

Daniel Lauterbach, Elke Zippel, Ute Becker, Peter Borgmann, Michael Burkart, Judith Lang, Daniela Listl, Silvia Oevermann, Anna Heinken-Šmídová, Albert-Dieter Stevens, Okka Tschöpe, Sina Weißbach, Felicitas Wöhrmann, Sabine Zachgo und Peter Poschlod

Gefährdete Pflanzen erhalten - Wiederansiedlungen als Artenschutzmaßnahme

Preserving endangered plant species - Reintroductions as a conservation measure

Im botanischen Artenschutz werden neben der Unterschutzstellung von Lebensräumen und der Biotoppflege artspezifische Maßnahmen wie Populationsstützungen und Wiederansiedlungen immer wichtiger, um gefährdete Arten zu erhalten. Neben der sorgfältigen Auswahl geeigneter Ausbringungsflächen sind die Herkunft des Pflanzenmaterials, die Entscheidung, ob eine Ansaat oder Ausbringung von Jungpflanzen erfolgen soll, und die Ausbringung einer ausreichenden Menge wichtig für den Erfolg solcher Maßnahmen. Im Beitrag werden Praxisbeispiele für Wiederansiedlungen und die Zusammenarbeit verschiedener Akteure vorgestellt. Die Bedeutung von Ex-situ-Schutz- und Wiederansiedlungsmaßnahmen vor dem Hintergrund des Klimawandels wird diskutiert.

In addition to protecting and maintaining habitats, species-specific measures such as population support and reintroduction are becoming increasingly important in order to conserve endangered species. Besides the careful selection of suitable reintroduction areas, the provenance of the plant material, the decision whether to sow or plant out juvenile plants and the application of sufficient numbers are vital to the success of such measures. This article presents practical examples of reintroductions and illustrates the cooperation among various actors. The importance of ex-situ protection and reintroduction measures under climate change is discussed.

Gefährdete Pflanzen erhalten – Wiederansiedlungen als Artenschutzmaßnahme

Preserving endangered plant species – Reintroductions as a conservation measure

Daniel Lauterbach, Elke Zippel, Ute Becker, Peter Borgmann, Michael Burkart, Judith Lang, Daniela Listl, Silvia Oevermann, Anna Heinken-Šmídová, Albert-Dieter Stevens, Okka Tschöpe, Sina Weißbach, Felicitas Wöhrmann, Sabine Zachgo und Peter Poschlod

Zusammenfassung

Im botanischen Artenschutz werden neben der Unterschutzstellung von Lebensräumen und der Biotoppflege artspezifische Maßnahmen wie Populationsstützungen und Wiederansiedlungen immer wichtiger, um gefährdete Arten zu erhalten. Neben der sorgfältigen Auswahl geeigneter Ausbringungsflächen sind die Herkunft des Pflanzenmaterials, die Entscheidung, ob eine Ansaat oder Ausbringung von Jungpflanzen erfolgen soll, und die Ausbringung einer ausreichenden Menge wichtig für den Erfolg solcher Maßnahmen. Im Beitrag werden Praxisbeispiele für Wiederansiedlungen und die Zusammenarbeit verschiedener Akteure vorgestellt. Die Bedeutung von Ex-situ-Schutz- und Wiederansiedlungsmaßnahmen vor dem Hintergrund des Klimawandels wird diskutiert.

Wiederansiedlung – botanischer Artenschutz – Verantwortungsarten – Klimawandel – Ansaat – Ausbringung von Jungpflanzen

Abstract

In addition to protecting and maintaining habitats, species-specific measures such as population support and reintroduction are becoming increasingly important in order to conserve endangered species. Besides the careful selection of suitable reintroduction areas, the provenance of the plant material, the decision whether to sow or plant out juvenile plants and the application of sufficient numbers are vital to the success of such measures. This article presents practical examples of reintroductions and illustrates the cooperation among various actors. The importance of ex-situ protection and reintroduction measures under climate change is discussed.

Plant reintroduction – Plant species conservation – Species of national responsibility – Climate change – Sowing – Seedling planting

Manuskripteinreichung: 1.12.2020, Annahme: 14.6.2021

DOI: 10.17433/9.2021.50153953.475-481

1 Einleitung

Im Tierreich sind Wiederansiedlungen gängige Artenschutzmaßnahmen, wie Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Wisent (*Bos bonasus*), Luchs (*Lynx lynx*), Lachs (*Salmo salar*), Maifisch (*Alosa alosa*) und Stör (*Acipenser oxyrinchus*) (z. B. Schneider et al. 2005; Hartmann, Bartl 2009; Scharbert 2014; Scherzinger 2017) als prominente Beispiele aus Deutschland zeigen. Bei Pflanzen war man bisher zurückhaltender, solche Maßnahmen öffentlich zu vertreten, obwohl in Deutschland bereits mindestens 200 dokumentierte Wiederansiedlungen höherer Pflanzen durchgeführt wurden (Diekmann et al. 2015). Warum eigentlich? Der Artenrückgang betrifft Pflanzen genauso wie Tiere. Die wichtigsten Voraussetzungen für die Ansiedlung von Pflanzen sind durch jahrzehntelange Erfahrungen und Untersuchungen v. a. in Australien und den USA bekannt (Guerant et al. 2004). Die Globale Strategie zum Schutz der Pflanzen (Global Strategy for Plant Conservation, GSPC; <http://www.cbd.int/gspc/targets.shtml>) sieht vor, mindestens 75 % aller gefährdeten Pflanzenarten in Ex-situ-Sammlungen vorzuhalten und 20 % davon für Wiederausbringungsprogramme zur Verfügung zu stellen. Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Pflanzen innerhalb deren natürlichen Verbreitungsgebiets sind auch als Aufgabe des Artenschutzes im Bundesnaturschutzgesetz definiert (BNatSchG § 37 Absatz 1 Ziffer 3).

