

W.B.J.T. GIESEN
K. GIESEN
P.T. GIESEN
L.L. GOVERS
W. SUYKERBUYK
M.M. VAN KATWIJK

RADBOUD UNIVERSITEIT NIJMEGEN

voor:

PROJECTBUREAU ZEEWERINGEN
RIJKSWATERSTAAT &
PROVINCIE ZEELAND

11 AUGUSTUS 2014

ZEEGRASMITIGATIES OOSTERSCHELDE

PROEVEN MET VERPLAATSEN VAN
KLEIN ZEEGRAS *ZOSTERA NOLTII* IN
DE OOSTERSCHELDE:
MITIGATIEMAATREGEL BIJ
TOEKOMSTIGE
DIJKWERKZAAMHEDEN
ZLD-6606A

EINDRAPPORTAGE

**FASE-9-13: MONITORING VAN
ZEEGRASMITIGATIES
UITGEVOERD IN 2007-2008 EN
2010-2012
GEDURENDE 2011-2013**

Zeegrasmitigaties Oosterschelde

**Proeven met verplaatsen van Klein zeegras
Zostera noltii in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel
bij dijkwerkzaamheden**

ZLD-6606A

**Eindrapport (gewijzigd)
Fasen 9-13: Monitoring van Zeegrasmitigaties uitgevoerd in
2007-08 en 2010-12 gedurende 2011-2013**

11 augustus 2014

W.B.J.T. Giesen
K. Giesen
P.T. Giesen
L.L. Govers
W. Suykerbuyk
M.M. van Katwijk

Radboud Universiteit Nijmegen

voor:

**Projectbureau Zeeweringen
Rijkswaterstaat &
Provincie Zeeland**

Inhoudsopgave

Lijst van afkortingen	vii
1	Inleiding..... 1
1.1	Achtergrondinformatie 1
1.2	Mitigatieproef in Oosterschelde 2
1.3	Rapportage tot heden..... 4
1.4	Gebruikte gegevens 9
1.5	Huidige rapport & leeswijzer..... 11
2	Monitoring- en analysemethodiek..... 13
2.1	Basisparameters voor monitoring..... 13
2.1.1	Monitoren van zeegras..... 14
2.1.2	Monitoring van het substraat 15
2.1.3	Monitoring van overige biologische factoren 16
2.1.4	Monitoring voor de succesanalyse RH08, DM08 & KN10b 17
2.2	Analyses van monsters 18
2.2.1	Metten van zetmeelgehaltes in rhizomen 19
2.2.2	Analyse van sedimentmonsters 19
2.2.3	Analyse/metingen van porievocht..... 19
2.3	Statistische analyse..... 20
3	Analysemethodiek: resultaten & discussie van de monitoring..... 21
3.1	Ontwikkeling van het zeegras 21
3.1.1	Algemeen beeld zeegrasontwikkeling 21
3.1.2	Locatie & zeegrasontwikkeling 26
3.1.3	Wadpierbehandeling & zeegrasontwikkeling..... 28
3.1.4	Kansrijke versus Veilige aanplant & zeegrasontwikkeling 29
3.1.5	Beide behandelingen & zeegrasontwikkeling 30
3.1.6	Zeegrasbedekking bij aanplant & verdere ontwikkeling..... 32
3.1.7	Koolstof- en stikstofanalyses van bladeren 33
3.1.8	Winteroverleving <i>Zostera noltii</i> en het belang van reservestoffen 35
3.1.9	Teruggroei in werkstroken..... 39

3.1.10	Infreesproeven met schelpen op Dortsman Noord & Viane West	41
3.1.11	Uitzaaiingen Roelshoek en Dortsman	44
3.2	Overige biologische parameters	48
3.2.1	Wadpierrezhandeling	48
3.2.2	Wadpierrez & wadpierrezreliëf	50
3.2.3	Wadpierrezreliëf	53
3.2.4	Zeegras in relatie tot wadpierrez (-dichtheid en -reliëf)	55
3.2.5	Macroalgen	58
3.2.6	Ganzen & andere foeragerende vogels.....	59
3.2.6.1	Foerageren op zeegras & mogelijke impacts	59
3.2.6.2	Foerageren op klein zeegras in de Oosterschelde	61
3.2.6.3	Rotganzen en areaal aan klein zeegras in de Oosterschelde	63
3.3	Fysisch-chemische parameters.....	65
3.3.1	Waterbedekking & zeegrasgroei	65
3.3.2	Chemie van het porievocht.....	67
3.3.3	Korrelgrootte van substraat	73
3.3.4	Sediment dynamiek /Succesanalyse.....	76
3.3.5	Vervolg op succesanalyse: erosie/sedimentatie en overwintering van aanplanten 2011 & 2012.....	83
4	Conclusies.....	86
5	Aanbevelingen	91
6	Samenvatting	94
7	Vooruitblik.....	97
8	Referenties	99

Lijst van tabellen

Tabel 1	Locaties en arealen van uitgevoerde transplantaties.....	4
Tabel 2	Datums van uitgevoerde monitoring	13
Tabel 3	Parameters voor monitoring plots in 2008-2013.....	17
Tabel 4	Zeegras bedekkings% in natuurlijke zeegraspopulaties Oosterschelde	25
Tabel 5	C:N verhoudingen in zeegrasblad 2009-2013	35
Tabel 6	Teruggroei in de werkstroken	40
Tabel 7	Ingroei zeegras in infreesproef Dortsman Noord	44
Tabel 8	Uitzaaiingen Roelshoek.....	45
Tabel 9	Diepte wadpierrezbehandelingslaag.....	49

Tabel 10	Ontwikkeling adulte wadpiedichtheid.....	51
Tabel 11	Ontwikkeling juveniele wadpiedichtheid	52
Tabel 12	Gemiddeld wadpierreliëf (cm).....	55
Tabel 13	Ganzen(-kuilen) en zeegras bedekkings%	63
Tabel 14	Sulfide- ($\mu\text{mol/l}$) en fosfaatconcentraties (mmol/l) in het porievocht 2008-2013	71
Tabel 15	Ammonium- en nitraatconcentraties (mmol/l) in het porievocht 2008-2013.....	72
Tabel 16	Sedimentkarakteristieken van natuurlijke zeegraspopulaties	73
Tabel 17	Sedimentkarakteristieken gesplitst in binnen en buiten de zeegrasplag.....	74
Tabel 18	Sedimentkarakteristieken buiten zeegrasplaggen opgesplitst naar wadpiederbehandeling	75
Tabel 19	Sedimentkarakteristieken van de zeegrasplaggen opgesplitst naar wadpiederbehandeling.	76
Tabel 20	Intervallen metingen lokale sedimentdynamiek	78

Lijst van figuren

Figuur 1	Kaart van Oosterschelde, met donor- en mitigatielocaties	6
Figuur 2	Aanplant: A. veilige plot (=V), B. kansrijke plot (=K), C. Open hart plot.....	7
Figuur 3	Indeling DM07: blauw = controles, geel = schelp	7
Figuur 4	Indeling KZ07: blauw = controles, geel = schelp, groen = net	7
Figuur 5	Indeling van de 16 plots voor mitigatielocaties DM08, KZ08 en RH08	8
Figuur 6	Indeling van plots op KN08.....	8
Figuur 7	Indeling van plots op KN10a.....	8
Figuur 8	Indeling van plots op KN10b.....	8
Figuur 9	Indeling van plots van RH11.....	9
Figuur 10	Indeling van plots van VO12.....	9
Figuur 11	Indeling van het eindrapport	12
Figuur 12	Schematische weergave van lokale sedimentdynamiek methode.....	18
Figuur 13	Ontwikkeling van het zeegras in plot 9, DM08.....	24
Figuur 14	#scheuten/patch voor mitigatielocaties 2009-2013 (a & b) & bedekkings% zeegras in natuurlijke populaties 2008-2013 (c & d).....	27
Figuur 15	Gemiddeld aantal scheuten per patch voor de verschillende behandelingen	29
Figuur 16	Gemiddeld aantal scheuten per patch: Kansrijk versus Veilig.....	30
Figuur 17	Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties	31
Figuur 18	Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties behalve RH08.....	31
Figuur 19	# scheuten/patch bij aanplant & op hoogtepunt van ontwikkeling 2008-2013	32
Figuur 20	a) % N (stikstof) en b) % C (koolstof) in het blad van <i>Zostera noltii</i>	33

Figuur 21	Stikstof (% N) in blad van a) Transplantatie locaties en b) Natuurlijke populaties	35
Figuur 22	Zetmeelgehalten in rhizomen natuurlijke populaties, succesvolle- & niet-succesvolle transplantaties (mg per g gevriesdroogd materiaal).....	36
Figuur 23	Zetmeelgehalten van zeegras rhizomen.....	37
Figuur 24	Wintermonitoring in drie natuurlijke populaties	38
Figuur 25	Opstelling van infreesproef Dortsman Noord.....	43
Figuur 26	Ontwikkeling uitzaaiingen Roelshoek 2009-2013.....	46
Figuur 27	Voorspelling uitzaaiingen Roelshoek 2013.....	47
Figuur 28	Volwassen wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08) ...	51
Figuur 29	Juvenile wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)	53
Figuur 30	Gemiddeld wadpierreliëf per behandelingstype.....	54
Figuur 31	Relatie wadpiedichtheid per m ² en aantal scheuten per plot.....	56
Figuur 32	Relatie wadpiedichtheid per m ² en # scheuten per plot weergegeven per behandeling.....	57
Figuur 33	Wadpierreliëf vs aantal scheuten per plot.....	57
Figuur 34	Bedekkings% macroalgen per mitigatielocatie	58
Figuur 35	Gemiddeld aantal rotganzen in Oosterschelde en klein zeegras in mitigatieplots	61
Figuur 36	Rotganzen en klein zeegras in de Oosterschelde 1983-2012	64
Figuur 37	Scheutaantallen per plot, voor laag en hoog aangelegde plots op VO12.....	67
Figuur 38	Porievocht sulfide concentraties binnen en buiten het zeegras in zowel de natuurlijke populaties als in de mitigatielocaties	70
Figuur 39	Gemiddelde hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd.....	77
Figuur 40	A) (boven) maximale & B) (onder) minimale hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd	77
Figuur 41	Variatie in hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd uitgedrukt als standaardafwijking	78
Figuur 42	Netto erosie/sedimentatie (delta Z) over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en met behandeling (B, onder).....	79
Figuur 43	Dikte van de mixinglaag over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)	80
Figuur 44	Totale sedimentdynamiek (=erosie/sedimentatie plus mixing) over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder).	81
Figuur 45	Sedimentdynamiekparameters en absolute hoogteligging (x-as) uitgezet tegen de procentuele toe- dan wel afname in aantal scheuten in de periode aug 2010 tot aug 2011 (y-as).....	82
Figuur 46	Erosie/sedimentatie (GNSS) per plot (aug 2012 vs jun 2013) op RH11	84
Figuur 47	Erosie/sedimentatie (GNSS) per plot (aug 2012 vs jun 2013) op VO12.....	84

Lijst van foto's

Foto 1	Rhizoom/apicale scheut unit waarop <i>Zostera noltii</i> de winter overleeft in de Oosterschelde	39
Foto 2	Aanbrengen schelpenlaag langs zeegrasveld parallel aan de dijk op Viane West	41
Foto 3	Aanbrengen schelpenlaag langs zeegrasveld op Dortsman Noord	43
Foto 4	Een uitzonderlijk dikke laag <i>Enteromorpha</i> in plot 56, KN10b, 28 augustus 2013.....	59
Foto 5	Zeegras in kleine prielen/geulen van de Zandkreek, 1 september 2009	66

Lijst van afkortingen

Bft	Beaufort
BTL	Bureau voor Tuin- en Landschapsverzorging
dGPS	Differentiaal GPS
DM	Dortsman Noord
DMG	Dortsman Noord natuurlijke populatie nabij het Gemaal van St. Maartensdijk
DMN	Dortsman Noord natuurlijke populatie bij Stavenisse
GNSS	Global Navigation Satellite System
GPS	Global Positioning System
GS	Goese Sas (natuurlijke zeegraspopulatie)
IRGA	Infra Red Gas Analyser
KA	Slikken van Kats (natuurlijke zeegraspopulatie)
KN	Krabbenkreek Noord
KNN	Krabbenkreek Noord, Noordelijke natuurlijke zeegraspopulatie
KNZ	Krabbenkreek Noord, Zuidelijke natuurlijke zeegraspopulatie
KZ	Krabbenkreek Zuid
NAP	Normaal Amsterdam's Peil
NIOO	Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek
NIOZ	Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek
OD	Oostdijk (natuurlijke zeegraspopulatie)
RH	Roelshoek
RIKZ	Rijksinstituut voor Kust en Zee
RMS	Root Mean Square
RTK-dGPS	Real Time Kinematic – dGPS
RU	Radboud Universiteit Nijmegen
RWS	Rijkswaterstaat
stdev	standard deviation (=standaardafwijking)
sterror	standard error (=standaardfout)
VO	Viane Oost
VW	Viane West
ZK	Zandkreek (natuurlijke zeegraspopulatie)

1 Inleiding

Van 2005-2015 zijn en worden nog taludbekledingen van dijken in de Oosterschelde vervangen of verbeterd onder leiding van Projectbureau Zeeweringen. Voorafgaand aan de werkzaamheden zijn tussen 2007-2012 kleine velden klein zeegras verplaatst uit de werkstrook aan de voet van de dijk, omdat deze anders zouden verdwijnen. In totaal is bijna 3000 m² zeegras uit vier donorlocaties verplaatst naar 10 'mitigatielocaties' elders in de Oosterschelde waar werd vermoed dat ze gunstig zouden zijn voor zeegrasgroei. Omdat klein zeegras en volwassen wadpieren niet goed samengaan werden mitigatielocaties vooraf voorzien van een schelpenlaag om zo aantallen volwassen wadpieren te verminderen. Verder werden proeven gedaan met klein zeegras om meer te weten te komen over de optimale groei omstandigheden. Tijdens en na de verplaatsingen werd het zeegras (zowel aanplant als natuurlijke populaties) van 2007-2013 door onderzoekers van Radboud Universiteit-NIOZ 3-6x per jaar gemonitord en gerapporteerd. Dit rapport is een eindverslag van de zeegrasmusmitigaties in de Oosterschelde.

1.1 Achtergrondinformatie

Van 1997-2015 zijn en worden nog taludbekledingen langs 325 km zeedijk in Zeeland vervangen of verbeterd in verband met de veiligheid. Deze werkzaamheden zijn uitgevoerd onder leiding van Projectbureau Zeeweringen, dat een samenwerkingsverband is tussen Rijkswaterstaat Dienst Zeeland¹ en de Zeeuwse Waterschappen². Aanvankelijk werd vooral in de Westerschelde gewerkt maar sinds 2006 ook in de Oosterschelde (voor meer informatie, zie de site <http://www.zeeweringen.nl>).

Tijdens voorbereidende werkzaamheden is gebleken dat op een aantal plaatsen waar de werkzaamheden plaats zullen vinden, klein zeegras *Zostera noltii* in populaties langs de dijk voorkomt. Er is gewerkt in een zone van 8-15 meter breed vanaf de echte teen van de dijk (dat is ca 15-25m uit de zichtbare dijkteen) waardoor in totaal ongeveer 3,000 m² aan klein zeegras moest wijken.

Klein zeegras is een in Europees verband beschermde soort die het goed doet in de internationale Waddenzee het laatste decennium (Reise & Kohlus, 2008), ook na aanplant (van Katwijk *et al.*, 2009). In de Nederlandse Waddenzee doet het echter minder goed terwijl in Zeeland de soort sterk is afgenomen. Voor constructie en sluiting van de Stormvloedkering in 1986 kwam ongeveer 1200 ha klein zeegras voor in de Zeeuwse wateren, maar tegenwoordig resteert daarvan nog maar 75 ha (zie www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras). Voornaamste reden van de achteruitgang is waarschijnlijk een toegenomen zoutgehalte (de Jong *et al.* 2005), maar ook andere invloeden zoals een paar strenge winters in de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw, of gewijzigde factoren onder invloed van de stormvloedkering, kunnen een rol hebben gespeeld. Buiten de Zeeuwse kustwateren komt de soort in Nederland alleen nog voor op enkele plekken in de Waddenzee (voor meer informatie, zie de site www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras).

¹ Rijkswaterstaat Dienst Zeeland is nu Rijkswaterstaat Zee en Delta.

² De Zeeuwse waterschappen zijn nu één waterschap Scheldestromen.

Bij de dijkwerkzaamheden wordt mitigatie³ beoogd omdat ingrepen volgens EU-regelgeving geen significant effect mogen hebben op zeegrasvelden. In voorbereidende plannen voor de dijkwerkzaamheden heeft Projectbureau Zeeweringen zich gericht op geen netto verlies aan zeegrasareaal. De opdrachtgever wil mitigatiemaatregelen nemen om aan de veilige kant te blijven, en te zorgen dat de gevolgen in elk geval gering blijven. Om de effecten van de werkzaamheden voor de zeegraspopulatie zo gering mogelijk te houden werd besloten om zeegras te transplanteren vanuit de dijktrajecten waar de werkzaamheden zullen plaatsvinden, naar geschikt geachte locaties elders in de Oosterschelde.

In Nederland bestaat ruime ervaring met het transplanteren van zeegras. Klein zeegras is succesvol geïntroduceerd in de westelijke Waddenzee, en heeft zich in de loop van 14 jaar langzaam maar gestaag uitgebreid. Daarna is het weer verdwenen om onbekende redenen. Groot zeegrasaanplanten bleken daar goed aan te slaan, maar hebben moeite met overwintering op de hydrodynamisch geëxponeerde plekken, terwijl ze op de beschutte plekken veel last van verstikking door macroalgen (zoals *Ulva* en *Chaetomorpha*) hebben in de meeste jaren. De aanplanten waren altijd kleinschalig; de enige wat grootschaliger aanplant van groot zeegras heeft 8 jaar standgehouden. Dit, en diverse terugkoppelingsmechanismen die inmiddels bekend zijn van zeegras, doen vermoeden dat een grotere aanplantschaal meer succesvol zou kunnen zijn voor groot zeegras (van Keulen *et al.* 2003; Bos & van Katwijk 2007; Bos *et al.* 2007; van der Heide *et al.* 2007, 2008; van Katwijk *et al.*, 2009, 2012).

In de meeste gevallen wordt bij zeegrastransplantaties uitgegaan van losse scheuten, 'plugs' of zoden (Fonseca *et al.* 1998, Paling *et al.* 2009, Giesen & van Katwijk, 2011, van Katwijk *et al.*, 2012): uit proeven blijkt dat transplantatie van zeegraszoden of -plaggen de beste resultaten kan geven, zeker waar de waterdynamiek geprononceerd is of waar erosie parten kan spelen (Phillips 1980, Fonseca *et al.* 1998).

1.2 Mitigatieproef in Oosterschelde

Mitigaties in 2007

In opdracht van Projectbureau Zeeweringen werd begin 2007 een onderzoeksplan opgesteld door Ecoscience met medewerkers van de Radboud Universiteit in Nijmegen (RU), het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO⁴), Rijkswaterstaat (RWS) en het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RWS-RIKZ⁵). In dit onderzoeksplan werd een verkennend onderzoek beschreven hoe deze mitigatie van klein zeegras in de Oosterschelde kan worden uitgevoerd. Centraal stond een transplantatieproef met klein zeegras dat was bedoeld om inzicht te krijgen in hoe zeegrasplaggen het best kunnen worden getransplanteerd.

³ Onder mitigatie wordt verstaan het voorkomen of reduceren van de negatieve gevolgen van een ingreep.

⁴ Met ingang van 1 januari 2012 is het Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (CEME) in Yerseke, tot dan onderdeel van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), onderdeel van het Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek (NIOZ), gevestigd op Texel.

⁵ Het RIKZ viel onder Rijkswaterstaat en adviseerde het Ministerie van Verkeer en Waterstaat op het gebied van vraagstukken rond kust en zee. Het beheer van de zeeën en kusten heeft altijd een belangrijke plaats ingenomen bij Rijkswaterstaat. Sinds najaar 2007 is een deel van het RIKZ opgenomen in de nieuwe Waterdienst. Deze dienst van Rijkswaterstaat is opgericht om een betere integratie van beheer van zee en binnenwateren te bereiken. Een ander deel van het RIKZ is opgegaan in Deltares.

Wadpieren gaan niet goed samen met klein zeegras, vooral daar waar de wadpieren een sterk reliëf vormen (persoonlijke observatie D.J. de Jong in de Oosterschelde; zie ook Philippart, 1994)⁶, en een anti-wadpiederbehandeling vooraf op de mitigatielocaties werd daarom noodzakelijk geacht. Er werd gekozen voor behandelingen met een schelpenlaag⁷ of net, plus een aantal onbehandelde controles ter vergelijking. Bij de proef, uitgevoerd in juni 2007 door BTL uit Bruinisse, werden zeegrasplaggen geroid bij een van tevoren geselecteerde donorlocatie op Schouwen-Duiveland (westelijke gedeelte van de Slikken van Viane), en vervolgens gelegd op twee mitigatielocaties op het eiland Tholen (Krabbenkreek Zuid en Slikken van de Dortsman Noord; zie Figuur 1). Plots werden aangelegd in een 'veilige' of 'kansrijke' indeling (Figuur 2), met 12 plots bij Dortsman Noord (Figuur 3) en 24 plots bij Krabbenkreek Zuid (Figuur 4).

Direct na de transplantaties in juni 2007 is een nulmeting uitgevoerd, en is een monitoringsprogramma opgezet om de resultaten van de transplantatie te toetsen. Monitoringen zijn uitgevoerd 2007 en 2008, en de resultaten en analyses hiervan zijn weergegeven in tussenrapportage voor Fase 3 (december 2008).

Mitigaties in 2008

In december 2007 werden twee nieuwe locaties – Roelshoek (Zuid Beveland) en Krabbenkreek Noord (St. Philipsland) – geselecteerd en toegevoegd aan de bestaande mitigatielocaties Krabbenkreek Zuid en Dortsman Noord voor zeegrastransplantaties in 2008 (Figuur 1). In mei 2008 werden locaties Viane Oost en Viane West geselecteerd als donorlocatie voor 2008 (Figuur 1). De aanplantwerkzaamheden zijn uitgevoerd van 27 mei tot en met 24 juni 2008, uitgaande van donormateriaal van Viane Oost (27 mei – 16 juni) en Viane West (17 – 24 juni). Volgorde van aanleg op de mitigatielocaties is: KN08, RH08, KZ08 en DM08.

De aanplant is beschreven in de tussenrapportage voor Fase 4, augustus 2008. Per locatie zijn 112 zoden (252 m²) geplaatst in 16 plots (zie Figuur 5), waarbij 8 plots zijn behandeld met een schelpenlaag en 8 onbehandelde plots dienen als controles. Tevens zijn per behandeling 4 plots aangelegd in een 'veilige' opstelling met 9 patches (van ieder 1,5 bij 1,5 m) en 4 plots in een 'kansrijke' opstelling met 5 patches (zie Figuur 2). Op de mitigatielocatie Krabbenkreek Noord zijn 8 additionele plots van 5 bij 5 meter (4x met schelpenbehandeling, 4 controle) aangelegd waarin losse planten zijn gepoot (225 per plot); zie Figuur 6. De zeegrasmusmitigaties zoals aangelegd in 2008 werden gedurende 2008 en 2009 gemonitord, en rapportage hiervan wordt beschreven in het verslag van Fase 5 (april 2010).

Mitigaties in 2010

In 2009 werden geen transplantaties uitgevoerd, maar in 2010 werd zeegras getransplanteerd in twee rondes. Op 1-16 maart 2010 werd zeegras vanaf Viane Oost getransplanteerd naar mitigatielocatie Krabbenkreek Noord (code KN10a), nadat eerst was getracht dit te transplanteren bij Roelshoek (zie verslag nr. 16, van 6 april 2010). Op KN10a zijn 24 plots aangelegd (zie Figuur 7), waarbij 18 plots een gewone schelpenbehandeling hadden gehad en waarbij 6 plots een ingefreesde schelpenlaag kregen. De helft van deze plots kreeg een kansrijke indeling, de andere helft een open hart indeling. Deze transplantatie werd zo vroeg in het seizoen uitgevoerd omdat per 1 april dijkwerkzaamheden bij Viane begonnen, en het zeegras voor die datum geroid moest zijn. Nadeel was dat er amper zeegras in de plaggen te zien was bij de transplantatie, al was dit aan het einde van het 2009 seizoen ingemeten met behulp van dGPS.

⁶ Vóór de aanleg van de Oosterscheldedekering was dit verband niet aanwezig (pers. meded. D.J. de Jong, RWS)

⁷ Dit werd getest in een proef vooraf in april 2007, waarbij de invloed van een 10 cm dikke schelpenlaag op de wadpiederdichtheid werd getoetst. Zie verslag Schelpenproef: Verlagen van het aantal wadpieren m.b.v. een aangebrachte schelpenlaag, Wim Giesen & Paul Giesen, 20 mei 2007. Ministerie van Verkeer & Waterstaat - Nr. ZLD-6476.

In de eerste week van juni 2010 werd een tweede transplantatie uitgevoerd, met Krabbenkreek Noord als donor- en mitigatielocatie (code KN10b). Hierbij zijn in totaal 8 plots aangelegd, allemaal op een schelpenlaag en met een open hart indeling (zie Figuur 8).

Mitigaties in 2011-2012

In juni 2011 is er zeegras getransplanteerd vanaf donorlocatie Goese Sas naar Roelshoek (code RH11), waarbij gebruik werd gemaakt van pontons en schotten, om problemen met wegzakken van materieel te voorkomen. Hierbij zijn in totaal 33 plots aangelegd, allemaal op een schelpenlaag, met 15 in een kansrijke indeling en 18 met een open hart indeling (zie verslag nr. 22 van 14 juni 2011; Figuur 9). Van 11-14 juni 2012 is zeegras getransplanteerd vanaf donorlocatie Krabbenkreek Noord naar Viane Oost (code VO12), nadat de slikken bij Viane Oost eerst waren geëgaliseerd en verlaagd in de weken daarvoor (zie verslag nr. 28 van 23 juni 2012; Figuur 10). In totaal zijn er 16 plots aangelegd, allemaal in een kansrijke indeling, en zonder een schelpenlaag omdat er weinig volwassen wadpieren op deze locatie voorkomen. Bij Viane is aangeplant in een relatief hoog slik. Daarom is een deel (5-10cm) verdiept aangelegd, waardoor daar na "droogvallen" een dunnen laag water bleef staan. In totaal is in 2007-2012 een kleine 3,000 m² zeegras getransplanteerd en zijn in totaal 189 plots aangelegd (Tabel 1).

Tabel 1 Locaties en arealen van uitgevoerde transplantaties

Jaar	Donorlocaties	Getransplanteerd (m ²)	Mitigatielocaties	Plot nummers
2007	Viane West	189	DM07	1-12
	Viane West	378	KZ07	1-24
2008	Viane Oost	257.5	KN08	1-24
	Viane Oost	257.5	RH08	1-16
	Viane Oost (& West)	257.5	KZ08	1-16
	Viane West	257.5	DM08	1-16
	Viane Oost	351	KN10a	25-48
2010	Krabbenkreek Noord	144	KN10b	49-56
	Goese Sas	510	RH11	17-49
2012	Krabbenkreek Noord	180	VO12	1-16
		2782 m²	Totaal:	189

De mitigatielocaties zijn gedurende de monitoringen vergeleken met een aantal natuurlijke populaties in de Oosterschelde, m.n. populaties in Viane West, Viane Oost, Krabbenkreek Noord, Dortsman Noord (noordelijk), het Gemaal (zuidoostelijk Dortsman Noord), Oostdijk, Goese Sas, Kats en Zandkreek. Deze locaties zijn aangegeven in Figuur 1. Een aantal van deze natuurlijke populaties (Viane West, Viane Oost, Krabbenkreek Noord en Goese Sas) hebben als donorlocatie gefungeerd.

1.3 Rapportage tot heden

Tot op heden zijn de volgende rapporten verschenen:

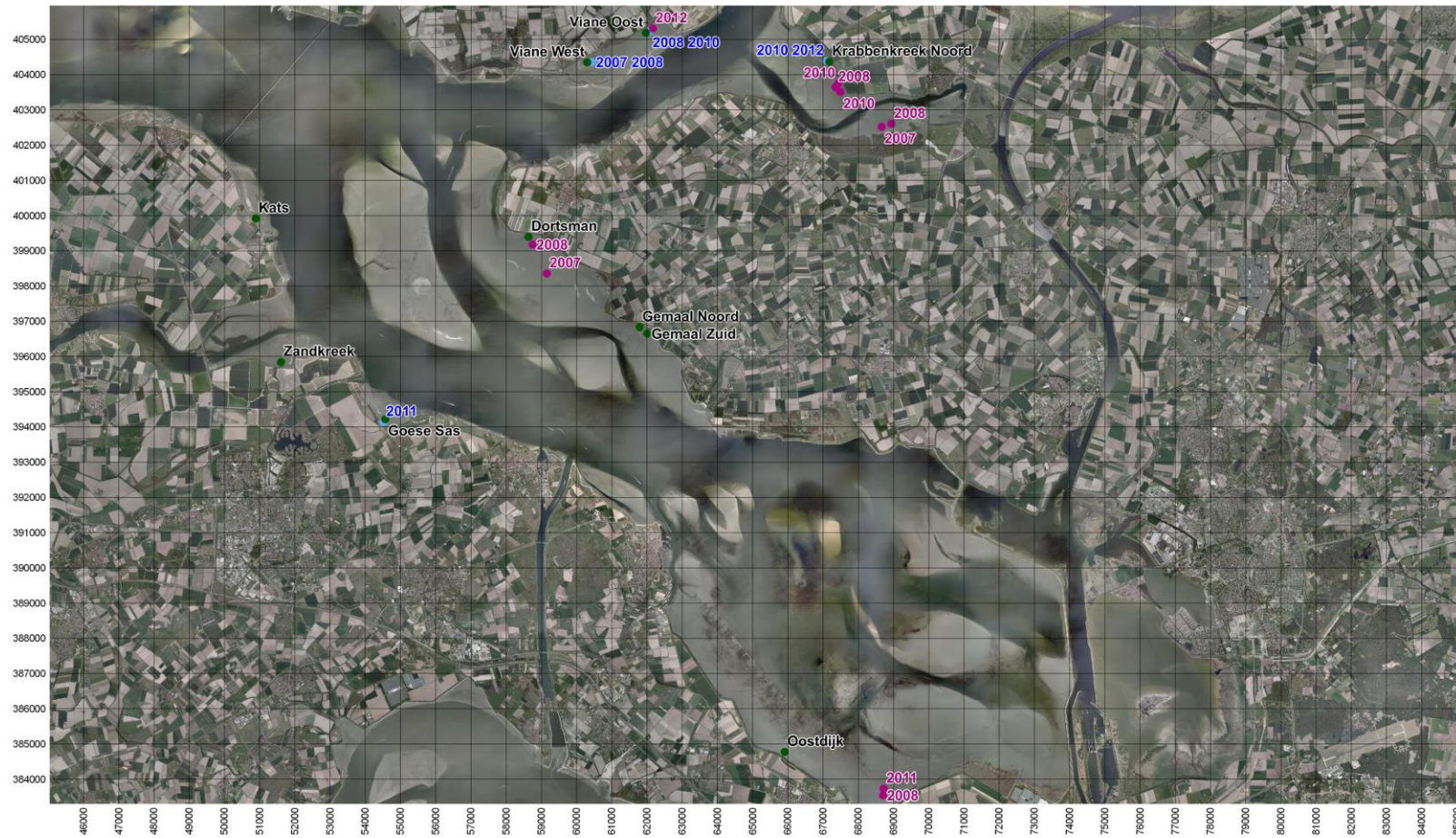
- **Schelpenproef:** Verlagen van het aantal wadpieren m.b.v. een aangebrachte schelpenlaag. 18 juni 2007 (herziene versie)
- Zeegrasmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijk werkzaamheden. ZLD – 6476 Tussenrapportage. Herziene versie, 1 augustus 2007. **Fase 2** tussenrapportage.

- Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden. ZLD – 6470. **Fase 2** Eindrapportage. Herziene versie 22 maart 2008.
- Conditie van klein zeegras in mitigatielocaties (aangelegd in 2007) en natuurlijke populaties. 7 juni 2008.
- Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijk werkzaamheden. ZLD – 6606. Tussenrapportage voor **Fase 4**: Begeleiding zeegrasmusmitigaties mei-juni 2008. Herziene versie, 25 augustus 2008.
- **Fase 3**: Monitoring van zeegrasplots aangelegd in 2007. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: Mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden ZLD-6606. Tussenrapportage 4 december 2008.
- **Fase 5**: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2008 gedurende 2008 en 2009. Eindrapportage 3 april 2010.
- **Fase 6-8**: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007, 2008 & 2010 gedurende 2010-2011. Eindrapportage 30 november 2012.

Het huidige rapport beschrijft de resultaten van fasen 9-13; hiervoor waren al geleverd:

- **Fase 9**: het begeleiden van de zeegrasmusmitigaties in de perioden mei/juni 2011. Dit is vastgelegd in Werkbezoekverslagen 21 (transplantatie RH11), 22 (nulmeting RH11), beide van 14 juni 2011, en werkbezoekverslag 24 (aanvullende nulmeting RH11) van 12 juli 2011.
- **Fase 10**: het monitoren van de zeegrasmusmitigaties zoals uitgevoerd in 2007, 2008, 2010 en 2011 gedurende de periode juni 2011 tot en met september 2012 inclusief het analyseren en rapporteren van de bevindingen en het doen van aanbevelingen gericht op toekomstige mitigaties. Deze monitoring is vastgelegd in Werkbezoekverslagen 23 (17 juni 2011), 25 (22 juli 2011), 26 (5 september 2011), 27 (20 juni 2012) en 29 (10 september 2012).
- **Fase 11**: het begeleiden van de zeegrasmusmitigaties in de perioden mei/juni 2012. Dit is vastgelegd in werkbezoekverslag 28 (aanleg plus nulmeting VO12).
- **Fase 12**: (contractueel vervallen, maar opgenomen in het overige monitoringspakket en wel uitgevoerd) het begeleiden van het infrezen van een schelpenlaag in oktober 2012. Vastgelegd in Werkbezoekverslag 29 van 10 september 2012 (dit behandelt het monitoren, plus de freesproef bij Dortsman Noord).

Verder zijn er 34 korte verslagen verschenen van werkbezoeken, in 2007 (3x), 2008 (6x), 2009 (5x), 2010 (4x), 2011 (7x) en 2012 (4x) en 2013 (4x). Daarnaast zijn er incidentele verslagen verschenen, namelijk: *Korte evaluatie aanplant maart 2010* (30 maart 2010), *Inventarisatieverslag ter voorbereiding van zeegrasverplaatsingen* (5 mei 2010), *Uitzaaiingen op Roelshoek* (2 september 2010), en *Rapportage over teruggroei in de werkstroken* (30 augustus 2013).



Legenda

- Natuurlijke populaties
- Mitigatie jaren
- Donor jaren



Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde (2007 - 2013)

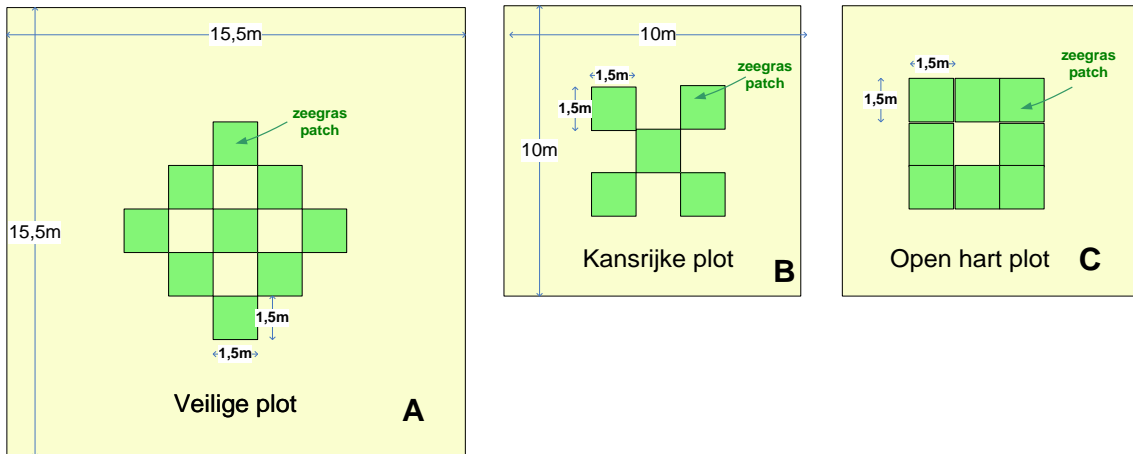
Luchtfoto: PDOK-achtergrond luchtfoto



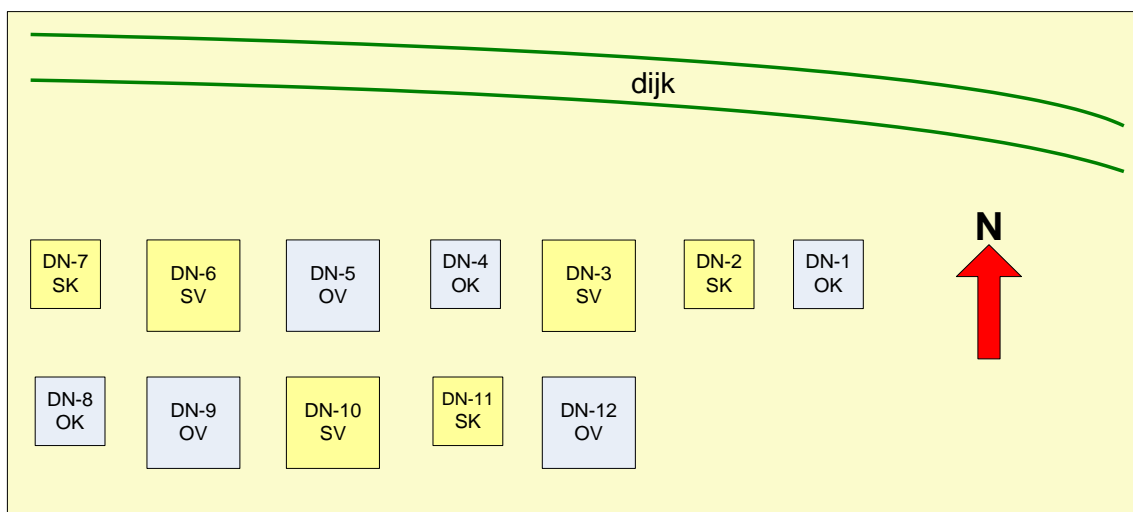
Paul Giesen - 2014

EPSG: 28992
Amersfoort / RD-new
Meters

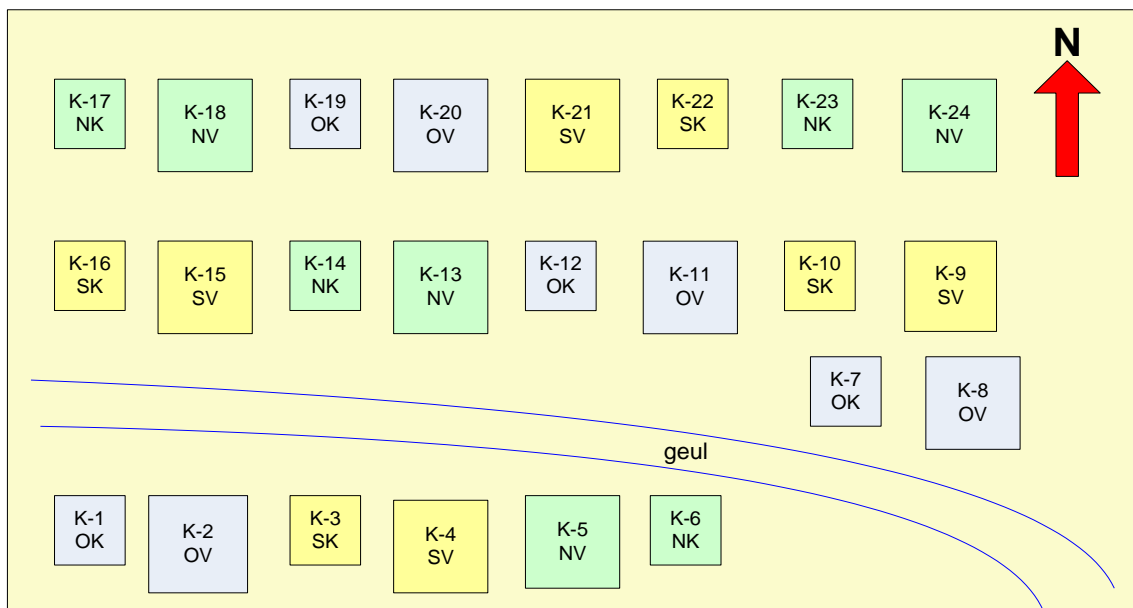
Figuur 1 Kaart van Oosterschelde, met donor- en mitigatielocaties



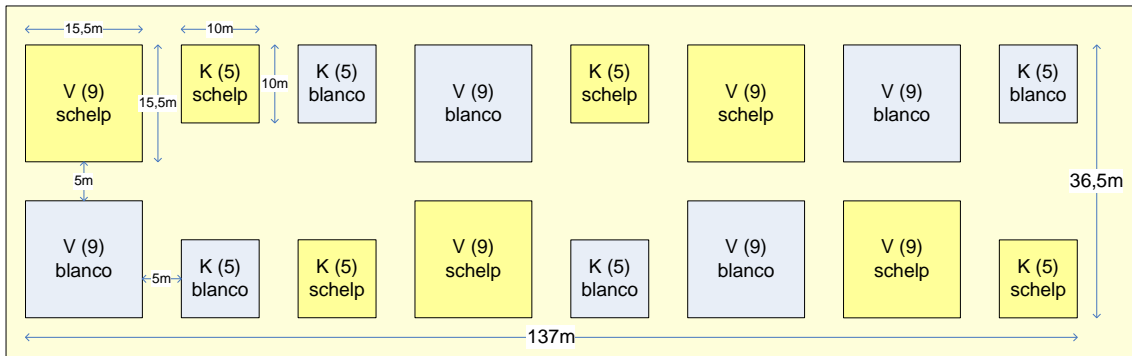
Figuur 2 Aanplant: A. veilige plot (=V), B. kansrijke plot (=K), C. Open hart plot



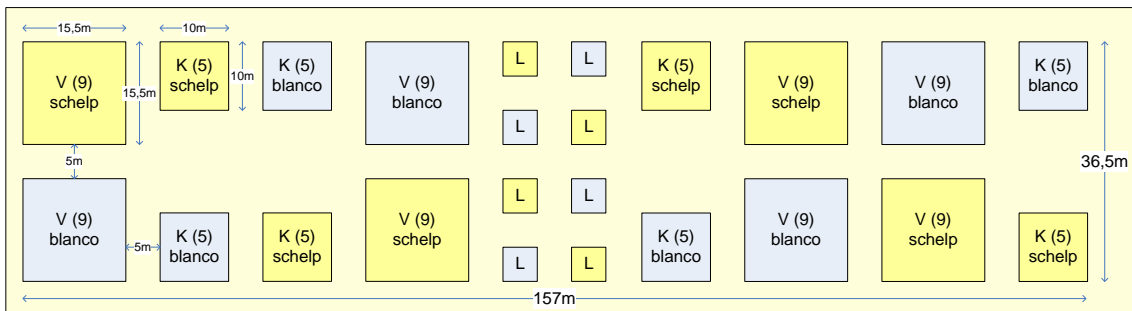
Figuur 3 Indeling DM07: blauw = controles, geel = schelp



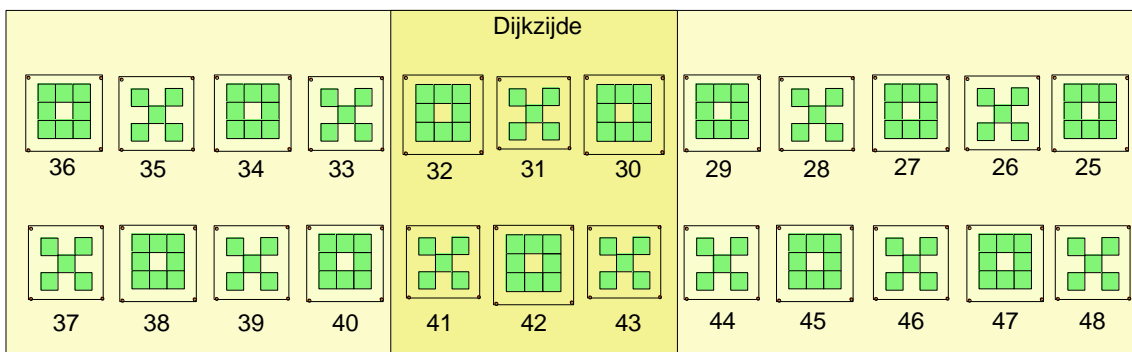
Figuur 4 Indeling KZ07: blauw = controles, geel = schelp, groen = net



Figuur 5 Indeling van de 16 plots voor mitigatielocaties DM08, KZ08 en RH08

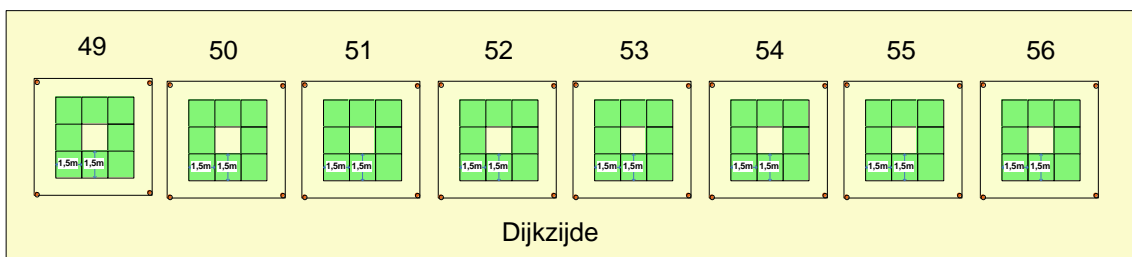


Figuur 6 Indeling van plots op KN08



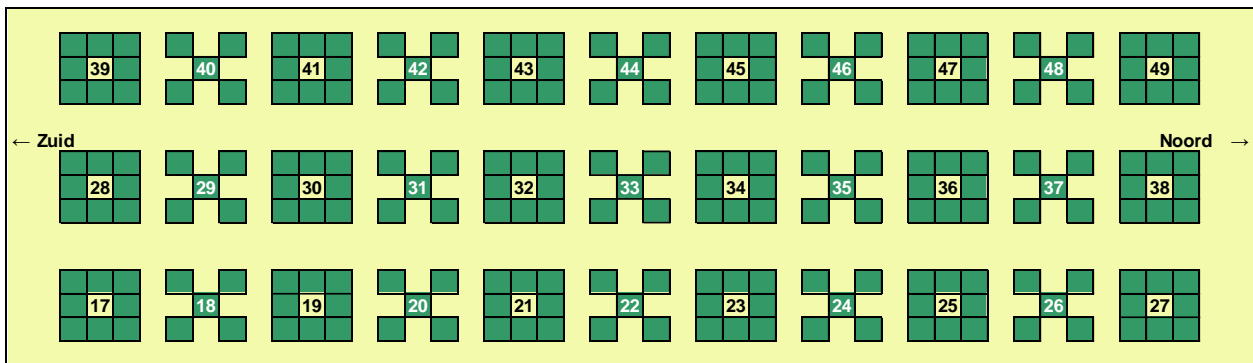
Figuur 7 Indeling van plots op KN10a

Donker = gefreesde schelpenlaag, lichter = klassieke schelpenlaag; opstelling is voor helft 'Kansrijk' met vijf patches, voor de andere helft 'Open-hart' met acht patches.



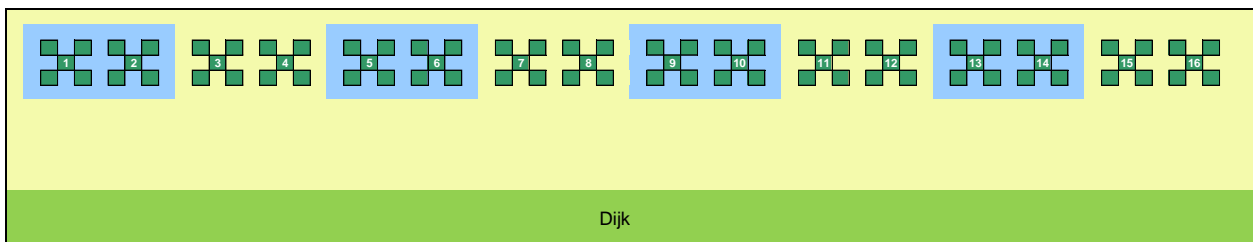
Figuur 8 Indeling van plots op KN10b

Alles plots hebben een Open-hart indeling met ieder acht patches, plus een schelpenbehandeling.



