



IMPACT VAN MACHINALE STRANDREINIGING OP STRANDVLOOIEN (*TALITRIDAE*)



Het Groene Strand is een samenwerking tussen LandschappenNL, Stichting Duinbehoud, IVN Natuureducatie, Vogelbescherming Nederland en Stichting ANEMOON om de natuur en natuurbeleving terug te brengen op de Nederlandse stranden. Het Groene Strand is mede mogelijk gemaakt door een bijdrage van de Nationale Postcode Loterij.



Documenttype: Onderzoeksrapport

Titel: Impact van machinale strandreiniging op strandvlooien (*Talitridae*)

Datum: 23 december 2021

Foto op kaft: Julia van Beinum

Veldwerk: Julia van Beinum, Annamara de Wolf
Tekst: Julia van Beinum, Annamara de Wolf
Foto's: Julia van Beinum, Adriaan Gmelig Meyling, Annamara de Wolf

Te citeren als: Beinum, J. van & Wolf, A.M. de (2021). Impact van machinale strandreiniging op strandvlooien (*Talitridae*), Stichting ANEMOON.

Projectnaam: Het Groene Strand
Het Groene Strand is een samenwerking tussen LandschappenNL, Stichting Duinbehoud, IVN Natuureducatie, Vogelbescherming Nederland en Stichting ANEMOON om de natuur en natuurbeleving terug te brengen op de Nederlandse stranden. Het Groene Strand is mede mogelijk gemaakt door een bijdrage van de Nationale Postcode Loterij

Uitvoering onderzoek: Stichting ANEMOON



Stichting ANEMOON

ANalyse Educatie en Marien Oecologisch ONderzoek
Postbus 29, 2120 AA, Bennebroek
Tel: 0252-531111
Kvk: 41226121, BTW: NL 8016.68.165.B01
E-mail: info@anemoon.org
Website: www.ANEMOON.org



Samenvatting

Stranden vormen een unieke overgangszone van zee naar land. Hier leven bijzondere organismen die elders in Nederland niet voorkomen. De natuurlijke habitat op stranden staat echter steeds meer onder druk door tal van menselijke activiteiten, zoals massale betreding door strandbezoekers, maar ook door machinale reiniging om het de strandbezoekers zo veel mogelijk naar de zin te maken. Tijdens het machinaal reinigen van stranden wordt niet alleen afval verwijderd, maar ook bijna al het vloedmerk dat wordt gevormd door aangespoelde organismen uit zee. Door het machinaal reinigen gaat een noodzakelijke voedselbron en een belangrijk leefgebied verloren voor planten, insecten en kleine kreeftachtigen die specifiek zijn voor het strandbiotoop. Het verdwijnen van deze soorten heeft als gevolg dat de biodiversiteit afneemt. Daarom is het van uiterst belang de habitat van het strand, en de soorten die er leven, te beschermen. Een van de soorten die onder druk staat door het machinaal reinigen van stranden zijn strandvlooien (*Talitridae*). Strandvlooien zijn volledig afhankelijk van de specifieke omstandigheden op stranden. De dieren zijn een cruciale schakel in het voedselweb omdat ze op hun beurt voor andere soorten als voedselbron dienen, bijvoorbeeld voor vogels. Daarnaast zorgen ze voor de vertering van wieren waardoor onder meer nutriënten beschikbaar komen voor planten die nodig zijn voor de vorming van embryonale duinen. Deze duintjes helpen de kust op een natuurlijke manier te beschermen tegen afslag tijdens zware stormen. Wanneer er handmatig (manueel) wordt gereinigd, kan vloedmerk blijven liggen en afval ertussenuit worden gehaald. De verstoring is dan minimaal waardoor de strandspecifieke planten diersoorten een betere kans krijgen om te overleven.

Om de impact van machinale strandreiniging op strandvlooien te onderzoeken is onderzoek uitgevoerd waar in dit rapport verslag van wordt gedaan. Ten behoeve van dit onderzoek zijn twee stranddelen gekozen met elk een ander reinigingsregime (machinaal en manueel). Gedurende het onderzoek is er op het machinaal gereinigd stranddeel drie keer machinaal gereinigd, hetgeen geclassificeerd zou kunnen worden als ‘milde’ machinale reiniging. In elk deel zijn vijftig transectlijnen uitgezet met elk vijf plots (telplekken). In totaal zijn over beide stranddelen 500 tellingen uitgevoerd. Naast het systematisch tellen van de strandvlooien zijn ook de bedekkingspercentages van het vloedmerk rondom en in het plot en de afstand van het vloedmerk tot het plot genoteerd.

De resultaten laten zien dat er op het manueel gereinigd stranddeel hogere aantallen strandvlooien voorkwamen dan op het machinaal gereinigd stranddeel, maar niet dankzij verschillen in de vloedmerk-bedekking. Mede dankzij de mildheid van de machinale reiniging verschilde de vloedmerk-bedekking niet significant per stranddeel. Het is daarom niet uit te sluiten dat andere menselijke en natuurlijke factoren van invloed zijn geweest op het aantal strandvlooien, zoals bijvoorbeeld betreding door mensen en rijdende voertuigen. Daarnaast maken de resultaten inzichtelijk dat, onafhankelijk van het reinigingsregime, aantallen strandvlooien hoger werden naarmate de bedekking van vloedmerk hoger werd. Dit verband was het sterkst op de hoogwaterlijn, waar ook de grootste aantallen strandvlooien werden gevonden. Gebaseerd op dit resultaat kan geconcludeerd worden dat manuele strandreiniging en het laten liggen van vloedmerk bevorderlijk is voor strandvlo-populaties.

De uitkomsten van dit onderzoek zijn niet direct toepasbaar voor andere kenmerkende strandsoorten vanwege de andere leefwijze en biotoopeisen van deze soorten, maar de resultaten tonen wel aan dat strandvlooien een goede indicator kunnen vormen voor de mate van verstoring op stranden. De positieve effecten van het beperken van verstoring door machinaal reinigen zullen ook van toepassing zijn voor andere kenmerkende strandsoorten en zal bijdragen aan het behoud en herstel van de biodiversiteit in Nederland.

Inhoudsopgave

SAMENVATTING	3
1. INLEIDING	5
1.1. TOENEMENDE DRUK OP HET STRAND	5
1.2. GEVOLGEN VAN HET VERWIJDEREN VAN VLOEDMERK	5
1.3. STRANDVLOOIEN ALS INDICATOR VOOR VERSTORING	6
1.4. DE BIOLOGIE VAN STRANDVLOOIEN	6
1.5. DOELSTELLING ONDERZOEK	7
2. METHODE	8
2.1. ORGANISME	8
2.2. ONDERZOEKSGBIED	8
2.3. REINIGINGSREGIME	9
2.4. STEEKPROEFONTWERP	10
2.5. DATA-ANALYSE	12
3. RESULTATEN	13
3.1. AANTALLEN STRANDVLOOIEN	13
3.2. VLOEDMERK IN HET PLOT	14
3.3. VLOEDMERK RONDOM HET PLOT	15
3.4. VERBAND TUSSEN STRANDVLOOIEN EN VLOEDMERK	16
4. DISCUSSIE	18
4.1. MENSELIJKE IMPACT OP STRANDVLOOIEN	18
4.2. INVLOED VAN OMGEVINGSVARIABLEN OP STRANDVLOOIEN	19
4.3. HET BELANG VAN DE HOOGWATERLIJN	20
4.4. HERSTELLEND VERMOGEN VAN STRANDVLO-POPULATIES	20
4.5. IMPLEMENTATIE VAN RESULTATEN	21
5. CONCLUSIE	21
REFERENTIES	22
APPENDIX	26

1. Inleiding

1.1. Toenemende druk op het strand

Het strand herbergt een dynamisch ecosysteem dat ruimte biedt aan bijzondere soorten die bijdragen aan de biodiversiteit (Llewellyn & Shackley, 1996). Dit ecosysteem komt de laatste jaren steeds meer onder druk te staan door klimaatverandering en een toename van menselijke activiteiten. Het aantal vakantiehuisjes aan de kust is toegenomen en zo ook de infrastructuur naar het strand toe (Davenport & Davenport, 2006; Noriega et al., 2012). Ondanks de toegenomen kwetsbaarheid van kustgebieden blijven stranden veel badgasten aantrekken (Yanes et al., 2019). Uit binnen- en buitenland komen mensen op de Nederlandse stranden af (Decisio, 2011). Met name tijdens het toeristenseizoen in de zomer is de betreding op stranden hoger dan in andere seizoenen. Strand met veel afval zijn minder aantrekkelijk voor bezoekers en worden niet of minder snel bezocht (Ryan, 2014; Williams & Micallef, 2009). In de zomer wordt het strand dan ook intensief gereinigd, om zo de stranden schoon en aantrekkelijk te houden voor toeristen en recreatie (van de Velde & Wienhoven, 2012; Davenport & Davenport, 2006).

1.2. Gevolgen van het verwijderen van vloedmerk

Drukbezochte stranden worden vaak machinaal gereinigd. Tijdens het machinaal reinigen van het strand wordt naast afval ook bijna al het vloedmerk verwijderd, onder meer bestaande uit aangespoelde wieren, hydropoliepen, schelpdieren, kwallen, wormen, stekelhuidigen, vissen, vogels en zeezoodieren. Door het huidige, vaak intensieve, reinigingsbeheer op het strand neemt de biomassa en biodiversiteit af (Dugan et al., 2003; Llewellyn & Shackley, 1996; Malm, et al., 2004). Als het vloedmerk wordt weggehaald verdwijnt daarmee een belangrijke voedselbron, schuilgelegenheid en microhabitat voor soorten die hier afhankelijk van zijn (Löffler & Slim, 2008; Ruiz-Delgado et al., 2016; Spiller et al., 2010).

Het verwijderen van vloedmerk verstoort dus het voedselweb en het ecosysteem op het strand. De afbraak van het vloedmerk gebeurt normaliter op natuurlijke wijze door onder meer schimmels, bacteriën, strandvlooien, mariene pissebeden en wiervliegen. Deze organismen leven in, onder en van het vloedmerk en hebben te lijden onder de intensieve reiniging van stranden (Cadée, 2014; Cadée & Smit, 2014). De larven van wiervliegen bijvoorbeeld, zij voeden zich met rottend wier en met de microorganismen die op het wier leven (Cadée, 2014). De volwassen exemplaren lijken zich vooral te voeden met het buitenste slijm laagje van het wier (Griffiths & Stenton-Dozey, 1981). Daarbij zijn strandvlooien en de larven van wiervliegen op hun beurt een belangrijke schakel in het voedselweb omdat ze voor andere soorten, zoals vogels, als voedselbron dienen (Morrit & Spicer, 1998).

Naast het verdwijnen van een voedselbron verdwijnt ook nestgelegenheid voor vogels die rondom het strand leven zoals de Strandplevier, Bontbekplevier en de Zilvermeeuw (Stienen, 2002; Bijl, 2021; Dynamisch Kustbeheer, z.d.). Naast dieren hebben ook planten te lijden onder intensief reinigingsbeheer. Door de natuurlijke afbraak van vloedmerk worden nutriënten de bodem ingebracht die nodig zijn voor planten om te groeien. Door het verwijderen van vloedmerk nemen vestigingsplekken voor duinvegetatie af en wordt de vorming van embryonale duinen belemmerd (Engelbertink et al., 2009; Löffler & Slim, 2008). Onze kustbescherming verslechterd doordat er dan geen embryonale duinen meer zijn om afslag tijdens zware stormen te verminderen. Op minder drukbezochte stranden waar meer ruimte is voor de natuur wordt steeds vaker overgestapt op manuele reiniging waardoor alleen het afval geruimd wordt en het vloedmerk blijft liggen. Dit zorgt ervoor dat de habitat van het

strand en het voedselweb in stand worden gehouden, hetgeen leidt tot een hogere biodiversiteit vergeleken met een machinaal gereinigd strand (Dungan et al., 2003).