Angesichts der Gefährdung von fast 30 % der Farn- und Blütenpflanzenarten Deutschlands (Metzing et al. 2018) ist eine Intensivierung des Artenschutzes dringend erforderlich (BfN 2015). Neben traditionellen und bewährten Artenschutzmaßnahmen wie Unterschutzstellung von Lebensräumen und Pflege von Biotopen werden artspezifische Maßnahmen immer wichtiger (Richert et al. 2011). Insbesondere bei sehr seltenen und stark gefährdeten Arten greifen die bisherigen Schutzmaßnahmen zuweilen nicht mehr, so dass eine Kombination aus angepasster Biotoppflege und artspezifischen Ansätzen notwendig ist. Bundeslandspezifische Florenschutzkonzepte (z. B. Litterski et al. 2006; Seitz 2007) greifen den artspezifischen Ansatz der Wiederansiedlung auf. Selbst wenn geeignete Lebensräume wieder vorhanden sind, erreichen die Pflanzen auf Grund der zunehmenden Habitatfragmentierung und der oft individuenarmen Restpopulationen geeignete Biotope häufig nicht mehr von selbst (Bonn, Poschlod 1998; Poschlod, Bonn 1998; Aguilar et al. 2006; Heinken 2009).

Mit Populationsstützungen und Wiederansiedlungen können langfristig stabile und sich erfolgreich selbst verjüngende Populationen aufgebaut werden. Im Optimalfall wird der genetische Austausch einer neu begründeten oder gestützten Population mit benachbarten Populationen der Art erreicht, was nur mit sorgfältiger Planung von der Idee bis zur Umsetzung gelingen kann (Pavlik 1996).

International hat die International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) bereits 1998 Richtlinien für die Wiederansiedlung herausgegeben (IUCN 1998, basierend auf Falk et al. 1996), die mittlerweile allgemein akzeptierte Grundlage für deren Planung und Durchführung sind. Diese Richtlinien wurden in diversen Konzepten und Leitfäden aufgegriffen und erweitert und stehen auch im deutschsprachigen Raum zur Verfügung (Diekmann 2016; Infloflora 2017; Richter, Grätz 2018; Zippel, Lauterbach 2018). Darüber hinaus gibt es zusammenfassende Analysen, die sich mit Wiederansiedlungen beschäftigen (Godefroid et al. 2011; Dalrymple et al. 2012; Guerrant 2012; Diekmann et al. 2015).

Der vorliegende Beitrag basiert u. a. auf den Erfahrungen des Verbundprojekts Wildpflanzenschutz Deutschland (WIPs-De) (Borgmann et al. 2015; Zippel et al. 2016; <http://www.wildpflanzen-schutz.uni-osnabrueck.de>). Gefördert wird das Projekt im Bundesprogramm Biologische Vielfalt durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. In diesem Projekt werden deutschlandweit Samen von „Arten nationaler Verantwortlichkeit Deutschlands“ (Verantwortungsarten) für die Einlagerung in Saatgutbanken gesammelt, Erhaltungskulturen aufgebaut und Wiederansiedlungen durchgeführt. Saatgutbanken und Erhaltungskulturen bilden hierbei eine wichtige Quelle für Saatgut und Pflanzenmaterial zur Wiederansiedlung. Im Rahmen des Projekts wurden Standards für Erhaltungskulturen (Lauterbach et al. 2015) und Leitlinien für Wiederansiedlungen (Zippel, Lauterbach 2018) erarbeitet.

2 Populationsstützungen und Wiederansiedlungen – was ist zu beachten?

Nach dem BNatSchG sollten Wiederansiedlungen von Tieren und Pflanzen verdrängter wild lebender Arten in geeigneten Biotopen innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets erfolgen (BNatSchG § 37 Absatz 1 Ziffer 3). Diese Gebiete sind für die Bundesrepublik Deutschland durch den Datenstand der floristischen Kartierungen (Haeupler, Schönfelder 1988; Benkert et al. 1996; NetPhyD, BfN 2013) in den meisten Fällen ausgezeichnet nachvollziehbar. Nach § 40 des BNatSchG ist die Ansiedlung von Arten, die in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommen, grundsätzlich genehmigungspflichtig. Die in § 40 BNatSchG verwendeten Termini „Gebiet“ und „Vorkommensgebiete“ lassen Interpretationsspielraum und bedürfen, streng genommen, auch einer Definition des anzuwendenden räumlichen Maßstabs.

Jede Ansiedlungsmaßnahme beginnt mit umfassenden Recherchen zu Verbreitung, Biologie und Rückgangursachen der Art (Schemske et al. 1994). Die Identifikation geeigneter Ausbringungsflächen ist oft schwierig (Fiedler, Laven 1996) und setzt eine sorgfältige Analyse der Standortansprüche für alle Stadien des Lebenszyklus der Zielart voraus. Es sollte eine genaue Standortanalyse erfolgen. Umfassende Erläuterungen zur Flächenauswahl finden sich bei Diekmann (2016) sowie Zippel, Lauterbach (2018). Historisch belegte Wuchsorte und Wuchsorte mit Restpopulationen müssen nicht unbedingt heute noch geeignet sein (Maschinski, Haskins 2012). Standortverhältnisse können sich dort geändert und zum Erlöschen der Art am jeweiligen Wuchsort beigetragen haben. Vorkommen mit vitalen Altpflanzen erscheinen zuweilen als intakte Populationen, auch wenn essenzielle dynamische Prozesse für Keimung und Jungpflanzenetablierung wie Überflutungen oder Bodenverwundungen fehlen (Poschlod, Biewer 2005). Daher ist es sinnvoll, geeignete Ansiedlungsflächen auch im Umfeld historischer Fundorte zu suchen. Eine gewählte Ausbringungsfläche sollte von botanisch und ökologisch fachkundigen Personen vorab besichtigt und als geeignet bewertet werden.

Wichtig ist der Erfahrungsaustausch mit anderen Institutionen und Personen, da gerade zu seltenen Pflanzenarten häufig schon



Abb. 1: Wiederansiedlung von Trockenrasenarten durch Pflanzung und Ansaat auf einer Abschiebungsfläche. (Foto: Stefanie Luka)

Fig. 1: Reintroduction of dry grassland species through planting and sowing on a site where the topsoil has been removed.

