



## 15 jaar natuurherstel in het Midden-Limburgs Vijvergebied



**Ven- en vijverherstel** in de Visbeekvallei • **Dijken** langs waterwegen •  
**Herintroductie** van plantensoorten

# Herintroductie van plantensoorten

Een toekomstgerichte instandhoudingsmaatregel

---

Sandrine Godefroid & Andreas Ensslin

---

De laatste tijd wordt er wereldwijd veel gezegd en geschreven over de herintroductie van plantensoorten. Deze praktijk wordt zelfs aanbevolen door internationale verdragen als aanvullende benadering voor het behoud van bedreigde soorten. Die techniek heeft in de meeste buurlanden de steun van de overheid en de bevolking gekregen en wordt vaak gebruikt in natuurherstelprojecten. Hoe zit het in België? En Vlaanderen? We schetsen hier een beeld van de basisconcepten met een overzicht van de voor- en nadelen om natuurbeheerders te helpen bij het nemen van wetenschappelijk onderbouwde beslissingen.



Met enkel één relictpopulatie is Strobloem *Helichrysum arenarium* in ons land op de rand van uitsterven. Als bijdrage aan de instandhouding van deze soort werden vier populaties van 500 individuen onlangs in het zuiden van België geherintroduceerd. (© Sandrine Godefroid)

Tabel 1: Overzicht van de verschillende types van herintroducties en hun definities

Type	Locatie van doelsite	Plantmateriaal	Toepassing
Herintroductie	Binnen het historische verspreidingsgebied van de soort, maar soort niet aanwezig	Jonge of volwassen planten, of zaden	Populaties herstellen waar de soort uitgestorven is
Versterking	Binnen het historische verspreidingsgebied van de soort, soort reeds aanwezig	Jonge of volwassen planten, of zaden	Zorgen voor het voortbestaan van de populaties die sterk afnemen of bijna uitgestorven zijn
Geassisteerde migratie/ kolonisatie	Buiten het historische verspreidingsgebied van de soort	Jonge of volwassen planten, of zaden	Nieuwe populaties vestigen, omdat het historische verspreidingsgebied geen geschikte habitats meer kan bieden
Herbeplanting	Binnen het historische verspreidingsgebied van de soort, soort kan aan- of afwezig zijn	Vers of gedroogd maaisel, of zaadmengsels	Nieuwe vegetatie op kale grond aanbrengen of de oorspronkelijke vegetatie herstellen in gedegradeerde gebieden

## Wat zijn plantenherintroducties en waarom zijn ze nodig?

### Natuur in een zorgwekkende toestand

Wilde planten staan onder toenemende druk in de hele wereld. Dit is ook het geval voor Vlaanderen waar in de tweede helft van de 20ste eeuw niet minder dan 56 plantensoorten (5% van de inheemse flora) verdwenen zijn, terwijl 108 (10%) ernstig bedreigd, 69 bedreigd (5%) en 40 (4%) kwetsbaar zijn (Van Landuyt et al. 2006). De belangrijkste redenen voor deze situatie zijn bekend: intensivering van landbouwpraktijken, eutrofiëring, habitatversnippering en kunstmatige drainage (Stevens et al. 2014).

De beste plaats om biodiversiteit te behouden is in het wild (in situ), waar soorten levensvatbare populaties kunnen opbouwen in hun natuurlijke habitat met de bijbehorende ecologische interacties. In situ maatregelen kunnen echter niet altijd negatieve populatietrends keren. Grote delen van ons landschap bestaan immers uit gedegradeerde habitats en er wordt verwacht dat deze evolutie in de nabije toekomst zal toenemen. Het wordt dan ook meer en meer aangenomen dat het behoud van (semi)natuurlijke habitats alleen niet voldoende is om het uitsterven van soorten een halt toe te roepen (Guerrant et al. 2004). Het herstel van de fysieke toestand van het voormalige natuurlijke habitat (habitat herstel) is een goed onderbouwde conservatie-aanpak die het herstel van veel plantensoorten mogelijk maakt zonder invoer van zaden, knollen of andere propagulen (Menges 2008). Maar tal van plantensoorten vormen een kortlevende zaadbank of verbreiden zich maar over korte afstanden. De spontane terugkeer van zeldzame plantenpopulaties in herstelde natuurgebieden kan daarom vertraagd worden of onmogelijk blijken door de afwezigheid van natuurlijk voorkomende propagulen. In dit geval kan de herintroductie van individuele plantensoorten in het wild een essentiële maatregel vormen om bedreigde soorten te bewaren (Maschinski & Haskins 2012).

### Herintroductie is niet herbeplanting

Herintroductie van plantensoorten moet niet verward worden met grootschalige herbeplantingen. Herbeplanting wordt

uitgevoerd over de hele wereld voor de vergroening van de openbare ruimte (bv. parken, wegbermen). Bij deze beplantingen gaat het vaak om commerciële bedrijven die verantwoordelijk zijn voor het beplanten of uitzaaien van zaden die afkomstig zijn van planten die in kwekerijen geteeld zijn. Daarbij is de zaadherkomst niet altijd optimaal en de professionele vermeerdering van planten kan tot genetisch gewijzigd materiaal leiden ten opzichte van omgevende natuurlijke populaties (Byrne et al. 2011). Daarentegen zijn herintroducties van bedreigde plantensoorten meestal gericht op één of een beperkt aantal soorten met als doel het behoud op populatie- of soortniveau. Ze worden meestal uitgevoerd op kleine schaal en met zorgvuldig geselecteerd plantmateriaal (Godefroid et al. 2016). Op basis van hun doel en methodologie, kunnen plantenherintroducties onderverdeeld worden in herintroducties *sensu stricto*, geassisteerde migraties en versterkingen (**Tabel 1**).

