

## Omgaan met invasieve exoten in de droge duinen



## Colofon

©2022 IPO, Vereniging het Interprovinciaal Overleg, BIJ12, uitvoeringsorganisatie van de gezamenlijke provincies, Utrecht.

©2024 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren  
Onderzoeksrapportnummer 2024/OBN-2021-130-DK  
Driebergen, 2024

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Deze uitgave is online gepubliceerd op [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

### Auteursrecht

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

|                |                                       |
|----------------|---------------------------------------|
| Foto voorzijde | Bezemkruiskruid in de Kennemerduinen. |
| Fotograaf      | Mariëlle van Riel                     |

### Wijze van citeren

J. van der Loop, M.C. van Riel, H.H. van Kleef, M. Nijssen & G. Oostermeijer, 2024.

***Omgaan met invasieve exoten in de droge duinen***

*Onderzoeksrapport nummer OBN-2021-130-DK, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.*

### Samenstelling

|                      |                                  |
|----------------------|----------------------------------|
| Janneke van der Loop | Stichting Bargerveen             |
| Gerard Oostermeijer  | IBED, Universiteit van Amsterdam |
| Mariëlle van Riel    | Stichting Bargerveen             |
| Marijn Nijssen       | Stichting Bargerveen             |
| Hein van Kleef       | Stichting Bargerveen             |

### Productie

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)  
Adres Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen  
Telefoon 0343 – 745 250  
E-mail [obn@vbne.nl](mailto:obn@vbne.nl)

---



# Inhoud

|                                                                       |           |
|-----------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Voorwoord.....</b>                                                 | <b>6</b>  |
| <b>Samenvatting.....</b>                                              | <b>7</b>  |
| <b>Summary .....</b>                                                  | <b>9</b>  |
| <b>1 Inleiding.....</b>                                               | <b>11</b> |
| 1.1 Exotenbeheer vraagt meer aandacht dan bestrijden-waar-nodig ..... | 11        |
| <i>Huidige exotenaanpak .....</i>                                     | 11        |
| <i>Effecten van exoten op de biodiversiteit .....</i>                 | 12        |
| <i>Systeemgerichte aanpak en natuurbeheer .....</i>                   | 12        |
| <i>Bestrijding .....</i>                                              | 13        |
| <i>De rol van het omringende landschap .....</i>                      | 13        |
| <i>De voorspelbaarheid van invasief gedrag.....</i>                   | 13        |
| 1.2 Invasieve exoten in droge duinen .....                            | 14        |
| <b>2 Plan van aanpak .....</b>                                        | <b>15</b> |
| <i>Literatuuronderzoek .....</i>                                      | 16        |
| <i>Raadplegen van experts.....</i>                                    | 16        |
| <i>Veldonderzoek .....</i>                                            | 16        |
| <i>Kiemings- en vestigingsexperiment .....</i>                        | 16        |
| <i>Metapopulatiemodel .....</i>                                       | 16        |
| <b>3 Effecten van invasieve exoten en bestrijdingsmethoden.....</b>   | <b>17</b> |
| 3.1 Werkwijze literatuurstudie.....                                   | 17        |
| 3.2 Cotoneaster spp. - Dwergmispels.....                              | 18        |
| 3.2.1 Soort- en habitatbeschrijving .....                             | 18        |
| <i>Habitat .....</i>                                                  | 19        |
| <i>Verspreidingsmechanismen .....</i>                                 | 19        |
| <i>Effect op biodiversiteit / ecosysteem .....</i>                    | 20        |
| 3.2.2 Methode voor bestrijding.....                                   | 20        |
| 3.3 <i>Prunus serotina</i> – Amerikaanse vogelkers.....               | 21        |
| 3.3.1 Soort- en habitatbeschrijving .....                             | 21        |
| <i>Habitat .....</i>                                                  | 22        |
| <i>Verspreidingsmechanismen .....</i>                                 | 23        |
| <i>Effect op biodiversiteit/ ecosysteem .....</i>                     | 23        |
| 3.3.2 Methoden voor bestrijding.....                                  | 24        |
| 3.4 <i>Senecio inaequidens</i> – Bezemkruiskruid.....                 | 25        |
| 3.4.1 Soort- en habitatbeschrijving .....                             | 25        |
| <i>Habitat .....</i>                                                  | 26        |
| <i>Verspreidingsmechanismen .....</i>                                 | 27        |
| <i>Effect op biodiversiteit/ecosysteem .....</i>                      | 27        |
| 3.4.2 Methode voor bestrijding.....                                   | 27        |

---

|          |                                                                                           |           |
|----------|-------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.5      | Berberis aquifolium – Mahonie .....                                                       | 28        |
| 3.5.1    | Soort- en habitatbeschrijving .....                                                       | 28        |
|          | <i>Habitat</i> .....                                                                      | 29        |
|          | <i>Verspreidingsmechanismen</i> .....                                                     | 29        |
|          | <i>Effect op biodiversiteit/ecosysteem</i> .....                                          | 29        |
| 3.5.2    | Methode voor bestrijding .....                                                            | 30        |
| 3.6      | Rosa rugosa - Rimpelroos .....                                                            | 30        |
| 3.6.1    | Soort- en habitatbeschrijving .....                                                       | 30        |
|          | <i>Habitat</i> .....                                                                      | 31        |
|          | <i>Verspreidingsmechanismen</i> .....                                                     | 31        |
|          | <i>Effect op biodiversiteit/ecosysteem</i> .....                                          | 32        |
| 3.6.2    | Methode voor bestrijding .....                                                            | 32        |
| <b>4</b> | <b>Veldstudie</b> .....                                                                   | <b>34</b> |
| 4.1      | Inleiding veldstudie .....                                                                | 34        |
| 4.2      | Effect van Bezemkruiskruid op de soortenrijkdom van de omringende vegetatie .....         | 34        |
| 4.2.1    | Werkwijze .....                                                                           | 34        |
| 4.2.2    | Resultaten .....                                                                          | 34        |
| 4.2.3    | Conclusies .....                                                                          | 36        |
| 4.3      | Relatie tussen verstoring en de aanwezigheid en populatiestructuur van Bezemkruiskruid .. | 37        |
| 4.3.1    | Theoretische achtergrond .....                                                            | 37        |
| 4.3.2    | Methoden .....                                                                            | 37        |
| 4.3.3    | Resultaten .....                                                                          | 38        |
| 4.3.4    | Discussie .....                                                                           | 39        |
| 4.3.5    | Conclusies .....                                                                          | 40        |
| 4.4      | Effect van Mahonie op de soortenrijkdom van omringende vegetatie .....                    | 41        |
| 4.4.1    | Methode .....                                                                             | 41        |
| 4.4.2    | Resultaten .....                                                                          | 41        |
| 4.4.3    | Conclusies .....                                                                          | 43        |
| 4.5      | Faunaonderzoek .....                                                                      | 44        |
| 4.5.1    | Werkwijze .....                                                                           | 44        |
| 4.5.2    | Analyse .....                                                                             | 47        |
| 4.5.3    | Resultaten .....                                                                          | 47        |
| 4.5.4    | Conclusies .....                                                                          | 54        |
| <b>5</b> | <b>Kiemingsexperiment</b> .....                                                           | <b>55</b> |
| 5.1.1    | Materiaal en methode .....                                                                | 55        |
| 5.1.2    | Resultaten en conclusies .....                                                            | 55        |
| <b>6</b> | <b>Modelstudie</b> .....                                                                  | <b>57</b> |
| 6.1.1    | Opzet van het model .....                                                                 | 59        |
| 6.1.2    | Resultaten van modelsimulaties .....                                                      | 61        |
| <b>7</b> | <b>Beheerderservaringen</b> .....                                                         | <b>65</b> |
| <b>8</b> | <b>Literatuur</b> .....                                                                   | <b>72</b> |

---

|   |                                                |    |
|---|------------------------------------------------|----|
| 9 | Bijlage 1: Beheerdersenquête vragenlijst ..... | 77 |
|---|------------------------------------------------|----|



## Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt OBN Natuurkennis al meer dan 35 jaar daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur en het cultuurlandschap.

Een steeds groter wordende belemmering voor de ontwikkeling en behoud van biodiversiteit, is het voorkomen van invasieve exoten. Hoewel bestrijding direct na vestiging het meest effectief is, kiezen beheerders vaak voor een “vinger-aan-de-pols” aanpak, waarbij ze goed in de gaten houden hoe de invasieve populaties zich ontwikkelen. Bestrijding vindt meestal pas plaats als er daadwerkelijk problemen optreden met uitheemse soorten. De invasieve soort zit dan echter al in de exponentiële groeifase. In deze fase vergt bestrijding van de snel uitbreidende soort een grote inspanning en is lastig en kostbaar.

In dit onderzoek is gekeken naar bewezen praktijken om de invasieve exoten na vestiging in de duinen alsnog te verwijderen. Daarnaast is onderzocht in hoeverre en onder welke omstandigheden bezemkruiskruid en mahonie, 2 invasieve soorten van duingebieden, schadelijk zijn voor de bestaande vegetatie en de fauna. Het effect op de vegetatie blijkt onder andere afhankelijk van de soortenrijkdom van de oorspronkelijk vegetatie. Effecten op de macrofaunasamenstelling zijn niet significant.

Een belangrijke boodschap die de onderzoekers geven in dit onderzoek is dat voor reeds gevestigde invasieve soorten de bestrijding in de omgeving van de natuurreservaten minstens zo belangrijk is voor een effectieve aanpak als bestrijding in het natuurgebied zelf. De populaties buiten de natuurgebieden lijken misschien onschadelijk, maar zorgen door de genoemde diasporendruk voor een snelle terugkeer van individuen na bestrijding, waardoor onhaalbare bestrijdingsintensiteiten nodig zijn om de exoot duurzaam te beperken.

Met deze nieuwe informatie en met deze nieuwe manier van kijken naar invasieve exoten in de duinen, kunnen beheer maar zeker ook beleid weer nieuwe stappen zetten in het beheersbaar houden van deze soorten.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

## Samenvatting

Invasieve exoten vormen ook in kustduinen een toenemende belemmering voor behoud van biodiversiteit. Hoewel bestrijding direct na vestiging van een laag aantal kleine populaties het meest effectief is, wordt veelal gekozen voor een “vinger-aan-de-pols” aanpak, waarbij de grootte van populaties wordt gemonitord. In de praktijk duurt het vaak een tijdje voordat waarnemingen van een nieuwe invasieve soort bij een bredere groep bekend zijn, en is niet meteen bekend welke bestrijdingsmaatregelen passend en effectief zijn. Ook moeten beheerders vaak keuzes maken welke invasieve soorten ze aan willen pakken. Bestrijding vindt meestal pas plaats als er daadwerkelijk problemen optreden met uitheemse soorten. De invasieve soort zit dan echter al in de exponentiële groeifase. In deze fase vergt bestrijding van de snel uitbreidende soort een grote inspanning en is lastig en kostbaar.

Om grip te krijgen op de problematiek met invasieve uitheemse plantensoorten in droge kustduinen zijn een literatuuronderzoek, veldonderzoek, kiemingsexperimenten en een metapopulatiemodel-studie uitgevoerd en zijn experts en beheerders bevroegd.

Op dit moment wordt er gewerkt aan de bestrijding van vijf invasieve soorten (H3): Dwergmispels (*Cotoneaster* spp), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), Bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), Mahonie (*Berberis aquifolium*) en Japanse Rimpelroos (*Rosa rugosa*). Daarnaast zijn er bij beheerders zorgen over 24 andere uitheemse plantensoorten en blijkt uit recent onderzoek (LIFE-DUNIAS project) dat 42 uitheemse soorten in zuidelijke landen een grote ecologische impact kunnen hebben in duingebieden (H7). Deze soorten kunnen zich als gevolg van klimaatopwarming ook in Nederland vestigen.

Uit de literatuurstudie (H3) en bevraging van experts en beheerders (H7) blijkt dat de meeste van de genomen maatregelen slechts weinig effectief bleken. Alleen het volledig verwijderen van de planten en het verwijderen van planten voordat ze zaden afzetten, inclusief jaren van nazorg zijn effectief. Met (grootschalig) plaggen en ontgronden moet in duingebieden terughoudend worden omgegaan, aangezien dit de kolonisatiekansen voor invasieve exoten vergroot en grote gevolgen voor de oppervlakkig aanwezige zaadbank kan hebben.

Ecologische effecten van Bezemkruiskruid (BKK) en Mahonie zijn in een veldstudie onderzocht (H4). Beide soorten hebben een significant en vergelijkbaar effect op de soortenrijkdom van de inheemse vegetatie. In soortenrijkere duingraslanden zorgt de aanwezigheid van Bezemkruiskruid voor een reductie van 40-45% in het aantal soorten. Op soortenarme locaties, zoals de kale zandvlaktes die soms na herstelbeheer ontstaan, is de soortenrijkdom echter iets hoger op locaties met Bezemkruiskruid dan op vergelijkbare locaties zonder de exoot. In soortenrijkere vegetatietypen wordt op plekken met Mahonie een lagere soortenrijkdom waargenomen dan op vergelijkbare plekken waar Mahonie niet aanwezig is. In reeds soortenarme vegetaties zorgt Mahonie voor een iets hoger aantal soorten. Het lijkt er dus op dat met name de soortenrijkere habitats het sterkst door invasie van beide exoten worden beïnvloed. Hun aanwezigheid kan leiden tot een achteruitgang van de aanwezige inheemse plantensoorten van ruim 40%. Het positieve effect in soortenarme vegetaties wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat zowel Bezemkruiskruid als Mahonie open, soortenarme pionierhabitats koloniseren en de omstandigheden (o.a. door beschaduwing of bodemontwikkeling) op deze locaties tijdelijk gunstig maken voor de kolonisatie van andere soorten. Wanneer de bedekking van invasieve exoten toeneemt, concurreren ze met al

aanwezige soorten om ruimte en in de duinen beperkt aanwezige bronnen en neemt de biodiversiteit af.

Er is een grote spreiding gevonden in macrofaunasamenstellingen tussen plots met en plots zonder Bezemkruiskruid. Hoewel in plots met de exoot meer Heteroptera (wantsen), Hymenoptera (vliesvleugeligen), Sternorrhyncha (plantenluizen) en Thysanoptera (tripsen) lijken voor te komen, werd geen significant effect van Bezemkruiskruid op de samenstelling en abundantie van macrofaunagemeenschappen gevonden.

Het kiemingsexperiment (H5) is ingezet met vier soorten, maar leverde te weinig kieming op om conclusies te kunnen trekken. De studie met het metapopulatiemodel (H6) laat echter zien dat verwijdering van invasieve exoten extreem effectief moet worden uitgevoerd (90-100% van alle populaties elke vijf jaar verwijderen) óf zeer frequent uitgevoerd ( $\geq 75\%$  van alle populaties elke twee jaar). Een minder intensief ingrijpen zorgt voor snelle hergroei of nieuwe kolonisaties, met name door de voortdurende diasporendruk uit populaties buiten het beheergebied. Een dergelijke intensiteit of frequentie is in de praktijk echter nauwelijks haalbaar. De frequentie van beheer hangt uiteraard af van de verspreidings- en groeisnelheid van de exoot, maar over het algemeen worden invasieve exoten gekarakteriseerd door relatief hoge waarden voor deze eigenschappen. De haalbaarheid en de neveneffecten van bestrijdingsbeheer hangen ook af van de soort: Bezemkruiskruid kan door uittrekken of eventueel maaien (lokaal) worden verwijderd, terwijl Rimpelroos tot op twee meter diep moet worden uitgegraven. Het zal duidelijk zijn dat de laatste bestrijdingsvorm veel meer impact op het duinecosysteem heeft.

Het beheer van invasieve exoten is een meerjarenplan, waarbij nazorg en de omgeving van de natuurreservaten van groot belang zijn. Preventie is altijd de meest effectieve aanpak om invasies door nieuwe exoten te voorkomen, waarbij de nadruk moet liggen op soorten van andere continenten. Deze zijn namelijk het meest 'systeemvreemd' en hebben daardoor het grootste voordeel van de afwezigheid van natuurlijke vijanden. Wanneer er een exoot van een ander continent in een duingebied wordt aangetroffen is het zaak om deze zo spoedig en grondig mogelijk te verwijderen. Daarbij moet er door nabehoor voor worden gezorgd dat de populatie niet meer kan herstellen. Omdat het dan vaak nog om slechts enkele individuen en locaties gaat is dit ook voor meerdere soorten een praktisch haalbare aanpak. Belangrijk is wél dat het hele beheerteam zich in deze effectieve maar rigoureuze aanpak kan vinden.

Voor reeds gevestigde invasieve soorten is bestrijding in de omgeving van de natuurreservaten minstens zo belangrijk voor een effectieve aanpak als bestrijding in het natuurgebied zelf. De populaties buiten de natuurgebieden lijken misschien onschadelijk, maar zorgen door de genoemde diasporendruk voor een snelle terugkeer van individuen na bestrijding, waardoor onhaalbare bestrijdingsintensiteiten nodig zijn om de exoot duurzaam te beperken. Voorbeelden zijn Bezemkruiskruid in weg- en spoorbermen, plantsoenen met Rimpelroos en Mahonie, en buiten de duinen vooral spoor- en wegbermen met Reuzenberenklauw en Duizendknopen. Daar hebben infrastructuurbeheerders als Prorail, Rijkswaterstaat, Waterschappen en provincies en gemeenten verantwoordelijkheden die door de diasporendruk uitstralen tot in de natuurgebieden.



## Summary

Invasive exotic species in coastal dunes increasingly hinder the preservation of biodiversity. Although control of a newly invading species is most effective immediately after its introduction, a "monitoring" approach is often chosen, where the size of the populations is checked regularly. Control typically only takes place when actual problems with invasive species arise. By this time, however, the invasive species is already in the exponential growth phase. In this phase, controlling the rapidly spreading species requires significant effort and is difficult and costly. To address the issues with invasive non-native plant species in dry coastal dunes, a literature review, field research, germination experiments, and a metapopulation model study were conducted, and experts and managers were consulted.

Currently, efforts are being made to control five invasive species: *Cotoneaster* spp., Black Cherry (*Prunus serotina*), Narrow-leaved Ragwort (*Senecio inaequidens*), Oregon Grape (*Berberis aquifolium*), and Japanese Rose (*Rosa rugosa*) (Chapter 3). Additionally, managers have concerns about 24 other non-native plant species, and recent research (LIFE-DUNIAS project) indicates that 42 non-native species in southern countries can have a significant ecological impact in dune areas (Chapter 7). These species may also establish themselves in the Netherlands due to climate warming.

The literature study (Chapter 3) and consultation with experts and managers (Chapter 7) indicate that most of the measures taken have not been effective. Only the complete removal of plants and the removal of plants before they set seed, including years of follow-up care, are effective. Large-scale removal of the topsoil should be approached cautiously in dune areas, as this increases the colonization opportunities for invasive exotic species and can have significant consequences for the shallow seed bank.

Ecological effects of Narrow-leaved Ragwort and Oregon Grape were studied in field research (Chapter 4). Both species have a significant impact on the species richness of the native vegetation. This effect is slightly positive in the least species-rich locations and more strongly negative in the most species-rich locations. It appears that particularly species-rich habitats are most strongly affected by the invasion of Oregon Grape, leading to a decline of more than 40% of the native plant species present. The positive effect in species-poor vegetation is likely due to both Narrow-leaved Ragwort and Oregon Grape colonizing open, species-poor pioneer habitats and temporarily creating favorable conditions (e.g., through shelter or soil development) for the colonization of other species. As the coverage of invasive exotics increases, they compete with existing species for space and the limited resources available in dunes, leading to a decline in biodiversity. A wide variation was found in macrofauna compositions between plots with and without Narrow-leaved Ragwort. Although more Heteroptera (true bugs), Hymenoptera (wasps), Sternorrhyncha (plant lice), and Thysanoptera (thrips) seem to occur in plots with Narrow-leaved Ragwort, no significant distinguishing effect of Narrow-leaved Ragwort on the composition and abundance of macrofauna communities was found.

A germination experiment (Chapter 5) provided insufficient data to draw conclusions. However, the study with the metapopulation model (Chapter 6) shows that the removal of invasive exotics must be carried out extremely effectively (removing 90-100% of all populations every five years) or very frequently (removing  $\geq 75\%$  of all populations every two years). Less intensive intervention leads to rapid regrowth or new colonizations, especially due to the ongoing pressure from populations outside the management area. However, such intensity or frequency is hardly achievable in practice.

Managing invasive exotics is a multi-year plan where follow-up care is of great importance. Early intervention in infestations and including buffer zones in the control plan to reduce the pressure on the nature reserve are sensible measures.

# 1 Inleiding

## 1.1 Exotenbeheer vraagt meer aandacht dan bestrijden-waar-nodig

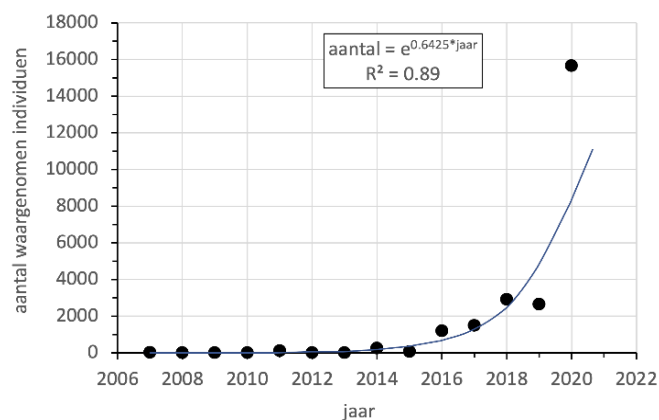
### *Huidige exotenaanpak*

Invasieve exoten vormen een groeiend probleem voor behoud van biodiversiteit, en er gaat steeds meer tijd en geld zitten in het bestrijden van deze exoten. De invasie van een exoot lijkt snel te verlopen, maar is eigenlijk een sluipend proces. Aan de kenmerkende exponentiële groeicurve waarin een invasieve soort problematisch wordt, gaat een trage initiële fase vooraf. In deze eerste fase is de aanwezigheid van de invasieve soort nog beperkt tot enkele kleine populaties. De lage genetische diversiteit binnen deze populaties geeft risico's op inteeltproblemen en de nieuw gekoloniseerde invasieve exoot heeft in deze fase nog maar weinig biotische interacties. De inherente kwetsbaarheid van de soort tijdens de eerste fase van het invasieproces geeft in principe mogelijkheden voor een effectieve aanpak, maar deze kans wordt niet vaak benut.

In de meeste gevallen wordt gekozen voor een “vinger-aan-de-pols” aanpak, waarbij middels bestaande monitoringprogramma's het aantal en de grootte van populaties wordt bijgehouden. Op het moment dat wordt vastgesteld dat het aantal populaties en de biomassa snel toeneemt, is het eigenlijk al te laat voor een effectieve bestrijding. De bestrijding moet dan op grotere schaal uitgevoerd worden, waardoor deze een grotere ecologische impact heeft en de kans is groter dat de soort opnieuw uitgroeit na bestrijding, waardoor nazorg noodzakelijk is. Dit maakt de bestrijding van een invasieve soort in een later stadium minder effectief en kostbaar.

Voor invasieve planten bestaat een 'early warning system' feitelijk al: een groot deel van de niet-inheemse soorten wordt in een vroeg stadium gevonden door vrijwillige waarnemers. De plant wordt echter zelden meteen verwijderd, waardoor ingrijpen stevast te laat komt. Een voorbeeld is de Gele bieslelie, die al in 2007 met slechts 25 individuen werd ontdekt, maar

pas in 2020 voor het eerst werd bestreden. In die periode waren de populaties gele bieslelie al gegroeid tot bijna 15.000 individuen op 10 locaties (Figuur 1.1). Daarmee heeft men 7 jaar de kans op effectieve bestrijding van enkele populaties (2007-2013 in Figuur 1.1) voorbij laten gaan. Het is duidelijk dat de aanpak van exoten anders kan en moet. Van groot belang is dat bestrijding (a) vroeg in het invasieproces plaatsvindt (Oostermeijer, 2016), en (b) goed gecoördineerd wordt, zodat de aanpak overal tegelijk toegepast wordt.



Figuur 1.1. Verloop van de invasie van Gele bieslelie (*Sisyrinchium californicum*) in Nederland vanaf de eerste waarneming in 2007 (data van waarneming.nl). Het getoonde exponentiële verband is zeer significant ( $P < 0,001$ ) en verklaart bijna 90% van de variatie.

### *Effecten van exoten op de biodiversiteit*

In sommige gevallen is de impact van een exoot op biodiversiteit duidelijk groot, in andere gevallen lijkt het effect kleiner óf is het moeilijker te constateren. Soorten die vrijwel aaneengesloten populaties vormen, zoals Watercrassula, Rimpelroos, Japanse duizendknoop, Mahonie en Guldenroede-soorten hebben (op het oog) de grootste impact, maar voor soorten met meer diffuse populaties, zoals Bezemkruid en Dwergmispels *Cotoneaster spec.* zijn de ecologische gevolgen minder duidelijk. De weinige soorten waarvoor het effect op biodiversiteit in de droge duinen is onderzocht zijn Rimpelroos (Isermann, 2008) en Grijs kronkelsteeltje (Sparrius & Kooijman, 2012). Wanneer dergelijk onderzoek in een vroeg stadium plaatsvindt wordt de noodzaak van bestrijding mogelijk sneller duidelijk.

Door invasies met een grote impact op de lokale soortensamenstelling kan de kwalificatie als (prioritair) habitatype in het geding komen: voor soorten die gesloten populaties vormen en die de vegetatie grotendeels overnemen, is dit vrij duidelijk. Maar is een door Bezemkruid gedomineerd grijs duinlandschap nog als kwalificerend habitat Grijze duinen te beschouwen? Momenteel wordt dominantie door één of meer exoten bij habitatkarteringen alleen voor een simpele kwaliteitsaanduiding gebruikt (BIJ12, 2015).

### *Systeemgerichte aanpak en natuurbeheer*

Een intact en (vrijwel) onverstoord ecosysteem heeft een lage 'invasibiliteit'; het systeem is moeilijk te invaderen door uitheemse soorten omdat er nauwelijks niches vrij komen om te bezetten en de concurrentie groot is (Davis et al., 2000, Levine et al., 2004, Richardson & Pysek 2006). Het huidige herstelbeheer en natuurontwikkeling is echter vaak gericht op het rigoreus terugzetten van vegetatiesuccessie en het verarmen van de bodem door ontgronden, afgraven en plagen van organisch materiaal. Onderzoek geeft aan dat pulsen in de beschikbaarheid van voedingstoffen of water de kwetsbaarheid van een systeem voor invasies vergroten (Davis et al., 2000, Parepa et al., 2013; Schrama & Bardgett, 2016). Ontgronden ten behoeve van natuurontwikkeling en bestrijding van de effecten van stikstofdepositie veroorzaken grootschalige verstoring van bestaande habitats en leiden tot open niches en mogelijk tot onvoorspelbare nutriëntpuls. Theoretisch leiden deze maatregelen dus tot een hogere invasibiliteit (Parepa et al., 2013).

Mede vanwege het beperkte succes van exotenbestrijding staat recent de 'systeemgerichte aanpak', zoals wordt uitgevoerd in het project LIFE Resilias, in de belangstelling. In stabiele habitats, met sterke competitie van de aanwezige inheemse soorten, ontwikkelen exoten naar verwachting moeilijker tot dominante invasieve populaties (van Kleef et al., 2017). Door maatregelen kleinschaliger uit te voeren en met gerichte maatregelen inheemse concurrenten of vijanden te introduceren, wordt de kans op (her)kolonisatie en dominantie van uitheemse soorten onderdrukt.

Veldwaarnemingen suggereren dat ook in kustduinen verstoring als gevolg van maatregelen leiden tot invasies, maar kwantitatieve onderbouwing daarvan ontbreekt. Uit evaluatie-monitoring van herstelprojecten moet blijken of invasies door exoten een ongewenst bijeffect vormen. In de duinen lijkt Bezemkruid zich behalve in verstoorde, open habitats echter ook makkelijk te vestigen in niet-verstoord duindoornstruweel. Rimpelroos, Mahonie en Dwergmispels (*Cotoneaster spec.*) koloniseren weliswaar vaak open, maar ogenschijnlijk weinig verstoorde duinvegetaties. In dit project wordt de relatie tussen (herstel)beheer en invasibiliteit door exoten in de droge duinen onderzocht.

