



Vlaanderen
is wetenschap

Modelinstrumentarium voor het voorspellen van habitats in de Boven-Zeeschelde

Deelrapport voor het Integraal plan Boven-Zeeschelde

Alexander Van Braeckel, Joost Vanoverbeke, Ruben Elsen, Gunther Van Ryckegem

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Alexander Van Braeckel, Joost Vanoverbeke, Ruben Elsen, Gunther Van Ryckegem
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Technische werkgroep Integraal Beheerplan. Met comments op resultaten en eerdere versies Roeland Adams en Joachim Vansteenkiste (IMDC), Joris Vanlede (Waterbouwkundig labo)

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

joost.vanoverbeke@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Braeckel A., Vanoverbeke J., Elsen R., Van Ryckegem G.(2019). Modelinstrumentarium voor het voorspellen van habitats in de Boven-Zeeschelde – Deelrapport voor het Integraal plan Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (61). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.16712656

D/2021/3241/041

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (61)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Foto Yves Adams Vildaphoto - De Kramp vanuit de lucht, zomer 2018.

MODELINSTRUMENTARIUM VOOR HET
VOORSPELLEN VAN HABITATS IN DE BOVEN-
ZEESCHELDE

**Deelrapport voor het Integraal plan Boven-
Zeeschelde**

Alexander Van Braeckel, Joost Vanoverbeke, Ruben Elsen, Gunther Van
Ryckegem

doi.org/10.21436/inbor.16712656

Inhoudstafel

1	Inleiding Integraal Plan Boven-Zeeschelde	6
2	Leeswijzer	7
3	Technische beschrijving Habitatmodel	8
3.1	<i>MONEOS ecotopenkaartmethodiek</i>	8
3.2	<i>Studiegebied en habitatklassificatie</i>	10
3.3	<i>Habitatmodel – Opbouw</i>	11
3.3.1	Van MONEOSmethodiek naar Habitatmodel Integraal Plan	11
3.3.2	Saliniteit en verblijftijd	12
3.3.3	Topobathygrid (hoogtemodel)	12
3.3.3.1	Topobathygrid (hoogtemodel)	12
A.	Huidige toestand 2013 (ACT2013)	12
B.	Toekomstscenario's 2050	12
3.3.4	Waterdiepte en droogvalduurgrid	14
3.3.4.1	Randvoorwaarden hydrodynamisch gemodelleerde data	14
3.3.4.2	Kalibratieoefening hydrologische variabelen	15
A.	Hoogwaterfrequenties	15
B.	Laagwaterfrequenties	18
C.	Droogvalduurpercentages	20
3.3.4.3	Modellering hydrologische variabelen	22
A.	Waterhoogte hoogwater	22
B.	Waterhoogte laagwater	23
C.	Droogvalduurpercentages	23
3.3.4.4	Buitengrens estuariene habitats	24
3.3.5	Stroomsnelheidsdata	25
3.3.6	Geomorfologisch grid: antropogeen hard substraat	26
3.3.7	GISmodel	27
3.3.8	Klassificatie ecotopenkaart Habitatmodel	28
3.4	<i>Habitatmodel – Validatie ACT2013</i>	29
4	Vegetatiemodellering	33
4.1	<i>Keuze van het vegetatietype</i>	33
4.2	<i>Materiaal en methode</i>	33
4.3	<i>Resultaten</i>	35
4.3.1	Analyse multicollineariteit	35
4.3.2	Modelselectie	36
4.3.2.1	Selectie van modeltechniek	36
4.3.2.2	Belang van de variabelen	38
4.3.2.3	Voorspelling van voorkomen huidige situatie en in 2050 (REF2050 A0CH)	40
4.4	<i>Discussie</i>	47
5	Afgeleide producten – modeltrein	48
6	Referenties	49
7	Bijlagen	52
7.1	<i>Oppervlakte van berekende fysiotopen – ACT2013 model versus ecotopenkaart 2013.</i>	52



Lijst van figuren

Figuur 3-1. Schematische weergave van afleiden van a) fysiotopen op basis van hoogtemodel en b) geomorfologische kartering op basis van False-colour beelden	8
Figuur 3-2. Overzicht van de datastromen bij de opmaak van een ecotopenkaart in kader van de MONEOS-monitoring van de Zeeschelde en tijgebonden zijrivieren.	9
Figuur 3-3. Saliniteit- en verblijfszones met OMES-segment aanduiding (zwart-vet cijfers) in de Zeeschelde met in het kader de aanduiding van het studiegebied de Boven-Zeeschelde. Getallen op okerkleurige achtergrond zijn kilometerafstanden tot de BE-NL grens.....	10
Figuur 3-4. Overzicht van de datastromen bij de opmaak van een gemodelleerde habitatkaart bij verschillende ingreepalternatieven – en scenario's.....	11
Figuur 3-5. Verhoging van het schorplateau binnen de sedimentatiemask: A) situatie 2013 en B) situatie na verhoging met hoge zeespiegelstijging in scenario Ref2050 A0CH	13
Figuur 3-6. De volledige meetreeks van de tijhoogtes van 2013 in Vlissingen (data RWS)	14
Figuur 3-7. a) Tijdserie van de metingen aan tijpost in Vlissingen, b) QN-tijdserie van normaal harmonisch getij voor Vlissingen en een afvoer van de Dender die gebruikt wordt als randvoorwaarde (m T.A.W. = m NAP + 2.33).....	15
Figuur 3-8. QE-tijdserie van 2 weken met het harmonisch getij voor Vlissingen en een afvoer van de Dender die gebruikt wordt als randvoorwaarde (m T.A.W. = m NAP + 2.33)	15
Figuur 3-9. Waterhoogte voor verschillende overspoelingsfrequenties bij hoog water langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Lage waterhoogtes hebben een hoge overspoelingsfrequentie en vice versa. Data weergegeven in stappen van 5% overspoelingsfrequentie. Rode lijnen: tijmetingen van de hoog waters in 2010-2013; blauwe punten: gemodelleerde 4QNQE-hoogwaterwaarden . 85% opgelicht voor de gemeten (oranje driehoekjes) en gemodelleerde data (blauwe driehoekjes).	17
Figuur 3-10. Kallibratie grens supralitoraal (schorrand). Rode lijn en punten: 85% percentiel hoogwaters op basis van meting; blauwe punten: 85 % percentiel hoogwaterhoogte gemodelleerd; groene punten: 90% percentiel hoogwaterhoogte gemodelleerd.....	18
Figuur 3-11. Waterhoogte voor verschillende overspoelingsfrequenties bij laag water langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Lage laagwaterhoogtes hebben een lage overspoelingsfrequentie. Data weergegeven in stappen van 5% overspoelingsfrequentie. Rode lijnen: tijmetingen van de laag waters in 2010-2013; blauwe punten: gemodelleerde laagwaterwaarden . 30% opgelicht voor de gemeten (oranje driehoekjes) en gemodelleerde data (blauwe driehoekjes).	19
Figuur 3-12. Kallibratie grens water-slik. Rode lijn en punten: 30% percentiel laagwaters op basis van meting; blauwe punten: 30 % percentiel laagwaterhoogte gemodelleerd; groene punten: 10% percentiel laagwaterhoogte gemodelleerd.	20
Figuur 3-13. Waterhoogte voor verschillende droogvalduurpercentages langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Data weergegeven in stappen van 5% droogvalduurpercentage. Rode lijnen: percentielen op basis van tijmetingen in 2010-2013; blauwe punten: percentielen op basis van gemodelleerde waterstandsreeks. 25% en 75% DD hoogte opgelicht voor de gemeten (rode driehoeken) en gemodelleerde data (groene driehoeken).	21
Figuur 3-14. Vergelijking van de geïnterpoleerde 85% hoogwater percentiellijn (85%OFHW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstandlijn (90% OFHW, blauw), gemodelleerd langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).....	22
Figuur 3-15. Vergelijking van de geïnterpoleerde laagwater percentiellijn (30%OFLW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstandlijn	

(10%OFLW, blauw), gemodelleerd langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).....	23
Figuur 3-16. Vergelijking van de geïnterpoleerde droogvalduurpercentiellijn van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde 4QNQE-lijn (blauw) gemodelleerd rond het 25% DDpercentiel langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).	24
Figuur 3-17. Vergelijking van de geïnterpoleerde droogvalduurpercentiellijn van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstands lijn (blauw) rond het 75% DDpercentiel langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).	24
Figuur 3-18. Vergelijking van de geïnterpoleerde 0.5% hoogwater percentiellijn (0.5%OFHW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde 4QNQE-lijn (0.5% OFHW, blauw) langsheen de lengteas van de Zeeschelde.	25
Figuur 3-19. Tweedeling van staalnamelocaties (oranje volle lijn) op basis van densiteiten macrobenthos uit de Habmap-campagne 2012-13 en Spatial-campagne 2008-2013 zonder de hoogdynamische locaties en in functie van waterdiepte en maximale stroomsnelheid bij vloed. Lege stalen zijn gemarkeerd met een zwarte cirkel. Groene balken geven de zones weer met stroomsnelheid die gunstig is voor benthos (laagdynamisch areaal) voor (van onder naar boven) ondiep, matig diep en diep subtidaal.	26
Figuur 3-20. Kalibratiecurves hard substraat voor ACT 2013. Vergelijking hard antropogeen oppervlak in ecotopenkaart 2013 met oppervlak met steilere helling dan 14-25% afgeleid uit het digitaal hoogtemodel.	27
Figuur 3-21 Oppervlakes (ha) van de fysiotoen (exclusief diep subtidaal) uit de ecotopenkaart 2013 (blauw) in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 (rood) voor OMESzone 14 en 15	30
Figuur 3-22 Oppervlakes (ha) van de fysiotoen (exclusief diep subtidaal) uit de ecotopenkaart 2013 (blauw) in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 (rood) voor OMESzone 16 tot 19 en traject Melle-Heusden	30
Figuur 3-23 Oppervlakes van de fysiotoen uit de ecotopenkaart 2013 in vergelijking met de gemodelleerde fysiotoen voor ACT2013 in OMES 14 nabij Ballooi en de Notelaer	31
Figuur 3-24 Oppervlakes van de fysiotoen uit de ecotopenkaart 2013 in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 en de verschilkaart in OMES 17 nabij Nieuw schor van Appels en schor van Zele	32
Figuur 3-25 Oppervlakes (ha) van de slikecotoen (inclusief hard substraat) en supralitoraal uit de ecotopenkaart 2013 (groen) in vergelijking met de gemodelleerde slikhabitatkaart voor ACT2013 (oranje) voor OMESzone 14 en 16	32
Figuur 3-26 Oppervlakes (ha) van de slikecotoen (inclusief hard substraat) en supralitoraal uit de ecotopenkaart 2013 (groen) in vergelijking met de gemodelleerde slikhabitatkaart voor ACT2013 (oranje) voor OMESzone 17 tot 19 en traject Melle-Heusden	32
Figuur 4-1: Voorkomen van opnames van de vegetatietypes in het zoete deel in functie van de overspoelingsfrequentie (Gyselings et al., 2011).....	33
Figuur 4-2. Correlatie matrix tussen geselecteerde variabelen voor biezenmodel.....	35
Figuur 4-3. Model callibratie en validatie procedure.....	36
Figuur 4-4. Schema van AUC (ROC) berekening.....	37
Figuur 4-5. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Schoenoplectus triqueter</i> using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	40
Figuur 4-6. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Schoenoplectus triqueter</i> using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.....	41



Figuur 4-7. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Schoenoplectus x. keukenthalianus</i> using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	42
Figuur 4-8. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Schoenoplectus x. keukenthalianus</i> using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	42
Figuur 4-9. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>S. tabernaemontani</i> using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	44
Figuur 4-10. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis for <i>S. tabernaemontani</i> using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	44
Figuur 4-11. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Bolboschoenus maritimus</i> using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	46
Figuur 4-12. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for <i>Bolboschoenus maritimus</i> using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.	46

Lijst van tabellen

Tabel 3-1. Abiotische grenzen gebruikt voor de fysiotopenindeling en als basis voor de ecotopenindeling.	9
Tabel 3-2. Laagdynamisch habitatgrenzen* gebruikt voor de verschillende waterdiepteklassen	26
Tabel 3-3. De klassificatie van de onderscheiden fysiotopen, dynamiekklassen, geomorfologische types en ecotopen in het Habitatmodel Integraal Plan.	28
Tabel 4-1. Overzicht van de variabelen voor de huidige modellering en het toekomstig2050-scenario A0CH.	34
Tabel 4-2. Variance Inflation Value (VIF) voor alle variabelen en van de uiteindelijke selectie van de variabelen voor het volledige model.	35
Tabel 4-3. Predictive model performance (expressed as AUC) of the different modelling techniques both for the full model and the calibrated runs (grey colored cell's). The color range indicates performance (red worse, green better). Model names in bold are the selected models for further analysis based on the average of run's.	38
Tabel 4-4. VI For the selected modelling techniques. A higher score means a higher importance (green colored), the lower the score the less important (red colored). In bold are the final selected algorithms.	39
Tabel 7-1. Gemodelleerde fysiotoopoppervlaktes (ACT2013) vergeleken met Ecotopenkaart 2013 (huidige toestand) per OMES-Segment. Oppervlakten in hectaren.	52

////////////////////////////////////

1 INLEIDING INTEGRAAL PLAN BOVEN-ZEESCHELDE

In opdracht van De Vlaamse Waterweg nv. worden verschillende ingreepsscenario's onderzocht om tegen 2050 het Boven-Zeeschelde systeem te optimaliseren in relatie tot scheepvaart, veiligheid, onderhoud en ecologie. Dit onderzoeksproject genaamd het Integraal Plan van de Boven-Zeeschelde gebeurt in samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium, Universiteit Antwerpen (ECOBE) en IMDC. Vertrekpunt zijn een aantal ingreepalternatieven, in functie van klasse Va-scheepvaart, die onderzocht zijn in een kosten-baten analyse studie "Bevaarbaarheid Boven-Zeeschelde" (IMDC, 2013).

Al deze ingreepalternatieven omvatten een impact op de huidige morfologie van de Boven-Zeeschelde. Binnen dit project worden de effecten van de voorgestelde morfologische ingrepen ingeschat op hydrodynamiek, sedimenttransport, waterkwaliteit, habitatkwaliteit en fauna en flora. Hiervoor zijn verschillende numerieke en statistische modellen ontwikkeld of verbeterd, die gebruikt zullen worden in een modelketen voor de effectinschatting ('Model instruments for the Integrated Plan Upper Seascheldt' - IMDC, 2015).

Het habitatmodel wordt ontwikkeld om een onderbouwde inschatting te maken van de mogelijke effecten van geplande aanpassingen aan de morfologie van de Schelde op de slik- en schorkwantiteit- en kwaliteit. Huidig document behandelt de opbouw van dit 'habitatmodel' en beschrijft de inzetbaarheid voor de studie. De statistische en GIS-modellerings-toepassingen zijn deels gestoeld op de ecotopenmethodiek die jaarlijks toegepast wordt binnen het MONEOS-programma om de oppervlakte evolutie van de ecotopen in kaart te brengen en deels nieuw uitgewerkt om als een voorspellingstool te kunnen fungeren. Veranderingen in oppervlakte slik en schor worden beïnvloed door enerzijds morfologische veranderingen in de oevermorfologie en anderzijds het heersend tijregime. De kwaliteit van slik en schor wordt hierbij ook in rekening gebracht door b.v. het aandeel laag dynamisch habitat, verdeling van de droogvalduurklassen, de helling, vegetatiepotentie, ...

De resultaten van deze habitatmodule zullen input leveren in modellering van fauna elementen zoals watervogels (Vanoverbeke et al. 2017a) en fint (Vanoverbeke et al. 2017b).



2 LEESWIJZER

Deze technische rapportage documenteert de opbouw van de habitatmodule.

Omdat de verschillende stappen van de habitatmodule aanleunen bij de methodiek van de MONEOS ecotopenkaarten van de Zeeschelde wordt in paragraaf 3.1 deze methodiek kort toegelicht. Het hoofdstuk introduceert een aantal belangrijke begrippen die de lezer helpen om de andere paragrafen te begrijpen. Verschillende kaartlagen worden aangemaakt en gecombineerd om uiteindelijk tot een ecotopenkaart te komen. In paragraaf 3.2 wordt de contour van het studiegebied beschreven en wordt een overzicht getoond van de habitatklassificatie. In paragraaf 3.3.1 wordt beschreven welke aanpassingen aan de MONEOSmethodiek nodig zijn om de ecotoopkaarten te maken in de context van de modeltrein van het integraal plan. Voor elk van de deelgrids worden de inputdata kort beschreven en worden de gehanteerde criteria gebruikt bij de opbouw van de verschillende grids toegelicht. In paragraaf 3.4 wordt de bekomen ACT2013 (gemodelleerde huidige toestand) vergeleken met de MONEOSecotopenkaart 2013 als validatie. Vervolgens wordt een kwantitatieve beschrijving gegeven van de huidige toestand (ACT2013). In het laatste hoofdstuk wordt ingegaan op de vegetatiemodellering van 4 soorten biez en de inzetbaarheid van dit modelinstrumentarium.