Erfahrungen mit der gärtnerischen Kultur vorliegen. Informationen zur Keimungsbiologie, insbesondere aus älterer Literatur, können fehlerhaft, wenig informativ oder sogar „veraltet“ sein (Poschlod et al. 2003; Walck et al. 2011). Inzwischen gibt es für viele Wildpflanzenarten Steckbriefe und Kulturprotokolle (z. B. <http://www.wildpflanzen-schutz.uni-osnabrueck.de/verantwortungsarten/>, <http://www.bayernflora.de/web/Steckbriefe>, <http://www.verband-botanischer-garten.de/Pflanzenarten-Erhaltungskulturen.php>).

Die Auswahl der Populationen, die als Spender dienen sollen, ist von zentraler Bedeutung. Kleine Populationen können genetisch verarmt sein und aus diesem Grund nur einen eingeschränkten Wert als Ausgangsmaterial für eine Ansiedlung haben. Sie können aber auch in ihren Genotypen regionale Anpassungen aufweisen, die für die Etablierung einer neuen Population eine wichtige Rolle spielen (Bucharova et al. 2019; McKay et al. 2005). Begleitende populationsgenetische Untersuchungen sind zwar wünschenswert, aber in den wenigsten Fällen realisierbar. Daher ist es zur Stützung genetisch verarmter Populationen wie auch bei der Wiederansiedlung angebracht, eine „regionale“ Mischung benachbarter Populationen auszubringen (Lauterbach et al. 2019; van Rossum et al. 2020; Zimmerling et al. 2020). Die dazu verwendeten Populationen stehen idealerweise in landschaftshistorisch nachvollziehbarem Kontext zueinander (Listl et al. 2018) und kommen aus dem gleichen Naturraum.

Ansiedlungen erfolgen mit Hilfe von Diasporen oder vorgezogenen Pflanzen. Welches Material am besten geeignet ist, hängt von der Verfügbarkeit und der Biologie der Art ab. Ansaaten sind vergleichsweise einfach, schnell und kostengünstig. Allerdings ist die Etablierungsrate durch Ansaat in der Regel wesentlich niedriger als bei Pflanzungen (meist Werte um oder unter 1 %, siehe z. B. Manders, Botha 1989; Drayton, Primack 2000; Guerrant, Kaye 2007; Godefroid et al. 2011). Nach unseren Erfahrungen lässt sich als Faustregel sagen, dass sich unter natürlichen Bedingungen und ohne vorherige Flächenvorbereitung einer von 1000 Samen zu einer Pflanze entwickelt. Demnach ist eine Ansaat nur sinnvoll, wenn genügend Saatgut zur Verfügung steht und gute Keimungsbedingungen vorhanden sind, ggf. durch vorherige Bodenbearbeitung (Poschlod, Biewer 2005). Vorgezogene Jungpflanzen umgehen das unter natürlichen Bedingungen empfindliche Keimlingsstadium. Allerdings sind Anzucht, Transport, Pflanzung und eine ggf. notwendige Nachsorge erheblich aufwändiger als eine Ansaat (Abb. 1).

Die Menge des ausgebrachten Materials beeinflusst die Erfolgchancen einer Ausbringung (Maschinski, Haskins 2012). Angesichts der oft hohen Verlustraten ist die Empfehlung einfach: je



Abb. 2: Ausbringung von Arnika-Jungpflanzen (*Arnica montana*) auf Hochheideflächen im Sauerland. (Foto: [Peter Borgmann](#))

Fig. 2: Outplanting of juvenile arnica plants (*Arnica montana*) on heath areas in the Sauerland.



Abb. 3: Jungpflanzen des Bayerischen Löffelkrauts (*Cochlearia bavarica*) bereit zur Auspflanzung in Oberbayern. (Foto: [Daniela Listl/Judith Lang](#))

Fig. 3: Juvenile plants of Bavarian spoonwort (*Cochlearia bavarica*) ready to be planted in Upper Bavaria.

mehr, desto besser. Nach eigenen Erfahrungen sollten Anpflanzungen mit Individuen im mindestens dreistelligen Bereich und Ansaaten mit mindestens 10 000 Samen (mindestens 100 Körner/m²; [Poschlod, Biewer 2005](#)) erfolgen. Internationale Studien ([Godefroid et al. 2011](#); [Dalrymple et al. 2012](#)) zeigen durchschnittliche Überlebensraten nach Ansiedlungen von Jungpflanzen von etwa 30 % nach drei bis fünf Jahren. Bei Ansaaten sind die Überlebensraten noch wesentlich geringer. Etabliert sich jedoch eine Pflanze aus einer Ansaat, ist die Wahrscheinlichkeit ihrer Reproduktion höher als bei ausgepflanzten Individuen ([Dalrymple et al. 2012](#)). Die Gründe für die starken Anfangsverluste sind vielfältig; neben Selektion, Prädation und falscher Standortauswahl ist Trockenheit in den ersten Jahren nach der Ausbringung ein Hauptgrund ([Godefroid et al. 2011](#); [Maschinski, Haskins 2012](#)). Hier liegt die Bedeutung eines langfristigen Monitorings. Die o.g. Studien zeigen auch, dass häufig ein zu kurzes Monitoring erfolgte, um den Erfolg oder Misserfolg bewerten zu können. Geeignete Vorgehensweisen zum Monitoring finden sich bei [Jensch et al. \(2001\)](#), [Diekmann \(2016\)](#) und [Zippel, Lauterbach \(2018\)](#).