1.3. Strandvlooien als indicator voor verstoring

Voor dit onderzoek naar de impact van machinale strandreiniging is gekozen voor de soortgroep *Talitridae* (strandvlooien). Strandvlooien worden negatief beïnvloed door de verwijdering van vloedmerk, door de druk van de schoonmaakmachine op het zand en door het reinigen (harken of zeven) van het zand zelf. Door machinale reiniging wordt het zand waarin strandvlooien overdag schuilen verstoord en het vloedmerk wat als voedingsbron en als bescherming tegen uitdroging dient is door machinale reiniging minder beschikbaar. Wanneer wier aanspoelt blijken strandvlooien tot de eerste kolonisatoren te horen (Colombini & Chelazzi, 2003). Bovendien lijkt de strandvlo vanwege de gevoeligheid voor verstoring een goede indicator te zijn voor de mate waarop menselijke activiteiten impact veroorzaakt op stranden (Veloso et al., 2008; Bessa et al., 2014). Vorig onderzoek toonde aan dat betreding door mensen en rijdende voertuigen een negatieve invloed hebben op de aanwezigheid en de aantallen van strandvlooien (Ugolini et al., 2008).

1.4. De biologie van strandvlooien

De soorten die tot de familie *Talitridae* van de Amphipoda (vlokreeften) behoren onderscheiden zich van andere amphipoden door hun levenswijze op of boven de hoogwaterlijn. In Nederland komen op zandstranden voornamelijk de Gewone- (*Talitrus saltator*), Bestippelde- (*Deshayesorchestia deshayesii*) en Witoog-strandvlo (*Pseudorchestoidea brito*) voor (Dekker, 1978). Andere soorten *Talitridae*, zoals kwelderspringers, leven in biotopen die gekenmerkt worden door bijvoorbeeld stenen, dijken, oevers van brak en zoet water of slik (Dekker, 1978). Op sommige brede stranden kan het mogelijk zijn dat strandvlooien en kwelderspringers samen voorkomen. De meest voorkomende soort in Nederland is de Gewone strandvlo, gevolgd door de Bestippelde strandvlo (Fig. 1). De Gewone- en de Bestippelde strandvlo breken vloedmerk af en voeden zich daarmee. De Witoog-strandvlo eet uitsluitend stukjes plantaardig materiaal dat tussen zandkorrels zit (Gonçalves et al., 2003). In tegenstelling tot de Gewone- en Bestippelde strandvlo, die vooral nabij de hoogwaterlijn leven, komt de Witoog-strandvlo juist voor op de nattere delen nabij de laagwaterlijn.

De Gewone strandvlo heeft een halfjaarlijkse reproductie cyclus en de levensduur is 18-21 maanden, waardoor het grootste deel van het jaar er meerdere generaties zijn (Marques et al., 2003). Van mei tot augustus planten ze zich voort (Williams, 1978). De embryos ontwikkelen zich tegen het lijf van het vrouwtje in een soort 'broedbuidel' en worden geworpen als zij volgroeid, maar nog zeer klein zijn (Moritt & Spicer, 1996). Juveniele strandvlooien (0.38 mm – 1.78 mm) kunnen zich nog niet ingraven en zijn daarom afhankelijk van vloedmerk dat hen beschermt tegen uitdroging (Ruiz-Delgado et al. 2016; Marques et al., 2003). Afhankelijk van de soort en omgevingsfactoren kunnen vrouwtjes zich voortplanten na ongeveer 45 dagen als ze rond de 0.8 mm groot zijn (Marques et al., 2003). De Bestippelde strandvlo plant zich voort van april tot november en heeft een levensduur van 5-7 maanden. Er zijn aanwijzingen dat de Bestippelde strandvlo zich meerdere keren per seizoen kan voortplanten (Ayari-Akkari et al., 2014). De Witoog-strandvlo plant zich halfjaarlijks voort en leeft 5-9 maanden afhankelijk van de omgevingsfactoren van het leefgebied (Gonçalves et al., 2003). Eerder onderzoek heeft aangetoond dat de levensduur en reproductieve periode van strandvlooien mogelijk worden beïnvloed door omgevingsfactoren (Marques et al., 2003).

Strandvlooien zijn herbivoor en behoren tot de kreeftachtigen (Cadée, 2014; Olabarria et al., 2009). Ze verteren organisch vloedmerk waardoor waardoor nutriënten beschikbaar komen voor planten en voor dieren die in de zandbodem leven, hiermee vervullen ze een belangrijke rol in het ecosysteem van het strand (Ruiz-Delgado et al., 2016; Salathe & Riera, 2012;; Veloso et al., 2012). Strandvlooien gebruiken het vloedmerk als voedselbron en als bescherming tegen uitdroging (Cadée, 2014 & Cadée & Smit, 2014). Strandvlooien komen in grotere aantallen voor onder vloedmerk dan in en op kaal zand (Ruiz-Delgado., 2016), maar graven zich gedurende de dag in vochtig zand in (Borgioli et al., 1999). Gedurende de nacht zijn adulte strandvlooien het meest actief want dan zoeken ze naar voedsel (Geppetti & Tongiorgi, 1967). Juveniele strandvlooien zijn vroeg in de ochtend of in de schemering actief (Scapini, 1992; Nardi et al., 2003). Strandvlooien leven met name in zand dat een vochtpercentage heeft van 2 tot 4 procent (Williams, 1983). Het vochtpercentage van het zand verandert gedurende de dag onder invloed van het getij en de zon. Wanneer het zand te nat is trekken de strandvlooien naar hogere delen die droger zijn (Geppetti & Tongiorgi, 1967). Migratie vindt voornamelijk plaats langs de land-zee-as en verschilt per seizoen (Scapini et al., 1992; Awski et al., 2000). In de zomer komen strandvlooien met name voor tot enkele meters na de hoogwaterlijn en in de winter trekken strandvlooien hoger het strand op richting het supralitoraal (Awski et al, 2000). Strandvlooien zijn in staat grote afstanden af te leggen, zelfs tot 200 meter gedurende een etmaal (Scapini et al., 1992). Naast horizontale verplaatsing over het zand, kunnen strandvlooien zich verticaal ingraven. In de zomer tot een diepte van 10-30 centimeter en in de winter tot 100 centimeter (Williams, 1983).

1.5. Doelstelling onderzoek

Tot nog toe is er weinig bekend over de kwantitatieve verspreiding van strandvlooien langs de Nederlandse kust. Om inzicht te krijgen in de impact van machinale strandreiniging op strandvlooien zijn in dit onderzoek twee stranddelen met elk een ander reinigingsregime vergeleken. De vergelijking was gericht op het aantal strandvlooien en de vloedmerk-bedekking op een manueel en machinaal gereinigd strand. Er werden lagere aantallen strandvlooien verwacht op een machinaal gereinigd strand in vergelijking tot een manueel gereinigd strand. Vanwege de machinale reiniging werd verwacht dat de vloedmerk-bedekking op een machinaal gereinigd strand lager zou zijn dan op een manueel gereinigd strand. Tevens is onderzocht of er een verband is tussen strandvlooien en vloedmerk. De verwachting was dat een toename in vloedmerk-bedekking zou leiden tot hogere aantallen strandvlooien. Ten slotte is onderzocht op welke hoogte van het strand in de zomerperiode de meeste strandvlooien voorkomen.

Opgesomd, is het doel van dit onderzoek de volgende vraagstellingen te beantwoorden:

- Is er een verschil tussen het aantal strandvlooien op een machinaal gereinigd strand en een manueel gereinigd strand?
- In hoeverre zijn er verschillen aan te wijzen in de hoeveelheid vloedmerk op het machinaal gereinigd strand in vergelijking met een manueel gereinigd strand?
- Is er onafhankelijk van het reinigingsregime een correlatie tussen de bedekking van het vloedmerk en het aantal strandvlooien?
- Op welke hoogte van het strand worden de meeste strandvlooien waargenomen?

2. Methode

2.1. Organisme

In dit onderzoek worden strandvlooien als groep behandeld en is er geen onderscheid gemaakt in geslacht, levensfase of soort strandvlo. Op het stranddeel in Oostkapelle dat gebruikt is als onderzoeksgebied leven hoofdzakelijk Gewone- en Bestippelde strandvlooien (Fig. 1) .



Figuur 1. Links: de Bestippelde strandvlo (*Deshayesorchestia deshayesii*). Rechts: de Gewone strandvlo (*Talitrus saltator*).

2.2. Onderzoeksgebied

Het onderzoeksgebied is niet op voorhand gecreëerd ten behoeve van dit onderzoek. Om de methode te testen en om geschikt onderzoeksgebied te lokaliseren zijn vier verschillende stranden in Zeeland bezocht en relevante kenmerken met elkaar vergeleken. Een voorwaarde voor een geschikt onderzoeksgebied is de aanwezigheid van een machinaal gereinigd stranddeel en een stranddeel waar uitsluitend met de hand (manueel) wordt gereinigd. Door het aantal strandvlooien op deze stranddelen met elkaar te vergelijken kan er een vergelijking worden gemaakt tussen een manueel en machinaal gereinigd strand. Daarnaast is het van belang dat de impact van andere factoren zoals betreding door mensen en het rijden van voertuigen op het strand zo gelijk mogelijk zijn. Als laatst is er gelet op de aanwezigheid van strandvlooien en schelpengruis. Adulte strandvlooien leven overdag ingevgraven in het zand en als er veel schelpengruis aanwezig is wordt dit mogelijk bemoeilijkt. Gebaseerd op de mate van gelijkheid van betreding, rijdende voertuigen en de dichtheid van schelpengruis op het manueel en machinaal gereinigde stranddeel, is het strand van Oostkapelle gekozen als onderzoeksgebied.

Het strand van Oostkapelle ligt op het schiereiland Walcheren van de Nederlandse Provincie Zeeland. Er zijn meerdere strandpaviljoens bij de strandopgang aan de Duinweg, mede hierdoor is het strand daar druk bezocht. Het meest noordoostelijk gelegen strandpaviljoen is 'Het Zeecafé' (Fig. 2), dat 0.5 km van strandopgang aan de Duinweg vandaan ligt. Bij de strandopgang aan de Duinweg is de betreding op het strand hoog, maar ten noordoosten van Het Zeecafé begint het naaktstrand waar de betreding lager is, onder andere doordat de looptijd ernaartoe langer is gezien vanuit de strandopgang. Vanaf 'Het Zeecafé' in noordoostelijke richting gezien zijn er na 440 meter geen strandhuisjes meer aanwezig, dit is de grens waar machinale reiniging overgaat in manuele reiniging (Strandondernemer, 2021) (Fig. 2). Gebaseerd op de minder goede bereikbaarheid van het machinaal gereinigde naaktstrand en het aansluitende manueel gereinigd gebied is de mate van betreding en rijdende voertuigen als vergelijkbaar ingeschat, met uitzondering van enkele strandhuisjes op het

machinaal gereinigd stranddeel. De geselecteerde stranddelen waarop de onderzoeksgebieden liggen zijn wat betreft afmetingen vrijwel gelijke, slechts het manueel gereinigd stranddeel is ongeveer twintig meter breder dan het machinaal gereinigd stranddeel. De twee onderzoeksgebieden (manueel 51°35'23.6"N 3°33'23.0"E, machinaal 51°35'20.1"N 3°33'09.4"E) binnen het manueel en machinaal gereinigd stranddeel zijn 100 meter breed (Fig. 2, lichtgroen en lichtblauw). Het manueel gereinigd onderzoeksgebied begint 200 meter vanaf de grens tussen de manueel en machinaal gereinigde stranddelen, zodat er een veiligheidsmarge is die voorkomen kan dat er onverhoopt toch een schoonmaakmachine rijdt of keert op de grens van de twee onderzoeksgebieden. Er zijn geen aanwijzingen dat de twee onderzoeksgebieden verschillen in zandsamenstelling, zandkorrelgrootte, bodemvochtigheid en zeestromingen. Deswege zijn deze factoren in dit onderzoek niet gekwantificeerd.