Herintroductie is het uitzetten van planten in een gebied waar ze vroeger voorkwamen, maar waarin ze nu uitgestorven zijn of verondersteld worden uitgestorven te zijn. Introductie is daarentegen het inbrengen van een soort buiten zijn historisch areaal, wat ook bekend is onder de term geassisteerde migratie of kolonisatie. Geassisteerde migratie is een tot nu toe nogal conceptuele maatregel en heeft als doel tegemoet te komen aan verschuivingen van het natuurlijke verspreidingsgebied van soorten tengevolge van klimaatverandering. Bij soorten met een beperkt verspreidingsvermogen zal de migratie naar die nieuwe leefgebieden moeten worden ondersteund om hun overleving te kunnen garanderen (Weeks et al. 2011, Maschinski & Haskins 2012). Ten slotte heeft populatieversterking tot doel om de grootte van de populatie en de genetische diversiteit te verhogen door het toevoegen van nieuwe individuen aan een bestaande populatie. Dit is vooral belangrijk als de afnemende populatie gekenmerkt wordt door genetische verarming en inteelt, zodat de toevoeging van nieuw genetisch materiaal de populatie kan herstellen.

Tabel 2: Overzicht van de aspecten die moeten overwogen worden bij de planning van een herintroductie van een bedreigde plantensoort.

Belangrijke aspecten	Omschrijving	Vuistregels
Biologie van de soort	Reproductieve strategie, bestuivingsmode, levenscyclus, mutualisme, bestuivers, pathogenen	Keuze van de herintroductiesite, zaadbronnen en transplantatiedesign moeten individueel worden afgestemd op de biologie en ecologie van de soort
Selectie van de doelsite	Bodemtype en -diepte, klimaat, vegetatietype, het voorkomen van invasieve soorten, beheersregime	Ecologische gelijkheid maximaliseren tussen de doelsite en stabiele of toenemende populaties in de omgeving
Selectie van de bronpopulatie	Populatiegrootte en -status (af- of toenemende), ecologische en geografische afstand tot de doelsite	Lokaal materiaal verdient de voorkeur, tenzij andere criteria de ongeschiktheid van de lokale populatie als zaaddonor bewijzen. Het mengen van bronpopulaties kan worden bevoordeeld als bronpopulaties met genetische problemen geconfronteerd worden
Genetische diversiteit bekomen	Aantal samples per populatie	Huidige protocollen raden aan om ten minste 50 planten per populatie te oogsten om de genetische variabiliteit te vangen
Type en aantal propagulen	Zaden, hele planten of andere plantendelen	Indien mogelijk zullen bij voorkeur jonge of volwassen planten uitgezet worden. Ten minste enkele honderden planten of duizenden zaden worden gebruikt voor een herintroductie
Ex situ materiaal	Zaadbank of gekweekt	Gekweekt materiaal moet vermeden worden, gedroogd en bevroren zaadbank-materiaal mag gebruikt worden
Beheer	Maai- en begrazingsregime, struiken en concurrerende invasieve soorten verwijderen	Herintroductie is zinvol enkel als de voortzetting van een passend beheersregime kan verzekerd worden

### Plantenherintroductie: het blijft een riskante zaak

De centrale vraag bij herintroductie als instandhoudingsmaatregel is of een geplande herintroductie succesvol zal zijn of niet. Het eerste probleem is de definitie van wat 'succesvol' eigenlijk betekent. Recruitering, of het aantal individuen dat jaarlijks een populatie aanvult, wordt beschouwd als de beste maatstaf voor succes (Pavlik 1996, Godefroid et al. 2011). Het geeft immers aan dat de populatie zichzelf in stand houdt door het afleveren van opeenvolgende generaties. Een recente studie (Godefroid et al. 2011) heeft aangetoond dat de overleving, bloei en vruchtvorming van geïntroduceerde planten meestal vrij laag is (gemiddeld 52%, 19% en 16%, respectievelijk). De meeste casestudies vermelden echter geen of slechts sporadisch recruitering. Dit suggereert dat veel plantenherintroducties op lange termijn kunnen mislukken (Godefroid et al. 2011). Gezien dit lage slaagpercentage zouden de meeste inspanningen moeten gewijd worden aan de verbetering van de huidige protocollen en het minimaliseren van mogelijke risico's. Nakomelingen worden ook slechts opgevolgd in minder dan een derde van de herintroductiepogingen. Mislukte herintroducties zijn voornamelijk te wijten aan de werkwijze of limiterende milieufactoren en niet zozeer toe te schrijven aan de biologie van de geïntroduceerde soort. In de literatuur worden ongeschikte milieuomstandigheden, onaangepaste beheerpraktijken, uitdroging, herbivorie en de concurrentie met niet-inheemse soorten vaak genoemd als de belangrijkste factoren die leiden tot sterfte in herintroductie-experimenten (Bottin et al. 2007, Godefroid et al. 2011, Maschinski & Haskins 2012). Deze knelpunten worden vaak nog versterkt door het veel te laag aantal geïntroduceerde

planten of propagulen (Bottin et al. 2007). Herintroducties van bedreigde soorten worden bijzonder uitdagend omdat hun ecologische vereisten vaak strenger en bepalender zijn dan bij algemene soorten. Dit toont aan dat herintroductie nog steeds een zeer delicate procedure is met vele aspecten die de nodige aandacht vragen vanaf de vroege planningsfase om de slaagkansen te maximaliseren (Godefroid et al. 2016). Daarnaast is het al vanaf het begin raadzaam herintroducties consequent op te volgen om tot betere inschattingen te kunnen komen van succes- en falingsfactoren.

### Plannen en uitvoeren van herintroducties

Het zorgvuldig plannen van een herintroductie is cruciaal voor het succes van deze instandhoudingsmaatregel (Godefroid et al. 2016). Hier beschrijven we de belangrijkste punten die tegen het licht gehouden moeten worden voor het starten van een herintroductie. We geven telkens aanbevelingen op basis van de huidige kennis. Een beknopt overzicht van deze aspecten wordt gegeven in **Tabel 2**.

