LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE

Freistaat
SACHSEN

Ansiedeln von Wildpflanzen – Leitfaden für Sachsen

Schriftenreihe, Heft 1/2018



Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen

Frank Richter, Christina Grätz

Mit Beiträgen von
Thomas Blachnik, Hendrik Breitkopf, Daniel Lauterbach

Inhalt

1 Einleitung 5
2 Voraussetzungen 6
2.1 Begriffsdefinitionen 6
2.2 Warum & in welchen Fällen führt man Ansiedlungen oder Populationsstützungen durch? 8
3 Vorbereitung 12
3.1 Notwendige Kenntnisse zur Art 12
3.2 Auswahl der Flächen 12
3.2.1 Lage der Wiederansiedlungsflächen 12
3.2.2 Eigenschaften der Wiederansiedlungsflächen 15
3.2.3 Auswahl von Vorkommen für Populationsstützungen 17
3.3 Auswahl der Ausbringungsmethodik 17
3.4 Auswahl der Spenderpopulationen und Gewinnung des Spendermaterials 20
3.4.1 Auswahl der Spenderpopulationen für Wiederansiedlungen 20
3.4.2 Spenderpopulationen für Populationsstützungen 22
3.4.3 Gewinnung des Spendermaterials (Saatgut/Pflanzenmaterial) 23
3.4.4 Spendermaterial aus ex-situ Kultur 24
4 Durchführung 25
4.1 Wie bereitet man die Wiederansiedlung vor? 25
4.2 Wie setzt man die Ansiedlung um? 25
4.3 Wann führt man die Wiederansiedlung durch? 27
4.4 Wie oft führt man die Wiederansiedlung durch? 28
5 Begleitung/Monitoring 28
5.1 Welche Nachbetreuung ist notwendig? 28
5.2 Wann ist eine Wiederansiedlung erfolgreich? 29
5.3 Wie ist die Entwicklung zu beobachten? 29
6 Dokumentation 31
6.1 Welche Parameter sind zu erfassen? 31
6.2 Wie sind die Angaben zu erfassen? 32
6.3 Wem sind die Angaben zu übergeben? 32
7 Rechtlicher Rahmen 33
7.1 Welche Gesetze sind zu beachten? 33
7.2 Welche Genehmigungen sind notwendig? 36
7.3 Wie sind wiederangesiedelte Vorkommen naturschutzrechtlich zu bewerten? 35
8 Beispiele für Wiederansiedlungen 37
8.1 Braungrüner Streifenfarn und Serpentin-Streifenfarn (*Asplenium adulterinum* et *cuneifolium*) 36
8.1.1 Voraussetzungen 37
8.1.2 Vorbereitung 38
8.1.3 Durchführung 40
8.1.4 Begleitung/Monitoring 42
8.1.5 Ergebnisse 42
8.2 Gewöhnliches Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*) 45
8.2.1 Voraussetzungen 43
8.2.2 Vorbereitung 45
8.2.3 Durchführung 48
8.2.4 Begleitung/Monitoring 50
8.2.5 Ergebnisse 50
8.3 Weitere Ansiedlungsprojekte in Sachsen und Umgebung 52
9 Literatur 53
10 Anlagen 60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entscheidungshilfe für Populationsstützungen 10
Abbildung 2: Entscheidungshilfe für Wiederansiedlungen und Umsiedlungen 11
Abbildung 3: Entscheidungsmatrix Auswahl der Lage von Wiederansiedlungsflächen 13
Abbildung 4: Entscheidungsmatrix zum Mischen verschiedener Herkünfte (nach FRANKHAM et al 2011) 21
Abbildung 5: Idealisierte, schematische Darstellung für Sammlungstransekte 24
Abbildung 6: Beispielschema für die Verteilung von Ansiedlungsstellen und Herkünften (unterschiedliche Farben) 27
Abbildung 7: Europäisches Areal von *Asplenium cuneifolium* 39
Abbildung 8: Gesamtareal von *Asplenium adulterinum* 39
Abbildung 9: Rasterverbreitungskarte aller bekannten Vorkommen von *Asplenium adulterinum* in Sachsen 40
Abbildung 10: Rasterverbreitungskarte aller bekannten Vorkommen von *Asplenium cuneifolium* in Sachsen 40
Abbildung 11: Vorkommen von *Antennaria dioica* im bayerisch-sächsischen Projektgebiet 45
Abbildung 12: Verbreitungskarte für *Antennaria dioica* 46
Abbildung 13: Skizze zu Populationsstützung von *Antennaria dioica* 51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich von Aussäen und Auspflanzen 19
Tabelle 2: Mindestanforderung & Kür beim Monitoring 30
Tabelle 3: Bestandssituation von Asplenium adulterinum und *A. cuneifolium* zu Beginn der Maßnahmen 37
Tabelle 4: Übersicht Ansiedlung Asplenium adulterinum und *A. cuneifolium* 41
Tabelle 5: Bestandsentwicklung von Asplenium adulterinum und *A. cuneifolium* vom Beginn der Maßnahmen bis zum Jahr 2014 43
Tabelle 6: Übersicht zu den Populationen im bayerisch-sächsischen Projektgebiet (Stand 2013) 44
Tabelle 7: Anzahl geernteter Blütenstände / Anzahl Blütenstände mit fertilen Samen 49
Tabelle 8: An botanische Gärten weitergegebene Proben 50
Tabelle 9: Auswertung des Diasporenmaterials in Bayreuth 50
Tabelle 10: Unvollständige Auswahl an bekannten Ansiedlungsprojekten in Sachsen 52

1 Einleitung

Im Freistaat Sachsen sind 743 Farn- und Blütenpflanzen gefährdet oder bereits ausgestorben (SCHULZ 2013). Weitere 20 Arten gelten als extrem selten. Damit sind 44,5 % der in Sachsen heimischen Pflanzenarten aktuell bedroht. Der Anteil gefährdeter Pflanzen ist in Sachsen damit höher als der Bundesdurchschnitt mit ca. 40 % (DIEKMANN et al. 2015). Die Anzahl der vom Aussterben bedrohten Arten hat in Sachsen zudem seit 1999 deutlich zugenommen (SCHULZ 2013, SCHULZ 1999).

Trotz großer Anstrengungen und zahlreicher Projekte zum Erhalt natürlicher Vorkommen können die Standorte von Pflanzenarten oftmals nicht erhalten werden, da die wichtigsten Gefährdungsursachen entweder irreversibel sind (Zerstörung der Wuchsorte) oder in absehbarer Zeit eher zunehmen werden. Die natürliche Dynamik der einheimischen Pflanzenarten kann diesen Veränderungen nicht immer gerecht werden. Wiederansiedlungen und Populationsstützungen erlangten daher in den letzten Jahren zunehmende Bedeutung im praktischen Naturschutz (DIEKMANN et al. 2015, GODEFROID et al. 2011, STRAUCH 2013, KOCH & KOLLMANN 2012) nachdem sie noch vor wenigen Jahrzehnten zum Teil kritisch gesehen wurden (LIENENBECKER 1985, LONDO & VAN DER MEIJDEN 1991, INN 1993). Neben dem Biotopschutz gelten sie inzwischen als wichtige Artenschutzmaßnahme und sind Teil der Global Strategy for Plant Conservation (Sekretariat des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (2002) siehe auch Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2007).

Gesteuerte Ansiedlungen sind in der stark fragmentierten aktuellen Landschaft (TRÖGER 2012, HEINKEN 2009), in der viele Ausbreitungsmöglichkeiten verloren gegangen sind, (BONN & POSCHLOD 1998) notwendig, um die Besiedlung geeigneter Biotope sicherzustellen (OZINGA et al. 2005). Eine selbstständige Besiedlung von Ersatzstandorten bei Habitatverlust ist den einheimischen Pflanzenarten in der aktuellen Landschaft oft nur schwer oder gar nicht möglich. Ebenso werden regenerierte Standorte (z.B. Tagebaufolgelandschaften, renaturierte Gewässer) nur bedingt eigenständig von naturschutzfachlich wertvollen Zielarten besiedelt (BAURIEGEL et al. 2000). Um also eine Art langfristig in einem Gebiet zu erhalten, können Ansiedlungen unumgänglich sein.

Wiederansiedlungen sind jedoch auch mit Risiken verbunden. Dazu gehören die Verfälschung der Florenareale sowie unerwünschte Veränderungen der genetischen Identität der natürlichen Populationen und Lebensgemeinschaften (TRAUTMANN & ZIELONKOWSKI 1980). Auch entsteht durch Ausbringungsaktivitäten das Risiko der Schädigung intakter Pflanzengesellschaften (INN 1993). Wiederansiedlungen sind der Versuch, die Folgen von Habitatverlusten und Fragmentierung zu minimieren, indem künstliche Ausbreitungsbarrieren durch gezielte Ausbringung überbrückt werden. Sie können diese jedoch nicht ausgleichen und sind kein adäquater Ersatz für ursprüngliche Vorkommen. Erfolgreiche Ansiedlungen können und dürfen daher nicht als Argument für die weitere Zerstörungen von Standorten benutzt werden.

Gleichwohl liegen rechtlich verbindliche Regelungen für Wiederansiedlungen bisher nicht vor. Untersagt ist gemäß § 40 Abs. 4 BNatSchG die Einbringung von gebietsfremden Arten in der freien Natur. Unterschiedliche Fachleute, Gremien und Institutionen erarbeiteten deshalb Leitlinien, Hinweise und Empfehlungen für Wiederansiedlungen (z.B. BAYRISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1982, IUCN 2013, INFOFLORA 2015, DIEKMANN et al. 2016, LUETT 2008, ROSSI et al. 2013, GROENENDAEL et al. 1998). Ziel dieser Anleitungen ist es, sicherzustellen, dass die Maßnahmen fachlich fundiert stattfinden und somit einen wertvollen Beitrag zum Artenschutz leisten.

Aufbauend auf diesen Informationen und unter Einbeziehung aktueller Forschungsergebnisse werden in der vorliegenden Arbeit Empfehlungen für Wiederansiedlungen und Populationsstützungen vorgestellt. Der Leitfaden wendet sich an alle Personen, die Wiederansiedlungen und Populationsstützungen im Freistaat Sachsen veranlassen, planen, genehmigen oder durchführen. Das Ziel besteht in der Bereitstellung einheitlicher Empfehlungen für entsprechende Maßnahmen. Dies soll helfen die naturschutzfachliche Qualität der Maßnahmen zu sichern, die Transparenz bei Entscheidungsprozessen zu erhöhen und Planungen zu vereinfachen (BAYRISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1982). Dieser Leitfaden ist daher auch eine Handlungsempfehlung und Orientierungshilfe für private, engagierte Naturschützer, die sich mit Wiederansiedlungen und Populationsstützungen beschäftigen.

Der Leitfaden gilt für Maßnahmen, welche gezielt der Unterstützung spezieller Arten dienen, wie zum Beispiel dem Erhalt gefährdeter Pflanzenarten im Freistaat Sachsen. Nicht berücksichtigt werden die unterschiedlichen Methoden zur Etablierung von artenreichen Lebensgemeinschaften mit noch überwiegend häufiger verbreiteten Arten mittels naturnahen Begrünungsmethoden (Mahdgutübertragung, Wiesendrusch, Heudrusch®, Oberbodenübertragung und Regiosaatgut). Für derartige Maßnahmen gibt es inzwischen geltende Verordnungen (ErMiV). In bestimmten Fällen hat sich insbesondere die Mahdgutübertragung als besonders wirkungsvoll herausgestellt (GRÄTZ 2014a, HÖLZEL & OTTE 2003, KIRMER et al. 2012).

2 Voraussetzungen

2.1 Begriffsdefinitionen

Ansiedlungsmaßnahmen von Pflanzenarten können unter unterschiedlichen Voraussetzungen und mit unterschiedlichen Zielsetzungen stattfinden. Entsprechend vielfältig sind im Zusammenhang mit dem Thema Ansiedlung auch die verwendeten Begriffe und deren Bedeutung. Um ein einheitliches Verständnis zu ermöglichen, werden nachfolgend die in diesem Leitfaden verwendeten Begriffe definiert. Der Leitfaden behandelt ausschließlich Wiederansiedlungen innerhalb des bekannten Verbreitungsareals und Populationsstützungen für heimische Pflanzenarten.

Wiederansiedlung

Als Wiederansiedlung wird eine Ansiedlung innerhalb des bekannten Verbreitungsareals der Art bezeichnet. Das dafür betrachtete Gebiet kann unterschiedliche geografische Maßstäbe besitzen (Staat, Bundesland, Naturraum usw.). Bei Maßnahmen auf räumlich enger begrenzten Bereichen wird überwiegend diese Bezeichnung gebraucht (z. B. Wiederansiedlung von *Pulsatilla pratensis* im Ketzerbachtal). Wiederansiedlungen im größeren räumlichen Kontext, wie zum Beispiel in einen ganzen Abschnitt des historischen Verbreitungsareals, werden vielfach als Wiedereinbürgerung bezeichnet (z. B. Wiedereinbürgerung von *Jurinea cyanoides* in Sachsen). Beide Begriffe werden nachfolgend synonym verwendet. Der Begriff Wiedereinführung ist ebenfalls gleichbedeutend, impliziert jedoch, dass die Wiederansiedlungsmaßnahmen erfolgreich verliefen (IUCN/SSC 2013). Ansiedlungen innerhalb des natürlichen Verbreitungsareales einer Art sind als Wiederansiedlung zu werten, unabhängig davon, ob sie exakt bekannte Altstandorte oder bisher nicht besiedelte Biotopflächen bzw. Sekundärstandorte betreffen. Besonders auf Sekundärstandorten können Wiederansiedlungen eine hohe Bedeutung für den Artenschutz erlangen. So entstehen zum Beispiel in der Bergbaufolgelandschaft (z. B. Sand- und Braunkohlenabbau)

nährstoffarme Standorte, welche in der heutigen Kulturlandschaft nur noch vereinzelt vorzufinden sind. Im gleichen Sinne wie Wiederansiedeln wird auch der Begriff Wiederausbringen verwendet. Diese Bezeichnung ist aber ergebnisoffen und impliziert nicht, dass die Maßnahme erfolgreich ist.

Populationsstützung

Eine Populationsstützung umfasst alle speziellen Artenschutzmaßnahmen, die zum Ziel haben, eine Population einer Art zu stabilisieren und deren Selbstregeneration zu unterstützen. Dazu zählen zum Beispiel spezielle Pflegemaßnahmen zur Verbesserung der Habitateignung, der Schutz vor Störungen oder Feinden sowie die Förderung der generativen Vermehrung. Dazu kann auch gehören, dass zu einer bestehenden Population Individuen der gleichen Art hinzugefügt werden, um wieder eine Mindestpopulationsgröße zu erreichen, das Geschlechterverhältnis auszugleichen oder einen genetischen Flaschenhals zu überwinden. Das Einbringen von Individuen in eine bestehende Population wird auch als Verstärkung und Aufstockung (IUCN/SSC 2013) bezeichnet.

Umsiedlung

Werden Individuen einer Pflanzenart von einem Teil ihres natürlichen Verbreitungsareals in einen anderen Teil verpflanzt, so spricht man von einer Umsiedlung. Eine Umsiedlung kann dabei auch im Rahmen einer Wiederansiedlung oder Populationsstützung durchgeführt werden.

Einbürgerung

Unter Einbürgerung versteht man die Ansiedlung einer Art außerhalb ihres bekannten Verbreitungsareales.

Ansalben

Der Begriff Ansalben wird vielfältig verwendet, ist aber in der Regel negativ konnotiert (vgl. WAGENITZ 2002). Im Allgemeinen wird unter Ansalben das Ausbringen von gebietsfremden Arten (Einbürgerung) oder Herkünften verstanden.

Individuum

Ein Individuum ist eine unteilbare Einheit, was sich im biologischen Sinne auf eine strukturelle, physiologische und genetische Einheit bezieht. Individuen sind also Einzelpflanzen, welche physiologisch unabhängig, strukturell autonom und genetisch differenziert sind (vgl. HARPER 1977). Da sich viele Pflanzen auch vegetativ vermehren können und zu klonalem Wachstum in der Lage sind, ist oft nicht erkennbar, welche Einzelpflanzen auch genetisch differenziert sind (Genet). Der Botaniker Alexander Braun hat schon 1853 darauf hingewiesen, dass bei Pflanzen besser von Dividuen gesprochen werden muss (BRAUN 1853). Es wird daher vorgeschlagen dem Konzept von Krystyna M. Urbanska zu folgen, nachdem ein biologisches Individuum ein strukturell einheitlicher, physiologisch selbstständiger Organismus sexueller oder asexueller Herkunft ist (URBANSKA 1989, 1990, 1992).

Population

Der Begriff Population wird oft verwendet, jedoch ist eine eindeutige Definition schwierig. Im Bundesnaturschutzgesetz wird eine Population als "eine biologisch oder geografisch abgegrenzte Zahl von Individuen einer Art" definiert (BNatSchG §7 (2) 6.). Ähnlich definiert Jonathan Silvertown eine Population als "Gruppe von Individuen einer Art in einem Gebiet" (SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2006). Krystyna M. Urbanska fügt diesem Konzept noch den zeitlichen Aspekt "zum selben Zeitpunkt" hinzu (URBANSKA 1992). Allen Definitionen gemein ist, dass nicht definiert wird, wie der Raum abzugrenzen ist. Diesbezügliche Abgrenzungen sind artspezifisch und werden auch je nach Anwendung (z. B. Naturschutz oder Evolutionsbiologie) unterschiedlich vorgenommen. Im Rahmen dieses Leitfadens wird vorgeschlagen eher eine kleinräumige Abgrenzung von Populationen zu wählen. Als Richtschnur sollte dienen, wie wahrscheinlich

ein regelmäßiger Austausch (Diasporen oder Pollen) zwischen benachbarten Beständen ist. Bei ausdauernden Wiesenkräutern, welche von Insekten bestäubt werden, sollten pragmatischerweise die Bestände einer Wiese als eine Population aufgefasst werden. Deutliche Barrieren können eventuell eine Trennung notwendig machen, während in unzerschnittenen Wiesenlandschaften die benachbarten Bestände mehrerer Schläge (bis ca. 200 m; siehe GHAZOUL 2005 für kritische Diskussion) zu einer Population zusammengefasst werden können. Im Gegensatz dazu bilden windbestäubte Pflanzenarten wie z. B. die Schwarzpappel (*Populus nigra*) deutlich großräumigere Populationen, in denen die Bestände entlang eines Flusses zu einer Population zusammengefasst werden können. Erst bei Lücken von mehreren Kilometern Länge sollte hier eine Abgrenzung erfolgen (IMBERT & LEFEVRE 2003).

Metapopulation

Als Metapopulation wird eine Gruppe von Teilpopulationen verstanden, welche ein eingeschränkter Genaustausch und eine gemeinsame Dynamik hinsichtlich Besiedlung und Erlöschen verbindet (vgl. HANSKI 1999).

2.2 Warum & in welchen Fällen führt man Ansiedlungen oder Populationsstützungen durch?

Die im Rahmen des Naturschutzes durchgeführten Ansiedlungen und Populationsstützungen sollen der Sicherung und Wiederherstellung vitaler und langfristig überlebensfähiger Populationen bzw. Populationsverbünde (Metapopulation) dienen. Die dauerhafte Sicherung der biologischen Vielfalt inklusive lebensfähiger Populationen wildlebender Pflanzenarten sind ein wesentliches Ziel des Naturschutzes (§ 1 Abs. 2 BNatSchG). Die Schutzbemühungen für diese Arten umfassen auch die Wiederansiedlung in geeigneten Biotopen innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets (§ 37 Abs. 1 BNatSchG). Wichtige rechtliche Grundlagen für Wiederansiedlungen sind im Kapitel 7 näher erläutert.