Figuur 2. Reinigingsregimes en onderzoeksgebieden in Oostkapelle. Rood geeft het manueel gereinigd stranddeel weer en lichtgroen het geselecteerde manueel gereinigd onderzoeksgebied. Oranje geeft het machinaal gereinigd stranddeel weer en lichtblauw het machinaal gereinigd onderzoeksgebied. De getallen geven de breedtes van de gebieden aan, maar zijn niet op schaal. Deze afbeelding is tot stand gekomen in QGis3.16.7.

2.3. Reinigingsregime

Het machinaal gereinigd onderzoeksgebied wordt eenmalig in de maand maart machinaal aangeharkt, vervolgens wordt er in het zomerseizoen gemiddeld vier keer machinaal gereinigd. Gedurende de uitvoering van dit onderzoek in juli en augustus (2021) is er drie keer machinaal gereinigd (Strandondernemer, 2021), hetgeen geclassificeerd zou kunnen worden als 'milde' machinale reiniging ten opzichte van een strand dat dagelijks machinaal gereinigd wordt omwille van toerisme. Er is gekozen voor een strand met een mild machinaal reinigingsregime omdat op stranden waar intensief machinaal gereinigd wordt of ander intensieve strandgebruik plaatsvindt amper tot geen strandvlooiën voorkomen. Het manueel gereinigd onderzoeksgebied is circa acht jaren geleden slechts één keer machinaal gereinigd (Strandondernemer, 2021).

Er zijn aanwijzingen dat het herstellend vermogen van strandvlo-populaties na een eenmalige verstoring slechts enkele dagen betreft (Ruiz-Delgado et al., 2014). Wellicht zou het herstellend vermogen van strandvlo-populaties dusdanig efficiënt kunnen zijn waardoor populaties zich na milde machinale reiniging enigszins kunnen herstellen, maar hier is tot nog toe onvoldoende onderzoek naar gedaan (Ruiz-Delgado et al., 2014). In Nederland staan vanuit gemeenten reinigungsopdrachten uit bij strandondernemers. De frequentie en intensiteit van machinale reiniging is afhankelijk van de reinigungsopdracht, van de hoeveelheid natuurlijk vloedmerk dat aanspoelt en van het afval dat aanspoelt en/of gecreëerd wordt door recreatie.

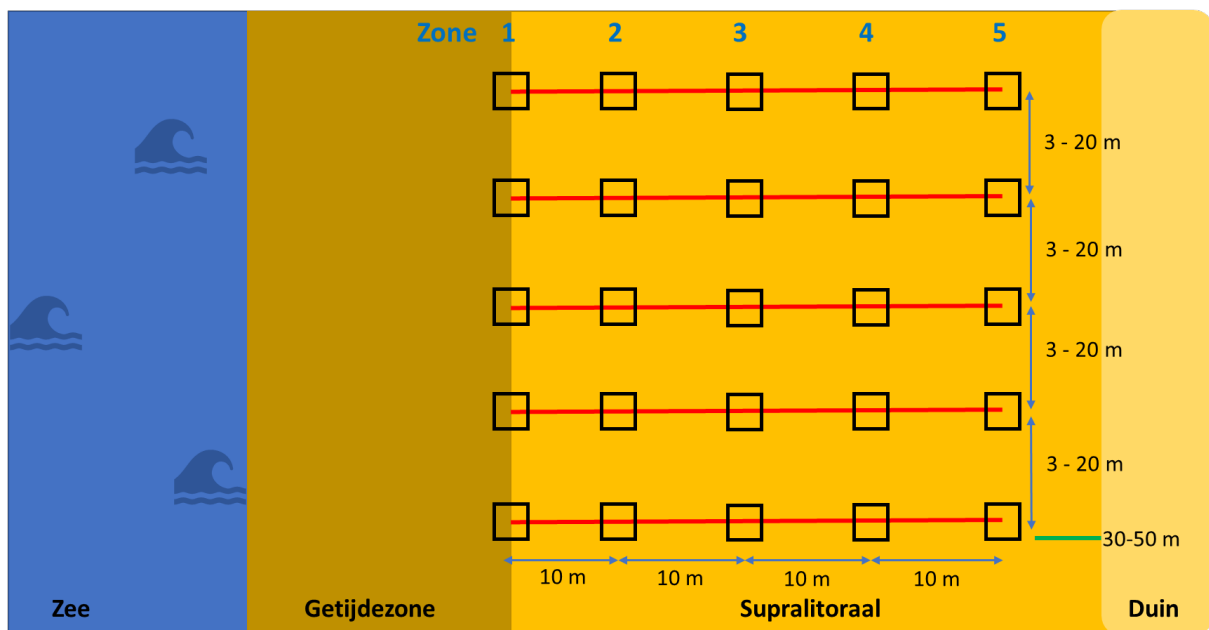
Schoonmaakmachines, ook wel beachcleaners genoemd, bestaan uit een tractor en een aanhangwagen, waaraan het schoonmaakgedeelte is bevestigd dat als een band ronddraait. Dit deel wordt over het zand heen gesleept en harkt of zeeft het zand, afhankelijk van het type ‘reinigungsmat’. Zo is er een grove ‘spijlenmat’ met een tussenopening van 22 mm die alleen de wat grotere objecten eruit zeeft en een fijnere mat die kleine objecten zoals sigarettenpeuken eruit kan zeven (Fig. 3). Via dit mechanisme wordt de bovenste laag (5 cm) zand losgehaald, waarna afval en natuurlijk materiaal eruit gezeefd worden.



Figuur 3. Details van de beachcleaner. Links: een grove zeefmat met een tussenopening van 22 mm. Rechts: een fijne zeefmat.

2.4. Steekproefontwerp

Er is gebruik gemaakt van een gestratificeerd willekeurig steekproefmodel. In totaal zijn 500 plots onderzocht, 250 in het machinaal en 250 in het manueel gereinigd onderzoeksgebied. Het veldwerk werd uitgevoerd gedurende een periode van tien dagen verspreid over de maanden juli en augustus 2021 (Tabel 2). In beiden onderzoeksgebieden zijn per dag, verdeeld over vijf transectlijnen, vijf plots uitgegraven (Fig. 4). De afstand tussen de transectlijnen werd willekeurig bepaald met een toevalsgenerator en lag tussen de 3 en 20 meter om te voorkomen dat uitgravingen elkaar zouden overlappen. Afstanden zijn bepaald aan de hand van meter-grote stappen. De metingen werden langs elke transectlijn in vijf verschillende zones uitgevoerd, altijd als eerste in zone 1 op de hoogwaterlijn. De vijf zones werden bepaald door elke 10 meter richting de duinvoet een nieuw plot uit te graven.



Figuur 4. Schematische weergave van het steekproefontwerp voor één veldwerkdag voor één onderzoeksgebied. De afstanden tussen de transectlijnen lagen willekeurig verspreid. Langs de rode transectlijnen werden de zones om de tien meter bepaald door het uitgraven van een plot (zwart vierkant).

Er werd bij laagwater gestart met het uitvoeren van metingen, omdat het getij van invloed kan zijn op het migratiegedrag van strandvlooien (Tabel 2). Bij opkomend tij trekken strandvlooien hoger het strand op (Scapini et al., 1992). Bij het uitvoeren van metingen is dood- en springtij vermeden om te voorkomen dat het migratiegedrag van strandvlooien beïnvloed zou worden door extreem laag of hoog water. Metingen werden per dag afwisselend gestart in het manueel en machinaal gereinigd onderzoeksgebied, zo werd de invloed van omgevingsvariabelen (licht, vochtgehalte) zo goed mogelijk verspreid om tot een representatief gemiddelde te komen.

Tabel 2. Overzicht van het tijdstip van laagwater op de meetdagen. Bron: NAP (Rijkswaterstaat, 2021).

Datum	Tijdstip	Waterstand (cm)
09-07-2021	08:50	-105
14-07-2021	11:49	-91
16-07-2021	13:14	-88
22-07-2021	07:20	-119
23-07-2021	08:09	-115
27-07-2021	10:59	-90
28-07-2021	11:44	-86
29-07-2021	12:35	-85
05-08-2021	07:05	-94
06-08-2021	07:49	-94

In elk plot is een vierkant van 50 x 50 cm uitgegraven tot 10 cm diepte. Strandvlooien worden voornamelijk aangetroffen in de bovenste paar centimeter van het zand. Tien centimeter is als voldoende diepte ingeschat (Williams, 1995; Leewis, 2007). Vervolgens werden bamboestokken met 5 cm markeringen op twee hoeken in het zand gestoken. Het zand werd laagje voor laagje afgeschraapt met een schep (Fig. 5). Strandvlooien die wegsprongen of in het zand zichtbaar waren, werden geteld. Wanneer grote aantallen juveniele strandvlooien werden aangetroffen die tegelijkertijd wegspringen, werden de aantallen ingeschat door een tel eenheid van 5 juveniele strandvlooien te gebruiken.

Per plot is het bedekkingspercentage van het vloedmerk dat zich in het plot bevond geschat. Indien vloedmerk aanwezig was rondom het plot, werd ook drie keer het vloedmerk rondom het plot en de afstand van dit vloedmerk tot aan het plot ingeschat. Dit laatste is gedaan omdat vloedmerk dat niet in het plot ligt maar in de nabijheid van het plot wél van invloed kan zijn op het aantal strandvlooien. Vloedmerk rondom het plot moest zich in een straal van drie meter van het plot bevinden. De drie grootste stukken vloedmerk rondom het plot werden gekozen en de bedekking ervan ingeschat op gelijke wijze als het vloedmerk in het plot, dus als percentage van een vierkant van 50 x 50 cm. Van de bedekkingspercentages van het vloedmerk rondom het plot en de drie daarbij behorende afstanden werd een gemiddelde berekend.



Figuur 5. Vierkant plot van 50 x 50 cm, afgegraven tot 10 cm diepte.

