tabel 7 zijn immers gemiddeldes over de periode 2009-2017. De jaarlijkse variatie wordt voor een aantal gebieden – met name die gebieden waar 'gem gebied' bepaald kan worden – gegeven voor zowel dichtheid als biomassa in Figuur 9 en Figuur 10, berekend op basis van jaarlijkse gemiddeldes per ecotoop ('jaar ecotopen', in blauw). De jaarlijkse gemiddelde waarden voor alle gebieden zijn, voor zowel dichtheid als biomassa, geschetst in bijlages 1 en 2. We zien hierin inderdaad jaarlijkse verschillen, met bijv. in 2016 in veel gebieden hogere waarden dan in de overige jaren. Trends lopen niet helemaal parallel tussen deelgebieden, maar globaal gezien blijven de verschillen tussen gebieden ongeveer gelijk.

Berekeningen op basis van de jaarlijkse waarnemingen in het vogelgebied zelf presenteren we niet wegens het gering aantal monsters per vogelgebied per ecotoop per jaar. Zelfs in totaal zijn per vogelgebied zelden meer dan 20 monsters genomen (Figuur 11). Vaak is er ook een grote variatie in de tijd, met in laatste jaren meer (bijv. Plaat van Walsoorden) of minder (bijv. Plaat van Hulst en Speelmansgat) monsterlocaties.

Het totaal bestand aan bodemdieren per gebied (d.i. gemiddelde dichtheid/biomassa per gebied per ecotoop vermenigvuldigd met de opp. van het ecotoop in dat gebied, gesommeerd), uitgedrukt in aantallen en biomassa, is gegeven in bijlages 3 en 4. Duidelijk, en niet onverwacht, is dat het grootste bestand voorkomt op de Hooge Platen, veruit het grootste gebied (zie Tabel 2), ondanks de relatief lage gemiddelde biomassa (Tabel 7). Een gebied met een gemiddeld hoge biomassa per oppervlakte-eenheid zoals Kapelle Bank (Tabel 7, Figuur 10 en bijlage 2) resulteert door de geringe oppervlakte (Tabel 2) in een klein totaal bestand (bijlage 4).

Tabel 7. Gemiddelde biomassa (gAFDW/m²) in ieder vogeltelgebied, gemiddeld over de periode 2009-2017, gewogen naar de oppervlakte van ieder ecotoop (Tabel 2), berekend op basis van de jaarlijkse bepalingen per ecotoop ('gem. ecotopen') en op basis van bemonsteringen in het telgebied zelf per ecotoop ('gem. telgebied'); n geeft het aantal monsters genomen in het telgebied in de periode 2009 -2017). Enkel voor telgebieden met voldoende monsters wordt deze laatste biomassa getoond (zie tekst). Per saliniteitszone (zout en brak) zijn de telgebieden gerangschikt naar de gemiddelde biomassa.

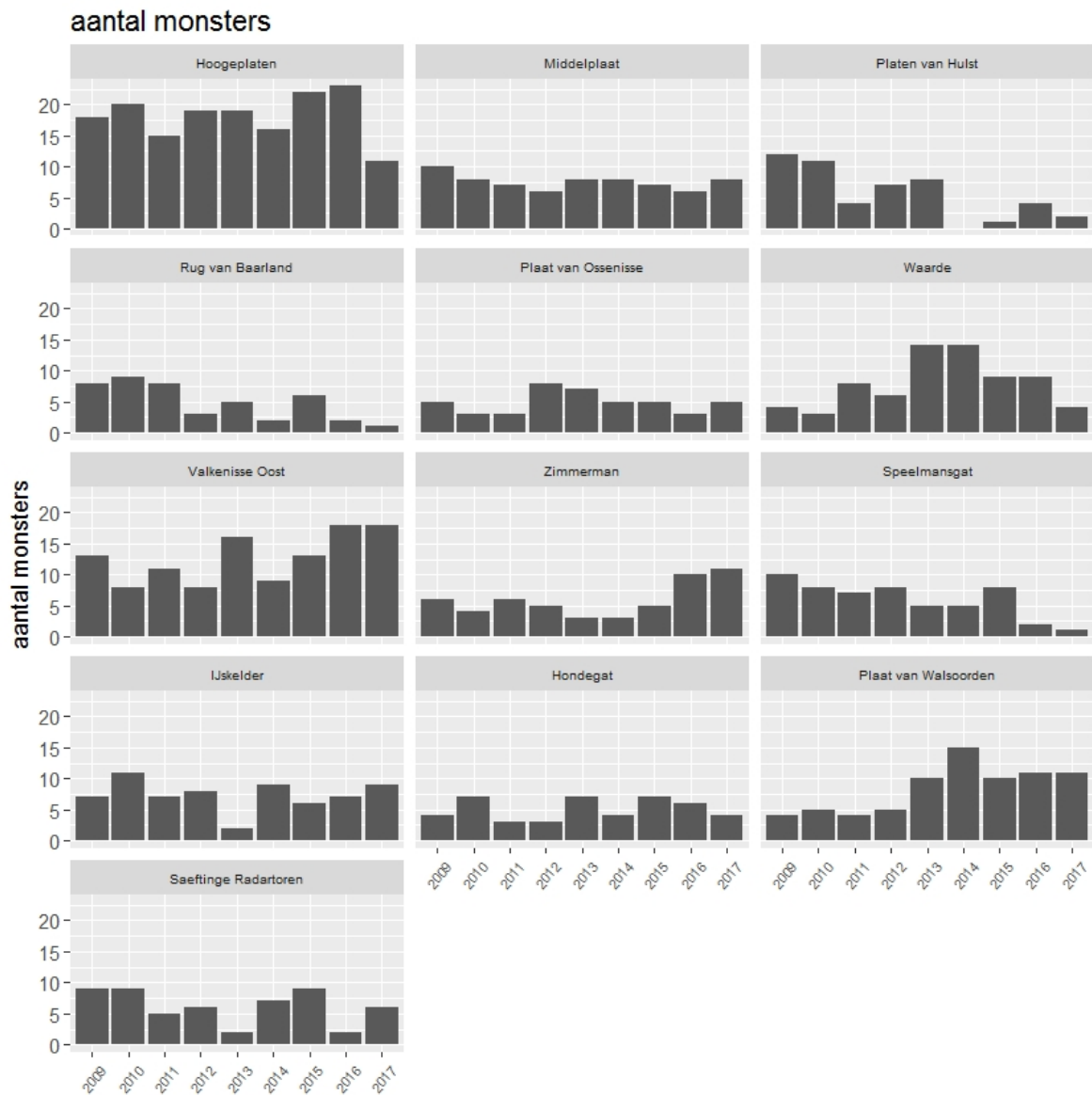
	vogeltelgebied	gem. ecotopen	gem. telgebied	n
zout	Thomaes slik	22.22		3
zout	Kapelle Bank	21.21		9
zout	Biezelingse Ham	21.21		7
zout	Staartse Nol	20.63		3
zout	Schelphoek	20.13		2
zout	Slik Kaloot	19.69		2
zout	Sloehaven	19.44		4
zout	Paulinapolder	18.22		14
zout	Pas van Terneuzen	17.99		26
zout	Platen van Hulst	15.70	9.48	49
zout	Perkpolder	14.94		2
zout	Zuidgors	14.84		27
zout	Lage springer	10.57		12
zout	Hoogeplaten	9.83	12.25	163
zout	Thomaesplaat	9.82		28
zout	Middelplaat	9.31	7.48	68
zout	Brouwerplaat	8.78		26
zout	Rug van Baarland	8.17	8.39	44
zout	Slikken Baarland	7.33		12
zout	Everingenplaat	7.29		22
zout	Knuitershoek	7.26		4
zout	Plaat van Ossenisse	7.15	5.82	44
zout	Hoofdplaat	6.64		3
brak	Zimmerman	12.21	13.23	53
brak	Slikken van Bath	10.96		32
brak	Appelzak	10.75		22
brak	Waarde	8.36	12.74	71
brak	Hondegat	7.08	3.60	45
brak	Saeftinge Oost	6.48		11
brak	Baalhoek	6.26		17
brak	Speelmansgat	6.21	7.34	54
brak	Valkenisse Oost	6.04	8.34	114
brak	Saeftinge Radartoren	5.97	3.17	55
brak	Ijskelder	5.82	6.14	66
brak	Plaat van Walsoorder	5.35	4.74	75



Figuur 9. Gemiddelde dichtheid per telgebied, gewogen naar de oppervlakte van ieder ecotoop (Tabel 2). a) gebaseerd op jaarlijks gemiddelde per ecotoop per saliniteitszone ('jaar ecotopen', blauw), b) gemiddelde van de jaarlijkse gemiddelden ('gem. ecotopen', rood) en c) op basis van alle bemonsteringen in het telgebied zelf in hele periode 2009-2017 ('gem. telgebied', groen).