Der unmittelbare Effekt einer Wiederansiedlung ist die bewusste und zielgerichtete Ausbreitung einer Art. Aufgrund der zunehmenden und starken Fragmentierung und des Verlustes zahlreicher Ausbreitungswege als Folge veränderter Landnutzung (BONN & POSCHLOD 1998) sind die Möglichkeiten zur Ausbreitung der heimischen Arten stark eingeschränkt worden. Zusätzlich hat sich die Dichte geeigneter Habitatflächen für viele heimische Pflanzenarten verringert. Die Wahrscheinlichkeit, dass Pflanzenarten neue Standorte besiedeln können, ist daher für viele Arten deutlich reduziert. Dies ist zum Beispiel anhand floristischer Kartierungen gut erkennbar. So werden für viele Arten kaum noch Funde von neuen Standorten bekannt (vgl. MÜLLER & KUBAT 2013, HARDTKE & IHL 2000, HARDTKE et al. 2013, RICHTER et al. 2016). Ansiedlungen stellen eine Hilfsmaßnahme dar, um charakteristischen Arten der heimischen Flora das Überleben in der fragmentierten Landschaft zu ermöglichen. Sie sollten nur dann durchgeführt werden, wenn geeignete Habitatflächen vorhanden sind und auch erhalten werden können (z. B. durch Mahd oder Beweidung), sodass die Standortbedingungen selbstständig überlebensfähige Populationen ohne permanente Artenschutzmaßnahmen überhaupt zulassen.

Wiederansiedlungen sind vor diesem Hintergrund vor allem für Arten zu empfehlen, welche charakteristisch für einen Naturraum waren oder noch sind und in diesem Naturraum auch regelmäßig vorkamen (vgl. KIENBERG et al. 2014). Auch bei Arten, für welche eine hohe Verantwortung (Angaben für Sachsen in SCHULZ 2013) besteht, können Wiederansiedlungen eine geeignete Methode zum Erhalt sein (LUDWIG et al. 2007, WELK 2002). Darüber hinaus kann die Wiederansiedlung von Arten mit Schlüsselfunktion im Ökosystem bzw. Biotop für einen effektiven Naturschutz wichtig sein (MILLS & DOAK 1993, BOND 1994, TILMAN 1997, DIAZ & CABIDO 2001). Weitere Pflanzenarten, für die Wiederansiedlungen in Betracht kommen können, sind zum

Beispiel in den publizierten Artensteckbriefen (www.artensteckbrief.de) und der Broschüre "Farn- und Samenpflanzen, Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten in Sachsen" (RICHTER & SCHULZ 2016) zu finden.

Ob auch geobotanische Besonderheiten, wie Artvorkommen, die zu den Vorposten oder zu einer Arealrandlage zu zählen sind, durch Wiederansiedlungen zwingend zu erhalten sind, muss für jeden Einzelfall kritisch geprüft werden. In solchen Fällen ist von einer deutlich höheren Gefahr der Florenverfälschung auszugehen. Derartige Populationen können aufgrund ihrer Existenz am Rand der geeigneten Lebensbedingungen der Art eigenständige Anpassungen an diesen Standort entwickelt haben (z. B. DURKA 1999, ECKERT et al. 2008). Zudem sind die Ursachen von Bestandsrückgängen oft nicht bekannt und auch nicht auszuräumen. Die größte Verantwortung für den Erhalt der Arten liegt in deren Arealzentren, während Schwankungen am Arealrand auch natürlich vorkommen.

Auch die Wiederansiedlung von verschollenen oder ausgestorbenen Arten muss kritisch geprüft werden. Ist kein gebietsheimisches Ausgangsmaterial (vgl. Kapitel 3.4) mehr verfügbar, erscheint uns eine Wiederansiedlung einer solchen Art nur dann sinnvoll, wenn die Art in großen Bereichen des Areals bedroht ist und die Wiederansiedlung für den Erhalt der Art insgesamt bedeutsam ist.

Eine Populationsstützung wird durchgeführt, wenn eine Population aufgrund geringer Größe (als Richtwert gelten weniger als 100 Individuen bei ausdauernden Arten, siehe Kapitel 4.4 und 5.2) oder eingeschränkter Vitalität (z. B. keine generative Vermehrung) gefährdet ist (ANGELONI et al. 2011, siehe auch Kapitel 4.4). Genügt der Standort nicht mehr den ökologischen Ansprüchen der Art, müssen andere Schutzmaßnahmen ergriffen werden. Um eine Population effektiv zu stabilisieren, müssen die Ursachen des Rückgangs genau bekannt sein. Vorrangige Maßnahmen zur Stabilisierung einer Population unterstützen die selbstständige Regeneration des Bestandes. Dies können zum Beispiel der zeitweise Schutz vor Verbiss, die künstliche Schaffung von mehr Keimstellen, die Durchführung von Kreuzbestäubungen per Hand, der Schutz vor Verdriftung der Diasporen in ungeeignete Standorte (Bsp. von *Malaxis monophyllos* im Erzgebirge) und Ähnliches sein. Erst wenn diese Maßnahmen keinen Erfolg zeigen, ist auch die Einbringung von Pflanzen oder Diasporen zur Populationsstützung zu erwägen. Das kann zum Beispiel der Fall sein, wenn die genetische Diversität in der Population bereits stark reduziert ist, dass kaum noch fertile Samen produziert werden (insbesondere bei selbstinkompatiblen Arten) oder das Geschlechterverhältnis bei zweihäusigen Arten zu unausgeglichen ist (z. B. bei *Antennaria dioica*).

Eine Entscheidungshilfe für Populationsstützungen (Ansiedlungen auf Populationsebene) und Wiederansiedlungen (Ansiedlungen auf Gebietsebene) bietet Abbildung 1. Ausgehend vom aktuellen Zustand der einzelnen Population bzw. der Populationen im betrachteten Gebiet werden Prüfkriterien aufgezeigt, um passende Handlungsmöglichkeiten auszuwählen.

Ansiedlung und Populationsstützung sind in jedem Fall zeitintensive und aufwendige Maßnahmen des Artenschutzes. Sie sind für den Erhalt bestimmter heimischer Arten nötig, stellen jedoch kein reguläres Instrument zum Schutz der gesamten heimischen Flora dar. Die meisten Gefährdungsursachen können durch Ansiedlungen oder Stützungen nicht ausgeräumt werden. In Anbetracht der beschränkten Ressourcen im Naturschutz ist eine genaue Prüfung erforderlich, für welche Arten und in welchen Fällen entsprechende Maßnahmen durchzuführen sind um einen nachhaltigen, langfristigen Erfolg zu versprechen.

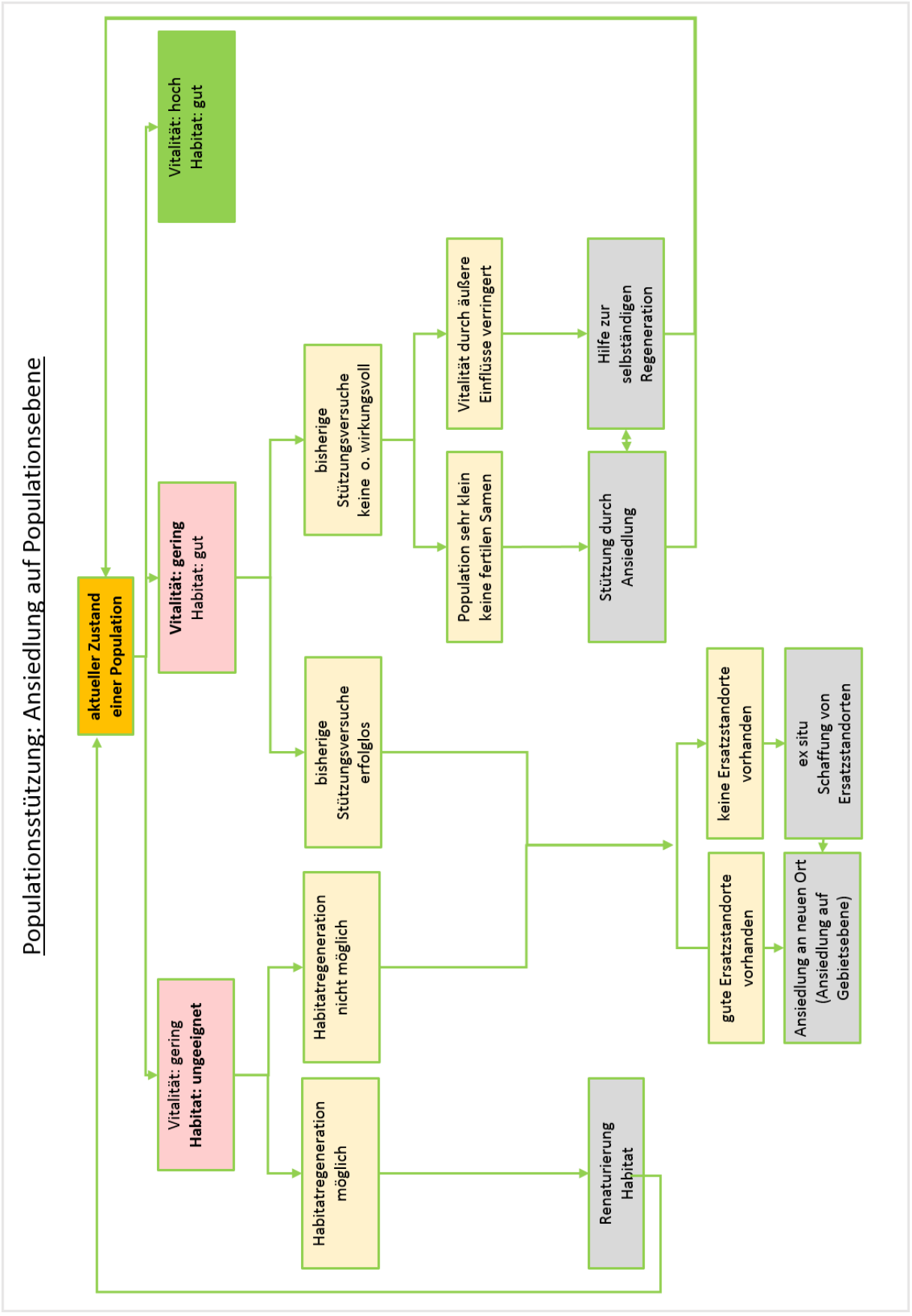


Abbildung 1: Entscheidungshilfe für Populationsstützungen

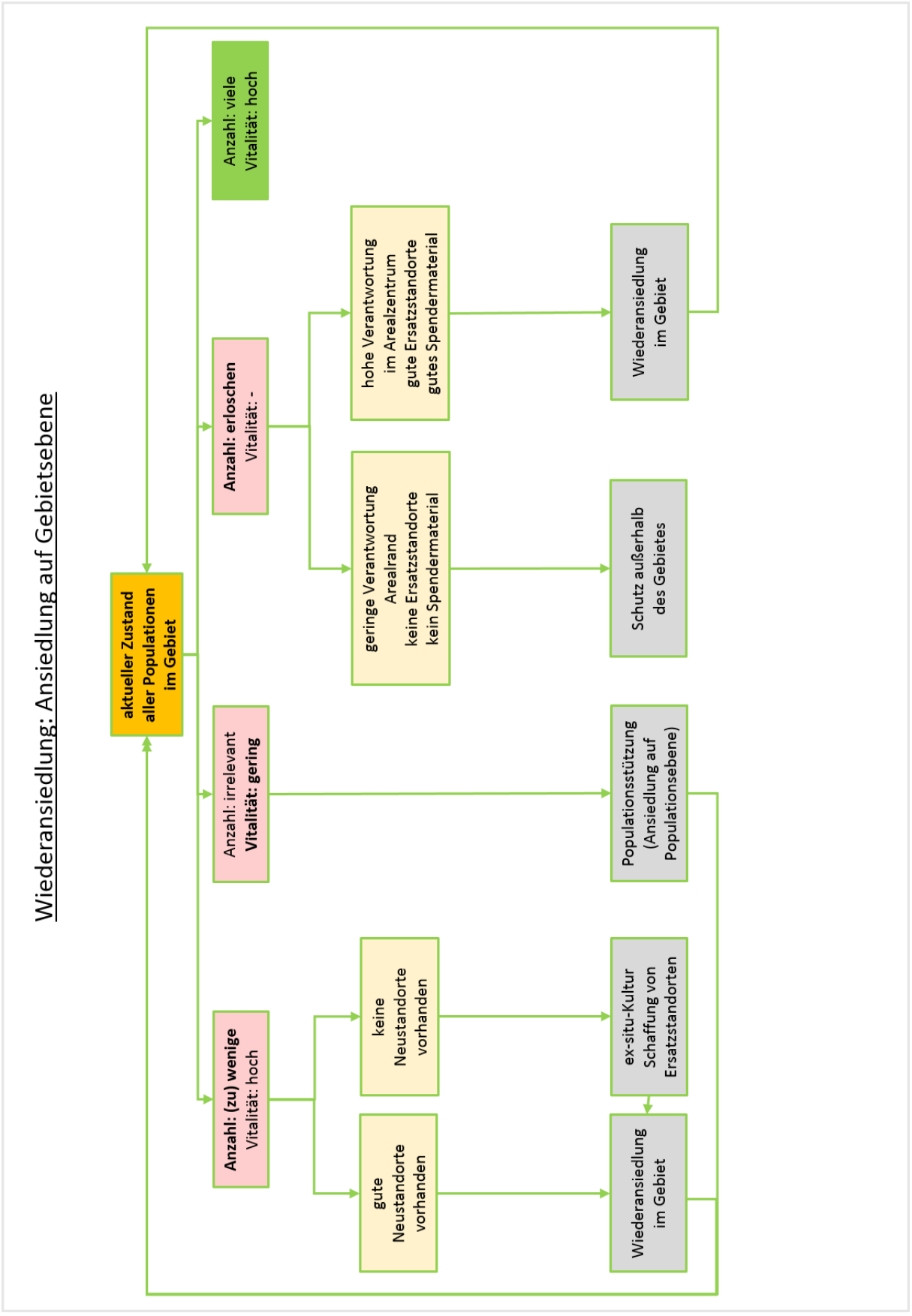


Abbildung 2: Entscheidungshilfe für Wiederansiedlungen und Umsiedlungen

3 Vorbereitung

Der Erfolg und der naturschutzfachliche Wert von Wiederansiedlungsmaßnahmen hängen insbesondere von einer fundierten und fachkundigen Vorbereitung ab. Der Vorbereitung von Wiederansiedlungsmaßnahmen und Populationsstützungen gilt deshalb besondere Sorgfalt und Aufmerksamkeit. Neben der Auswahl der Flächen, auf denen die Maßnahmen stattfinden, sind auch eine Auswahl der Wiederansiedlungsmethodik sowie die Auswahl geeigneter Spenderpopulationen erforderlich. Jede Wiederansiedlungsmaßnahme ist dabei individuell und muss gesondert betrachtet und vorbereitet werden. Unterschiedliche Dimensionen im Umfang der Maßnahmen wirken sich entscheidend auf den Vorbereitungsaufwand aus. Nachfolgend werden allgemeine Hinweise für die einzelnen Planungsschritte gegeben. Es ist jedoch unmöglich, alle Eventualitäten und Möglichkeiten im Rahmen dieses Leitfadens zu berücksichtigen. Deshalb wird dringend empfohlen, sich bereits im Vorfeld bei Zweifeln und offenen Fragen an entsprechend kompetente Spezialisten und Vertreter der Naturschutzbehörden zu wenden. Eine Absprache mit der zuständigen Naturschutzbehörde kann außerdem Konflikte mit anderen Maßnahmen oder Vorhaben auf den Ansiedlungsflächen vermeiden.

3.1 Notwendige Kenntnisse zur Art

Der Erfolg von Artenschutzmaßnahmen lässt sich erheblich steigern je besser die Biologie und Ökologie einer Art bekannt ist (siehe z. B. GODEFROID et al. 2015). Als essentiell für Ansiedlungen und Populationsstützungen ist folgender Wissensstand anzusehen:

- Abgrenzung der taxonomischen Einheiten (Werden verschiedene Unterarten oder Kleinarten unterschieden, ist besondere Umsicht vonnöten!),
- Angaben zum Arealstatus und zur (historischen) Verbreitung im Projektgebiet,
- Angaben zu Lebensform, Lebensdauer & Lebenszyklus,
- Angaben zur Phänologie,
- Angaben zur Keimungsbiologie,
- Angaben zur Bestäubungs- und Reproduktionsbiologie,
- Angaben zu den Habitatansprüchen der Art,
- Angaben zu aktuellen Vorkommen und zum aktuellen Zustand,
- Angaben zu den Ursachen für Gefährdung und Rückgang.

3.2 Auswahl der Flächen

3.2.1 Lage der Wiederansiedlungsflächen

Generell gilt, dass Wiederansiedlungen nur im natürlichen Verbreitungsareal der jeweiligen Art durchzuführen sind. Andernfalls handelt es sich um Einbürgerungen (vgl. Kap. 2.1).

Innerhalb des Verbreitungsareals müssen die Standorte für eine Ansiedlung anhand der Habitateignung für die Art ausgewählt werden. Dies betrifft sowohl Standorte, von denen historische Vorkommen flächenkonkret überliefert sind, als auch neue Standorte innerhalb des Verbreitungsareals, von denen nicht konkret bekannt ist, ob diese besiedelt waren. Wie genau die Rekonstruktion der historischen Verbreitung (bezüglich den

Grenzen und den genauen Standorten) einer Art möglich ist, hängt von vielen Faktoren ab, z. B. dem Grad der floristischen Erforschung eines Gebietes, der Häufigkeit einer Art und der "Bedeutung" einer Art. Es erscheint nicht als sinnvoll, sich nur auf historisch bekannte, flächenkonkrete Wuchsstandorte zu beschränken, da dies eine unnötige Einengung bei der Auswahl an Standorten darstellt und davon auszugehen ist, dass die genauen Standorte in der Regel nur ungenau und unvollständig bekannt sind.

Die bekannten Verbreitungsgrenzen einer Art sollen jedoch bewahrt bzw. nicht überschritten werden. Somit bedarf es einer genauen Analyse des bekannten Areals. Dazu sollten aus pragmatischen Gründen die hierarchischen Stufen (Naturregion, Makro- Meso- und Mikrogeochor) der naturräumlichen Gliederung Sachsens (MANNSFELD & SYRBE 2008, siehe auch DECKER 2014, MEYEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962, SSYMANNK 1994) genutzt werden. Anhand der bekannten historischen und aktuellen Fundpunkte wird analysiert, in welchen naturräumlichen Einheiten die Art regelmäßig bis verbreitet vorkam. Ist ein regelmäßiges Vorkommen nicht innerhalb einer Naturregion oder eines Makrogeochors festzustellen, muss die Auswahl auf dem Niveau der Mesogeochoren oder sogar auf der Stufe der Mikrogeochoren stattfinden. Innerhalb der so ausgewählten naturräumlichen Einheit können dann Standorte für Ansiedlungsprojekte ausgewählt werden, unabhängig davon, ob eine historische Besiedlung flächenkonkret bekannt ist. Eine Abweichung von diesem Schema ist mit stichhaltigen Argumenten zu begründen und zu dokumentieren.