3 Zusammenarbeit zwischen Institutionen – Synergien fördern und nutzen

Die Verfügbarkeit geeigneter Ausbringungsflächen und die Gewährleistung einer aufrechterhaltenden Biotoppflege sind oft limitierende Faktoren. Bevor man also Ressourcen in die Anzucht investiert, sollten möglichst mehrere für die Art geeignete und langfristig gesicherte Flächen sowie die Zustimmung der Flächeneigentümerinnen und -eigentümer sowie der zuständigen Naturschutzbehörden vorhanden sein. Botanikerinnen und Botaniker sowie Ökologinnen und Ökologen kennen die Biologie und Standortansprüche der Pflanzenarten, haben aber in den seltensten Fällen direkten Zugriff auf geeignete Flächen. Diese Lücke kann durch die Zusammenarbeit mit anderen Akteuren und Projekten im Naturschutz, insbesondere mit Großschutzgebieten, Verbänden und Stiftungen, geschlossen werden. Diese verfügen oft über große Flächen mit diversen Biotopausstattungen und sind im Idealfall Eigentümer oder koordinieren dort Landnutzung und Landschaftspflege. Die Einrichtungen haben häufig ein eigenes Interesse an der naturschutzfachlichen Aufwertung der Flächen und führen Monitoring und Bildungsarbeit durch, wodurch Betreuung und Kontrolle der ausgebrachten Pflanzen über die eigentliche Ausbringungsmaßnahme hinaus gewährleistet sind. Solche Synergien sollten genutzt werden.

Der Botanische Garten der Universität Potsdam kooperiert u. a. mit der Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg in einem EU-LIFE-Projekt (L'Instrument Financier pour l'Environnement) der Europäischen Union, in dessen Rahmen neben Biotoppflegemaßnahmen auch Populationsstützungen und Wiederansiedlungen gefährdeter Pflanzenarten auf über 300 ha Fläche durchgeführt werden (<http://www.life-trockenrasen.de>). Es stehen Projektmittel für Personal und Verbrauchsmittel zur Verfügung, so dass jährlich etwa 6 000 Jungpflanzen angezogen, ausgebracht und in den Folgejahren kontrolliert werden können.

Der Botanische Garten und das Botanische Museum Berlin führen mit der Unteren Naturschutzbehörde Vorpommern-Rügen und der Bundesanstalt für Immobilienaufgaben – Sparte Bundesforst eine Bestandsstützung des letzten Vorkommens der Arnika (*Arnica montana*) in Vorpommern durch. Es wurden knapp tausend Jungpflanzen von autochthonem Saatgut gepflanzt und mit regelmäßiger Mahd Rohbodenstellen für eine inzwischen einsetzende generative Verjüngung geschaffen.

In Kooperation des Botanischen Gartens der Universität Osnabrück, der Biologischen Station Hochsauerlandkreis und der Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie an der Universität Osnabrück wurden im Hochsauerland über 700 Arnika-Jungpflanzen angesiedelt ([Abb. 2](#)). Des Weiteren erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Landkreis Emsland und dem Verein „Land unter“ eine Ansiedlung von Arnika.

Der Botanische Garten der Universität Regensburg führt mit den Artenschutzbetreuern in Niederbayern und Baden-Württemberg Populationsstützungen und Wiederansiedlungen durch, so z. B. in Bayern für das Bayerische Löffelkraut (*Cochlearia bavarica*; [Abb. 3](#)). Zunächst erfolgten Erfassung und Hilfsmaßnahmen durch das bayerische Artenhilfsprogramm, später über Privatinitiativen, die Regierungen und Kreisgruppen von BUND Naturschutz. Im Jahr 2010 wurde das Projekt „Löffelkraut & Co“ initiiert, das von 2011 bis 2016 im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt durch das BfN mit Mitteln des Bundesumweltministeriums gefördert wurde. Auspflanzungen wurden mit standorteigenem Material durchgeführt und bei den Wiederansiedlungen wurden Ergebnisse genetischer Begleituntersuchungen ([Kaulfuß, Reisch 2017](#)) berücksichtigt.

4 Wiederansiedlungen von Verantwortungsarten

Im Rahmen des WIPs-Projekts (Laufzeit 2013 – 2023) wurden bisher deutschlandweit 135 Wiederansiedlungen und Populationsstützungen zwölf verschiedener Verantwortungsarten durchgeführt

Tab. 1: Zusammenfassung der Ausbringungen (Wiederansiedlungen und Populationsstützungen) von Verantwortungsarten im Rahmen des WIPs-De-Projekts.

Tab. 1: Summary of reintroductions of species of national responsibility carried out in the WIPs-De project.

Verantwortungsart	Anzahl der Ausbringungen	Anzahl ausgebrachter Diasporen	Anzahl ausgebrachter Pflanzen
Astlose Graslilie (<i>Anthericum liliago</i>)	5	—	1 472
Arnika (<i>Arnica montana</i>)	38	—	3 257
Lämmersalat (<i>Arnosseris minima</i>)	8	35 000	—
Bayerisches Löffelkraut (<i>Cochlearia bavarica</i>)	13	5 400	610
Weichhaariger Pippau (<i>Crepis mollis</i>)	4	—	70
Breitblättriges Knabenkraut (<i>Dactylorhiza majalis</i>)	7	800	590
Pfingst-Nelke (<i>Dianthus gratianopolitanus</i>)	8	500	2 157
Scheiden-Gelbstern (<i>Gagea spathacea</i>)	2	300	—
Sumpf-Kranzenzian (<i>Gentianella uliginosa</i>)	1	5 000	—
Hain-Gilbweiderich (<i>Lysimachia nemorum</i>)	3	—	334
Weißes Schnabelried (<i>Rhynchospora alba</i>)	2	—	949
Graue Skabiose (<i>Scabiosa canescens</i>)	44	760 000	5 135
Summe	135	807 000	14 574

(Tab. 1). Dabei wurden vorgezogene Jungpflanzen oder Diasporen ausgebracht. Eine Auswertung der Etablierungsraten steht noch aus. Erste Ergebnisse zeigen jedoch sehr heterogene Überlebensraten, was auf Grund der unterschiedlichen Standortansprüche der Arten und Witterungsbedingungen zu erwarten war. Artübergreifend wurde eine Verjüngung auf den Flächen bislang kaum beobachtet, positive Ausnahmen sind einige Ansiedlungen der Grauen Skabiose (*Scabiosa canescens*).

