

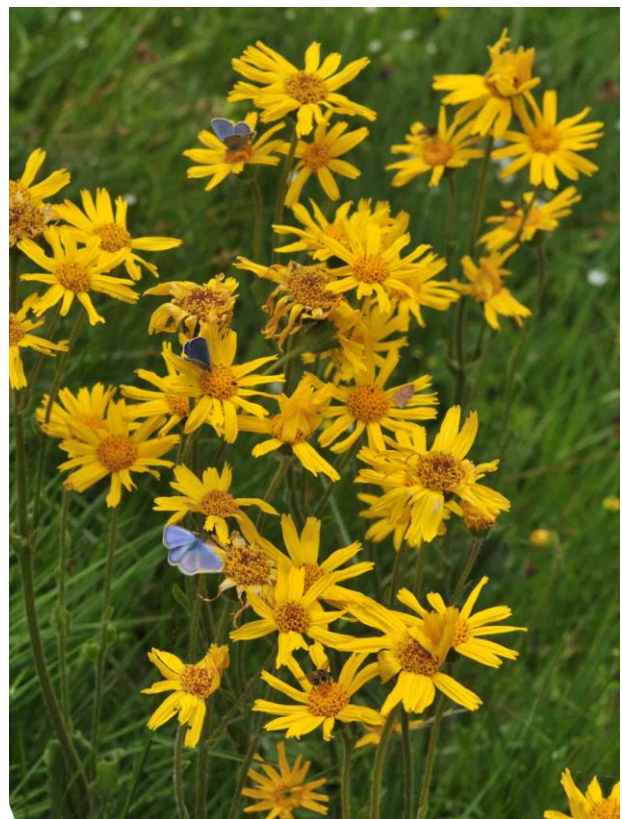
Elke Zippel\* und Daniel Lauterbach\*\*

\* Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin

\*\* Botanischer Garten der Universität Potsdam

## *Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Wildpflanzen*

## *Guidelines for reintroduction of endangered plants*



Berlin, im Juli 2018



Elke Zippel\* und Daniel Lauterbach\*\*

\* Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin

\*\* Botanischer Garten der Universität Potsdam

## *Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Wildpflanzen*

## *Guidelines for reintroduction of endangered plants*

*Unter Mitarbeit von*

*Partnern des WIPs-De-Verbundes:*

**Peter Borgmann** (Botanischer Garten /Loki-Schmidt-Genbank Osnabrück), **Michael Burkart** (Botanischer Garten der Universität Potsdam), **Daniela Listl** (Botanischer Garten der Universität Regensburg), **Peter Poschlod** (Botanischer Garten der Universität Regensburg), **Annemarie Radkowitzsch** (Pädagogische Hochschule Karlsruhe), **Albert-Dieter Stevens** (Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin)

*und Mitarbeitern des behördlichen, hauptberuflichen und ehrenamtlichen Naturschutzes:*

**Anja Abdank** (LUNG Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow), **Natalie Altenhain** (Kleinmachnow) **Dieter Frank** (LAU Sachsen-Anhalt, Halle / Saale), **Dethardt Götze** (Botanischer Garten Universität Rostock), **Christina Grätz** (NagolaRe GmbH, Jänschwalde), **Andreas Herrmann** (LfU Brandenburg, Potsdam), **Bernd Machatzi** (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin), **Justus Meißner** (Stiftung Naturschutz Berlin ), **Frank Richter** (TU Dresden), **Michael Ristow** (Universität Potsdam), **Birgit Seitz** (Steuerungsgruppe Florenschutz Berlin), **Susanne Uhlemann** (SMUL Sachsen, Freiberg), **Frank Zimmermann** (LfU Brandenburg, Potsdam)



# Inhalt

|   |    |
|---|----|
| Vorwort.....  | 1  |
| 1. Einleitung .....   | 2  |
| 2. Begriffsdefinitionen .....   | 5  |
| 3. Das Wichtigste in Kürze: Schritte einer erfolgreichen Ansiedlung .....           | 8  |
| 3.1 Vorüberlegungen (.....)   | 8  |
| 3.2 Planung .....   | 8  |
| 3.3 Praktische Arbeiten .....   | 9  |
| 3.4 Monitoring .....  | 9  |
| 4. Rechtliche und formale Voraussetzungen.....                                      | 10 |
| 4.1 Nationale und internationale Abkommen und Gesetze .....                         | 10 |
| 4.2 Einbindung des behördlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes .....              | 11 |
| 5. Entscheidungskriterien und Vorüberlegungen.....                                  | 11 |
| 5.1 Priorisierung von Zielarten.....  | 11 |
| 5.2 Biologie und Ökologie der Zielart .....   | 12 |
| 5.3 Bestandsentwicklung und Gefährdungssituation .....                              | 13 |
| 5.4 Prüfung noch vorhandener Diasporenbanken .....                                  | 14 |
| 5.5 Taxonomie.....  | 15 |
| 6. Flächenauswahl .....   | 16 |
| 6.1 Suche nach geeigneten Flächen.....  | 16 |
| 6.2 Flächenvorbereitung .....   | 17 |
| 6.3 Langfristige Sicherstellung der Biotopqualität.....                             | 20 |
| 6.4 Vermeidung von Zielkonflikten .....   | 20 |
| 6.5 Logistische Herausforderungen.....  | 21 |
| 7. Auswahl und Eignung des Ausgangsmaterials .....                                  | 21 |
| 7.1 Herkunft des Ausgangsmaterials .....  | 21 |
| 7.2 Populationsgenetische Aspekte.....  | 22 |
| 7.3 Mischung oder Trennung verschiedener Herkünfte.....                             | 23 |
| 7.4 Ausgangsmaterial.....   | 25 |
| 7.5 Sammlung des Ausgangsmaterials .....  | 26 |
| 7.6 Material für die Ansiedlung: Samen, Jungpflanzen oder vegetative Diasporen..... | 28 |
| 7.7 Individuenanzahl .....  | 29 |



|   |    |
|---|----|
| 7.8 Anzucht und Vermehrung .....                      | 30 |
| 8. Durchführung der Ansiedlung .....                  | 32 |
| 8.1 Geeignete Jahreszeit .....                        | 32 |
| 8.2 Pflanzung und Ansaat .....                        | 33 |
| 8.3 Dokumentation .....                               | 35 |
| 8.4 Nachsorge.....                                    | 36 |
| 9. Langfristige Standortsicherung und Monitoring..... | 37 |
| 9.1 Standortsicherung und Biotoppflege.....           | 37 |
| 9.2 Monitoring.....                                   | 38 |
| 10 Literatur .....                                    | 40 |
| I Sammelbogen ENSCONET .....                          | 51 |
| II Dokumentation Ansiedlung.....                      | 52 |
| III Monitoring.....                                   | 54 |



Flächenvorbereitung zur Ansaat und Auspflanzung von Sandtrockenrasenarten nach Rodung und Oberbodenabtrag auf einer Binnendüne im Dahme–Heideseengebiet in Brandenburg.

# Vorwort

# 1. Einleitung

Wir leben in einem Zeitalter weltweiten Artensterbens. Die mannigfaltigen Tätigkeiten einer immer noch rapide wachsenden Menschheit üben auf die Lebensräume und Populationen wild lebender Pflanzen und Tiere, Mikroben und Pilze einen ständig steigenden Druck aus, und dies überall auf dem Erdball, sogar in den Polarregionen (Heywood 2017). Auch in Mitteleuropa, wo die meisten Lebensräume seit Jahrtausenden durch menschlichen Einfluss geprägt sind und überwiegend daran angepasste Arten enthalten (Poschlod 2014), ist der Nutzungsdruck auf die Landschaft allgemein inzwischen zu stark, um der historisch gewachsenen Artenvielfalt noch eine langfristige Lebensperspektive zu bieten (Korneck et al. 1998). Durch die zunehmende Fragmentierung der Lebensräume und den Verlust von Ausbreitungsprozessen werden Ausbreitungsmöglichkeiten sowie der genetische Austausch zwischen Populationen wildlebender Pflanzen eingeschränkt oder unterbunden (Oostermeijer et al. 1996, Bonn & Poschlod 1998, Poschlod & Bonn 1998). Auch die vielfältigen Tätigkeiten des amtlichen und nichtamtlichen Naturschutzes können diesen Trend nicht aufhalten oder gar umkehren; sogar Naturschutzgebiete sind massiv betroffen (CBD 2016). Angesichts dieser Lage sind neue Handlungsansätze nötig.

Der Ansatz, Wildarten in menschliche Obhut zu nehmen, zu vermehren und wieder in die Natur zu bringen, ist im zoologischen Artenschutz schon lange bekannt und wird seit Jahrzehnten weltweit praktiziert (Fischer & Lindenmayer 2000). Auch bei Wildpflanzen können gezielte Ansiedlungen bedrohte Arten vor dem lokalen oder sogar globalen Aussterben bewahren und sind dort sinnvoll, wo geeignete Lebensräume geschaffen wurden oder wieder vorliegen, aber die Arten diese nicht aufgrund fehlender Ausbreitungsprozesse erreichen können. Das zeigen die zunehmend zahlreichen und erfolgreichen Ansiedlungen und Populationsstützungen gefährdeter Wildpflanzen weltweit (Given 1994, Caughley & Gunn 1995, Falk et al. 1996, Godefroid et al. 2011, Maschinski & Haskins 2012, Sheean et al. 2012, Ren 2014). Ansiedlungen von Pflanzen sind inzwischen eine anerkannte Technik des botanischen Artenschutzes (CBD 1992, Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie 43/92 EWG). Sie können eine wichtige Rolle bei der Wiederherstellung von Ökosystemen und Ökosystemfunktionen spielen (Lipsey & Child 2007, Polak & Saltz 2011), da das Verschwinden einer Art, v.a. einer Schlüsselart, wahrscheinlich Auswirkungen auf andere Arten oder Ökosystemprozesse bzw. -dienstleistungen haben kann (Hillebrand & Matthiessen 2009).

Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (Global Strategy for Plant conservation, GSPC) als Teil der Biodiversitätskonvention (CBD 1992) misst der Ansiedlung gefährdeter



Pflanzenarten eine hohe Bedeutung bei. Ziel 8 der 16 formulierten Ziele verlangt, bis zum Jahr 2020 75 % der gefährdeten Pflanzenarten in zugänglichen *Ex situ*-Sammlungen zu sichern, vorzugsweise im Herkunftsland, und 20 % davon in Wiederansiedlungs- und Wiederherstellungsprogramme einzubeziehen (GSPC 2010).

Diese Möglichkeit des botanischen Artenschutzes wurde in der Vergangenheit in Deutschland aufgrund zahlreicher Vorbehalte von vielen Akteuren im Artenschutz abgelehnt. Sie gewinnt aber angesichts des massiv fortschreitenden lokalen Artensterbens in jüngerer Zeit zunehmend auch in Deutschland an Bedeutung (Zahlheimer 2009a, b, Koch & Kollmann 2012, Lauterbach 2013, Diekmann 2016) und ist aufgrund des Landnutzungswandels, aber auch des Klimawandels und der Eutrophierung durch atmosphärische Depositionen (Sala et al. 2000) heute mehr denn je als „zusätzliche Lebensversicherung“ für Pflanzenarten notwendig (Poschlod 2014). Auch die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt nennt in ihrem „Aktionsfeld Artenschutz und genetische Vielfalt“ Ansiedlungen von Arten sowie die Entwicklung und Erprobung von Qualitätskriterien für Wiederansiedlungsprojekte *in situ* und *ex situ* als Maßnahmen zur Umsetzung ihrer Handlungsziele. *Ex situ*-Maßnahmen, also das Einlagern von Saatgut in Saatgutbanken und die Anlage von Erhaltungskulturen in Gärten, sind aber weder Ersatz für den Schutz der Arten in ihren natürlichen Lebensräumen (*in situ*), noch dürfen sie der Standortzerstörung unter dem Vorwand Vorschub leisten, man könne die Arten doch woanders wieder ansiedeln (Sukopp & Trautmann 1982, Mc Naughton 1989, Allen 1994, Valee et al. 2004). Lebensräume mit ihrer gesamten floristischen, faunistischen, mikrobiellen und abiotischen Ausstattung sowie ihrer räumlich-zeitlichen Dynamik können nicht einfach *ex situ* konserviert oder umgesiedelt werden. Leider sind Misserfolge solcher Ansätze nicht publiziert.

Ziel jeder Ansiedlung sollte der Aufbau langfristig stabiler und sich erfolgreich selbst verjüngender Populationen sein. Dafür müssen diese über genügende genetische Ressourcen verfügen, um sich im Laufe der Zeit wandelnden Standortbedingungen anpassen und somit in der Evolution fortbestehen zu können (Primack & Miao, 1992, Ren et al. 2014). Im Optimalfall wird ein genetischer Austausch der neu begründeten oder gestützten Population mit benachbarten Populationen der Art erreicht. Das reine Überleben von ausgebrachten Individuen innerhalb einiger Jahre kann nicht immer als Erfolg gewertet werden. Lange Zeiträume sind für eine fundierte Bewertung des Erfolges einer Ansiedlung notwendig.

Ansiedlungen und Populationsstützungen werden seit Jahrzehnten vor allem in Australien und den USA erfolgreich durchgeführt (Guerrant et al. 2004, Guerrant & Kaye 2007). Die wichtigsten Voraussetzungen für die Ansiedlung von Wildarten sind daher gut bekannt. Inzwischen gibt es eine steigende Zahl von Studien, die sich mit Wiederansiedlungen und

Populationsstützungen beschäftigen (s. Guerrant 2012), sowie erste zusammenfassende Analysen (Godefroid et al. 2011, Dalrymple et al. 2012). International hat die IUCN bereits 1998 übergeordnete Richtlinien für die Wiederansiedlung von Tieren und Pflanzen herausgegeben (IUCN 1998, basierend auf u.a. Falk et al. 1996), die mittlerweile die allgemein akzeptierte Grundlage für die Planung und Durchführung von Ansiedlungen sind. Diese Richtlinien wurden in diversen Konzepten und Leitfäden überarbeitet und verfeinert (Akeroyd & Wyse Jackson 1995, Bowles & Whelan 2003, Heywood & Dulloo 2005, Rossi & Bonomi 2007, Gorbunov 2008, Maschinski & Haskins 2012, Rossi et al. 2013, Diekmann 2016, Inflorea 2017, Maschinski & Albrecht 2017, Richter & Grätz 2018).



Das Projekt "Aufbau eines nationalen Netzwerkes zum Schutz gefährdeter Wildpflanzenarten in besonderer Verantwortung Deutschlands – WIPs-De" verknüpft ex situ und in situ Maßnahmen 15 Gefäßpflanzenarten mit besonderer Verantwortung Deutschlands (<http://www.biologischevielfalt.de/verantwortungsarten.html>). In dem Verbund der Botanischen Gärten Berlin-, Karlsruhe, Osnabrück, Potsdam und Regensburg sowie die Pädagogische Hochschule Karlsruhe wurden von möglichst vielen naturräumlich repräsentativen Populationen der Zielarten Saatgut bzw. Sporen gesammelt und in die Saatgutbanken der beteiligten Botanischen Gärten eingelagert. Zusätzlich wurden von ausgewählten Populationen Erhaltungs- und Vermehrungskulturen angelegt, um mit dem gewonnenen Material an geeigneten Standorten Ansiedlungen von Pflanzen (Populationsstützungen, Ansiedlungen) durchzuführen. Alle Maßnahmen erfolgten in enger Zusammenarbeit mit den jeweiligen Behörden und Gebietsbetreuern vor Ort. Zu weiteren Aufgaben des Projektes, das im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt von 2013–2018 gefördert wurde, gehörten die Erarbeitung von Standards und Protokollen für die Kultivierung und Ansiedlung von Wildpflanzen in Deutschland (Borgmann et al. 2015, Zippel et al. 2016, [www.wildpflanzenschutz.de](http://www.wildpflanzenschutz.de)).

In den letzten Jahren hat das Interesse an dieser Form des Artenschutzes auch in Mitteleuropa stark zugenommen. Daher ist es dringend geboten, auch für Deutschland solide Standards für Ansiedlungen / Ausbringungen von einheimischen Wildpflanzen zu erarbeiten und zugänglich zu machen. Diese müssen auf dem aktuellen Kenntnisstand des wissenschaftlichen Naturschutzes beruhen, die gesetzlichen Rahmenbedingungen berücksichtigen und für den Praktiker verständlich und umsetzbar sein. Das vorliegende Dokument soll einen Überblick über den derzeitigen Kenntnisstand dieses jungen Ansatzes im botanischen Artenschutz geben. Es soll helfen, die Effektivität von Populationsstützungen und Ansiedlungen zu steigern, aber auch Standards für die Arbeiten ex situ und in situ und

für deren Dokumentation vorgeben. Denn nur wenn genügend Daten über erfolgreiche und gescheiterte Ansiedlungen vorliegen, kann durch vergleichende Studien aus Erfolgen wie auch Fehlern gelernt werden (Fischer & Lindenmayer 2000, Cochrane et al. 2007, Halsey et al. 2015). Jede intensive Beschäftigung mit einer gefährdeten Art bringt neue Erkenntnisse über ihre Ökologie, Biologie und Kulturansprüche, und jede Publikation zum Thema von der Lokalzeitung bis zum internationalen Fachjournal hilft, das öffentliche Problembewusstsein zu schärfen (Guerrant & Kaye 2007). So hoffen wir, mit diesen Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Pflanzenarten zum Erreichen der deutschland- und europaweit sowie global formulierten Ziele beitragen zu können (Nationale Biodiversitätsstrategie, Europäisches Konzept, GSPC 2010).