Innerhalb des Verbreitungsareals können auch Sekundärstandorte, wie zum Beispiel Tagebaukippen, Kiesgruben, Steinbrüche etc. sehr wertvolle Habitatflächen für Pflanzen darstellen und sind auch für Ansiedlungen in Betracht zu ziehen (INN 1993).

Vor dem Hintergrund der zu erwartenden Klimaveränderungen werden auch Einbürgerungen außerhalb der bekannten Arealgrenzen als Naturschutzinstrument vorgeschlagen (MASCHINSKI & HASKINS 2012). Dies ist allerdings sehr kontrovers zu diskutieren (vgl. z. B. MUELLER & HEILLMANN 2008, CORLETT et al. 2016, MCLACHLAN et al. 2007), diese sogenannte assistierte Migration muss in der Regel als Florenverfälschung gewertet werden (vgl. z. B. HEMPEL 1970, SCHMIDT et al 1998). Je nach Auslegung fehlen dafür auch die gesetzlichen Grundlagen (vgl. Kapitel 7).
Deshalb wird die Ansiedlung außerhalb des bekannten Verbreitungsareals im Rahmen dieses Leitfadens nicht empfohlen.

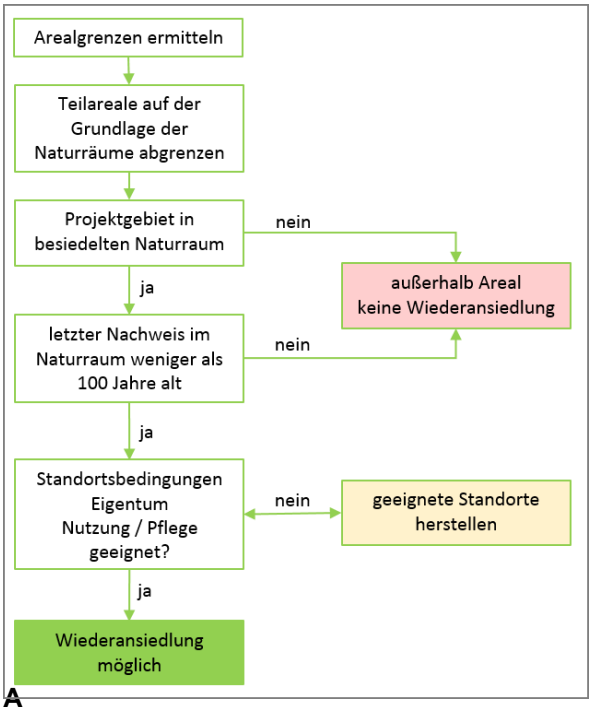
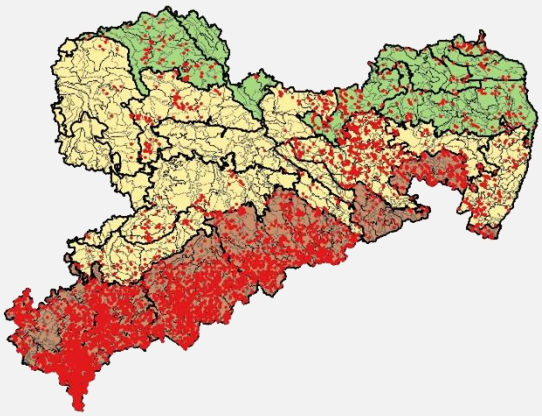
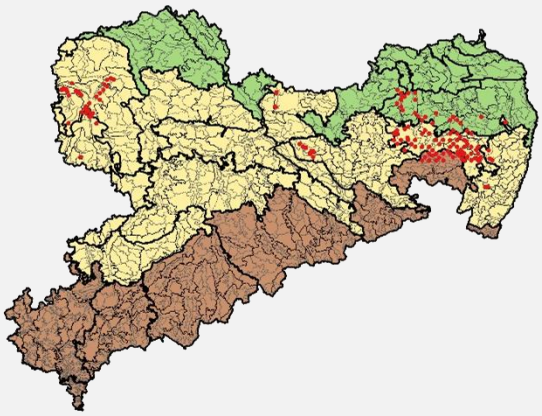


Abbildung 3: Entscheidungsmatrix Auswahl der Lage von Wiederansiedlungsflächen

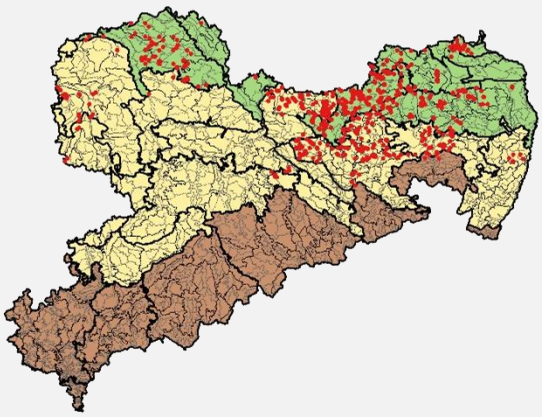
Box 1: Beispiele für Abgrenzung von möglichen Projekträumen



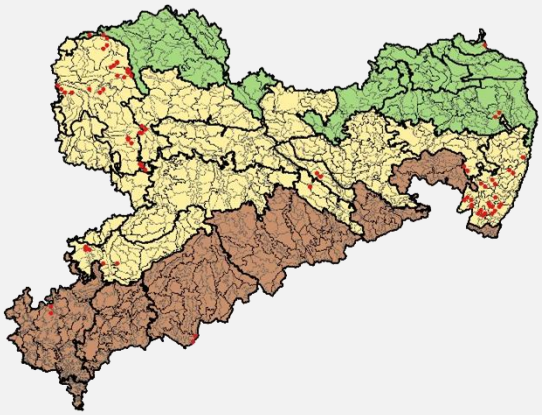
Bekannte historische und aktuelle Fundpunkte von *Arnica montana* in Sachsen. Im Bergland ist eine weite Verbreitung zu verzeichnen, die keine Beschränkung bei Auswahl von Standort oder Spender notwendig erscheinen lässt. Kleinräumigere Differenzierungen (auf Makro- o. Mesochoreneben) sind im Lößgefilde notwendig.



Bekannte historische und aktuelle Fundpunkte von *Gagea spathacea* in Sachsen. Als Projekträume sollten hier die Makrogeochoren (Oberlausitzer Gefilde), die Mesogeochoren (Leipziger Elsteraue) oder sogar Mikrogeochoren (Zabeltizer Röderaue) genutzt werden.



Bekannte historische und aktuelle Fundpunkte von *Gentiana pneumonanthe* in Sachsen. Hier bieten sich zur Differenzierung je nach Projektgebiet unterschiedliche Ebenen der naturräumlichen Gliederung an. Zu beachten ist bei dieser Art jedoch, dass wahrscheinlich kein vollständiges Bild der historischen Verbreitung mehr bekannt ist und von ehemals wesentlich mehr Vorkommen im Tiefland auszugehen ist (vgl. REICHENBACH 1842), sodass vorrangig die Makrogeochoren als Projekträume genutzt werden sollten.



Bekannte historische und aktuelle Fundpunkte von *Carex appropinquata* in Sachsen. Als Projekträume bieten sich hier vor allem die Meso- und Mikrogeochoren an.

Kartengrundlage: naturräumliche Gliederung nach MANSFELD & SYRBE 2008

3.2.2 Eigenschaften der Wiederansiedlungsflächen

Nachdem der Bezugsraum für die Standortsuche ausgewählt ist, kann die Suche nach geeigneten Wuchsflächen beginnen. Die richtige Flächenauswahl ist eine wichtige Grundlage für den Erfolg von Ansiedlungsmaßnahmen. Dabei müssen verschiedene Aspekte Beachtung finden:

- Entsprechen die Standortbedingungen den Habitatanforderungen der Art?
- Welchen naturschutzfachlichen Schutz besitzt die Fläche? Wird die Maßnahme durch den Schutzzweck der Rechtsvorschrift gedeckt? Wird gegebenenfalls die Änderung/Ergänzung des Schutzzwecks, der Verbotsvorschriften sowie der Grundzüge der Pflege und Entwicklung erforderlich?
- Wer ist Eigentümer der Fläche und welche Genehmigungen werden für den Zugriff auf die Fläche benötigt?
- Gibt es sonstige Nutzungsberechtigtr? Liegen auf der Fläche dingliche Nutzungsrechte, Duldungsverpflichtungen oder sonstige Lasten? Werden für den Zugriff auf die Fläche unbeschadet des Naturschutzrechts anderweitige Genehmigungen benötigt?
- Ist der Erhalt guter Habitatbedingungen auf der Fläche langfristig und nachhaltig gegeben bzw. kann sichergestellt werden?

Es ist von essenzieller Bedeutung, dass der neue Standort den Habitatanforderungen der Art entspricht. Für die Standortauswahl bedarf es jedoch guter Kenntnisse der Ökologie einer Art. Je besser die Anforderungen einer Art verstanden werden, umso sicherer kann die Einschätzung der Eignung neuer Flächen erfolgen. Dabei gilt, je kleiner die ökologische Amplitude einer Art ist, also je eingeschränkter und unflexibler eine Art bezüglich der Standortparameter ist, umso anspruchsvoller ist die Auswahl geeigneter neuer Flächen. Zur richtigen Einschätzung der Habitatanforderungen einer Art bedarf es der Analyse möglichst vieler bestehender Vorkommen und der Auswertung entsprechender Literatur (z. B. OBERDORFER 2001, HEGI 1906-1931, ELLENBERG 2001). Dazu sollte vor allem großen, vitalen Populationen Beachtung geschenkt werden. Populationen in einem schlechten Zustand weisen eher auf nicht mehr günstige/optimale Wuchsbedingungen hin. Langlebige Arten können mitunter sehr lange unter sehr schlechten Habitatbedingungen ausharren (GRUBB 1977). Auch Vorkommen in anderen Naturräumen können wertvolle Hinweise zu den Habitatanforderungen liefern. Mit steigender Entfernung ist jedoch eine mögliche Verschiebung der Habitatoptima zu berücksichtigen (z. B. HAJKOVA et al. 2008). Dies ist beispielsweise zwischen Berglands- und Tieflandsvorkommen (z. B. MAURICE et al. 2012) oder zwischen mitteleuropäischen und mediterranen Vorkommen (z. B. JERSAKOVA et al. 2015) zu erwarten.

Als Indikatoren für geeignete neue Standorte können der vorhandene Biotoptyp und die ausgeprägte Vegetationsgesellschaft dienen. Derartige Informationen sind oft für große Gebiete verfügbar (z. B. über die selektive Biotopkartierung, die Potentielle Natürliche Vegetation, FFH-Kartierung etc.) und können so für eine Vorauswahl an potentiellen Ansiedlungsflächen herangezogen werden. Diese Indikatoren sind jedoch künstliche Einheiten und lediglich Anhaltspunkte für eine sichere Ansprache von geeigneten neuen Standorten. Die Standorte müssen darüber hinaus genau hinsichtlich der anderen Parameter (z. B. Streuauflage, Nährstoffreichtum, Basenversorgung) bewertet werden. Sehr hilfreich für die Einschätzung potentieller neuer Standorte hat sich die Berücksichtigung der Vegetationsstruktur und der Begleitarten erwiesen. Welche Pflanzenarten kommen oft und typisch mit der Zielart vor und sind diese auch auf den potentiellen neuen Standorten vertreten? Weisen mehrere Arten auf die richtige Trophie, Bodenart, Bodenfeuchte hin und ist dies vergleichbar mit bestehenden vitalen Vorkommen?

Bei der Analyse der bestehenden Vorkommen und der Bewertung potentieller Neustandorte sind das Bewirtschaftungsmanagement sowie diverse abiotische Parameter wie Boden, Nährstoffversorgung, Klima, Wasserverfügbarkeit im Jahreslauf, Exposition und Beschattung zu beachten. Unter Umständen sind für eine korrekte Einschätzung der Regenerationsmöglichkeiten direkte Messungen notwendig (siehe Bodenkalkbestimmung im EU-Life Projekt LIFE12 NAT/DE/000144 „Sandrasen Dahme-Seengebiet"). Eine direkte Messung ist aber oft nicht möglich, sodass auf Bioindikation zurückgegriffen werden muss.

Neben den abiotischen Standortbedingungen sind jedoch auch die biotischen Parameter zu berücksichtigen. Wie groß ist der Konkurrenzdruck durch andere Arten am Standort? Kann davon ausgegangen werden, dass geeignete Bestäuber vorhanden sind? Ist eine erhöhte Gefährdung durch Fraßfeinde, Parasiten oder Störungen zu befürchten? Auch die Vegetationsstruktur ist von großer Bedeutung, denn viele Arten benötigen für eine erfolgreiche generative Vermehrung eine ausreichende Anzahl an geeigneten Keimstellen in der unmittelbaren Umgebung (MÜNZBERGOVA & HERBEN 2005). Bei Wiesenpflanzen entspricht das oft einer lückigen Vegetationsdecke, bei der auch kleine Offenbodenstellen vorhanden sind und nicht der gesamte Boden von Streu oder Filz (Gras-, Wurzel-) bedeckt ist. Die Ansiedlungsfläche sollte zudem groß genug sein, damit sich die Population selbst ausbreiten kann. Förderlich sind Verbindungen zu anderen geeigneten Habitatflächen.

Zusätzlich zu den standörtlichen Gegebenheiten muss auch geprüft werden, ob die aktuelle Bewirtschaftung bzw. Pflege mit den Anforderungen der anzusiedelnden Art übereinstimmt bzw. eine Anpassung möglich ist. Eine Ansiedlung in Kultur- oder Halbkulturformationen ist in der Regel nur sinnvoll, wenn eine angemessene Bewirtschaftung bzw. Pflege zumindest mittelfristig abgesichert werden kann. Unter Umständen ist durch Änderungen in der Nutzung auch eine Verbesserung der Habitatbedingungen zu erreichen, sodass die Fläche für eine Ansiedlung geeignet ist. Dies kann zum Beispiel durch Frühmahd, Striegel, Oberbodenabtrag, Entbuschung etc. möglich sein.

Neben den Habitataspekten sind bei der Flächenauswahl aber auch eigentumsrechtliche und naturschutzrechtliche Aspekte zu beachten. Die Ansiedlungsmaßnahmen dürfen keine schädigende Wirkung auf geschützte Lebensräume oder andere naturschutzfachlich wertvolle Arten (z. B. Kreuzung zwischen *Pulsatilla*-Arten siehe ZIMMERMANN 2007) ausüben. Es muss geklärt sein, wer Eigentümer der Flächen ist und die Einverständniserklärung des Eigentümers eingeholt werden. Darüber hinaus ist zu prüfen, ob sich durch die Maßnahmen unter Umständen der Schutzstatus einer Fläche ändert. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn eine gesetzlich geschützte Art eingebracht wird oder wenn durch die Ansiedlung der Status eines geschützten Biotops entsteht. Da es das Ziel einer Ansiedlung oder Populationsstützung sein sollte, eine langfristig vitale Population entstehen zu lassen, ist auch den Aspekten der Nachhaltigkeit und Langfristigkeit verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Aus diesen Gründen bieten sich auch vor allem Flächen an, welche bereits naturschutzfachlichen Schutzstatus genießen oder im Besitz von Naturschutzorganisationen sind. Denn das langfristige Fortbestehen geeigneter Habitatbedingungen und die Gewährleistung einer wenn nötig angepassten Bewirtschaftung bzw. Pflege sollte gewährleistet sein.

Box 2: Beispiele für Flächenauswahl und Flächenvorbereitung

Bei der Auswahl von Ansiedlungsstandorten für *Gladiolus imbricatus* wurde eine Vorauswahl anhand der Biotop- und FFH-Kartierung vorgenommen. Von diesen Flächen wurden jene Flächen mit geeigneten Eigentumsverhältnissen (Eigentum Freistaat Sachsen, Naturschutzorganisation) vor Ort eingeschätzt. Geeignete Flächen mussten eine geringe Streuauflage, verschiedene Magerkeitszeiger und mindestens eine Pflanzenart wechselfeuchter Standorte aufweisen.

Im EU-Life Projekt LIFE12 NAT/DE/000144 „Sandrasen Dahme-Seengebiet“ in Brandenburg konnte zum Beispiel anhand von Bodenanalysen nachgewiesen werden, dass der Oberboden auch auf bekannten Standorten kalkreicher Sandrasen gegenwärtig vollständig entkalkt und entbast ist. In tieferen Schichten konnten noch geeignete Bodenverhältnisse für die Ansiedlung von entsprechenden Arten vorgefunden werden. Zur Vorbereitung von Wiederansiedlungsmaßnahmen finden deshalb im Rahmen dieses Projektes großflächige Oberbodenabtragungen statt.

3.2.3 Auswahl von Vorkommen für Populationsstützungen

Populationsstützungen sind geeignet, wenn die jeweilige Populationsgröße eine kritische Individuenzahl unterschreitet oder die Fitness einer Population stark eingeschränkt ist (z. B. fehlender Fruchtansatz, keine Naturverjüngung).

Ist die Beeinträchtigung einer Population auf die Verschlechterung der Habitatbedingungen zurückzuführen, müssen Restitutionsmaßnahmen zur Stabilisierung der Population ergriffen werden (vgl. Kapitel 2.2). Ansiedlungsmaßnahmen zur Populationsstützung sind nur bei einem geeigneten Habitatzustand sinnvoll.

Sind alle anderen Möglichkeiten zur Stabilisierung einer Population (siehe Kapitel 2.2) ausgeschöpft (inkl. der Einbringung von neuen Genotypen in eine bestehende Population), aber geeignete Standortbedingungen vorhanden, dann können zur Populationsstützung auch Ansiedlungen durchgeführt werden um wieder eine Mindestpopulationsgröße zu erreichen. Für jede Art ist diese kritische Populationsgröße unterschiedlich. Grundwissen dazu fehlt noch überwiegend und so sind für die meisten Arten diesbezügliche Angaben nicht verfügbar (REED 2005, REED & MCCOY 2014, ANGELONI et al. 2011, LEIMU et al 2006). Aus diesem Grund wird als Richtwert eine kritische Individuenzahl von 100 sich generativ vermehrenden Individuen bei ausdauernden Arten und von ca. 500 Individuen bei einjährigen Arten angenommen (LAUTERBACH et al. 2015).

Artenschutzmaßnahmen für einzelne Arten können sowohl Wiederansiedlungen als auch Populationsstützungen umfassen. Ziel dieser Maßnahmen sollte immer der Erhalt der Art, ihrer genetischen Variabilität und ihres Verbreitungsareales sein.

3.3 Auswahl der Ausbringungsmethodik

Die Durchführung einer Ansiedlung oder Populationsstützung kann mittels Ansaat oder Pflanzung (inkl. Umpflanzung) erfolgen. Es gibt keine Universalmethode für alle Gegebenheiten. Die am besten geeignete Methode ist für jede Situation speziell auszuwählen. Dabei sind unter anderen folgende Parameter zu beachten:

- Wie viele Pflanzen bzw. wie viel Samenmaterial steht zur Verfügung?
- Wie hoch sind Keimrate und Etablierung im Feld und wie gut lässt sich die Art in der Kultur vermehren?
- Wie ist der Lebenszyklus der Art (einjährig, zweijährig, ausdauernd)?
- Welche Möglichkeiten stehen (im Naturraum) zur Verfügung und wie viel Zeit ist nutzbar?