Figuur 9 Indeling van plots van RH11

Alle plots hebben een Kansrijke of Open hart indeling met ieder vijf of acht patches, en hebben allemaal een schelpenbehandeling.



Figuur 10 Indeling van plots van VO12

Alle plots hebben een Kansrijke indeling met ieder vijf patches, géén schelpenbehandeling, en de helft van de plots (blauw) is 5-10 cm onder het maaiveld aangelegd waardoor er direct na de aanleg water blijft staan bij laag water.

1.4 Gebruikte gegevens

Voorafgaand aan de dijkwerkzaamheden in de Oosterschelde was door Jentink (2004) gerapporteerd dat deze negatieve gevolgen zouden kunnen hebben op zeegrasvelden. Zo werd er geconcludeerd dat “*Samenvattend zorgen de werkzaamheden er voor dat op een strook van 20-25 meter langs de dijk het Zeegras compleet verdwijnt. Het herstel is een onzekere zaak. Met een aantal gerichte maatregelen zijn de herstelkansen wel te vergroten, zie hiervoor het hoofdstuk mitigerende maatregelen. Deze maatregelen zullen de herstel kans wel vergroten maar geven geen garantie. Het herstel zal mede afhangen van onzekere factoren. Zo kan het herstel goed zijn als er na de werkzaamheden een zachte winter volgt met een nat voorjaar waardoor lokaal zoutgehaltes tijdelijk laag zijn. Volgt echter een strenge winter met een droog voorjaar dan kan dat desastreus zijn voor het zeegras.*” Jentink (2004) stelde verder de volgende zestal mitigerende maatregelen voor:

1. De werktijd op het slik zo kort mogelijk houden.
2. De hoeveelheid op het slik gedeponeerde materiaal zo klein mogelijk houden.
3. Het ontgraven materiaal in dezelfde volgorde terug plaatsen.
4. De werkstrook dient op het oude niveau teruggebracht te worden.
5. Tijdens de werkzaamheden vrijkomende materialen mogen niet op het slik terecht komen.
6. De werkzaamheden nabij zeegrasgebieden zo vroeg mogelijk in het seizoen uitvoeren.

Voorafgaand (2005) en tijdens het eerste jaar van de dijkwerkzaamheden in de Oosterschelde (2006) zijn een aantal studies uitgevoerd die bedoeld zijn om de eventuele gevolgen van de werkzaamheden op het voorkomen van klein zeegras beter te begrijpen. Deze studies richten zich op de conditie en areaal van het zeegras op twee dijktrajecten (Slikken van Kats, en de Slikken van den Dortsman bij Gemaal de Noord; Jentink, 2007), en op gevolgen van water uitlaten uit de werkzaamheden op aangrenzende zeegrasvelden (Persijn, 2007).

Een eerste evaluatie van ontwikkeling van zeegrasvelden bij dijktrajecten uitgevoerd in 2004-2006 laat een wisselend beeld zien (Jentink, 2007; aangevuld met informatie uit het werkbezoekverslag van 2012 en 2013):

Op de **Slikken van Kats** is het zeegras in 2004-2006 hard achteruit gegaan. Echter, dit proces blijkt al jaren aan de gang te zijn: het slik erodeert waardoor het zeegras zich verplaatst richting de dijk. De dijkwerkzaamheden hebben dit proces verstoord waardoor de achteruitgang verder is versneld. Dit gaat echter om het zeegras wat direct in de werkstrook staat. In 2004 stond er nog 8,37 ha, maar in 2006 – na de dijkwerkzaamheden – resteerde er nog maar 3,53 ha. Na 2006 is dit verder achteruit gehold, en in 2013 was er nog maar een paar honderd m² over van een eens groot veld.

De **Slikken van den Dortsman**, in de buurt van Gemaal de Noord, herbergde in 2004-2006 de grootste zeegraspopulatie van de Oosterschelde. In 2004 was de totale oppervlakte bijna 37 ha, en in 2006 (na de dijkwerkzaamheden) was dit opgelopen tot 44 ha, hoewel de gemiddelde bedekkingspercentage was afgenomen⁸. Deze vermindering kwam echter verdeeld voor door het gehele veld en niet specifiek in de buurt van de werkzaamheden, waardoor een verband met de werkzaamheden onwaarschijnlijk lijkt. Wel is er mogelijk aan de randen bij de dijk verstoring opgetreden door het uitpompen van water (met gesuspendeerd slib) uit de werkstrook – luchtfoto's laten zien dat door het uitpompen van het water de verstoorde strook minstens een keer zo breed wordt (als de werkstrook). Na 2006 is het zeegras bij het Gemaal verder achteruit gegaan: in augustus 2012 resteerde er ongeveer 1200 m² ten westen-, en ongeveer 6-800 m² ten oosten van het Gemaal; augustus 2013 was deze westelijk veldje verdwenen en bleef slechts het oostelijk veld van 600 m² over.

De studie van Persijn (2007) aan de gevolgen van water uitlaten uit de werkstrook op aangrenzende zeegrasvelden laat zien dat er door de werkzaamheden geen noemenswaardige toename van de vertroebeling van het water optrad tijdens de dijkwerkzaamheden. Het lozen van water via uitlaten leek daarom – binnen bepaalde grenzen – geen directe negatieve gevolgen te hebben voor het zeegras. Dit is echter gebaseerd op één meetopstelling en geldt niet overal, zoals bleek in de zomer van 2013 op de slikken van Krabbenkreek Noord (Abraham Wissepolder). Daar werd slibrijk water direct geloosd in een aangrenzend zeegrasveld, en binnen een paar dagen was 100-200 m² zeegras bedekt met een 1-2 cm dikke laag slib (zie werkbezoekverslag #33 van 6 september 2013). Na hierop te zijn geweest is de lozing direct gestaakt en het lijkt geen blijvende schade te hebben veroorzaakt.

Voor het huidige project werden een aantal extra mitigerende maatregelen geformuleerd ter aanvulling van de 6 maatregelen van Jentink (2004); deze zijn:

7. Verplaatsen van zeegras vanuit de werkstrook, voorafgaand aan dijkwerkzaamheden.
8. Het beperken van de breedte van de werkstrook tot 8-12 meter.
9. Aanbrengen van een schelpenlaag in de werkstrook aan het eind van de dijkwerkzaamheden, om teruggroei van zeegras te bevorderen.

⁸ De MWTL karteringen geven grotere arealen; mogelijk is het verschil te wijten aan bruto en netto oppervlaktes aan zeegras, waarbij het laatste is gebaseerd op aaneengesloten arealen met 100% bedekking.

1.5 Huidige rapport & leeswijzer

Huidige rapport

Het huidige rapport dient als eindrapportage ter afsluiting van Fasen 9-13: Monitoring gedurende 2011-2013 van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007-2008 en 2010-2012. Deze fasen zijn hieronder afzonderlijk beschreven. Met het beëindigen van Fase 13 is tevens een eind gekomen aan het project Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde, en dit rapport geldt tevens als eindrapportage.

Fase 9: Fulltime begeleiden zeegrasmusmitigaties in mei/juni 2011 inclusief het uitvoeren van een nulmeting.

Fase 10: Monitoren eind augustus / begin september 2011 en eind augustus / begin september 2012 en analyseren en rapporteren van de resultaten conform gevraagde eindrapportage in contract (eind augustus / begin september is het hoogtepunt van het groeiseizoen).

Fase 11: Fulltime begeleiden zeegrasmusmitigaties in mei/juni 2012 inclusief het uitvoeren van een nulmeting.

Fase 12: Begeleiden van het infrezen van een schelpenlaag tegen een natuurlijk zeegrasveld op de Dortsman in oktober 2012. [n.b. oorspronkelijke fase 12 is komen te vervallen]

Fase 13: Monitoren eind augustus / begin september 2012 en eind augustus / begin september 2013 en analyseren en rapporteren van de resultaten conform gevraagde eindrapportage in contract.

Concreet gaat het om rapportage over monitoring gedurende 2011-2013 van de zeegrasmusmitigaties zoals uitgevoerd in 2007, 2008, 2010, 2011 en 2012 op de mitigatielocaties Viane Oost (VO12), Krabbenkreek Noord (KN08, KN10a, KN10b), Krabbenkreek Zuid (KZ07, KZ08), Dortsman Noord (DM07, DM08) en Roelshoek (RH08, RH11).

Daarnaast wordt er gerapporteerd over een aantal aanvullende onderzoeken: i) teruggroei in de werkstroken; ii) mogelijke rol van rotganzen *Branta bernicla* in zeegrasvelden van de Oosterschelde; iii) uitgroei van zeegras bij infrezen van schelpenlagen in aangrenzende slikken; en iv) uitzaaiingen van klein zeegras op Roelshoek en Dortsman Noord.

De methode van aanplant is uitgebreid gerapporteerd in de tussenrapportage voor Fase 4 Begeleiding Zeegrasmusmitigaties mei-juni 2008 van 25 augustus 2008 en zal hier niet verder worden besproken. Doel van het huidige rapport is om aan de hand van de aanplanten van 2007-08 en 2010-12 inzicht te krijgen in de sturende factoren die bepalen of zeegrastransplantaties een succes worden of mislukken. De rapportage richt zich vooral op de analyse op factoren zoals i) de ontwikkeling van het zeegras, ii) geassocieerde biologische parameters, iii) fysisch-chemische parameters, en iv) succesanalyse van locatie Roelshoek.

Leeswijzer

De indeling van het eindrapport is weergegeven in Figuur 11. Het begint met een inleiding, dat achtergrondinformatie geeft over het hoe en waarom van het project, gevolgd door uitleg over de mitigatieproeven met klein zeegras in de Oosterschelde sinds 2007. Hoofdstuk twee gaat over de methodiek, zowel van het veldwerk (de monitoring), als van de laboratoriumanalyses en statistische analyses. Hoofdstuk drie presenteert de resultaten en discussie, ingedeeld naar zeegras (3.1), andere biologische parameters (3.2) en fysisch-chemische parameters (3.3). Het rapport eindigt met conclusies (4), aanbevelingen (5), samenvatting (6) en een vooruitblik (7), naast een lijst met referenties (8).



Figuur 11 Indeling van het eindrapport

2 Monitoring- en analysemethodiek

2.1 Basisparameters voor monitoring

Hoofdstuk 2.1 geeft een overzicht van de monitoring van de zeegrasmusmitigaties en natuurlijke zeegraspopulaties, m.n. de parameters die zijn gemeten, de locaties, de methode en tijdstippen waarop wordt gemonitord. Gemeten zijn parameters die te maken hebben met het zeegras zelf, andere biologische parameters, substraat/bodem en porievocht. Meer specifiek, ieder jaar op het hoogtepunt van het groeiseizoen (eind aug – begin sep) zijn gemeten: zeegrasscheuten, wadpieraantallen en -reliëf, chemie van porievocht. Voorts zijn gedurende een jaar of enkele jaren gemeten: microreliëf mbv Global Navigation Satellite System (GNSS⁹), wadslakjes, alikruiken, krabben en bedekking met schelpen.

Voor de nulmeting en monitoring van de zeegrasmusmitigaties van 2007, 2008, 2010, 2011 en 2012 werd door RU medewerkers een formulier ontwikkeld dat voor beide kon worden gebruikt. Dit werd oorspronkelijk ontwikkeld voor beschrijvingen per plot (Fase 3 rapport van 4 december 2008), maar is later aangepast voor beschrijving per patch/plag (zie Fase 5 rapport van 3 april 2010). Er is in 2007-2013 29 maal gemonitord, en datums van monitoringsronden staan in Tabel 2. Alle gemeten parameters zijn samengevat in Tabel 3, en de methodologie wordt hieronder verder beschreven. Monitoringsronden waarbij volledige metingen zijn verricht ('uitgebreid' in tabel 2), zijn uitgevoerd zoals aangegeven in Tabel 3). Naast deze volledige monitoringen zijn korte werkbezoeken uitgevoerd door RU medewerkers (zie 1.3; dit zijn de eenvoudige monitoringen in tabel 2).

Tabel 2 Datums van uitgevoerde monitoring

Tijdstip	Beginnend op	Eindigend op	# Monitoring	Type monitoring *
0	8 juni 2007	23 juni 2007	Nulmeting 2007	Uitgebreid
1	11 juli 2007	17 juli 2007	1 ^e monitoring 2007	Uitgebreid
2	20 augustus 2007	24 augustus 2007	2 ^e monitoring 2007	Uitgebreid
3	11 september 2007	12 september 2007	3 ^e monitoring 2007	Uitgebreid
4	1 november 2007	1 november 2007	4 ^e monitoring 2007	Uitgebreid
5	4 juni 2008	4 juli 2008	Nulmeting / 1 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
6	17 juli 2008	25 juli 2008	2 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
7	25 aug 2008	2 september 2008	3 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
8	22 september 2008	7 oktober 2008	4 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
9	3 november 2008	6 november 2008	5 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
10	2 december 2008	3 december 2008	6 ^e monitoring 2008	Uitgebreid
11	25 mei 2009	29 mei 2009	1 ^e monitoring 2009	Uitgebreid
12	29 juni 2009	2 juli 2009	2 ^e monitoring 2009	Uitgebreid
13	3 augustus 2009	6 augustus 2009	3 ^e monitoring 2009	Uitgebreid
14	31 augustus 2009	2 september 2009	4 ^e monitoring 2009	Uitgebreid
15	5 oktober 2009	7 oktober 2009	5 ^e monitoring 2009	Uitgebreid
16	27 november 2009	29 november 2009	6 ^e monitoring 2009	Eenvoudig

⁹ Er zijn verschillende GNSS systemen gebruikt, maar meestal (na 2009) is gebruik gemaakt van RTK-dGPS.

Tijdstip	Beginnend op	Eindigend op	# Monitoring	Type monitoring *
17	23 maart 2010	24 maart 2010	Nulmeting / 1 ^e monitoring 2010	Eenvoudig
18	31 mei 2010	4 juni 2010	2 ^e monitoring 2010	Eenvoudig
19	15 juni 2010	23 juni 2010	Nulmeting / 3 ^e monitoring 2010	Uitgebreid
20	19 juli 2010	20 juli 2010	4 ^e monitoring 2010	Uitgebreid
21	23 augustus 2010	26 augustus 2010	5 ^e monitoring 2010	Uitgebreid
22	10 oktober 2010	13 oktober 2010	6 ^e monitoring 2010	Eenvoudig
23	18 maart 2011	20 maart 2011	1 ^e monitoring 2011	Uitgebreid
24	26 april 2011	28 april 2011	2 ^e monitoring 2011	Eenvoudig
25	6 mei 2011	7 mei 2011	3 ^e monitoring 2011	Uitgebreid
26	23 mei 2011	12 juni 2011	Nulmeting / 4 ^e monitoring 2011	Eenvoudig, Uitgebreid voor RH11
27	22 augustus 2011	25 augustus 2011	5 ^e monitoring 2011	Uitgebreid
28	8 juni 2012	18 juni 2012	Nulmeting / 1 ^e monitoring 2012	Eenvoudig, Uitgebreid voor VO12
29	29 augustus 2012	8 september 2012	2 ^e monitoring 2012	Uitgebreid
30	24 november 2012	30 november 2012	3 ^e monitoring 2012	Eenvoudig
31	15 april 2013	19 april 2013	1 ^e monitoring 2013	Eenvoudig
32	7 juni 2013	14 juni 2013	2 ^e monitoring 2013	Eenvoudig
33	26 augustus 2013	31 augustus 2013	3 ^e monitoring 2013	Uitgebreid
34	21 oktober 2013	25 oktober 2013	4 ^e monitoring 2013	Eenvoudig

* Eenvoudige monitoringen bestaan meestal uit het tellen van zeegrasscheuten, plus observaties over conditie, aanwezigheid van ganzen, enzovoorts. Bij uitgebreide monitoringen worden (de meeste) parameters zoals vermeld in Tabel 3 gemeten.

De monitoringsgegevens zijn in eerste instantie op de papieren formulieren genoteerd, of in het geval van de kartering, tijdelijk opgeslagen in de dGPS/GNSS. Vervolgens zijn alle gegevens opgenomen in een Microsoft Office Excel 2003 SP3 database, later in een Microsoft Office Access 2003 database.

2.1.1 Monitoren van zeegras

Bepalen van oppervlaktes

In 2008 bleek dat in veel plots de patches aangelegd in 2007 niet als zodanig meer te herkennen waren, en daarom werd besloten oppervlakte van het zeegras in te schatten m.b.v. een raamwerk van 40 bij 40 cm (grid; zie Eindrapportage Fase 5, 3 april 2010); dit werd uitgevoerd in alle monitoringsronden vanaf 2008. Daarnaast werd gedetailleerde kartering van het zeegras uitgevoerd met behulp van een GNSS¹⁰, waarbij een nauwkeurigheid van enkele centimeters (x- en y-as) werd bereikt. Dit is 2x uitgevoerd in 2008, 3x in 2009, 3x in 2010, 2x in 2011, 2x in 2012 en 2x in 2013.

Bedekkingen & aantal scheuten

Oorspronkelijk werd uitgegaan van het schatten van bedekkingspercentages in aangelegde plaggen, omdat aantallen scheuten te hoog waren om direct te tellen. Daarnaast werd de relatie bedekkingspercentage en aantal scheuten per m² bepaald per locatie en in de loop van de tijd. In 2009 bleek dat op de meeste mitigatielocaties het aantal scheuten laag was en oorspronkelijke patches veelal slecht terug te zien waren. Daarom werd besloten over te gaan op een directe schatting van het aantal scheuten per plot. Uitzondering was RH08, waar de bedekking met zeegras hoog was in 2009 en de indirecte methode via bedekkingspercentages dat jaar werd voortgezet. Ook werd eventuele uitbreiding van het zeegrasareaal ingeschat.

¹⁰ Differential Global Positioning System.

Overige

In alle monitoringsronden is een schatting gemaakt van het aantal bloeiende scheuten en bloeistadium. Daarnaast is er tijdens nulmetingen een schatting gemaakt van het percentage bruinzwart verkleurde bladeren.

2.1.2 Monitoring van het substraat

Reliëf

Wadpierreliëf (=het verschil in hoogte tussen wadpierhoopje en zichtbare, bijbehorende inzuigtrecter) werd gemeten met behulp van een waterpas en meetlat (zie Eindrapportage Fase 5, april 2010). Per plot werd 5-10x het hoogteverschil per hoop/kuil paar, zowel buiten als binnen het zeegras gemeten. Daarnaast werd microreliëf gemeten met behulp van een GNSS. Eind april 2009 werd begonnen met gedetailleerde hoogtemetingen op KN08, KZ08, DM08 en RH08 van de helft van alle kansrijke plots (d.w.z. 4 plots per mitigatielocatie). Per plot werd 1000+ punten gemeten, en deze zijn later uitgewerkt tot een hoogtekaart van iedere kansrijke plot. Dit is 6x in 2010 en 3x in 2011 uitgevoerd, als onderdeel van de succesanalyse.

Poriewater samples

Porievocht werd bemonsterd met behulp van 5 cm lange 'rhizons' (sippers), die aan een spuit zitten die wordt uitgetrokken tot er 50 ml vacuüm ontstaat (zie bijv. Nayar *et al.*, 2005). Door het vacuüm wordt poriënwater langzaam naar binnen gezogen. Gemiddeld is er op deze manier 30 ml porievocht per monsternamen verzameld, en per monsterpunt zijn twee monsters gepooled. Per plot zijn monsters genomen (net) buiten de plot, in het zeegras, en buiten het zeegras maar in de plot (voor zowel controle als schelpenplot). Watermonsters zijn koel bewaard tot de eerste analyse (binnen 6 uur, zie 2.2) waarna ze vervolgens zijn overgeheveld en ingevroren in monsterpotjes voor verdere analyse. 1 ml sample werd koel bewaard en hiervan werd binnen twee weken het totaal anorganische koolstof bepaald. In totaal zijn er in de periode 2008-2013 op 4-6 plots op de mitigatie locaties en op 2-3 punten in de natuurlijke populaties water monsters genomen. Naast de mitigatielocaties is er ook gesampled in een aantal natuurlijke zeegrasvelden, namelijk op Krabbenkreek Noord, Viane Oost, Viane West, Goese Sas, Oostdijk, Zandkreek, Slikken van Kats, Slikken van Dortsman Zuid/het Gemaal.

Sedimentmonsters

Sedimentmonsters: Monsters zijn van 2007-2013 tijdens de augustus-september monitoring 'at random' genomen op alle locaties en enkele natuurlijke populaties, zowel binnen als buiten de plots. In 2008 zijn van de 2008 aanplanten gedurende het groeiseizoen ook extra monsters genomen. In 2007 en 2008 zijn de sedimentmonsters nog opgesplitst in de laag 0-1cm en 1-5cm. Vanaf 2009 gebeurde dit niet meer en werd alleen de bovenste 5cm gesampled. De locaties KN10A en KN10B zijn enkel gesampled buiten de zeegrasplag, net als DM07.

Diepte van wadpierbehandeling

Wadpierbehandeling: de diepte van de wadpierbehandelingslaag is gemeten door een duimstok de bodem in te drukken totdat deze niet meer verder gedrukt kan worden. In geval van een plots met een wadpierbehandelingslaag wordt de diepte hiervan gemeten. In geval van een onbehandelde plot wordt een natuurlijk ondoordringbare laag gemeten of het uitblijven hiervan. De diepte van de wadpierbehandelingslaag wordt gemeten tijdens elke monitoring vanaf september 2008, m.u.v. de monitoring van september 2010.

Overige

Tijdens de eerste monitoringen in 2007 en 2008 werd de bedekkingspercentage aan schelpen geschat, omdat dit mogelijke aanhechtingsplaatsen zou bieden voor macroalgen. Dit is later geschrapt omdat het weinig informatie opleverde, en weinig consistent was. Vanaf 2008 is ook genoteerd of een patch wel/niet droogvallend was; in 2009 werd het percentage bedekking met water op het tijdstip van de monitoring genoteerd in categorieën 0-25%, 25-50%, 50-75% en 75-100%.

2.1.3 Monitoring van overige biologische factoren

Tijdens de monitoring zijn de volgende biologische parameters gemeten:

Volwassen en juveniele wadpieren: aantallen per vierkante meter. Wadpierhoopjes worden als proxy gebruikt voor wadpieraantallen en geteld op vierkante meter of een subdeel daarvan, meerdere malen binnen de plot, zowel binnen de patches als buiten het zeegras. Differentiatie in adulten en juvenielen gebeurt op dikte van het wadpierhoopje: >1mm = adult.

Macroalgen: de bedekkingspercentage en soortensamenstelling per plot. Het bedekkingspercentage werd geschat per plot, waarbij ook de algensoorten werden genoteerd. Algen zijn niet meegenomen als parameter in de plaggen tijdens de nulmeting in juni 2008 (omdat ze waren verwijderd), maar wel buiten de plot gemeten.

Wadslakjes: het aantal wadslakjes/m² werd geteld met behulp van een grid van 10 bij 10 cm (nulmeting), later met behulp van een 25 bij 25 cm grid. Na 2009 is deze parameter niet meer meegenomen omdat het geen bruikbare informatie opleverde.

Alikruiken: het aantal alikruiken/m²: het aantal alikruiken werd geteld per patch (later per plot). Na 2009 is deze parameter niet meer meegenomen omdat het geen bruikbare informatie opleverde.

Strandkrabben: het aantal (strand-)krabben/m²: aantal per patch genoteerd. Na 2009 is deze parameter niet meer meegenomen omdat het geen bruikbare informatie opleverde.

Epifyten: de bedekkingspercentage aan epifyten werd bepaald; hierbij werd het gemiddelde bedekkingspercentage geschat van vier meegenomen zeegrasscheuten.

Ganzenkuilen: in oktober 2008 werd het totale aantal kuilen genoteerd per plot voor KN08, DM08 en RH08. In november 2009 zijn ganzenkuilen ingemeten met behulp van een RTK-dGPS. In 2010-2011 zijn 'plantcams' (eenvoudige camera's die automatisch foto's nemen) opgesteld op een aantal mitigatielocaties om ganzen te volgen. Daarnaast is op Roelshoek in het najaar van 2011 een proef uitgevoerd om methoden te testen om ganzen buiten de plots te houden (zgn. ganzen 'exclosure' proef).

Tabel 3 Parameters voor monitoring plots in 2008-2013

Parameter	Methode	Nulmeting	Monitoring
Algemeen	Fotografisch vastleggen van patches/plot	+	+
Zeegras	Schatting van bedekkingspercentage	+	+(2008)
	Schatting van uitbreiding		+
	Schatting van het aantal bloeiende scheuten & bloeistadium	+	+
	Schatting van % zwarte/bruine bladeren	+	±
	Oppervlakte inschatten m.b.v. grid		+
	Karteren m.b.v., RTK-GPS	±	+
Substraat*	Schatting % bedekking schelpen	+	+
	Waterbedekkings%	+	+
	Hoogte wadpierhoopjes (gem. van adulte, cm)	±	+
	Microreliëf m.b.v. RTK-GPS		+
	Poriewater samples		+
	Sedimentmonsters		+
	Diepte van behandelingslaag		+
Overige biologische factoren*	Aantal wadpieren/m ² (volwassen)	+	+
	Aantal wadpieren/m ² (juveniele)	±	+
	Bedekkingspercentage macroalgen + soorten		+
	Aantal wadslakjes/m ² (t.e.m. 2009)	+	+
	Aantal alikruiken/m ² (t.e.m. 2009)	+	+
	Aantal (strand-)krabben/m ² (t.e.m. 2009)	±	+
	Epifyten bedekkings% (gem. v. 4 scheuten)		+
	Ganzenkuilen (incidenteel)		+

N.b. ± wil zeggen dat het soms is meegenomen

2.1.4 Monitoring voor de succesanalyse RH08, DM08 & KN10b

Doel van de succesanalyse was om de dynamiek van de zeegraspatches te relateren aan sediment dynamiek op verschillende schalen.

Methode verwerking grootschalig sedimentdynamiek

Het reliëf van het zeegras is op DM08, RH08 en KN10b met een regelmatig interval gemeten met behulp van Global Navigation Satellite System (GNSS¹¹) voorzien van een correctiesignaal. De output van de GNSS zijn tekstbestanden met coördinaten en hoogte, en deze zijn omgezet naar ARCGIS shape punt bestanden zodat deze bruikbaar zijn in een GIS ter omzetting naar een raster.

Een plotdekkende raster is gecreëerd door de shape punt bestanden te interpoleren en een uitsnede te maken van deze interpolatie door deze te extraheren met de plot. De interpolatiemethode is bepaald door te bepalen welke methode de laagste RMS¹² heeft; dit is gedaan door de interpolaties eerst uit te voeren met alle punten en daarna dezelfde interpolaties uit te voeren zonder een aantal punten. De RMS is bepaald door de originele waardes te vergelijken met de nieuwe waardes, met behulp van de volgende formule: $\sqrt{((\bar{z}_1 - z_1 + \bar{z}_2 - z_2 + \bar{z}_n - z_n)^2)/n}$, waarbij 'z' de hoogte is. Uit de berekening bleek Kriging (een kleinste kwadratenmethode) met 5 bekende punten (kunnen gezien worden als lineaire vergelijkingen) de beste interpolatiemethode te zijn. Alle tijdstippen en locaties zijn geïnterpoleerd en geëxtraheerd, en van de ontstane rasters zijn de standaardafwijking, variantie, minimum en maximum (allen in meters) omschreven, samen met het aantal cellen.

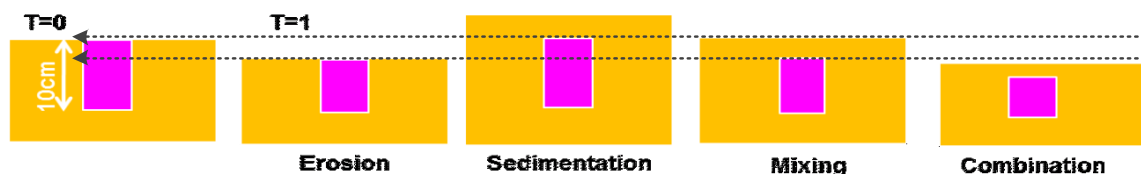
¹¹ Naast het Amerikaanse GPS systeem maakt het gebruikte systeem ook gebruik van GLONAS.

¹² Root Mean Square

De zeegrascontouren zijn gedigitaliseerd in een polygoon formaat. Dit betekent dat de randen niet over een zullen komen met de rasters van het reliëf. Om een vergelijking te kunnen maken tussen de sedimentdynamiek en de aanwezigheid van zeegras zijn deze polygonen omgezet naar een raster. Deze rasters hebben hetzelfde formaat gekregen als de rasters van het reliëf om een eerlijke vergelijking te kunnen maken. Wanneer dit niet gedaan wordt zal er gekeken worden naar of de grootste of het kleinste raster; de rasters (bij het kleinste formaat) krijgen hierbij een geïnterpoleerde waarde toegewezen. Omdat er geen controle is welke interpolatiemethode uitgevoerd wordt en of deze methode wel geschikt is, is er gekozen voor het gelijke raster formaat. Het reliëf binnen het zeegras is bepaald door uit de reliëfrasters de zeegrascontouren te knippen. Hierdoor ontstaat er een raster met de vorm van de zeegras contouren, maar inclusief het reliëf. Het reliëf buiten het zeegras is bepaald door middel van enkele stappen, de eerste stap is van de reliëfrasters in het zeegras negatieve rasters te maken. Dit betekent dat een waarde van bijvoorbeeld 0,35m nu -0,35m wordt. De tweede stap is het optellen van deze negatieve zeegras reliëfrasters met de totale reliëfrasters van hetzelfde tijdstip, hierdoor worden alle waarden binnen het zeegras "0". Als laatste stap zijn de rasters met waarde "0" weggelaten uit de analyse, dit is gedaan door deze te deselecteren. Zo houden we het buiten-zeegras-reliëfraster over. Van de zeegras reliëfraster, buiten zeegras reliëfraster en het reliëfraster van de totale plot zijn de standaardafwijking, variantie, minimum, maximum en het aantal cellen bepaald.

Methode verwerking lokale sedimentdynamiek

De lokale sedimentdynamiek werd in kaart gebracht door middel van een methode beschreven in Mahaut & Graf (1987). Hierbij wordt een sedimenttracerstaafje (lokaal sediment vermengd met fluorescerende tracers) in de bodem wordt gebracht waarna na 6-8 weken bepaald wordt wat er van het oorspronkelijke tracer staafje van 10 cm nog terug te vinden is. De mate en patroon van terugvinden van de tracer geeft een indicatie voor de kleine / fijne schaal processen in het sediment (Figuur 12). Deze metingen zijn verricht verspreid binnen alle kansrijke plots van de locaties KN10B, RH08 en DM08, vanaf de zomer van 2010 tot de zomer van 2011. De totale sedimentdynamiek bestaat uit twee componenten, mixing (4^e en 5^e paneel) en erosie/sedimentatie (erosie paneel 2 en 5, sedimentatie paneel 3).



Figuur 12 Schematische weergave van lokale sedimentdynamiek methode.

Dwarsdoorsnede door sediment met 10cm test sediment staafje (roze) op T0 en de mogelijke uitkomsten op T1

2.2 Analyses van monsters

Hoofdstuk 2.2 geeft een overzicht van de analyses die zijn uitgevoerd, in het veld of in laboratoria van NIOZ en RU, aan zeegras samples, sediment- en porievochtmonsters die zijn genomen tijdens de monitoringrondes. In tissue samples van rhizomen zijn zetmeelgehalten gemeten, terwijl aan de sedimentmonsters de korrelgrootte samenstelling is gemeten. Aan porievocht is in het veld gemeten aan pH, alkaliniteit, redox potentiaal, sulfide en saliniteit, terwijl aan meegenomen monsters in het lab is gemeten aan nutriënten (ammonium, orthofosfaat en nitraat), anorganisch koolstof, Na, K, Cl, Fe, Mg, Ca, Al en Mn. Resultaten van sulfide en nutriënten worden hier besproken; de andere factoren zijn eerder gerapporteerd en van minder belang gevonden voor de monitoring en daarom hier verder weggelaten.

2.2.1 Meten van zetmeelgehaltes in rhizomen

In de periode 2009-2013 zijn zetmeelgehaltes in de rhizomen van *Zostera noltii* geanalyseerd. Hiervoor zijn rhizomen geoogst op verschillende locaties (natuurlijke populaties en mitigatie locaties) aan de start van het groeiseizoen na de winter (april/mei) en aan het einde van het groeiseizoen vóór de winter (eind oktober/november). Vers plantenmateriaal is opgesplitst, ingevroren en gevriesdroogd. De analyses zijn gebaseerd op een protocol van Yemm en Flores (1954), Hierbij wordt zetmeel onttrokken m.b.v. zoutzuur en gekookt en aangekleurd met een anthron reagens en spectrofotometrisch gemeten bij 640 nm. Resultaten worden weergegeven in mg per g gevriesdroogd materiaal (zie 3.1.8).

In de winter van 2012-2013 is een aanvullende maandelijkse monitoring uitgevoerd in drie natuurlijke populaties (OD, DMN, KATS), die van nature aan het eind van het groeiseizoen van elkaar verschilden wat betreft zetmeel in de rhizomen: 349 mg g⁻¹ in Dortsman Noord (DMN), 203 mg g⁻¹ in Oostdijk (OD), en 106 mg g⁻¹ in KATS (KATS). Op deze drie locaties hebben we vervolgens maandelijks scheuten geteld (m-2), fotosynthese capaciteit bepaald als quantum yield (Fv Fm-1) met een phyto-PAM (pulse amplitude measurement, Waltz Junior PAM), en reservestoffen gemeten in de rhizomen. Uiteindelijk hebben we ook het verband bekeken tussen zetmeel in november en scheut-aantallen in november.

2.2.2 Analyse van sedimentmonsters

Korrelgrootte werd in het NIOZ laboratorium te Yerseke bepaald met behulp van een zogenaamde 'Malvern' analysator, een laserapparaat dat speciaal is ontwikkeld voor automatische bepaling van korrelgroottes van sedimenten (zie www.malvern.co.uk). Naast bepaling van het percentage sediment binnen een bepaalde sedimentklasse, zijn ook de 10%, 50% en 90% percentielen berekend; bij een percentiel van 10% (i.e. de D10) heeft 10% van het sediment een korrelgrootte, dat kleiner is dan de aangegeven diameter (in µm). De monsters zijn eerst gevriesdroogd, en daarna gezeefd om grove delen (>1mm) zoals stukjes schelp en wortels eruit te halen. Per monster is uiteindelijk een paar gram sediment gebruikt voor de analyse met de Malvern.

2.2.3 Analyse/metingen van porievocht

Een aantal analyses en metingen zijn ter plekke of nog dezelfde dag in het veldlab uitgevoerd aan porievocht (bodenvocht) m.b.v. een Yellow Springs Instruments YSI 556MPS multiprobe sampler: dit zijn sulfide, pH, redox potentiaal en saliniteit:

- Sulfide: M.b.v. een sulfide antioxidant buffer (pH14) wordt alle H₂S en HS⁻ omgezet naar S²⁻, wat vervolgens m.b.v. een ion-specifieke zilver sulfide elektrode wordt gemeten.
- pH is direct gemeten m.b.v. een pH-meter.
- Redox potentiaal: Wordt direct gemeten in een anaëroob gehouden monster m.b.v. een platina elektrode.
- Saliniteit: Dit wordt gemeten aan de hand van de geleidingscoëfficiënt van het water.

Alkaliniteit werd middels titratie bepaald in het veldlab:

- Alkaliniteit: 10 ml porievocht aangebracht in een 25 ml beerglas. De pH wordt gemeten en vervolgens wordt druppelsgewijs 0,01 M HCl (zoutzuur) toegevoegd totdat de pH 4,2 is. Alle buffers zijn dan verbruikt. Belangrijke buffers in porievocht van zeewaterbodems zijn normaliter sulfide, fosfaat en bicarbonaat. <n.b. ammonium vormt geen buffer omdat het pH van ammonium hoger ligt dan de pH van het vocht.>

Metingen aan het poriënwater uitgevoerd in het NIOZ laboratorium: ammonium en orthofosfaat en nitraat:

- Ammonium (NH_4^+): spectrofotometrisch gemeten met behulp van hypochloriet (gebaseerd op reactie van Berthelot) op een QuAAtro analysesysteem. De oplossing kleurt groen wanneer ammonium aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het ammoniumgehalte.
- Orthofosfaat (o-PO_4^{3-}): spectrofotometrisch gemeten met behulp van ammoniummolybdaat op een QuAAtro analysesysteem. De oplossing kleurt blauw wanneer orthofosfaat aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het orthofosfaatgehalte.
- Nitraat (NO_3^-): gebufferd en gereduceerd monster wordt spectrofotometrisch gemeten met behulp van α -naphthyleendiaminedihydrochloride. De oplossing kleurt rood wanneer nitraat aanwezig is in de oplossing, en kleurintensiteit is een maat voor het nitraatgehalte. Nitraat (NO_3^-) is niet gemeten indien monsters (ruikbaar) sulfide bevatten; sulfide wordt alleen gevormd (uit sulfaat) als de meer gunstige elektronenacceptoren (zuurstof en vervolgens nitraat) zijn verbruikt.

2.3 Statistische analyse

Waar relevant, zijn standaarddeviaties (stdev) en standaardafwijkingen (sterror) bepaald met behulp van het standaardprogramma binnen Microsoft Office 2010 Excel.

3 Analysemethodiek: resultaten & discussie van de monitoring

3.1 Ontwikkeling van het zeegras

Op zes van de 10 mitigatielocaties is na een aanvankelijk goede start het zeegras na drie jaar tot (vrijwel) nul gedaald. De overige vier locaties (VO12, DM08, RH08, RH11) vertonen ieder een ander beeld, maar meestal is er sprake van een (flinke) opleving na een aanvankelijke dip. Bij plots die een schelpenbehandeling hebben gehad ligt het aantal scheuten tijdens het groeiseizoen systematisch en (doorgaans) significant (3x) hoger dan de onbehandelde controle patches. Plots met een veilige opstelling (9 patches) doen het aanvankelijk (1.8x) beter dan kansrijke plots (5 patches), maar vanaf 2010 is het verschil vrijwel verdwenen. Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) bij aanplant en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september). Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Zetmeelconcentraties in rhizomen van natuurlijke populaties zijn hoger dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Teruggroei van zeegras in werkstroken lijkt succesvol en in totaal is er in 2013 345 m² aan teruggroei; echter, het blijft afhankelijk van een goede afwerking, en conditie van nabijgelegen zeegrasvelden. Uitgroei van zeegras vanuit natuurlijke zeegrasvelden in aangrenzende slikken waarin schelpenlagen zijn aangebracht lijkt mogelijk, maar is (nog) te gering om met zekerheid uitspraken te doen. Uitzaaïingen hebben in 2013 geleid tot een flinke uitbreiding van het zeegras op de slikken van Dortsman Noord en (vooral) Roelshoek. Op Roelshoek lijken deze afkomstig te zijn van de aanplanten van RH08 en RH11, terwijl op de slikken van de Dortsman Noord deze waarschijnlijk afkomstig zijn van de nabije natuurlijke populatie. Uitzaaïingen op Roelshoek zijn met 2680 m² in het najaar van 2013 ongeveer even groot als het totale oppervlakte aan zeegras dat is getransplanteerd in de Oosterschelde van 2007-2012.

In 2007-2008 zijn bedekkingspercentages van het zeegras geschat per patch, en de correlatie tussen bedekkingspercentage en aantal scheuten per vierkante meter berekend. Vanaf 2009 is aantal scheuten per plot geschat in plaats van bedekkingspercentages per patch, omdat patches niet goed te herkennen waren en scheutaantallen laag. Voor de veilige plots is een omrekeningsfactor x 5/9 gebruikt. In 2011-2013 is de monitoring van het zeegras uitgevoerd zoals in 2009, en zijn aantal scheuten per plot geteld. Ter vergelijking zijn natuurlijke zeegraspopulaties regelmatig gemonitord en bedekkingspercentages zeegras ingeschat; Tabel 4 geeft de zomermaxima weer voor de natuurlijke populaties.

3.1.1 Algemeen beeld zeegrasonwikkeling

Ontwikkeling in 2008

Het donormateriaal dat in 2008 werd gebruikt had een lager bedekkingspercentage dan dat van 2007 (respectievelijk 11.3 % en 30.4 %). Dit verschil heeft twee oorzaken. Ten eerste, ongeveer driekwart van het donormateriaal kwam in 2008 van donorlocatie Viane Oost, dat van nature een lager bedekkingspercentage heeft dan Viane West, dat in 2007 uitsluitend werd gebruikt. Ten tweede, in het voorjaar van 2008 kwam de groei van het zeegras pas laat op gang, zowel in de natuurlijke populaties als in de mitigatielocaties van 2007. Een lange, strenge winter en relatief koud voorjaar kan hieraan ten grondslag hebben gelegen (zie werkbezoek verslag van 7 juni 2008).

Mitigatielocaties DM08 en KZ08 doen het direct vanaf de transplantatie in juni 2008 relatief slecht. Op DM08 blijven de bedekkingspercentages laag (1-2%, maximaal 5%) en zien de planten er ongezond (klein, veel bruine bladeren) uit, zelfs in augustus wanneer de groei een maximum bereikt. KZ08 doet het iets beter dan DM08, maar relatief veel slechter dan de natuurlijke populaties en de overige twee mitigatielocaties. KN08 en RH08 doen het beide goed in 2008, met gezond ogende planten en bedekkingspercentages die in augustus toenemen naar 10-30% (soms >50%), en op RH08 in september zelfs naar gemiddeld 30-40%, waarbij vaak 60-80% bereikt wordt. Bloeipercentages blijven laag (1-2%) vergeleken met de natuurlijke populaties (vaak >10%). Foeragerende vogels (vooral rotganzen) zijn eind september actief op DM08 en KZ08, en in oktober ook op KN08 en RH08, en laten sporen achter in de vorm van ondiepe kuilen waarin het zeegras is verdwenen. In het najaar 2008 wordt het reliëf van KN08 erg grillig, ten gevolge van een aantal stormachtige dagen.

De winter van 2008-2009 is relatief streng, en zowel eind december 2008 als in januari 2009 is er sprake van veel ijs op de slikken, inclusief op de mitigatielocaties. Door ijsgang op Roelshoek gaan ongeveer eenderde van de markeringspalen verloren; deze worden later in het jaar vervangen.

Ontwikkeling in 2009

Aantallen scheuten zijn in het voorjaar (eind april 2009) nog laag, en opvallend is dat deze op KN08 hoger zijn dan op RH08, en veel hoger dan op KZ08 en DM08. Eind juni was dit beeld flink veranderd, want op KN was er amper sprake van toename sinds eind april, terwijl de plots van Roelshoek een enorme inhaalslag lijken te maken. De overige twee mitigatielocaties blijven achter.

In de zomer van 2009 blijft deze trend doorzetten, en terwijl het zeegras op RH08 flink toeneemt in oppervlakte en dichtheid blijven de overige drie mitigatielocaties van 2008 ver achter. Patches zijn op de meeste locaties niet meer goed te herkennen, en bij de monitoring wordt gebruik gemaakt van tellingen van scheuten in plaats van dichtheden. 2009 lijkt een uitstekend jaar te zijn voor zeegrassgroei en de natuurlijke populaties (bijv. Krabbenkreek Noord, Dortsman Noord, Gemaal St. Maartensdijk, Goese Sas, Zandkreek) doen het goed, op een enkele uitzondering na¹³ (zie Tabel 4). Bedekkingspercentages in deze natuurlijke populaties zijn hoog, en de planten zien er gezond uit. De groei van het zeegras op RH08 lijkt op dat van de natuurlijke populaties, maar de overige mitigatielocaties blijven in alle opzichten ver achter. De plots met losse planten op KN08 doen het allemaal slecht en hierin verdwijnt het zeegras.

Eind augustus/begin september 2009 is er op RH08 duidelijk sprake van uitbreiding buiten de plots. 18 plukken zeegras (sommige vele dm², enkele tot m² groot) worden gevonden op afstanden van 5-200 meter vanaf de plots, in verschillende richtingen, en er lijkt sprake te zijn van spontane kolonisatie vanuit de aangelegde plots. Een natuurlijke populatie ligt op meer dan 750m afstand en lijkt onwaarschijnlijk als mogelijke bron, ook gezien de spreiding van deze uitzaaiingen.

In het najaar worden alle mitigatielocaties bezocht door foeragerende vogels (vooral rotganzen, maar ook bergeenden), die hiervan sporen achterlaten (ondiepe kuilen waarin het zeegras verdwenen is; zie 3.2.6).

¹³ Een uitzondering is de zuidelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord. In juni 2008 was deze erg florissant, met een gemiddelde zeegrassbedekking van meer dan 60%. In september 2008 werd het bezocht door foeragerende rotganzen en daalden de bedekking tot minder dan 1-2%. In 2009 is de bedekking laag gebleven en gemiddeld niet meer boven de 1-2% (plaatselijk 5%) uitgekomen.

Ontwikkeling in 2010

In maart zijn er transplantaties uitgevoerd vanuit Viane Oost – eerst naar Roelshoek, maar nadat er problemen ontstonden met het materieel¹⁴ zijn de activiteiten verplaatst naar Krabbenkreek Noord (KN10a), waar 24 plots worden aangelegd (Figuur 7). Zeegrasvelden waren in het najaar ingemeten op Viane Oost met behulp van dGPS omdat er in maart weinig zeegras bovengronds aanwezig zou zijn. Het aantal scheuten bij aanleg ligt op 190 per plot, ver boven dat van de overige plots (gem. 10/plot), behalve RH08 (81/plot) en DM07 (35/plot).

Zeegrasgroei in het voorjaar van 2010 valt tegen, en eind mei-begin juni was op alle locaties het zeegras nog amper toegenomen ten opzichte van eind maart 2010. Eind mei-begin juni wordt er voor de tweede keer zeegras getransplanteerd in 2010, en nu vanaf Krabbenkreek Noord (noordelijke natuurlijke populatie) naar KN10b, waar 8 'open hart' plots worden aangelegd (Figuur 8). Zeegrasdichtheden zijn goed in de nieuwe plots.

In de zomer van 2010 komt de omslag qua groei en eind augustus is het zeegras op veel locaties flink toegenomen. Echter, op KN08, KZ07 en KZ08 is er amper sprake van toename, en ook RH08 – de sterlocatie van 2008 en 2009 – valt behoorlijk tegen qua dichtheden. Daarentegen doen beide mitigatielocaties op Dortsman Noord het goed, en is DM08 zelfs gemiddeld genomen de beste locatie qua zeegrasgroei. In de natuurlijke populaties en de aanplanten op KN10b worden in 2010 redelijke tot goede zeegrasbedekkingen aangetroffen (zie Tabel 4), en het uitblijven van dergelijke dichtheden op overige aanplantlocaties zou mede het gevolg kunnen zijn van zeegrasverlies gedurende de winter (2009-2010). Gemiddeld staat er in 2010 op de mitigatielocaties slechts één derde van het zeegras in 2009.

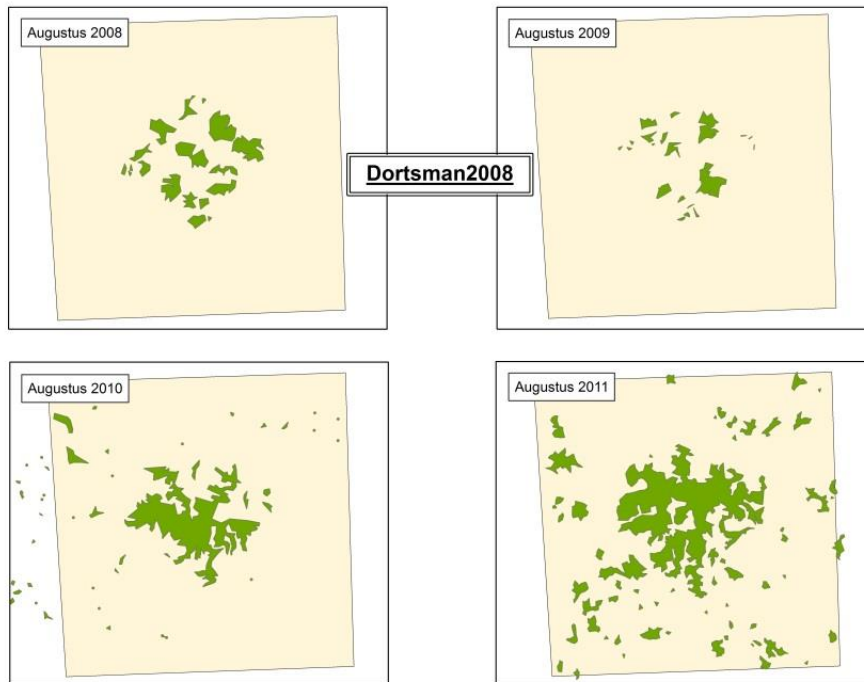
Ontwikkeling in 2011

Vergeleken met 2009 en 2010 lijkt het een minder goed groei-jaar te zijn voor zeegras. In het voorjaar en de vroege zomer was de groei matig, met lage bedekkingen. Dit herstelde zich in de meeste natuurlijke zeegraspopulaties, behalve bij het Gemaal van St. Maartensdijk, waar het totale zeegrasareaal aanzienlijk is afgenomen en de bedekkingen laag zijn gebleven. De natuurlijke zeegraspopulaties vertonen in het voorjaar van 2011 een redelijke groei van het aantal scheuten, al is dit niet op alle locaties even ver gevorderd. Het zeegras op de mitigatielocaties loopt achter qua ontwikkeling bij dat van de natuurlijke populaties, en alleen twee locaties doen het redelijk goed, namelijk KN10b en DM08.