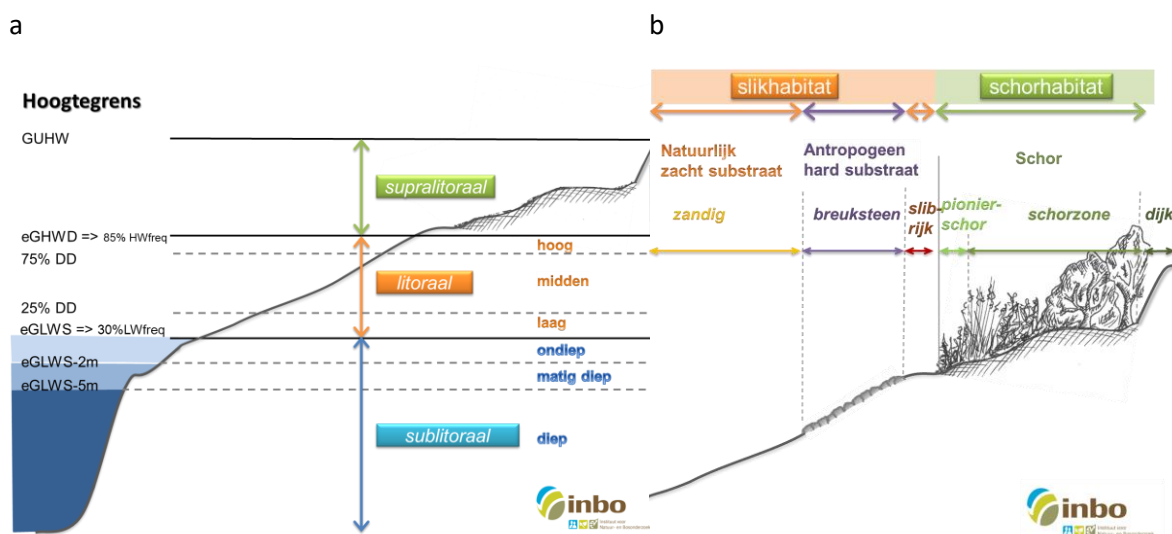
3 TECHNISCHE BESCHRIJVING HABITATMODEL

3.1 MONEOS ECOTOPENKAARTMETHODIEK

Jaarlijks worden in het kader van de lange termijn MONEOS-monitoring (INBO Moneos rapportage) ecotopenkaarten gemaakt voor de Beneden-Zeeschelde en 3-jaarlijks voor de Boven-Zeeschelde. Dit gebeurt op basis van een standaardmethodiek (Van Braeckel *in* Van Ryckegem et al. 2013). Hier gaan we kort in op deze methodiek en de aanpassingen die nodig zijn om modellering naar de toekomst mogelijk te maken.

Een ecotopenkaart wordt opgebouwd op basis van 2 basisinformatielagen: een fysiotoopenkaart (Figuur 3-1a) en een geomorfologische kaart(Figuur 3-1b).

De *fysiotoopenkaart* is een kaart van de abiotische eenheden (Tabel 3-1). Zij is enerzijds gebaseerd op een gecombineerd hoogte- en dieptegrid van 1m op 1m, en anderzijds tijmetingen langsheen het estuarium. Dit hoogtengrid zijn gevlogen LIDAR metingen, het diepte grid zijn bathymetrische inmetingen van de rivierbodem vanaf een schip. Beide grids worden in een zogenaamd 'combi'-grid tot een hoogtemodel samengesteld. De fysiotoopen worden afgeleid door verschillende doorsnedes te maken voor elke waterhoogte overeenkomstig een droogvalduur percentage (tijparameter) met het hoogtemodel (Figuur 3-1a).



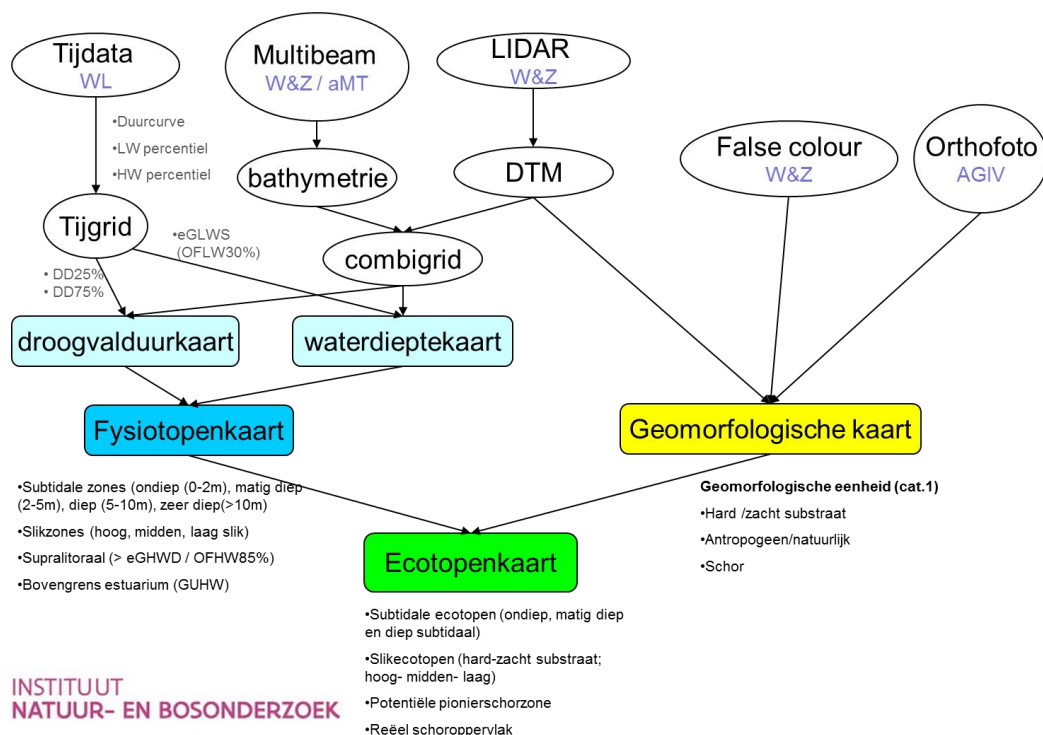
Figuur 3-1. Schematische weergave van afleiden van a) fysiotoopen op basis van hoogtemodel en b) geomorfologische kartering op basis van False-colour beelden

Tabel 3-1. Abiotische grenzen gebruikt voor de fysiotopenindeling en als basis voor de ecotopenindeling.

Saliniteit/verbliftijd	Fysiotopen	Abiotische grenzen-MONEOS
Mesohalien	Diep subtidaal	>5m onder eGLWS (=30% laagwaterfrequentie)
Sterke saliniteitsgradiënt	Matig diep subtidaal	2-5m onder eGLWS (LW30%)
	Ondiep subtidaal	0-2m onder eGLWS (LW30%)
Oligohalien	Laag slik	eGLWS – 25%Droogvalduur
	Middelhoog slik	25- 75%Droogvalduur
Zoete zone met lange verblijftijd	Hoog slik	75%Droogvalduur – eGHWD (=85% hoogwater frequentie)
Zoete zone met korte verblijftijd	Supralitoraal	>eGHWD (HW85%)– GHWD
	GOG (gecontroleerd overstromingsgebied)	Enkel bij stormtij overspoeld

Geomorfologische kaarten zijn GIS karteringen van de zones met zacht of hard substraat op basis van orthofoto-interpretatie (true colour, false colour opnames; Figuur 3-1b).

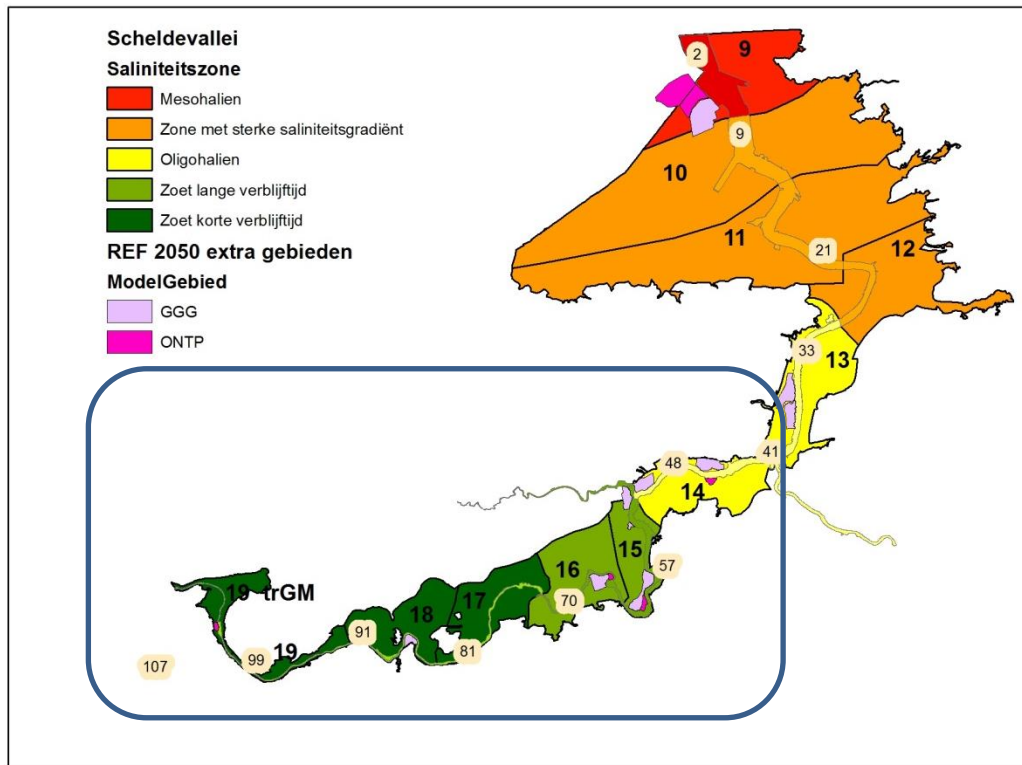
Vervolgens worden de fysiotopenkaart en geomorfologische kaart gecombineerd en verwerkt tot een ecotopenkaart. In onderstaande flowchart (Figuur 3-2) zijn de verschillende stappen van de opmaak van de ecotopenkaart binnen het MONEOS monitoringskader weergegeven.



Figuur 3-2. Overzicht van de datastromen bij de opmaak van een ecotopenkaart in kader van de MONEOS-monitoring van de Zeeschelde en tijgebonden zijrivieren.

3.2 STUDIEGEBIED EN HABITATKLASSIFICATIE

Het studiegebied van deze studie beslaat de volledige Boven-Zeeschelde van Gentbrugge tot aan de Rupelmonding. Het omvat de Zoete zone met korte verblijftijd (OMES-segment 19-17, inclusief traject Melle-Gentbrugge), de zoete zone met lange verblijftijd (OMES-segment 16-15) en de oligohaliene zone (OMES14).



Figuur 3-3. Saliniteit- en verblijfszones met OMES-segment aanduiding (zwart-vet cijfers) in de Zeeschelde met in het kader de aanduiding van het studiegebied de Boven-Zeeschelde. Getallen op okerkleurige achtergrond zijn kilometerafstanden tot de BE-NL grens.

Voor de afbakening van het modeldomein wordt vertrokken van een contour waarin rekening gehouden is met het geactualiseerd Sigmaplan (met o.a. geplande ontpolderingen, gecontroleerde overstromingsgebieden GGG en GOG's,...).

Binnen deze contour wordt de buitenste contour van de estuariene habitats afgelijnd op basis van de gemodelleerde getijddata voor elk scenario/alternatief. Deze bovengrens is gesteld als het bovenste 95% betrouwbaarheidsinterval van de 0.5% HW percentiel van de gemodelleerde hoog waters (zie paragraaf 3.3.4.4).

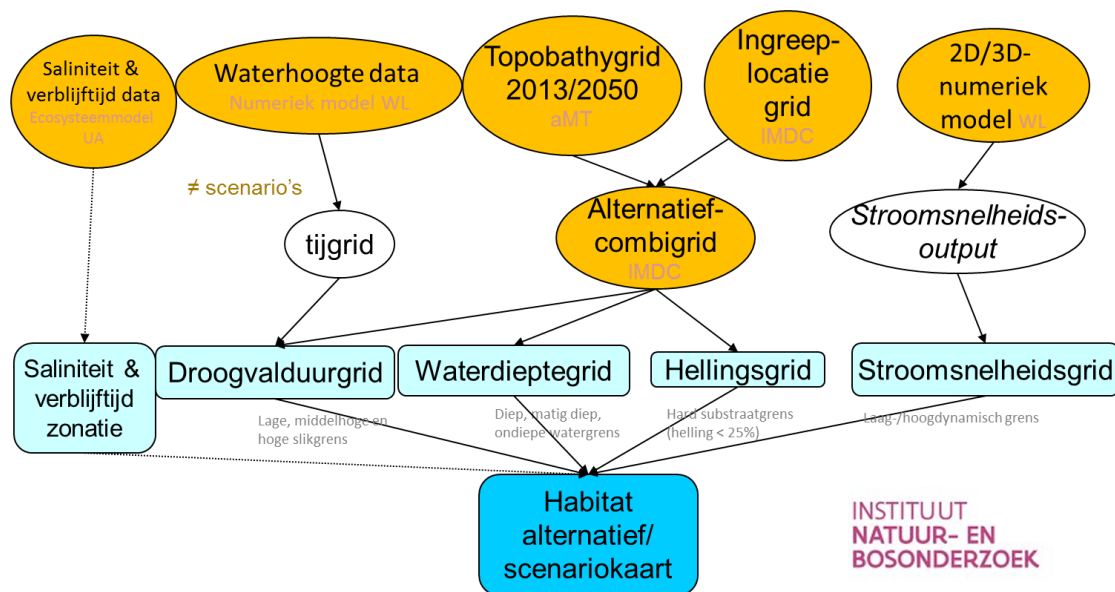
3.3 HABITATMODEL – OPBOUW

3.3.1 Van MONEOSmethodiek naar Habitatmodel Integraal Plan

In dit project is het niet de bedoeling habitats/ecotopen te monitoren maar om toekomstige situaties in te schatten. Deze werkwijze betekent dat andere gegevensbronnen gebruikt worden om de habitatkaarten te maken. De vereiste aanpassingen en toevoegingen aan de MONEOSmethodiek worden hieronder toegelicht.

Figuur 3-4 geeft een overzicht van de datastroom die gebruikt wordt voor de habitatmodellering. In tegenstelling tot de MONEOSHabitatkaarten worden in het Habitatmodel ook laag- en hoogdynamische habitats voor het subtidaal afgebakend en worden hard substraat habitats berekend (in plaats van gekarteerd op luchtfoto's) voor de slikken. De habitatmodule integreert dus niet alleen saliniteitszonatie met de droogvalduur- en waterdiepte kaart, maar ook de gemodelleerde stroomsnelheidskaart en een hard substraat kaart (Figuur 3-4).

Voor elk van de deelgrids wordt hieronder de inputdata beschreven en worden de gehanteerde criteria toegelicht bij de opbouw van de verschillende grids.



Figuur 3-4. Overzicht van de datastromen bij de opmaak van een gemodelleerde habitatkaart bij verschillende ingreepalternatieven – en scenario's

3.3.2 Saliniteit en verblijftijd

Bij de afbakening van ecotopen vormen saliniteit en verblijftijd één van de eerste hiërarchische niveaus die bepalen wat de ecologische potenties zijn van een estuarien gebied. Er worden 5 zones onderscheiden. De mesohaliene zone, de zone met een grote saliniteitsgradiënt en de oligohaline zone vormen samen de brakke ecotopen. De zoete zone wordt onderverdeeld in een zoete zone met lange en korte verblijftijd (Figuur 3-3).

Bij de huidige MONEOSmethodiek worden de zones vast gehouden tussen alle jaren. De seizoenale en jaarvariatie is immers groot (Maris & Meire, 2017). Ook voor de opbouw van het habitatmodel en bij de scenario- en alternatieven analyses wordt de grens van de verschillende saliniteits- en verblijfszones vast gehouden. Er zal dus geen kwantitatieve analyse uitgevoerd worden van oppervlakteveranderingen in relatie tot saliniteit. Er zal echter wel een kwalitatieve evaluatie uitgevoerd worden op het verschuiven van de saliniteitsgrens van de oligohaliene zone (grens zoet – brak) en de verblijftijden (zie Evaluatiemethodiek IP, IMDC et al., 2018). De afstemmingsnota saliniteit (Van Ryckegem & Buis, 2017) vormt hiervoor de basis.

3.3.3 Topobathygrid (hoogtemodel)

De hoogteligging is gebaseerd op de huidige situatie anno 2013.

Op basis van het hoogtegrid wordt een raster berekend met hellingspercentages.

3.3.3.1 Topobathygrid (hoogtemodel)

De hoogtemodellen ACT2013, REF2050 (1*1m) werden aangeleverd door IMDC (IMDC, 2015a).

A. Huidige toestand 2013 (ACT2013)

Het hoogtegrid voor ACT2013 wordt samengesteld uit de volgende componenten:

- het gecombineerd hoogtegrid van 2013-2014 (= combigrid MONEOS ecotopenkaart 2013: gecombineerd grid (mTAW) gebaseerd op een bathymetrie afgeleid uit multibeammetingen en een grid gebaseerd op LIDARdata);
- inbreng van de duurzame bathymetrie (IMDC 2015a);

B. Toekomstscenario's 2050

Het hoogtemodel dat gebruikt wordt voor de *ingreep-, klimaat- en tijamplitudescenario's* in de toekomst is ook grotendeels gebaseerd op de situatie 2013. Door de grote onzekerheid voor de toekomst en aangezien geen morfologische modelleringen worden uitgevoerd, is beslist om enkel de rechtstreekse ingrepen in het hoogtemodel in te brengen. Deze beslissing leidt echter tot een probleem voor de T2050 inschatting van habitats in de huidige GGG's en schorren. Voor de GGG's wordt daarom een habitatverdeling doorgerekend van 80% schor en 20% slikhabitat. Voor de nieuwe schorgebieden is uitgegaan van de aangeleverde hoogteligging ACT2013 voor de bepaling van de habitats. De bestaande schorplateau's zijn voor de referentie opgehoogd met de verwachte hoogwaters met zeespiegelstijging.

Dit is deels een andere aanpak dan het hydrodynamisch model waarvoor is beslist om enkel de komberging van de aangesloten gecontroleerde gereduceerde getij gebieden realistischer te maken en de bodem van de nieuwe ontpolderingen uniform op te laten hogen (Smolders et al. 2016b).

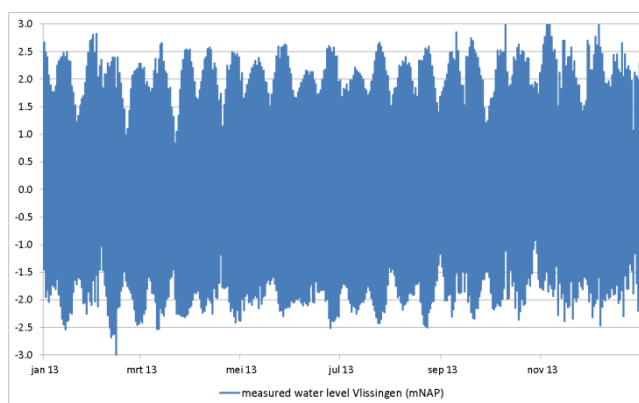
////////////////////////////////////

3.3.4 Waterdiepte en droogvalduurgrid

Waterdiepte en droogvalduur worden afgeleid uit de aangeleverde Scaldis 3D modeloutput (Smolders et al., 2016 a & b).