Für eine erfolgreiche Ansiedlung muss die Art am neuen Standort den gesamten Lebenszyklus durchlaufen. Der kritischste Punkt im Lebenszyklus der meisten heimischen Pflanzenarten ist die Keimung und Etablierung der Jungpflanzen (vgl. FRANCO & SILVERTOWN 2004, GARCIA et al. 2008). Kann dieses Stadium des Lebenszyklus am neuen Standort nicht erfolgreich absolviert werden, dann ist eine nachhaltige, langfristige Ansiedlung nicht möglich. Dies ist am einfachsten und ohne großen Aufwand durch Einsaat von Diasporen am ausgewählten Standort prüfbar. Diese Methode entspricht der natürlichen Ausbreitung unserer heimischen Pflanzenarten. Da die Keim- und Etablierungsraten der meisten Pflanzenarten jedoch sehr gering ist (in der Regel können sich deutlich weniger als die Hälfte der Samen zu Jungpflanzen entwickeln), ist diese Methodik naturschutzfachlich nur zu vertreten, wenn viele Diasporen (ab ca. 1000 Diasporen) verfügbar sind. Ein weiterer Vorteil der Aussaat besteht darin, dass sich nur Pflanzen etablieren, die an die bestehenden standörtlichen Bedingungen angepasst sind. Hinweise zur richtigen Durchführung von Ansaaten finden sich im Kapitel 4.2.

Die Verlustrate von Diasporen aus natürlichen Populationen lässt sich durch das Anziehen von Pflanzen unter kontrollierten und geschützten Bedingungen reduzieren. Diese Methode erhält Vorrang, wenn nur noch wenige Diasporen von den Wildstandorten gesammelt werden können. Die Pflanzen sind dann entweder für die Saatgutproduktion und anschließende Einsaat oder für die Produktion von Jungpflanzen zur Auspflanzung verfügbar. Im letzten Fall kommt zum Betreuungsaufwand in der Kultur noch der Aufwand für die Auspflanzung und gegebenenfalls deren Anwuchsbetreuung hinzu. Vorteil dieser Methode ist in der Regel eine deutlich höhere Etablierungsrate von Jungpflanzen am Neustandort. Gelangen diese Pflanzen dann zur Blüte und Frucht, wird auch ein regelmäßiger Diasporeneintrag in die Fläche gewährleistet. Dieser Diasporeneintrag ermöglicht die Beobachtung, ob eine Keimung und Etablierung am Standort möglich ist.

Das Ausbringen von Jungpflanzen erfordert besondere Sorgfalt, da der Anwuchserfolg von einer ordnungsgemäßen Pflanzung (richtige Pflanztiefe, angießen, Gießrand, keine Beschädigung des Wurzelballens etc.) abhängt und vor allem in trockenen Biotopen eine Anwuchsbetreuung durch Gießen notwendig ist. Der unmittelbare Erfolg hängt auch von der Wuchsform (Arten mit schnell wachsender Pfahlwurzel sind schwierig zu verpflanzen) und dem Lebenszyklus ab. Bei einjährigen und zweijährigen Pflanzen ist eine Ansiedlung durch Pflanzung sehr kritisch zu hinterfragen. Mit hohem Aufwand wird hierdurch nur ein sehr kurzfristiger Effekt erreicht (besser ist Zwischenvermehrung und Aussaat). Die Etablierungsrate beim Auspflanzen von parasitischen Arten ist gering, da der richtige Kontakt zu passenden Wirtspflanzen nur schwer herstellbar ist. Praktische Hinweise zu Pflanzungen enthält das Kapitel 4.2.

Tabelle 1: Vergleich von Aussäen und Auspflanzen

Kriterium	Saat	Pflanzung
Arbeitsaufwand	gering	hoch
Bedarf an Samen	hoch	gering
Flächenvorbereitung	notwendig	notwendig
Lebensform	jede	nicht für einjährige oder parasitäre Arten
Zeitpunkt Ausbringung	zur Samenreife	oft am besten im Herbst
eigenständige Vermehrung am Standort	spät	frühzeitig
natürliche Selektion angepasster Genotypen	zeitnah	verzögert
Gefahr der (gärtnerischen) Auslese	gering	hoch

Ein Verpflanzen von Individuen erscheint aus naturschutzfachlicher Sicht nur statthaft, wenn der Standort unmittelbar von einer Zerstörung bedroht ist und die Pflanzen nur so von der Vernichtung bewahrt werden können.
Für die Gründung von neuen Vorkommen sollten keine bestehenden Populationen durch die Entnahme von ganzen Pflanzen gefährdet werden. Eine Entnahme von Einzelindividuen aus großen Populationen kann in bestimmten Fällen aber sinnvoll sein. Entsprechend der guten fachlichen Praxis ist an vitalen Populationen die Entnahme von Pflanzenteilen (Samen, Ableger) von etwa 10 % der Gesamtmenge möglich.

Box 3: Beispiele für Verpflanzungen

Im Landkreis Prignitz im Norden Brandenburgs konnten durch Bergung und Umsiedlung von ca. 9.000 Pflanzen seltener Arten die Vorkommen der Arten im Landkreis erhalten werden, während die ursprünglichen Wuchsorte durch notwendige Deichsanierungsmaßnahmen vollständig zerstört wurden. (GRÄTZ 2014b). Unter diesen Arten befanden sich der Ährige Blauweiderich (*Veronica spicata*) und die Kleine Wiesenraute (*Thalictrum minus*). Die Wiederansiedlung erfolgte auf neu geschaffenen Dünenstrukturen. Bereits im ersten Jahr nach der Umpflanzaktion reproduzierten die geborgenen Populationen reichlich. Ein ähnliches Beispiel ist von *Ranunculus illyricus* auf sächsischen Elbdeichen bekannt.

Im Süden Brandenburgs gelang die Etablierung einer sich inzwischen selbst reproduzierenden Population des Gewöhnlichen Katzenpfötchens (*Antennaria dioica*) aus Ablegern von Pflanzen aus einer vitalen und großen Population. Vergleichbare Erfolge wurden von Herrn Jeßen nördlich von Chemnitz erreicht.

3.4 Auswahl der Spenderpopulationen und Gewinnung des Spendermaterials

Ziel einer Wiederansiedlung oder Populationsstützung ist die langfristige Etablierung vitaler Populationen. Dafür ist nach aktuellem Wissensstand eine Mindestgröße an genetischer Diversität notwendig (z. B. REED 2005). Die Auswahl an Spenderpopulationen unterscheidet sich je nach Art der Artenschutzmaßnahme. Während bei der Populationsstützung in der Regel der weitgehende Erhalt der genetischen Identität der vorhandenen Population im Vordergrund der Betrachtung steht, sind bei Wiederansiedlungen unterschiedliche Aspekte zu beachten.

3.4.1 Auswahl der Spenderpopulationen für Wiederansiedlungen

Die Neugründung von Populationen sollte mit der maximal verfügbaren genetischen Diversität beginnen. Durch natürliche Selektion findet dann eine Auswahl der "besten" Genotypen statt. Dies wird zum einen durch Auswahl großer und vitaler Populationen als Spender, zum anderen durch Nutzung möglichst vieler Populationen eines Herkunftsgebietes als Spenderpopulationen erreicht.

Ein wesentliches Kriterium bei der Auswahl geeigneter Spenderpopulationen (Herkünfte) ist die Fokussierung auf die gebietsheimischen (autochthonen) Elemente der Flora. Ein Einbringen oder Vermischen mit gebietsfremden Herkünften soll unterbleiben (siehe auch Kapitel 7), um den Verlust von gebietsspezifischen Sippen oder Genotypen und damit verbunden den Verlust der Anpassungen an die lokalen Verhältnisse zu vermeiden (HANCOCK & HUGHES 2012, WHITLOCK et al. 2013). Deshalb müssen Populationen als Spender ausgewählt werden, die die Kriterien der gebietsheimischen Herkunft erfüllen. Welche Herkünfte als gebietsheimisch bezeichnet werden können oder schon als gebietsfremd angesehen werden sollten, ist artspezifisch und bedarf einer genauen Analyse. Dafür ist eine Unterteilung des Gesamtareals in differenzierte Teilgebiete nötig. Beachtet werden müssen unter anderem die Chorologie einer Art, deren Ökologie, Karyologie und Genetik sowie vorhandene Kreuzungsbarrieren (FRANKHAM et al 2011, MASCHINSKI et al. 2013). Eine mögliche Vorgehensweise zur Abschätzung, ob ein Mischen von verschiedenen Herkünften vertretbar ist, gibt FRANKHAM et al. (2011). Die entsprechende Entscheidungsmatrix ist in Abbildung 4 dargestellt und beruht vor allem auf Kenntnissen zur genetischen Differenzierung (Gibt es unterschiedliche Ploidiestufen? Wie groß ist der genetische Austausch zwischen Vorkommen?). Die Detailliertheit einer Analyse ist leider kaum generell festzulegen, sondern muss für jede Art und jedes Vorhaben konkret entschieden werden.

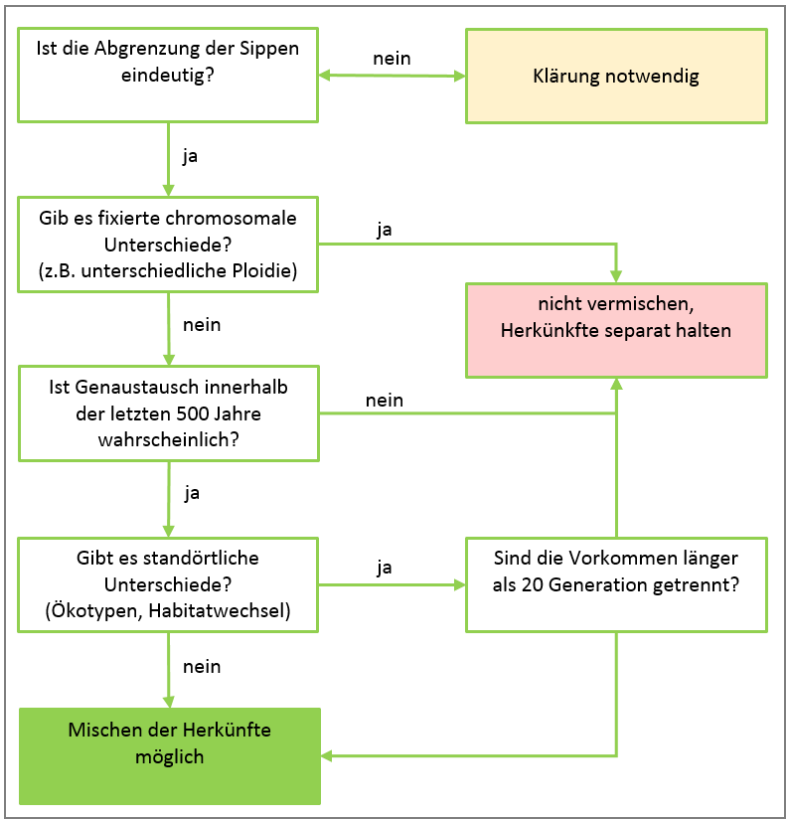


Abbildung 4: Entscheidungsmatrix zum Mischen verschiedener Herkünfte (nach FRANKHAM et al 2011)

Es ist jedoch möglich, einige pragmatische Kompromisse vorzuschlagen. Zur Sicherstellung der Ansiedlung gebietsheimischen Materials sollte auf die naturräumliche Gliederung (MANNSFELD & SYRBE 2008) zurückgegriffen werden. Diasporen oder Pflanzen aus demselben Naturraum wie der Zielstandort können in der Regel als gebietsheimisch gelten. Dabei ist gestaffelt von der kleinsten naturräumlichen Einheit (Mikrogeochor) zur größten hierarchischen Ebene (Naturregion) vorzugehen (siehe Kapitel 3.2.1). Eine Ansiedlung sollte nur in der naturräumlichen Einheit geschehen, in der auch ein regelmäßiges bis verbreitetes Vorkommen bekannt ist. Aus dieser naturräumlichen Einheit sollte dann auch das Ausgangsmaterial für die Ansiedlung stammen. Ist dies nicht möglich, da in diesem Gebiet nicht mehr ausreichend Pflanzen vorhanden sind, dann ist eine Verwendung von Material aus der nächst höheren naturräumlichen Einheit abzuwägen. Steht auch innerhalb der höchsten naturräumlichen Einheit in Sachsen, der Naturregion, nicht ausreichend Material zur Verfügung, müssen andere Methoden durchdacht werden. Material aus einer anderen Naturregion (Sächsisch-Niederlausitzer Heideland, Sächsisches Lössgefilde, Sächsisches Bergland und Mittelgebirge) als dem Zielstandort ist normalerweise nicht mehr als gebietsheimisch anzusehen. So sind zum Beispiel Populationen aus dem Bergland in der Regel nicht als Spender für Tieflandstandorte vertretbar. Das Verwenden von Spendermaterial aus weit entfernten Naturräumen sollte nur bei Vorliegen guter fachlicher Argumente durchgeführt werden (z. B. fehlende genetische Differenzierung, historisch starke Vermischung zwischen den Naturräumen).

Unabhängig von der geographischen Lage eines Vorkommens und der Bewertung als gebietsheimisch ist der besiedelte Standorttyp der Spenderpopulation zu berücksichtigen. Dieser sollte dem Standorttyp des ausgewählten neuen Standorts entsprechen. Je ähnlicher sich Spender- und Ziel-Standorte sind, umso wahrscheinlicher wird das gesammelte Pflanzenmaterial für den Ziel-Standort geeignet sein. Zum Beispiel sollte für die Ansiedlung der Gewöhnlichen Betonie (*Betonica officinalis*) auf Moorwiesen bevorzugt Material

von feuchten/wechselfeuchten Standorten genutzt werden. Vorkommen in Halbtrockenrasen oder trockenen Heiden eignen sich in diesem Fall nicht als Spendermaterial.

Bei der Auswahl der Spenderpopulationen sollte auch die Art der aktuellen und historischen Nutzung des besiedelten Biotoptyps berücksichtigt werden. Je stärker der Biotoptyp durch eine Nutzung geprägt ist, umso höher ist die Wahrscheinlichkeit für die Existenz eines starken Austauschs von Arten und Genotypen zwischen den verschiedenen Standorten in der Vergangenheit. Beispielsweise kann davon ausgegangen werden, dass für Glatthaferwiesen bedingt durch Nutzung und Handel ein sehr großräumiger Austausch an Diasporen stattfand, der die Makrogeochoren deutlich überschritten hat (vgl. z. B. KAPFER 2010, KAUTER 2002). Somit ist auch bei Ansiedlungsvorhaben mit Arten aus entsprechenden Lebensräumen eine weiträumige Abgrenzung von gebietsheimischen Herkunftsregionen möglich (vgl. Ursprungsregionen in ErMiV bzw. PRASSE et al. 2010)

Eine detaillierte und artspezifische Analyse, welche Herkünfte geeignet für das jeweilige Wiederansiedlungsprojekt sind, ist bei folgenden Pflanzenarten zwingend und in jedem Fall notwendig:

- Arten der azonalen (z. B. Flussauen) oder extrazonalen (z. B. Hochmoore) Vegetation,
- Arten, mit Reliktcharakter oder Vorposten im Bearbeitungsgebiet.

Box 4: Beispiele für die Auswahl geeigneten Spendermaterials

Bei Arten, welche verschiedene Standorttypen besiedeln, sollte darauf geachtet werden, dass das Spendermaterial von einem Standorttyp stammt, der dem neuen Standort entspricht. Für schwermetallhaltige Standorte (z. B. bei *Asplenium spec*., *Armeria maritima* agg.) sollten entsprechende Standorte als Spender ausgewählt werden. Dies muss auch bei Arten mit einer großen Standortamplitude beachtet werden, so besiedeln viele Molinion-Arten (wie *Betonica officinalis, Serratula tinctoria*) sowohl wechselfeuchte wie auch trockene Standorte. Soweit im Gebiet vorhanden, sollte das Spendermaterial von ähnlichen Standorttypen stammen wie die neuen Standorte. Das betrifft zum Beispiel auch die Substratvielfalt bei *Antennaria dioica* (basische Grusböden, saure Sande etc.).

Wie regional das Spendermaterial ausgewählt werden muss, ist artspezifisch. Regionales Spendermaterial ist aber stets zu bevorzugen. Dies ist jedoch nicht immer möglich. Bei vielen Arten des Wirtschaftsgrünlands ist von einer starken Vermischung von regionalen Herkünften im Rahmen der bisherigen Nutzung auszugehen, sodass der regionalen Herkunft des Spendermaterials eine geringere Bedeutung als der maximalen Vielfalt zukommt. Beispiel hierfür sind u. a. *Antennaria dioica* (siehe ROSCHE et al. 2014), *Trifolium montanum* (REICHENBACH 1842: "*auch in der Ebene nicht selten",* WÜNSCHE 1869 "*verbreitet*").

3.4.2 Spenderpopulationen für Populationsstützungen

Sind im Rahmen einer Populationsstützung Ansiedlungen geplant, steht in der Regel der Erhalt der genetischen Identität dieses Vorkommens im Vordergrund. In diesem Falle sollte ausschließlich Spendermaterial aus der eigenen Population für die Stützung verwendet werden. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn die Population sehr klein ist, nur noch wenige Samen produziert werden und die Überlebensrate der Keimlinge und Jungpflanzen sehr gering ist. Dann kann eine Anzucht von Jungpflanzen und deren Ausbringung in der Spenderpopulation der Stabilisierung des Bestandes dienen.

Wenn die Samenproduktion aufgrund einer zu geringen genetischen Diversität (vor allem bei selbstinkompatiblen Arten) eingeschränkt ist, wird diese Strategie keinen Erfolg bringen. Dann muss Material aus anderen Populationen eingebracht werden. Ob dies notwendig ist, kann anhand der Keimfähigkeit der Samen (< 5 %) und der Populationsgröße (< 25 Individuen) abgeschätzt werden. In diesen Fällen ist, wie in Kapitel 3.4.1 beschrieben, vorzugehen. Dies ist ebenso notwendig, wenn zum Beispiel nur noch ein Geschlecht einer zweihäusigen Art in einer Population vorhanden ist.

3.4.3 Gewinnung des Spendermaterials (Saatgut/Pflanzenmaterial)

Hinweise zum Sammeln von Diasporen gibt die Anleitung von ENSCONET (2009), welche das methodische Sammeln für wissenschaftliche Saatgutbanken erläutert. Da die Anforderungen und Bedingungen bei Projekten des Artenschutzes andere sind, kann die ENSCONET-Anleitung nur eine Orientierungshilfe bieten. Im Folgenden wird das Sammeln für Wiederansiedlungen und Populationsstützungen beschrieben.

Die Sammlung innerhalb einer Population muss so vorgenommen werden, dass möglichst die gesamte Diversität der Populationen repräsentiert wird (vgl. LAUTERBACH et al. 2015, BROWN & BRIGGS 1991). Es dürfen deshalb nicht nur subjektiv besonders schöne oder kräftige Individuen berücksichtigt werden.