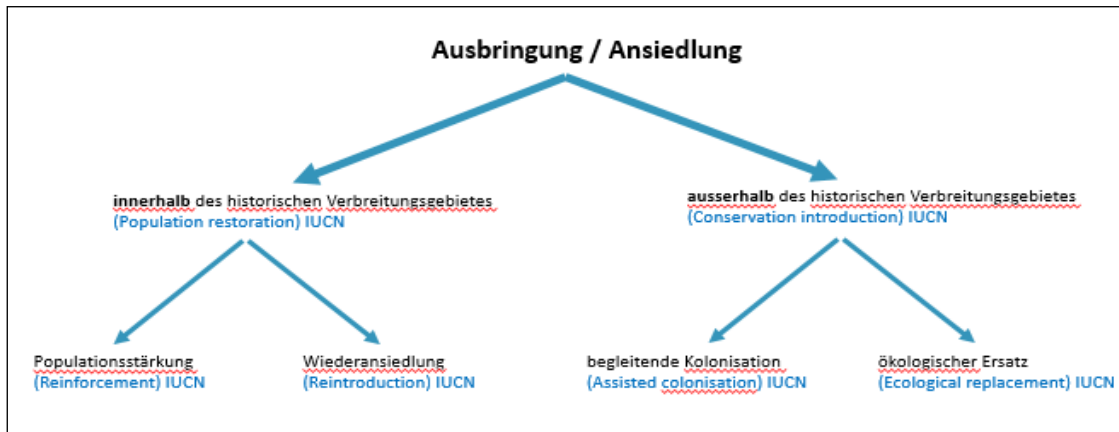
Unsere Vorschläge zur Vorgehensweise sollen nicht als endgültig verstanden werden. Angesichts der wachsenden Zahl an dokumentierten und veröffentlichten Ansiedlungen weltweit sowie der fortschreitenden Zerstörung der Lebensräume für Wildpflanzen wird es vielmehr notwendig sein, die Arbeitsweise und die Kriterien laufend kritisch zu hinterfragen, weiterzuentwickeln und an die sich ändernden Anforderungen anzupassen.

## 2. Begriffsdefinitionen

Dieser Leitfaden orientiert sich für verschiedene Formen von Ansiedlungen an den Definitionen der IUCN (IUCN 1998). Grundsätzlich unterscheidet man zwischen Ansiedlungen innerhalb und außerhalb des historischen Areals. Die Abgrenzung des historischen Verbreitungsareals (postglazial) ist sicher nicht immer einfach festzulegen bzw. fehlerbehaftet, dennoch ist diese geografische Abgrenzung für die meisten Arten relativ eindeutig. Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG § 40) nutzt die Termini „Gebiet“ und „Vorkommensgebiete“. Die Begriffe lassen jedoch erheblichen Interpretationsspielraum. Präziser wird der § 37 des BNatSchG. Hier heißt es: „die Wiederansiedlung ... innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets“ ist Aufgabe des Artenschutzes (Details zu den rechtlichen Rahmenbedingungen s. 3.).

Die zahlreichen englischen Termini zum Thema Ausbringungen vereinfachen die Situation nicht und lassen sich nicht immer ins Deutsche übertragen. Auch im deutschsprachigen Raum gibt es unterschiedliche Auffassungen zu den verwendeten Begriffen. Unterschiedliche Auslegungen bietet z.B. der Begriff „Neuansiedlung“. Nach internationalen Standards meint er generell eine Ansiedlung außerhalb des historischen Verbreitungsareals. Im deutschsprachigen Raum und insbesondere im Bereich der floristischen Kartierung versteht man darunter die Ansiedlung innerhalb des historischen Verbreitungsareals, aber an einem Ort, wo die Art vorher nicht belegt war. Diese Differenzierung ist jedoch angesichts der steten

Dynamik, der die Vegetation und damit die Vorkommen von Arten in unserer Kulturlandschaft unterliegen, nicht sinnvoll. Die Bewirtschaftung von Flächen in der Vergangenheit und die Ausbreitungswege von Arten sind von einem steten Wandel geprägt (Poschold 2017). Alle dies ist nur ansatzweise dokumentiert. Daher plädieren wir dafür, den Begriff „Wiederansiedlungen“ regional / naturräumlich zu verwenden und auf sämtliche Ansiedlungen im historischen und rezenten Verbreitungsgebiet zu beziehen (siehe auch Infoflora (2017)).



Schema zur Definition der unterschiedlichen Ansiedlungstypen

### Ausbringung innerhalb des Verbreitungsgebietes (Population restoration)

- **Populationsstärkung/Populationsstützung** (reinforcement, supplementation, re-stocking, enhancement, augmentation): Ausbringung von Samen und / oder (Jung-)Pflanzen in eine bestehende Population mit dem Ziel, die Population vor dem Aussterben zu bewahren.
- **Wiederansiedlung/Wiedereinbürgerung** (reintroduction, restitution): Ansiedlung in einem Gebiet / einer Region, in dem / der die Art historisch vorkam, wo sie aber ausgerottet wurde oder ausgestorben ist.

### Ausbringung außerhalb des Verbreitungsgebietes (conservation introduction, translocation)

- **begleitete Kolonisation** (assisted colonization / assisted migration): Ansiedlung außerhalb des Verbreitungsgebietes mit dem Ziel, einer Population / Art vor dem Aussterben zu bewahren, z.B. in Anbetracht des Klimawandels eine Art bei der Besiedlung neuer Standorte, die sie nicht durch eigene Ausbreitung erreicht, zu unterstützen.
- **ökologischer Ersatz** (ecological replacement): Ansiedlung außerhalb des Verbreitungsgebietes mit dem Ziel, die ökologische Funktion einer anderen ausgestorbenen Art zu ersetzen.
- **Ansabung** (nur im deutschen Sprachgebiet): Ansiedlung gebietsfremder Arten mit dem Ziel, die Artenzahl zu erhöhen bzw. die Flora zu bereichern (Wagenitz 2001).

Die in Anbetracht des Klimawandels zuweilen propagierte „begleitende Kolonisation (assisted colonization), also die Ansiedlung außerhalb des natürlichen Areal ist in Mitteleuropa im botanischen Artenschutz bisher nicht als prioritäre Maßnahme anzusehen. Im zoologischen Artenschutz bei Vögeln und Säugetieren wird die begleitende Kolonisation bereits lange praktiziert (Griffith et al. 1989) Jedoch ist der Klimawandel derzeit im Vergleich zu Landnutzungsänderungen und Stickstoffeinträgen für den Verlust pflanzlicher Vielfalt in Deutschlands mit Ausnahme der alpinen Stufe (Grabherr et al. 1994, Erschbamer et al. 2009, Rosbakh et al. 2014) sowie für kurzlebige Pflanzen ohne Samenbank im Boden (Morris et al. 2008) bisher von untergeordneter Bedeutung (Sala et al. 2000). Angesichts der derzeitigen tiefgreifenden Standortveränderungen und des fortschreitenden Klimawandels werden solche Maßnahmen aber in Zukunft wahrscheinlich eine größere Bedeutung erlangen. Sie bedürfen besonderer Umsicht, da die Risiken wie z.B. das Einbringen neuer invasiver Arten und neuer Krankheitserreger durch die Ansiedlungen außerhalb des natürlichen Areal im Vorfeld nur sehr schwierig abzuschätzen sind (Ricciardi & Simberloff 2009a & b).



Der Sumpf-Kranzenzian *Gentianella uliginosa* ist eine vom Aussterben bedrohte Art, die in Deutschland nur noch auf wenigen nährstoffarmen Feuchtwiesen und Kleinseggenrieden in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg vorkommt. Im Rahmen des WIPs-De-Projekts wird versucht, die Art durch Populationsstützungen und Ansiedlungen zu stärken. Da pro Kapsel nur wenige Samen produziert werden, werden die Pflanzen zunächst im Botanischen Garten Potsdam vermehrt. Als einjährige Art erfolgt die Ansiedlung im Feld ausschließlich mit Hilfe von Samen.

## 3. Das Wichtigste in Kürze: Schritte einer erfolgreichen Ansiedlung

Ziel jeder Ansiedlung, ob Wiederansiedlung oder Populationsstützung, ist die Etablierung einer geeigneten Zahl an überlebensfähigen Populationen, um das Bestehen der Art in der jeweiligen Region für die Zukunft zu sichern. Eine sorgfältige Planung unter Einbeziehung wissenschaftlicher Erkenntnisse ist für deren Erfolg entscheidend (Maunder 1992, Vallee et al. 2004, Gorbunov et al. 2008, Godefroid et al. 2011, 2016). Zu den Vorarbeiten gehören unabdingbar Recherchen zur Biologie (insbesondere der Reproduktionsbiologie), Ökologie, Chorologie, Populationsgenetik und den Standortansprüchen der Zielart genauso wie die gründliche Analyse noch vorhandener und potentieller Standorte. Fehlende Kenntnisse sind eine der Hauptursachen für das Scheitern von Ansiedlungsprojekten. Gibt es Kenntnislücken, so kann eine entsprechend geplante Versuchsanordnung einer Ansiedlung helfen, diese Lücken zu schließen (Maschinski & Haskins 2012).

### 3.1 Vorüberlegungen (Kapitel 5)

- Abwägung, ob eine Ansiedlung der Zielart sinnvoll, machbar und gerechtfertigt ist und alternative Maßnahmen *in situ* prüfen
- Recherche relevanter biologischer Merkmale der Zielart (z.B. Fortpflanzungsmodus, Bestäubung, Ausbreitung, Populationsgenetik)
- Studium der historischen und derzeitigen Entwicklung der Zielart in der Region, in Deutschland und im gesamten Verbreitungsgebiet der Art
- Recherche der Gründe für die Gefährdung bzw. das Aussterben der Zielart
- Recherche zu bereits erfolgten Ansiedlungen

⇒ Festlegung der Anzahl zu stützender bzw. zu etablierender Populationen

### 3.2 Planung (Kapitel 4, 6 + 7)

- Suche nach geeigneten Flächen für die Zielart
- Recherche möglicher Spenderpopulationen
- Ermittlung der Art und Menge des verfügbaren Ausgangsmaterials
- Einholen der notwendigen Genehmigungen beim Eigentümer / Pächter sowie bei den zuständigen Behörden
- Planung der langfristigen Sicherung der Fläche
- Ggf. Sicherstellung regelmäßig erforderlicher Standortpflege
- Festlegung des auszubringenden Materials sowie Planung des Ausbringungsdesings



- Planung des Monitorings nach erfolgter Maßnahme
- Zusammenstellung der Kosten für die Maßnahme, Prüfung potentieller finanzieller Unterstützung
- Zusammenstellung eines Teams für sämtliche Arbeiten
- Ggf. Einbeziehung von Naturschutzverbänden für Mitarbeit z.B. bei Ausbringung, Monitoring und Standortpflege
- Ggf. Einbeziehung der Maßnahme in größere Naturschutzprojekte z.B. Florenschutzkonzepte oder Wiederherstellung von Biotopen
- Erarbeitung eines Zeitplans

### 3.3 Praktische Arbeiten (Kap. 8)

#### *Vorarbeiten*

- Ggf. Maßnahmen standortverbessernde Maßnahmen (Wasser- und Nährstoffregime, Lichtverhältnisse etc.)
- Beschaffung von Pflanzenmaterial in situ oder ex situ
- Beschaffung des Materials für gärtnerische Arbeiten (Töpfe, Topfplatten, Substrat, Beschattung für Beete etc.)
- Anlage der Vermehrungskultur für die Produktion des Pflanzenmaterials, ggf. Vorversuche
- Zusammenstellen der Geräte für die Geländearbeit (Geräte für Standortvorbereitung und Pflanzung, Maßbänder, GPS-Geräte, Markierungen, Transportmaterial, ggf. Bewässerung)

#### *Durchführung der Ansiedlung*

- Endgültige Auswahl der Pflanz- / Aussaatstellen vor Ort
- Standortvorbereitung (mähen, Entfernung von Streuauflagen, etc.)
- Ggf. Markierung der Fläche
- Fachgerechte Ansaat bzw. Anpflanzung
- Dokumentation (Ort, Menge und Art des ausgebrachten Materials)
- Hinterlegung der Dokumentation in der zuständigen Behörde

### 3.4 Monitoring (Kap. 9)

- Jährliches Monitoring, Abstände können ggf. nach den ersten Jahren vergrößert werden
- Ggf. Nachjustierung des Monitoringplans und / oder von Biotoppflegemaßnahmen
- Hinterlegung der Dokumentation in der zuständigen Behörde

⇒ *Auswertung / Analyse der erfolgten Maßnahme*

## 4. Rechtliche und formale Voraussetzungen

### 4.1 Nationale und internationale Abkommen und Gesetze

Der Schutz und die Wiederherstellung der pflanzlichen Vielfalt sind nicht nur Gegenstand internationaler Abkommen, sondern auch in Deutschland im Bundesnaturschutzgesetz als Kernaufgabe verankert. Neben dem Schutz von Lebensstätten und Biotopen sind Wiederansiedlungsmaßnahmen von Pflanzen innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets eine der Aufgaben des Artenschutzes (BNatSchG §1 und § 37 (1) 3). Der § 40 des BNatSchG macht aber eine zeitliche Einschränkung. Demnach ist die Ansiedlung von Arten, die in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt, genehmigungspflichtig (BNatSchG §40). Für das Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur ist generell eine Genehmigung erforderlich, wobei Land- und Forstwirtschaft ausgenommen sind (BNatSchG; Zimmermann 2007). Im Rahmen von gewerblicher Ausbringung von Wildpflanzen ist die Erhaltungsmischungsverordnung zu beachten.

Eine Ausbringung von gebietseigenem Material setzt eine Entnahme voraus. Grundsätzlich darf jeder nach § 39 Abs. 3 des BNatSchG wild lebende Pflanzen aus der Natur an Stellen, die keinem Betretungsverbot unterliegen, in geringen Mengen für den persönlichen Bedarf entnehmen (Ausnahme: *geschützte Arten*). Dies beinhaltet nicht die genehmigungspflichtige Entnahme zu gewerbsmäßigen Zwecken und zur Produktion regionalen Saatgutes. Grundvoraussetzung für die Entnahme von wild lebenden Pflanzen in geringen Mengen ist das Vorliegen eines vernünftigen Grundes. Dieser ist mit dem Zweck der Arterhaltung bzw. Bestandsstützung gegeben. Für die Entnahme von *geschützten* Arten und deren Entwicklungsformen ist eine Ausnahmegenehmigung der zuständigen Behörde erforderlich (§45 Abs. 7 BNatSchG). Alle o.g. Maßnahmen innerhalb von Schutzgebieten bedürfen der Genehmigung durch die zuständige Behörde, wobei Schutzgebietsverordnungen eingehalten und in Schutzgebieten Betretungsgenehmigungen eingeholt werden müssen.

Informationen über den Schutzstatus von Pflanzenarten sind in Datenbanken wie dem Wissenschaftlichen Informationssystem des internationalen Artenschutzes (WISIA, <http://www.wisia.de/>) abrufbar. Über den möglichen Schutzstatus von Flächen, für die Ansiedlungsmaßnahmen geplant werden, geben die jeweiligen Informationsportale der Behörden für Naturschutz Einblick.

## 4.2 Einbindung des behördlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes

Die Ansiedlung seltener und gefährdeter Arten steht eher im Fokus des ehrenamtlichen Naturschutzes und von Naturschutzorganisationen. Die Einbindung des behördlichen Naturschutzes ist jedoch zwingend notwendig. Die regional zuständigen Behörden sollten die Koordinierung übernehmen und zentraler Ansprechpartner für die Maßnahmen sein. Auch die Dokumentation sollte in den zuständigen erfolgen, da dort im Gegensatz zur den oft nur zeitlich be-



Populationsstützung einer Arnika-Population in Nordostdeutschland. Neben der zuständigen Unteren Naturschutzbehörde sind Mitarbeiter der Forstbehörde, der Stadt sowie Ehrenamtliche in die Maßnahme einbezogen. Die Anpflanzungen sowie die Ergebnisse regelmäßiger Kontrollen und des Monitorings werden halbjährlich in Berichten zusammengefasst, die allen Beteiligten zur Verfügung gestellt werden und damit auch den Behörden alle wichtigen Informationen rund um die Maßnahmen liefert.

beschränkten Naturschutzprojekten eine gewisse Kontinuität herrscht. Ferner müssen Gebietsbetreuer von Schutzgebieten einbezogen werden, die sich vor Ort genau auskennen. Maßnahmen sollten prioritär auf Flächen im öffentlichen Eigentum stattfinden. Im Falle einer geplanten Ansiedlung auf Privateigentum ist sich mit dem Eigentümer in Verbindung zu setzen. Hier wird die zuständige Naturschutzbehörde vermittelnd tätig sein.

## 5. Entscheidungskriterien und Vorüberlegungen

### 5.1 Priorisierung von Zielarten

Ansiedlungen erfordern einen hohen zeitlichen und logistischen Aufwand. Daher wird häufig eine Priorisierung von Zielarten unumgänglich sein. Für eine Priorisierung von Zielarten werden folgende **Kriterien** herangezogen:

- die regionale und deutschlandweite Gefährdung einer Art oder Unterart,
- ihr weltweites Aussterberisiko (IUCN 1994),
- ihre ökologische Funktion in ihrem Habitat,

- übergeordnete biogeographische Aspekte und die Verantwortung Deutschlands bzw. einzelner Bundesländer für den Schutz einer Art (Welk 2002a & 2002b),
- der Grad ihrer taxonomischen Einzigartigkeit ('taxonomic distinctness' Peakall & Sydes 1996, Clarke & Warwick 1998) oder auch das rezente Evolutionspotential ('actively speciating groups'; Erwin 1991, Soltis & Gitzendanner 1999),
- Fortpflanzungsmodus der Art und Lagerfähigkeit der Samen in einer Saatgutbank. Nicht austrocknungsresistente Samen können nicht in einer Saatgutbank gelagert werden. Arten mit solchen Samen sowie Arten, die sich ausschließlich vegetativ vermehren, müssen daher besondere Berücksichtigung *in situ* erfahren.