3.3.4.1 Randvoorwaarden hydrodynamisch gemodelleerde data

Het getij in de Schelde is zeer variabel en wordt beïnvloed door verschillende factoren zoals variatie in bovenafvoer, zeespiegelniveau, windopzet,... Dit resulteert in een gevarieerd tijpatroon zie Figuur 3-6.

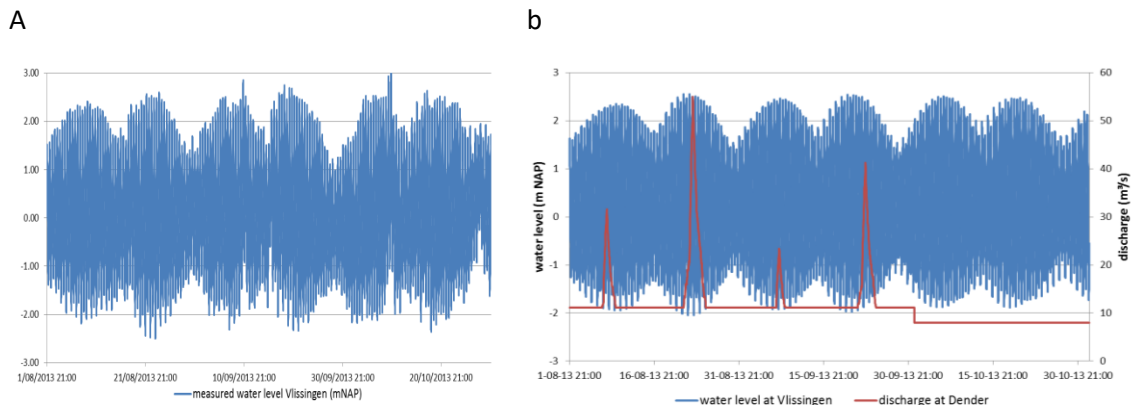


Figuur 3-6. De volledige meetreeks van de tijhoogtes van 2013 in Vlissingen (data RWS)

De hoge ruimtelijke resolutie van de hydrodynamisch modellen verhindert simulaties over lange periodes (in de orde van jaren). Daarom is bepaald dat door middel van een aantal bovenafvoercondities de waterbeweging zal gemodelleerd worden over kortere termijnen (Maximova 2015 WL-Memo13_131_14 Implementatie Randvoorwaarden2013 & 2050). De basis wordt gevormd door 2 harmonische tijreeksen beïnvloed door 2 synthetische bovenafvoerreksen:

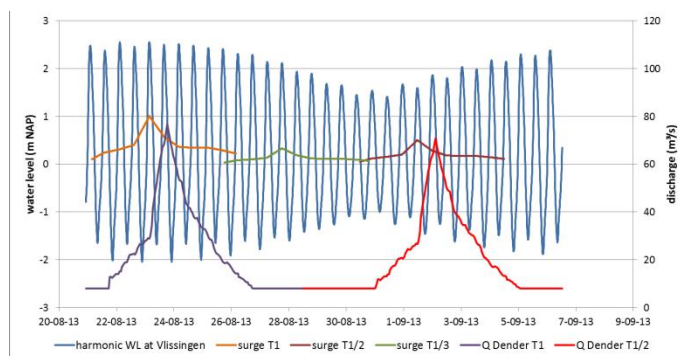
- het normaal afvoer scenario of QN: hierbij wordt een harmonische getij van 3 maanden gebruikt zonder stormcondities. Deze harmonische tijgolf vertoont een kleinere variatie in waterhoogtes dan de werkelijke metingen maar benadert een gemiddelde periode (Figuur 3-7).
- een extreme storm of de QE genaamd: dit is een harmonisch signaal van slechts 2 weken met bovenafvoeren met een retourperiode van 1 jaar, ½ jaar en 1/3 jaar (Figuur 3-8). Gelijktijdig wordt ook een typische storm als afwaartse randvoorwaarde opgelegd van 1/40 jaar (statistische bepaling voor Vlissingen in IMDC 2015).

////////////////////////////////////



Figuur 3-7. a) Tijdserie van de metingen aan tijpost in Vlissingen, b) QN-tijdserie van normaal harmonisch getij voor Vlissingen en een afvoer van de Dender die gebruikt wordt als randvoorwaarde (m T.A.W. = m NAP + 2.33)

Figuur 3-8. QE-tijdserie van 2 weken met het harmonisch getij voor Vlissingen en een afvoer van de Dender die gebruikt wordt als randvoorwaarde (m T.A.W. = m NAP + 2.33)



Om een volledige getijdistributie te verkrijgen vergelijkbaar met één jaar is besloten om de som te nemen van 4 keer het QN scenario en 1 keer het QE scenario. Deze '4QNQE' reeks werd gebruikt voor de habitat- of ecotoopgrensmodellering.

Ter hoogte van de huidige tijposten zijn 'history punten' voorzien in het numeriek model waar de waterstanden doorheen de tijd worden weggeschreven. Deze data wordt door het WL aangeleverd aan het INBO. De dataverwerking is identiek aan de verwerking van de getijdata voor de MONEOS ecotopenmonitoring.

3.3.4.2 Kalibratieoefening hydrologische variabelen

A. Hoogwaterfrequenties

Overspoelingsfrequenties bij hoog (of laag) water worden gedefiniëerd als het percentage hoogwaters (of laagwaters) binnen een tijdsreeks dat een bepaalde locatie wordt overspoeld. De overspoelingsfrequenties (OF) bij hoog water bepalen in de eerste plaats vanaf welke hoogte schorvegetatie kan uitgroeien. Deze hoogte wordt de grens supralitoraal-litoraal



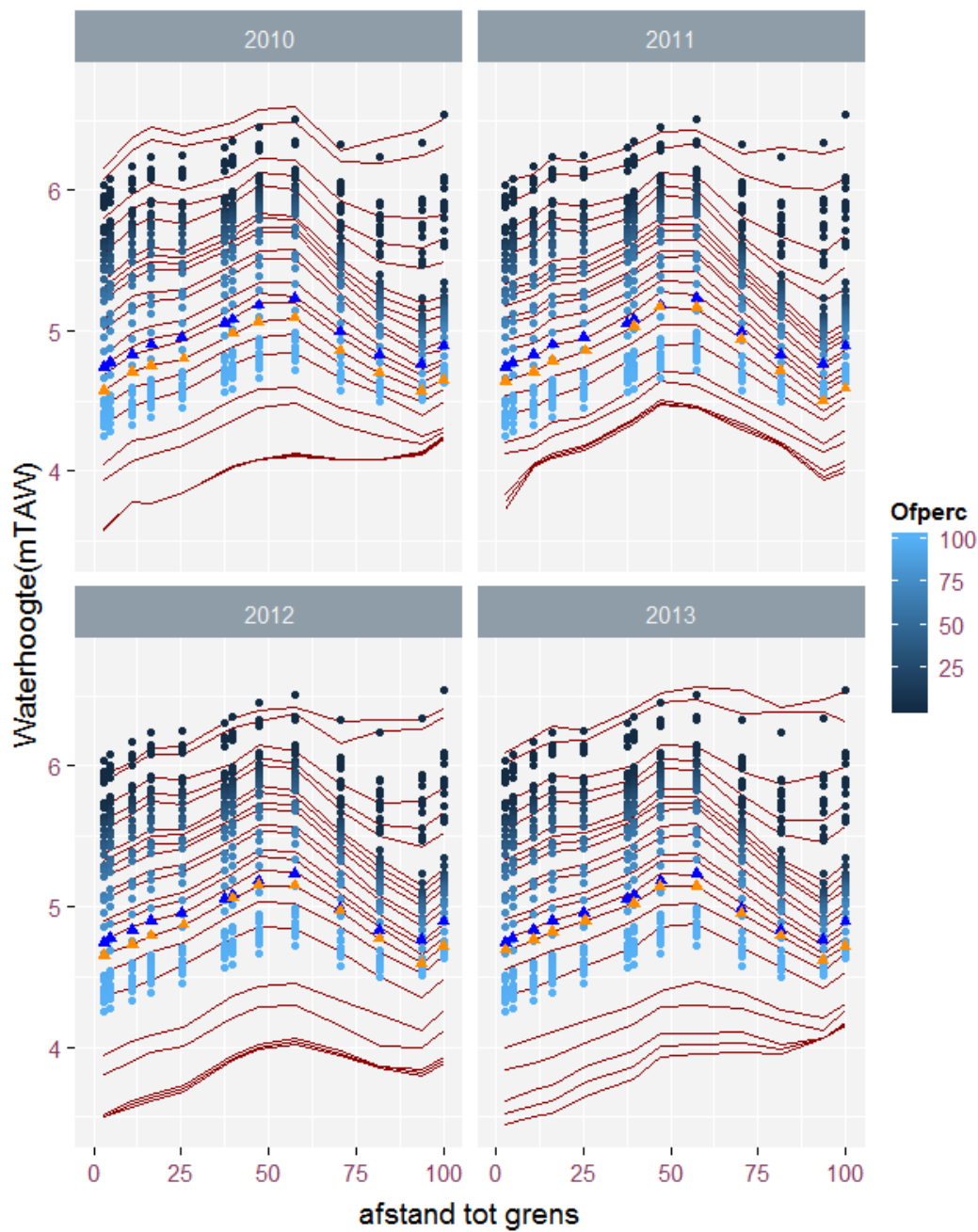
genoemd. Daarnaast is de overspoelingsfrequentie ook bepalend voor het voorkomen van verschillende schorvegetaties op de schorren (zie paragraaf 4).

Bij vergelijking van de gemodelleerde tijddistributie voor ACT2013 en de metingen over 4 jaar tussen 2010-2013 blijkt dat bij hoog water de range van tijhoogtes in de gemodelleerde waarden beperkter is dan het 4-jaarlijkse gemiddelde gebruikt in de ecotopenkaart 2013. Vooral de lage hoogwaters (< 4 mTAW; bij de hoogste overspoelingsfrequenties) ontbreken in de gemodelleerde tijreeks (Figuur 3-9).

De afwijking op de gebruikelijke fysiotopepgrens tussen supralitoraal en litoraal (85%OFHW) tussen gemodelleerd en gemeten hoogwatergegevens bedraagt 5 a 10 centimeter. Uit een kalibratieoefening blijkt dat de tijhoogte bij een overspoelingsfrequentie van 90% in de modeloutput het best aansluit bij de metingen (Figuur 3-10). De hydrodynamische modellering toont een relatief grote afwijking voor de hogere hoogwaters tegenover de gemeten data. Dit wijst erop dat de invloed van debiet in de meest stroomopwaartse zones sterker is dan gemodelleerd op basis van de 4QNQE-reeks.

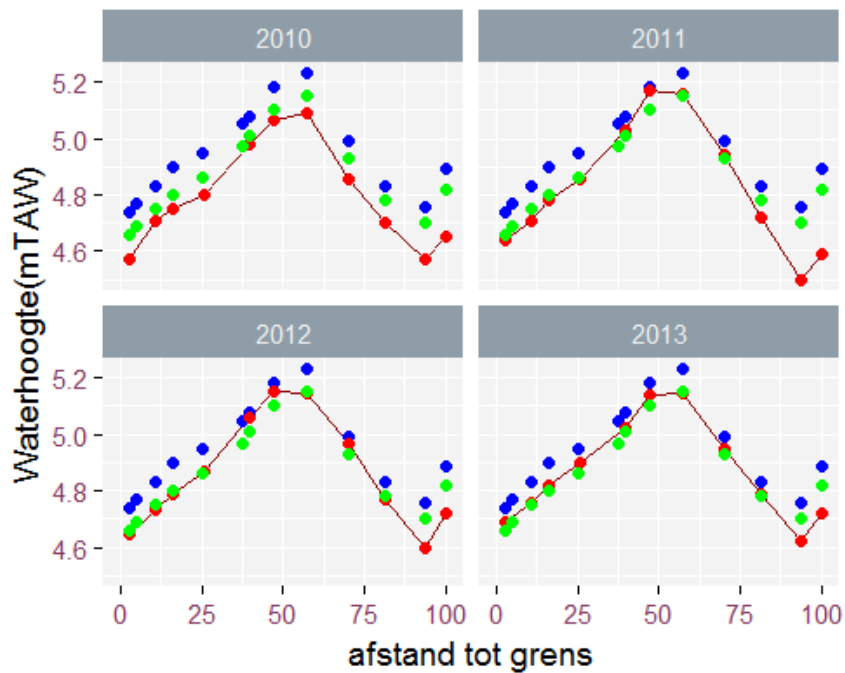
Er wordt daarom gekozen om de grens supralitoraal-litoraal voor het Habitatmodel te leggen op het 90% percentiel hoogwaters.





Figuur 3-9. Waterhoogte voor verschillende overspoelingsfrequenties bij hoog water langsheen de lengtes van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Lage waterhoogtes hebben een hoge overspoelingsfrequentie en vice versa. Data weergegeven in stappen van 5% overspoelingsfrequentie. Rode lijnen: tijmetingen van de hoog waters in 2010-2013; blauwe punten: gemodelleerde 4QNQE-hoogwaterwaarden . 85% opgelicht voor de gemeten (oranje driehoekjes) en gemodelleerde data (blauwe driehoekjes).



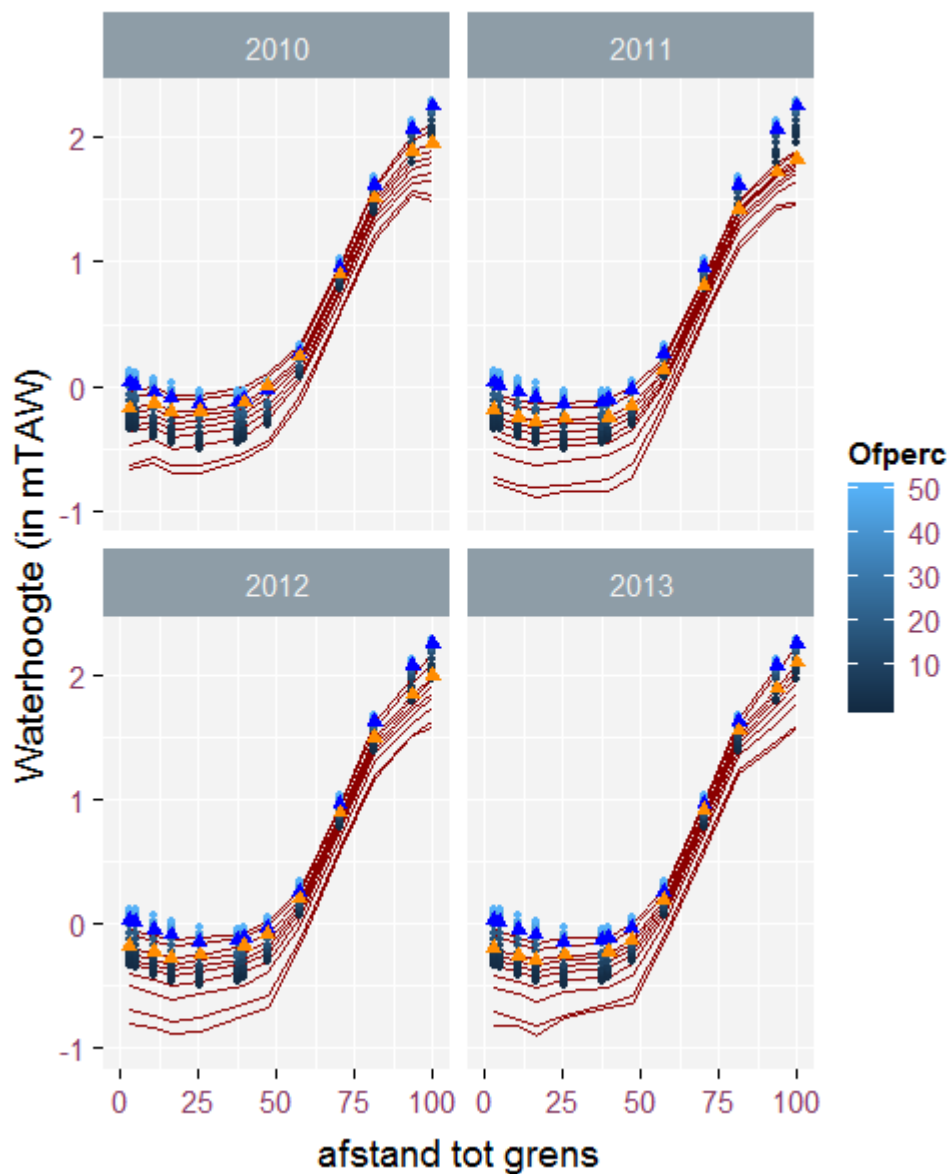


Figuur 3-10. Kalibratie grens supralitoraal (schorrand). Rode lijn en punten: 85% percentiel hoogwaters op basis van meting; blauwe punten: 85 % percentiel hoogwaterhoogte gemodelleerd; groene punten: 90% percentiel hoogwaterhoogte gemodelleerd.