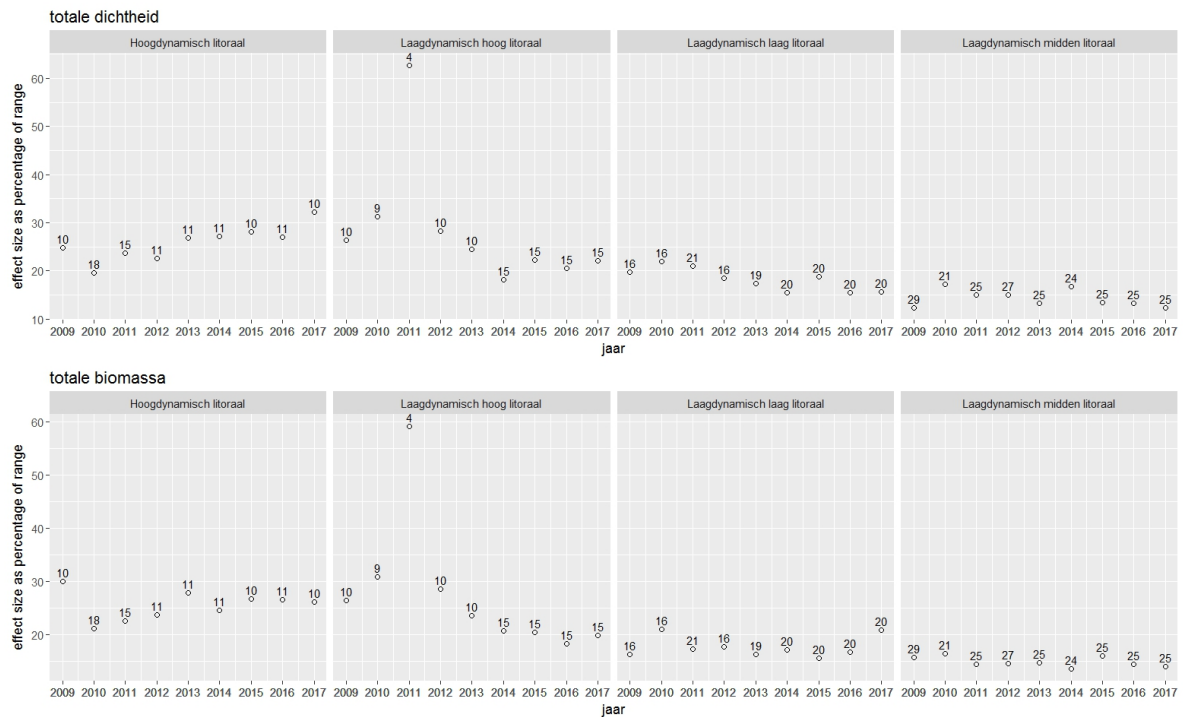
Figuur 10. Gemiddelde biomassa per vogeltelgebied, gewogen naar de oppervlakte van ieder ecotoop (Tabel 2). a) gebaseerd op jaarlijks gemiddelde per ecotoop per saliniteitszone ('jaar ecotopen', blauw), b) gemiddelde van de jaarlijkse gemiddelden ('gem. ecotopen', rood) en c) op basis van alle bemonsteringen in het telgebied zelf in hele periode 2009-2017 ('gem. telgebied', groen).



Figuur 11. Aantal monsters genomen in de telgebieden weergegeven in Figuur 9 en Figuur 10, per jaar in alle ecotooptypes samen.

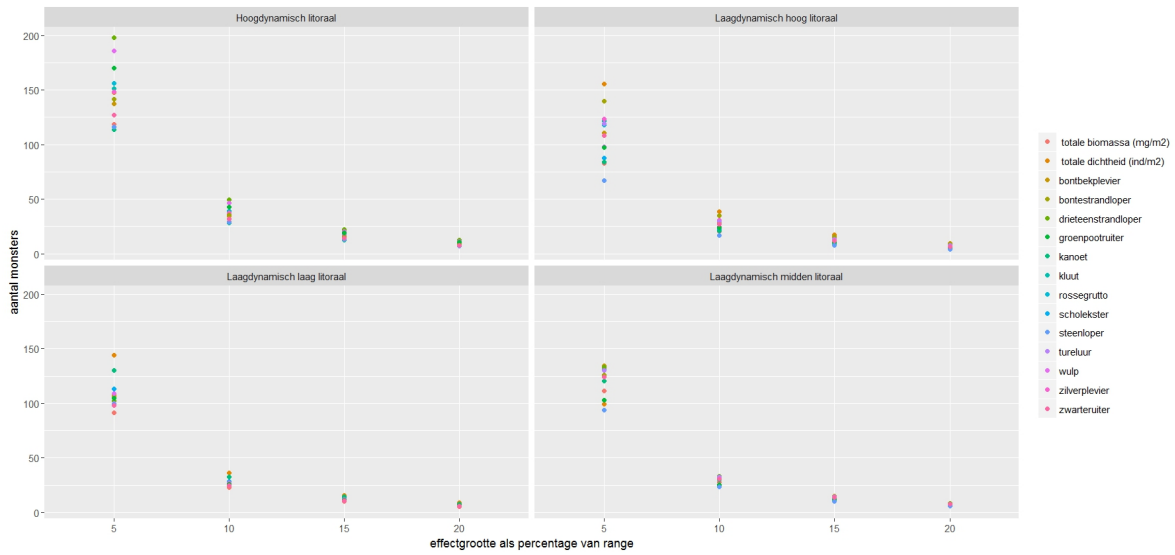
4.5 Huidige effectgrootte en aantal benodigde monsters

Als eerste hebben we geanalyseerd welke verschillen met de bestaande bemonsteringsinspanning (het aantal genomen monsters per ecotoop) onderscheiden kunnen worden. Figuur 12 geeft, als voorbeeld, de te onderscheiden effectgroottes voor totale dichtheid en totale biomassa in de zoute litorale ecotopen. In het laagdynamisch middenlitoraal kunnen de kleinste verschillen (ongeveer 10%) tussen 2 waarnemingen gedetecteerd worden. Daar zijn ook de meeste monsters genomen. Het effect van het aantal monsters is ook duidelijk in het laagdynamisch hooglitoraal gebied. In 2011 zijn er slechts 4 monsters genomen, en dat resulteert in een heel hoge effectgrootte voor zowel dichtheid als biomassa (zo'n 60%). Voor de andere variabelen (voedselprooien vogels) en voor de brakke ecotopen zijn de resultaten gelijkaardig (niet gepresenteerd).

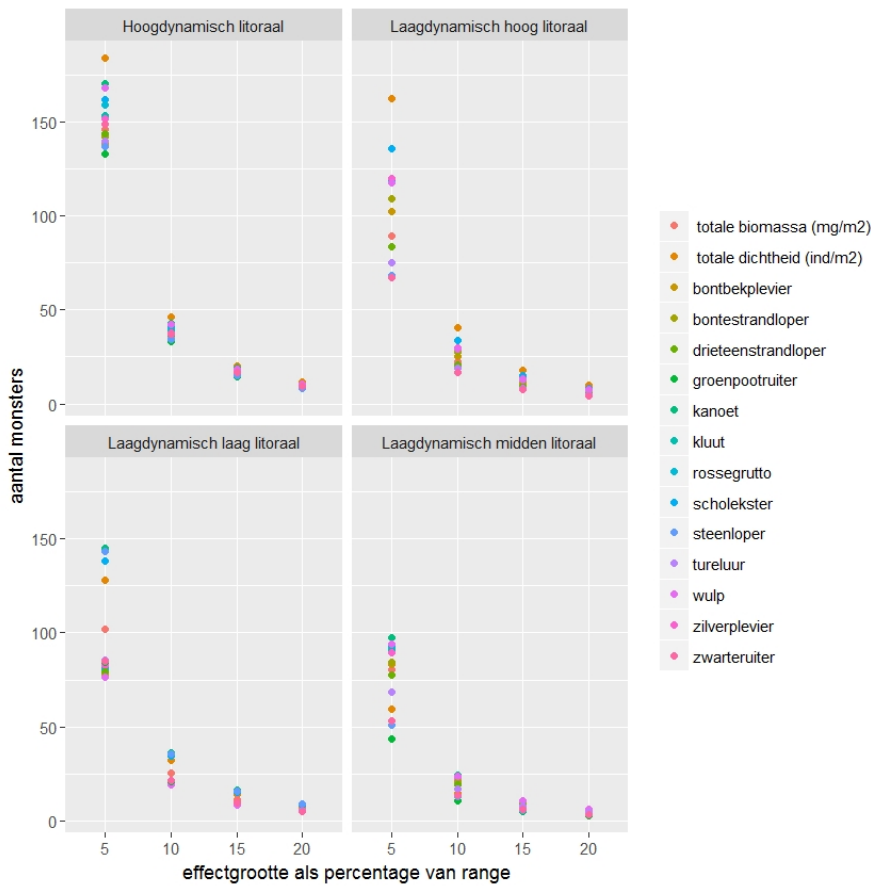


Figuur 12. Effectgrootte, uitgedrukt als percentage van de waargenomen range, van totale dichtheid en totale biomassa, per ecotoop per jaar voor de zoute ecotopen. De getallen bij iedere punt geven het aantal monsters dat jaar in dat ecotoop.

Hoeveel monsters genomen moeten worden om effectgroottes van 5%, 10%, 15% en 20% te kunnen detecteren met een onderscheidingsvermogen van 80% is voor de zoute en brakke ecotopen geschetst in Figuur 13 en Figuur 14. In deze figuren is het aantal benodigde monsters berekend aan de hand van de variantie van de soortspecifieke biomassa (zie 3.1). Het aantal monsters dat je moet nemen om verschillen significant te kunnen aantonen, neemt toe naarmate een kleiner verschil aangetoond moet kunnen worden (kleinere effectgrootte). Tot meer dan 150 monsters bij bijv. een effectgrootte van 5% in het hoogdynamisch litoraal. Ook is het te nemen aantal monsters bij een kleine effectgrootte sterk afhankelijk van de selectie van bodemdieren, dus voor verschillende voedselprooien (horend bij verschillende vogelsoorten). Bij een grotere effectgrootte is er praktisch geen verschil meer voor de verschillende vogelsoorten (punten vallen op elkaar). Voor het significant kunnen vaststellen van verschillen van 15% tot 20% tussen 2 telgebieden of jaren zijn, per ecotoop en gebied/jaar, minimaal 20 monsters nodig.



Figuur 13. Aantal benodigde monsters in de zoute, litorale ecotopen als functie van de gewenste effectgrootte voor totale dichtheid, totale biomassa en biomassa aan voedselprooien van een aantal soorten steltlopers.



Figuur 14. Aantal benodigde monsters in de brakke, litorale ecotopen als functie van de gewenste effectgrootte voor totale dichtheid, totale biomassa en biomassa aan voedselprooien van een aantal soorten steltlopers.

5 Discussie en conclusie

In deze studie hebben we onderzocht of de MWTL-bodemdierbemonsteringen gebruikt kunnen worden om de voedselbeschikbaarheid voor steltlopers op het niveau van individuele telgebieden te bepalen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de MWTL-dataset voor de periode 2009 – 2017 en is een ecotoopgerichte benadering gevolgd.

