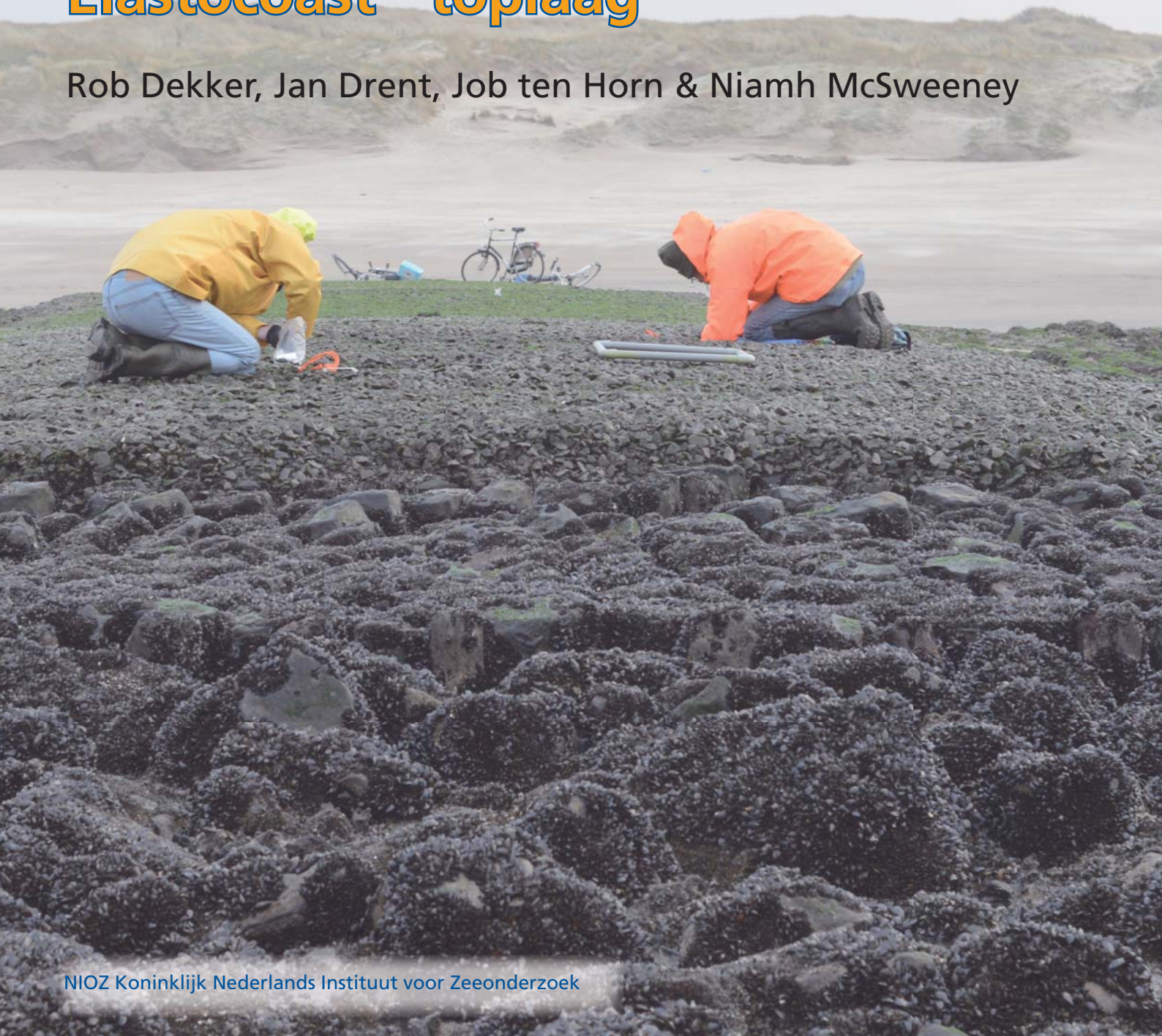




# Ontwikkeling van mosselbegroeiing op strandhoofden met een Elastocoast<sup>®</sup> toplaag

Rob Dekker, Jan Drent, Job ten Horn & Niamh McSweeney



# **Ontwikkeling van mosselbegroeiing op strandhoofden met een Elastocoast® toplaag**

Rob Dekker, Jan Drent, Job ten Horn & Niamh McSweeney

NIOZ Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

In opdracht van:  
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier  
Bevelandseweg 1  
1703AZ Heerhugowaard



NIOZ rapport 2014-3

Texel, Oktober 2014

NIOZ Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee



**Inhoud**

Samenvatting	5
Summary	6
Inleiding	7
Materiaal en methoden	9
Resultaten	11
Discussie	27
Conclusies	30
Referenties	31
 Bijlagen	
- foto's bedekking	
- overzichtsfoto's	

## **Dankwoord**

Dit onderzoek is mede mogelijk gemaakt door de inzet van Pieter Honkoop, Jaap van der Meer, Lise Klunder, Simone Miguel, Kevin Dalhuijsen, Johanna Gries, Evert Boesenkool, Nelleke Krijgsman en Henk van der Veer.

## Samenvatting

Om de kust te versterken wordt voor de Hondsbossche en Pettemer zeewering een strand met duinenrij aangelegd waardoor ruim vijf kilometer (kunstmatig) hard substraat kust verdwijnt. Dit hard substraat van basalt heeft in de getijdenzone een rijke aangehechte levensgemeenschap met vooral veel mossels en is daarom een belangrijk foerageergebied voor kustvogels, onder andere scholeksters en steenlopers. Als één van de verscheidene natuurmaatregelen is in juni 2013 op de gezette delen van 16 strandhoofden tussen Callantsoog en Julianadorp een Elastocoast® deklaag aangebracht. Elastocoast® is met polyurethaan verlijmd breuksteen met een open structuur die de aangroei van mossels op de strandhoofden moet verbeteren. Het beoogde einddoel is dat er op de strandhoofden meer voedsel voor vogels beschikbaar komt dan voor de ingreep.

Tussen juli 2013 en juni 2014 is de ontwikkeling van de aangroeiende gemeenschap op de met Elastocoast® behandelde strandhoofden gevolgd. Bedekking van het substraat werd bepaald met een fotoanalyse. Voor het meten van dichtheid, lengteverdeling en biomassa van de mosselpopulatie en ook het voorkomen van andere soorten macrofauna werden benthos monsters genomen. Als referentie worden dezelfde waarneming ook gedaan op onbehandelde en alleen schoongemaakte strandhoofden. De vraag die met de resultaten van de uitgevoerde monitoring moet worden beantwoord is of het aanbrengen van de Elastocoast® deklaag bijdraagt aan een kwaliteitsverbetering van de strandhoofden voor aangroeiende organismen.

Drie maanden na de ingreep hadden zich op alle strandhoofden een mossel en wierbegroeiing ontwikkeld, maar wel met grote verschillen in bedekkingen tussen strandhoofden. In het tweede halfjaar na de ingreep waren de resultaten van de verschillende meetmethoden eenduidig. Verschillen tussen strandhoofden in mosselbedekking, mosseldichtheid, mosselconditie, mosselbiomassa en soortenrijkdom zijn niet significant gerelateerd met de behandeling. Er was alleen een effect van behandeling op de gemiddelde mossellengte, de mossels waren kleiner op de schoongemaakte strandhoofden vergeleken met de Elastocoast® en onbehandelde controle strandhoofden. In tegenstelling tot de behandeling werden er wel significante negatieve effecten van verschillen in de hoogte (t.o.v. NAP) van de strandhoofden op de mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa gevonden.

De conclusie één jaar na de toepassing van de Elastocoast® deklaag, zonder de eerste fase waarin de strandhoofden gekoloniseerd worden door de mossels in acht te nemen, is dat door deze behandeling geen meetbaar positief maar ook geen negatief effect op de mosselbegroeiing is opgetreden. Wel moet er rekening gehouden worden met het negatief effect van de hoogte van de strandhoofden op de mosselbegroeiing. Bij toepassing van Elastocoast® neemt de hoogte van het strandhoofd namelijk toe met de laagdikte van het opgebrachte materiaal.

## Summary

The North Sea coast of North Holland is protected by a beach and dunes, except for a stretch of about 5 km south of Petten. Here a sea dike, the Hondsbossche en Pettemer Zeewering, prevents inundation by the sea. This sea dike is an artificial hard substrate coastal structure with a typical associated epibenthic coastal community. This community is dominated by mussels and they are an important food source for birds in the area like oyster catchers and turnstones. New coastal protection measures are taken where on the seaward side of the dike a new beach and sand dunes are created. This means that the hard substrate coast is transformed into a soft sediment coast which means that the hard substrate bird foraging area is lost. To account for this loss, basalt beach groynes, these are existing hard substrate structures, to the north of Petten are modified to improve conditions for mussels. This is done by applying a new top layer of Elastocoast® on the beach groynes. Elastocoast® is a bonding system that reinforces hydraulic gravel at their contact surfaces permanently with 2-component plastic polyurethane (PU). The final goal of this measure is to increase food availability for birds on the beach groynes compared to the situation without Elastocoast® application.

Between July 2013 and June 2014 the development of the epibenthic community was followed on the newly applied Elastocoast® surface on beach groynes between Callantsoog and Julianadorp. The coverage of the substrate was determined with photographic analysis. For the measurement of mussel density, length distribution and biomass and the occurrence of other macrozoobenthos species as well, benthos samples were collected and analysed in the lab. References were untreated beach groynes, and beach groynes that were only cleaned from attached organisms but not treated with Elastocoast®. The question to be answered with this monitoring is whether the application of Elastocoast® on the beach groynes improves conditions for the attached macrozoobenthos community. Three months after the application of Elastocoast® mussels (*Mytilus edulis*) and *Ulva* sp. had colonized the new surface, but with large variation between the groynes. In the second half year after the groynes surfaces were modified there were no significant differences between treatments in mussel cover, mussel density and mussel biomass and also not in macrozoobenthos species richness. Only the average shell length of mussels differed. Only significant difference was shell length, shells were smaller on the cleaned groynes than on the Elastocoast® and untreated controls. Contrary to treatment groyne height was an important determinant for the mussel population. With increasing height mussel cover (%), density ( $\text{nm}^{-2}$ ) and biomass ( $\text{gm}^{-2}$ ) declined.

The conclusion one year after the groynes got a new top layer of Elastocoast® disregarding the initial phase when the groynes are colonized, is that this treatment did not positively but also not negatively influence the mussel community on the beach groynes. It has to be taken into account that with the use of Elastocoast® the surface of the groynes is raised. Increased height has a negative effect on the mussel population.

## Inleiding

In 2004 is door de Minister van Verkeer en Waterstaat vastgesteld dat de Hondsbossche en Pettemer Zeewering in Noord Holland als waterkering niet meer aan de veiligheidseisen voldoet. Naar aanleiding hiervan wordt de kust hier nu in 2014 versterkt door een grote zeevaartse zandaanvulling. Aan de zeezijde van de dijk zal door de suppletie van zand een ongeveer 250 meter brede strook van strand en waterkerende duinen ontstaan. Dit betekent dat een ruim 5 kilometer lang dijklichaam met basalten stroomhoofden en dijkvoet aan de zeezijde onder het zand verdwijnt, zijn waterkerende functie verliest en ook dat hier een hardsubstraatkust verandert in een zandige kust. Deze transitie van hard substraat naar zandige kust is bijzonder in deze tijd waarin zorg geuit wordt over de toename van kunstmatige hardsubstraat kusten (Reise & Lackschewitz 2003, Hawkins 2012)

De levensgemeenschappen van hardsubstraatkusten verschillen sterk van zandige kusten. Hard substraat in de getijdenzone is vaak dicht bezet met korstmossen, zeepokken, weekdieren en wieren. Zandige kusten worden gekenmerkt door mobielere soorten die voornamelijk ingegraven in het sediment leven (Raffaelli & Hawkins 1996). Dit verschil heeft zijn weerslag o.a. op de vogels die in de getijdenzone foerageren. De Hondsbossche en Pettemer zeewering zijn nu nog een belangrijk foerageergebied voor scholeksters steenlopers en zilvermeeuwen.

De scholekster en steenloper zijn Vogelrichtlijnsoorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen gelden en daarom worden natuurmaatregelen genomen voor het verlies van foerageergebied. Een van de maatregelen is een beoogde kwaliteitsverbetering van bestaande strandhoofden langs de kust ten noorden van de Hondsbossche en Pettemer Zeewering die bij de kustversterking niet onder het zand zullen verdwijnen (De Ridder et al. 2013). De kwaliteitsverbetering bestaat uit het aanbrengen van een Elastocoast® laag op de centrale gezette delen van de strandhoofden. Elastocoast® is met polyurethaanhars verlijmd breuksteen met een open structuur (Fig. 1). Eerder experimenteel toegepast Elastocoast® op stroomhoofden van de Hondsbossche en Pettemer Zeewering bleek een zeer geschikt substraat voor de vestiging van mossels die onder andere bescherming vinden in de ruimte tussen de stenen (Paalvast 2013). Ander onderzoek heeft uitgewezen dat ook wieren zich effectief vestigen op Elastocoast® bekledingen (Lock et al. 2009). De verwachting is dat vooral steenlopers van een ingreep met Elastocoast® zullen profiteren (Kersten 2013).

In een eerste fase van aanpassing van de strandhoofden zijn in juni 2013 tussen Callantsoog en Julianadorp de met basalten zuilen gezette delen van 16 strandhoofden schoongemaakt en bekleed met een laag Elastocoast®. Bij het aanbrengen van de Elastocoast® is brekerzand toegevoegd om het oppervlak van de met hars beklede stenen te verruwen. Om de effectiviteit van deze ingreep voor het stimuleren van de vestiging



**Figuur 1** Elastocoast®, breuksteen verlijmd met polyurethaan met open structuur direct na aanbrengen op de strandhoofden. Het oppervlak van de stenen is verruwd met brekerzand. De maatlijn is 10 cm lang.



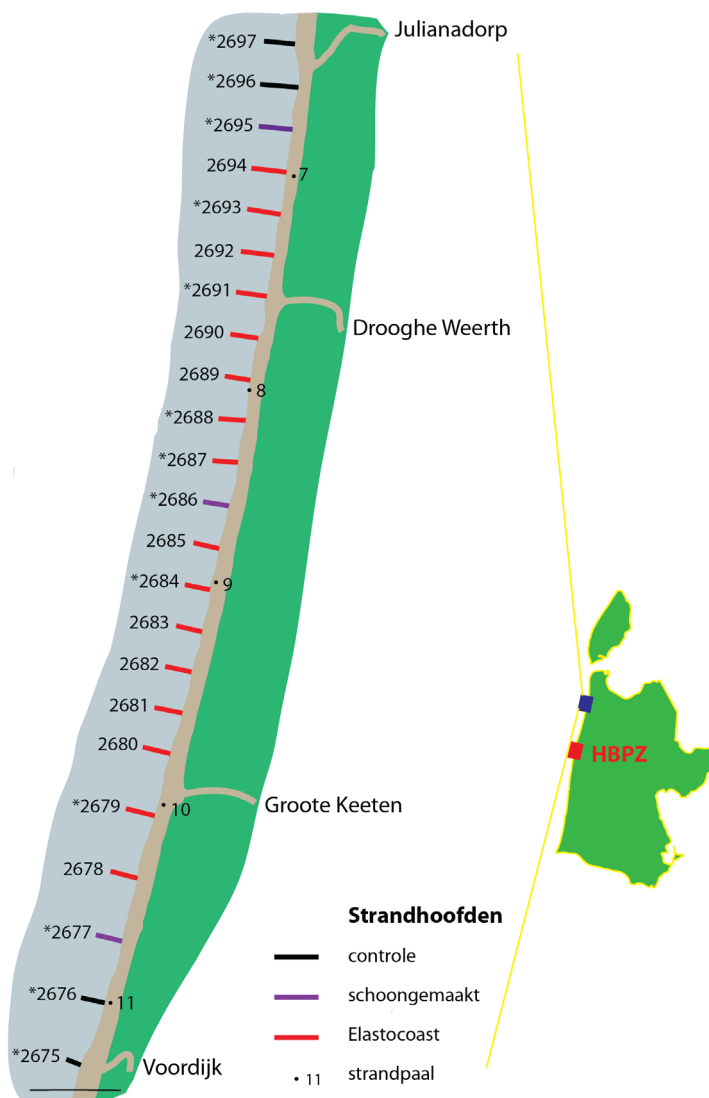
en groei van de mosselpopulatie op de strandhoofden te kunnen beoordelen is een monitoringsprogramma met relevante referenties uitgevoerd waarin de ontwikkeling van de begroeiing op de strandhoofden gedurende een jaar is gevolgd.