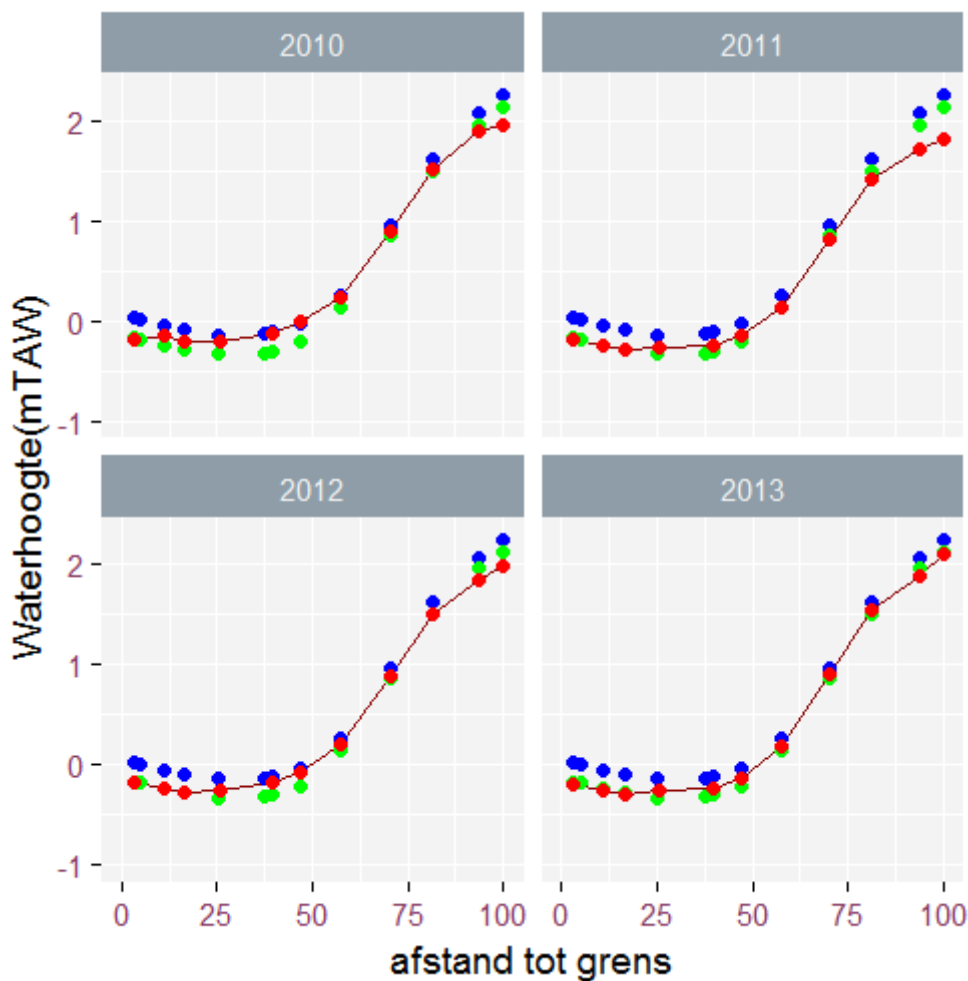
B. Laagwaterfrequenties

De overspoelingsfrequenties bij laag water bepalen de grens tussen water en slik. Algemeen wordt hiervoor het gemiddeld laagwater bij springtij genomen in kust en korte estuaria. Voor de bovenstroomse delen van het langgerekte Schelde-estuarium, de Zeeschelde, is op basis van expertkennis en data-analyse beslist dat deze algemene methodiek niet bruikbaar is. Om uniform binnen de Zeeschelde één variabele te nemen wordt het laagwaterpercentiel van 30% genomen aangezien, o.a. stroomopwaarts Dendermonde, de schommelingen tussen springtij en doottij kleiner zijn dan deze meer stroomafwaarts door de bovenafvoer.

Net zoals bij de hoogwaters vertonen de waargenomen waterhoogtes voor de verschillende laagwaterpercentielen (0.5%- 50%) een grotere variatie dan de gemodelleerde percentielen, voornamelijk de laagste laagwaters ontbreken (< -0.5 mTAW). Na kalibratie blijkt dat de waterhoogte geassocieerd met een overspoelingspercentiel van 10% van de gemodelleerde laagwaters meest overeenstemt met het 30% percentiel van de gemeten laagwaters. De 10% grens wordt dan ook verder gebruikt in de habitatmodellering als grens tussen ondiep water/subtidaal en het slik.



Figuur 3-11. Waterhoogte voor verschillende overspoelingsfrequenties bij laag water langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Lage laagwaterhoogtes hebben een lage overspoelingsfrequentie. Data weergegeven in stappen van 5% overspoelingsfrequentie. Rode lijnen: tijmetingen van de laag waters in 2010-2013; blauwe punten: gemodelleerde laagwaterwaarden . 30% opgelicht voor de gemeten (oranje driehoekjes) en gemodelleerde data (blauwe driehoekjes).



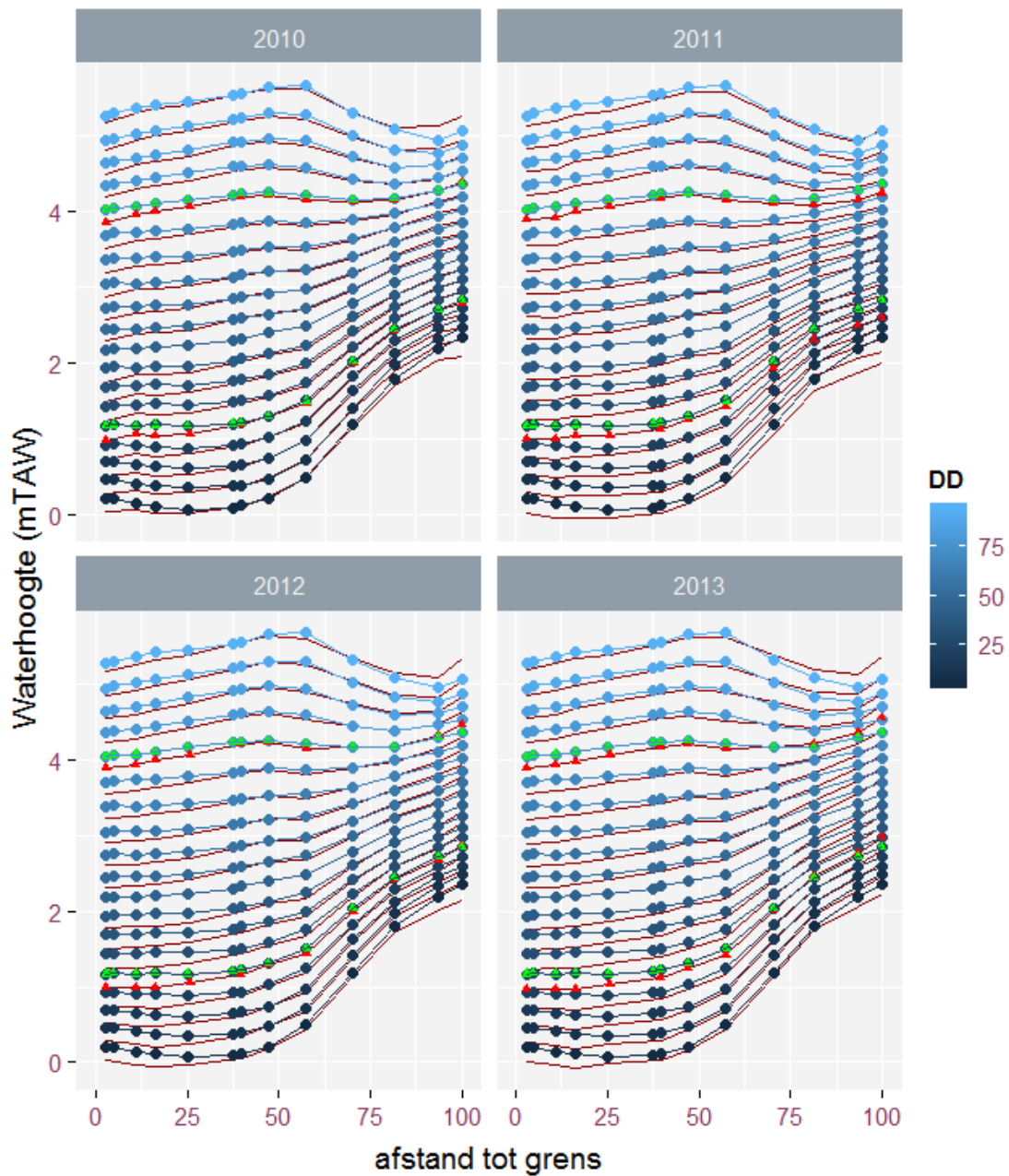
Figuur 3-12. Kalibratie grens water-slik. Rode lijn en punten: 30% percentiel laagwaters op basis van meting; blauwe punten: 30 % percentiel laagwaterhoogte gemodelleerd; groene punten: 10% percentiel laagwaterhoogte gemodelleerd.

C. Droogvalduurpercentages

Droogvalduurpercentages worden gedefinieerd als het percentage van de tijd gedurende een getijdencyclus dat een bepaalde locatie droogvalt/droog staat. Naast hoog- en laagwater overspoelingsfrequenties speelt de duur dat het slik droog ligt een belangrijke rol voor macrobenthos, foeragerende vogels (bij droogvallen) en vissen (bij overspoelen). Het bepaalt immers hoe lang ze op een slik kunnen foerageren. Anderzijds bepaalt het ook de mate van uitdroging wat voor macrobenthos en fyto­benthos belangrijk is. De droogvalduurpercentages worden gebruikt om binnen het intertidaal de zones van hoog, middel­hoog en laag intertidaal (slik) af te bakenen. Ze worden ook gebruikt als modelinput voor de hogere trofische niveaus (watervogels).

De gemodelleerde droogvalduurpercentages en de droogvalduurpercentages op basis van de tijmetingen komen goed overeen. De grootste afwijking is er in de zone met sterke saliniteits­gradiënt (Beneden-Zeeschelde), waar iets hogere waterstanden worden gemodelleerd dan gemeten (Figuur 3-13).

////////////////////////////////////



Figuur 3-13. Waterhoogte voor verschillende droogvalduurpercentages langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot de B-NL grens; grens = 0km tot Gent = 100km). Data weergegeven in stappen van 5% droogvalduurpercentage. Rode lijnen: percentielen op basis van tijmetingen in 2010-2013; blauwe punten: percentielen op basis van gemodelleerde waterstandsreeks. 25% en 75% DD hoogte opgelicht voor de gemeten (rode driehoeken) en gemodelleerde data (groene driehoeken).

Wanneer we specifiek inzoomen op de grenzen die hoog, middelhoog en laag slik onderscheiden, respectievelijk 75% droogvalduur en 25% droogvalduur (Figuur 3-13), dan zijn de verschillen beperkt voor het studiegebied van de Boven-Zeeschelde. Er wordt daarom beslist dat er geen verdere kalibratie nodig is voor de droogvalduur.

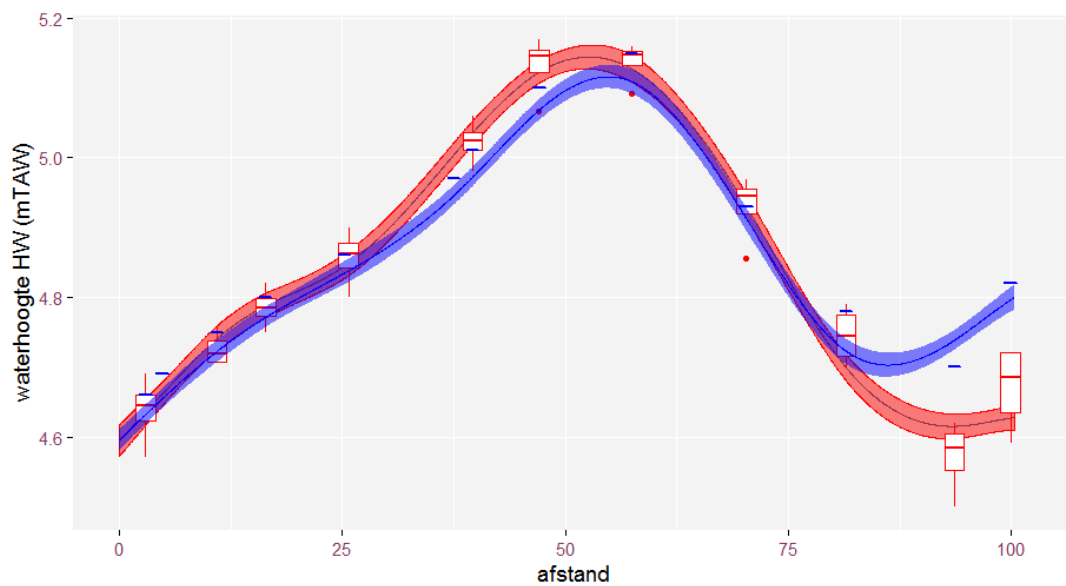
3.3.4.3 Modellering hydrologische variabelen

De hydrologische data worden geïnterpoleerd langsheen de volledige Schelde-as. Voor de MONEOSkaarten gebeurt dit op basis van de getij data, voor het Habitatmodel is dit op basis van de gemodelleerde (history)punten uit het Scaldis 3D model en op basis van de kalibratiecriteria. Voor het meest stroomopwaartse riviertraject tussen Gentbrugge en Melle (afstand >100.5 tot 108.35km van de Belgisch-Nederlandse grens) zijn geen metingen van tijposten voorhanden en wordt afzonderlijk geïnterpoleerd op basis van gemodelleerde historypuntdata en nadien samengevoegd. De interpolaties gebeuren aan de hand van een gefitte thin-plate regression spline binnen de gam functie¹ in R met een vast gedefinieerd aantal knopen per variabele.

Op basis van de gekozen kalibratie parameters worden volgende resultaten bekomen voor de ACT2013 situatie (huidige situatie gemodelleerd). Voor de berekeningen van de alternatieven en scenario's wordt eenzelfde methodiek gevolgd.

A. Waterhoogte hoogwater

Figuur 3-14 toont de geïnterpoleerde waterhoogte langsheen de lengteas van de Zeeschelde voor de grens tussen intertidaal en supralitoraal. De afwijking vanaf km80 van maximaal 20cm resulteert in een iets bredere slikoppervlakte (grens slik-schor schuift omhoog in habitatmodel tegenover de huidige ecotopenkaart).

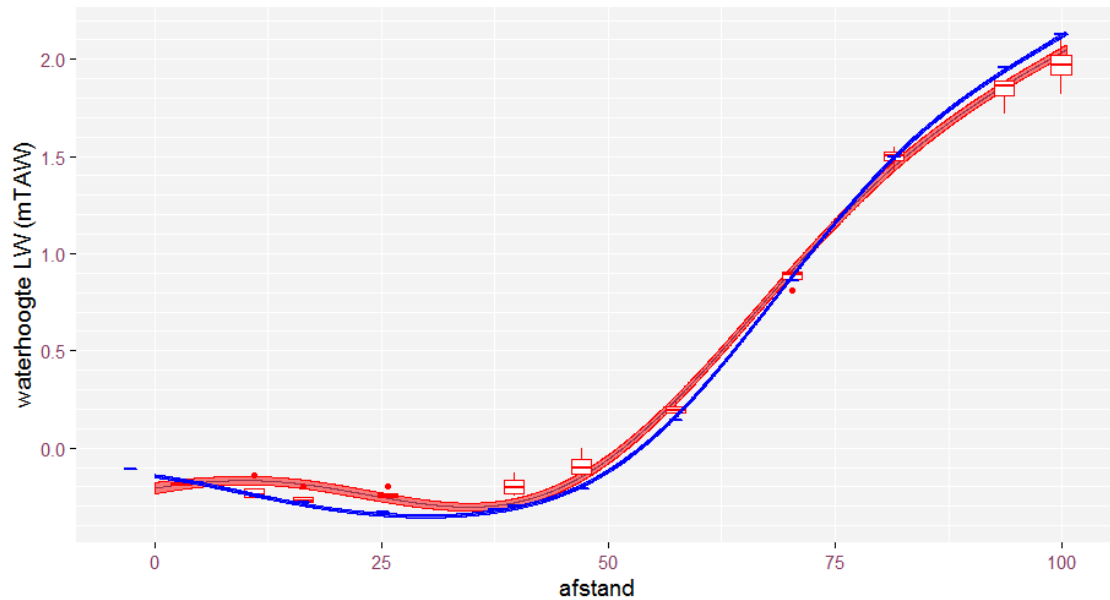


Figuur 3-14. Vergelijking van de geïnterpoleerde 85% hoogwater percentiellijn (85%OFHW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstandslijn (90% OFHW, blauw), gemodelleerd langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).

¹ gam(value~s(afstand, ofperc,bs="tp",k=15)

B. Waterhoogte laagwater

Figuur 3-15 toont de geïnterpoleerde waterhoogte langsheen de lengteas van de Zeeschelde voor de grens tussen intertidaal en subtidaal.

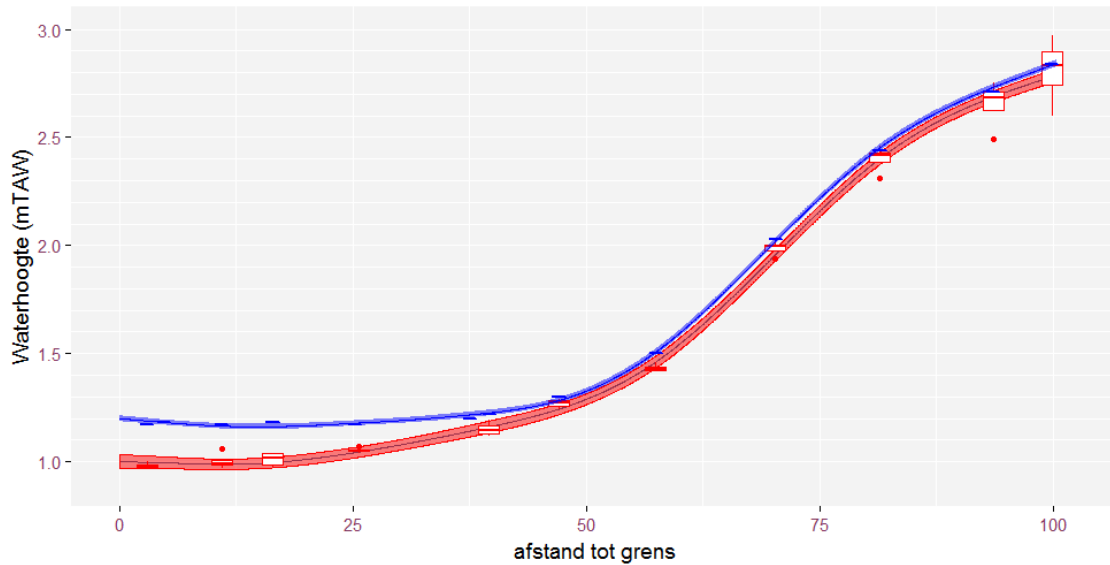


Figuur 3-15. Vergelijking van de geïnterpoleerde laagwater percentiellijn (30%OFLW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstandslijn (10%OFLW, blauw), gemodelleerd langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).