Auf Bundeslandebene haben bereits einige Länder Artenhilfsprogramme und Florenschutzkonzepte erarbeitet (z.B. Mecklenburg Vorpommern: Litterski et al. 2006, Abdank et al. 2014, Berlin: Seitz 2007, Bayern: Berg 2001. Diese umfassen Arten, für die die Länder besondere Verantwortung haben und für die prioritär Maßnahmen zu deren Schutz und Erhaltung zu ergreifen sind.

## 5.2 Biologie und Ökologie der Zielart

Die umfassende Kenntnis Biologie und Ökologie der Zielart ist eine wichtige Grundlage sowohl für die Suche und Einschätzung einer Fläche für die Ansiedlung *in-situ* (s. Kap. 6.1) als auch für die Anzucht und Vermehrung einer Zielart *ex-situ* (s. Kap. 7.7. und 7.8).

**Lebenszyklus** und **Reproduktionsbiologie** sind entscheidend, ob Samen, vegetativ gebildete Diasporen oder Stecklinge für Anzucht, Vermehrung und Ansiedlung genutzt werden. Für die Anzucht von Jungpflanzen aus Samen werden Daten zu **Keimung** benötigt. Viele Wildpflanzen haben dormante Samen, d.h. ruhende Samen, die erst nach Einwirkungen bestimmter Faktoren wie Kälte oder Frost bzw. nur zu bestimmten Jahreszeiten wie Frühling oder Herbst keimen. Bestimmte Pflanzen benötigen zum Wachstum **Mykorrhizapilze** oder **Rhizobakterien**. Der Einfluss von Bodenmikroben wurde in der Naturschutzpraxis lange ignoriert (Haskins & Pence 2012). Der Kenntnisstand über die Funktion der Mikrobenflora im Boden für die Etablierung und Fitness von Gefäßpflanzenarten ist in den meisten Biotopen noch völlig unzureichend. Der Erfolg einer Ansiedlung kann davon abhängen, ob die jeweiligen Mikroorganismen im Boden vorhanden sind. Die einfachste Methode ist die Übertragung der Bodenmikroben durch den Transfer von Boden der Spenderpopulation auf die neu zu besiedelnde Fläche (Haskins & Pence 2012).

Daten zur **Bestäubungs-** und **Ausbreitungsbiologie** der Art geben Auskunft, ob es bestimmte Bestäuber bzw. Bestäubergruppen gibt, die am Ansiedlungsstandort vorhanden sein müssen und welche Ausbreitungsvektoren für die räumliche Ausdehnung der Population wichtig sind.

Zur Erfassung der **Standortansprüche** einer Art werden Analysen der abiotischen Faktoren von noch bestehenden Fundorten vitaler Populationen durchgeführt. Hierbei werden lokale und regionale Standortansprüche einer Art berücksichtigt. Seltene und sehr seltene Arten besetzen häufig speziellere ökologische Nischen als verbreitete Arten (Falk et al 1996). Für die meisten Arten sind die **Bodenverhältnisse** von besonderer Bedeutung. Neben der Bodentextur spielen der pH-Wert bzw. der Versorgung mit Basen sowie die Nährstoffverfügbarkeit (v.a. Stickstoff, Phosphor, Kalium) eine wichtige Rolle. Für die Erfassung der Bodenparameter bietet sich, so die dafür notwendige technische Ausrüstung zu Verfügung steht, die direkte Analyse von Bodenproben aus dem Wurzelhorizont der Zielart oder die indirekte Bestimmung mit Hilfe von Zeigerwerten der Begleitvegetation an (Ellenberg et al. 1991). FloraWeb (<http://www.floraweb.de/pflanzenarten/register.xsql>) listet die Zeigerwerte für alle heimischen Arten auf, die für Österreich angepassten Zeigerwerte von Wildpflanzen sind unter [statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/](http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/) abrufbar.

### 5.3 Bestandsentwicklung und Gefährdungssituation

Bevor für eine bestimmte Art oder Population in einer Region Ansiedlungsmaßnahmen geplant und durchgeführt werden, ist es notwendig, sich mit der Bestandsentwicklung der Art in der Region, ihrer Besiedlungsgeschichte und den konkreten Gründen für ihren Rückgang auseinanderzusetzen. Dafür werden historische Vorkommen, aktuelle Fundorte, die ungefähre Häufigkeit und Populationsgrößen sowie regionale langjährige Entwicklungstendenzen recherchiert. Hinweise dazu liefern v.a. erfahrene Gebiets- und Artenkenner sowie Literaturdaten. Je nach



Das Sumpf-Glanzkraut *Liparis loeselii* ist eine unscheinbare Orchideenart mit an vielen Standorten von Jahr zu Jahr wechselnder Individuenzahl. Eine sorgfältige Suche ist aufgrund der auffälligen Früchte bis in den Herbst hinein möglich und kann an ehemals bekannten Fundorten und auf geeigneten Standorten wie hier im Dahme-Heideseengebiet in Brandenburg zur Neu- bzw. Wiederentdeckung von Populationen führen.



Kartierungsstand der Region können bei sorgfältiger Nachsuche oder auch zufällig weitere Populationen entdeckt werden, die Sammlung von Ausgangsmaterial für eine Ansiedlung ermöglichen. Nicht jede seltene Art und nicht jedes kleine Vorkommen einer gefährdeten Art benötigt eine Populationsstützung oder Ansiedlungsmaßnahme. Zahlreiche Arten der heimischen Flora (z.B. *Deschampsia wibeliana*, *Hieracium fuscocinereum*) sind schon seit jeher extrem selten und werden traditionell in den Roten Listen als „R“ eingestuft. Auch kleine Populationen von Pflanzen müssen nicht unweigerlich gefährdet sein, abgesehen davon, dass kleine Bestände weitaus anfälliger für eine komplette Vernichtung sind. Eine Reihe von Arten kommt oftmals in kleinen oder sehr kleinen Populationen vor (*Cephalanthera*- und *Orobanche*-Arten) ohne dass diese durch zu geringe genetische Vielfalt oder Inzucht gefährdet sind. Seltene Arten wie kleine Populationen können häufig allein durch angepasste Standortpflege in ihrem Bestand gestützt werden, erfordern aber ein besonders sorgfältiges Monitoring und ein vorausschauendes Artenschutzmanagement, um bei einer Gefährdung rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.



Das Rote Waldvöglein *Cephalanthera rubra* kommt oft vereinzelt oder in sehr kleinen Populationen vor. Die Art gilt ist zwar in einzelnen Bundesländern, nicht aber in ihrem Gesamtbestand in Deutschland gefährdet.

## 5.4 Prüfung noch vorhandener Diasporenbanken

Ist die Zielart erst in jüngerer Zeit verschollen, bietet es sich zunächst an, die Diasporenbank des Bodens zu untersuchen bzw. zu reaktivieren um zu prüfen, ob die Population aus einer evtl. vorhandenen Samen- oder Sporenbank sich selbst regenerieren kann, wie es unter bestimmten Voraussetzungen durchaus möglich ist (Bakker et al 1996, Blanckenhagen & Poschlod 2005, Bossuyt & Honnay 2008, Plassmann et al. 2009, Klaus et al. 2017 Thompson et al. 1998).

Die Langlebigkeit von Diasporen im Boden ist art- und lebensraumspezifisch sehr unterschiedlich (Thompson & Grime 1979, Leck et al 1989). Die Prüfung der Diasporenbank



(s.a. Poschlod et al. 2018) erfolgt entweder, indem man eine Bodenprobe dünn auf einem Substrat aussät und die auflaufenden Keimlinge bis zur Bestimmung der Art weiterkultiviert ("seedling-emergence method", Roberts 1981, Ter Heerdt et al., 1996, Thompson et al. 1997), was Kenntnisse über die optimalen Kultivierungsbedingungen für die Art voraussetzt, oder die Samen in der Diasporenbank des Bodens werden mit verschiedenen Sieben ausgewaschen ("rinsing method"; Roberts 1981; Barralis et al. 1988; Bernhardt & Hurka 1989).

Fehlen hierzu die Möglichkeiten, kann ein an die Art angepasstes Management der Fläche zielführend sein. Kleinflächige Verwundungen des Oberbodens, Streurechen bis hin zum flächigen Abtrag der obersten Bodenschichten, z.B. bei verlandeten Mooren und Heideweihern, können potenziell vorhandenen Diasporen das Keimen ermöglichen.



Partieller Oberbodenabtrag in einer degradierten Sandmoorfläche. Neue Etablierungsflächen für konkurrenzschwache Arten werden geschaffen und der Diasporenhorizont tiefer liegender Bodenschichten wird geöffnet.

## 5.5 Taxonomie

Ist bei der Art eine Aufspaltung in infraspezifische Taxa wie Unterarten oder Kleinartengruppen bekannt, ist zur Vermeidung von Vermischungen insbesondere während der Vermehrung und Anzucht in Gärten mit besonderer Umsicht zu verfahren. Werden Arten außerhalb ihres bekannten Areals im Rahmen von Erhaltungsansiedlungen oder einer „assisted migration“ angesiedelt, sind im Vorfeld Vorkommen nah verwandter Arten und Möglichkeiten einer inter- oder intraspezifischen Hybridisierung zu klären. Dies erfordert zunächst ein sorgfältiges Literaturstudium. In der älteren Literatur sind immer wieder Kreuzungsexperimente zu finden und Hybriden sind vielfach bekannt.

## 6. Flächenauswahl

### 6.1 Suche nach geeigneten Flächen

Die für die Zielart ermittelten Standortansprüche (Kap. 5.2) werden mit den Eigenschaften potentieller Ansiedlungsfläche verglichen. Arten mit ähnlichen Standortansprüchen sind dafür wertvolle Indikatoren (Albrecht & McCue 2010; Bontrager et al. 2014). Historische Fundorte kommen für Ansiedlungsmaßnahmen nur dann in Betracht, wenn die Faktoren die zum Aussterben der Art auf der Fläche führten, bekannt sind und beseitigt wurden bzw. beseitigt werden können.

Erfahrungsgemäß ist es am günstigsten, Ansiedlungen vorrangig in **gesetzlich geschützten Gebieten** durchzuführen (Godefroid et al. 2011). Angesichts des schlechten Zustandes zahlreicher Schutzgebiete ist stets zu prüfen, ob die Ziele des Schutzgebietes und das bestehende Biotopmanagement für die Zielart förderlich sind und Möglichkeiten zur Umsetzung ggf. vorliegender Pflege- und Entwicklungspläne vorhanden sind. Zum Beispiel können Arten der Offenlandschaften nur in Gebieten mit entsprechendem Pflegemanagement und nicht in Gebieten, in denen durch den vorrangigen Prozessschutz die Sukzession gefördert wird, erfolgreich angesiedelt werden. Unterliegen die Gebiete keinem gesetzlichen Schutz, wird geprüft, ob die Standortqualitäten langfristig gesichert sind.

Bei der Suche nach geeigneten Flächen für Ansiedlungen sind Mitarbeiter im behördlichen und ehrenamtlichen Naturschutz und der Landschaftspflege- und Landschaftserhaltungsverbände, die die Biotopausstattung ihrer Region am besten kennen und vielfach deren Entwicklung über viele Jahre oder Jahrzehnte hinweg verfolgt haben, die erste Anlaufstelle. Diese Mitarbeiter kennen auch die in die Landschaftspflege eingebundenen Bewirtschafter und Flächeneigentümer. Zusätzlich können **Art- und Biotopkartierungen** sowie Pflege- und Entwicklungs- bzw. Managementpläne der Schutzgebiete helfen, geeignete Standorte zu finden. Mit Hilfe hochauflösender **Satellitenbilder** ist es erfahrungsgemäß möglich, die Entwicklung einer konkreten Fläche der letzten Jahre grob nachzuvollziehen. Satellitenbilder können auch helfen, vor einer Geländebegehung einen Überblick über die Struktur von Flächen und ggf. sogar das Vorhandensein potentieller Ansiedlungsflächen zu gewinnen. Voraussetzung dafür ist eine gute Geländekenntnis der Region und ausreichend Erfahrung, um die zu unterschiedlichen Jahreszeiten aufgenommenen Satellitenbilder richtig zu interpretieren.

Ansiedlungen können hervorragend mit **Renaturierungsprojekten** verknüpft werden. Mit der Ansiedlung seltener und hochgradig gefährdeter Arten ist es möglich, im Rahmen von

Renaturierungen Standorte zusätzlich aufzuwerten. Auch anthropogen geschaffene **neue Standorte** wie Steinbrüche, Sandgruben, Kippen und Tagebaufolgelandschaften können für Ansiedlungen von Pflanzenarten wertvolle Flächen aufweisen. Im Rahmen derartiger Maßnahmen können Kapazitäten gebündelt und im besten Fall sogar ein ganzes Spektrum standortgerechter seltener Arten angesiedelt werden (Poschlod et al. 1997, Tischew 2004, Kirmer et al. 2011, Grätz 2014).

Das Ausbringen von Samen und Pflanzen auf mehrere Flächen reduziert das Risiko, dass die Maßnahme völlig scheitert, erfordert aber auch mehr Samen oder Pflanzen. Im Idealfall stehen deshalb in einer Region **mehrere** für die Art geeignete **(Teil-)Flächen** zur Verfügung, die je nach Verfügbarkeit von Material gleichzeitig oder in Folge für Ansiedlungen genutzt werden oder von der neu begründeten Population aus eigener Kraft besiedelt werden können. Wünschenswert ist ein nicht zu großer Abstand dieser Flächen voneinander, damit zwischen den angesiedelten Teilpopulationen ein genetischer Austausch möglich ist.

## 6.2 Flächenvorbereitung

Die Ansiedlungsfläche muss vor der Maßnahme durch Mahd, Beweidung oder Bodenbearbeitung den Bedürfnissen der Zielart entsprechend angepasst werden.



Ansiedlung zum Teil seltener Sand-Trockenrasenarten mit u.a. *Silene chlorantha* und *Dianthus carthusianorum* auf Renaturierungsflächen des Tagebaus Jänschwalde, Niederlausitz. Diese Flächen werden mit dem Entwicklungsziel Offenland mit gebietsheimischen basiphilen Trocken- und Halbtrockenrasen zumeist mittels Mahdgutübertragung begrünt, seltene und gefährdete Arten werden direkt gepflanzt (Grätz 2014).



Oberflächlich versauerte, störungsarme und kryptogamenreiche Böden offener Kiefernwälder in Brandenburg bieten nur noch unzureichende Möglichkeiten zur Keimung und Etablierung von Sandtrockenrasenarten. In einem LIFE-Projekt wurde partiell als Vorbereitung für eine Ausbringung von Trockenrasenarten der Oberboden abgetragen, um in basenreichen Sandschichten ein Keimungsbett für Samen der Zielarten freizulegen.

Für die Ausbringung von Saatgut ist die Schaffung von Rohbodenstellen essentiell (Zerbe & Wiegleb 2009). Die Aussaat in eine bestehende Grasnarbe ist nicht möglich, da die ober- und unterirdische Konkurrenz zu hoch ist und die Samen meist keinen direkten Kontakt zum Boden haben. Ein partielles Aufreißen der Grasnarbe durch Vertikutieren oder Striegeln (Poschlod & Biewer 2005), Schlegelmahd oder tiefe Mahd mit Motor- oder Handsense o. ä. (Kahmen & Poschlod 1999) oder der Abtrag von Oberbodenschichten bis hin zur Inversion (Kiehl & Jeschke 2005, Brunzel 2010) kann wie eine Beweidung der Fläche Keimungs- und Pflanzlücken schaffen. Auf feuchten und wechselfeuchten Standorten ist von der Pflanzung in abgeplagten Plots abzusehen, da diese erfahrungsgemäß schnell unter Wasser stehen.

Besonderes Augenmerk wird auf die **Bodeneigenschaften** gelegt. Hierbei kommt dem pH-Wert bzw. der Basenversorgung des Bodens in der Regel eine besondere Bedeutung bei (s. 5.2). Auf zu nährstoffreichen Flächen trockener und feuchter Biotope können durch Aushagerung oder

Abschiebung des nährstoffreichen Oberbodens dem Boden Nährstoffe entzogen werden. Letztere Maßnahme kann großflächig Rohboden schaffen. Bei oberflächlich versauerten Böden auf basenreichem Grund hat diese Maßnahme gleichzeitig den Vorteil, dass die versauerte Schicht abgetragen und der basenreiche Horizont an die Oberfläche kommt. Für Arten, deren Jungpflanzen sich nur auf basenreichen Substraten etablieren können, kann das entscheidend sein. Aufkalkungen sollten mit Gesteinsmehl oder grobkörnigem Jurakalk erfolgen. Wichtig ist, dass die Basen über einen längeren Zeitraum abgegeben werden und nicht wie handelsüblichem Düngekalk relativ schnell ausgewaschen werden. Bei versauerten



Mooren müssen der Zielart bzw. dem Biotop entsprechende hydrologische Bedingungen mit der jeweiligen Wasserqualität hergestellt werden.

Als besonders schwierig erweisen sich erfahrungsgemäß immer wieder Ansiedlungen auf nassen, wechsel- bzw. dauerfeuchten Standorten (Gall et al. 2015). Hier können kleine Änderungen im hydrologischen Regime über die Etablierung oder das Verschwinden von Arten entscheiden. Auch wenn sich beispielsweise einzelne Individuen von Arten feuchter oder wechselfeuchter Standorte nach Grundwasserabsenkungen auf ihren Flächen lange halten können, sollte von Ansiedlungen so lange abgesehen werden, bis durch entsprechende großflächige Renaturierungsmaßnahmen das hydrologische Regime wieder die Etablierung von Jungpflanzen ermöglicht.