Bodemdierkarakteristieken per ecotoop

De litorale, hoogdynamische gebieden worden gekenmerkt door een lagere soortenrijkdom, totale dichtheid en totale biomassa aan bodemdieren. Dat is conform eerdere bevindingen (bijv. Schellekens & Vanagt 2016, Ysebaert et al. 2016a). De hogere biomassa in de laagdynamische gebieden kan toegeschreven worden aan het feit dat juist suspensie-eters, vooral schelpdieren, met name in zones met een relatief lage bodemschuifspanning voorkomen (Herman et al. 1996). Ysebaert et al. (2016a) rapporteren voor zowel de laag- als hoogdynamische gebieden in het algemeen een toename van de bodemdierdichtheid met droogvalduur. Dit vinden we in deze studie ook: zowel in het zoute als in het brakke deel van de Westerschelde zien we de hoogste dichtheden en biomassa's in de midden en hoog laagdynamische ecotopen. De biomassa in het midden en hoog litoraal zijn beduidend hoger in het zoute habitat in vergelijking met het brakke. De hoogste biomassa in de polyhaliene (getijd)gebieden en een afname met afnemende saliniteit, dus stroomopwaarts, is ook conform eerdere bevindingen (bijv. Ysebaert et al. 2003). In vergelijking met eerdere studies is het aandeel van de kokkel *C. edule* in de totale biomassa in het zoute habitat afgenomen. Het nonnetje *L. balthica* en de platte slijkgaper *S. plana* domineren nu de biomassa. De trends in totale dichtheid en totale biomassa, gerelateerd aan verschillen in o.a. saliniteit en hoogte (naast o.a. slijgehalte en chlorofyll a), reflecteren verschillen in soortensamenstelling langs gradiënten van deze omgevingsvariabelen (Ysebaert & Herman 2002).

Bodemdierkarakteristieken per vogelgebied

Door verschillen in oppervlakte en verschillen in relatief belang van ieder ecotoop type verschillen telgebieden in gemiddelde waardes en in het totale, beschikbare bestand aan bodemdieren. Dit resulteert in zogenaamde rijkere en armere telgebieden wat betreft de totale hoeveelheid voedsel beschikbaar. Beide aspecten kunnen invloed hebben op keuze van steltlopers: waar en met hoeveel kunnen ze er terecht? En dus moeten beide aspecten meegenomen worden bij de analyses m.b.t. het belang van voedselaanbod voor het verklaren van het voorkomen van steltlopers.

Alhoewel omgevingsvariabelen de grote patronen kunnen verklaren, blijft er toch veel onverklaarde variantie. Ook is er vaak een grote ruimtelijke variatie op kleinere schaal (Ysebaert & Herman 2002, Schellekens & Vanagt 2016). Het aantal locaties bemonsterd in het kader van het MWTL-programma is voldoende om deze relaties goed vast te leggen (Craeymeersch 1999, Ysebaert et al. 2003), en trends in de tijd te onderzoeken op het niveau van ecotopen, maar voor andere toepassingen is meer gedetailleerde informatie nodig, en dus moeten meer monsters genomen worden. Dat geldt o.a. voor schattingen van het voedsel voor steltlopers op het niveau van een vogelgebied, zoals blijkt uit de in dit rapport gepresenteerde analyses. Kortom, het MWTL-programma is voldoende om goede relaties met omgevingsvariabelen vast te leggen, en algemene, watersysteembrede trends in de tijd te onderzoeken, maar voor ruimtelijk meer gedetailleerde analyses van bijvoorbeeld de relatie tussen voorkomen van steltlopers en de voedselbeschikbaarheid in een bepaald vogelgebied is het programma te beperkt.

Voor het kunnen vaststellen van verschillen van 15 tot 20% tussen 2 waarnemingen (bijv. opeenvolgende jaren of verschillende gebieden) zijn per ecotoop type binnen ieder telgebied ongeveer 20 monsters nodig. Dat betekent zo'n 80 locaties per telgebied, uitgaande van de vier onderscheiden ecotopen. Zelfs over de hele onderzoeksperiode (2009-2017) zijn slechts enkele gebieden met minimaal 20 monsters per ecotoop, bijv. Hooge Platen (Tabel 2). In een aantal telgebieden zijn één of meerdere ecotooptypen niet van belang omdat ze nauwelijks in het telgebied voorkomen en de oppervlaktes ervan dus verwaarloosbaar zijn. Dat is bijvoorbeeld het geval voor het telgebied Valkenisse Oost (hier komen

alleen hoogdynamisch, laagdynamisch laag- en middenlitorale ecotopen voor, zie Tabel 2). Deze hoeven dan ook niet bemonsterd te worden.

Selectie telgebieden voor nader bodemdieronderzoek

Voor een analyse van de relatie tussen voorkomen en aantallen van steltlopers en de beschikbare hoeveelheid voedsel zijn dus aanvullende bodemdiermonsters nodig. Alle telgebieden bemonsteren is logistiek en financieel niet haalbaar. Voor alle telgebieden (23 in het zoute en 12 in het brakke deel) zou dit in totaal op 2800 monsters komen. Rijkswaterstaat heeft daarom al bij aanvang van het project (zie 2.2) gevraagd om – in het geval er onvoldoende data ingewonnen worden – een selectie van telgebieden te maken waarmee informatie kan ingewonnen worden over het belang van voedsel (in relatie tot de aanwezige ecotopen) voor het verklaren van het voorkomen en de verspreiding van steltlopers in de Westerschelde. Deze informatie vormt dan input voor nadere (model)analyses. De selectie van vogelstelgebieden kan gebeuren op basis van:

- Verschillen in gemiddelde dichtheden/biomassa's per telgebied (Tabel 5, bijlagen 1 en 2).
- Verschillen in het totale bestand aanwezig (dus totale hoeveelheid voedsel) tussen telgebieden (bijlagen 3 en 4). Hierbij speelt de totale oppervlakte, maar met name de oppervlakte aan laagdynamisch litoraal een grote rol, gezien daar de hoogste biomassa bodemdieren gevonden wordt (zie 4.2), en het aantal vogels toeneemt met het oppervlakte aan laagdynamisch litoraal (Vanoverbeke & Van Ryckegem 2015). Daarenboven blijkt uit die studie dat een groter aaneengesloten gebied een hoger aantal steltlopers kan herbergen dan een reeks kleinere gebieden met een gelijke totale oppervlakte. Dit geldt met name voor kleinere soorten steltlopers (drieteenstrandloper, bontbekplevier).
- De diversiteit aan steltlopers in een vogelstelgebied. Bijlage 5 is gebaseerd op telgegevens uit het zoute deel, beschikbaar gemaakt door Bureau Waardenburg, en gerapporteerd door Boudewijn et al. (2019). In dat rapport staat ook een overzicht van de aantallen per soort per telperiode (tabel 3.1). Een aantal vogelsoorten komt in alle telgebieden voor (bijv. wulp, scholekster), andere slechts in een beperkt aantal (bijv. kluut, kanoetstrandloper). Hierdoor komen in bepaalde telgebieden veel vogelsoorten voor (bijv. Hooge Platen, Paulinapolder), in andere maar een beperkt aantal of zelfs (bijna) geen (bijv. Pas van Terneuzen). Voor het brakke deel zijn geen gegevens beschikbaar gesteld.
- Voorkomen van verstoringen. In Boudewijn et al. (2019) zijn ook waarnemingen opgenomen van verstoringen (ook enkel voor het zoute deel). Deze zijn verder mondeling aangevuld door F. Arts (Delta Project Management). Gebieden waar wel eens of vaker verstoring optreedt, zijn Slik Kaloot, Paulinapolder, Pas van Terneuzen, Perkpolder, Rug van Baarland, Knuitershoek en Hoofdplaat.

Op basis hiervan stellen we voor om in een aantal telgebieden in het zoute deel nader bodemdieronderzoek te doen. De geselecteerde telgebieden (Tabel 8) zijn gekozen omdat ze:

- verschillen qua ligging (ligging in oostelijke deel, midden of westen van zoute gebied; noordzijde, midden of zuidzijde)
- verschillen in totale oppervlakte (bijv. Hooge Platen vs. Biezelingse Ham)
- verschillen in verdeling hoog- en laagdynamisch
- verschillen in verdere verdeling van laagdynamisch in laag, midden en hoog littoraal
- verschillen in de totale biomassa aan bodemdieren (B bodemdieren, in gAFDW/m²)
- verschillen in het belang voor steltlopers (score gebaseerd op voorkomen van de soorten gegeven in bijlage 5, aangevuld met gegevens in Boudewijn et al. (2019))
- verschillen qua verstoring.

Uiteraard kan het onderzoek uitgebreid worden naar de brakke zone, mocht dit wenselijk worden geacht.

Tabel 8. Voorstel van gebieden voor nader bodemdieronderzoek .

telgebied	ligging		oppervlakte km2	percentage areaal				B bodemdieren g AFDW / m2	vogelsoorten n	verstoring
	O-W	N-Z		HD	LD laag	LD midden	LD hoog			
Biezelingse Ham	oost	noordzijde	0.69	3	4	92	1	21.21	7	
Paulinapolder	west	zuidzijde	1.27	12	2	83	3	18.22	9	x
Pas van Terneuzen	midden	zuidzijde	0.77	2	53	45	0	17.99	2	x
Zuidgors	midden	noordzijde	1.58	19	5	39	37	14.84	6	
Hooge Platen	west	midden	9.47	46	0	38	16	9.83	9	
Slikken Baarland	midden	noordzijde	2.41	62	0	23	15	7.33	8	
Everingenplaat	midden	midden	2.03	63	1	35	0	7.29	3	x

Dit moet als een eerste voorstel gezien worden, en nader bekeken rekening houdend met een aantal andere factoren. De kwaliteit van de laagdynamische ecotopen wordt ook bepaald door de spreiding in droogvalduren binnen de laagdynamische zone. Hoe groter de spreiding, hoe langer de periode dat de op- en afgaande waterlijn binnen een getijcyclus zich binnen de laagdynamische zone bevindt, en dus hoe langer vogels in deze ecotopen kunnen foerageren langs de waterlijn gedurende een getijcyclus (Vanoverbeke & Van Ryckegem 2015). Zoals aangegeven, is in onze studie niets met droogvalduur gedaan. Het is aan te bevelen dit nader te bekijken, zeker m.b.t. het voorkomen van maximale spreiding in droogvalduur, gezien dit direct van invloed kan zijn op het voorkomen van steltlopers. Ook de vorm van het slik bepaalt mogelijk mee de potentiële vogeldichtheden (Bouwmeester 2014).