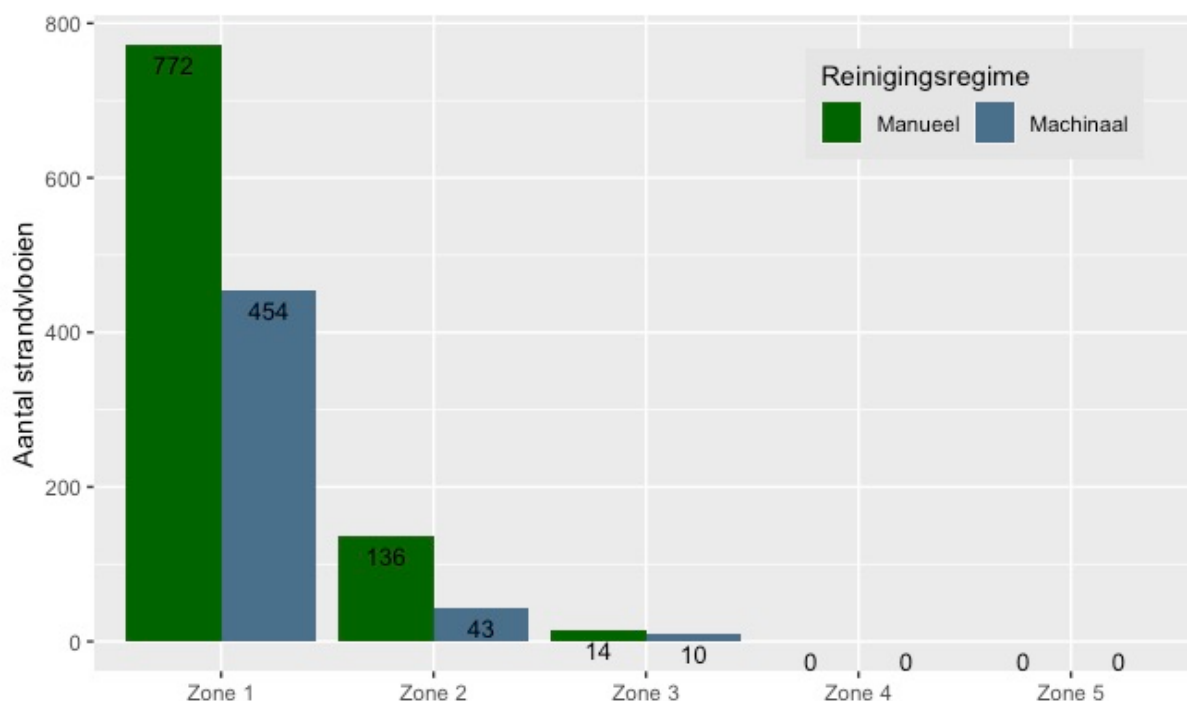
2.5. Data-analyse

Allereerst is onderzocht met R (versie 1.4.1717) of de variantie van de frequentieverdeling van de waargenomen aantallen voldoen aan een Normaal-verdeling, dit bleek niet het geval. Vervolgens is getoetst of een Poisson-verdeling van toepassing is, echter bleken de data te veel nul-waarnemingen te bevatten. Er is daardoor sprake van clustering en vanuit de Poisson verdeling bezien overdispersie. Omwille van deze data-eigenschappen is er voor het toetsen van de verschillen in strandvlo-aantallen en vloedmerk-bedekking tussen de reinigingsregimes en zones gebruik gemaakt van quasi-Poisson regressie (Blasco-Moreno et al., 2019; Pekár & Brabec, 2016; Ver Hoef & Boveng, 2009). Voor het statistisch toetsen van de verbanden tussen de vloedmerk-bedekking en het aantal strandvlooien is een non-parametrische correlatietoets ingezet (Kendall tau-b). Correlaties zijn aan de hand van quassi-Poisson regressie getoetst om te bepalen in welke mate de verklarende variabele (vloedmerk) de onafhankelijke respons variabele (strandvlooien) beïnvloedt. Een overschrijdingskans (*p-waarde*) kleiner dan 0.05 is als significant beschouwd. Daarmee zijn de statistische toetsen dus uitgevoerd met een betrouwbaarheidsinterval van 95%, wat betekent dat er 5% kans is dat een positieve correlatie wordt gevonden door het toeval.

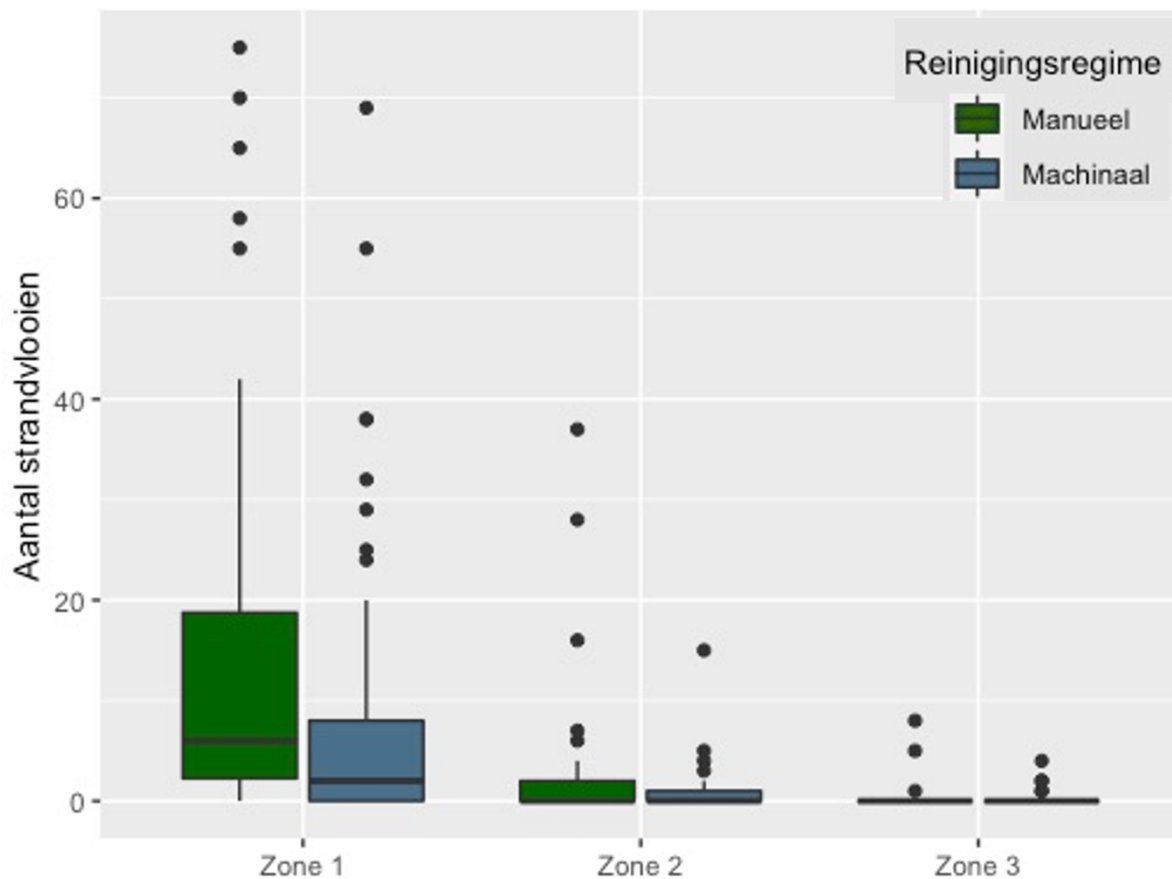
3. Resultaten

3.1. Aantallen strandvlooien

In totaal werden 1429 strandvlooien geteld, allen waargenomen in zone 1, 2 en 3 (Fig. 6). Het aantal strandvlooien was significant hoger in zone 1, gelegen nabij de hoogwaterlijn, ten opzichte van zone 2 en 3 die hoger op het strand liggen (quasi-Poisson, respectievelijk $p < 0.001$, $p = 0.001$, Fig. 6, Fig. 7). Omdat in beide onderzoeksgebieden in zones 4 en 5, gelegen nabij de duinvoet, geen strandvlooien zijn gevonden zijn deze niet meegenomen in de analyse. Het aantal strandvlooien verschilt significant per reinigingsregime (quasi-Poisson, $p = 0.017$, Fig. 6). Ten opzichte van het machinaal gereinigd onderzoeksgebied geldt over de drie zones bezien dat het aantal strandvlooien binnen het manueel gereinigd onderzoeksgebied een factor 1.8 hoger is dan op het machinaal gereinigd strand. Voor zone 1 is er sprake van een factor 1.7 hoger, voor zone 2 gaat het om een factor 3.2 hoger en voor zone drie om een factor 1.4.



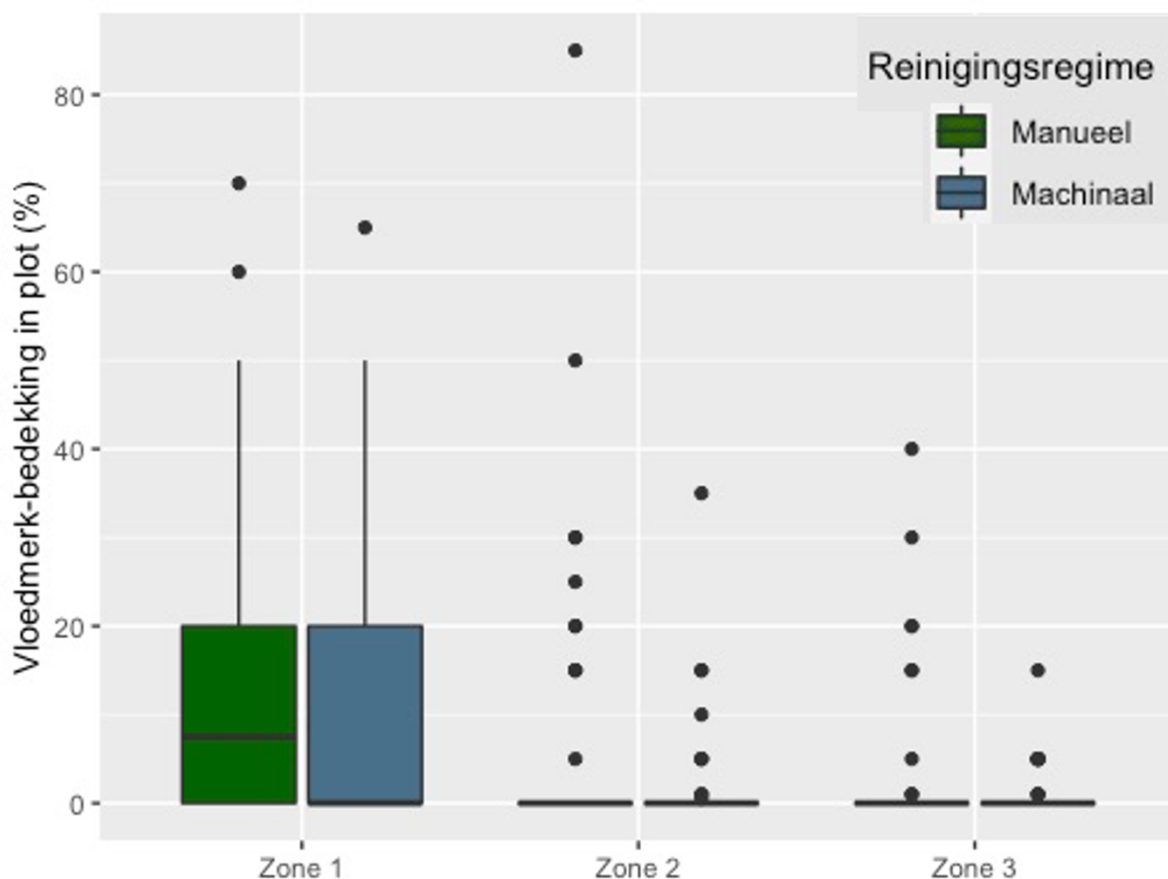
Figuur 6. Aantal strandvlooien per onderzochte zone en uitgesplitst naar reinigingsregime. Groen betreft het manueel gereinigd onderzoeksgebied en blauw het machinaal gereinigd onderzoeksgebied. In zone 1 (op de hoogwaterlijn) zijn de meeste strandvlooien gevonden. Dichter bij de duinvoet, in zone 4 en 5, zijn geen strandvlooien aangetroffen. Voor zone 1 t/m 3 geldt dat er significant minder strandvlooien voorkwamen in het machinaal gereinigd onderzoeksgebied dan in het manueel gereinigd onderzoeksgebied.



Figuur 7. Boxplot van het aantal strandvlooien per zone en reinigingsregime. In een boxplot worden de kleinste waarden, de grootste waarden en de spreiding van de data weergegeven. Op de y-as staat het aantal strandvlooien op een manueel (groen) en machinaal (blauw) gereinigd strand. Op de x-as staan de drie zones, waarvan zone 1 zich op de hoogwaterlijn bevindt en zone vijf dicht bij de duinvoet. De aantallen strandvlooien verschilden significant per reinigingsregime (quasi-Poisson, $p = 0.017$). De aantallen strandvlooien zijn significant hoger in zone 1 dan in zone 2 en 3 (quasi-Poisson, respectievelijk $p < 0.001$, $p = 0.001$).