Die Sammlung von **Diasporen** darf stets nur reife Früchte oder Fruchtstände umfassen. Pro Individuum sollten nicht mehr als 25 % des Fruchtstandes eingesammelt werden. Nach der Entfernung von Fruchtresten folgt die trockene und dunkle Aufbewahrung in Papier- oder Stofftüten. Die gesammelten Diasporen und Früchte sollten für 60 Individuen separat gesammelt und separat aufbewahrt (eingetütet) werden. Für Sammlungen, die mehr Individuen umfassen, ist ab dem 61. Individuum eine Mischprobe für jede Population möglich.

Bei einer kleinen Population aus bis zu 100 fruchtenden Individuen werden am einfachsten zufällig mindestens 60 Individuen zur Besammlung ausgewählt und deren Fruchtstand zu maximal 25 % beerntet.

Bei einer größeren Population mit mehr als 100 fruchtenden Individuen ist die Besammlung in Form eines Transektes sinnvoll. Der Transekt sollte die längste Diagonale durch die Population darstellen. Entlang des Transektes wird in festen Abständen zufällig ein Individuum besammelt. Wie groß die Abstände sein sollten, hängt von der Dichte und Größe der Population ab. Von jedem Individuum werden maximal 25 % des Fruchtstandes entnommen. Die Sammlung entlang des Transektes erfolgt vom Anfang bis zum Ende der Population. Wurden damit mindestens 60 Individuen besammelt, kann die Sammlung beendet werden oder fakultativ fortgesetzt werden bis maximal 25 % der Population beerntet sind. Wurden durch den ersten Transekt noch nicht 60 Individuen beerntet, ist die Sammlung durch weitere Transekte fortzusetzen. Dieses Vorgehen entlang eines Transektes ist ein Vorschlag zur Vereinfachung des repräsentativen Sammelns.

Bei der Sammlung von Diasporen sollte die Unversehrtheit dieser und die Fertilität der Samen Beachtung finden. Dies ist in der Regel durch einfache optische Kontrolle erkennbar.

Auch eine Sammlung von Stecklingen oder vegetativen Tochterrosetten bei klonal wachsenden Pflanzen ist denkbar. Derartige Sammlungen sollten sich dem System, wie für die Diasporen beschrieben, anpassen müssen, jedoch den artspezifischen Notwendigkeiten entsprechen. Eine pauschale Anleitung ist hier nicht möglich.

Alle Sammlungen müssen dokumentiert werden. Hierfür stehen von ENSCONET erstellte Sammelbögen zur Verfügung (siehe ENSCONET 2009). Die Datenerfassung sollte so objektiv wie möglich erfolgen und später

leicht nachvollziehbar sein. Der Fundort kann mit Hilfe von Karten oder des Geographical Positioning System (GPS) dokumentiert werden.

Das Sammeln für Artenschutzprojekte erfolgt stets zweckgebunden. Je nach Verwendungszweck, Wiederansiedlung oder Zwischenvermehrung, sollte auch die Zielmenge an gesammelten Diasporen angepasst werden. Es ist naturschutzfachlich nicht vertretbar, den bestehenden Populationen große Diasporenmengen zu entnehmen, wenn diese dann nicht genutzt werden können (insbesondere bei Kultivierung sind schnell Limits erreicht). Darauf sollte schon beim Sammeln geachtet werden. Unter Umständen ist es also vollkommen ausreichend weniger als 25% eines Fruchtstandes oder gar nur Abschnitte einer Frucht zu entnehmen. Wurden doch zu viele Diasporen eingesammelt, sollten diese zeitnah wieder in die Ursprungspopulation zurückgebracht oder in einer Saatgutbank gelagert werden. Ein Handel mit überzähligem Diasporenmaterial ist nicht im Sinne einer Naturschutzmaßnahme und intensiv gesetzlich geregelt (z. B. BNatSchG, SaatG, ErmiV) und in der Regel nicht durch die Sammelgenehmigung (vgl. § 39 Abs. 4 BNatSchG) abgedeckt.

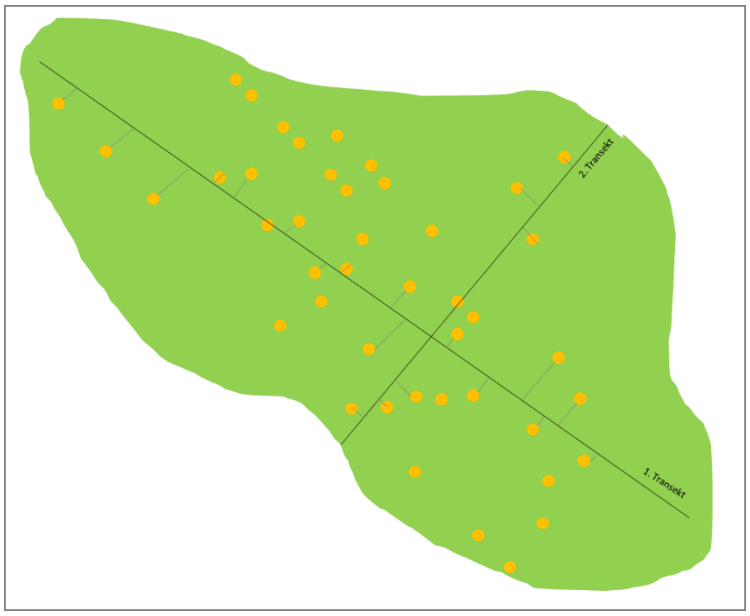


Abbildung 5: Idealisierte, schematische Darstellung für Sammlungstransekte

3.4.4 Spendermaterial aus ex-situ Kultur

Für eine Ansiedlung kann auch Material aus speziellen Erhaltungs- oder Vermehrungskulturen verwendet werden. Insbesondere wenn wenig Diasporen oder Pflanzen aus Wildvorkommen zur Verfügung stehen, ist eine Vermehrung in einer Gartenkultur sinnvoll. Dafür sind jedoch Qualitätsstandards einzuhalten. Diese wurden für Erhaltungskulturen bereits von LAUTERBACH et al. 2015 beschrieben und sind so auch für Vermehrungskulturen anzuwenden.

Auch bei der Zwischenvermehrung im Garten ist zu beachten, in welchem Umfang Individuen angezogen werden. Die Anzahl muss sich am tatsächlichen Bedarf der geplanten Artenschutzmaßnahme orientieren. Sind deutlich mehr Individuen angezogen worden als ausgebracht werden können (z. B. aufgrund deutlich höherer Keimrate als erwartet), ist die Anlage einer ex-situ Erhaltungskultur zu prüfen. Auch das Einbringen in die Herkunftspopulation ist denkbar. Nicht im Sinne einer Naturschutzmaßnahme ist der Handel mit überzähligen Individuen einer Vermehrungskultur, was auch stark gesetzlich reglementiert (z. B. BNatSchG,

CITES, Berner Konvention, Verordnung (EG) Nr. 338/97) und in der Regel nicht durch die Sammelgenehmigung (vgl. § 39 Abs. 4 BNatSchG) abgedeckt ist.

4 Durchführung

4.1 Wie bereitet man die Wiederansiedlung vor?

Vor Durchführung der Ansiedlung muss sichergestellt sein, dass am ausgewählten neuen Standort gute Habitatbedingungen für die Art bestehen. Dafür sind eventuell Regenerationsbemühungen notwendig, die unter Umständen einen erheblichen Aufwand mit sich bringen. Für die Betrachtung der entsprechenden Methoden und Maßnahmen ist ein Literaturstudium (z. B. ZERBE & WIEGLEB 2009, KIRMER & TISCHEW 2006) angebracht. Aber auch die konkreten Ansiedlungsstellen innerhalb der Ansiedlungsflächen bedürfen oft einer kleinen Vorbereitung, um eine möglichst hohe Etablierungsrate zu gewährleisten.

Bei geplanten **Ansaaten** sollte die Existenz von ausreichend Keimstellen gegeben sind. Die Herstellung dieser kann z. B. durch kräftiges Ausharken oder die kleinflächige Entfernung von Vegetation und/oder Oberboden erfolgen. Die Begleitvegetation sollte dabei nicht so stark gestört oder entfernt werden, dass der verbleibende Oberboden stark austrocknet. Die Begleitvegetation stellt nicht nur Konkurrenz dar, sondern hat für die Jungpflanzen unter Umständen auch eine Ammenfunktion, indem sie ein entsprechendes Mikroklima in der unteren Vegetationsschicht bietet.

Bei geplanten **Anpflanzungen** soll durch die Vorbereitung der Ansiedlungsstellen der Erfolg beim Anwachsen der Jungpflanzen erhöht werden. Auch dies betrifft wieder die Verringerung von Konkurrenz, z. B. durch sehr intensive, kurze Mahd der ausgewählten Stellen, kräftiges Ausharken, oder gar Ausreißen sehr konkurrenzstarker, schnellwüchsiger Pflanzen. Bei sehr konkurrenzschwachen Arten kann das Anlegen von beetartigen Plots durch die Entfernung der Grasnarbe und Auflockerung des Oberbodens zielführend sein. Zu vermeiden ist dabei das Entstehen des Wanneneffeks, der zu einem "Ertrinken" der Pflanzen nach Starkregen führt.

4.2 Wie setzt man die Ansiedlung um?

Auch wenn die Umsetzung der Ansiedlung selbst oft nicht schwierig ist, sollten dabei jedoch einige Punkte beachtet werden, sowohl um einen möglichst hohen Erfolg zu erreichen, wie auch um einen hohen naturschutzfachlichen Wert zu gewährleisten.

Die Ausbringung sollte möglichst auf ausgewählten Stellen innerhalb einer Fläche durchgeführt werden, sodass ein Wiederfinden und Beobachten möglich ist. Es kann sich dabei um eine oder mehrere Stellen pro Fläche handeln. Auch Transekte (aus mehreren parallelen Reihen bestehend) sind für Ansiedlungen geeignet. Durch die Ansiedlung an mehreren Stellen pro Fläche lassen sich Einflüsse durch nicht erfassbare, kleinräumige Standortunterschiede verringern und das Risiko von damit verbundenen Verlusten reduzieren (Streuungseffekt). Die Ansiedlungsstellen einer Fläche sollten so benachbart sein, dass sie als eine Population fungieren können (keine Trennung durch Barrieren für Bestäubung oder Diasporenausbreitung).

Pro Ansiedlungsstelle empfiehlt sich das Etablieren mehrerer Individuen. Derartige Gruppen wirken in der Regel attraktiver auf Bestäuber und der Fruchtansatz wird durch nahe benachbarte Individuen erhöht

(z. B. BRYS et al 2008, PELLEGRINO et al. 2005, RATHCKE & LACEY 1985). Insbesondere bei Pflanzenarten, welche obligat fremdbestäubt sind, sollten die Individuen einer Ansiedlungsstelle daher auch aus verschiedenen Genotypen zusammengesetzt sein. Je diverser die Individuen bzw. die ausgebrachten Diasporen sind, umso wahrscheinlicher sind an den Standort angepasste Genotypen darunter. Wie dicht die Ansiedlung an einer Stelle erfolgen sollte, ist artspezifisch und hängt unter anderem von der Wuchsgröße und dem Bestäubungsmechanismus ab. Vorbild sollten vitale, natürliche Populationen sein.

Bei einer Ansiedlung durch **Aussaat** sollte auf eine möglichst gleichmäßige Ausbringung der Diasporen geachtet werden. Soweit möglich, sind diese nach der Aussaat leicht anzudrücken, um ein Verdriften zu verhindern.

Bei **Auspflanzungen** empfiehlt es sich, die Jungpflanzen in Form eines Rasters mit festen Abständen auszubringen, da so ein späteres Monitoring wesentlich erleichtert wird (vgl. Abbildung 6). Ungeeignete Mikrostandorte müssen dabei natürlich berücksichtigt werden. Bei Pflanzen ist auf die richtige Pflanztiefe zu achten; weder dürfen die Pflanzen "vergraben" werden noch sollten Teile des Wurzelbereiches oberirdisch freiliegen. Das Pflanzloch muss nach der Pflanzung wieder gut gefüllt und die Pflanze gut angedrückt werden. Weder die Anpflanzungsstelle noch das Pflanzloch dürfen als Wanne fungieren, die nach Starkregen zu einem "Ertrinken" der Pflanzen führt. Oft empfiehlt sich eine Auflockerung des Wurzelballens. Das Schneiden des Wurzelballens kann je nach Pflanzenart sowohl förderlich wie auch sehr schädlich sein. Wichtig ist es in der Regel, die Wurzel sehr kräftig einzuschwemmen, indem man die Pflanzstellen nach dem Pflanzen stark und kräftig gießt. Insgesamt sollten pro Standort 250 Individuen eingebracht werden (siehe Kapitel 4.4). Dabei muss unter Umständen auch auf ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis Beachtung finden (z. B. bei diözischen Arten).

Da es Ziel der Ansiedlung ist, eine vitale Population zu begründen, muss deren genetische Diversität möglichst hoch sein, um Flaschenhalseffekte (BOUZAT 2010) zu vermeiden. Darauf muss schon bei der Sammlung (siehe Kapitel 3.4) und Kultivierung (LAUTERBACH et al. 2015) geachtet werden. Für die Durchführung der Ansiedlung sollten dann die Diasporen bzw. Pflanzen so ausgewählt werden, dass diese eine maximale Diversität (innerhalb eines Standorttyps) aufweisen. Durch die natürliche Selektion werden dann die dem Standort am besten angepassten Genotypen ausgewählt. Es ist daher notwendig, Material von möglichst vielen verschiedenen Individuen aus einer Population zu verwenden (daher getrennte Sammlung bis zu 60 Individuen) und soweit verfügbar Material aus verschiedenen Populationen eines Bezugsraums und Standorttyps zu nutzen. Als Richtwert gilt die Einbeziehung von fünf Spenderpopulationen. Natürlich können auch mehr Spenderpopulationen verwendet werden. Sind keine fünf Populationen mehr als Spender geeignet, dann sollten die verbliebenen Möglichkeiten maximal ausgeschöpft werden. Die Diasporen bzw. Pflanzen von den verschiedenen Spenderindividuen und Spenderpopulationen sollten möglichst gleichmäßig auf die Ansiedlungsflächen verteilt werden. Je nach Biologie der Art ist auch eine gleichmäßige Mischung innerhalb der Ansiedlungsstellen möglich (z. B. bei selbstinkompatiblen Arten).

Schon bei der Durchführung der Ansiedlung sollte ein späteres Monitoring bedacht werden. Dies wird zum Beispiel durch die Anpflanzung ist festen Rastern oder die Aussaat in Saatplots vereinfacht. Die Ausbringungsstellen sollte aber auch gut eingemessen (GPS-Verortung, genaue Handskizzen anhand markanter Geländepunkte) und gegebenenfalls markiert (z. B. Erdmagneten, Pflöcke, bodennahe Metalletiketten, kurzfristig auch Zahnstocher, Büroklammern u. ä.) werden. Die Möglichkeiten für Markierungen sind vielfältig und müssen an die Nutzung und Dynamik der Fläche sowie den angedachten Beobachtungszeitraum angepasst werden.

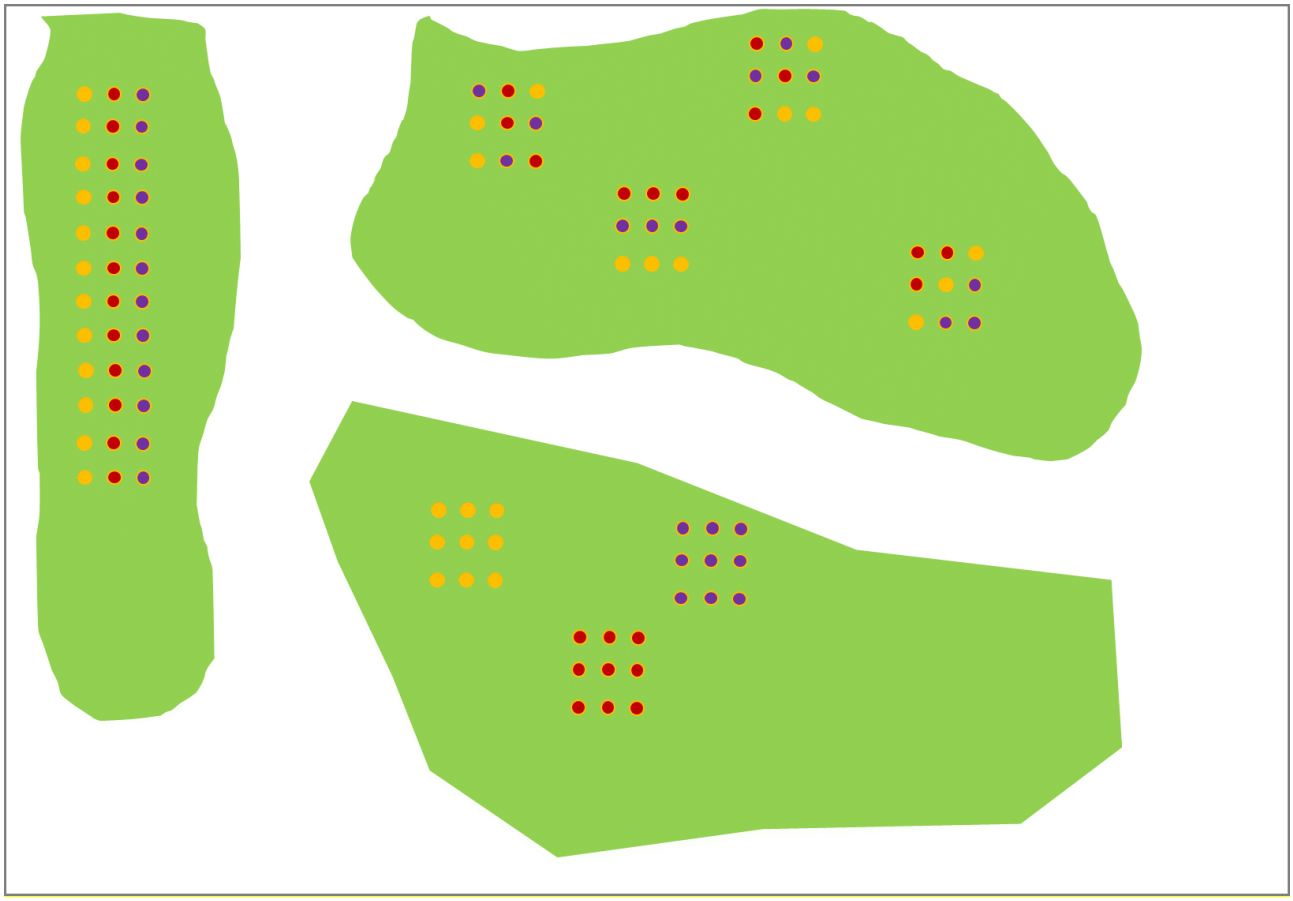


Abbildung 6: Beispielschema für die Verteilung von Ansiedlungsstellen und Herkünften (unterschiedliche Farben)

4.3 Wann führt man die Wiederansiedlung durch?

Wird die Ansiedlung durch eine Ansaat vorgenommen, so empfiehlt es sich, den Aussaattermin entsprechend dem natürlichen Ausbreitungszeitraum der Diasporen zu wählen. Bei den heimischen Pflanzenarten entspricht das oft dem Spätsommer bis Herbst. Liegen detaillierte Kenntnisse zur Keimbiologie vor, kann der Zeitraum eventuell angepasst werden, um Verluste durch Samenräuber zu reduzieren.