De vraag die met de resultaten van de uitgevoerde monitoring moet worden beantwoord is of het aanbrengen van de Elastocoast® deklaag bijdraagt aan een kwaliteitsverbetering van de strandhoofden voor aangroeiende organismen. Responsvariabelen die getoet worden op een effect van de Elastocoast® bedekking zijn mosselbedekking, mosseldichtheid, mosselbiomassa, mossellengte en de mosselconditie en soortenrijkdom van het macrozoöbenthos.

## Materiaal en methoden

Het monitoringsgebied ligt langs de Noord Hollandse kust tussen de strandlagen Voordijk bij Callantsoog en Julianadorp (Fig. 2). Langs deze strook kust liggen 23 strandhoofden. Op zestien van deze hoofden is in juni 2013 een Elastocoast® deklaag van  $\pm 20$  cm dik aangebracht. Ter voorbereiding van het aanbrengen van de laag zijn mossels, wieren en andere aangroei van de strandhoofden geborsteld met een onkruidborstel. Voor referentie zijn drie strandhoofden in juni 2013 alleen schoongemaakt maar niet belegd met Elastocoast®. Na het schoonmaken bleef nog wel begroeiing van voornamelijk mossels in de kieren tussen de basaltblokken achter. Vier strandhoofden zijn onbehandeld gebleven. Van deze strandhoofden worden alle onbehandelde en alleen schoongemaakte strandhoofden en zes met Elastocoast® bedekte strandhoofden primair gemonitord.

Monitoring gebeurde fotografisch en door het nemen van benthosmonsters. In Tabel 1 zijn de bemonsteringen met datum aangegeven. Voor de fotografische monitoring zijn alle 23 strandhoofden bezocht en zijn overzichtsfoto's van het strandhoofd en per strandhoofd 3 foto's gemaakt ieder van een vierkant van 50 bij 50 cm. Op de primair gemonitorde strandhoofden zijn zes opnames gemaakt van 50 bij 50 cm vakken. De posities van de vakken zijn in drie strata willekeurig bepaald. De strandhoofden werden daarvoor gestratificeerd in drie delen, een deel aan het strand, een middendeel en een deel aan de zeezijde. Per deel werden op de primair gemonitorde strandhoofden twee vakken gekozen, op de overige strandhoofden één. In eerste opzet was het de bedoeling om door de tijd steeds dezelfde zes vakken per strandhoofd te fotograferen. Daarom zijn in juli 2013 tijdens de eerste monitoring de vakken met gele verf gemarkeerd en met gps zijn de posities bepaald. Veel van de merken waren echter niet terug te vinden o.a. doordat deze waren overgroeid met mossels en *Ulva* sp. Met gps kunnen niet exact dezelfde posities worden teruggevonden. De vakken liggen daarom in de opeenvolgende tijdstippen alleen op globaal dezelfde positie. De bedekking van de aangroeiende organismen is geschat door de de foto's van de primair gemonitorde strandhoofden te analyseren. Over iedere foto is in Adobe Photoshop een grid van 36 punten geprojecteerd waar op ieder punt de bedekking is gescoord. Bij een



**Figuur 2** Strandhoofden langs de Noord-Hollandse kust tussen Callantsoog en Julianadorp. De met een \* aangegeven strandhoofden vallen binnen de primaire monitoring. De schaallijn onderaan is 500 meter. De positie van het gebied is in blauw aangegeven op de kaart van Noord Holland boven het Noordzeekanaal. In rood de Hondsbossche en Pettemer Zeewering (HBPZ)

gelaagdheid van de aangroeiende organismen wordt alleen de bovenste laag gescoord. Per strandhoofd zijn over zes foto's verdeeld 216 scores gedaan.

Driemaal zijn benthosmonsters verzameld (Tabel 1). In de nabijheid van de gefotografeerde vakken is iedere keer binnen een metalen frame van 10 bij 10 cm de aangroei van het strandhoofd met een boterhammes zo volledig mogelijk verwijderd en afzonderlijk verpakt en gelabeld naar het lab meegenomen. De monsters werden binnen een paar dagen na monsternamen verwerkt, tot die tijd werden ze bewaard in een koelkast bij 4°C. Monsters werden uitgespoeld met zeewater over een zeef met een maaswijdte van 500 µm. Vervolgens werd in platte bakken met een dun laagje zeewater het macrozoöbenthos uitgezocht. Soorten anders dan mossel en mossels met een schelp lengte groter dan 25 mm werden uit het gehele monster gehaald. Voor mossels kleiner dan 25 mm werd een deelmonster genomen dat ongeveer 50 individuen bevatte. De mossels werden geteld en tot op de millimeter nauwkeurig opgemeten. Van ieder monster werden vijf mossels genomen tussen de 8 en 25 mm voor het bepalen van het asvrijdrooggewicht. Vanuit de monsters met mossels groter dan 25 mm zijn ook maximaal 5 van deze grotere mossels gebruikt voor de bepaling van het asvrijdrooggewicht. De lengte van deze mossels is tot op 0.1 mm nauwkeurig gemeten waarna de mossels kort zijn gekookt om het vlees uit de schelp te kunnen verwijderen. Het vlees is in kroesjes gedaan en tenminste drie dagen gedroogd in een stoof van 60 °C. Hierna zijn de kroezes met vlees in een exiccator afgekoeld tot kamertemperatuur en op een balans gewogen tot op 0.1 mg. Vervolgens is het vlees gedurende 3 uur in een oven van 560 °C verast. Na verassing zijn de kroezes weer in een exiccator afgekoeld en gewogen. Het verschil tussen de weging voor en na het verassen is het asvrijdrooggewicht. Behalve van de mossels is ook van de andere macrofaunasoorten het asvrijdrooggewicht bepaald. De totale mosselbiomassa per m<sup>2</sup> per strandhoofd is berekend door eerst het gemiddelde vleesgewicht per eenheid schelpvolume per strandhoofd te bepalen. Voor schelpvolume werd de relatieve maat lengte tot de derde macht genomen. Met behulp van de lengteverdeling van de mossels en het vleesgewicht per volume eenheid is vervolgens de totale mosselbiomassa per m<sup>2</sup> berekend.

### Statistische analyses

De waarnemingen waren zo opgezet dat het effect van de Elastocoast® deklaag getoets kon worden tegen schoongemaakte strandhoofden en onbehandelde controle strandhoofden, in andere woorden of verschillen tussen strandhoofden toegeschreven konden worden aan de behandeling. De strandhoofden zijn meerdere malen in de tijd gemeten en per keer zijn telkens zes vakken per strandhoofd gemeten. Dit biedt de mogelijkheid om binnen een strandhoofd ook naar de effecten van tijd en ruimte op de respons variabele te kijken. Dit is een gedeeltelijk genest design of split plot design. Deze is geanalyseerd met een ANOVA met specifieke gedefinieerde foutentermen (Quinn & Keough 2002, Tabel 11.10). Verder is getoets voor lineaire relaties tussen de respons variabelen en positie op de strandhoofden en tussen de respons variabelen en de gemiddelde hoogte van de strandhoofden ten opzichte van NAP. Hoogtes van de strandhoofden zijn bepaald met het Actuele Hoogtebestand van Nederland beschikbaar via [www.ahn.nl](http://www.ahn.nl). Dit was niet mogelijk voor de drie meest zuidelijke strandhoofden in het traject. Het opnamejaar van AHN in Noord Holland was 2011, dus voor het aanbrengen van de Elastocoast®. HHNK heeft lokaal ingemeten hoogteinformatie aangeleverd voor alleen de met Elastocoast® behandelde strandhoofden. Er is gekozen om alleen gegevens van 2014 te gebruiken voor de statistische analyses, dit is pas na ruim een half jaar na de ingreep. In het eerste half jaar na de ingreep zijn er grote verschillen tussen de behandelingen waargenomen die voor het vergelijken van een eindsituatie niet relevant zijn. Immers de ontwikkeling van een aangroeiende gemeenschap op kunstmatig hard substraat duurt tussen 4 tot 8 maanden (Leewis et al. 1989). Alle respons variabelen zijn getoets met alle gegevens van 2014 en ook met alleen de laatst beschikbare gegevens uit april of juni 2014.

Voor de analyses zijn de bedekkingsfracties arcsinus getransformeerd ( $\sin^{-1}(\sqrt{y})$ ) en dichtheden  $\log_{10}$  getransformeerd. Alle analyses zijn uitgevoerd in R versie 3.1.0 (R Core Team 2014).

**Tabel 1** Overzicht van de bemonsteringen, fotografische opnamen en macrozoöbenthos monsters. Datum is begin en eind datum van de periode waarbinnen de bemonstering heeft plaatsgevonden.

bemonstering	type	datum
1	foto	3-6 juli 2013
2	foto+benthos	19-23 september 2013
3	foto	15-18 november 2013
4	foto+benthos	23-29 januari 2014
5	foto+benthos	15-16 april 2014
6	foto	23 juni 2014

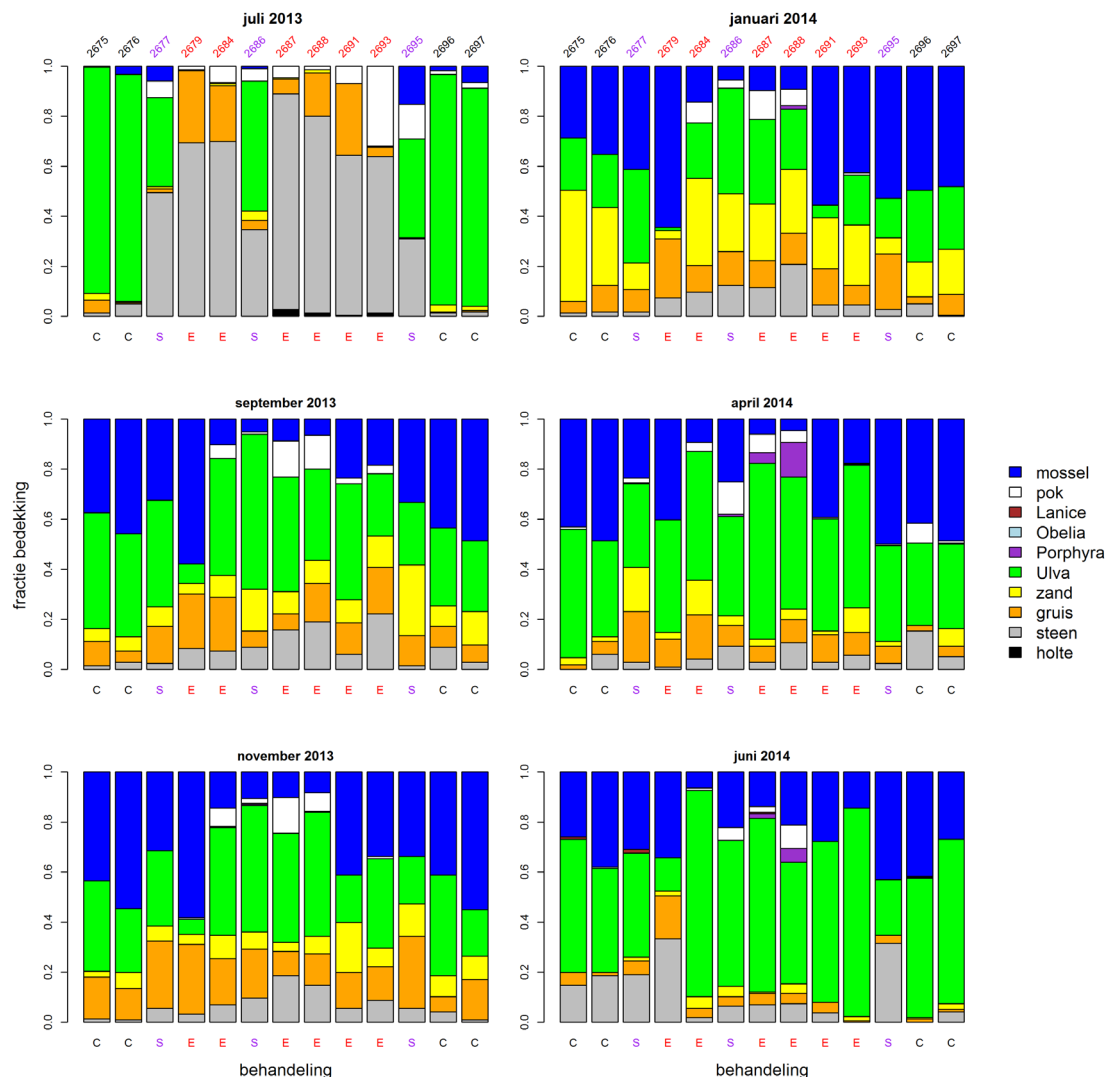
## Resultaten

### Bedekking

In het eerste jaar na het aanbrengen van de Elastocoast® deklaag is de bedekking van het substraat door aangroeiende organismen op zes momenten fotografisch bepaald. In juli binnen een maand na de ingreep is de eerste opname gedaan. De Elastocoast® strandhoofden waren toen nog vrijwel geheel onbegroeid, alleen de Nieuw-Zeelandse zeepok (*Austrominius modestus*) had zich al in de korte tijd weten te vestigen (Fig. 3). De schoongemaakte strandhoofden hadden ook een groot gedeelte kaal substraat. Vooral in de kieren tussen de basaltblokken zorgden darmwier en mossels toch nog voor een begroeiing van meer dan 50%. De drie onbehandelde controle strandhoofden waren allemaal bijna geheel overgroeid met darmwier (*Ulva* sp.).

In september 2013, drie maanden na het aanbrengen van de Elastocoast® deklaag is een groot gedeelte van het substraat op de zes primair bemonsterde strandhoofden met Elastocoast® begroeid geraakt onder andere met mossels (Fig. 3). De mosselbedekking op de Elastocoast® strandhoofden varieert aanzienlijk tussen de 6 en 58%. Naast mossels is ook de wierbedekking sterk ontwikkeld en variabel tussen Elastocoast® strandhoofden, tussen de 8 en 46%. Op drie centraal in het traject gelegen Elastocoast® strandhoofden valt de bedekking door zeepokken op, tussen de 6 en 14% van het oppervlak. Net als op de Elastocoast® strandhoofden is op de controle en schoongemaakte strandhoofden tussen juli en september een toename in de mosselbedekking gemeten, vooral ten koste van de *Ulva* sp. bedekking.