In de vroege zomer doen twee locaties het redelijk goed, namelijk KN10b en DM08. KN10b gaat echter langzaam achteruit en de bedekking in juni was minder dan in april 2011. DM08 lijkt vooral te profiteren van uitzaaiingen vanuit de nabije natuurlijke populatie, want er staat ook veel zeegras tussen de plots en rondom de natuurlijke populatie (hoewel de plots zelf wel hogere dichtheden hadden, Figuur 13). Op de overige mitigatielocaties blijft zeegrasgroei ver achter in vergelijking met zowel de natuurlijke populaties als met KN10b en DM08. Op één locatie (KN08) is sinds maart 2010 geen zeegras meer aangetroffen in de plots, en het lijkt erop dat op sommige locaties het zeegras verder achteruit is gegaan sinds het voorjaar van 2011.

In mei-juni 2011 zijn er transplantaties uitgevoerd vanuit de werkstroken bij de Goese Sas, naar de slikken van Roelshoek (RH11). Om problemen met wegzakken van materieel te voorkomen is de werkwijze aangepast en is gebruikt gemaakt van rijplaten ('schotten') en pontons. In augustus is het aantal scheuten in de nieuwe plots van RH11 is toegenomen, maar de algemene indruk (vwg. De kleine scheuten) is dat de plots veel ijler zijn bedekt met zeegras dan bij aanleg.

¹⁴ Zie werkbezoek verslag 16 van 6 april 2010; een rupsdumper en een kraantje zijn verloren gegaan nadat ze bleven vastzitten in zacht slib op Roelshoek.



Figuur 13 Ontwikkeling van het zeegras in plot 9, DM08.

Ontwikkeling in 2012

2012 wordt gekenmerkt door een matige groei van het zeegras in het voorjaar en vroege zomer met in het algemeen lage bedekkingen in de natuurlijke zeegrassvelden. In de zomer volgt enig herstel en hebben de meeste natuurlijke velden een redelijk tot goed bedekkingspercentage. Op veel locaties is het areaal aan zeegras sterk afgenomen, o.a. in de natuurlijke populaties van Viane West, Krabbenkreek Noord, het Gemaal van St Maartensdijk, Goese Sas en Zandkreek waar arealen meer dan gehalveerd zijn sinds 2010. Uitzonderingen zijn Dortsman Noord en Oostdijk: Dortsman Noord lijkt stabiel of zelfs toegenomen in areaal, terwijl Oostdijk sterk is uitgebreid en dichter is geworden. Najaarsstormen (vooral eind november) hebben geen zichtbare schade aangericht. Rotganzen zijn op alle locaties actief, gezien de aanwezigheid van uitwerpselen en pootafdrukken. Zeegras op de mitigatielocaties doet het minder goed (qua areaal en bedekking) dan in de natuurlijke populaties, en is inmiddels verdwenen op twee locaties (KN08; KN10a). Aantallen zeegrasscheuten zijn laag op alle locaties behalve KN10b, DM08, RH11 en VO12. Na een zeer matig voorjaar is er sprake van een flinke toename aan scheuten in de periode juni-september, maar het blijft achter bij 2011.

Ontwikkeling in 2013

In het extreem koude voorjaar van 2013 loopt zeegrassgroei 2-3 weken achter vergeleken met voorgaande jaren, zowel in de mitigatieplots als in de natuurlijke populaties. De natuurlijke populaties hebben een zeegrassbedekking van 5-10(-20)%, oplopend tot 30-40%; dit lijkt op juni 2008, en loopt ver achter bij juni 2009, toen bedekkingen gemiddeld 20-40% waren, oplopend tot 60%. In de mitigatielocaties valt op dat na een lange winter en een 'slecht' voorjaar er meerdere locaties zijn waar het zeegras is verdwenen: KN08, KN10a, KZ07 en KZ08.

In de zomer is de achterstand in zeegrassgroei grotendeels ingehaald. De natuurlijke populaties hebben vaak een zeegrassbedekking van 60-70%, oplopend tot 90-100%. Een aantal natuurlijke populaties blijven stabiel qua oppervlakte (Dortsman Noord, Viane schelpenbank, Zandkreek) of breiden zelfs uit (Oostdijk), terwijl anderen afnemen (Viane West, Krabbenkreek Noord, Goese Sas, Kats, Gemaal Oost) of zelfs lijken te verdwijnen (Gemaal West; zie Tabel 4). In de mitigatielocaties valt op dat een aantal locaties het

verrassend goed doen qua zeegrasgroei, vooral: DM08 en RH11 houden goed stand, terwijl de al lang afgeschreven DM07 en RH08 het ineens beter zijn gaan doen dan afgelopen jaren. Tegenvallend was VO12, dat na een goed begin in 2012 dit jaar een 75% afname kent aan scheutaantallen.

Eind oktober valt het op dat er grote onderlinge verschillen zijn tussen zowel de natuurlijke populaties als mitigatielocaties. Op sommige plaatsen (bijv. Zandkreek) is het zeegras grotendeels bruin, maar elders (bijv. Krabbenkreek Noord) oogt het nog groen en fotosynthetisch actief. Op de mitigatielocaties is het aantal zeegrasscheuten afgenomen naar gemiddeld ongeveer 25% van het aantal van eind augustus. Bij de meeste natuurlijke populaties zijn de aantallen ook flink gedaald, en zijn de bedekkingspercentages meestal gedaald van 40-70% in augustus naar zo'n 5-10%. Uitzonderingen zijn Krabbenkreek Noord en Oostdijk, waar de bedekking 20-25% is, oplopend naar >50%, en Zandkreek, waar de bedekking <1% bedraagt. Opvallend is de invloed van foeragerende rotganzen. Op de mitigatielocaties hebben de grotere zeegrasplukken meestal één of meerdere ganzenkuilen. In de natuurlijke populaties is de invloed van ganzen variabel: op KN zijn rotganzen aanwezig, maar zijn er slechts weinig ganzenkuilen. Op Oostdijk zijn metingen gedaan aan ganzenkuilen, die 36% van het zeegrasgebied bedekken, en werd een groep van 300+ foeragerende rotganzen waargenomen.

Opvallend zijn de aantallen uitzaaiingen op Roelshoek. Deze werden voor het eerst waargenomen in 2009 (18 uitzaaiingen), maar waren in 2010 weer afgenomen. In 2011 waren deze toegenomen tot 30, terwijl in 2012 geen waarnemingen werden gedaan. In 2013 is het aantal uitzaaiingen spectaculair toegenomen, met >2.000 gemeten uitzaaiingen (terwijl hele gebied niet werd gemeten) en een totaalareaal van >2680 m² (zie 3.1.11).

Tabel 4 Zeegras bedekkings% in natuurlijke zeegraspopulaties Oosterschelde

	Viane West	KN noord	KN zuid	DN	Gemaal de Noord	Goese Sas	Zandkreek	Oostdijk	Kats
2008	--	30	60-80	30-40	30-40	--	--	--	--
2009	--	50-60	<1	40-50	35-40	30-40		30-40	--
2010	40-50	40-50	0	20-30	20-30	10-20	--	--	--
2011	30	30-40	-	30-40	1	15-20	50-60	--	--
2012	20-30	30-40	0	30-40	10-15	30	30-40	60-70	15-20
2013	40-50	60-70	0	60-70	0	70-80	70-80	60-70	40-50

N.b.: De waarden zijn de gemiddelde bedekkingen van eind augustus-begin september, wanneer deze doorgaans het hoogst zijn (=zomer maxima).

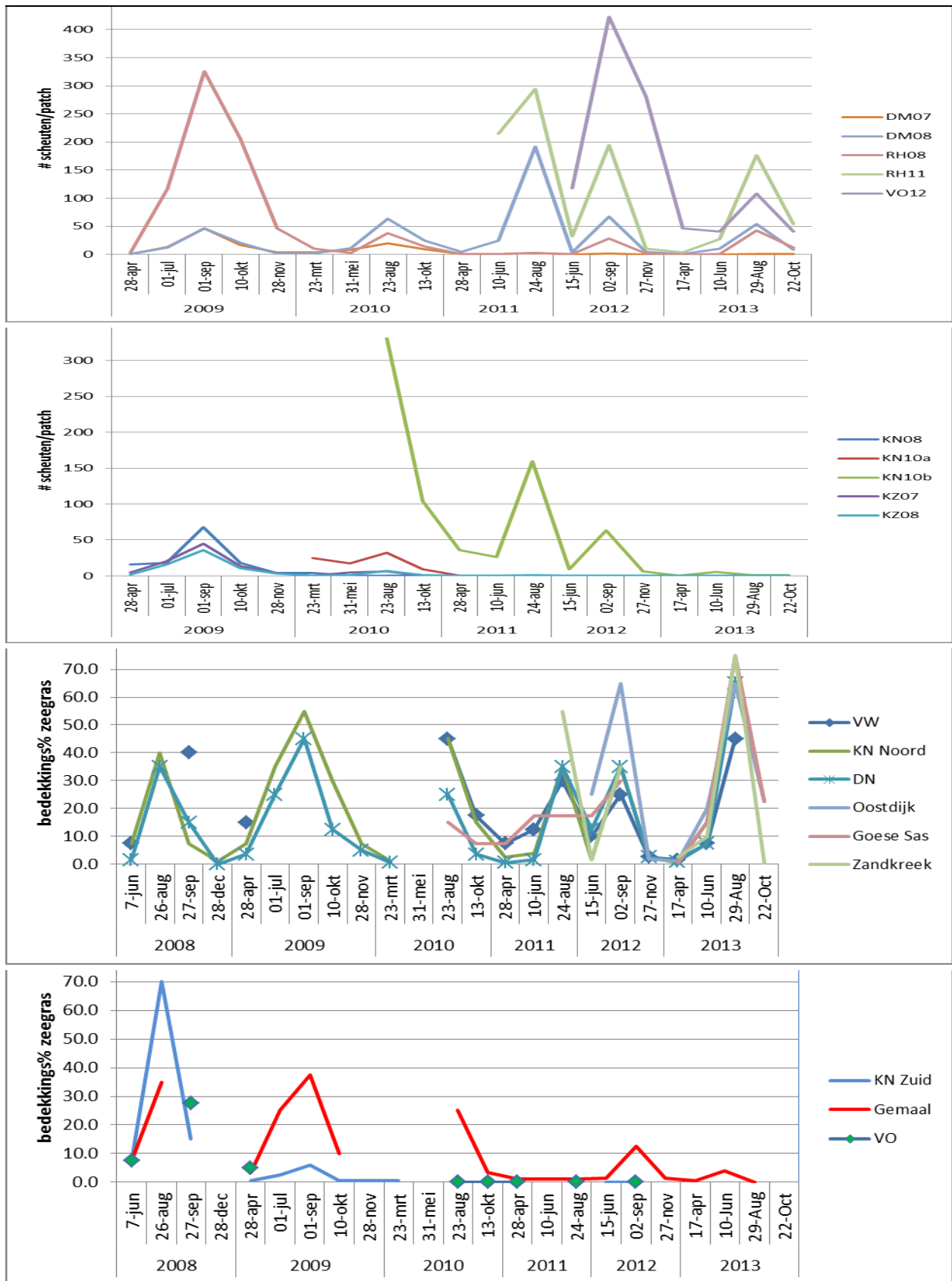
3.1.2 Locatie & zeegrasonwikkeling

Het gemiddelde aantal zeegrasscheuten per patch is in Figuren 14a en 14b weergegeven voor alle tien mitigatielocaties van 2007-2008 en 2010-2012: KZ07, KZ08, DM07, DM08, KN08, KN10a, KN10b, RH08, RH11 en VO12. De meeste mitigatielocaties vertonen een 'boom-and-bust' ontwikkeling, waarbij er na de aanleg eerst een periode van toename is met een hoogtepunt in het jaar na de aanleg; daarna volgt er een jaarlijkse afname. In zes van de tien locaties (KN08, KN10a, KN10b, KZ07, KZ08, DM07) is het aantal zeegrasscheuten in het derde jaar tot (vrijwel) nul gedaald. De overige vier locaties vertonen ieder een ander beeld:

- RH08 deed het uitstekend qua zeegrasgroei in 2008 en 2009, met hoge bedekkingen en zelfs met 'uitzaaiingen'. In het najaar van 2009 werd het echter bezocht door ganzen, en van 2010-2011 zijn aantallen maar 1-10% van die van 2009. In 2012-2013 volgt een lichte opleving (met grote uitzaaiingen buiten de plots in 2013).
- DM08 is in vele opzichten afwijkend qua ontwikkeling. Een jaar na aanleg was het qua zeegrasscheuten flink afgenomen, maar sindsdien is het vrij constant gebleven, behalve 2011 toen er een flinke opleving was in scheutaantallen.
- RH11 is in 2012 licht (1/3) gedaald ten opzichte van 2011, maar daarna constant gebleven.
- VO12 is in 2012 aangelegd, en in 2013 was er sprake van een 75% afname in aantal scheuten.

In Figuren 14c en 14d is de ontwikkeling van zeegras bedekkingspercentage weergegeven voor een aantal natuurlijke zeegraspopulaties in de Oosterschelde. In 14c is dit weergegeven voor populaties die stabiel zijn of toenemen (in bedekking/oppervlakte) terwijl 14d de 'dalers' weergeeft (Viane Oost, Gemaal de Noord, en Krabbenkreek Noord-zuidelijke populatie). De locatie Viane West (VW) vormt een uitzondering: zeegrasbedekkingspercentage is weergegeven in 14c omdat de bedekkingen doorgaans goed zijn, hoewel het areaal op deze locatie sinds 2010 jaarlijks verder afneemt.

Conclusie: Op zes van de tien locaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot (vrijwel) nul gedaald. De overige vier locaties (RH08, RH11, DM08, VO12) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, daalde sterk in 2010-2011, maar leefde weer op in 2012-2013. RH11 is licht gedaald in 2012, maar daarna constant gebleven. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 weer beter gaan doen, met een piek in 2011. VO12 is nog te nieuw om met zekerheid een trend vast te stellen – in 2013 is er sprake geweest van een sterke daling (75% afname).



Figuur 14 #scheuten/patch voor mitigatielocaties 2009-2013 (a & b) & bedekkings% zeegras in natuurlijke populaties 2008-2013 (c & d)

N.b.: voor RH08 zijn getallen voor 2009 x0,1; voor KN10b zijn sep/okt 2010 x0,25; voor RH11 zijn de waarden voor 2011 vermenigvuldigd met 0.5.

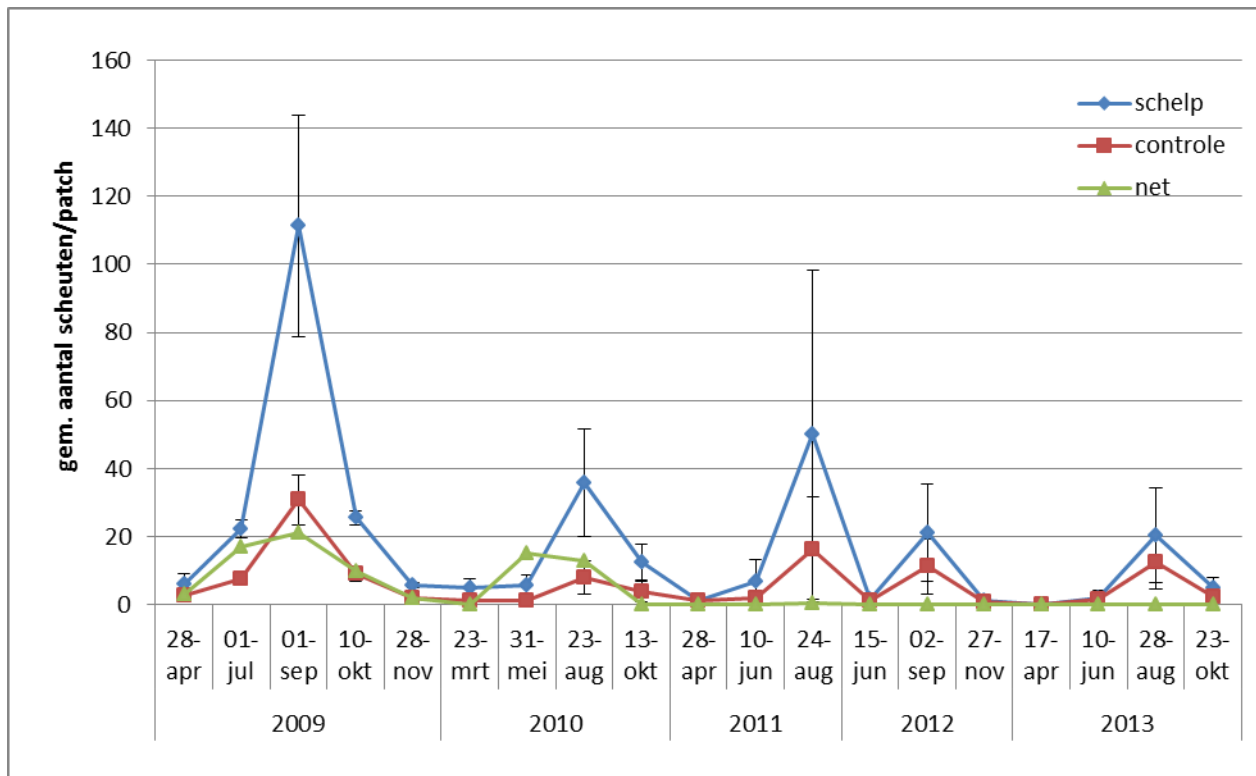
3.1.3 Wadpierbehandeling & zeegrasontwikkeling

De helft van de plots van 2007 (KZ07, DM07) en 2008 (KN08, KZ08, DM08 en RH08) hebben een schelpenbehandeling ondergaan, om zo het aantal volwassen wadpieren te doen afnemen (zie 3.3.1). In deze behandelde plots is een schelpenlaag van 8-10 cm dikte aangebracht op een diepte van 10-15 cm in het sediment, en daarop zijn vervolgens de zeegraszoden aangebracht tijdens de verplaatsingen. De overige plots zijn onbehandeld gebleven, ter controle. Op Krabbenkreek Zuid is in 2007 een tweede type behandeling geprobeerd tegen volwassen wadpieren, namelijk een 'net-behandeling', waarbij een fijnmazige net van kunststof op ongeveer 7-8 cm diepte is aangebracht alvorens de zeegrasplaggen werden verplaatst.

Omdat in 2009 al duidelijk was dat een schelpenlaag een positieve uitwerking heeft op de zeegrasgroei zijn vanaf 2010 alle nieuwe plots (KN10a, KN10b, RH11) met schelpen behandeld, behalve VO12, omdat op deze laatste locatie aantallen volwassen wadpieren van nature laag waren. Figuur 15 geeft het gemiddeld aantal scheuten per patch weer per behandeling (schelp, net, controle). N.b. de aanplanten uit 2010-2012 zijn hierbij weggelaten, want dat zou het gemiddeld aantal scheuten van de schelpenbehandeling ten onrechte positief beïnvloeden.

Uit Figuur 15 is direct duidelijk dat het aantal scheuten bij de patches met schelpenbehandeling tijdens het groeiseizoen systematisch hoger ligt dan de onbehandelde controle patches; daarnaast lijkt dit verschil significant (zie standaardafwijking). Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3.5-4.5x zoveel scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt gestaag af gedurende 2009-2010, en is nul vanaf 2011.

Conclusie: Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal scheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en (doorgaans) significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3-4x zoveel scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots ongeveer 3x zoveel scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt echter af gedurende 2009-2011 en is nul vanaf 2012.



Figuur 15 Gemiddeld aantal scheuten per patch voor de verschillende behandelingen

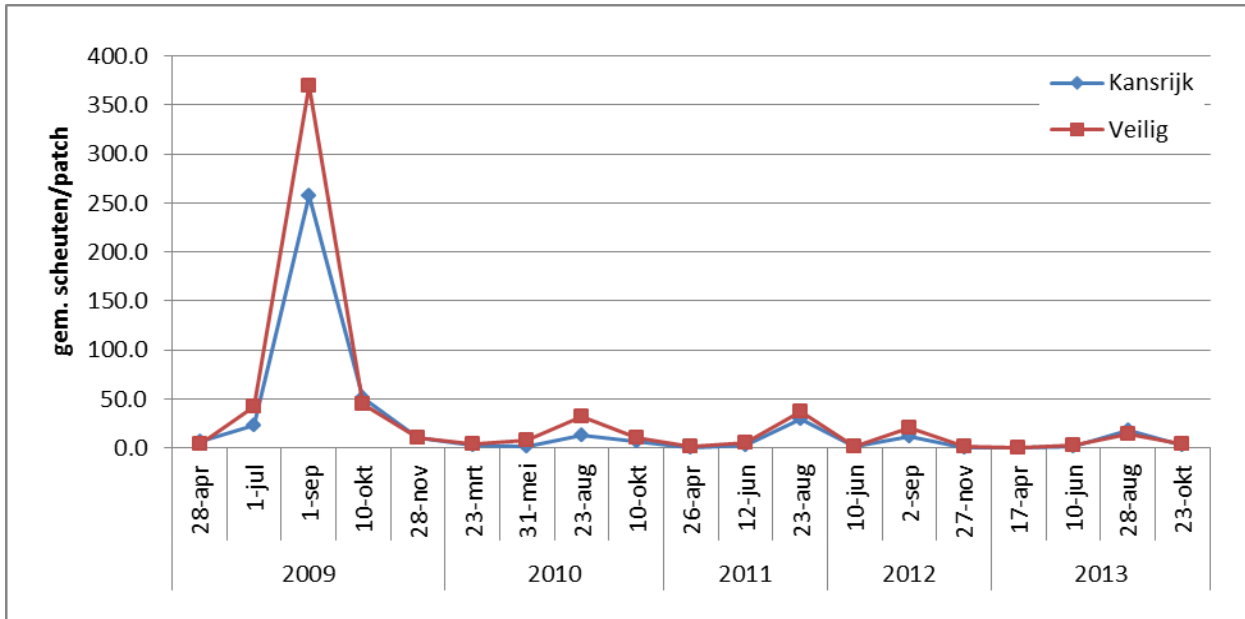
N.b. Schelp en controle = gemiddelde van KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 en RH08. De netbehandeling is maar één keer toegepast, op KZ07. De plots van 2010 (KN10a, KN10b) zijn hierbij weggelaten, want dat zou het gemiddeld aantal scheuten van de schelpenbehandeling ten onrechte positief beïnvloeden. N.b. met standaardafwijking (StError)

3.1.4 Kansrijke versus Veilige aanplant & zeegrassontwikkeling

Het gemiddeld aantal zeegrasscheuten per patch is in Figuur 16 weergegeven voor zowel Veilige (=9 patches/plot) als Kansrijke (= 5 patches/plot) plots. Dit is het gemiddelde voor de zes locaties KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 en RH08 waar zowel K als V plots zijn aangelegd.

Uit Figuur 16 blijkt dat de veilige plots het aanvankelijk beter lijken te doen dan de kansrijke plots op het hoogtepunt van de groei, dwz augustus-september, maar vanaf 2011 is het verschil gering/te verwaarlozen. Zelfs voor 2009-2010 blijkt uit de standaardafwijking dat het verschil niet statistisch significant is, omdat de onderlinge verschillen aanzienlijk zijn.

Conclusie: Veilige plots (ieder 9 patches) doen het aanvankelijk beter dan Kansrijke plots (5 patches), en gemiddeld is het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots in 2009-2010. Echter, vanaf 2010 is het verschil nauwelijks aanwezig, en niet statistisch significant.



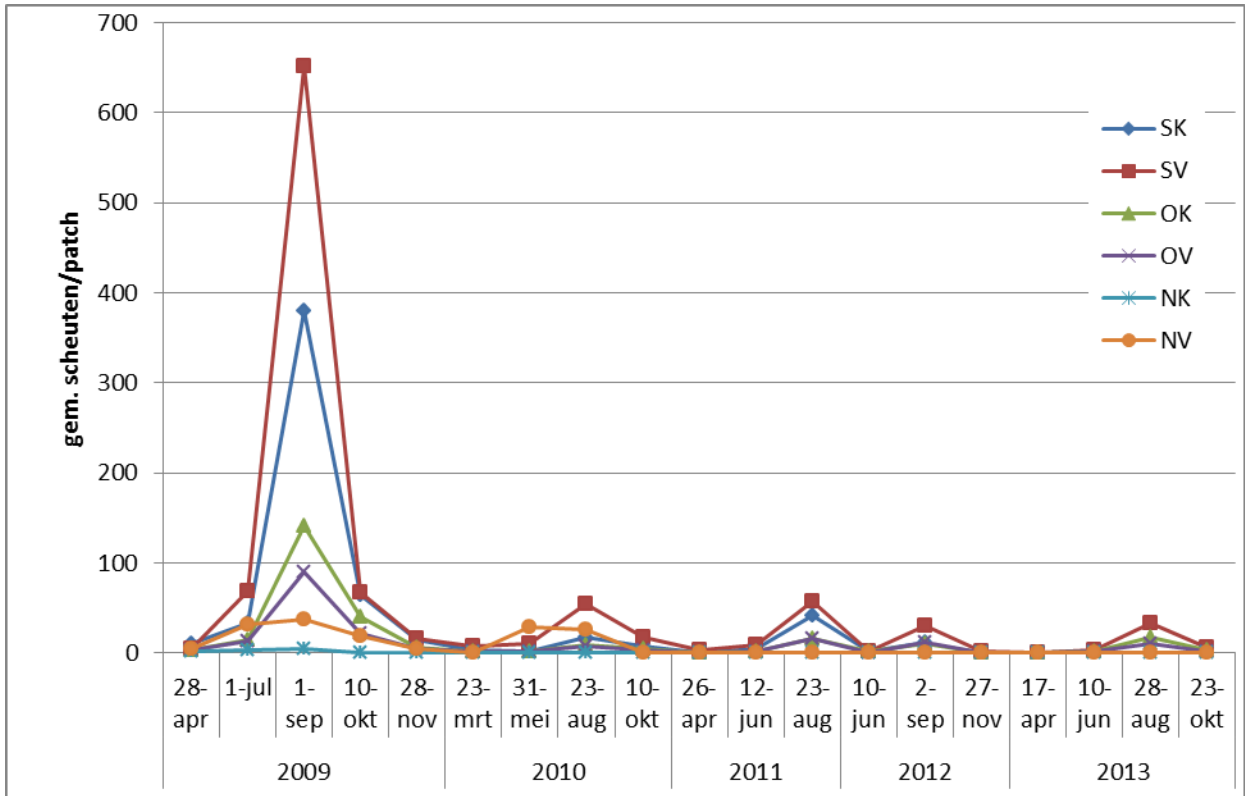
Figuur 16 Gemiddeld aantal scheuten per patch: Kansrijk versus Veilig

N.b. Combinatie van alle plots met K en V opstelling: KN08, KZ07, KZ08, DM07, DM08 & RH08.

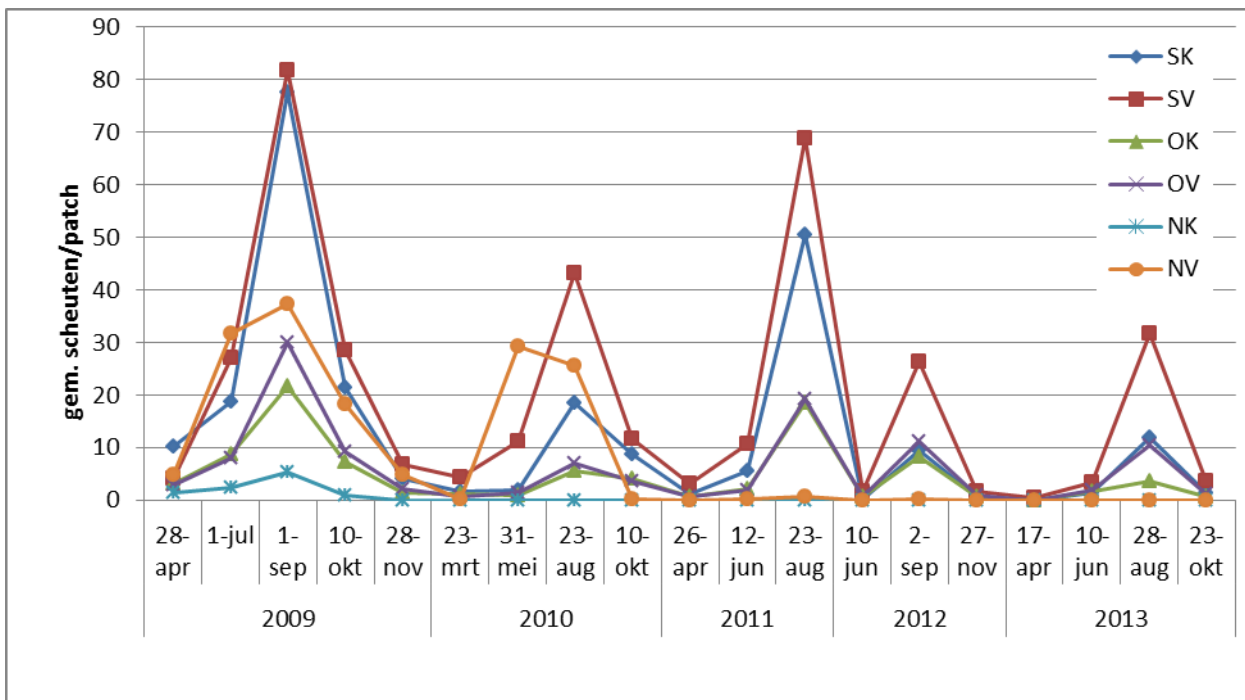
3.1.5 Beide behandelingen & zeegrasonwikkeling

De relatie tussen zeegrasonwikkeling en Kansrijke (K) versus Veilige (V) aanplantmethode, in combinatie met Schelpenbehandeling (S) en onbehandelde Controle (C), is weergegeven in Figuren 17 (alle locaties) en 18 (alle locaties behalve RH08). In beide gevallen zijn het de schelpenplots die het beter doen dan de overige behandelingen (net, controle), zowel in kansrijke als veilige opstelling. Qua zeegrasgroei volgt de volgende reeks (van beste naar slechtste): SV>SK>OV>OK>NV>NK. Deze zijn nog getest op significantie, maar hieruit volgt alleen dat schelpenplots het aanvankelijk significant beter doen dan de overige behandelingen, en de overige relaties zijn niet significant.

*Conclusie: Uit combinaties van behandelingen blijkt dat de combinatie schelpen-veilig het beste werkt, en de combinaties controle-kansrijk en net-kansrijk het slechtst werken.
 Samenvattend: SV>SK>OV>OK>NV>NK.*



Figuur 17 Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties

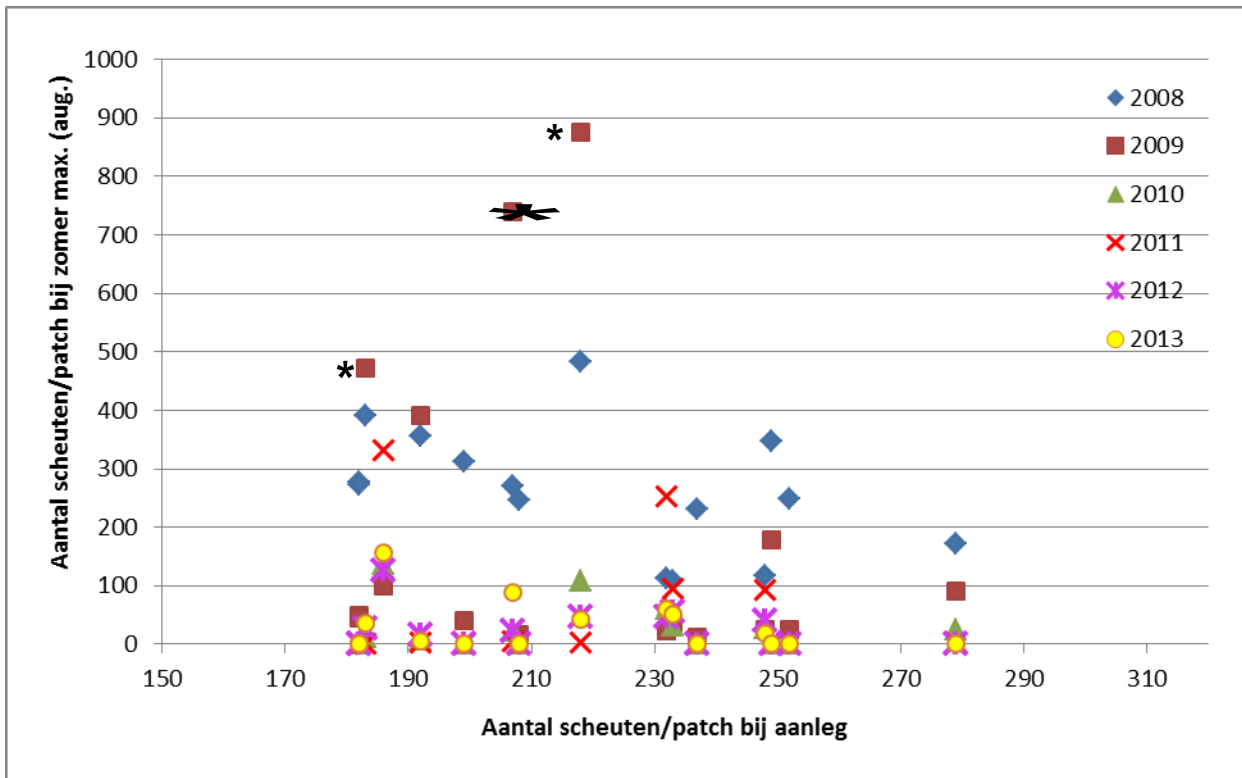


Figuur 18 Aantal scheuten per plot voor alle behandelingen & locaties behalve RH08

N.b. Deze is identiek aan Figuur 17, behalve dat RH08 hier is weggelaten; door de hoge waarden in 2009 voor RH08 zijn overige waarden minder goed zichtbaar in Figuur 17.

3.1.6 Zeegrasbedekking bij aanplant & verdere ontwikkeling

De relatie tussen dichtheid bij aanplant van het zeegras en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september) is weergegeven in Figuur 19 voor alle jaren 2008-2013, en voor de locaties KN08, KZ08, DM08 en RH08¹⁵. In de rapportage voor Fase 5 (3 april 2010) werd dit uitgesplitst per locatie, waarbij bleek dat er een (zwak) lineair verband bestond voor RH08 tussen scheuten bij aanplant en bij het hoogtepunt van de groei in 2009, maar dat dit niet bestond voor de overige drie locaties. Figuur 19 laat zien dat er geen lange termijn verband bestaat, want oplevingen in 2011, bijvoorbeeld, vertonen geen verband met aanvangsdichtheid.



Figuur 19 # scheuten/patch bij aanplant & op hoogtepunt van ontwikkeling 2008-2013

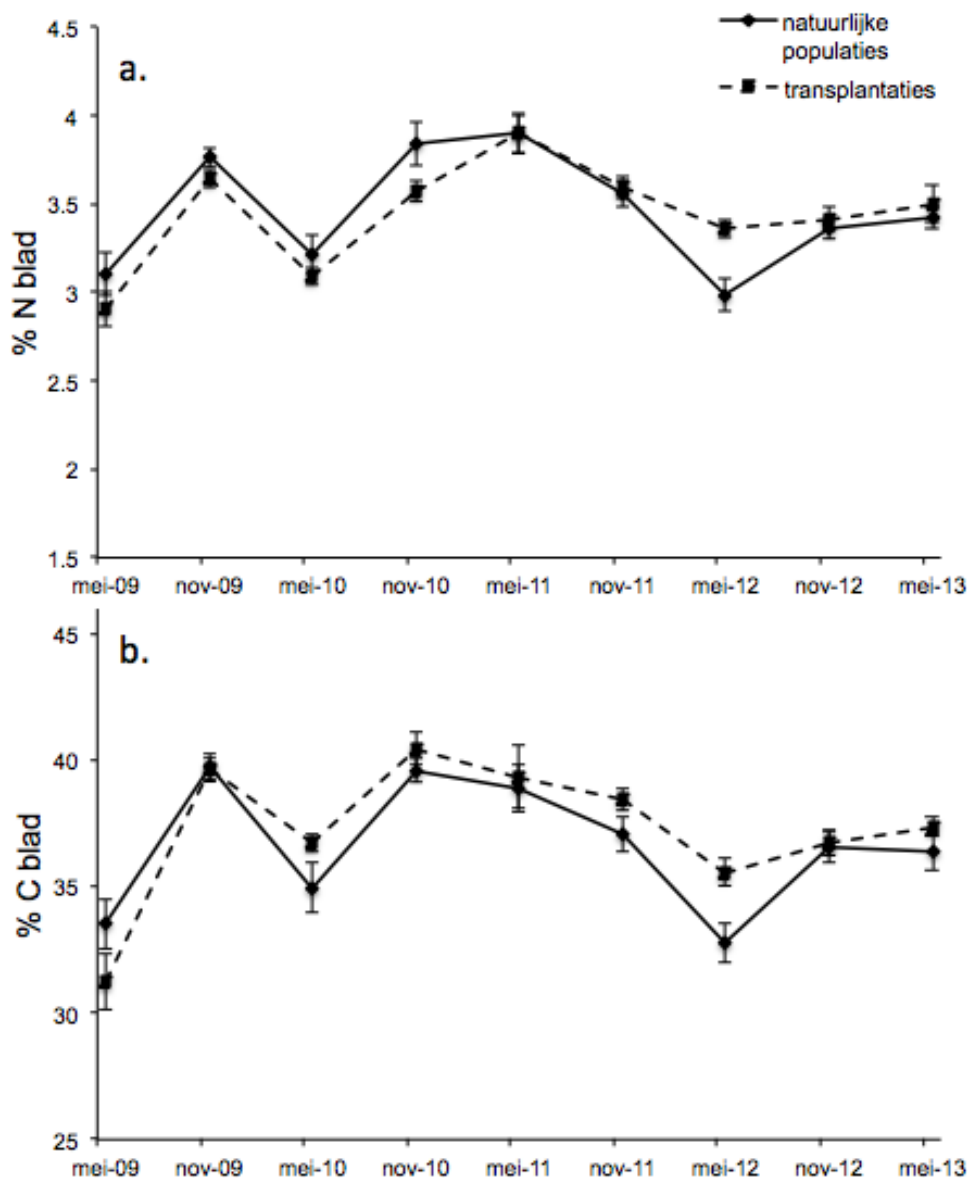
N.b. Weergegeven zijn de gemiddelde waarden per locatie/behandeling (bijv. DM08/SK); * = gedeeld door 4

Conclusie: Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) bij aanplant en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september): andere factoren lijken een sterkere rol te spelen in het bepalen van de zeegrasgroei.

¹⁵ KZ07 en DM07 zijn niet meegenomen in deze analyse omdat er geen nauwkeurige telling is gedaan van het aantal scheuten bij aanplant, maar alleen bedekkingspercentages, die later zijn omgerekend naar aantallen scheuten.

3.1.7 Koolstof- en stikstofanalyses van bladeren

In vijf opeenvolgende groeiseizoenen, in de periode 2009-2013, zijn op twee momenten in het seizoen – in het voorjaar en najaar – zeegrasbladeren gemonsterd in zowel de natuurlijke populaties als in de mitigatie locaties. De gemonsterde bladeren zijn gedroogd en geanalyseerd om inzicht te krijgen in de vraag of planten van de mitigatielocaties gelimiteerd worden door stikstof in hun groei, en om een vergelijking te maken tussen de natuurlijke populaties en het getransplanteerde zeegras.



Figuur 20 a) % N (stikstof) en b) % C (koolstof) in het blad van *Zostera noltii*

Grafische weergave van a) % N (stikstof) en b) % C (koolstof) in het blad van *Zostera noltii* in de periode voorjaar 2009 – voorjaar 2013) in de natuurlijke populaties en de transplantaties. De limitatiegrens voor stikstoflimitatie in zeegras ligt op 1.8 % N, en is gedefinieerd door Duarte (1990). Foutbalken in de grafiek geven de standaard fouten aan.

Koolstof (C) en stikstof (N) zijn belangrijke bouwstoffen voor een plant. Koolstof maakt de plant zelf uit CO₂ door middel van fotosynthese. Stikstof neemt de plant op uit nutriënten in de bodem en, in het geval van zeegras, ook uit de waterlaag. Stikstof percentages en C:N ratio's kunnen aangeven of een plant gelimiteerd is in groei, door bijvoorbeeld een tekort aan stikstof bevattende nutriënten, zoals ammonium en nitraat (Duarte, 1990; van Katwijk et al., 1997; Larkum et al., 2006). Zeegras dat op een kalkhoudend substraat (koraalzand) groeit is vaak fosfaatgelimiteerd (Erftemeijer, 1994; Erftemeijer et al., 1994), terwijl zeegras dat groeit op terrigeen (van het vasteland afkomstig) sediment zoals in de Oosterschelde vaak stikstof gelimiteerd is (Short et al., 1990).

Hoewel stikstof in het blad (Figuur 20a) significant hoger was in de natuurlijke populaties dan in de transplantaties in de periode 2009-2011 (zie ook fasen 6-8 rapportage 2012), was dit verschil verdwenen over de hele periode 2009-2013 ($P = 0.3$).

% N in het blad volgt dezelfde seizoensgebonden trend als % C, waarbij planten in het groeiseizoen actief veel nutriënten opnemen voor de groei. Uit onze resultaten blijkt ook dat stikstof (Figuur 20a), in zowel de natuurlijke velden, als de transplantaties ver boven de limitatie grens van 1.8 % N (Duarte, 1990). En ook de C:N ratio's van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien (Tabel 5) dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Omdat de Oosterschelde geen extreem hoge nutriëntenbelasting heeft (ca 80 kg N/ha/yr, van Berghum & Wattel 1997), zou deze hoge C:N ratio ook kunnen betekenen dat alle planten langzaam groeien; bij een snelle groei 'verdunt' het stikstof namelijk (zie ook onder).

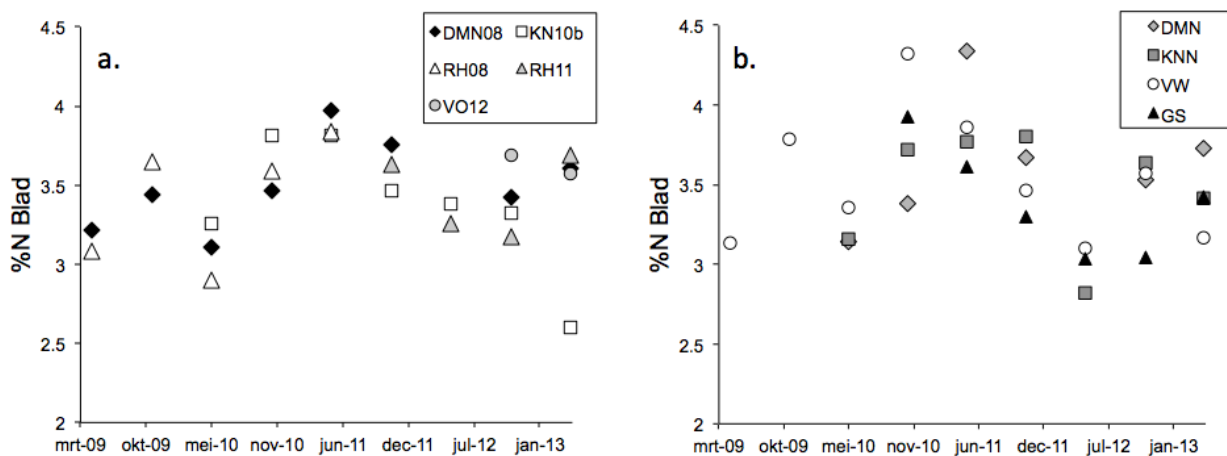
Koolstofpercentages in het blad verschillen niet tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties (Figuur 20b, $P = 0.1$). Het koolstofpercentage in het blad (% C) varieert echter wel in de tijd, wat een resultaat is van een seizoenseffect, waarbij koolstof in het blad afneemt gedurende de winter. Het totale koolstofpercentage in het blad kan worden onderverdeeld in structurele koolstof, dit zijn de koolstof houdende bouwstenen van het blad zoals cellulose, en in niet-structurele koolstof, dit zijn de directe producten van fotosynthese zoals sucrose en zetmeel. Hoewel deze producten van fotosynthese over het algemeen worden opgeslagen in de rhizomen, zijn ze wel in kleine hoeveelheden in het blad aanwezig. De afname in koolstof in het blad gedurende de winter wordt dan ook veroorzaakt door het verbruik van niet-structurele koolstofcomponenten, in plaats van door de afbraak van de bladstructuur. In de winter is er bovendien veel minder actief fotosynthetiserend weefsel aanwezig, en er is bovendien veel minder licht door kortere dagen en een verminderde lichtsterkte, wat over het algemeen leidt tot een sterk verminderde vastlegging van koolstof ten opzichte van het groeiseizoen (Vermaat en Verhagen, 1996). In de zomer is er op alle locaties veel fotosynthetiserend bladweefsel aanwezig én veel zon, waardoor koolstofgehaltes van het blad hoog zijn. Dit seizoenseffect is duidelijk terug te zien in Figuur 20b, behalve in de voorjaren van 2011 en 2013. % C in het blad is in zowel de transplantaties als in de natuurlijke populaties behoorlijk hoog op deze momenten, dit kan mogelijk verklaard worden door een vroege start van het groeiseizoen door hoge temperaturen, waardoor er al nieuwe koolstofproductie heeft plaatsgevonden vóór het moment van samplen. Lage %C gehalten in het najaar van 2011 kunnen liggen aan het slechte groeiseizoen; door slechte weersomstandigheden in de zomer van 2011 heeft het zeegras minder licht gehad in vergelijking met voorgaande jaren, waardoor de koolstofproductie lager is geweest.

Tabel 5 C:N verhoudingen in zeegrasblad 2009-2013

	Voorjaar 2009	Najaar 2009	Voorjaar 2010	Najaar 2010	Voorjaar 2011	Najaar 2011	Voorjaar 2012	Najaar 2012	Voorjaar 2013
Natuurlijke populaties	10.9	10.6	10.9	10.4	10.0	10.4	11.0	10.9	10.6
Transplantaties	10.8	10.9	11.9	11.4	10.3	10.7	10.6	10.8	10.8

N.b. Er is geen significant verschil tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties ($p = 0.197$)

Als we inzoomen op de verschillen in stikstof in het blad binnen de transplantaties en natuurlijke populaties (Figuur 21), zien we dat er op alle momenten spreiding is in stikstofgehalten in het blad tussen de locaties. Ook bij de transplantaties is er op elk moment een verschil in % N in het blad tussen de locaties (maar niet significant). Dit is een natuurlijke spreiding, aangezien we deze spreiding ook waar hebben genomen in de natuurlijke populaties (Figuur 21b). Deze spreiding is zelfs nog groter in de natuurlijke populaties dan in de transplantaties. De lokale verschillen in % N binnen de Oosterschelde kunnen worden veroorzaakt door lokale omstandigheden zoals nutriëntenbeschikbaarheid, sedimenttype, stroomsnelheid, maar ook door bijvoorbeeld een verschil in groeisnelheid tussen de locaties, die ook per jaar kunnen verschillen. Nutriënten zullen namelijk sneller 'uitverdund' worden wanneer de groei sneller is dan de lokale opname en inbouw van nutriënten. Er is echter geen gebied specifiek patroon terug te vinden in de gevonden data.



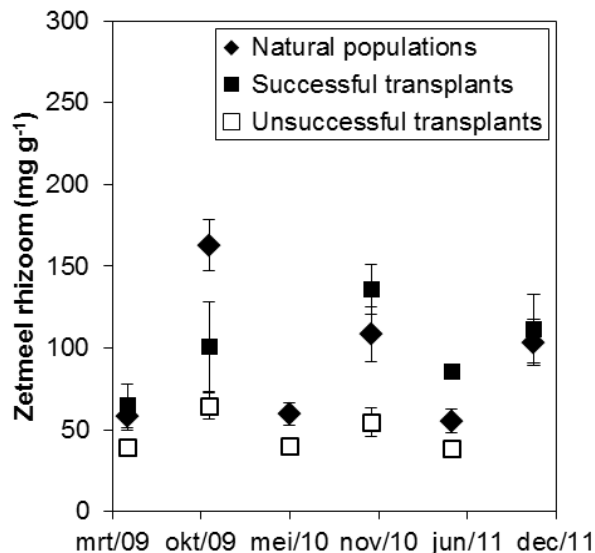
Figuur 21 Stikstof (% N) in blad van a) Transplantatie locaties en b) Natuurlijke populaties

Conclusie: Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor Zostera noltii in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties.