### *Bestrijding*

Momenteel bestaat er een heel arsenaal aan methoden om invasieve exoten te bestrijden, zoals uittrekken, maaien, afdekken, diep afgraven van wortelsystemen, stoom, zout, elektrocutie, vraat door schapen of varkens en het loslaten van specialistische herbivoren uit het gebied van herkomst. Behalve bij de zeer hardnekkige Japanse duizendknoop kunnen deze methodes succesvol zijn, mits consequent, op het juiste moment en overal tegelijk toegepast. Welke methoden het meest effectief zijn, is onderwerp van discussie en onderzoek, maar wanneer niet aan genoemde voorwaarden wordt voldaan zijn de successen slechts lokaal en - vanwege blijvende diasporendruk uit omringende populaties – tijdelijk.

Het voorzorgsbeginsel toepassen, en elke nieuwe exoot direct na vestiging verwijderen, lijkt een effectievere en goedkopere aanpak dan de eerdergenoemde “vinger-aan-de-pols benadering”. Dat werkt echter niet meer voor de reeds over grote delen van Nederland en Europa verbreide soorten. De cruciale vraag voor deze groep van soorten is of bestrijding nog wel zin heeft. Grootschalige bestrijding is immers ingrijpend en duur, dus wanneer het effect slechts beperkt en tijdelijk is, en het effect op de biodiversiteit gering, is niet ingrijpen mogelijk een verstandiger keuze.

### *De rol van het omringende landschap*

Het omringende landschap speelt in het huidige beleid en beheer van exoten nog een te beperkte rol. Bestrijding van Rimpelroos in de duinen is zeer waarschijnlijk niet duurzaam wanneer in het omringende landschap (bijv. plantsoenen in de aan duingebieden grenzende zeedorpen) nog overal vruchtdragende populaties aanwezig zijn. Wanneer Bezemkruiskruid in de ruderaal gebieden in de omgeving van (duin)gebieden overal dominant aanwezig is heeft bestrijding ervan in het natuurreservaat zeer waarschijnlijk hooguit een tijdelijk effect. Zonder immigratie vanuit naburige populaties lijkt ook Amerikaanse vogelkers minder succesvol (Vanhellemont et al., 2009). Met deze grote aanvoer van individuen (“propagule pressure”, Simberloff, 2009) vanuit de omgeving wordt vrijwel nooit rekening gehouden, deels vanwege onwetendheid en deels omdat de oppervlakte aan te pakken doelgebied – en daarmee de kosten - er enorm door toeneemt. De vraag is echter of exotenbestrijding zónder aandacht voor (re-)immigratie vanuit het omringende landschap duurzaam en zinvol is (Vanhellemont et al., 2009).

### *De voorspelbaarheid van invasief gedrag*

Bij terreinbeheerders is een grote behoefte aan voorspelbaarheid van de kans op invasie door een nieuwe exoot. De vraag is echter of vooraf is te voorspellen welke soorten invasief worden. Onderzoek heeft tot dusver nog geen praktische handvatten geleverd om dit in de praktijk snel en effectief te doen. Er zijn slechts weinig studies gedaan die eigenschappen van invasieve exoten vergelijken met die van niet invasieve exoten (van Kleunen et al., 2010) en het bepalen van deze verschillen (in groeisnelheden, allocatiepatronen, fysiologie, fitness) onder gecontroleerde omstandigheden is kostbaar. Daardoor is niet eenvoudig vast te stellen in de groep van vroeg gedetecteerde exoten hoe groot het risico op een invasie is. Uit de weinige onderzoeken blijkt dat invasieve uitheemse plantensoorten weliswaar in allerlei eigenschappen verschillen van inheemse soorten (van Kleunen et al., 2010), maar als er geen verschil is gevonden betekent het niet dat een soort niet invasief kan worden. De enige manier om voor- of vroegtijdig invasieve exoten te signaleren is wanneer zij elders in vergelijkbare ecosystemen en klimaatzones al invasief gedrag vertonen.



## **1.2 Invasieve exoten in droge duinen**

Het doel van dit onderzoek is om de kennis over het voorkomen van invasieve uitheemse soorten in droge kustduinen te vergroten, zowel op het gebied van invasiviteit als impact op de inheemse biodiversiteit, en deze kennis te vertalen naar adviezen voor de bestrijding van invasieve exoten. Een groot deel van de vragen is te beantwoorden door literatuur- en veldonderzoek en het bevragen van duinbeheerders. De effecten van “propagule pressure” vanuit de omgeving is in het veld niet goed te onderzoeken, zodat in dit project gebruik wordt gemaakt van een metapopulatiemodel (Travis et al., 2005), om het effect te demonstreren onder verschillende scenario's van bestrijding en invasibiliteit van (duin)gebieden.

## 2 Plan van aanpak

### Onderzoeksstrategie

Het onderzoek is op te delen in de volgende hoofd- en deelvragen:

1. Hebben exoten een significant effect op de biodiversiteit van droge duinhabitats? Heeft bestrijding van exoten hun biodiversiteitseffecten succesvol tegengegaan?

*A. Welke beheer- of bestrijdingsmethoden van invasieve exoten van droge duinhabitats zijn in de praktijk het meest effectief gebleken?*

2. Wat zijn de implicaties van waargenomen biodiversiteitseffecten van exoten, en de bestrijding ervan, voor prioritaire duinhabitats op lokale en landschapsschaal?

3. Is de invasibiliteit van droge duinhabitats door exoten gerelateerd aan verstoring door intensief herstelbeheer?

*B. Zijn duingebieden waar weinig of geen intensief herstelbeheer tegen N depositie/verruiging/verstruweling heeft plaatsgevonden minder geïnvadeerd door exoten?*

4. Neemt de invasie van droge duinhabitats door exoten toe door diasporendruk vanuit omliggende niet-beheerde gebieden?

*C. Wanneer diasporendruk vanuit populaties buiten duingebieden van belang is, hoe breed zouden bufferzones minimaal moeten zijn om dit tegen te gaan?*

5. Is voorspelbaar welke nieuwe exoten in de toekomst een grote kans lopen om invasief te worden?

De verschillende vragen zijn opgepakt in verschillende onderdelen van het onderzoek, bestaande uit een literatuuronderzoek, het raadplegen van experts, een veldonderzoek, kiemingsexperimenten en een metapopulatiemodel-studie. Bijgaand schema (Tabel 2.1) geeft een overzicht van de inzet van verschillende onderzoeken voor de beantwoording van bovengenoemde kennisvragen.

Tabel 2.1: inzet van verschillende onderzoeken bij de beantwoording van kennisvragen (HV: hoofdvragen, DV: deelvragen) en doelen. X: hoofddoel van het betreffende onderzoek; x: neven-doel aanvullend op andere onderzoeken.

|                                                | Doel | HV   | DV | Literatuuronderzoek | Raadplegen experts | Veldstudie | Kiemingsexperimenten | Modelstudie |
|------------------------------------------------|------|------|----|---------------------|--------------------|------------|----------------------|-------------|
| Effecten op biodiversiteit                     | x    | 1, 2 |    | x                   | x                  | X          |                      |             |
| Mogelijkheden voor en succes van bestrijding   | x    | 1    | A  | X                   | X                  |            |                      |             |
| Relatie tussen verstoringen en invasibiliteit  | x    | 3    | B  |                     | x                  |            | X                    |             |
| Belang van en omgang met diasporendruk         | x    | 4    | C  |                     |                    |            |                      | X           |
| Voorspelbaarheid toekomstige invasieve soorten | x    |      |    | X                   |                    |            |                      |             |

### *Literatuuronderzoek*

Twee literatuurstudies zijn uitgevoerd, om (a) vast te stellen of invasieve exoten een significant effect hebben op de biodiversiteit en kwalificering van droge duinhabitats (op lokaal en gebiedsniveau), en (b) om te bepalen of de bestrijding van exoten hun biodiversiteitseffecten succesvol en duurzaam kan tegengaan. Daarnaast is gericht gezocht naar monitoring- en evaluatierapporten van grootschalige projecten ter mitigatie van de effecten van stikstofdepositie en/of bestrijding van exoten, om vraag 2 en 3 te helpen beantwoorden. Kennis over de locaties van deze projecten gebruiken zijn gebruikt bij de planning van de locaties van het veldonderzoek.

### *Raadplegen van experts*

Gebruikmakend van het uitgebreide netwerk van de leden van het onderzoeksteam zijn experts in duinbeheer en -beleid en exoten(bestrijding) in de duinen over hun visie op de hoofd- en deelvragen van het onderzoek ondervraagd. De experts komen uit het wetenschappelijk onderzoek in binnen- en buitenland, de terreinbeherende organisaties, de (duin)provincies en de Nederlandse Voedsel en Waren Autoriteit (NVWA).

### *Veldonderzoek*

Door middel van een veldonderzoek zijn de effecten van exoten op lokale biodiversiteit gekwantificeerd. Daarbij is gebruik gemaakt van de informatie uit het literatuuronderzoek en het raadplegen van experts om met speciale aandacht aan terreinen of terreindelen waar grootschalige herstelprojecten hebben plaatsgevonden.

### *Kiemings- en vestigingsexperiment*

Om te toetsen of de kans op kieming en vestiging afhangt van het successiestadium en de mate van (menselijke) verstoring voerden we met vier soorten een kiemingsexperiment uit langs successie- en verstoringsgradiënten.

### *Metapopulatiemodel*

Om te onderzoeken in hoeverre invasies worden beïnvloed door diasporendruk vanuit populaties van exoten buiten de duinreservaten, en op welke manier deze invasies het meest effectief kunnen worden bestreden is een metapopulatiemodel gemaakt.

De hierboven beschreven onderzoeksstrategieën worden in de specifieke onderzoeksdelen nader uitgewerkt.

## 3 Effecten van invasieve exoten en bestrijdingsmethoden

### 3.1 Werkwijze literatuurstudie

Wetenschappelijke publicaties en ‘grijze’ literatuur (zoals Nederlandse vakbladen, websites en andere literatuur) zijn geraadpleegd om de effecten invasieve exoten op biodiversiteit in de duinen inzichtelijk te maken.

De zoekmachines Google Scholar en Web of Science zijn gebruikt om relevante referenties naar peer-reviewed artikelen, rapporten en theses te vinden. Daarnaast is literatuur verkregen uit de digitale bibliotheekfaciliteiten van de Radboud Universiteit of open-access-faciliteiten, zoals ResearchGate. In aanvulling zijn via PiCarta boeken uit Nederlandse bibliotheken geraadpleegd. Het onderzoek wordt uitgevoerd voor de soorten Amerikaanse vogelkers, Bezemkruid, Mahonie, Rimpelroos en Dwermispels (*Cotoneaster* spp.). Per soort of geslacht zijn vijf zoekopdrachten met meerdere zoektermen uitgevoerd (Tabel 3.1). Per zoekopdracht zijn de eerste 30 hits geëvalueerd om artikelen of rapporten te selecteren met resultaten over de effecten van de betreffende exoot in droge duinsystemen. Tevens zijn de referentielijsten van de gevonden artikelen en rapporten op aanvullende relevante informatie gescand. Naast de effecten van bovengenoemde soorten is in de literatuur ook naar andere uitheemse soorten gezocht die zich invasief gedragen in Nederlandse en Belgische kustduinen met overeenkomstige klimaateigenschappen. Aanvullend is een literatuurstudie uitgevoerd naar welke bestrijdingsmethoden in de praktijk het meest effectief zijn gebleken tegen exoten in droge duinhabitats. Deze studie volgde dezelfde werkwijze, maar met aangepaste zoektermen gericht op bestrijding van de betreffende exoot (Tabel 3.1). Bij het bepalen van de toe te passen bestrijdingsmethoden is de nadruk gelegd op droge duinen, maar is ook breder gezocht.

Tabel 3.1. Overzicht van gebruikte zoekmachines en zoektermen per soort om te bepalen welke effecten de soorten hebben op droge duinhabitats (boven) en wat effectieve methoden van bestrijding zijn (onder).

| Zoekmachine                      | Zoeken                          | Termen                                                                                                                             |
|----------------------------------|---------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Google Scholar<br>Web of Science | Met alle woorden                | <i>Wetenschappelijke naam soort of genus</i>                                                                                       |
|                                  | Met ten minste 1 van de woorden | Habitat, ecosysteem, eisen, standplaats, toleranties, negatieve, effecten, problemen, invasief, risicoanalyses                     |
| Google Scholar<br>Web of Science | Met alle woorden                | <i>Wetenschappelijke naam soort of genus</i>                                                                                       |
|                                  | Met ten minste 1 van de woorden | Habitat, ecosystem, demands, stand, tolerances, negative, effects, problems, impact, invasive, risk assessments                    |
| Zoekmachine                      | Zoeken                          | Termen                                                                                                                             |
| Google Scholar<br>Web of Science | Met alle woorden                | <i>Wetenschappelijke naam soort of genus</i>                                                                                       |
|                                  | Met ten minste 1 van de woorden | Bestrijding, beheersen, behandeling, management, eradicatie, eliminatie, terugdringen, indammen, methode, aanpakken, effectiviteit |
| Google Scholar<br>Web of Science | Met alle woorden                | <i>Wetenschappelijke naam soort of genus</i>                                                                                       |
|                                  | Met ten minste 1 van de woorden | Control, treatment, management, eradication, elimination, reduction, containment, method, tackling, effectiveness                  |

Voor het verkrijgen van aanvullende informatie zijn experts geraadpleegd. Aan onderzoekers (onder andere van het LIFE project Tackling invasive plants on the Flemish coast, DUNIAS), terreinbeherende organisaties en waterschappen is gevraagd welke negatieve effecten zij van de betreffende invasieve exoten in hun systeem ondervinden. Tevens is gevraagd welke strategie zij volgen tegen de invasieve exoot (niets doen, beheersen of volledige verwijdering ('eradicatie')) en met welke methoden. Daarnaast is gevraagd naar hun visie en ervaringen over de relatie tussen invasies, beheer en successie, en of het probleem zichzelf oplost.

## 3.2 Cotoneaster spp. - Dwergmispels

### 3.2.1 Soort- en habitatbeschrijving

Dwergmispels worden meestal met hun wetenschappelijk naam Cotoneasters aangeduid, en behoren tot een genus van struiken en lage bomen. In Nederland komen tien soorten voor (NVWA, 2018). Met uitzondering van de Wilde dwergmispel (*C. integerrimus*) zijn alle soorten in Nederland uitheems. Cotoneasters worden onderverdeeld in twee groepen: de klein- en de grootbladige (Figuur 3.2); dit onderscheid gebruiken we ook in dit rapport (NVWA, 2018). De meeste soorten vormen struiken, maar andere groeien uit tot kleine bomen (meestal grootbladige) of blijven juist dicht bij de grond (meestal kleinbladige) (Floron, 2021; NVWA, 2018). In het najaar vormen Cotoneasters kleine, appelvormige, rode tot bruinrode of oranje tot zwarte vruchten. Sommige soorten zijn wintergroen, andere verliezen hun blad in de winter. De eigenschappen van de soort en de habitats waarin deze voorkomt zijn samengevat in tabel 3.2.



Figuur 3.2: Links, voorbeeld van een kleinbladige Cotoneaster (*C. horizontalis*) (© Foto: Wikimedia commons door: Agnieszka Kwiecień). Rechts, voorbeeld van een grootbladige Cotoneaster (*C. dielsianus*) (© Foto: Wikimedia commons, door: Аймаина хикари)

Tabel 3.2: Soort- en habitateigenschappen van de groot- en kleinbladige Cotoneaster (*Cotoneaster spec.*).

| Eigenschappen |                             | Kleinbladige Cotoneaster spp. | Grootbladige Cotoneaster spp. | Referenties |
|---------------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------|
| Soort         | Lichtbehoefte               | Zon tot halfschaduw           | Zon tot halfschaduw           | 1, 2        |
|               | Maximale leeftijd (in veld) | Meerjarig                     | Meerjarig                     | 1, 2, 3     |
|               | Droogtetolerantie           | Hoog                          | Matig                         | 2, 3        |
|               | Schaduwtolerantie           | Laag - matig                  | Matig                         | 2, 3        |
|               | Temperatuuroptimum          | Onbekend                      | Onbekend                      |             |
|               | Nutriëntenbehoefte          | Onbekend                      | Onbekend                      |             |

| Eigenschappen |                                       | Kleinbladige Cotoneaster spp.                                                                                  | Grootbladige Cotoneaster spp.                                                                                                                                                     | Referenties |
|---------------|---------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
|               | Bodem preferentie                     | Kalkrijke rotsachtige grond                                                                                    | Basenhoudend zand, leem of zwavelgrond                                                                                                                                            | 2, 3, 4     |
|               | Reproductiecapaciteit indicatoren     | Hoog                                                                                                           | Hoog                                                                                                                                                                              |             |
|               | Voortplanting                         | Middels zaden (tot 5 jaar kiemkrachtig), worteluitlopers en mogelijk via uitlopers van gedumpte plantmateriaal | Middels zaden (tot 5 jaar kiemkrachtig), worteluitlopers en mogelijk via uitlopers van gedumpte plantmateriaal                                                                    | 2, 3, 4, 5  |
|               | Groei seizoen                         | Wintergroen, of bladverliezend                                                                                 | Wintergroen, of bladverliezend                                                                                                                                                    | 1, 2        |
|               | Bloeitijd                             | Mei - juni (meestal)                                                                                           | Mei - juni (meestal)                                                                                                                                                              |             |
|               | Groei snelheid                        | Hoog                                                                                                           | Hoog                                                                                                                                                                              |             |
|               | Succesfactoren voor invasiviteit      | Uitlopers, lange kiemkracht zaden, grote hoeveelheid zaden, uitgebreid wortelstelsel                           | Uitlopers, lange kiemkracht zaden, grote hoeveelheid zaden, uitgebreid wortelstelsel                                                                                              | 2, 3, 4, 5  |
|               | Vestiging                             |                                                                                                                |                                                                                                                                                                                   |             |
| Habitat       | Omvang vestiging                      | Groot, algemeen in Europa                                                                                      | Groot, algemeen in Europa                                                                                                                                                         | 1, 2        |
|               | Natuurlijk verspreidingsgebied        | Meestal: zuidwest China, Himalaya. Soms: Inheems Europa                                                        | Meestal: zuidwest China, Himalaya.                                                                                                                                                | 1, 2, 3, 4  |
|               | Vegetatiepreferenties                 | Kustduinen, bosranden, braakliggende terreinen, droge graslanden                                               | Lichtrijke bossen en duinbossen                                                                                                                                                   | 1, 2, 3, 4  |
|               | Potentiële verspreidingsgebied duinen | Kwetsbaar: H2190B - Vochtige duinvalleien, H2120 - Witte duinen, H2130 - Grijze duinen                         | Kwetsbaar: H2180 – Duinbossen, H2120 - Witte duinen, H2140- Duinheiden met kraaihei, H2150 - Duinheiden met struikhei, H2160 - Duindoornstruwelen, H2190B - Vochtige duinvalleien | 1, 2, 3, 4  |

\*Referenties: 1) Floron (2021), 2) NVWA (2018), 3) VBNEa, 4) VBNEb, 5) Boer (2014)

### Habitat

De meeste Cotoneastersoorten komen oorspronkelijk uit het zuidwesten van China en de Himalaya. Enkele soorten zijn echter ook inheems voor Europa, waaronder *C. integerrimus* (Floron, 2021; NVWA, 2018). Naar schatting zijn de eerste Cotoneastersoorten verwilderd na 1980 (NVWA, 2018). In Nederland waren in 2017 tenminste tien soorten ingeburgerd. Echter, de verschillen tussen de soorten zijn erg klein waardoor determinatie ingewikkeld is. Hierdoor zouden er ook meer soorten in Nederland voor kunnen komen (NVWA, 2018). Ongeveer 36 soorten Cotoneaster worden in Nederland verhandeld, omdat ze geliefd zijn als sierplanten in tuinen. Door het dumpen van tuinafval en het verspreiden van de zaden door vogels komen de exoten in de natuur terecht.

### Verspreidingsmechanismen

Cotoneasters verspreiden zich middels zaden, worteluitlopers (niet alle) en mogelijk door het uitlopen van losse plantfragmenten (NVWA, 2018). Ze worden nog altijd in groten getale aangeplant in de tuinen van particulieren, waardoor de diasporendruk op natuurgebieden groot blijft en de kans groot is dat op korte termijn meer soorten verwilderen.

### *Effect op biodiversiteit / ecosysteem*

Zowel groot- als kleinbladige Cotoneastersoorten vormen een dichte vegetatie waardoor andere soorten worden verdrongen. De twee groepen komen voor in verschillende habitattypes.

Grootbladige Cotoneasters vormen met name een bedreiging in bossen, kalkgraslanden en duinen (NVWA, 2018). De kleinbladige soorten hebben voornamelijk open vegetaties nodig om te groeien, dit omdat ze een kruipende groeivorm hebben en daardoor niet goed concurreren met hoogopgaande vegetatie (NVWA, 2018). Cotoneaster is een waardplant voor de bacterie *Erwinia amylovora* die de ziekte bacterievuur veroorzaakt en daardoor een probleem vormt in appel- en peerboomgaarden (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a).

Door het hoge verspreidingsrisico van Cotoneastersoorten is de kans op kolonisatie van natuurterreinen groot. Wanneer Cotoneasters zich vestigen in gebieden waarin beschermde (habitatrictlijn)soorten aanwezig zijn worden deze laatste mogelijk verdrongen (Floron, 2015). Wanneer de soorten zich verspreiden in Natura 2000-gebieden is er een reële kans dat kwalitatieve achteruitgang van specifieke habitattypen en andere natuurwaarden optreedt. Cotoneaster bedreigt daarmee niet alleen de flora en fauna van Nederland maar ook de beleidsdoelstellingen voor de kwetsbare gebieden (Adriaens et al., 2022).

In de toekomst kan Cotoneaster mogelijk voor grotere problemen zorgen aangezien klimaatverandering zorgt voor een verlengd groeiseizoen. De plant kan zich daardoor langer ontwikkelen en is langer als concurrent actief (Adriaens et al., 2019).

### **3.2.2 Methode voor bestrijding**

#### *Uittrekken*

Het uittrekken van Dwergmispel gebeurt voornamelijk bij jonge planten, aangezien het wortelstelsel daar nog niet sterk ontwikkeld is. Het kan met een speciaal werktuig gebeuren, in het Engels de “Weed Wrench” genoemd. Hiermee wordt zowel de ondergrondse als de bovengrondse biomassa verwijderd; dit is noodzakelijk omdat uit de wortels anders nieuwe uitlopers kunnen groeien (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a).

#### *Afzagen en behandelen*

Voor planten met stronken dikker dan 2 cm werd doorgaans glyfosaat gebruikt. Na het afzagen van de bovengrondse biomassa werd de stam aangestipt met glyfosaat. Dit werkte echter alleen goed met dikke stronken, kleine stronken liepen vaak alsnog uit (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a). Op dit moment wordt door de duinbeheerders geen glyfosaat meer gebruikt en is deze methode niet langer relevant.

#### *Herhaaldelijk afzagen*

Het twee keer per jaar afzagen van de bovengrondse biomassa vermindert de groeikracht aanzienlijk, maar doodt de plant niet (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a), in theorie zou de plant na een aantal jaar zozeer uitgeput moeten zijn dat hij sterft, in praktijk is dit vaak moeilijk tot uitvoering te brengen aangezien de teruggesnoeide plant vaak onopvallend aanwezig blijft (Vereniging van Bos- en NatuurterreinEigenaren, 2020).

#### *Verbranden*

Het afbranden van een Dwergmispelbegroeiing heeft geen effect, omdat de wortels hierna nieuwe uitlopers vormen (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a).



### *Begrazing*

Begrazing is niet effectief aangezien de plant licht giftig is en dus door vrijwel alle diersoorten vermeden wordt (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018a).

### *Nazorg*

Na de bestrijding van een vestiging of invasie is nazorg heel belangrijk. De nieuwe kiemplanten, die komen van gevallen zaden, en uitlopers van eventueel achtergebleven worteldelen moeten zorgvuldig verwijderd worden. Dit moet gebeuren gedurende 2 à 3 jaar na de initiële bestrijding (Vereniging van Bos- en NatuurterreinEigenaren, 2020).

### *Preventie verspreiding*

Wanneer er een risico op verspreiding van een invasieve soort aanwezig is, is het van groot belang om mogelijkheden voor preventie van verdere verspreiding te inventariseren (NVWA, 2018). Voor Cotoneaster geldt dat het verspreidingsrisico beperkt kan worden door:

- Bestrijden van de soort;
- Het gecontroleerd afvoeren van plantendelen;
- Schoonspuiten machines/gereedschap/schoeisel die gebruikt worden voor, tijdens en na de bestrijding;
- “Schoon werken” waarbij vuile machines niet in onbesmette gebieden ingezet worden;
- Het weren van vogels als de bessen rijp zijn, of takken met bessen snoeien voor dat ze zich verspreiden;
- Voorlichting aan particulieren waarbij de negatieve effecten van de exoot worden toegelicht en wordt gevraagd de soort niet aan te planten in particuliere tuinen.

## **3.3 *Prunus serotina* – Amerikaanse vogelkers**

### **3.3.1 Soort- en habitatbeschrijving**



Figuur 3.3: Links: Amerikaanse vogelkers in bloei (*Prunus serotina*), rechts: vruchtvorming op Amerikaanse vogelkers (Wikimedia author: Rasbak)

Amerikaanse vogelkers (Figuur 3.3) komt meestal voor als struik, maar is in staat uit te groeien tot een boom van maximaal 20 m die 30 tot 130 jaar oud wordt (Nyssen, Koopmans et al., 2019). De 4 – 12 cm lange bladeren zijn glanzend, elliptisch of eirond en hebben een fijn gezaagde bladrand. De bloemen staan in trossen en bloeien in mei en juni (NVWA, 2018a). Gemiddeld produceert de soort na zes jaar de eerste vruchten. Deze zijn 0,8 – 1 cm in omvang, bolvormig, paarszwart van kleur en rijp in september (De Groot and Oldenburger 2011). Het wortelstelsel van vogelkers heeft een hoge dichtheid, maar ligt dicht aan het oppervlak (De Groot and Oldenburger, 2011).

De soort groeit het best op zonnige tot licht beschaduwde plekken, ook in bosccosystemen waarin licht doordringt. Amerikaanse vogelkers groeit voornamelijk op zandgrond die droog tot matig vochtig, voedselarm, zuur en kalkarm is (Evenepoel, 2014; NVWA, 2018a). De soort kan zich ook vestigen op minder geschikte standplaatsen, maar blijft dan vaak klein (struikvorm) (De Groot & Oldenburger, 2011). De eigenschappen van de soort en de habitats waarin deze voorkomt zijn samengevat in tabel 3.3.