#### Diepgaande kennis van de biologie en ecologie van de soort

Soortspecifieke kenmerken, zoals voortplantingssysteem, zaadproductie, levensvatbaarheid, verspreidingsvermogen, klonaliteit, ecologische vereisten en genetische diversiteit en structuur bepalen in grote mate de strategie en de werkwijze van een herintroductie (Montalvo et al. 1997, Weeks et al. 2011). Zo zullen zelf-incompatibele, insecten-bestoven plantensoorten grotere en dichtere populaties vereisen dan zelf-compatibele plantensoorten. De eerste zijn immers gevoeliger aan de effecten van

## Box 1: Herintroducties worden ondersteund en zelfs aanbevolen door internationale verdragen

Herintroductie van inheemse soorten is wereldwijd in het natuurbehoud steeds belangrijker geworden. Het wordt in toenemende mate erkend in internationale verdragen en wetgeving, onder meer in de Convention on Biological Diversity, de Bern Convention, de Global Strategy for Plant Conservation, de European Strategy for Plant Conservation, de Gran Canaria Declaration over klimaatverandering en plantenbescherming en de Europese habitatrichtlijn 92/43/EEG. Deze overeenkomsten hebben het mogelijk gemaakt dat herintroducties door het publiek als een integraal onderdeel van het behoud van biodiversiteit worden geaccepteerd. Als gevolg daarvan werden veel herintroducties gestart. In de afgelopen tien jaar heeft de Europese Unie herintroducties altijd gesteund door middel van specifieke projecten in het kader van het LIFE-programma (<http://ec.europa.eu/environment/life/index.htm>). Er zijn momenteel tientallen LIFE-projecten die een herintroductie-luik omvatten, bv. in Spanje, Italië, Duitsland, Frankrijk, Finland en Zweden. Hiertoe werden protocollen en factsheets opgesteld als leidraad voor herintroductiemaatregelen (e.g. Basey et al. 2015, IUCN/SSC 2013). In Vlaanderen is er momenteel geen sluitende richtlijn voor de herintroductie van planten en dieren (Jacquemyn et al. 2016), maar standpunten werden geuit, onder andere door Natuurpunt en INBO (Dochy et al. 2007, Geertsma 2013). In dit nummer wordt het voorbeeld gegeven van het LIFE+ project Visbeekvallei, waar actief soorten werden verplaatst binnen het kader van een Natuurpunt-ontwerpnota rond het verplaatsen van soorten binnen de gebieden van Natuurpunt (Naedts 2017).

genetische drift (willekeurige veranderingen in de frequentie van allelen) en Allee effecten (positieve correlatie tussen populatiedichtheid en de individuele fitness) (Reed 2005, Weeks et al. 2011). Ook de levenscyclus van de soort speelt een belangrijke rol bij het bepalen van de geschikte werkwijze van een herintroductieprogramma. Voor langlevende soorten, zoals vaste planten en bomen, zal de keuze van de doelsite bijvoorbeeld nog belangrijker worden. In tegenstelling tot kortlevende soorten zal hun langere regeneratietijd snelle adaptatie aan veranderende omstandigheden belemmeren. De ecologische eisen van de soort op de doel- en bronsites zullen enkel door een grondige kennis van de biologie en ecologie van de soort op elkaar kunnen afgestemd worden.

### Zorgvuldige keuze van de bronpopulatie(s) en het doelgebied

De keuze van de populaties die als zaadbron worden gebruikt, is een cruciale beslissing voor het welslagen van herintroducties of versterkingen (Bottin et al. 2007). Populatiekenmerken kunnen zowel de fitness zoals de grootte of de groei van een plant beïnvloeden als de kwaliteit en kwantiteit van de geproduceerde zaden (Codefroid et al. 2016). Kleine en geïsoleerde populaties kunnen lijden aan een gebrek aan bestuiving, sterke effecten van genetische drift en hogere mate van inteelt. Dit kan leiden tot verminderde genetische diversiteit, genetische divergentie



Bemonstering van bladeren van Strobloem *Helichrysum arenarium* voor genetische analyses van de enige nog overblijvende populatie in België voorafgaand aan populatieversterkingen en herintroducties. (© Sandrine Codefroid)

tussen populaties en inteeltdepressie (Montalvo et al. 1997). De overleving van propagulen uit stabiele bronpopulaties kan tot twee keer groter zijn dan die van afnemende populaties (Codefroid et al. 2011). Gezien afnemende populaties hoogstwaarschijnlijk zeldzame allelen hebben verloren, zal hun genetische diversiteit vermoedelijk lager zijn dan die van stabiele populaties. Genetische diversiteit in de genenpool van een bronpopulatie kan het koloniserende vermogen en voortbestaan van een populatie beïnvloeden (Montalvo et al. 1997). Kleine populaties kunnen een verlaagde zaadzetting en meer geaborteerde zaden vertonen (Van Rossum et al. 2006). Grote, stabiele of uitbreidende populaties zijn dus duidelijk betere zaadbronnen dan kleine, geïsoleerde en afnemende populaties.

De vraag of bronpopulaties mogen gemengd worden om genetische diversiteit en adaptief potentieel te verhogen, hangt af van de biologie van de soort en de demografische toestand van de bron- en doelpopulaties. Wanneer de populaties sterk genetisch gedifferentieerd zijn en vermoedelijk lokaal aangepast aan hun omgevingsomstandigheden, is het af te raden om de populaties te mengen voor gebruik als te herintroduceren plantmateriaal. Dit zou immers aanleiding kunnen geven tot het verloren gaan van adaptieve gencomplexen, met als gevolg outbreedingdepressie die het succes van de herintroductie kan belemmeren. Als de doel- of bronpopulaties echter aan genetische erosie en inteelt lijden, kan het mengen van bronpopulaties de kwaliteit van het ingebrachte genetisch materiaal aanzienlijk verbeteren (Weeks et al. 2011, Breed et al. 2013).