3.1.8 Winteroverleving *Zostera noltii* en het belang van reservestoffen

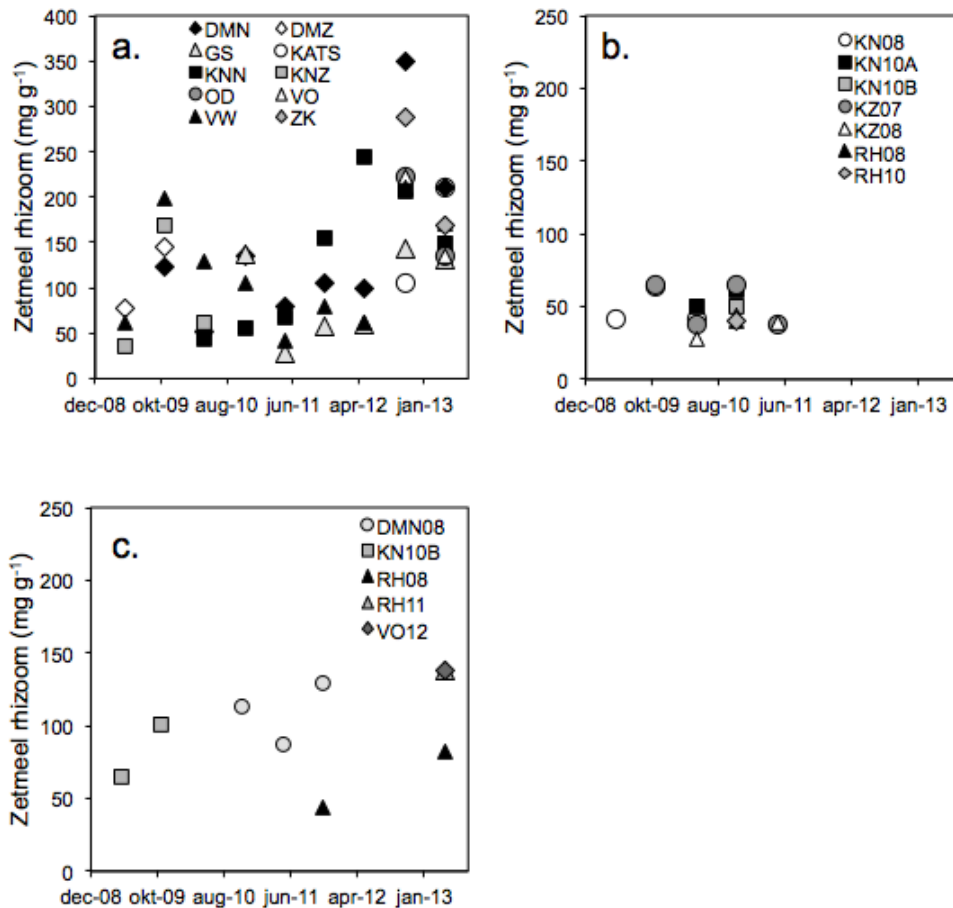
Zeegras in gematigde streken vertoont een uitgesproken seizoensgebonden biomassapatroon, met een hoge biomassa in het groeiseizoen en een extreem lage biomassa in de winter (Duarte 1989, Vermaat & Verhagen 1996). Tijdens de winter kan het zeegras geen hoge biomassa onderhouden, vanwege de lage hoeveelheid licht die beschikbaar is voor de fotosynthese. De afname van fotosynthese in de winter kan leiden tot een negatieve koolstofbalans. Dit houdt in dat het zeegras een beroep moet doen op zijn

reservestoffen die zijn opgeslagen in de rhizomen (wortelstokken) tijdens de zomer en het najaar. Deze reservestoffen worden gemobiliseerd om het zeegras in leven te houden tijdens de winter. De belangrijkste reservestoffen voor zeegras zijn zetmeel en sucrose (Drew 1983, Vermaat & Verhagen 1996, Olivé et al. 2007). Deze reservestoffen worden vooral opgeslagen tijdens het groeiseizoen, op momenten dat fotosynthese zo hoog is dat het zeegras niet alle producten van de fotosynthese nodig heeft voor groei en onderhoud. Dit betekent dat de voorraad reservestoffen aan het einde van het groeiseizoen, in het najaar (oktober/begin november) het hoogst zal zijn. De reservestoffen worden vervolgens verbruikt gedurende de winter en bij de aanvang van het volgende groeiseizoen.



Figuur 22 Zetmeelgehaltenes in rhizomen natuurlijke populaties, succesvolle- & niet-succesvolle transplantaties (mg per g gevriesdroogd materiaal)

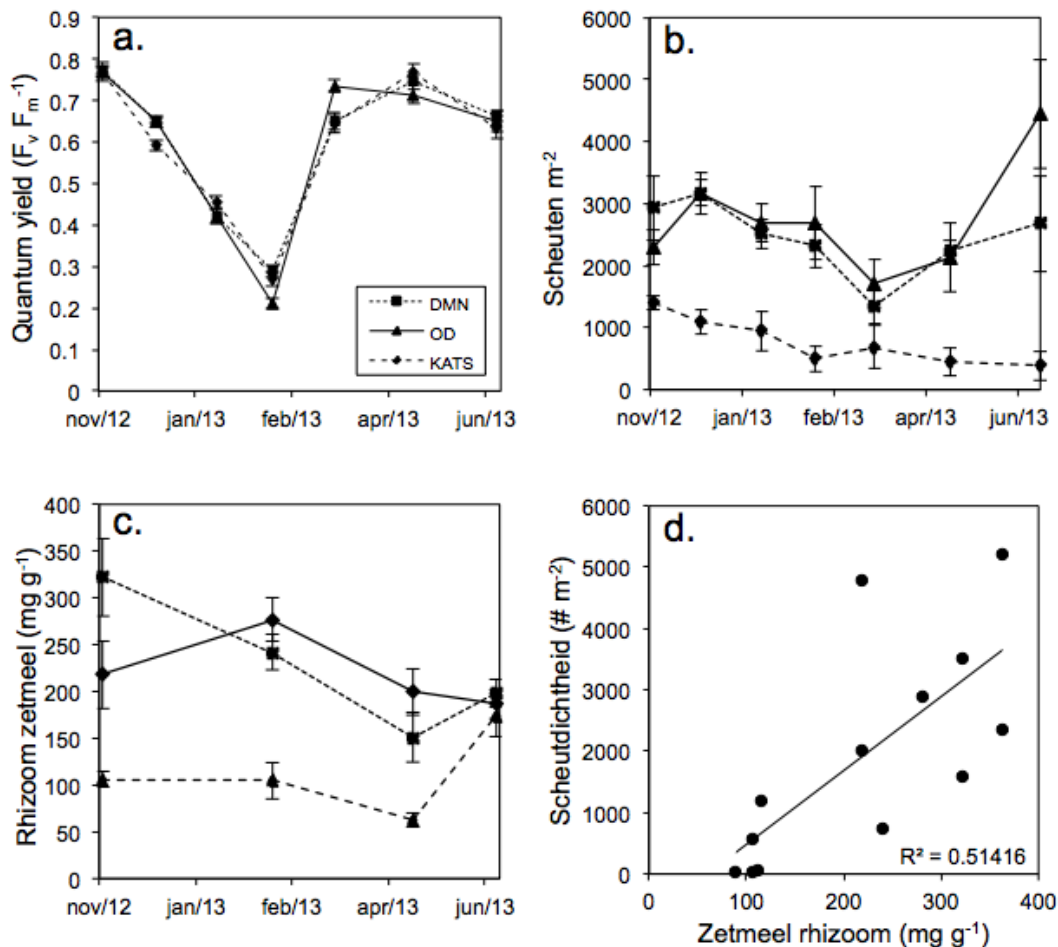
De verschillen in zetmeelgehaltenes tussen de seizoenen zijn duidelijk te zien in Figuur 22, waar in het najaar steeds hogere zetmeelgehaltenes zijn waargenomen in alle gemeten zeegrasspopulaties dan in het voorjaar. De zetmeelgehaltenes in de rhizomen van de niet-succesvolle transplantaties waren in elk seizoen lager ($P < 0.001$) dan de gehaltenes in de succesvolle transplantaties en de natuurlijke populaties, welke niet onderling verschilden. Het verschil tussen de niet-succesvolle populaties aan de ene kant en de succesvolle populaties (dus zowel succesvolle transplantaties als de natuurlijke populaties) aan de andere kant, was groter aan het einde van het groeiseizoen, dan aan het begin van het groeiseizoen (zie ook Figuur 23). Dit suggereert dat de succesvolle populaties meer reservestoffen te spenderen hadden tijdens de wintermaanden voor onderhoud en overleving, dan de niet succesvolle populaties. Deze Figuur 22 laat dus zien dat zetmeelreserves in het najaar wellicht een indicatie geven voor het uitgroeisucces van zeegras in het voorjaar. Bovendien zijn de reservestoffen niet alleen noodzakelijk om het zeegras de winter door te helpen, maar zijn ze ook noodzakelijk voor een vroege groei-start in het voorjaar, wanneer fotosynthese activiteit nog niet heel erg hoog is. Het verschil in reservestoffen tussen de populatie-typen in het najaar wordt dus veroorzaakt door het verschil in opslag van reservestoffen in de zomer en het vroege najaar. Populaties die het slecht doen tijdens het groeiseizoen, om wat voor reden dan ook, hebben dus minder kans op een herkansing tijdens het volgende groeiseizoen, omdat ze moeite hebben om de winter te overleven. Populaties die in het vroege najaar dan ook getroffen worden door stressoren die invloed kunnen hebben op de aanmaak en het verbruik van reservestoffen, zoals herfststormen en begrazing door ganzen, zouden het dan eventueel ook moeilijker kunnen hebben gedurende de winter.



Figuur 23 Zetmeelgehalten van zeegras rhizomen

N.b.: a) natuurlijke populaties, b) niet-succesvolle transplantaties en c) succesvolle transplantaties

Als we inzoomen op de individuele populaties dan zien we veel spreiding in de zetmeelgehalten tussen de natuurlijke populaties (Figuur 23a). Dus, alhoewel de natuurlijke populaties het over het algemeen beter doen dan de niet-succesvolle transplantaties, zijn er toch duidelijke verschillen zichtbaar tussen de natuurlijke populaties onderling. Deze onderlinge verschillen worden veroorzaakt door verschillen tussen de lokale groeiomstandigheden, waardoor plaatselijk meer/minder reservestoffen worden opgeslagen en meer/minder reservestoffen worden gebruikt. Bovendien zijn deze variaties niet alleen zichtbaar op één tijdstip, maar ook tussen tijdstippen. Deze zogenaamde intra-annuele variatie is het resultaat van verschillende omstandigheden per groeiseizoen (weer: licht en temperatuur, sedimentcondities) en per winter (temperatuur, stormen, ijs). De spreiding tussen de niet-succesvolle transplantaties is minder groot dan tussen de natuurlijke populaties en de succesvolle transplantaties (Figuur 23b, 23a en 23c, respectievelijk). Wellicht omdat de planten op deze locaties aan hun minimum zitten wat betreft reservestoffen die nodig zijn voor overleving, waardoor planten met minder reservestoffen mogelijk al zijn dood gegaan.



Figuur 24 Wintermonitoring in drie natuurlijke populaties

N.b.: a) fotosynthese capaciteit, b) scheutdichtheid, c) zetmeelgehalte in rhizoom & d) verband tussen zetmeel in rhizoom in november 2012 en de scheutdichtheid in juni 2013

Om een gedetailleerd overzicht te krijgen van processen die in de winter plaats vonden, hebben we in de winter van 2012-2013 drie natuurlijke populaties gemonitord die in november van elkaar verschilden wat betreft zetmeelgehaltenes in de rhizomen (Fig 24c): DMN, OD, en KATS. Verbruik van reservestoffen geeft aan dat de koolstofbalans ($C_{balans} = C_{fixatie} - C_{verlies}$, Alcoverro et al. 1999) negatief is en dat de koolstoffixatie uit fotosynthese lager is dan koolstofverlies door onderhoud (respiratie) en groei. Als we kijken naar de fotosynthese-capaciteit (Figuur 24a), dan zien we in alle populaties een scherpe daling hiervan in december tot maart. Onder invloed van de toenemende hoeveelheid licht neemt de fotosynthesecapaciteit dan weer toe vanaf maart. We zien echter nog steeds een daling van reservestoffen, die doorloopt tot eind april. Dit betekent dat de koolstofbalans tot die tijd negatief blijft. Dit wordt enerzijds veroorzaakt door de extra vraag naar koolstof die nodig is voor de groei (toename in scheutdichtheid door vertakken, Figuur 24b), die start vanaf maart, en anderzijds doordat fotosynthese in deze periode nog steeds onvoldoende is om hiervoor te compenseren. Vanaf eind april wordt de koolstofbalans dan weer positief doordat koolstoffixatie weer hoger is dan koolstofverlies door groei en respiratie. We zien in Figuur 24 ook dat de populatie met de laagste hoeveelheid reservestoffen in het najaar, niet alleen een hele lage scheutdichtheid heeft t.o.v. de andere populaties (en scheutdichtheid staat gelijk aan het aantal overwinterende units, Figuur 24), maar ook een veel latere groeistart. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat in Kats de planten te weinig reservestoffen hebben om te kunnen mobiliseren voor groei in het vroege voorjaar.

Tot slot hebben we gekeken naar het verband tussen reservestoffen in de rhizomen in het najaar en de scheutdichtheid in het komende groeiseizoen (Figuur 24d). Uit deze analyse ($R^2 = 0.51$), blijkt dat, zoals verwacht, de zetmeelgehalten in het najaar een goede indicatie zijn voor de winteroverleving en voor het succes in het volgende groeiseizoen.



Foto 1 Rhizoom/apicale scheut unit waarop *Zostera noltii* de winter overleeft in de Oosterschelde

Conclusie: Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties en de succesvolle transplantaties over het algemeen hoger liggen dan die van de onsuccesvolle transplantaties [transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren]. Deze bevatten veel minder zetmeel in het voorjaar dan de natuurlijke populaties en de succesvolle transplantaties

3.1.9 Teruggroei in werkstroken

Het mitigatieproject richtte zich op het verplaatsen van zeegras dat in de werkstrook aanwezig was, voor het aanvangen van de dijkwerkzaamheden. Zo is sinds 2007 in totaal bijna 3000m² verplaatst uit de werkstroken, die gemiddeld 8-15 meter breed zijn. Na het rooien van zeegrasplaggen in de werkstroken (van de donorlocatie) is op de meeste locaties een schelpenlaag aangebracht en zijn de slikken geëgaliseerd, om herkolonisatie (en herstel) van de werkstrook vanuit aangrenzende zeegrasvelden te bevorderen. Alleen in werkstroken waar weinig tot geen volwassen wadpieren voorkomen (zoals bij Krabbenkreek Noord) is geen schelpenlaag aangebracht.

In het verleden is incidenteel gekeken naar herstel van deze 'donorlocaties' (zie bijv. Fase 3 rapport van 4 December 2008), en daaruit bleek dat dit niet overal gelijkmatig optrad. Bij Viane West bleek bijvoorbeeld dat na één jaar langs 10-15% van het rooivlak herstel gedeeltelijk was opgetreden, met 1-3 m ingroei vanuit zeegrasveld in het voormalig rooivlak. Eind augustus 2013 is een volledige inventarisatie gemaakt

van teruggroei in de werkstroken van de vier donorlocaties (VW, VO, KN en Goese Sas), plus de werkstrook van Dortsman Noord¹⁶. Deze laatste bevatte voor de dijkwerkzaamheden in 2012 weinig zeegras in de werkstrook – dit werd niet getransplanteerd. De resultaten van deze inventarisatie is weergegeven in Tabel 6.

Tabel 6 Teruggroei in de werkstroken

Werkstrook	Dijktraject	Schelpen-behandeling	Jaar van werkzaamheden	Zeegras (m ²)	Gemiddelde bedekking
Viane Oost	339-354	Ja	2010	3	20%
Viane West	329-335	Ja	2010	313	45%
Krabbenkreek Noord	656-657	Nee	2011	19	33%
Goese Sas	1633-1638	Ja	2012	0	0%
Dortsman Noord	902-909	Ja	2012	10	14%
Totale teruggroei				345	

Het zeegras is dus succesvol teruggekeerd in de werkstrook bij Viane West, ondanks de achteruitgang van het aansluitende veldje, en de vondst van 10 m² bij Dortsman Noord duidt op snelle herkolonisatie, maar de hoge/droge ligging van de werkstrook zal verdere uitbreiding beperken. Viane Oost en Goese Sas geven respectievelijk vrijwel geen en geen terugkeer van zeegras in de werkstrook te zien. Op Viane Oost is nauwelijks (donor) zeegras in de buurt, in Goese Sas verkeert de potentiële donor in achteruitgang.

De schelpenbehandeling in de werkstrook van Viane Oost is heel smal (minder dan 3 meter breed), en in Viane West is deze niet goed meer terug te vinden in de onderlaag. Op Goese Sas en Dortsman Noord zijn de schelpenbehandelingen breed (10-12 meter). De werkstroken zijn overal (5-20cm) hoger dan de oorspronkelijke hoogte en soms glooiend afgewerkt. Ze zijn daardoor overwegend droog. Dit maakt de werkstrook minder aantrekkelijk voor zeegras. Het teruggekeerde zeegras is doorgaans in lokale depressies tussen de verhoging aangetroffen. Het meeste zeegras is aangetroffen bij Viane West, aansluitend aan het schor en aansluitend op het natuurlijke veld. Hier is de werkstrook niet hoog afgewerkt.

Conclusie: Teruggroei van zeegras in werkstroken is succesvol op 1 van de 5 stroken: in 2013 is er in totaal 345 m² teruggegroeid, oftewel 12% van wat er is weggehaald tijdens de mitigaties. Echter, het blijft afhankelijk van een goede afwerking: werkstroken moeten niet te hoog of hellend worden afgewerkt, stenen moeten worden verwijderd, en de schelpenlaag moet breed genoeg en niet te diep worden aangelegd. Daarnaast blijft herkolonisatie afhankelijk van nabije zeegrasvelden: als deze er niet (meer) zijn, of sterk aan het afnemen zijn, is teruggroei niet mogelijk of moeilijk.

¹⁶ Zie verslag "Teruggroei van zeegras in de werkstroken" van M.M. van Katwijk, 26 augustus en 28-30 augustus 2013, met aanvullingen van Wim Giesen. 7 pagina's.

3.1.10 Infreesproeven met schelpen op Dortsman Noord & Viane West

Schelpenlagen remmen het voorkomen van volwassen wadpieren, en daarmee kan de groei van klein zeegras worden gestimuleerd. Het aanbrengen van een schelpenlaag op een diepte van 7-8 cm werd daarom toegepast bij de zeegrasmusmitigaties, en deze aanpak lijkt succesvol. Ter uitbreiding van deze aanpak werden twee aanvullende proeven uitgevoerd, de één op Viane West (in 2010) en de ander op de slikken van Dortsman Noord (in 2012). Hierbij werden schelpen aangebracht langs natuurlijke zeegrasvelden, met de bedoeling hiermee uitbreiding van het zeegras te stimuleren.

Viane West

2010. Op 11 oktober 2010 is een schelpenproef uitgevoerd op Viane West nabij de natuurlijke zeegrasvelden, waarbij schelpen werden ingefreesd of met behulp van een rupsdumper de sliklaag ingereden. Dit was langs twee trajecten: i) parallel aan de dijk, aan de zee kant en grenzend aan het zeegrasveld, met een afmeting van ongeveer 3 x 15 meter; en ii) loodrecht op de dijk, aan de noordwestelijke kant van het zeegrasveld, met een afmeting van ongeveer 3 x 12 meter. Het traject parallel aan de dijk is ingefreesd, terwijl het traject loodrecht op de dijk is ingereden met behulp van de rupsdumper. De bedoeling van deze proef was om te toetsen of een dergelijke schelpenlaag de aantallen volwassen wadpieren kan verlagen, en zo de uitgroei vanuit aangrenzende zeegrasvelden kan bevorderen.



Foto 2 Aanbrengen schelpenlaag langs zeegrasveld parallel aan de dijk op Viane West

Dit was op 11 oktober 2010; na het verspreiden van de schelpen zijn ze in de bodem verwerkt met behulp van een freesmachine.

2011. In juni 2011 was het zeegras gegroeid tot aan de grens van de ingefreesde schelpenlaag parallel aan de dijk, maar nog niet erin (zie werkbezoekverslag #23 van 17 juni 2011). In augustus 2011 is er nog steeds geen sprake van ingroei in de schelpenlaag, en lijkt het erop dat het totale zeegrasoppervlak zelfs is afgenomen op Viane West (zie werkbezoekverslag #26 van 5 september 2011).

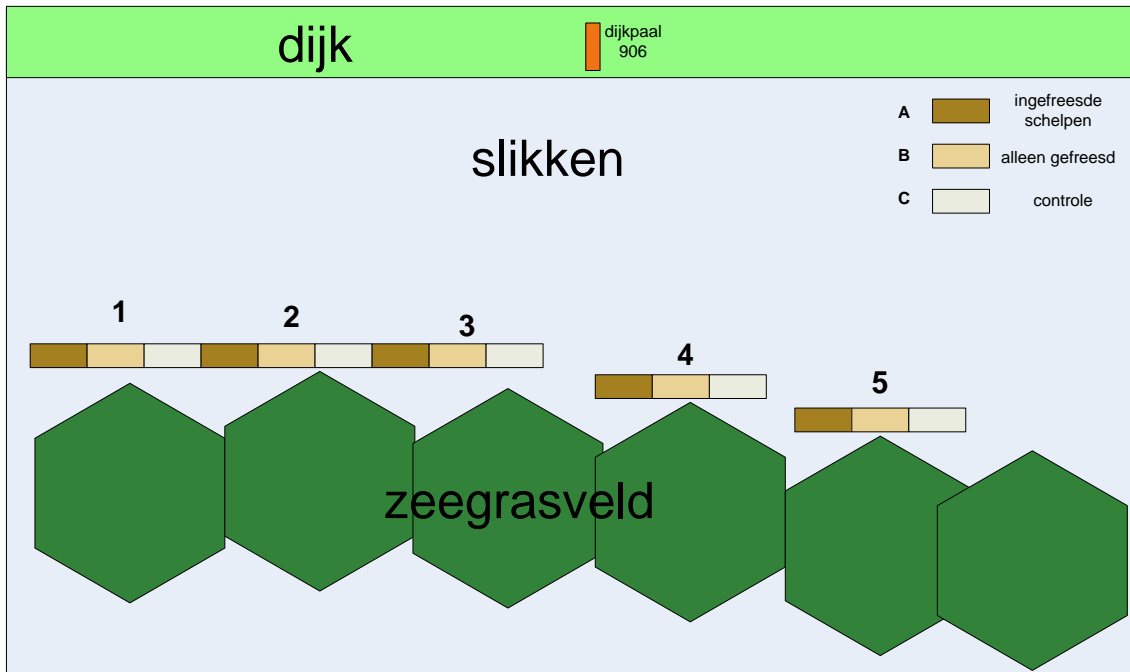
2012. In juni 2012 (werkbezoekverslag #27 van 20 juni 2012) werd opgemerkt dat van ingroei in de schelpenlaag parallel aan de dijk geen sprake was, wel van terugtrekking van het zeegras. Bij de schelpenlaag loodrecht op de dijk was een deel van de schelpen verplaatst (door stroming), en hierin groeide een geringe hoeveelheid zeegras. Dit was echter buiten de aangebrachte strook schelpen. Begin september 2012 was er nog steeds géén sprake van ingroei in schelpenlaag parallel aan de dijk, al is het zeegras door hernieuwde groei dicht bij de schelpenlaag gekomen. Bij de schelpenlaag loodrecht op de dijk is er sprake van lichte ingroei (gaat om <500 scheuten) in een deel van de schelpenlaag dat naar het oosten is verplaatst door stroming. Een tweede belemmering voor ingroei (naast algemene afname van zeegras) is dat de ingefreesde schelpenlaag een (te) harde laag vormt die een aantal centimeters boven het maaiveld ligt.

2013. Op 15 april 2013 (werkbezoekverslag # 31 van 30 april 2013) blijkt zeegras (met enkele scheuten) aanwezig te zijn in de schelpenproefplot parallel aan de dijk – dit was nog niet eerder geconstateerd. Op 7 juni 2013: in de schelpenproefplot parallel aan de dijk zijn twee plukken zeegras aanwezig, één met 20, de ander met 30 scheuten. Bij de tweede schelpproefplot loodrecht op de dijk is géén zeegras aanwezig (werkbezoekverslag #32 van 18 juni 2013). Op 26 augustus 2013: in de schelpenproefplot parallel aan de dijk zijn de twee plukken zeegras van juni (20 + 30 scheuten) aaneengegroeid tot een klein veldje van een paar honderd scheuten. Bij de tweede schelpproefplot loodrecht op de dijk is géén zeegras aanwezig (zie *Teruggroei van zeegras in de werkstroken* van M.M. van Katwijk, augustus 2013; werkbezoekverslag #33 van 6 september 2013).

Dortsman Noord

Om het effect te toetsen van het aanbrengen van een schelpenlaag direct naast een natuurlijk zeegrasveld, is er een tweede proef ontworpen waarbij vijf series van drie plots van ieder 5 x 10 meter werden aangelegd, met in iedere serie één plot met ingefreesde schelpen, één plot alleen gefreesd maar zonder schelpen, en één controleplot. De verwachting is dat ingroei van zeegras in de schelpenplot groter zal zijn dan in de controleplots en de plots die alleen zijn gefreesd. Geselecteerd is de locatie Dortsman Noord, bij Stavenisse, tussen de werkstrook en de grote natuurlijke populatie in, bij dijkpaal 906 (Figuur 25).

2012. Uitvoering vond plaats op dinsdag 2 september (eerste 12 plots) en woensdag 3 september (laatste 3 plots). De schelpenplots werden van tevoren tot 3-4 cm diepte uitgegraven voordat de schelpenlaag werd aangebracht, om zo gelijk aan het maaiveld uit te komen na infrezen. Het frezen gebeurde twee maal, tot op 20 cm diepte (foto 3), zowel in de schelpenplots als in de plots waar alleen werd gefreesd (freesplots). Eind november 2012 zijn de proefvakken bezocht: schelpen liggen nauwelijks meer aan de oppervlakte in de freesvakken, maar het sediment in alle gefreesde vakken is plaatselijk nog erg zacht. Van ingroei van zeegras is nog geen sprake (zie verslag werkbezoek #30 van 1 december 2012).



Figuur 25 Opstelling van infreesproef Dortsman Noord



Foto 3 Aanbrengen schelpenlaag langs zeegrasveld op Dortsman Noord

Dit was op 2 september 2012; na het verspreiden van de schelpen zijn ze in de bodem verwerkt met behulp van een freesmchine, waarmee ieder vak (A en B, zie Figuur 25) 2x werd gefreesd.

2013. In april 2013 zag alles er onveranderd uit: er is nog geen sprake van groei of ingroei vanuit de aangrenzende zeegrasvelden, en dit blijft onveranderd zo in juni 2013, behalve dat er sprake is van groei van darmwier (verslagen werkbezoeken #31 van 30 april, en #32 van 18 juni). Eind augustus blijkt dat het zeegrasveld zich iets heeft teruggetrokken en niet meer aansluit op de ingefreesde delen. Er groeit wel zeegras in de aangelegde plots (Tabel 7), maar de aanwezigheid is te laag om met zekerheid uitspraken te doen over de effectiviteit van de behandeling. Als de natuurlijk populatie zich in een gunstig jaar weer wat uitbreidt zouden we hier beter uitsluitsel over kunnen geven. De vraag blijft daarom of infrezen van schelpen wel even goed werkt als het inbrengen van een echte schelpenlaag.

Tabel 7 Ingroei zeegras in infreesproef Dortsman Noord

	Ingefreesde schelpen	Alleen gefreesd	Controle
1	1	0.01	0.02
2	0.01	0.01	0.0005
3	0.005	0.01	0.04
4	0.13	0.03	0.07
5	0.02	0.14	1.2
mediaan	0.02	0.01	0.04
gemiddelde	0.233	0.04	0.2661

Aantallen vierkante meters zeegras in de freesproef van Dortsman Noord. Bedekking doorgaans 10-15%, alleen in controle 5 20-40%

Bron: Van Katwijk (2013)¹⁷

Conclusie: Uitgroei van zeegras vanuit natuurlijke zeegrasvelden in aangrenzende slikken waarin schelpenlagen zijn aangebracht lijkt mogelijk, maar verloopt minder snel dan verwacht, en is (nog) te gering om met zekerheid uitspraken te doen. Complicaties worden o.a. veroorzaakt door conditie van natuurlijke velden (krimpend). De vraag blijft of infrezen van schelpen wel even goed werkt als het inbrengen van een echte schelpenlaag.

3.1.11 Uitzaaingen Roelshoek en Dortsman

Roelshoek

Eind augustus/begin september 2009 is er rondom RH08 sprake van uitbreiding buiten de plots. Op veel plaatsen binnen en tussen de plots zijn uitzaaiingen te vinden en er werden in totaal 18 plukken zeegras (sommige vele dm², enkele tot m² groot) gevonden op afstanden van 5 tot 200+ meter vanaf de plots. Deze werden gevonden in verschillende richtingen, maar vooral naar het zuiden en zuidoosten vanaf de plots, en naar het noordwesten. Een natuurlijke populatie klein zeegras ligt op iets meer dan 750m afstand, in noordoostelijke richting, terwijl de populatie van Oostdijk ongeveer 3.5-4 km naar het noordwesten ligt. In 2010 werd weer gekeken naar uitzaaiingen en werden er 16 gevonden, waarvan 10 nog uit 2009 aanwezig waren (Tabel 8 en Figuur 26). In 2011 werd wederom gekeken naar uitzaaiingen rondom RH08 (en RH11) – toen werden er 12 gevonden, waarvan 3 waren overgebleven uit 2009 en 3 uit 2010 (verslag uitzaaiingen Roelshoek 2010, 2 september 2010, van Katwijk & Suykerbuyk).

In 2012 werden uitzaaiingen niet gemonitord, maar in het najaar van 2013 wel (deels 12 september [MvK], maar vooral op 23 en 28 oktober 2013 [DdJ, PG en KG]). Daarbij werden in totaal 2063 uitzaaiingen ingemeten met een totaaloppervlakte >2680 m². Dit is een ondergrens, want i) er waren veel

¹⁷ "Teruggroei van zeegras in de werkstroken" van M.M. van Katwijk, 26 augustus en 28-30 augustus 2013, met aanvullingen van Wim Giesen. 7 pagina's

ganzenkuilen aanwezig in deze uitzaaiingen; en ii) niet het gehele gebied werd onderzocht. Figuur 27 geeft een interpolatie weer tussen de ingemeten gebieden en laat zien dat er waarschijnlijk veel meer zal staan. Om een en ander in perspectief te plaatsen: deze 2680 m² aan uitzaaiingen is ongeveer even groot als het totale oppervlakte aan zeegras dat is getransplanteerd in de Oosterschelde van 2007-2012.

De vraag is of deze uitzaaiingen afkomstig zijn van RH08 en RH11, of van de natuurlijke populatie van Oostdijk. Dit kan mogelijk met behulp van een genotypische analyse worden vastgesteld: de planten van RH08 zijn afkomstig van Viane Oost, terwijl die van RH11 afkomstig zijn van donorlocatie Goese Sas, en mogelijk zijn deze te onderscheiden van die van Oostdijk. Dat de uitzaaiingen afkomstig zijn van RH08/RH11 lijkt zeer aannemelijk, want: i) je ziet een concentratie van uitzaaiingen rondom de aanplanten (en een gradient met toenemende afstand tot de mitigatieplots), terwijl Oostdijk op 3.5-4 km afstand ligt; ii) de populatie van Oostdijk is al langer aanwezig – waarom is er niet eerder sprake geweest van uitzaaiingen richting Roelshoek? iii) In 2011 en 2012 is er tussen het grote veld bij Oostdijk en Krabbendijk-“haventje” slechts een paar planten gevonden (door DdJ), ergens halverwege, en niet meer richting Roelshoek.

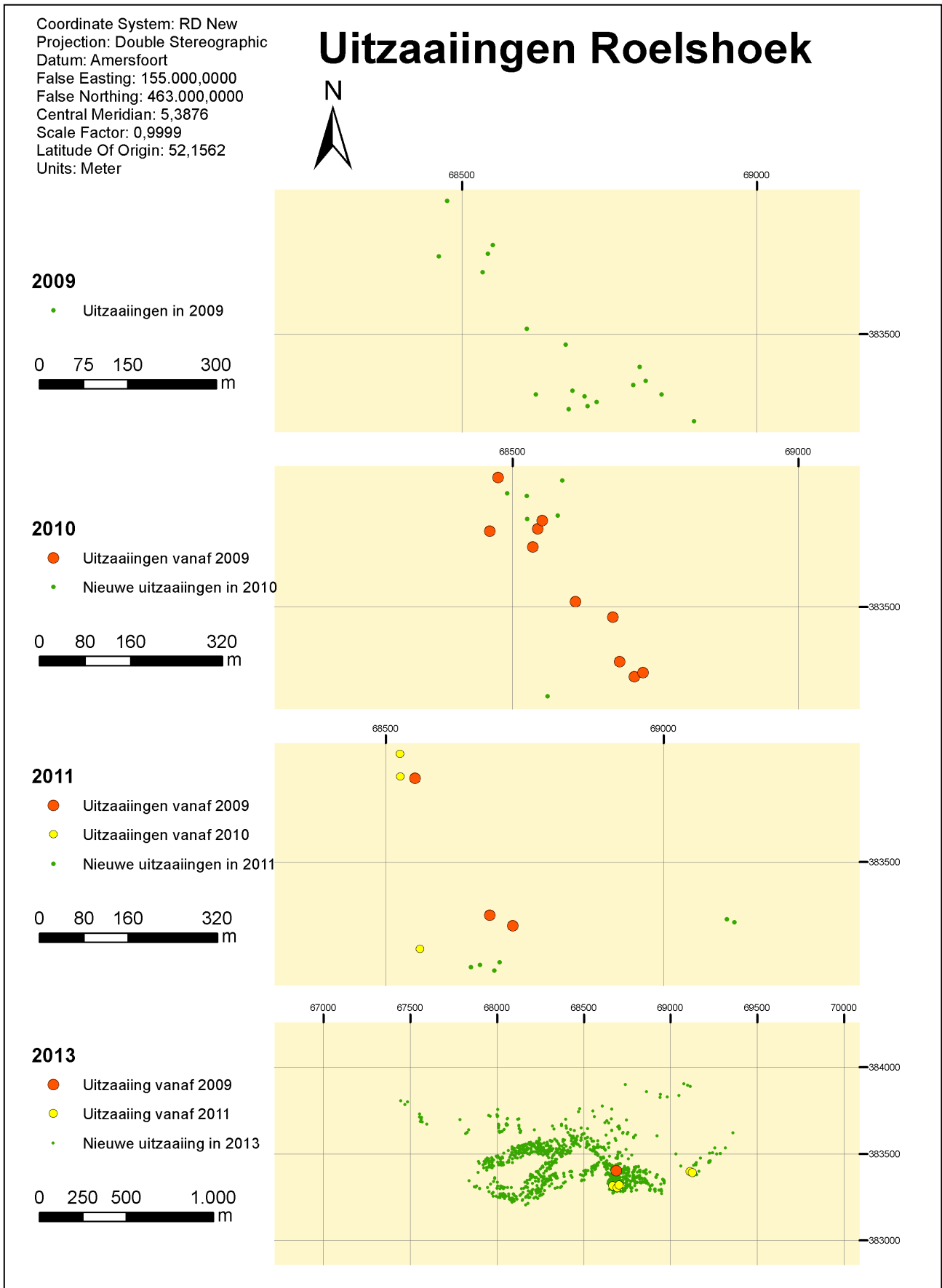
Waarom zijn er juist in 2013 veel uitzaaiingen gevonden en niet eerder? Door gebruik te maken van ecologische en moleculaire methoden kon Zipperle (2012) in de noordelijke Waddenzee aantonen dat seksuele reproductie en nieuw rekrutering van relatief groter belang zijn voor verspreiding van klein zeegras dan vegetatieve uitbreiding van klonen over meerdere jaren. De uitzaaiingen zijn dus hoogstwaarschijnlijk afkomstig van zaden en niet van vegetatieve delen (bijv. rhizoomfragmenten), en is vermoedelijk 2012 een heel goed jaar voor zaden geweest en/of is 2013 een heel goed jaar voor zaadkieming geweest. Bekend is dat zaden zeker drie jaar aanwezig blijven en kiemkracht vertonen (Zipperle 2012), waardoor het vooral aannemelijk is dat 2013 een uitstekend jaar is geweest voor kieming. Bekend is dat klein zeegras zaden het beste overleven bij 10°C en 1‰ zoutgehalte, en het beste kiemen bij 30°C en 1‰ zoutgehalte (Hootsman et al 1987).

Tabel 8 Uitzaaiingen Roelshoek

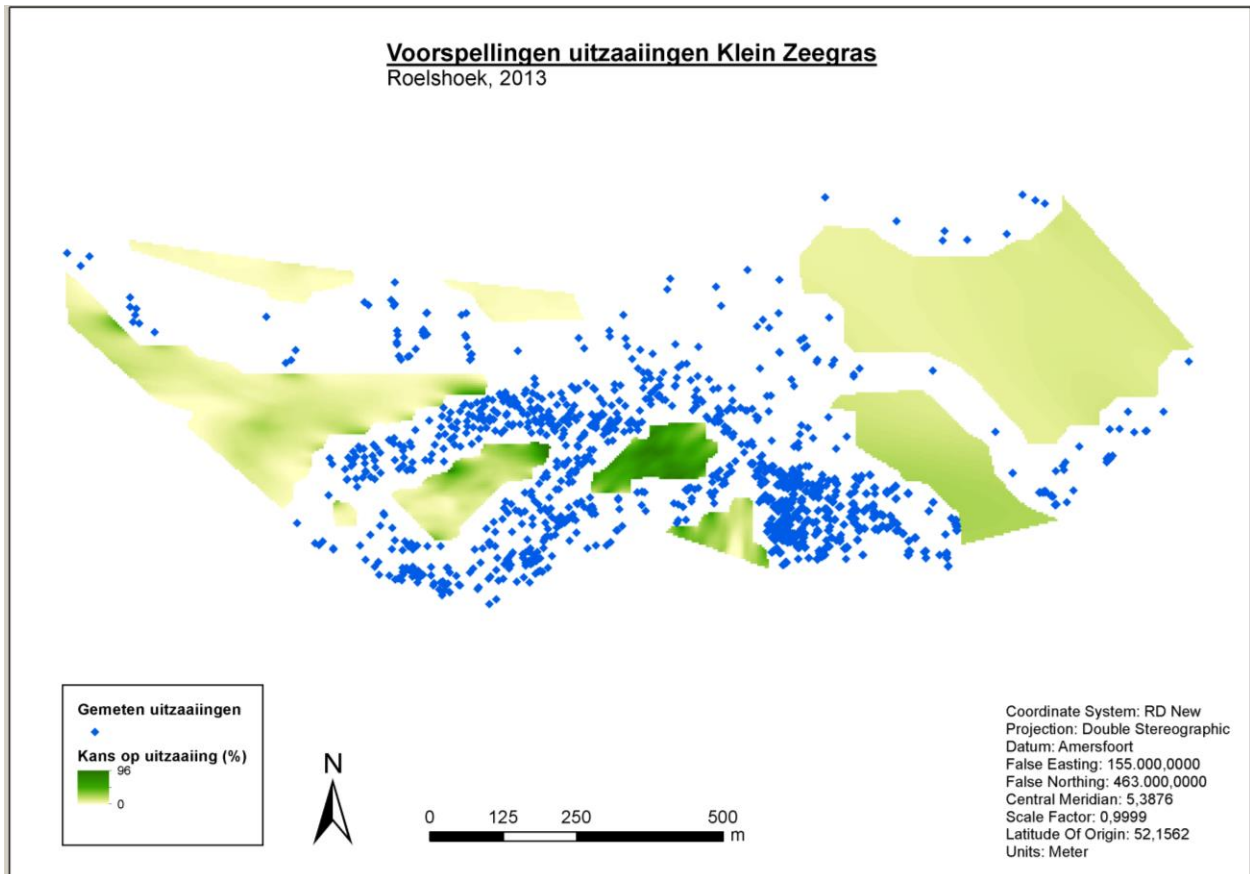
Jaar	Datum van metingen	Aantal ingemeten uitzaaiingen	Oppervlakte (m ²)	Uitzaaiingen overblijvend uit eerdere jaren
2009	24 sept. & 2 okt.	18	13.94	
2010	1-2 sept.	16	13.21	10 (2009)
2011	2 sept.	12	onbekend	3 (2009) & 3 (2010)
2013	12 sept., 23 & 28 okt.	2063	> 2683	1 (2009) & 5 (2011)

Dortsman Noord

Op de slikken van Dortsman Noord is er sinds 2011 een flinke aanwas aan uitzaaiingen. Eind augustus 2011 is er sprake van een flinke toename in zeegrasscheuten in de DM08 mitigatieplots (Figuur 13, zie boven, p.23), en met zeegras tussen de plots waardoor men gaat vermoeden dat het zeegras in DM08 ook ten dele bestaat uit uitzaaiingen van de dichtbij gelegen natuurlijke populatie, hoewel de getransplanteerde plots wel sterker zijn ontwikkeld dan de omgeving. Hierdoor is het aannemelijk dat de aanplant wel een versterkende werking heeft op het zich uitbreidende veld. Zeegras in de natuurlijke populatie is toegenomen qua oppervlakte, zowel in de (ondiepe) geul als op de slikken. Ook zijn er zeer veel uitzaaiingen zichtbaar, zowel richting DM08 als richting dijk, en er zijn veel (1-2%) bloeiende en vruchtdragende scheuten. Begin september 2012 lijkt het zeegrasareaal zich verder uit te breiden, en er zijn veel uitzaaiingen te vinden in de omgeving, o.a. voor het schor, tussen het grote veld en de werkstrook, en zelfs tot op enkele honderden meters vanaf het veld. Er is sprake van veel bloei, en rijpe zaden zijn zichtbaar aanwezig. Begin september 2013 werd geconstateerd dat er in een wijde omtrek van de natuurlijke populatie veel uitzaaiingen staan, vaak bestaand uit een paar honderd scheuten, zowel richting dijk als richting schor en rondom mitigatielocatie DM08.



Figuur 26 Ontwikkeling uitzaaiingen Roelshoek 2009-2013



Figuur 27 Voorspelling uitzaaiingen Roelshoek 2013

Aantekeningen:

1. De gemeten zeegras punten zijn van een puntenbestand geconverteerd naar een raster bestand met waarde 100 voor het zeegras.
2. Het gemeten gebied is van een polygonen bestand geconverteerd naar een raster bestand met waarde 1.
3. De rasters van het gemeten gebied zijn bij elkaar opgeteld zodat er waarde 101 voor een cel waar zeegras in staat ontstaat en waarde 1 in een cel zonder zeegras.
4. De rasters zijn geconverteerd naar een puntenbestand met 1 punt per rastercel
5. Aan het puntenbestand is een kolom toegevoegd waar "1" van de waarde af wordt gehaald, hierdoor ontstaat de waarde 100 voor een punt met zeegras en 0 voor een punt in het gemeten gebied zonder zeegras, hierdoor kan er met percentages geïnterpoleerd worden.
6. Het puntenbestand is gesegmenteerd en versimpeld om deelinterpolaties van de te voorspellen gebieden toe te kunnen passen
7. De punten zijn geïnterpoleerd met behulp van Probability Kriging deze geeft waarschijnlijkheden weer vanuit de samenhang in de locaties van de waarden (covarianties). Wanneer er bijvoorbeeld een "rij" met zeegras is in het puntenbestand, dan heeft de hoek van deze rij invloed op de richting en grote van de interpolatie.

Conclusie: Uitzaaiingen hebben vooral in 2013 geleid tot een flinke uitbreiding van het zeegras op de slikken van Dortsman Noord en (vooral) Roelshoek. Op Roelshoek lijken deze afkomstig te zijn van de aanplanten van RH08 en RH11, terwijl op de slikken van de Dortsman Noord zijn deze waarschijnlijk afkomstig van de nabije natuurlijke populatie: de aanplant heeft hier waarschijnlijk wel versterkend gewerkt (Figuur 13). Het oppervlakte aan uitzaaiingen op Roelshoek (2680 m²) is ongeveer even groot als het totale oppervlakte aan zeegras dat in het kader van de mitigaties is getransplanteerd in de Oosterschelde van 2007-2012.

3.2 Overige biologische parameters

Wadpieren en microreliëf zijn regelmatig gemonitord omdat een direct verband met zeegrasgroei werd verwacht. De schelpenbehandeling werkt vooral in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren met één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt af in de tijd, maar is nog voldoende om wadpieraantallen onder de kritische grens van 25/m² te houden. Juveniele wadpieren zijn op alle locaties erg toegenomen in aantallen sinds het aanleggen van de plots en wijken nauwelijks af van dichtheden buiten de patches. Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²).

Andere biologische factoren zijn minder vaak gemonitord, en parameters zoals wadslakjes, alikruiken en strandkrabben zijn komen te vervallen omdat er geen direct verband met zeegras werd gevonden. Macroalgen zijn wel gemeten, maar ook daar werd geen relatie gevonden tussen bedekking met macroalgen en zeegrasgroei. De sterke toename vanaf 2004 in aantallen rotganzen en de tegelijk voorkomende sterke afname aan klein zeegras doen – in combinatie met de vele sporen van begrazing door ganzen – vermoeden dat rotganzen een rol spelen in zeegrasafname in de Oosterschelde.

3.2.1 Wadpierbehandeling

De wadpierbehandelingslaag dient het uitsluiten of sterk verminderen van het aantal wadpieren. Dit wordt bereikt door de ruimte tussen de oppervlakte van de bodem en de behandelingslaag dusdanig ondiep maken, dat de wadpier zijn natuurlijke 20-30 cm diepe leefbuis niet kan maken cq handhaven en noodgedwongen uit het behandelde sediment trekt. Getracht is de behandelingslaag aan te brengen op 8cm diepte. Tabel 10 geeft de diepte van de behandelingslaag weer voor de verschillende aanplantlocaties over de loop van de tijd. De diepte waarop een ondoordringbare laag werd gevonden tijdens monitoring in 2008 en 2009 is altijd substantieel ondieper voor de wadpierbehandelde plots ten opzichte van de controleplots. Gemiddelde over 2008 en 2009 is deze diepte 8 tot 11,5cm en 13,7 tot 21cm voor respectievelijk de behandelde en onbehandelde plots. (NB, de ondoordringbare laag in controleplots moet niet verward worden met de schelpenbehandelingslaag, vaak is die een natuurlijke ondoordringbare laag / obstakel (denk aan compact sediment / grote schelp of steen).

Over de tijd lijkt de diepte waarop de behandelingslaag wordt gevonden iets groter te worden, tot wel gemiddeld 14 cm bij KN08 (Tabel 8). De veranderingen zijn niet al te groot, en een grote verandering in het behandelingseffect op wadpieren ligt niet voor de hand. Het dieper worden van de laag kan het gevolg zijn van sedimenttransport door benthos van onder de laag naar erboven (conveyor belt transport door bijv wadpieren) waardoor de laag begraven wordt zonder dat de hoogte van het maaiveld netto verandert. Een andere mogelijkheid is dat de verdieping van de behandelingslaag het gevolg is van grootschalige sedimentatieprocessen.

Ook de ingebrachte netten lijken in vergelijking tot de ingebrachte schelpenlagen na verloop van tijd iets dieper gelegen te zijn tov het maaiveld. Mogelijk is deze relatieve verlaging het gevolg van de indirecte effecten van het uitsluiten van benthos waardoor sediment ophoopt boven op het net en de sedimentlaag dus dikker wordt (Montserrat et al., 2008; het net komt dan relatief dieper te liggen).