Tabel 3.3: Soort- en habitateigenschappen Amerikaanse vogelkers

| Eigenschappen |                                          | <i>Prunus serotina</i> - Amerikaanse vogelkers                                                                                                                                  | Referenties |
|---------------|------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| Soort         | Lichtbehoefte                            | Hoog tot matig                                                                                                                                                                  | 1, 3        |
|               | Maximale leeftijd (in veld)              | 80 – 130 jaar                                                                                                                                                                   | 2, 6        |
|               | Droogtetolerantie                        | Hoog                                                                                                                                                                            | 4           |
|               | Schaduwtolerantie                        | Laag tot matig                                                                                                                                                                  | 4, 6        |
|               | Temperatuuroptimum                       | NB                                                                                                                                                                              |             |
|               | Neerslagoptimum                          | NB                                                                                                                                                                              |             |
|               | Nutriëntenbehoefte                       | Voedselarm tot voedselrijk                                                                                                                                                      | 2,4, 5      |
|               | Bodempreferentie                         | Droge tot matig vochtige, voedselarme, zwak zure tot zure, kalkarme zandgronden                                                                                                 | 1, 5, 7     |
|               | <i>Reproductiecapaciteit indicatoren</i> |                                                                                                                                                                                 |             |
|               | Voortplanting                            | Zaden in vlezig steenvruchten                                                                                                                                                   | 1, 2        |
|               | Groeiseizoen                             | April - november, bloei in mei-juni, rijpe vruchten in september                                                                                                                | 3           |
|               | Groeisnelheid                            | Hangt af van beschikbare nutriënten en overige aanwezige vegetatie                                                                                                              | 2           |
| Habitat       | Bijzonderheden                           |                                                                                                                                                                                 | 3, 4        |
|               | Succesfactoren voor invasiviteit         | Grote genetische diversiteit, grote zaadproductie met effectieve verspreiding, lage bodemeisen, snelle groei, groot regeneratief vermogen, produceert zaad vanaf jonge leeftijd | 1, 2, 4, 6  |
|               | <i>Vestiging</i>                         |                                                                                                                                                                                 |             |
|               | Omvang vestiging                         | Wijdverspreid in Europa en Nederland                                                                                                                                            | 2, 3, 5     |
|               | Vestiging in RWS-areaal                  | Ja                                                                                                                                                                              |             |
|               | Natuurlijk verspreidingsgebied           | Noord-Amerika                                                                                                                                                                   | 3, 2        |
|               | Vegetatie preferenties                   | Pioniersoort → open plekken waar licht doordringt                                                                                                                               | 2           |
|               | <i>Potentiële aantasting kernwaarden</i> |                                                                                                                                                                                 |             |
|               | Kernwaarde                               | Veiligheid, Natuur                                                                                                                                                              | 2, 3, 5     |
|               | Risico                                   | Vermindering zicht vanaf wegen, verdringen natuurlijke vegetatie                                                                                                                | 2, 3        |

Referenties: 1). Ehrenburg, van der Hagen et al. (2008), 2). De Groot and Oldenburger (2011), 3). NVWA (2018), 4). Godefroid, Phartyal et al. (2005), 5). Starfinger (2010), 6). Nyssen, Koopmans et al. (2019), 7). Evenepoel (2014)

### Habitat

Amerikaanse vogelkers groeit vooral op droge verstoorde, en meestal zure en arme gronden (Chabrierie et al., 2008; Godefroid et al., 2005). Momenteel wordt hij overal in Nederland

aangetroffen, maar voornamelijk in bossen, heiden en duingebieden waar hij het ecosysteem kan veranderen door te zorgen voor een snellere verbossing. Ook komt hij nog veel voor in loof- en naaldbossen (NVWA, 2018a). Hij prefereert warme plekken, wat deels verklaart waarom hij het zo goed doet in heide en op zandgronden (Ehrenburg et al, 2008)

Het is eigenlijk een schaduwplant die graag tussen andere bomen staat, maar als zaailing heeft hij juist een hogere lichtbehoefte. Er kiemen namelijk meer zaden bij meer licht, wanneer ze ouder worden vertonen ze eerder een negatieve correlatie met licht, want hoe minder licht ze in die levensfase nodig hebben, des te groter hun competitief voordeel (Godefroid et al., 2005).

#### *Verspreidingsmechanismen*

Amerikaanse vogelkers verspreidt zich voornamelijk door middel van zaden. Door tijdens de veredeling van de soort te focussen op de bloem- en vruchtproductie zijn die sterk toegenomen (Ehrenburg et al, 2008). Het kiemingspercentage en de overleving van de zaailingen zijn relatief laag, maar doordat er zoveel vruchten worden geproduceerd zijn er toch altijd veel kiemplanten. Deze blijven lang klein maar op het moment dat er een opening komt in het bladerdek kan een kleine vogelkers dat gat zeer snel vullen (Dyderski & Jagodziński, 2019; Pairon et al., 2006). Het grootste deel van de vruchten valt onder of in de buurt van de moederboom, maar een klein percentage wordt gegeten door vogels en zoogdieren en op die manier over een grotere afstand verspreid (NVWA, 2018a; Pairon et al., 2006).

#### *Effect op biodiversiteit/ ecosysteem*

Door zijn sterke competitiekracht hindert Amerikaanse vogelkers de verjonging van inheemse soorten, hetgeen zorgt voor een afname van de biodiversiteit (Straatsma & Jansen, 2005; Starfinger, 2010). In zijn natuurlijke verspreidingsgebied wordt de soort geremd door de schimmel *Pythium*, die in Europa afwezig is (NVWA, 2018a). De effecten van de aanwezigheid van een groot aantal individuen van Amerikaanse vogelkers in de struiklaag van bossen beïnvloedt de natuurlijke successie sterk en langdurig (De Groot & Oldenburger, 2011). Bij de aanplant van de soort begin vorige eeuw werd gedacht dat de soort beschikte over vele positieve eigenschappen, maar deze bleken in Nederland gering. In tegenstelling tot in het herkomstgebied levert Amerikaanse vogelkers in Nederland geen waardevol hout, en de bijdrage aan de natuurwaarde en biodiversiteit is laag (Straatsma & Jansen, 2005). Verder is aangetoond dat de aanwezigheid van de soort ervoor zorgt dat de pH en de voedselrijkdom van de bodem afnemen, ondanks de relatief hoge C/N ratio in de bladeren (Starfinger, 2010). Daarnaast heeft de soort mogelijk ook negatieve effecten op zeldzame soorten in met name open vegetatietypen. Verschillende Natura 2000-habitattypen worden lokaal bedreigd door deze soort. De belangrijkste zijn de habitattypen Droge heide (H4030), vochtige heide (H4010), Duinbossen (H2180) en Oude eikenbossen (H9190) (Natura2000, 2019). In de droge duinen gaat het naast de genoemde duinbossen vooral om grijze duinen (H2130), duinheide (H2140) en duindoornstruwelen (H2160) (Ecologische autoriteit, adviezen 5004, 5005, 5055, 5061, 5062). Deze habitattypen zijn aangewezen vanwege de aanwezigheid van diverse beschermde en bedreigde plantensoorten, zoals onder andere Zevenster (*Trientalis europaea*), Valkruid (*Arnica montana*) en Rozenkransje (*Antennaria dioica*) (Natura2000, 2019). Amerikaanse vogelkers brengt op twee manieren de kerntaken van Rijkswaterstaat in gevaar: grote opstanden van de soort verminderen het zicht in de infrastructuur en de plaatselijke biodiversiteit wordt verlaagd door overwoekering. Dit betekent dat het van belang is de opstanden van Amerikaanse

vogelkers zoveel mogelijk te beperken in gebieden waar zicht en beschermen van soorten en biodiversiteit van belang zijn.

### 3.3.2 Methoden voor bestrijding

Al sinds ca. 1950 wordt getracht Amerikaanse vogelkers uit Nederland te elimineren, maar door de jaren heen zijn verschillende methoden voor eliminatie, bestrijden en/of beheersen niet of slechts weinig succesvol gebleken. Dit zijn onder andere begrazing (hoewel de soort in duinheide op Vlieland effectief wordt onderdrukt door runderen en schapen; Nijssen et al., 2020), biologische bestrijding (met de schimmel *Chondrostereum purpureum*) en afzetten van de stammen (de Jong, 1988; De Groot & Oldenburger, 2011). Chemische bestrijding met glyfosaat is wél effectief gebleken voor de bestrijding van Amerikaanse vogelkers (Oosterbaan et al., 2003; Du Cheyne, 2005; Ehrenburg et al., 2008; Evenepoel, 2014), maar wordt vanuit milieuoverwegingen niet in natuurgebieden toegepast.

#### *Machinaal bestrijden of beheersen*

Uitsluitend omzagen doodt de boom niet. De soort heeft een groot regeneratief vermogen en de achtergebleven stammen lopen binnen korte tijd weer uit (Du Cheyne, 2005; De Groot & Oldenburger, 2011; NVWA, 2018a). Machinale bestrijding is slechts effectief wanneer zowel de bovengrondse als ondergrondse delen volledig worden verwijderd. In de praktijk is dit alleen toepasbaar als de bomen op losse bodems staan (duinen/zandgrond) (Evenepoel, 2014). Het uittrekken van bomen tot 20 cm in diameter kan met behulp van een kraan (Oosterbaan et al., 2003). Het nadeel van deze manier van prunus rooien is dat er veel bodembeschadiging optreedt. Het machinaal bestrijden heeft als bijkomend nadeel dat verjonging van Amerikaanse vogelkers wordt gestimuleerd, door een toename van licht en de grote zaadbank die door de oudere exemplaren is gevormd (De Groot & Oldenburger, 2011; NVWA, 2018a). Hierdoor is nabeheer, dat bestaat uit handmatig uittrekken van de zaailingen, noodzakelijk. De zaden blijven vier jaar kiemkrachtig, gedurende minstens evenveel jaren is dus nabeheer nodig (Oosterbaan et al., 2003). Alle nieuw opkomende zaailingen moeten daarbij worden verwijderd. De zaailingen zijn het eenvoudigst te herkennen in het najaar, waardoor ze gedurende deze periode het beste te verwijderen zijn (Nyssen et al., 2019). Als het nabeheer zorgvuldig wordt uitgevoerd dan is de soort uit een gebied te elimineren. Omdat de soort veel voorkomt in Europa en voornamelijk vogels de zaden verspreiden is de kans op herkolonisatie echter groot. Het is daarom raadzaam om na de periode van nabeheer tenminste eens per vijf jaar te controleren op nieuw opkomende individuen (Nyssen et al., 2019).

#### *Ringen*

Een effectieve manier om kleine populaties Amerikaanse vogelkers te beheersen of bestrijden is ringen (Oosterbaan et al., 2003; De Groot & Oldenburger, 2011). Bij deze methode wordt de bast onder de laagste takken van de boom verwijderd over een breedte van ongeveer 20 cm. Hierdoor wordt de sapstroom van de boom beperkt en worden er geen voedingsstoffen meer getransporteerd van de bladeren naar de wortels. Hierdoor sterven de bomen langzaam af (Oosterbaan et al., 2003; De Groot & Oldenburger, 2011). Het is van belang dat er niet te diep wordt gesneden, omdat het bovenste deel van de plant dan te snel afsterft en de nog levende wortels nieuwe spruiten gaan vormen. Ringen kan het best worden uitgevoerd in mei. Ook bij deze methode is nabeheer van belang, de boom begint namelijk direct na het ringen met het herstellen van de beschadigde bast en er worden onder het geringde stuk ook nieuwe scheuten gevormd. Om te voorkomen dat de boom hierin slaagt, moeten de nieuwe scheuten en de

herstelde bast ongeveer een maand na het ringen worden verwijderd (De Groot & Oldenburger, 2011). Dit hoeft slechts eenmaal uitgevoerd te worden. Ook moet er gedurende vier jaar minimaal jaarlijks gecontroleerd worden op nieuwe zaailingen. Voordelen van ringen zijn dat de opkomst van nieuwe Amerikaanse vogelkers zaailingen (verjonging) laag is doordat de bomen geleidelijk afsterven zodat er niet meteen een gat ontstaat in het bladerdek (Evenepoel, 2014). Hierdoor blijven de lichtomstandigheden ongeschikt voor de zaailingen van Amerikaanse vogelkers.

#### *Systeemgericht herstel*

Amerikaanse vogelkers heeft vrij veel direct zonlicht nodig om te groeien, door open plekken te voorkomen in voor Amerikaanse vogelkers geschikt gebied is de opkomst van de soort te beperken. De beste optie in boslandschap is bijvoorbeeld om in de onderste laag van het bos inheemse soorten als beuk (*Fagus sylvatica*), linde (*Tilia spec.*) en Hazelaar (*Corylus avellana*) aan te planten voordat er open plekken vallen in het kronendak (De Groot & Oldenburger, 2011; Van Kleef, 2016). Theoretisch is het ook mogelijk om Amerikaanse vogelkers in open gebieden te bestrijden door actief schaduwbomen aan te planten. Hierbij moet de Amerikaanse vogelkers gedurende meerdere jaren laag worden gehouden (snoeien/kappen) om aangeplante schaduwbomen de mogelijkheid te geven om het bladerdek boven de Amerikaanse vogelkers te sluiten. Deze manier van bestrijding duurt echter lang en is arbeidsintensief, omdat de individuen regelmatig afgezet moeten worden (De Groot & Oldenburger, 2011). Bovendien verandert de oorspronkelijk aanwezige open vegetatie in een gesloten bossysteem, hetgeen met name in de duinen niet gewenst is.

#### *Preventie*

Om monoculturen van Amerikaanse vogelkers te voorkomen wordt geadviseerd om te zorgen voor voldoende verjonging van natuurlijke vegetatie. Hierdoor is het voor de soort moeilijker zich te vestigen en om dominant te worden. Voor de duinen is dit echter geen bruikbare aanpak, evenals het beperken van open plekken. De enige vorm van preventie van een invasie is dan ook het vroeg verwijderen van zich vestigende individuen en populaties.

### **3.4 *Senecio inaequidens* – Bezemkruiskruid**

#### **3.4.1 Soort- en habitatbeschrijving**



Figuur 3.4: Links: Bloeiwijze van Bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), rechts: Nootjes met pappus (Wikimedia author: Rasbak)

Bezemkruiskruid (Figuur 3.4) is een invasieve kruidachtige die tot 60 centimeter hoog kan worden. Hij heeft een erg vertakte stam die aan de onderkant verhout is, net zoals de wortels. Hij behoort tot de composietenfamilie en zoals vele andere van deze familie heeft de bloeiwijze veel hoofdjes waarvan de buitenste bestaan uit felgele lintbloemen. De soort bloeit voornamelijk in de zomer en de nazomer maar stopt pas met bloeien wanneer het gaat vriezen. De zaden, die met behulp van een harige pappus makkelijk door wind meegenomen kunnen worden, verspreiden zich al vanaf enkele weken na het begin van het lange bloeiseizoen. Het meest komt Bezemkruiskruid voor op verstoorde plekken zoals bijvoorbeeld langs snelwegen en spoorwegen, waar auto's en treinen voor langeafstandsverspreiding zorgen (FLORA van Nederland, 2011). De eigenschappen van de soort en de habitats waarin deze voorkomt zijn samengevat in tabel 3.4.

Tabel 3.4: Soort- en habitateigenschappen Bezemkruiskruid

| Eigenschappen |                                   | <i>Senecio inaequidens</i> - Bezemkruiskruid                                                                                                                                                                                                                                  | Referenties |
|---------------|-----------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| Soort         | Lichtbehoefte                     | Hoog-matig                                                                                                                                                                                                                                                                    | 1           |
|               | Maximale leeftijd (in veld)       | Meerjarig, 5-10 jaar                                                                                                                                                                                                                                                          | 3           |
|               | Droogtetolerantie                 | Hoog- matig                                                                                                                                                                                                                                                                   | 1           |
|               | Schaduwtolerantie                 | Matig                                                                                                                                                                                                                                                                         | 1           |
|               | Temperatuuroptimum                |                                                                                                                                                                                                                                                                               |             |
|               | Neerslagoptimum                   |                                                                                                                                                                                                                                                                               |             |
|               | Nutriëntenbehoefte                | Voedselarm tot voedselrijk, meestal voedselarm                                                                                                                                                                                                                                | 1, 5, 6     |
|               | Bodempreferentie                  | Zandig, urbaan, weinig organisch materiaal                                                                                                                                                                                                                                    | 2,3         |
|               | Reproductiecapaciteit indicatoren | Zelf-incompatibel, heeft kruisbestuiving nodig voor zaadzetting                                                                                                                                                                                                               |             |
|               | Voortplanting                     | Zaden                                                                                                                                                                                                                                                                         | 1,3, 6      |
|               | Groeiseizoen                      | April tot oktober                                                                                                                                                                                                                                                             | 1           |
|               | Bloeitijd                         | Juni tot december                                                                                                                                                                                                                                                             | 1           |
|               | Groeisnelheid                     | Hoog                                                                                                                                                                                                                                                                          | 1, 6        |
|               | Bijzonderheden                    |                                                                                                                                                                                                                                                                               |             |
|               | Succesfactoren voor invasiviteit  | Tetraploid in Europa, hierdoor kunnen ze beter tegen omgevingsstress, produceren ze veel zaden met een lange levensduur, korte generatieduur, verspreiding via wind, trein en dieren, zelf-incompatibel en mede daardoor een hoge genetische diversiteit, hoge groeisnelheid. | 1,2,4       |
|               | Vestiging                         |                                                                                                                                                                                                                                                                               |             |
|               | Omvang vestiging                  | Wijdverspreid voorkomen in Europa en Nederland                                                                                                                                                                                                                                | 2           |
| Habitat       | Natuurlijk verspreidingsgebied    | Zuid-Afrika's "Highveld"                                                                                                                                                                                                                                                      | 2           |
|               | Vegetatiepreferenties             | Pioniersoort, voornamelijk urbaan maar ook natuurlijke locaties met lage, open vegetatie of struweel met ondergroei.                                                                                                                                                          | 3, 6        |
|               | Potentiële verspreidingsgebieden  | Kan zich ook over de rest van Nederland verspreiden                                                                                                                                                                                                                           | 2           |
|               | Risico                            |                                                                                                                                                                                                                                                                               |             |

Referenties: 1). Ernst (1998), 2). Lafuma et al. (2003), 3). Bornkamm (2002), 4). Lachmuth et al. (2010), 5) Cano et al. (2007), 6) Lopez-Garcia & Maillet (2005).

### Habitat

Bezemkruiskruid komt oorspronkelijk uit Zuid-Afrika, hier komt hij voor in het hooggebergte, hierdoor is de plant goed aangepast aan arme stenige grond en overleeft dus goed in de Europese steden en urbane gebieden (Heger & Böhmer, 2006). Op het moment komt hij voornamelijk in deze gebieden voor, maar hij begint zich naar graslanden en struwelen te verspreiden waar hij mogelijk voor problemen kan zorgen (Hejda et al., 2009). Hij kan

kenmerken van zowel eenjarige als meerjarige plantensoorten hebben, dit zorgt ervoor dat de plant zowel kan voorkomen als pioniersoort aan het begin van de successie tot in struweel in latere successiestadia. De plant begint volgens de literatuur pas te verdwijnen op het moment dat struiken en bomen beginnen te verschijnen (Bornkamm, 2002). Echter, waarnemingen in het veld laten zien dat de soort ook in struweel en bos voorkomt (pers. obs. G. Oostermeijer).

#### *Verspreidingsmechanismen*

Aangezien de plant vaak in bermen van spoorwegen groeit wordt er vanuit gegaan dat de zaden van de soort zich met treinen laten verspreiden waardoor ze veel verder komen. Maar het is niet aangetoond dat dit effectief gebeurt (Blanchet et al., 2015). Verder kunnen de zaden zich verspreiden via de wind en door zich met hun pluus vast te hechten aan de vacht van dieren. Doordat er een grote zaadproductie is, verspreidt de soort zich goed (Heger & Böhmer, 2006; Lachmuth et al., 2010). Dit zorgt voor een grote genetische diversiteit en genenuitwisseling, waardoor verschillende invasieve populaties van een soort zich sneller kunnen mengen en aanpassingen aan nieuwe omstandigheden snel doorgegeven worden aan nakomelingen (Lachmuth et al., 2010).

#### *Effect op biodiversiteit/ecosysteem*

Tot nu toe zijn nog geen grote effecten van de aanwezigheid van Bezemkruiskruid op biodiversiteit waargenomen. Bezemkruiskruid komt voornamelijk als pioniersoort voor in stedelijke gebieden. Omdat hij zich daar op plekken vestigt waar de meeste inheemse soorten niet overleven vormt de soort in stedelijke gebieden geen probleem voor de biodiversiteit (Blanchet et al., 2015). Nu de soort zich uitbreidt naar graslanden en duingebieden, zou hij in deze natuurlijkere gebieden wel effect kunnen hebben op de biodiversiteit (Ernst, 1998; Hejda et al., 2009). De soort kan goed tegen droge periodes, waardoor hij sterk concurreert met inheemse soorten die het vaak minder goed doen in veranderende condities (Garcia-Serrano et al., 2007). De soort kan zich gemakkelijk vestigen in graslanden, zelfs als er maar weinig verstoring is. Waarschijnlijk geven de aanmaak van secundaire metabolieten bij begrazing (Scherber et al., 2003) en zijn aanpassing aan variatie in concurrentiedruk een voordeel ten opzichte van planten met een minder groot aanpassingsvermogen (Lachmuth et al., 2011).

### **3.4.2 Methode voor bestrijding**

Zoals eerder vermeld kan de plant zich goed verdedigen tegen begrazing, waardoor dit dus niet kan worden gebruikt bij de bestrijding (Scherber et al., 2003). Alleen de zaailingen hebben volgens de literatuur last van begrazing (voornamelijk door generalistische insecten) (Jacquemart et al., 2013). Verder heeft onderzoek aangetoond dat het met de hand uittrekken van planten effectiever is dan maaien. Ook werd er aangeraden om de bestrijding aan het einde van het seizoen te doen omdat de planten dan niet opnieuw uitgroeien (Pietrogiiovanna et al., 2016). De mogelijkheid van verschillende Zuid-Afrikaanse biologische bestrijdingsmethoden wordt onderzocht, maar is niet aan te raden, omdat er in Europa meerdere inheemse soorten uit hetzelfde geslacht voorkomen (Sheppard et al., 2006).

#### *Preventie*

Preventie van verdere uitbreiding is nagenoeg onmogelijk aangezien de soort al massaal voorkomt over heel Europa en zich zo makkelijk verspreidt door de lucht of via (spoor)wegen (Heger & Böhmer, 2006). Met andere woorden: de diasporendruk is reeds gigantisch.



### 3.5 Berberis aquifolium – Mahonie



Figuur 3.5: Links: Mahonie (*Berberis aquifolium*) in bloei; rechts: Mahonie met bessen (Wikimedia author: Jean Tosti, Andrawaag)

#### 3.5.1 Soort- en habitatbeschrijving

Mahonie is een van oorsprong Noord-Amerikaanse struik die wordt aangeplant in alle cultivars en hybrides van *Berberis aquifolium* (Figuur 3.5) in combinatie met andere soorten binnen het genus die invasief zijn in Europa. Deze hybride is deels natuurlijk ontstaan, maar vindt vermoedelijk ook zijn oorsprong in de vele cultivars die als tuinplant gekweekt waren (Ross, 2009). Zo heeft de invasieve soort ook verschillende eigenschappen die vooral bij *B. repens* voorkomen, zoals bijvoorbeeld de vorming van uitlopers uit de wortelstokken (Ross, 2009). *Berberis aquifolium* viel vroeger onder een ander genus, namelijk *Mahonia*, maar recent onderzoek heeft aangetoond dat deze twee genera dezelfde oorsprong hebben en dus samengevoegd kunnen worden (Adhikari et al., 2015; Marroquin et al., 1997).

Mahonie is een struik - niet te verwarren met de Mahonieboom *Swietenia mahagoni* -, met houtige takken en twijgen met samengestelde bladeren. Deze zijn leerachtig en puntig zoals bij hultst, elk deelblaadje is ongeveer 6cm groot. De blaadjes vallen zelfs in de winter niet af, hierdoor kan Mahonie een competitief voordeel ten opzichte van de inheemse soorten. De plant vormt bolvormige pluimen met gele bloemen. Na bevruchting ontwikkelen zich hieruit blauwe bessen (FLORA van Nederland, n.d.). De eigenschappen van de soort en de habitats waarin deze voorkomt zijn samengevat in tabel 3.5.

Tabel 3.5: Soort- en habitateigenschappen Mahonie

| Eigenschappen |                             | Mahonie                                                                                               | Referenties |
|---------------|-----------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| Soort         | Lichtbehoefte               |                                                                                                       |             |
|               | Maximale leeftijd (in veld) | Meerderjarig                                                                                          | 1           |
|               | Droogtetolerantie           | Redelijk sterk tolerant                                                                               | 1           |
|               | Schaduwtolerantie           | Matig, prefereert halfschaduw (in Nederland echter ook goede groei in naalddhoutaanplant waargenomen) | 1/ G.O.     |
|               | Temperatuuroptimum          | Staat liever niet op hete grond (in Nederland echter ook waargenomen op heet open duinzand)           | 1/ G.O.     |
|               | Neerslagoptimum             |                                                                                                       |             |

| Eigenschappen |                                   | Mahonie                                                                                                                                                                  | Referenties |
|---------------|-----------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
|               | Nutriëntenbehoefte                | Prefereert kalkgronden                                                                                                                                                   | 4           |
|               | Bodempreferentie                  |                                                                                                                                                                          |             |
|               | Reproductiecapaciteit indicatoren |                                                                                                                                                                          |             |
|               | Voortplanting                     | Met vruchten en met uitlopers                                                                                                                                            | 1, 2        |
|               | Groeiseizoen                      | Jaarrond groen                                                                                                                                                           | 4           |
|               | Bloeiseizoen                      | Maart-April                                                                                                                                                              | 1           |
|               | Groeisnelheid                     | snel                                                                                                                                                                     |             |
|               | Bijzonderheden                    |                                                                                                                                                                          |             |
|               | Succesfactoren voor invasiviteit  | Past zich makkelijk aan zijn omgeving aan, kan goed tegen schaduw, hoge zaadproductie, sterke vegetatieve uitbreiding, hoge genetische variabiliteit door hybridisaties, | 1, 2, 3     |
|               | Vestiging                         |                                                                                                                                                                          |             |
| Habitat       | Omvang vestiging                  | Voornamelijk Noord-West Europa                                                                                                                                           | 1           |
|               | Natuurlijk verspreidingsgebied    | Westen van Noord-Amerika                                                                                                                                                 | 1           |
|               | Vegetatiepreferenties             | Voornamelijk in bossen, stedelijk gebied, graslanden en bij lage ondergroei, en in graslanden en dennenaanplant in de duinen                                             | 1, 4        |
|               | Risico                            |                                                                                                                                                                          |             |

Referenties: 1) CABI (2019), 2) Auge & Brandl (1997), 3) Ross et al. (2009), 4) Adriaens et al. (2019). G.O.: persoonlijke observatie G. Oostermeijer

### *Habitat*

Mahonie groeit het beste op een vochtige zure grond. De soort kan niet goed tegen een teveel aan water, maar kan redelijk goed tegen droogte (CABI, 2019). Hij prefereert schaduwrijke plekken. Hij komt veel voor in naalddhoutaanplant, duingebieden en in graslanden (Auge & Brandl, 1997). De soort kan zich heel goed aanpassen aan verschillende habitats en komt dus ook op verschillende plekken voor (Ross et al., 2009).

In de duinen wordt de soort vooral waargenomen in beschaduwde naalddhoutopstanden en in open dwergstruweel van vooral Duinroos op oppervlakkig ontkalkte bodem (pers. obs. G. Oostermeijer).

### *Verspreidingsmechanismen*

De kweek als sierplant heeft ervoor gezorgd dat Mahonie een hoge productie van (felgele) bloemen en dus bessen heeft. Dit zorgt ervoor dat de plant veel bezocht wordt door hommels en honingbijen waardoor de bestuiving ook in het wild goed verloopt. Door een hoge vruchtzetting kan de soort zich goed verspreiden (Auge & Brandl, 1997; Ross & Auge, 2008). Mahonie vormt bessen die in thuisland Amerika onder andere door beren worden verspreid. Het is waarschijnlijk dat in Europa zoogdieren en vogels belangrijke verspreiders zijn (Auger et al., 2002). Mahonie is in staat tot vegetatieve (klonale) uitbreiding. De soort breidt zich vooral uit als er veel competitie is (Ross & Auge, 2008), maar in vergelijking tot de verspreiding via zaden is vegetatieve vermeerdering vooral lokaal van belang voor de persistentie van populaties. Voor uitbreiding van de soort zal verspreiding van vruchten en zaden het belangrijkste zijn.

### *Effect op biodiversiteit/ecosysteem*

Er is nog toe weinig tot geen onderzoek uitgevoerd naar de ecologische impact van Mahonie in duingebieden. Er wordt verondersteld dat de soort inheemse soorten wegconcurrereert, zoals veel andere exoten (Adriaens et al., 2019; Auge & Brandl, 1997). Verderop in dit rapport wordt aan dit aspect aandacht besteed.

### 3.5.2 Methode voor bestrijding

Glyfosaat aanbrengen op de bladeren wordt door Adriaens et al. (2019) gezien als de meest effectieve bestrijdingsmethode, hoewel zelfs dan er nog nieuwe knoppen uit de wortels ontstaan (Adriaens et al., 2019). In Duitsland had glyfosaatbehandeling echter weinig effect (Stahl & Schwab, 2013). De stam afsnijden en eventueel met glyfosaat behandelen was niet erg effectief (Adriaens et al., 2019). Mechanische verwijdering kan effectief zijn; hierbij moet de plant uit de grond getrokken worden waarna zoveel mogelijk wortelfragmenten uit de grond verwijderd moeten worden. Natuurlijk moet er zoals altijd enkele jaren nabeheer plaatsvinden, om ervoor te zorgen dat nieuwe uitlopers verwijderd worden (Adriaens et al., 2019; Stahl & Schwab, 2013).