Bemonsteringsinspanning en -opzet, en meetfrequentie

Voor het significant kunnen vaststellen van verschillen van 15% tot 20% tussen 2 gebieden zijn, per ecotoop en telgebied, minimaal 20 monsters nodig. Dat zou bij bovengenoemd voorstel leiden tot 560 te bemonsteren locaties per bemonstering (7 gebieden * 4 ecotopen * 20 monsters). In meerdere telgebieden (Biezelingse Ham, Paulinapolder, Pas van Terneuzen, Everingenplaat, Hooge Platen) zijn 1, 2 of soms 3 ecotoop typen niet belangrijk in termen van oppervlakte (percentage areaal < 5%; zie Tabel 2). Het is niet erg zinvol deze uitgebreid te bemonsteren. Dat reduceert het aantal te bemonsteren locaties al tot ± 280. In de meeste gebieden worden al monsters genomen in kader van MWTL. In 2017 bijv. waren dat 37 monsters, wat dus het aantal extra te nemen monsters eventueel verder reduceert. Een goede afstemming, waarbij de ligging van de beoogde monsterlocaties ook daadwerkelijk in het beoogde ecotoop ligt, is daarvoor noodzakelijk. Dat moet dus vooraf of tijdens de bemonstering met zekerheid vastgesteld worden. De oppervlaktes van de telgebieden zijn verschillend, vooral de Hooge Platen heeft in verhouding een veel groter oppervlak. Om de afstanden tussen bemonsteringslocaties enigszins vergelijkbaar te houden, kan gedacht worden aan het bemonsteren van een kleiner deelgebied binnen een telgebied.

Op de Hooge Platen zijn in de periode 2009-2017 jaarlijks al (meer dan) 20 monsters per ecotoop genomen. Voor telgebied Pas van Terneuzen geldt dit voor het laagdynamisch laaglitoraal ecotoop. De vraag is of deze data voor de beoogde analyses gebruikt kunnen worden. We zien immers geen duidelijke trends in totale biomassa per ecotooptype (zie hoofdstuk 3.3). Het zou goed zijn om ook per beoogd telgebied na te gaan of dit zo is (vervolgonderzoek), vooraleer definitieve keuzes te maken.

Hoe de MWTL-monsters meegenomen kunnen worden in het totale programma, hangt ook af van de verdeling van de monsterlocaties over het onderzoeksgebied: random per ecotoop, of bijv. op raaien/transecten die de droogvalduur volgen, verdeeld over het telgebied. Deze nadere specificaties zijn geen onderdeel van dit onderzoek, maar dienen wel meegenomen te worden bij de definitieve keuzes en planning. Wij stellen voor om de monsters over raaien of een grid te verdelen (+ een aantal monsters random). Dit resulteert naar onze inschatting in de beste data m.b.t. verschillen in de gradiënt langs droogvalduur, en dus ook over de verschillen gerelateerd aan de hydrodynamiek. Bij deze opzet is het echter niet mogelijk om data uit het verleden te gebruiken, want deze zijn random gekozen. En, waarschijnlijk, ook moeilijk om lopende MWTL-monsters te gebruiken, omdat de kans dat ze op een raai liggen erg klein is.

We stellen ook voor om deze bemonstering jaarlijks te herhalen, zolang de laagwatertellingen uitgevoerd worden. Dit om inzicht te krijgen in de jaar-op-jaar variatie in het voedsel en de reactie van de vogels hierop.

Methode van bemonsteren

Een quick-scan (methode "*Bijleveld en Parée*"), waarbij in het veld op het oog de aanwezigheid van (dominante, goed zichtbare) soorten wordt gescoord, kan goed de ruimtelijke verschillen schetsen binnen een telgebied, omdat het een snelle methode is waarbij veel locaties op korte tijd kunnen bezocht worden. Bij MWTL worden met name in de hoogdynamische gebieden veel monsterpunten achteraf gekenmerkt als laagdynamisch. Dergelijke verkeerde classificatie kan door een kwalitatieve quick-scan voorafgaand aan kwantitatieve bemonstering vermeden worden.

De benodigde data moeten echter veel gedetailleerder dan op aan-/afwezigheid van enkele dominante soorten gescoord worden, zoals in de quick-scan methode. Een zeker taxonomisch niveau, en een bepaling van dichtheid en biomassa is noodzakelijk. Kortom, er is meer detaillering nodig bij veldwerk en analyse van de monsters dan een quick-scan om tot een schatting van het voedselaanbod te komen. Eventueel kan hier afstemming gezocht worden met het SIBES-programma in de Waddenzee, waar een uitgebreid grid wordt bemonsterd om het voedsel van het wad voor vogels in kaart te brengen.

De totale dichtheid en biomassa wordt gedomineerd door enkele soorten (zie 3.1.1.). Deel daarvan zijn ook soorten binnen eenzelfde genus (*Corophium* en *Bathyporeia* bijv.). Daar zullen vogels geen onderscheid in maken. Als het enige doel is om een goede schatting van het voedselaanbod te maken, dan is identificatie op soortniveau niet noodzakelijk. Punt is dat een ervaren persoon bij het uitzoeken in het lab vaak direct ziet welke soort dat is, en er dus bij een analyse door een ervaren iemand niet veel winst te halen is. Omwille van vergelijkbaarheid met MWTL wordt daarom toch voorgesteld om het taxonomisch niveau gelijk te houden.

Samenvattend:

- a) een kwalitatieve opname kan vooraf toegepast worden om een grof beeld te krijgen van de soortensamenstelling en dichtheid en op basis hiervan af te wegen waar de grenzen van de ecotootypes binnen telgebieden liggen, en zo input te geven aan een gerichte bemonstering zoals hierboven beschreven;
- b) Bij de kwantitatieve bemonstering (MWTL-methode), is in principe determinatie tot op soortniveau niet noodzakelijk om de (voedsel)relatie met het voorkomen van steltlopers te leggen, maar zal dit in de praktijk toch vaak zonder veel meerwerk kunnen bepaald worden voor heel wat taxa. Een vergelijkbare aanpak met MWTL biedt ook heel wat voordelen, onder meer naar vergelijkbaarheid toe. Voorgesteld wordt om het MWTL-protocol leidend te maken.

Conclusie

Het gedetailleerd bemonsteren van het benthos in telgebieden, in aanvulling op MWTL, is noodzakelijk om inzicht te krijgen in de relatie tussen voedselaanbod en het voorkomen van steltlopers. De hierboven genoemde aspecten kunnen als basis dienen voor een nader uit te werken monitoringsplan.

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. Dit certificaat is geldig tot 15 december 2021. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV GL.

Literatuur

- Barneveld HJ, Nicolai RP, van Veen M, van Haaster S, Boudewijn TJ, de Jong JW, van Dideren K, van de Haterd RJW, Middenveld PP, Michielsens S, Van De Moortel I, Velez C, de Wilde E (2018) Analyserapport. T2015-rapportage Schelde-estuarium. HKV Lijn in Water: Lelystad. .
- Boudewijn TJ, Zwerver J, Sluijter M, Hoekstein M, Wolf P, van Straalen K, Arts F, Beuker D (2019) Vogeltellingen met afgaand water in de Westerschelde. Voortgangsrapportage september 2018 - augustus 2019. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-208. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bouma H, de Jong D, Twisk F, Wolfstein K (2005) Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1) - Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Juli 2005.
- Bouwmeester R (2014) Het gebruik van intergetijdengebieden door steltlopers in de Westerschelde. De relatie tussen bodemdynamica en het gebruik vna intergetijdengebieden dooe steltlopers. .
- Brinkman AG, Meesters E, Dijkman EM, Brenninkmeijer A, Kersten M, Ens BJ (2005) Habitatgebruik van foeragerende wadvogels in de Westerscehlde. Datarapport RKZ-1267. Alterra-Textel/Altenburg & Wymenga.
- Craeymeersch JA (1999) The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. PhD Thesis, University of Gent. 254 pp.
- Crielaard G (1995) De fouragerende Tureluur in de Westerschelde. Stageverslag Hogeschool West-Brabant. 37 pp.
- Depreiter D, Cleveringa J, van der Laan T, Maris T, Ysebaert T, Wijnhoven S (2014) T2009-rapport Schelde-estuarium. IMDC/Arcadis/universteit Antwerpen/Imaris/NIOZ: [s.l.]. 522 pp. .
- Duijts O, van der Jagt HA, van Moorsel G, Kruijt DB, Japink M, Middelveld RP (2018) Macrozoöbenthosbemonstering in de Zoute Rijkswateren, Hoofdrapport, MWTL 2017. Waterlichamen: Westerschelde en Oosterschelde. Bureau Waardenburg Rapport, 18-299. Bureau Waardenburg: Culemborg. 30 pp.
- Ens B, Brinkman AG, Dijkman E, Meesters H, Kersten M, Brenninkmeijer A, Twisk F (2005) Modelling the distribution of waders in the Westerschelde. What is the predictive power of abiotic variables? Altena, Alterra-rapport 1193. 140 pp.
- Ens BJ, (Ed.), Krol J, van der Meer J, Piening H, Wijsman J, Schekkerman H, Rappoldt K (2015) Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag. Sovon-rapport 2015.15. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Ens BJ, Craeymeersch JA, Fey FE, Heessen HJL, Smaal AC, Brinkman AG, Dekker R, van der Meer J, van Stralen MR (2007) Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee. Een overzicht van bestaande kennis en een beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op sublitorale natuurwaarden. Wageningen IMARES, Rapportnummer C077/07. 117 pp.
- Ens BJ, Kersten M, Krol J, van der Meer J, Wijsman J, Schekkerman H, Smit CJ, Rappoldt K (2016) Monitoring van het voor vogels oogstbare voedselaanbod in de kombergingen van het Pinkegat en Zoutkamperlaag - rapportage tot en met monitoringjaar 2015. Sovon-rapport 2016/15. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Herman P, de Vries M, Thoolen P, Vonk M, Baart A, Boon J (1996) Micro-macro. Een onderzoek naar de relatie tussen hydrodynamische factoren en kleinschalige verspreiding van macrobenthos. In Wintermans, G. et al (1996) Habitat mapping and description of the Dutch coastal waters. BEON Rapport, 96(5), part 4.
- Holtzhauer H, Maris T, Meire P, Van Damme S, Nolte A, Kuijper K, Taal M, Jeuken C, Kromkamp J, van Wesenbeek B, Van Rijckegem G, Van den Bergh E, S W (2011) Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Vlaams Nederlandse Schelde Commissie (VNSC): Bergen op Zoom, 268 pp.
- Leewis L, Verduin EC, Wanink J (2015) Macrozoöbenthosonderzoek in de zoute Rijkswateren, Jaar-rapportage MWTL 2013. Waterlichamen: Delta (Oosterschelde, Westerschelde, Greve-lingenmeer, Veerse Meer). Eurofins Omegam B.V., Eurofins AquaSense. 131 p.
- Leopold M, Smit CJ, Goedhart P, van Roomen M, van Winden A, van Turnhout C (2004) Langjarige trends in aantallen wadvogels, in relatie tot de kokkelvisserij en het gevoerde beleid in deze. Eindverslag EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase). Deelproject C2. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 954. .
- LNV (2005) Natuurprogramma Westerschelde. Verantwoordeing realisering (minimaal) 600 ha estuariene nieuwe natuur en de relatie met de instandhoudingsdoelstellingen Vogel - en Habitatrichtlijn. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 15 september 2005, DRZ-35311. .