In november 2013 verschilt de situatie weinig van die in september 2013 (Fig. 3). Gemid-



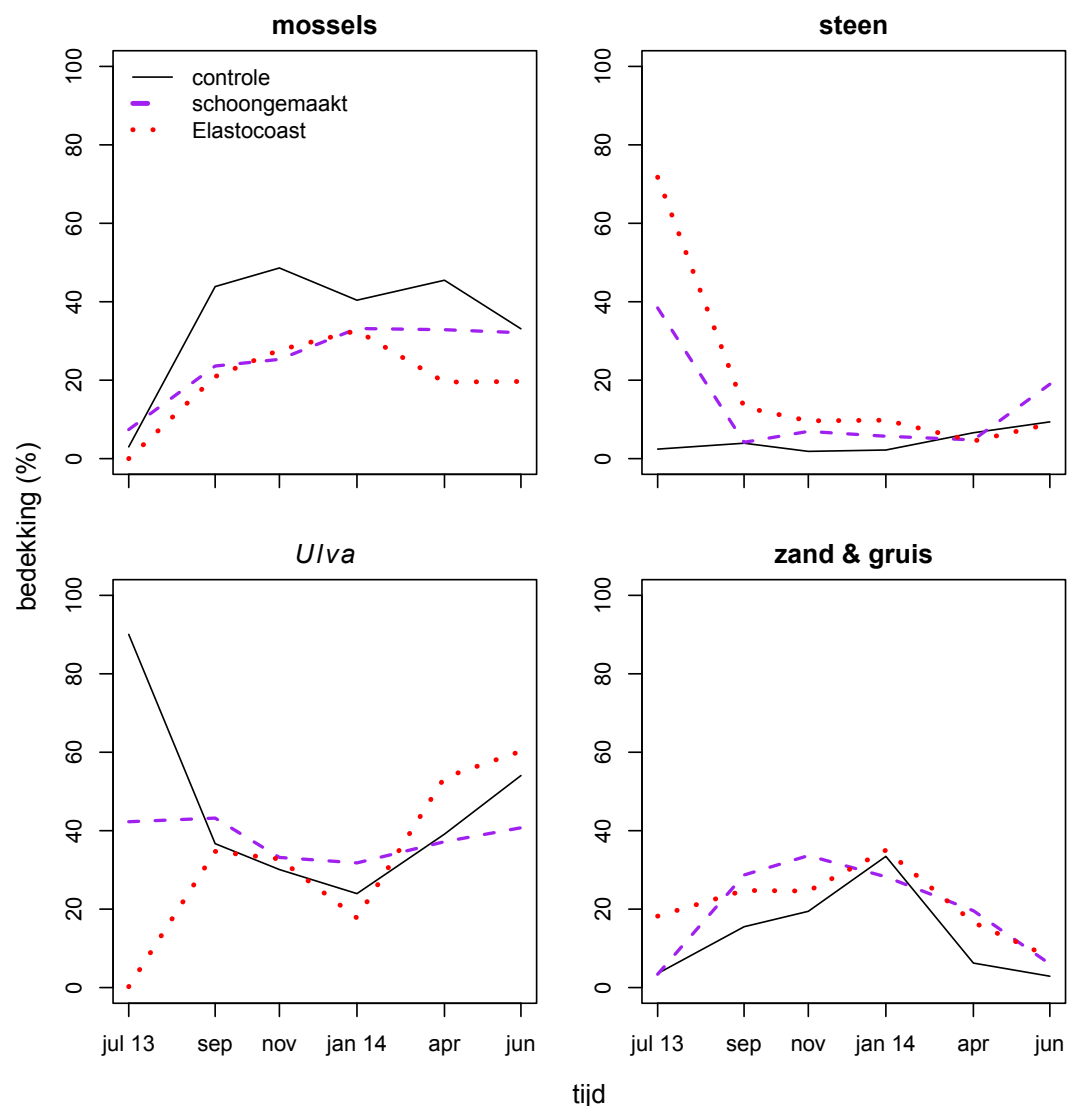
**Figuur 3** Bedekking van bovenzijde van de primair gemonitorde strandhoofden tijdens zes opnames in het eerste jaar na aanbrengen van de Elastocoast. De bedekkingen zijn bepaald met een fotoanalyse en hebben alleen betrekking op de bovenste zichtbare laag. Zie figuur 2 voor de posities van de strandhoofden. De behandelingen zijn controle (C), schoongemaakt (S) en Elastocoast® (E). In de figuren zijn de strandhoofden in geografische volgorde van zuid naar noord gerangschikt.

deld over alle strandhoofden neemt de *Ulva* sp. bedekking nog iets af en de mosselbedekking iets toe. De verschillen tussen de strandhoofden onderling blijven ongeveer gelijk. De vier strandhoofden in het midden van het traject (2684, 2686, 2687 & 2688) vallen nog meer op door hun geringe mosselbedekking en relatief grote bedekking met zeepokken. Deze afwijkende bedekking lijkt niet samen te vallen met een behandeling, omdat zowel Elastocoast® strandhoofden als een schoongemaakt strandhoofd in dit gebied vallen.

In januari 2014 is de gemiddelde mosselbedekking weinig veranderd ten opzichte van de situatie in november 2013 (Fig. 3). Wel zijn er binnen strandhoofden kleine veranderingen in de mosselbedekkingen. Net als laatste twee opnames in 2013 blijven de vier centraal in het traject gelegen strandhoofden met een veel lagere mosselbedekking afwijken van de overige strandhoofden. Meest opvallend is de toename van de hoeveelheid zand op de strandhoofden, gemiddeld is in januari 2014 21% van het oppervlak bedekt met zand. Net als in de voorgaande periode is de *Ulva* sp. bedekking nog verder afgenomen deze is nu gemiddeld 23%.

In april 2014 is ten opzichte van januari 2014 de bedekking door mossels gemiddeld over alle strandhoofden iets afgenomen van 35 naar 31% (Fig. 3). De wierbedekking in de vorm van *Ulva* sp. is na de winter weer toegenomen en nu gemiddeld 45%. In het oog springt de purperwier (*Porphyra*) bedekking van respectievelijk 4 en 14% op de centrale Elastocoast® strandhoofden 2687 en 2688. Het zand die in januari op de strandhoofden lag is weer grotendeels verdwenen.

In juni 2014 zijn de verschillen in mosselbedekking tussen de strandhoofden het kleinst sinds het begin van de metingen (Fig. 3). De opvallende dichotomie van de noordelijke en zuidelijke strandhoofden met grotere bedekkingen versus de centrale strandhoofden met een kleine bedekking is grotendeels verdwenen. De gemiddelde mosselbedekking over alle strandhoofden is sinds de vorige meting in april 2014 iets afgenomen en is 27%. De *Ulva* sp. bedekking is sinds april 2014 weer verder toegenomen naar gemiddeld 54%. Op de



**Figuur 4** Temporele ontwikkeling van bedekkingscomponenten gemiddeld per behandeling van mossels, darmwier (*Ulva* sp.), kaal substraat (steen) en zand en schelpengruis op de primair gemonitorde strandhoofden.

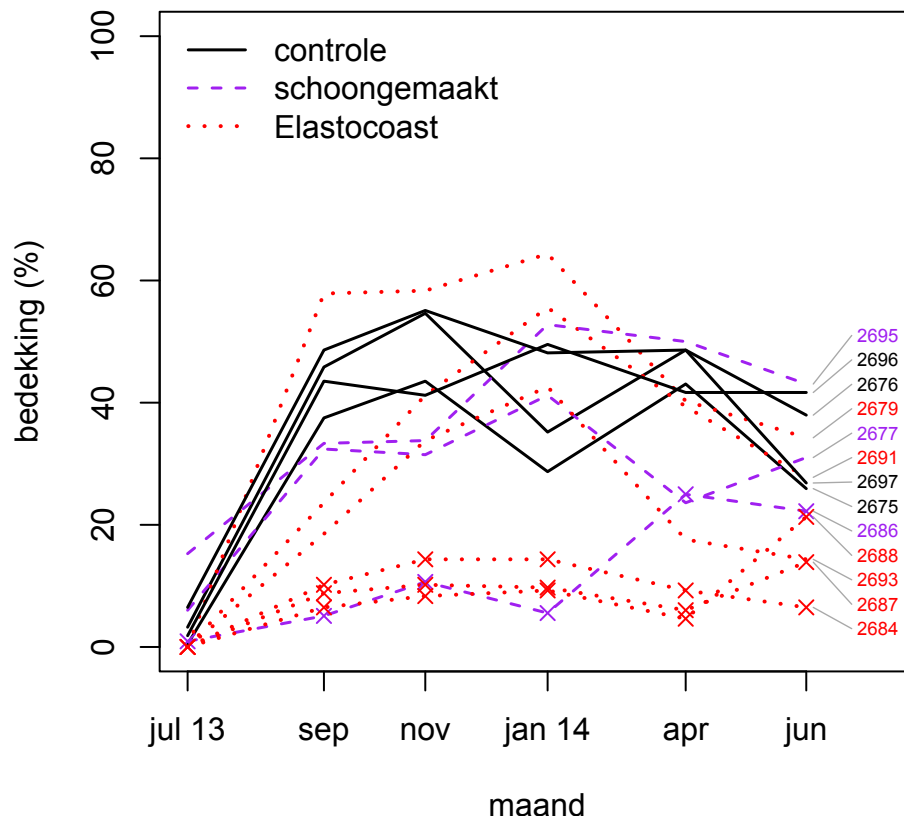
vier zuidelijkste gemonitorde strandhoofden en op strandhoofd 2695 is de hoeveelheid kaal substraat gedurende de laatste periode aanzienlijk toegenomen. Er is geen duidelijk effect van behandeling zichtbaar in de bedekkingen op de strandhoofden.

De ontwikkelingen van de bedekking door de verschillende componenten is per behandeling uitgezet in Fig. 4. Bij aanvang van de monitoring in juli 2013 zijn de gemiddelde mosselbedekkingen in alle drie de behandelingen laag. Tussen juli en september 2013 neemt de mosselbedekking binnen alle behandelingen toe, het meest op de controle strandhoofden. De gemiddelde mosselbedekking is tot en met de winter gelijk op de schoongemaakte en Elastocoast® strandhoofden. Na de winter loopt de gemeten mosselbedekking op de Elastocoast® iets terug. Er is dan ook een kleine afname op de controle strandhoofden. De schoongemaakte strandhoofden veranderen weinig en hebben tijdens de laatste bemonstering in juni 2014 een mosselbedekking die gelijk is aan die op de controles en gemiddeld hoger dan op de Elastocoast® strandhoofden.

In tegenstelling tot de mosselbedekking is de gemiddeld *Ulva* sp. bedekking kort na het aanbrengen van de Elastocoast® erg verschillend tussen de behandelingen (Fig. 4). De controle strandhoofden zijn in juli 2013 bijna geheel met *Ulva* sp. bedekt, terwijl de Elastocoast® strandhoofden nog amper door *Ulva* sp. gekoloniseerd zijn. Na de eerste opname zijn de verschillen verdwenen en ontwikkelt de *Ulva* sp. bedekking zich binnen alle drie de behandelingen vrijwel hetzelfde. Midden in de winter in januari 2014 is de *Ulva* sp. bedekking het laagst. Daarna lopen de bedekkingen in alle drie de behandelingen weer op. Ook de hoeveelheid onbegroeid (kaal) substraat of steen verschilt bij aanvang van de monitoring sterk (Fig. 4). De Elastocoast® strandhoofden zijn nog voor 72% kaal terwijl de schoongemaakte strandhoofden slechts 38% kaal substraat laten zien. De controle strandhoofden zijn praktisch geheel bedekt en er is daar maar 2% kaal substraat. Na de eerste bemonstering in juli 2013 zijn de verschillen tussen de gemiddelden van de behandeling verdwenen. Tijdens de laatste opname was het percentage onbedekte steen op de schoongemaakte strandhoofden relatief hoog, 19%.

Zand en schelpgruis bedekking ontwikkelt zich binnen de drie behandelingen vrijwel gelijk (Fig. 4). De hoogste bedekkingen worden gevonden in november 2013 (34% op schoongemaakte strandhoofden) en in januari 2014 (33% op de controles, 35% op de Elastocoast® strandhoofden). Na januari zijn de oppervlaktes bedekt met schelpengruis en zand binnen alle behandelingen gedaald.

De temporele ontwikkeling van de mosselbedekking op de afzonderlijke strandhoofden verschilt sterk (Fig. 5) en lijkt geen duidelijk verband te hebben met de behandeling. Binnen behandelingen zijn de verschillen tussen de controle strandhoofden het kleinst. De gemeten bedekking op de controles loopt tussen juli en september 2013 van minder



**Figuur 5** Mosselbedekking op de afzonderlijke primair gemonitorde strandhoofden op zes monitoringsmomenten bepaald met de fotoanalyse. De vier strandhoofden in het centrale deel van het traject (2684, 2686, 2687 & 2688) zijn met een x aangegeven. Voor nummering zie Fig. 2.

dan 10% op naar ongeveer 40% en blijft de rest van de periode redelijk constant. Twee van de drie schoongemaakte strandhoofden hebben een ontwikkeling die niet veel afwijkt van de controle strandhoofden. De mosselbedekking op het schoongemaakte strandhoofd 2686 in het midden van het traject blijft sterk achter vergeleken met de andere schoongemaakte en de controle strandhoofden. De ontwikkeling van de mosselbedekking op de Elastocoast® strandhoofden vertoont tussen strandhoofden de grootste verschillen. Aan de ene kant zijn er drie Elastocoast® strandhoofden in het centrale deel van het traject waar de bedekkingen op één waarneming in juni 2014 na allemaal onder de 20% blijven. Aan de ander kant is er één Elastocoast® strandhoofd dat zich in twee maanden heeft ontwikkeld tot het strandhoofd met de grootste moselbedekking. Dit strandhoofd (2679) heeft gedurende drie opeenvolgende bemonsteringen de grootste mosselbedekking van alle strandhoofden. Op de overige twee primair gemonitorde Elastocoast® strandhoofden ontwikkelt de mosselbedekking zich iets minder snel maar is vanaf november 2013 wel vergelijkbaar met de controle strandhoofden en de noordelijke en zuidelijke schoongemaakte strandhoofden. In april en juni 2014 verdwijnt de dichotomie, tussen de enerzijds centrale en anderzijds noordelijke en zuidelijke strandhoofden in het traject, enigszins.

De statistische analyse volgens een split plot design van de mosselbedekkingen tijdens 3 bemonsteringen in 2014 gemeten laat geen significant effect van behandeling zien (Tabel 2), ook niet als alleen getoets wordt met de gegevens van juni 2014 (Tabel 3). Binnen strandhoofden is er wel een significant effect van vak op de mosselbedekking wat staat voor positie ten opzichte van het strand. Dit vakeffect verschilt tussen bemonsteringen. In Fig. 6 is de mosselbedekking per vak gemiddeld over alle strandhoofden uitgezet. Hoe dichterbij het strand op het strandhoofd hoe lager de gemeten mosselbedekking. Een lineair negatief verband tussen mosselbedekking en vak/positie op het strandhoofd is significant ( $F_{1,4}=109.3$ ,  $P<0.001$ ,  $r^2=0.96$ ).