Wird die Ansiedlung durch eine Auspflanzung vorgenommen, dann sollte der Zeitraum so gewählt werden, dass das Anwachsen am neuen Standort erleichtert wird. Üblicherweise werden Pflanzungen zu Beginn oder Ende der intensiven Wuchszeit, also im Frühjahr oder Herbst vorgenommen. Pflanzungen im Frühjahr sind aufgrund der oft zu beobachtenden Frühjahrstrockenheit meist problematisch, können in Feuchtgebieten aber eher vorteilhaft sein. Beim Auspflanzen ist die ausreichende Wasserversorgung der Jungpflanzen wichtig für einen guten Etablierungserfolg. Erst wenn Wurzeln der Jungpflanzen ausreichend stark den neuen Standort durchdrungen haben, können sich die Pflanzen selbstständig mit Wasser versorgen. Deshalb sind vor allem Pflanzungen im Herbst zu empfehlen.

4.4 Wie oft führt man die Wiederansiedlung durch?

Für eine nachhaltige Etablierung oder Stützung einer Population muss eine artspezifische Mindestgröße für eine Population erreicht werden (CHARLESWORTH 2009, TRAILL et al 2010, THOMAS 1990). Für ausdauernde Arten wird von einer Mindestgröße von 100 bis 200 sich generativ vermehrender Individuen und bei kurzlebigen (einjährig, zweijährig) Arten von einer Mindestgröße von ca. 500 bis 1000 Individuen ausgegangen (ELLSTRAND & ELAM 1993, STÖCKLIN et al. 1999, BRÄUER et al. 1999, MATTHIES et al. 2004, MINTON & MACK 2010).

Um diese Populationsgrößen zu erreichen, sollten Ansiedlungsmaßnahmen möglichst viele Diasporen oder Pflanzen einbringen! Unter Umständen kann dies bereits durch eine einmalige Aktivität erreicht werden. Wenn jedoch nicht ausreichend Diasporen oder Pflanzen zur Verfügung stehen, kann die Ansiedlung in verschiedenen Jahren durchgeführt werden. Dies gleicht auch Einflüsse aus, die durch die Witterung oder Zufälle entstehen und fördert von Beginn an die Entstehung einer altersstrukturierten und damit stabilisierten Population. Durch die wiederholte Ansiedlung kann außerdem eine hohe genetische Diversität in der Gründerpopulation gesichert werden.

Bei einer Wiederansiedlung durch **Anpflanzung** sollte dies solange wiederholt werden bis mindestens 250 Individuen eingebracht wurden oder besser bis mindestens 100 Individuen das generative Stadium erreicht haben und eine Naturverjüngung am Standort sichtbar ist. Erfolgt die Wiederansiedlung durch eine **Ansaat**, dann sollte diese solange wiederholt werden bis 100 Jungpflanzen (bei ausdauernden Arten) bzw. 300 Individuen (bei ein- oder zweijährigen Arten) zu beobachten sind. Dies gilt unter der Voraussetzung, dass eine ausreichende Gewissheit bezüglich der Eignung des Standorts besteht.

5 Begleitung/Monitoring

5.1 Welche Nachbetreuung ist notwendig?

Ziel einer Ansiedlung oder Artenschutzmaßnahme sollte es sein, selbstständig überlebensfähige und wachsende Populationen zu etablieren. Eine permanente Spezialpflege, die über die Maßnahmen zum Biotoperhalt hinausgeht, sollte auf Dauer nicht notwendig sein. Kann eine Population nicht ohne anhaltende Unterstützung überdauern, so ist der Erhalt dieser Art an diesem Standort auch aus naturschutzfachlicher Sicht als fragwürdig zu betrachten. Wenn eine Wiederherstellung günstiger Habitatbedingungen nicht möglich ist, so sollten Maßnahmen zu Umpflanzung und/oder zum ex-situ-Erhalt geprüft werden (vgl. Kapitel 2.2).

Unabhängig davon besteht natürlich ein großes Interesse bei Ansiedlung den Jungpflanzen gute Startbedingungen zu schaffen und eine möglichst hohe Etablierungsrate zu erreichen. Dabei muss bedacht werden, dass für eine nachhaltige Ansiedlung am Standort die Art den kompletten Lebenszyklus erfolgreich selbstständig durchlaufen muss. Eine Betreuung der angesiedelten Pflanzen sollte daher auf ein Minimum reduziert werden. Ein entsprechender Bedarf ergibt sich vor allem bei der Ansiedlung durch Pflanzung, vor allem dann wenn nur wenige Individuen zur Verfügung stehen. Eine Nachbetreuung sollte dann vor allem eine gute Erfolgsquote beim Anwachsen der gepflanzten Jungpflanzen sichern, wozu in der Regel gelegentliches Gießen notwendig sein kann. Weiterer Nachbetreuungsaufwand kann z. B. durch notwendigen Schutz vor Schneckenfraß oder Störungen und Verbiss durch Wild entstehen. Die betreuten Individuen sollen am neuen

Standort vor allem viele Diasporen produzieren und in die Fläche einbringen, sodass sich daraus eine eigenständige Population aufbauen kann.

Eine Ansiedlung durch Aussaat sollte in der Regel keine Nachbetreuung erfordern. Sind bei wiederholten Versuchen von Ansaaten keine Erfolge festzustellen, so sollte in der Regel die Eignung des ausgewählten Standorts in Frage gestellt werden, anstatt Betreuungsmaßnahmen der Keimlinge bzw. Jungpflanzen in Betracht zu ziehen.

5.2 Wann ist eine Wiederansiedlung erfolgreich?

Eine Ansiedlung ist dann erfolgreich, wenn die Pflanzen den kompletten Lebenszyklus durchlaufen und sich die Population eigenständig verjüngt. Bei langlebigen Pflanzenarten kann es mitunter sehr lange dauern, bis man einen sicheren Nachweis erbringen kann, dass der komplette Lebenszyklus durchlaufen wird. Ein gutes Indiz ist jedoch, wenn am Standort eine Keimung und Etablierung stattfindet. Im Rahmen einer Aussaat kann dies relativ einfach kontrolliert werden.

Aber auch wenn am Standort eine Naturverjüngung beobachtet werden kann, ist noch nicht zwangsläufig von einer stabilen Population auszugehen. Erst wenn die neue bzw. gestärkte Population eine Mindestgröße erreicht hat und eine eigenständige Vermehrung zu beobachten ist, kann von einer langfristig überlebensfähigen Population ausgegangen werden. Zuverlässige Angaben zu Mindestpopulationsgrößen liegen nur vereinzelt vor und sind abhängig von der Ökologie einer Art (langlebig vs. kurzlebig, Selbstbestäuber vs. Auskreuzer, langfristige Diasporenbank vs. fehlende Diasporenbank und andere). Bei ausdauernden Arten ohne Selbstbestäubung werden oft Mindestgrößen von 100 bis 200 generativen Individuen empfohlen (vgl. LAUTERBACH et al. 2015, INFOFLORA 2015). Bei kurzlebigen Arten (einjährig, zweijährig) werden dagegen Mindestpopulationsgrößen von 500 bis 1000 Individuen diskutiert (LAUTERBACH et al. 2015, INFOFLORA 2015).

Wird in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren keine Keimung oder Etablierung von Jungpflanzen beobachtet, ist die Eignung des Standorts erneut kritisch zu prüfen.

5.3 Wie ist die Entwicklung zu beobachten?

Für die Einschätzung des Erfolgs und der Entwicklung der Ansiedlung ist eine Kontrolle des Bestands wenigstens einmal jährlich ratsam (mindestens drei Jahre lang, aber besser so lange bis eine stabile Etablierung angenommen werden kann). Dies ist wichtig um beurteilen zu können, welche Maßnahmen an dem Standort weiter notwendig oder sinnvoll sein könnten. Ist es vertretbar weiter Diasporen einzusäen bzw. Pflanzen einzubringen? Bestehen unter Umständen noch Beeinträchtigungen, die sich durch einfache Maßnahmen ausräumen lassen oder muss der ausgewählte Standort doch als ungeeignet bewertet werden?

Bei Pflanzungen sollte jährlich die Überlebensrate der ausgebrachten Individuen überprüft und eine Kontrolle zu eventuell erfolgter vegetativer oder generativer Vermehrung vorgenommen werden. Wurden die Pflanzen in einem regelmäßigen Raster ausgebracht, ist diese Kontrolle sehr einfach und schnell realisierbar. Bei großen Ansiedlungen ist auch eine stichprobenartige Überprüfung (die aber repräsentativ sein sollte und mindestens 100 Individuen umfasst) vorstellbar.

Bei Ansiedlungen durch Aussaat sollten die Aussaatstellen zumindest auf das Vorhandensein von Jungpflanzen überprüft werden. Dies kann einmal jährlich ausreichend sein. Will man Aussagen zur Keimrate

vornehmen, müssen die Kontrollen öfter und genauer erfolgen, da die Keimung je nach Witterung sehr unterschiedlich verlaufen kann und natürlicherweise eine hohe Mortalität zu erwarten ist. Eine exakte Bestimmung der Keimrate ist zudem nur möglich, wenn bekannt ist, wie viele Diasporen ausgebracht wurden. Der Aufwand dafür sollte nicht unterschätzt werden, es kann jedoch durchaus genügen, wenn überhaupt eine Keimung zu beobachten oder eine grobe Schätzung der Keimrate möglich ist.

Um die Eignung des Standorts richtig beurteilen und den Zustand sowie die Prognose für die neu geschaffenen Population richtig einschätzen zu können, wird dringend empfohlen auch Fitness (z. B. Blüh- und Fruchtraten, Ansatz fertiler Samen) und Vitalitätsparameter (z. B. Anzahl oder Größe der Blätter, "ungesunde" Blattfärbung, atypischer Wuchs) zu erfassen und zu dokumentieren.

Die durch die Ansiedlung geschaffene künstliche Population besitzt in der Regel definierte Ausgangsbedingungen und ist so ideal für Untersuchungen zur Ökologie und Populationsbiologie der Art. Daher gibt es noch zahlreiche weitere Parameter, deren Beobachtung bei der Ansiedlung von hohem Interesse sein kann. Interessante Fragestellungen sind zum Beispiel:

- In welchem Jahr/Alter erfolgt die erste Blüte bzw. Fruchtbildung?
- Wann und in welchem Umfang setzt die vegetative Vermehrung ein?
- Wie viele Pflanzen sind dormant und wie lange?
- Wie weit von den Ansiedlungsstellen können natürlich ausgebreitete Jungpflanzen beobachtet werden?

Tabelle 2: Mindestanforderung & Kür beim Monitoring

		Minimum	empfohlener Umfang
Intervall	**Dauer des Monitorings**	min. 5 Jahre	≥ 5 Jahre (bis Population stabil ist)
	Anzahl Erfassung pro Jahr	1 x (zur Blüte oder Frucht)	min. 2 x (Blüte und Frucht, Keimung im Frühjahr/ Herbst)
Parameter	**Populationsgröße**	genaue Anzahl der lebenden Pflanzen	
	Populationsstruktur	Anzahl generativer Pfl. ca. Anteil generativer Pfl.	Genauer Anteil der Lebensstadien Erfassung von Vitalitätsparametern
	Reproduktion	Gibt es Jungpflanzen?	Anzahl Jungpflanzen Quantität der Samenproduktion
	Ausbreitung		Neu etablierte Pflanzen neben den Plots
	Beeinträchtigung	Erfassung von Angaben zu Störungen, Fraß, Defizite des Standorts u.a.	
Daten	**Datenhaltung**	Genaue Dokumentation Eingabe in Datenbank Übergabe an Naturschutzbehörden	
	Datenauswertung	Beurteilung des Zustands Analyse für weitere Maßnahme	Beurteilung des Zustands Analyse für weitere Maßnahme Untersuchung zur Populationsbiologie

Wie wichtig ein qualifiziertes Monitoring ist und wieviel sich dabei über die Biologie und Ökologie der heimischen Pflanzenarten lernen lässt haben z. B. GODEFROID et al. 2011 und DIEKMANN et al. 2015 ausführlich gezeigt. Natürlich muss ein Monitoringprogramm immer an die speziellen Eigenschaften der angesiedelten Art und an die Bedingungen des Lebensraums angepasst werden. Die Tabelle 2 kann daher nur allgemeine Hinweise für die zu erfassenden Parameter während eines Monitorings geben.

6 Dokumentation

6.1 Welche Parameter sind zu erfassen?

Ansiedlungen und Populationsstützungen werden als Naturschutzmaßnahmen durchgeführt, sind aber keine unerheblichen Eingriffe in die natürliche Entwicklung der Flora. Um den naturschutzfachlichen Wert der Maßnahmen zu gewährleisten, ist es daher unerlässlich die durchgeführten Aktivitäten genau zu dokumentieren.

Zu den mindestens notwendigen Informationen über die Durchführung gehören folgende Angaben:

- Welche Art wurde ausgebracht?
- Wo fand die Ausbringung statt? Auf welche Fläche oder welches Flurstück wurde angesiedelt? Wo genau befinden sich die Ansiedlungsstellen, in welchem System wurde eventuell gepflanzt? Die Angaben müssen hier so genau wie möglich sein, um ein gutes Monitoring (auch viele Jahre nach der Ausbringung) zu ermöglichen.
- Wann erfolgte die Ausbringung (Datum und Zeitraum)?
- Wer hat die Ausbringung durchgeführt?
- Woher stammt das ausgebrachte Material (inkl. Sammelzeitpunkt)?
- Welche Menge wurde ausgebracht (welche Einheiten – Anzahl, Gewicht)?
- Was wurde ausgebracht (Samen oder Pflanzen)? In welchem Zustand befand sich das Pflanzmaterial?
- Welche Methode wurde für die Ausbringung angewendet?
- Wer hat die Sammlung/Vermehrung vorgenommen?
- Welche unterstützenden Maßnahmen wurden zur Ausbringungen mit durchgeführt (Flächenvorbereitung, Nachbetreuung etc.)?
- Wie ist die Situation der Ansiedlungsfläche zum Zeitpunkt der Ausbringung (Biotoptyp, Vegetationstyp, Nutzungsregime, Pflegezustand, Schutzstatus usw.)? Bei Populationsstützung gehört hierzu auch der Zustand der zu stützenden Population.
- Wer ist Flächenbesitzer und Flächennutzer?
- Welche Genehmigungen lagen für die Ausbringung, Sammlung, Vermehrung vor und was wurde genehmigt (Aktenzeichen, ausstellende Behörde)?

Zusätzlich zu den Angaben über die Durchführung sind die Ergebnisse des Monitorings in einer einheitlichen und auswertbaren Form zu dokumentieren. Dazu gehören (detaillierte Beschreibungen siehe Kapitel 5.3):

- Angaben zur Populationsgröße
- Angaben zur Populationsstruktur
- Angaben zur Reproduktion
- Angaben zur Ausbreitung
- Angaben zur Beeinträchtigung

Die Anlage 1 enthält den Vorschlag für einen Dokumentationsbogen, der die oben aufgeführten Angaben umfasst. Die Dokumentation ist in der Regel durch die Akteure der Ansiedlung vorzunehmen.

6.2 Wie sind die Angaben zu erfassen?

Die genauen Angaben zur Durchführung der Ansiedlung (Kapitel 6.1) müssen in einer leicht recherchierbaren und auswertbaren Form archiviert werden. Wichtige Angaben wie Art, Ort, Herkunft, Zeitpunkt, Genehmigungen müssen auch problemlos mit der floristischen Datenbank verknüpfbar sein, sodass die Angaben dort auch abfragbar sind und bei floristischen Kartierungen bzw. Auswertungen berücksichtigt werden können.

Neben den Angaben zu der durchgeführten Ansiedlung sind auch die Maßnahmen der Vorbereitung zu dokumentieren. Das betrifft insbesondere die Argumente für die Auswahl von Spenderpopulation und Ansiedlungsfläche, falls dabei vom konventionellen Vorgehen abgewichen wurde. Für die Beantragung von Genehmigungen oder eine Förderung werden ausführliche Anforderungen an die Dokumentation der Vorplanung gestellt. Entsprechende Planungsunterlagen sollten der Dokumentation der Ansiedlung beigefügt werden.

Zusätzlich zu den Angaben zur Durchführung der Ansiedlung müssen auch die Ergebnisse des Monitorings dokumentiert werden, sodass diese recherchierbar und auch projektübergreifend auswertbar sind. Beim Monitoring handelt es sich in der Regel jedoch um eine projektspezifische Methode und Datenstruktur, sodass einheitliche Vorgaben kaum möglich sind.

Aktuell liegt keine softwaretechnische Lösung für die Datenhaltung der Angaben von Durchführung und Monitoring vor. Als vorläufige Lösung wird daher vorgeschlagen, wichtige floristische Angaben der Wiederansiedlung in der zentralen Artdatenbank (MultibaseCS) zu dokumentieren. Der Datensatz ist durch ein einheitlich benutztes und eindeutiges Feld als Datensatz einer Wiederansiedlung zu kennzeichnen. Alle weiteren notwendigen Angaben sind gut strukturiert und in einer auswertbaren, nachvollziehbaren Form in Tabellen-Datenblättern (xls, xlsx, csv, .ods u.a.) zu dokumentieren. Die Daten müssen dabei so eingegeben und dokumentiert werden, dass diese ohne Probleme auch für Projektfremde verständlich sind. Unterstützung bei der Datenerfassung kann über das LfULG oder die zuständige Naturschutzbehörde erfolgen.

6.3 Wem sind die Angaben zu übergeben?

Die Angaben zu einer Ansiedlung oder Populationsstützung sollten den Naturschutzbehörden zur Kenntnis gebracht und von diesen zentral archiviert werden, sodass diese unkompliziert abfragbar sind. Für genehmigungspflichtige Vorhaben oder geförderte Maßnahmen sollte dies eine Pflicht sein. Es ist außerdem von

Bedeutung, einen Hinweis über eine Ansiedlung in den entsprechenden floristischen Datenbanken einzupflegen, um bei Kartierungen und Auswertungen Fehlinterpretationen zu verhindern.

Es wird zusätzlich zur Datenübergabe an die Naturschutzbehörde dringend empfohlen, Artenschutzprojekte zeitnah in entsprechenden, allgemein zugänglichen Zeitschriften (z. B. Floristische Mitteilungen, Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker, Mitteilungen des Naturschutzinstituts Freiberg, Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz, Naturschutzarbeit in Sachsen, Hercynia) zu veröffentlichen. Durch eine Publikation in Form eines Artikels oder einer Kurzmitteilung können die eigenen Erfahrungen auch anderen Projekten zugutekommen, der Austausch wird gefördert und die Autorenschaft an der eigenen Arbeit wird gesichert. Dies ist auch wichtig, da Daten, welche den Naturschutzbehörden vorliegen, über das Umweltinformationsgesetz (UIG) prinzipiell jedermann zugänglich sind. Dieser Zugang kann nur bei einer potentiellen Gefährdung von Schutzgütern untersagt werden.

Die Angaben zu einer Wiederansiedlung können auch dem "Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen" (http://www.ex-situ-erhaltung.de/) übergeben werden und sind dort dem interessierten Publikum zugänglich.