-
- Rappoldt C, Ens BJ (2005) Scholeksters en hun voedsel in de Westerschelde: een verkenning van de voedselsituatie voor de scholeksters in de Westerschelde over de periode 1992-2003 met het simulatiemodel WEBTICS. Wageningen, Alterra-rapport 1209. 48 pp.
- Schellekens T, Vanagt T (2016) Ecologische validatie plaatrandstoringen. Technisch rapport. eCOAST rapport 2016-2015028. 97 pp.
- Van Kleunen A (2000) Verspreiding en habitatvoorkeur van eenden en steltlopers in de Ooster- en Westerschelde: op basis van laagwater vogelkarteringen in januari en februari 1990. RWS Werkdocument RIKZ/OS.2000.806x.
- Vanoverbeke J, Van Ryckegem G (2015) Statistische analyse van het gebruik van het litoraal door steltlopers in de Westerschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INVO.R.2015.11358580). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Ysebaert T, Craeymeersch JAM, Wal Dvd (2016a) De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. IMARES
- Ysebaert T, Herman P, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip C (2003) Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:335-355
- Ysebaert T, Herman PMJ (2002) Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology-Progress Series* 244:105-124
- Ysebaert T, van der Werf J, de Vet L, Bouma T (2016b) Monitoringsplan Roggenplaat suppletie. Centre of Expertise Delta Technology, Wageningen Marine Research rapport. 27 pp.
- Zwarts L, Blomert A-M, Bos D, Sikkema M (2011) Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds, A&W rapport 1657. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

Verantwoording

Rapport C108/19

Projectnummer: 4313100104

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Mevr. drs. I.Y.M. Tulp
Onderzoeker

Handtekening: 

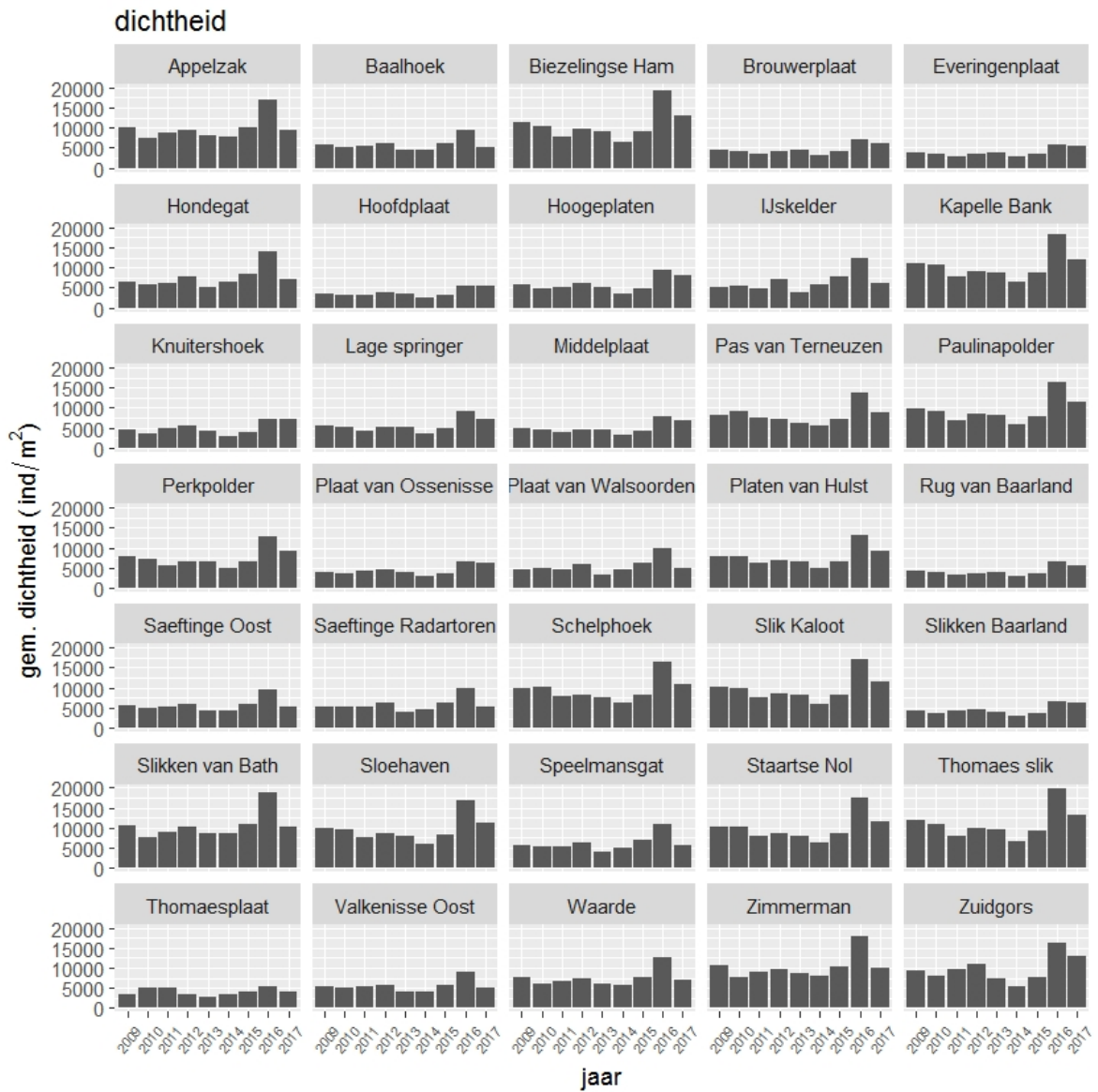
Datum: 6 maart 2020

Akkoord: De heer drs. J. Asjes
Manager Integratie

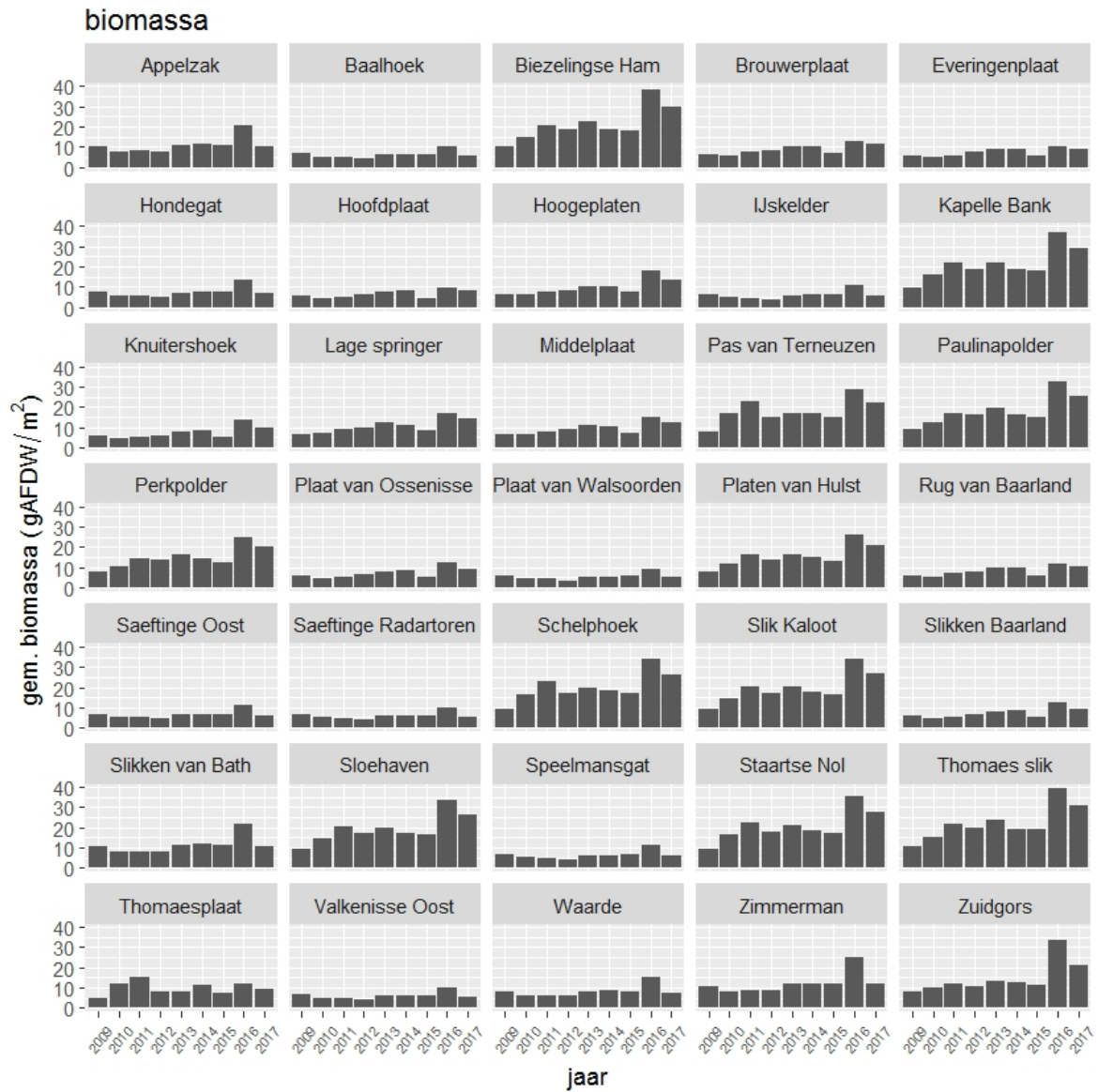
Handtekening: 