3.2. Vloedmerk in het plot

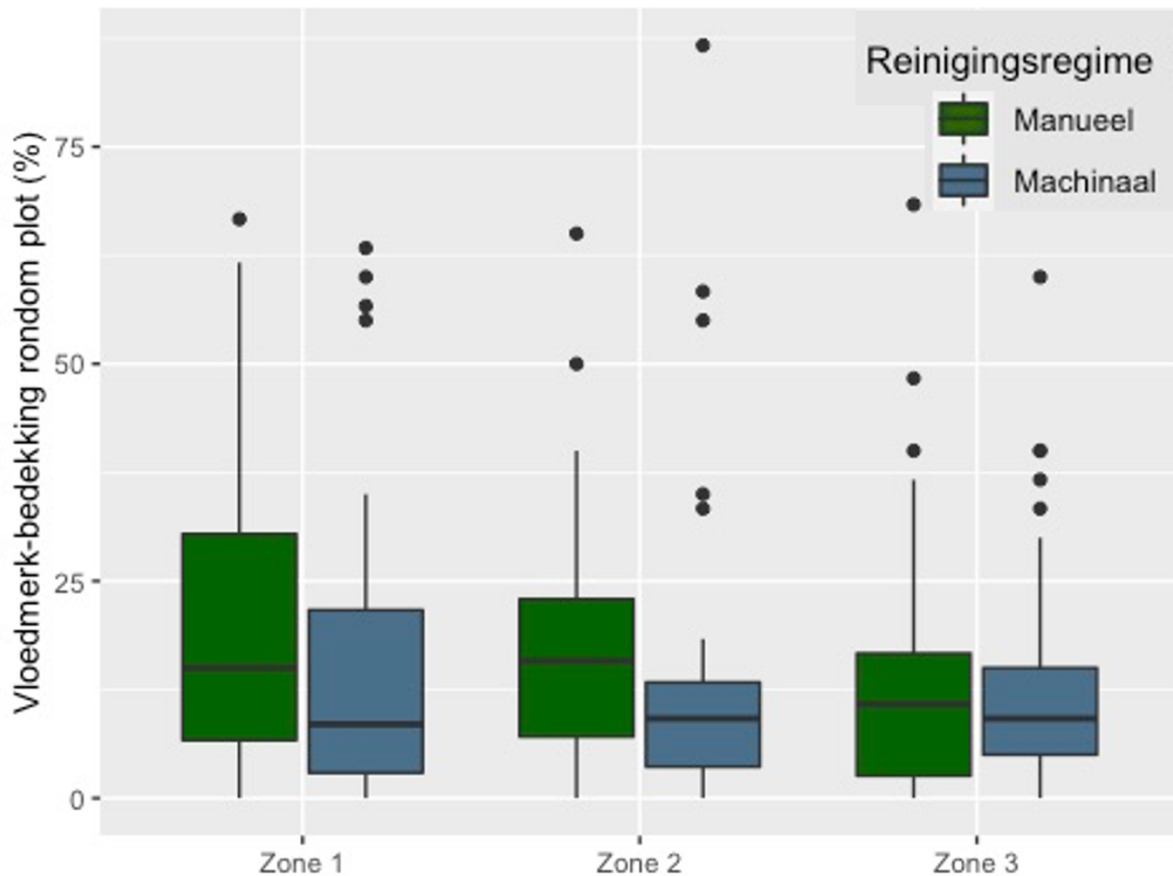
Dankzij het milde reinigingsregime (drie keer verspreid over juli en augustus 2021) verschilden de vloedmerk-bedekking in het plot op het manueel gereinigd onderzoeksgebied niet significant van de vloedmerk-bedekking op het machinaal gereinigd onderzoeksgebied (quasi-Poisson, $p = 0.154$). De bedekking van het vloedmerk in het plot verschilden wel significant per zone, het meeste vloedmerk werd aangetroffen bij de hoogwaterlijn in zone 1 (Fig. 8). Zone 2 en zone 3 hadden significant minder vloedmerk-bedekking in het plot dan zone 1 (quasi-Poisson, respectievelijk $p = 0.020$, $p < 0.001$, Fig. 8).



Figuur 8. Vloedmerk-bedekking in het plot per zone en reinigingsregime. Op de y-as staat het bedekkingspercentage van het vloedmerk in het plot op een manueel (groen) en machinaal (blauw) gereinigd strand. Op de x-as staan drie zones, waarvan zone 1 zich op de hoogwaterlijn bevindt. De vloedmerk-bedekking in het plot verschilde niet significant tussen de reinigingsregimes. Zone 2 en zone 3 hadden significant minder vloedmerk-bedekking in het plot dan zone 1 (quasi-Poisson, respectievelijk $p = 0.020$, $p < 0.001$).

3.3. Vloedmerk rondom het plot

De vloedmerk-bedekking rondom het plot verschilde eveneens niet significant tussen de reinigingsregimes (quasi-Poisson, $p = 0.697$, Fig. 9). De gemiddelde vloedmerk-bedekking rondom het plot was significant hoger in zone 1 dan in zone 3 (quasi-Poisson, $p = 0.023$). De vloedmerk-bedekking rondom de plots in zone 1 en zone 2 verschilden niet significant van elkaar (quasi-Poisson, $p = 0.312$).



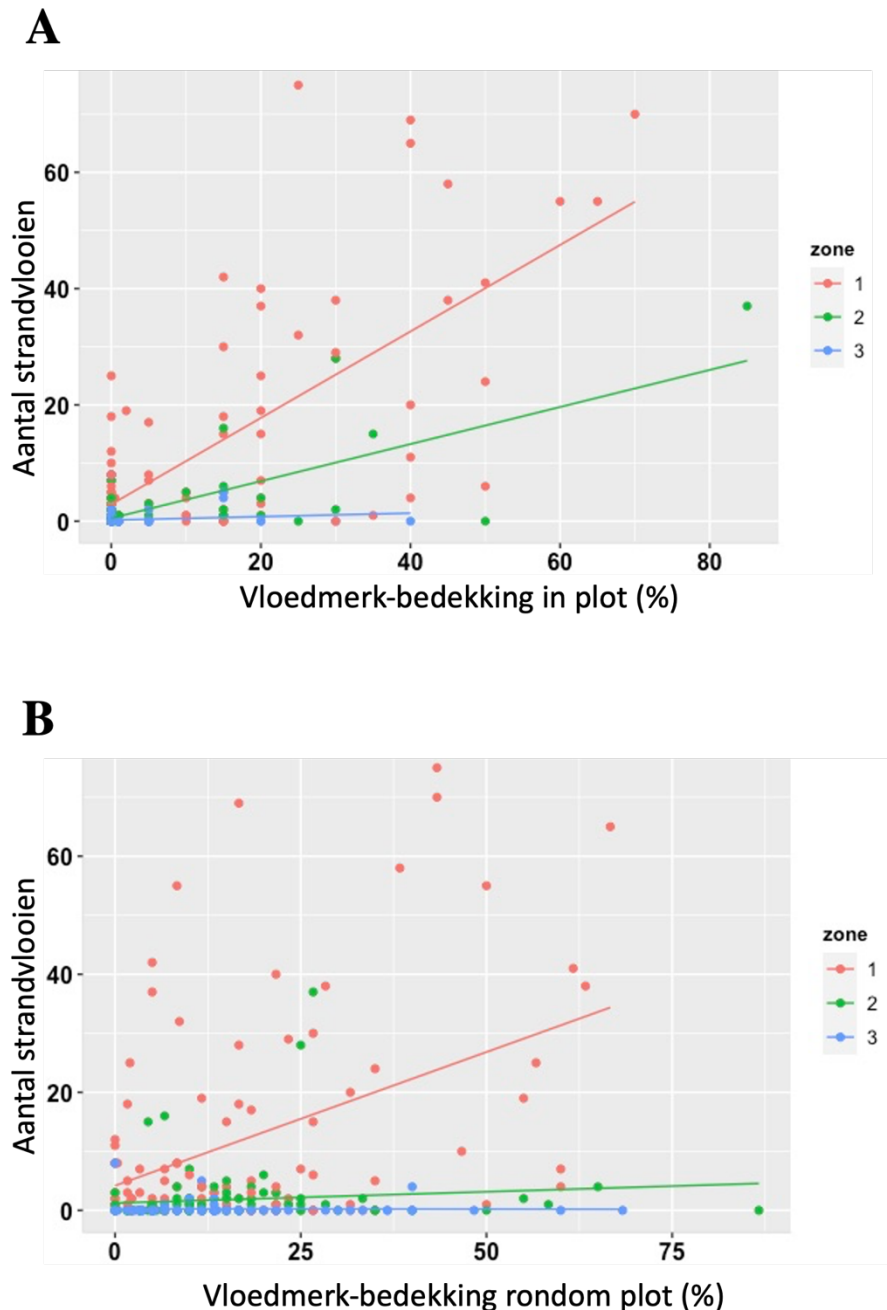
Figuur 9. Gemiddelde vloedmerk-bedekking rondom het plot per zone en reinigingsregime. Op de y-as staat het gemiddelde bedekkingspercentage van het vloedmerk in het plot op een manueel (groen) en machinaal (blauw) gereinigd strand. Op de x-as staan drie zones, waarvan zone 1 zich op de hoogwaterlijn bevindt. De vloedmerk-bedekking in het plot verschilde niet significant tussen de reinigingsregimes. De gemiddelde vloedmerk-bedekking rondom het plot was in zone 1 significant hoger dan in zone 3 (quasi-Poisson, $p = 0.023$), maar niet hoger dan in zone 2 (quasi-Poisson, $p = 0.312$).

3.4. Verband tussen strandvlooien en vloedmerk

De correlatie tussen het aantal strandvlooien en vloedmerk-bedekking in het plot was in alle drie de zones significant en relatief sterk in zone 1 en 2 (Kendall tau-b, respectievelijk: $p < 0.001$, $CC = 0.402$; $p < 0.001$, $CC = 0.431$; $p = 0.011$, $CC = 0.243$) (Fig. 10B, tabel 3). Door middel van quassi-Poisson regressie is aangetoond dat de aantallen strandvlooien in zone 1 en 2 hoger werden als de vloedmerk-bedekking in het plot hoger werd (respectievelijk $p < 0.001$, $p < 0.001$, Tabel 3). De correlatie tussen aantallen strandvlooien en de gemiddelde vloedmerk-bedekking rondom het plot was significant in zone 1 en 2 (Kendall tau-b, respectievelijk: $p = 0.011$, $CC = 0.181$; $p = 0.002$, $CC = 0.240$) (Fig. 10A, tabel 3). Alleen in zone 1 was het verband tussen de aantallen strandvlooien en gemiddelde bedekking van het vloedmerk rondom het plot positief (quasi-Poisson, $p < 0.001$).

Tussen de aantallen strandvlooien en de gemiddelde afstand van het plot tot vloedmerk werd in geen enkele zone een significante correlatie gevonden (Kendall tau-b, respectievelijk $p = 0.267$, $p = 0.175$, $p = 0.404$) (Tabel 3, Appendix Fig. 1). Daarnaast zijn er geen significante verschillen gevonden in de gemiddelde afstand van het plot tot het vloedmerk tussen de verschillende zones en reinigingsregimes (quasi-Poisson, Appendix Fig. 2).

In zone 1, 2 en 3 was de correlatie tussen de bedekking van het vloedmerk in en rondom het plot significant (Kendall tau-b, respectievelijk $p < 0.001$, $CC = 0.508$; $p < 0.001$, $CC = 0.281$; $p = 6.112E-3$, $CC = 0.223$) (Appendix Fig. 3, Tabel 3). Het sterkste verband tussen de bedekking van vloedmerk in en rondom het plot gold in zone 1. Quasi-Poisson regressie wees uit dat in alle drie de zones een stijging van het vloedmerk in het plot samenging met een stijging van het vloedmerk rondom het plot (respectievelijk $p < 0.001$; $p = 0.020$; $p < 0.001$).