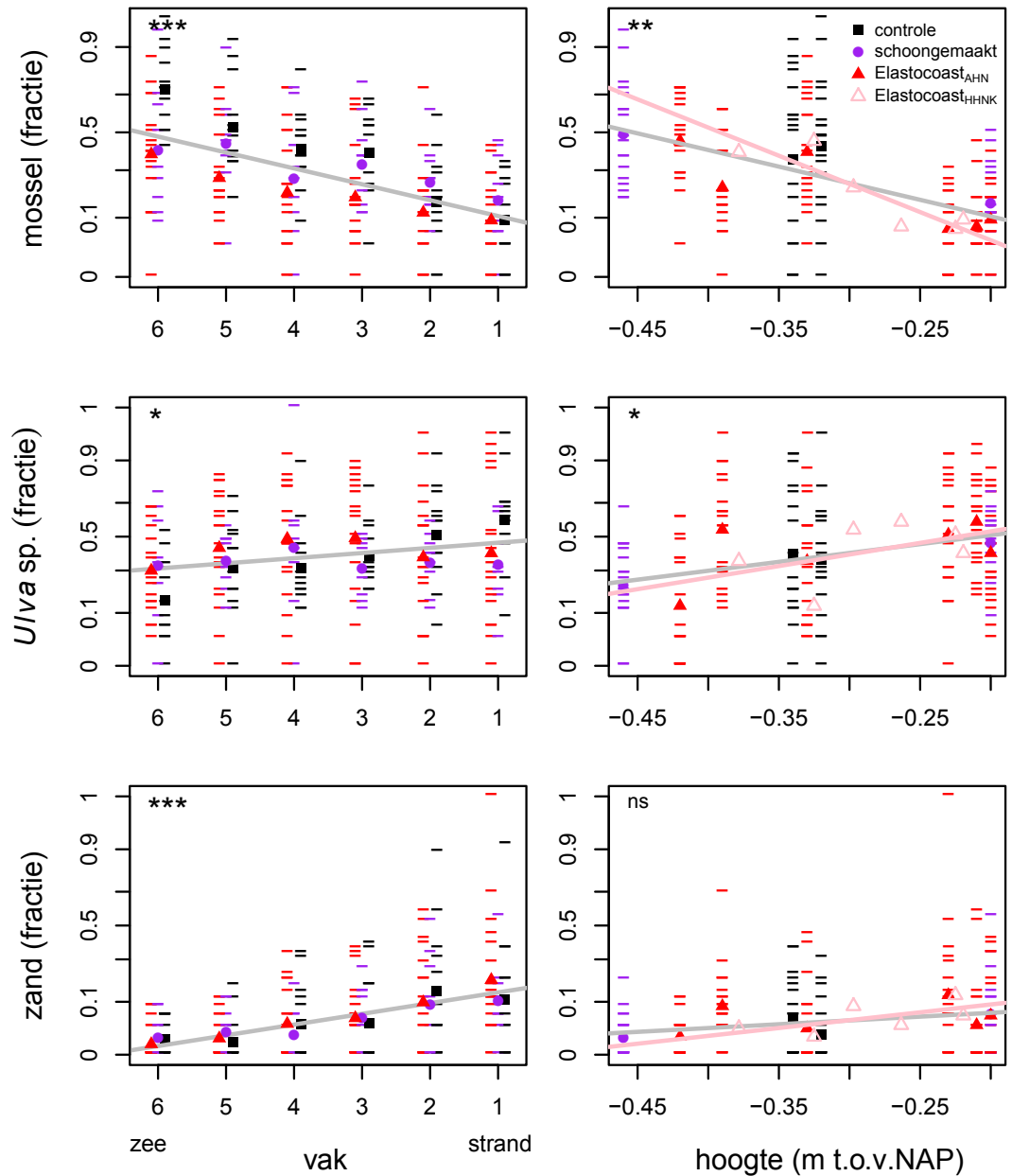
In een aparte lineaire analyse is los van behandeling het effect van hoogte van het strandhoofd op de gemiddelde mosselbedekking getoetst. Er blijkt een significant negatief effect van hoogte op de mosselbedekking te bestaan ( $F_{1,8}=20.86$ ,  $P=0.002$ ,  $r^2=0.69$ ). Voor deze toets zijn de hoogtes van AHN gebruikt. In Fig. 6 is de relatie tussen mosselbedekking en hoogte van het strandhoofd uitgezet. Met beide beschikbare hoogtedatasets, van AHN en HHNK worden vergelijkbare trends tussen mosselbedekking en hoogte ten opzichte van NAP zichtbaar. In januari 2014 zijn naast de bedekkingen van de primair gemonitorde strandhoofden ook de bedekkingen op de overige strandhoofden in het traject bepaald. Deze informatie is in Fig. 7 uitgezet waaruit ook het negatieve verband blijkt tussen mosselbedekking en hoogte van het strandhoofd over het gehele traject strandhoofden exclusief de drie zuidelijkste waarvoor geen hoogteinformatie beschikbaar was.

**Tabel 2** Split plot ANOVA van mosselbedekking op strandhoofden (sh) gemeten in januari, april en juni 2014.

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	1.708	0.854	1.566	0.256
sh(behandeling)	10	5.453	0.545		
<i>binnen strandhoofden</i>					
bemonstering	2	0.390	0.195	2.282	0.128
behandeling*bemonstering	4	0.476	0.119	1.392	0.273
sh(behandeling)*bemonstering	20	1.710	0.085		
vak	5	5.253	1.051	0.217	<0.001
behandeling*vak	10	0.992	0.099	1.909	0.066
sh(behandeling)*vak	50	2.598	0.052		
bemonstering*vak	10	0.917	0.092	2.931	0.003
behandeling*bemonstering*vak	20	0.536	0.027	0.857	0.640
sh(behandeling)*bemonstering*vak	100	3.129	0.031		

**Tabel 3** Split plot ANOVA van mosselbedekking op strandhoofden (sh) in juni 2014.

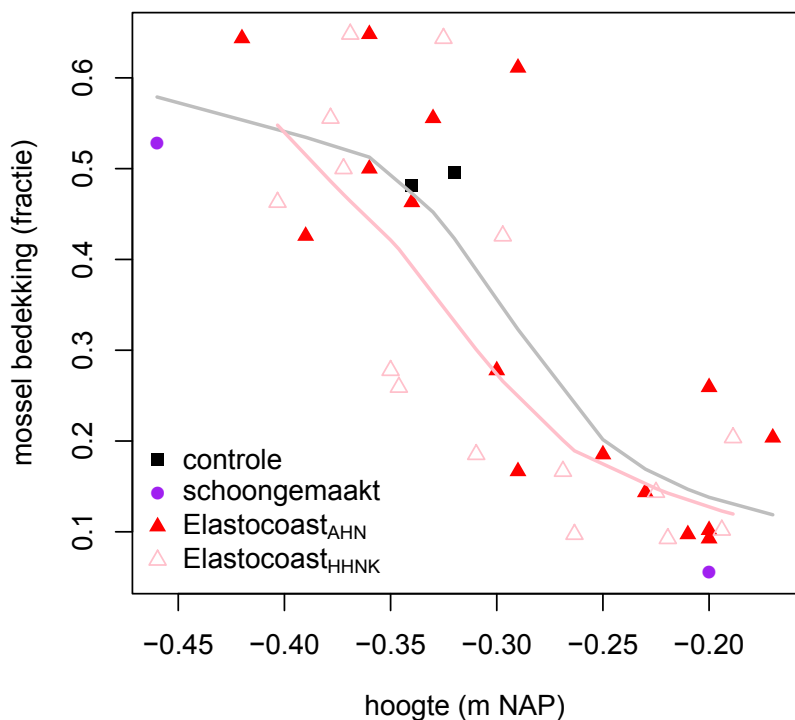
source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	0.553	0.277	2.419	0.139
sh(behandeling)	10	1.143	0.114		
<i>binnen strandhoofden</i>					
vak	5	3.325	0.665	12.925	<0.001
behandeling*vak	10	0.394	0.039	0.766	0.660
sh(behandeling)*vak	50	2.572	0.051		



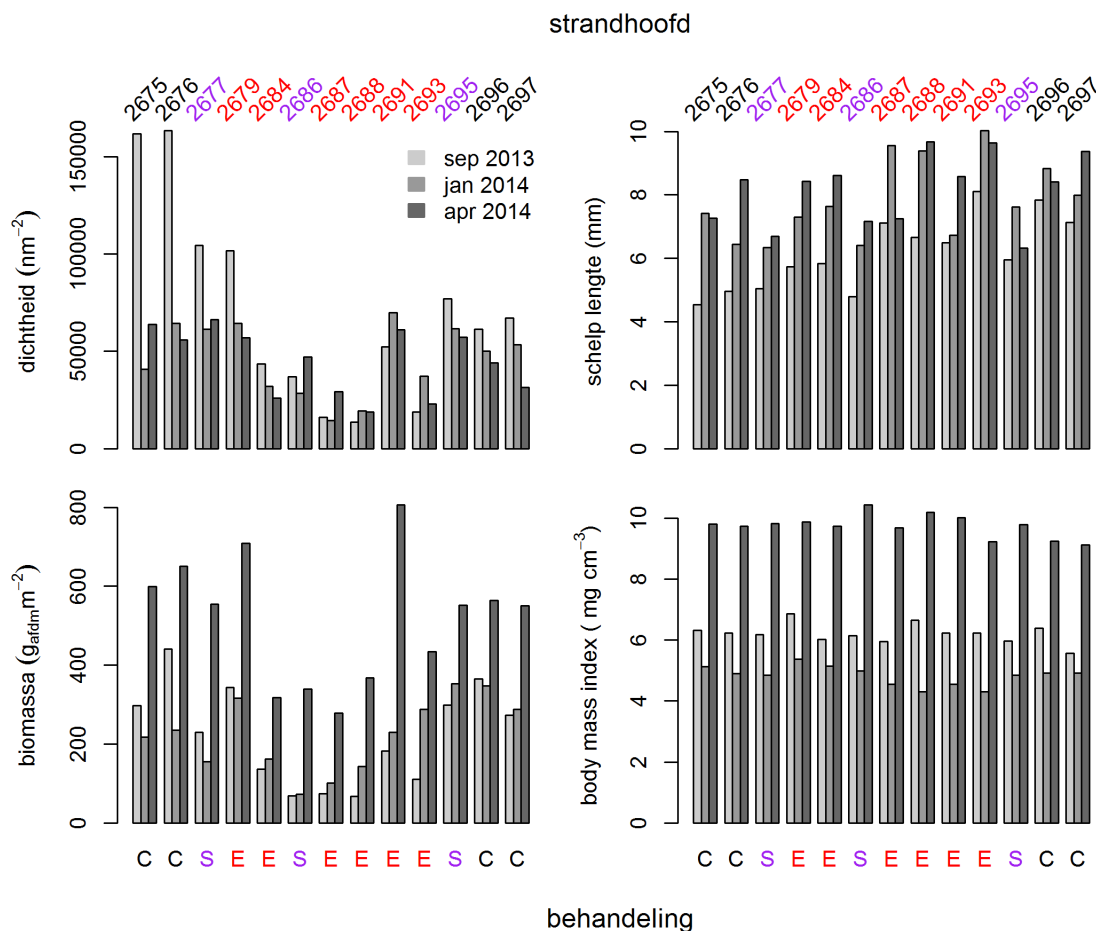
**Figuur 6** Links van boven naar beneden, fractie mosselbedekking, Ulvabedekking en zandbedekking als resultaat van de fotoanalyse per opnamevak op het strandhoofd in januari, april en juni 2014. Vak is een rangorde, vakken zijn genummerd van zes aan de zeezijde tot één aan de strandzijde. De regressie is een lineaire regressie tussen fractie bedekking per vak gemiddeld over alle behandelingen en rangordenummer van het vak. De afzonderlijke waarnemingen per vak op alle drie monitoringsbezoeken in 2014 zijn met streepjes aangegeven, de gemiddelden per behandeling met de symbolen. Rechts, relatie tussen van boven naar beneden mosselbedekking, Ulvabedekking en zandbedekking en de hoogte van het strandhoofd ten opzichte van NAP<sub>AHN</sub> behalve Elastocoast<sub>HHNK</sub> die zijn uitgezet tegen NAP<sub>HHNK</sub>. Afzonderlijke waarnemingen per vak op ieder strandhoofd gedaan in januari, april en juni 2014 zijn weergegeven met streepjes. De symbolen geven de gemiddelden over alle metingen per strandhoofd. Elastocoast<sub>HHNK</sub> zijn de gemiddelden van de Elastocoast® strandhoofden uitgezet tegen de door HHNK aangeleverde hoogtes. De regressie tussen de gemiddelde mosselbedekking en NAP<sub>AHN</sub> is gegeven door de grijze lijn. De licht rode lijn is de regressie tussen de bedekking op de Elastocoast strandhoofden tegen NAP<sub>HHNK</sub>. Significantie van de regressies (grijze lijnen) zijn gegeven met \*\*\* ( $P < 0.001$ ), \*\* ( $p < 0.01$ ), \* ( $p < 0.05$ ) en ns (niet significant).

Niet onafhankelijk van mosselbedekking maar wel illustratief zijn Ulva- en zandbedekking tijdens de drie metingen in 2014 op de primair gemonitorde strandhoofden. Ulvabedekking neemt toe op de strandhoofden in de richting van het strand ( $F_{1,4} = 10.17$ ,  $P = 0.033$ ,  $r^2 = 0.65$ , Fig. 6) en is positief gerelateerd aan hoogte van de strandhoofden ( $F_{1,8} = 6.461$ ,  $P = 0.035$ ,  $r^2 = 0.38$ , Fig. 6). De zandbedekking neemt op de strandhoofden toe van zee naar strand ( $F_{1,4} = 84.06$ ,  $P < 0.001$ ,  $r^2 = 0.94$ , Fig. 6). De hoogte van de strandhoofden heeft geen effect op de zandbedekking ( $F_{1,8} = 3.044$ ,  $P = 0.119$ ,  $r^2 = 0.19$ , Fig. 6).

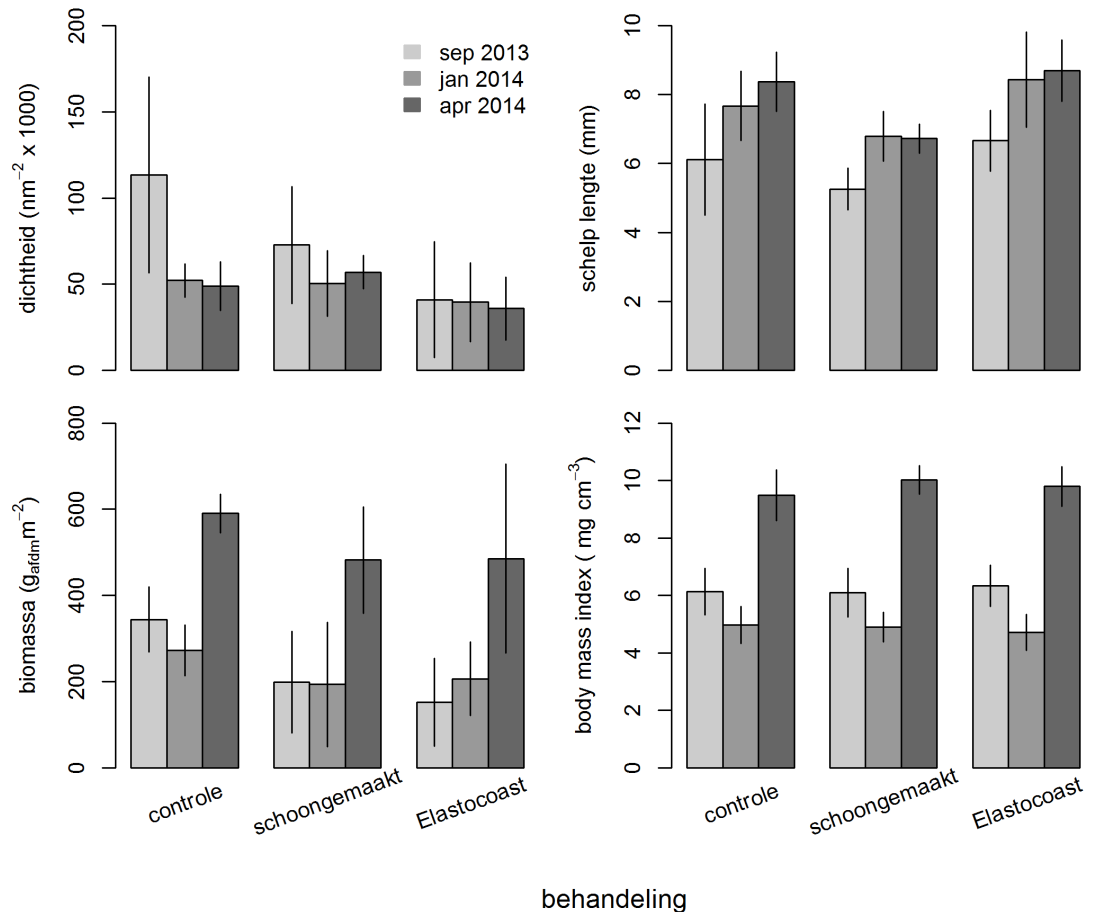




**Figuur 7** Mosselbedekking in januari 2014 op 20 strandhoofden tussen Groote Keeten en Juli-anadorp uitgezet tegen de hoogte van de strandhoofden afgeleid van AHN.nl. De Elastocoast strandhoofden zijn een tweede maal uitgezet tegen de HHNK hoogtes als Elastocoast<sub>HHNK</sub>. De lijnen zijn lowess lopende gemiddelden, de grijze over alle strandhoofden tegen de AHN.nl hoogte, de licht rode voor alleen de Elastocoast strandhoofden als functie van de HHNK hoogtes.



**Figuur 8** Gemiddelde dichtheid, biomassa, schelp lengte en body mass index van de mossels per bemonstering per strandhoofd. Behandelingen zijn controle (C), schoongemaakt (S) en Elastocoast® (E). Strandhoofden zijn op geografische volgorde van zuid naar noord weergegeven.