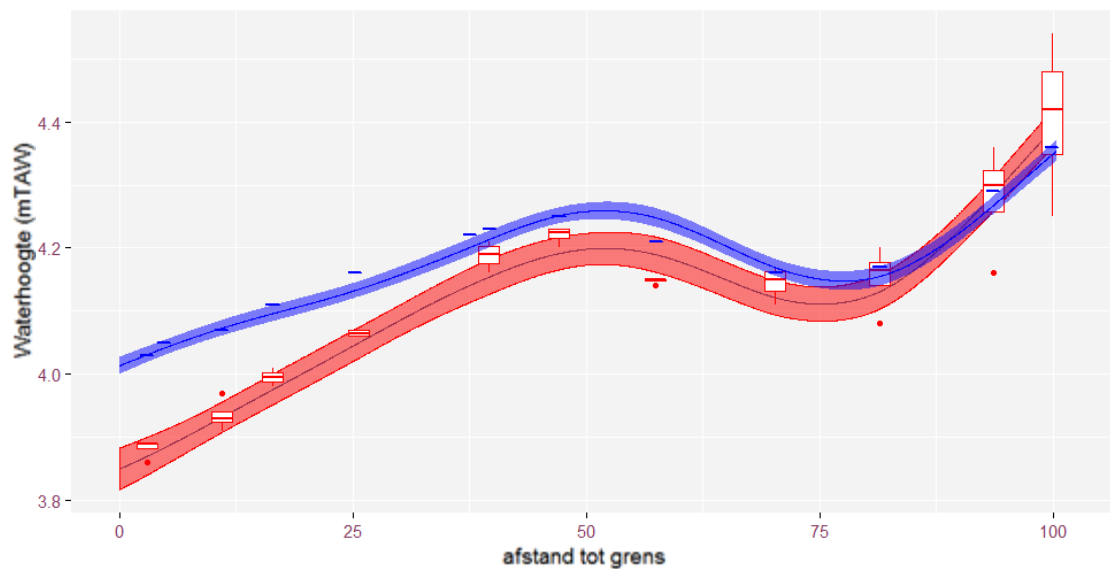
C. Droogvalduurpercentages

Figuur 3-16 en Figuur 3-17 tonen de geïnterpoleerde waterhoogtes voor de droogvalduurpercentages 25% (grens laag – middelhoog slik) en 75% (grens middelhoog - hoog slik). De verschillen zijn beperkt voor het studiegebied van de Boven-Zeeschelde (km 40-100). Er is een grotere afwijking in de Beneden-Zeeschelde (km 0-40).





Figuur 3-16. Vergelijking van de geïnterpoleerde droogvalduurpercentiellijn van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde 4QNQE-lijn (blauw) gemodelleerd rond het 25% DDpercentiel langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).



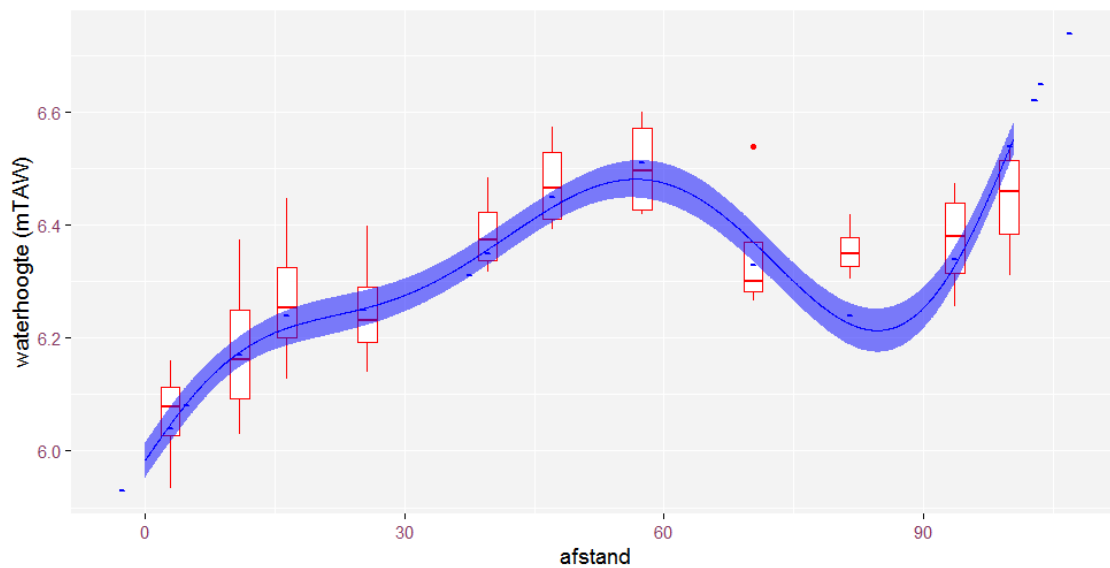
Figuur 3-17. Vergelijking van de geïnterpoleerde droogvalduurpercentiellijn van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde gemodelleerde waterstands lijn (blauw) rond het 75% DDpercentiel langsheen de lengteas van de Zeeschelde (afstand tot B-NL-grens).

3.3.4.4 Buitengrens estuariene habitats

In tegenstelling tot de MONEOS methodiek kan de bepaling van het estuarien gebied voor toekomstscenario's niet gebeuren op basis van orthofoto's en veldkarteringen gecombineerd met digitale hoogtemodellen en tijdata. Voor toekomstscenario's wordt de spline interpolatie van de waterhoogte voor het 0.5 percentiel van de hoog waters (uit het gam-model) berekend. Het estuarien gebied wordt dan afgebakend op basis van het bovenste confidentie interval (95%) van die spline interpolatie, m.a.w. de bovenste lijn van de blauwe band in



Figuur 3-18.



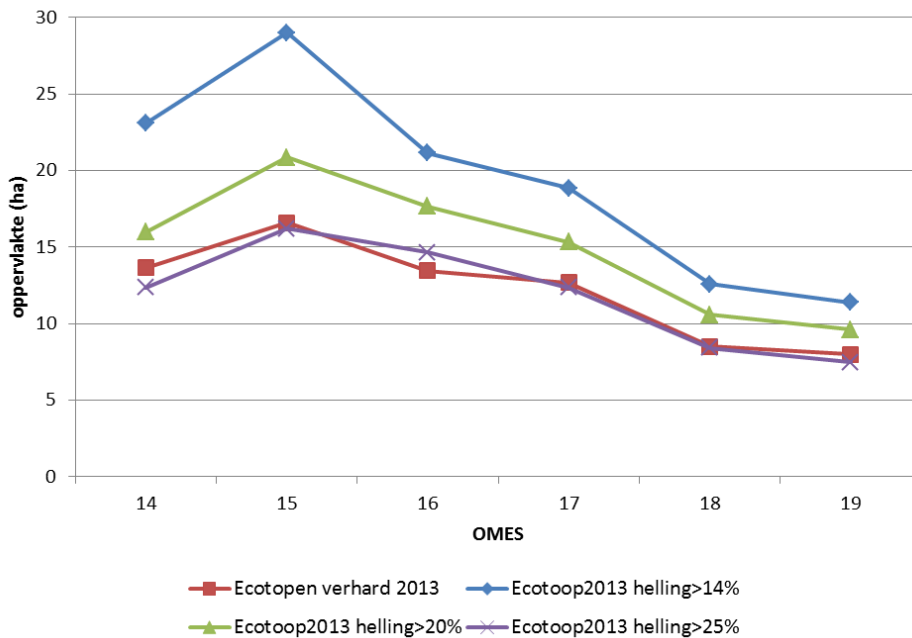
Figuur 3-18. Vergelijking van de geïnterpoleerde 0.5% hoogwater percentiellijn (0.5%OFHW) van de tijmetingen in 2010-2013 (rood) en geïnterpoleerde 4QNQE-lijn (0.5% OFHW, blauw) langsheen de lengteas van de Zeeschelde.

3.3.5 Stroomsnelheidsdata

Stroomsnelheid wordt afgeleid uit de aangeleverde Scaldis 3D modeloutput (Smolders et al. 2016a & b).

De ecologisch waardevolle subtidaal macrozoöbenthos habitats in de Zeeschelde worden onderscheiden in functie van twee belangrijke abiotische variabelen (waterdiepte en stroomsnelheid)(Figuur 3-19)(Van Braeckel et al. 2018). Op basis van dit onderzoek wordt in het habitatmodel binnen het integraal plan voor de 3 verschillende diepteklassen in het subtidaal (diep, matig diep en ondiep subtidaal) stroomsnelheidsgrenzen bepaald die het laagdynamisch subtidaal habitat afbakenen met een hogere dichtheid aan macrobenthos (Tabel 3-2). Voor dit onderzoek naar ingreepsenario's in de zoete zone is geopteerd voor het tweedelingsmodel laag- versus hoogdynamisch habitat op basis van alle macrobenthosdichtheitsdata van de Habitatmappingcampagne 2012-13 en Spatial-campagne 2008-2013 met uitsluiting van locaties gedomineerd door hoogdynamische soorten (Van Braeckel et al. 2018). Dit tweedelingsmodel gaf in de zoete zone het beste onderscheid in laag- en hoogdynamisch subtidaal habitat. De toepassing van deze criteria op het diepte- en stroomsnelheidsgrid bakent op deze manier de laagdynamisch watergebieden af.

Op basis van een hellingsanalyse werd empirisch onderzocht welke hellingspercentages de huidige ligging van breuksteen het best beschrijven door de gridcellen van de bathymetrie vanaf een bepaalde helling als hard of zacht substraat te classificeren (Figuur 3-20). Op basis van deze analyse werd besloten dat hellingspercentages > 25% het best de huidige ligging van hard substraat weergeven. Deze relatie is geldig voor alle OMES-zones in het studiegebied.



Figuur 3-20. Kalibratiecurves hard substraat voor ACT 2013. Vergelijking hard antropogeen oppervlak in ecotopenkaart 2013 met oppervlak met steilere helling dan 14-25% afgeleid uit het digitaal hoogtemodel.

Voor deze 'harde substraatkaart' (vnl. breuksteen) is voor elk ingreepsceenario (elke bathymetrie) het hellingsraster hetzelfde. Enkel de slikcontourselectie verschilt bij elk klimaat- en tijamplitudescenario's.

3.3.7 GISmodel

Voor het bekomen van gebiedsdekkende gemodelleerde habitatkaarten worden volgende stappen gevolgd:

1. Geïnterpoleerde tijvariabelen worden omgezet tot een 25x25m raster voor de volledige Zeeschelde
2. Deze tijrasters worden gecombineerd met het hoogteraster voor elk fysiotop apart
3. De aparte fysiotopenrasters worden verder gecombineerd tot één gebiedsdekkend gemodelleerd habitatraster
4. De rasterfile wordt omgezet naar een polygonenkaart
5. Op basis van het hydrodynamisch outputraster wordt een raster afgeleid met stroomsnelheidsklassen en omgezet naar een polygonenkaart

6. De fysiotooppolygonenkaart wordt verder gecombineerd met de stroomsnelheidsklassekaart zodat het laagdynamisch subtidaal gebied kan afgebakend worden
7. De slikzone binnen deze finale fysiotoopenpolygonenkaart wordt gecombineerd met de harde substraatlaag, afgelijnd op basis van een hellingsanalyse
8. Alle habitatmaptypen worden toegekend
9. Getijdenplassen worden toegevoegd (vaak NULL zones wegens geen LIDARdata)
10. Grotere blankingzones in hoogtemodel 2050 worden opgevuld met omringende habitatmaptypen (NULL zones wegens geen LIDARdata in REF2050)
11. GGG-gebieden worden toegevoegd en als GGG-habitat gedefinieerd

3.3.8 Klassificatie ecotopenkaart Habitatmodel

Volgende ecotopen worden onderscheiden voor het huidige project:

Tabel 3-3. De classificatie van de onderscheiden fysiotoopen, dynamiekklassen, geomorfologische types en ecotopen in het Habitatmodel Integraal Plan.

Fysiotoop		Geomorftype	Ecotoop
hoogtezones	Hydro-dynamiek*		
Diep	HD	Onbepaald	Diep subtidaal HD
	LD		Diep subtidaal LD
Matig diep	HD	Onbepaald	Matig diep subtidaal HD
	LD		Matig diep subtidaal LD
Ondiep	HD	Onbepaald	Ondiep subtidaal HD
	LD		Ondiep subtidaal LD
Laag slik		Zacht substraat	Laag slik
		Hard antropogeen	Hard substraat
Middelhoog slik		Zacht substraat	Middelhoog slik
		Hard antropogeen	Hard substraat
Hoog slik		Zacht substraat	Hoog slik
		Hard antropogeen	Hard substraat
Supralitoraal			Supralitoraal
		Getijdenplas	Getijdenplas

*Hoogdynamisch (HD) en Laagdynamisch (LD) [enkel toegepast op het subtidaal]

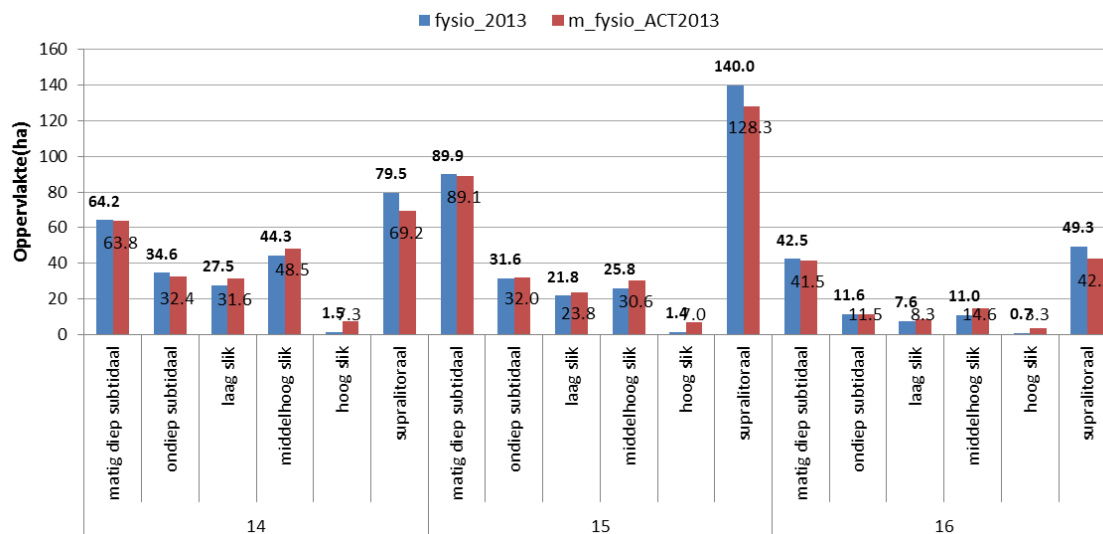
3.4 HABITATMODEL – VALLIDATIE ACT2013

Als controle is een validatieoefening gebeurd waarbij de oppervlaktes zijn vergeleken tussen enerzijds de fysiotoopen uit de ecotopenkaart 2013 en deze uit de habmapmodellering voor de huidige toestand (ACT2013), zonder onderscheid te maken in laag- en hoogdynamisch habitat in het subtidaal. Anderzijds zijn ook de gekarteerde slikecotopen vergeleken met de gemodelleerde varianten voor de huidige toestand (ACT2013) (Tabel 7-1 in bijlage). In Figuur 3-21 en Figuur 3-22 zijn de verschillen in fysiotoopoppervlakte te zien. Algemeen kan gesteld worden dat de verschillen klein zijn en de kalibratie van de parameters ertoe heeft geleid dat het habitatmodel met hoge nauwkeurigheid een ecotopenkaart kan genereren uit de modeltrein. Het grootste verschil zit in het supralitoraal waar de gemeten hoogwaterhoogtegrens zich lager situeerde dan de gemodelleerde waterstanden (Figuur 3 14).

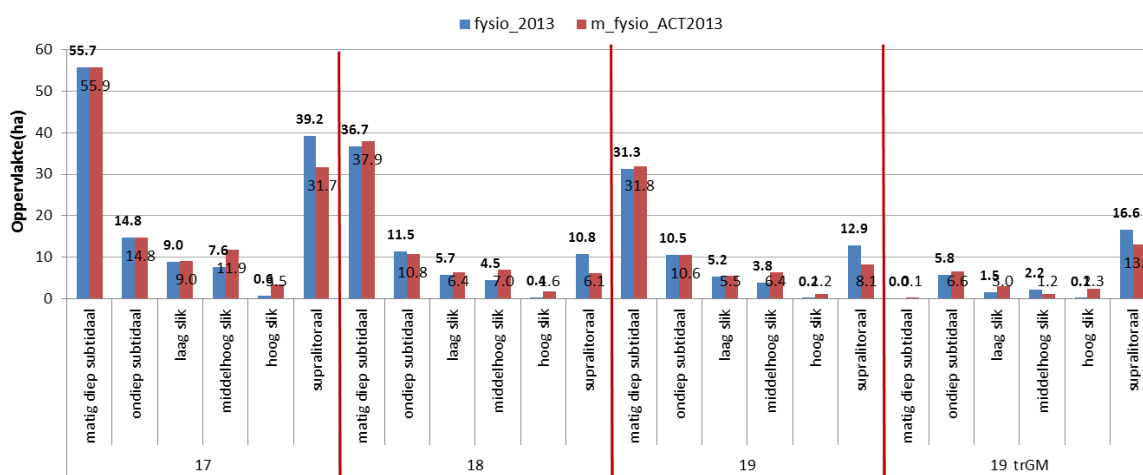
De ruimtelijke verschillen tussen de fysiotoopen zijn geïllustreerd op de kaarten in Figuur 3-23 en Figuur 3-24.

De oppervlakte hard substraat blijft qua oppervlakte vergelijkbaar tussen ecotopenkaart 2013 en ACT 2013 (Figuur 3-25 en Figuur 3-26). Hierdoor zijn verschillen tussen gemodelleerde slikhabitats met zacht substraat en gekarteerde oppervlaktes zacht substraat in de ecotopenkaart van 2013 meer uitgesproken. De verschillen zijn relatief het grootst in de opwaartse gebieden door de grootste verschillen in gemeten en gemodelleerde hoogwaters alsook de lage absolute oppervlaktes zacht substraatoppervlaktes in het veld.