#### *Preventie*

De beste manier om introductie te voorkomen is door geen Mahonie aan te planten in kuststreken waar de invasieve exoot veel problemen kan veroorzaken. Om dit te bereiken moet het publiek ingelicht worden over de mogelijke problemen die Mahonie kan veroorzaken voor de inheemse biodiversiteit (Adriaens et al., 2019). Die problemen moeten daarvoor eerst goed gedocumenteerd worden.

## 3.6 Rosa rugosa - Rimpelroos

### 3.6.1 Soort- en habitatbeschrijving

Rimpelroos (Figuur 3.6) is een houtachtige plant die tussen de 1 en de 2 meter groot wordt en lijkt op inheemse rozen. Het betreft een geliefde sierplant die bloeit van juni tot in de herfst, de grote bloemen zijn wit, roze of paars. De rozenbottel is breder dan lang en niet beklierd. De bloem- of vruchtdragende takken hebben verspreide naaldvormige stekels (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b).



Figuur 3.6: Rimpelroos (*Ruga rugosa*) in bloei en vrucht (Wikimedia, Author: Qwert1234 & W. Carter)

Behalve dat de plant zich voortplant met behulp van vruchten, kan hij zich ook vegetatief uitbreiden door middel van wortelstokken (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b). De plant groeit op zonnige kalkhoudende bodems, en is zeer tolerant voor hoge zoutconcentraties. Duingebieden vormen dus een zeer geschikt habitat (Nederlandse Voedsel-

en Warenautoriteit, 2018b). De eigenschappen van de soort en de habitats waarin deze voorkomt zijn samengevat in tabel 3.6.

Tabel 3.6: Soort- en habitateigenschappen Rimpelroos

| Eigenschappen |                                   | Rimpelroos                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | Referenties |
|---------------|-----------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| Soort         | Lichtbehoefte                     | Hoog-matig                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 1           |
|               | Maximale leeftijd (in veld)       |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Droogtetolerantie                 | Zeer tolerant                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | 1           |
|               | Schaduwtolerantie                 |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Temperatuuroptimum                |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Neerslagoptimum                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Nutriëntenbehoefte                |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Bodempreferentie                  | Kalkrijk, kan tegen hoge zoutconcentraties                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 1           |
|               | Reproductiecapaciteit indicatoren | hoog                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | 1           |
|               | Voortplanting                     | Zaden en vegetatief middels wortelstokken                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 1,2, 3      |
| Habitat       | Groeiseizoen                      |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Bloeiseizoen                      | Juni tot in de herfst, juni-juli in Engeland                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 1, 3        |
|               | Groeisnelheid                     | hoog                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |             |
|               | Bijzonderheden                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Succesfactoren voor invasiviteit  | vegetatieve uitbreidingscapaciteit, zeer tolerant voor droogte- en zoutstress, pioniersoort, snelgroeiend, hoge genetische variabiliteit, gebrek aan natuurlijke vijanden, zeer goede verspreiding doordat de bottels zeer geliefd zijn bij (trek)vogels, op grote schaal aangeplant in tuinen, parken en plantsoenen nabij geschikt natuurlijk habitat | 1, 2        |
|               | Vestiging                         |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Omvang vestiging                  | Wijdverspreid over heel Nederland, en de rest van Noord, West en Centraal Europa                                                                                                                                                                                                                                                                        | 1, 3        |
|               | Vestiging in RWS-areaal           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Natuurlijk verspreidingsgebied    | Oost-Azië                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 1,2         |
|               | Vegetatie preferenties            | Duinen, duingraslanden en duinbossen, maar in mindere maten ook in het binnenland, voornamelijk in droge graslanden of in gestoorde habitats.                                                                                                                                                                                                           | 1, 2        |
|               | Potentiele kernwaarden aantasting |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Kernwaarde                        |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               | Risico                            |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |
|               |                                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |             |

Referenties: 1) Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (2018b), 2) Pasiecznik (2019), 3) Bruun (2005)

## Habitat

Rimpelroos komt voornamelijk in de duinen voor, zowel in de open duinen als in duingraslanden en -bossen (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b; Pasiecznik, 2019). Ook verder in het binnenland komt de soort voor, hier voornamelijk in droge en warme graslanden of storingsmilieus (Pasiecznik, 2019)

## Verspreidingsmechanismen

De soort is op grote schaal in tuinen, parken en plantsoenen aangeplant, onder andere op de Waddeneilanden en rondom de zeedorpen. In Deense kustduinen is de verspreiding sterk geassocieerd met wegen, paden en bebouwing, maar is er ook sprake van natuurlijke verspreiding (Jørgensen & Kollmann, 2009). De plant kan zich seksueel voortplanten en goed verspreiden door middel van de zaden in de (bij vogels geliefde) rozenbottels, maar breidt zich lokaal daarna vaak snel vegetatief uit middels uitlopers uit de wortelstok. Tegelijkertijd maakt

dit het ook moeilijker om de plant te bestrijden, aangezien een stukje wortelstok weer uit kan groeien tot een nieuwe plant. De wortelstokken kunnen door water meegenomen worden en elders weer voor nieuwe populaties zorgen (Bruun, 2005; Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b).

De zaden kunnen door vogels en zoogdieren of via water verspreid worden. Ze overleven meer dan negen maanden in zowel zout als zoet water, wat ervoor zorgt dat ze zich redelijk ver kunnen verspreiden, en makkelijk nieuwe gebieden kunnen koloniseren (Bruun, 2005; Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b; Pasiecznik, 2019).

### **Effect op biodiversiteit/ecosysteem**

Rimpelroos kan een groot effect hebben op duinecosystemen, doordat de plant verstuing van zand tegengaat en succesvol concurreert met natuurlijke inheemse vegetatie. Rimpelroos kan grote homogene populaties vormen met vrijwel geen ondergroei van andere soorten. Dit kan zowel positieve (voedselplant) als negatieve effecten (verdringing waardplanten) hebben op de aanwezige diersoorten (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b). Een populatie Rimpelroos kan door de hoge groeisnelheid en bovengrondse biomassa ook voor bodemverrijking zorgen (Vanderhoeven et al., 2005).

Uit onderzoek is gebleken dat *R. rugosa* een negatief effect heeft op zowel het aantal individuen als het aantal soorten in duinhabitats. Dit komt vooral doordat de hoge biomassa en het dichte bladerdek erg weinig licht doorlaten (Isermann, 2008). In Denemarken werd de meeste opslag aangetroffen in grijze duinen (Jørgensen & Kollmann, 2009).

### **3.6.2 Methode voor bestrijding**

#### *Mechanische verwijdering*

Aangeraden wordt om de plant handmatig uit te graven waarbij het van belang is dat ook alle wortelstokken verwijderd worden, aangezien deze in staat zijn om weer uit te groeien. Als het niet haalbaar is om de plant met de hand uit te graven omdat de populatie een te groot oppervlakte bestrijkt, dan wordt er aangeraden om het gebied machinaal uit te graven tot op een meter diepte, hierna moet de grond gezeefd worden om zo veel mogelijk wortelstokken te verwijderen (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b; Weidema, 2006). In duinen is dit echter niet altijd mogelijk, aangezien dit kan leiden tot verstuing (Weidema, 2006) of vanwege belangrijke populaties van kwetsbare soorten. Gedegen nabeheer is bij mechanische verwijdering erg belangrijk, omdat er altijd wel fragmenten in de bodem achterblijven waar weer nieuwe populaties uit kunnen ontstaan (Weidema, 2006).

#### *Chemische bestrijding*

Herbiciden kunnen ook gebruikt worden, en dit gebeurt vaak in combinatie met uitgraven. Het is van belang dat het een soortspecifieke herbicide is, of dat de herbicide enkel direct op de Rimpelroosplanten aangebracht wordt om schade aan de inheemse vegetatie te voorkomen (Weidema, 2006).

#### *Elektrocutie*

In 2023 is in het Noordhollands Duinreservaat elektrocutie ingezet. De ervaring is dat deze methode slechts ten dele effectief is. Waarschijnlijk geleiden houtige plantendelen de stroom maar beperkt. Om effectief te zijn moet deze methode meermaals herhaald worden (pers. obs. Groenendijk 2024).

### *Begrazing*

Intensieve begrazing door geiten is een mogelijkheid om de plant onder controle te houden, andere dieren lijken daar niet toe in staat. Intensieve begrazing is nodig, omdat lichte vraat teruggroei eerder stimuleert (Weidema, 2006). In het Noordhollands Duinreservaat leidt drukbegrazing met schapen niet tot verdwijnen van de plant, maar houdt deze wel klein en beheersbaar (pers. obs. Groenendijk 2024). In Zeeland zijn ervaringen met begrazing van rimpelroos door runderen. In het bestaande begrazingsgebied wordt rimpelroos goed onder controle gehouden (Van Bolderik 2024).

### *Biologische bestrijding*

Biologische bestrijding wordt onderzocht als een potentiële bestrijdingsmethode, onder andere verschillende soorten insecten of schimmels (Bruun, 2006). Er is geen vervolgpublishatie over de effectiviteit van de onderzochte bestrijding met schimmels en insecten gevonden.

### *Preventie*

Herintroductie in duinecosystemen voorkomen is moeilijk, doordat Rimpelroos nog steeds veel wordt aangeplant, zowel in openbare terreinen (zoals plantsoenen en bermen) als in particuliere terreinen zoals tuinen. De zaden (en incidenteel ook wortelfragmenten) kunnen zich dus makkelijk opnieuw vestigen in gebieden waar de Rimpelroospopulatie juist is verwijderd. Daarom wordt het aangeraden om deze plant niet meer aan te planten in de buurt van gebieden die kwetsbaar zijn of gevoelig zijn voor Rimpelroos (Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, 2018b). Een voorlichtingscampagne is echter nodig om dit advies bij de betrokken instanties te laten landen.

## 4 Veldstudie

### 4.1 Inleiding veldstudie

Door middel van een veldstudie zijn effecten van exoten op lokale biodiversiteit gekwalificeerd. Daarbij is gebruik gemaakt van de informatie uit het literatuuronderzoek en het raadplegen van experts om speciale aandacht te besteden aan terreinen of terreindelen waar grootschalige herstelprojecten hebben plaatsgevonden.

#### *Soorten- en gebiedselectie*

Om de vraag te beantwoorden of een invasie van een uitheemse soort in de duinen een probleem is voor inheemse soorten, hebben we een modelsoort gebruikt die reeds zichtbaar bezig is aan een opmars – Bezemkruiskruid. Hiervoor zijn twee duingebieden geselecteerd waarin zowel geïnvadeerde als intacte open duingraslanden voorkomen, en waar grootschalige herstelprojecten (t.b.v. bestrijding effecten stikstofdepositie en exotenbestrijding) hebben plaatsgevonden. Effecten op inheemse biota zijn onderzocht aan zowel flora als fauna. Bij de fauna is gericht op meerdere groepen ongewervelden die in duingraslanden leven, zoals kevers, wantsen, sprinkhanen, zweefvliegen, vliegen, muggen, e.a.

### 4.2 Effect van Bezemkruiskruid op de soortenrijkdom van de omringende vegetatie

#### 4.2.1 Werkwijze

In de zomer van 2022 zijn in verschillende duingebieden (van Zuid naar Noord: Meijendel, Berkheide, Vlaggeduin Katwijk, Kennemerduinen, Duin en Kruidberg en Midden-Heerenduin) paarsgewijs vegetatieopnamen gemaakt. Dit heeft plaatsgevonden in een steeds door Bezemkruiskruid gedomineerde vegetatie, en in een vergelijkbare vegetatie zonder (of met een enkel individu van) de exoot op een zo kort mogelijke afstand daarvan. In totaal zijn er 69 opnamen gemaakt, waarvan 34 gepaarde.

#### 4.2.2 Resultaten

Wat betreft de verschillen tussen de bedekking en dichtheid van Bezemkruiskruid in de gemaakte opnamen met en zonder de soort, over alle locaties, was de gemiddelde bedekking van de exoot in de opnamen waarin de soort niet domineerde 0,73%, en in de opnamen met een dominante bedekking 26,1%. Dit verschil was uiteraard zeer significant (ANOVA,  $F_{[1,67]}=76,7$ ;  $P < 0,001$ ). Het gemiddelde aantal individuen met meer dan twee stengels was respectievelijk 0,86 en 13,9 (ANOVA,  $F_{[1,67]}=102,7$ ;  $P < 0,001$ ) en het aantal kleine individuen was respectievelijk 1,3 en 8,1 (ANOVA,  $F_{[1,67]}=27,8$ ;  $P < 0,001$ ).

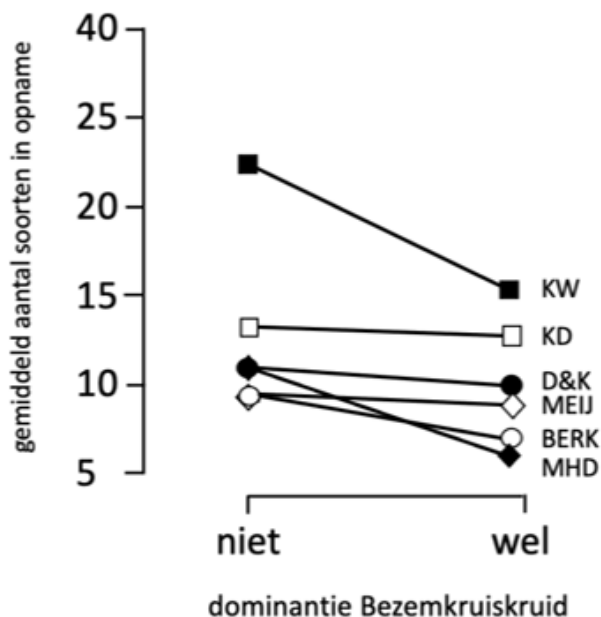
Het aantal plantensoorten per opname verschilde sterk significant tussen de onderzochte terreinen (locatie-effect in Tabel 4.1). Daarnaast was er een significant verschil in het gemiddelde aantal soorten tussen opnamen waarin Bezemkruiskruid dominant was en opnamen waarin de soort niet of bijna niet aanwezig was (dominantie BKK effect in Tabel 4.2).



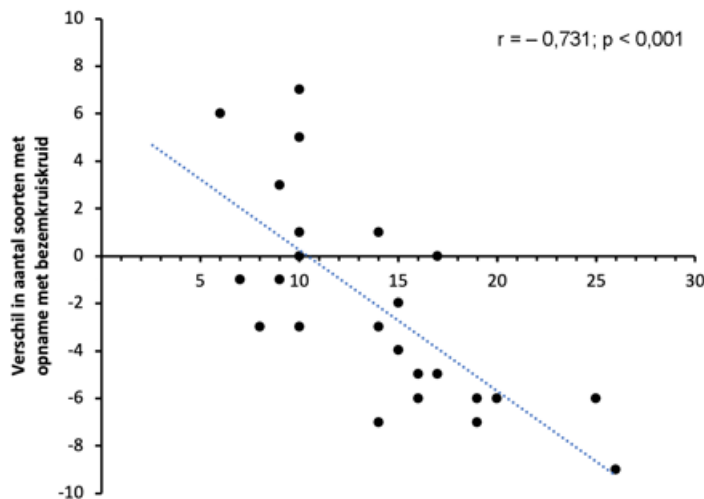
Er was geen significante interactie (locatie x dominantie), wat wil zeggen dat in alle gebieden de opnamen zonder Bezemkruiskruid gemiddeld meer soorten bevatten dan die waarin de soort domineerde. De grootte van het verschil in soortenrijkdom verschilde echter wel sterk tussen de gebieden (Figuur 4.1). Het verschil in het aantal soorten is bovendien negatief gecorreleerd met de soortenrijkdom van de oorspronkelijke vegetatie: in 6 soortenarme vegetaties waren de opnamen met Bezemkruiskruid gemiddeld soortenrijker (een positief verschil) terwijl ze in 16 soortenrijkere vegetaties soortenarmer waren (een negatief verschil). In twee gevallen was er geen verschil. In het algemeen geldt dat hoe soortenrijker de oorspronkelijke vegetatie was, des te lager de soortenrijkdom was waar Bezemkruiskruid domineerde (Figuur 4.2). Het positieve verschil was maximaal 7 soorten, terwijl het negatieve verschil 9 soorten kon bedragen (Figuur 4.2).

Tabel 4.1 ANOVA op verschil in gemiddelde aantal soorten per vegetatieopname in respons op verschillen tussen locaties en tussen plekken met of zonder dominantie van Bezemkruiskruid.

| Cases                | SS    | df | MS    | F     | P      |
|----------------------|-------|----|-------|-------|--------|
| locatie              | 688.7 | 5  | 137.7 | 12.80 | < .001 |
| dominantie           | 93.0  | 1  | 93.0  | 8.64  | 0.005  |
| Bezemkruiskruid      |       |    |       |       |        |
| locatie * dominantie | 83.7  | 5  | 16.7  | 1.56  | 0.187  |
| restvariantie        | 613.3 | 57 | 10.8  |       |        |



Figuur 4.1 Gemiddelde aantal soorten per opname op plekken met of zonder dominantie van bezemkruiskruid. Elk paar lijnen geeft de gemiddelden weer voor een specifiek gebied: KW=Katwijk Vlaggeduin, KD=Kennemerduinen, D&K=Duin & Kruidberg, MEIJ=Meijndel, BERK=Berkheide en MHD=Midden-Herenduin.



Figuur 4.2 Verband tussen de soortenrijkdom opnamen op plekken zonder dominantie van bezemkruid (horizontale as) en het verschil in aantal soorten met de in de directe nabijheid gemaakte opname waarin bezemkruid dominant was (verticale as). Wanneer het verschil positief is zaten er meer soorten in de opname met bezemkruid, wanneer het verschil negatief was zaten er minder soorten in die opname.

Het verschil in soortenrijkdom kan ook getoetst worden met een gepaarde Student's t-test, waarbij het verschil tussen elk specifiek paar opnamen getoetst wordt tegen de hypothese dat er geen verschil is terwijl de alternatieve hypothese is dat de soortenrijkdom hoger is in opnamen zonder Bezemkruid. Ook deze toets gaf aan dat per paar bekeken, de soortenrijkdom van de opname zonder de exoot significant hoger was dan die waarin Bezemkruid dominant was (Student's t-test = 2,45; P = 0,010).

Er blijkt geen correlatie te bestaan tussen de bedekking of dichtheid van Bezemkruid en de soortenrijkdom. Wanneer alleen naar de opnamen wordt gekeken waarin de soort domineerde nam de soortenrijkdom significant toe met het aantal kleine individuen van Bezemkruid ( $r = 0,475$ ;  $P = 0,005$ ).

#### 4.2.3 Conclusies

Bezemkruid heeft een significante negatieve invloed op de diversiteit van duingrasland-vegetaties op plekken waar de soort domineert. Het effect op de soortenrijkdom neemt toe met de soortenrijkdom van de oorspronkelijke vegetatie, en in die soortenrijke graslanden is de afname soms 40%. In de soortenarmste vegetaties zorgde de aanwezigheid van Bezemkruid echter voor een toename in het aantal soorten, soms zelfs voor een verdubbeling. Het betrof hier vooral terreinen waar de vegetatie was verwijderd in het kader van herstelbeheer ten behoeve van: (a) het verwijderen van Amerikaanse vogelkers, en (b) het stimuleren van verstuing. In zo'n open vegetatie met kaal zand zorgt Bezemkruid mogelijk voor een gunstiger microklimaat (minder uitdroging), waar sommige plantensoorten van profiteren.

Het sterkste effect werd waargenomen in het zeedorpenlandschap rond het Vlaggeduin bij Katwijk aan Zee, waar ook de soortenrijkste opnamen werden gemaakt. Dit is ook een van de locaties waar Bezemkruid al relatief lang aanwezig is en zeer dominant kan zijn. Meer naar het noorden, in bijvoorbeeld het Noordhollands Duinreservaat, is het effect van

Bezemkruiskruid veel geringer (pers. obs. G. Oostermeijer). Dit komt mogelijk doordat de soort hier nog veel minder dominant is. De huidige resultaten zouden erop kunnen wijzen dat bij toenemende dominantie van de soort het effect op de diversiteit ook groter wordt.

Er was in 2022 een groot verschil in dominantie van Bezemkruiskruid met voorgaande jaren. In de Kennemerduinen werd in 2019 tijdens een veldbezoek aan o.m. Klein Doornen en omgeving nog een vrijwel geheel geelgekleurde vlakte waargenomen, maar die dominantie bleek in 2022 zeer sterk afgenomen. Op locaties waar de soort eerder dominant was werden in 2022 wel dode 'bezems' waargenomen: oude individuen die inmiddels waren overleden. Dat lijkt erop te wijzen dat Bezemkruiskruid bij het weer dichtgroeien van de vegetatie na een verstoring de concurrentie met de inheemse soorten uiteindelijk niet overleeft. Tegelijkertijd ondersteunt die waarneming de hypothese dat verstoring (in welke vorm dan ook) van de inheemse vegetatie invasie door exoten kan vergemakkelijken.

### **4.3 Relatie tussen verstoring en de aanwezigheid en populatiestructuur van Bezemkruiskruid**

#### **4.3.1 Theoretische achtergrond**

Dit deelonderzoek, uitgevoerd door UvA-masterstudente Carlijn Bouwer, bouwt voort op de diversiteits-invasibiliteitstheorie (Richardson & Pyšek, 2006) en de intermediaire diversiteits (of verstorings-)hypothese (Connell, 1979). Dit onderzoek wordt in 2024 gepubliceerd als artikel in *De Levende Natuur*. Volgens deze theorieën worden soortenrijke gemeenschappen moeilijker geïnvadeerd dan soortenarme, en vinden we hogere biodiversiteit bij intermediaire verstoringsintensiteit. Met andere woorden, als een gebied onderhevig is aan veel verstoring zal dit de biodiversiteit verlagen en de invadeerbaarheid van een gebied vergroten (Hobbs & Huenneke, 1992). Als dit klopt, kunnen natuurherstelmaatregelen door de ongewild bijkomende verstoring als vervelend bijeffect de vatbaarheid voor invasies door exoten vergroten. Met deze studie willen we de relaties tussen (over)begrazing als verstoringsfactor en de invadeerbaarheid van het ecosysteem door de exoot Bezemkruiskruid beter begrijpen. Kennis hierover kan bijdragen aan een effectievere aanpak van exoten. Onze hypothese is dat Bezemkruiskruid zich in de droge duinen het makkelijkst handhaaft in verstoorde, soortenarme habitats met een open vegetatiestructuur. In intensiever begraasde gebieden zal door sterkere verstoring de vegetatie opener worden, waardoor meer verjonging plaatsvindt en de dichtheid van Bezemkruiskruid toeneemt.

#### **4.3.2 Methoden**

Om onze hypothese te toetsen onderzochten we door middel van multiële regressies de correlaties tussen vegetatiestructuur, diversiteit en de populatiedichtheid en -opbouw van Bezemkruiskruid. We bemonsterden 39 locaties in de Amsterdamse Waterleidingduinen (AWD) en het Nationaal Park Zuid-Kennemerland (NPZK). In de AWD zijn in 2019 exclusies geplaatst om prioritaire duinhabitats te beschermen tegen de zeer hoge graasdruk van de tot 2016 nog exponentieel groeiende populatie damherten, die een groot effect had op de flora en dagvlinders (Mourik, 2015). Bij elk van deze exclusies werd aan het begin van het onderzoek een referentiegebied gekozen, dat toen nog niet significant in vegetatiestructuur en -samenstelling van de exclusie verschilde. Door de verspreid liggende exclusies konden we

naast de intensief begraasde ook niet-begraasde vegetatie onderzoeken. In aanvulling op de AWD zijn er in 2020 in het veel extensiever door damherten begraasde NPZK ook enkele exclusures geplaatst. Hierdoor konden we over een groot gebied gebruik maken van een lange gradiënt in graasdruk, van volledig onbegraasd via extensief begraasd naar intensief begraasd. Over die gradiënt onderzochten we de relatie tussen de structuur en diversiteit van de inheemse vegetatie en de invasie door Bezemkruiskruid.

In elke combinatie van niet-begraasde exclusure met bijbehorende extensief of intensief begraasde referentie zijn in 2022 twee sets van vijf willekeurige proefvlakken van 1x1 m opgenomen. Per opnamevlak noteerden we de gemiddelde vegetatiehoogte en de percentages kaal zand, mossen, grassen, kruiden en struweel. Van Bezemkruiskruid telden we de individuen en noteerden hun levensstadium: (a) jong (kiemplant of juveniele plant, of (b) adult, een één tot meerstengelige volwassen plant. Door in iedere opname de aanwezige plantensoorten en hun aantallen te bepalen konden we zowel de soortenrijkdom als de Shannon-Wiener diversiteitsindex, die abundantie meeweegt, berekenen. Vanwege de sterke correlatie tussen beide variabelen is er echter voor gekozen om alleen de diversiteitsindex in de analyse op te nemen. Informatie over vochtgehalte, zuurgraad en voedselrijkdom werd berekend uit een naar abundantie gewogen gemiddelde voor de Ellenberg-indicatorwaarden van de in de opnamen voorkomende soorten.

### 4.3.3 Resultaten

Uit de analyses blijkt dat de vegetatiestructuur, met name de openheid van het landschap, een significante invloed heeft op de

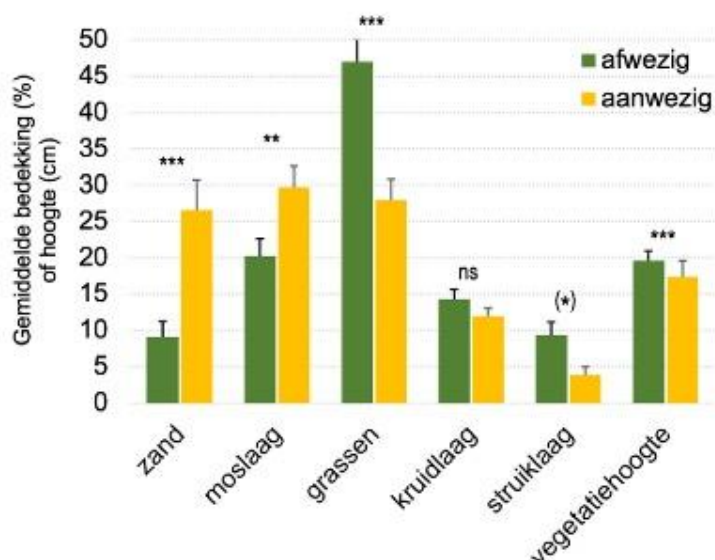
*Tabel 4.3 Overzicht van de gestandaardiseerde significante regressiecoëfficiënten van de stapsgewijze multiële regressie met de dichtheid van Bezemkruiskruid als responsvariabele en de gemeten vegetatieparameters, soortenrijkdom en de Ellenberg-indicatorgetallen voor vocht, zuurgraad en voedselrijkdom als verklarende variabelen.*

| Gestandaardiseerde regressiecoëfficiënten | $\beta$ | t      | p       |
|-------------------------------------------|---------|--------|---------|
| bedekking zand                            | 0,441   | 6,274  | < 0,001 |
| bedekking mossen                          | 0,253   | 3,511  | < 0,001 |
| soortenrijkdom                            | 0,284   | 4,321  | < 0,001 |
| Ellenberg's Vochtgetal                    | -0,100  | -3,345 | 0,001   |

significante invloed heeft op de populatiedichtheid van Bezemkruiskruid. In de multiële regressie was de dichtheid van Bezemkruiskruid significant positief gecorreleerd met de variabelen vegetatiediversiteit, percentage kaal zand en bedekkingspercentage van mossen. Ellenberg's vochtgetal correleerde significant negatief met de dichtheid (Tabel 4.3). De uitkomsten waren kwalitatief hetzelfde voor analyses op alléén jonge of adulte individuen.