Tabel 9 Diepte wadpierenbehandelingslaag

	DM07		KZ07			DM08		KZ08		KN08		RH08		KN10a		Kn10b	RH11	VO12
	controle	schelp	controle	Schelp	net	controle	schelp	controle	schelp	controle	schelp	controle	schelp	frees	schelp	schelp	schelp	controle
sept 2008						21.45	12.66	17.08	10.04	14.94	11.11	19.98	10.89					
mei / jun 2009	17.10	8.33				21.70	11.38	14.28	9.69	14.72	11.90	19.35	11.20					
juni / juli 2009	16.93	8.00	13.15	8.75	11.65	21.63	10.43	12.98	8.63	11.07	10.19	12.75	8.15					
aug 2009	13.77	8.80	14.13	9.49	11.50	18.70	12.48	17.08	9.60	14.63	13.53	21.50	12.63					
aug / sept 2009	13.10	7.03	15.51	10.34	11.10	23.48	11.18	17.33	10.60	12.66	10.46	14.78	8.93					
okt 2009	15.57	7.77	12.31	8.03	11.00	18.90	11.78	15.18	10.40	14.88	11.97	14.30	7.83					
juni 2010																		10.07
juli 2010						19.06	9.50					13.50	9.96					9.44
okt 2010						20.98	12.90					28.40	16.65					11.33
mrt 2011						23.75	10.75					22.45	12.45					9.75
mei 2011						17.55	14.15					27.85	14.55					10.23
aug /sept 2011	14.73	8.40	15.78	11.69	13.10	21.60	12.56	15.10	12.33	22.64	17.07	28.43	15.08	16.90	17.97	10.79		
juni 2012																		26,47
aug/sept 2012	16,93	7,33	17,05	11,80	14,15	23,88	13,95	15,73	10,10	17,98	14,72	25,80	14,20	18,36	15,53	11,85	12,95	30,14
aug/sept 2013	15,23	6,03	15,10	11,47	12,78	23,15	16,93	16,45	12,53	19,64	16,17	43,20	16,33	17,23	15,17	12,86	13,25	39,50

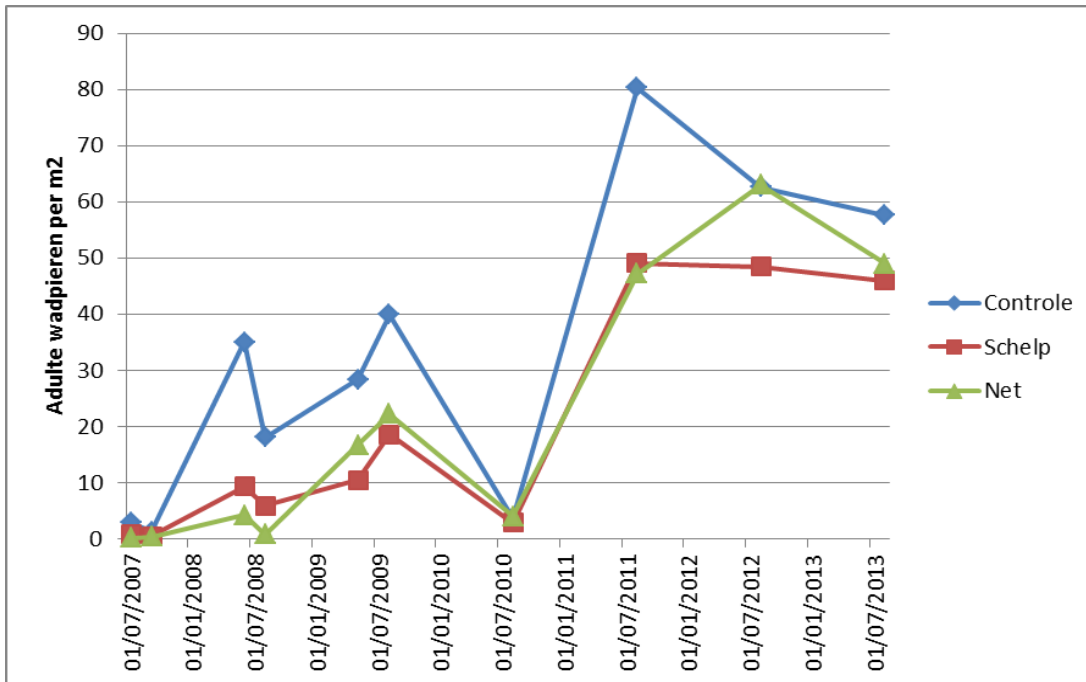
Het infrezen van schelpen (ipv ingraven) zoals toegepast op KN10A geeft een constante laag (tussen de 15 en 16cm) die gemiddeld 2-3 cm ondieper is dan de behandeling op dezelfde locatie die is ingegraven. De schelpenbehandelingen hebben een effect op de wadpiedichtheden (ten opzichte van de onbehandelde controles – die soms wel een natuurlijke schelpenlaag hebben, maar deze ligt dieper).

Natuurlijke zeegraspopulaties blijken doorgaans op een schelpenlaag (bijv. Zandkreek), danwel op een cohesieve en compacte bodem (Viane Oost) gesitueerd te zijn, dat voor een natuurlijke wadpieriuitsluiting of -vermindering zorgt. Omdat de aanplantlocatie VO12 een dergelijke cohesieve, compacte bodem kende en daarmee correlerende lage wadpiedichtheden is hier geen wadpierreliëf toegepast.

3.2.2 Wadpieren & wadpierreliëf

De schelpenbehandeling werkt voornamelijk in de eerste jaren na aanleg succesvol op het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren, behalve bij Dortsman Noord. De vermindering varieert van ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). Op DM08 zijn de aantallen adulte wadpieren erg laag (meestal nul, en in elk geval <10) en daar lijkt de schelpenbehandeling geen effect te hebben op het verder verlagen van aantallen adulte wadpieren. Op de twee locaties met veel wadpieren (KN08 en RH08), zijn in 2009 de wadpieraantallen in de schelpenbehandelingen hoger dan in 2008; in de meeste gevallen gaat het om een verdubbeling. Wadpiedichtheden op de later aangelegde locaties (KN10A, KN10B, RH11 en VO12) zijn in de eerste 2 jaar na aanleg ook laag (<30 per m²). Hoogstwaarschijnlijk worden deze lage aantallen veroorzaakt door de wadpierreliëf, maar door het gebrek aan een controlemeting, kan dit niet direct aan de behandeling worden toegeschreven.

De effectiviteit van de schelpenbehandeling om de dichtheid van wadpieren laag te houden neemt af in de tijd, maar was in 2009 en 2010 in de meeste gevallen nog voldoende om wadpieraantallen onder 25/m² te houden; dit werd eerder als kritische grens beschouwd (zie Fase-3 verslag van 4 december 2008). In 2011 zijn de adulte wadpieraantallen op alle 'oudere' ('07 en '08) - locaties erg hoog. De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt dus af, maar is nog steeds aanwezig (Figuur 28). Mogelijk geeft de verminderde effectiviteit van de behandeling kans voor juveniele pieren om uit te groeien tot adulte, of migreren adulte pieren naar de vrijgekomen sedimenten, waarin ze nu niet meer belemmerd worden in hun leefwijze. Adulte wadpieraantallen in de aanplantlocaties van 2010, 2011 en 2012 zijn nog structureel laag, wat betekent dat de behandelingslaag die op alle plots op die locaties is aangebracht nog voldoende werkend is. Schelpen ingraven (zoals bij de transplantaties gedaan) en schelpen infrezen maakt geen verschil op de wadpiedichtheid (dit is gestest op KN10a; zie werkbezoekverslag #20, 30 april 2011). Echter, drie jaar na aanplant zijn de adulte wadpiedichtheden zowel in ingegraven als ingefreesde plots boven eerder genoemde kritische grens van 25/m² gestegen (namelijk naar 46/m²).



Figuur 28 Volwassen wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)

Tabel 10 Ontwikkeling adulte wadpiedichtheid

Getallen = aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter

Locatie	11/09/2007	25/08/2008	31/08/2009	23/08/2010	22/08/2011	29-8-2012	28-8-2013
KZ07_ctrl	1,57	14,41	40,00	5,25	101,67	89,00	71,33
KZ07_schelp	0,61	1,75	19,00	6,00	54,33	60,83	46,17
KZ07_net	0,39	0,73	22,25	3,96	47,17	63,00	49,00
DM07_ctrl	0,99	16,92	42,67	0,00	35,79	0,00	4,00
DM07_schelp	0,23	4,25	17,67	0,00	31,43	0,21	0,00
KZ08_ctrl		34,58	81,00	5,38	72,17	82,50	61,67
KZ08_schelp		13,09	36,00	1,63	34,67	68,33	45,83
DM08_ctrl		0,47	4,00	0,54	25,50	29,60	0,12
DM08_schelp		0,38	3,00	0,29	18,88	12,75	2,00
KN08_ctrl		15,40	31,67	4,03	28,43	60,57	58,62
KN08_schelp		6,29	16,50	3,63	18,00	56,14	51,69
RH08_ctrl		6,50	20,77	3,19	159,36	65,00	73,94
RH08_schelp		1,45	11,07	2,13	109,83	45,93	67,00
KN10A_ctrl				1,65	19,35	44,96	48,33
KN10A_frees				2,88	22,11	52,22	46,67
KN10B_schelp				4,69	11,63	22,67	15,68
RH11_schelp					11,43	28,84	15,10
VO12_ctrl						20,19	3,38

Juveniele wadpieren zijn op alle 2007 en 2008 locaties erg toegenomen in aantallen in de eerste jaren sinds het aanleggen van de plots tot in 2009, en blijven daarna min of meer constant tussen 100 en 200 ind./m² (Figuur 29 & Tabel 11). Dichtheden verschillen sterk per locatie.

Kleine wadpieren hebben weinig last van een schelpenbehandeling omdat ze niet zo ver in de bodem dringen, en als aantallen volwassen wadpieren laag zijn is de concurrentie gering. De netbehandeling werkt initieel positief voor het aantal juveniele wadpieren. Na verloop van tijd valt dit positieve effect echter weg. Juveniele wadpiedichtheden op KN10A blijven zeer laag en constant in de tijd (<20 ind./m²), waar de aantallen op het naburige KN10B initieel hoog zijn, maar in volgende jaar eveneens laag worden. Juveniele wadpieraantallen op RH11 beginnen relatief hoog (~74 ind./m²) en dalen in de opvolgende jaren naar gemiddeld 25 ind./m². VO12 laat gelijk aan de '07 en '08 aanplanten initieel een lage juveniele wadpiedichtheid zien, gevolgd door een sterke stijging in dichtheden in het jaar na aanplant.

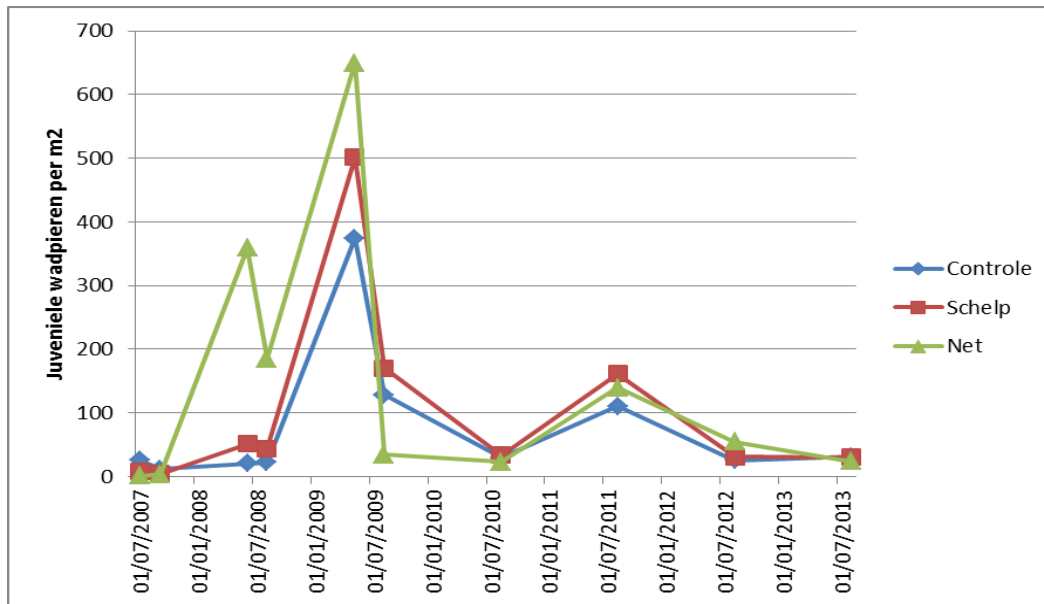
'Spawning' (het kuit schieten) van wadpieren vindt waarschijnlijk plaats na het einde van het zeegrasgroei seizoen¹⁸. De eerste juveniele exemplaren worden daarom in april van het volgende jaar gevonden, wat de toename verklaart. De afname daarna wordt mogelijk veroorzaakt doordat het systeem weer in een natuurlijke balans terecht komt. Door plaatsgebrek zal het teveel aan pieren op zoek gaan naar een nieuw leefgebied (Flach & Beukema 1994).

Tabel 11 Ontwikkeling juveniele wadpiedichtheid

Getallen = aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter

Locatie	11/09/2007	25/08/2008	31/08/2009	23/08/2010	22/08/2011	29-8-2012	28-8-2013
KZ07_ctrl	14,10	65,72	60,75	24,58	37,00	22,00	17,83
KZ07_schelp	5,48	161,14	42,50	30,88	101,33	42,33	14,17
KZ07_net	3,48	184,77	34,50	22,79	139,67	54,83	23,83
DM07_ctrl	8,88	30,58	51,33	9,39	135,79	79,33	140,67
DM07_schelp	2,11	81,42	168,67	7,11	140,76	63,58	141,11
KZ08_ctrl		18,52	277,00	48,29	87,00	23,00	18,33
KZ08_schelp		37,78	372,00	57,63	148,67	37,17	15,50
DM08_ctrl		136,58	575,00	21,25	78,75	105,33	105,88
DM08_schelp		122,50	574,00	20,42	67,25	131,50	106,33
KN08_ctrl		5,06	96,00	15,88	8,71	10,43	5,10
KN08_schelp		4,09	129,67	14,09	4,43	9,71	6,62
RH08_ctrl		20,06	143,69	42,59	300,16	11,71	11,74
RH08_schelp		5,17	164,93	50,31	433,67	16,44	9,63
KN10A_ctrl				16,77	18,18	15,77	6,11
KN10A_frees				12,29	12,84	12,67	7,67
KN10B_schelp				71,50	15,63	14,00	18,08
RH11_schelp					73,76	60,84	24,97
VO12_ctrl						26,56	261,97

¹⁸ Volgens Farke en Berghuis (1979) vindt spawning in september plaats, dus aan het eind van of na het groeiseizoen.



Figuur 29 Juvenile wadpieraantallen, locatie en behandeling (alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08)

Conclusies:

- Schelpenbehandelingen (lagen van 8cm dikte, aangelegd op 8cm diepte) worden toegepast om dichtheden van volwassen wadpieren onder de kritische grens van 25/m² (zie 3.2.4) te houden en hierdoor de groei van klein zeegras te bevorderen. Wadpiedichtheden worden door de schelpenlaag sterk verlaagd gedurende de eerste 3 jaar. Echter, omdat de schelpenlaag steeds dieper komt te liggen neemt het remmend effect af en nemen wadpieraantallen toe tot ongeveer 46/m² in jaren 4-6. Dit blijft lager dan in onbehandelde plots, waar wadpiedichtheden gemiddeld bijna 60/m² zijn in jaren 4-6.
- Juvenile wadpieren verschillen in aantallen van plaats tot plaats en jaar tot jaar. Op de Dortsman is er geen effect van de schelpenbehandeling te zien, maar in alle andere locaties is geregeld een toename van juvenile wadpieren te zien in de schelpenplots (Tabel 11, Figuur 29).

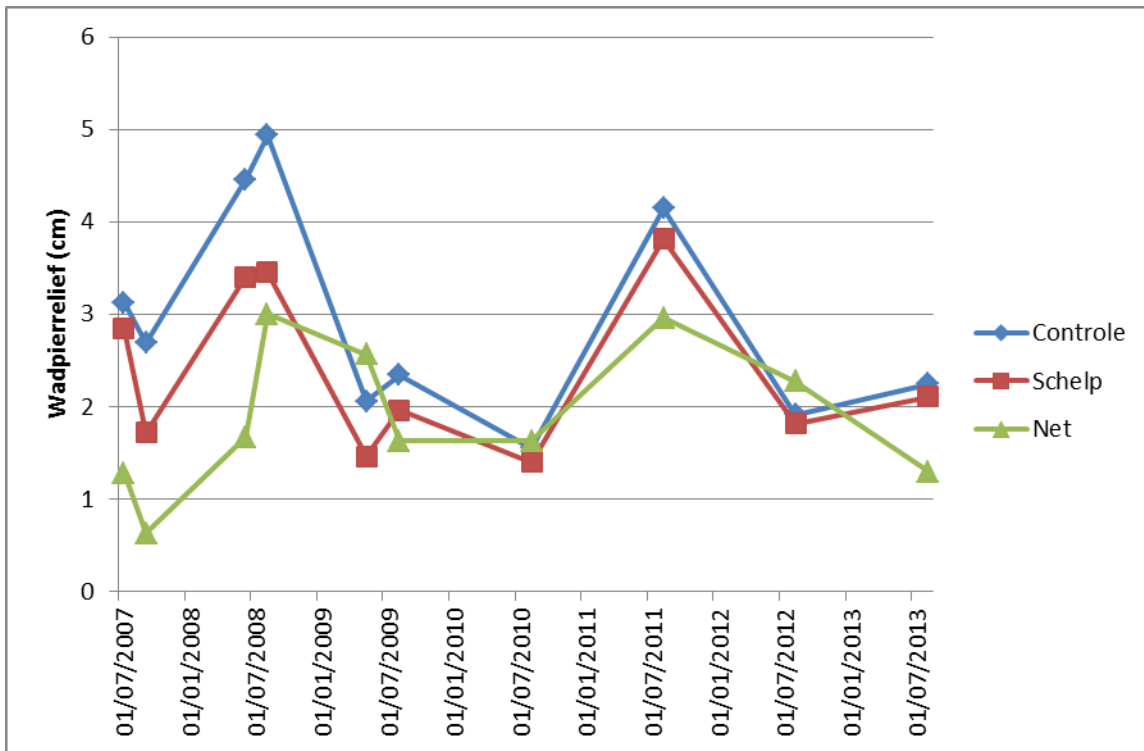
3.2.3 Wadpierreliëf

Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocaties: in de relatief beschutte locaties zoals KZ07, KZ08 en KN08, waar veel volwassen wadpieren voorkomen, bedraagt dit 3-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 waar vooral juvenile wadpieren voorkomen en DM07 het reliëf wat minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. V012 ligt beschut en kent door de cohesieve, compacte ondergrond slechts weinig adulte wadpieren en dus ook een gering wadpierreliëf (gemiddeld 1,2cm). (KN10A & B, RH11 kennen geen controle plots en kunnen dus ook niet worden getypeerd.)

De schelpenplots van de 2007 en 2008 locaties hebben initieel een geringer wadpierreliëf dan de controleplots (Figuur 30). Op KN08 is het initiële wadpierreliëf op behandelde en controleplots gemiddeld 3,4 cm en 2,0 cm, respectievelijk, KZ08 8.8 cm en 7.0 cm en op RH08 2,6 cm en 1,6 cm (Tabel 12). Op locatie DM08 is het reliëf overall even gering (1,1 cm) en heeft een schelpenbehandeling geen additionele uitwerking, temeer omdat het om voornamelijk juvenile wadpieren gaat die geen effect ondervinden van de schelpenlaag. (Tabel 12). Duidelijk is dat een schelpenbehandeling initieel een verlaging van het reliëf geeft. In 2008 was het gemiddelde verschil groter (1,1 cm) dan in 2009 (<0,5 cm). In 2010 is weinig verschil te bespeuren, maar in 2011 wordt weer een gemiddelde verlaging van het wadpierreliëf gemeten tussen schelpen en controle plots (Figuur 30).

Het reliëf op KN10A en B (gemiddeld 1cm) en RH11 (3,3cm), is in het jaar van aanplant lager dan het reliëf op direct naburig gelegen aanplanten, maar onderscheidt zich in de opvolgende jaren nauwelijks van diezelfde locaties (respectievelijk KN08 en RH08). VO12 kent een uiterst gering wadpierreliëf (gem. 1,72cm, als gevolg van de zeer geringe hoeveelheid adulte wadpieren.

De “dip” in wadpierreliëf in 2009 en 2010 en de piek in 2011 zijn geen artefacten, maar zeer waarschijnlijk een afgeleide van het weer voorafgaande aan de meting. Bij lange periode van rustig weer zal het pierreliëf meer opgebouwd kunnen worden, doordat de wadpieroepjes niet (volledig) platgespoeld worden, waar dit bij periodiek weer met veel golven niet het geval is.



Figuur 30 Gemiddeld wadpierreliëf per behandelingstype

N.b. Alleen 2007 en 2008 aanplanten, behalve DM08; DM08 kent vnl. juveniele wadpieren waardoor het reliëf op deze locatie gering is.

Tabel 12 Gemiddeld wadpierreliëf (cm)

Locatie	11/09/2007	25/08/2008	31/08/2009	23/08/2010	22/08/2011	29-8-2012	28-8-2013
KZ07_ctrl	4,19	5,84	2,50	2,00	4,08	2,56	2,00
KZ07_schelp	2,50	3,34	1,69	1,75	3,77	2,25	1,71
KZ07_net	0,63	3,00	1,63	1,63	2,96	2,27	1,29
DM07_ctrl	0,50	3,33	1,67	1,00	1,71	0,50	1,22
DM07_schelp	0,67	3,17	1,17	1,00	1,86	0,53	1,06
KZ08_ctrl		8,81	2,44	2,21	3,70	3,35	1,50
KZ08_schelp		6,97	1,94	1,75	4,17	3,25	1,63
DM08_ctrl		1,11	1,06	ND	1,09	0,67	1,41
DM08_schelp		1,08	1,00	ND	1,00	0,67	1,44
KN08_ctrl		3,37	2,85	2,09	5,89	2,04	4,07
KN08_schelp		2,01	2,25	2,00	4,84	1,93	4,00
RH08_ctrl		2,58	2,12	0,50	4,56	0,91	1,89
RH08_schelp		1,58	2,23	0,50	3,96	0,94	1,83
KN10A_ctrl				1,00	4,98	1,60	3,86
KN10A_frees				1,00	4,58	2,22	4,58
KN10B_schelp				0,88	3,38	0,95	2,24
RH11_schelp					3,28	0,61	1,38
VO12_ctrl						1,20	1,72

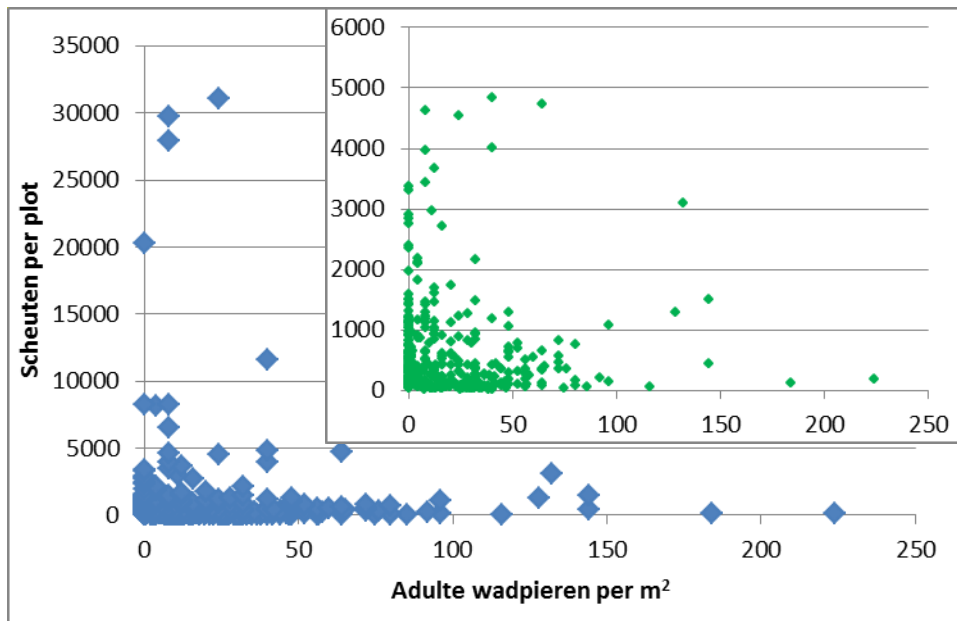
Conclusies:

- *Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ07, KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm; Tabel 12 en Figuur 31). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt.*
- *De schelpenbehandeling verlaagt het wadpierreliëf met 1-2 cm gedurende de eerste 3 jaar, daarna is er geen verschil met de controles.*
- *Wadpierreliëf van later aangelegde locaties (KN10A, KN10B, RH11) is na het eerste jaar vergelijkbaar met het reliëf van de naburige eerder aangelegde locaties.*
- *Natuurlijke uitsluiting van vnl adulte wadpieren op cohesieve sedimenten (VO12) resulteert in een zeer gering wadpierreliëf.*
- *Het infrezen danwel ingraven van de behandelingslaag geeft geen verschil in het aantal adulte en juveniele wadpieren.*

3.2.4 Zeegras in relatie tot wadpieren (-dichtheid en -reliëf)

De relatie tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking (#scheuten/plot) over 2007 tot en met 2013 voor alle locaties is weergegeven in Figuur 31. Er is een duidelijk verband tussen de twee aanwezig: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpiedichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit lijkt geen lineaire

relatie. Er is sprake van een negatieve correlatie, maar dit is niet sterk aanwezig en niet significant. In deze grafiek zitten natuurlijk zowel de relatief hoge aantallen scheuten bij aanleg als de lagere na verloop van tijd. Ondanks deze presentatie wordt geen tweedeling hoge of lage wadpierz/ aantal shoot per plot ratio waargenomen. Eens te meer wordt hieruit duidelijk dat hoge dichtheden wadpiersen en zeegras niet samengaan, wanneer gekeken wordt naar aanplanten. En als het al voorkomt, lijkt het systeem in de aanplanten al snel af te glijden. In natuurlijke populaties kan dit anders zijn door een andere draagkracht van het systeem, echter zijn daar geen data van voorradig.

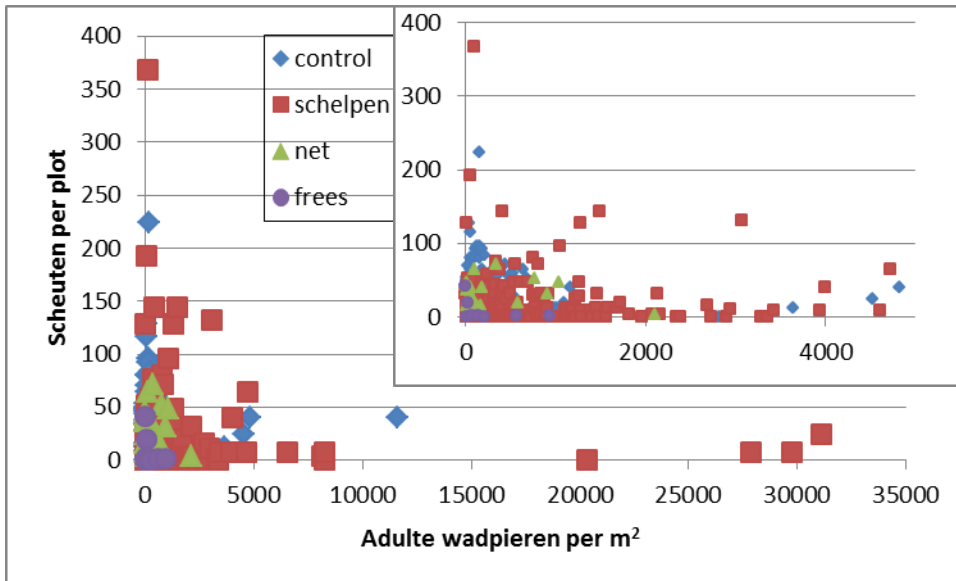


Figuur 31 Relatie wadpierzdichtheid per m² en aantal scheuten per plot

N.b.: Weergegeven zijn alle locaties, alle tijdstippen; insede (rechtsboven) geeft een vergroting van de grafiek

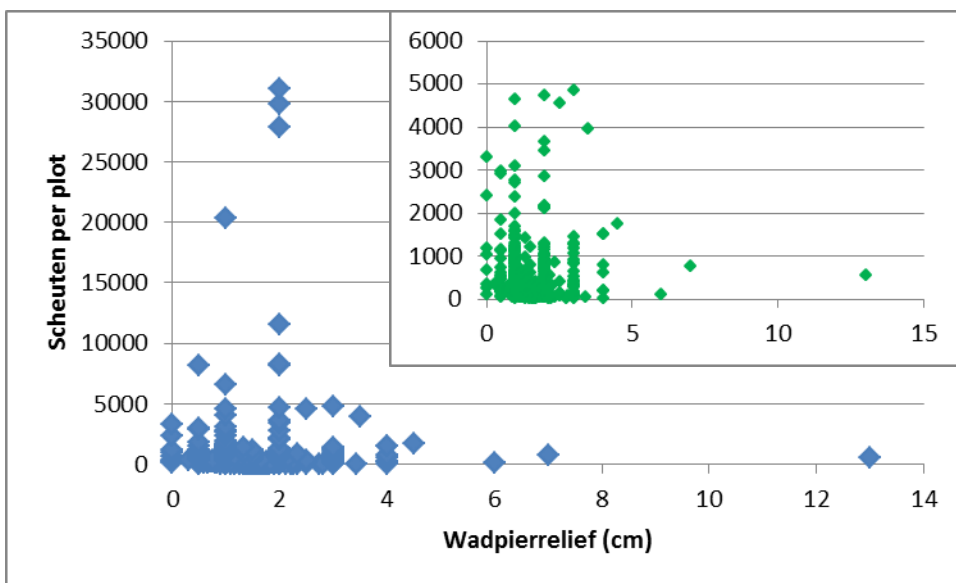
Bij opsplitsing van deze verhouding naar behandelingstype (Figuur 32) is wel duidelijk dat ondanks de negatieve relatie tussen wadpiersen en aantal scheuten per plot, er toch verschillen zijn in deze relatie per behandelingstype. Opvallend is dat vooral bij controleplots veel hogere wadpierz aantallen kunnen voorkomen in vergelijking met schelpenplots en daar zijn dan over het algemeen veel minder scheuten per vierkante meter (Figuur 32). De schelpenbehandeling lijkt daarentegen een net iets betere ratio te geven, tussen wadpiersen en zeegrasscheuten. De netten en freesbehandeling laten ook een negatieve trend zien, maar aangezien deze beide maar in beperkte mate voorkomen en gemonitord zijn, zal dit niet een realistische afspiegeling zijn.

Ook als het wadpierzrelief uitgezet wordt tegen het aantal scheuten per plot is eenzelfde negatieve relatie waar te nemen: bij hoog wadpierzrelief (>4cm) worden lage aantallen scheuten per plot gevonden (Figuur 33). Echter, een laag wadpierzrelief geeft geen garantie op veel zeegrasscheuten. Het wadpierzrelief is immers een effect van wadpierzactiviteit. De dichtheid van wadpiersen is eerder sturend in deze, maar het wadpierzrelief is daar als vanzelfsprekend aan gerelateerd.



Figuur 32 Relatie wadpierdichtheid per m² en # scheuten per plot weergegeven per behandeling

N.b.: Weergegeven zijn alle locaties, alle tijdstippen; insnede (rechtsboven) geeft een vergroting van de grafiek



Figuur 33 Wadpierreliëf vs aantal scheuten per plot

N.b.: Weergegeven zijn alle locaties, alle tijdstippen; insnede (rechtsboven) geeft een vergroting van de grafiek

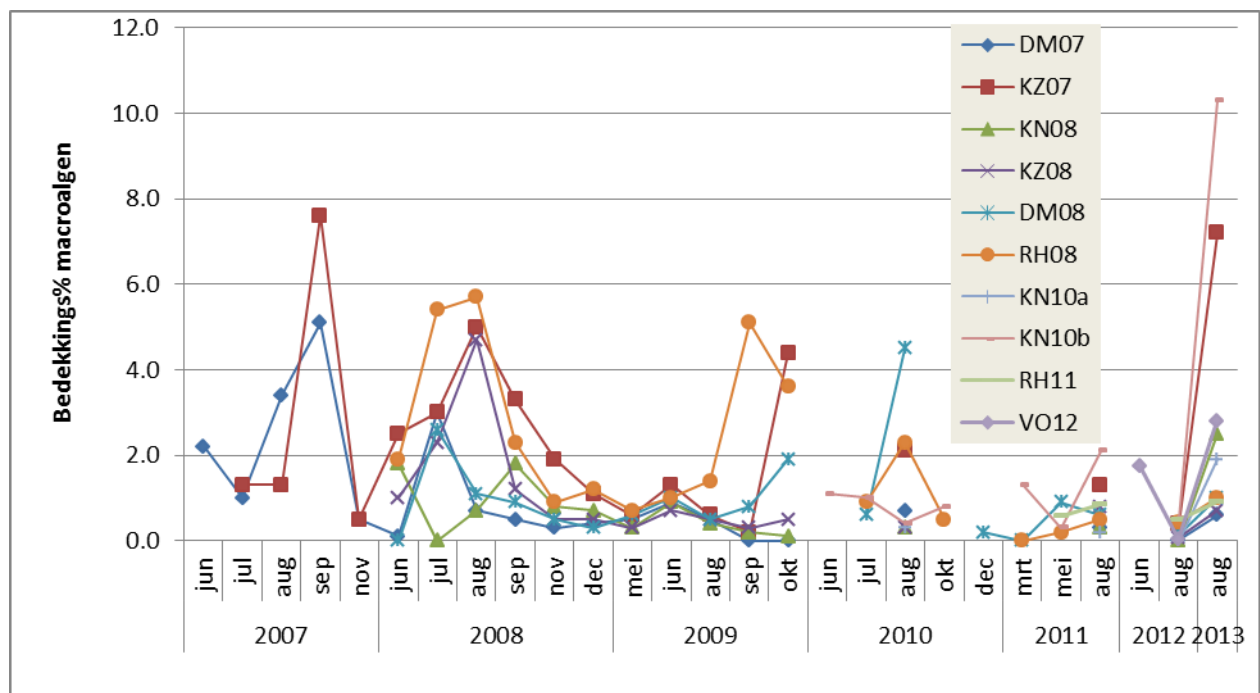
Conclusies:

- Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpierdichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpierdichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit lijkt geen lineaire relatie. Er is sprake van een negatieve correlatie, maar dit is niet sterk aanwezig en niet significant.
- Schelpenbehandelingen hebben een positief effect op zeegras (3.1.3), en er is een positieve correlatie tussen scheutaantallen en lagere dichtheden volwassen wadpieren (<25/m²; Figuren 30 en 31). Er is geen duidelijk verband tussen zeegrasscheuten en reliëf, en hoge scheutaantallen worden nog gevonden bij 4 cm reliëf (Figuur 33).

3.2.5 Macroalgen

Macroalgen zoals darmwier *Enteromorpha*, zeesla *Ulva lactuca*, borstelwier *Chaetomorpha*, knoopwier *Gracilaria* en het roodwier *Aglaeothamnion* komen op sommige locaties in de Oosterschelde veelvuldig voor en kunnen dichte ophopingen vormen, bijvoorbeeld lokaal in kleine baaien en bij bepaalde windrichtingen. Bedekkingspercentages met macroalgen zijn tijdens de monitoring ingeschat, en deze waarden zijn weergegeven in Figuur 34. Het gemiddelde bedekkingspercentage is 1.3%, variërend van 0-0.2% tijdens de wintermaanden tot 2-10.2 % tijdens de zomerpiek. Soms lopen bedekkingen op tot 20-25% in een enkele patch (bijv. Dortsman Noord of Roelshoek), of 10-15% in een plot (Roelshoek) maar dat is vaak van (zeer) tijdelijke aard.

In natuurlijke zeegraspopulaties zoals die van Dortsman Noord komt *Enteromorpha* bijna jaarlijks (meestal in juni) voor als een dichte mat in het zeegrasveld, maar verdwijnt vervolgens weer na een paar weken. *Gracilaria* is talrijk in de natuurlijke zeegrasvelden van Krabbenkreek Noord, maar heeft niet de neiging het zeegras te overwoekeren, hoewel het wel gedurende het hele groeiseizoen voorkomt. Bij de verkenning van potentiële mitigatielocaties in december 2007 vielen de grote hopen *Ulva* op bij Roelshoek, en werd gevreesd dat macroalgen mogelijk een probleem voor het zeegras zou kunnen gaan vormen. Dat is echter na de aanplant in 2008 nooit meer waargenomen.



Figuur 34 Bedekkings% macroalgen per mitigatielocatie

Er is geen relatie tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras (verslagen van Fasen 3, 5 en 6-8). De bedekkingspercentages zijn doorgaans laag, en het effect is daardoor gering, al zijn er soms uitzonderingen (zie foto 4).

De macroalgensamenstelling hangt af van locatie en seizoen. Op KN08 overheersen vooral *Gracilaria* en *Ulva lactuca*, terwijl op KZ08 meer soorten voorkomen, maar deze locatie wordt vooral door *Enteromorpha* overheerst. Bij DM08 overheerst *Enteromorpha* in het voorjaar terwijl *Ulva lactuca* meer in het najaar overheerst. Bij Roelshoek overheerst vooral *Ulva lactuca*, maar komen veel andere soorten inclusief bruin- en roodwieren veelvuldig voor in het groeiseizoen, en vaak aanwezig in kleinere fragmenten.

Conclusie: Er bestaat geen relatie tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras. De bedekkingspercentages zijn dan ook erg laag, en het effect is daardoor gering.

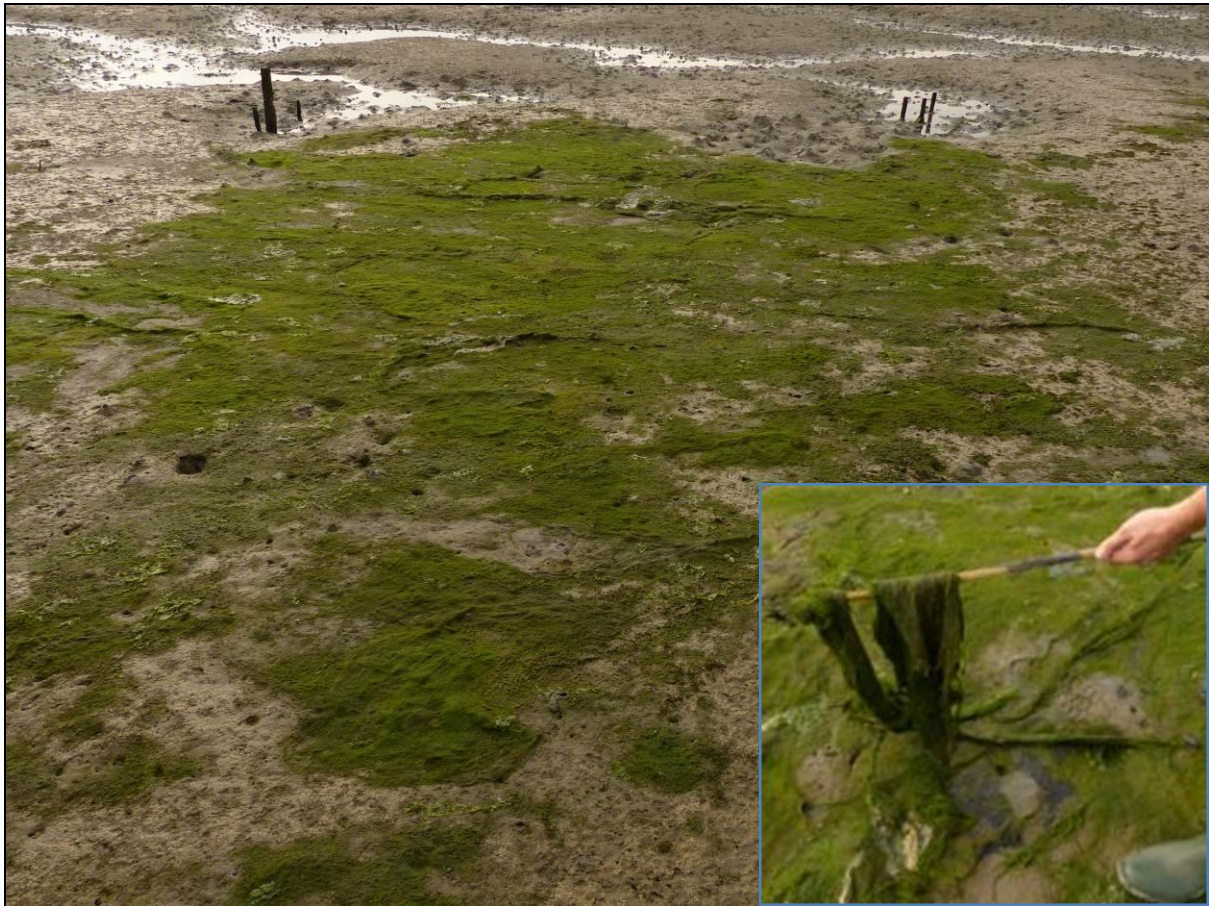


Foto 4 Een uitzonderlijk dikke laag *Enteromorpha* in plot 56, KN10b, 28 augustus 2013.

Doorgaans zijn de macroalgenbedekkingen laag (gemiddeld 1.3%).

3.2.6 Ganzen & andere foeragerende vogels

3.2.6.1 Foerageren op zeegras & mogelijke impacts

Verschillende watervogels foerageren op klein zeegras, waaronder rotgans (*Branta bernicla*), knobbelzwaan (*Cygnus olor*), smient (*Anas penelope*), wilde eend (*Anas platyrhynchos*), pijlstaart (*Anas acuta*) wintertaling (*Anas crecca*) en meerkoet (*Fulica atra*) (Valentine & Heck 1999, Strucker *et al.* 2007). De meeste vogelsoorten richten zich vooral op bovengronds materiaal (scheuten), maar smient en rotgans richten zich ook op rhizomen; de smient doet dit meer incidenteel, maar de rotgans is erin bedreven en door een peddelende beweging te maken ('dabbling') creëren ze ondiepe kuilen (zgn. 'ganzenkuilen') van 3-5cm diepte waardoor ze gemakkelijk bij de rhizomen kunnen komen. Rotganzen kunnen dagelijks ca.135 gram (droog gewicht \approx 750 gram natgewricht) aan *Zostera noltii* rhizomen consumeren (Madsen 1988, Percival & Evans 1997).

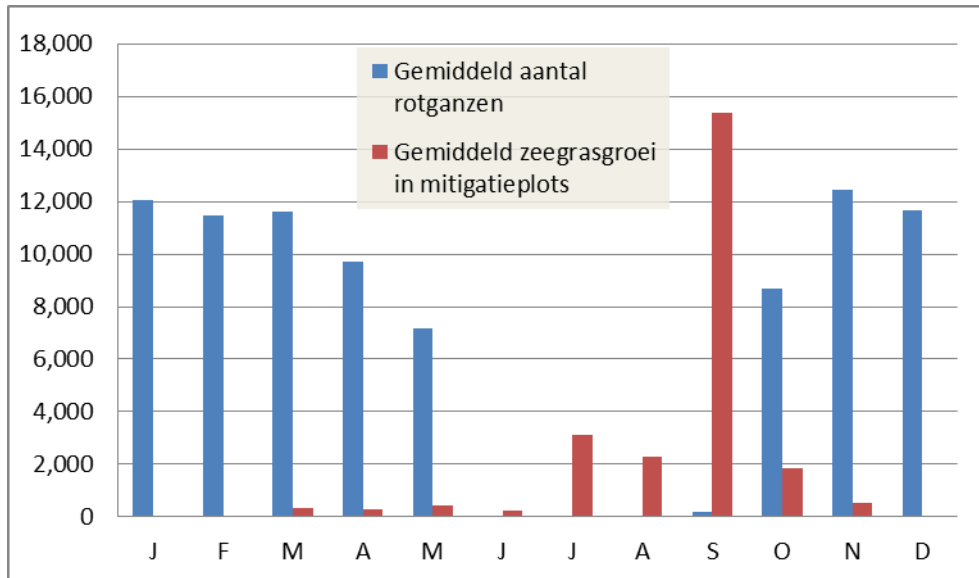
Het foerageren van zeegras door rotganzen is op veel plaatsen waargenomen, waaronder Izembeck Lagoon, Alaska, USA (McRoy 1966), Essex, UK (Charman 1977), Solent Estuary (Tubbs & Tubbs, 1983) en vele andere locaties op het noordelijke halfrond. Rotganzen zijn ongeveer overal langs zee-kusten in het noordelijke halfrond te vinden, tussen de Hoog Arctische broedgebieden en de gematigde overwinteringsgebieden. Rotganzen zijn een van de kleinste ganzensoorten, en vanwege deze eigenschap moeten ze vaak tussenstops maken tijdens de trek en hebben ze een goede voedingsbron nodig. [Rotganzen kunnen ook flink 'opvetten' in het voorjaar en dan een grote afstand non-stop afleggen; pers. meded. P. Meininger, RWS, 2014] Zeegras (en vooral de rhizomen) speelt hierbij een belangrijke rol omdat het goed verteerbaar is en een hoge voedingswaarde heeft vergeleken met andere potentiële voedselbronnen (Ganter 2000). Het belang van zeegras voor rotganzen werd duidelijk toen groot zeegras (*Zostera marina*) getroffen werd door de ziekte "wasting disease" in de jaren 1931-32 en de populatie groot zeegras sterk achteruit ging in zowel Europa als Noord Amerika (Cottam et al 1944). De populatie groot zeegras ging zeer sterk achteruit en tegelijk ging de populatie rotganzen in Europa achteruit met ongeveer 75-90% (Ogilvie & Matthews 1969). Voor de "wasting disease" bestond het winterdieet van Rotganzen voor 85% uit zeegras, terwijl kort na de "wasting disease" het nog maar 9% was (Cottam & Munro 1954) en waren ze vooral overgeschakeld op terrestrische grassen (weilanden).

Hoewel een te intensieve mate van begrazing destructief kan zijn voor het zeegras, is ook duidelijk dat begrazing door rotganzen en smienten positieve gevolgen kan hebben voor dichte velden klein zeegras (Jacobs et al. 1981, Nacken & Reise 2000, Zipperle 2012). Begrazing kan groei faciliteren door het verminderen van het zelf-remmende effect dat wordt veroorzaakt door aanslibbing. Door begrazing ontstaan er kuilen in de herfst die gekoloniseerd worden door zaailingen (uit zaden) in de opvolgende lente (Jacobs et al. 1981, Vermaat & Verhagen 1996, Nacken & Reise 2000, Zipperle 2012). Onderzoek van Zipperle (2012) aan ganzenkuilen laat zien dat zaden hierin gemakkelijk accumuleren, en daardoor kan een bepaalde mate van begrazing een positief effect hebben op onderhoud van zeegrasvelden en behoud van genetische diversiteit. Dit lijkt een eerdere studie van Nacken en Reise (2000) te bevestigen, deze liet zien dat scheutdichtheid en biomassa in begraasde gebieden hoger waren dan niet begraasde gebieden. Zo is het ook duidelijk geworden dat de bult-en-kuil structuur die typisch is voor veel klein zeegrasvelden, waarschijnlijk ontstaat, of in elk geval in stand wordt gehouden door begrazing van rotganzen (Fox 1996). Dit is later in het veld en experimenteel vastgesteld door van der Heide et al (2012): rotganzen vermijden zeegras op de bulten omdat ze daar niet kunnen 'peddelen' (en kuilen creëren), en richten hun activiteiten vooral op lagere delen, waardoor een mozaïek van bult-en-kuil in stand wordt gehouden.

Onderzoek aan interacties tussen zeegras en rotganzen is voornamelijk in gezondere zeegraspopulaties geweest waar een beperkte deel werd geconsumeerd, zoals in de Izembeck Lagoon, Alaska, USA (Jones & Jones 1966), Witte Zee, Rusland (Clausen 1997), Sylt, Duitse Waddenzee (Ganter 2000; van der Heide et al. 2012). Het foerageren kan echter ook een te zware druk op het zeegras uitoefenen waardoor het evenwicht kan verschuiven. Eklöf et al (2011) laten zien dat klein zeegras de ganzenkuilen gemakkelijk kan herkoloniseren (door middel van laterale groei) als de gaten niet te groot zijn, en vonden dat de grens in het najaar lag bij (0.24-)1.0 m². Grotere kuilen – bijvoorbeeld veroorzaakt door vaker terugkerende rotganzen – werden tegen het eind van het groeiseizoen niet snel meer gekoloniseerd. Begraasde velden kennen vaak een sterk verminderd ondergrondse biomassa (vaak gehalveerd t.o.v. onbegraasde velden; Valentine & Heck, 1999), en een afname van zeegrasvelden is vaker toegeschreven aan rotganzen, zowel qua dichtheid (Zandkreek, Vermaat & Verhagen, 1996) als qua oppervlakte (Solent estuary, UK, Tubbs & Tubbs, 1983). Rivers en Short (2007) laten zien dat sterke begrazing door de verwante Canadese gans *Branta canadensis* van groot zeegras in Fishing Island, New Hampshire (USA) gedurende slechts één seizoen een sterke afname van het zeegras tot gevolg had.