Ongeschikte doelsites zijn zoals gezegd een van de vaakst voorkomende redenen voor het falen van herintroducties. Daarom moet de doelsite zorgvuldig geëvalueerd worden zodat deze overeenstemt met de abiotische en biotische eisen van de soort. Een goede werkwijze is om een potentiële doelsite te vergelijken met een andere site in de buurt waar de soort nog in stabiele of groeiende populaties voorkomt. Naast de doelsite is keuze van een geschikte bronpopulatie minstens even belangrijk. In het algemeen moet overeenstemming tussen het milieu (inclusief de biotische omgeving van bestuivers enz.) van bronpopulaties



Het plaggen van de transplantatiesites helpt concurrentie te vermijden in de vroege ontwikkelingsstadia, terwijl een tijdelijke omheining voorkomt dat planten begrast worden. (© Franck Hidvégi).

en de doelsite gemaximaliseerd worden bij het kiezen van het bronmateriaal. Hierbij is het belangrijk dat de geografische afstand niet altijd een goede maat is voor gelijkheid (Breed et al. 2013). En indien we de keuze hebben tussen verschillende potentiële bronsites, dan moeten we ook rekening houden met de genetische status van de bronpopulatie. We moeten ons dan de vraag stellen welk het meest geschikte materiaal is en of materiaal uit verschillende populaties gemengd mag worden (Weeks et al. 2011).

#### Genoeg genetische variatie uit bronpopulaties binnenhalen

Bij de bemonstering van plantmateriaal van bedreigde soorten is het vooral van belang om voldoende genetische variatie van de populaties te verzamelen. Dit wordt bijzonder belangrijk wanneer het plantmateriaal wordt geoogst voor langetermijn zogenaamde ex situ-bewaring, met de bedoeling om de genetische diversiteit van bedreigde populaties of zelfs de hele soort te bewaren. Deze ex situ-bewaring is het behoud van soorten buiten hun natuurlijke omgeving, bijvoorbeeld in zadenbanken. In de literatuur werd veel nadruk gelegd op de richtlijnen voor de bewaring van genetisch plantmateriaal, maar de gegevens en werkwijzen worden herzien naarmate de kennis en modelleringmogelijkheden evolueren (Guerrant et al. 2004). Het 'Center for Plant Conservation' in de Verenigde Staten raadt momenteel aan om 50 individuen per populatie en een maximum van 50 populaties per soort te oogsten (Guerrant et al. 2004, Basey et al. 2012). Hoewel het wetenschappelijk debat over de optimale bemonsteringsstrategieën nog niet afgerond is en ook sterk afhankelijk is van de biologie van de doelsoort, zou een conservatieve benadering verstandig zijn. Dit wil zeggen een bemonstering van meer dan het minimum aantal individuen.

#### Transplantaties moeten een groot aantal individuen omvatten

Demografische en genetische theorieën voorspellen dat de duur van voortbestaan van een populatie met de oorspronkelijke grootte toeneemt (Robert et al. 2007). Grotere populaties vertonen ook een hogere fitness (Reed 2005). Daarom kan de introductie van een te klein aantal individuen tot een verlies van genetische diversiteit leiden als gevolg van inteelt of genetische drift. Kleine populaties zijn dus minder in staat om zich aan te passen aan nieuwe omstandigheden vanwege het verlies van adaptieve genetische variatie (Montalvo et al. 1997). Hoewel het riskant is om algemene cijfers te zoeken voor de minimale levensvatbare populatiegrootte (Robert et al. 2007), stelden we vast dat het aantal geherintroduceerde individuen vaak lager is dan door verschillende wetenschappers aanbevolen aantallen gaande van niet minder dan 1.000 (McGlaughlin et al. 2002) tot 1.500 à 2.500 planten (Pavlik 1996). Dus hoe meer getransplanteerde individuen hoe beter, maar uiteraard bepaalt de haalbaarheid de grenzen waarbinnen het project gerealiseerd kan worden.

#### Hanteer planten in plaats van zaden!

Herintroducties van meerjarige soorten uit zaad hebben een lagere slaagkans in vergelijking met jonge of volgroeide planten (Menges 2008, Godefroid et al. 2011). Het nadeel van het gebruik van zaden om nieuwe populaties te stichten is dat zaden in het wild maar zelden zullen kiemen en uitgroeien tot nieuwe individuen. De zaailing is immers de meest kwetsbare fase in de levenscyclus van een plant. Ongunstige omgevingen of sterke zaadpredatie kunnen dus het potentiële succes verlagen wanneer er gezaaid wordt. Bovendien is zaadproductie van bedreigde soorten vaak beperkt, waardoor de productie van een

voldoende groot aantal zaden voor het inzaaien onmogelijk wordt. Daarom is het raadzaam om opgekweekte planten te gebruiken in plaats van zaden om duurzame populaties te vestigen (Godefroid et al. 2011).

Het uitvoeren van herintroducties door middel van zaden afkomstig uit ex situ-gekweekte planten zoals in een plantentuin kan soms nodig zijn als zaden uit wilde populaties niet beschikbaar zijn of als de soort in het wild uitgestorven is. Maar aangezien planten in ex situ collecties meestal in kleine en geïsoleerde populaties gekweekt worden, zijn ze hoogstwaarschijnlijk gekenmerkt door genetische erosie, inteeltdepressie en schadelijke mutaties (Ensslin et al. 2015). Recente studies hebben aangetoond dat de genetische diversiteit van ex situ populaties afneemt naarmate ze langer gekweekt worden, wat schadelijke effecten van genetische drift en inteelt ten gevolge heeft. Dit leidt tot een algemene afname van de fitness van de planten als gevolg van het ex situ kweken (Ensslin et al. 2011). Bovendien kunnen veranderingen in plantenkenmerken (zoals kieming en bloeitijd) en een afname van droogtetolerantie en competitievermogen de waarde van ex situ collecties voor herintroductieprojecten verder verminderen (Ensslin et al. 2011, 2015). Daarom moet het gebruik van ex situ materiaal voor de herintroductie van bedreigde planten zoveel mogelijk vermeden worden. Als het gebruik van ex situ-gekweekt materiaal onvermijdelijk is, moet de opkweektijd geminimaliseerd worden. Het aantal negatieve genetische effecten wordt immers vergroot naarmate het aantal generaties onder ex situ-omstandigheden stijgt (Basey et al. 2015, Ensslin et al. 2015).