Figuur 10. Verband tussen vloedmerk-bedekking en het aantal strandvlooiën. De rode lijn geeft zone 1 weer, de groene lijn zone 2 en de blauwe lijn zone 3. **A.** Positieve correlatie tussen het aantal strandvlooiën en vloedmerk-bedekking in het plot in zone 1 en 2 (quasi-Poisson, $p < 0.001$, $p < 0.001$). **B.** Positieve correlatie tussen de aantallen strandvlooiën en de gemiddelde vloedmerk-bedekking rondom het plot in zone 1 (quasi-Poisson, $p < 0.001$).

Tabel 3. Correlaties (Kendall tau-b) en bijbehorende regressies (quasi-Poisson). Verticaal eerste kolom: ‘Correlatie’ = p waarde van de Kendall tau-b correlaties, CC = correlatiecoëfficiënt, mate van samenhang. ‘Regressie’ = p waarde van quasi-Poisson regressies, ‘rico.’ = schatting van de richtingscoëfficiënt. Een p waarde van $p < 0.05$ is als significant beschouwd en is weergegeven in groen*.

Zone	Strandvlooien ~ vloedmerk rondom plot	Strandvlooien ~ vloedmerk in plot	Strandvlooien ~ afstand plot tot vloedmerk	Vloedmerk in plot ~ vloedmerk rondom plot
1				
Correlatie	0.011 *	< 0.001 *	0.267	< 0.001 *
CC	0.181	0.402	0.080	0.508
Regressie	< 0.001 *	< 0.001 *	0.474	< 0.001 *
rico	0.029	0.040	0.146	0.023
2				
Correlatie	0.002 *	< 0.001 *	0.175	< 0.001 *
CC	0.240	0.431	0.107	0.281
Regressie	0.266	< 0.001 *	0.592	0.020 *
rico	0.016	0.044	0.184	0.012
3				
Correlatie	0.904	0.011 *	0.404	0.006 *
CC	0.010	0.243	0.070	0.223
Regressie	0.897	0.112	0.711	< 0.001 *
rico	-0.005	0.056	-0.197	0.037

4. Discussie

4.1. Menselijke impact op strandvlooien

Het onderzoeksgebied in Oostkapelle werd in de zomer van 2021 slechts drie keer machinaal gereinigd. Hierdoor was er geen significant verschil tussen de vloedmerk-bedekking op het machinaal en het manueel gereinigd onderzoeksgebied. Toch werd er wel een verschil gemeten in de aantallen strandvlooien. Er werden significant minder strandvlooien op het machinaal gereinigd stranddeel geteld dan op het stranddeel dat manueel gereinigd wordt. Dit vormt een aanwijzing dat naast het verwijderen van natuurlijk vloedmerk, het reinigingsproces zelf nadelig zou kunnen zijn voor strandvlooien. Beachcleaners harken of zeven de bovenste 5 cm zand waardoor het microklimaat in de bodem verandert, zo neemt bijvoorbeeld de vochtigheid af. Ook oefenen de beachcleaners via de banden druk uit op de bodem. Het gevolg is dat het zand meer wordt geplet en strandvlooien zich daardoor minder gemakkelijk door de zandbodem heen kunnen bewegen. Er zijn echter nog andere factoren dan machinale reiniging die ook van invloed kunnen zijn geweest op het verschil in aantallen strandvlooien. Vorige onderzoeken bewezen al dat de druk van mensen en rijdende voertuigen, zoals beachcleaners,

op het zand een afname van het aantal strandvlooien kan veroorzaken (Schlacher et al., 2007; Schlacher & Lucrezi, 2010; Leewis, 2007). De hoge druk op de bodem door banden doodt niet alleen de fauna in het zand, maar ook de structuur van de bodem wordt verdicht waardoor holtes tussen de zandkorels en het specifiek benodigde microhabitat verloren gaat.

De betreding op het machinaal- en manueel gereinigd onderzoeksgebied werd hetzelfde ingeschat, maar dit is niet gekwantificeerd. Ondanks dat er maar enkele strandhuisjes op het machinaal gereinigd strand staan, kunnen deze een verhoogde betreding hebben veroorzaakt. De betreding door mensen en andere menselijke activiteiten kunnen allicht toch hoger zijn geweest op het machinaal gereinigd onderzoeksgebied ten opzichte van het manueel gereinigd onderzoeksgebied en zo de strandvlo aantallen negatief hebben beïnvloed (Ugolini et al., 2008; Veloso et al., 2008). In een vervolgonderzoek is het raadzaam deze menselijke activiteiten te kwantificeren zodat hiermee een multivariate analyse gedaan kan worden. Dit geldt eveneens voor omgevingsvariabelen die van invloed zijn op het voorkomen van strandvlooien.

4.2. Invloed van omgevingsvariabelen op strandvlooien

Andere factoren dan vloedmerk zijn in dit onderzoek niet gemeten, maar bijvoorbeeld verschillen in bodemvochtigheid en zandkorrelgrootte kunnen mogelijk ook hebben bijgedragen aan het veroorzaken van de verschillen in strandvlo-aantallen tussen de reinigingsregimes en zones. Aangetoond is dat de ideale vochtigheid van het zand voor strandvlooien moet variëren tussen de 2% en 4 % (Williams, 1983). Geppetti en Tongiorgi (1967) toonde ook het belang van vochtgehalte van de bodem aan en constateerde dat migratie belemmerd kan worden wanneer bodemvochtigheid niet optimaal is.

Niet alleen bodemvochtigheid, maar ook zandkorrelgrootte komt naar voren als belangrijke factor die van invloed is op het voorkomen van strandvlooien (Leewis, 2017). In het onderzoek van Leewis (2007) is alleen het vloedmerk in het plot gemeten, door een andere methode hechtte Leewis minder belang aan vloedmerk in vergelijking tot bodemvochtigheid en zandkorrelgrootte. In dit onderzoek in Oostkapelle is de vloedmerk-bedecking in en rondom het plot geschat. De keuze voor deze methode berust op de verwachting dat niet alleen het vloedmerk in het plot, maar ook het vloedmerk rondom het plot van invloed kan zijn op het aantal strandvlooien, aangezien strandvlooien gemakkelijk (honderden) meters per etmaal kunnen migreren (Scapini et al., 1992).

Seizoensgebonden migratie kan ook een gedeeltelijke verklaring bieden waarom strandvlooien voornamelijk in de hoogwaterlijnzone (zone 1) en de zone erachter (zone 2) zijn aangetroffen (Awski, 2000; Nardi et al., 2003). Terwijl in de zomer strandvlooien weinig afwijken van de hoogwaterlijnzone, trekken ze in de winter juist verder richting de duinvoet. Het veldwerk van dit onderzoek vond plaats in juli en augustus (2021). Ook het onderzoek van Leewis (2007), dat eveneens in de zomer is uitgevoerd, rapporteert voornamelijk strandvlooien bij de hoogwaterlijn en daaromheen.

Neerslag en zonuren per dag varieerden gedurende het veldwerk, dit zou van invloed geweest kunnen zijn op het aantal strandvlooien. Op dagen met regen en hoge luchtvochtigheid kunnen strandvlooien hoger het strand op trekken richting de duinen (Scapini et al., 1992). Er zijn binnen dit onderzoek geen metingen uitgevoerd direct aan de duinvoet of in de duinen. Binnen de vijf zones waarin metingen plaats hebben gevonden zijn voornamelijk in de eerste twee zones bij de hoogwaterlijn strandvlooien aangetroffen en slechts enkele strandvlooien in de derde zone. Er is geen enkele keer in zone 4 of 5, die dicht bij het begin van de duinvoet liggen, een strandvlo aangetroffen waardoor het niet aannemelijk is dat er in de zomer aan de duinvoet en in de duinen strandvlooien voorkomen.

4.3. Het belang van de hoogwaterlijn

Bij de hoogwaterlijn (zone 1) was het verband tussen het aantal strandvlooien en vloedmerk-bedekking rondom en in het plot het sterkst. Als er meer vloedmerk in en rondom het plot lag waren de aantallen strandvlooien hoger. In de hoogwaterlijn (zone 1) wordt ook het meeste verse vloedmerk aangetroffen waar strandvlooien de voorkeur aan geven (Leewis, 2007; Veloso et al., 2012; Ruiz-Delgado, 2014). Het vloedmerk dient als voedselbron en als schuilplaats, voornamelijk voor juveniele strandvlooien die zich nog niet goed kunnen ingraven (Cadée, 2014 & Cadée & Smit, 2014). Hoewel er in dit onderzoek geen onderscheid gemaakt is tussen vers of verdroogd vloedmerk, lag er buiten zone 1 voornamelijk verdroogd vloedmerk (persoonlijke observaties). De hoogste aantallen strandvlooien werden aangetroffen tijdens veldwerkdagen waarop relatief veel vers vloedmerk was aangespoeld in zone 1 (persoonlijke observaties). De correlatie tussen strandvlooien en vers vloedmerk in de hoogwaterlijnzone is in eerder onderzoek reeds aangetoond (Leewis, 2007; Ruiz-Delgado, 2014). Ook uit voedsel experimenten van Veloso et al. (2012) bleek dat strandvlooien de voorkeur geven aan vers vloedmerk. Vers vloedmerk lijkt dus een belangrijke rol te spelen in het bepalen van het voorkomen van strandvlooien. De vloedmerk-bedekking op het manueel en machinaal gereinigd onderzoeksgebied verschilde niet significant. Desalniettemin zou wel de verhouding tussen vers en verdroogd vloedmerk kunnen verschillen, hetgeen mogelijk het voorkomen van strandvlooien zou kunnen hebben beïnvloed. In vervolgonderzoek zou onderscheid gemaakt kunnen worden tussen vers en verdroogd vloedmerk. Op deze manier kan de verhouding tussen vers en verdroogd vloedmerk berekend worden, zodat deze als factor kan worden opgenomen in een multivariate analyse.

In dit onderzoek is er geen onderscheid gemaakt tussen adulte en juveniele strandvlooien, maar persoonlijke observaties duiden op dat naast adulte strandvlooien voornamelijk de juveniele strandvlooien (<2mm) voorkomen bij de hoogwaterlijn (zone 1). Vorige onderzoeken hebben uitgewezen dat juveniele strandvlooien sterk afhankelijk zijn van vloedmerk. Ruiz-Delgado et al. (2016) toonde aan dat juveniele strandvlooien profijt hebben van vloedmerk en dat het aantal juveniele strandvlooien afneemt na verwijdering van vloedmerk. Celentano et al. (2019) rapporteerde grotere individuen aan te treffen in diepere lagen in het zand. Tenslotte maakte onderzoek van Leewis (2017) ook onderscheid in levensfasen van strandvlooien en werden juveniele strandvlooien voornamelijk aangetroffen in de hoogwaterlijnzone, hetgeen overeenkomt met persoonlijke observaties uit dit onderzoek.