7 Rechtlicher Rahmen

Im Folgenden wird eine Übersicht zu den Gesetzen, welche bei Wiederansiedlungen und Populationsstützungen zu beachten sind, gegeben. Diese Übersicht kann weder vollständig sein noch eine projektspezifische Bewertung der rechtlichen Situation ersetzen. Es ist stets erforderlich, sich mit konkreten Vorhaben an die zuständige Naturschutzbehörden zu wenden.

7.1 Welche Gesetze sind zu beachten?

Bei Ansiedlungen und Populationsstützung sind in der Regel folgende Gesetze zu beachten:

- Bundesnaturschutzgesetz,
- Sächsisches Naturschutzgesetz,
- Bundesartenschutzverordnung,
- Schutzgebietsverordnungen (Naturschutz-, Landschaftsschutzgebiet, Nationalpark, Biosphärenreservat),
- Verordnungen zum Schutz von Natura 2000 – Gebieten .

Unter Umständen sind aber auch folgende Rechtstexte relevant:

- Saatgutverkehrsgesetz,
- Erhaltungsmischungsverordnung,
- Forstvermehrungsgutgesetz.

Bei grenzüberschreitenden Projekten sind unter Umständen auch folgende Gesetze zu beachten:

Artenschutzverordnung (EG Nr. 338/97) inkl. Washingtoner Artenschutzabkommen, CITES.

Bei geförderten Projekten sind:

die Förderrichtlinien und damit verbundene Auflagen und Vorgaben zu beachten.

Die Aufgaben und Ziele des Naturschutzes sind in §1 und §2 des BNatSchG geregelt. Diese umfassen unter anderem den Erhalt und die Wiederherstellung der Biologischen Vielfalt, die dauerhafte Sicherung lebensfähiger Populationen und die Ermöglichung der Wiederbesiedlung. Zu den Aufgaben des allgemeinen Artenschutzes (§37 BNatSchG) wird die Wiederansiedlung verdrängter heimischer Arten explizit erwähnt (§ 37 Absatz 1 Satz 3 BNatSchG). Zum Artenschutz gehört aber auch die Erstellung von Artenhilfsprogrammen, welche die notwendigen Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele beinhalten (§ 38 Absatz. 2 BNatSchG). Dazu können nach unserem Verständnis auch gezielte Ansiedlungen oder Populationsstützungen gehören.

Nach § 40 Absatz (4) BNatSchG ist das "Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur" genehmigungspflichtig und diese Genehmigung kann untersagt werden, wenn eine Gefährdung nicht auszuschließen ist. Als gebietsfremd gilt eine Art oder Unterart oder Teilpopulation (§ 7 Absatz 2 Satz 3 BNatSchG), wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur (überhaupt) nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt (§ 7 Absatz 2 Satz 8 BNatSchG). Die Abgrenzung von Gebiet muss dabei anhand naturschutzfachlicher Kriterien erfolgen und wird oft anhand der naturräumlichen Gliederung vorgenommen (SCHUMACHER & FISCHER-HÜFTLE 2010). Das bedeutet, dass unter Umständen auch Samenherkünfte aus einem anderen Naturraum gebietsfremd sein können, wenn sich bereits regionale Anpassungen herausgebildet haben (LÜTKES & EWERS 2011). Es ist daher nicht ohne weiteres erkennbar, ob eine Ansiedlung zweifelsfrei genehmigungsfrei ist, so dass von einer allgemeinen Genehmigungspflicht für Ansiedlungen ausgegangen wird (LORZ et al. 2013, LÜTKES & EWERS 2011, SCHUMACHER & FISCHER-HÜFTLE 2010). Unabhängig davon ergibt sich aus naturschutzrechtlicher Sicht eine Genehmigungspflicht, wenn die Ansiedlung in Schutzgebieten erfolgen soll (u. a. § 23 BNatschG, § 14 SächsNatSchG, entsprechende Schutzgebietsverordnung).

Für eine Ansiedlung oder Populationsstützung muss Spendermaterial gewonnen werden. Nach § 39 Absatz 1 Satz 2 BNatSchG ist es verboten wild lebende Pflanzen oder Teile davon (§ 7 Absatz 2 Satz 2 BNatSchG) ohne vernünftigen Grund von ihrem Standort zu entnehmen oder zu nutzen oder ihre Bestände niederzuschlagen oder auf sonstige Weise zu verwüsten. Dabei sind Artenschutzmaßnahmen als vernünftiger Grund anzusehen und damit rechtmäßig (LORZ et al. 2013), wenn der Bestand der betreffenden Art am Ort der Entnahme nicht gefährdet, der Naturhaushalt nicht erheblich beeinträchtigt werden und die Entnahme pfleglich erfolgt. Art und Weise der Sammlung und deren Umfang sollten am besten mit der zuständigen Naturschutzbehörde abgestimmt werden auch wenn keine Genehmigungspflicht besteht. Sammlungen, die zum Zwecke von Artenschutzmaßnahmen durchgeführt werden, sind nicht durch die sogenannte "Handstraußregel" (§ 39 Absatz 3 BNatSchG) gedeckt (Artenschutzmaßnahmen sind kein persönlichen Bedarf) und sind auch nicht als gewerblich zu betrachten, da es keine Gewinnerzielungsabsicht gibt, (Ausnahmen sind die Erzeugung von gebietsheimischen Saatgut) und somit nicht entsprechend §39 Absatz 4 BNatSchG zu beurteilen. Aus naturschutzrechtlicher Sicht sind Sammlungen grundsätzlich verboten, wenn diese besonders geschützte Arten betreffen (§ 44 Absatz 1 Satz 4 BNatSchG). Hier ist im Einzelfall zu klären, ob die Erteilung einer Ausnahmegenehmigung durch die zuständige Naturschutzbehörde möglich ist (§ 45 Absatz 7 BNatSchG). Besondere Verbots- oder Genehmigungstatbestände können sich zudem aus Schutzgebietsverordnungen ergeben.

Für die naturschutzrechtliche Beurteilung von Ansiedlung ist es wichtig, ob die Art heimisch und/oder gebietsfremd ist. Nach dem §7 Absatz 2 Satz 7, 8 BNatSchG gelten folgende Definitionen für heimisch und gebietsfremd:

- Eine einheimische Art ist eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, die ihr Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise a) im Inland hat oder in geschichtlicher Zeit hatte (also durch schriftliche Aufzeichnungen belegt) oder b) auf natürliche Weise in das Inland ausdehnt. Als heimisch gilt eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart auch, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten.
- Eine gebietsfremde Art ist eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur (überhaupt) nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt.

Die Definition gebietsfremd ist dabei deutlich enger als heimisch. Eine Art kann also heimisch sein, aber gebietsfremd. Das betrifft zum Beispiel Arten, welche in Deutschland (also im Inland, zur genauen juristischen Definition von Inland siehe LORZ et al. 2013) aber nicht in Sachsen vorkommen. Solche Arten sind zwar heimisch (im Sinne BNatSchG) aber gebietsfremd (z. B. *Narthecium ossifragum, Carex ferruginea*). Das betrifft auch Arten, welche in Sachsen seit über 100 Jahren nicht mehr nachgewiesen wurden. Auch diese sind zwar heimisch (im Sinne BNatSchG) aber gebietsfremd (z. B. *Turgenia latifolia, Crassula aquatica* (siehe SCHULZ 2013). Da nach § 7 Absatz 2 Satz 3 BNatSchG Arten in entsprechende Unterarten und Teilpopulationen getrennt werden, muss auch beachtet werden, ob Hinweise auf Anpassungen oder Differenzierung zwischen verschiedenen Regionen oder Standorten bestehen. Damit ist zum Beispiel eine Tieflandsherkunft von *Arnica montana* als gebietsfremd im Gebirge anzusehen, da hier signifikante Unterschiede zwischen Tieflands- und Gebirgsvorkommen nachgewiesen werden konnten (siehe MAURICE et al. 2016). Eine Ausbringung von *Arnica montana* aus einem Tieflandvorkommen im Gebirge ist dann nach § 40 Absatz 4 BNatSchG genehmigungspflichtig.

Spezielle rechtliche Vorgaben über die naturschutzrechtlichen Rahmenbedingungen hinaus bestehen für kommerziell entnommene Samen oder Diasporen und gehandeltes Saatgut. Für dieses wird die Herkunftsproblematik im Saatgutverkehrsgesetz, der Erhaltungsmischungsverordnung und dem Forstvermehrungsgutgesetz geregelt.

Unabhängig von den naturschutzrechtlichen Regelungen müssen auch die Rechte von Flächeneigentümern und Flächennutzern gewahrt bleiben. In der Regel müssen von diesen Genehmigungen eingeholt werden, sowohl für das Sammeln von Samen wie auch für die Ansiedlung von Arten Zudem ist zu prüfen, ob sich aus naturschutzrechtlicher Sicht der Schutzstatus einer Fläche ändert, wenn eine neue Art dort ausgebracht wird. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn eine geschützte Art angesiedelt wird. Ebenso ist unter Umständen zu prüfen, ob durch die Ansiedlungsmaßnahme eventuelle Konflikte mit anderen Naturschutzfördermaßnahmen auf der Fläche entstehen können.

7.2 Welche Genehmigungen sind notwendig?

Soll ein Ansiedlungsprojekt durchgeführt werden, müssen folgende Genehmigungen eingeholt werden:

- Ausnahmegenehmigung für das Sammeln des Spendermaterials für allgemein und besonders geschützte Arten (§ 45 Absatz7 BNatSchG),
- Genehmigung für das Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten (§ 40 Absatz 4 BNatSchG),
- Genehmigung für das Sammeln und Ausbringen, wenn sich die Spenderpopulation oder der Zielstandort in einem Schutzgebiet (LSG, NSG, FND, FFH) befindet,
- Einverständnis von Flächenbesitzer und Flächennutzer.

Zuständige Behörde für die naturschutzrechtliche Genehmigung ist die Naturschutzbehörde der Landkreise und der "kreisfreien" Städte bzw. im Nationalpark Sächsische Schweiz und im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichwirtschaft die Landesdirektion Sachsen. Unabhängig von eventuellen Genehmigungspflichten wird dringend empfohlen, bei der Planung von Ansiedlungen in jedem Fall die Abstimmung mit der unteren Naturschutzbehörde zu suchen, um eine konfliktfreie Durchführung abzusichern!

7.3 Wie sind wiederangesiedelte Vorkommen naturschutzrechtlich zu bewerten?

Nach aktueller Rechtslage wird bei der naturschutzrechtlichen Bewertung von Vorkommen nicht zwischen "natürlichen" Populationen und Populationen, die auf eine Ansiedlung zurückgehen, unterschieden (LORZ et al. 2013, vgl. LÜTKES & EWERS 2011). Das wird z. B. in § 7 Absatz 2 Satz 7 BNatSchG deutlich: als heimisch gilt eine wild lebende Pflanzenart auch, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten. Als verwildert gilt eine neophytische Art, wenn diese ohne menschliches Zutun überlebt und sich vermehrt (LORZ et al. 2013). Als eingebürgert gilt eine neophytische Art, wenn diese zu einem Bestandteil der Natur geworden ist und seit mehreren Generation überlebt (LORZ et al. 2013). Ursprung und die Art der Einwanderung ist dabei bedeutungslos (LORZ et al. 2013).

Ungenehmigt ausgebrachte oder sich unbeabsichtigt in der freien Natur ausbreitende Pflanzen, welche gebietsfremd sind, können durch die Naturschutzbehörden wieder beseitigt werden, wenn eine Gefährdung anzunehmen ist (siehe § 40 Absatz 6 BNatSchG). Abgewogen werden müssen dabei die Aspekte des Artenschutzes, was insbesondere bei gebietsfremden, aber geschützten Arten zu einem komplizierten Konflikt führen kann.

8 Beispiele für Wiederansiedlungen

8.1 *Braungrüner Streifenfarn und Serpentin-Streifenfarn (Asplenium adulterinum* et *cuneifolium)*

8.1.1 Voraussetzungen

Für den Erhalt von *Asplenium adulterinum* hat Deutschland eine besonders hohe Verantwortung (LUDWIG et al. 2007). Die Art ist streng geschützt (BNatSchG) und im Anhang II der FFH-Richtlinie erfasst. In Sachsen wird *Asplenium adulterinum* als prioritär für Artenschutzmaßnahmen eingestuft (SCHULZ 2013). Bei *Asplenium cuneifolium* ist von einer mittleren Verantwortung für Deutschland auszugehen (WELK 2002). Die Art ist besonders geschützt (BNatSchG) und in Sachsen soll sie ausdrücklich in Artenschutzmaßnahmen einbezogen werden.

Auch wenn beide Arten in den 1990er Jahren in Sachsen noch in den Hauptgebieten Hohenstein-Ernstthal und Zöblitz vorkamen, konnte man nicht von einer dauerhaft stabilen Bestandssituation in Sachsen ausgehen. Die Populationen beider Arten waren in allen Gebieten (Metapopulationen) erheblich zurückgegangen und befanden sich überwiegend in einem kritischen Zustand. Etliche Vorkommen, die aus dem 19. Jahrhundert als "groß" und "häufig" bekannt sind, waren in den 90er Jahren des 20. Jahrhunderts erloschen oder bestanden nur noch aus wenigen Einzelpflanzen. Im Jahr 1995 kam *Asplenium adulterinum* noch mit wenigen Pflanzen in Hohenstein-Ernstthal und bei Zöblitz vor. Pflanzen von *Asplenium cuneifolium* waren noch aus folgenden Gebieten bekannt: Hohenstein-Ernstthal, Zöblitz, Kuhschnappel, Krumbach, Waldheim, Böhringen, Seiffen. Zu diesem Zeitpunkt waren bereits diverse kleine Teilpopulationen in diesen Gebieten erloschen und die kompletten Metapopulationen bei Callenberg (inklusive Lagenchursdorf, Reichenbach) und Greifendorf existierten nicht mehr. Im Jahr 1999 wurde *Asplenium adulterinum* in Sachsen als vom Aussterben bedroht (JEßEN 2001) und *Asplenium cuneifolium* als stark gefährdet eingestuft (SCHULZ 1999).

Die Tabelle 3 gibt einen Überblick zur Bestandssituation der beiden Serpentin-Streifenfarne. In Klammern ist das Jahr der Erfassung angegeben.

Tabelle 3: Bestandssituation von *Asplenium adulterinum* und *A. cuneifolium* zu Beginn der Maßnahmen (JEßEN 2001, RICHTER et al. 2015)

Gebiet	*A. adulterinum*			*A. cuneifolium*		
	Jahr	N Teilpopulationen	N Individuen	Jahr	N Teilpopulationen	N Individuen
Zöblitz-Ansprung	1996	1	25	1996	6	184
Krumbach	-	-	-	1997	4	118
Hohenstein-Ernstthal	1998	3	6	1998	7	188
Böhrigen	2013	0	0	1999	30	646
Kuhschnappel	-	-	-	1999	6	76
Waldheim	-	-	-	1996	1	18
Greifendorf	-	-	-	2004	2	0
Seiffen	-	-	-	nicht erfasst		
gesamt		4	31		56	1.230

(1996): Jahr der Ersterfassung im Projekt

Mit nur noch 31 Pflanzen in zwei Gebieten war der Bestand von *Asplenium adulterinum* Ende der 1990er Jahre als besonders kritisch anzusehen. Aber auch bei *Asplenium cuneifolium* verteilten sich nur noch ca. 1.230 Individuen auf sieben Wuchsorte. Um das Überleben der beiden Arten in Sachsen zu sichern, waren deshalb aktive Maßnahmen erforderlich. Neben notwendigen Biotoppflege- und –wiedereinrichtungsmaßnahmen waren auch Wiederansiedlungen (Populationen erloschen, z. B. *A. cuneifolium* Greifendorf) bzw. Populationsstützungen notwendig (Jeßen 2001). Einige Populationen bestanden nur noch aus so wenigen Individuen, dass eine Regeneration aus eigener Kraft unwahrscheinlich erschien (z. B. *A. adulterinum* in Zöblitz, bei Hohenstein-Ernstthal) (vgl. BUCHAROVA et al. 2010). Andere Populationen waren bereits komplett erloschen und mussten wiederbesiedelt werden, um eine Mindestanzahl an Populationen zu erreichen.

Im Jahr 1996 begannen deshalb Maßnahmen zum Erhalt der beiden Farnarten *Asplenium adulterinum* und *Asplenium cuneifolium* im Freistaat Sachsen mit folgenden Zielstellungen (JEßEN 2001):

- Erhalt, Regeneration und Pflege von noch vorhandenen Metapopulationen (Populationsstützung),
- Wiederbelebung von historisch belegten Metapopulationen (Wiederansiedlung),
- Neubesiedlung von geeigneten Sekundärstandorten als Ausgleichsmaßnahmen für vernichtete Standorte, z. B. durch Bergbau (Wiederansiedlung).

Die Maßnahmen wurden unter Leitung von Stefan Jeßen (Arktisch-Alpiner Garten der Walther-Meusel-Stiftung) geplant, durchgeführt und begleitet. Nachfolgend werden die Daten aus den einzelnen Projektberichten in zusammengefasster Form dargestellt. Dafür wurden über 100 Dateien mit mehr als 75 Berichten sowie Bildern und Tabellen ausgewertet (RICHTER et al. 2015). Es handelt sich um mehrere umfangreiche Einzelprojekte.

8.1.2 Vorbereitung

Kenntnisse zur Art

Die beiden Farnarten *Asplenium adulterinum* und *Asplenium cuneifolium* sind sogenannte Serpentinstreifenfarne, da ihr Vorkommen relativ stark an das Vorhandensein von Serpentingestein gebunden ist (VOGEL et BRECKLE 1992). Serpentinit ist ein seltenes metamorphes Eruptivgestein, das überwiegend aus Mg-Fe-Silikat-Mineralien besteht und einen hohen Anteil an Schwermetallen haben kann. Die Habitatbindung an dieses Gestein begründet auch das kleine, stark zersplitterte Areal der beiden Arten (vgl. Abbildung 7, Abbildung 8).

Da das Gesamtareal beider Arten aus kleinen abgrenzbaren Teilarealen besteht, ist eine genetische Differenzierung zwischen diesen anzunehmen (BUCHAROVA et al. 2012). Bei *Asplenium adulterinum* wird sogar von einer polytopen Entstehung ausgegangen, so dass verschiedene Lokalitäten deutliche genetische Unterschiede aufweisen und damit unter Umständen die mehrfache Entwicklung dokumentieren. Verschiedene Entwicklungszentren werden auch für Sachsen vermutet (siehe JEßEN 2001). Aus diesem Grund und aufgrund der starken Bindung an serpentinhaltiges Substrat, war für die Auswahl der Ansiedlungsflächen und der jeweiligen Spenderpopulationen eine tiefgründige Analyse erforderlich. Folgende Festlegungen wurden innerhalb der Projekte getroffen:

- Maßnahmen erfolgen ausschließlich auf Standorten mit serpentinhaltigen Substraten.
- Populationsstützungen erfolgen ausschließlich mit populationseigenem Material.
- Wiederansiedlungen erfolgen bevorzugt auf historisch bekannten Standorten.

- Zusätzlich werden Sekundärstandorte des Serpentenitabbaus besiedelt, die sich im gleichen Naturraum wie historisch bekannte Vorkommen befinden.
- Kontinuierliche biotoppflegende und -wiedereinrichtende Maßnahmen werden durchgeführt.