#### Extra beheer van de herintroductielocaties verhoogt de kans op succes

Herintroductie is enkel zinvol als er geen grootschalige werken of klimatologische of bodemkundige omstandigheden de ontwikkeling van een zelfvoorzienende populatie verhinderen. Herintroductie moet meestal ook gepaard gaan met habitatherstelmaatregelen. Het beheer van de herintroductiesite door de voorbereiding van het terrein voor (bv. plaggen, omheinen) of na de aanplanting (bv. tijdelijke handmatige onkruidbestrijding, extra water geven) verhoogt de kans op succes (Godefroid et al. 2011).

#### Waarom herintroductie vaak op (hevige) kritiek botst

Hoewel herintroducties internationaal worden erkend en aanbevolen (zie **Box 1**), is er een merkbare onwil van vele lokale betrokkenen om herintroductieprogramma's te ondersteunen of mogelijk te maken. Zo ook in Vlaanderen (Vanreusel & Verheyen 2003, Geertsma 2013). Om het debat verder te voeden, bespreken we hier graag de vaakst genoemde tegenargumenten.

#### Zaadoogst zou wilde populaties kunnen schaden

Het voortbestaan van de meeste plantenpopulaties hangt af van de zaadbeschikbaarheid van de volgende jaren. Dit is het meest acuut bij eenjarige soorten en het minst problematisch bij langlevende soorten. Wetenschappelijke studies hebben aangetoond dat voor de meeste meerjarige soorten, eenmalige zaadoogst van om het even welke intensiteit en frequentie

waarschijnlijk geen extinctie op korte termijn kan veroorzaken (Guerrant et al. 2004). Als het gaat om zaadoogst in wilde populaties hebben internationale normen uit voorzorg aanbevolen om niet meer dan 20% van de beschikbare rijpe zaden in te zamelen (ENSCONET 2009). Deze vuistregel kan de risico's beperken voor wat betreft de toekomstige overleving van plantenpopulaties en in het bijzonder in het geval van bedreigde soorten met kleine populaties. Herhaaldelijk oogsten van een soort op dezelfde locatie gedurende twee opeenvolgende jaren moeten ook vermeden worden, behalve wanneer de zaadoogst ruim onder de limiet van 20% per jaar is.

#### Risico op uitbreidingdepressie

Uitbreidingdepressie doet zich voor wanneer een kruising tussen twee individuen van verschillende populaties, die elk aangepast zijn aan sterk verschillende omgevingen, nakomelingen produceert die in hun kenmerken (fenotype) intermediair zijn aan de ouders en niet in staat zijn om in beide omgevingen te kunnen overleven. Sommige wetenschappers hebben bezorgdheid geuit over uitbreidingdepressie bij gebruik van meerdere bronpopulaties. Experimentele mengsels uit genepools van geografisch ver gescheiden populaties (> 1.000 km) van Bolderik *Agrostemma githago*, Grote klaproos *Papaver rhoeas* en Avondkoekoeksbloem *Silene alba* vertoonden negatieve uitbreidingeffecten in de tweede generatie (Keller et al. 2000). Fenster & Galloway (2000) hebben echter geen uitbreidingeffect gevonden bij intermediaire afstanden (een paar honderd km) en suggereerden dat als de afstanden tussen populaties niet te groot zijn, uitbreidingdepressie weinig rol speelt voor het behoud van de soort. Het risico op uitbreidingdepressie kan afgewogen worden tegen het positieve effect van het mengen van zaden voor het verhogen van de genetische variatie en het adaptief potentieel (Breed et al. 2013). Bovendien zijn genetici meestal van mening dat het risico op negatieve effecten via inteeltdepressie hoger is dan het risico op uitbreidingdepressie (Frankham et al. 2011).

#### Soort- versus ecosysteemgebaseerde benaderingen

Veel natuurbeschermers en beleidmakers pleiten tegen een soortgebaseerde benadering (Van den Berge 2004), grotendeels omdat er zo veel soorten zijn die onze aandacht verdienen dat een dergelijke aanpak niet efficiënt zou zijn. Eén enkele methode is nochtans geen oplossing voor een doeltreffend beheer van onze biologische diversiteit. Een geïntegreerde aanpak die alle beschikbare benaderingen afweegt is een betere optie. Een focus op habitats heeft bijvoorbeeld gevolgen op de instandhouding van bepaalde soorten, maar ook omgekeerd. Het integreren van informatie van beide benaderingen is te verkiezen, en dit is precies wat gedaan werd in diverse herintroducties, met name de door het LIFE-programma gefinancierde projecten (zie ook hieronder). Er moet ook rekening mee gehouden worden dat opvallende en charismatische soorten vaak een sterk positief effect hebben op de acceptatie en ondersteuning van de instandhoudingsmaatregelen door het publiek en in de toeristische sector. Dit publiek draagvlak is essentieel voor het behoud van beschermde gebieden in een context van een hoge landgebruiksdruk en een permanente verlaging van de financiële middelen (Walpole & Leader-Williams 2002). Daarom kan herintroductie van vlaggeschipsoorten, zoals met Valkruid *Arnica*