Datum: 6 maart 2020

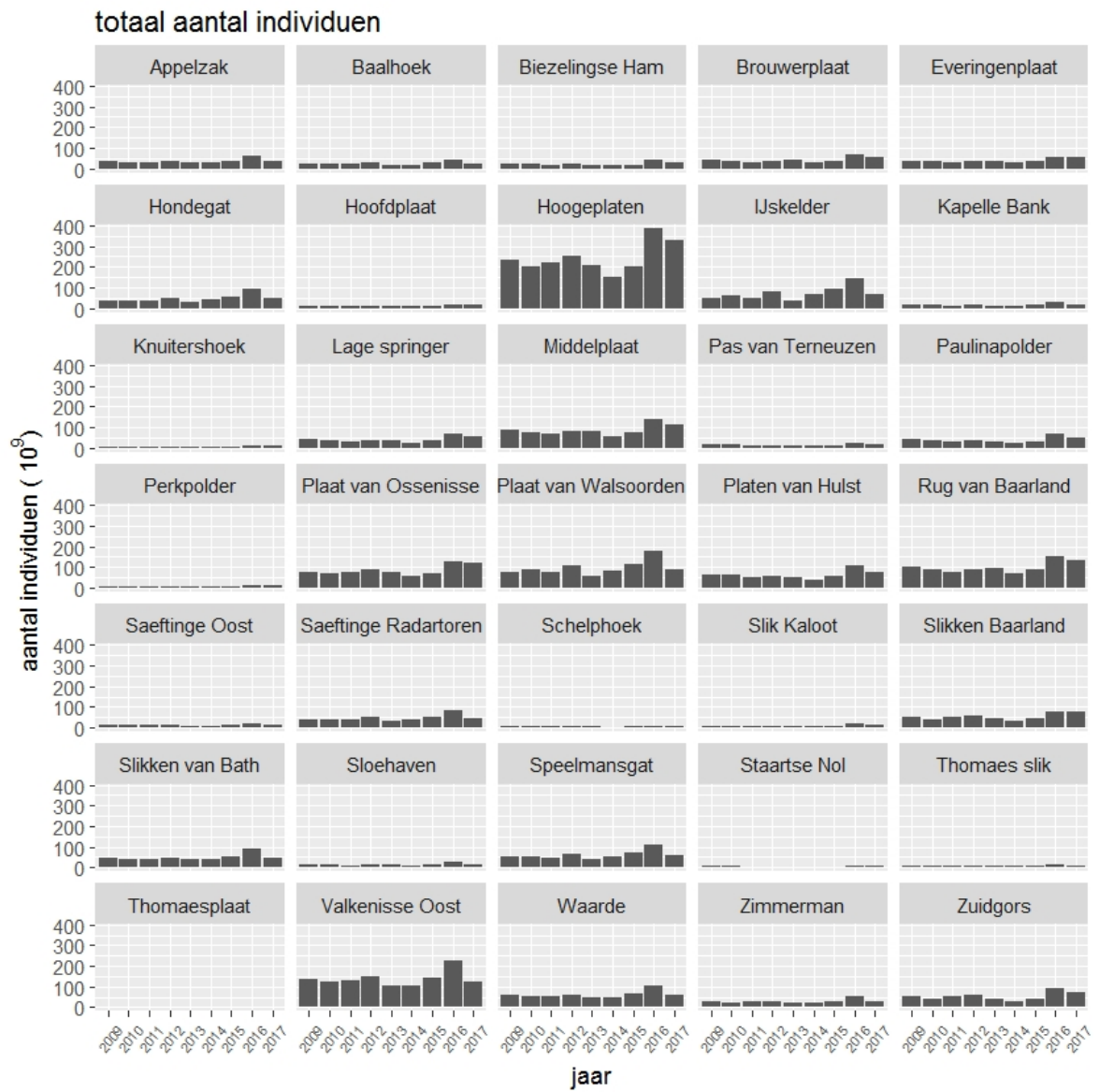
Bijlage 1. Gemiddelde dichtheid aan bodemdieren per jaar per telgebied, berekend op basis van jaarlijkse gemiddeldes per ecotoop (jaar ecotopen) en gewogen naar het areaal van ieder ecotoop binnen een telgebied.



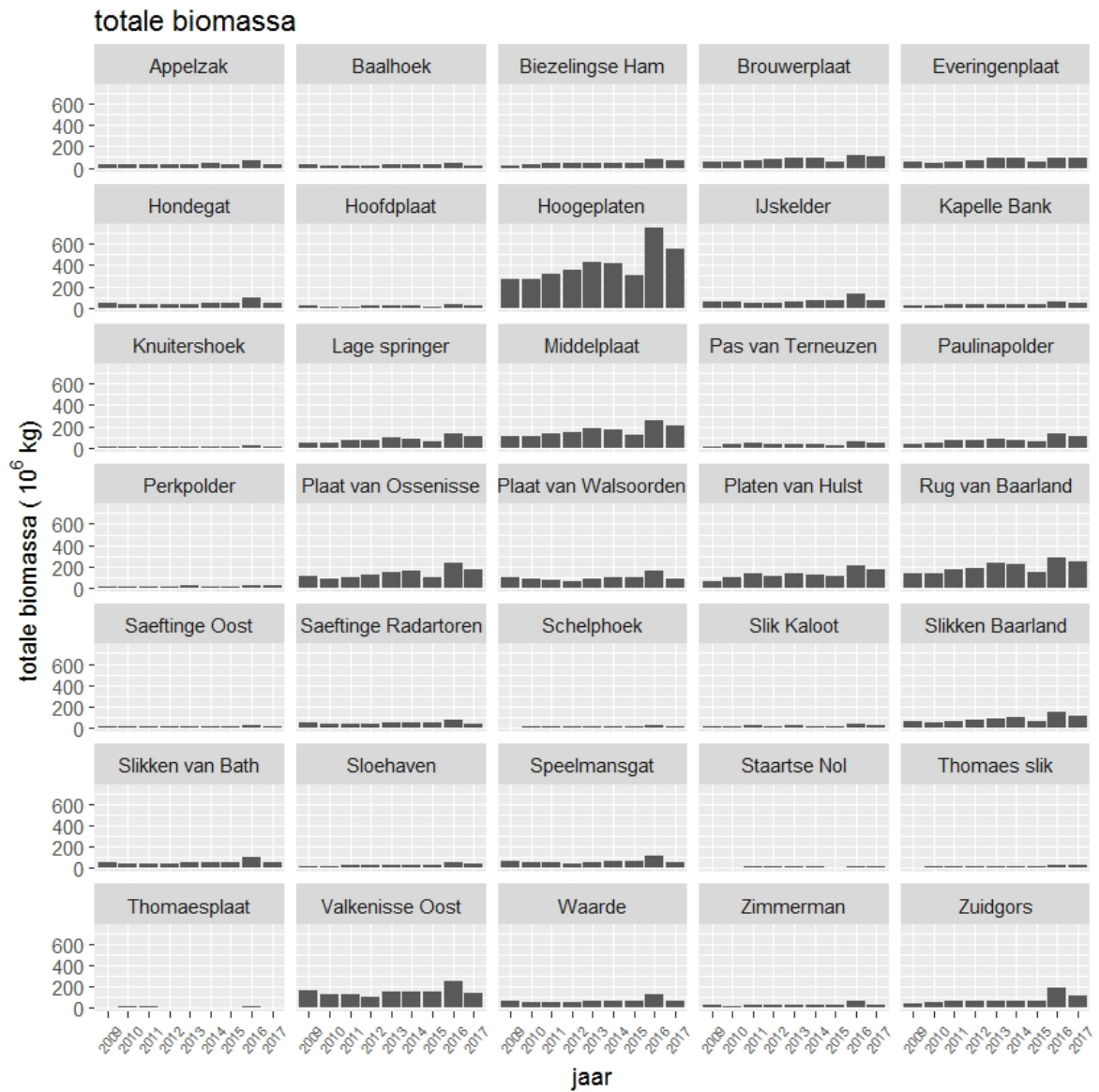
Bijlage 2. Gemiddelde biomassa aan bodemdieren per jaar per telgebied, berekend op basis van jaarlijkse gemiddeldes per ecotoop (jaar ecotopen) en gewogen naar het areaal van ieder ecotoop binnen een telgebied.



Bijlage 3. Totaal aantal individuen per jaar per telgebied, berekend op basis van jaarlijkse gemiddeldes per ecotoop (jaar ecotopen) en gewogen naar het areaal van ieder ecotoop binnen een telgebied.