3.2.6.2 Foerageren op klein zeegras in de Oosterschelde

Vanwege het sporadisch optreden van rotganzen op de mitigatielocaties is er geen systematische monitoring geweest. Tijdens monitoringsbezoeken aan zowel mitigatielocaties als natuurlijke zeegras populaties in de Oosterschelde is gedurende 2007-2013 opgevallen dat foeragerende vogels sporen kunnen achterlaten in het zeegras (zgn. 'ganzenkuilen'). Deze sporen variëren van kleine, ondiepe kuilen lokaal in het zeegras tot het omwoelen van een deel van een zeegrasveld.



Figuur 35 Gemiddeld aantal rotganzen in Oosterschelde en klein zeegras in mitigatieplots

Aantekeningen: Data van aantallen rotganzen in de Oosterschelde zijn van Servicedesk Rijkswaterstaat (april 2014); weergegeven zijn maandgemiddelden van 1987-2012. Klein zeegras aantallen zijn het gemiddelde in aantal scheuten per patch, x 100.

Rotganzen zijn uitgesproken trekvogels en in Zeeland aanwezig van eind september tot eind mei. In jaren met een geringe productie van jongen arriveren ze vroeger, in jaren met veel jongen enkele weken later. Ze foerageren op klein zeegras vanaf (eind) september tot de bedekking van zeegras te dun wordt (doorgaans in november; Figuur 35), en dan weer in het voorjaar wanneer het zeegras weer opkomt tot begin juni. In de Oosterschelde is de klein zeegras populatie sterk achteruit gegaan sinds de voltooiing van de Deltawerken halverwege de tachtiger jaren (1986), en de rotganspopulatie is ook hier grotendeels overgeschakeld op alternatieve voedselbronnen. Waarnemingen in de Zandkreek rond 1970-1985 laten zien dat hier 's winters door een grote groep rotganzen werd gefoerageerd op het gezonde zeegras tot het nagenoeg bovengronds verdwenen was, maar dat dit 's zomers niet terug te zien was in de dichtheid van het zeegras (100% bedekking en dicht pakket bladeren met laagwater). Recente waarnemingen (2010-2013) in de Oosterschelde nabij Oostdijk laten zien dat daar het zeegras zich uitbreidt ondanks de sterke begrazing. Een gezonde populatie kan dus goed hier tegen, en een populatie onder stress blijkt niet (pers. meded. Dick de Jong, RWS, 2012).

Krabbenkreek Noord

Ganzenkuilen zijn nader onderzocht in de noordelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord (KNN) op 14 oktober 2010, nadat deze waren bezocht door een groep foeragerende rotganzen. De zeegrasvelden vertoonden overal ondiepe kuilen (2-4 cm diep), met doorsneden die varieerden van 10 centimeter tot meer dan één meter. In de kuilen zelf waren er geen rhizomen meer aanwezig, maar langs de randen waren losse rhizomen en bladeren te zien. Duidelijk was dat er meer kuilen waren op een afstand van ongeveer 30 meter vanaf de teen van de dijk, dan dichterbij op 20 meter, hoewel het zeegras

daar ook evenveel aanwezig was. Dit is mogelijk toe te schrijven aan de hogere ligging (waardoor het slik droger is), maar mogelijk ook aan de grotere afstand tot de dijk (veiliger). Met behulp van een meetlint werd langs vier transecten van ieder 30 meter het bedekkingspercentage door kuilen gemeten: twee transecten op 20 meter vanaf de dijk, en twee op 30 meter afstand. Op 20 meter afstand was de bedekking met kuilen gemiddeld 12%, terwijl op 30 meter deze 36% was, oftewel driemaal zo hoog. N.b: alleen duidelijke kuilen werden gemeten; vage kuilstructuren werden niet meegenomen.

Gemiddeld is hoogstwaarschijnlijk een kwart van het zeegras op Krabbenkreek Noord binnen enkele dagen door foeragerende ganzen verwijderd. In werkelijkheid ligt dit percentage waarschijnlijk nog (veel) hoger omdat i) er geen 100% bedekking met zeegras was voorafgaande aan het foerageren door ganzen enkele weken eerder, ii) oude kuilen (van > 1 week eerder) onzichtbaar zijn en niet zijn meegenomen¹⁷. Het foerageren zal hoogstwaarschijnlijk nog een tijd zijn doorgedaan, tot het voor de ganzen niet meer lucratief is, bijvoorbeeld als de bedekking met zeegras te laag is, of er bovengronds geen zeegras meer te zien is. Duidelijk is dat foeragerende rotganzen plaatselijk een impact kunnen hebben op zeegrasvelden.

Zuidelijke natuurlijke zeegraspopulatie Krabbenkreek Noord

De zuidelijke natuurlijke populatie van Krabbenkreek Noord had op 26 augustus 2008 een gemiddelde zeegrasbedekking van 60-80%. Een maand later, op 26 september, was de bedekking al veel lager en in het algemeen minder dan 10-20%, lokaal oplopend tot 30%, en overall waren sporen aanwezig van foeragerende ganzen (met name erg veel ondiepe kuilen). Een jaar later was de bedekking minder dan 1%, en in 2010 was het verdwenen. Omdat er géén andere oorzaak werd gevonden bestaat het vermoeden dat begrazingsdruk van rotganzen (in de herfst) een rol heeft gespeeld, maar dat is niet met 100% zekerheid vast te stellen.

Observaties van oktober 2013

Tijdens de laatste monitoring van 2013 (21-25 oktober) werd de invloed van foeragerende rotganzen op het zeegras genoteerd. Deze observaties zijn samengevat in Tabel 13. Op de mitigatielocaties hebben de grotere zeegrasplukken meestal één of meerdere ganzenkuilen. Dit is vooral duidelijk op Roelshoek waar 1/3 (RH11) tot meer dan de helft (RH08) van het zeegras is verdwenen sinds eind augustus, waarschijnlijk ten gevolge van foeragerende rotganzen (gezien oppervlakte aan ganzenkuilen). Op DM08 en VO12 zijn ganzenkuilen aanwezig, maar op deze locaties lijkt de impact beperkt.

Bij de natuurlijke zeegraspopulaties is de invloed van ganzen variabel. Op KN werden rotganzen gezien, maar zijn er weinig ganzenkuilen, terwijl in de Zandkreek het zeegras grotendeels is verdwenen. Op de Zandkreek is sinds eind augustus het bedekkingspercentage gedaald van 70-80% naar <1% (eind oktober) en is het gebied 70-80% met ganzenkuilen bedekt. Om de invloed beter te kwantificeren zijn nabij Oostdijk metingen gedaan aan ganzenkuilen (3 transecten van ieder 60m), en daaruit bleek dat die gemiddeld 36% van het zeegrasgebied bedekken. 36% is een ondergrens, want kuilen zijn onder invloed van het getij deels verdwenen¹⁹. Daarnaast werden eind oktober 300+ actief op de zeegrasvelden foeragerende rotganzen waargenomen. Tijdens de metingen aan de uitzaaiingen op Roelshoek eind oktober 2013 (zie 3.1.11) viel op dat verreweg de meeste van de >2000 uitzaaiingen sporen van ganzenkuilen vertonen. [N.b. rotganzen zijn niet consistent gedurende het gehele seizoen gemonitord.]

¹⁹ Ganzenkuilen ('feeding pits') raken in de Duitse Wadden (Sylt) binnen zeven (7) dagen opgevuld met sediment dankzij de getijdebeweging (Nacken 1998, in Zipperle 2012).

Tabel 13 Ganzen(-kuilen) en zeegras bedekkings%

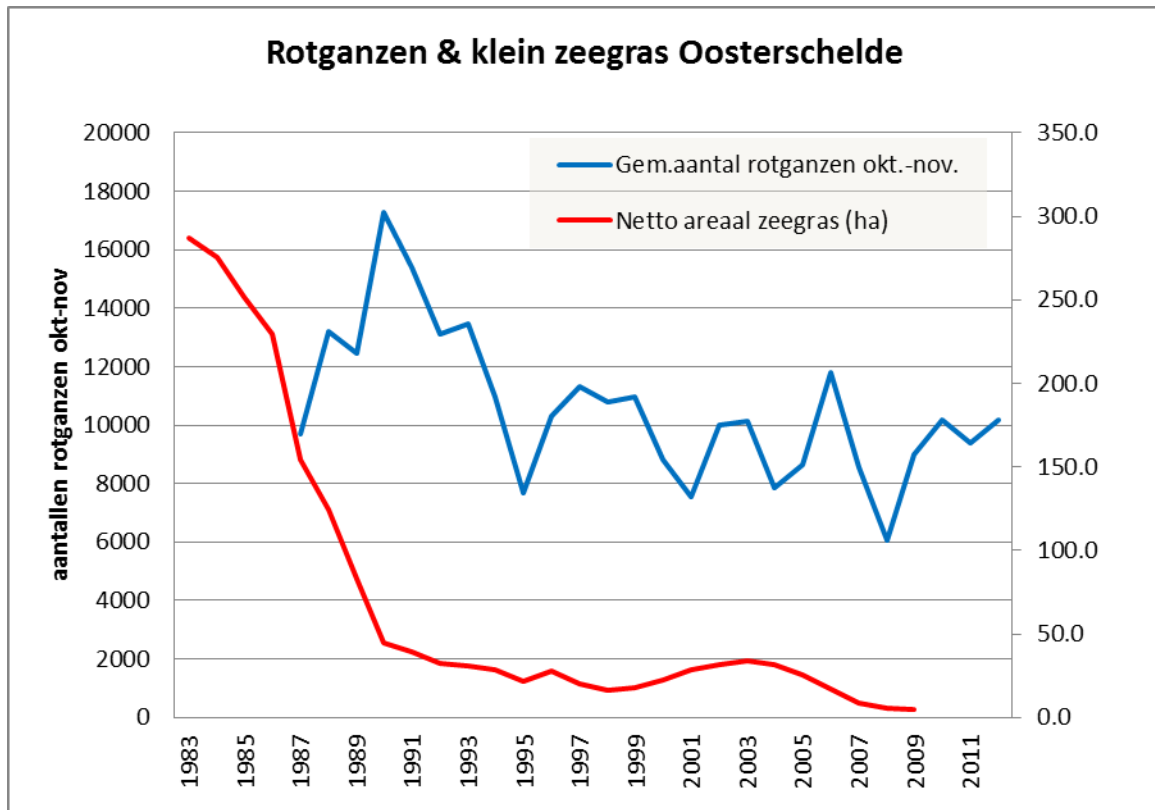
Locatie	Zeegras bedekkings%	Ganzenkuilen Bedekkings%	#Ganzen geobserveerd
Mitigatielocaties:			
KN10b	+	-	-
DM077	+	-	-
DM08	++	+	-
RH08	++	50-80	+
RH11	++	30-40	+
VO12	++	±	+
Natuurlijke populaties			
Viane West	40-50	±	+
Krabbenkreek Noord	60-70	10-15	24
Dortsman Noord	60-70 (100)	20-30	15-20
Gemaal (schelp)	30	-	-
Oostdijk	60-70 (100)	36	>300
Goese Sas	70-80 (100)	+	-
Zandkreek	70-80	70-80	+

N.b. Een + bij ganzen = indirecte observatie, bijv. sporen en/of uitwerpselen; een + bij ganzenkuilen = duidelijk een aantal ganzenkuilen, maar geen grote bedekkings%; een ± bij ganzenkuilen = onduidelijk.

3.2.6.3 Rotganzen en areaal aan klein zeegras in de Oosterschelde

In Figuur 36 zijn aantallen rotganzen in de Oosterschelde in de maanden oktober-november (data van Servicedesk RWS) weergegeven, samen met het netto areaal aan klein zeegras, voor de periode 1987-2012 (rotganzen) en 1983-2009 (klein zeegras). Opvallend is dat de afname aan zeegras al is opgetreden voor de voltooiing van de Oosterscheldekering in 1986, maar dat dit scherp afneemt tussen 1986-1990 en waarschijnlijk een gevolg is van de afsluiting. Tussen 1990-2004 schommelt het zeegrasareaal rond de 30 hectare netto, maar vanaf 2004 volgt een sterke afname. Aantallen rotganzen vanaf 1987 schommelen rond de 10,000 in de maanden oktober-november, en er lijkt geen direct verband te houden met zeegrasareaal. Significante toenames in aantallen rotganzen zijn er wel geweest vanaf eind jaren-70, gekoppeld aan een beperking van de jacht, en de wereldpopulatie nam toe van 71,300 in 1975 naar 164,000 in 1987 (Ebbing 1992).

Conclusies: Rotganzen kunnen schade aanrichten in zeegrasplots, maar in natuurlijke populaties heeft dit vaak geen blijvende impact en kan begrazing zelfs een positief effect hebben. Echter, in een sterk afnemende zeegraspopulatie zoals in de Oosterschelde kan de extra druk van begrazing door ganzen net teveel zijn voor herstel. Vanaf 1987 zijn najaarsaantallen rotganzen stabiel (rond de 10,000), en dit lijkt geen directe rol te spelen in de afname van zeegras in de Oosterschelde.



Figuur 36 Rotganzen en klein zeegras in de Oosterschelde 1983-2012

Aantekeningen: i) Areaal aan klein zeegras is als netto oppervlakte weergegeven (Servicedesk Rijkswaterstaat, via NIOZ); netto oppervlaktes zijn door NIOZ alle bruto oppervlaktes omgerekend naar aaneengesloten oppervlaktes met 100% bedekking²⁰. Omdat niet alle locaties ieder jaar zijn gemeten is er voor tussenliggende jaren geïnterpoleerd, waarbij steeds is uitgegaan van een lineaire af- of toename. ii) Aantallen rotganzen zijn van Servicedesk Rijkswaterstaat (op verzoek geleverd, 15 april 2014). Aantallen rotganzen zijn vanaf eind jaren-70 wereldwijd sterk toegenomen door een beperking van de jacht, van 71,300 in 1975 naar 164,000 in 1987(Ebbinge 1992). Sinds eind jaren-90 schommelt de wereldpopulatie rond de 250,000 (Ebbinge, 2010).

²⁰ Netto areaal = areaal dat geheel bedekt is met zeegras. Bijvoorbeeld bij een areaal van 10 ha met bedekking 50% is het netto areaal 5ha.

3.3 Fysisch-chemische parameters

Fysisch-chemische parameters zijn gedurende de hele periode (2007-2013) gemonitord, omdat werd vermoed dat deze een directe invloed hadden op zeegrasgroei. Na observaties van bult-kuil structuren in zeegrasvelden werden proeven uitgevoerd met het lager aanleggen van zeegras plots zodat er water blijft staan bij laagwater; dit blijkt een positief effect op zeegrasgroei te hebben gedurende het jaar van aanleg. Bodemchemie speelt waarschijnlijk geen rol in de verschillen tussen de mitigatielocaties en de achteruitgang van klein zeegras in de Oosterschelde. Sulfidewaardes (max. 130 $\mu\text{mol/l}$), hebben naar alle waarschijnlijkheid geen toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Daarnaast vallen nutriënten zoals N en P binnen de normale range en zijn niet limiterend. Er is veel gemeten aan korrelgrootte, mixing en erosie/depositie van sediment. Echte mixing in de pluggen blijft uit, hooguit komt een klein laagje sediment er bovenop. Erosie/depositieprocessen kunnen redelijk oplopen (plaatselijk tot 10cm), en indien deze optreden buiten het groeiseizoen, dan kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen. Dit kan leiden tot erosie of begraven worden van zeegras. Op alledrie de locaties waarop werd gemeten (RH08, KN10b en DM08) kan de sedimentdynamiek gemiddeld rond de 3 cm groot zijn.

3.3.1 Waterbedekking & zeegrasgroei

Bij het begin van de zeegrasmusmitigaties in 2007 werd aanvankelijk gedacht dat het ondergedompeld blijven van zeegras bij laagwater mogelijk nadelig zou zijn voor de groei van klein zeegras, omdat het zeegras overwegend op bulten groeide. Eén van de hypothesen voor afname van klein zeegras was dat de afsluiting van de Oosterscheldekering de hydrodynamiek was afgenomen; hierdoor zouden wadpierhopen minder snel erodeerden waardoor er meer microreliëf was ontstaan en meer water bleef staan bij laagwater.

Bij de eerste tussenrapportage van de zeegrasmusmitigaties werd bij de nulmeting (juni 2007) geconstateerd dat tijdens laagwater (delen van) pluggen onder een laagje water, afhankelijk van de ligging t.o.v. het maaiveld. Bij de Dortsman bleek 44% van de patches onder een 2-3cm laagje water blijven staan bij laagwater, en bij de Krabbenkreek bleek dit iets meer dan 30% te zijn. Gezien de (toen nog geldige) hypothese waren de onderzoekers dan ook opgelucht om te kunnen melden dat bij “de eerste monitoring van half juli 2007 bleek dat al voor een groot deel teniet gedaan – op de Dortsman bleken alle pluggen al boven het maaiveld uit te steken²¹, terwijl in de Krabbenkreek nog maar 14% onder 1cm water bleef staan. Blijkbaar is het zeegras in staat redelijk grote hoeveelheden sediment in te vangen, en tegelijk niet bedolven te raken.”

Later werd duidelijk – zowel in natuurlijke populaties als in de mitigatieplots – dat zeegras het vaak juist uitstekend doet in ondergedompelede omstandigheden, en zeker geen nadelen lijkt te ondervinden. Op locaties met een typische bult-en-kuil structuur zoals bijvoorbeeld bij Zandkreek of de Goese Sas, lijkt het zeegras het veelal beter te doen in de depressies dan op de (drogere) bulten (Foto 5). Dit gold overigens alleen voor de relatief hoger gelegen delen van populaties. In lagere delen lijkt het zeegras toch vooral buiten de depressies (op ‘bulten’) te groeien. Dit is echter maar globaal waar, want er zijn veel uitzonderingen en de relatie blijft onduidelijk. In de mitigatieplots werd een zwak positieve (niet significant) duidelijke relatie tussen bedekkingspercentage met water (bij laag water) en zeegrasgroei gevonden (Eindrapportages Fase 5, Fasen 6-8).

²¹ Waarschijnlijk is dit bij Dortsman ook doordat de zwakke ruggen waarop de plots lagen wat waren opgeschoven.

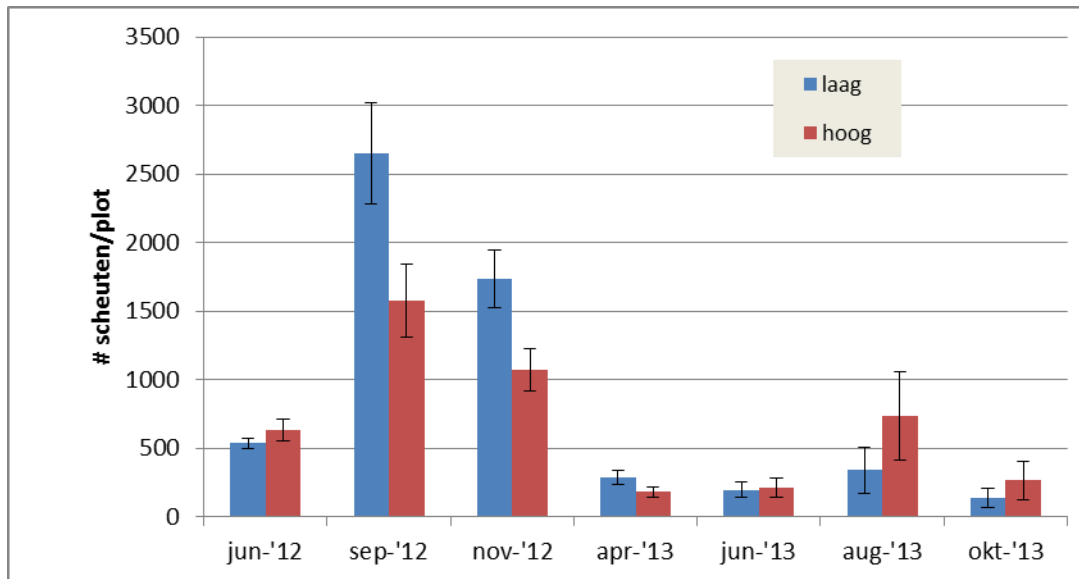


Foto 5 Zeegras in kleine prieden/geulen van de Zandkreek, 1 september 2009

N.b. op de hogere delen staat vrijwel geen zeegras, terwijl de prieden een zeegrasbedekking hebben van 90-100%

Om meer inzicht te krijgen in het effect van een langere ligging (qua microreliëf) bij aanleg van zeegrasplots zijn van 11-14 juni 2012 een 16-tal plots aangelegd, allemaal in een kansrijke opstelling, ieder met vijf patches. Alle 16 plots zijn zonder een schelpenlaag aangelegd omdat er op deze locatie geen/weinig volwassen wadpieren aanwezig zijn. Om het effect van een waterlaag te testen zijn de plots op verschillende hoogtes aangelegd – deze verschillen waren gering, in de orde van enkele centimeters, waardoor de diepergelegen plots natter bleven dan de hogere plots. Begin september 2012 waren deze onderlinge hoogteverschillen niet meer zichtbaar, kennelijk genivelleerd door tij en sedimentatie. Plots 13 en 14 vormden een uitzondering, want beide liggen in september 2012 nog zichtbaar dieper en bevatten water bij laag water. Het verschil tussen 'hoog' en 'laag' is in 2012 verrassend duidelijk: zeegras in de laaggelegen plots nam sinds de aanleg in juni het aantal scheuten/plot toe met een factor 5x (van 536 naar 2655), terwijl dat in de hogergelegen plots 'maar' 2.5x is (van 637 naar 1575), een duidelijk en significant verschil (Figuur 37).

In april 2013 hebben de lager aangelegde plots op VO12 net als in 2012 een hogere zeegrasbedekking dan de hoger aangelegde plots, maar in juni 2013 waren deze verschillen verdwenen. Eind augustus 2013 hadden de hoger aangelegde plots gemiddeld 2x zoveel scheuten dan de lager aangelegde plots (740 versus 340), maar de onderlinge verschillen zijn groot en niet significant (Figuur 37): plot 15 (hoog aangelegd) heeft verreweg de meeste scheuten (2800+), en als dit wordt weggelaten dan zijn de verschillen tussen hoog/laag verdwenen.



Figuur 37 Scheutaantallen per plot, voor laag en hoog aangelegde plots op VO12

N.b. balkjes geven standard error weer.

Conclusies: Het lager aanleggen van zeegrass plots zodat er water blijft staan bij laagwater heeft een positief effect op zeegrassgroei gedurende het jaar van aanleg. Na het eerste jaar spelen andere factoren (en toeval) een grotere rol. In natuurlijke populaties is de relatie tussen zeegrassgroei en mate van onder water staan bij laagwater gecompliceerder en onduidelijk.

3.3.2 Chemie van het porievocht

De biogeochemie van het porievocht is samengevat in Tabellen 14 en 15 en (voor sulfide in) Figuur 38. Per mitigatielocatie zijn dit de gemiddelde waarden voor 2-8 metingen per type (binnen zeegrass en buiten zeegrass). Voor de natuurlijke populaties zijn dit de gemiddeldes van 2-3 metingen op 4-7 locaties (KNN, DMN, VW, VO, ZK, OD, GS, KATS).

Sulfide

Sulfide is giftig voor zeegrass en te hoge concentraties in het porievocht kunnen zelfs leiden tot sterfte van zeegrass (Terrados et al. 1999, Calleja et al. 2007). De tolerantie voor dit giftige sulfide verschilt per zeegrasssoort. *Zostera noltii* ondervindt weinig last van sulfide concentraties tot 200 $\mu\text{mol/l}$ (Van der Heide et al. 2012, Govers et al. submitted), en is zelfs waargenomen op sedimenten met meer dan 500 $\mu\text{mol/l}$ sulfide (persoonlijke observaties, Laura Govers).

Sulfide concentraties van het porievocht variëren tussen de verschillende jaren in zowel de mitigatielocaties als de natuurlijke populaties, en zijn overwegend tussen de 0 & 20 $\mu\text{mol/l}$. In 2008 was de sulfideconcentratie hoger in de mitigatie locaties dan in de natuurlijke populaties, de overige jaren, 2009-2012, is er meer sulfide gemeten in de natuurlijke populaties dan in de mitigatielocaties (Tabel 14). In 2008 zijn vrij hoge sulfide concentraties gemeten in het porievocht van DM08 en RH08 (respectievelijk 103.01 en 113.26 $\mu\text{mol/l}$), evenals in 2012 op KN10a, KN10b, en VO12 (respectievelijk 85.19, 53.89, 110.24 $\mu\text{mol/l}$). De door ons gemeten sulfide waarden (max. 130 $\mu\text{mol/l}$), hebben dus naar alle

waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermingsmechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstof verlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat (Pedersen et al. 2008, Larkum et al. 2006).

Hogere sulfide concentraties op bepaalde locaties zijn mogelijk te verklaren door de input van organisch materiaal door macroalgen. Op zowel DM08 als RH08 zijn in de jaren waarin hogere sulfide concentraties zijn gemeten, vrij veel macroalgen waargenomen. Macroalgen zorgen, samen met de input van zeegras voor de opbouw van organisch materiaal in de bodem. Dit organisch materiaal wordt in de bodem gebruikt door sulfaat reducerende bacteriën, en daarbij wordt sulfide geproduceerd. Dus hoe organischer de bodem is, hoe meer sulfide productie erin plaatsvindt.

Behalve de aanwezigheid van macroalgen, die plotseling voor een flinke input van organisch materiaal, en dus een impuls van sulfide, kunnen zorgen, zorgt een hogere zeegrasdichtheid ook voor meer organisch materiaal, wat dus ook weer leidt tot hogere sulfideconcentraties. Hogere dichtheden zeegras zorgen echter ook voor meer zuurstof in de wortelzone, waardoor het zeegras zichzelf toch goed kan beschermen tegen de giftige effecten van sulfide. De hogere sulfideconcentraties die gemeten zijn in de natuurlijke populaties ten opzichte van de mitigatie locaties in 2009, 2010 en 2011 zijn dan waarschijnlijk ook te verklaren doordat in de natuurlijke populaties zeegrasdichtheden over het algemeen hoger zijn, en dus ook de input van organisch materiaal in het systeem.

Andere lokale factoren die invloed kunnen hebben op de sulfideconcentraties in het porievocht zijn de korrelgrootte; hoe fijner de korrel hoe minder diffusie in het sediment en dus een hogere opbouw van sulfide, en temperatuur; hoe warmer, hoe sneller organisch materiaal wordt afgebroken en hoe meer sulfide er wordt geproduceerd.

Figuur 38 laat zien dat de sulfide concentraties buiten het zeegras over het algemeen lager zijn dan in het zeegras (die concentraties zijn vergelijkbaar voor zowel transplantaties als natuurlijke populaties). Dit kan waarschijnlijk worden verklaard door enkele lokale verschillen in sediment condities: zeegras vangt sediment en organisch materiaal in waardoor de korrelgrootte en hoeveelheid organisch materiaal (OM) van het sediment in het zeegras vaak hoger zijn dan buiten het zeegras. Fijnkorrelig sediment en hoge % OM stimuleren lokaal de sulfide productie in het zeegras.

Fosfaat

Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren lichtelijk, voornamelijk tussen de jaren (4-12 $\mu\text{mol/l}$), maar ook tussen de mitigatie locaties (12-20 $\mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties (12-18 $\mu\text{mol/l}$). De hoogst fosfaat concentraties zijn gemeten in RH08 in 2008 (33.03 $\mu\text{mol/l}$) en de laagste fosfaat concentraties zijn gemeten in DM07 in 2010 (3.85 $\mu\text{mol/l}$).

Fosfaat is naast nitraat en ammonium een belangrijk nutriënt dat zeegras nodig heeft voor de groei, en de gemeten fosfaat waardes lijken daarvoor zeker toereikend. Fosfaat in het porievocht is waarschijnlijk afkomstig van de afbraak van organisch materiaal in de bodem. Dit organisch materiaal kan worden ingevangen door het zeegras uit de waterkolom, maar kan ook terecht komen in de bodem via de afbraak van macroalgen of door de afbraak van dood zeegras. De nutriëntenbeschikbaarheid die we terugmeten in het porievocht verschilt tussen de zomer en de winter. In de zomer zijn nutriëntenconcentraties in het porievocht meestal lager dan in de winter, omdat in de zomer meer nutriënten zijn opgeslagen in de

biomassa van macrophyten, benthische algen en phytoplankton (Oenema 1988). Bovendien zijn verschillen in nutriëntengehaltes (zowel ammonium, nitraat en fosfaat) ook afhankelijk van bodemeigenschappen zoals de korrelgrootte, die de uitwisseling tussen porievocht en oppervlakte water bepalen. Maar ook het gebruik van nutriënten door bijvoorbeeld zeegras kan nutriëntengehaltes bepalen.

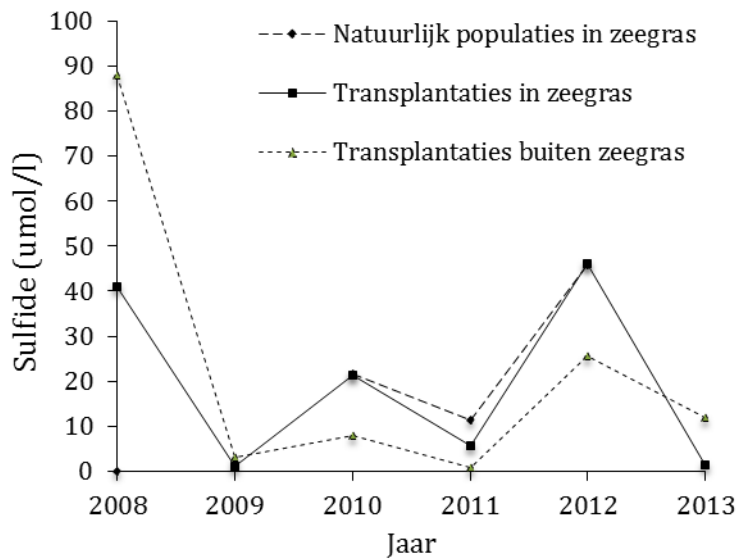
Ammonium

Ammoniumconcentraties van het porievocht variëren tussen de natuurlijke populaties (44-95 $\mu\text{mol/l}$) en de mitigatie locaties (52-132 $\mu\text{mol/l}$). In de meeste jaren (2008, 2011, 2012) waren de ammoniumgehalten van het porievocht in de mitigatielocaties hoger dan die op de natuurlijke populaties (2008: 123 v.s. 50, 2011: 105 vs. 95, en 2012: 81 vs. 43 $\mu\text{mol/l}$) terwijl het in 2010 omgekeerd was (65 vs 89 $\mu\text{mol/l}$). Hoge ammonium concentraties (>100 $\mu\text{mol/l}$) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10a, KN10b, KZ07, RH08, RH11, VO12) waargenomen, dit varieert tussen de jaren en tussen de locaties (Tabel 14). Al deze waarden vallen echter binnen de range van de Oosterschelde (28-585 $\mu\text{mol/l}$), zoals die zijn gemeten door T. Van der Heide in 2005 (fase 3 verslag). Variaties in ammoniumwaarden zijn ook gerelateerd aan de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem en de afbraaksnelheid van dat organisch materiaal, waarbij nutriënten vrijkomen. Dit organisch materiaal kan een externe bron (macroalgen) of een interne bron (zeegras) hebben. De gemeten waarden zijn niet aan de hoge kant, want recente experimenten (Govers et al. *submitted*), hebben aangetoond dat *Zostera noltii* pas boven porievocht ammoniumconcentraties van >2000 $\mu\text{mol/l}$ last krijgt van toxiciteitsverschijnselen. De gevoeligheid van de wortels en rhizomen voor ammonium is dus vele malen lager dan die van de bladeren, die al bij ammoniumconcentraties vanaf 25 $\mu\text{mol/l}$ in de waterkolom mortaliteit kunnen vertonen (Van Katwijk 1997). Ammonium diffundeert ook vanuit het poriewater naar het oppervlakte water, maar het is onwaarschijnlijk dat dit toxische ammoniumconcentraties in de waterlaag zal veroorzaken, omdat 1) benthische diatomeeën vrijwel alle omhoog-diffunderende nutriënten gebruiken, 2) door voortdurende waterbeweging (getijden, stroming en golven) het oppervlaktewater ververscht en nutriënten verdund en 3) wanneer nutriënten in dergelijke concentraties ophopen in de bodem, de uitwisseling tussen porievocht en oppervlakte water waarschijnlijk zeer beperkt is (Volkenborn et al. 2007).

Ammoniumconcentraties variëren ook tussen 'binnen zeegras' en 'buiten zeegras', maar in deze variatie is geen sterk patroon te ontdekken, wat er op wijst dat de aanwezigheid van zeegras op zich niet bepalend is voor de heersende ammoniumconcentraties.

Nitraat

Alle gemeten nitraatgehalten zijn behoorlijk laag (0.5-10 $\mu\text{mol/l}$), en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatie locaties en de natuurlijke populaties, maar er is hier geen duidelijke trend in te zien, mogelijk omdat alle gemeten waarden zo laag zijn. Naast ammonium is nitraat een belangrijke bron van stikstof voor het zeegras. Omdat er echter meer dan voldoende ammonium aanwezig is in het sediment zal het zeegras dat als voornaamste stikstofbron gebruiken. De bron van nitraat is vergelijkbaar met die van ammonium, en het meeste nitraat is dus afkomstig van de decompositie van organisch materiaal. De lage nitraat waarden zijn mogelijk het gevolg van de anaerobe omstandigheden die in het sediment heersen. Onder zuurstofloze condities wordt nitraat omgezet in stikstof (denitrificatie), wat ook verklaart waarom er in verhouding zoveel meer ammonium dan nitraat gemeten wordt in deze zuurstofloze sedimenten. Aan de hand van deze nitraat gehalten kunnen we bovendien al een voorspelling doen over de sulfide concentraties op diezelfde plek. Bij de afbraak van organisch materiaal is nitraat namelijk een gewildere elektronacceptor dan sulfaat (wat in hoge concentraties aanwezig is in zeewater), wat er voor zorgt dat meestal eerst al het nitraat wordt omgezet voordat er sulfide wordt geproduceerd. Wanneer er dus extreem lage concentraties nitraat worden gemeten in het porievocht, dan is de kans groot dat er ook sulfide aanwezig is in het sediment.



Figuur 38 Porievocht sulfide concentraties binnen en buiten het zeegras in zowel de natuurlijke populaties als in de mitigatielocaties

Conclusies: chemie van het porievocht:

- Sulfidewaardes (max. 130 µmol/l), hebben naar alle waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermingsmechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstofverlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat. Uit de resultaten blijkt ook dat de sulfide concentraties buiten het zeegras lager zijn dan binnen het zeegras. Dit komt waarschijnlijk doordat in het zeegras hogere hoeveelheden organisch materiaal en een fijnere korrelgrootte te vinden zijn. Deze factoren stimuleren de sulfide productie.
- Hoge ammoniumconcentraties (>100 µmol/l) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10a, KN10b, KZ07, RH08, RH11, VO12) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde (28-585 µmol/l). De gemeten waarden zijn niet belemmerend voor klein zeegras, deze krijgt pas boven waarden van >2000 µmol/l last van toxiciteitsverschijnselen.
- Nitraatgehaltes zijn laag (0.5-10 µmol/l) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend.
- Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 µmol/l) en de natuurlijke populaties (12-18 µmol/l). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.

Tabel 14 Sulfide- ($\mu\text{mol/l}$) en fosfaatconcentraties (mmol/l) in het porievocht 2008-2013

Locatie	Sulfide ($\mu\text{mol/l}$)						Fosfaat (mmol/l)					
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Natuurlijke populaties	2.99	-	45.00	11.28	45.80	-	11.51	-	16.10	17.53	13.04	-
buiten zeegras	5.98	-	70.68	-	-	-	12.16	-	19.80	-	-	-
binnen zeegras	0.00	-	19.33	11.28	45.80	-	10.86	-	12.40	17.53	13.04	-
Gemiddelde mitigatie	73.5	2.4	13.7	2.2	35.95	6.67	20.38	13.91	12.21	17.22	20.35	13.11
locaties binnen zeegras	87.90	2.17	7.93	0.71	25.70	11.95	20.17	14.25	11.05	16.02	20.22	13.59
buiten zeegras	41.00	1.08	20.61	6.35	46.20	1.39	20.89	13.35	13.05	19.00	20.58	12.04
DM07 buiten zeegras	-	0.462	2.33	0.00	1.75	-	-	12.43	4.10	7.35	9.63	-
binnen zeegras	-	-	1.76	-	-	-	-	-	3.85	-	-	-
DM08 buiten zeegras	129.21	-	51.11	1.38	-	-	24.83	-	14.80	14.96	-	-
binnen zeegras	24.42	-	116.93	16.58	-	-	16.40	-	24.72	20.98	-	-
KN08 buiten zeegras	10.13	-	0.87	0.02	4.48	-	15.49	-	14.92	8.60	17.02	-
binnen zeegras	59.63	-	-	-	-	-	28.66	-	-	-	-	-
KN10a buiten zeegras	-	-	0.84	0.02	85.19	-	-	-	14.96	14.38	34.14	-
binnen zeegras	-	-	0.98	-	-	-	-	-	12.68	-	-	-
KN10b buiten zeegras	-	-	3.67	1.29	53.89	-	-	-	11.32	36.89	31.02	-
binnen zeegras	-	-	1.75	0.69	-	-	-	-	17.20	18.22	-	-
KZ07 buiten zeegras	-	1.56	1.81	0.02	2.67	-	-	16.55	8.52	14.82	14.44	-
binnen zeegras	0.00	0.92	-	-	-	-	22.21	14.18	-	-	-	-
KZ08 buiten zeegras	-	5.354	1.66	0.04	1.44	-	7.32	13.81	6.76	14.00	12.98	-
binnen zeegras	-	-	1.96	-	-	-	15.15	-	7.35	-	-	-
RH08 buiten zeegras	124.36	1.32	1.20	0.01	-	-	33.03	14.20	13.04	10.80	-	-
binnen zeegras	79.97	1.25	0.28	-	5.19	-	22.03	12.52	12.48	-	18.23	-
RH11 buiten zeegras	-	-	-	3.59	-	20.95	-	-	-	22.40	-	17.30
binnen zeegras	-	-	-	1.78	2.66	1.46	-	-	-	17.81	22.12	14.12
VO12 buiten zeegras	-	-	-	-	-	1.15	-	-	-	-	-	9.14
binnen zeegras	-	-	-	-	110.24	1.29	-	-	-	-	20.22	8.93

Tabel 15 Ammonium- en nitraatconcentraties (mmol/l) in het porievocht 2008-2013

Locatie	Ammonium (mmol/l)						Nitraat (mmol/l)					
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Natuurlijke populaties	50.04	-	87.58	95.08	43.49	-	1.14	-	6.91	4.00	0.35	-
buiten zeegras	60.25	-	104.88	-	-	-	1.05	-	7.13	-	-	-
binnen zeegras	39.83	-	70.28	95.08	43.49	-	1.22	-	6.69	4.00	0.35	-
Gemiddelde mitigatie	122.87	51.89	64.98	105.05	80.77	90.68	1.07	1.95	7.84	2.39	0.47	1.57
locaties binnen zeegras	131.69	50.76	62.59	96.38	76.98	99.91	1.01	2.37	7.82	2.02	0.32	1.38
buiten zeegras	101.71	51.77	64.95	119.21	88.10	70.38	1.05	1.48	7.99	3.91	0.76	2.00
DM07 buiten zeegras	-	28.43	30.25	37.08	24.28	-	-	4.91	10.25	1.61	0.48	-
binnen zeegras	-	-	29.70	-	-	-	-	-	9.38	-	-	-
DM08 buiten zeegras	173.70	-	86.22	89.68	-	-	0.76	-	4.84	1.82	-	-
binnen zeegras	93.89	-	125.06	129.70	-	-	1.05	-	6.48	0.62	-	-
KN08 buiten zeegras	91.47	-	57.50	103.68	65.16	-	1.75	-	6.82	3.78	0.92	-
binnen zeegras	157.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KN10a buiten zeegras	-	-	64.74	89.94	133.90	-	-	-	8.52	1.48	0.0	-
binnen zeegras	-	-	57.18	-	-	-	-	-	9.84	-	-	-
KN10b buiten zeegras	-	-	89.74	201.92	142.30	-	-	-	12.22	4.96	0.44	-
binnen zeegras	-	-	66.62	112.92	-	-	-	-	11.30	9.76	-	-
KZ07 buiten zeegras	-	65.70	64.42	101.22	51.32	-	-	1.38	6.86	0.76	0.0	-
binnen zeegras	85.03	54.13	-	-	-	-	1.60	2.15	-	-	-	-
KZ08 buiten zeegras	57.61	52.21	39.34	48.48	34.38	-	0.85	2.21	7.22	1.14	0.12	-
binnen zeegras	72.05	-	38.50	-	-	-	0.94	-	7.15	-	-	-
RH08 buiten zeegras	204.00	56.71	68.54	63.74	-	-	0.70	0.97	5.80	1.62	-	-
binnen zeegras	100.32	49.42	72.62	-	61.73	-	0.60	0.80	3.82	-	0.40	-
RH11 buiten zeegras	-	-	-	131.70	-	148.15	-	-	-	1.06	-	0.69
binnen zeegras	-	-	-	115.01	80.03	98.33	-	-	-	1.34	0.03	0.25
VO12 buiten zeegras	-	-	-	-	-	42.03	-	-	-	-	-	2.20
binnen zeegras	-	-	-	-	109.35	28.45	-	-	-	-	1.67	4.63

3.3.3 Korrelgrootte van substraat

De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleilig zand (Tabel 16). Dit betekent dat de sedimentmatrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn en organisch materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Uitzondering op dit beeld is het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord (KNN). Deze populatie mist een groot deel van het fijne materiaal wat zich vertaalt in een hogere mediane korrelgrootte en met minder cohesief sediment.

Tabel 16 Sedimentkarakteristieken van natuurlijke zeegraspopulaties

Locatie	SD50 (mu)	% silt <63mu	% Org. C
OD	98,50	21,45	0,44
GS	105,44	18,80	0,44
DMN	106,46	29,14	0,49
VW	115,79	23,51	0,59
ZK	127,85	17,59	ND
KNN	132,19	8,48	0,24
Eindtotaal	112,73	20,84	0,46

N.b. , monsters genomen binnen zeegrasbegroeid gebied

SD50 = mediane korrelgrootte, Silt = silt fractie (<63mu) uitgedrukt in % van het totaal,

%Org C = fractie organische koolstof uitgedrukt als percentage van het totaal. ND = niet gedetermineerd

De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag (gemiddeld over alle wadpieren en zeegrasbehandelingen) is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten (Tabel 17; data van aug/sept monitoring 2007-2013). Dit is natuurlijk vrij logisch aangezien de plagen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden (zie Tabel 16), met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. De verschillen tussen de korrelgroottes binnen de plag en daarbuiten variëren per locatie, wat waarschijnlijk een afgeleide is van de "achtergrond" korrelgrootte op die locatie en de specifieke korrelgrootte van de donorplag. Zo is op de relatief beschutte locaties RH08, RH11 en VO12 het verschil binnen en buiten een plag niet zo sterk aanwezig omdat het natuurlijke sediment daar ook al een relatief kleinere mediane korrelgrootte heeft. Daarnaast kan de variatie over de locaties verklaard worden doordat er door de jaren heen verschillende donorlocaties zijn gebruikt, waardoor ook de korrelgrootte over de plag en dus over de verschillende locaties kan verschillen. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.

De vaak kleinere gemiddelde mediane korrelgrootte gaat hand in hand met een grotere fractie silt <63mu en % Organische koolstof.

Tabel 17 Sedimentkarakteristieken gesplitst in binnen en buiten de zeegrasplag

N.b. Niet differentiërend voor wadpierbehandeling; data van aug/ sept monitoring 2007-2013.

Locatie	In of buiten zeegras	SD50 (mu)	% silt <63mu	% Org. C
DM07	Buiten zeegras	169,31	2,81	0,14
DM07	In zeegras	171,52	0,34	ND
DM08	Buiten zeegras	152,73	0,46	0,12
DM08	In zeegras	136,71	8,45	0,30
KN08	Buiten zeegras	131,24	6,31	0,19
KN08	In zeegras	120,73	10,04	0,19
KN10a	Buiten zeegras	119,63	10,80	0,27
KN10b	Buiten zeegras	129,17	8,63	0,18
KZ07	Buiten zeegras	161,37	5,29	0,29
KZ07	In zeegras	158,58	7,35	0,28
KZ08	Buiten zeegras	151,00	12,00	0,16
KZ08	In zeegras	153,03	8,92	0,17
RH08	Buiten zeegras	114,36	8,53	0,23
RH08	In zeegras	111,57	9,42	0,23
RH11	Buiten zeegras	117,00	13,58	0,42
RH11	In zeegras	115,46	12,10	0,32
VO12	Buiten zeegras	112,72	9,92	ND
VO12	In zeegras	118,19	14,41	ND

ND = niet gedetermineerd

De mediane korrelgrootte van het sediment uit de plot buiten de plaggen is in bijna alle gevallen niet gerelateerd aan de wadpierbehandeling die toegepast is op de betreffende plots (Tabel 18). Sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet of nauwelijks van elkaar en van het natuurlijke sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het natuurlijke sediment, terwijl de siltfractie hier nauwelijks verschilt. KZ08 vormt de tweede uitzondering, waarbij beide behandelingen een sterk kleinere mediane korrelgrootte en hogere siltfractie kennen dan het natuurlijke sediment. Mogelijk zijn in het natuurlijke sediment de fijne fracties in de loop der jaren uit de toplaag gespoeld, mogelijk onder invloed van jarenlange bioturbatie. De kleinere mediane korrelgrootte van de controle en schelpenplots op KZ08, zou door uitspoeling van fijn materiaal uit de plaggen kunnen komen. Echter, evengoed kan dit het gevolg zijn van het omzetten van het sediment bij de aanplant, waardoor mogelijk diepere lagen (met fijner sediment, die jarenlang niet beroerd zijn) nu aan de oppervlakte komen. Frezen lijkt tov het ingraven van de behandelingslaag nauwelijks de sedimentsamenstelling te beïnvloeden.

Tabel 18 Sedimentkarakteristieken buiten zeegrasplaggen opgesplitst naar wadprierbehandeling
(N.b. gemiddeld over jaar van aanplant t/m 2013)

Locatie	Behandeling	SD50 (mu)	% silt <63mu	% Org. C
DM07	Controle	161,82	6,72	0,10
DM07	Natuurlijk	171,27	0,33	ND
DM07	Schelpen	173,50	0,98	0,16
DM08	Controle	152,86	0,48	0,12
DM08	Natuurlijk	153,09	0,01	0,10
DM08	Schelpen	152,48	0,68	0,12
KN08	Controle	129,51	6,44	0,18
KN08	Natuurlijk	132,02	5,72	0,18
KN08	Schelpen	131,59	6,48	0,21
KN10a	Frees	116,67	12,06	0,30
KN10a	Schelpen	120,90	10,25	0,26
KN10b	Schelpen	129,17	8,63	0,18
KZ07	Controle	160,71	4,50	ND
KZ07	Natuurlijk	161,66	4,80	0,25
KZ07	Net	147,74	6,11	ND
KZ07	Schelpen	165,77	5,63	0,31
KZ08	Controle	143,44	14,72	0,20
KZ08	Natuurlijk	175,40	3,60	0,11
KZ08	Schelpen	150,59	12,05	0,15
RH08	Controle	114,99	7,91	0,22
RH08	Natuurlijk	112,28	10,29	0,26
RH08	Schelpen	114,85	8,13	0,23
RH11	Schelpen	117,00	13,58	0,42
VO	Controle	112,72	9,92	ND

ND = niet gedetermineerd

De gemiddelde mediane korrelgrootte van een zeegrasplag verschilt per locatie. Plaggen hebben vaak een lagere mediane korrelgrootte en hogere siltfractie door het kleiige karakter van het donorsediment (Tabel 17). Echter tussen zeegrasplaggen van verschillende wadprierbehandelingen (controle/schelp) zijn grote verschillen zichtbaar. Zeegrassplaggen geplaatst op een schelpenbehandeling hebben een substantieel grotere mediane korrelgrootte, kleiner fractie silt en organisch c, dan plaggen van controle plots (Tabel 19), en lijken qua samenstelling meer op het natuurlijke omgevings sediment, dan plaggen van controleplots. De kleinere mediane korrelgrootte en hogere siltfractie van de controleplots is logisch aangezien fijner donormateriaal (de plag) in een zandigere omgeving wordt geplaatst. Wat niet logisch te verklaren is, is dat de plaggen van de schelpenplots niet voldoen aan dit verwachtingspatroon, maar juist een grovere samenstelling kennen met minder silt en organisch materiaal. (Uitgaande dat het donormateriaal van de plaggen zowel in de controle als schelpenplots gemiddeld gezien identiek was). Uitspoeling van de fijne fractie in de schelpenplots ligt niet voor de hand, aangezien i) bioturbatie in deze plots en plaggen lager was (t.o.v. controleplots) en daarmee uitspoeling van fijn materiaal en ii) de cohesieve plaggen na jaren nog als plag terug te vinden zijn in het veld, soms zelfs licht uitstekend boven het maaiveld. Mogelijk dat de betere overleving van het zeegras geleid heeft tot invangings van materiaal (grover dan de plag), wat uitblijft op de controleplaggen, die vaak een substantieel lagere overleving kennen. Effect van de schelpenlaag (bijv door betere drainage van de grond en daarmee verticale uitspoeling van fijn materiaal) is hoogst onwaarschijnlijk, maar kan niet uitgesloten worden.