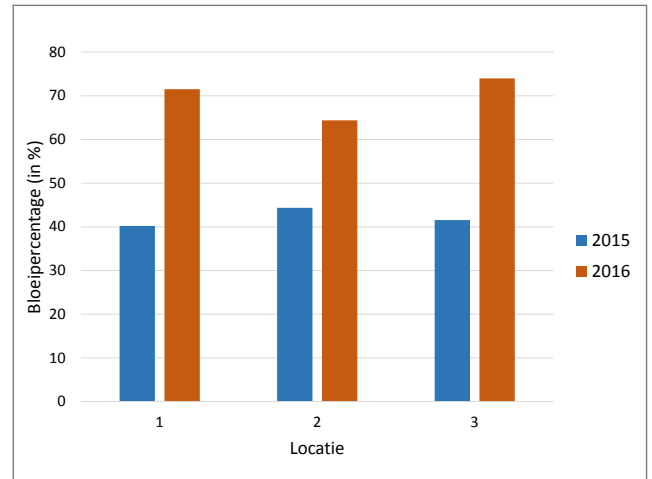


Figuur 1. Tweeduizend honderd planten van Valkruid *Arnica montana* werden in 2014 in drie Ardense natuurgebieden geïntroduceerd. (© Sandrine Godefroid)

*montana* in het LIFE-project 'Herbages' in de Ardennen (Figuur 1), het publieke bewustzijn en de waardering van beschermde gebieden aanzienlijk verhogen.

#### Introductie van invasieve soorten

Volgens sommigen bestaat het risico dat geïntroduceerde soorten invasief kunnen worden en daardoor het bestaande ecosysteem kunnen schaden. Dit scenario kan alleen gebeuren in het geval van geassisteerde migratie/kolonisatie, m.a.w. als een soort buiten haar natuurlijk verspreidingsgebied wordt getransplanteerd. Hoewel dit een van de belangrijkste redenen is waarom geassisteerde migratie hoofdzakelijk als zeer kritisch wordt beschouwd, is het risico van ontstaan van nieuwe invasieve soorten door geassisteerde migratie eigenlijk zeer laag in het geval van intracontinentale migraties (Mueller & Hellmann 2008). Het staat echter vast dat het klimaat aan het veranderen is. Hoewel er een gebrek aan kennis is om alle gevolgen van deze maatregelen te voorspellen, zullen er zeker soorten zijn die niet in staat zijn om de verschuiving van hun leefgebieden onder invloed van veranderende klimaat te volgen (Corlett & Westcott 2013). De vraag of we deze soorten zullen proberen te helpen overleven zal in de toekomst onvermijdelijk worden.



Figuur 3. Bloeipercentages van Valkruid *Arnica montana* één en twee jaar na transplantatie in drie verschillende locaties in de Ardennen.

#### Voorbeelden van innovatieve herintroductieprojecten in België

De herintroductiewetenschap staat nog in de kinderschoenen. Ondanks het groot aantal lopende projecten zijn concepten die voor herintroducties relevante ecologische en evolutionaire mechanismen omvatten slecht ontwikkeld. Dit is meteen een van de redenen voor de vrij lage slaagpercentages. Wetenschappelijk onderzoek is essentieel voor een betere kennis van herintroducties als hulpmiddel voor natuurbehoud. In Vlaanderen hebben verschillende dierenherintroducties plaatsgevonden (bv. Ringslang, Bever, Hamster), maar weinig programma's met planten werden ontwikkeld, met uitzondering van een paar pogingen met Rietorchis *Dactylorhiza praetermissa* (Jacquemyn et al. 2016) of Groenknolorchis *Liparis loeselii* (Van Landuyt et al. 2015). Maar zie ook Naedts (2017) in dit nummer voor een voorbeeld in de Visbeekvallei. Het eerste Belgische natuurherstel-project met grootschalige plantenherintroducties is het LIFE-project 'Herbages' (LIFE11NAT/BE/001060) dat in 2013 begon, onder leiding van Natagora, en waar de Plantentuin Meise vier met verdwijning bedreigde soorten in hun oorspronkelijk verspreidingsgebied in het zuiden van België getransplanteerd heeft, namelijk Steenanjer



Figuur 2. Overzicht van de soorten waarvoor een herintroductieprogramma bestaat in het zuiden van België. Van links naar rechts: Steenanjer *Dianthus deltoides*, Kluwenklokje *Campanula glomerata*, Stroblom *Helichrysum arenarium* en Valkruid *Arnica montana*. (© Maarten Strack van Schijndel)





Figuur 4. Vergelijkende versterkingen van Geel vingerhoedskruid *Digitalis lutea* door zaaien (boven) of aanplanting van jonge individuen (onder) in het zuiden van België. (© Andreas Ensslin).

*Dianthus deltoides*, Strobloem *Helichrysum arenarium*, Valkruid *Arnica montana* en Kluwenklokje *Campanula glomerata*. Voor elk van deze vier soorten (Figuur 2) werd een populatie van 500 tot 700 jonge individuen uitgezet in 3 tot 6 verschillende sites. Na de transplantatie werden alle planten nauwkeurig in kaart gebracht om hun monitoring op lange termijn te vergemakkelijken.

Een demografisch onderzoek (bv. overleving, bloemproductie, reproductief succes en populatie-uitbreiding door klonale vermeerdering of recrutering via zaden) wordt in het veld jaarlijks uitgevoerd om de levensvatbaarheid van de uitgezette populaties te bestuderen (Figuur 3). De fitness van de nakomelingen wordt ook experimenteel bekeken om inteelt of uitbreidingsdepressie te testen. Dit project zal hopelijk niet enkel de bescherming van ernstig bedreigde soorten helpen, maar ook voor de wetenschap waardevolle informatie leveren in de herintroductiebiologie en soortgelijke initiatieven in de toekomst stimuleren.