Stellvertretend soll hier auf die Wiederansiedlung der Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*) in Brandenburg eingegangen werden. Die Art hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa und gehört damit zu den Verantwortungsarten Deutschlands. In Brandenburg ist die Art extrem selten und wächst in lichten Kiefernwäldern auf basischen Sanden. Sie ist hier durch die zunehmende Schließung des Kronendachs gefährdet. Von 2015 bis 2019 wurden über 2 000 Pflanzen und 500 Samen ausgebracht. Die Ausbringungen erfolgten mit autochthonem Material auf mehreren Teilflächen, die sich in Bodenart, Bewuchs und Beschattung voneinander unterschieden, um Habitatgradienten abzudecken. Bis 2020 haben 31 % der Pflanzen überlebt, bei den Ansaaten lag die Etablierungsrate knapp über 1 %. Die Überlebensrate der ausgebrachten Pflanzen lag im ersten Jahr bei rund 70 %, nach drei bis fünf Jahren fiel sie auf 25 – 43 %, wo sie stagnierte (Abb. 4, 5). Trotz guten vegetativen Wachstums, reicher Blüte und guten Fruchtansatzes wurde bisher nur eine geringe generative Verjüngung beobachtet. Wir vermuten, dass hierbei die Trockenperioden der letzten Jahre eine entscheidende Rolle spielen.



Abb. 4: Monitoring der Ansiedlungsfläche der Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*). Die Pflanzen wurden in Reihe gesetzt, um das jährliche Monitoring zu erleichtern. (Foto: Elke Zippel)

Fig. 4: Monitoring of cliff pink (*Dianthus gratianopolitanus*) reintroduction. The plants were placed in a row to facilitate annual monitoring.

5 Bedeutung des Klimawandels für Ex-situ-Schutz und Ansiedlungsmaßnahmen

Die mitteleuropäische Kulturlandschaft ist seit jeher starken und schnellen Veränderungen unterworfen (Poschlod 2017). Die immer noch zunehmende Intensivierung und Überdüngung landwirtschaftlicher Flächen, die gewinnorientierte Forstwirtschaft, die Nutzungsauflassung oder Überbauung von Flächen sowie die fehlende Standortdynamik in der Landschaft (Metzing et al. 2018) beeinflussen direkt oder indirekt fast alle Biotope (Sala et al. 2000). Habitatfragmentierung und -verlust schreiten in rasantem Tempo voran und lassen seltenen Arten kaum mehr die Möglichkeit, auf geeignete Habitate auszuweichen bzw. diese zu erreichen (Poschlod, Bonn 1998).

Zusätzlich verstärkend wirkt der Einfluss des Klimawandels in Mitteleuropa. Die Auswirkungen zunehmender Trockenperioden sind offensichtlich. So kann kaum Ausgangsmaterial für Ansiedlungen gewonnen werden, wenn die Pflanzen auf Grund von Trockenstress kaum Saatgut ansetzen (zum Einfluss des Klimawandels und zur Regeneration über Samen siehe Walck et al. 2011).

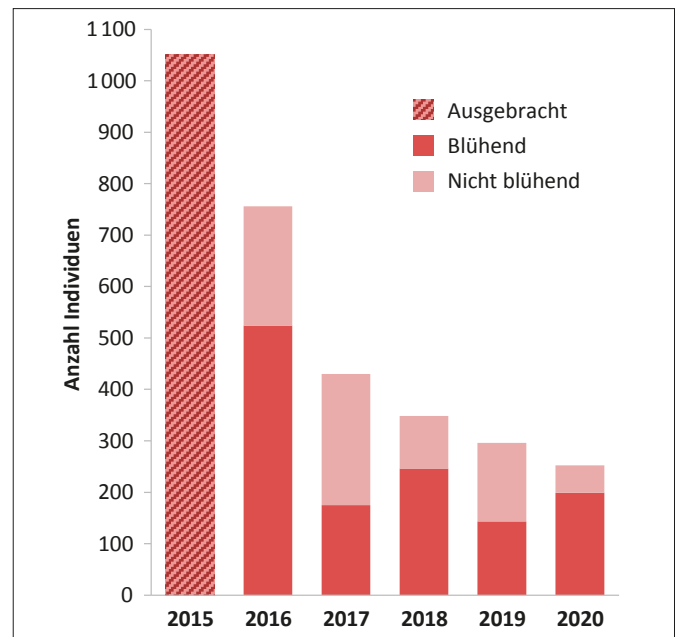


Abb. 5: Anzahl überlebender Individuen der Pfingst-Nelke (*Dianthus gratianopolitanus*) auf einer Teilfläche einer Wiederansiedlung in Nordostbrandenburg.

Fig. 5: Survival of cliff pink (*Dianthus gratianopolitanus*) on a reintroduction subplot in north-eastern Brandenburg.

Ansiedlungen erfolgen am günstigsten im Herbst, wenn der Boden tiefgründig durchfeuchtet ist. In den letzten Jahren waren viele Böden im Herbst aber noch zu trocken. Auch wenn ein Angießen die erste Wasserversorgung der Pflanzen sichert, ist eine weitere Bewässerung logistisch kaum machbar. Bei sich häufenden Dürrephasen gibt es immer weniger Zeitfenster, in denen eine Keimung und Etablierung erfolgt und in denen eine Ansiedlung Erfolg versprechend ist.