Für schwachwüchsige Arten kann der Ausschluss von **Konkurrenz** notwendig sein. Zumindest für die Keimung von Samen und die Etablierung von Jungpflanzen der meisten Arten sind konkurrenzarme Flächen wie offene Rohbodenstellen vorteilhaft. Im Schutz von Nachbarpflanzen sind manche Arten besonders in der Keimlingsphase vor Frost und Trockenheit aber wiederum besser geschützt (Ryser 1993). Auf Flächen, in denen ein hoher Konkurrenzdruck herrscht, muss abgeschätzt werden, ob sich die Art langfristig etablieren kann. Zu Beginn der Ansiedlungsmaßnahmen können die ausgebrachten Pflanzen durch die Entfernung von unmittelbaren Konkurrenten entlastet werden (Bontrager et al., 2014).

Kleinräumig können die **Lichtverhältnisse** von entscheidender Bedeutung sein. Insbesondere im nährstoffreichem Grünland ist der Lichtfaktor für den Artenreichtum entscheidend. Hier sind konkurrenzschwache Arten durchaus etablierungsfähig, sofern ihnen genügend Licht zur Verfügung steht (Hautier et al. 2009). Für Spezialisten anderer Biotope wie Quell- oder Felsfluren eignen sich durchaus sehr kleine, nur wenige Quadratmeter große Mikrohabitate (Bontrager et al. 2014). Zu beachten sind hierbei neben den Boden-, Wasser- und Lichtverhältnissen auch Hangneigung, -höhe, und -ausrichtung (Yates et al. 2011).

Unter Umständen können **Schädlinge** das Aussterben einer Art auf einer Fläche begünstigt haben (Scheidel & Bruelheide 2005), dementsprechend können Schädlinge auch bei Ansiedlungen zu Misserfolgen führen. Soweit möglich, müssen potentielle Ansiedlungsflächen dahingehend geprüft und ggf. Abwehrmaßnahmen getroffen werden (s. 8.3).

In der Fachliteratur der Renaturierungsökologie (Zerbe & Wiegand 2009) findet man zahlreiche lebensraumspezifische Verfahren vor allem zur großflächigen Flächenvorbereitung.

### 6.3 Langfristige Sicherstellung der Biotopqualität

Eine unabdingbare Voraussetzung für den Erfolg einer Ansiedlungsmaßnahme ist die langfristige Sicherung einer geeigneten Biotopqualität. Ergänzend kann eine an die Zielarten angepasste Nutzung und Pflege der Fläche notwendig sein (Sukopp & Trautmann 1982, Fiedler & Laven 1996). In mitteleuropäischen Offenlandschaften, in denen ein großer Teil der gefährdeten Arten Deutschlands beheimatet ist, muss die Pflege der Flächen z.B. durch Mahd, Beweidung und / oder regelmäßiges Abbrennen langfristig garantiert werden (Schreiber et al. 2009). Die Bewirtschaftung von Waldstandorten wird mit der zuständigen Forstbehörde abgesprochen und koordiniert. Die „gute fachliche Praxis“ in Land- und Forstwirtschaft allein bietet keinen Schutz vor Beeinträchtigungen.



Eine angepasste Flächenbewirtschaftung ist in den meisten mitteleuropäischen Offenlandschaften des Tieflandes essentiell für das Überleben gefährdeter Arten. Die extensive Beweidung mit Schafen und Ziegen ist oftmals die beste Variante und kann je nach Standort als alleinige Pflegemaßnahme oder als Nachbeweidung einige Wochen nach der Mahd erfolgen.

In naturnahen Habitaten wie Regen-, Kessel- und Zwischenmooren oder naturnahen Wäldern sind menschliche Eingriffe in der Regel seltener. Hier wird sichergestellt, dass anthropogene Störungen oder Veränderungen des hydrologischen und des Nährstoffregimes unterbleiben.

### 6.4 Vermeidung von Zielkonflikten

Die Durchführung von Ansiedlungsmaßnahmen ist eine Störung des Standortes. Empfindliche Standorte bzw. Lebensräume mit weiteren seltenen, gefährdeten oder geschützten Arten dürfen nicht oder nur in einem geringen Maß beeinträchtigt werden. Zur Minimierung von negativen Auswirkungen empfiehlt sich die Ansiedlung außerhalb der Brut- und Fortpflanzungszeiten bzw. außerhalb der Vegetationsperiode. Die Vorkommen störungsempfindlicher Arten werden bei der Planung von Ansiedlungsmaßnahmen



berücksichtigt. Dazu gehört z.B. die Einhaltung von Horstschutzzonen (Gesetze der jeweiligen Bundesländer).

## 6.5 Logistische Herausforderungen

Vor einer Ansiedlung wird geprüft, ob die logistischen Anforderungen, die mit der Maßnahme verbunden sind, erfüllt werden können. Das Ausbringen von Pflanzen erfordert je nach Anzahl der Pflanzen hohe bis sehr hohe Transportkapazitäten. Die Erreichbarkeit der Fläche spielt eine wichtige Rolle bei der Planung, denn die Schwierigkeiten beim Transport von großen Pflanzenmengen und Material durch unwegsames Gelände sind nicht zu unterschätzen.



Die Anzucht der Pflanzen in Multitopfplatten, hier diesjährige Jungpflanzen der Pfingstnelke *Dianthus gratianopolitanus*, erleichtert den Transport auf die Ansiedlungsfläche.

## 7. Auswahl und Eignung des Ausgangsmaterials

### 7.1 Herkunft des Ausgangsmaterials

Ziel des konservativen Artenschutzes ist die Erhaltung ihrer Art in ihrem „postglazial historisch gewachsenen Areal“ (Sukopp & Trautmann 1982) unter Berücksichtigung lokaler oder regionaler Anpassungen (Hereford 2009, Bucharova et al. 2017). Für Ansiedlungen heißt das zunächst, dass gebietsheimisches Ausgangsmaterial genutzt wird. Allerdings ist durchaus zu beachten, dass das Areal einer Art im Postglazial stark geschwankt haben und das potentielle Areal in Zukunft aufgrund des Klimawandels völlig anders aussehen kann (Poschlod 2015, 2017).

In den meisten Fällen sind aber weder regionale Anpassungen bekannt, noch detaillierte populationsgenetische und molekulare biogeographische Studien vorab durchführbar. In der Regel ist es daher sinnvoll, für die Ansiedlung auf Material aus benachbarten / regionalen Herkünften von standörtlich möglichst ähnlichen Flächen zurückzugreifen (Bucharova et al. 2018). Für Arten mit weiter Verbreitung wird in vielen Fällen gebietsheimisches Material aus der Nähe, ggf. aus dem gleichen Naturraum, verwendet werden können. Für Arten seltener Sonderstandorte wie z.B. Kesselmoore oder nährstoffarme Quellfluren ist das nicht immer

möglich. Dann werden neben der geographischen Distanz auch weitere Entscheidungskriterien wie z.B. die Übereinstimmung des Habitates und des Lokalklimas hinzugezogen. Falls die Zielart geografisch, ökologisch oder phänologisch differenziert ist, wird das entsprechend beachtet.

Genetische Untersuchungen können die Auswahl des Ausgangsmaterials unterstützen. So haben Untersuchungen am Bayerischen Löffelkraut gezeigt, dass eine regionale Differenzierung zwischen allen noch existierenden Populationen besteht (Kaulfuß & Reisch 2017). Als Entscheidungshilfe können ferner die Produktionsräume für Regiosaatgut in Deutschland (Prasse et al. 2010) bzw. die der Forstgehölze (BMU 2012) dienen. Sie stimmen nicht zwingend mit der geographischen Differenzierung von Arten überein (Michalski & Durka 2012, Listl et al. 2017a), sind aber für eine Reihe von Arten als sehr passend nachgewiesen worden (Durka et al. 2017).

## 7.2 Populationsgenetische Aspekte

Die genetische Struktur einer Population hat eine hohe Bedeutung für deren Anpassungs- und Überlebensfähigkeit. Sie wird von Faktoren wie Populationsgröße (Loveless & Hamrick 1984), Lebensraumfragmentierung (Leimu et al. 2006) und Populationshistorie (Leimu & Mutikainen 2005) maßgeblich beeinflusst. Außerdem haben artspezifische Eigenschaften wie Lebensdauer, Bestäubungs- und Ausbreitungsmechanismen einen Einfluss auf die genetische Variabilität und Differenzierung (Leimu et al. 2006). Diese können stark variieren, sind in hohem Maße von der Besiedlungsgeschichte der Art in der Region abhängig (Listl et al. 2017a, Listl et al. 2017b) und in der Regel stark geographisch geprägt (Becker 2003, Duwe et al. 2017, Ismail et al. 2017).

Kleine und isolierte Populationen sind oft von genetischer Drift betroffen. Genetische Drift ist die zufällige, nicht durch Selektion bewirkte Änderung des Genpools (Ellstrand & Elam 1993, Heinken 2009). Sie kann durch das zufällige Verschwinden von Allelen (Ausprägungsformen von Genen) nachteilige Folgen für die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population haben, die erst zum Beispiel in klimatischen Extremjahren einen Überlebensvorteil mit sich bringen. Ein weiteres mögliches Problem kleiner und isolierter Populationen auf genetischer Ebene ist die Inzuchtdepression, bei der es zu einer Verminderung der Fitness durch die Paarung von nahe verwandten Individuen untereinander kommt (Charlesworth & Charlesworth 1987). Arten, die nicht zur Selbstbefruchtung fähig sind, werden eher von Inzuchtdepression und genetischer Drift betroffen (Angeloni et al. 2011, Ellstrand & Elam 1993, Menges 1991). Typische Auswirkungen sind geringere Keimungsraten, eine verringerte Überlebensfähigkeit

und eine reduzierte Samenproduktion. Inzucht kann neben negativen Effekten aber auch zu dem sogenannten „Purging“, der Beseitigung schädlicher Allele, führen (Crnokrak & Barret 2002).

Pflanzenfitness ist oftmals positiv mit genetischer Diversität und Populationsgröße korreliert (Ellstrand & Elam 1993, Leimu et al. 2006). Effekte genetischer Verarmung können jedoch von Art zu Art sehr unterschiedlich sein. Kleine und genetisch verarmte Populationen können durchaus noch „fit“ und ihre genetische Ausstattung für Wiederansiedlungen geeignet sein. Die geringe genetische Variabilität innerhalb der Population bleibt nach erfolgreicher Verjüngung vorerst erhalten und ist ein klassisches Symptom des sogenannten „genetischen Flaschenhalses“ (engl. „genetic bottleneck“) (Nei et al. 1975), der sich über lange Zeiträume in der genetischen Struktur von Populationen nachweisen lässt.

Genetische Studien sind vor allem dann wünschenswert, wenn eine Population nur noch eine sehr geringe Individuenzahl hat (als Richtwert werden in der Literatur meistens 50 Individuen angegeben, Maschinski & Haskins. 2012, ENSCONET, Lauterbach et al. 2015), eine Art sehr isolierte Vorkommen hat, keine Bestäuber vorhanden sind, die Individuen nur sterile Samen produzieren, ein hoher Herbivorendruck v.a. an den Reproduktionsorganen herrscht, die Individuen verschiedener Wuchsorte sich morphologisch unterscheiden oder die Art von nahe Verwandten nicht oder nur schwierig zu unterscheiden ist (Maschinski & Haskins 2012).

### 7.3 Mischung oder Trennung verschiedener Herkünfte

Eine zu geringe und damit die Fitness der Population stark beeinträchtigende genetische Diversität kann durch die Einbringung von Samen bzw. Individuen aus anderen Populationen nicht nur erhöht, sondern auch erniedrigt werden (Vander Mijnsbrugge et al. 2010). So kann die Zielpopulation durch das Einbringen von nicht standortangepassten Genotypen gefährdet werden, die lokal angepasste Genotypen verdrängen (Saltonstall 2002, Hufford & Mazer 2003, Edmands 2007, Hereford 2009, Leimu & Fischer 2010). Dieses als Auszuchtdepression (engl. „outbreeding depression“) bezeichnete Phänomen scheint nach dem aktuellen Stand der Forschung aber erst bei Kreuzungen von weit voneinander entfernten Populationen mit sehr verschiedenen Genpools bedeutsam zu werden (Frankham 2015).

Die Beachtung populationsgenetischer Prozesse ist dann von besonderer Bedeutung, wenn durch Ansiedlungen der Genfluss zwischen benachbarten Populationen ermöglicht oder gefördert werden soll. Das für die Ausbringung verwendete Material soll einerseits eine hohe Vielfalt aufweisen, damit die angesiedelte oder gestützte Population auch bei sich

wandelnden Umweltbedingungen überlebensfähig bleibt. Ob diese Vielfalt aber zu hoch ist und damit zu Auszuchtdepression führt, kann nur durch eine populationsgenetische Begleituntersuchung fundiert beurteilt werden. Sogar bei Vorliegen entsprechender Informationen gehen die Meinungen zum „richtigen“ Mischen von Herkünften unter Fachleuten erfahrungsgemäß weit auseinander. Mischungen verschiedener Ursprungspopulationen innerhalb eines Naturraumes oder weniger Kilometer benachbarter Populationen sind zur Maximierung der genetischen Vielfalt in der Regel unproblematisch und sinnvoll (Whitlock 2000, Leimu et al. 2006, Godefroid et al. 2011, Bucharova et al. 2018). Dies trifft insbesondere für Lebensräume zu, die seit jeher einer hohen Nutzungsdynamik unterliegen (Trockenrasen, Wiesen und Weiden). Auch die Einwanderung der Linienbandkeramiker bzw. der La Hoguette-Kultur mit ihren Haustieren (Poschlod 2017) sowie die historischen Viehtriebe (Transhumanz, Wanderschäfferei, Almwirtschaft, Ochsenwege u.a.) und frühere Viehmärkte haben historisch über teilweise sehr große Distanzen zum Genfluss beigetragen (Poschlod et al. 1998, Poschlod & WallisDeVries 2002, Meindl et al. 2016, Leipold et al. 2017, Poschlod 2017) und zur Mischung von Genotypen aus weit voneinander entfernten Populationen beigetragen.



Auch sehr kleine Populationen mit nur wenigen Individuen können bei ausreichendem Samenansatz mit eigenen Jungpflanzen erfolgreich gestützt werden. So wuchs beispielsweise in Berlin eine kleine und genetisch verarmte Population des Grünblütigen Leimkrauts *Silene chlorantha* im Zuge von Habitatverbesserungen und Populationsstützungen in wenigen Jahren auf mehrere tausend Individuen an (Lauterbach et al. 2011). Die genetische Diversität blieb aufgrund der räumlichen Isolation allerdings weiterhin gering.

Frankham et al (2011) gehen davon aus, dass eine Mischung von Herkünften unter folgenden Voraussetzungen unproblematisch ist:

- Die Populationen weisen eine einheitliche Ploidiestufe auf,
- In den letzten 500 Jahren hat ein Genfluss zwischen den Populationen stattgefunden
- Die Habitate der Populationen ähneln sich
- Die Populationen sind nicht länger als 20 Generationen voneinander isoliert

Bei den meisten mitteleuropäischen Arten, für die Ansiedlungen in Betracht gezogen werden, ist davon auszugehen, dass der Genfluss zwischen Populationen erst in jüngerer Zeit unterbrochen wurde (z.B. Bonn & Poschlod 1998).

Die Mischung verschiedener Herkünfte erfolgt erst bei der Ausbringung. In Kultur sollten Mutterpflanzen verschiedener Herkünfte stets getrennt gehalten und dabei Fremdbestäubung vermieden (s. Kap. 7.8) werden, um sich alle Optionen offen zu halten.

Populationsstützungen erfolgen nach Möglichkeit zunächst nur mit Material aus der zu stützenden Population (Betz et al. 2013). Eine Mischung mit Fremdherkünften wird erst nötig, wenn die Population sich nicht mehr aus eigener Kraft regenerieren kann. Dies ist der Falle, wenn keine fertilen Samen mehr produziert werden oder wenn bei diözischen Arten die Population aus nur noch einem Geschlecht besteht (Kéry et al. 2000; Lauterbach et al. 2012). Ab wann eine Population zu klein oder zu wenig vital ist, kann nicht pauschal, sondern nur jeweils vor Ort anhand der Vitalität der Individuen und der Verjüngung beurteilt werden (Menges 1991, Shaffer 1981). Änderungen der Populationsgröße über die Zeit und die natürliche Vermehrungsweise können zusätzliche Hinweise liefern.

## 7.4 Ausgangsmaterial

Als Ausgangsmaterial vom Naturstandort kommen je nach Art sowohl Samen als auch Jungpflanzen, Stecklinge oder Rhizome in Frage. Die Wildpopulation darf bei der Sammlung nicht beeinträchtigt werden, und das Vorgehen muss gut dokumentiert werden. Die Verwendung von Samen hat meistens den Vorteil, dass eine höhere genetische Diversität gesammelt bzw. angesiedelt werden kann. Bei Arten ohne oder mit schlechtem Samenansatz, schlechter Keimungsrate oder jahreszeitlich bedingter Nichtverfügbarkeit von Samen kann aber auch die Entnahme von Pflanzenmaterial von Vorteil sein.

Der Zustand der Spenderpopulation hat oft einen klaren Einfluss auf den Erfolg einer Ansiedlungsmaßnahme (Godefroid et al. 2011). Als Spenderpopulationen eignen sich vor allem große, vitale Populationen in räumlicher Nähe zur Ansiedlungsfläche, bei denen von einer hohen genetischen Diversität ausgegangen werden kann (Rossi et al. 2013). Auch ihr



Von der Pfingstnelke *Dianthus gratianopolitanus* können problemlos Stecklinge gewonnen werden. Im Jahr 2017 wurde eine Populationsstützung einer kleinen Population durchgeführt. Eine Samenentnahme war nicht möglich, da wahrscheinlich aufgrund der feuchten und kalten Witterung zur Blütezeit die Pflanzen nur unzureichend gefruchtet hatten. Daher wurden Sprosse entnommen und daraus Pflanzen zur Populationsstützung im folgenden Herbst angezogen.