Het percentage adulten was in de niet-begraasde exclusures (23.5%) twee keer hoger dan erbuiten (12.5%), maar verder waren er weinig significante verschillen tussen exclusures en referenties. Alleen vegetatiehoogte en diversiteit waren zoals verwacht hoger in de exclusures. Wanneer we de vegetatiestructuur vergelijken tussen plekken met en zonder Bezemkruiskruid zien we dat de planten een significante voorkeur hadden voor plekken met kaal zand en hogere bedekking van mossen, een lagere bedekking van grassen en een gemiddeld lagere vegetatie (Figuur 4.3.1). Ook was voor beide levensstadia de diversiteit hoger op plekken waar Bezemkruiskruid aanwezig was dan op plekken waar geen planten stonden. Het omgekeerde

was het geval voor het vochtgetal. Dit komt kwalitatief overeen met de resultaten van de multiële regressie.



Figuur 4.3.1 Vergelijking van zes vegetatiestructuurparameters tussen proefvlakken met (geel) en zonder Bezemkruid (groen). De sterretjes boven elk paar kolommen geven aan of de vergelijking significant was (Kruskal-Wallis test): ns = niet significant, (\*)  $0,05 < p < 0,10$ , \*\*  $p < 0,025$ , \*\*\*  $p < 0,001$ .

#### 4.3.4 Discussie

De frequentie en populatiedichtheid van Bezemkruid waren beide tegen de verwachting in hoger in opnamen met hoge plantendiversiteit. Dit komt waarschijnlijk doordat dit vooral zandige en mossige duinvegetaties betrof, die divers zijn door de hoge aantallen winterannuellen. Deze correleerden ook vrijwel allemaal significant positief met



Figuur 4.3.2 Regressieve populatie van Bezemkruid in de Kennemerduinen. Zichtbaar zijn talrijke oude, afgestorven individuen van de exoot (bosjes lichte stengels) nadat de inheemse vegetatie na sterke versterking weer is geregenereerd.

Bezemkruiskruid. Kleine winterannuëlen zoals zandhoornbloem, vroegeling en kandelaartje kunnen in open vegetaties de invasie door een grote exoot als Bezemkruiskruid waarschijnlijk niet tegenhouden. Het effect van diversiteit is hier dus mogelijk meer een bijeffect van de voorkeur van Bezemkruiskruid voor plekken met een open vegetatiestructuur. De onderzoekshypothese wordt in elk geval niet door onze gegevens ondersteund.

Uit het onderzoek blijkt dat de vegetatiestructuur, met name de openheid, een cruciale rol speelt in de populatiedichtheid van Bezemkruiskruid en dat diversiteit hier een secundaire rol in lijkt te spelen, doordat deze mede door de openheid wordt beïnvloed. In de exclusures, waar begrazing niet meer plaatsvindt, was de diversiteit hoger, maar was ook het percentage adulten in de Bezemkruiskruidpopulatie hoger. Zonder begrazing wordt de vegetatiestructuur hoger en dichter, wat kieming en vestiging van Bezemkruiskruid waarschijnlijk bemoeilijkt. Het uitsluiten van begrazing leidde in de onderzoeksgebieden dus tot veranderingen in de vegetatiestructuur die ongunstig zijn voor Bezemkruiskruid, wat resulteert in vergrijzing van de populatie. Bij uitblijven van nieuwe verstoring sterft de populatie lokaal uit, omdat er geen verjonging meer kan optreden en de oudere planten uiteindelijk van ouderdom doodgaan. Dit is in het veld ook vaak waar te nemen aan de skeletten van oude Bezemkruiskruidplanten in regenererende vegetatie met een meer gesloten structuur (Fig. 4.3.2). Dit ondersteunt de hypothese dat verstoringen in vegetatiestructuur invloed hebben op de invasie van exoten. Uiteraard valt een ander voordeel van Bezemkruiskruid, giftigheid voor grazers, in de exclusures ook weg, waardoor ook niet-giftige soorten hem weg kunnen concurreren.

#### **4.3.5 Conclusies**

Begrazing en biodiversiteit kunnen beide van invloed zijn op de invasie door exoten als Bezemkruiskruid. Beide factoren spelen tegelijkertijd en deels door elkaar heen. Maatregelen die (intensieve) damhertenbegrazing tegengaan zullen naar verwachting op termijn ook de invasie door Bezemkruiskruid stoppen. Dit komt waarschijnlijk dus niet doordat de diversiteit zich herstelt, maar doordat de vegetatiestructuur dichter wordt. Beheer dat de vegetatiestructuur zeer sterk opent kan de kans op invasie door deze exoot, en waarschijnlijk ook andere, vergroten. In de duinen neemt Bezemkruiskruid lokaal vaak sterk toe waar bijvoorbeeld Amerikaanse vogelkers is bestreden of struweel is verwijderd. Op basis van onze resultaten is dit waarschijnlijk een tijdelijk effect, hoewel populaties in met name de Zuid-Hollandse duinen een permanent karakter lijken te hebben. In de AWD en het NPZK leidt minder intensieve begrazing in ieder geval tot populatievergrijzing en uiteindelijk het nagenoeg verdwijnen van de soort. Die blijft weliswaar in het gebied aanwezig, maar gaat een zwervend bestaan leiden door steeds vrijkomende open plekken te koloniseren. De intermediaire diversiteitshypothese voorspelt dat het verdwijnen van de open vegetatiestructuur door het stoppen van begrazing echter ook in een (ongewenste) afname van de biodiversiteit zal resulteren. In het nog lopende exclusureproject wordt dit verder onderzocht.

## 4.4 Effect van Mahonie op de soortenrijkdom van omringende vegetatie

Mahonie (*Berberis aquifolium*) is één van de probleemsoorten in de droge duinen van Zuid-Kennemerland (Geelen & Oosterbaan, 2020). Deze houtige soort wordt zeer veel aangeplant als sierplant in plantsoenen, parken en particuliere tuinen. De vroegbloeiende trossen bloemen bevatten veel nectar, en worden frequent bezocht door vooral hommelmkinginnen, maar ook door vroeg vliegende solitaire bijen. De vlezig, blauwberijpte vruchten hebben een vrij lange rijpingstijd, en worden waarschijnlijk verspreid door vogels.

Mahonie heeft een liggende tot opstijgende habitus en een uitgebreid oppervlakkig netwerk van haarwortels. De wortels kunnen echter ook de diepte ingaan om bij het grondwater te komen (Auge & Brandl, 1997). Door dit sterk vertakte wortelstelsel en het vermogen om uit kleine restanten ervan weer uit te lopen zijn eenmaal gevestigde planten erg lastig te verwijderen (Adriaens et al., 2019).

Dit onderzoek, uitgevoerd in 2023 door UvA/IBED-bachelorstudente Floor Baart, richtte zich op de vraag in hoeverre dominantie van Mahonie de diversiteit van de geïnvadeerde vegetatie beïnvloedt. Eerder op dezelfde wijze door G. Oostermeijer gemaakte vegetatieopnamen zijn ook in de analyse gebruikt.

### 4.4.1 Methode

Net als in het deelonderzoek aan Bezemkruiskruid werd steeds een set van twee vegetatieopnamen van 2x2 m<sup>2</sup> gemaakt: één in een door Mahonie gedomineerd deel van de vegetatie en de ander op een vergelijkbare locatie binnen een straal van 10 meter waarin Mahonie ontbrak. Incidenteel werd tijdens het maken van de referentieopname een klein individu van Mahonie aangetroffen, maar deze bedekte dan  $\leq 2\%$  van het proefvlak.

In elke opname werd een soortenlijst van alle hogere planten, mossen en lichenen gemaakt en werd van elke soort het bedekkingspercentage genoteerd. Uit deze data kon per opname de soortenrijkdom en Shannon-Wiener-diversiteitsindex worden berekend.

Informatie over vochtgehalte, zuurgraad en voedselrijkdom werd verkregen door het naar abundantie gewogen gemiddelde voor de Ellenberg-indicatorwaarden van de in de opnamen voorkomende soorten hogere planten te berekenen.

### 4.4.2 Resultaten

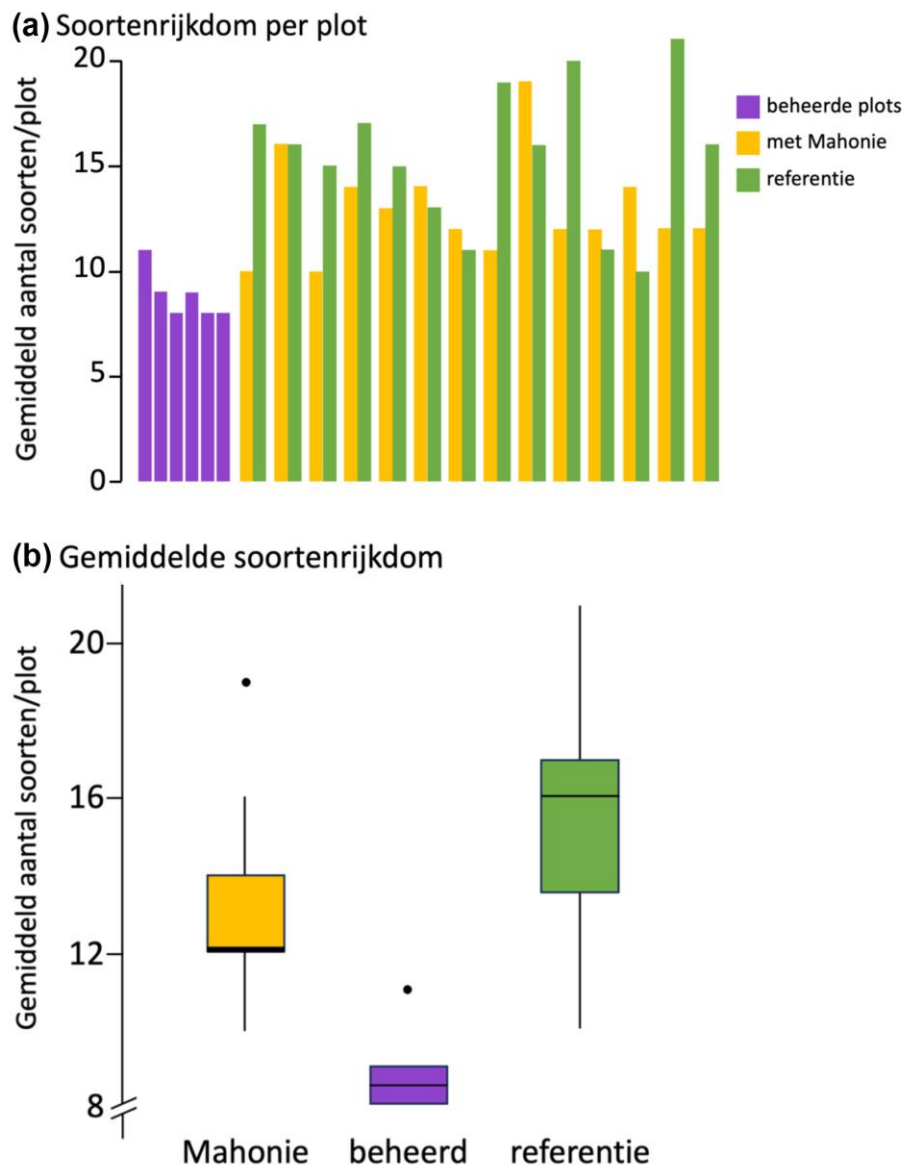
Door Mahonie gekoloniseerde proefvlakken hadden meestal, maar niet altijd, een lager aantal soorten dan de nabijgelegen referenties (Figuur 4.4.1a en b). Proefvlakken in het gebied waar Mahonie was bestreden hadden een nóg lager aantal soorten (Figuur 4.4.1a en b). Al deze verschillen waren zeer significant ( $p < 0,001$ ).

Er was binnen het gebied waar Mahonie was bestreden geen significant verschil in soortenrijkdom tussen proefvlakken waarin Mahonie was teruggegroeid en proefvlakken waarin dat niet was gebeurd ( $p > 0,35$ ).

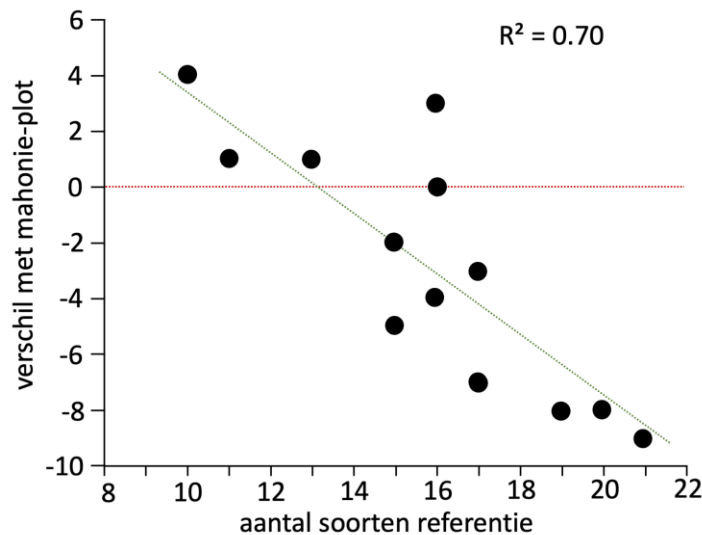
Opvallend was dat net als bij Bezemkruiskruid het negatieve effect van Mahonie op de soortenrijkdom vooral optrad op soortenrijkere locaties, en dat op soortenarme plekken er een toename was te constateren. Deze toename van maximaal 4 soorten is echter geringer dan de afname tot wel 9 soorten op de soortenrijkste locaties (Figuur 4.4.2).



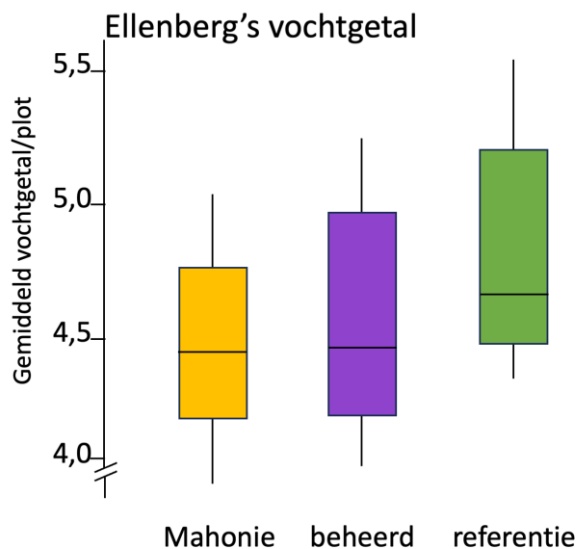
Er waren geen significante verschillen in Ellenberg's N en Z-getal tussen Mahonie-gedomineerde en referentieproefvlakken, ener waren ook geen verschillen met de beheerde proefvlakken. Er was wél een verschil in het vochtgetal, dat significant lager was in de door Mahonie gedomineerde proefvlakken dan in de referenties. De beheerde proefvlakken verschilden niet van beide andere groepen (Figuur 4.4.3). Er leek een trend te zijn van gemiddeld hogere bedekking in de door Mahonie gedomineerde proefvlakken ten opzichte van de andere opnamen, maar de verschillen waren statistisch niet significant.



Figuur 4.4.1. a en b. Soortenrijkdom per plot en gemiddelde soortenrijkdom per plotype van vegetatieopnamen met en zonder Mahonie en van opnamen in een terrein waarin Mahonie mechanisch is bestreden (beheer).



Figuur 4.4.2 Verband tussen de soortenrijkdom van de niet-geïnvadeerde referentieproefvlakken en het verschil in soortenrijkdom met de wel door Mahonie geïnvadeerde proefvlakken. Boven de rode lijn is de soortenrijkdom hoger, eronder is de soortenrijkdom afgenomen.



Figuur 4.4.3. Gemiddelde Ellenberg vochtgetal van opnamen met en zonder Mahonie en opnamen in een gebied waar Mahonie mechanisch is bestreden.

#### 4.4.3 Conclusies

Net als Bezemkruiskruid heeft ook Mahonie een significant effect op de soortenrijkdom van de inheemse vegetatie. Dit effect is licht positief op de soortenarmste locaties en sterker negatief op de soortenrijkste. Het lijkt er dus op dat met name de soortenrijkste habitats het sterkst door invasie van Mahonie worden beïnvloed. De afname liep in onze proefvlakken op tot 9 soorten, wat op een uitgangsaantal van 21 maar liefst 43% is. Dat is een niet te verwaarlozen percentage. Met name de overeenkomst met het resultaat dat voor Bezemkruiskruid werd gevonden is van belang. Soortenrijke duinhabitats worden kennelijk sterker 'aangetast', terwijl soortenarme er licht van profiteren.

Daarnaast wordt de habitat ook droger van een invasie met Mahonie, zoals blijkt uit een gemiddeld lager vochtgetal. De soorten die overleven in de omgeving van Mahonie zijn

gemiddeld kennelijk droogtetoleranter dan de soorten die van nature op die locatie hadden gegroeid. Op zich is dit ook te verwachten, omdat een hoge bedekking van deze grotendeels wintergroene soort met een groot bladoppervlak zal leiden tot een hogere evapotranspiratie.

## 4.5 Faunaonderzoek

### 4.5.1 Werkwijze

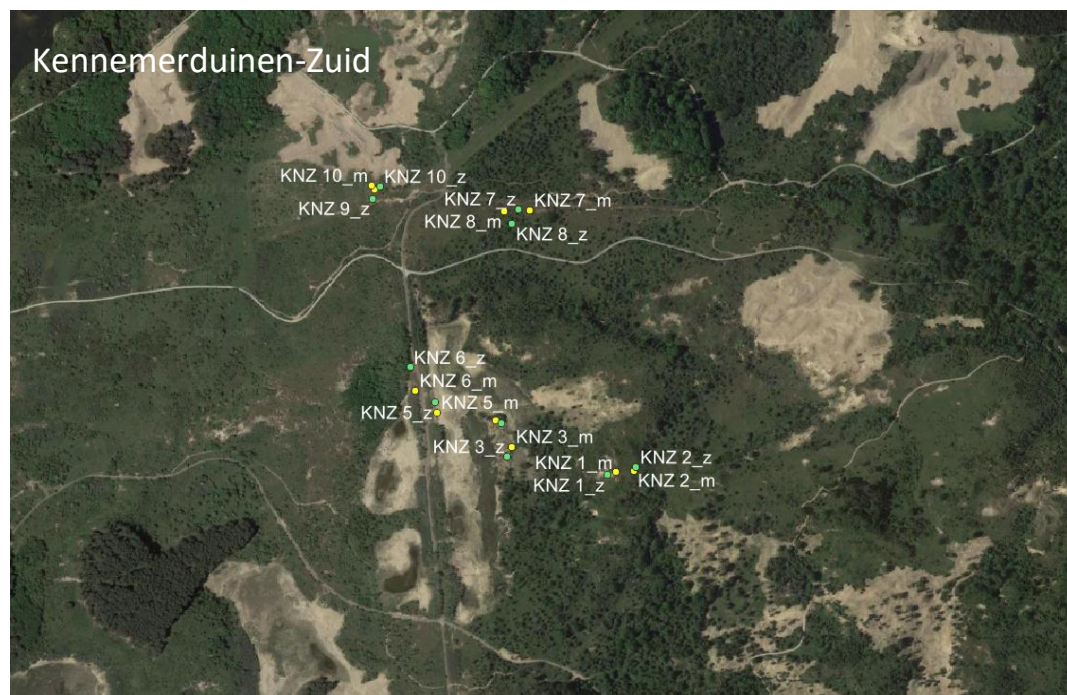
Effecten van Bezemkruiskruid op de lokale fauna biodiversiteit zijn onderzocht door macrofaunasamenstellingen op planten en bodem te vergelijken in plots met hoge dichtheden (in de studie 'plots met BKK' genoemd) en qua vegetatie vergelijkbare plots met zeer lage dichtheden of geen Bezemkruiskruid (in de studie 'plots zonder BKK' genoemd).



*Figuur 4.5.1 Een locatie in Kennemerduinen-Zuid waar Bezemkruiskruid in 2019-2020 domineerde.*

Het onderzoek is uitgevoerd in twee duingebieden: Kennemerduinen-Zuid en Meijndel. De gebieden zijn gekozen op basis van ervaring van de beheerders en de vegetatiekartering die voor dit project is uitgevoerd. Dominantie van Bezemkruiskruid blijkt variabel; In de gebieden waar Bezemkruiskruid in 2019-2020 domineerde werden nu voornamelijk resten van oude planten met hier en daar een jonge spruit gevonden (Figuur 4.5.1). De meeste planten zijn hier na afsterven niet opnieuw uitgelopen. De dominantie van Bezemkruiskruid was lager dan verwacht. Abundanties van 20% of meer zijn in het experiment als hoog beschouwd.





*Figuur 4.5.2 Locaties van de plots met (gele cirkels) en zonder (groene cirkels) in duingebieden Kennemerduinen-Zuid (boven) en Meijendel (onder). De codes zijn opgebouwd uit een gebiedscode (M=Meijendel, KNZ=Kennemerduinen-Zuid), een plot locatienummer (1-10), en een indicatie voor Bezemkruidkruid (m=met, z=zonder).*





*Figuur 4.5.3 Voorbeelden van plots met Bezemkruiskruid in verschillende landschappelijke successiestadia: stuifzand, stuifzand gedeeltelijk begroeid met mos, mosbodem op zand, kruidenrijkere vegetaties, kruidenrijkere vegetaties met struiken en vergraste vegetaties met struiken.*

In de twee duingebieden zijn plots van 1x1m geselecteerd; in ieder duingebied 10 plots met hogere dichtheden Bezemkruiskruid en 10 plots met zeer weinig tot geen Bezemkruiskruid. Figuur 4.5.2 geeft de locaties van de plots weer in de twee duingebieden. Voor iedere plot zijn bedekkingspercentages van in de plot voorkomende planten en mossen beschreven. Vegetatiehoogte is met een drop disk op 5 random plekken in de plots gemeten. Temperatuur, weersomstandigheden en bodemtypen zijn genoteerd. Bezemkruiskruid komt in verschillende landschappelijke successiestadia voor: open zand, mosbodem, wat kruidenrijkere vegetatie, vergraste vegetatie, en begroeiing met hogere struiken als meidoorn of duindoorn (Figuur 4.5.3). Voor ieder van deze typen zijn vergelijkbare plots met en zonder Bezemkruiskruid onderzocht zodat een gepaarde vergelijking over verschillende vegetatietypen mogelijk is.

Macrofauna is in juli en september verzameld van planten en bodem uit de plots met een Vortis zuiger (Figuur 4.5.4). Met deze methode wordt de kleinere fauna die op de planten en bodem leeft verzameld. Grotere soorten en bloembezoekers zijn niet onderzocht. De verzamelde fauna is gefixeerd in 70% ethanol en in het laboratorium gedetermineerd tot op (sub)orde en per (sub)orde gekwantificeerd.



*Figuur 4.5.4 Macrofauna bemonstering van vegetatie en bodem met Vortis zuiger.*

#### **4.5.2 Analyse**

Verschillen in soortenaantallen en dichtheden begroeiing en macrofauna zijn geanalyseerd met t-testen. Verschillen tussen de duingebieden zijn getoetst met een 2-zijdige t-test.

In het onderzoek zijn per duingebied 10 paren plots geselecteerd met een vergelijkbare vegetatiesamenstelling (zie voorbeelden in figuur 4.5.3), welke alleen verschilden in Bezemkruiskruid abundantie. De macrofaunasamenstellingen van deze paren zijn met elkaar vergeleken met een gepaarde t-toets. De plotparen zijn vergeleken op aantal soorten vegetatie en mos, totale vegetatie bedekking, gemiddelde vegetatiehoogte, aantal faunataxa, en faunadichtheden. Deze parameters zijn zowel per duingebied als voor alle gebieden samen getoetst.

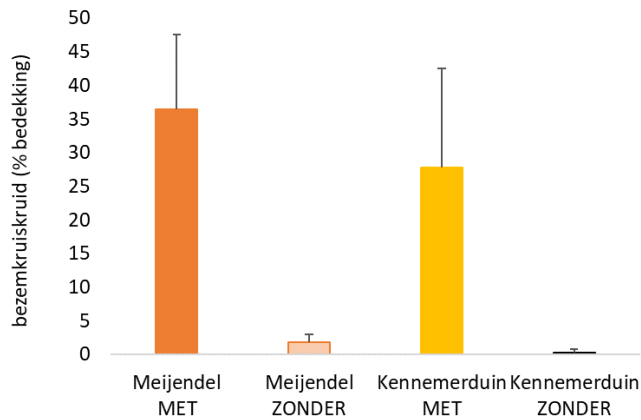
De overeenkomsten in macrofaunasamenstellingen van de plots zijn geanalyseerd en aan de aanwezigheid van Bezemkruiskruid gerelateerd met een NMDS analyse (in R-studio) van Hellinger- getransformeerde macrofauna tellingen. Er is gekozen voor een 3D analyse, de stress was 0.15. In de resultaten worden as 1 en as 2 van deze ordinatie gepresenteerd.

#### **4.5.3 Resultaten**

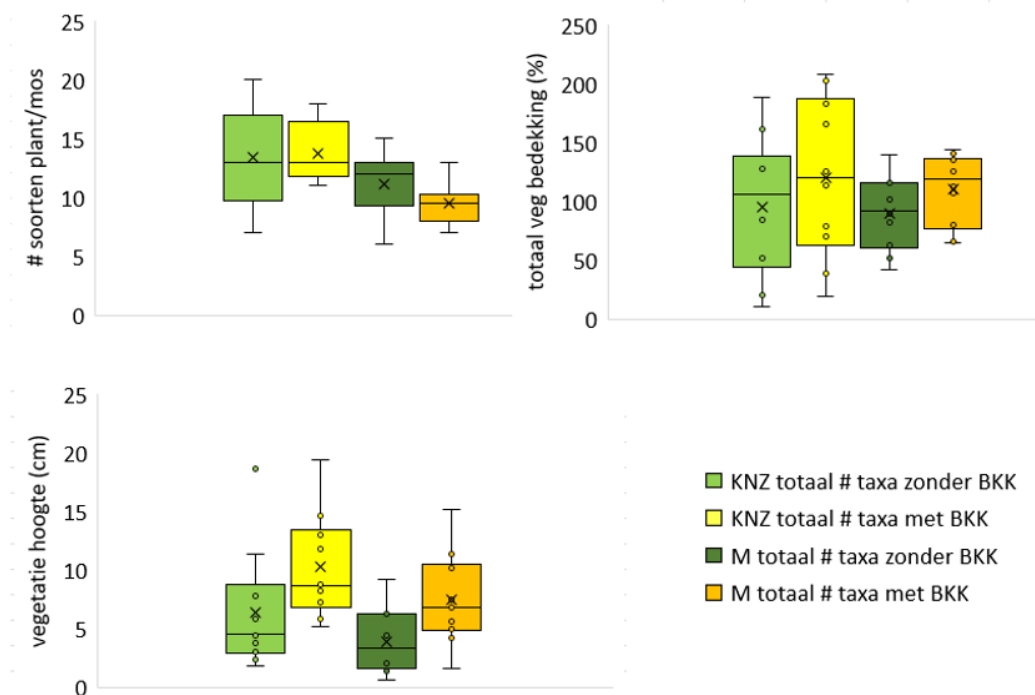
##### *Algemene vergelijking plots met veel en weinig Bezemkruiskruid*

Bezemkruiskruid bereikte in Meijendel maximaal 20-60% bodembedekking, en in Kennemerduinen-Zuid 8-45% (Figuur 4.5.5). De bedekkingspercentages van Bezemkruiskruid in de plots met Bezemkruiskruid waren vergelijkbaar tussen de twee duingebieden (t-test,  $p=0.15$ ). Er waren geen verschillen in vegetatiesoortenrijkdom en totale vegetatiebedekking tussen plots met veel en zeer weinig Bezemkruiskruid (Figuur 4.5.6a, b). Wel was de vegetatie significant hoger in plots waar bezemkruiskruid abundant was (Figuur 4.5.6c).