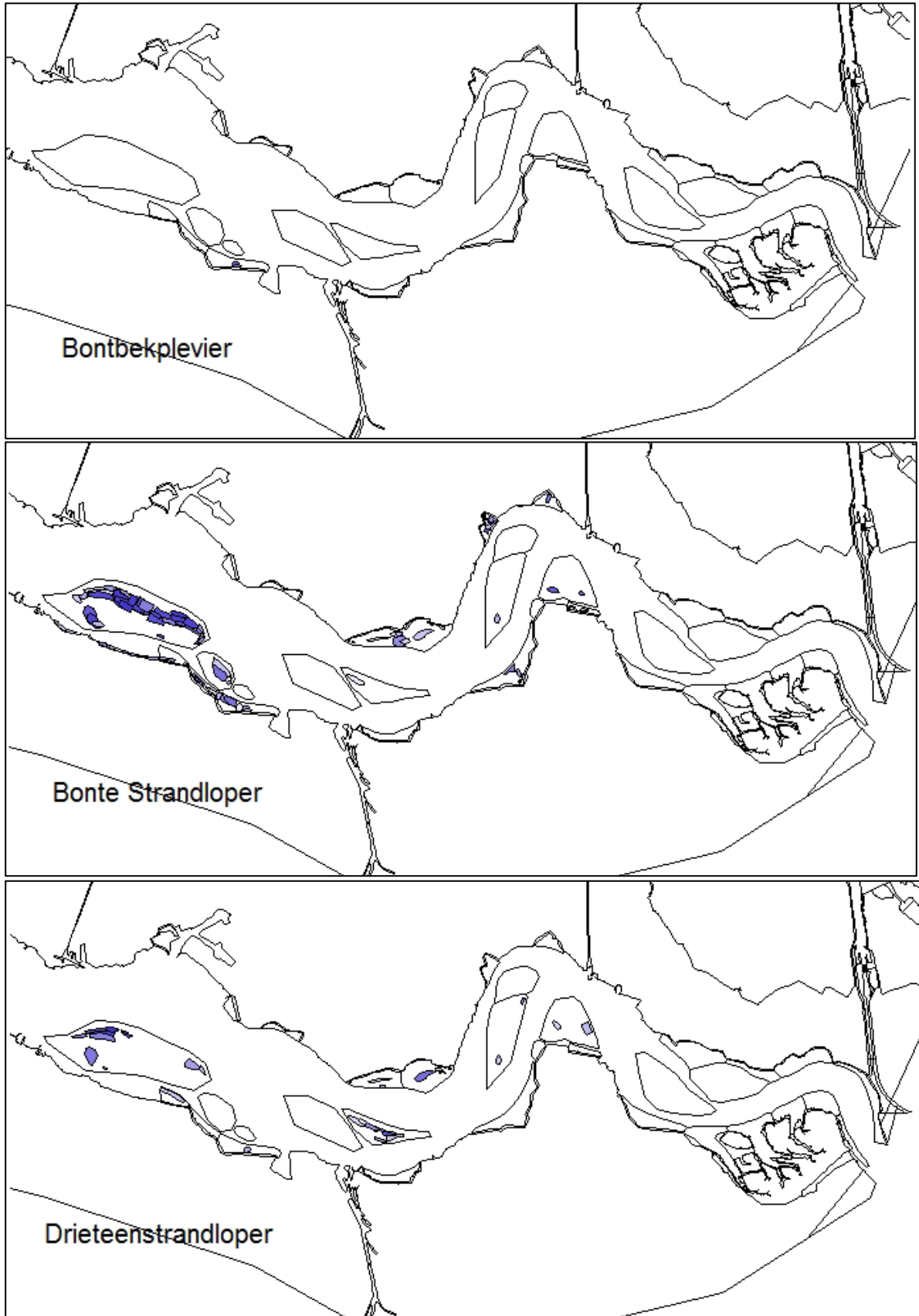


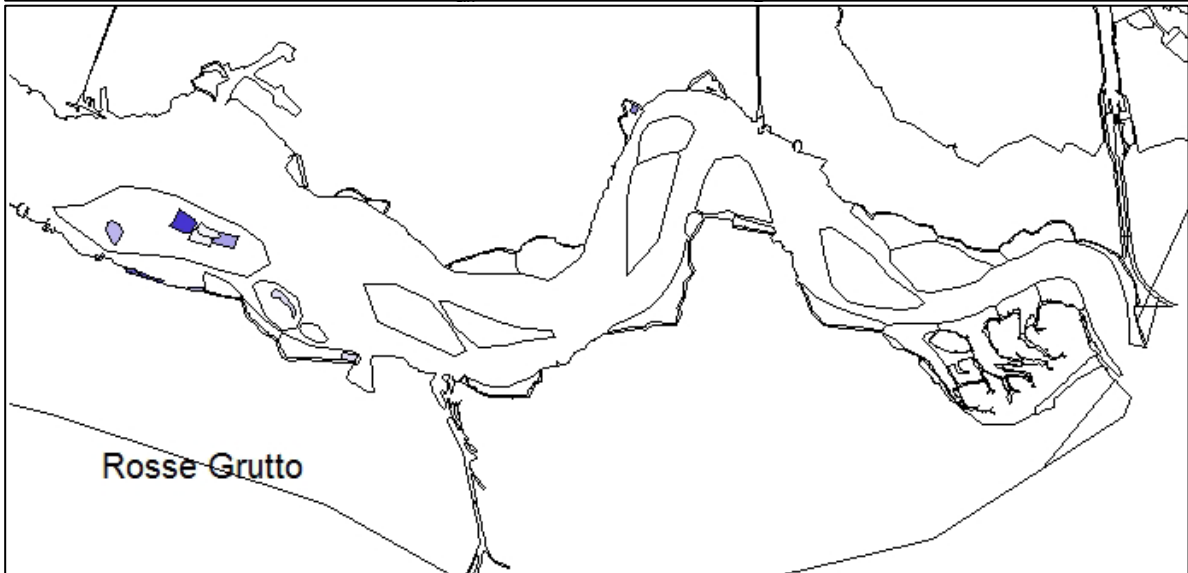
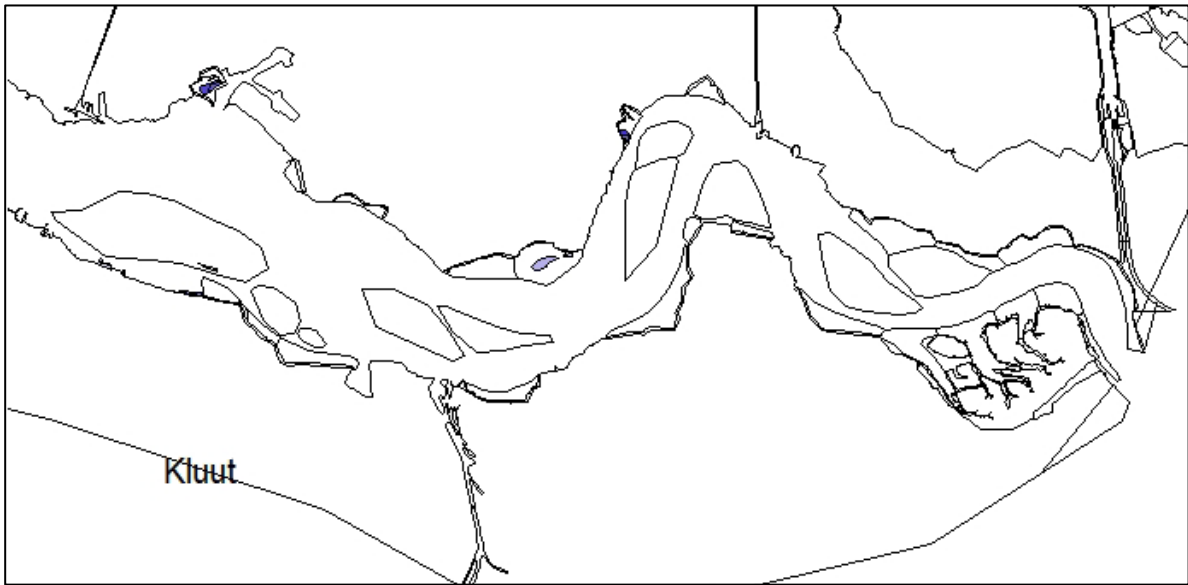
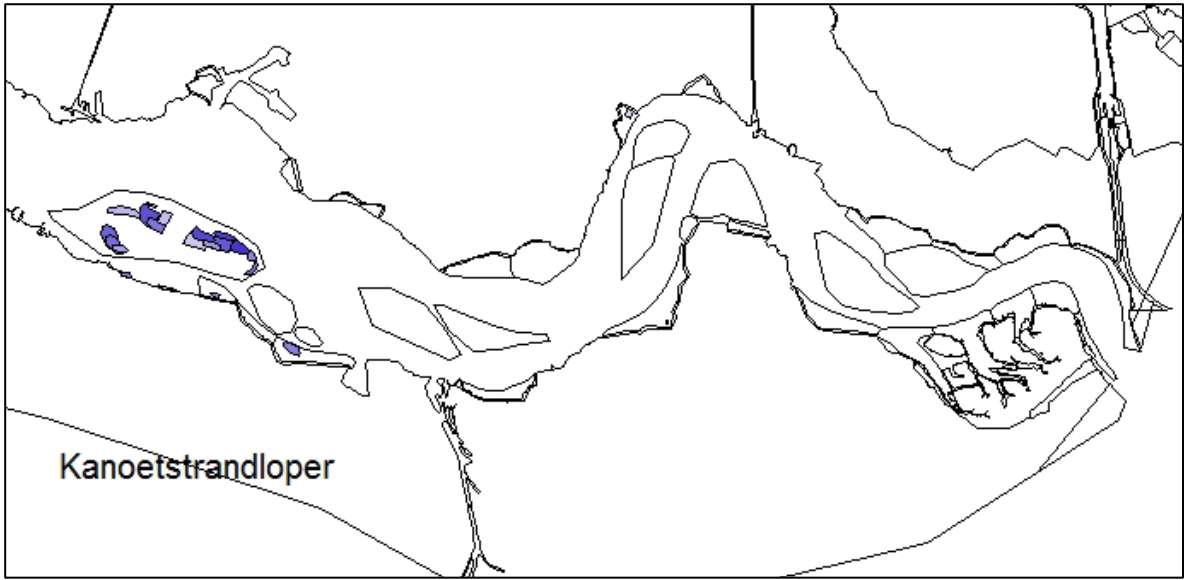
Bijlage 4. Totaal bodemdierbestand in biomassa per jaar per telgebied, berekend op basis van jaarlijkse gemiddeldes per ecotoop (jaar ecotopen) en gewogen naar het areaal van ieder ecotoop binnen een