Habitat sollte "optimal" sein und sich in einem guten Erhaltungszustand befinden. Im Gelände einfach zu erkennende Indikatoren für eine vitale Population sind ihre Größe, eine ausgewogene Altersstruktur mit guter generativer und vegetativer Verjüngung und zahlreichen blühenden und fruchtenden Pflanzen mit hohem Samenansatz. Es kann auch sinnvoll sein, Samen in aufeinanderfolgenden Jahren zu sammeln, um die genetische Diversität und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population zu erhöhen (Cogoni et al. 2013, McGlaughlin et al. 2002).

Material aus bestehenden Ex situ-Kulturen kann problematisch sein. Sorgfältig angelegte und betreute ex situ-Kulturen sind als Ausgangsmaterial geeignet (Lauterbach et al. 2015). Ältere ex-situ-Kulturen sind oft schlecht dokumentiert, genetisch nicht repräsentativ oder sogar hybridisiert (Maunder et al. 2004).

## 7.5 Sammlung des Ausgangsmaterials

Die Qualität und Quantität des verwendeten Materials hat entscheidenden Einfluss auf den Erfolg der Maßnahme. Es kann direkt von Wildpopulationen entnommen werden, aber auch aus Saatgutbanken oder Erhaltungskulturen stammen. Das Material sollte in einem hohen Maße die genetische Diversität der Ausgangspopulation oder Ausgangspopulationen repräsentieren (s. Abschnitt 6.1), damit die neue Population in einer möglichst weiten Spanne von Umweltbedingungen überlebensfähig ist, und muss frei von Krankheiten, Schädlingen oder Verunreinigungen durch andere Arten sein. Daher erfordert die Sammlung des Ausgangsmaterials entsprechende Umsicht, eine sorgfältige Planung und ein durchdachtes Vorgehen (Brown & Briggs 1991, Farnsworth et al. 2006; Whitlock 2000). Seltene Arten haben häufig nur kleine Populationen. Je nach Lebensform bzw. Fruchttyp steht dann nur wenig Material zum Sammeln zur Verfügung. Durch die Entnahme von Samen oder Stecklingen am natürlichen Wuchsort dürfen aber die Spenderpopulationen keinesfalls geschädigt werden (Sukopp & Trautmann 1982, Vallee et al. 2004). Diese und weitere Aspekte flossen in die „Anleitung zum Sammeln von Wildpflanzensamen“ des European Native Seed Conservation Network (ENSCONET 2009) und die „Arbeitstechniken der Sammlung und Lagerung von Wildpflanzensamen in Saatgutbanken“ (Zippel & Stevens 2014,) ein, die für die Feldarbeit europäischer bzw. deutscher Saatgutbanken einheitliche Standards und Vorgehensweisen vorschlagen. Die Sammelanleitungen der Erhaltungsmischungsverordnung Forstgehölze ist für Wieder-Ansiedlungsmaßnahmen seltener und gefährdeter Wildpflanzen nicht geeignet, da dort die räumliche Abgrenzung der

„Ursprungsgebiete“ teilweise zu weit definiert wird und eine generelle Mischung der Herkünfte empfohlen wird.

Sowohl die ENSCONET-Anleitung, nach der die Saatgutbanken für Wildpflanzen in Europa arbeiten, als auch die WEL-Anleitung umfassen die Beschreibung der Techniken fachgerechter Sammlung und Aufbewahrung von Samen, Richtlinien für die Auswahl und Zahl zu sammelnder Populationen und

Individuen sowie Mindeststandards für eine europaweit einheitliche Dokumentation von Basisdaten (ENSCONET 2009, Poschlod et al. 2014).

Letztere Punkte gelten auch für die Entnahme von Stecklingen oder ganzen Pflanzen. Zum Schutz der bestehenden Population dürfen maximal 20% der zum Sammelzeitpunkt verfügbaren Samen entnommen werden. Nur im Falle seltener Arten, wenn eine Population aus 10 Individuen oder weniger besteht und keine Verjüngung zu erwarten ist oder der Standort in naher Zukunft vernichtet wird, kann es gerechtfertigt sein, bis zu 100% der Samen zu sammeln (Brown & Briggs 1991; Guerrant et al. 2004). Ist die Fläche standörtlich nicht einheitlich, wird Saatgut von Individuen entlang der vorhandenen Umweltgradienten besammelt. Bei Populationen mit ausreichender Größe werden im Idealfall von mindestens 59, besser von 200 Individuen insgesamt 5000 Korn gesammelt (Probert et al. 2007). Je nach Menge des benötigten Materials und vorhandenen Ressourcen sind die Richtwerte anzupassen (Brown & Marshall 1995). Zeigt die Population sehr schwachen Fruchtansatz, kann eine Handbestäubung, eventuell mit Pollen von Individuen nahe gelegener Populationen diesen merklich verbessern (Luijten et al. 2002, Becker 2003). Die Individuen, von denen Samen gesammelt werden, werden zufällig ausgewählt und umfassen sämtliche Phänotypen der Population, also auch kleine, schwach



Das Sammeln von Leguminosen-Samen ist nicht immer einfach. Der optimale Sammelzeitpunkt der Samen vom Stängellosen Tragant *Astragalus exscapus* ist dann erreicht, wenn die trockenen Früchte sich gerade geöffnet haben. Hier gilt es, den richtigen Zeitpunkt zu treffen. Sind die Früchte noch nicht vollständig reif, können sie trotzdem gesammelt werden. Für einen Keimungsversuch wurden unterschiedlich reife Früchte gesammelt, zunächst bei Zimmertemperatur getrocknet und bis zur Untersuchung in einer Trockenkammer bei 15°C und 15% relativer Luftfeuchtigkeit aufbewahrt. Selbst Samen aus grün geernteten Hülsen keimten noch zu einem geringen Prozentsatz. Die Keimungsrate stieg mit dem Reifegrad der geernteten Samen.

vorhandenen Ressourcen sind die Richtwerte anzupassen (Brown & Marshall 1995). Zeigt die Population sehr schwachen Fruchtansatz, kann eine Handbestäubung, eventuell mit Pollen von Individuen nahe gelegener Populationen diesen merklich verbessern (Luijten et al. 2002, Becker 2003). Die Individuen, von denen Samen gesammelt werden, werden zufällig ausgewählt und umfassen sämtliche Phänotypen der Population, also auch kleine, schwach

fruchtende Individuen (Brown & Briggs 1991). Fruchtet die Art über einen längeren Zeitraum, werden, so möglich, Samen zu unterschiedlichen Zeitpunkten über den gesamten Fruchtzeitraum gesammelt. In der Regel ist der beste Zeitpunkt zum Samensammeln der Zeitpunkt der natürlichen Samenreife. Die Samenqualität reif geernteter Samen kann durch langsames Trocknen über einige Tage verbessert werden. Müssen die Samen oder Früchte unreif geerntet werden, empfiehlt sich eine Lagerung unter natürlichen Bedingungen zur Nachreife (Probert et al. 2007).

Die Herkunft des für Ansiedlungsmaßnahmen verwendeten Materials wird hinsichtlich Ortsangaben, Standortverhältnissen und Ex-situ-Merkmalen ausreichend dokumentiert (s. Anhang 1.).

Gesammeltes Saatgut, das weder für die Anzucht von Jungpflanzen oder für die Ansaat für Ort benötigt wird, sollte in eine der Saatgutbanken für Wildpflanzen in Deutschland (s. Anhang) zu Einlagerung gesendet werden. Dort wird das Material fachgerecht gereinigt, aufbereitet und gelagert, um die Samen am Leben über lange Zeit erhalten und sie für weitere Artenschutz- und Forschungsprojekte zur Verfügung stellen zu können.

## 7.6 Material für die Ansiedlung: Samen, Jungpflanzen oder vegetative

### Diasporen

Ob Saatgut oder Sporen, Jungpflanzen oder vegetative Vermehrungseinheiten für eine Ansiedlung verwendet werden, hängt von verschiedenen artspezifischen Eigenschaften (Albrecht & Maschinski 2012) und pragmatischen Vorgaben wie verfügbare Saatgutmenge, Arbeitskraft, Zeit und Ausstattung (Guerrant & Kaye 2007) ab. Das Ausbringen von Pflanzen

ist meistens mit Überlebensraten von durchschnittlich etwa 30% die erfolgreichere Methode (Godefroid et al. 2011; Guerrant & Kaye 2007; Menges 2008).

Zur Auspflanzung sind nach unserer Erfahrung große, kräftige Jungpflanzen am besten geeignet (s.a. Guerrant et al. 2004, Albrecht & Maschinski 2012). Die Ausbringung von sich schnell entwickelnden Jungpflanzen hat gegenüber Saatgut den Vorteil, dass im Folgejahr blühende



Manche Arten vermehren sich durch vegetative Diasporen wie das Weiße Schnabelried *Rhynchospora alba*. Dessen Brutzwiebeln können am Ende der Vegetationsperiode gesammelt und direkt zur Gründung neuer Populationen genutzt werden.

Exemplare vorhanden sein und in situ bereits als Samenproduzenten dienen können.

Anuelle Arten werden grundsätzlich mit einer möglichst hohen Anzahl von Samen angesät. Da die Samenkeimung und Etablierung von Jungpflanzen in hohem Maße von den Witterungsbedingungen zur Versuchszeit abhängig ist, können mehrere aufeinander folgende Ansaaten zu verschiedenen Wetterlagen sinnvoll sein. Ferner spricht nichts gegen eine direkte Ansaat auch bei mehrjährigen Arten, wenn genügend Saatgut vorhanden und die finanziellen Ressourcen knapp sind (Godefroid et al. 2011; Guerrant & Kaye 2007, Kaye & Cramer 2003, Menges 2008). Die Verwendung von Saatgut bei der Ausbringung hat den Vorteil, dass die Selektion der Pflanzen im Lebensraum erfolgt und nicht im Garten (s.u.). Die Etablierungsrate von Keimlingen in situ ist erfahrungsgemäß in den meisten Fällen gering bis sehr gering und liegt nach eigenen Erfahrungen zwischen 0 und 1% (Godefroid et al. 2011). Daher muss die Menge der eingebrachten Samen sehr groß sein. In einigen Habitaten ist nur die Einbringung von Samen in spezifische Mikrohabitate sinnvoll. Als Beispiel können feinerdearme Felsen genannt werden. Hier ist die direkte Platzierung von Samen in Felsrisse die einzige Möglichkeit für Ansiedlungen.

Gerade bei seltenen Arten ist das verfügbare Saatgut häufig sehr begrenzt. Da die Keimungsraten unter Idealbedingungen im Gewächshaus oder Garten weitaus höher sein können als im Feld, ist es in solchen Fällen sinnvoll, das vorhandene Material effektiv zu nutzen und Jungpflanzen anzuziehen und auszubringen (Maschinski & Haskins 2012, Kaye & Cramer 2003). Liegt generell zu wenig Material vor, kann es über einen Vermehrungsschritt in gärtnerischer Kultur gewonnen werden (Abschnitt 6.6).

## 7.7 Individuenanzahl

Die Anzahl der Individuen, die ausgebracht werden, hängt von der Größe der verfügbaren Fläche sowie vom verfügbaren Material ab. Generell gilt, je mehr Samen oder Setzlinge in angemessen großer Dichte ausgebracht werden, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit auf Erfolg (Bontrager et al., 2014; Godefroid et al., 2011; Guerrant & Kaye 2007). Ziel ist die Etablierung einer minimal überlebensfähigen Population. Diese liegt je nach Biologie der Art zwischen 50 bis 200 Individuen (Pavlik 1996). Unter Einplanung entsprechender Verlustraten sind dafür mindestens 200 Jungpflanzen (Lauterbach et al. 2015) bzw. 50.000 Samen auszubringen. In der Praxis sind diese Zahlen jedoch häufig nicht umsetzbar und liegen meistens darunter. Wenn möglich, kann das durch aufeinanderfolgende Ansiedlungen in mehreren Jahren aufgefangen werden. Dabei können dann je nach Erfolgsquote der

vorjährigen Maßnahmen gleich die augenscheinlich besten Mikrohabitate für die Pflanzungen bzw. Ansaaten ausgewählt werden.

## 7.8 Anzucht und Vermehrung

Die für das WIPs-De-Projekt erarbeiteten Standards für Erhaltungs- und Vermehrungskulturen (Lauterbach et al. 2015) enthalten Richtlinien, die neben der Menge des zu verwendenden Ausgangsmaterials auch Angaben zur benötigten Fläche, zur Standortwahl und zum Substrat, in dem die Pflanzen angezogen werden sollen, Hinweise zur Vermeidung von Hybridisierung mit anderen Populationen oder verwandten Taxa, zur Vermeidung gärtnerischer Selektion und zur Erhebung notwendiger Daten für die

Dokumentation umfassen ([www.wildpflanzenschutz.de](http://www.wildpflanzenschutz.de)).



Bei einer Vermehrung im Garten muss die Bestäubung der Mutterpflanzen durch Pollen von Pflanzen anderer Herkünfte vermieden werden. Eine unkontrollierte Bestäubung erfolgt leicht mit Pollen anderer Herkünfte einer Art, nah verwandter Arten oder Kultivarformen der gleichen Art, zum Beispiel *Pulsatilla*- und *Dianthus*-Arten. Mit Hilfe eines Käfigs, der mit feiner Gaze bespannt ist, wird Fremdbestäubung und damit eine mögliche Hybridisierung verhindert.

Erhaltungskulturen werden auf Dauer angelegt, Vermehrungskulturen dienen der kurzzeitigen Produktion von Pflanzenmaterial (Saatgut, Pflanzen oder Stecklinge). Bei Vermehrungskulturen ist aufgrund des kürzeren zeitlichen Horizonts die Gefahr von Hybridisierungen mit anderen Populationen verwandter Taxa gering. Beide Formen müssen den Ansprüchen für Ansiedlungen genügen. Bei einer Vermehrung besteht die Gefahr der gärtnerischen Selektion z.B. durch die Verwendung von Kultursubstraten und -bedingungen, durch Auswahl der Jungpflanzen nach Keimungszeitpunkt, das Entsorgen lebenden, aber noch nicht gekeimten (dormanten) Saatgutes, durch

Wuchseigenschaften etc. (Ensslin et al. 2011, Lauterbach et al. 2012).

Die Vermehrung bzw. Anzucht von Material für Ansiedlungen muss daher besonders gewissenhaft erfolgen. Zum einen steht aufgrund der Gefährdung der Arten häufig nur recht wenig und somit besonders wertvolles Ausgangsmaterial zur Verfügung, zum anderen ist bei der gärtnerischen Arbeit besondere Sorgfalt erforderlich. Dabei sollte u.a. die Brechung ggf. vorhandener Dormanz (Baskin & Baskin 2004, Albrecht & McCue 2010), die Wahl des Substrats, die Pflege, die Schädlingsbekämpfung und die Vermeidung von Hybridisierung



beachtet werden (s.a. Lauterbach et al. 2015). Die Kontaminierung mit Pathogenen, Parasiten und Neophyten durch Substrat und Kultivierung muss vermieden werden.

Beim Nährstoffgehalte des Kultivierungs-Substrates gibt es unterschiedliche Erfahrungen. Zum Teil scheinen die Jungpflanzen bei einem Nährstoffdepot im Substrat auf der Zielfläche schnell und kräftig einwachsen zu können und so der Wurzelkonkurrenz benachbarter Pflanzen gewachsen zu sein. Bei anderen Versuchen kümmernten die Pflanzen, nachdem die Nährstoffe aufgebraucht waren und hatten kaum Wurzelwerk im Boden der Ansiedlungsfläche entwickelt. Es ist empfehlenswert, das Anzuchtsubstrat in etwa an die Bodenbedingungen und Nährstoffverhältnisse der Zielfläche anzugleichen.

Bei der Anzucht kritischer Arten bringen Substratmischungen mit Bodenproben von möglichst benachbarten Originalstandorten und / oder der Zielfläche aufgrund der dort vorhandenen Mikroflora erfahrungsgemäß gute Ergebnisse. Hierfür bietet sich – so vorhanden – vor die Verwendung der lockeren und bereits gut durchmischten Erde aus Maulwurfshügeln an, die ohne weitere Bearbeitung dem Pflanzsubstrat beigemischt werden kann. Von der Verwendung kommerziell erhältlicher Mykorrhiza-Präparate ist dagegen eher abzuraten, da die Herkunft der Mykorrhizapilze unklar und die Folgen bei der Ansiedlung in der Natur nicht abzuschätzen sind (mündl. Mitteilung M. Rillig).

Die Kompetenz einer Institution zur Anzucht und Vermehrung für Ansiedlungsmaßnahmen ist von verschiedenen Kriterien abhängig. Die Expertisen sind in Richtlinien für die Mitglieder der AG Erhaltungskulturen des Verbandes Botanischer Gärten und für Gärten eingeflossen, die einschlägige Erfahrung mit Erhaltungskulturen gefährdeter Wildpflanzenarten haben. Auch Wildpflanzengärtnereien und erfahrene, engagierte Hobbygärtner können hervorragende Arbeit leisten und bei der Vermehrung von seltenen Wildpflanzen helfen. Neben der Qualifikation spielt der räumliche Bezug eine wichtige Rolle. Vor einer Auftragsvergabe sollte die Vermehrungsstätte unbedingt besichtigt oder dem Auftraggeber bekannt sein. Je mehr Akteure einer Region – auch die, die bisher in Eigenregie agierten – in eine koordinierte Betreuung von Ansiedlungsmaßnahmen mit einbezogen werden, desto besser können Aktivitäten aufgebaut, kanalisiert und entsprechend dokumentiert werden.