**Figuur 9** Gemiddelde dichtheid, biomassa schelpenlengte en BMI van de mossels per behandeling tijdens de drie meetmomenten in september 2013 en januari en april 2014. De vertical lijnen geven de standaarddeviatie van het gemiddelde van de strandhoofden per behandeling.

### Mosseldichtheid

De dichtheid van mossels op de strandhoofden kan zeer hoog oplopen, in september 2013 werden op de twee zuidelijkste strandhoofden gemiddeld dichtheden van meer dan 150 000 mossels per vierkante meter gemeten. In Fig. 8 zijn de dichtheden per strandhoofd uitgezet tijdens drie bemonsteringen, in september 2013, januari 2014 en april 2014. In september 2013 zijn de dichtheden op de zuidelijke strandhoofden het hoogst. In het centrale deel van het monitoringstraject zijn de dichtheden het laagst, minder dan 50 000 per vierkante meter. De noordelijke strandhoofden, exclusief strandhoofd 2693, hebben een mosseldichtheid tussen de 50 000 en 100 000 m<sup>-2</sup>. De verschillen in dichtheid lijken weinig verband te hebben met de behandeling. In januari 2014 zijn op de vier zuidelijke strandhoofden de mosseldichtheden beduidend afgenomen ten opzichte van september toen daar de dichtheden het hoogst waren. Op de meeste overige strandhoofden zijn de dichtheden in januari iets lager dan in september. Op drie Elastocoast® strandhoofden zijn de gemiddelde dichtheden iets toegenomen. De gemiddelde dichtheden per strandhoofd zijn in april 2014 weinig verschillend van de situatie in januari 2014, per strandhoofd zijn er kleine toe of afnames die niet gebonden lijken te zijn aan de behandeling. Gedurende de drie bemonsteringen blijven op de vier centrale strandhoofden de dichtheden het laagst.

De gemiddelde dichtheid aan mossels per behandeling was het hoogst in september 2013 op de controle strandhoofden (Fig. 9). In januari en april 2014 zijn de dichtheden op de controle strandhoofden aanzienlijk lager dan in september en tijdens de laatste twee metingen weinig verschillende van de andere behandelingen. De gemiddelde dichtheden van de behandelingen schoongemaakt en Elastocoast® verschillen niet van elkaar tijdens de drie metingen in september 2013, januari en april 2014

De split plot ANOVA waarin de variantie in mosseldichtheid wordt toegeschreven aan behandeling is niet significant (Tabel 4). Dit geldt zowel voor de analyse met de gecombineerde data van januari en april 2014 als voor een analyse met alleen de april gegevens (Tabel 5). Binnen de strandhoofden is er wel een significant effect van vak/positie van waarneming ten opzichte van het strand. Het effect van vak op de mosseldichtheid, verder uitgewerkt in Fig. 10, is negatief gaand van zee richting strand. Een lineaire regressie van mosseldichtheden per vak gemiddeld over alle strandhoofden en behandelingen is

**Tabel 4** Split plot ANOVA van mosseldichtheid ( $\text{nm}^{-2}$ ) op de strandhoofden (sh) in januari en april 2014.

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	1.254	0.627	1.549	0.259
sh(behandeling)	10	4.049	0.405		
<i>binnen strandhoofden</i>					
bemonstering	1	0.001	0.001	0.006	0.939
behandeling*bemonstering	2	0.068	0.034	0.399	0.681
sh(behandeling)*bemonstering	10	0.846	0.085		
<i>vak</i>					
behandeling*vak	5	2.074	0.415	5.849	<0.001
sh(behandeling)*vak	10	0.471	0.047	0.665	0.751
sh(behandeling)*vak	50	3.545	0.071		
<i>bemonstering*vak</i>					
behandeling*bemonstering*vak	5	0.050	0.010	0.322	0.898
sh(behandeling)*bemonstering*vak	10	0.204	0.020	0.655	0.760
sh(behandeling)*bemonstering*vak	50	1.561	0.031		

**Tabel 5** Split plot ANOVA van mosseldichtheid ( $\text{nm}^{-2}$ ) op strandhoofden (sh) gemeten in juni 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	0.846	0.423	2.325	0.148
sh(behandeling)	10	1.819	0.182		
<i>binnen strandhoofden</i>					
vak	5	1.170	0.234	4.680	0.001
behandeling*vak	10	0.197	0.020	0.394	0.943
sh(behandeling)*vak	50	2.499	0.050		

negatief en significant ( $F_{1,4}=12.87$ ,  $P=0.023$ ,  $r^2=0.70$ )

De gemiddelde mosseldichtheid per strandhoofd is negatief gecorreleerd met de hoogte van de strandhoofden (Fig. 10). Dit geldt voor de relatie met de hoogte gegevens van AHN en ook voor de hoogtegegevens van HHNK. De regressie tussen de gemiddelde mosselbedekking per strandhoofd en de hoogte in meter NAP van AHN is significant negatief ( $F_{1,8}=9.709$ ,  $P=0.014$ ,  $r^2=0.49$ ).

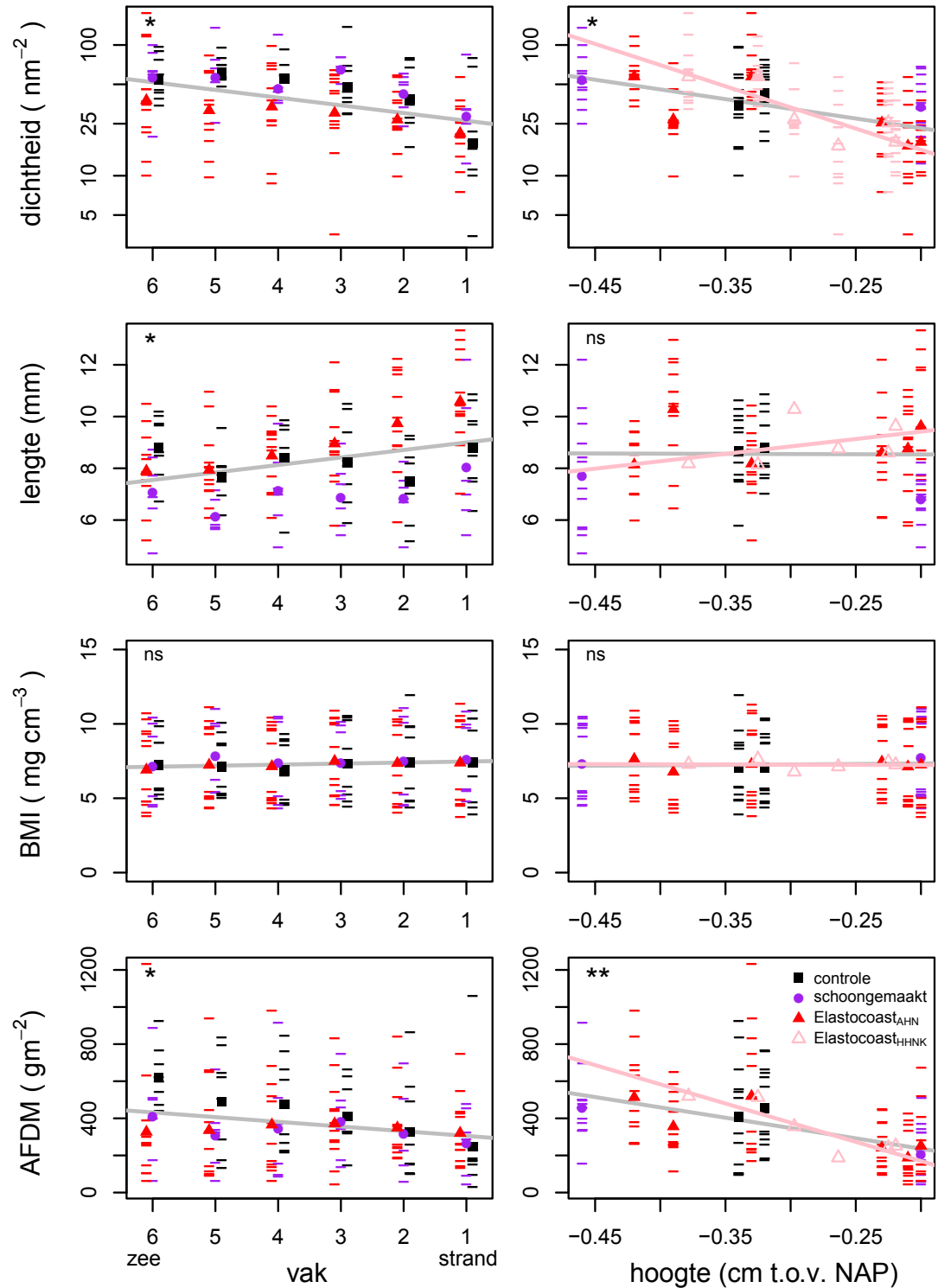
### Mossel schelplengte

Het overgrote deel van de mossels op de centrale delen van de strandhoofden is klein. De gemiddelde schelplengte per strandhoofd is met één uitzondering minder dan 10 mm (Fig. 8). In september 2013 waren de gemiddelde schelplengtes het kleinst de gemiddelden per strandhoofd lagen tussen de 4.5 en 8.1 mm. Tussen september 2013 en januari 2014 is de gemiddelde schelplengte op alle strandhoofden toegenomen. De gemiddelde schelplengtes per strandhoofd lagen toen tussen 6.3 en 10.0 mm. In april 2014 was de ontwikkeling minder eenduidig, op 8 strandhoofden namen de schelplengtes toe en op 5 waren ze afgenomen. De gemiddelde lagen toen tussen 6.3 en 9.7 mm.

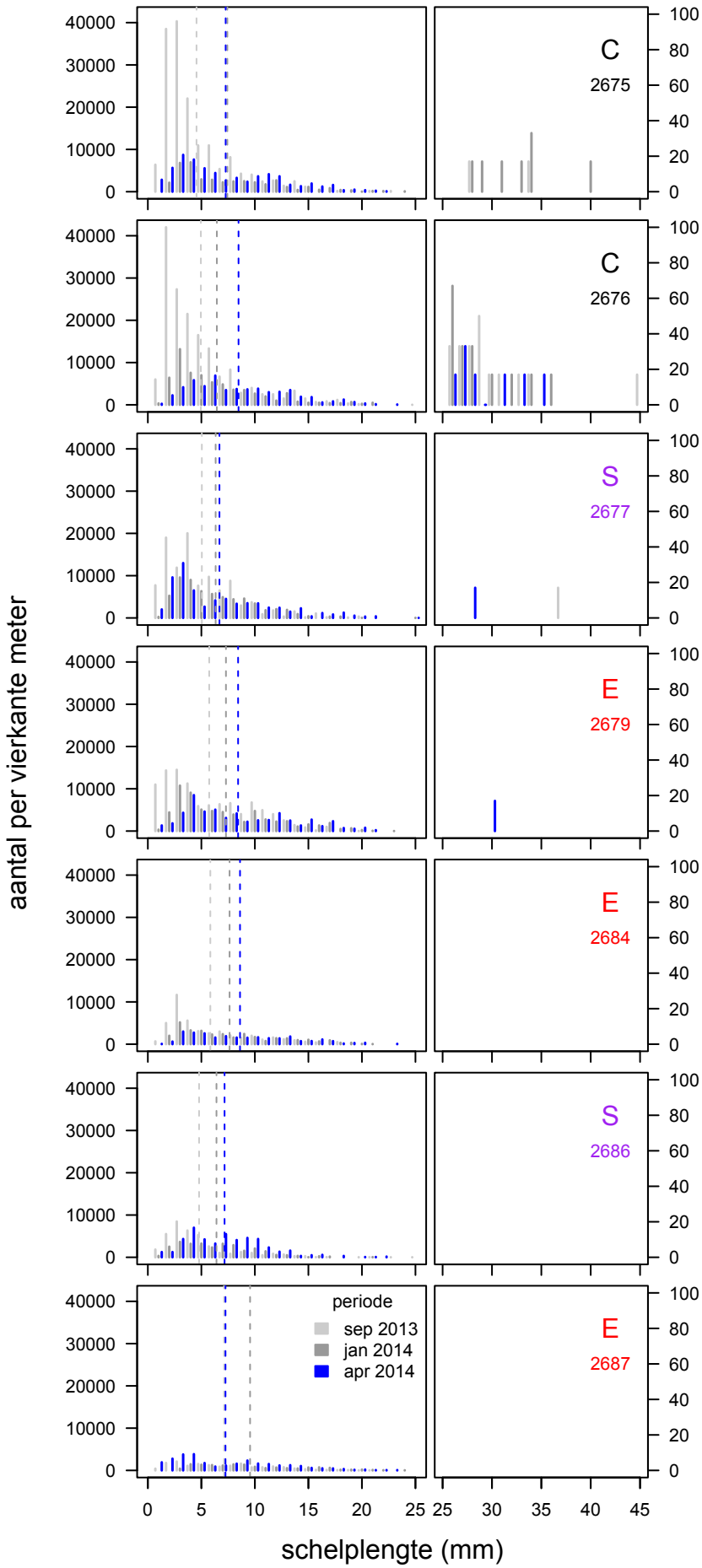
De gemiddelde lengte per behandeling was voor alle behandelingen het laagst in september 2013 (Fig. 9) en nam daaropvolgende periode toe. In de periode tussen januari en april waren de veranderingen kleiner. De schelplengte in de schoongemaakte behandeling waren op alle drie de meetmomenten vergeleken met de andere behandelingen het kleinst.

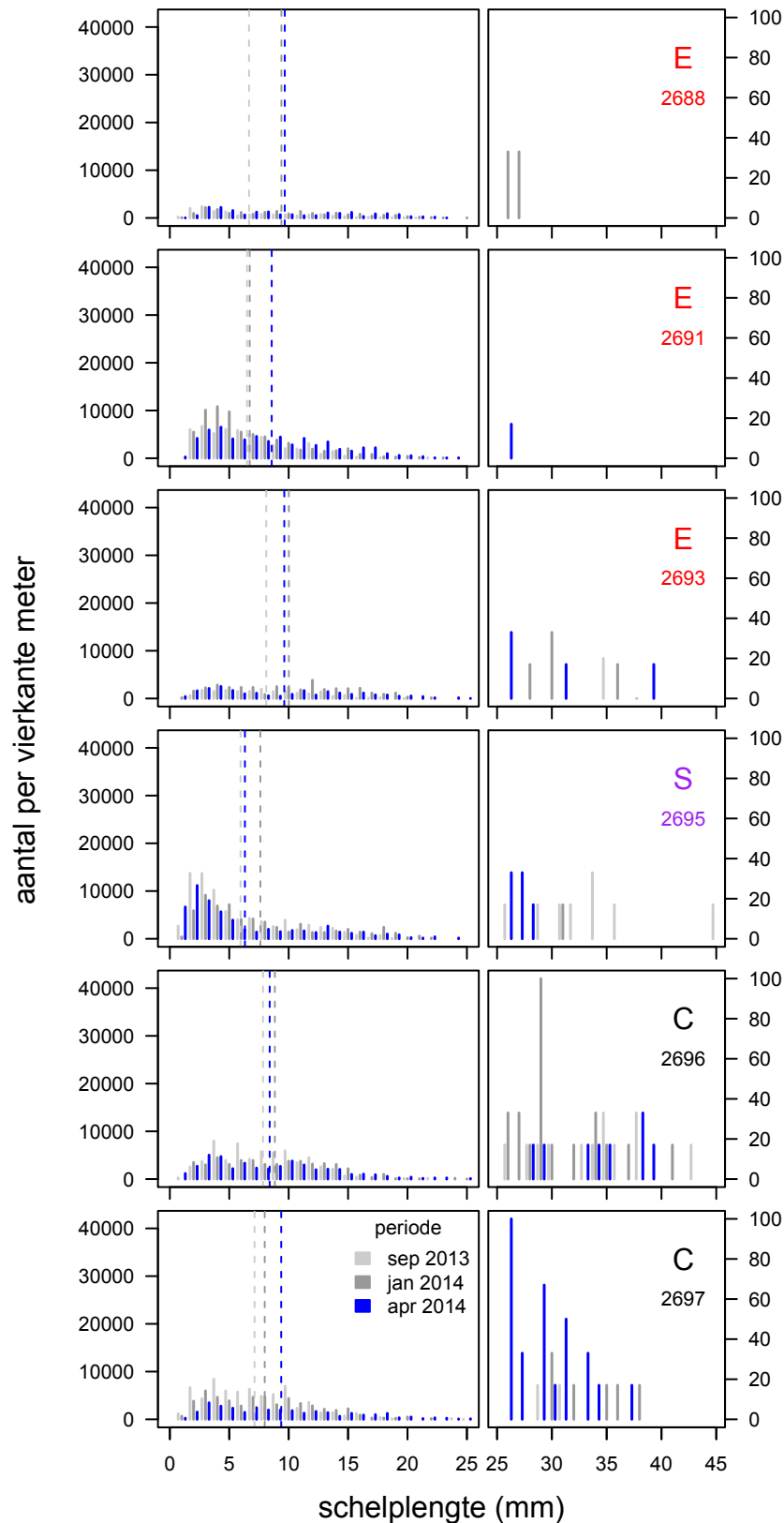
De statistische vergelijking van schelplengtes gemeten in 2014 tussen behandelingen laat een significant effect zien (Tabel 6), die kan worden toegeschreven aan gemiddeld kleinere schelpen op de schoongemaakte strandhoofden ten opzichte van de controle en Elastocoast® strandhoofden (Fig. 9). Ook de toets met alleen de gegevens van april laat een significant behandelingseffect zien. Binnen strandhoofden is er een significant effect van vak (Tabel 7). De gemiddelde schelplengte op de strandhoofden neemt toe van zeezijde richting strandzijde (Fig. 10). Er is een significante positieve relatie tussen de schelplengte in een vak gemiddeld over alle strandhoofden en de positie van het vak ten opzichte van het strand ( $F_{1,4}=8.536$ ,  $P=0.043$ ,  $r^2=0.60$ ). De hoogte van de strandhoofden ten opzichte van NAP is niet van invloed op de gemiddelde schelplengte per strandhoofd ( $F_{1,8}=0.002$ ,  $P=0.968$ ,  $r^2=-0.12$ , Fig. 10).