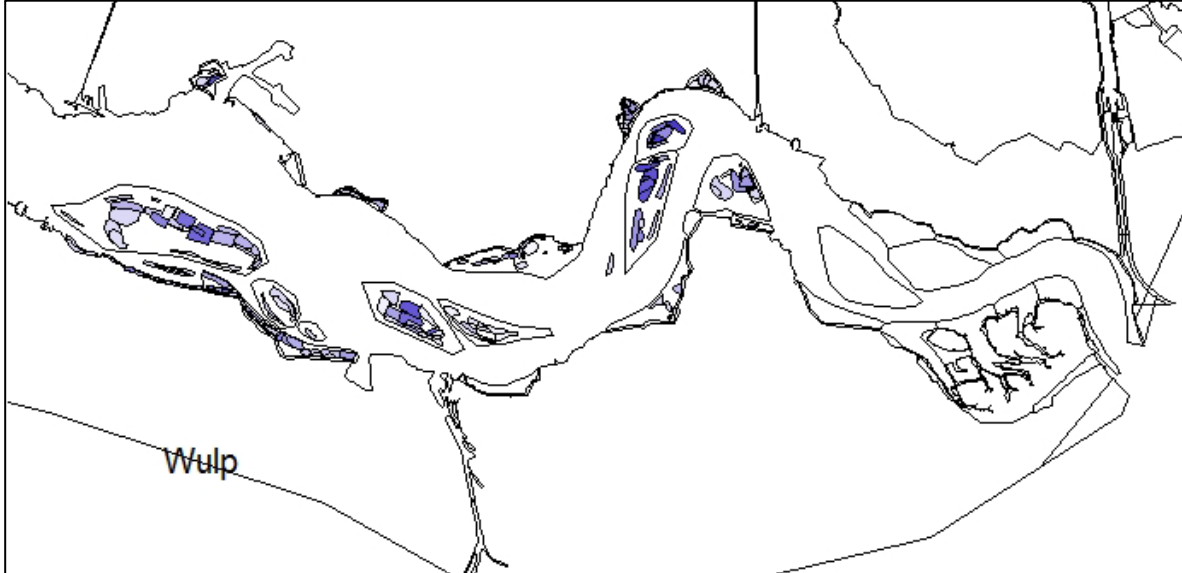
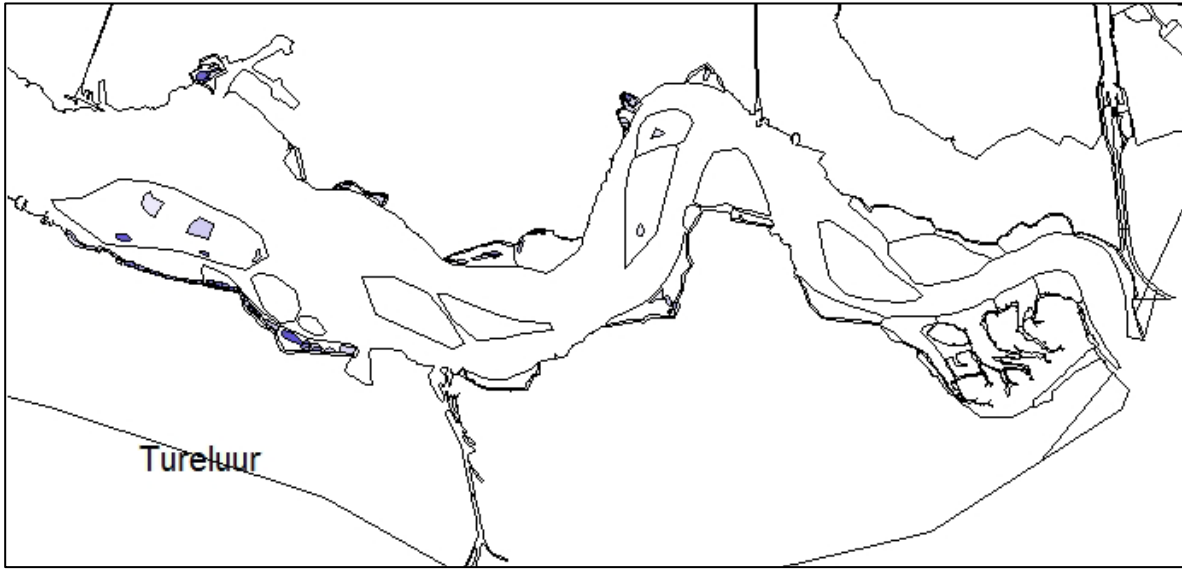
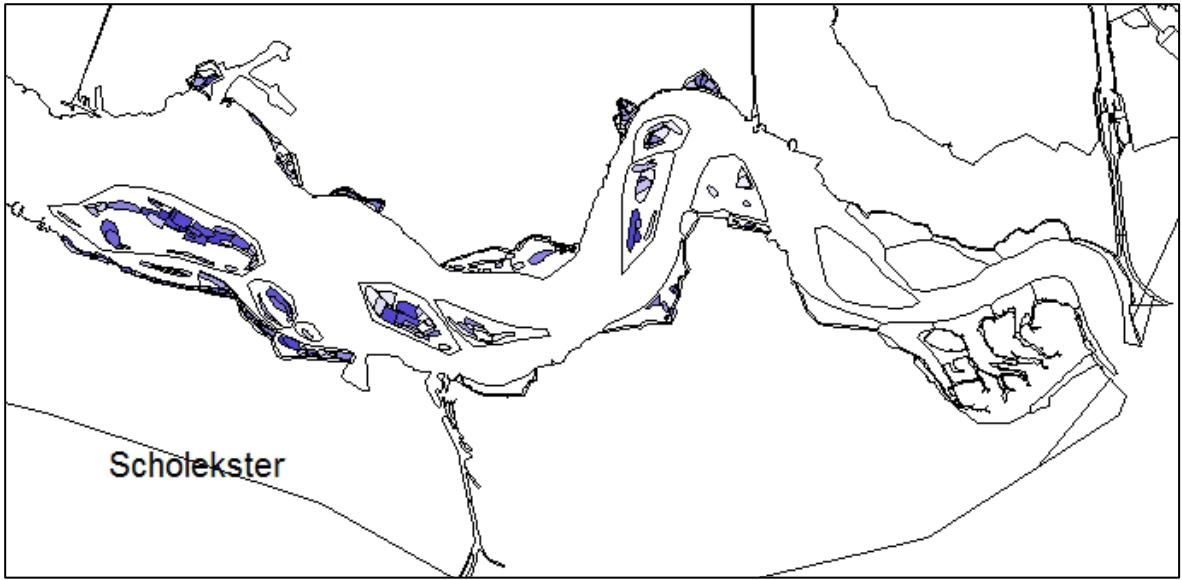


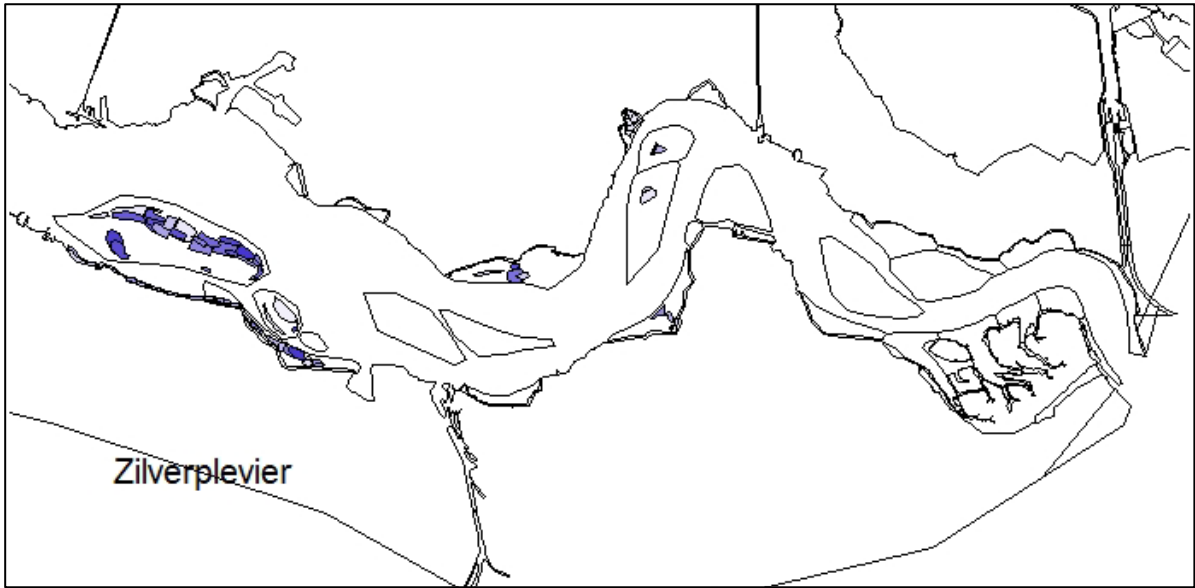
telgebied.

Bijlage 5. Verspreiding en aantallen van de belangrijkste steltloper in het zoute deel van de Westerschelde. Gebieden waar een vogelsoort voorkwam tijdens wintertellingen uitgevoerd in de periode januari en februari 2019, zijn aangegeven waarbij de kleur donkerder is bij hogere aantallen. Kaartjes gemaakt op basis van informatie aangeleverd door Bureau Waardenburg.









Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 09 00
E: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Bezoekers adres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.



Wageningen Marine Research is onderdeel van Wageningen University & Research. Wageningen University & Research is het samenwerkingsverband tussen Wageningen University en Stichting Wageningen Research en heeft als **missie**: 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'