Gesondert zu betrachten sind Vorkommen am Arealrand sowie Arten der Hochgebirge (Erschbamer et al. 2009; Rosbakh et al. 2014) und Moore. Diese Habitate können durch den Klimawandel ihre Eignung als Lebensraum für bestimmte Arten temporär oder dauerhaft verlieren. Ein Beispiel für eine gefährdete Art der Moore ist der Sumpfbärlapp (*Lycopodiella inundata*). An Naturstandorten in Brandenburg ist die Art in den Dürrejahre 2018 und 2019 extrem zurückgegangen, da die Moore teilweise trockengefallen sind. Es wird sich zeigen, ob sich die Art aus der Diasporenbank selbst regenerieren kann. Speziell für Moorstandorte ist der Nebeneffekt der Eutrophierung durch klimawandel- oder managementbedingt sinkende Wasserstände und dadurch ausgelöste Torfmineralisierung zu berücksichtigen (Poschlod et al. 2009). Er ist im Einzelfall kaum von einer Eutrophierung durch atmosphärische Stickstoffdeposition und Düngereintrag von benachbarten landwirtschaftlich genutzten Flächen unterscheidbar.

In gärtnerischer Kultur können Wetterextreme mit einem unterschiedlich hohen materiellen und personellen Aufwand abgepuffert werden. Für Moorarten wie den o.g. Sumpfbärlapp trifft dies nur bedingt zu. In kleinen, künstlich angelegten Moorbeeten entspricht die Luftfeuchte nicht dem Naturstandort, die Verdunstung in heißen, trockenen Perioden ist folglich sehr hoch und die Kultur daher schwierig. Die Anzucht aus Sporen ist bisher nicht gelungen.

Maschinski, Haskins (2012) haben sich in einem Sammelband umfassend mit dem Thema Klimawandel und Wiederansiedlungen von Pflanzen im nordamerikanischen Raum beschäftigt und sehen Wiederansiedlungen als wichtiges Instrument, um gefährdete Pflanzenvorkommen zu stabilisieren. Zur Erhaltung von Arten, zu deren Rückgang der Klimawandel nachweislich entscheidend beiträgt, kann eine aktive Verbringung (assisted migration) an klimatisch geeignete Standorte, die aber außerhalb des natürlichen Areals liegen, sinnvoll sein (Ferrarini et al. 2016; Ralls et al. 2018; Zimmer et al. 2020). Dies wird in der deutschen Naturschutzpraxis kontrovers diskutiert und sehr zögerlich aufgenommen (Koch, Kollmann 2012), wohingegen z. B. in der Forstwirtschaft die aktive Einbringung neophytischer Gehölze und gebietsfremder Herkünfte als Maßnahme gegen den Klimawandel seit Längerem propagiert, aber auch kontrovers diskutiert wird (Milad et al. 2011). Der Klimawandel kann sich also insgesamt in unterschiedlicher Weise auf die Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten auswirken. Eine umfassende, unvoreingenommene Diskussion dieses Themenkomplexes würde den hier gesetzten Rahmen allerdings überschreiten.

6 Fazit

Sorgfältig und umfassend aufgebaute Saatgutbanken, fachgerecht geführte Erhaltungskulturen und gut vorbereitete Wiederansiedlungsmaßnahmen können und müssen in Zukunft klassische Artenschutzmaßnahmen ergänzen, um den Rückgang der botanischen Vielfalt zu verringern, auch wenn er kaum ganz aufzuhalten sein wird. Andernfalls drohen noch erheblich schwerere Verluste. Der Klimawandel spielt derzeit eher noch eine untergeordnete Rolle bei den Gefährdungsursachen, kann sich aber in unterschiedlicher Weise auf die Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten auswirken.

7 Literatur

Aguiar R., Ashworth L. et al. (2006): Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: Review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9(8): 968–980. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x

- Benkert D., Fukarek F., Korsch H. (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen). Fischer. Jena: 615 S.
- BfN/Bundesamt für Naturschutz (2015): Artenschutz-Report 2015. Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 63 S.
- Bonn S., Poschlod P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer. Wiesbaden: 404 S.
- Borgmann P., Burkart M. et al. (2015): WIPs-De: Wildpflanzenschutz Deutschland. Ein Projekt des Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft* 90(12): 550–555. DOI: 10.17433/12.2015.50153370.550-555
- Bucharova A., Bossdorf O. et al. (2019): Mix and match: Regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. *Conservation Genetics* 20(1): 7–17. DOI: 10.1007/s10592-018-1067-6
- Dalrymple S.E., Banks E. et al. (2012): A meta-analysis of threatened plant reintroductions from across the globe. In: Maschinski J., Haskins K.E. (Hrsg.): *Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils, the science and practice of ecological restoration*. Island Press. Washington: 31–50. DOI: 10.5822/978-1-61091-183-2_3
- Diekmann M. (2016): Handlungsleitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Osnabrück: 51 S.
- Diekmann M., Müller J. et al. (2015): Wiederansiedlungen von Gefäßpflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. *Tuexenia* 35: 249–265. DOI: 10.14471/2015.35.004
- Drayton B., Primack R.B. (2000): Rates of success in the reintroduction by four methods of several perennial plant species in eastern Massachusetts. *Rhodora* 102(9): 299–331.
- Erschbamer B., Kiebacher T. et al. (2009): Short-term signals of climate change along an altitudinal gradient in the South Alps. *Plant Ecology* 202(1): 79–89. DOI: 10.1007/s11258-008-9556-1
- Falk D.A., Millar C.I. et al. (1996): *Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington, D.C.: 400 S.
- Ferrarini A., Selvaggi A. et al. (2016): Planning for assisted colonization of plants in a warming world. *Scientific Reports* 6(1): 285472. DOI: 10.1038/srep28542
- Fiedler P.L., Laven R.D. (1996): Selecting reintroduction sites. In: Falk D.A., Millar C.I. et al. (Hrsg.): *Restoring diversity*. Island Press. Washington, D.C.: 157–169.
- Godefroid S., Piazza C. et al. (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144(2): 672–682. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.10.003
- Guerrant E.O. (2012): Characterizing two decades of rare plant reintroductions. In: Maschinski J., Haskins K.E. (Hrsg.): *Plant reintroduction in a changing climate: Promises and perils*. Island Press. Washington, D.C.: 9–29.
- Guerrant E.O., Havens K. et al. (2004): *Ex situ plant conservation: Supporting species in the wild*. Island Press. Washington, D.C.: 505 S.
- Guerrant E.O., Kaye T.N. (2007): Reintroduction of rare and endangered plants: Common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany* 55: 362–370. DOI: 10.1071/BT06033
- Haeupler H., Schönfelder P. (Hrsg.) (1988): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland*. Ulmer. Stuttgart: 768 S.
- Hartmann F., Bartl G. (2009): Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses in Baden-Württemberg. In: *Wanderfische Baden-Württemberg (WFBW) gemeinnützige GmbH* (Hrsg.): *Lachs in Baden-Württemberg*. WFBW. Stuttgart: 21–51.
- Heinken T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. *Tuexenia* 29: 305–329.