Die Samen von *Dactylorhiza majalis* keimen in der Regel gut und schnell, für die gezielte Kultivierung der Pflanzen *ex situ* werden Erfahrung, spezielle Substrate und das richtige

## 8. Durchführung der Ansiedlung

### 8.1 Geeignete Jahreszeit

Die für die Pflanzung oder Aussaat geeignete Jahreszeit ist von der Art, dem Standort und den lokalen Klimaverhältnissen abhängig. Als Zeitraum empfiehlt sich in Mitteleuropa in der Regel der Herbst bis zum Frühwinter (sofern frostfrei) und in niederschlagsreichen Gebieten auch das Frühjahr. Zu diesen Jahreszeiten sind die Böden tiefgründig durchfeuchtet, aber die Luft- und Bodentemperaturen hoch genug, damit die Pflanzen auch ohne Anfangsbewässerung gut anwachsen können (Albrecht & McCue 2010; Bontrager et al. 2014). Die Verfasser haben im nordostdeutschen Flachland gute Erfahrungen mit Pflanzungen von Oktober bis Dezember gemacht. Frühjahrspflanzungen sind hier angesichts der zuweilen eintretenden Dürreperioden zwischen März und Juni nur bei Bewässerungsmöglichkeiten und auf Nassstandorten empfehlenswert. Bei Anpflanzungen und auch Ansaaten an Feucht- und Nassstandorten besteht die Gefahr, dass das ausgebrachte Material fortgeschwemmt wird oder verfault, bevor es anwachsen und austreiben kann. Daher ist hier das Frühjahr der bessere Zeitpunkt.



Ansiedlung der Grauen Skabiose *Scabiosa canescens* auf einem Sandtrockenrasen in Berlin im Oktober 2015. Reiche Niederschläge vor, während und nach der Pflanzung sorgten für eine gute Wasserversorgung der Pflanzen.

Für Anpflanzungen in Habitaten mit hohem Konkurrenzdruck eignet sich am besten der Herbst. Die Pflanzen können nach einer entsprechenden Vorbereitung der Fläche über den Winter im Boden anwachsen, ohne durch benachbarte Pflanzen verdrängt zu werden. Im Frühling

können um die verbliebenen Pflanzen herum nochmals die Konkurrenten entfernt werden, um den Jungpflanzen der Zielart einen Wachstumsvorsprung zu verschaffen (Bontrager et al. 2014).

In der subalpinen und alpinen Stufe ist der Übergang vom Spätsommer in den Winter häufig derart kurz, dass ein Anwachsen von ausgebrachten Pflanzen nicht mehr möglich und ein Hochfrieren und anschließendes Austrocknen der Pflanzballen während der Wintermonate

recht wahrscheinlich wird. Daher wird man hier im Frühjahr Anpflanzungen vornehmen. Auch unter anderen Klimaten kann vielfach der Frühling bzw. der Beginn der Vegetationsperiode die beste Jahreszeit für Ansiedlungen sein (Guerrant & Kaye 2007).

Auch für Aussaaten eignet sich in unseren Breitengraden erfahrungsgemäß meistens der Herbst. Die Samen vieler Arten keimen zumindest zu einem Teil je nach Witterung bereits im Herbst und dann in einer zweiten Welle im Frühjahr. Die Samen von Frostkeimern müssen vor Frost und Schnee gesät worden sein. Da das Wissen über die optimalen Keimungsbedingungen und insbesondere der Kältestratifikation für viele Arten lückenhaft oder falsch ist, wird bei heimischen Arten eine Herbstausaat immer die richtige Wahl sein. Mehrere Aussaaten im Abstand von einigen Monaten oder Jahren erhöhen die Wahrscheinlichkeit für die Keimung von Samen und Etablierung von Jungpflanzen (Guerrant & Kaye 2007, Maschinski & Haskins 2012).

## 8.2 Pflanzung und Ansaat

Eine Pflanzung bzw. Aussaat in Reihen, Rechtecken oder festgelegten Mustern mit einer definierten Anzahl an Pflanzen erleichtert das Monitoring und speziell den Nachweis von Jungpflanzen auf der Ansiedlungsfläche. Wenn möglich, sind standörtliche Gradienten (Säume, Senken, Hügel) gezielt mit einzubeziehen, denn eine Pflanzung bzw. Aussaat über einen oder mehrere Gradienten erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass die Art die für sie optimalen Standortbedingungen vorfindet (Albrecht & McCue, 2010; Bontrager



Das Muster der Auspflanzung oder Ansaat ist von der jeweiligen Art und der verfügbaren Fläche abhängig. Die Auspflanzung in Reihen mit definierten Pflanzabständen wie hier die Ausbringung von *Dactylorhiza majalis*-Jungpflanzen erleichtert das spätere Monitoring der Pflanzen.

et al., 2014). Häufig ist die Kombination von Pflanzung und Ansaat empfehlenswert, dadurch wird jedoch der Nachweis von Jungpflanzen einer sich selbst etablierten Folgegeneration erschwert.



An Trockenstandorten verzögert eine lockere Auflage von Zweigen oder eine leichte Beschattung durch benachbarte Gehölze die Austrocknung des Bodens und kann daher für

die Entwicklung von Jungpflanzen förderlich sein.



Als Verbisschutz gegen Schalenwild *in situ* dient ein einfacher Käfig aus feinem Maschendraht, der im Boden verankert und mit Stecken gestützt wird.

In Mitteleuropa werden erfahrungsgemäß immer wieder Schäden an seltenen Arten durch Schalenwild, Mäuse und Schnecken verursacht. Wurzelballen mit nährstoffreichem Substrat und Kompost scheinen Wildschweine besonders anzulocken. Hierdurch entstehen vielfach Wühlschäden, die Pflanzen selbst werden oft gar nicht gefressen. Empfehlenswert ist die Verwendung nährstoffarmer

Substrate während der Anzucht, was auch das Anwachsen der Jungpflanzen in nährstoffarmen Böden *in situ* erleichtert (s. Abschn. 6.4). Ferner kann es auch zu Verbiss durch Rehe und Hirsche kommen. Hier kann eine anfängliche Zäunung während der Anwachsphase Abhilfe schaffen (Albrecht & McCue 2010). Auch erhöhte Jagdaktivitäten auf den Ansiedlungsflächen können solche Schäden minimieren und sind mit dem verantwortlichen Jäger im Vorfeld abzustimmen. Ein im Boden



Auf frischen bis feuchten Wiesen können Schnecken eine große Schäden an den Frühjahrsaustrieben von Ansiedlungen verursachen wie hier an *Arnica montana* in Vorpommern.

versenkter Maschendraht ist ein wirkungsvoller Schutz gegen Herbivore und Wildschweine (Albrecht & McCue, 2010). Gegen Damwild hat sich das lockere Bedecken der Pflanzstelle mit trockenen, am besten dornigen Zweigen bewährt. Hundehaare sind als Vergrämung nicht immer erfolgreich. Geeignete Vergrämungsmittel gibt es im Handel.

Gegen Mäuse und Wirbellose wie Schnecken und Schadinsekten sind die Möglichkeiten recht begrenzt. Bei Schneckenfraß kann es helfen, ältere Pflanzen mit härteren Blättern auszubringen oder „Ablenkpflanzungen“ vorzunehmen. Eine angepasste Pflege der Standorte kann Schneckenprobleme minimieren. Die Flächen sollten eine lockere und kurzrasige Vegetation aufweisen, die schnell abtrocknen kann. Eine hochrasige, dichte und verfilzte Vegetation erschwert bzw. verhindert in der Regel nicht nur die Etablierung der Zielart, sondern begünstigt auch die Schneckenpopulationen.

### 8.3 Dokumentation

Eine sorgfältige Dokumentation mit sämtlichen Angaben zu Herkunft, Art und Menge des verwendeten Materials ist zwingend notwendig (s. Anhang II). Die genaue Lokalisierung der Fläche muss auch für nicht Beteiligte und Ortsunkundige noch viele Jahre später nachvollziehbar sein, was bei Verschwinden von Landmarken (Bäume, Masten, Zäune) unter Umständen sehr schwierig werden kann. Daher sind für spätere Überprüfungen sowie weiterführende Auswertungen wie zum Beispiel die Verschneidung mit bestehenden Naturschutzdaten sowie für die Umsetzung von Naturschutzkonzepten präzise Angaben der geografischen Koordinaten unabdingbar.

Ein Markieren der Pflanzstellen mit Pfählen ist nur dort sinnvoll, wo wenig Publikumsverkehr herrscht (Pfähle machen neugierig und werden gerne umgesetzt) und sie nicht bei der Flächenpflege stören. Eine bewährte Methode ist die Markierung mit an Eisennägeln eingegrabenen Magneten oder mit Vermarkungsrohren mit Kunststoffkappe. Die Magneten verstärken das Signal für Metallsuchgeräte.

Die Dokumentation ist möglichst digital zu speichern, an die zuständigen Naturschutzbehörden weiterzugeben (s. 8.2) oder anderweitig sicher und zugänglich aufzubewahren, bis entsprechende zentrale Datenbanken zur Verfügung stehen.

Die Entnahme und Einlagerung von Blattproben des ausgebrachten Materials in eine DNA-Bank erlaubt, die genetischen Prozesse in einer späteren Untersuchung zu analysieren, und wird daher für Ansiedlungen dringend empfohlen. Die Hinterlegung von DNA-Proben in einer DNA-Bank wird in der Dokumentation festgehalten. Die Dokumentation sollte nach Standards, wie sie zum Beispiel bei Poschlod et al. 2011 zusammengefasst sind, erfolgen.



## 8.4 Nachsorge

Pflegemaßnahmen wie Schutz vor Herbivoren (s.o.), Entfernung von Konkurrenten, Bewässerung, Anpassung der Nutzung etc. können die Überlebensraten signifikant erhöhen (Godefroid et al. 2011, Schleuning & Matthies 2009). Die Ansiedlung sollte wenige Tage oder Wochen später kontrolliert werden. Durch Wild ausgewählte Pflanzen können, so sie nicht völlig vertrocknet oder zerstört sind, wieder eingepflanzt werden.

Je nach Art und Zeitpunkt der Ansiedlung kann es erforderlich sein, anschließend zumindest in Trockenperioden in regelmäßigen Abständen über einen längeren Zeitraum zu wässern. So eine Bewässerung nach der Pflanzung zwingend notwendig ist, sind die Verfügbarkeit von Wasser in der unmittelbaren Nähe der Fläche bzw. der Wassertransport auf die Fläche zu klären. Der Aufwand, ausreichend Wasser für das Angießen bereitzustellen, wird leicht unterschätzt. Ist der Wassertransport direkt auf die Fläche möglich, kann mit großen



Knollen der *Dactylorhiza*-Arten sind für Wildschweine attraktiv, die die Knollen im Sommer, wenn die Nährstoffe in den unterirdischen Teil der Pflanze eingelagert wurden, gezielt ausgraben. Hier ein typischer Wildschweinschaden auf einer Orchideenwiese im Spreewald.

Kanistern von 25 l und mehr oder mit Tankwagen gearbeitet werden. Die Einbeziehung von Landwirten mit entsprechendem Equipment unterstützt die Sensibilisierung für deren Mitverantwortung für den Erhalt der heimischen Biodiversität.

Vor allem im ersten Jahr kann es sinnvoll sein, umliegende starkwüchsige Konkurrenten mitsamt Wurzeln vorsichtig zu entfernen, um den Jungpflanzen das Durchwurzeln im Boden zu erleichtern.



Blühende *Arnica montana*-Pflanzen in Nordostdeutschland im Jahr nach der Ansiedlung ein- und zweijähriger Pflanzen. Der Standort wird regelmäßig gemäht. Als weitere Pflegemaßnahme, die die Ausbreitung von Arnika auf der Fläche fördert, bemüht sich die zuständige Behörde um eine Herbstbeweidung. Aufgrund der Tatsache, dass die Fläche nur wenige Hektar groß und abgelegen ist, ist es schwierig, eine Beweidung zu realisieren.

## 9. Langfristige Standortsicherung und Monitoring

### 9.1 Standortsicherung und Biotoppflege

Die langfristige Sicherung des Standortes ist eine der Grundvoraussetzungen für eine Ansiedlung (s. Kap. 6.1). Die Nachbetreuung und Dokumentation sollte so lange wie möglich erfolgen, was angesichts der stets begrenzten Projektlaufzeiten und Möglichkeiten häufig eine Herausforderung ist. Erst nach 10-25 Jahren kann festgestellt werden, ob die Ansiedlung als Erfolg zu werten ist (Godefroid et al. 2011).

Die Fläche sollte im Anschluss an die Maßnahme regelmäßig, nach Möglichkeit mindestens einmal im Jahr, aufgesucht werden, um zu überprüfen, ob die Pflege und Bewirtschaftung im Einklang mit den Bedürfnissen und der Dynamik der Art bzw. des Lebensraums geschieht. Besonderes Augenmerk sollte auf Störungen oder potentielle Störungen gelegt werden. Auch sollte sichergestellt werden, dass keine Gartenunkräuter oder Neophyten bei der Aussaat mit ausgebracht wurden.



## 9.2 Monitoring

Nur wenn die Maßnahmen sorgfältig dokumentiert und die Entwicklung von Ansiedlungen regelmäßig und langfristig beobachtet, protokolliert, ausgewertet und publiziert werden, können in Zukunft Fehler vermieden und die Strategien und Konzepte verbessert werden. Die derzeitigen Erfolgsraten von Ansiedlungen sind häufig nicht zufriedenstellend (Godefroid et al. 2011). So kommt dem regelmäßigen und sorgfältigen Monitoring der gestützten oder neu etablierten Populationen eine herausragende Bedeutung zu und ist bereits im Vorfeld der Maßnahmen einzuplanen bzw. zu organisieren. Im Idealfall wird die Ansiedlung bereits als Versuch zum Studium wissenschaftlicher Fragestellungen, z.B. zum Einfluss verschiedener

Faktoren auf den Erfolg einer Ansiedlung, geplant.



Das Markieren der Pflanzen mit farbigen Stecketiketten erleichtert das Zählen. Mit verschiedenen Farben können blühende, nicht blühende Pflanzen und Jungpflanzen gekennzeichnet werden.

Im Rahmen des WIPs-De-Projektes wurde für die Erfassung von Pflanzenpopulationen ein geeignetes, praxisnahes Verfahren entwickelt (Poschlod et al. in prep.). Es beschreibt die Methodik der Erfassung von Individuen- bzw. Rametenzahl, von Alters- und räumlicher Struktur einer Population, von der Überlebensrate von Pflanzungen sowie von der Bewertung des Entwicklungszustandes einer Population. Das Monitoring erfolgt in den ersten Jahren nach der Ansiedlung mindestens einmal jährlich zu

einem Zeitpunkt, an dem die Art am besten zu erfassen ist, also meistens zur Blütezeit. Je nach Populationsentwicklung kann das Monitoring später in zeitlich größerem Abstand erfolgen.

Die Monitoring-Daten sind zusammen mit der der Ansiedlung bei der zuständigen Behörde zu hinterlegen oder langfristig, sicher und zugänglich aufzubewahren. Die Dokumentation muss sowohl ausreichend Informationen zur jeweiligen Wiederansiedlung wie auch zur Herkunft des verwendeten Materials (Tab. 1) umfassen. Neben den Zuständigkeiten und Ansprechpartnern für die jeweilige Maßnahme und den geografischen Informationen zu den Maßnahmen- bzw. Spenderflächen (z.B. Geografische Koordinaten, Exposition, Hangneigung, Flächengröße) sollten auch naturschutzfachlich relevante Angaben (u.a. Biotoptyp, Artenspektrum, charakteristische Standortfaktoren, aktuelle Nutzung/ Pflegemaßnahmen, Monitoring) festgehalten werden (siehe dazu auch die ausführliche Zusammenstellung der Dokumentationsinhalte in Anhang 1).



Bei der Auswahl und Pflege der Ansiedlungsflächen ist auf gut durchfeuchtete, aber nicht nasse Rohbodenstellen zu achten. Damit ist die wichtigste Voraussetzung für eine Verjüngung der gestützten oder angesiedelten Population wie hier bei *Arnica montana* in der Niederlausitz gegeben.