In het kader van een ander onderzoeksproject in de Plantentuin Meise werden onlangs kleinschalige experimentele populatieversterkingen geïmplementeerd in het zuiden van België met het oog op de evolutionaire aspecten in verband met het gebruik van tuin-opgekweekt materiaal voor herintroducties. Binnen dit project werden bestaande populaties van Geel vingerhoedskruid *Digitalis lutea* versterkt met behulp van planten en zaden van

dezelfde wilde herkomst maar met drie verschillende achtergronden (Figuur 4): (1) rechtstreeks uit het wild verzameld, (2) 25 jaar in de zaadbank bewaard en (3) uit tuin-opgekweekte planten. Het doel van het project is om de verschillende achtergronden van de zaden te vergelijken en na te gaan of zaden uit tuin-opgekweekte planten nog steeds geschikt materiaal voor herintroducties bieden. Dit is belangrijk als zaden steeds meer in zadenbanken worden bewaard. Maar de effecten van langdurige zaadopslag en -regeneratie in botanische tuinen op de uitkomst van herintroducties zijn onbekend.

### Herintroducties in een veranderende wereld: hoe moet het nu verder?

Het is belangrijk om in gedachten te houden dat het behoud van bestaande natuur de absolute voorkeur geniet (onverstoorde bodems, lager nutriëntenaanbod, bodembiodiversiteit ...). De maakbaarheid van natuur is dus te relativeren. De herintroductie van soorten moet daarom worden gezien als een laatste redmiddel na onderzoek naar de haalbaarheid en de wenselijkheid. Toch kan herintroductie in sommige gevallen wel degelijk een reële optie zijn.

Het herintroduceren van plantensoorten is een jonge discipline, waarin we nog steeds met vallen en opstaan vooruitgaan. Gezien het algemeen laag slaagpercentage, de hoge kosten en het steeds sneller uitsterven van soorten kunnen we ons niet langer veroorloven om in het duister te tasten. We moeten de prioriteit geven aan het ter beschikking stellen van geschikte en nuttige informatie om natuurbeheerders te helpen met een efficiënt herstel van de biodiversiteit. Het verspreiden van de informatie uit onderzoeksprojecten moet daarom verbeterd worden. Wetenschappers moeten de resultaten van hun onderzoek beter communiceren naar de relevante belanghebbenden om de kloof tussen hersteleologie (de wetenschap) en ecologisch herstel (de praktijk) te overbruggen. Ook moeten belanghebbenden worden aangemoedigd om voor nieuwe ideeën open te blijven staan om herstelwetenschap en -implementatie te laten vooruitgaan. Een kader voor een snelle en efficiënte informatieverspreiding rond herintroductieprogramma's zou kunnen helpen om dit doel te bereiken. Een mogelijkheid is een set van variabelen voor een gecentraliseerd web-gebaseerd platform dat de nodige informatie in een gestandaardiseerde en toegankelijke vorm zou kunnen aanbieden (Godefroid & Vanderborgh 2011). Wij zijn van mening dat het ter beschikking stellen van de nodige informatie bestaande lacunes in de plantenherintroductiepraktijk zal helpen vullen.

We pleiten voor meer openheid en moed in een toekomstgericht natuurbehoud. Wij zijn van mening dat de overgang van een passieve benadering van natuurbescherming naar een meer geïntegreerde aanpak, inclusief zorgvuldig gekozen interventie en beheer, efficiënte instrumenten zal bieden om het verlies aan biodiversiteit te stoppen, vooral in West-Europa waar intensief landgebruik al eeuwen alomtegenwoordig is geworden. Ervaringsuitwisseling met de buurlanden, bv. via LIFE-projecten, heeft ons aangetoond dat we niet bang moeten zijn om nieuwe manieren te overwegen voor de uitdagingen ivm het behoud van biodiversiteit.

## SUMMARY

**Godefroid S. & Ensslin A. 2017. Plant reintroduction. A future-oriented conservation measure. *Natuur.focus* 16(1): 32-40.**

[in Dutch]

It is being more and more recognized that habitat conservation alone will not be enough to stop the ongoing trend of increased species extinctions. Habitat restoration, i.e. the re-establishment of the physical conditions of the former natural habitat, is an important conservation approach but recovery of rare plant populations in restored sites may be constrained by the absence of naturally occurring propagules. Therefore the reintroduction of individual plants in the wild may be an essential measure to conserve threatened species. However reintroductions are looked at rather critically and many local stakeholders and practitioners do not support or allow reintroduction programs, including in Flanders. In this article we provide an overview of the concept of plant reintroduction as a conservation measure. We discuss the pro's and con's of plant reintroductions, provide definitions of the different methods and give a road map of what has to be considered when planning and conducting reintroductions according to the current state of knowledge. Finally, we provide some examples of ongoing reintroduction projects in Belgium, and conclude with our view on future developments and needs in this field.

## DANKWOORD

Dit artikel bouwt voort op de resultaten van recent onderzoek uitgevoerd in het Onderzoeksdepartement aan de Plantentuin Meise, met name gefinancierd door het EU LIFE-programma onder het luik 'Natuur en Biodiversiteit' (project nr. LIFE11 NAT/BE/001060). AE werd financieel ondersteund door de Swiss National Science Foundation. Ook dank aan onze collega Ann Van de Vyver voor de taalkundige verbeteringen.

## AUTEURS

Sandrine Godefroid is onderzoekster aan de Plantentuin Meise. Haar interesse ligt voornamelijk in het herstel van plantengemeenschappen en habitats en best practice in de herintroductie van bedreigde plantensoorten. Andreas Ensslin is post-doctorale onderzoeker aan de Plantentuin Meise waar hij evolutieve aspecten in ex situ-bewaring en in plantenherintroducties bestudeert.