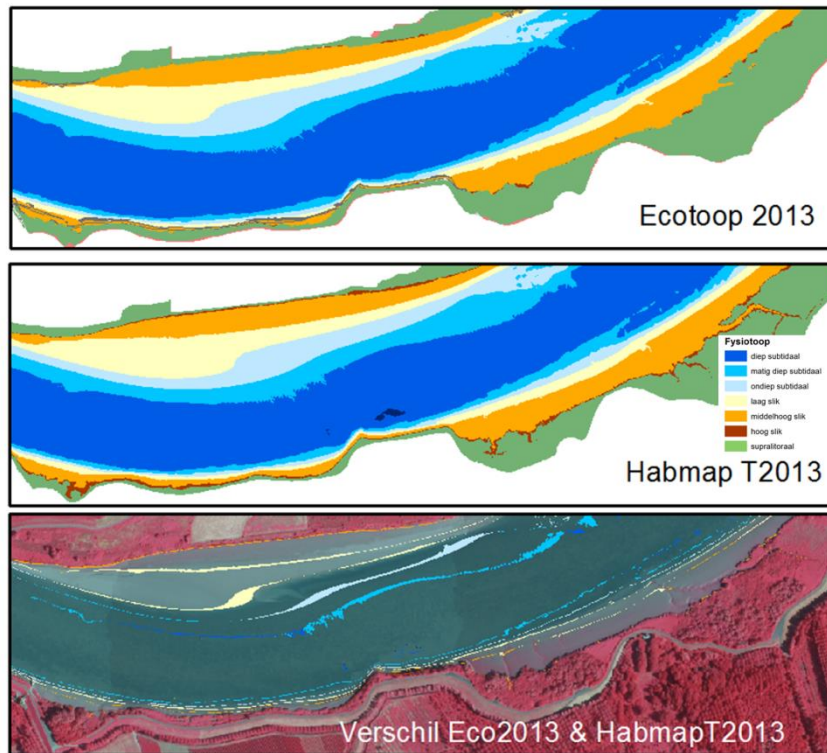




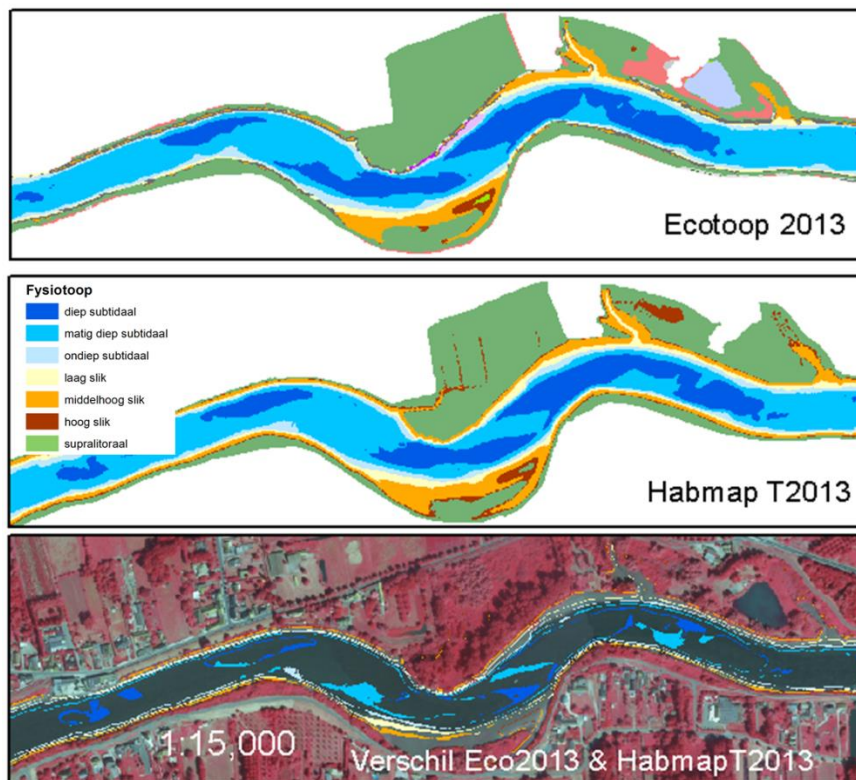
Figuur 3-21 Oppervlakes (ha) van de fysiotoepen (exclusief diep subtidaal) uit de ecotopenkaart 2013 (blauw) in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 (rood) voor OMESzone 14 en 15



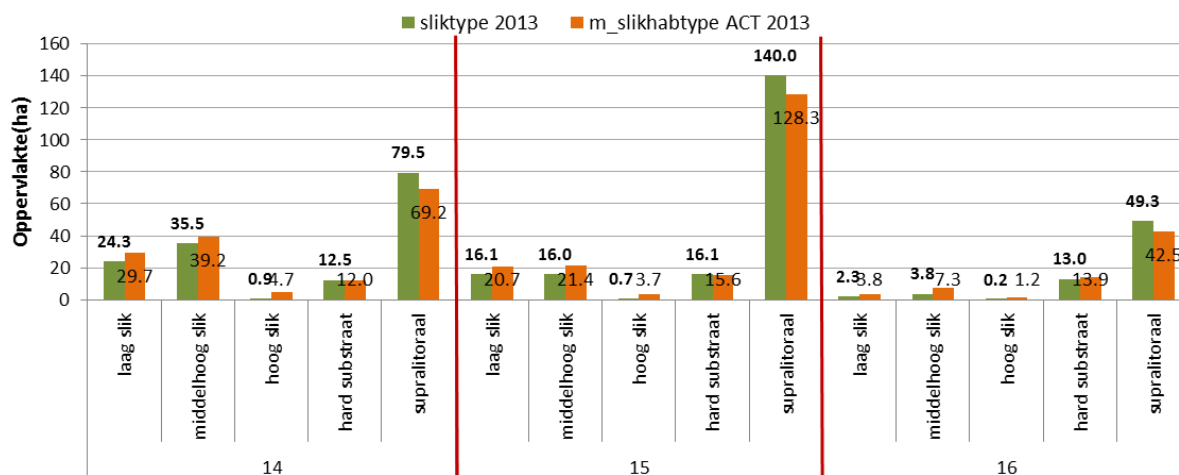
Figuur 3-22 Oppervlakes (ha) van de fysiotoepen (exclusief diep subtidaal) uit de ecotopenkaart 2013 (blauw) in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 (rood) voor OMESzone 16 tot 19 en traject Melle-Heusden



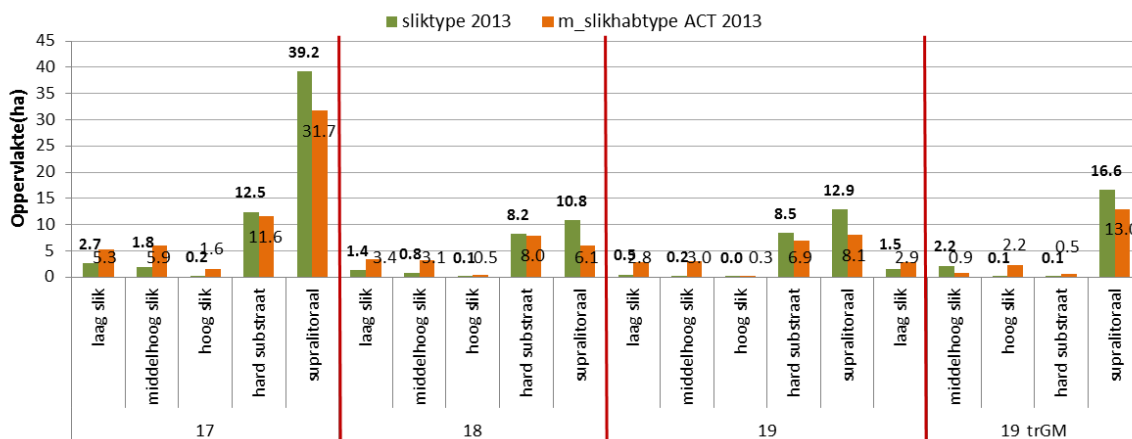
Figuur 3-23 Oppervlaktes van de fysiotopen uit de ecotopenkaart 2013 in vergelijking met de gemodelleerde fysiotopen voor ACT2013 in OMES 14 nabij Ballooi en de Notelaer



Figuur 3-24 Oppervlakes van de fysiotopen uit de ecotopenkaart 2013 in vergelijking met de gemodelleerde habitatkaart voor ACT2013 en de verschilkaart in OMES 17 nabij Nieuw schor van Appels en schor van Zele



Figuur 3-25 Oppervlakes (ha) van de slikecotopen (inclusief hard substraat) en supralitoraal uit de ecotopenkaart 2013 (groen) in vergelijking met de gemodelleerde slikhabitatkaart voor ACT2013 (oranje) voor OMESzone 14 en 16

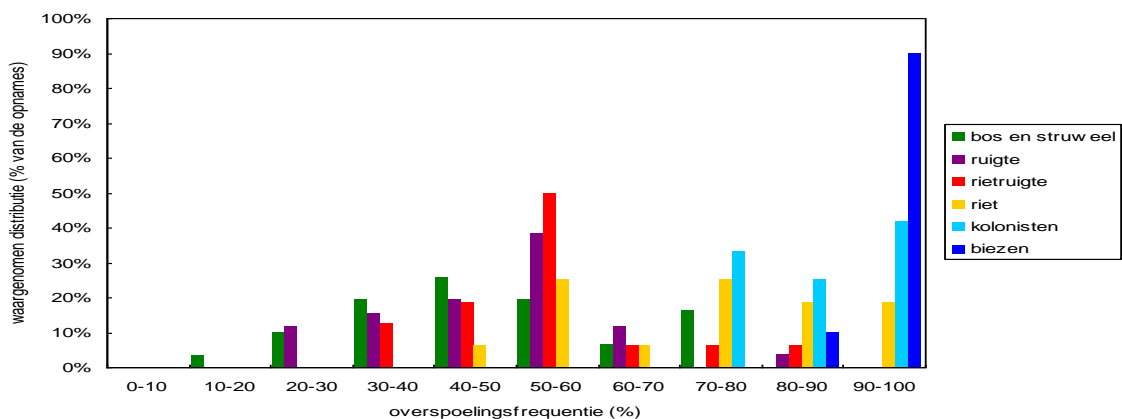


Figuur 3-26 Oppervlakes (ha) van de slikecotopen (inclusief hard substraat) en supralitoraal uit de ecotopenkaart 2013 (groen) in vergelijking met de gemodelleerde slikhabitatkaart voor ACT2013 (oranje) voor OMESzone 17 tot 19 en traject Melle-Heusden

4 VEGETATIEMODELLERING

4.1 KEUZE VAN HET VEGETATIETYPE

Pioniersvegetaties met biezen zijn één van de meest typische en meest zeldzame vegetatietypes langsheen de Zeeschelde (Van Braeckel et al., 2006). Voor het zoetwatergetijden systeem zijn er vier karakteristieke soorten: driekantige bies (*Schoenoplectus triqueter*) (een bedreigde soort in Vlaanderen; Van Landuyt et al. 2006), ruwe bies (*Schoenoplectus tabernaemontani*), de hybridesoort grauwe bastaardbies (*Schoenoplectus x. keukenthalianus*) en de zeebies of heen (*Bolboschoenus maritimus*). Ze groeien in de Zeeschelde in een nauwe band aan de rivierwaartse rand van de schorvegetaties (Figuur 4-1) (Van Braeckel et al., 2008; Gyselings et al., 2011). De soorten behoren tot de primaire kolonistoren van de hoge slikken en zijn cruciaal voor de jonge schorvorming (Zonneveld, 1960, Dekoninck, 1996). Ze staan gekend als ‘ecosysteem-engineers’ (Silinski et al., 2015; Schwarz et al., 2015). Hun positie zorgt er bovendien voor dat ze belangrijk zijn om de schorrand te beschermen tegen oevererosie door bijvoorbeeld scheepsgolven of sterke waterstroming (Coops et al., 1996; Silinski et al., 2015).



Figuur 4-1: Voorkomen van opnames van de vegetatietypes in het zoete deel in functie van de overspoelingsfrequentie (Gyselings et al., 2011).

4.2 MATERIAAL EN METHODE

Om de effecten van ingrepen en klimaatsverandering te kunnen evalueren voor de studie van het integraal plan werd onderzocht hoe de potentie tot het voorkomen van de biezensoorten beïnvloed wordt door het getijregime, erosiegevoeligheid van de standplaats en saliniteit, en of deze indicatorsoorten bruikbaar zijn om toekomstige scenario's of alternatieven mee te beoordelen.

Binnen het project ‘Habitatmapping Zeeschelde schorren’ in opdracht van afdeling Maritieme toegang is op basis van een dataset met een integrale inventarisatie van biezenstandplaatsen in de Zeeschelde tussen 2013 en 2017 een soortspecifiek verspreidingsmodel opgemaakt (Species distribution modelling, SDM – R package Biomod2, Thuiller et al. 2014). De

beschouwde variabelen ter hoogte van de gekarteerde standplaatsen worden getoond in Tabel 4-1. De data voor de getijvariabelen en stroomsnelheden werden ontleend uit de SCALDISmodellering (Toestand 2013). De saliniteitsdata waren maxima per jaar in periode van het groeiseizoen (maart-oktober) gemiddeld over de periode 2010-2013 (OMES datareeks).

Het bekomen model werd ook toegepast op het referentieraster 2050 met verhoogde schorplateaus en het klimaat- en amplitudescenario (AOCH) (pg. 12) om de verspreiding van de 4 koloniserende biezensoorten te zien in de toekomstscenario's. Deze bathymetrische kaarten houden wel geen rekening met de aanpassingen van slikken op de zeespiegelstijging.

Tabel 4-1. Overzicht van de variabelen voor de huidige modellering en het toekomstig2050- scenario AOCH.

	Current	Future (2050)
Inundation frequency	2010-2013 ²	/
Inundation time	2010-2013 ²	/
Inundation depth:	Mean high water	2050 ¹
	Elevation	2013 ³ or 2050 ¹
Slope	2013 ⁴	2013 ⁴
Shear stress	2013 ¹	2050 ¹
Maximum velocity	2013 ¹	2050 ¹
Salinity	2010-2013 ³	2010-2013 ³

^{1,2} data waterbouwkundig labo; ³ data OMES, ⁴ berekend uit combigridd



4.3 RESULTATEN

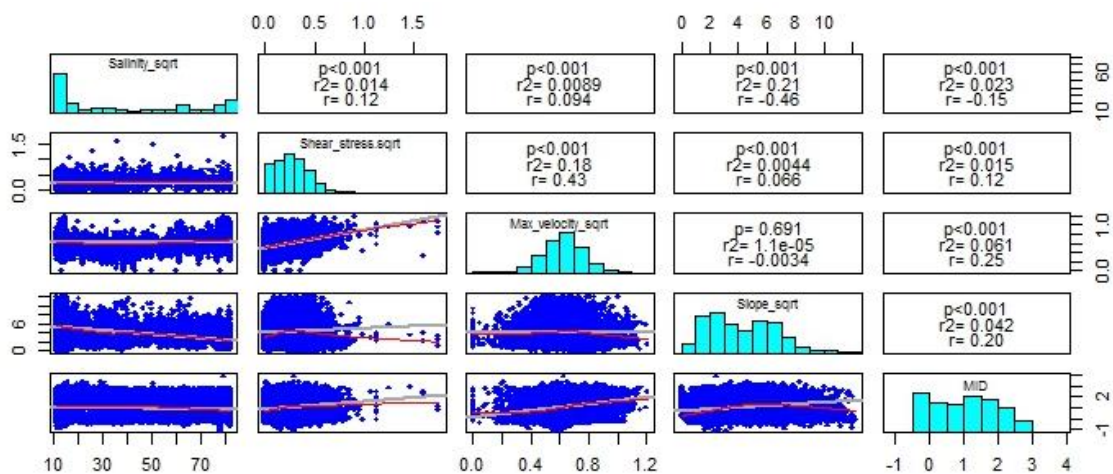
De hieronder weergegeven resultaten zijn een extract uit Elsen (2018) en zijn opgesteld in het Engels, het modellerwerk is grotendeel uitgevoerd in het kader van het habitatmapping project in opdracht van Maritieme Toegang. De modellen werden toegepast op een scenario van het integraal plan. Voor verder informatie verwijzen we naar Elsen (2018).

4.3.1 Analyse multicollineariteit

The VIF (Variance Inflation) comparisons of the environmental variables are given in Tabel 4-2. The VIF test (selection of variable set with all VIF < 2) for the species distribution dataset resulted in the selection of salinity, shear stress, velocity, slope and mean inundation depth (MID) (see Figuur 4-2). Although inundation time (IT) and inundation frequency (IF) were both strongly correlated with MID, MID was still maintained in the final selection. We opted to keep MID as explanatory variable as data of IT was less precise (5% interval) and IF data was based on interpolated raster data. MID however was partly based on detailed field measurements and a variable less studied than IF but often suggested to be of importance.

Tabel 4-2. Variance Inflation Value (VIF) voor alle variabelen en van de uiteindelijke selectie van de variabelen voor het volledige model.

Distribution			
All variables	VIF	Selected variables	VIF
Salinity (sqrt)	2	Salinity (sqrt)	1.3
Shear stress (sqrt)	1	Shear stress (sqrt)	1.3
Max velocity (sqrt)	1	Max velocity (sqrt)	1.2
Slope (sqrt)	2	Slope (sqrt)	1.3
Inundation depth	10	Inundation depth	1.1
Inundation time (sqrt)	18		
Inundation frequency	5		



Figuur 4-2. Correlatie matrix tussen geselecteerde variabelen voor biezenmodel

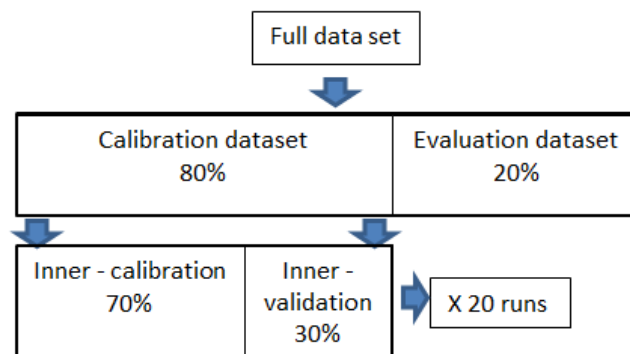
4.3.2 Modelselectie

4.3.2.1 Selectie van modeltechniek

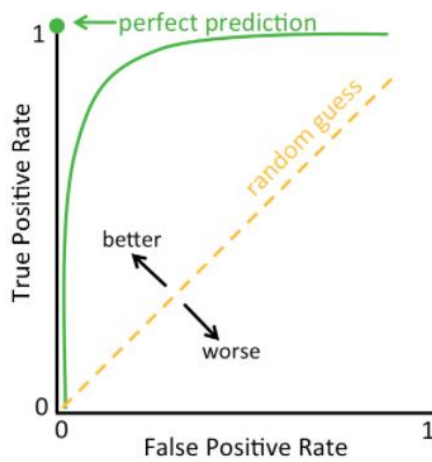
Using Biomod2 R-package a wide variety of statistical models were evaluated for their suitability to model vegetation. As a first step different statistical models were compared to select the best model(s) for further interpretation.