4.4. Herstellend vermogen van strandvlo-populaties

De resultaten laten zien dat het aantal strandvlooien hoger wordt als er meer vloedmerk op het strand is. Tijdens de uitvoering van dit onderzoek in juli en augustus (2021) is er slechts drie keer machinaal gereinigd (Strandondernemer, 2021). Door dit milde, niet-intensieve, reinigingsregime is er geen significant verschil in vloedmerk-bedekking tussen de reinigingsregimes gevonden. Mede hierdoor is het mogelijk dat strandvlo-populaties de kans kregen om zich enigszins te herstellen, zij het wel in minder grote aantallen ten opzichte van het manueel gereinigd onderzoeksgebied. Er zijn aanwijzingen dat het herstellend vermogen van strandvlo-populaties na een eenmalige verstoring slechts enkele dagen betreft (Ruiz-Delgado et al., 2014). Wellicht zou het herstellend vermogen van strandvlo-populaties na een eenmalige verstoring dusdanig efficiënt kunnen zijn waardoor populaties na milde machinale reiniging zich enigszins kunnen herstellen, maar hier is tot nog toe onvoldoende onderzoek naar gedaan (Ruiz-Delgado et al., 2014). In vervolgonderzoek zou het herstellend vermogen van strandvlo-populaties bij verschillende reinigingsfrequenties en -intensiteit getest kunnen worden. Er valt te overwegen om een stranddeel wat het jaar vóór het onderzoek nog wel

machinaal gereinigd werd, maar het jaar van onderzoeken niet meer, op te nemen als onderzoeksgebied. Dit stuk strand kan vergeleken worden met een onderzoeksgebied dat regelmatig machinaal gereinigd wordt en met onderzoeksgebied dat al enige jaren manueel gereinigd wordt. Als onderzoeksgebied zou een strand met deze drie aaneengesloten reinigingsregimes daarvoor het meest geschikt zijn. Idealiter wordt een dergelijk onderzoek uitgevoerd op een afgezet onderzoeksgebied, zodat ook andere factoren zoals betreding en rijdende voertuigen gecontroleerd kunnen worden.

4.5. Implementatie van resultaten

Onafhankelijk van het reinigingsregime, moedigt het positieve verband tussen de aantallen strandvlooien en vloedmerk-bedekking aan om vloedmerk te laten liggen en minder machinaal te reinigen. Gezien de cruciale rol van strandvlooien en vloedmerk binnen het strand-ecosysteem is het van belang te streven naar een natuurlijk strand waar vloedmerk zoveel mogelijk blijft liggen. Het verband tussen de aantallen strandvlooien en de bedekking van vloedmerk was in de hoogwaterlijn zone het sterkst. Uit literatuuronderzoek is bekend dat juveniele strandvlooien in hoge mate afhankelijk zijn van vloedmerk dat rond de hoogwaterlijn wordt afgezet. Om die redenen is het ten behoeve van strandvlooien aan te raden in de zomer maanden de zone bij hoogwaterlijn manueel te reinigen. Het achterwege laten van intensief machinaal reinigen zou strandvlooien, het voedselweb en de biodiversiteit op het strand ten goede kunnen komen. Ook door stranddelen af te laten wisselen tussen manuele reiniging en, omwille van recreatie, milde machinale reiniging wordt de algehele kans op natuurherstel en -behoud vergroot (Schlacher & Thompson, 2012).

5. Conclusie

In de periode van juli tot en met augustus 2021 is onderzoek uitgevoerd op het strand bij Oostkapelle naar de invloed van machinaal reinigen op strandvlooien. Het gaat daarbij vooral om de Gewone strandvlo (*Talitrus saltator*) en de Bestippelde strandvlo (*Deshayesorchestia deshayesii*). De conclusies die voortkomen uit de resultaten hebben betrekking hebben op de zomer periode:

- De aantallen strandvlooien op het manueel gereinigd onderzoeksgebied was conform de hypothese significant hoger dan op het machinaal gereinigd onderzoeksgebied. De oorzaak hiervan ligt niet bij het verwijderen van vloedmerk door machinale reiniging maar ook aan andere in dit onderzoek niet gekwantificeerde (abiotische en menselijke) factoren. Twee mogelijke factoren die mede-oorzaak kunnen zijn van de lagere aantallen strandvlooien op het machinaal gereinigde strand zijn de druk van de beachcleaner op het strand en het zeven of harken van de bovenste laag. Daarnaast kunnen ook zandkorrelgrootte, vochtigheid en type vloedmerk de aantallen strandvlooien beïnvloeden, evenals menselijke factoren, zoals andere rijdende voertuigen en betreding, die druk uitoefenen op de bodem.
- Er is geen significant verschil gevonden tussen de mate van vloedmerk-bedekking op het manueel en machinaal gereinigd strand. De afwezigheid van verschil in de vloedmerk-bedekking komt doordat op het machinaal gereinigde stranddeel relatief

weinig machinaal gereinigd werd (drie keer gedurende het onderzoek) en er dus geregeld vloedmerk kon blijven liggen.

- Onafhankelijk van het reinigingsregime is er een significante positieve correlatie tussen het aantal strandvlooien en de vloedmerk-bedekking. Vanwege dit verband kan wel worden aangenomen dat een mild machinaal reinigingsregime een verbetering is voor strandvlo-populaties en het strand-ecosyteem ten opzichte van een intensief machinaal reinigingsregime.
- Het verband tussen vloedmerk en aantallen strandvlooien is het duidelijkst bij de hoogwaterlijn, in de zone waar de aantallen strandvlooien het hoogst waren. Dit komt doordat er in deze zone het meeste vloedmerk lag.

Er is tot nog toe weinig bekend over strandvlo-populaties langs de Nederlandse kust. Deswege is het aan te raden om op meerdere stranden onderzoek te doen naar strandvlooien en het herstellend vermogen van strandvlo-populaties. Tevens is het raadzaam om te onderzoeken in hoeverre menselijke impact, naast machinale reiniging, strandvlo-populaties beïnvloedt. Vervolgonderzoek is noodzakelijk om meer kennis te vergaren over een soort die fungeert als indicator van de staat van de natuur op het strand. Strandvlooien zijn, samen met andere kleine organismen, een cruciaal onderdeel van het ecosysteem op het strand en kunnen bijdragen aan behoud en herstel van de biodiversiteit.

Referenties

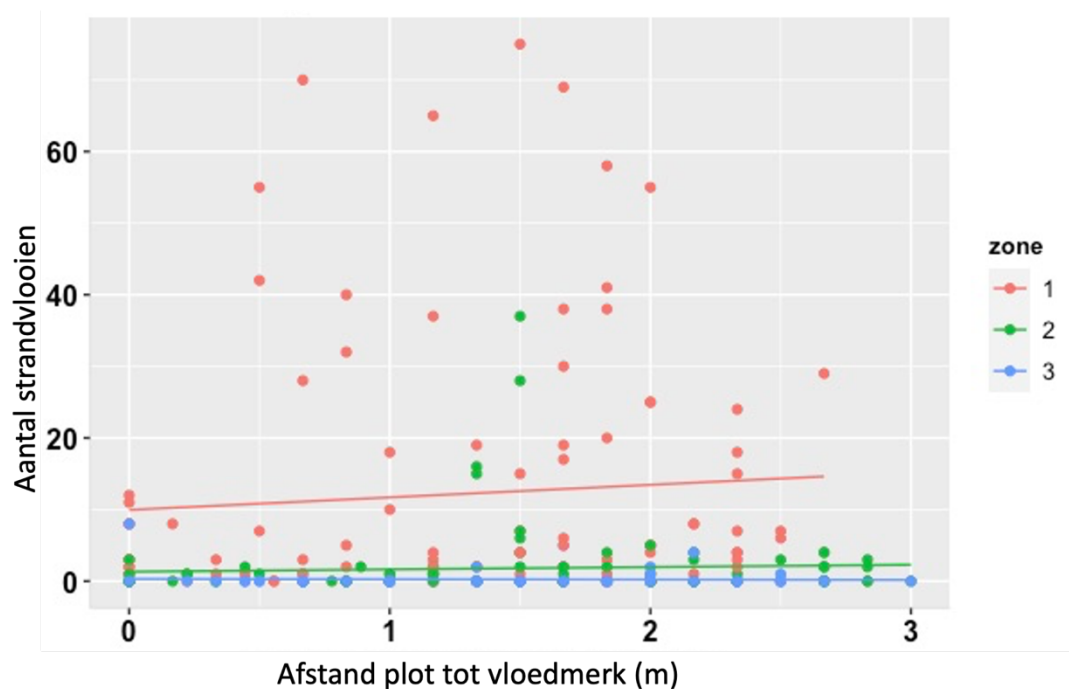
- Awski, J., Kupidura, T., & Czabicki, M. (2000). Sandhoppers, *Talitrus saltator* (Montagu, 1808) (Amphipoda, Gammaridea), at the Polish Baltic coast: seasonal and spatial distribution patterns. *Crustaceana*, 73(8), 961-969.
- Ayari-Akkari, A., Jelassi, R., Khemaissia, H., & Nasri-Ammar, K. (2014). Life history of the sandy beach amphipod *Deshayesorchestia deshayesii* (Crustacea: Talitridae) from Bizerta beach (North of Tunisia). *Invertebrate Reproduction & Development*, 58(4), 269-277.
- Bessa, F., Gonçalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., & Marques, J. C. (2014). Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41, 49-57.
- Blasco-Moreno, A., Pérez-Casany, M., Puig, P., Morante, M., & Castells, E. (2019). What does a zero mean? Understanding false, random and structural zeros in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(7), 949-959.
- Borgioli, C., Marchetti, G. M., & Scapini, F. (1999). Variation in zonal recovery in four *Talitrus saltator* populations from different coastlines: a comparison of orientation in the field and in an experimental arena. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 45(2), 79-85.
- Cadée, G. (2014). Vloedmerken, bedreigde soortenrijke minimilieus op het strand. *Entomologische berichten*, 74(1-2), 3-12.

- Cadée, G., & Smit, T. (2014). Soortenrijke vloedmerken op het strand bedreigd. www.Naturetoday.com.
- Celentano, E., Lercari, D., Maneiro, P., Rodríguez, P., Gianelli, I., Ortega, L., ... & Defeo, O. (2019). The forgotten dimension in sandy beach ecology: Vertical distribution of the macrofauna and its environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 217, 165-172.
- Colombini, I. & Chelazzi, L. (2003). Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. *Oceanography and marine Biology: An Annual Review* 41: 115-159.
- Davenport, J., & Davenport, J. L. (2006). The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, coastal and shelf science*, 67(1-2), 280-292.
- Decisio. (2011). Ruimte voor recreatie op het strand; onderzoek naar een recreatiebasiskustlijn. <https://decisio.nl/wp-content/uploads/Recreatiebasiskustlijn-Bijlagenrapport.pdf>
- Dekker, W. (1978). Strandvlooien (Talitridae). *Tabellenserie van de Strandwerkgemeenschap*, 24.
- Doomen, A., van Vliet J., Musters, I., Drost, J., van Bezooijen, G. (2019). Duurzaam strandbeheer. [Http://www.vliz.be/imisdocs/publications/233962.pdf](http://www.vliz.be/imisdocs/publications/233962.pdf)
- Dynamische kustvormen - Typen dynamiek - Wat is dynamisch kustbeheer - >Dynamisch Kustbeheer. (Z.d.). Dynamisch kustbeheer. Geraadpleegd op 12 augustus 2021, www.dynamischkustbeheer.nl
- Dugan, J. E., Hubbard, D. M., McCrary, M. D., & Pierson, M. O. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 25-40.
- Engelbertink, R. B. J., Paulissen, M. P. C. P., & Slim, P. A. (2009). Naar natuurlijke stranden in Nederland! *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 6(5), 12-13.
- Geppetti, L., & Tongiorgi, P. (1967). Nocturnal migrations of *Talitrus saltator* (Montagu)(Crustacea Amphipoda). *Monitore Zoologico Italiano-Italian Journal of Zoology*, 1(1), 37-40.
- Gonçalves, S. C., Marques, J. C., Pardal, M. A., Bouslama, M. F., El Gtari, M., & Charfi-Cheikhrouha, F. (2003). Comparison of the biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(4), 901-916.
- Griffiths, C. L., & Stenton-Dozey, J. (1981). The fauna and rate of degradation of stranded kelp. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12(6), 645-653.
- Het Groene Strand. (2021). Over het project. www.hetgroenestrand.nl/over-het-project
- Janssen, G., & Mulder, S. (2005). Zonation of macrofauna across sandy beaches and surf zones along the Dutch coast. *Oceanologia*, 47(2).
- Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M., & Riera, R. (2013). Seven years of macroinfauna monitoring at Ladeira beach (Corrubedo Bay, NW Spain) after the Prestige oil spill. *Oceanologia*, 55(2), 393-407.
- Leewis, L. (2017). Changing sand: Sandy beach ecosystem functioning after human activities.
- Llewellyn, P. J., & Shackley, S. E. (1996). The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7(3), 147-155.
- Löffler, M., & Slim, P. A. (2008). Natuurlijk een veilige kust. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 6(5), 4-6.