- Infloflora (2017): Empfehlungen zur ex situ-Erhaltung und Ansiedlung gefährdeter Pflanzen. Zusammenfassung des nationalen Daten- und Informationszentrums der Schweizer Flora. https://www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/Ex-situ_Introduction_D_F_I/InfoFlora_Empfehlungen_Ansiedlung.pdf (aufgerufen am 19.11.2020).
- IUCN/International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (1998): IUCN Guidelines for Re-introductions. IUCN Species Survival Commission Re-introduction Specialist Group. IUCN. Gland, Switzerland. <https://portals.iucn.org/library/e/files/documents/PP-005.pdf> (aufgerufen am 19.11.2020).
- Jensch D., Poschlod P. et al. (2001): Überlegungen zur Zustandsbewertung und zu einem Monitoring von Pflanzenpopulationen im Rahmen der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 46–64.
- Kaulfuß F., Reisch C. (2017): Reintroduction of the endangered and endemic plant species *Cochlearia bavarica* – Implications from conservation genetics. *Ecology and Evolution* 7(24): 11 100–11 112. DOI: 10.1002/ece3.3596
- Koch C., Kollmann J. (2012): Wiederansiedlung und Translokation regional ausgestorbener Pflanzenarten. Eine Expertenbefragung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44(3): 77–82.
- Lauterbach D., Borgmann P. et al. (2015): Allgemeine Qualitätsstandards für Erhaltungskulturen gefährdeter Wildpflanzen. *Gärtnerisch-Botanischer Brief* 200: 16–39.
- Lauterbach D., Burkart M. et al. (2019): Beiträge der Botanischen Gärten Potsdam und Berlin zum botanischen Artenschutz in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 28(1): 4–19.
- Listl D., Poschlod P. et al. (2018): Do seed transfer zones for ecological restoration reflect the spatial genetic variation of the common grassland species *Lathyrus pratensis*? *Restoration Ecology* 26(4): 667–676. DOI: 10.1111/rec.12613
- Litterski B., Berg C. et al. (2006): Analyse landesweiter Artendaten (§ 20 – Biotopkartierung) zur Erstellung von Flächenkulissen für die FFH-Management- und die Gutachtliche Landschaftsrahmenplanung. Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: 48 S.
- Manders P.T., Botha S.A. (1989): A note on establishment of *Widdringtonia cedarbergensis* (Cianwilliam Cedar). *Journal of Ecology* 26(2): 571–574. DOI: 10.2307/2404082
- Maschinski J., Haskins K.E. (2012): Plant reintroduction in a changing climate: Promises and perils. Island Press. Washington, D.C.: 402 S.
- McKay J.K., Christian C.E. et al. (2005): “How local is local?”: A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology* 13(3): 432–440. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x
- Metzing D., Garve E. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(7): 13–358.
- Milad M., Schaich H. et al. (2011): Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology Management* 261(4): 829–843. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.10.038
- NetPhyD, BfN/Netzwerk Phytodiversität Deutschlands, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Landwirtschaftsverlag, Münster: 912 S.
- Pavlik B.M. (1996): A framework for defining and measuring success during reintroductions of endangered plants. In: Falk D., Millar C. et al. (Hrsg.): *Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington, D.C.: 127–156.
- Poschlod P. (2017): *Geschichte der Kulturlandschaft*. 2. Aufl. Ulmer. Stuttgart: 320 S.
- Poschlod P., Biewer H. (2005): Diaspore and gap availability limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica* 40(1): 13–34. DOI: 10.1007/BF02803041
- Poschlod P., Bonn S. (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: An explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats. *Acta Botanica Neerlandica* 47(1): 27–44.
- Poschlod P., Herkommer U. et al. (2009): Langzeitbeobachtungen und Erfolgskontrolle in Regenmooren des Alpenvorlandes nach Torfabbau und Wiedervernässung. *Laufener Spezialbeiträge* 2/09: 46–59.
- Poschlod P., Kleyer M. et al. (2003): BIOPOP – a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica* 38(3): 263–271. DOI: 10.1007/BF02803198
- Ralls K., Ballou J.D. et al. (2018): Call for a paradigm shift in the genetic management of fragmented populations. *Conservation Letters* 11(2): e12412. DOI: 10.1111/conl.12412
- Richert E., Günther A. et al. (2011): Konzeption für den Artenschutz in Sachsen – fachliche Grundlagen und Priorisierung. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 53: 4–19.
- Richter F., Grätz C. (2018): Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. *Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen* 2018(1): 1–61.
- Rosbakh S., Bernhardt-Römermann M. et al. (2014): Elevation matters: Contrasting effects of climate change on the vegetation development at different elevations in the Bavarian Alps. *Alpine Botany* 124(2): 143–154. DOI: 10.1007/s00035-014-0139-6
- Sala O.E., Chapin F.S. et al. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5 459): 1 770–1 774. DOI: 10.1126/science.287.5459.1770
- Scharbert A. (2014): Grundlagen und Stand des Projektes zur Wiederansiedlung des Maifisches im Rhein. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Forschung und Entwicklung zur Qualitätssicherung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen*. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Karlsruhe: 55–63.
- Schemske D.W., Husband B.C. et al. (1994): Evaluating approaches to conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75(3): 584–606. DOI: 10.2307/1941718
- Scherzinger W. (2017): Umsiedlung, Auswilderung und Wiederansiedlung – effektive Instrumente des Artenschutzes. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Supplement 20: 1–8.
- Schneider J., Jörgensen L. et al. (2005): Der Lachs kehrt zurück – Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz. *Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz*. Mainz: 63 S.
- Seitz B. (2007): Konzeption zum Florenschutz im Land Berlin. Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege Berlin. Berlin: 75 S.
- Van Rossum F., Hardy O.J. et al. (2020): Genetic monitoring of translocated plant populations in practice. *Molecular Ecology* 29(21): 4 040–4 058. DOI: 10.1111/mec.15550
- Walck J.L., Hidayati S. et al. (2011): Climate change and plant regeneration from seed. *Global Change Biology* 17(6): 2 145–2 161. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02368.x
- Zimmer H.C., Auld T.D. et al. (2020): Conservation translocation – An increasingly viable option for managing threatened plant species. *Australian Journal of Botany* 67(7): 501–509. DOI: 10.1071/BT19083
- Zimmerling D., Lauterbach D. et al. (2020): Wiederansiedlungen seltener Arten. Botanischer Artenschutz: Prozesse schützen allein reicht nicht mehr! *Naturschutz und Landschaftsplanung* 52(5): 248–251.
- Zippel E., Borgmann P. et al. (2016): Verknüpfung von ex situ und in situ-Artenschutz: das Projekt „Wildpflanzenschutz in Deutschland“. In: Korn H., Bockmühl K., Schliep R. (Hrsg.): *Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland XII*. BfN-Skripten 432: 49–57.
- Zippel E., Lauterbach D. (2018): Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Wildpflanzen. https://www.wildpflanzenschutz.uni-osnabrueck.de/wp-content/uploads/2019/05/Leitlinien_Ansiedlungen.pdf (aufgerufen am 19.11.2020).