Tabel 19 Sedimentkarakteristieken van de zeegrasplaggen opgesplitst naar wadpierbehandeling.

(N.b. gemiddeld over jaar van aanplant t/m 2013)

Locatie	Behandeling	SD50 (mu)	% silt <63mu	% Org. C
DM08	Controle	121,22	16,97	0,49
DM08	Schelp	146,56	3,03	0,18
KN08	Controle	117,56	11,34	0,19
KN08	Schelp	130,22	6,12	0,17
KZ08	Controle	136,96	14,58	0,21
KZ08	Schelp	160,16	6,40	0,16
RH08	Controle	112,39	8,11	0,20
RH08	Schelp	111,30	9,85	0,24

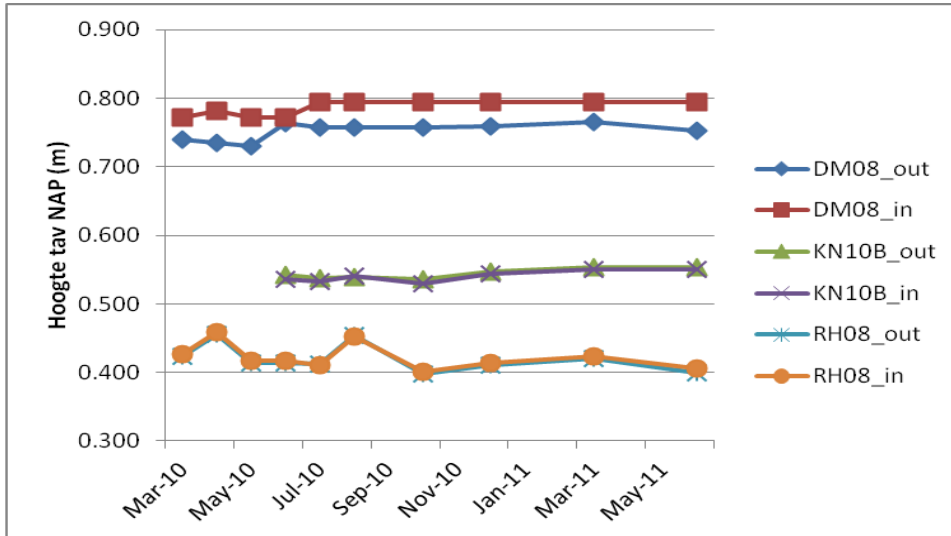
Conclusies:

- *De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleilig zand. Dit betekent dat de matrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Uitzondering op dit beeld is het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord. De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten. Dit is logisch aangezien de plaggen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden, met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte binnen een plag worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.*
- *De mediane korrelgrootte van het sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet van het omringende sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het omringende sediment, mogelijk doordat slib in de bodem blijft door uitsluiting van bioturbatie zoals eerder gebleken is bij gelijkwaardige uitsluitingen in Sylt, Duitsland.*
- *Plaggen van schelpenplots zijn tegen de verwachtingen in over het algemeen grover van aard dan controleplots. Een eenduidige verklaring hiervoor kan niet gegeven worden, al lijkt een effect van de schelpenlaag op de samenstelling van de plag hoogst onwaarschijnlijk.*

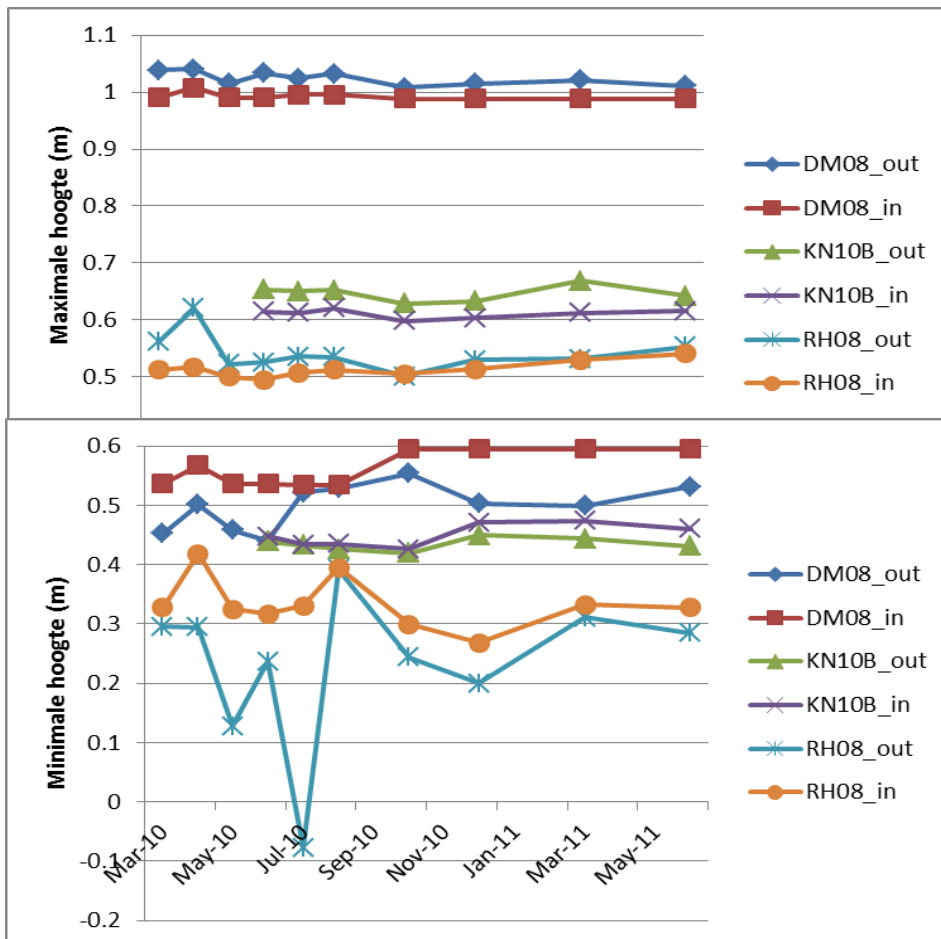
3.3.4 Sediment dynamiek /Succesanalyse

Op drie mitigatielocaties (RH08, KN10b en DM08, en dan alleen in de kansrijke plots) is uitgebreide monitoring uitgevoerd in 2010-2011 van de absolute hoogteligging met GNSS (hiermee kan sedimentdynamiek op grotere schaal uit worden afgeleid), en kleinschalige sedimentdynamiek die een optelsom is van lokale erosie/sedimentatie en van mixing. Deze werden gerelateerd aan de dynamiek van het zeegras.

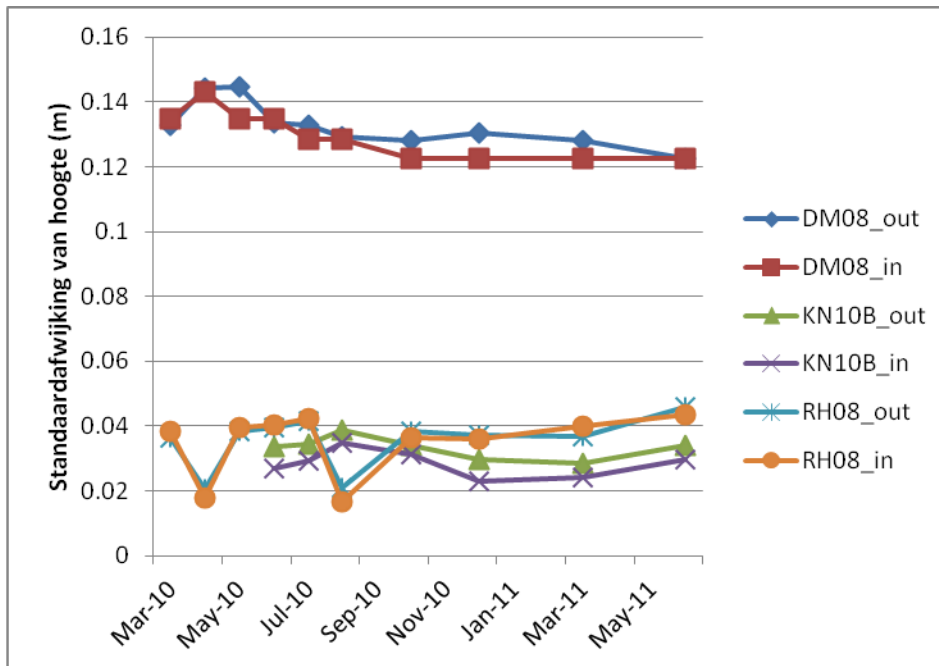
De plots waarvan de grootschalige dynamiek is bepaald verschillen in absolute hoogteligging (Figuur 39). Plots op locatie Dortsman 2008 (DM08) liggen gemiddeld op 0,75m boven NAP, plots op KN10B iets lager rond 0,55m NAP en plots op RH08 het laagste rond de 0,40m NAP. Op DM08 liggen de oorspronkelijke zeegrasplaggen zo'n 3 tot 4cm hoger dan het omringende sediment, terwijl op de twee andere locaties het verschil slechts enkele mm bedraagt. Gemiddelde sedimenthoogtes (gemeten met GNSS) veranderen niet veel in de tijd. Dit betekent echter niet dat sedimenthoogtes lokaal niet veranderen over de tijd. Figuur 40 a + b laten de gemiddelde minimale en maximale sedimenthoogte zien per tijdstap voor alle gemeten plots binnen een locatie. De maximale hoogte (m) vertoont een soortgelijke hoogteverdeling als de gemiddelde absolute hoogte, terwijl de minimale hoogte op sommige momenten flink verlaagd is. Met andere woorden, als er al sedimentveranderingen optreden, is dit eerder door tijdelijke erosie (kuil- en/of geulvorming) dan door sedimentatie.



Figuur 39 Gemiddelde hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd
 Onderverdeling in hoogte van zeegrasplaggen (in) en sediment daarbuiten (out).



Figuur 40 A) (boven) maximale & B) (onder) minimale hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd
 Onderverdeling in hoogte van zeegrasplaggen (in) en sediment daarbuiten (out).



Figuur 41 Variatie in hoogteligging (GNSS) van plots over de tijd uitgedrukt als standaardafwijking

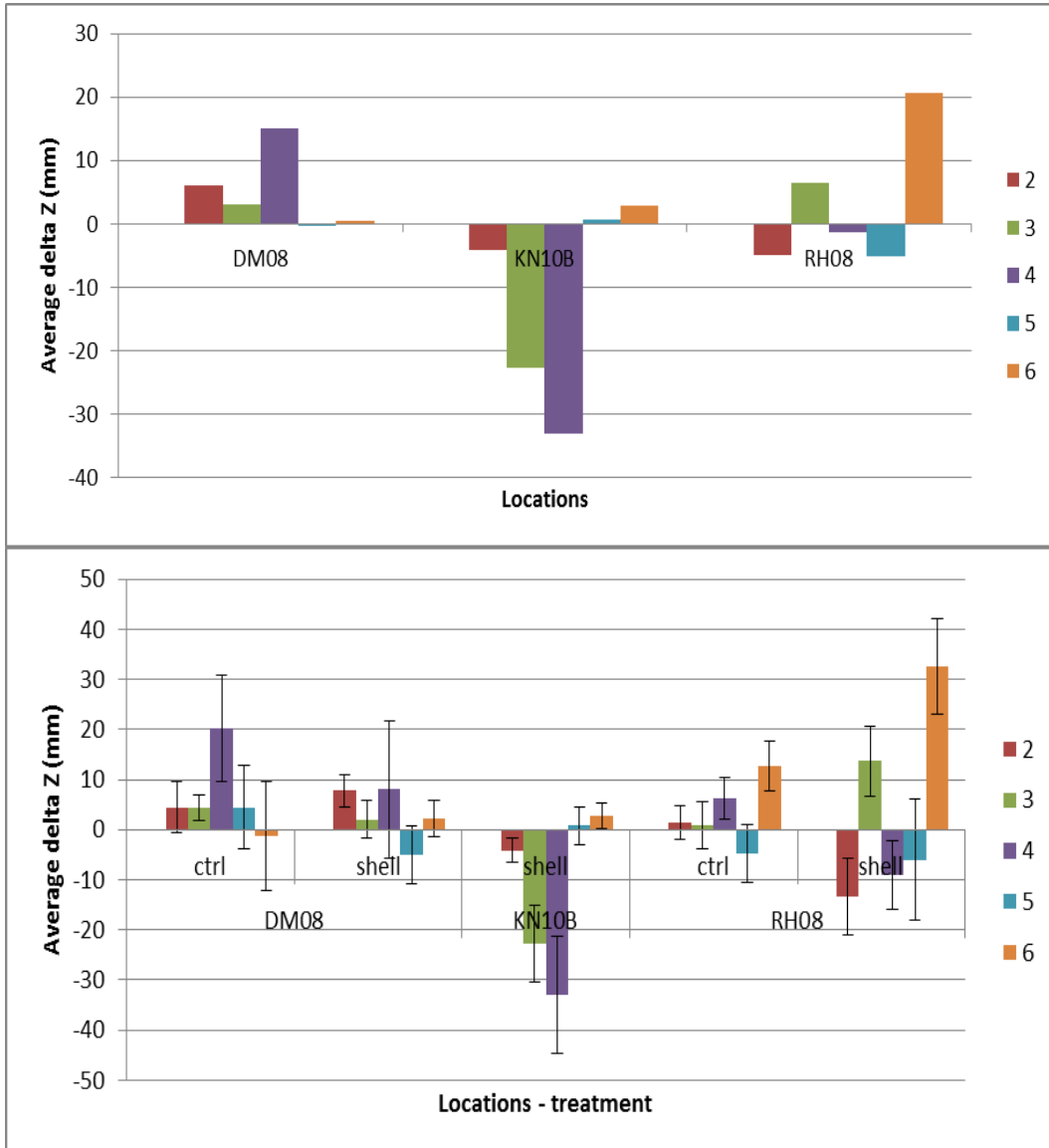
Lokale sedimentdynamiek is gelijktijdig met de metingen met GNSS tbv de grootschalige dynamiek gemeten. Met de gebruikte methode (dmv gekleurd sedimentstaafje) kan de mate van lokale sedimentdynamiek (geïnduceerd door bioturbatie en/of hydrodynamische processen) over een bepaalde periode bepaald worden. De periodes waarover dit telkens gemeten is bedraagt ongeveer 6 tot 7 weken (Tabel 20). Deze intervallen zijn gehanteerd om over een langere periode de sedimentdynamiek te bepalen, maar wel dat de dynamiek nog toe te schrijven was aan en dus representatief voor de periode. Op deze manier zijn periodes met grotere dynamiek dus goed te identificeren. De lokale sedimentdynamiek bestaat uit twee componenten: erosie/sedimentatie en mixing (zie ook hoofdstuk 2.1.4 en Figuur 12). De optelsom van beide noemen we ‘totale sedimentdynamiek’.

Tabel 20 Intervallen metingen lokale sedimentdynamiek

NB. Door niet betrouwbare metingen is interval 1 niet meegenomen in de analyse.

Interval	Begin datum	Eind datum
2	19-07-2010	30-08-2010
3	30-08-2010	11-10-2010
4	11-10-2010	18-12-2010
5	18-12-2010	13-03-2011
6	13-03-2011	06-05-2011

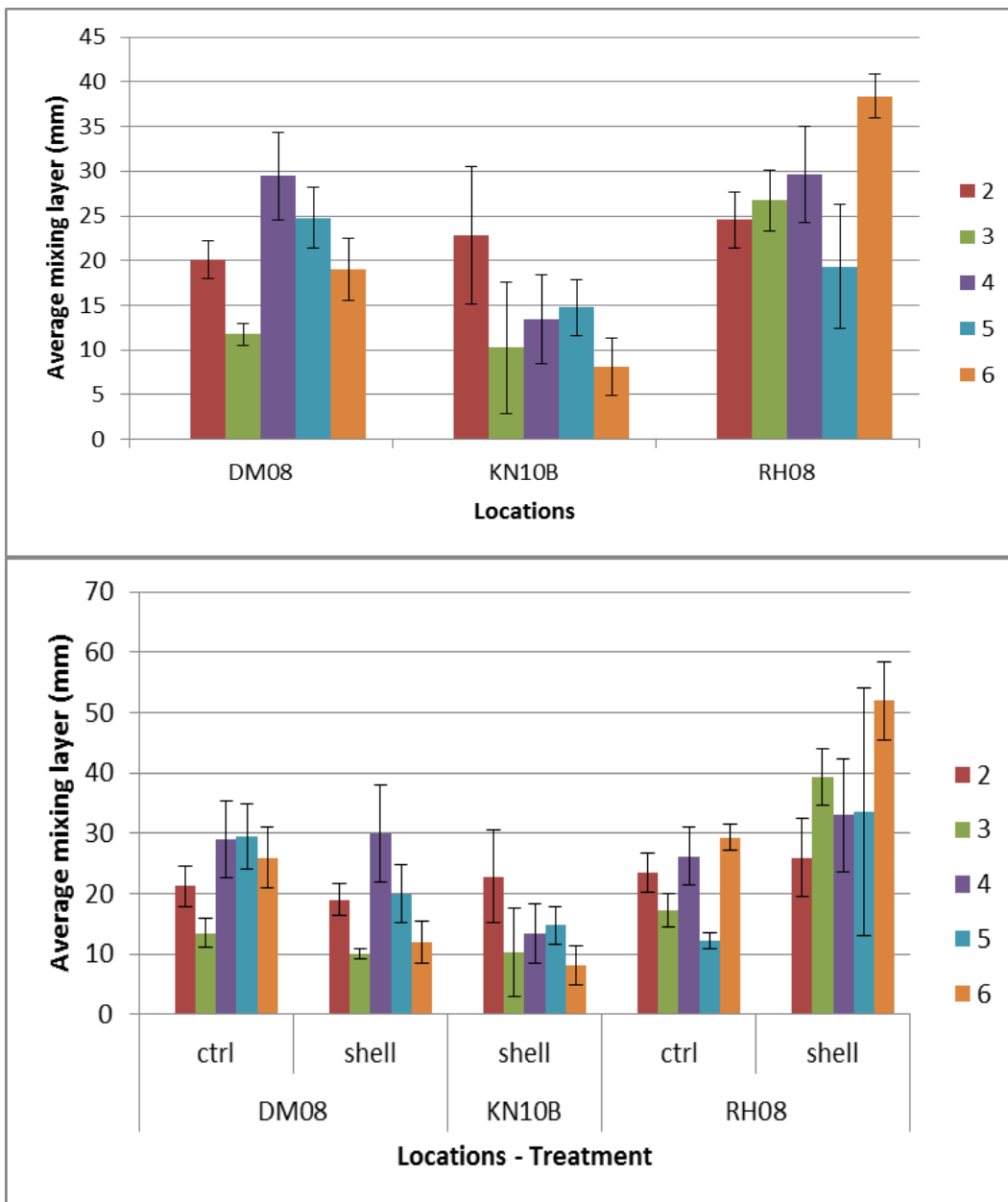
De mate van erosie/sedimentatie verschilt over de intervallen, zowel tussen als binnen de locaties (Figuur 41 a+b). Meetlocatie DM08 lijkt licht (enkele mm) te sedimenteren over de eerste paar intervallen, waarna sedimenthoogte in de opvolgende intervallen gemiddeld gelijk blijven. KN10B erodeert eerst enkele cm waarna lichte sedimentatie volgt, terwijl RH08 een afwisseling laat zien tussen lichte erosie en sedimentatie over de gemeten intervallen. Opgesplitst naar wadpierbehandelingsstype is alleen op RH08 een verschil waarneembaar: delta z is groter bij de schelpenbehandeling. Dat er met momenten juist in schelpenplots een grotere sedimentdaling optreedt, wijst erop dat het minder verstoorte sediment bij erosie op grotere schaal (dwz grotere stukken ineens) verdwijnt. [N.b., op KN10B zijn alleen schelpenplots aangelegd, waardoor een vergelijking met controle omstandigheden niet te maken is.]



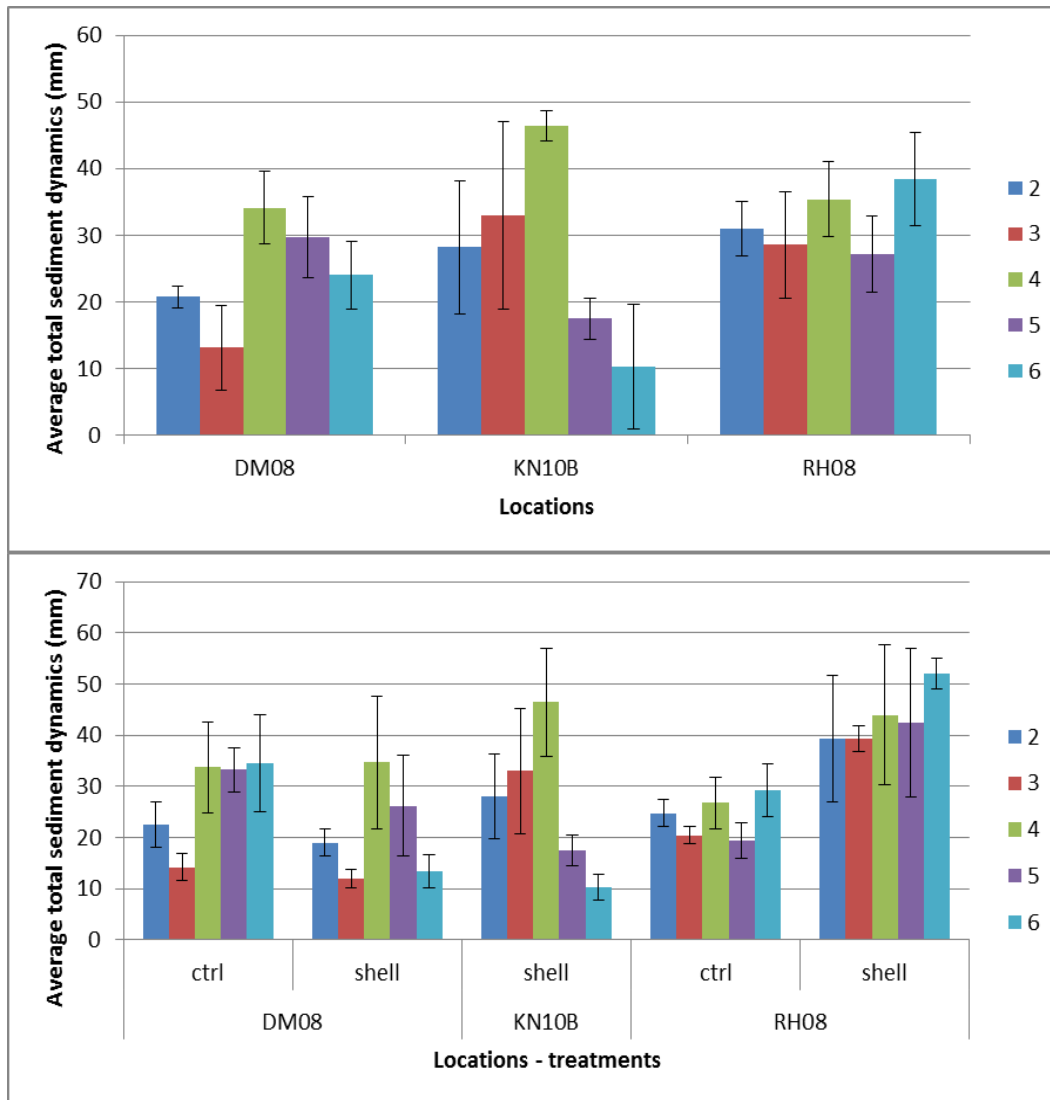
Figuur 42 Netto erosie/sedimentatie (delta Z) over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en met behandeling (B, onder)

Errorbars geven standaardafwijking weer.

Zelfs als het sediment netto gelijk blijft binnen een periode, wil dit niet per definitie zeggen dat het sediment dan statisch is. Onder invloed van stroming, golven en of benthos kan het sediment in beweging zijn zonder dat de hoogte verandert. Het wordt als het ware gemixt. Figuur 42 a+b geeft de dikte van de zogenoemde mixing laag weer over de verschillende periodes per locatie. Locaties DM08 en KN10B kennen respectievelijk een gemiddelde mixinglaag dikte van rond de 20mm en 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 25mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag niet dusdanig dik dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixinglaag. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixing laag op RH08 komt voornamelijk voor in de schelpenbehandelde plots. Naast dat daar de delta z hoger is (dus de lokale erosie en sedimentatie per periode), is dat ook het geval voor de mixinglaag, wat vreemd is voor de dynamiekarm geachte plots. Een plausibele verklaring voor deze observaties kan niet worden gegeven.



Figuur 43 Dikte van de mixinglaag over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder)
 Errorbars geven standaardafwijking weer.

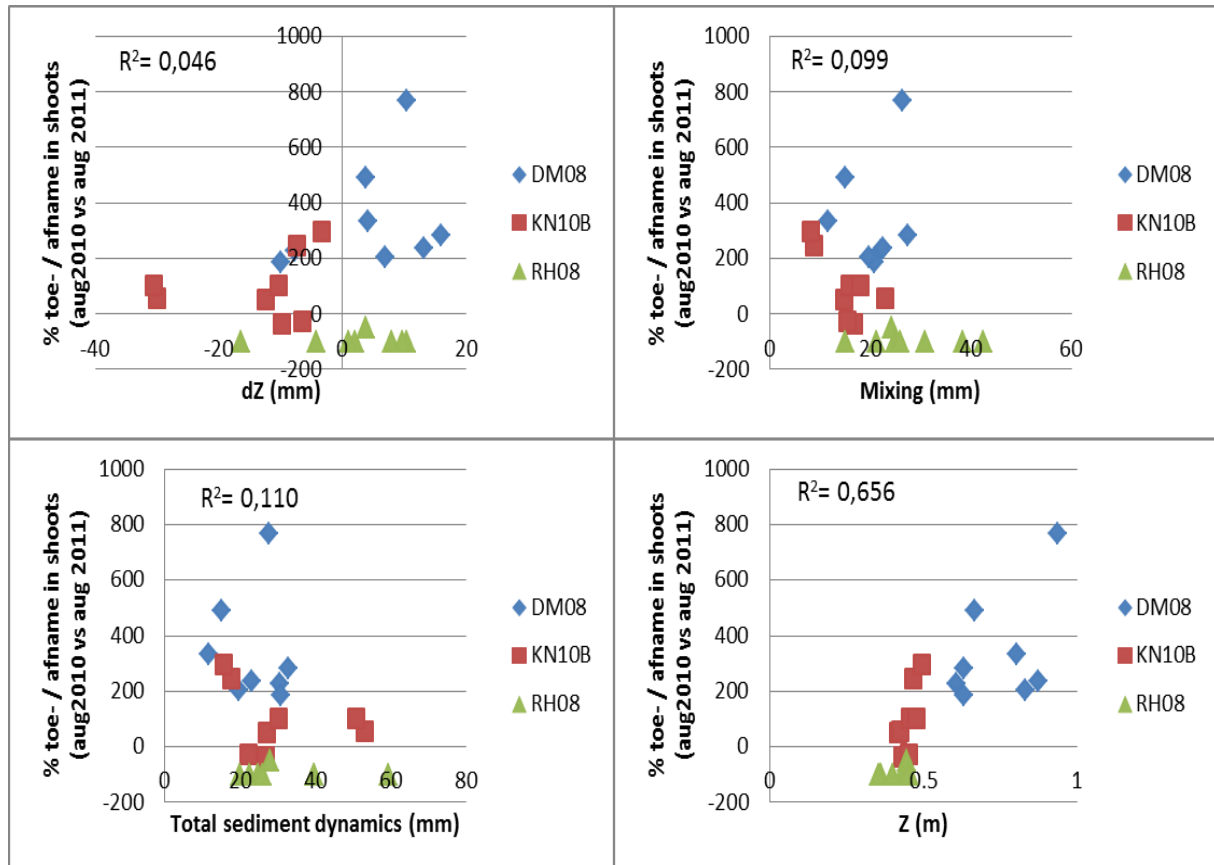


Figuur 44 Totale sedimentdynamiek (=erosie/sedimentatie plus mixing) over de gemeten intervallen per locatie (A, boven) en behandeling (B, onder). Gemiddelde en standaardafwijking van de maxima zijn gegeven.

De totale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen kan plaats hebben gevonden is een afgeleide van de erosie/sedimentatie en de mixinglaag. Op alledrie de locaties kan de totale sedimentdynamiek gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter (Figuur 43). RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en erosie/sedimentatie hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing. De sedimentdynamiek is in de zomer even groot of soms zelfs groter dan gedurende de herfst- en wintermaanden.

Hoewel de stormfrequentie in de winter groter is, zal in de zomer in principe ook de bioturbatie groter zijn omdat bodemdieren dan veel actiever zijn. Dat betekent dat er door omwoeling van zowelgolven in de winter als jaarronde wadpieractiviteit er tijdelijk vaker/meer sediment kan worden verplaatst in de controleplots t.o.v. de schelpenplots (m.n. bij de controle). Dat wordt enigszins gezien bij DM08, maar niet bij RH08. Kennelijk is hier de mixing bepalend, maar mogelijk zijn hier andere bodemdieren dominant – dit is echter niet bepaald. Een echt seizoensverloop in sedimentdynamiek valt niet te constateren.

Indien deze sedimenthoogteverschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen (Han et al 2012). Indien dit op grote schaal gebeurt, kunnen substantiële oppervlaktes aan zeegras geërodeerd dan wel begraven worden. Sedimentdynamiek die in de zomer optreedt kan door de planten worden overwonnen door omhoog of omlaag te groeien, maar leidt ook enigzins tot stress (Han et al. 2012).



Figuur 45 Sedimentdynamiekparameters en absolute hoogteligging (x-as) uitgezet tegen de procentuele toe- dan wel afname in aantal scheuten in de periode aug 2010 tot aug 2011 (y-as).

Weergegeven zijn gemiddeldes per plot gedurende de meetperiode (juli 2010- mei 2011): A (linksboven), sedimenthoogteveranderingen, B (rechtsboven) diepte mixing laag, C (linksonder) Totale sediment dynamiek en D (rechtsonder) de absolute hoogteligging. De relatie tussen de zeegrasscheuten en de parameter (alle locaties samen) wordt weergegeven door de R^2 , waarbij een R^2 dichtbij 0 geen verband betekent en hoe dichterbij 1 hoe sterker het verband.

Een duidelijke relatie tussen de gemeten sedimentdynamiek en zeegrasscheuten over alle locaties wordt niet gevonden. Zowel voor de sedimenthoogteveranderingen, mixinglaag als de totale sedimentdynamiek worden verbanden gevonden over alle plots op de drie locaties met een R^2 van maximaal 0.011, wat betekent dat er geen verklarende relatie bestaat tussen de parameter en het succes van het zeegras (Figuur 45). De spreiding in de sedimentdynamiekdata en zeegrassucces is groot wat betekent dat bij eenzelfde sedimentdynamiek de ene plot verdwijnt over de gemeten periode en de andere plot een toename in scheuten kent van bijna 800%. Wanneer locaties afzonderlijk bekeken worden, worden soms wel positieve verbanden waargenomen, hoewel deze uiterst zwak zijn ($R^2 < 0.15$), mogelijk dat een lage zeegrasbedekking op een plot resulteert in een laag zeegrassucces (bijv RH08), door het uitblijven van bio-engineering door het zeegras, waar dit wel mogelijk het geval kan zijn bij hogere zeegrasbedekkingen (zoals bij KN10B en DM08).

De absolute hoogteligging van een plot is wel gerelateerd met zeegrassucces ($R^2 = 0.656$), waarbij de succesvolste locatie (DM08) op een hogere locatie ligt. Per locatie is relatie met name op KN10B ook aanwezig ($R^2 = 0.55$), en minder sterk voor DM08 ($R^2 = 0.227$) en RH08 ($R^2 = 0.129$). Met name op KN10B en RH08 zijn de verschillen in absolute hoogte gering (beide tot maximaal 10 cm), waardoor slechts weinig voordeel wordt verwacht van het iets hoger staan (als die voordelen er al zouden zijn).

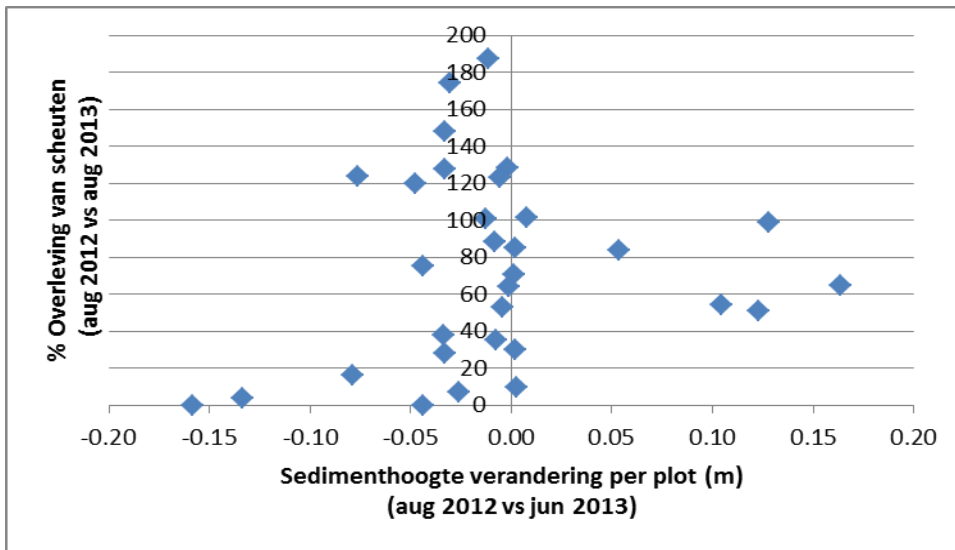
Conclusies:

- *De absolute hoogtes blijken te verschillen van plaats tot plaats maar minder van jaar tot jaar. Wel blijken er lokaal kuilen te kunnen ontstaan die dan later weer verdwijnen.*
- *Locaties DM08 en KN10B kennen respectievelijk een gemiddelde mixinglaag dikte van 20mm en 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 25mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixinglaag, vrij groot. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 komt voornamelijk voor bij de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturbierende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter, RH08 heeft een grotere dichtheid aan wadpieren dan de andere locaties, wat de mixinglaag enigszins kan verklaren.*
- *De lokale (totale) sedimentdynamiek die tijdens de intervallen kan plaats hebben gevonden is een optelsom van erosie/sedimentatie en de mixinglaag. Op alledrie de locaties (RH08, KN10b en DM08) kan de totale sedimentdynamiek gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en erosie/sedimentatie hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.*
- *Sedimentdynamiek vormt een stress voor zeegras, maar die lijkt afhankelijk van tijdstip van het jaar (kan het zeegras nog meegroeien; zie Han et al. 2012) en zeegrasdichtheden. Een duidelijke relatie tussen de gemeten sedimentdynamiek en zeegrasscheuten wordt echter niet gevonden.*

3.3.5 Vervolg op succesanalyse: erosie/sedimentatie en overwintering van aanplanten 2011 & 2012

Om meer inzicht te krijgen in de relatie tussen sedimentdynamiek en zeegrasoverleving, zijn erosie/sedimentatie afgeleid aan de hand van hoogtemetingen afkomstig uit de GNSS-metingen tijdens de contouropnames en uitgezet tegen de scheutaantallen. N.b. deze analyse is alleen uitgevoerd op gegevens van de locaties RH11 en VO12, door gebrek aan voldoende zeegrasmeetpunten op de oudere aanplantlocaties.

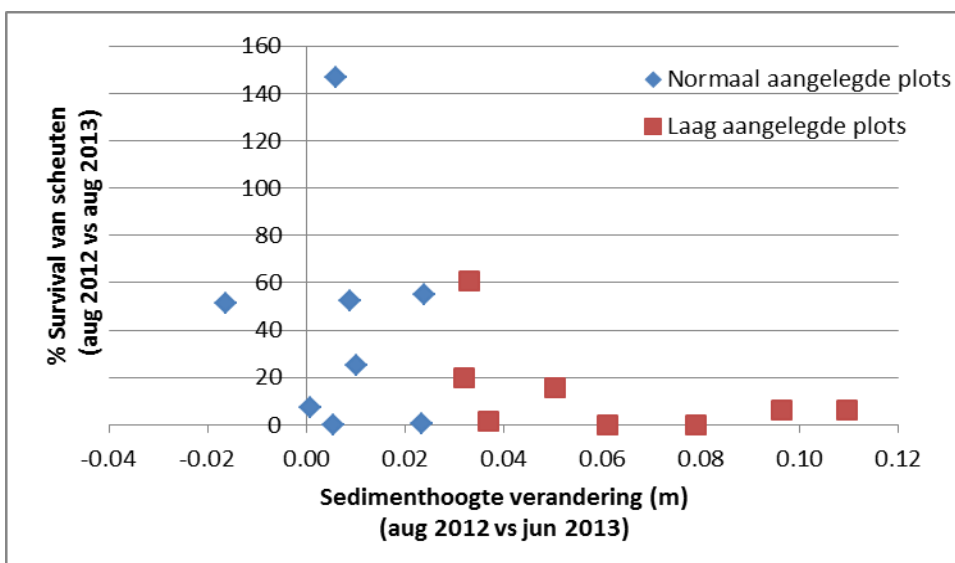
Erosie/sedimentatie op RH11 (Figuur 46) zijn veelal gering en liggen in de winter van 2012-2013 op gemiddeld 1 cm erosie over alle plots. Slechts een vijftal plots kent een sterke sedimentatie (>5cm) en een viertal een sterke erosie (>5cm). De overleving van het zeegras in de plots verschilt sterk, van totaal verdwijnen (overleving = 0%) tot bijna verdubbeling van het aantal scheuten tov hetzelfde tijdstip een jaar eerder (plot 23, 87% groei). Deze overleving wordt sterk beïnvloed door sterke erosie: erosie van meer dan 10cm resulteert in verlies van bijna al het zeegras. Daartegenover, sterke sedimentatie heeft geen negatief effect op de zeegrasoverleving. Hoogstwaarschijnlijk heeft sterke begraving voor het zeegras geen nadelige / lethale effecten, waar dit bij extreme erosie wel het geval is, bijvoorbeeld wegspoelen van plantdelen. Bij geringe erosie/sedimentatie kan de overleving zowel goed als matig tot slecht zijn, wat impliceert dat hier nog een andere factor leidend is dan de sedimentdynamiek.



Figuur 46 Erosie/sedimentatie (GNSS) per plot (aug 2012 vs jun 2013) op RH11

N.b. Uitgezet tegen de percentuele overleving van scheuten van aug 2012 tov aug 2013 NB. 100% overleving betekent handhaving van het aantal scheuten.

Op VO12, waar de helft van de plots iets onder het maaiveld is aangelegd en de andere helft op normale hoogte, zie je eenzelfde patroon van zeegrasoverleving in relatie tot erosie/sedimentatie (Figuur 47). Plots aangelegd op normale hoogte kennen nauwelijks veranderingen in de sedimenthoogte (<2cm) en hun overleving in het opvolgende jaar is goed, matig of slecht. Dit duidt wederom op het niet belangrijk zijn van erosie/sedimentatie voor deze plots. Plots die een fractie lager zijn aangelegd, kennen over de winter van 2012-2013 een sterke sedimentatie (ze worden op natuurlijke wijze opgevuld), maar hun overleving is ook dramatisch slecht. Opvallend is wel dat de sedimentatie in deze plots niet groter is dan die op de sterk sedimenterende plots op RH11, maar het negatieve effect is wel vele malen groter. Wellicht dat andere factoren die locatie gebonden zijn hier nog een rol in spelen of het feit dat het de 1^e (VO12) of de 2^e (RH11) winter na aanplant betreft.



Figuur 47 Erosie/sedimentatie (GNSS) per plot (aug 2012 vs jun 2013) op VO12

N.b. Uitgezet tegen de percentuele overleving van scheuten van aug 2012 tov aug 2013 NB. 100% overleving betekent handhaving van het aantal scheuten.

Conclusies:

- *De erosie of sedimentatie binnen de transplantaties RH11 en VO12 gedurende de periode tussen het hoogseizoen na aanleg (aug) en het volgende voorjaar (juni) zijn gering (0-5cm) en zijn overwegend niet gerelateerd aan de overleving van het zeegras. Er zijn twee tegenstrijdige signalen met betrekking tot de uitersten.*
- *Hoewel het verlaagd aanleggen van plots in het eerste groeiseizoen een positieve uitwerking op de zeegrasonwikkeling heeft in het eerste jaar, blijken deze plots in de eerste winter op te hogen tot normale hoogte, waardoor het zeegras een forse sedimentatie moet verduren. Dit blijkt negatief te correleren met de winteroverleving (VO12).*
- *In RH11 zien we het omgekeerde: een netto sedimentatie gedurende deze periode (hier zijn de plots overigens niet verlaagd, dus het betreft een natuurlijke variatie) is niet gerelateerd aan de winteroverleving van zeegras. Incidenteel blijkt sterke erosie (≥ 10 cm) op te treden: hier vinden we geen overleving.*

4 Conclusies

Netto resultaat zeegrasmusmitigaties

1. Van 2007-2012 is in de Oosterschelde in totaal 2782 m² aan klein zeegras vanuit de werkstroken van de vier donorlocaties verplaatst naar 10 mitigatieslocaties. In augustus-september 2013 waren er nog vele tientallen vierkante meters zeegras op de mitigatielocaties VO12, DM08, RH08 en RH11 en is er sprake van 345 m² teruggroei van zeegras in de met schelpen behandelde werkstroken. Daarnaast is er in september-oktober 2013 in totaal 2680 m² aan uitzaaiingen op Roelshoek gemeten. Netto is er in 2013 op de donor- en mitigatielocaties meer klein zeegras aanwezig dan is weggehaald tijdens de mitigatie werkzaamheden.

Locatie

2. Op zes van de tien locaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot (vrijwel) nul gedaald. De overige vier locaties (RH08, RH11, DM08, VO12) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, daalde sterk in 2010-2011, maar leefde weer op in 2012-2013, met een spectaculaire uitzaaiing in 2013. RH11 is licht gedaald in 2012, maar daarna constant gebleven. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 weer beter gaan doen, met een piek in 2011. VO12 is nog te nieuw om met zekerheid een trend vast te stellen – in 2013 is er sprake geweest van een sterke daling (75% afname).

Behandeling, aanplant & zeegras

3. Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal scheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en (doorgaans) significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3-4x scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots ongeveer 3x zoveel scheuten als de controleplots. De netplots (alleen op KZ07) hebben sinds 2012 geen scheuten meer, net zomin als de andere plots op KZ07.
4. Veilige plots (ieder 9 patches) doen het aanvankelijk beter dan Kansrijks plots (5 patches), en gemiddeld is het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots in 2009-2010. Echter, vanaf 2010 is het verschil nauwelijks aanwezig, en zeker niet statistisch significant..
5. Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) bij aanplant en het aantal scheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september): andere factoren lijken een sterkere rol te spelen in het bepalen van de zeegrasgroei dan de aanvangsdichtheid.
6. Teruggroei van zeegras in werkstroken is succesvol op een van de locaties, en in 2013 is er in totaal 345 m² terug gegroeid, oftewel 12% van wat er is weggehaald tijdens de mitigaties. Echter, het blijft afhankelijk van een goede afwerking: werkstroken moeten niet te hoog of hellend worden afgewerkt, stenen moeten worden verwijderd, en de schelpenlaag moet breed genoeg en niet te diep worden aangelegd. Daarnaast blijft herkolonisatie afhankelijk van nabije zeegrasvelden: als deze er niet (meer) zijn, of sterk aan het afnemen zijn, dan heeft dit gevongen voor teruggroei in de werkstrook.

7. Uitgroei van zeegras vanuit natuurlijke zeegrasvelden in aangrenzende slikken waarin schelpenlagen zijn aangebracht lijkt mogelijk, maar verloopt minder snel dan verwacht, waarschijnlijk omdat het aanliggende veld zich heeft teruggetrokken. De vraag blijft of infrezen van schelpen wel even goed werkt als het inbrengen van een echte schelpenlaag.
8. Uitzaaingen hebben vooral in 2013 geleid tot een flinke uitbreiding van het zeegras op de slikken van Dortsman Noord en (vooral) Roelshoek. Op Roelshoek zijn deze naar alle waarschijnlijkheid afkomstig van de aanplanten van RH08 en RH11, terwijl op de slikken van de Dortsman Noord zijn deze waarschijnlijk afkomstig van de nabije natuurlijke populatie, terwijl de aanplant versterkend werkt. Het oppervlakte aan uitzaaingen op Roelshoek (2680 m²) is ongeveer even groot als het totale oppervlakte aan zeegras dat in het kader van de mitigaties is getransplanteerd in de Oosterschelde van 2007-2012.

Biochemische eigenschappen klein zeegras

9. Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N. Dit, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties.
10. Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' [transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren] veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Zetmeelwaarden van succesvolle transplantaties liggen dicht bij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties.

Wadpieren

11. Schelpenbehandelingen worden toegepast om dichtheden van volwassen wadpieren onder de kritische grens van 25/m² te houden en hierdoor de groei van klein zeegras te bevorderen. Wadpiedichtheden worden door de schelpenlaag sterk verlaagd gedurende de eerste 3 jaar. Echter, omdat de schelpenlaag steeds dieper komt te liggen neemt het remmend effect af en nemen wadpieraantallen toe tot ongeveer 46/m² in jaren 4-6. Dit blijft lager dan in onbehandelde plots, waar wadpiedichtheden gemiddeld bijna 60/m² zijn in jaren 4-6. Daarna lopen adulte wadpiedichtheden op ongeacht de behandeling die is toegepast. Evengoed blijven de schelpenplots lagere adulte wadpiedichtheden houden dan de controleplots.
12. Juveniele wadpieren verschillen in aantallen van plaats tot plaats en jaar tot jaar. Op de Dortsman is er geen effect van de schelpenbehandeling te zien, maar in alle andere locaties is geregeld een toename van juveniele wadpieren te zien in de schelpenplots. Juveniele wadpieren nemen op alle locaties (met uitzondering van KN10A en B) erg toe in aantallen in het jaar ná de aanleg (500-650/m²), waarna deze in de jaren weer afnemen tot gemiddeld maximaal 100 a 200 individuen per vierkante meter.
13. Het infrezen danwel ingraven van de behandelingslaag geeft geen onderling verschil in het aantal adulte en juveniele wadpieren.

Macroalgen & ganzen

14. Er bestaat geen relatie tussen bedekking met macroalgen en groei van het zeegras. De bedekkingspercentages zijn dan ook erg laag, en het effect is daardoor gering.
15. Rotganzen kunnen schade aanrichten in zeegrasplots, maar in natuurlijke populaties heeft dit vaak geen blijvende impact en kan begrazing zelfs een positief effect hebben. Echter, in een sterk afnemende zeegraspopulatie zoals in de Oosterschelde kan de extra druk van begrazing door ganzen net teveel zijn voor herstel.

Fysisch-chemische parameters & zeegrasgroei

16. Het lager aanleggen van zeegras plots zodat er water blijft staan bij laagwater heeft een positief effect op zeegrasgroei gedurende het jaar van aanleg. Na het eerste jaar spelen andere factoren (en toeval) een grotere rol.
17. Het wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ07, KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Een schelpenbehandeling geeft initieel een verlaging van het reliëf, maar het verschil wordt kleiner in de loop van de tijd.
18. Wadpierreliëf van later aangelegde locaties (KN10A, KN10B, RH11) is na het eerste jaar vergelijkbaar met het reliëf van de naburige eerder aangelegde locaties (KN08 en RH08).
19. Wadpierreliëf op compacte, cohesieve sedimenten (VO12) is zeer gering als gevolg van natuurlijke uitsluiting van voornamelijk adulte wadpieren (hier is daarom geen schelpenbehandeling uitgevoerd).
20. Er is een verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn alleen te vinden waar wadpiedichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Bij scheutdichtheden <1500 per patch kunnen wadpiedichtheden oplopen tot boven de 50/m², maar dit is geen significante lineaire relatie.
21. Chemie van het porievocht:
 - a. Sulfidewaardes (max. 130 µmol/l), hebben naar alle waarschijnlijkheid geen enkel toxisch of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Zeegras heeft sowieso van nature ook een beschermings-mechanisme (detoxificatie) tegen sulfide; door zuurstofverlies in de rhizosfeer (wortelzone), voorkomen de planten dat sulfide in de wortels kan binnendringen door het sulfide te oxideren tot elementair zwavel en sulfaat. De sulfideconcentraties zijn buiten het zeegras lager dan binnen het zeegras. Dit komt waarschijnlijk doordat in het zeegras hogere hoeveelheden organisch materiaal en een fijnere korrelgrootte te vinden zijn. Deze factoren stimuleren de sulfide productie.
 - b. Hoge ammoniumconcentraties (>100 µmol/l) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10a, KN10b, KZ07, RH08, RH11, VO12) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde (28-585 µmol/l). De gemeten waarden zijn niet belemmerend voor klein zeegras, was deze krijgt pas boven waarden van >2000 µmol/l in het porievocht last van toxiciteitsverschijnselen.
 - c. Nitraatgehaltes zijn laag (0.5-10 µmol/l) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend.