De lengteverdeling van de mossels per strandhoofd is voor drie monitoringsmomenten weergegeven in Fig. 11. Wat opvalt is dat mossels groter dan 25 mm grotendeels afwezig zijn op de Elastocoast® strandhoofden. Ook op de andere strandhoofden zijn er weinig



**Figuur 10** Mossel dichtheid, schelpenlengte, conditie (BMI) en biomassa (AFDM) in januari en april 2014 uitgezet tegen vaknummer (linker kolom) en hoogte ten opzichte van NAP (rechter kolom). Vakken zijn monsterlokaties op het strandhoofd genummerd op volgorde van strand richting zee. Streepjes zijn individuele waarnemingen per vak op de strandhoofden. Symbolen in de linker kolom zijn vakgemiddelden per behandeling, in de rechterkolom strandhoofdgemiddelden. Regressielijnen tussen responsvariabelen en vak rangorde (linker kolom) zijn gebaseerd op vakgemiddelden over alle strandhoofden onafhankelijk van behandeling. In de rechter kolom is de relatie tussen responsvariabelen als gemiddelde per strandhoofd en hoogte in NAP<sub>AHN</sub> als grijze lijn gegeven. In de rechter kolom zijn ook de strandhoofd gemiddelden voor de Elastocoast® behandeling uitgezet tegen NAP<sub>HHNK</sub> (Elastocoast<sub>HHNK</sub>, zonder de individuele waarnemingen te herhalen) met bijbehorende licht rode regressielijn. Significantie van de regressies wordt in de linkerbovenhoek van de panelen vermeld met \*\*\* ( $P < 0.001$ ), \*\* ( $P < 0.01$ ), \* ( $P < 0.05$ ) en ns (niet significant).





**Figuur 11** Deze en vorige bladzijde. Lengteverdeling van mossels in september 2013, januari 2014 en april 2014 op de primair gemonitorde strandhoofden. De lengteverdeling is in twee gedeelten gesplitst, mossels tot en met 25 mm zijn in de linker panelen gegeven, mossels > 25 mm staan met een andere y-as schaal rechts. De volgorde van de panelen per strandhoofd is van boven naar beneden in het traject van zuid naar noord. Behandelingen waren controle (C), schoongemaakt (S) en Elastocoast® (E).

**Tabel 6** Split plot ANOVA van mossellengte (mm) op strandhoofden (sh) in januari en april 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	88.740	44.370	6.829	0.014
sh(behandeling)	10	64.970	6.500		
<i>binnen strandhoofden</i>					
bemonstering	1	2.690	2.693	0.671	0.432
behandeling*bemonstering	2	1.740	0.871	0.217	0.809
sh(behandeling)*bemonstering	10	40.120	4.012		
<i>vak</i>					
behandeling*vak	5	56.220	11.245	5.240	<0.001
sh(behandeling)*vak	10	34.960	3.496	1.629	0.125
sh(behandeling)*vak	50	107.290	2.146		
<i>bemonstering*vak</i>					
behandeling*bemonstering*vak	5	12.220	2.444	1.216	0.315
sh(behandeling)*bemonstering*vak	10	6.890	0.689	0.343	0.964
sh(behandeling)*bemonstering*vak	50	100.490	2.010		

**Tabel 7** Split plot analyse van mossellengte op strandhoofden (sh) in april 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	47.44	23.722	10.24	0.004
sh(behandeling)	10	23.18	2.318		
<i>binnen strandhoofden</i>					
vak	5	16.89	3.377	1.399	0.241
behandeling*vak	10	11.67	1.167	0.484	0.893
sh(behandeling)*vak	50	120.67	2.413		

**Tabel 8** Split plot ANOVA van de conditie index (BMI) van mossels op strandhoofden (sh) in januari en april 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	1.318	0.6592	0.839	0.461
sh(behandeling)	10	7.859	0.7859		
<i>binnen strandhoofden</i>					
bemonstering	1	942.9	942.9	1725	<0.001
behandeling*bemonstering	2	2.8	1.4	2.573	0.125
sh(behandeling)*bemonstering	10	5.5	0.5		
<i>vak</i>					
behandeling*vak	5	3.667	0.7333	2.153	0.074
sh(behandeling)*vak	10	2.342	0.2342	0.688	0.731
sh(behandeling)*vak	50	17.03	0.3406		
<i>bemonstering*vak</i>					
behandeling*bemonstering*vak	5	4.39	0.8779	2.009	0.093
sh(behandeling)*bemonstering*vak	10	4.392	0.4392	1.005	0.452
sh(behandeling)*bemonstering*vak	50	21.853	0.4371		

**Tabel 9** Split plot analyse van de conditie index (BMI) van mossels op de strandhoofden (sh) in april 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	3.074	1.537	2.197	0.162
sh(behandeling)	10	6.994	0.699		
<i>binnen strandhoofden</i>					
vak	5	6.284	1.257	2.813	0.026
behandeling*vak	10	3.598	0.360	0.806	0.624
sh(behandeling)*vak	50	22.336	0.447		

mossels groter dan 25 mm en heeft dit weinig invloed op de gemiddelde lengte, gezien de dominantie van de kleinere lengteklassen. In september 2013 waren er vooral in het zuidelijke gedeelte van het monitoringstraject veel mosseltjes van minder dan 5 mm. In de daarop volgende bemonstering in januari 2014 waren deze kleine mossels goeddeels verdwenen. Elastocoast® strandhoofden 2679 en 2691 hebben ten opzichte van de andere vier Elastocoast® strandhoofden een dichtere bezetting aan mossels zonder dat de lengteverdeling tussen strandhoofden veel van elkaar afwijken.

### Mosselbiomassa

De mosselbiomassa op de strandhoofden is een functie van de dichtheid ( $\text{nm}^{-2}$ ), schelpvolume (schelp lengte<sup>3</sup>) en asvrijdrooggewicht van mossel vlees per volume eenheid (body mass index (BMI)). Er is een sterk effect van bemonsteringsdatum op de BMI terwijl behandeling en positie op de strandhoofden geen effect hebben op de BMI (Fig. 8, Tabel 8 & 9). Na een kleine afname van de BMI tussen september 2013 en januari 2014 neemt de BMI sterk toe tussen januari en april 2014. Er zijn geen significante lineaire verbanden tussen BMI en positie op de strandhoofden ( $F_{1,4}=6.228$ ,  $P=0.067$ ,  $r^2=0.51$ , Fig. 10) of tussen BMI en de hoogte van de strandhoofden ( $F_{1,8}=0.310$ ,  $P=0.593$ ,  $r^2=-.08$ , Fig. 10). De mosselbiomassa uitgedrukt als asvrijdrooggewicht op de strandhoofden varieerde tussen ongeveer 70 en 800 g per  $\text{m}^2$  (Fig. 8). De hoogste waarde werd bereikt in april 2013 op een Elastocoast® strandhoofd (2691), de laagste waarde werd bij aanvang van de metingen gevonden in september 2013 op Elastocoast® strandhoofd 2688. De vier strandhoofden in het midden van het traject, drie Elastocoast® en één schoongemaakt strandhoofd, hebben tijdens alle drie bemonsteringen lagere mosselbiomassa's dan de omliggende strandhoofden (Fig. 8).

Gemiddelde biomassa ( $\text{g}_{\text{AFDM}}\text{m}^{-2}$ ) per behandeling laat vooral een sterk temporeel patroon zien met de hoogste waarden in april 2014 (Fig. 9). Ten opzichte van deze temporele verschillen zijn de verschillen tussen behandelingen klein.

In de metingen van 2014 was er geen effect van behandeling op de mosselbiomassa per strandhoofd (Tabel 10), ook niet als alleen de laatste bemonstering in de analyse werd meegenomen (Tabel 11). Binnen strandhoofden had de bemonsteringsdatum wel een effect op de biomassa per vierkante meter. In april was de biomassa veel hoger dan in januari. Positie op de strandhoofden had geen significant effect op de mosselbiomassa. Echter positie op de strandhoofden als lineair effect op de gemiddelde biomassa over alle strandhoofden was wel significant negatief ( $F_{1,4}=19.17$ ,  $P=0.012$ ,  $r^2=0.78$ , Fig. 10).

**Tabel 10** Split plot ANOVA van mosselbiomassa ( $\text{g}_{\text{AFDM}}\text{m}^{-2}$ ) op strandhoofden (sh) in januari en april 2014.

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	243814	121907	0.740	0.502
sh(behandeling)	10	2E+06	164747		
<i>binnen strandhoofden</i>					
bemonstering	1	3E+06	3335966	53.610	<0.001
behandeling*bemonstering	2	8260	4130	0.066	0.936
sh(behandeling)*bemonstering	10	622306	62231		
vak	5	352360	70472	2.231	0.066
behandeling*vak	10	440347	44035	1.394	0.210
sh(behandeling)*vak	50	2E+06	31586		
bemonstering*vak	5	145970	29194	1.205	0.320
behandeling*bemonstering*vak	10	241795	24180	0.998	0.458
sh(behandeling)*bemonstering*vak	50	1E+06	24222		

**Tabel 11** Split plot ANOVA van mosselbiomassa op de strandhoofden (sh) in april 2014

source	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	P
<i>tussen strandhoofden</i>					
behandeling	2	166413	83207	0.478	0.633
sh(behandeling)	10	2E+06	173981		
<i>binnen strandhoofden</i>					
vak	5	365087	73017	1.548	0.192
behandeling*vak	10	236728	23673	0.502	0.881
sh(behandeling)*vak	50	2E+06	47168		



De mosselbiomassa op de strandhoofden nam af van zee richting strand. Hoogte van de strandhoofden had een significant negatief effect op de mosselbiomassa ( $F_{1,8}=17.56$ ,  $P=0.003$ ,  $r^2=0.65$ , Fig. 10).

### Overig macrozoöbenthos

Naast mossels zijn er in de benthosmonsters 24 andere soorten macrozoöbenthos aangetroffen. De meeste soorten (21) werden gevonden in september 2013. In januari 2014 waren er slechts 10 soorten naast de mossel aangetroffen. In april 2014 waren er 13 soorten waarvan er drie tijdens de eerdere bemonsteringen niet waren gevonden. Een overzicht van de dichtheden is opgenomen in Tabel 12. Deze dichtheden zijn veel lager dan die van de mossels. Ook wat betreft biomassa is de bijdrage ten opzichte van de mossels erg klein telkens minder dan 1 % (Tabel 13).

Samenvoeging van de waarnemingen in januari en april 2014 levert exclusief mossels een gemiddelde aantal soorten op van 7.0 op de controle strandhoofden, 5.3 op de schoongemaakte strandhoofden en 4.2 op de Elastocoast® strandhoofden. Deze verschillen tussen behandelingen zijn niet significant uitgaande van een GLM poisson model (Tabel 14).

**Tabel 12** Dichtheid ( $\text{nm}^{-2}$ ) per soort en soortenrijkdom (exclusief pokken) op de strandhoofden in september 2013 en januari & april 2014. Behandelingen waren controle (C), schoongemaakt (S) en Elastocoast® (E).

strandhoofd behandeling	2675 C	2676 C	2677 S	2679 E	2684 E	2686 S	2687 E	2688 E	2691 E	2693 E	2695 S	2696 C	2697 C	
soort	september 2013												aantal gevallen	
Oligochaeta													17	1
<i>Capitella capitata</i>				17						17		33		3
<i>Alitta succinea</i>	133	150	50	100		17	33		100	33	17	167	67	11
<i>Alitta virens</i>													3	1
<i>Eunereis longissima</i>						17							33	2
<i>Hediste diversicolor</i>					17									1
<i>Nereis pelagica</i>					17									1
<i>Eulalia viridis</i>										17				1
<i>Mysta picta</i>	50	33			17					33			17	5
<i>Polydora cornuta</i>										17				1
<i>Monocorophium acherusicum</i>											17			1
<i>Monocorophium insidiosum</i>												17		1
<i>Monocorophium sextonae</i>											17			1
<i>Apohyale prevostii</i>	33	133	33		83	50	83	83	100	33		283	167	11
<i>Jassa marmorata</i>									17	17	17	17	33	5
<i>Carcinus maenas</i>	33	17	50	17	50	33	33	67	33	83	117	100	67	13
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>		17									17			2
<i>Idotea granulosa</i>	17					33								2
<i>Idotea pelagica</i>	33	117	150	17				17	67	50	17	50	183	10
<i>Mytilus edulis</i>	161636	163250	104400	101768	43416	36867	16134	13583	52352	18800	77121	61371	67084	13
<i>Emplectonema gracile</i>		17	17											2
<i>Leptoplana tremellaris</i>	17		17											2
soortenrijkdom	8	8	7	5	6	6	4	4	6	11	7	8	10	22
	januari 2014													
<i>Capitella capitata</i>			17								17			2
<i>Alitta succinea</i>		33	67	67	17	33	17	17	67		17	50	33	11
<i>Alitta virens</i>													17	1
<i>Eulalia viridis</i>	17													1
<i>Apohyale prevostii</i>	33	33	17	33	50	117	83	67	33	17		383	117	12
<i>Jassa marmorata</i>				17					17					2
<i>Carcinus maenas</i>									17					1
<i>Idotea granulosa</i>						17								1
<i>Idotea pelagica</i>	67						17	33			50	17	50	6
<i>Mytilus edulis</i>	40901	64368	61300	64516	31933	28333	14335	19332	69832	37232	61601	50166	53534	13
<i>Emplectonema gracile</i>		3				21	25			20				4
soortenrijkdom	4	4	4	4	3	5	5	6	3	3	4	4	5	11
	april 2014													
<i>Capitella capitata</i>	33	67		50								17		4
<i>Alitta succinea</i>	33	17	67	58	25	17	67	17	33			50	17	11
<i>Mysta picta</i>	83			17							17			3
<i>Polydora cornuta</i>	17	17					33		17					4
<i>Pygospio elegans</i>	17								117					2
<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>									17					1
<i>Monocorophium insidiosum</i>	50	17	17			17					17			5
<i>Apohyale prevostii</i>		17		17	50	200	217	450	67	17		167	17	10
<i>Jassa marmorata</i>	17	83		17								33	17	5
<i>Carcinus maenas</i>			33	33			17	17			50	50	17	7
<i>Idotea pelagica</i>	33	67	33	33			17		33	33	17	100		9
<i>Mytilus edulis</i>	63934	55951	66402	56918	26032	47163	29231	18882	61134	23001	57254	44219	31518	13
<i>Emplectonema gracile</i>	1					25	17	17	3	4				6
soortenrijkdom	10	8	5	8	3	5	7	5	8	4	5	7	5	13