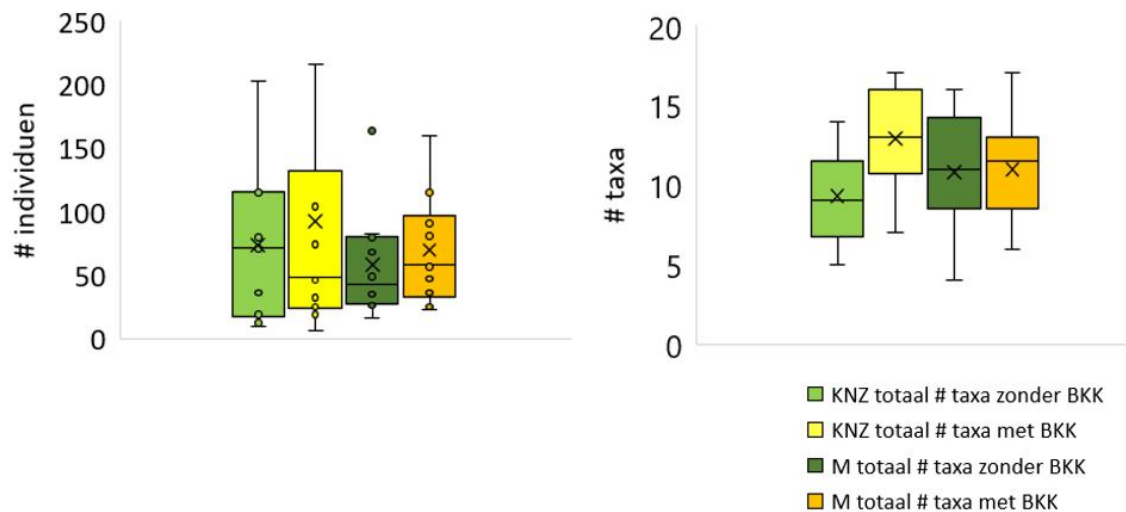
Figuur 4.5.5: Bedekkingspercentages van Bezemkruiskruid (gemiddelden  $\pm$ SD) in plots met hoge (MET) en met zeer lage (ZONDER) dichtheden Bezemkruiskruid in duingebieden Meijendel en Kennemerduinen-Zuid.



Figuur 4.5.6 Karakterisering van de vegetatie op basis van soortenrijkdom (a), totale bedekking van vegetatie (b) en vegetatiehoogte (c), weergegeven als gemiddelden  $\pm$ SD, voor plots met hoge (MET) en met zeer lage (ZONDER) dichtheden Bezemkruiskruid in duingebieden Meijendel en Kennemerduinen-Zuid.

Het totaal aantal individuen macrofauna (zonder mosmijten en springstaarten) lijkt hoger in plots met Bezemkruiskruid dan in plots zonder Bezemkruiskruid (Figuur 4.5.7a), maar de spreiding in aantallen zijn te groot om van een significant verschil te kunnen spreken. In Kennemerduinen Zuid is de macrofaunagemeenschap in plots met Bezemkruiskruid significant soortenrijker dan in plots zonder Bezemkruiskruid ( $p=0.016$ , Figuur 4.5.7b).





Figuur 4.5.7 Macrofauna dichtheden (a) en soortenrijkdom (b) (gemiddelden  $\pm$ SD) op de planten en bodem van plots met hoge (MET BKK) en met zeer lage (ZONDER BKK) dichtheden Bezemkruiskruid in duingebieden Meijendel en Kennemerduinen-Zuid.

#### Gepaarde vergelijking van plots in overeenkomstige vegetatietypen

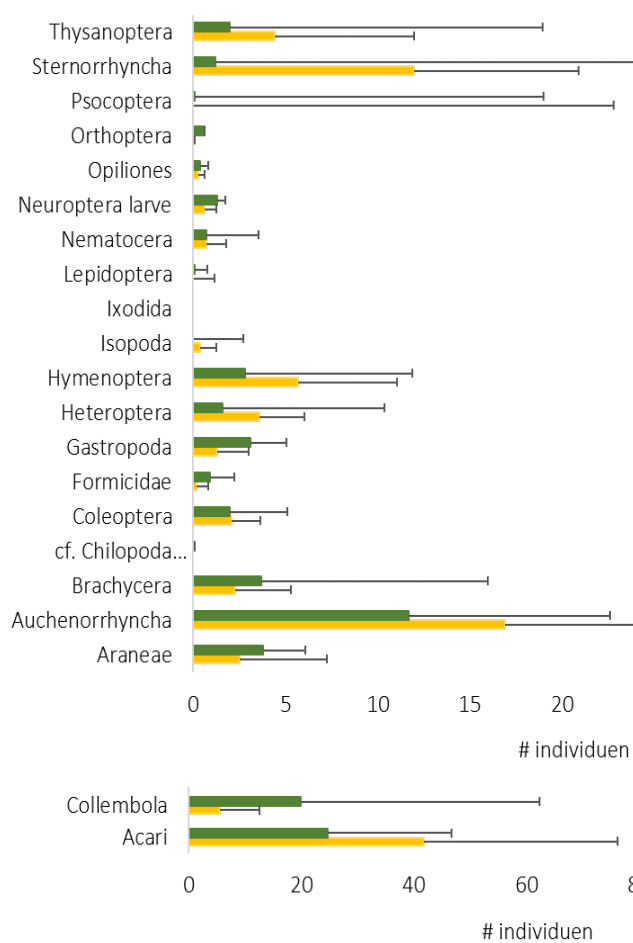
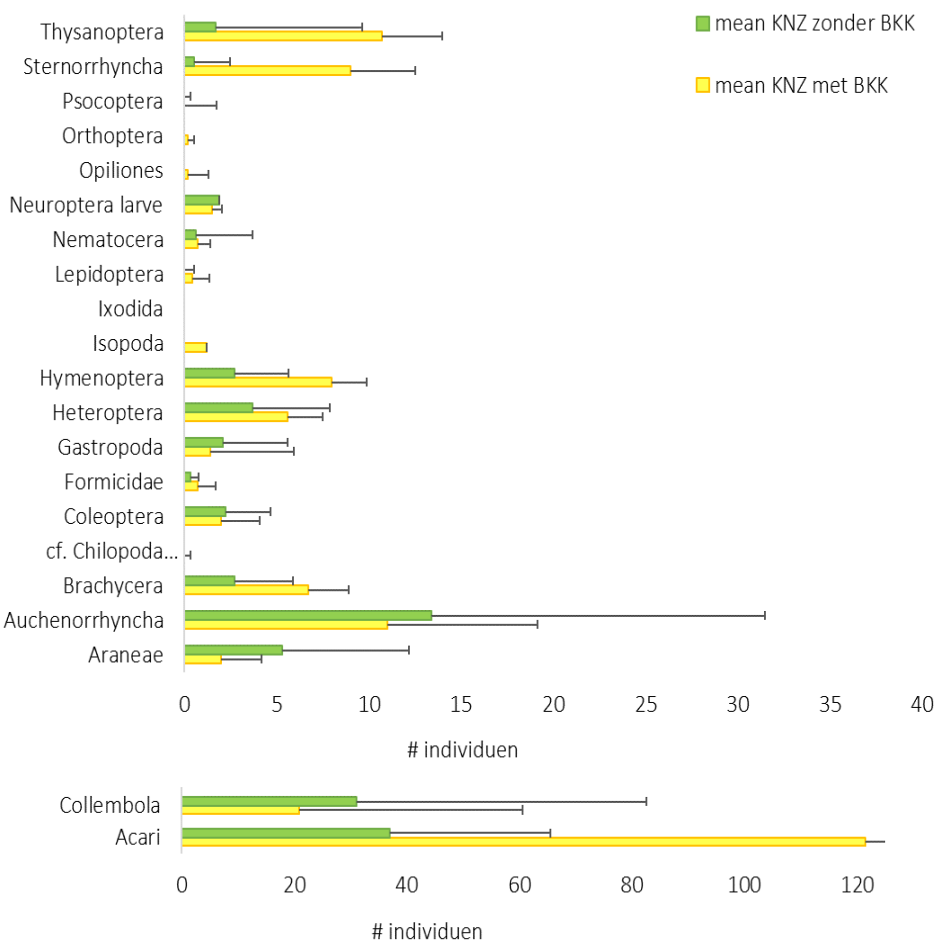
Tabel 4.5 toont de resultaten van de analyse in verschillen in vegetatie en macrofauna-aantallen en -abundanties tussen plotparen. Er bleek geen verschil in het aantal planten- en mossoorten tussen de plotparen. Vegetatiebedekking was vergelijkbaar tussen de plots binnen een duingebied, maar een vergelijking van alle 20 plots samen gaf aan dat plots met Bezemkruiskruid hogere vegetatiebedekkingen hadden dan plots zonder Bezemkruiskruid. De vegetatie was hoger in plots met Bezemkruiskruid. Plots met Bezemkruiskruid in Kennemerduinen-Zuid hadden een grotere soortenrijkdom voor fauna op bodem en planten dan plots zonder Bezemkruiskruid, maar fauna dichtheden waren vergelijkbaar tussen de gepaarde plots. Een vergelijking van de parameters uit tabel 4.5 tussen de duingebieden gaf aan dat de vegetatie en fauna van de gebieden met elkaar vergelijkbaar zijn ( $P > 0,05$  voor vegetatie hoogte, # soorten en individuen macrofauna en # soorten en abundantie vegetatie en mos). Alleen voor plots met Bezemkruiskruid werd in Kennemerduinen-Zuid een grotere soortendiversiteit gevonden dan in Meijendel ( $P < 0,001$ ). Een gepaarde analyse voor plots met vergelijkbare vegetatie met een éézijdige gepaarde Wilcoxon signed rank toets gaf aan dat significant meer cicaden en stofluizen voorkwamen in plots met een hoge bezemkruiskruidbedekking.

Tabel 4.5 Overzicht van statistische verschillen in vegetatie en macrofauna karakteristieken tussen gepaarde plots met en zonder Bezemkruiskruid (resultaten gepaarde t-test) in de Kennemerduinen (KNZ) en Meijendel (M).

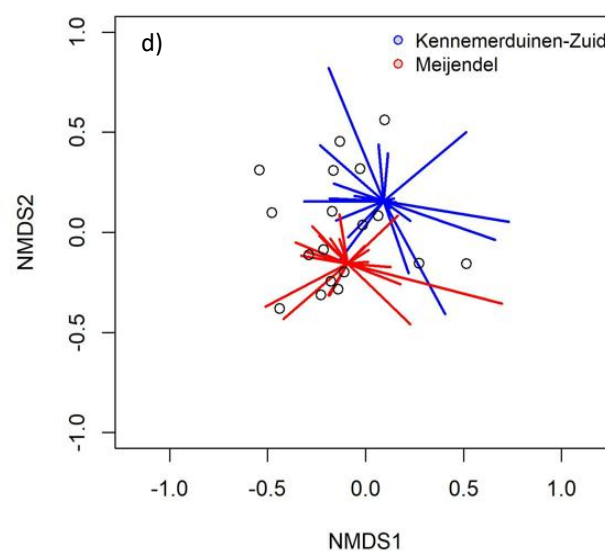
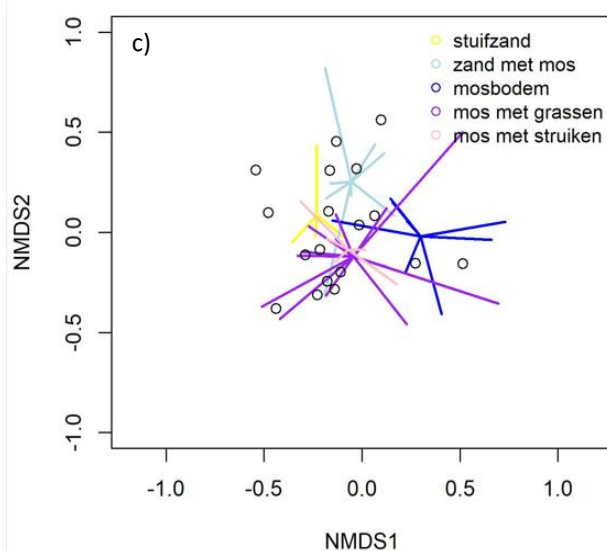
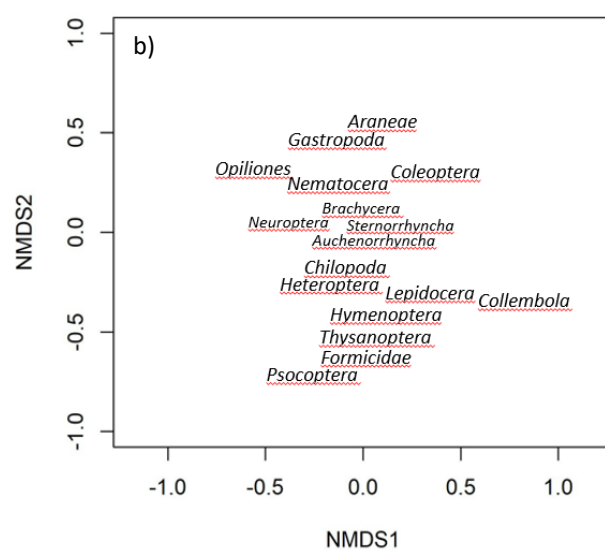
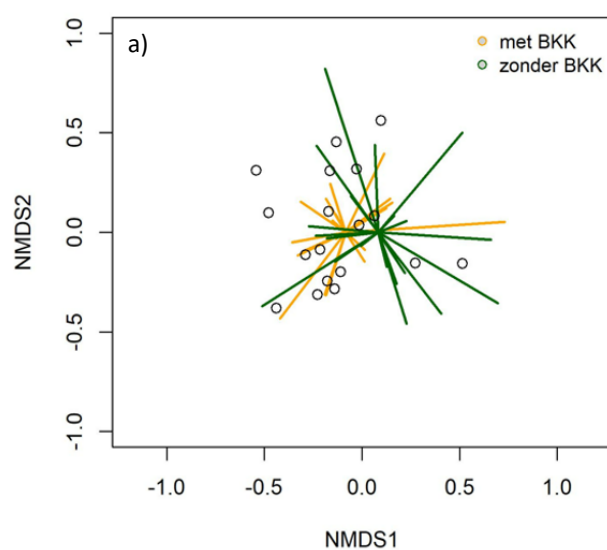
| Parameter, vergelijking groepen                    | locaties | p-waarde | conclusie                                                      |
|----------------------------------------------------|----------|----------|----------------------------------------------------------------|
| vegetatie+mos #soorten, paren met/zonder BKK       | KNZ      | >0,05    | geen verschil                                                  |
|                                                    | M        |          |                                                                |
|                                                    | alle     |          |                                                                |
| bedekking begroeiing, paren met/zonder BKK         | KNZ      | * 0,044  | hogere vegetatie-bedekking in plots met BKK                    |
|                                                    | M        |          |                                                                |
|                                                    | alle     |          |                                                                |
| vegetatiehoogte, paren met/zonder BKK, gebied KNZ  | KNZ      | * 0,054  | vegetatie is hoger in plots met BKK                            |
|                                                    | M        | * 0,016  |                                                                |
|                                                    | alle     | **0,002  |                                                                |
| fauna #taxa, paren met/zonder BKK, gebied KNZ      | KNZ      | ** 0,012 | meer faunasoorten in KNZ plots met BKK dan in plots zonder BKK |
|                                                    | M        | >0,05    | geen verschil                                                  |
|                                                    | alle     | * 0,02   | meer faunasoorten in plots met BKK dan in plots zonder BKK     |
| fauna individuen, paren met/zonder BKK, gebied KNZ | KNZ      | >0,05    | geen verschil                                                  |
|                                                    | M        |          |                                                                |
|                                                    | alle     |          |                                                                |

### Macrofaunapatronen

Een vergelijking van gemiddelde abundanties van de gevonden macrofauna in plots met en plots zonder Bezemkruiskruid geeft vergelijkbare patronen voor de twee duingebieden (Figuur 4.5.8). In beide gebieden werden vooral Acari (mosmijten) en Collembola (springstaarten) aangetroffen. In plots zonder Bezemkruiskruid lijken meer Collembola, Araneae (spinnen) en Gastropoda (slakken) aanwezig dan in plots met Bezemkruiskruid. In plots met Bezemkruiskruid lijken meer Acari (mosmijten), Heteroptera (wantsen), Hymenoptera (vliesvleugeligen), Sternorrhyncha (plantenluizen) en Thysanoptera (tripsen) aanwezig dan in plots zonder Bezemkruiskruid. Auchenorrhyncha (cicaden) zijn in alle plots veel aanwezig. De overige gevonden groepen komen slechts in lage aantallen voor. De variatie in soortensamenstelling tussen de verschillende plots is echter groot.



**Figuur 4.5.8 Aangetroffen macrofauna (gemiddeld aantal individuen  $\pm$ SD) op plots met- en zonder Bezemkruiskruid (BKK) in duingebieden Kennemerduinen-Zuid (links) en Meijendel (rechts). SD=242 voor Acari in KNZ met Bezemkruiskruid.**

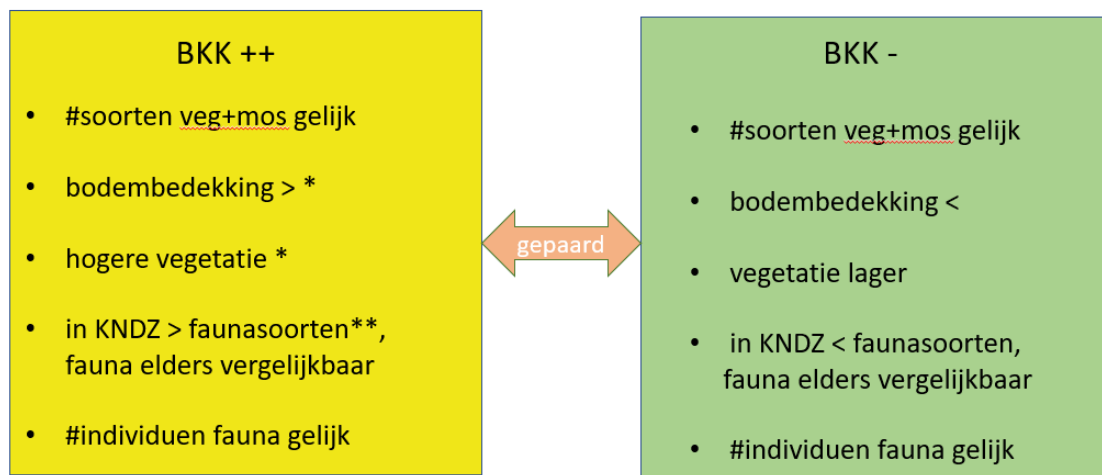


*Figuur 4.5.9 Resultaten van een NMDS ordinatie: a) overeenkomsten in faunagemeenschappen op bodem en vegetatie tussen plots met hoge (geel) en lage (groen) Bezemkruiskruid abundanties, b) specificatie van faunagroepen in de ordinatiefiguren, c) weergave van de verschillende successiestadia in de ordinatie d) verschillen in faunagemeenschappen tussen de twee onderzochte duingebieden.*

Een ordinatie van de macrofaunasamenstellingen geeft inzicht in de variatie tussen de macrofauna in de verschillende plots (Figuur 4.5.9). De plots kunnen als groepen vergeleken worden door plots met bepaalde overeenkomsten te groeperen. Uit de ordinatie blijkt dat de aanwezigheid van Bezemkruiskruid, het duingebied en type begroeiing van de locaties geen significant onderscheidende effecten op macrofaunasamenstellingen hebben. Er lijkt een onderscheid te bestaan in faunagemeenschappen met meer Aranea (spinnen), Gastropoda (slakken) en Nematocera (muggen) en Coleoptera (kevers, groep 1), en faunagemeenschappen met Psocoptera (stofluizen), Formicidae (mieren), Hymenoptera (vliesvleugeligen), Thysanoptera (tripsen) en Sternorrhyncha (plantenluizen, groep 2). In open plots met jongere successiestadia worden taxa van de eerste groep meer aangetroffen, terwijl plots met verder ontwikkelde vegetatie meer taxa van de tweede groep bevatten. In Kennemerduinen-Zuid worden de taxa van jongere open vegetatie ook meer aangetroffen dan in Meijendel. Dit komt overeen met de verdeling van successiestadia: in Meijendel werd Bezemkruiskruid minder gevonden op plekken met kruidenrijkere vegetatie. Hier stond Bezemkruiskruid vooral op mosbodems of bij struiken. Ondanks deze verdelingen is het onderscheid tussen de groepen in de ordinatie niet sterk genoeg om van significante verschillen te spreken.

#### 4.5.4 Conclusies

Figuur 4.5.10 geeft een overzicht van de conclusies uit het veldonderzoek naar effecten van Bezemkruiskruid op macrofauna op planten en bodem. Plots met hoge bedekkingen Bezemkruiskruid hadden een hogere vegetatiebedekking en vegetatiehoogte. Het aantal soorten vegetatie en mos was vergelijkbaar. Ook het aantal individuen kleinere macrofauna op planten en bodem was vergelijkbaar. In Bezemkruiskruidrijke plots in Kennemerduinen-Zuid werden wel meer faunataxa aangetroffen in plots met Bezemkruiskruid.



Figuur 4.5.10 overzicht van conclusies uit het fauna veldonderzoek. Het gele vlak geeft flora- en fauna karakteristieken voor plots met veel Bezemkruiskruid (BKK++) weer, het groene vlak voor plots met weinig tot geen Bezemkruiskruid (BKK-).

Successiestadia lijken van invloed op het voorkomen van macrofauna, maar de gevonden verschillen zijn niet onderscheidend genoeg voor een significant effect. Er is een grote spreiding gevonden in macrofaunasamenstellingen tussen plots met en plots zonder Bezemkruiskruid. De plots bevatten dezelfde groepen macrofauna. Hoewel in plots met Bezemkruiskruid lijken meer Heteroptera (wantsen), Hymenoptera (vliesvleugeligen), Sternorrhyncha (plantenluizen) en Thysanoptera (tripsen) voor te komen is de variatie te groot om van een significant effect te kunnen spreken.



## 5 Kiemingsexperiment

### 5.1.1 Materiaal en methode

Om de hypothese te toetsen dat stabiele, minder (door de mens) verstoorde habitats minder invadeerbaar zijn, zijn kiemingsexperimenten uitgevoerd met zaden van de exoten Bezemkruiskruid, Rimpelroos, Mahonie en *Cotoneaster divaricatus*. Zaden van Bezemkruiskruid en Rimpelroos zijn in de zomer van het eerste veldseizoen in de Kennemerduinen en het Noordhollands Duinreservaat verzameld en geschoond. Geschoonde zaden van Mahonie en *Cotoneaster divaricatus* waren afkomstig van Pelgrum-Vink materialen en gekocht bij Soontiens Tuincentrum. De zaden van alle soorten zijn vervolgens verdeeld in porties van 20 zaden. Het verzamelen, schonen en aftellen van de zaden kostte zóveel tijd dat besloten moest worden om het aantal proefvlakken en het aantal onderzoeksgebieden te reduceren om het werk binnen het begrote aantal uren te kunnen houden. Daarnaast werd verwacht dat het monitoren én verwijderen van de kiemplanten zó intensief zou zijn dat het niet binnen het aantal begrote uren zou passen als het per keer niet binnen een á twee dagen uit te voeren zou zijn.

Het kiemingsexperiment is daarom ingezet in de Kennemerduinen en Duin & Kruidberg, twee duingebieden waarin naast ongestoorde duinvegetaties ook herstelprojecten met sterk verstoorde (afgegraven) vegetatie aanwezig zijn, zijn langs transecten sets proefvlakken van 1x1 m<sup>2</sup> uitgezet in gradiënten van verstoord en natuurlijk open vegetaties via (voormalig) verstoord en natuurlijk half-open vegetaties, naar gesloten struweel en bos. In elk van deze typen zijn meerdere proefvlakken geplaatst, zodat het totaal per gebied op 48 proefvlakken en 48\*20=920 zaden per soort was. Begin en eind van de transecten zijn gemarkeerd met aluminium hoeklijnen, zodat ze voor de monitoring met behulp van een meetlint op dezelfde positie konden worden teruggelegd. In elk proefvlak zijn van elke soort 20 zaden ingebracht. Het zaaien vond aan het eind van de zomer van jaar 1 plaats. Het percentage kieming en vestiging is op drie momenten bepaald: lente en nazomer van het tweede jaar en de lente van het derde.

Van elk proefvlak van 1x1 m<sup>2</sup> is de vegetatiestructuur (bedekking en hoogte per vegetatielaag), en de (dominante) soortensamenstelling aan het begin en eind van het experiment, bepaald. De kieming en vestiging konden dan aan deze variabelen gerelateerd worden.

### 5.1.2 Resultaten en conclusies

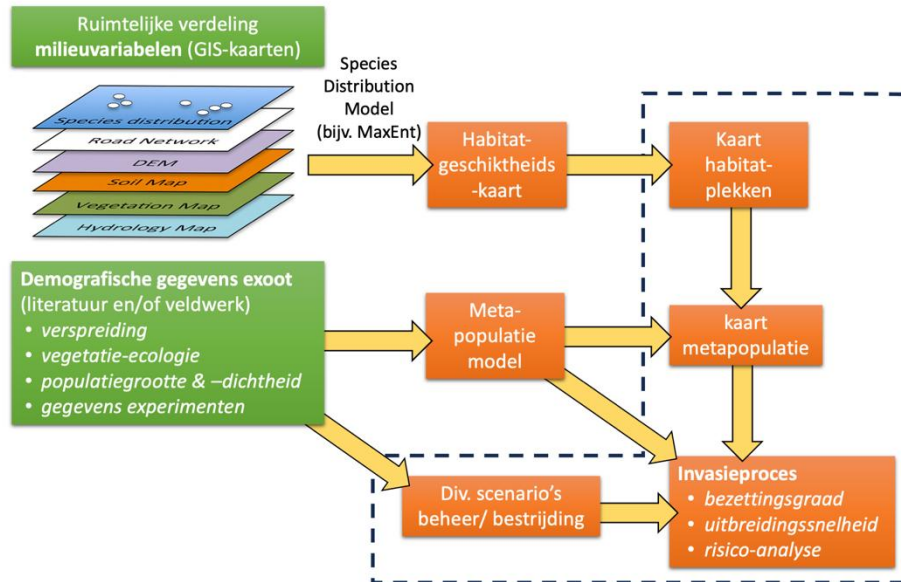
Op één uitzondering na zijn in geen enkel proefvlak tijdens de monitoringmomenten kiemplanten van de ingezaaide soorten gevonden. De uitzondering was plot KD4, waarin twee juveniele individuen van *Cotoneaster divaricatus* werden waargenomen (deze zijn direct verwijderd). De zeer geringe kieming maakt statistische analyse van de resultaten niet zinvol. Opvallend is wel dat de kiemplanten in het meest gesloten vegetatietype, en door grauwe abeel gedomineerd bos met eenstijlige meidoorn en een soortenrijke ondergroei van hondsdrif, duinkruiskruid, dauwbraam, bosaardbei, bleeksporig bosviooltje, ruig viooltjekruipend zenegroen, zijn waargenomen. Dit beperkte resultaat steunt dat van de andere veldstudies, waarin werd gevonden dat de exoot (Bezemkruiskruid) zich tegen de diversiteit-invasibiliteitshypothese in het beste in de soortenrijkere vegetaties lijkt te vestigen.

Een mogelijke oorzaak voor de beperkte kieming is dat drie van de vier ingezaaide soorten mogelijk een sterke kiemrust hebben die doorbroken moet worden door passage door het maag-darmsysteem van een vogel of zoogdier. Het kan zijn dat de zaadhuid van deze dierverspreide soorten zeer resistent is tegen het binnendringen van water en eerst weg moet rotten of door (maag)zuur moet worden aangetast om kieming toe te staan. In de kas van de Universiteit van Amsterdam is een kiemingsexperiment ingezet om de kieming van de vier soorten in vitro te testen. Daarnaast zullen de zaden van Rimpelroos, Dwergmispel en Mahonie met zuur worden behandeld om te onderzoeken of dit de kiemrust kan doorbreken.

Overigens is ook van Bezemkruiskruid, die zeer waarschijnlijk als typische Asteraceae géén kiemrust heeft, geen kieming in de proefvlakken waargenomen.