- d. Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 $\mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties (12-18 $\mu\text{mol/l}$). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.
22. De gemiddelde mediane korrelgrootte van de natuurlijke populaties is relatief laag en het sediment kan dan ook in de meeste gevallen getypeerd worden als kleiig zand. Dit betekent dat de sedimentmatrix een zandige oorsprong heeft en daarnaast een groot aandeel fijn materiaal kent. In de praktijk zorgt deze samenstelling voor het cohesieve karakter van het sediment dat de natuurlijke zeegraspopulaties herbergt. Het sediment van de natuurlijke populatie Krabbenkreek Noord is iets grover dan de rest. De gemiddelde mediane korrelgrootte binnen een geplaatste zeegrasplag is over het algemeen iets kleiner dan daarbuiten. Dit is logisch aangezien de plagen zeegras voornamelijk uit dikke klei bestonden, met een kleinere korrelgrootte dan het zandige sediment waarin ze geplaatst zijn. Over de jaren heen verandert de samenstelling van de geplaatste plag slechts minimaal. Significante veranderingen in korrelgrootte binnen een plag worden niet gevonden, wat erop duidt dat er hooguit een klein laagje sediment op de plag kan komen te liggen, maar dat echte mixing uitblijft.
23. De mediane korrelgrootte van het sediment in plots met controle- en/of schelpenbehandeling verschilt niet van het omringende sediment direct buiten de plots. Uitzondering hierop zijn de plots behandeld met netten in KZ07, deze vertonen een drastisch lagere mediane korrelgrootte ten opzichte van het omringende sediment.

Succesanalyse & vervolg

24. Lokale sedimenthoogteverschillen (erosie en sedimentatie) zijn tot maximaal 10cm binnen de gemeten periode, maar zijn gemiddeld 3cm. De absolute hoogtes blijken te verschillen van plaats tot plaats maar minder van jaar tot jaar. Wel blijken er lokaal kuilen te kunnen ontstaan die dan later weer verdwijnen.
25. Locaties DM08 en KN10B kennen respectievelijk een gemiddelde mixinglaag dikte van 20 mm en 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 25mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixinglaag, vrij groot. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 komt voornamelijk voort uit de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturberende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter, RH08 heeft een grotere dichtheid aan wadpieren dan de andere locaties, wat de mixinglaag enigszins kan verklaren.
26. De totale sedimentdynamiek die tijdens de meetintervallen kan plaats hebben gevonden is een optelsom van erosie/sedimentatie en de mixinglaag. Op alledrie de onderzochte locaties (RH08, KN10b en DM08) is de totale²² sedimentdynamiek gemiddeld 3 cm, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties de meest constante sedimentdynamiek te hebben (minste verschillen tussen de meetintervals). Daarentegen weerspiegelt de totale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.

²² Totale sedimentdynamiek is de optelsom van lokale- en grootschalig sedimentdynamiek.

27. De erosie of sedimentatie binnen de transplantaties RH11 en VO12 gedurende de periode tussen het hoogseizoen na aanleg (aug) en het volgende voorjaar (jun) zijn gering (0-5cm) en zijn overwegend niet gerelateerd aan de overleving van het zeegras. Er zijn twee tegenstrijdige signalen met betrekking tot de uitersten. Hoewel het verlaagd aanleggen van plots in het eerste groeiseizoen een positieve uitwerking op de zeegrasontwikkeling heeft in het eerste jaar, blijken deze plots in de eerste winter op te hogen tot normale hoogte, waardoor het zeegras een forse sedimentatie moet verduren. Dit blijkt negatief te correleren met de winteroverleving (VO12).
28. In RH11 zien we het omgekeerde: een netto sedimentatie gedurende deze periode (hier zijn de plots overigens niet verlaagd, dus het betreft een natuurlijke variatie) is niet gerelateerd aan de winteroverleving van zeegras. Incidenteel blijkt sterke erosie (≥ 10 cm) op te treden: hier vinden we geen overleving.

5 Aanbevelingen

Locatie van eventuele toekomstige transplantaties

1. Het zou waardevol zijn om specifieke groei(snelheid)/verstoring van de verschillende natuurlijke populaties te meten. Mitigatielocaties zouden dan bij voorkeur in de nabijheid van de hardstgroeïende populaties moeten worden gekozen.
2. Indien de beoogde mitigatielocatie niet in de nabijheid van een natuurlijk veld ligt kan een proeftransplantatie overwogen worden, om de locatie vooraf te toetsen op geschiktheid. [Dit zou echter een aantal jaren moeten worden gemonitord aangezien na één jaar weinig conclusies getrokken kunnen worden.]

Wijze van aanplant & behandeling bij ev. toekomstige transplantaties

3. Het aanplanten direct na de start van het groeiseizoen (eind mei-begin juni) zodat het zeegras maximaal de tijd heeft om tot bloei te komen op de transplantatielocatie, was succesvol, in tegenstelling tot een eenmalige aanplant in maart. Dit tijdstip van aanplanten kan dus worden aangehouden.
4. Bij toekomstige mitigatiemaatregelen waarbij klein zeegras moet worden verplaatst zou men de mitigatielocaties altijd met een schelpenlaag (10 cm dik, op 7-8 cm diepte) moeten behandelen. Uitzonderingen zijn locaties waar van nature geen of zeer weinig volwassen wadpieren voorkomen.
5. Bedekking met water bij aanleg heeft een gunstig effect op zeegrasgroei bij hoger gelegen locaties. Bij toekomstige zeegrasmusmitigaties op hogergelegen locaties zou men standaard alle patches iets (2-5 cm) onder het maaiveld kunnen aanleggen om dit positief effect te krijgen.
6. De wijze van opstelling (veilig/9 patches, kansrijk/5 patches, open hart/8 patches) lijkt niet veel invloed te hebben op de succes van een aanplant. Echter, er zal een ondergrens zijn (niet verder onderzocht), en aanbevolen wordt aanplanten niet kleiner te maken dan de kansrijke opstelling (met 5 patches). Losse planten zonder diepe verankering gaan zowiezo verloren.
7. Bedekkingspercentage zeegras bij aanleg heeft geen sturend effect op de verdere ontwikkeling van het zeegras; dwz als er maar een minimale hoeveelheid zeegras aanwezig is bij aanplant (in ons geval was dat altijd $\geq 7\%$) dan maakt het verder niet uit of dit 20% of 50% is qua kansen op slagen van de aanplant. Men zou uit moeten gaan van donorzeegras met een bedekking van 7-10% minimaal.
8. De graasdruk van ganzen is plaatselijk hoog, en kan net teveel zijn voor het zeegras. Met een kleine moeite (linten aan palen) blijkt de gandezdruk eenvoudig teruggebracht te kunnen worden. Men zou dit in de eerste 1-2 jaar na aanplant kunnen toepassen.
9. Een aantal geprobeerde maatregelen blijken niet te werken. Gebruik van netten om aantallen volwassen wadpieren te verminderen werkt aanvankelijk wel, maar heeft veel nadelen en blijkt na 1-2 jaar alleen maar nadelig. Aanplant van losse planten zonder verankering blijkt niet te werken (met verankering is niet geprobeerd).

Monitoring bij eventuele toekomstige aanplanten

10. Bij het monitoren van aanplanten van klein zeegras heeft het vooral zin om aantallen scheuten, omtrek, uitgroei, volwassen wadpieren, ganzen-kuilen, zetmeelgehaltes rhizomen en uitzaaiingen te meten aangezien deze parameters de meeste informatie geven over de conditie van de aanplant. Macroalgen moeten in grote lijnen gemonitord worden omdat een grote bedekking schade aan kan richten (niet gebeurd tijdens onze monitoringperiode). Monitoring van bloeischeuten is incidenteel wel nuttig, bijv. bij het verklaren van uitzaaiingen.
11. Niet zinvol is gebleken het monitoren van epifyten, wadslakjes, alikruiken, (strand-)krabben, schelpenbedekking (van oppervlakte), waterbedekking van aanplant, en C:N concentraties/verhoudingen in het blad. Deze parameters blijken niet of amper gecorreleerd aan de conditie van het zeegras en hebben weinig nut voor aan zeegrasmusmitigaties-gerelateerde monitoring.
12. Sulfide is een stressor die de gezondheid en de uitbereiding van het zeegras sterk negatief kan beïnvloeden. Echter, sulfideconcentraties in het sediment kunnen plaatselijk sterk verschillen, en daarom is het van minder belang om sulfide te monitoren.
13. Chemische parameters zoals ammonium, nitraat en fosfaat blijken allemaal binnen normale grenzen te liggen en niet stressend of limiterend te zijn voor klein zeegras in de Oosterschelde. Het monitoren van deze bij toekomstige aanplanten lijkt daarom minder zinvol, tenzij er structurele veranderingen optreden in de Oosterschelde of aanplanten worden uitgevoerd in de nabijheid van uitlaten.
14. De sedimentsamenstelling (korrelgrootteverdeling en % organisch C) van de verschillende transplantaties is niet sterk verschillend en / of dynamisch gebleken binnen locaties en in de tijd. Een voorspellende factor is het daarmee niet, maar het meten van de sedimentsamenstelling is altijd van belang bij het i) karakteriseren van donor en ontvangende locaties en ii) meten van sedimenteffecten van zeegrasbevorderende maatregelen, zoals de hier gebruikte bioturbatie reducerende schelpenlaag.

Onderzoek aan klein zeegras in de Oosterschelde

1. De natuurlijke populatie klein zeegras in de Oosterschelde is na een periode van sterke afname na de afsluiting van de stormvloedkering in 1986 een tijd stabiel geweest, maar lijkt vanaf 2004 verder af te nemen. Daarnaast zijn er jaarlijks grote schommelingen aan areaal en per locatie. Zowel de grote lijn (qua areaal) als de jaarlijkse schommelingen zijn moeilijk te voorspellen en worden niet goed begrepen. Het zou voor behoud van deze soort in de Oosterschelde zeer nuttig zijn om natuurlijke populaties te monitoren om beter inzicht te krijgen in de sturende factoren.
2. Sediment. Grote erosie/sedimentatie (vnl eroderende bewegingen) hebben een negatief effect op zeegrasoverleving. Tevens zou mede op basis van dergelijke metingen voorafgaand aan een aanplant beter kunnen worden beoordeeld wat de potentie is voor zeegrasontwikkeling van een kandidaat aanplantlocatie²³.

²³ Dit blijft een lastig punt. Op RH08 is de bodembeweging het sterkst terwijl in die omgeving (met dus waarschijnlijk dezelfde grote bodembeweging) het aantal zaaiingen het grootst is en dus de mogelijkheden voor uitgroei daar het grootst zijn. Hier zou gebruik van andere "bodemkalmerende" methoden mogelijk interessant kunnen zijn. Een nieuwe recent beschikbaar gekomen techniek zijn platen van afbreekbaar "plastic" in de vorm van een soort 3-d gaas; dit is goed doorgroeibaar en breekt na een aantal jaren af, maar kan in die tijd wel de bodem stiller houden en zo zeegrasgroei stimuleren/bevorderen.

3. Naast erosie/sedimentatie is ook een te hoge mixing / omwoeling van de toplaag van het sediment negatief voor het zeegrasvoorkomen. Ondanks dat het meten van deze parameter erg arbeids- en kostenintensief is, kan dit wel waardevol zijn bij meer “in detail”-studies, bijv bij vragen omtrent inwerking, fysieke verstoring en overleving van zeegraszaad en zeegraskiemen /-zaalingen. Een tot nu toe onbelicht onderzoeksgebied.
4. Ganzen lijken een rol te spelen, en een goede monitoring van interactie met het zeegras lijkt gerechtvaardigd. Nu is het incidenteel gebeurd tijdens de net afgeronde zeegrasmusmitigaties, maar het zou onderwerp van primair onderzoek moeten zijn. Het zeegrasveld van Oostdijk is bij uitstek de locatie om de invloed van ganzen te monitoren en meten. Gemeten zou moeten worden het aantal ‘ganzen-uren’ (aantallen ganzen x tijd) in deze velden gedurende het seizoen, plus een regelmatige (wekelijkse) meting van ganzen-kuilen in september-oktober.
5. Uitzaaiingen zijn vanaf 2011 (Dortsman) en 2009 (Roelshoek) aanwezig, maar zijn op Roelshoek vooral vanaf 2013 flink in aantallen en oppervlakte toegenomen. Dit proces (van uitzaaien) zou men verder moeten monitoren, inclusief het effect van begrazing door ganzen op uitzaaiingen, om een beter beeld te krijgen van de zeegrasdynamiek.
6. Teruggroei in de werkstroken. Op de vier donorlocaties is in totaal 12% van het weggehaalde zeegras oppervlakte (345 van de 2782 m²) teruggegroeid na 1-3 jaar. Dit proces zou men verder kunnen monitoren, om een beter beeld te krijgen van de factoren die teruggroei stimuleren (sommige werkstroken zijn hoger/aflopend afgewerkt).
7. Wadpierbehandelingen blijken een beperkte effectiviteit te hebben. Een alternatieve, natuurlijke behandeling die langer effectief is, is niet evident. Echter moet men altijd blijven uitkijken naar alternatieve behandelingen, omdat blijkt dat langdurige (bodem)stabiliteit het transplantatiesucces kan verbeteren. Tevens kan door middel van lang-effectieve behandelingen enige seizonaliteit in zeegrasbiomassa worden overbrugd.
8. Toekomstig onderzoek aan zetmeelgehalten in natuurlijke populaties kan inzicht geven in de rol van reservestoffen. Wellicht kan hieruit blijken dat plots uit meer vierkante meters zeegras moeten bestaan (bij minder omtrek) om een betere overleving/meer veerkracht te hebben ten aanzien van verstoringen gedurende het groeiseizoen en winter. Verschillen tussen de natuurlijke populaties zijn echter ook groot en onvoorspelbaar, daar zijn we ook van aan het leren.

6 Samenvatting

In de Natura2000-locatie Oosterschelde moest ongeveer 3,000 m² klein zeegras *Zostera noltii* wijken ivm grootschalig onderhoud aan dijken tussen 2006-2015. Klein zeegras is een in Europees verband beschermde soort die het goed doet in delen van de Waddenzee, maar in Zeeland sterk is afgenomen. Als mitigerende maatregel werd daarom voorgesteld om klein zeegras op locaties waar het moet wijken (de 'donorlocatie') te verplaatsen naar zogenaamde mitigatielocaties. Een onderzoeksplan voor deze verplaatsingen werd opgesteld door Ecoscience, RU, NIOO (tegenwoordig NIOZ), en RWS.

Van 2007-2012 is ongeveer 2,800 m² klein zeegras verplaatst van donorlocaties Viane West en Viane Oost (beide Schouwen-Duiveland), Krabbenkreek Noord (St. Philipsland) en Goese Sas (Zuid Beveland) naar tien mitigatielocaties gelegen te Viane Oost (Schouwen-Duiveland), Krabbenkreek Zuid en Dortsman Noord (beide Tholen), Krabbenkreek Noord (St. Philipsland), en Roelshoek (Zuid Beveland). In augustus-september 2013 waren nog vele tientallen vierkante meters zeegras aanwezig op de mitigatielocaties VO12, DM08, RH08 en RH11 en is er sprake van 345 m² terugroei van zeegras in de met schelpen behandelde werkstroken. Daarnaast is er in september-oktober 2013 in totaal 2680 m² aan uitzaaiingen op Roelshoek gemeten. Netto is er in 2013 op de donor- en mitigatielocaties samen meer klein zeegras aanwezig dan is weggehaald tijdens de mitigatie werkzaamheden.

Naast verplaatsingen werd ook regelmatige monitoring uitgevoerd (34x t.e.m. oktober 2013), om methodiek van verplaatsingen te optimaliseren, maar ook om te onderzoeken hoe verplaatst klein zeegras zich ontwikkelt. Verplaatsingen en monitoringsbezoeken zijn beschreven in eerdere rapportages, en dit rapport dient als eindrapportage ter afsluiting van Fasen 9-13: Monitoring van Zeegrasmusmitigaties uitgevoerd in 2007-2008 en 2010-2012 gedurende 2011-2013.

Bezoeken aan de donorlocaties laten zien dat terugroei van zeegras in het rooivlak (meestal met behandeling met een schelpenlaag als anti-wadpiermiddel) op één van de vijf onderzochte locaties (Viane West) goed verloopt, op de andere veel minder of niet. Een inventarisatie na de dijkwerkzaamheden uitgevoerd in september 2013 laat zien dat het gemiddeld 12% bedraagt.

Op zes van de tien mitigatielocaties is het zeegras na een aanvankelijk goede start na drie jaar tot vrijwel nul gedaald. De overige drie locaties (RH08, RH11, DM08 en VO12) vertonen ieder een ander beeld. RH08 deed het uitstekend in 2008-2009, maar van 2010-2011 zijn aantallen zeegrasscheuten maar 5-10% van die van 2009; vanaf 2012 volgt weer een opleving. RH11 is licht gedaald in 2012, maar daarna constant gebleven. Na een slechte start in 2008-2009 is DM08 het sinds 2010 weer beter gaan doen, met een piek in 2011. VO12 is nog te nieuw om met zekerheid een trend vast te stellen – in 2013 is er sprake geweest van een sterke daling (75% afname). Op RH (nabij RH08 en RH11) en op DM (nabij en in DM08) zijn sterke uitzaaiingen gevonden; bij RH hoogstwaarschijnlijk als gevolg van de aanplant, bij DM alg gevolg van uitzaaiing van de natuurlijke populatie, waarbij de transplantatie mogelijk versterkend heft gewerkt.

Bij de verplaatsingen werd klein zeegras in pluggen van 1,50 m x 0,75 m vervoerd, en twee-aan-twee gelegd (tot een patch van 1,5 m x 1,5 m) in verschillende opstellingen. In 2007 en 2008 werden ze gelegd in plots met een dambord patroon van 5 ('kansrijke' opstelling) of 9 ('veilige' opstelling) patches. In 2010 werden ze ook in een 'open hart' patroon van 8 patches opgesteld. Veilige plots (ieder 9 patches) doen het aanvankelijk (2007-2009) consistent (maar niet significant) beter dan kansrijke plots (5 patches), en gemiddeld is van 2007-2009 het aantal scheuten in de veilige plots 1.8x dat van de kansrijke plots. Na 2009 neemt het verschil af en in 2013 is het niet meer aantoonbaar.

Omdat wadpieren en klein zeegras elkaar niet goed verdragen werd gekozen voor een behandeling tegen wadpieren. Op de meeste locaties werd als anti-wadpiermaatregel een schelpenlaag van 5-7 cm dikte op 10 cm diepte aangebracht, en op KZ07 werd tevens een afbreekbaar net aangebracht op 10 cm diepte. Daarnaast werd in 2007 en 2008 ook controleplots (zonder wadpiermaatregel) aangelegd. Op VO12 is geen schelpenbehandeling toegepast omdat op deze locatie van nature weinig adulte wadpieren voorkomen. De schelpenbehandeling werkt in de eerste jaren na aanleg op alle locaties behalve Dortsman Noord succesvol in het verlagen van de aantallen volwassen wadpieren. Deze vermindering varieert van ongeveer één derde (RH08) tot een halvering (KN08 en KZ08). De effectiviteit van de schelpenbehandeling neemt af in de tijd (vanaf jaar 4).

Bij de schelpenbehandeling ligt het aantal zeegrasscheuten in de patches tijdens het groeiseizoen systematisch en significant hoger dan de onbehandelde controle patches. Tijdens het voorjaar (april-juni) zijn de verschillen gering, maar in de zomermaanden hebben de schelpenplots gemiddeld 3x zoveel scheuten als de controleplots. Gemiddeld over het hele jaar hebben de schelpenplots meer scheuten als de controleplots. Het aantal scheuten in de netplots neemt gestaag af gedurende 2009-2011 tot nul in 2012.

Wadpieren verplaatsen sediment vanuit hun leefbuis, en de 'tandpasta hoopjes' die ze vormen leidt tot een 'wadpierreliëf'. Dit wadpierreliëf verschilt per mitigatielocatie: in de relatief beschutte locaties zoals KZ07, KZ08 en KN08 (met veel volwassen wadpieren) bedraagt dit 4-6 cm reliëf in de controle plots, terwijl op de meer hydrodynamische locatie DM08 (met veel juveniele wadpieren) en DM07 het reliëf minder groot is (tot 2cm). RH08 met een halfgeëxponeerde ligging kent ook een matig wadpierreliëf dat tussen beide groepen in ligt. Een schelpenbehandeling geeft initieel een verlaging van het reliëf van 1-2cm. Er is een duidelijk verband tussen aantallen volwassen wadpieren per vierkante meter en zeegrasbedekking: hogere scheutdichtheden van >1000 per plot zijn uiterst zeldzaam en alleen te vinden waar wadpierdichtheden relatief laag zijn (<25/m²). Er bestaat geen significante relatie tussen zeegrasdichtheid (bedekkings%) in de patches bij aanplant en het aantal zeegrasscheuten op het hoogtepunt van de groei (eind augustus/begin september). Wadpierreliëf van later aangelegde locaties (KN10A, KN10B, RH11) is na het eerste jaar vergelijkbaar met het reliëf van de naburige eerder aangelegde locaties. Wadpierreliëf op compacte, cohesieve sedimenten (VO12) is zeer gering als gevolg van natuurlijke uitsluiting van voornamelijk adulte wadpieren.

Zowel in de natuurlijke velden als de transplantaties ligt het stikstofniveau ver boven de limitatiegrens van 1.8 % N, en C:N verhoudingen van gemiddeld 10:1 (C:N) laten zien dat stikstof niet limiterend is voor *Zostera noltii* in de Oosterschelde. Daarnaast is er geen significant verschil in C:N verhoudingen tussen de natuurlijke populaties en de transplantaties op de mitigatielocaties.

Zetmeel als reservestof is gemeten aan rhizomen, en dit laat zien dat zetmeelconcentraties in de natuurlijke populaties over het algemeen hoger liggen dan die van de transplantaties. Daarnaast blijken rhizomen van 'onsuccesvolle transplantaties' [transplantaties die in het voorjaar slecht doen en het hele groeiseizoen minimaal blijven functioneren] veel minder zetmeel te bevatten in het voorjaar dan succesvolle transplantaties. Zetmeelwaarden van succesvolle transplantaties liggen dicht bij de waarden van de gezonde natuurlijke populaties.

Macroalgen, wadslakjes, alikruiken en strandkrabben zijn gemonitord in 2007-2009, maar deze metingen zijn gestaakt toen duidelijk werd dat deze factoren geen relatie vertonen met zeegrasgroei op de mitigatielocaties.

Rotganzen kunnen schade aanrichten in zeegrasplots, maar in natuurlijke populaties heeft dit vaak geen blijvende impact en kan begrazing zelfs een positief effect hebben. Echter, in een sterk afnemende zeegraspopulatie zoals in de Oosterschelde kan de extra druk van begrazing door ganzen net teveel zijn voor herstel.

Chemie van het porievocht is onderzocht. Sulfidewaardes zijn maximaal 130 $\mu\text{mol/l}$ en hebben daarom naar alle waarschijnlijkheid geen enkel of belemmerend effect op zowel het zeegras in de mitigatielocaties als in de natuurlijke populaties. Hoge ammoniumconcentraties ($>100 \mu\text{mol/l}$) zijn op bijna alle mitigatielocaties (DM08, KN08, KN10b, KZ07) waargenomen, maar deze waarden vallen binnen de 'normale' range van de Oosterschelde (28-585 $\mu\text{mol/l}$) en zijn niet belemmerend voor klein zeegras. Nitraatgehaltes zijn laag (0.5-10 $\mu\text{mol/l}$) en variëren van jaar tot jaar en tussen de mitigatielocaties en de natuurlijke populaties, maar hierin is geen duidelijke trend. Fosfaatconcentraties in het porievocht variëren voornamelijk tussen de jaren, maar minder tussen de mitigatielocaties (12-20 $\mu\text{mol/l}$) en de natuurlijke populaties (12-18 $\mu\text{mol/l}$). Er is ook weinig variatie tussen de verschillende mitigatielocaties.

Door sedimentdynamiek kan de hoogte van het sediment door de tijd heen redelijk verschillen, en wel tot 10cm binnen de gemeten periode. Indien deze verschillen optreden buiten het groeiseizoen van zeegras, kan niet actief meegegroeid worden met de sedimentveranderingen, en als dit op grote schaal gebeurt, dan kan zeegras worden geërodeerd of begraven.

Locaties DM08 en KN10B kennen beide een gemiddelde mixinglaag (=vermengingslaag) dikte van rond de 12mm, terwijl bij RH08 deze gemiddeld op ongeveer 20mm ligt. In alle gevallen is de mixinglaag gemiddeld niet zo groot, maar de extremen zijn dit wel. Al met al is de kans dat zeegras wortelt in sediment dat continu in beweging is, afgaande op de mixing laag, vrij groot. De ietwat grotere gemiddelde dikte van de mixinglaag op RH08 is voornamelijk gerelateerd aan de schelpenbehandelde plots. Een plausibele verklaring ligt niet voor de hand, met een afname in bioturbierende benthos (wadpieren) zou je hier juist een geringe mixinglaag verwachten. Echter, RH08 heeft een grotere dichtheid aan wadpieren dan de andere locaties, wat de relatief diepe mixinglaag enigszins kan verklaren.

De lokale sedimentdynamiek die tijdens de intervallen optreedt is een optelsom van de lokale erosie/sedimentatie en de mixinglaag. Op alledrie de locaties (RH08, KN10b en DM08) kan de sedimentdynamiek maximaal gemiddeld rond de 3 cm groot zijn, maar lokaal dus ook kleiner en groter. RH08 lijkt van alle locaties toch de meest constante sedimentdynamiek te hebben. Waarschijnlijk spelen mixing en erosie/sedimentatie hier permanent een substantiële rol. Daarentegen weerspiegelt de maximale sedimentdynamiek op KN10B in het najaar van 2010 voornamelijk de erosieprocessen en niet zozeer de mixing.

Kortom, we kunnen concluderen dat: i) wadpierbehandeling een positief effect heeft zeegrasontwikkeling, (ii) dit positieve effect van wadpierbehandeling duidt erop dat sedimentdynamiek een rol speelt bij de zeegrasontwikkeling, hoewel een directe relatie in de succesanalyse niet werd aangetoond; iii) grotere aanplanten ('veilige' opstelling met 9 patches) en een nattere aanplant (hoger percentage bedekking met water) een tijdelijke positieve rol spelen bij de zeegrasontwikkeling; iv) de bodemchemie lijkt in orde: er zijn geen toxische niveaus (van sulfide of ammonia) ontdekt en er is geen tekort aan nutriënten (stikstof en fosfaat); v) zetmeelgehaltes in de wortelstokken lijken het succes enigszins te kunnen voorspellen en zijn daarom mogelijk geschikt als indicator voor de ontwikkeling van het zeegras; en vi) uitzaaiingen lijken een grote bijdrage te kunnen spelen bij vermeerdering van aanplanten, al zijn deze onvoorspelbaar en zeer uiteenlopend qua omvang.

7 Vooruitblik

Toekomstige mitigaties

Er zijn géén verdere zeegrasmusmitigaties gepland voor de Oosterschelde in het kader van het dijkverbeteringsprogramma, dat volgend jaar (2015) afloopt, en alle dijktrajecten waar substantiële hoeveelheden klein zeegras in de werkstrook voorkwamen zijn in 2007, 2008, 2010, 2011 en 2012 verplaatst.

In 2014 wordt o.a. dijktrajecten bij Zandkreek Noord en –Zuid verbeterd, en in 2015 o.a. het dijktraject bij St. Annaland. Op deze locaties zijn velden klein zeegras bekend, die ten dele in de werkstrook hebben gelegen. Volgens de opdrachtomschrijving van 2007 (gebaseerd op gegevens van 2005) lag er destijds 202 m² klein zeegras in de werkstrook bij St. Annaland en 410 m² bij Zandkreek Noord (plus nul m² bij zowel Oostdijk als Zandkreek Zuid). Volgens de laatste observaties (2012) liggen er geen rooibare hoeveelheden in de werkstroken bij Zandkreek Noord en St. Annaland. Dit is in mei 2013 voor Zandkreek bevestigd, maar voor St. Annaland zal dit in 2014 moeten worden bevestigd.

Restcontract Projectbureau Zeeweringen

Middels een restcontract zullen markeringspalen worden geruimd op mitigatielocaties waar geen zeegras meer staat. Daarnaast zullen de netten worden verwijderd uit de zes plots die daarmee zijn voorzien in 2007 of locatie Krabbenkreek Zuid (waar geen klein zeegras meer staat). Op een aantal locaties zullen palen blijven staan, om zo incidentele monitoring (door RU en/of NIOZ) mogelijk te maken. Deze locaties zijn: VO12, KN10b (plots 54-56), DM07 (plots 1-7), DM08, RH08 en RH11. De werkstrook bij Oostdijk moet worden gecheckt voor zeegras in september 2014 (zie Overlegverslag 46 van 16 december 2013). Te hoog gelegen werkstroken zullen worden afgegraven.

Optionele monitoring 2014 (fase 14)

Er is door RU en NIOZ een voorstel ingediend bij Rijkswaterstaat voor een beperkt voortzetten van een beperkte monitoring in 2014 (voorgesteld fase 14), met de volgende aspecten daarin opgenomen:

1. Monitoren mitigatielocaties Roelshoek RH08 en RH11, Dortsman-west DM08 en Viane Oost VO: afmetingen van de pollen in de transplantatievlakken (schatting totaal aantal scheuten per plot, geen dgps), plus eventuele uitzaaiingen (als veel, dan grove schatting).
2. Inmeten uitzaaiingen Roelshoek; globaal hetzelfde programma als in oktober 2013 is uitgevoerd, met uitbreidingen in drie stroken (ca 250m breed) langs de dijk/schorrand richting Rattekaaihaven en richting Oostdijk over ca 1000m. Inspectie van de locaties Dortsman West en Viane Oost.
3. Monitoren van de natuurlijke populaties of de methodiek tot nu toe.
4. Monitoren van de infreesproeven bij Dortsman en Viane en van de werkstroken waar vroeger zeegras in voorkwam, mn Goese Sas, Dortsman-west noord van de priel langs en boven het natuurlijke veld, Viane West, Krabbenkreek Noord.

Op het moment van verschijnen van dit rapport was hierover nog geen overeenstemming.

Nazorg informatie/data

Er moet nog een besluit worden genomen over het inmeten of ergens vastleggen van al bekende gegevens van diverse locaties zodat dit na het einde van project Zeeweringen vastligt (zie Overlegverslag 45 van 29 oktober 2013). Een deel van deze informatie (bijv. alle rapportage) is al opgeslagen en beschikbaar op de Zeeweringenwiki (www.zeeweringenwiki.nl). De Zeeweringenwiki wordt onderdeel van een grote Deltawiki waarvoor diverse partijen samenwerken, waaronder provincie, waterschap, RWS, Zeeweringen en Hogeschool Zeeland. De Zeeweringenwiki blijft wel een gescheiden onderdeel van de Deltawiki en zelfstandig zichtbaar. In de loop van 2014 wordt dit verder uitgerold en wordt er meer bekendheid aan gegeven.

8 Referenties

- Alcoverro** T., R.C. Zimmerman, D.G. Kohrs and R.S. Alberte (1999) – Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 187:121-131
- Bakker**, H. de & J. Schelling (1966) – Systeem van bodemclassificatie in Nederland. De hogere niveaus. Wageningen, The Netherlands: Center for Agricultural Publications and Documentation, 217 pp.
- Borum**, J.C.M. Duarte, D. Krause-Jensen & T.M. Greve (2004) – European seagrasses: an introduction to monitoring and management. EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS) EVK3-CT-2000-00044, 88 pp.
- Bos**, A.R., N. Dankers, A.H. Groeneweg, D.C.R. Hermus, Z. Jager, D.J. de Jong, T. Smit, J. de Vlas, M. van Wieringen & M.M. van Katwijk (2005) – Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse & I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 95-109 Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005 VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.
- Bos**, A.R., van Katwijk, M.M. (2007) – Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. Mar.Ecol.Prog.Ser. 336:121-129
- Bos**, A.R., Bouma, T.J., de Kort G.L.J., van Katwijk M.M. (2007) – Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: sediment accretion and modification. Est.Coast.Shelf Sci. 74:344-348.
- Burkholder** J.M., K.M. Mason, H.B. Glasgow (1992) – Water-column nitrate enrichment promotes decline on eelgrass *Zostera marina* L evidence from seasonal mesocosm experiments. Marine Ecology Progress Series 81:163-178
- Calleja**, M.L., N. Marba and C.M. Duarte (2007) – The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate environments. Estuarine Coastal and Shelf Science 73:3-4.
- Charman**, K. (1977) – The grazing of *Zostera* by waterfowl. Aquaculture, 12: 229-233.
- Clausen**, P. (1997) – Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* use of the White Sea: a progress report. In: Nugteren J van (ed) Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla* flyway management plan. Coproduction IKC Natuurbeheer Nr. C-17. Wageningen. The Netherlands, pp 174-183.
- Cottam**, C., Lynch, J.J. and Nelson, A.L. (1944) – Food habits and management of American sea brant. Journal of Wildlife Management, 8:36–56.
- Cottam**, C. and Munro, D.A. (1954) – Eelgrass status and environmental relations. Journal of Wildlife Management, 18:449–460.
- Davison**, D.M. & Hughes, D.J. (1998) – *Zostera* Biotopes (Volume 1): An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Sciences. (UK Marine SACs Project). 95 pp.
- Drew**, E.A. (1983) – Sugars, cyclitols and seagrass phylogeny. Aquatic Botany 15(4):387-408.
- Duarte** C.M. (1989) – Temporal biomass variability and production/biomass relationships of seagrass communities. Marine Ecology Progress Series 51:268-276
- Duarte**, C.M. (1990) – Seagrass nutrient content. Marine Ecology Progress Series, 67(2):201-207.

- Ebbinge, B.S.** (1992) – Regulation of numbers of dark-bellied brent geese *Branta bernicla bernicla* on spring staging sites. *Ardea* 80:203-228.
- Ebbinge, B.** (2010) – Expanding Goose Populations and their Management – Introduction. Proceedings of the 12th Meeting of the Goose Specialist Group 9–14 October 2009, Höllviken, Sweden. Department of Ecology, Lund University & Swedish Association for Hunting and Wildlife Management. *ORNIS SVECICA* 20: 111-128.
- Eklöf, J.S., T. van der Heide, S. Donadi, E.M. van der Zee, R. O'Hara, B.K. Eriksson** (2011) - Habitat-Mediated Facilitation and Counteracting Ecosystem Engineering Interactively Influence Ecosystem Responses to Disturbance. *PLoS ONE*, 6(8): e23229, 9 pp.
- Erfemeijer, P.L.A, J. Stapel, M.J.E. Smekens, W.M.E. Drossaert** (1994) – The limited effect of in-situ phosphorous and nitrogen additions to seagrass beds on carbonate and terrigenous sediments in South-Sulawesi, Indonesia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 182(1):123-140.
- Farke, H. & Berghuis, E.M.** (1979) Spawning, larval development and migration of *Arenicola marina* under field conditions in the Western Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 13, 529-535.
- Flach, E.C and J.J. Beukema** (1994) – Density-governing mechanisms in populations of the lugworm *Arenicola marina* on tidal flats. *Marine Ecology Progress Series*: 115:139-149.
- Fonseca, M.S. W.J. Kenworthy & G.W. Thayer** (1998) – Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD. 222 pp.
- Fox, A.D.** (1996) - *Zostera* exploitation by Brent Geese and Wigeon on the Exe Estuary, southern England. *Bird Study*, 43: 257-268.
- Ganter, B.** (2000) – Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*): an overview. *Helgoland Marine Research* 54: 63–70.
- Giesen, W. & M.M. van Katwijk** (2011) – Re-introduction of seagrass in the Netherlands Wadden Sea. In: P.S. Soorae (editor): *Global Re-introduction perspectives: 2011. More case studies from around the globe.* IUCN/SSG Re-introduction Specialist Group. p:228-233.
- Goodman J.L., Moore K.A. & Dennison W.C.** (1995) – Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquat.Bot.* 50:37-47.
- Govers, L.L., J.H.F. De Brouwer, W. Suykerbuyk, T.J. Bouma, L.P.M. Lamers, A.J.P. Smolders and M.M. Van Katwijk** (submitted to *Aquatic Toxicology*) – Biogeochemical constraints for seagrass patch survival and expansion.
- Han, Q., T.J. Bouma, et al.** (2012) – Resilience of *Zostera noltii* to burial or erosion disturbances. *Marine Ecology Progress Series*, 449:133-143.
- Hauxwell, J., Cebrian, J., Furlong, C., & Valiela, I.** (2001) – Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology* Washington D C 82, 1007-1022.
- Heide, T. van der, van Nes, E.H., Geerling, G.W., Smolders, A.J.P., Bouma, T.J., & van Katwijk, M.M.** (2007) – Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems* 10: 1311-1322.
- Heide, T. van der, Smolders, A.J.P., Rijkens, B., van Nes, E.H., van Katwijk, M.M. & Roelofs, J.G.M.** (2008) – Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia* 158:411-419.
- Heide, T. van der, Peeters, E.T.H.M., Hermus, D.C.R., van Katwijk, M.M., Roelofs, J.G.M., & Smolders, A.J.P.** (2009) – Predicting habitat suitability in temperate seagrass ecosystems. *Limnol. & Oceanol.* 54(6):2018-2024.

- Heide**, T. van der, L.L. Govers, J. De Fouw, H. Olf, M. Van der Geest, M.M. Van Katwijk, T. Piersma, J. Van de Koppel, B.R. Silliman, A.J.P. Smolders and J.A. Van Gils (2012) – A three-stage symbiosis forms the foundation of seagrass ecosystems. *Science* 336:1432-1434.
- Heide**, T. van der, J.S. Eklöf, E.H. van Nes, E.M. van der Zee, S. Donadi, E.J. Weerman, H. Olf and, B.K. Eriksson (2012) – Ecosystem Engineering by Seagrasses Interacts with Grazing to Shape an Intertidal Landscape. *PLoS ONE*: 7(8): e42060, 7 pp.
- Heiri**, O., A.F. Lotter & G. Lemcke (2001) – Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101–110.
- Holmer**, M., Frederiksen M.S. & Mollegaard, H. (2005) – Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effect of sulfur on eelgrass growth. *Aquat.Bot.* 81:367-379.
- Hootsmans**, M.J.M., J.E. Vermaat en W. Van Vierssen (1987) – Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* hornem. *Aquatic Botany*, 28 (3-4):275–285.
- Hüttel**, M. (1990) – Influence of the lugworm *Arenicola marina* on pore water nutrient profiles of sand flat sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 62:241-248.
- Jentink**, R. (2004) – Bedreiging van Zeegras door dijkverbeteringen. Onderzoek naar de mogelijke gevolgen van de dijkwerkzaamheden op de zeegrasvelden in de Oosterschelde. Interne notitie ZLMID-04.N.008. Meetinformatiedienst Zeeland Vlissingen 18-11-2004, 19 pp.
- Jentink**, R. (2007) – Ontwikkeling van het zeegras bij reeds uitgevoerde dijktrajecten. Tussenrapportage 2004-2006. Rijkswaterstaat Meetadviesdienst Zeeland, Middelburg, 27 pp.
- Jones**, R.D. and Jones, D.M. (1966) – The process of family disintegration in the Black Brant. *Wildfowl Trust Ann Rep* 17:75–78.
- Jones**, L.A., Hiscock, K. & Connor, D.W. (2000) – Marine habitat reviews. A summary of ecological requirements and sensitivity characteristics for the conservation and management of marine SACs. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (UK Marine SACs Project report)
- Jong**, D.J. de & V.N. de Jonge (1989) – Zeegras *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Horn. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. Nota GWAO-89.1003.
- Jong**, D.J. de, van Katwijk, M.M., & Jager, Z. (2004) – Zeegras in Nederland. *De Levende Natuur* 105, 209-211.
- Jong**, D.J. de, Brinkman, A.G., & van Katwijk, M.M. (2005) – *Kansenkaart zeegras Waddenzee. Potentiële groeimogelijkheden voor zeegras in de Waddenzee.* Report RIKZ/2005.013, Rijkswaterstaat, Middelburg, the Netherlands.
- Katwijk**, M.M. van (2000) – Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. PhD Thesis, University of Nijmegen, The Netherlands, 151 pp.
- Katwijk**, M.M. van, Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W. & Roelofs J.G.M. (1997) – Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 157:159-173
- Katwijk**, M.M. van, A.R. Bos & D.C.R. Hermus (2005) – Klein zeegras en *Snavelruppia* op het Balgzand. Een transplantatiesucces en een spontane vestiging aan het begin van de 21^e eeuw. *Ecoscience*, Nijmegen en Radboud Universiteit Nijmegen, in opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Holland, 31 pp.
- Katwijk**, M.M. van, Bos, A.R., de Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R., & de Jong, D.J. (2009) – Guidelines for seagrass reintroduction: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Mar.Pollut.Bull.* 58:179-188

- Katwijk**, M.M. van, A. Thorhaug, N. Marbà, C. Pickerell *et al.* (2012) - Revegetation of seagrass beds worldwide: A review of actions and possible keys to success. [to be presented at the ISBW 10 in Brazil in Nov. 2012]
- Keulen**, M. van, Paling, E.I., & Walker, C.J. (2003) – Effect of planting unit size and sediment stabilization on seagrass transplants in Western Australia. *Restoration Ecology* 11, 50-55.
- Larkum**, A.W.D., R.J. Orth and C.M. Duarte (2006) – Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation. Berlin, Springer.
- Lee**, K.S. and K.H. Dunton (1999) – Influence of sediment nitrogen-availability on carbon and nitrogen dynamics in the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Biology* 134(2):217-226.
- Madsen**, J. (1988) – Autumn Feeding Ecology of Herbivorous Wildfowl in the Danish Wadden Sea and Impact of Food Supplies and Shooting on Movements. *Danish Review of Game Biology*, 13 (4). 32 pp.
- McRoy**, C. P. (1966) – The standing stock and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Izembek Lagoon. Alaska. M.S. thesis, Univ. Washington (Univ. Microfilms, Ann Arbor, Michigan M-2144)
- Montserrat** Trotsenburg, F., Colen van, C., Degraer, S., Ysebaert, T. and Herman, P.M.J. (2008) – Benthic community-mediated sediment dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 372: 43-59.
- Nacken**, M. & Reise, K. (2000) - Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgol. Mar. Res.* 54:87–94.
- Nayar**, S.D. Miller, S. Bryars, A.C. Cheshire (2005) – A simple, inexpensive and large volume pore water sampler for sandy and muddy substrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66 (2006) 298-302.
- Oenema**, O. (1988) Early diagenesis in recent fine-grained sediments in the eastern Scheldt. PhD thesis University Utrecht, The Netherlands.
- Ogilvie**, M.A. and Matthews, G.V.T. (1969) – Brent geese, mudflats and man. *Wildfowl* 20: 119–125.
- Olive**, I., F. Brun, J. Vergara and J. Perezllorens (2007) – Effects of light and biomass partitioning on growth, photosynthesis and carbohydrate content on the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345(2):90-100.
- Paling**, E.I., Fonseca, M., van Katwijk, M.M., & van Keulen, M. (2009) – Seagrass restoration. In: Perillo G, Wolanski E, Cahoon D, Brinson M (eds) *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier, Amsterdam, p 687-713.
- Paramor**, O.A.L. & Hughes, R.G. (2004) – The effects of bioturbation and herbivory by the polychaete *Nereis diversicolor* on loss of saltmarsh in south-east England. *Journal of Applied Ecology* 41, 449-463.
- Pedersen**, O., J. Borum, C.M. Duarte and M.D. Fortes. (1998) – Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Marine Ecology-Progress Series* 169:283-288.
- Peralta** G., Bouma, T.J., van Soelen, J., Perez-Llorens, J.L., Hernandez, I. (2003) – On the use of sediment fertilization for seagrass restoration; a mesocosm study on *Zostera marina* L. *Aquatic Botany* 75, 95-110.
- Percival**, S.M. and Evans, P.R. (1997) – Brent Geese *Branta bernicla* and *Zostera*; Factors affecting the exploitation of a seasonally declining food resource. *Ibis*, 139, 121-128.
- Perez-Llorens**, J.L. & Niell, F.X. (1993) – Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River Estuary, Spain. *Aquatic Botany* 46, 49-66.
- Persijn**, A. (2007) – Invloed van dijkwerkzaamheden op Klein zeegras in de Oosterschelde, Locaties Slikken van Kats en Slikken van den Dortsman. Rapport ZLMD.07N-11. Rijkswaterstaat Meetadviesdienst Zeeland, Middelburg, september 2007, 27 pp. + bijlagen

- Phillips**, R.C. (1980) – Transplanting methods. In: Phillips RC, McRoy CP (eds) Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective. Garland Press, New York, p. 41-56
- Philippart**, C.J.M. (1994) – Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. Marine Ecology Progress Series, 111, 251-257.
- Reise**, K. and Kohlus, J. (2008) – Seagrass recovery in the northern Wadden Sea? Helgoland Marine Research 62:77-84.
- Rivers**, D.O. and F.T. Short (2007) – Effect of grazing by Canada geese *Branta canadensis* on an intertidal eelgrass *Zostera marina* meadow. Mar Ecol Prog Ser.: 333: 271–279.
- Schanz**, A., Polte, P., & Asmus, H. (2002) – Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden Sea. Marine Biology 141, 287-297.
- Schanz**, A. & Asmus, H. (2003) – Impact of hydrodynamics on development and morphology of intertidal seagrasses in the Wadden Sea. Marine Ecology Progress Series 261, 123-134.
- Short**, F.T., W.C. Dennison and D.G. Capone (1990) – Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. Marine Ecology Progress Series 62:169-174.
- Strucker**, R.C.W., F. A. Arts, S. Lilipaly, C.M. Berrevoets and P.L. Meininger (2007) – Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2005/2006. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg. Rapport RIKZ/2007.005. 106 pp.
- Terrados**, J., C.M. Duarte, L. Kamp-Nielsen, N.S.R. Agawin, E. Gacia, D. Lacap, M.D. Fortes, J. Borum, M. Lubanski and T. Greve (1999) – Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment. Aquatic Botany 65(1-4):175-197.
- Valentine**, J.F. and K.L. Heck (1999) – Seagrass herbivory: evidence for the continued grazing of marine grasses. Mar Ecol Prog Ser.:176: 291-302.
- Vermaat**, J.E. and F.C.A. Verhagen (1996) – Seasonal variation in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem.: demographic and physiological patterns. Aquatic Botany 52: 259-281.
- Volkenborn**, N. (2005) – Ecosystem engineering in intertidal sands by the lugworm *Arenicola marina*. PhD Thesis, University of Bremen, 133 pp.
- Volkenborn**, N., L. Polerecky, S.I.C. Hedtkamp, J.E.E. van Beusekom & D. de Beer (2007) – Bioturbation and bioirrigation extend the open exchange region in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 52(5): 1898-1909.
- Wesenbeeck**, B.K. van, P.M.J. Herman, J.P. Bakker & T.J. Bouma (2007) – Biomechanical warfare in ecology; negative interactions between species by habitat modification. Oikos, 116(5): 742-750.
- Yemm**, E.W. and B.F. Flores (1954) – The estimation of carbohydrates in plant extract by anthrone. Biochemical journal 57:508-514
- Zipperle**, A.M. (2012) – Clonal and sexy: The dynamics of sexual and asexual reproduction in dwarf eelgrass, *Zostera noltii* Hornemann in the northern Wadden Sea. PhD thesis University of Groningen, October 2012, 207 pp.



Wim Giesen

WETLAND CONSULTANT

Mezenpad 164

7071 JT Uft

E-mail: wim.giesen@mottmac.nl

Marieke van katwijk

ECOSCIENCE

Peter Scheerstraat 26

6525 DE Nijmegen

E-mail: M.vankatwijk@science.ru.nl