## CONTACT

Sandrine Godefroid, Onderzoeksdepartement, Plantentuin Meise  
Nieuwelaan 38, 1860 Meise  
E-mail: sandrine.godefroid@plantentuinmeise.be

## REFERENTIES

- Basey A.C., Fant J.B. & Kramer A.T. 2015. Producing native plant material for restoration. 10 rules to collect and maintain genetic diversity. *Native Plants Journal* 16: 37-52.
- Bottin L., Le Cadre S., Quilichini A., Bardin P., Moret J. & Machon N. 2007. Re-establishment trials in endangered plants. A review and the example of *Arenaria grandiflora*, a species on the brink of extinction in the Parisian region (France). *Ecoscience* 14: 410-419.
- Breed M.F., Stead M.G., Ottewill K.M., Gardner M.G. & Lowe A.J. 2013. Which provenances and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. *Conservation Genetics* 14: 1-10.
- Byrne M., Stone L. & Millar M.A. 2011. Assessing the genetic risk in revegetation. *Journal of Applied Ecology* 48: 1365-1373.
- Corlett R.T. & Westcott D.A. 2013. Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology and Evolution* 28: 482-488.
- Dochy O., Bauwens D., Maes D., Adriaens T., Vrielynck S. & Declerck K. 2007. Prioritaire en symboolsoorten voor soortbescherming in West-Vlaanderen. Rapport INBO.2007.13, INBO i.s.m. Provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge.
- ENSCONET (European Native Seed Conservation Network). 2009. ENSCONET Seed Collecting Manual for Wild Species. <http://ensconet.maich.gr/Download.htm>
- Ensslin A., Sandner T.M. & Matthies D. 2011. Consequences of ex situ cultivation of plants. Genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic *Cynoglossum officinale* in botanic gardens. *Biological Conservation* 144: 272-278.
- Ensslin E., Tschöpe O., Burkart M. & Joshi J. 2015. Fitness decline and adaptation to novel environments in ex situ plant collections. Current knowledge and future perspectives. *Biological Conservation* 192: 394-401.
- Fenster C.B. & Galloway L.F. 2000. Inbreeding and outbreeding depression in natural populations of *Chamaecrista fasciculata*. *Conservation Biology* 14: 1406-1412.
- Frankham R., Ballou J.D. & Briscoe D.A. 2002. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frankham R., Ballou J.D., Eldridge M.D.B., Lacy R.C., Ralls K., Dudash M.R. et al. 2011. Predicting the probability of outbreeding depression. *Conservation Biology* 25: 465-475.
- Geertsma B. 2013. Analyse soortenbeleid. Overzicht evaluatie, toekomstvisie & FAQs. Nota dienst Beleid Natuurpunt.
- Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A.D., Aguraiju R. et al. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672-682.
- Godefroid S. & Vanderborgh T. 2011. Plant reintroductions: the need for a global database. *Biodiversity and Conservation* 20: 3683-3688.
- Godefroid S., Le Pajolec S. & Van Rossum F. 2016. Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions. Implications for designing protocols. *Plant Ecology* 217: 169-182.
- Guerrant E.O., Havens K. & Maunder M. 2004. Ex situ plant conservation. Supporting species survival in the wild. Island Press, Washington.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Jacquemyn H., Brys R., Ceulemans T. & Van Landuyt W. 2016. Herintroductie van orchideeën. *Natuur.focus* 15(3): 121-129.
- Keller M., Kollmann J. & Edwards P. 2000. Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. *Journal of Applied Ecology* 37: 647-659.
- Maschinski J. & Haskins K.F. 2012. Plant reintroductions in a changing world. Promises and perils. Island Press, Washington.
- McLaughlin M., Karoly K. & Kaye T.N. 2002. Genetic variation and its relationship to population size in reintroduced populations of the Pink Sand Verbena *Abronia umbellata* subsp. *brevifolia*. *Conservation Genetics* 3: 411-420.
- Menges E.S. 2008. Restoration demography and genetics of plants. When is a translocation successful? *Australian Journal of Botany* 56: 187-196.
- Montalvo A.M., Williams S.L., Rice K.J., Buchmann S.L., Cory C., Handel S.N. et al. 1997. Restoration biology. A population biology perspective. *Restoration Ecology* 5: 277-290.
- Mueller J.M. & Hellmann J.J. 2008. An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conservation Biology* 22: 562-567.
- Pavlik B.M. 1996. Defining and measuring success. In: Falk D.A., Millar C.I. & Olwell M. (red.), *Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*, Island Press, Washington DC, pp. 127-155.
- Reed D.H. 2005. Relationship between population size and fitness. *Conservation Biology* 19: 563-568.
- Robert A., Couvet D. & Sarrazin F. 2007. Integration of demography and genetics in population restorations. *Ecoscience* 14: 463-471.
- Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Michels H., Schneiders A., Simoens I. et al. (red.) 2014. *Natuurrapport. Toestand en trend van ecosystemen en ecosystemendiensten in Vlaanderen. Syntheserapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, INBO.M. 2014.1988666.
- Van den Berge K. 2004. Sleutel inzake afweging herintroductie en introductie. *Natuur.focus* 3(1): 24-25.
- Van Landuyt W., Tjollyn F., Brys R. & Vanden Broeck A. 2015. Translocatie-experiment bij Groenknoelorchis *Liparis loeselii*. INBO.R.2015.10142746, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Rossum F., Campos De Sousa S. & Triest L. 2006. Morph-specific fitness differences in the distylous *Primula veris* in a context of habitat fragmentation. *Acta Oecologica* 30: 426-433.
- Vanreusel W. & Verheyen K. 2003. Spelregels voor herintroductie van soorten: de locale aanpak. *Natuur.focus* 2(4): 157-160.
- Walepole M.J. & Leader-Williams N. 2002. Tourism and flagship species conservation. *Biodiversity and Conservation* 11: 543-547.
- Weeks A.R., Sgro C.M., Young A.G., Frankham R., Mitchell N.J., Miller K.A. et al. 2011. Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments. A genetic perspective. *Evolutionary Applications* 4: 709-725.