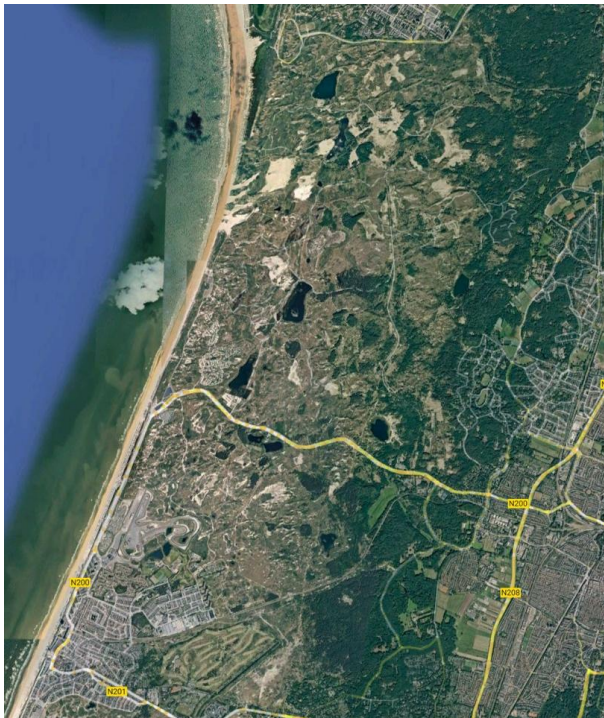
## 6 Modelstudie

Om het effect van perifere (=buiten de natuureservaten gelegen) populaties op de metapopulatie van een invasieve exoot te toetsen is een metapopulatiemodel (een model van een netwerk van door dispersie met elkaar verbonden populaties) gemaakt met behulp van het softwarepakket RAMAS-GIS ([www.ramas.com](http://www.ramas.com)). De daarbij gevolgde werkwijze is schematisch weergegeven in figuur 6.1.



Figuur 6.1 Schematisch overzicht van de benodigde gegevens voor en de werkwijze bij het maken van een metapopulatiemodel in RAMAS-GIS. Een habitatgeschiktheidskaart is voor dit onderzoek niet gemaakt. Alleen de onderdelen binnen de stippellijn zijn uitgevoerd.

In RAMAS-GIS modellen zijn ruimtelijk realistische gebieden als GIS-kaartlagen of als hypothetische kaarten in te lezen. Door middel van statistisch-mathematische functies kan de



*Figuur 6.2 Kaart van het gebied tussen Zandvoort aan Zee en IJmuiden waarin de hypothetische metapopulatie van Bezemkruid is gemodelleerd.*

informatie op de kaart vervolgens worden omgezet in de populatiedynamische parameters die nodig zijn voor een metapopulatie-simulatiemodel.

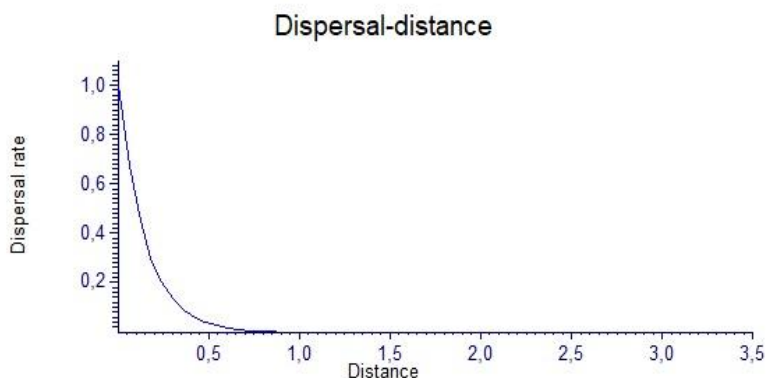
Voor elke pixel op de basiskaart (dat is bijvoorbeeld een topografische kaart, een vegetatiekaart van het betreffende gebied, of een habitatsgeschiktheidskaart die met een Species Distribution Model als bijv. MaxEnt is gemaakt) wordt het maximale aantal individuen in een populatie van de exoten gedefinieerd. Dit komt overeen met de draagkracht van die pixel voor de betreffende soort. Het aantal pixels per aaneengesloten plek (habitat patch) bepaalt vervolgens hoe groot de (deel)populatie van de exoot op die plek kan worden. De in dit model gebruikte dichtheden zijn afgeleid uit de veldgegevens. Voor elke pixel (of samenhangende patch van pixels) is in te stellen wat de populatiegroeisnelheid van

de exoot maximaal kan zijn. Hiermee is het mogelijk om aan verschillende habitats een grotere of juist geringere invasibiliteit toe te kennen. Het maken van een Species Distribution Model voor de onderzochte exoot was voor dit model niet noodzakelijk, omdat het onderzoek plaatsvindt aan de hand van hypothetische scenario's.

Op bovenbeschreven wijze is het gebied tussen Zandvoort aan Zee en IJmuiden (Nationaal Park Zuid-Kennemerland, Figuur 6.2) gebruikt voor een metapopulatiemodel van een hypothetische exoot. Bezemkruid is als basis gebruikt omdat daar veldgegevens voor beschikbaar waren). De parameters zijn zó gekozen dat de exoot invasief gedrag vertoont, d.w.z. minder sterke tot sterke exponentiële groei vertoont na kolonisatie van een (deel)gebied. Door zoveel mogelijk gebruik te maken van de in andere delen van het project verzamelde velddata is het model ecologisch en demografisch realistischer geworden. Een sleutelrol speelt uiteraard ook de dispersie, die in RAMAS plaatsvindt volgens in de populatiebiologie gangbare WALDfunctie (Bullock et al., 2017), waarvan de vorm (de afstand waarop de meeste zaden terechtkomen) en de lengte van de 'staart' (de maximale dispersieafstand) kunnen worden gevarieerd (Figuur 6.3).

Uiteraard verschillen dispersie- en groeikarakteristieken tussen invasieve exoten: Bezemkruid is een 'snelle' soort, met hoge dispersiesnelheid, een korte generatieduur en een hoge populatiegroeisnelheid. Cotoneaster, Rimpelroos en Mahonie zijn langlevende houtige soorten die tragere dispersie en groeiparameterwaarden zouden krijgen. De waarden voor beheerfrequenties en -intervallen zullen voor deze soorten dan ook anders uitvallen. Omdat het model grotendeels hypothetisch is moeten de kwantitatieve uitkomsten voor Bezemkruid ook meer in relatieve dan in absolute zin worden beschouwd.

Het proces van invasie door een exoot is een voorbeeld van metapopulatiedynamiek in relatie tot de geschiktheid van habitats voor invasie. Doorgaans wordt daarbij aangenomen dat verstoorde habitats makkelijker geïnvadeerd worden dan niet-verstoorde, en dat een hogere diversiteit aan inheemse soorten tot een hogere weerstand tegen invasies leidt. Dat vooral dit laatste punt gecompliceerder is blijkt uit de resultaten van dit onderzoek. Verstoring, en vooral sterke verstoring, leidt echter in de regel ook in de droge duinen tot een meer open, zandige pioniervegetatie, die makkelijker invadeerbaar is door Bezemkruiskruid. Meer gesloten vegetaties als duindoornstruweel worden wel geïnvadeerd, maar daarin blijft de dichtheid van de exoot doorgaans lager.



*Figuur 6.3 Hypothetische dispersiecurve van Bezemkruiskruid, zoals gebruikt in het metapopulatiemodel. De curve specificeert dat de meeste zaden binnen korte afstand van de moederpopulatie blijven, en dat slechts een klein deel via de 'staart' van de curve de populatie verlaat. De Dmax (maximale dispersieafstand is op 2,5 km gezet.*

Een ander aspect dat een belangrijke rol kan spelen bij het onder controle krijgen van een exoot is de aanwezigheid van andere, buiten het doelgebied gelegen populaties die als zaadbron optreden. In het geval van exoten in de droge duinen betreft het hier bijvoorbeeld Bezemkruiskruid in bermen van wegen en spoorlijnen, langs boulevards, op parkeerplaatsen, etc. Een ander voorbeeld is Rimpelroos, die als sierplant op grote schaal is aangeplant in plantsoenen in de aan de duingebieden grenzende zeedorpen. Vanuit deze 'perifere populaties' is er door het ontbreken van beheer in feite een constante 'diasporendruk'. Omdat metapopulatiedynamiek een functie is van kolonisatie en extinctie zal de diasporendruk, die de mate van kolonisatie sterk verhoogt, een grote invloed hebben op invasies door de in het perifere gebied aanwezige exoten. Zelfs wanneer de weerstand van natuurlijke leefgemeenschappen groot is kan sterke diasporendruk een metapopulatie toch op gang brengen en houden, doordat er zoveel zaden binnenwaaien of door vogels worden binnengebracht dat er meer kolonisatie dan extinctie plaatsvindt en de metapopulatie zich kan handhaven of uitbreiden.

De belangrijkste vraag van deze modelstudie was in hoeverre de aanwezigheid en grootte van populaties van de exoot in de directe omgeving van de duingebieden het invasieproces beïnvloeden. De tweede vraag is in hoeverre deze 'perifere populaties' het bestrijden en/of beheersen van de exoot in het gebied beïnvloeden. Een belangrijke praktische vraag is of beheer of bestrijding wel zinvol is wanneer perifere populaties niet worden aangepakt?

### 6.1.1 Opzet van het model

Voor het model werden (bron)populaties van Bezemkruiskruid 'gemaakt' in de bermen van de wegen in het onderzoeksgebied, zoals de Zeeweg, de Zandvoortselaan en de boulevard tussen



Zandvoort aan Zee en Bloemendaal aan Zee. Ook op bekende parkeerplaatsen, zoals die van Parnassia in de Kennemerduinen, werden populaties gemaakt. Onder ‘gemaakt’ wordt hier verstaan dat patches werden gespecificeerd die populaties konden huisvesten van een omvang die de bestaande populatiegroottes enigszins benaderden. Omdat patches in het model niet de langgerekte vorm van bijvoorbeeld een wegberm hebben, maar een cirkelvorm, bestonden populaties langs een weg in het model uit een soort ‘snoer’ van kleinere cirkelvormige patches binnen dispersieafstand van elkaar. Op deze wijze kon een realistischer ruimtelijke opbouw worden gesimuleerd.



*Figuur 6.4 Kaart van het modelgebied met daarop als transparante overlay de in het model gespecificeerde geschikte plekken voor de exoot Bezemkruiskruid. De groene plekken zijn de perifere populaties buiten het NPZK die als bronpopulatie dienen voor de invasie in het natuurreservaat.*

model werden de populatieparameters nog enigszins bijgesteld, zodat een metapopulatie ontstond waarmee een invasie van Bezemkruiskruid vanuit de rand het duingebied in kon worden gesimuleerd. Hierbij moet worden benadrukt dat behalve de draagkracht van populaties (aantal individuen per m<sup>2</sup>) de parameters niet empirisch bepaald zijn, maar zó zijn gekozen dat het model een enigszins realistisch beeld kon geven. Het model is ook niet bedoeld om voorspellingen over de werkelijke ontwikkeling in Zuid-Kennemerland te doen, maar om de effecten van verschillende beheer- en bestrijdingsscenario's en relaties tussen perifere populaties en populaties in duinreservaten te kunnen testen. Daarom is het model ook niet specifiek voor Bezemkruiskruid, maar kan ook worden gebruikt voor simulaties van andere soorten zoals Rimpelroos. Omdat de verspreiding en populatie-persistentie van deze houtige, overblijvende soort anders is moeten daarvoor alleen de parameters van het model

In de duingebieden werden op 47 grote terreindelen met veel open zand (zichtbaar op het satellietbeeld van Google Earth uit het najaar van 2023) patches voor Bezemkruiskruid aangemaakt waarin de groeisnelheid relatief hoog was. Dit betreft namelijk vegetaties die volgens ons veldonderzoek zeer geschikt zijn voor de soort, zodat de populatie er snel kan toenemen. Op locaties met meer gesloten vegetatie met duingrasland en struweel werden verspreid 13 kleinere patches met een lagere groeisnelheid aangemaakt.

Bovenstaande werkwijze resulteerde in een metapopulatiekaart met patches in zowel de periferie van de duingebieden als in de gebieden zelf (Figuur 4). Op basis van 'runs' van het



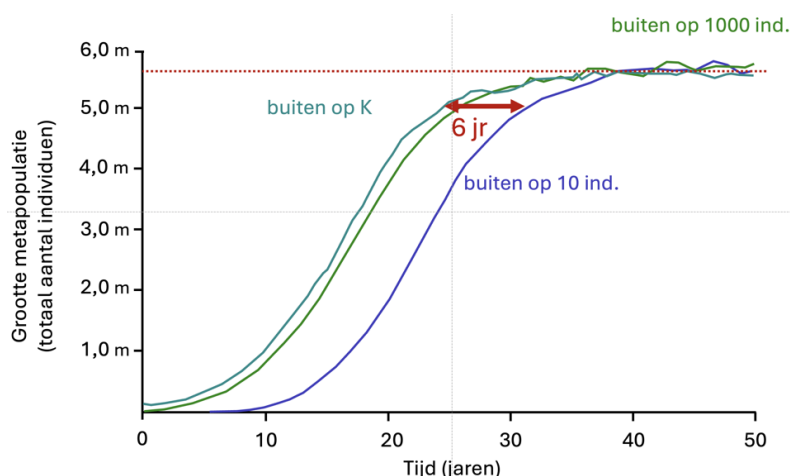
(dispersiecurve en de draagkracht (K) van patches in termen van aantallen individuen) enigszins worden aangepast.

Het model kan overigens nog veel complexer worden opgebouwd, met matrix-projectiemodellen om de populatiedynamiek binnen patches realistischer te kunnen simuleren, met verschillende graden van milieustochasticiteit (gesimuleerd als standaarddeviaties op demografische parameters en random 'trekking' daarvan per tijdstap) en zelfs met veranderende habitatkwaliteit in de tijd, bijvoorbeeld ten gevolge van successie van de vegetatie in patches. Zulke details vergen echter ook meer empirische data. Die kunnen soms uit ander onderzoek worden gehaald, maar meestal moet zulk onderzoek eerst worden uitgevoerd met als doel een beter en dus realistischer model te maken. Een dergelijk model was binnen de opzet van dit project niet realiseerbaar.

### 6.1.2 Resultaten van modelsimulaties

#### *Invasiesnelheid in relatie tot grootte van perifere populaties*

Zonder beheer invadeert Bezemkruiskruid in het model in ongeveer 30-40 jaar de volledige metapopulatie, en groeit uit tot 70% van de totale (gespecificeerde) draagkracht van alle patches samen, wat neerkomt op een totale grootte van circa 5,7 miljoen individuen (Fig. 6.5.). Het maakt enigszins uit hoe groot de perifere populaties zijn aan het begin van de simulatie: wanneer er slechts hier en daar een perifere patch bezet is met enkele individuen (totaal 10 individuen, verspreid over meerdere patches) duurt het ongeveer 6 jaar langer voordat de draagkracht is bereikt. Als er 100x meer individuen aanwezig zijn, of wanneer de perifere patches al volledig tot hun draagkracht (K) zijn uitgegroeid is er nauwelijks verschil tussen beide groeicurves. Deze simulatie laat zien dat beheer van de perifere populaties eigenlijk nauwelijks effectief zal zijn. Het moet namelijk zo goed als alle individuen langs de randen van de reservaten kunnen verwijderen om invasie van het hele gebied te voorkomen. De kans dat dat zal lukken is klein, want er zullen altijd wel enkele individuen de dans ontspringen.

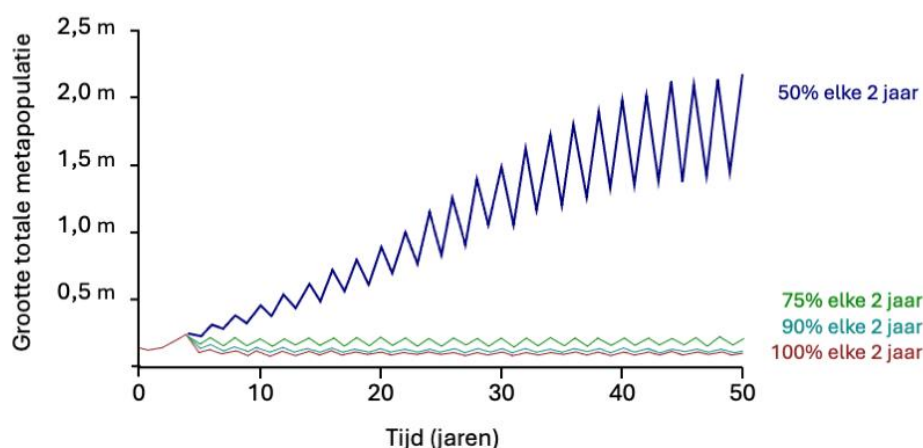


*Figuur 6.5 Ontwikkeling van de metapopulatie van Bezemkruiskruid bij verschillende omvang van de perifere populaties. De maximale grootte (draagkracht, K) van alle perifere populaties samen is 155.000 individuen*

### *Effecten van verschillende intensiteiten van bestrijding*

RAMAS heeft de mogelijkheid om beheer in de vorm van bestrijding (of, omgekeerd, bijplaatsing/herintroductie) te modelleren. Dit is gedaan voor de populaties in de natuurreservaten. De perifere populaties werden niet bestreden, omdat dit in de praktijk waarschijnlijk nooit zal gebeuren. De scenario's geven dus een beeld van de effectiviteit van verschillende beheersscenario's om natuurgebieden te ontdoen of vrijwaren van competitie van exoten.

In eerste instantie is getoetst of beheer waarbij verschillende percentages van de aanwezige populaties met een hoge frequentie van elke twee jaar worden verwijderd effectief kan zijn. De resultaten van deze simulaties laten zien dat vanaf een verwijderingseffectiviteit van 75% elke twee jaar de metapopulatie zeer sterk gereduceerd kan worden, van 5,7 miljoen zonder beheer (Fig. 6.5) naar rond de 100.000-200.000 individuen (Fig. 6.6). Er mag verondersteld worden dat een dergelijke metapopulatieomvang weinig tot geen effect meer heeft op de biodiversiteit. Wanneer slechts 50% van de populaties elke twee jaar wordt verwijderd blijkt dit nauwelijks effectief, want de populatie kan dan nog steeds uitgroeien tot rond de 2 miljoen individuen. Ook werd duidelijk dat deze intensiteit nooit verlaagd kan worden, of dat de bestrijding gestaakt kan worden. Uit de bezetting (occupancy) van de metapopulatie blijkt namelijk dat ook bij 100% verwijdering nog steeds 80% van de patches in de metapopulatie bezet blijft (dus één of meer individuen bevat). Doordat er dus altijd planten in de metapopulatie achterblijven kan deze daarna onmiddellijk weer gaan uitgroeien tot het maximum, volgens de curve van Figuur 6.5.

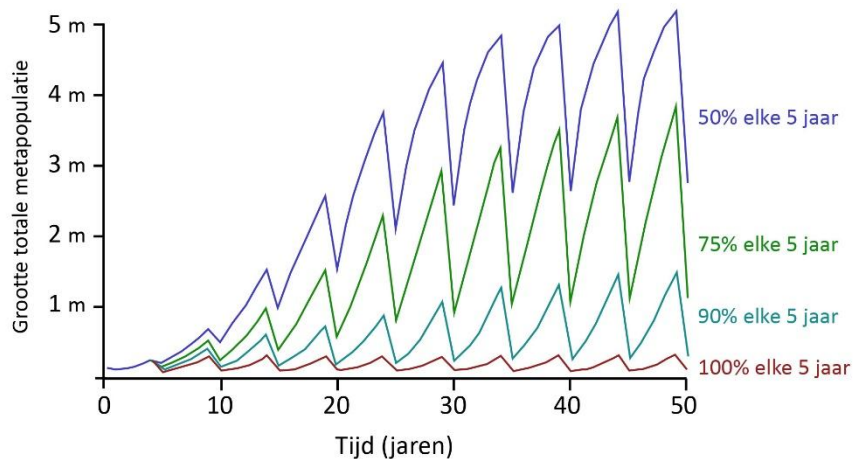


*Figuur 6.6 Resultaat van simulaties met het hypothetische metapopulatiemodel voor Bezemkruiskruid in het NPZK waarin verschillende intensiteiten van verwijderings-beheer werden vergeleken. Vanaf een intensiteit (effectiviteit) van 75% verwijdering elke twee jaar kan de gehele metapopulatie in het NPZK worden onderdrukt tot circa 5% van de maximale draagkracht.*

De vraag die vervolgens rijst is of een effectief verwijderingsbeheer ook minder frequent kan worden uitgevoerd? Dat werd getest door in simulaties dezelfde percentages verwijdering elke vijf jaar uit te voeren (Fig. 6.7). Uit deze simulaties wordt direct duidelijk dat een – nog steeds aanzienlijke – intensiteit van 75% verwijdering bij een gereduceerde frequentie van elke vijf jaar niet of veel minder effectief is (Fig. 6.7). De totale metapopulatie kan bij die beheerintensiteit nog steeds uitgroeien tot 2–2,5 miljoen individuen, bij vrijwel volledige bezetting van de patches in het systeem. Wanneer elke vijf jaar 90-100% van de populaties wordt verwijderd kan de

metapopulatie echter nog steeds worden onderdrukt tot 'slechts' 800.00 (90%) of zelfs 200.000 (100%) individuen.

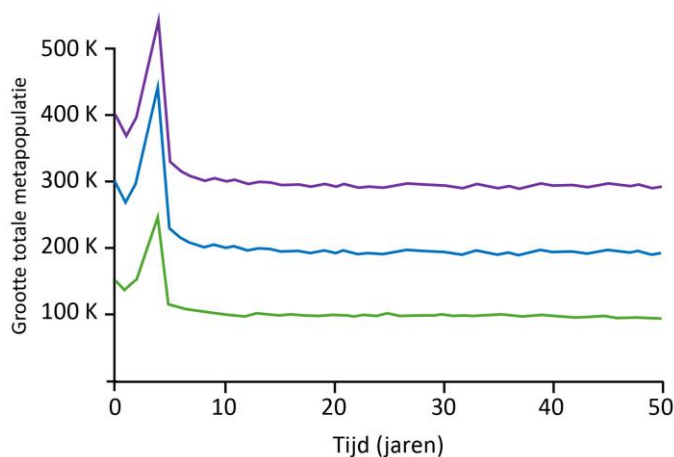
Een vergelijking van enkele beheersscenario's laat dus zien dat er een balans is tussen intensiteit en frequentie. Een minder intensieve verwijdering moet frequenter plaatsvinden (elke 2 jaar), maar is dan ongeveer even effectief als 100% verwijderen elke 5 jaar.



*Figuur 6.7 Resultaat van simulaties met het hypothetische metapopulatiemodel voor Bezemkruiskruid in het NPZK waarin verschillende intensiteiten van verwijderingsbeheer werden vergeleken, maar met een lagere frequentie dan in Fig. 6.6. Alleen met een intensiteit (effectiviteit) van 100% verwijdering elke vijf jaar kan de gehele metapopulatie in het NPZK worden onderdrukt tot circa 5% van de maximale draagkracht.*

### Diasporendruk

Wanneer de populatiegroottes van de perifere populaties groter worden neemt zelfs bij intensieve en succesvolle bestrijding van de exoot (jaarlijks 100%) in de natuurreservaten de metapopulatiegrootte daarvan proportioneel toe (Fig. 6.8). De natuurreservaten bevatten bij zo'n intensief bestrijdingsscenario zogeheten 'sink-populaties', die niet op eigen kracht kunnen voortbestaan en puur op basis van de hoge mate van immigratie vanuit de randpopulaties



*Figuur 6.8 Resultaat van simulaties met het hypothetische metapopulatiemodel voor Bezemkruiskruid in het NPZK waarin bij een extreem hoge intensiteit van verwijdering (100% elk jaar) de grootte van de perifere populaties werd verdubbeld (blauwe lijn) en verdrievoudigd (paarse lijn). Bestrijding heeft proportioneel minder effect wanneer er buiten het natuurreservaat grotere populaties aanwezig zijn.*

(diasporendruk) aanwezig blijven. De totale grootte van de metapopulatie blijft in zo'n scenario uiteraard wél aanzienlijk kleiner.

### **Conclusies**

Het metapopulatiemodel laat zien dat verwijdering van een exoot alleen zinvol is wanneer deze óf extreem effectief is (90-100% van alle populaties elke vijf jaar) óf zeer frequent kan worden uitgevoerd ( $\geq 75\%$  elke twee jaar). Het zal duidelijk zijn dat een dergelijke intensiteit of frequentie in de praktijk niet of nauwelijks haalbaar is, zeker wanneer de metapopulatie reeds grotendeels is gekoloniseerd.

Het grote probleem is dat vanuit de perifere populaties voortdurende diasporendruk blijft bestaan, die toeneemt met de grootte van die populaties. Daardoor kan ook onder een extreem hoge intensiteit van bestrijding, die ervoor zorgt dat de geschikte habitats in het natuurreserveaat 'demografische sinks' worden, de exoot in lage aantallen in het gebied aanwezig blijven. Dat betekent dat de invasie meteen weer in vliegende vaart kan beginnen zodra het beheer wordt gestaakt.

Het model laat dus zien dat bestrijding van exoten alleen zinvol (duurzaam) is, wanneer omringende populaties buiten de natuurgebieden ook worden bestreden. Dat zou kunnen gebeuren in bufferzones rond natuurgebieden. De breedte daarvan is afhankelijk van de dispersiecapaciteit van de betreffende soort. Daarbij moet worden opgemerkt dat die doorgaans hoog is, en de dispersie over lange afstanden stochastisch van aard (diasporen die bij toeval aan dieren, mensen of voertuigen blijven hangen), zodat zelfs het instellen van brede bufferzones weinig perspectief biedt.

## 7 Beheerderservaringen

Aan 20 beheerders van duingebieden is een vragenlijst voorgelegd met 12 vragen (Bijlage 1) over hun ervaringen met invasieve soorten in duingebieden, en in het bijzonder de invasieve soorten uit deze studie. In totaal hebben 9 beheerders de vragenlijst ingevuld geretourneerd.

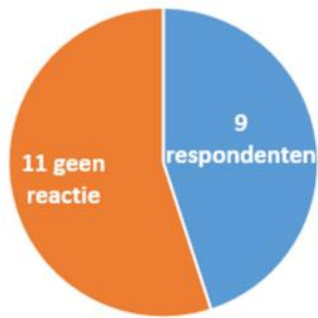
Tabel 1 geeft een overzicht van de ervaringen van duinbeheerders met invasieve soorten in de droge duinen. Negatieve ervaringen stoelen vooral op sterk dominerende invasieve soorten. Deze dominantie is in het landschap zichtbaar. De dominerende invasieve soorten concurreren sterk met andere soorten om de beperkt aanwezige bronnen en verspreiden zich snel in het dynamische duinsysteem.

Grijze duinen, duindoornstruwelen, open duin, delen met zeer open vegetatie worden aangemerkt als de meest gevoelige habitattypen voor invasieve exoten. Invasieve soorten verspreiden zich vooral vanuit de aanplant (tuiinen, plantsoenen) in de omgeving en via wind en vogels. Dwergmispel, Amerikaanse vogelkers, Bezemkruiskruid, Mahonie en Rimpelroos zijn in de meeste duingebieden aanwezig. Dwergmispel, Amerikaanse vogelkers en Rimpelroos worden actief bestreden. Bezemkruiskruid en Mahonie worden minder vaak bestreden. Bezemkruiskruid is vanwege de snelle en omvangrijke verspreiding moeilijk te verwijderen. Mahonie wordt in open duin bestreden, maar voor het bestrijden van Mahonie in bosgebied wordt nog naar een geschikte methode gezocht. De andere soorten zijn opgenomen in monitoring- en beheernetwerken en worden indien nodig via de reguliere protocollen bestreden.

Tabel 7.1 Beheerervaringen en ingezette maatregelen per soort.

| soort                        | habitat                                                                              | Actie                                                                      | Bestrijding                                                                                                                       |
|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Dwergmispel</b>           | Binnenduinrand-bossen                                                                | Onderdeel monitoring- en beheernetwerk                                     | Kleinschalig verwijderd d.m.v. uitspitten en uittrekken                                                                           |
| <b>Amerikaanse vogelkers</b> | Binnenduinrand, lokaal ook open duin                                                 | Monitoring en grootschalig verwijderen                                     | Grootschalig verwijderen d.m.v. handmatig verwijderen, ringen, round up, begrazing door schapen, plaggen van vlakdekkende haarden |
| <b>Bezemkruiskruid</b>       | Wijdverspreid                                                                        | Actie beperkt door wijde verspreiding en snelle zaadverspreiding door wind | Soms lokaal bestreden om mosduin vrij te maken, 1 respondent meldt goede resultaten met grootschalige bestrijding                 |
| <b>Mahonie</b>               | Meestal kleinschalig aanwezig                                                        | Monitoring en kleinschalige bestrijding                                    | Afplaggen, zeven, uittrekken met nazorg door uitlopers verwijderen                                                                |
| <b>Rimpelroos</b>            | Zaailingen groeien vanuit dichte struwelen open duin in en overwoekeren duingrasland | Monitoring en bestrijding                                                  | Bestreden door maaien met bosmaaier, zeven van groeiplekken, drukbegrazing                                                        |





Negatieve effecten IAS?