The evaluation and validation strategy to compare the modeltechniques is shown in Figuur 4-3. The complete dataset (presence and absence) was randomly split into two subsets: a calibration dataset which includes 80% of the data and the evaluation dataset containing the remaining 20%. **A first step** of calibration and validation consisted of repeated 'runs' in which the calibration set was further randomly subdivided in an inner-calibration dataset (70% of the data in the calibration dataset) and an inner-validation dataset (30% of the data in the calibration dataset) (Thuiller 2009, models Marmion et al, 2009). The inner-calibration dataset was used for estimating model parameters for each modelling technique and the inner-validation dataset to assess the predictive performance of each modelling technique by estimating AUC for predicted outcomes (probability of occurrence). For each modelling technique, twenty repetitions (so called "runs") were executed, and for each run a new inner-calibration and inner-validation set were randomly selected. Based on the average AUC over runs for each model, a first selection is made of the modelling techniques with the best predictive fit. **In a second step**, for each of the selected modelling techniques a 'full model' was constructed based on the full calibration set. This model was then evaluated based on AUC (Area Under the Curve) calculated for the evaluation dataset, which consists of independent data that were never used for calibration.

Calculating AUC (Area Under the Curve) is based on Relative Operating Characteristic or ROC. The ROC describes the relation between False Positive Rate and True Positive Rate. The higher the area under the ROC curve (AUC), the better the prediction (see Figuur 4-4).



Figuur 4-3. Model callibratie en validatie procedure.



Figuur 4-4. Schema van AUC (ROC) berekening

Model performance of seven model techniques was evaluated using the biomod2 package r were generated (Tabel 4-3). Both the machine learning models (Random forest (RF) and Gradient boosted model (GBM) were performing extraordinary well. These 2 machine learning techniques had an Area Under the Curve (AUC) higher than 0.89 for all species. Of all the model techniques Maximum Entropy modelling (Maxent) had the lowest AUC for all species. The two GAM models score differently but increasing the knots from 3 to 5 lead to a higher ROC value. The quadratic Generalized linear model GLM (GLMq) perform better for each species if compared with the linear GLM (GLMs), and performs comparably to the GAM with 3 knots.

A first selection of algorithms is made based on the algorithm performance. After dropping the Maxent algorithm, the decision was made to select the best performing GLM and GAM. This lead to the selection of GAMk5, GLMq, GBM and RF (bold in). For these selected models, validation of the “full model” generated AUC values were comparable to the average of the calibration runs.



Tabel 4-3. Predictive model performance (expressed as AUC) of the different modelling techniques both for the full model and the calibrated runs (grey colored cell's). The color range indicates performance (red worse, green better). Model names in bold are the selected models for further analysis based on the average of run's.

		GAMk3	GAMk5	GLMs	GLMq	MAXENT	GBM	RF
<i>S. triquetra</i>	Full model	0,960	0,970	0,904	0,962	0,897	0,994	0,999
	Avg. RUN	0,951	0,965	0,914	0,949	0,912	0,993	0,997
	Min RUN	0,923	0,949	0,895	0,937	0,887	0,986	0,988
	Max RUN	0,959	0,975	0,930	0,965	0,934	0,998	1,000
<i>S. x. kaeckenthalianus</i>	Full model	0,925	0,938	0,902	0,922	0,875	0,949	0,977
	Avg. RUN	0,922	0,936	0,902	0,921	0,882	0,949	0,973
	Min RUN	0,916	0,930	0,896	0,912	0,875	0,943	0,970
	Max RUN	0,927	0,944	0,910	0,931	0,894	0,956	0,976
<i>S. tabernaemontani</i>	Full model	0,862	0,881	0,804	0,857	0,629	0,928	0,994
	Avg. RUN	0,859	0,877	0,806	0,861	0,655	0,927	0,984
	Min RUN	0,847	0,857	0,789	0,835	0,640	0,911	0,978
	Max RUN	0,873	0,895	0,829	0,876	0,668	0,943	0,990
<i>B. maritimus</i>	Full model	0,778	0,822	0,707	0,766	0,629	0,905	0,989
	Avg. RUN	0,764	0,794	0,698	0,750	0,635	0,890	0,980
	Min RUN	0,755	0,771	0,679	0,723	0,603	0,870	0,975
	Max RUN	0,779	0,808	0,717	0,766	0,658	0,907	0,984

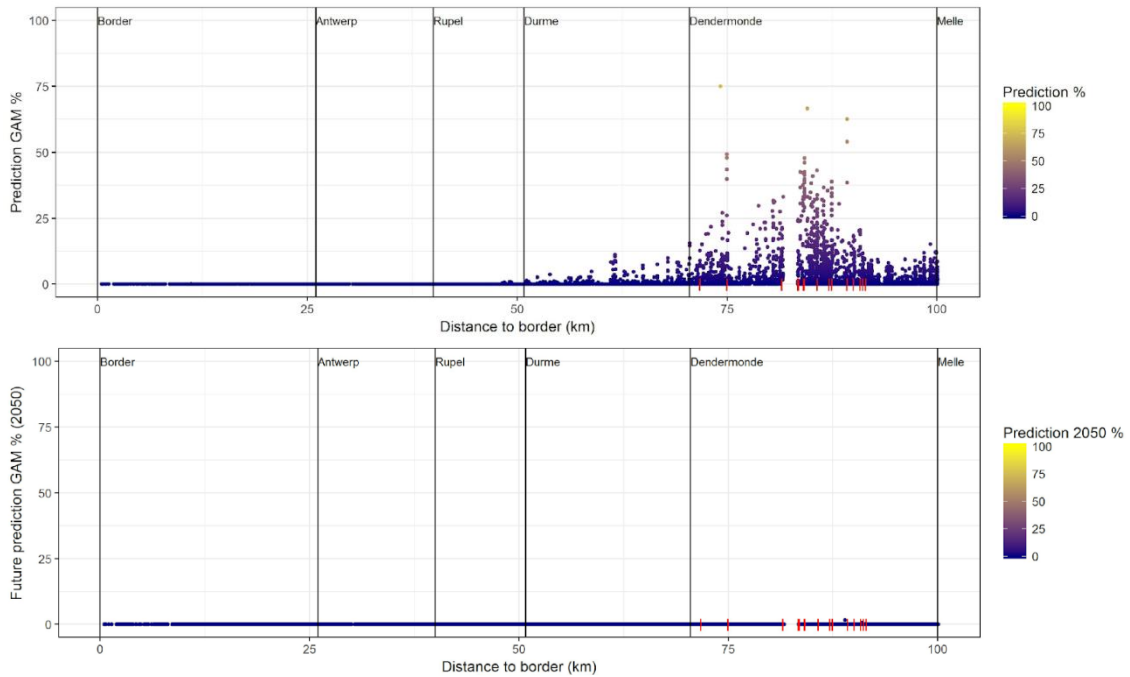
4.3.2.2 Belang van de variabelen

All selected statistical models predict salinity as the factor of strongest importance for determining the distribution of each species (Tabel 4-4). Also inundation depth (MID) is shown to be of importance for all species, but the estimated importance depends on the modelling techniques. Response curves for each modelling technique and variable show (see for full description Elsen et al.,) that it can be argued that the response curves of the machine learning algorithms (GBM and RF) are too flexible and subject to overfitting of the calibration data. Because the two machine learning algorithms (GBM and RF) show signs of overfitting, these were not further used in the model predictions. This leads to the final selection of the quadratic GLM and GAM (knots= 5). In general shear stress and velocity are the variables of least importance for species distribution. The importance of slope differs per species (Tabel 4-4).

Tabel 4-4. VI For the selected modelling techniques. A higher score means a higher importance (green colored), the lower the score the less important (red colored). In bold are the final selected algorithms.

VI of the "Full" models		GAMk5	GLMq
<i>S. triqueter</i>	Inundation depth	0,43	0,45
	Max veolcity	0,36	0,26
	Salinity	0,56	0,71
	Slope_sqrt	0,55	0,07
	Shear stress	0,24	0,29
<i>S. x. keukenthalianus</i>	Inundation depth	0,38	0,41
	Max veolcity	0,02	0,00
	Salinity	0,42	0,46
	Slope_sqrt	0,42	0,29
	Shear stress	0,12	0,12
<i>S. tabernaemontani</i>	Inundation depth	0,38	0,43
	Max veolcity	0,04	0,00
	Salinity	0,79	0,73
	Slope_sqrt	0,06	0,14
	Shear stress	0,03	0,01
<i>B. maritimus</i>	Inundation depth	0,44	0,63
	Max veolcity	0,18	0,23
	Salinity	0,67	0,69
	Slope_sqrt	0,23	0,00
	Shear stress	0,12	0,09

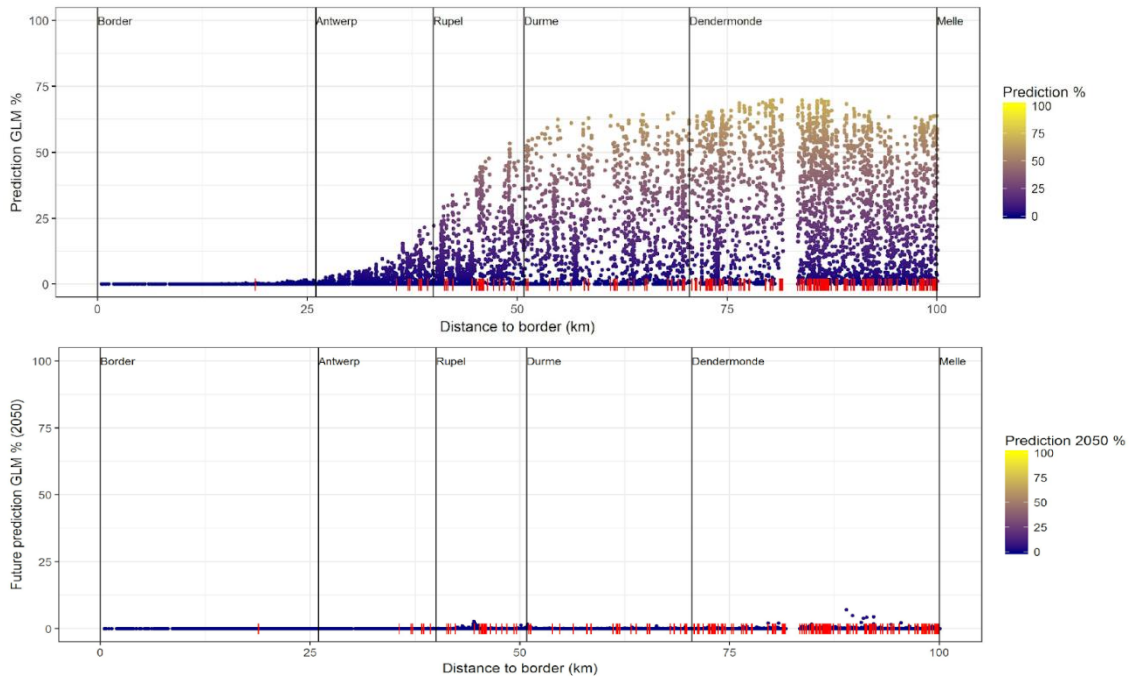




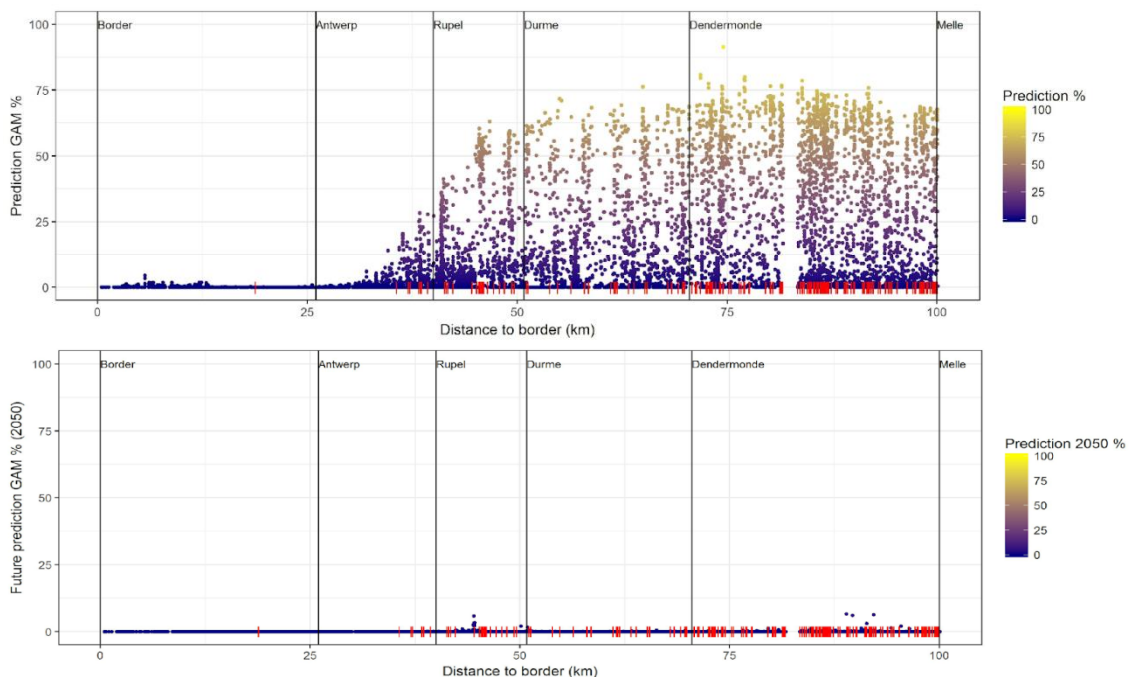
Figuur 4-6. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *Schoenoplectus triqueter* using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.

Predictions for *Schoenoplectus x. keukenthalianus*

Occurrence of *S. x. keukenthalianus* was predicted to increase going upstream Antwerp from 25km (GLM) and from 30km (GAM). Increase in prediction values stagnated around 50km from the border at around 70-75%. Future predictions for 2050 were very low and similar for both GLM and GAM models (max 10%). Only few locations had probabilities of occurrence higher than 0%. Locations where low probability of occurrence of this species remain were around 44km from the border (between Rupel and Durme) and around 93km.



Figuur 4-7. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *Schoenoplectus x. keukenthalianus* using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.

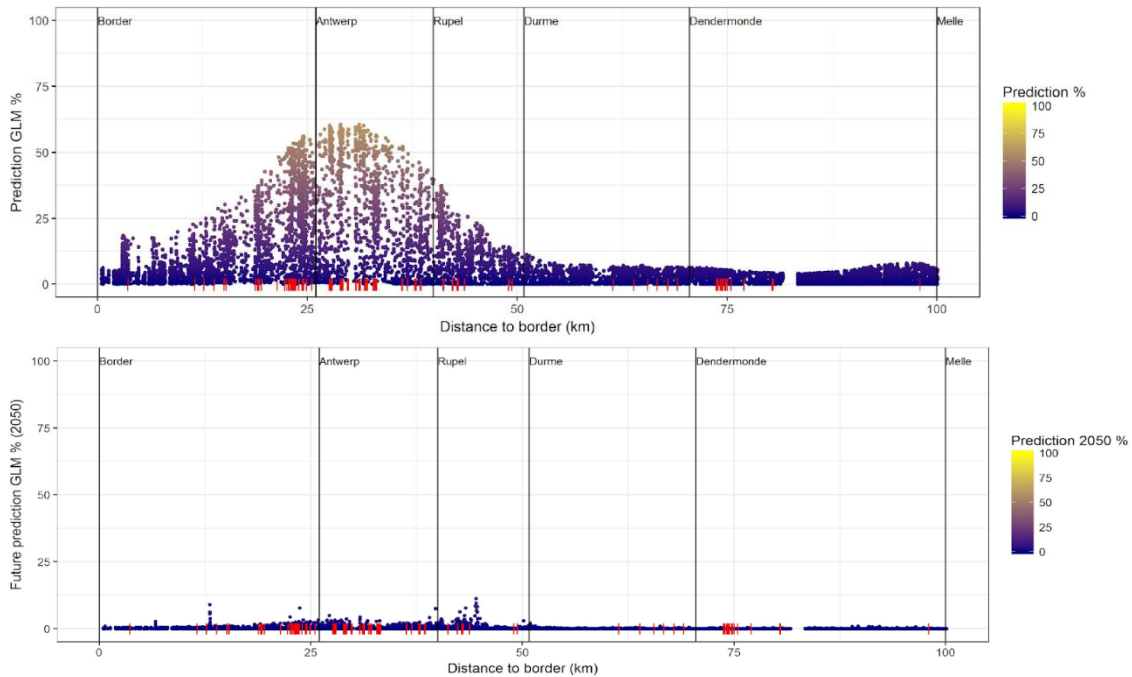


Figuur 4-8. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *Schoenoplectus x. keukenthalianus* using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.

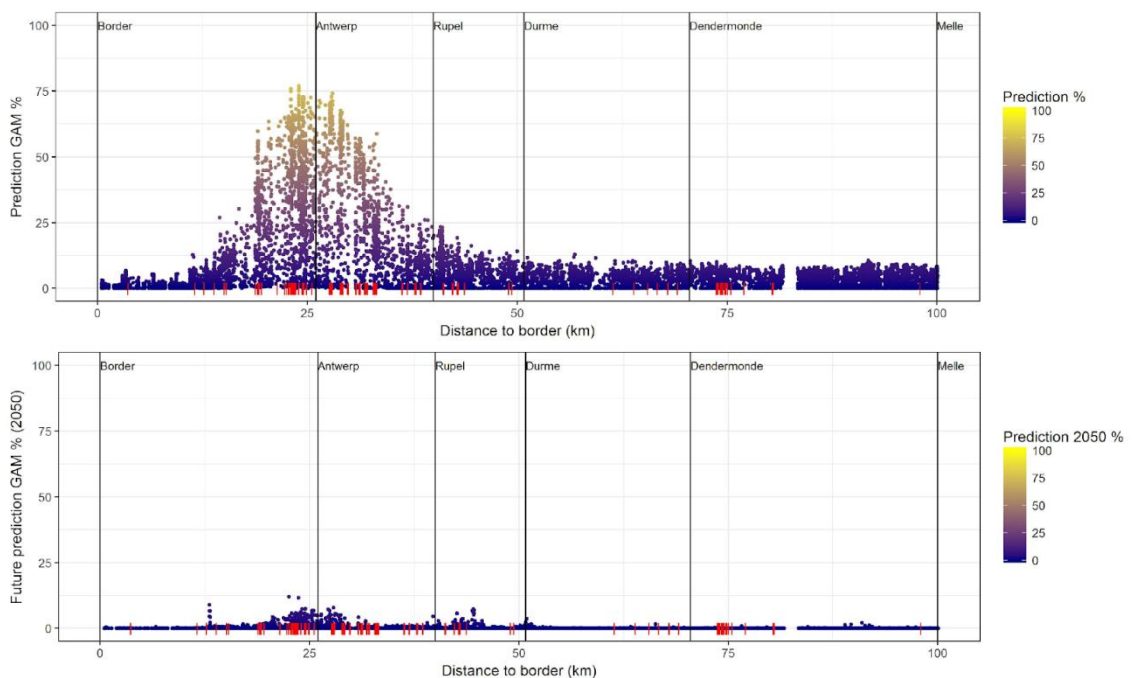
Predictions for *Schoenoplectus tabernaemontani*

The GLM predicted the highest probability of occurrence (+/- 60%) upstream 26km, whereas the highest predictions for GAM (+/-75%) were found +/-26 km from the border with the Netherlands. Predictions corresponds with the majority of the field observations. GAM yielded generally higher predictions across the study area with the exception of areas less than 20km from the border. Both model predictions were lower than 12% upstream 50km of the border. Predicted probability of occurrence in 2050 were generally low in both models (max 13%). Predictions for the GAM model were slightly higher than for the GLM. The species refugium will be around 26km from the border and around 44km (between the river mouths of the Rupel and Durme).