**Tabel 13** Biomassa in g asvrijdrooggewicht ( $m^{-2}$ ) per soort exclusief pokken op de strandhoofden in september 2013 en januari & april 2014. Behandelingen waren controle (C), schoongemaakt (S), en Elastocoast® (E)

strandhoofd behandeling	2675 C	2676 C	2677 S	2679 E	2684 E	2686 S	2687 E	2688 E	2691 E	2693 E	2695 S	2696 C	2697 C
soort	september 2013												
<i>Oligochaeta</i>													0.007
<i>Capitella capitata</i>				0.043						0.007		0.100	
<i>Alitta succinea</i>	0.163	0.193	0.020	0.183		0.018	0.027		0.095	0.075	0.008	0.170	0.075
<i>Alitta virens</i>													0.078
<i>Eunereis longissima</i>						0.020							0.140
<i>Hediste diversicolor</i>					0.193								
<i>Nereis pelagica</i>					0.037								
<i>Eulalia viridis</i>										0.008			
<i>Mysta picta</i>	0.013	0.003			0.015					0.017			0.013
<i>Polydora cornuta</i>										0.007			
<i>Monocorophium acherusicum</i>											0.008		
<i>Monocorophium insidiosum</i>												0.002	
<i>Monocorophium sextonae</i>										0.007			
<i>Apohyale prevostii</i>	0.005	0.042	0.017		0.052	0.033	0.050	0.023	0.045	0.008		0.095	0.067
<i>Jassa marmorata</i>									0.010	0.005	0.007	0.002	0.010
<i>Carcinus maenas</i>	0.312	0.120	0.350	0.058	0.185	0.318	0.037	0.798	1.125	0.445	0.627	0.762	2.783
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>		0.012									0.022		
<i>Idotea granulosa</i>	0.007					0.073							
<i>Idotea pelagica</i>	0.068	0.058	0.162	0.037				0.007	0.038	0.078	0.018	0.018	0.212
<i>Mytilus edulis</i>	296.8	441.0	229.4	342.9	136.2	68.9	74.3	67.3	181.6	109.8	299.0	365.1	273.5
<i>Emplectonema gracile</i>		0.028	0.028										
<i>Leptoplana tremellaris</i>	0.012		0.008										
totale biomassa	297.4	441.5	230.0	343.2	136.7	69.4	74.4	68.1	182.9	110.5	299.7	366.2	276.9
fractie mossel	0.998	0.999	0.997	0.999	0.996	0.993	0.998	0.988	0.993	0.994	0.998	0.997	0.988
	januari 2014												
<i>Capitella capitata</i>			0.053								0.010		
<i>Alitta succinea</i>		0.063	0.243	0.135	0.093	0.057	0.015	0.008	0.228		0.023	0.130	0.117
<i>Alitta virens</i>													0.695
<i>Eulalia viridis</i>	0.037												
<i>Apohyale prevostii</i>	0.023	0.028	0.018	0.022	0.070	0.098	0.028	0.055	0.047	0.005		0.172	0.050
<i>Jassa marmorata</i>				0.007				0.107					
<i>Carcinus maenas</i>								0.038					
<i>Idotea granulosa</i>						0.050							
<i>Idotea pelagica</i>	0.098						0.013	0.040			0.227	0.017	0.077
<i>Mytilus edulis</i>	217.0	234.9	154.9	316.5	161.9	71.9	100.7	142.3	230.0	288.0	352.8	347.9	288.2
<i>Emplectonema gracile</i>		0.120				1.038	0.518			1.040			
totale biomassa	217.2	235.1	155.2	316.7	162.1	73.1	101.3	142.5	230.3	289.0	353.1	348.2	289.1
fractie mossel	0.999	0.999	0.998	0.999	0.999	0.983	0.994	0.998	0.999	0.996	0.999	0.999	0.997
	april 2014												
<i>Capitella capitata</i>	0.060	0.163		0.213									0.033
<i>Alitta succinea</i>	0.138	0.037	0.160	0.307	0.097	0.018	0.055	0.035	0.273				0.117
<i>Mysta picta</i>	0.033			0.010									0.230
<i>Polydora cornuta</i>	0.008	0.007					0.017		0.008				
<i>Pygospio elegans</i>	0.008								0.025				
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) squamata</i>									0.008				
<i>Monocorophium insidiosum</i>	0.017	0.008	0.012			0.007					0.007		
<i>Apohyale prevostii</i>		0.023		0.038	0.055	0.233	0.263	0.390	0.103	0.015		0.132	0.015
<i>Jassa marmorata</i>	0.013	0.063		0.015								0.018	0.007
<i>Carcinus maenas</i>			0.020	0.020			0.008	0.012			0.288	0.027	0.008
<i>Idotea pelagica</i>	0.030	0.048	0.027	0.070			0.122		0.102	0.035	0.005	0.352	
<i>Mytilus edulis</i>	598.6	650.3	554.6	709.4	318.2	339.2	278.1	367.3	805.9	434.4	552.3	563.5	549.9
<i>Emplectonema gracile</i>	0.020					0.748	1.103	1.685	0.165	0.373			
totale biomassa	598.9	650.7	554.8	710.1	318.4	340.2	279.7	369.4	806.6	434.8	552.6	564.2	550.2
fractie mossel	0.999	0.999	1.000	0.999	1.000	0.997	0.994	0.994	0.999	0.999	0.999	0.999	1.000

**Tabel 14** Devianties van een Poisson regressie van het cumulatief aantal soorten macrofauna (exclusief mossel en zeepok), als functie van behandeling, aangetroffen op de strandhoofden in januari en april 2014

model	Df	Dev.	Res. Df	Res. Dev	P
NULL			12	9.611	
behandeling	2	3.5503	10	6.061	0.17



## Discussie

### Kunstmatig hard substraat

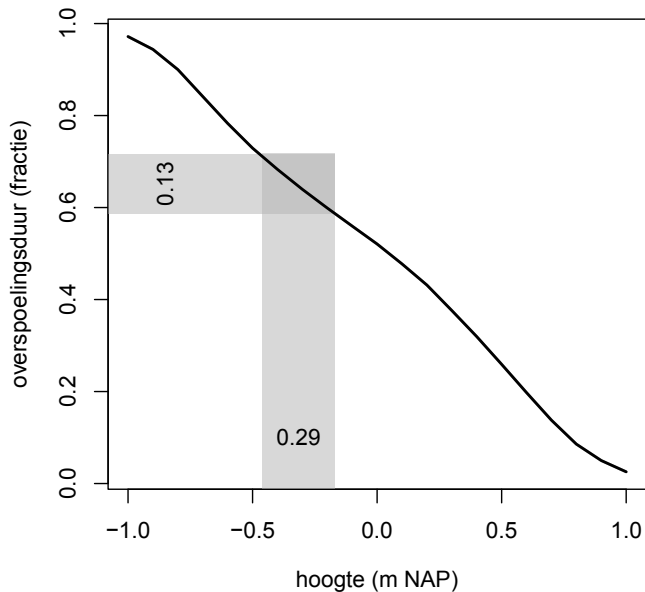
Het beoogde doel van het aanbrengen van een Elastocoast® deklaag op de strandhoofden was het verbeteren van het substraat voor aangroeiende organismen, in de eerste plaats mossels. Dit zou dan tenslotte moeten leiden tot betere foerageeromstandigheden voor vogels. Strandhoofden die primair bedoeld waren voor kustverdediging spelen hiermee ook een belangrijke ecologische rol die met specifieke aanpassing wellicht versterkt kan worden. Er is in het algemeen een toenemende belangstelling voor het verbeteren van de ecologische rol van hard substraat kustverdedigingen (Leewis et al. 1989, Chapman & Underwood 2011).

Het ecologisch functioneren van kunstmatige hardsubstraatkusten kan afhangen van verscheidene kenmerken die betrekkelijk eenvoudig te manipuleren zijn. Ten eerste van het type substraat. Bijvoorbeeld zandsteen is meer poreus en houdt water beter vast dan basalt waardoor algenbegroeiing op zandsteen doorgaans beter ontwikkeld is op zandsteen dan op basalt, maar effecten kunnen zeer specifiek zijn onder de lokale omstandigheden (Green et al. 2012). Ten tweede van de structuur van het substraat, zoals de aanwezigheid van kieren, gaten en spleten en de ruwheid van het oppervlak (Martins et al. 2010). Ten derde van de aanwezigheid van watervasthoudende structuren of getijdenpoelen. Met getijdenpoelen wordt een ander habitat gecreëerd waardoor andere soorten kunnen overleven en de biodiversiteit toeneemt (Browne & Chapman 2011, 2014). Basalt op kustverdedigingsstructuren lijkt niet het ideale substraat voor de aanhechting en overleving van flora en fauna zoals geconstateerd in de Zeeuwse delta (Leewis et al. 1989). Met dat uitgangspunt is het veranderen van het substraattooppervlak met andere meer open structuur door het aanbrengen van een Elastocoast® deklaag op de strandhoofden een kansrijke optie om de mosselbegroeiing te verbeteren. De resultaten een jaar na de ingreep laten echter geen significante verbetering maar ook geen verslechtering van de mosselpopulatie zien op de met Elastocoast® behandelde strandhoofden ten opzichte van de controle en alleen schoongemaakte strandhoofden. Dit is niet te wijten aan de ongeschiktheid van Elastocoast® als substraat, immers de strandhoofden (2679 & 2691) met de dichtste mosselbezetting waren met Elastocoast® behandeld. Maar de met basalt gezette delen van de strandhoofden blijken ook een geschikte ondergrond voor mossels die voornamelijk vanuit de kieren tussen de zuilen het oppervlak effectief koloniseren. Eén jaar na de ingreep was er geen aantoonbaar verschil tussen de behandelingen ondanks de verschillende uitgangssituaties. Naast het verschil in substraat verschilde bij aanvang van het experiment ook de mate van begroeiing, praktisch geheel begroeid op de controle strandhoofden, alleen aangroei in de kieren tussen de stenen op de schoongemaakte strandhoofden en nieuw steriel materiaal zonder enkele begroeiing op de Elastocoast® strandhoofden. Dat deze aanvangsverschillen na een jaar geen effect meer lijken te hebben wijst op een snelle kolonisatie en ontwikkeling van de biologische gemeenschap zonder dat deze zich op de langere termijn, door het successie proces, nog verder ontwikkelt tot een complexere levensgemeenschap. Dit komt overeen met de ontwikkelingstijd van de begroeiing van kunstmatige hardsubstraat structuren van vier tot acht maanden genoemd door Leewis et al. 1989. Het is wel een mogelijkheid maar gezien de huidige resultaten ligt het daarom niet voor de hand dat er op de langere termijn nog wel duidelijke verschillen in aangroei op de verschillende substraattypen gaan ontstaan.

### Zonering

Een typisch kenmerk van hard substraat kusten is de verticale zonering van de aangroeiende levensgemeenschap (Lewis 1964). Afhankelijk van de hoogte in de getijdenzone verandert de samenstelling en dominantie van soorten. Ook op strandhoofden kan een zonering herkend worden. Dit is beschreven voor strandhoofden langs de Belgische kust (Daro 1969, Engledow et al. 2001). Daro (1969) onderscheidt in het littoraal (tussen hoog en laagwaterlijn) van boven naar beneden een wier zone, een pokken zone en een mossel zone.

Omdat de gezette delen van de strandhoofden vrijwel geheel horizontaal zijn is hier geen verticale zonering te verwachten. Tussen strandhoofden zijn de hoogtes van bovenzijden wel verschillend, gebaseerd op de AHN hoogtes (gegevens van voor de toepassing van Elastocoast®) van de 20 noordelijkste strandhoofden in het monitoringtraject is er een verschil van maximaal 29 cm (tussen -0.17 en -0.46 m NAP). Dit komt overeen met een verschil in overspoelings duur tussen 59% en 72% van de tijd (Fig. 12). Deze verschillen blijken dan ook relevant te zijn voor de begroeiing. De strandhoofden in het midden van het traject liggen hoger en hebben in tegenstelling tot de andere strandhoofden een gedeeltelijke pokken bedekking. Ook de mosselbedekking en dichtheid zijn afhankelijk van de hoogte: hoe hoger hoe minder mossels. Het effect van hoogte van het substraattooppervlak was ook al opgemerkt door Paalvast (2013). Op Elastocoast® die in verschillende laagdiktes op een stroomhoofd voor de Pettemer zeeeringen was aangebracht nam de mosselbedekking af met toenemende laagdikte wat gelijk staat aan toenemende hoogte in de getijdenzone en een verminderde overspoelingsduur.



**Figuur 12** Overspoelingsduur als fractie van de tijd afhankelijk van de hoogte in m NAP, op basis van de waterstanden van meetstation Petten Zuid in 2012. De grijze banen geven de zone waarin de strandhoofden liggen met in de banen aangegeven het verschil tussen de uiterste waarden in hoogte (m) en overspoelingsduur (fractie van de tijd).

Behalve hoogte in de getijdenzone is ook de mate van expositie voor golfslag bepalend voor de aangroeiende gemeenschap (o.a. Lewis 1964) en gedocumenteerd voor hard substraat van de Belgische kust (Engledow et al. 2001). Algemeen beeld is dat bij toenemende expositie de dominantie van mossels toeneemt. De toenemende mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa van het strand richting zeezijde van de strandhoofden komt overeen met het effect van een toenemende expositie. Voor de mosselbedekkingsschattingen kan dat ook een effect zijn van een verminderde bedekking door *Ulva* sp. met toenemende expositie, waardoor de mossels beter zichtbaar worden op de foto's die gebruikt zijn voor de bedekkingbepaling.

Naast een gradient in expositie is er op de strandhoofden ook een gradient in de tegenovergestelde richting namelijk de invloed van zand. Zand kan in suspensie de mossels belemmeren in hun voedselopname en zand op en tussen de kieren van het substraat kan mossels verstikken (Zardi et al. 2006). Richting strand zullen de mossels meer last hebben van zand en de schurende werking daarvan wat een oorzaak kan zijn van de afnemende mosselbedekking, mosseldichtheid en biomassa. Over de mosselbedekking moet wel opgemerkt worden dat de bedekking alleen over de bovenste zichtbare laag gaat, mossels onder het zand worden niet opgemerkt. Dit probleem geldt niet voor mosseldichtheid en mosselbiomassa. Gegeven de gradienten in expositie en zand is het opvallend dat schelpengte iets toeneemt van zee richting strand en mosselconditie (BMI) niet afhangt van positie op de strandhoofden.