## 10 Literatur

- Abdank, A., Müller, D., Ringel, H., Schiefelbein, U. (2014): Florenschutz - Beitrag zur Umsetzung des Konzepts zur Erhaltung und Entwicklung der Biologischen Vielfalt in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 57 H.1/2: 35-62.
- Akeroyd J., Wyse Jackson P. (1995): A handbook for Botanic Gardens for Reintroduction of Plants to the Wild. BGCI.
- Albrecht M.A., McCue, K.A. (2010): Changes in demographic processes over long time scales reveal the challenge of restoring an endangered plant. *Restoring Ecology* 18: 235–243.
- Albrecht, M.A., Maschinski, J. (2012): Influence of founder population size, propagule stages, and life history on the survival of reintroduced plant populations. In: Maschinski, J., Haskins, K.E. (Hrsg.) *Plant reintroduction in a changing climate*. Island Press, London.
- Allen, W.H. (1994): Reintroduction of endangered plants. *BioScience*, 44: 65-68.
- Angeloni, F., Ouborg, J.N., Leimu, R. (2011): Meta-analysis on the association of population size and life history with inbreeding depression in plants. *Biological Conservation* 144: 35–43.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490.
- Barralis, G., Chadoenf, R., Longchamp, J.P. (1988): Longvité de semences de mauvaises herbes annuelles dans un sol cultivé. *Weed Research* 28: 407–418.
- Baskin, C., Baskin, J. (2014): *Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego.
- Becker, T. (2003): Auswirkungen langzeitiger Fragmentierung auf Populationen am Beispiel der reliktschen Steppenrasenart *Astragalus exscapus* L. (Fabaceae). *Dissertationes Botanicae* 380.
- Berg, M. (2001): Das Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns. *Schriftenreihe LfU* 156: 19-88.
- Bernhardt, K.-G., Hurka, H. (1989): Dynamik des Samenspeichers in einigen mediterranen Kulturböden. *Weed Research* 29: 247–254.
- Betz, C., Scheuerer, M., Reisch, C. (2013): Population reinforcement – A glimmer of hope for the conservation of the highly endangered Spring Pasque flower (*Pulsatilla vernalis*). *Biological Conservation* 168: 161-167.
- Blanckenhagen, B. v., Poschlod, P. (2005): Restoration of calcareous grasslands: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 9 (2): 143-149.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): Leitfaden zur Verwendung gebietseigener Gehölze. [http://www.zgg-service.de/tl\\_files/zgg/downloads/Leitfaden\\_bmu.pdf](http://www.zgg-service.de/tl_files/zgg/downloads/Leitfaden_bmu.pdf)



- Referat Öffentlichkeitsarbeit · Bonn, S., Poschlod, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. UTB Große Reihe. Wiesbaden: Quelle & Meyer.
- Bontrager, M., Elvin, M., Webster, K., Parker, I.M. (2014): The effects of habitat and competitive/facilitative interactions on reintroduction success of the endangered wetland herb, *Arenaria paludicola*. *Plant Ecology* 215: 467–478.
- Borgmann, P., Burkart, M., Lauterbach, D., Listl, D., Martens, A., Nick, P., Oevermann, S., Poschlod, P., Radkowitzsch, A., Reisch, C., Stevens, A.-D., Straubinger, C., Zachgo, S., Zippel, E., Zachgo, S. (2015): WIPs-De: Wildpflanzenschutz Deutschland - Ein Projekt des Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft* 90 (12): 550-555.
- Bossuyt, B., Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875–884.
- Bowles, M.L., Whelan J.C. (2003): Recovery and restoration of endangered species. Cambridge University Press.
- Brown, A.H.D., Marshall, D.L. (1995): A basic sampling strategy: theory and practice. In: Guarino, L., Ramanatha Rao, V., Reid, R. (Hrsg.): *Collecting Plant Diversity: Technical Guidelines*. Wallingford, UK, S. 75-91.
- Brown, H.D., Briggs, J.D. (1991): Sampling strategies for genetic variation in ex situ collections of endangered plant species. In: Falk, D. A., Holsinger K. E.: *Genetics and Conservation of Rare Plants*. Oxford University, p. 75-86.
- Brunzel, S. (2010): Ex-situ-Kultivierung und In-situ-Management als Beitrag zum Artenschutz am Beispiel von Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*), Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*), Böhmischer Enzian (*Gentianella bohemica*) und Karpaten-Enzian (*Gentianella lutescens*). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (5): 148-156.
- Bucharova, A., Bossdorf, O., Hölzel, N., Kollmann, J., Prasse, R., Durka, W. (2018): Mix and match: regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. *Conservation Genetics* 2018, 10.1007/s10592-018-1067-6.
- Bucharova, A., Michalski, S., Hermann, J.-M., Heveling, K., Durka, W., Hölzel, N., Kollmann, J., Bossdorf, O. (2017): Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: lessons from a multispecies transplant experiment. *Journal of Applied Ecology* 54: 127–136.
- Caughley, G., Gunn, A. (1995): *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell Science Inc., Cambridge Mass.
- CBD (1992): *The Convention on Biological Diversity, UN Conference on Environment and Development*, Rio de Janeiro.
- CBD (2016): *Updated Analysis of the Contribution of Targets Established by Parties and Progress Towards the Aichi Biodiversity Targets*. UNEP/CBD/COP/13/8/Add.2/Rev.1 21 November 2016.
- Charlesworth, D., Charlesworth, B. (1987): Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 237-268.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (1998): A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523-531.

- Cochrane, J.A., Crawford, A.D., Monks, L.T. (2007): The significance of ex situ seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Australian Journal of Botany*, 55: 356-361.
- Cogoni, D., Fenu, G., Concas, E., Bacchetta, G. (2013): The effectiveness of plant conservation measures: the *Dianthus morisianus* reintroduction. *Oryx* 47(2): 203-206.
- Crnokrak, P., Barrett S.C.H. (2002): Purging the genetic load: a review of the experimental evidence. *Evolution* 56: 2347-2358.
- Dalrymple, S.E., Banks, E., Stewart, G.B., Pullin, A.S. (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, S. 31–50.
- Diekmann, M. (2016): Handlungsleitfaden zur Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.
- Durka, W., Michalski, S. G., Berendzen, K. W., Bossdorf, O., Bucharova, A., Hermann, J.-M., Hölzel, N., Kollmann, J. (2017): Genetic differentiation within multiple common grassland plants supports seed transfer zones for ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 54: 116–126.
- Duwe, V.K., Müller, L.A.H., Reichel, K., Zippel, E., Borsch, T., Ismail, S. (2017): Genetic structure and genetic diversity of the endangered grassland plant *Crepis mollis* (Jacq.) Asch. as a basis for conservation management in Germany. *Conservation Genetics* DOI: 10.1007/s10592-017-1025-8.
- Edmands, S. (2007): Between a rock and a hard place: evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. *Molecular Ecology* 16: 463–475.
- Ellenberg, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (1991): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, 2nd edn. *Scripta Geobotanica*. Verlag Erich Goltze KG, Göttingen.
- Ellstrand, N.C., Elam, D.R. (1993): Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217–242.
- ENSCONET (2009): ENSCONET Anleitung zum Sammeln von Wildpflanzensamen. – [www.bgbm.org/sites/default/files/ensconet-anleitung\\_zum\\_sammeln\\_von\\_wildpflanzensamen.pdf](http://www.bgbm.org/sites/default/files/ensconet-anleitung_zum_sammeln_von_wildpflanzensamen.pdf).
- 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* L. in botanic gardens. *Biological Conservation* 144: 272–278.
- Erschbamer, B., Kiebacher, T., Mallaun, M., Unterluggauer, P. (2009): Short-term signals of climate change along an altitudinal gradient in the South Alps. *Plant Ecology* 202: 79–89.
- Erwin, T.L. (1991): An evolutionary basis for conservation strategies. *Science*, 253: 750-752.
- Falk, D.A., Millar, C.I. Olwell M, (1996): *Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island press.
- Farnsworth, E.J., Klionsky, S., Brumback, W.E., Havens, K. (2006): A set of simple decision matrices for prioritizing collection of rare plant species for ex situ conservation. *Biological Conservation*, 2006/02/01/. 128: 1-12.

- Fiedler, P.L., Laven, R.D. (1996): Selecting reintroduction sites. In: Falk, D.A., Millar, C.I., Olwell, M. (Hrsg.) Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press, Washington, S. 157–170.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2000): An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.
- Frankham, R. (2015): Genetic rescue of small inbred populations: meta-analysis reveals large and consistent benefits of gene flow. *Molecular Ecology* 24: 2610–2618.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Eldridge, M.D., Lacy, R.C., Ralls, K., Dudash, M.R., Fenster, C.B. (2011): Predicting the probability of outbreeding depression. *Conservation Biology* 25 (3): 465-475.
- Gall, B., Kietsch, U., Volpers, T. & N. Bukowsky (2015): Maßnahmen zur Förderung ausgewählter Verantwortungsarten in der Uckermark einschließlich Monitoring. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 24: 30 – 44
- Given D.R. (1994): Principles and practice of plant conservation. Timber Press, Portland.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C. W., Vogg, G., Iriondo, J. M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Bertille, V., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M., Vanderborght, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672– 682.
- Godefroid, S., Vanderborght, 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.
- Gorbunov, Y.N., Dzybov, D.S., Kuzmin, Z.E., Smirnov, I.A. (2008) Methodological recommendations for botanic gardens on the reintroduction of rare and threatened plants. Grif & Co, Tula
- Grabherr, G., Gottfried, M., Pauli, H. (1994): Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Grätz, T. (2014): Maturnahe Begrünung der Renaturierungsflächen im Tagebau Jänschwalde. Entwicklungsziel Offenland. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 22: 53-71.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C. (1989): Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477-482.
- GSPC 2010: Global Strategy for Plant Conservation, targets 2011-2020. Update at the tenth meeting of the Conference of parties to the Convention on Biological Diversity. Nagoya, Oktober 201. <https://www.cbd.int/gspc/targets.shtml>. (Abruf Oktober 2017).
- Guerrant, E.O., Havens-Young, K., Maunder, M (2004): Ex Situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild. Society for Ecological Restoration International. Island Press. London.
- 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.
- 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, S. 9-29.

- Halsey, S.J., Bell, T.J., McEachern, K., Pavlovic, N.B. (2015): Comparison of reintroduction and enhancement effects on metapopulation viability. *Restoration Ecology* 23: 375–384.
- Haskins, K.E., Pence, V. (2012): Transitioning Plants to New Environments: Beneficial Applications of Soil Microbes. In: Maschinski, J., Haskins, K.E. (Hrsg.): *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Island Press, London, S. 89-107.
- Hautier, Y., Niklaus, P., Hector, A. (2009): Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636–638.
- Heinken, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. *Tuexenia* 29: 305–329.
- Hereford, J. (2009): A quantitative survey of local adaptation and fitness trade-offs. *The American Naturalist* 173: 579–588.
- Heywood, V.H., Dulloo, M.E. (2005): In situ conservation of wild plant species: a critical global review of best practices. IPGRI Technical Bulletin 11. IPGRI, Rome, Italy.
- Heywood, V.H. (2017): Plant conservation in the Anthropocene – Challenges and future prospects. *Plant Diversity*, 2017/12/01/. 39: 314-330.
- Hillebrand, H., Matthiessen, B. (2009): Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* 12: 1405–1419.
- Hufford K.M., Mazer S.J. (2003): Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 147–155.
- Infoflora (2017): Empfehlungen zur ex situ-Erhaltung und Ansiedlung\* gefährdeter Pflanzen. Zusammenfassung des nationalen Daten- und Informationszentrums der Schweizer Flora. [www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/Ex-situ\\_Introduction\\_D\\_F\\_I/InfoFlora\\_Empfehlungen\\_Ansiedlung.pdf](http://www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/Ex-situ_Introduction_D_F_I/InfoFlora_Empfehlungen_Ansiedlung.pdf). (Abruf Oktober 2017).
- Ismail, S., Duwe, V., Zippel, E., Borsch, T. (2017): Assessment of current genetic structure from local to geographic scales indicates brake down of historically extensive gene flow in the dry grassland species *Scabiosa canescens* Waldst. & Kit. (Dipsacaceae). *Diversity and Distributions* DOI: 10.1111/ddi.12667.
- IUCN (1994): IUCN Red List Categories. – Gland (World Conservation Union).
- IUCN (1998): IUCN Guidelines for Re-introductions. IUCN Species Survival Commission Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland e Cambridge, UK.
- Jensch, D., Poschlod, P. & Schossau, C. (2001): Überlegungen zur Zustandsbewertung und zu einem Monitoring von Pflanzenpopulationen im Rahmen der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 46-64.
- Kahmen, S., Poschlod, P. (1999): Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemaßnahmen. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 3: 225-232.
- Kaulfuß, F., Reisch C. (2017) Reintroduction of the endangered and endemic plant species *Cochlearia bavarica*—Implications from conservation genetics. *Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1002/ece3.3596>.
- Kaye, T.N., Cramer, J.R. (2003): Direct seeding or transplanting: the cost of restoring populations of Kincaid's lupine (Oregon). *Ecological Restoration* 21: 224–225.

- Kéry, M., Matthies, D., Spillmann H.-H. (2000): Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. *Journal of Ecology* 88: 17-30.
- Kiehl, K., Jeschke, M. (2005): Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. *Tuexenia* 25: 445–461.
- Kirmer, A., Baasch, A., Tischew, S. (2011): Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science* 15: 198-207.
- Klaus, V. H., Hoever, C. J., Fischer, M., Hamer, U., Kleinebecker, T., Mertens, D., Schäfer, D., Prati, D., Hölzel, N. (2017): Contribution of the soil seed bank to the restoration of temperate grasslands by mechanical sward disturbance. *Restoration Ecology*. 10.1111/rec.12626
- Koch, C., Kollmann, J. (2012): Wiederansiedlung und Translokation regional ausgestorbener Pflanzenarten Ergebnisse einer Expertenbefragung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (3),: 77-82.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Talka, M., Bohn, U., May, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 299-444.
- Lauterbach, D., Ristow, M., Gemeinholzer, B. (2011): Genetic population structure, fitness variation and the importance of population history in remnant populations of the endangered plant *Silene chlorantha* (Willd.) Ehrh. (Caryophyllaceae). *Plant Biology* 13: 667–777.
- Lauterbach, D., Ristow, M., Gemeinholzer, B. (2012): Population genetics and fitness in fragmented populations of the dioecious and endangered *Silene otites* (Caryophyllaceae). *Plant Systematics and Evolution* 298: 155-164.
- Lauterbach, D. (2013) Ex situ-Kulturen gefährdeter Wildpflanzen – Populationsgenetische Aspekte und Empfehlungen für Besammler, Kultivierung und Wiederausbringung. *ANLiegen Natur* 35(2): 32-39.
- Lauterbach, D., Borgmann, P., Daumann, J., Kuppinger A.-L., Listl, D., Martens, A., Nick, P., Oevermann, S., Poschlod, P., Radkowitzsch, A., Reisch, C., Stevens, A.-D., Straubinger, C., Zachgo, S., Zippel, E., Burkart, M. (2015): Allgemeine Qualitätsstandards für Erhaltungskulturen gefährdeter Wildpflanzen. *Gärtnerisch-Botanischer Brief* 200: 16-39.
- Leck, M.A. Parker, V.T. & Simpson, R.L., Hrsg. (1989): *Ecology of Soil Seeds Banks*. London: Academic Press, 484 S.
- Leimu, R., Mutikainen, P. (2005): Population history, mating system, and fitness variation in a perennial herb with a fragmented distribution. *Conservation Biology* 19: 349–356.
- Leimu, R., Mutikainen, P., Koricheva, J., Fischer, M. (2006): How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? *Journal of Ecology* 94: 942-952.
- Leimu, R., Fischer, M. (2010): Between-population outbreeding affects plant defence. *PLoS ONE*. doi:10.1371/journal.pone.0012614
- Leipold, M., Tausch, S., Poschlod, P., Reisch, C. (2017): Species distribution modeling and molecular markers suggest longitudinal range shifts and cryptic northern refugia of the typical calcareous grassland species *Hippocrepis comosa* (horseshoe vetch). *Ecology and Evolution* 7: 1919–1935.



- Lipsey, M.K., Child, M.F. (2007): Combining the fields of reintroduction biology and restoration ecology. *Conservation Biology* 21: 1387–1388.
- Listl, D., Poschlod, P., Reisch, C. (2017a): Do seed transfer zones for ecological restoration reflect the spatial genetic variation of the common grassland species *Lathyrus pratensis*? *Restoration Ecology*, 10.1111/rec.12613.
- Listl, D., Poschlod, P., Reisch, C. (2017b): Genetic variation of liverleaf (*Hepatica nobilis* Schreb.) in Bavaria against the background of seed transfer guidelines in forestry and restoration. *Biochemical Systematics and Ecology*, 2017/04/01/. 71: 32-41.
- Loveless, M.D., Hamrick, J.L. (1984): Ecological determinants of genetic structure in plant populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 65–95.
- Luijten, S. H., Kéry, M. , Oostermeijer, J. G. and Den Nijs, H. (2002): Demographic consequences of inbreeding and outbreeding in *Arnica montana*: a field experiment. *Journal of Ecology*, 90: 593-603. doi:10.1046/j.1365-2745.2002.00703.x
- Maschinski, J., Haskins, K.E. (2012): *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Island Press.
- Maschinski, J., Albrecht, M.A. (2017): Center for Plant Conservation's Best Practice Guidelines for the reintroduction of rare plants. *Plant Diversity* 39: 390-395.
- Maunder, M. (1992): Plant reintroductions: an overview. *Biodiversity and Conservation* 1: 51-61.
- Maunder, M., Hughes, C., Hawkins, J.A., Culham, A. (2004): Hybridization in ex situ plant collections: conservation concerns, liabilities, and opportunities. In: Guerrant, E.O.J. et al. (Hrsg.) *Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Island Press, Washington, S. 19–438,
- McGlaughlin, M., Karoly, K., Kaye, T. (2002): Genetic variation and its relationship to population size in reintroduced populations of the pink sand verbena, *Abronia umbellata* subsp. *breviflora* (Nyctaginaceae). *Conservation Genetics* 3: 411–420.
- Meindl, C., Brune, V., Listl, D., Poschlod, P., Reisch, C. (2016): Survival and postglacial immigration of the steppe plant *Scorzonera purpurea* to Central Europe. *Plant Systematics and Evolution* 302: 971-984.
- Menges, E.S. (1991): Seed germination percentage increases with population size in a fragmented prairie species. *Conservation Biology* 5: 158-164.
- Menges, E.S. (2008): Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany* 56: 187-196.
- Michalski, S.G., Durka, W. (2012): Assessment of provenance delineation by genetic differentiation patterns and estimates of gene flow in the common grassland plant *Geranium pratense*. *Conservation Genetics* 13: 581-592.
- Morris, W.F., Pfister, C.A., Tuljapurkar, S., Haridas, C.V., Boggs, C.L., Boyce, M.S., Bruna, E.M., Church, D.R., Coulson, T., Doak, D.F., Forsyth, S., Gaillard, J.M., Horvitz, C.C., Kalisz, S., Kendall, B.E., Knight, T.M., Lee, C.T., Menges, E.S. (2008): Longevity can buffer plant and animal populations against changing climatic variability. *Ecology* 89: 19-25.
- Nei, M., Maruyama, T., Chakraborty, R. (1975): The bottleneck effect and genetic variability in populations. *Evolution* 29: 1–10.