Figuur 4-9. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *S. tabernaemontani* using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.



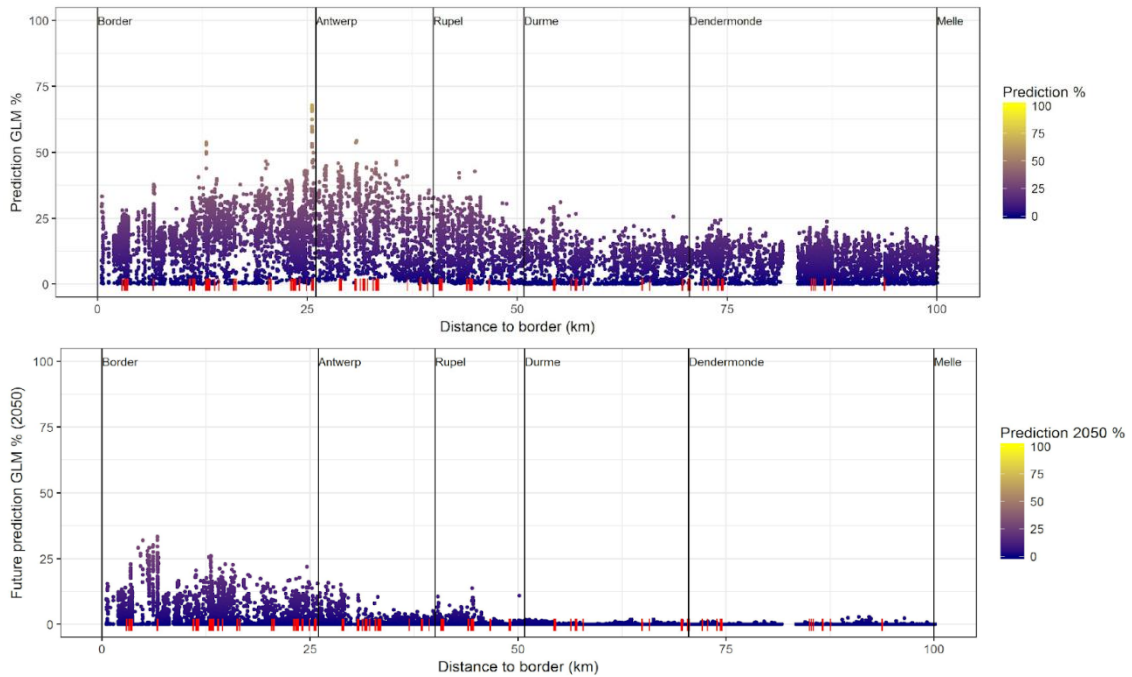
Figuur 4-10. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis for *S. tabernaemontani* using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.



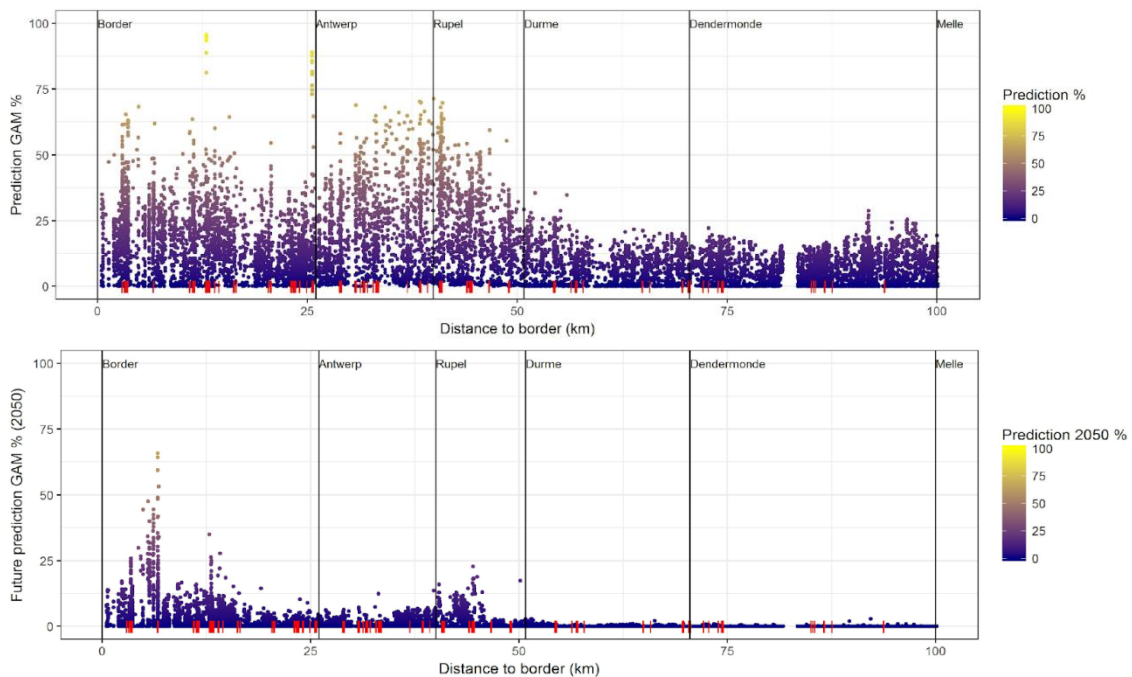
Predictions for *Bolboschoenus maritimus*

Both models predicted a reasonable probability for current occurrence of *B. maritimus* across the entire estuary, but with a lower chance on occurrence (+/-25%) upstream 50km of the border with the Netherlands. This corresponds with the field observations. The GLM predicted generally a lower probability of occurrence than the GAM model between the border and the 50km (mouth of the Durme river). The highest prediction of the GLM was 68% and is situated around 26km. The GAM model predicted at one point a 96% chance of occurrence at 12km from the border and does not decrease in downstream direction. Predictions for 2050 suggested that occurrence will be confined to the area less than 50km from the border. More upstream, probabilities of occurrence were predicted to be very low. The GLM model predicted generally higher values than the GAM with the exception of a few locations like the 'Paardenschor' at 6km from the border. Here the GAM model predicted occurrence with 66% and the GLM only predicted an occurrence of around 30%. Predicted values in both models dropped around 44km from the border until the end of the estuary to approximately 2%.





Figuur 4-11. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *Bolboschoenus maritimus* using a quadratic GLM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GLM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.



Figuur 4-12. A) Current predicted probability of occurrence along the river axis (from upstream to downstream) for *Bolboschoenus maritimus* using a GAM model. B) Future (2050) predicted probability of occurrence along the river axis using the same GAM model. Red lines on the x axis show field observations collected between 2013 and 2017.

4.4 DISCUSSIE

De ruimtelijke distributie en de verschillende habitatvoorkeur van vier biezensoorten kon verklaard worden met behulp van de gehanteerde methode (Species Distribution Modelling). De modellering vertelt ons waar de potentiële groeiplaatsen zijn van deze pioniersoorten in relatie tot de onderzochte variabelen. Het model doet geen uitspraken over mogelijke vestiging van de soorten. Deze vestiging zou zelden door zaadkieming verlopen (Deegan et al., 2005, Dekoninck, 1996) maar vooral door vegetatieve verspreiding en uitgroei van rhizomen. De modellering toont dat saliniteit de belangrijkste verklarende variabele is (Tabel 4-4). Behalve zeebies zijn de drie andere biezensoorten gebonden aan de zoetwatergetijdengebieden (tot zwak brak). Naast saliniteit speelt vooral de hoogte waarop de planten staan langs de oever een belangrijke rol (Tabel 4-4). De hoogte waarop de planten staan bepaalt de inundatiediepte bij hoog water. Als ze te diep staan worden ze te veel overspoeld en is dit ongunstig. De soorten komen vooral voor in een smalle gordel in de lage schorren waar de inundatiediepte optimaal is.

Het is voornamelijk dit specifieke habitataspect dat ervoor zorgt dat bij het modelleren van de 2050-scenario's er geen betrouwbare potentie-analyses mogelijk zijn. Door de huidige grote onzekerheden rond morfologische modelleringen zijn geen morfologische aanpassingen voorzien in de bathymetrie als respons op zeespiegelstijging. Enkel de schorplateau's zijn integraal verhoogd naar gemiddel hoog water, waardoor de meeste slikschorovergangen wegvallen. Hier "verdrinken" alle biezenpopulaties op de rand van het slik-schor en wordt de habitatpotentie quasie nul (Figuur 4-5 tot Figuur 4-12). Op basis van deze analyses blijkt dat voor de B-scenario's en alternatieven de vegetatiepotentiemodellering geen aanvullende informatie kan leveren in het beoordelen van de scenario's. Het modelinstrumentarium kan wel van nut zijn in de beoordeling van effecten van ingrepen op de huidige bathymetrie of indien morfologische modellering in de toekomst scenario's wordt ingebouwd.

Op basis van de analyse van de omgevingsvariabelen komt naar voor dat de verschillende soorten in de Boven-Zeeschelde – naast hoogteligging – ook sterk beïnvloed zijn door saliniteit. Het zouter worden van de Boven-Zeeschelde in toekomstige scenario's zal resulteren in een kleiner leefgebied voor de typische zoetwater getijdensorten (driekantige bies en grauwe bastaardbies) (Elsen, 2018).



5 AFGELEIDE PRODUCTEN – MODEL TREIN

Uit de gemodelleerde habitatkaarten worden volgende afgeleide producten berekend:

- Oppervlakte zacht substraat intertidaal per vogelgebied : input vogelmodel
- Droogvalduurkaart : input vogelmodel
- Hellingskaart : input vogelmodel en kwaliteitsevaluatie
- Waterdieptekaart : input vismodel
- Stroomsnelheidskaarten : input vismodel
- Vormindex ecotopen : kwaliteitsevaluatie habitatfragmentatie
- Oppervlakte laagdynamisch ondiep water: kwaliteitsevaluatie habitatfragmentatie



6 REFERENTIES

- Coops, H., Geilen, N., Verheij, H.J., Boeters, R. and van der Velde, G., 1996. Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: an experimental study in a wave tank. *Aquatic Botany*, 53(3-4), pp.187-198.
- Deegan, B., Harrington, T.J. and Dundon, P., 2005. Effects of salinity and inundation regime on growth and distribution of *Schoenoplectus triquetus*. *Aquatic Botany*, 81(3), pp.199-211.
- Dekoninck W., 1996. Het genus *Schoenoplectus* (Reichenb.) Palla langs de Zeeschelde, unpublished master thesis, University Gent.
- Elsen R., 2018. Characterization of habitat suitability for 3 *Schoenoplectus Spp.* and *Bolboschoenus maritimus* within the Belgian Sea Scheldt Estuary. Master thesis, Wageningen University & Research.
- IMDC ism Technum. 2013. Bevordering Binnenvaart - Zeeschelde. Studie bevaarbaarheid van de Boven-Zeeschelde en Zuidelijk vak Ringvaart voor klasse Va-schepen. Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse.
- IMDC/INBO/UA/WL (2015). Modelling instruments for Integrated Plan Upper Seascheldt. Versie 5.0.
- IMDC (2015a). Duurzaam Beheerplan Boven-Zeeschelde. Duurzame bathymetrie. I/RA/11448/14.240/JFA/
- IMDC/INBO/UA/WL/Tractebel/Technum (2018). Evaluation method for the Integrated Plan Upper Seascheldt. Versie 5.0.
- Gyselings R., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Miličić T., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. 2011. Ontwikkeling van één schonecotopenstelsel voor het Schelde-estuarium (vervolgstudie). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.31). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Maris, T. & P. Meire, 2017. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmapijn, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2016. ECOBE 017-R206 Universiteit Antwerpen, AntwerpenMaximova 2015 WL-Memo13_131_14 Implementatie Randvoorwaarden2013 & 2050.
- Schwarz C., Bouma T.J., Zhang L.Q., Temmerman S., Ysebaert T. and Herman P.M.J., 2015. Interactions between plant traits and sediment characteristics influencing species establishment and scale-dependent feedbacks in salt marsh ecosystems. *Geomorphology*, 250, pp.298-307.
- Smolders, S.; Maximova, T.; Vanlede, J.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2016a). Integraal Plan Bovenzeeschelde: Subreport 1 – SCALDIS: a 3D Hydrodynamic Model for the Scheldt Estuary. Version 5.0. WL Rapporten, 13_131. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium.



- Smolders, S.; Maximova, T.; Vandenbruwaene, W.; Vanlede, J.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2016b). Integraal Plan Bovenzeeschedde: Deelrapport 5 – Scaldis 2050. Version 2.0. WL Rapporten, 13_131. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium.
- Silinski A., Heuner M., Schoelynck J., Puijalon S., Schröder U., Fuchs E. & Temmerman, S. 2015. Effects of wind waves versus ship waves on tidal marsh plants: a flume study on different life stages of *Scirpus maritimus*. PLoS one, 10(3), e0118687.
- Silinski, A., Heuner, M., Troch, P., Puijalon, S., Bouma, T.J., Schoelynck, J., Schröder, U., Fuchs, E., Meire, P. and Temmerman, S., 2016. Effects of contrasting wave conditions on scour and drag on pioneer tidal marsh plants. *Geomorphology*, 255, pp.49-62.
- Smolders, S.; Maximova, T.; Vanlede, J.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2016). Integraal Plan Bovenzeeschedde: Subreport 1 – SCALDIS: a 3D Hydrodynamic Model for the Scheldt Estuary. Version 5.0. WL Rapporten, 13_131. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium.
- Temmerman,S., Govers,G., Wartel,S., Meire, P.,2004. Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations *Marine Geology* 212 (1-4), 1-19
- Thuiller, W., Georges, D., & Engler, R. 2014. biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.1-64. Availabl at: <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2> (accessed February 2015).
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. and Araújo, M.B., 2009. BIOMOD—a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32(3), pp.369-373.
- Vandenbruwaene, W. (2015). Bepaling van de verwachte ophoging in 2050 van de overstromingsgebieden in het Schelde estuarium. Memo Waterbouwkundig Laboratorium. WL2015M13_131_13.
- Vanoverbeke, J., Van Ryckegem G., Van Braeckel, A. & Van den Bergh E. (2017a). Integraal Plan Boven-Zeeschedde. Deelrapport Vogelmodellering. Analyse van de overwinterende aantallen wintertaling in de (Boven-) Zeeschedde in functie van ruimtelijke variatie in habitatkenmerken. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.xx, Brussel.
- Vanoverbeke, J., Van Ryckegem G., Van Braeckel, A. & Van den Bergh E. (2017b). Integraal Plan Boven-Zeeschedde. Deelrapport Vismodellering. Modelbeschrijving instrumentarium voor het bepalen van habitatgeschiktheid van de (Boven-) Zeeschedde voor Fint. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.xx, Brussel.
- Van Braeckel, A., Piesschaert, F. & Van den Bergh, E. 2006. Historische analyse van de Zeeschedde en haar getijgebonden zijrivieren. 19e eeuw tot heden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2006.29, Brussel.
- Van Braeckel, A., Vandevoorde, B. and Van den Bergh, E., 2008. Schorecotopen van de Schelde. Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek. INBO.R.2008.29.
- Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J. en Van den Bergh E. 2012. Historische evolutie van Zeescheddehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (59).

////////////////////////////////////

7 BIJLAGEN

7.1 OPPERVLAKTE VAN BEREKENDE FYSIOTOPEN – ACT2013 MODEL VERSUS ECOTOPENKAART 2013.

Tabel 7-1. Gemodelleerde fysiotooppoppervlaktes (ACT2013) vergeleken met Ecotopenkaart 2013 (huidige toestand) per OMES-Segment. Oppervlakten in hectaren.

Ecotoop_2013								
Omes	diep subtidaal	hoog slik	laag slik	matig diep subtidaal	middelhoog slik	ondiep subtidaal	supralitoraal	<i>totaal</i>
14	170,97	1,47	27,50	64,21	44,27	34,65	79,47	422,54
15	58,72	1,39	21,84	89,86	25,81	31,63	140,03	369,29
16	38,04	0,72	7,64	42,48	11,04	11,57	49,31	160,81
17	8,96	0,64	8,96	55,70	7,57	14,82	39,21	135,85
18	2,60	0,36	5,67	36,72	4,50	11,46	10,80	72,11
19	0,28	0,18	5,22	31,33	3,77	10,45	12,92	64,17
totaal	279,58	4,75	76,84	320,30	96,97	114,59	331,74	
ACT2013								
Omes	diep subtidaal	hoog slik	laag slik	matig diep subtidaal	middelhoog slik	ondiep subtidaal	supralitoraal	<i>totaal</i>
14	169,74	7,33	31,63	63,75	48,48	32,37	69,23	422,54
15	58,36	7,02	23,84	89,14	30,58	32,02	128,33	369,29
16	39,00	3,30	8,33	41,54	14,63	11,51	42,49	160,81
17	9,00	3,52	9,01	55,86	11,88	14,83	31,74	135,85
18	2,16	1,64	6,41	37,95	7,00	10,83	6,12	72,11
19	0,52	1,16	5,46	31,81	6,43	10,64	8,14	64,17
totaal	278,79	23,98	84,68	320,06	119,01	112,20	286,05	