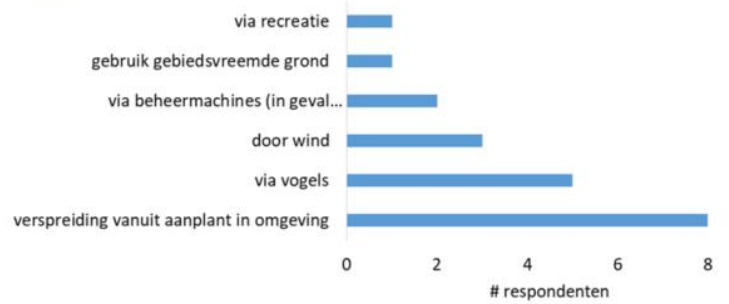
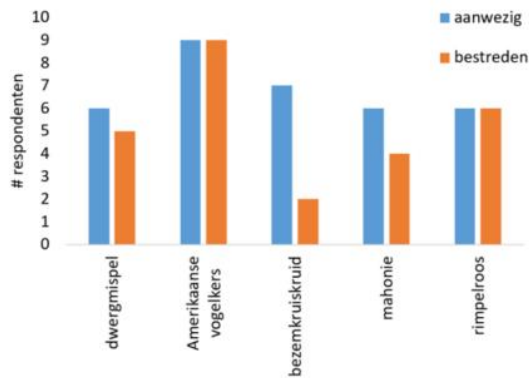
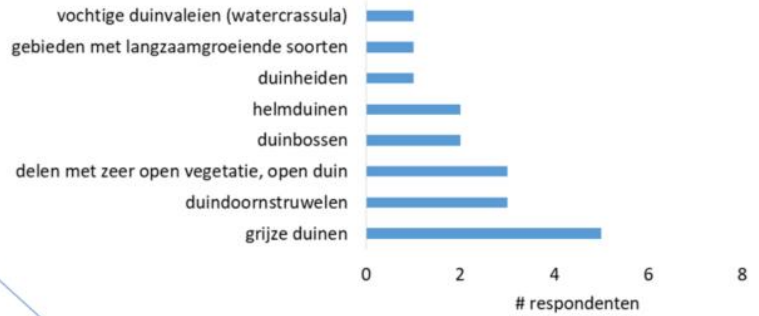
Negatieve effecten IAS op duinhabitat:

- via dominantie
- landschappelijk zichtbaar
- andere soorten niet aangepast op IAS
- soortafhankelijk
- dynamisch duinsysteem -> snelle verspreiding
- IAS sterke concurrent beperkte bronnen

Voor IAS gevoelige duinhabitats

Ervaring met soorten uit deze studie?

Verspreiding IAS naar duinhabitats



*Figuur 7.1 Overzicht van de ervaringen van beheerders met invasieve soorten in duinhabitats: ervaren negatieve effecten, gevoelige duinhabitats, verspreidingsmechanismen en ervaringen met de invasieve soorten uit deze studie en bestrijding daarvan.*

### *Beheermethoden*

De toegepaste bestrijdingsmethoden zijn zeer divers, maar altijd gericht op het verwijderen van de invasieve soort en nazorg daarvan (Tabel 7.1). Zo worden uitzeven, grootschalig rooien en plaggen, handmatig verwijderen, maaibeheer, begrazing, verwijderen tot 1 meter diepte en ringen genoemd, en als nazorg verwijderen nieuwe aangroei, inzet chemische middelen, cambium afschuren, uitboren, inzaaien zaadmengsel of combinaties hiervan. De maatregelen worden uitgevoerd op locaties waar de invasieve soort domineert. Het merendeel van de getroffen maatregelen bleek weinig effectief. Alleen het volledig verwijderen van de planten en het verwijderen van planten voordat ze zaden produceren of verspreiden worden als effectief genoemd. Het advies is om de invasieve planten grondig te verwijderen en te investeren in nazorg. Het beheer van invasieve exoten is een meerjarenplan waarbij nazorg van groot belang is. Na de grootste verwijderingsactie moet een vinger aan de pols gehouden worden en indien nodig tijdig vervolgactie genomen worden om een nieuwe toename te voorkomen. Aangegeven wordt dat voorzichtig omgegaan moet worden met plaggen in het duingebied: het ontstaan van grote open plekken als gevolg van plaggen vergroot het risico op exoten. De ene exoot maakt dan plaats voor de andere. Bovendien bestaat in grijze duinen het risico dat met plaggen de zaadbank van de gewenste inheemse soorten verwijderd wordt. Beheerders ervaren dat invasieve exoten vanuit omringende gebieden in het beheergebied terecht komen. Adviezen om de druk van invasieve exoten vanuit gebieden buiten het beheergebied te beperken zijn: het exotenbeheer afstemmen in tenminste het gehele N2000 gebied (liefst op interprovinciaal niveau) en een hogere inzet op kweek- en verkoopverboden voor bekende invasieve exoten. Er is behoefte aan stabiele bestrijding, langetermijnplannen en langetermijncontracten met uitvoerende partijen om de continuïteit van het beheer en de nazorg na een eerste grote verwijderslag te garanderen.

Omdat de druk van invasieve exoten niet ophoudt bij de grenzen van provincies en natuurgebieden, en exoten zich ook vanuit particuliere terreinen natuurgebieden ingroeien, is informatieuitwisseling belangrijk. Rekening houden met invasieve exoten buiten het beheergebied kan middels:

- Overleg met naburige bedrijven over natuurbeheer;
- Kennisuitwisseling met andere duinbeheerders om probleemsoorten vroeg te spotten
- Ervaring delen over impact van aangeplante exoten;
- Bestrijding in overleg ook op gemeentegrond aanpakken;
- Afstemming omringende TBO's met behulp van beheervrijwilligers
- Tuinaannemers, tuinarchitecten en tuincentra, privé-tuiniers en kustgemeentes in de omgeving informeren en adviseren;
- Indien buurbeheerders/landeigenaars niks doen: controleer de aangrenzende gebieden (om het jaar), zie als voorbeeld Klein Leeuwenhorst;
- Aankaarten bij overkoepelende organisaties, zoals de Provincie, natuur- en milieclubs.

### Potentiële toekomstige invasieve duinexoten

Beheerders hebben behoefte aan informatie over welke potentiële invasieve soorten een risico op korte tot middellange termijn vormen voor hun beheergebied. Hoewel het moeilijk is deze soorten te identificeren, bestaan er wel aanknopingspunten in de vorm van lijsten met soorten die elders in Europa impact hebben, zoals horizonscans (Matthews et al., 2017; Van Riel et al., 2023) en risico-analyses voor soorten die vergelijkbare ecosystemen koloniseerden (zie NVWA). Het LIFE-DUNIAS project noemt ook soorten met potentieel grote ecologische impact op duingebieden (Tabel 7.2). Soorten die in duingebieden ten zuidwesten van Nederland gesignaleerd worden bereiken vaak binnen afzienbare tijd de Nederlandse duingebieden. Een samenwerking met België op het vlak van invasieve soorten is aan te raden. De beheerders die de vragenlijst hebben ingevuld hebben ook potentieel risicovolle invasieve soorten benoemd. Deze zijn weergegeven in tabel 7.3.

Tabel 7.2 Soorten met grote ecologische impact op duingebieden. Bron: LIFE-DUNIAS (Adriaens et al. 2022).

### Struikachtige duinhabitats

| #  | TaxonName                              | #  | TaxonName                              |
|----|----------------------------------------|----|----------------------------------------|
| 1  | <i>Acaena anserinifolia/ovalifolia</i> | 13 | <i>Lonicera maackii</i>                |
| 2  | <i>Acaena caesiiglauca</i>             | 14 | <i>Melia azedarach</i>                 |
| 3  | <i>Acaena novae-zelandiae</i>          | 15 | <i>Mesembryanthemum cordifolium</i>    |
| 4  | <i>Amelanchier spicata</i>             | 16 | <i>Populus balsamifera trichocarpa</i> |
| 5  | <i>Aronia melanocarpa/prunifolia</i>   | 17 | <i>Reynoutria bohemica</i>             |
| 6  | <i>Asclepias syriaca</i>               | 18 | <i>Ribes aureum</i>                    |
| 7  | <i>Berberis julianae</i>               | 19 | <i>Schinus molle</i>                   |
| 8  | <i>Delairea odorata</i>                | 20 | <i>Schinus terebinthifolia</i>         |
| 9  | <i>Equisetum hyemale affine</i>        | 21 | <i>Symphoricarpos orbiculatus</i>      |
| 10 | <i>Gaultheria mucronata/procumbens</i> | 22 | <i>Vaccinium corymbosum</i>            |
| 11 | <i>Ipomoea indica</i>                  | 23 | <i>Vaccinium macrocarpum</i>           |
| 12 | <i>Ipomoea purpurea</i>                |    |                                        |

### Zandige duinhabitats

| #  | TaxonName                              | #  | TaxonName                              |
|----|----------------------------------------|----|----------------------------------------|
| 1  | <i>Acacia melanoxylon</i>              | 19 | <i>Ligustrum japonicum</i>             |
| 2  | <i>Acaena anserinifolia/ovalifolia</i> | 20 | <i>Ligustrum lucidum</i>               |
| 3  | <i>Acaena novae-zelandiae</i>          | 21 | <i>Lindernia dubia</i>                 |
| 4  | <i>Aloe arborescens</i>                | 22 | <i>Ludwigia peploides</i>              |
| 5  | <i>Amelanchier spicata</i>             | 23 | <i>Mesembryanthemum cordifolium</i>    |
| 6  | <i>Araujia sericifera</i>              | 24 | <i>Myriophyllum heterophyllum</i>      |
| 7  | <i>Aronia melanocarpa/prunifolia</i>   | 25 | <i>Opuntia ficus-indica</i>            |
| 8  | <i>Asclepias syriaca</i>               | 26 | <i>Opuntia stricta</i>                 |
| 9  | <i>Berberis julianae</i>               | 27 | <i>Oxalis pes-caprae</i>               |
| 10 | <i>Conyza bilbaoana</i>                | 28 | <i>Populus balsamifera trichocarpa</i> |
| 11 | <i>Disphyma crassifolium</i>           | 29 | <i>Populus jackii</i>                  |
| 12 | <i>Equisetum hyemale affine</i>        | 30 | <i>Reynoutria bohemica</i>             |
| 13 | <i>Gaillardia pulchella</i>            | 31 | <i>Schinus molle</i>                   |
| 14 | <i>Gaillardia x grandiflora</i>        | 32 | <i>Schinus terebinthifolia</i>         |
| 15 | <i>Gaultheria mucronata/procumbens</i> | 33 | <i>Spiranthes cernua x odorata</i>     |
| 16 | <i>Hydrocotyle bonariensis</i>         | 34 | <i>Tetragonia tetragonioides</i>       |
| 17 | <i>Ipomoea indica</i>                  | 35 | <i>Vaccinium corymbosum</i>            |
| 18 | <i>Ipomoea purpurea</i>                | 36 | <i>Vaccinium macrocarpum</i>           |

Naast de soorten in deze tabel worden ook pioniersoorten van de zandgronden en heesters vanuit omliggende particuliere gronden als risicosoorten voor de duingebieden genoemd.

Tabel 7.3 Potentieel risicovolle invasieve soorten vanuit beheerderservaring.

| Nederlandse naam risicosoort | Wetenschappelijke naam           |
|------------------------------|----------------------------------|
| Amerikaans krentenboompje    | <i>Amelanchier lamarckii</i>     |
| Bamboe                       | <i>Bambuseae</i>                 |
| Boksdoorn                    | <i>Lycium barbarum</i>           |
| Gele bieslelie               | <i>Sisyrinchium californicum</i> |
| Gele ribes                   | <i>Ribes aureum</i>              |
| Hemelboom                    | <i>Ailanthus altissima</i>       |
| Hottentotvijg                | <i>Carpobrotus edulis</i>        |
| Japanse duizendknoop         | <i>Fallopia japonica</i>         |
| Japanse haagliguster         | <i>Ligustrum ovalifolium</i>     |
| Kokardebloem soorten         | <i>Gaillardia sp.</i>            |
| Late/Canadeze guldenroede    | <i>Solidago sp.</i>              |
| Palmlelie                    | <i>Yucca sp.</i>                 |
| Pampasgras                   | <i>Cortaderia jubata</i>         |
| Reuzenbalsemien              | <i>Impatiens glandulifera</i>    |
| Rode ribes                   | <i>Ribes sanguineum</i>          |
| Sering                       | <i>Syringa vulgaris</i>          |
| Smalle olijfwilg             | <i>Elaeagnus angustifolia</i>    |
| Sneeuwbes                    | <i>Symphoricarpos albus</i>      |
| Steenek                      | <i>Quercus ilex</i>              |
| Struikaster                  | <i>Baccharis halimifolia</i>     |
| Valse acacia                 | <i>Robina pseudoacacia</i>       |
| Wingerd soorten              | <i>Parthenocissus spp.</i>       |
| Witte abeel                  | <i>Populus alba</i>              |
| Zilverbes                    | <i>Elaeagnus ebbingei</i>        |

## 8 Literatuur

- Adhikari, B., Milne, R., Pennington, R. T., Särkinen, T., & Pendry, C. A. (2015). Systematics and biogeography of *Berberis* s.l. inferred from nuclear ITS and chloroplast *ndhF* gene sequences. *Taxon*, 64(1), 39–48. <https://doi.org/10.12705/641.21>
- Adriaens, T., Verschelde, P., Cartuyvels, E., D'hondt, B., Vercruysse, E., van Gompel, W., Dewulf, E., & Provoost, S. (2019). A preliminary field trial to compare control techniques for invasive *Berberis aquifolium* in Belgian coastal dunes. *NeoBiota*, 53, 41–60. <https://doi.org/10.3897/neobiota.53.38183>
- Adriaens, T., D'hondt, B., Carael, S., Deconinck, D., Devisscher, S., Hillaert, J., ... & Provoost, S. (2022). Assessment of current and future invasive plants in protected dune habitats of the Atlantic coastal region. Reports of the Research Institute for Nature and Forest, (29).
- Auge, H., & Brandl, R. (1997). Seedling recruitment in the invasive clonal shrub , *Mahonia aquifolium* Pursh ( Nutt .). *Oecologia*, 49(110), 205–211.
- Auger, J., Meyer, S. E., Black, H. A. L. L., Auger, J., Meyer, S. E., & Black, H. A. L. L. (2002). *Are American Black Bears ( Ursus americanus ) Legitimate Seed Dispersers for Fleshy-fruited Shrubs ? Are American Black Bears ( Ursus americanus ) Legitimate Seed Dispersers for Fleshy-fruited Shrubs ?* 147(2), 352–367.
- Blanchet, É., Penone, C., Maurel, N., Billot, C., Rivallan, R., Risterucci, A. M., Maurice, S., Justy, F., Machon, N., & Noël, F. (2015). Multivariate analysis of polyploid data reveals the role of railways in the spread of the invasive South African Ragwort (*Senecio inaequidens*). *Conservation Genetics*, 16(3), 523–533. <https://doi.org/10.1007/s10592-014-0676-y>
- Boer, E. (2014). Risk assessment Cotoneaster. Naturalis Biodiversity Center.
- Bornkamm, R. (2002). On the phytosociological affiliations of an invasive species *Senecio inaequidens* in Berlin. *Preslia*, 74, 395–407.
- Bruun, H. H. (2005). *Rosa rugosa* Thunb. ex Murray. *Journal of Ecology*, 93(2), 441–470. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01002.x>
- Bruun, H. H. (2006). Prospects for biocontrol of invasive *Rosa rugosa*. *BioControl*, 51(2), 141–181. <https://doi.org/10.1007/s10526-005-6757-6>
- CABI. (2019). *Mahonia aquifolium (oregongrape)*. Invasive Species Compendium. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/32269#todistribution>
- Cano, L., Escarré, J., & Sans, F. X. (2007). Factors affecting the invasion success of *Senecio inaequidens* and *S. pterophorus* in Mediterranean plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 18, 281–288.
- Chabrierie, O., Verheyen, K., Saguez, R., & Decocq, G. (2008). Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest. *Diversity and Distributions*, 14(2), 204–212. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00453.x>
- Connell, J. H. (1979). Response: intermediate-disturbance hypothesis. *Science*, 204(4399), 1345–1345.
- Davis, MA, Grime, JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- De Groot, C. and J. Oldenburger (2011). De bestrijding van invasieve uitheemse plantensoorten



Wageningen.

- De Jong, M. D. (1988). Risico voor fruitbomen en inheemse bomen na bestrijding van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) met loodglansschimmel (*Chondrostereum purpureum*)=[Risk to fruit trees and native trees due to control of black cherry (*Prunus serotina*) by silverleaf fungus (*Chondrostereum purpureum*)].
- Du Cheyne, G. (2005). "Bestrijding van Amerikaanse Vogelkers in het natuurgebied Heidebos." Bosrevue.
- Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2019). Seedling survival of *Prunus serotina* Ehrh., *Quercus rubra* L. and *Robinia pseudoacacia* L. in temperate forests of Western Poland. *Forest Ecology and Management*, 450(February), 117498. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117498>
- Ehrenburg, A., & et al. (2008). Amerikaanse vogelkers als invasieve soort in de kustduinen. *De Levende Natuur*, 109(6), 240–245.
- Ernst, W. H. O. (1998). Invasion , dispersal and ecology of the South African neophyte *inaequidens* in The Netherlands : railway consequences. *Acta Bot. Neerl.*, 47(1), 131–151.
- Evenepoel, M. (2014). "Technisch Vademecum, Beheer van Invasieve Uitheemse Planten." Agentschap voor Natuur en Bos.
- FLORA van Nederland. (n.d.). *Mahonie - Berberis aquifolium*. Flora van Nederland. Retrieved April 26, 2022, from <https://www.floravannederland.nl/planten/mahonie>
- FLORA van Nederland. (2011). *Bezemkruiskruid - Senecio inaequidens*. Flora van Nederland.
- Floron. (2015). *Exotische dwergmispels (Cotoneasters) herkennen in Nederland*. Nature Today. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=22203>
- FLORON verspreidingsatlas (2021). FLORON Verspreidingsatlas Vaatplanten, *Cotoneaster* (*Cotoneaster spec.*). <https://www.verspreidingsatlas.nl>
- Garcia-Serrano, H., Sans, F. X., & Escarré, J. (2007). Interspecific competition between alien and native congeneric species. *Acta Oecologica*, 31, 69–78. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.09.005>
- Geelen, L. H., & Oosterbaan, B. (2020). *Prunus serotina* invades Dutch coastal dunes; management experience from the Amsterdam Water Supply Dunes. *Change, Naturalness and People*, 24.
- Godefroid, S., & et al. (2005). Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 91–105.
- Heger, T., & Böhmer, H. J. (2006). *NOBANIS- Invasive Alien Species Fact Sheet- Senecio inaequidens*. Online Database of the European Network on Invasive Species-NOBANIS [www.Nobanis.Org](http://www.Nobanis.Org). [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)
- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393–403. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x>
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology*, 6(3), 324–337.
- Isermann, M. (2008). Effects of *Rosa rugosa* invasion in different coastal dune vegetation types. *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts, and Management, January 2008*, 289–306.
- Jacquemart, A. L., Vanparys, V., & Meerts, P. (2013). Generalist versus specialist herbivores on the invasive *Senecio inaequidens* and a native related species: what makes the difference?.

- American Journal of Plant Sciences 4 (2a), Article ID:28453, 9 pp.  
DOI:10.4236/ajps.2013.42A050
- Lachmuth, S., Durka, W., & Schurr, F. M. (2010). The making of a rapid plant invader: Genetic diversity and differentiation in the native and invaded range of *Senecio inaequidens*. *Molecular Ecology*, 19(18), 3952–3967. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04797.x>
- Lachmuth, S., Durka, W., & Schurr, F. M. (2011). Differentiation of reproductive and competitive ability in the invaded range of *Senecio inaequidens*: The role of genetic Allee effects, adaptive and nonadaptive evolution. *New Phytologist*, 192(2), 529–541. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03808.x>
- Lafuma, L., Balkwill, K., Imbert, E., Verlaque, R., & Maurice, S. (2003). Ploidy level and origin of the European invasive weed *Senecio inaequidens* (Asteraceae). *Plant Syst. Evol.*, 243, 59–72. <https://doi.org/10.1007/s00606-003-0075-0>
- Levine J, Adler PB, Yelenik S (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters* 7: 975-989.
- Lopez-Garcia, M., & Maillet, J. (2005). Biological characteristics of an invasive south African species. *Biological Invasions*, 7, 181–194.
- Marroquin, J. S., Ledn, N., & Laferriere, J. E. (1997). *Transfer of Specific and Intraspecific Taxa from Mahonia to Berberis Author (s): Jorge S. Marroquín and Joseph E. Laferrière Published by : Arizona-Nevada Academy of Sciences Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/40022442>*. 30(1), 53–55.
- van Mourik, J. (2015). Bloemplanten en dagvlinders in de verdrukking door toename van Damherten in de Amsterdamse Waterleidingduinen. *De Levende Natuur*, 116(004), 185-190.
- Natura2000 (2019). "Profielen habitattypen en soorten."
- Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit. (2018a). *Dwergmispel (Cotoneaster spp.)*.
- Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit. (2018b). *Rimpelroos (Rosa rugosa)*.
- NVWA (2018a). *Factsheet Amerikaanse vogelkers*.
- NVWA (2018). *Factsheet Dwergmispel*.
- Nyssen, B., et al. (2019). "Beslisboom Amerikaanse vogelkers."
- Oosterbaan, A., et al. (2003). Beheersingsstrategieën voor Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik en Gewone esdoorn, Alterra.
- Oostermeijer JGB (2016) Exoten vroeg verwijderen, anders is het zinloos. *Vakblad Natuur, Bos, Landschap* 124, 26-29.
- Pairon, M., Chabrierie, O., Casado, C. M., & Jacquemart, A. L. (2006). Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologica*, 30(2), 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.05.002>
- Parepa M, Fischer M, Bossdorf O (2013) Environmental variability promotes plant invasion. *Nature Communications* 4: 1604.
- Pasiecznik, N. (2019). *Rosa rugosa (rugosa rose)*. CABI. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/47835>
- Pietrogiorganna, M., Spechtenhauser, R., Gluderer, P., Broll, M., & Peratoner, G. (2016). Timing of different non-chemical control strategies of narrow-leaved ragwort (*Senecio inaequidens*) in grassland. *Grassland Science in Europe*, 21, 501–503.
- Richardson, D.M. & Pysek, P. (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30, 409–431.

- Ross, Christel A., & Auge, H. (2008). Invasive Mahonia plants outgrow their native relatives. *Plant Ecology*, 199(1), 21–31. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9408-z>
- Ross, C.A.. (2009). *Invasion Success by Plant Breeding* (A. Wilke (ed.); 1st ed.). Deutsche Nationalbibliothek.
- Scherber, C., Crawley, M. J., & Porembski, S. (2003). The effects of herbivory and competition on the invasive alien plant *Senecio inaequidens* ( Asteraceae ). *Diversity and Distributions*, 9, 415–426.
- Schrama M, Bardgett RD (2016) Grassland invasibility varies with drought effects on soil functioning. *Journal of Ecology* 104: 1250-1258.
- Sheppard, A. W., Shaw, R. H., & Sforza, R. (2006). Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe : a review of opportunities , regulations and other barriers to adoption. *Weed Research*, 46, 93–117.
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 81-102.
- Sparrius, L. B., & Kooijman, A. M. (2012). Lange-termijneffecten van een invasie van Grijs kronkelsteeltje: in kustduinen en stuifzanden. OBN Rapport nr. 2012/OBN156-DKDZ Den Haag.
- Stahl, T., & Schwab, T. (2013). „Erprobung von Maßnahmen zur Bekämpfung der invasiven Art *Mahonia aquifolium* im NSG „Münchenberg“ bei Quedlinburg - Versuchsanlage und Ergebnisse im ersten Jahr“.
- Starfinger, U. (2010). "NOBANIS–invasive alien species fact sheet–*Prunus serotina*." Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species–NOBANIS. 25.
- Straatsma, W. and P. Jansen (2005). "Amerikaanse vogelkers: bestrijden of beheren." *Vakblad natuur bos landschap* 2(3): 25-27.
- Travis MJM, Hammershøj M, Stephenson C (2005) Adaptation and propagule pressure determine invasion dynamics: insights from a spatially explicit model for sexually reproducing species. *Evolutionary Ecology Research* 7, 37–51.
- Vanderhoeven, S., Dassonville, N., & Meerts, P. (2005). Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil*, 275(1–2), 169–179. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-1257-0>
- Van Kleef, H., Van der Loop, J., Nyssen, B. & Brouwer, E (2016). "Systeemgericht beheer als duurzame oplossing tegen invasieve exoten." *De Levende Natuur* Volume 117: pp 251-255.
- van Kleef, H. H., Hoop, L. D., Ode, B., & Leuven, R. S. E. W. (2017). Systeemgerichte bestrijding van watercrassula. Stichting Bargerveen Nijmegen.
- Van Kleunen M, Weber E, Fischer M (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13, 235-245.
- Vanhellemont M, Kris Verheyen K, De Keersmaecker L, Vandekerckhove K Hermy M (2009) Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? *Biological Invasions* 11, 1451–1462.
- VBNEa <https://vbne.nl/vbne-downloads/kleinbladige-cotoneaster/>
- VBNEb <https://vbne.nl/vbne-downloads/grootbladige-cotoneaster/>
- Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren. (2020). *Kleinbladige cotoneasters*.
- Weidema, I. (2006). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet *Rosa rugosa*. *Online Database of the European Network of Invasive Alien Species*, Lv, 1–13. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)



## 9 Bijlage 1: Beheerdersenquête vragenlijst

Naam\*:

Emailadres:

Organisatie (verplicht):

Vestigingsadres:

Functie:

☐ Ik neem anoniem deel

Vraag 1: Hebben exoten volgens u een significant effect op de biodiversiteit van droge duinhabitats? En zo ja waar treden deze effecten op en in welke mate (lokaal, regionaal, effecten etc.)?

Vraag 2: Met welke van de vijf specifieke soorten in dit project heeft u ervaring? Indien ja, waaruit bestaat deze ervaring (bv. bestrijding, monitoring, onderzoek, etc.)

Vraag 3: Welke habitats/terreindelen zijn volgens u het meest gevoelig voor invasies door exoten?

Vraag 4: Welke beheer- of bestrijdingsmethoden van invasieve exoten van droge duinhabitats heeft u op deze soorten toegepast?

Indien beheer/bestrijding uitgevoerd: Vraag 5: Wat zijn de effecten van beheer- of bestrijdingsmethoden van invasieve exoten van droge duinhabitats geweest?

Vraag 6: Welke beheer- of bestrijdingsmethoden van invasieve exoten van droge duinhabitats zijn in de praktijk het meest effectief gebleken?

Vraag 7: Welke beheer- of bestrijdingsmethoden van invasieve exoten van droge duinhabitats zijn in de praktijk niet effectief gebleken?

Vraag 8: Denkt u dat het uitvoeren van herstelbeheer (zoals maatregelen voor stikstofreductie, tegengaan van verruiging, of verwijderen van een andere exoot) zorgt voor meer invasies met invasieve exoten?

Vraag 9: Wat is volgens u de meest voorkomende introductieroute van exoten naar de duinen (bv. vanuit omliggende tuinen, verspreid door wilde dieren, verspreid door machines, vanuit niet beheerde gebieden, etc.)?

Vraag 10: Kunt u voorspellen welke nieuwe exoten in de toekomst een grote kans lopen om invasief te worden? Dit mogen soortgroepen of afzonderlijke soorten etc. zijn.

Vraag 11: In hoeverre heeft u bij het beheer of de bestrijding van exoten rekening gehouden met de aanwezigheid van populaties van de soorten buiten uw natuurgebied?

Vraag 12: Wilt u nog aanvullende punten met ons delen over uw ervaringen met exoten?



Ministerie van Landbouw,  
Natuur en Voedselkwaliteit



OBN Natuurkennis wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12.



Alle publicaties en producten van OBN Natuurkennis zijn te vinden op  
**[www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)**