- Oostermeijer, G., Berholz, A., Poschlod, P. (1996): Genetical aspects in fragmented plant populations. A review. In: Settele, J., Margules, Poschlod, P., Henle, K. (Hrsg.): *Species Survival in Fragmented Landscapes*. Kluwer, Dordrecht, S. 93-101.
- Pavlik, B.M. (1996): Defining and measuring success. In: Falk, D.A., Millar, C.I., Olwell, M. (Hrsg.): *Restoring Diversity, Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, S. 127-55.
- Peakall, R., Sydes, M.A. (1996): Defining priorities for achieving practical outcomes from the genetic studies of rare plants. In: Stephens, S., Maxwell, S. (Hrsg.): *Back from the Brink: refining the threatened species recovery process*. Surrey Beatty and Sons, Sydney, S. 119-129.
- Plassmann, K., Brown, N., Jones, M.L.M., Edwards-Jones, G. (2009): Can soil seed banks contribute to the restoration of dune slacks under conservation management? *Applied Vegetation Science* 12: 199-210.
- Polak, T., Saltz, D. (2011): Reintroduction as an ecosystem restoration technique. *Conservation Biology* 25: 424-425.
- Poschlod et al. (in prep) Monitoring-Konzept bestehender, gestützter und wieder angesiedelter Populationen der Verantwortungsarten (Gefäßpflanzen) Deutschlands.
- 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: 27-44.
- Poschlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J., Rahmann, H. (1997): *Steinbrüche und Naturschutz - Sukzession und Renaturierung*. Ecomed, Landsberg.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S., Bonn, S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75-90.
- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361-376.
- Poschlod, P., Biewer, H. (2005): Diaspore and gap availability limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica* 40: 13-34.
- Poschlod, P. (2014): Kulturlandschaft, Landnutzungswandel und Vielfalt – Mechanismen und Prozesse der Entstehung und Entwicklung unserer Kulturlandschaft und die Notwendigkeit einer Genbank für „Wildpflanzen für Ernährung und Landwirtschaft (WEL)“. In: Poschlod, P., Borgmann, P., Listl, D., Reisch, C., Zachgo, S. et al. (Hrsg.): *Das Genbank WEL-Netzwerk Handbuch Genbank WEL*. Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Sonderband: 7-40.
- Poschlod, P., Borgmann, P., Listl, D., Reisch, C., Zachgo, S. et al. (2014): *Das Genbank WEL-Netzwerk Handbuch Genbank WEL*. Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Sonderband: 1-333.
- Poschlod, P. (2015): The Origin and Development of the Central European Man-made Landscape, Habitat and Species Diversity as Affected by Climate and its Changes – a Review. *Interdisciplinaria Archaeologica, Natural Sciences in Archaeology* 6: 197-221.
- Poschlod, P. (2017): *Geschichte der Kulturlandschaft*. 2. Aufl., Stuttgart: Ulmer.

- Prasse, R., Kunzmann, D., Schröder, R. (2010): Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen. Hannover. [www.dbu.de/projekt\\_23931/01\\_db\\_2409.html](http://www.dbu.de/projekt_23931/01_db_2409.html).
- Primack, R.B., Miao, S.L. (1992): Effects of seed dispersal on the distribution of rare plant species. *Conservation Biology* 4: 513-519.
- Probert, R., Adams, J., Coneybeer, J., Crawford, A., Hay, F. (2007): Seed quality for conservation is critically affected by pre-storage factors. *Australian Journal of Botany* 55: 326-335.
- Ren, H., Jian, S., Liu, H., Zhang, Q., Lu, H. (2014): Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Science China Life Sciences*, June 01. 57: 603-609.
- Ricciardi, A., Simberloff, D. (2009a): Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 248-53.
- Ricciardi, A., Simberloff, D. (2009b): Assisted colonization: Good intentions and dubious risk assessment. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 476-77.
- Richter, F., Grätz C. (2018): Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Heft 1/2018. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/30274/documents/44766>.
- Roberts, H.A. (1981): Seedbanks in soils. *Advances in Applied Biology* 6: 1-56.
- Rosbakh, S., Bernhardt-Römermann, M., Poschlod, P. (2014): Elevation matters: contrasting effects of climate change on the vegetation development at different elevations in the Bavarian Alps. *Alpine Botany* 124: 143-154.
- Rossi, G., Bonomi, C. (2007): A review of plant reintroduction practice. [www.societabotanicaitaliana.it/uploaded/370.pdf](http://www.societabotanicaitaliana.it/uploaded/370.pdf) (Abruf Juni 2018).
- Rossi, G., Amosso, C., Orsenigo, S., Abeli, T. (2013): Linee guida per la traslocazione di specie vegetali spontanee. Quaderni di Conservazione della Natura. Ist. Sup. Protezione e Ricerca Ambientale (ISPRA), Roma, 38.
- Ryser, P. (1993): Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 4: 195-202.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Saltonstall, K. (2002): Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *PNAS* 99: 2445-2449.
- Scheidel, U., Bruelheide, H. (2005): Effects of slug herbivory on the seedling establishment of two montane Asteraceae species. *Flora* 200: 309-320.
- Schleuning, M., Matthies, D. (2009): Habitat change and plant demography: assessing the extinction risk of a formerly common grassland perennial. *Conservation Biology* 23: 174-183.

- Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Krebs, S., Poschlod, P. (2009): Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Naturschutz - Spectrum Themen 97.
- Seitz, B. (2007): Konzeption zum Florenschutz im Land Berlin. Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege Berlin.
- Shaffer, M.L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Sheean, V.A., Manning, A.D., Lindenmayer, D.B. (2012): An assessment of scientific approaches towards species relocations in Australia. *Austral Ecology* 37: 204-215.
- Soltis, P. S. and M. A. Gitzendanner. 1999. Molecular systematics and the conservation of rare plant species. *Conservation Biology* 13: 471-483.
- Sukopp, H., Trautmann, W. (1982): Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. *Berichte Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 6: 279-282.
- Ter Heerdt, G.N.J., Verwey, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling-emergence after removing the soil by sieving. *Funct Ecol* 10: 144-151.
- Thompson, K., Grime, J.P. (1979): Seasonal Variation in the seed banks of herbaceous species in ten constrating habitats. *J. Ecol.* 67: 893-921.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Hodgson, J.G. (1998): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86: 163-169.
- Tischew, S. (2004): Renaturierung nach dem Braunkohleabbau. Teubner-Verlag, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden.
- Vallee, L., Hogbin, T.L.M., Monks, L., Makinson, B., Matthes, M., Rossetto, M. (2004): Guidelines for the Translocation of Threatened Plants in Australia. Australian Network for Plant Conservation Inc. Canberra.
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., Smith, B. (2010): A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11: 300-311.
- Wagenitz, G. (2001): Über das Wort „Ansalben“. *Floristische Rundbriefe* 34: 25-27.
- Welk, E. (2002a): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 37: XVI + 337 S.
- Welk, E. (2002b): Arealkundliche Grundlagen der Prioritätenfindung im Artenschutz - Ermittlung nationaler und globaler Verantwortlichkeit von Bundesländern. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 161-167.
- Whitlock M.C. (2000): Fixation of new alleles and the extinction of small populations: drift load, beneficial alleles, and sexual selection. *Evolution* 54: 1855-1861.
- Yates, C.J., Gibson, N., Pettit, N.E., Dillon, R., Palmer, R. (2011): The ecological relationships and demography of restricted ironstone endemic plant species: implications for conservation. *Australian Journal of Botany*, 59: 692-700.

- Zahlheimer, W. A. (2009a): Artenschutz- und -stützmaßnahmen in Niederbayern: Florenvielfalt am finanziellen Tropf. Naturschutz- und Botanik-Tagung 2009. Naturschutz in Niederbayern, Heft 6.
- Zahlheimer, W. A. (2009b): Floren-Stützgerüste – ein neues Konzept gegen wachsende Rote Listen – Planung und Verwirklichung. ANLiegen Natur 31(2): 47-61.
- Zerbe, S., Wiegleb, G. (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Zimmermann, F. (2007): Rechtliche und fachliche Grundlagen für das Ansiedeln von Pflanzen und Aussetzen von Tieren. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 16 (3): 92-93.
- Zippel, E., Stevens, A.-D. (2014): Arbeitstechniken der Sammlung und Lagerung von Wildpflanzensamen in Saatgutgenbanken. In: Poschlod, P., Borgmann, P., Listl, D., Reisch, C., Zachgo, S. et al. Das Genbank WEL-Netzwerk Handbuch Genbank WEL. Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Sonderband, S. 71-97.
- Zippel, E., Borgmann, P., Burkart, M. Daumann, J.; Kuppinger, A.-L.; Lauterbach, D.; Listl, D.; Martens, A.; Nick, P.; Oevermann, S.; Poschlod, P.; Radkowitsch, A.; Reisch, C.; Straubinger, C.; Zachgo, S.; Stevens, A.-D. (2016): Ex situ trifft In situ - Möglichkeiten und Grenzen der Einlagerung von Saatgut, Erhaltungskulturen und Wiederausbringung von gefährdeten Wildpflanzenarten in Anbetracht des Klimawandels am Beispiel des im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt geförderten Projektes „Wildpflanzenschutz in Deutschland: WIPs-De“. In: Korn, H., Bockmühl, K., Schliep, R.: Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland XII. Dokumentation der 12. Tagung. BfN-Skripten 432, 49-57.



Anzucht verschiedener Arten für Ansiedlungen und Populationsstützungen im Botanischen Garten Potsdam.



# Anhang

## I Sammelbogen ENSCONET (Grau hinterlegt: verbindliche Mindestdaten)

|   |  |   |   |  |   |   |                   |   |
|---|--|---|---|--|---|---|-------------------|---|
| <b>Akzession ID</b>                               |  |   |   | <i>Sammelnummer (wie auf der Sammeltüte)</i>             |   |   |                   |   |
| <b>Sammeldatum</b>                                |  | YYYY  | MM  | DD   |   |   |                   |   |
| <b>Sammler, Zu- und Vorname (GROSSBUCHSTABEN)</b> |  |   |   | Institution  |   |   |                   |   |
| <b>Andere Sammler Namen und Institutionen</b>     |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Taxon</b>                                      |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>landessprachliche Namen (+ Sprache)</b>        |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Herbarbeleg</b>                                | Ja/Nein<br>Nummer:   | <b>Anzahl der gefundenen Pflanzen (bitte ankreuzen)</b> | 1.....<br>2-5.....<br>5-10.....<br>10-25....<br>25-50....<br>50-100..<br>100-<br>1000....<br>1000+... | <b>Anzahl der besammelten Pflanzen (bitte ankreuzen)</b> | 1.....<br>2-5.....<br>5-10.....<br>10-25....<br>25-50....<br>50-100..<br>100-<br>1000....<br>1000+... | <b>phänologischer Zustand (bitte ankreuzen)</b> |                   |   |
| <b>Bodenprobe</b>                                 | Ja/Nein<br>Nummer:   |   | Mehr Blüten als Früchte .....   |  | Mehr Früchte als Blüten .....   |   | Nur Früchte ..... | Früchte /Samen bereits abgefallen ..... |
| <b>Sammelweise (bitte ankreuzen)</b>              | Zufällig.....<br>Regelmäßig.....<br>Transekt (linear).....<br>Im Zentrum der Population.....<br>Am Rand der Population.....<br>Andere..... |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Größe der begangenen Fläche (m x m)</b>        |  |   | <b>Samen / Früchte vom Boden aufgelesen?</b> Ja / Nein / zum Teil                                     |  |   |   |                   |   |
| <b>Photos</b>                                     |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Land</b>                                       |  | <b>Bundesland / Provinz</b>                             |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Region / Gemeinde</b>                          |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Fundort</b>                                    |  |   |   |  |   |   |                   |   |
| <b>Breitengrad Y</b>                              |  | <b>Längengrad X</b>                                     |   | <b>Grad Meter (bitte ankreuzen einheit)</b>              | <b>EPSG Code (siehe Codes)</b>  |   |                   |   |
| <b>Höhe (mNN)</b>                                 |  | <b>Wassertiefe (m)</b>                                  |   | <b>Genauigkeit der Höhe (m)</b>                          |   |   |                   |   |
| <b>Geocode vom Sammler festgestellt?</b>          | <b>Erfassung des Geocodes (bitte ankreuzen)</b>  | <b>Meßmethode der Höhenmeter (bitte ankreuzen)</b>      | <b>vorherrschende Exposition (bitte ankreuzen)</b>  | <b>Hangneigung (bitte ankreuzen)</b>                     | <b>Bodenstruktur (bitte ankreuzen)</b>  | <b>Boden pH (bitte ankreuzen)</b>               |                   |   |

|      |              |            |     |                |                 |         |
|------|--------------|------------|-----|----------------|-----------------|---------|
| Ja   | GPS          | Altimeter  | N   | Eben 0-5%      | Kies            | Sauer   |
| Nein | DGPS         | DEM        | N-E | Weilig 6-10%   | Sand            | Basisch |
|      | Schätzwert   | GPS        | E   | Hügelig 11-20% | Sandiger Lehm   | Neutral |
|      | Karte        | Schätzwert | S-E | Moderat 21-31% | Lehm            |         |
|      | Google Earth | Karte      | S   | Steil >30%     | Toiger Lehm     |         |
|      |              |            | S-W |                | Ton             |         |
|      |              |            | W   |                | Torf            |         |
|      |              |            | N-W |                | nicht vorhanden |         |

|   |                                       |   |
|---|---------------------------------------|---|
| <b>EUNIS Habitat Code (siehe Codes)</b> | <b>Landnutzungscode (siehe Codes)</b> | <b>Gefährigungsursachen, wenn vorhanden</b> |
|---|---------------------------------------|---|

**Notizen zum Fundort**  
(Beobachtungen, wichtige Informationen)

**Begleitarten**  
(nenne 3-5 seltene oder häufige Arten)

**Sammelnotizen**  
(z.B. aufgetretene Probleme, Sammelmethode, Blütenfarbe, geschätzte Anzahl der Samen)

## II Dokumentation Ansiedlung

s.a. Godefroid, Vanderbought 2011

### **Basisdaten**

Art

Datum

Verantwortliche Beteiligte

ID der Ansiedlung (bei Botanischen Gärten beginnend mit IPEN-Kürzel der jeweiligen Institution)

Art der Maßnahme (Populationsstützung, Ansiedlung)

### **Lokalität der Maßnahme**

Bundesland

Gemeinde

Gemarkung

Flur

Flurstück

MTBQ

Koordinaten (ungefährer Mittelpunkt der Fläche)

Genaue Lokalität (Skizze, besser genaue Einmessung in MTB oder shape-file)

Größe der Fläche

Eigentümer der Fläche (öffentliche Hand, Forst, Stiftung, privat, anders)

Schutzstatus der Fläche (NSG, FND, LSG, FFH)

Habitat

EUNIS-Habitatcode

Nutzung / Pflege

ggf Beschreibung der zu stützenden Population

### **Herkunft des verwendeten Materials**

Bundesland

Gemeinde

Gemarkung

Flur

Flurstück

MTBQ

Koordinaten (ungefährer Mittelpunkt der Fläche)

Genaue Lokalität (Skizze, besser genaue Einmessung in MTB oder shape-file)

Eigentümer der Fläche (öffentliche Hand, Forst, Stiftung, privat, anders)  
Schutzstatus der Fläche (NSG, FND, LSG, FFH)  
Habitat (Vegetation, Boden)  
EUNIS-Habitatcode  
Nutzung / Pflege  
Größe und Dynamik der Spenderpopulation (in Ausbreitung, stabil, zurückgehend)  
Begründung für die Auswahl der Spenderpopulation  
Sammler  
Sammeldatum  
Institution  
Ex-situ-Material (Saatgutbank, Erhaltungskultur, direkte Sammlung)  
Bei Material aus Botanischen Gärten: Akzessionsnummer / IPEN-Nummer  
Anzahl der Individuen für Materialentnahme (Samen, Stecklinge, ganze Pflanzen)

#### **Durchführung der Maßnahme**

Flächenvorbereitung (Mahd / Beweidung, Abharken, Oberbodenabtrag, anderes)  
Technik der Ansiedlung (Aussaart, Jungpflanzen, Stecklinge, mehrjährige Pflanzen)  
Menge des ausgebrachten Materials (Anzahl Samen oder Pflanzen)  
Ort, Dauer und Konditionen einer evtl. durchgeführten Vermehrungskultur (Substrat, Freiland-Gewächshaus, sonst. Bedingungen)  
Bei Ausbringung von Jungpflanzen: Ort, Dauer und Konditionen der Kultur  
Größe der Ansiedlungsfläche, ggf. von Teilflächen  
Ansiedlungsdesign (Punkt, Linie, Fläche)  
Abstand zwischen Pflanzungen, Anzahl Pflanzen / Pflanzstelle  
Verwendete Markierungen (Magnet / Erdnägeln, Stäbe, anderes)  
Fotos vorhanden  
Lageskizze vorhanden  
Geplante Pflegemaßnahmen  
Beteiligte der Pflegemaßnahmen  
Geplante Monitoringmaßnahmen

#### **Weitere Dokumentation**

Hinterlegung der notwendigen Genehmigungen (Ort)  
Hinterlegung der Korrespondenz (Ort)  
Projektbericht (ja / nein, Ort)

### III Monitoring

#### **Basisdaten**

ID der Maßnahme

Datum der Zählung

Anzahl ausgebrachter Pflanzen / Samen

#### **Zählung**

Anzahl und Größe der (Teil-) Monitoringflächen

Für jede Teilfläche separat zu erheben:

Anzahl reproduktiver Individuen

Anzahl vegetativer Individuen

Summe Individuen

Überlebensrate in %

Samenproduktion (ja / nein)

Vegetative Ausbreitung (ja / nein)

Anzahl Keimlinge, soweit erfassbar

Anzahl Jungpflanzen, soweit erfassbar

Summe F1, soweit erfassbar

Reproduktionsrate in% , soweit erfassbar

Ggf. Erfassung von Fitnessparametern (ggf. artspezifisch, z. B. Höhe, Anzahl Rosetten, Rosettendurchmesser)

#### **Kurzbeschreibung**

Gründe für Erfolg oder Misserfolg

Vegetationsentwicklung auf der Fläche

Fotodokumentation

Spezifische Probleme