Dr. Daniel Lauterbach
Korrespondierender Autor
 Botanischer Garten der Universität Potsdam
 Maulbeerallee 3
 14469 Potsdam
 E-Mail: daniel.lauterbach@uni-potsdam.de



Der Autor, Jahrgang 1982, studierte Biologie mit den Schwerpunkten Ökologie und Naturschutz an der Universität Potsdam. Er promovierte am Botanischen Garten und Botanischen Museum der Freien Universität Berlin, danach war er wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie der Technischen Universität Berlin. Seit 2013 ist er wissenschaftlicher Mitarbeiter in botanischen Artenschutzprojekten am Botanischen Garten der Universität Potsdam.

Dr. Elke Zippel
 Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin
 Freie Universität Berlin
 Königin-Luise-Straße 6–8
 14195 Berlin
 E-Mail: e.zippel@bgbm.org

Dr. Ute Becker
 Grüne Schule im Botanischen Garten
 der Johannes Gutenberg-Universität Mainz
 Anselm-Franz-von-Bentzel-Weg 9b
 55099 Mainz
 E-Mail: beckeru@uni-mainz.de

Dr. Peter Borgmann
 Botanischer Garten der Universität Osnabrück
 Albrechtstraße 29
 49076 Osnabrück
 E-Mail: borgmann@uni-osnabrueck.de

Dr. Michael Burkart
 Botanischer Garten der Universität Potsdam
 Maulbeerallee 3
 14469 Potsdam
 E-Mail: mburkart@uni-potsdam.de

Judith Lang
 Universität Regensburg
 Lehrstuhl für Ökologie und Naturschutzbiologie
 Universitätsstraße 31
 93053 Regensburg
 E-Mail: judith.lang@biologie.uni-regensburg.de

Dr. Daniela Listl
 Universität Regensburg
 Lehrstuhl für Ökologie und Naturschutzbiologie
 Universitätsstraße 31
 93053 Regensburg
 E-Mail: daniela.listl@ur.de

Silvia Oevermann
 Botanischer Garten der Universität Osnabrück
 Albrechtstraße 29
 49076 Osnabrück
 E-Mail: silvia.oevermann@uni-osnabrueck.de

Dr. Anna Heinken-Šmídová
 Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin
 Freie Universität Berlin
 Königin-Luise-Straße 6–8
 14195 Berlin
 E-Mail: a.heinken-smidova@bgbm.org

Prof. Dr. Albert-Dieter Stevens
 Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin
 Freie Universität Berlin
 Königin-Luise-Straße 6–8
 14195 Berlin
 E-Mail: ad.stevens@bgbm.org

Dr. Okka Tschöpe
 Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin
 Freie Universität Berlin
 Königin-Luise-Straße 6–8
 14195 Berlin
 E-Mail: o.tschoepe@bgbm.org

Sina Weißbach
 Botanischer Garten der Universität Potsdam
 Maulbeerallee 3
 14469 Potsdam
 E-Mail: sweissba@uni-potsdam.de

Felicitas Wöhrmann
 Botanischer Garten der Universität Potsdam
 Maulbeerallee 3
 14469 Potsdam
 E-Mail: woehrmann@uni-potsdam.de

Prof. Dr. Sabine Zachgo
 Botanischer Garten der Universität Osnabrück
 Albrechtstraße 29
 49076 Osnabrück
 E-Mail: szachgo@uni-osnabrueck.de

Prof. Dr. Peter Poschlod
 Universität Regensburg
 Lehrstuhl für Ökologie und Naturschutzbiologie
 Universitätsstraße 31
 93053 Regensburg
 E-Mail: peter.poschlod@ur.de

Anzeige



Heinz
Sielmann
Stiftung

Was bleibt? Mein Erbe. Für unsere Natur.

Helfen Sie mit, bedrohte Tierarten und Lebensräume unserer Heimat auch für nachfolgende Generationen zu schützen: mit einem Testament zu Gunsten der gemeinnützigen Heinz Sielmann

Stiftung. Ein kostenfreier Ratgeber zum Thema Testament und Engagement liegt für Sie bereit.
 Rufen Sie uns an unter 05527 914 419

www.sielmann-stiftung.de/testament