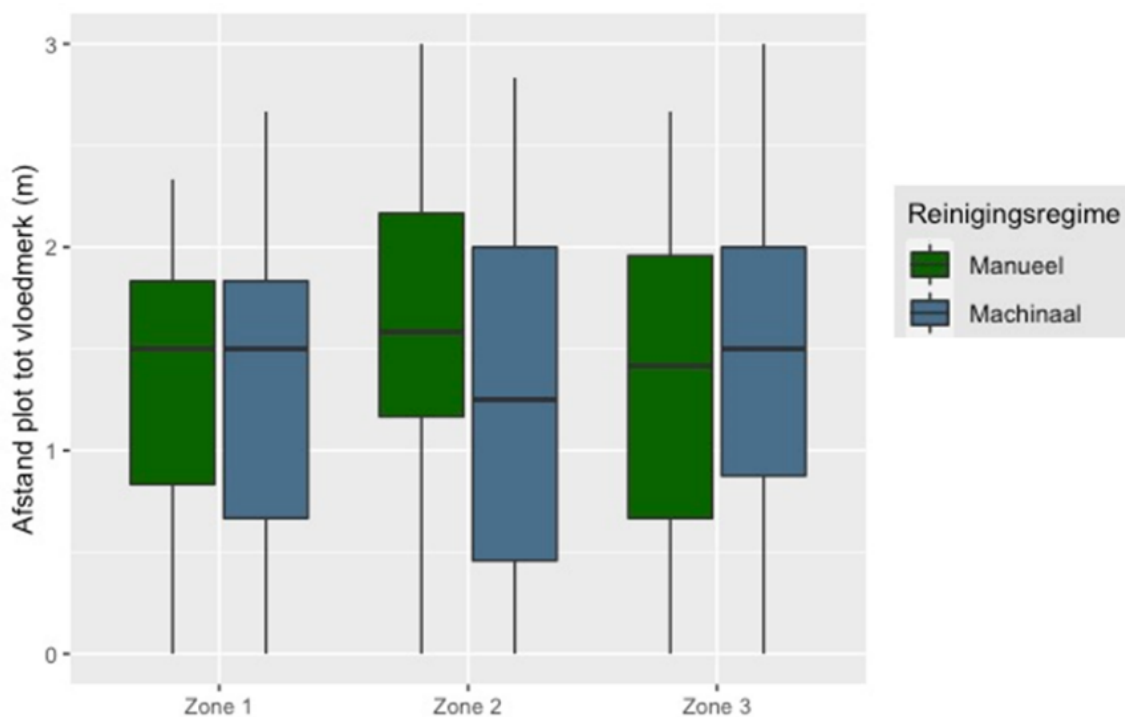
- Malm, T., Råberg, S., Fell, S., & Carlsson, P. (2004). Effects of beach cast cleaning on beach quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(2), 339-347.
- Marques, J. C., Gonçalves, S. C., Pardal, M. A., Chelazzi, L., Colombini, I., Fallaci, M., ... & Scapini, F. (2003). Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 127-148.
- Micallef, A., & Williams, A. (2009). *Beach management: Principles and practice*. Routledge.
- Morritt, D., & Spicer, J. I. (1996). Developmental ecophysiology of the beachflea *Orchestia gammarellus* (Pallas)(Crustacea: Amphipoda). I. Female control of the embryonic environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 207(1-2), 191-203.
- Morritt, D., & Spicer, J. I. (1998). The physiological ecology of talitrid amphipods: an update. *Canadian Journal of Zoology*, 76(11), 1965-1982.
- Nardi, M., Morgan, E., & Scapini, F. (2003). Seasonal variation in the free-running period in two *Talitrus saltator* populations from Italian beaches differing in morphodynamics and human disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 199-206.
- N01.02 Duin- en kwelderlandschap. (2021, 22 april). BIJ12. <https://www.bij12.nl/onderwerpen/natuur-en-landschap/index-natuur-en-landschap/natuurtypen/n01-grootschalige-dynamische-natuur/n01-02-duin-en-kwelderlandschap/>
- Noriega, R., Schlacher, T. A., & Smeuninx, B. (2012). Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research*, 28(1), 123-131.
- Olabarria, C., Incera, M., Garrido, J., Rodil, I. F., & Rossi, F. (2009). Intraspecific diet shift in *Talitrus saltator* inhabiting exposed sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(2), 282-288.
- Pekár, S., & Brabec, M. (2016). *Modern analysis of biological data: generalized linear models in R*. Masarykova univerzita.
- Rijkswaterstaat. (2021). Astronomisch getij. getij.rws.nl. <https://getij.rws.nl/>
- Ruiz-Delgado, M. C., Vieira, J. V., Reyes-Martínez, M. J., Borzone, C. A., Sánchez-Moyano, J. E., & García-García, F. J. (2016). Wrack removal as short-term disturbance for *Talitrus saltator* density in the supratidal zone of sandy beaches: an experimental approach. *Estuaries and Coasts*, 39(4), 1113-1121.
- Ryan, P. G. (2014). Litter survey detects the South Atlantic 'garbage patch'. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2), 220-224.
- Salathe, R., & Riera, P. (2012). The role of *Talitrus saltator* in the decomposition of seaweed wrack on sandy beaches in northern Brittany: an experimental mesocosm approach. *Cahiers de biologie marine*, 53(4), 517-524.
- Scapini, F., Chelazzi, L., Colombini, I., & Fallaci, M. (1992). Surface activity, zonation and migrations of *Talitrus saltator* on a Mediterranean beach. *Marine Biology*, 112(4), 573-581.
- Schlacher, T. A., & Lucrezi, S. (2010). Compression of home ranges in ghost crabs on sandy beaches impacted by vehicle traffic. *Marine biology*, 157(11), 2467-2474.
- Schlacher, T. A., & Thompson, L. (2012). Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147(1), 123-132.

- Schlacher, T. A., Thompson, L., & Price, S. (2007). Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: mortalities inflicted by off-road vehicles on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28(3), 354-367.
- Stichting ANEMOON. (Z.d.). Anemoon > Over ANEMOON. Geraadpleegd in 2021, www.anemoon.org.
- Stienen, Eric WM. (2002). "Verstoken van verstoring: Wet belang van de baai van Heist als rust- en broedgebied voor vogels."
- Ugolini, A., Ungherese, G., Somigli, S., Galanti, G., Baroni, D., Borghini, F., ... & Focardi, S. (2008). The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65(4), 349-357.
- Van de Velde, I. & Wienhoven, M. (2012). Kostenkentallen voor opruimen zwerfafval langs de Nederlandse stranden. Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Waterdienst.
- Veloso, Valéria G., et al., (2008). Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization." *Marine Ecology* 29 (2008): 126-133.
- Veloso, V. G., Sallorenzo, I. A., Barros, W. A., & de Souza, G. N. (2012). Analysis of feeding behavior and food consumption rate of *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Crustacea: Talitridae). *Ciencias Marinas*, 38(4), 653-664.
- Ver Hoef, J. M., & Boveng, P. L. (2007). Quasi-Poisson vs. negative binomial regression: how should we model overdispersed count data?. *Ecology*, 88(11), 2766-2772.
- Williams, J. A. (1978). The annual pattern of reproduction of *Talitrus saltator* (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). *Journal of Zoology*, 184(2), 231-244.
- Williams, J. A. (1983). Environmental regulation of the burrow depth distribution of the sand-beach amphipod *Talitrus saltator*. *Estuarine, coastal and shelf science*, 16(3), 291-298.
- Williams, J. A. (1995). Burrow-zone Distribution of the Supralittoral Amphipod *Talitrus Saltator* on Derbyhaven Beach, Isle of Man—a Possible Mechanism for Regulating Desiccation Stress? *Journal of Crustacean Biology*, 15(3), 466-475.
- Yanes, A., Botero, C. M., Arrizabalaga, M., & Vásquez, J. G. (2019). Methodological proposal for ecological risk assessment of the coastal zone of Antioquia, Colombia. *Ecological Engineering*, 130, 242-251.

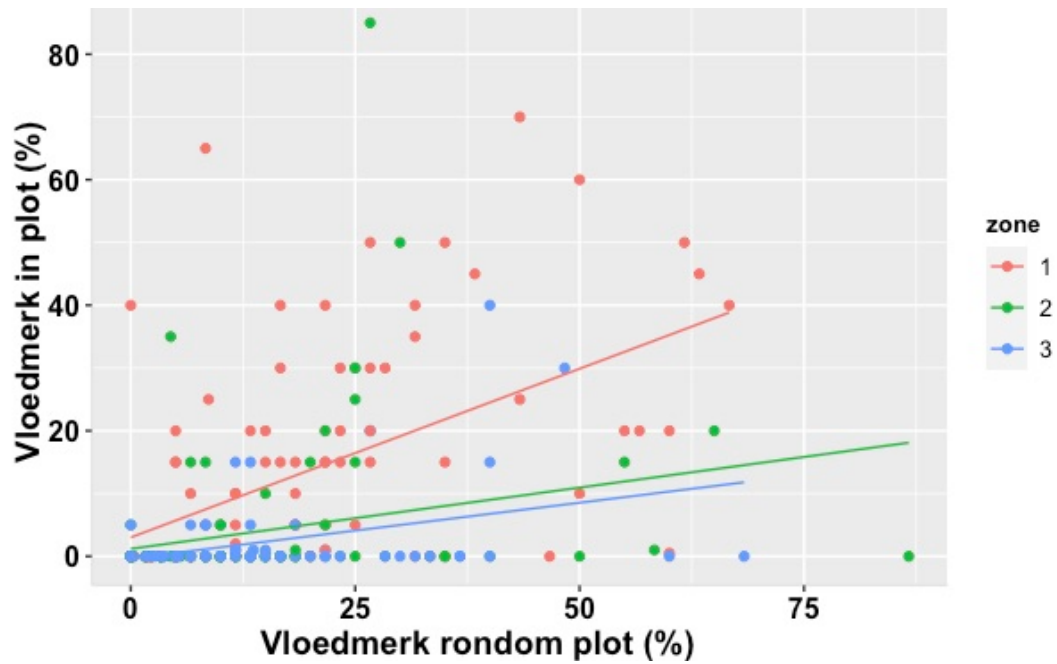
Appendix



Appendix figuur 1. Geen significant verband tussen de gemiddelde afstand van het plot tot vloedmerk en het aantal strandvlooiën. De rode lijn geeft zone 1 weer, de groene lijn zone 2 en de blauwe lijn zone 3.



Appendix figuur 2. Gemiddelde afstand van het plot tot vloedmerk per zone en reinigingsregime. Op de y-as staat de gemiddelde afstand van het plot tot vloedmerk op een manueel (groen) en machinaal (blauw) gereinigd strand. Op de x-as staan de drie zones, waarbij zone 1 zich op de hoogwaterlijn bevindt. Er zijn geen significante verschillen in de gemiddelde afstand van het plot tot vloedmerk tussen de zones en reinigingsregimes.



Appendix figuur 3. Significant verband tussen vloedmerk-bedekking in en rondom het plot in zone 1, 2 en 3 (quasi-Poisson, $p < 0.001$; $p = 0.020$; $p < 0.001$). De rode lijn geeft zone 1 weer, de groene lijn zone 2 en de blauwe lijn zone 3.