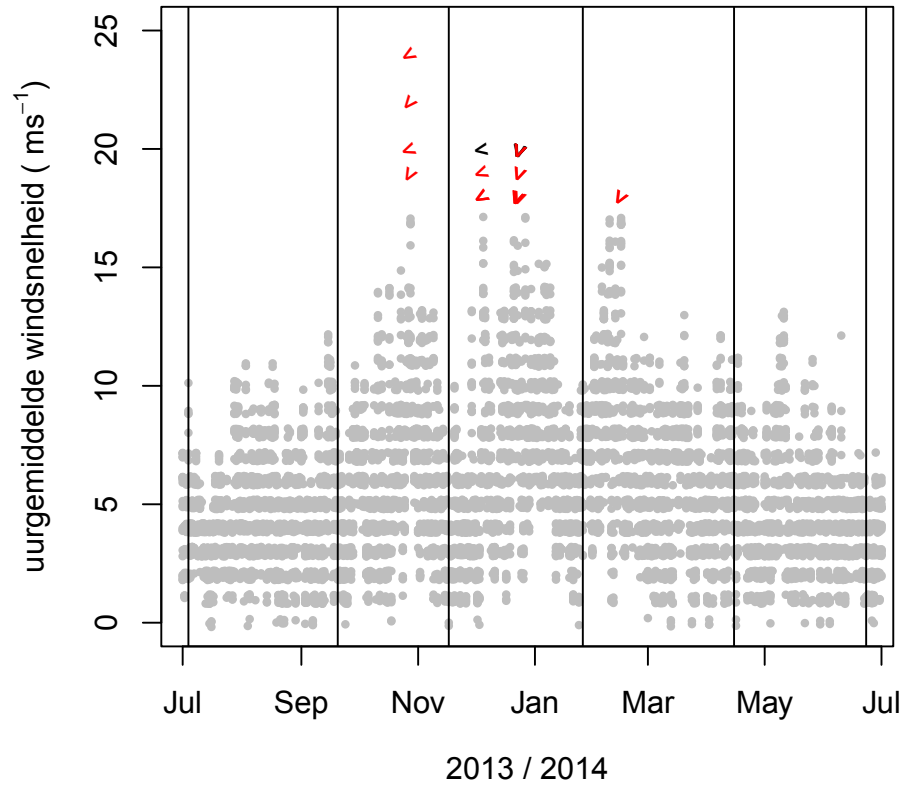
### Stormen

Beter houvast of hechting van mossels op Elastocoast® strandhoofden zou vooral zichtbaar kunnen worden na extreme omstandigheden. In de monitoringsperiode zijn een aantal stormen met uurgemiddelde windsnelheden boven de  $17 \text{ ms}^{-1}$  (8 Beaufort en meer) geweest (Fig. 13). De zwaarste storm vindt plaats tussen de bemonsteringen in september en november 2013, ook tussen november 2013 en januari 2014 en tussen januari en april 2014 heeft het gestormd. In de perioden waarin deze stormen woeden zijn geen opvallende afnames in mosselbedekking of toenames in kaal substraat geweest en zeker niet afhankelijk van substraattypen.

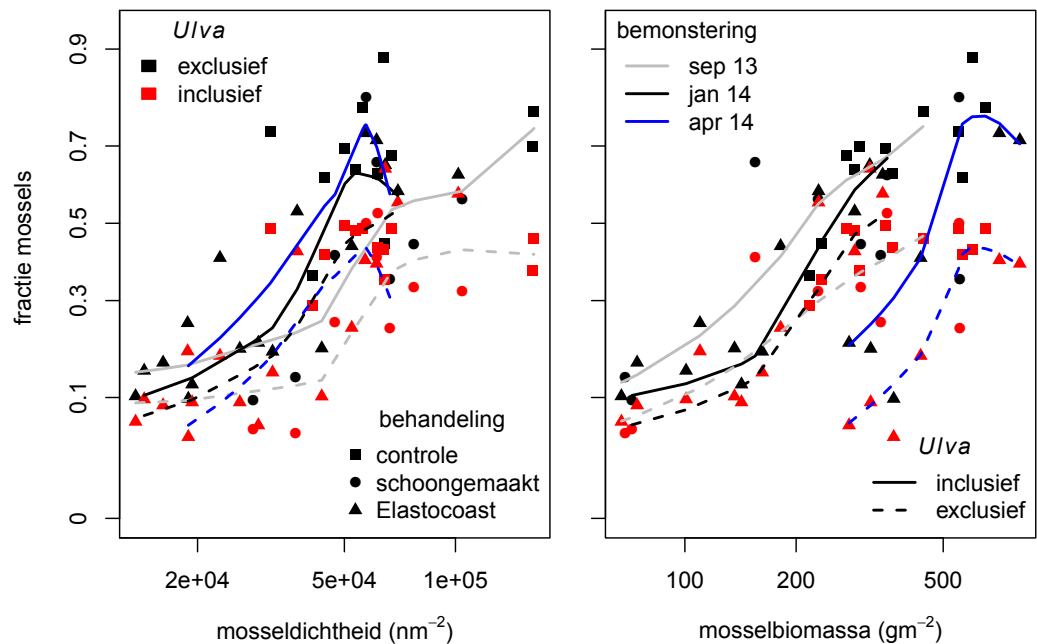
De grootste toename in kaal substraat vond plaats in de relatief rustige periode tussen april en juni 2014, met name op de schoongemaakte strandhoofden, maar ook op de controle en Elastocoast® strandhoofden. Een mogelijke verklaring voor deze verliezen is groei van de mossels. In het voorjaar neemt de concentratie phytoplankton, het voedsel van de mossel, snel toe. Mossels groeien in deze periode het hardst (Saraiva et al. 2012). De groter wordende schelpen gaan meer ruimte innemen terwijl lokaal het substraat al volledig bezet is. Het gevolg is dat de mosselmat gaat plooiën, contact verliest met het substraat en makkelijk losraakt door golfwerking of foeragerende vogels. Dit proces is in principe onafhankelijk van de aard van het substraat.

### Meetmethoden

Het mosselbestand is in dit onderzoek op twee manieren gekwantificeerd. Ten eerste als bedekking (fractie van het oppervlak) op basis van foto's waarop alleen de bovenste laag van de aangroeiende gemeenschap te zien is. Ten tweede als dichtheid ( $\text{nm}^{-2}$ ) en biomassa ( $\text{gm}^{-2}$ ) op basis van benthos monsters verzameld op een standaard oppervlak van  $100 \text{ cm}^2$ . De fotografische methode voor het schatten van de bedekkingen heeft als voordeel dat het niet erg arbeidsintensief is. Nadeel is dat bij een gelaagdheid alleen de bovenste



**Figuur 13** Uurgemiddelde windsnelheid op vliegveld De Kooy, Den Helder van juli 2013 tot juli 2014. Bij windsnelheden boven  $17 \text{ ms}^{-1}$  (8 Beaufort en meer) geeft de pijl de windrichting aan. In rood was de waterstand bij Petten Zuid in het betreffende uur  $> -0.50 \text{ m NAP}$ , dus de strandhoofden overspoeld. Verticale lijnen geven de bemonsteringen weer.



**Figuur 14** Fractie mosbedekking uitgezet tegen mosdichtheid (linker paneel) en mosbiomassa (rechter paneel), gemiddeld per strandhoofd voor alle drie de meetmomenten waarop zowel foto's, voor de bedekingsschattingen, als benthosmonsters, voor de bepaling van dichtheid en biomassa, genomen zijn. De fractie mossels is op twee manieren bepaald, als fractie van het totaal op de foto's gescoorde punten (inclusief *Ulva*) en als fractie van het aantal punten zonder *Ulva* bedekking (exclusief *Ulva*). Per monitoringsopname zijn de relaties tussen de aan de ene kant op twee manieren bepaalde mosbedekking en aan de andere kant mosdichtheid en mosbiomassa weergegeven met LOWESS lopende gemiddelden. De lopende gemiddelden zijn telkens gebaseerd op 13 waarnemingen waarin geen onderscheid is gemaakt tussen behandeling.

**Tabel 15** Pearson correlatiecoëfficiënten en bijbehorende *P* waarden tussen de mosselbedekking enerzijds en mosseldichtheid en mosselbiomassa anderzijds. Mosselbedekking is met behulp van foto's op twee manieren gekwantificeerd, alleen over het oppervlak niet bedekt met *Ulva* (exclusief *Ulva*) en over het gehele oppervlak (inclusief *Ulva*). De correlaties zijn per tijdsopname gegeven (n=13) en voor de gecombineerde opnames samen (n=39).

mosselbedekking opname	mosseldichtheid				mosselbiomassa			
	exclusief <i>Ulva</i>		inclusief <i>Ulva</i>		exclusief <i>Ulva</i>		inclusief <i>Ulva</i>	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
sep 13	0.84	<0.001	0.71	0.007	0.93	<0.001	0.92	<0.001
jan 14	0.85	<0.001	0.87	<0.001	0.83	<0.001	0.86	<0.001
apr 14	0.69	0.009	0.68	0.010	0.78	0.002	0.78	0.002
samen	0.61	<0.001	0.56	<0.001	0.69	<0.001	0.52	0.001

laag wordt gescoord. Vooral *Ulva* sp. bedekking en ook zand en gruis ontnemen het zicht op onderliggende lagen wat een onderschatting van overige begroeiing veroorzaakt. Dit betekent dat de mosselbedekking hier gerapporteerd meestal een onderschatting is van de totale mosselbedekking. Dit is bijvoorbeeld in extreme mate het geval tijdens de eerste opname op de ongemoeid gelaten controle strandhoofden (Fig. 3) waar een bijna volledige bedekking van *Ulva* sp. het zicht op de onderliggende mossels heeft ontnomen en er dus praktisch geen mossels zijn gescoord. De benthosmonsters hebben als voordeel dat ze het hele pakket die zich op het hardsubstraatoppervlak bevindt omvatten. De mosseldichtheid en mosselbiomassawaarden zullen dus niet systematische onderschat zijn zoals de mosselbedekking op basis van de foto's. Nadeel is dat het nemen en verwerken van de benthosmonsters arbeidintensief is en zodoende in tijd en ruimte minder intensief uitgevoerd is tijdens de monitoring.

Dit probleem van *Ulva* sp. die het zicht ontnemt is iets verder uitgewerkt door ook de mosselbedekking te schatten alleen op plaatsen die niet bedekt waren met *Ulva* sp. Dit levert telkens een hogere schatting van de mosselbedekking op. In Fig. 14 zijn beide schattingen van de mosselbedekking uitgezet tegen mosseldichtheid en mosselbiomassa bepaald uit de benthosmonsters. De verbanden zijn per keer redelijk sterk met correlatiecoëfficiënten tussen 0.68 en 0.93 (Tabel 15). Met de waarnemingen van de drie monitoringsopnames samengevoegd zijn de correlatiecoëfficiënten minder hoog (Tabel 15), doordat er aanzienlijke verschillen tussen seizoenen zijn. De hellingen van de afzonderlijke relaties verschillen echter weining (Fig. 14), relatieve verschillen tussen de strandhoofden zullen dus redelijk weergegeven worden door de beide bedekkingsschattingen. Toetsing van verschillen in gemiddelde mosselbedekking tijdens de laatste drie opnames, exclusief het door *Ulva* sp. bedekte oppervlak zijn tussen behandelingen niet significant verschillend ( $F_{2,10}=2.415$ ,  $P=0.14$ ). Ook tijdens alleen de laatste opname in juni 2014 was er geen significant effect van behandeling op de mosselbedkking op alleen de niet door *Ulva* sp. bedekte delen van de strandhoofden ( $F_{2,10}=1.540$ ,  $P=0.26$ ).

Ondanks de beperkingen van de fotografische analyse door de aanwezigheid van *Ulva* sp. zijn de conclusies op basis van verschillende metingen en methodieken eenduidig, namelijk geen significant effect van behandeling op de mosselpopulatie, wel effecten van positie op de strandhoofden en hoogte van de strandhoofden.

## Conclusies

-Eén jaar na het aanbrengen van een Elastocoast® deklaag op de gezette delen van strandhoofden tussen Julianadorp en Callantsoog zijn de mosselbedekking, mosseldichtheid, mosselbiomassa en mossellengte niet significant verschillend van de controle strandhoofden en op mossellengte na ook niet verschillend van alleen schoongemaakte strandhoofden.

-Hoogte ten opzichte van NAP van de strandhoofden heeft een negatief effect op mosselbedekking, mosseldichtheid en mosselbiomassa.

-Omdat het aanbrengen van een Elastocoast® deklaag het niveau van het substraatoppervlak verhoogt t.o.v. NAP en daardoor de overspoelingsduur afneemt, kan dit een negatief effect hebben op de mosselbegroeiing.

-Mosselbedekkingsmetingen op basis van foto's leiden tot een onderschatting doordat *Ulva* sp. een deel van de mossels afschermt. Dit probleem treedt niet op wanneer benthosmonsters worden genomen en gebruikt om mosseldichtheden en biomassa te meten. Ondanks dat zijn de conclusies over de vergelijkingen tussen de behandelingen eenduidig tussen de gebruikte methoden

## Referenties

- Browne, M.A. & Chapman, M.G. 2011. Ecologically informed engineering reduces loss of intertidal biodiversity on artificial shorelines. *Environmental Science & Technology* 45: 8204–8207
- Browne, M.A. & Chapman, M.G. 2014. Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Marine Ecology Progress Series* 497: 119–129
- Chapman, M.G. & Underwood, A.J. 2011. Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400: 302–313
- Daro, M.H. 1969. Étude écologique d’un brise-lames de la côte Belge. 1. Description et zonation des organismes. *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique* 99: 111-152
- Engledow, H., Spanoghe, G., Volckaert, A., Coppejans, E., Degraer, S., Vincx, M. & Hoffmann, M. 2001. Onderzoek naar (1) de fysische karakterisatie en (2) de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.0.2001.20.
- Green, D.S., Chapman, M.G. & Blockley, D.J. 2012. Ecological consequences of the type of rock used in the construction of artificial boulder-fields. *Ecological Engineering* 46: 1– 10
- Hawkins, S.J. 2012. Marine conservation in a rapidly changing world. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems* 22: 281-287
- Kersten, M. 2013. Elastocoast en kustvogels. De effectiviteit van elastocoast als (hecht)substraat voor mosselen en als voedselgebied voor scholeksters en steenlopers. A&W-rapport 1907. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Leewis, R.J., Waardenburg, H.W. & Meijer, A.J.M. 1989. Active management of artificial rocky coast. *Hydrobiological Bulletin* 23: 91-99
- Lock, M.C., Geest, H.G. van der, Lazonder, C. 2009. Early colonization of algal communities on polyurethane bonded aggregate: a field and laboratory study. *Journal of Coastal Research* 56:438-442
- Martins, G.M., Thompson, R.C., Neto, A.I., Hawkins, S.J. & Jenkins, S.R. 2010. Enhancing stocks of the exploited limpet *Patella candei* d’Orbigny via modifications in coastal engineering. *Biological Conservation* 143: 203–211.
- Paalvast, P. 2013. Inventarisatie natuurwaarden elastocoast op een strandhoofd voor de Pettemer zeeoewering. Ecoconsult rapport nr. 2013-01
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reise, K. & Lackschewitz D. 2003. Combating habitat loss at eroding Wadden Sea shores by sand replenishment. Challenges to the Wadden Sea area. Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Wadden Sea Symposium, Groningen, The Netherlands, 31 October - 3 November 2000. 197-206
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Ridder, P.-A. de, Verduin, F., Logeman, D., Kleijberg, R. & Ohm, J. 2013 Zwakke Schakels Noord-Holland Plan voor mitigerende natuurmaatregelen en aanzet tot integrale monitoringsmaatregelen. Arcadis rapport.
- Saraiva S., Meer J. van der, Kooijman S.A.L.M., Witbaard R., Philippart C.J.M., Hippler D. & Parker R. (2012) Validation of a Dynamic Energy Budget (DEB) model for the blue mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* 463:141-158
- Zardi, G.I., Nicastro, K.R., Porri, F. & McQuaid, C.D. 2006. Sand stress as a non-determinant of habitat segregation of indigenous (*Perna perna*) and invasive (*Mytilus galloprovincialis*) mussels in South Africa. *Marine Biology* 148: 1031–1038





Het NIOZ Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek is een instituut van de Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek (NWO), met vestigingen op Texel en in Yerseke.

NIOZ Texel  
Landsdiep 4  
1797 SZ 't Horntje, Texel

Postbus 59  
1790 AB Den Burg, Texel  
Nederland  
Telefoon: +31(0)222 - 369300  
Fax: +31(0)222 - 319674

NIOZ Yerseke  
Korringaweg 7  
4401 NT Yerseke

Postbus 140  
4400 AC Yerseke  
Nederland  
Telefoon: +31(0)113 - 577417  
Fax: +31(0)113 - 573616

[www.nioz.nl](http://www.nioz.nl)

NIOZ Rapport 2014-3

De missie van het NIOZ is het verkrijgen en verspreiden van wetenschappelijke kennis van zeeën en oceanen voor een beter begrip en een duurzaam beheer van onze planeet, het beheren van de nationale faciliteiten voor zeeonderzoek en het ondersteunen van marien onderzoek en onderwijs in Nederland en in Europa.