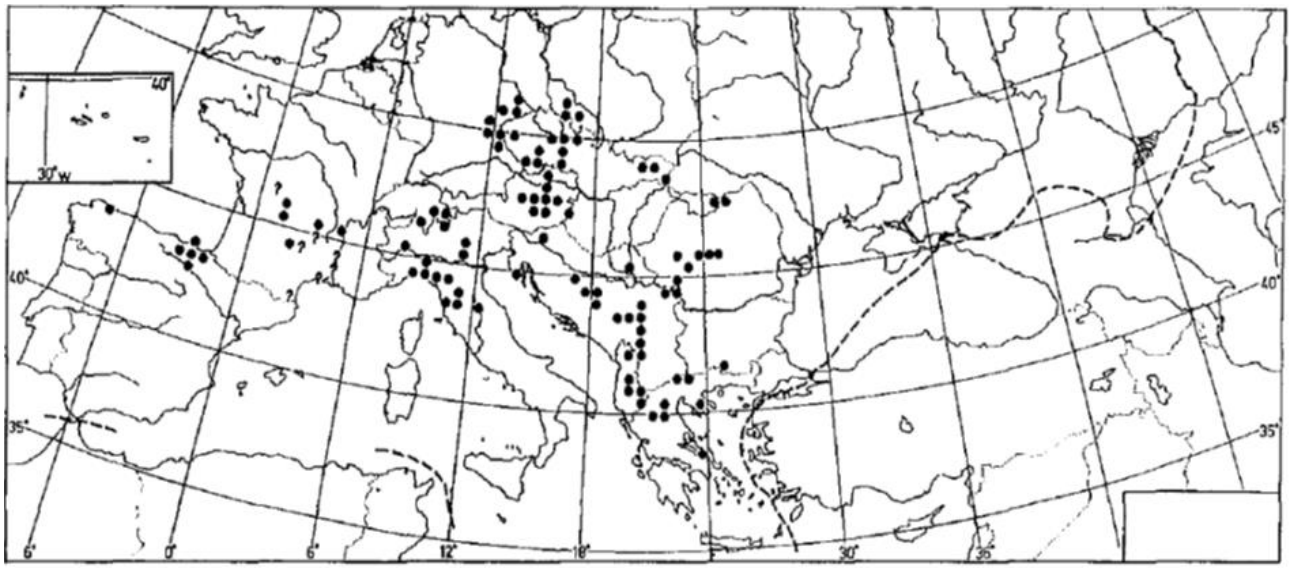


Abbildung 7: Europäisches Areal von *Asplenium cuneifolium* (Quelle: JALAS & SUOMINEN 1972)

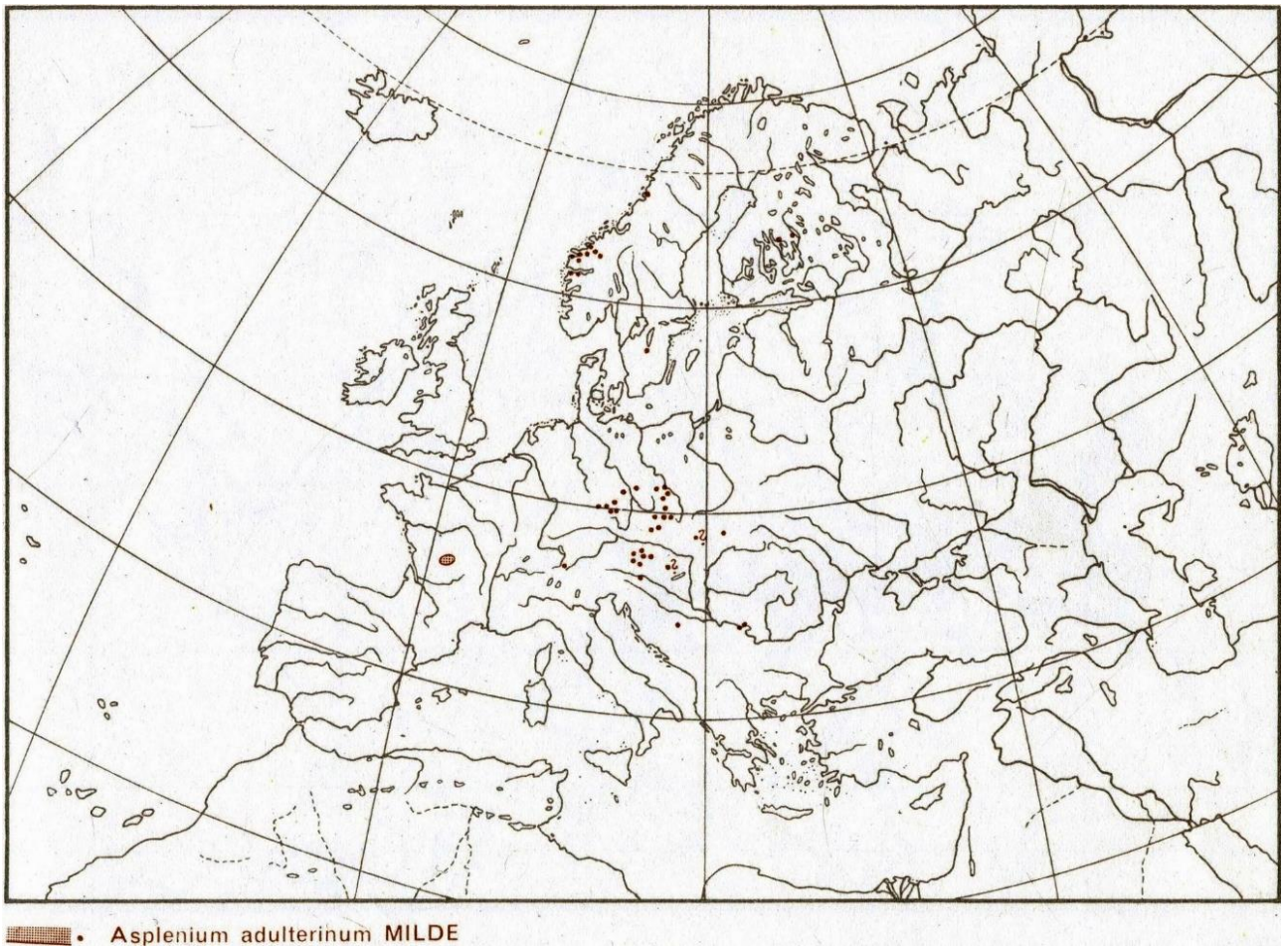


Abbildung 8: Gesamtareal von *Asplenium adulterinum* (Quelle: MEUSEL et al. 1965)

Die Rasterkarten in der Abbildung 9 und der Abbildung 10 belegen, dass die Vorkommen beider *Asplenium*-Arten im Freistaat Sachsen voneinander isoliert sind. Deshalb erfolgten die Maßnahmen ausschließlich in den Naturräumen mit historisch bekannten Wuchsorten, sowohl auf natürlichen wie auch auf Sekundärstandorten.

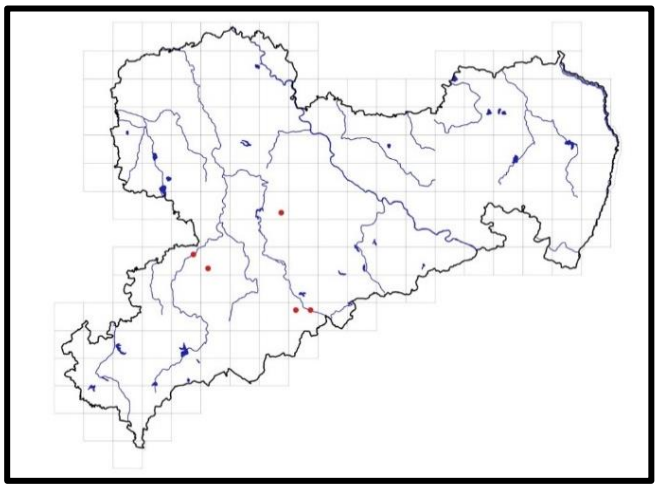


Abbildung 9: Rasterverbreitungskarte aller bekannten Vorkommen von *Asplenium adulterinum* in Sachsen

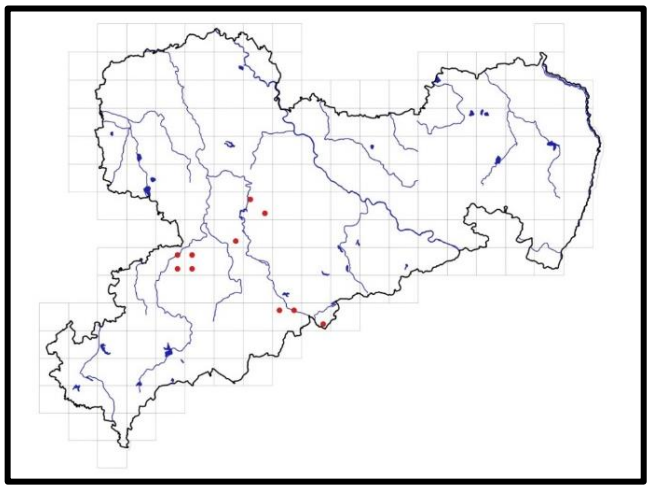


Abbildung 10: Rasterverbreitungskarte aller bekannten Vorkommen von *Asplenium cuneifolium* in Sachsen

Einrichtung und Pflege von Erhaltungskulturen

Bereits zu Projektbeginn in den Jahren 1996 bis 1999 wurden für alle Projektgebiete mit noch existenten Vorkommen von *Asplenium adulterinum* und *A. cuneifolium* Erhaltungskulturen eingerichtet. Dazu wurden in unterschiedlichen Jahren überlebensfähige kräftige Pflanzen und Sporen in ausgewählten Teilpopulationen entnommen und weiter kultiviert. Für diese Entnahmen lagen die entsprechenden Genehmigungen den Naturschutzbehörden vor. Bei den Entnahmen wurde zudem darauf geachtet, dass vom entsprechenden pflanzlichen Material (Sporen, Pflanzen) jeweils nicht mehr als 5 % des Gesamtpotenziales pro Population entnommen wurde, sodass keine Beeinträchtigung der vegetativen bzw. generativen Ausbreitungsmöglichkeiten der Arten an ihren Standorten eintreten kann. Anschließend fand generative und vegetative Vermehrung des Ausgangsmaterials im Arktisch-Alpinen Garten (Chemnitz) statt.

Ausbringungsmethodik

Die Ausbringung erfolgte wiederholt in mehreren Jahren und überwiegend mit Jungsporophyten aus der Erhaltungskultur aber auch mit Sporen. Bei allen Ansiedlungen, die zur Bestandsstützung bestehender Populationen durchgeführt wurden, kam ausschließlich Material aus derselben Population zum Einsatz, sodass es nicht zu einer Vermischung mit Genotypen aus anderen Populationen kommen konnte. Für Neu- und Wiederansiedlungen (Callenberg, Greifendorf) wurde Material aus benachbarten Herkünften verwendet.

8.1.3 Durchführung

Flächenvorbereitung

In mehreren Gebieten begannen die Maßnahmen mit einer Beseitigung von illegalen Müllablagerungen. In den darauffolgenden Jahren fanden dann regelmäßige Entfernungen der Gehölzsukzession und manuelles Freilegen von Felsenstandorten statt. Diese Maßnahmen konzentrierten sich meist auf die unmittelbaren

Farnstandorte und deren Umfeld. Anfallendes Material musste aufgrund der meist schlechten Zugänglichkeit aufwändig abtransportiert und entsorgt werden. Besonders auf den Haldenstandorten mit teilweise feinkörnigen Materialien ist der Gehölzaufwuchs massiv und bereits im Jahr nach der Pflegemaßnahme sind die Flächen wieder dicht bewachsen. In fast allen Gebieten waren durch den hohen Sukzessionsdruck jährliche Freistellungsmaßnahmen erforderlich. Besonders der Stockausschlag bei einigen Gehölzen bereitete viel Arbeit.

Es wurden Gehölzjungwuchs (Birke, Holunder, Faulbaum, Esche) sowie Hopfenranken, Himbeer-, Stachelbeer- und Brombeergestrüpp, Brennnesseln sowie amerikanisches Springkraut beseitigt. Das Befreien verschiedener Felsbänder von wuchernden Gräsern diente dem Schaffen kleinflächiger neuer Pionierstandorte, die zur Ansiedlung von Pflanzen und zur Ausbringung von Sporen genutzt wurden oder günstige Habitate für eine spontane Besiedlung darstellen. Insgesamt war durch die Freistellungs- und Entkrautungsmaßnahmen bereits eine positive Entwicklung der Populationen zu verzeichnen.

Aufgrund des langen Projektzeitraumes wurden in einigen Projektgebieten Vorbereitungs- und Pflegemaßnahmen mit bis zu 18jähriger Laufzeit durchgeführt. Eine genaue Zusammenstellung aus den einzelnen Projektberichten findet sich in RICHTER et al. 2015.

Ausbringung

Das Wiederausbringen bzw. Ansiedeln von Pflanzen erfolgte vor allem auf Geröll- und Blockhalden. Eine sorgfältige Auswahl kleinklimatisch günstiger Standorte sowie eine z. T. aufwändige Vorbereitung der Pflanzstellen waren notwendig und erforderten viel Erfahrung. Es zeigte sich, dass weder zu offene, sonnige, noch zu schattige, durch den herbstlichen Laubfall stark beeinflusste Haldenbereiche günstig sind. Daher war eine regelmäßige Pflanzung entlang eines Transektes oder eines gut zu dokumentierenden Rasters, wie in Kap. 4.2 vorgeschlagen, nicht möglich. Durch die im Laufe des Projektzeitraums gewonnene Erfahrung konnte die Etablierungsrate erheblich erhöht werden.

Tabelle 4: Übersicht Ansiedlung *Asplenium adulterinum* und *A. cuneifolium* (nach RICHTER et al. 2015)

Gebiet	*A. adulterinum*		*A. cuneifolium*	
	Anzahl Jahre	Anzahl Pflanzen	Anzahl Jahre	Anzahl Pflanzen
Zöblitz-Ansprung	16	188	16	186
Krumbach			6	11 & Sporen
Hohenstein-Ernstthal	16	59 & Sporen	16	34 & Sporen
Böhrigen			3	7
Kuhschnappel			3	5
Waldheim			11	119 & Sporen
Greifendorf			9	56
Callenberg*	4	22 & Sporen	4	24
gesamt	17	269 & Sporen	17	442 & Sporen

*Beim Gebiet Callenberg handelt es sich um Sekundärstandorte des Serpentenitabbaus, auf welchen keine Vorkommen von Serpentin-streifenfarne bekannt waren

Bei den Pflanzungen fanden die vitalsten der mittlerweile adulten Pflanzen der Vermehrungskultur Verwendung, die durch die Bildung eines kräftigen Wurzelballens dazu am besten geeignet waren. Das Auspflanzen geschah in Form von Initialpflanzungen, d. h. an Stellen, in dessen Umkreis sich die Arten generativ auf kleinflächig vorbereiteten Pionierstandorten ausbreiten können. Die Individuen wurden mit laufenden Nummern beschildert. Die Farne wurden in ein Gemisch aus Torf, Sand, Humus und Serpentinitsplitt ausgepflanzt und kräftig angegossen.

An Felsstandorten, an denen sich ein Ausbringen von Pflanzen als nicht möglich erwies (z. B. bei Krumbach), konnten Erfolge durch das Ausbringen von Sporenmaterial erzielt werden. Sporen wurden mittels eines Papierrohres in geeignet erscheinende Spalten zwischen Serpentinitblöcke geblasen. Verwendet wurde jeweils vollreifes Material. Zum Beispiel war die Sporenausbringung von *A. cuneifolium* auf einer Fläche im Serpentinitbruch am Rubinberg bei Greifendorf im Jahr 2007 erfolgreich. Im Oktober 2008 konnten zahlreiche Jungsporophyten festgestellt werden.

Die Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Ausbringungsaktivitäten. Da die Anzucht von Farnpflanzen schwierig ist, konnten in den einzelnen Jahren nur überwiegend zwischen 2 und 10 Pflanzen und nur in seltenen Fällen deutlich mehr (bis 71 Pflanzen) auf einer Lokalität gepflanzt werden. Von *A. adulterinum* wurden insgesamt 269 Pflanzen und von *A. cuneifolium* 442 Pflanzen ausgebracht.

8.1.4 Begleitung/Monitoring

Nach der Pflanzung war meist häufigeres Gießen, späterhin ein Gießen nach Bedarf vor allem in Trockenperioden erforderlich. Bei den Kontrollgängen wurden regelmäßig Moose und Sämlinge entfernt. Bei jeder Begehung wurden die Auspflanzungen kontrolliert, Korrekturen vorgenommen und konkurrierende Beikräuter entfernt. Pflegemaßnahmen fanden auch im Rahmen der Herstellung kleinflächiger Ausbreitungsstandorte statt, an denen sich die in unmittelbarer Nähe befindlichen Individuen der Farnarten auf generativem Wege selbst ansiedeln können. Im Zusammenhang mit den überwiegend jährlich stattfindenden Biotoppflegemaßnahmen erfolgten meist vollständige Zählungen der Individuen und teilweise Messungen von Fitnessparametern statt.

8.1.5 Ergebnisse

Die Tabelle 5 fasst die Ergebnisse des Monitorings zusammen. Besonders im Hinblick auf den bis Mitte der 1990er Jahre dokumentierten starken Rückgang und auf das Erlöschen vieler Populationen beider Arten sind die Ergebnisse beachtlich: *A. adulterinum* war 1996 in Sachsen nur noch an vier Stellen mit 31 Individuen präsent. Seitdem kamen 12 Teilpopulationen dazu (eine davon als spontane Eigenansiedlung) und die Individuenzahl konnte etwa verzehnfacht werden. Die noch recht zahlreich vorhandenen Populationen von *A cuneifolium* wurden ebenfalls um elf Teilpopulationen erweitert und die Individuenzahl in etwa verdreifacht, sodass diese Farnart heute mit mehreren tausend Exemplaren in Sachsen vorkommt.

Tabelle 5: Bestandsentwicklung von *Asplenium adulterinum* und *A. cuneifolium* vom Beginn der Maßnahmen bis zum Jahr 2014 (nach RICHTER et al. 2015)

Gebiet	*A. adulterinum*		*A. cuneifolium*	
	Anzahl Teilpopulationen	Anzahl Pflanzen	Anzahl Teilpopulationen	Anzahl Pflanzen
Zöblitz-Ansprung	1 (1996) → 9	25 → 200-220	6 (1996) → 12	184 → 1050-1100
Krumbach	-	-	4 (1997) → 4	118 → 182
Hohenstein-Ernstthal	3 (1998) → 3	6 → 77	7 (1998) → 7	188 → 400-450
Böhrigen	0 (2013) → 1	0 → 4*	30 (1999) → 30	646 →950-1200
Kuhschnappel	-	-	6 (1999)→ 6	76 → 430-600
Waldheim	-	-	1 (1996) → 3	18 → 192
Greifendorf	-	-	2 (2004) → 2	0 → 78
Callenberg Nord II	0 (2005) → 3	0 → 20	0 (2004) → 3	0 → 38
gesamt	4 → 16	31 → 301-321	56 → 67	1230 → 3320-3840

(1996): Jahr der Ersterfassung im Projekt; *: spontane Eigenbesiedlung.

8.2 Gewöhnliches Katzenpfötchen *(Antennaria dioica)*

8.2.1 Voraussetzungen

Antennaria dioica ist in Deutschland eine besonders geschützte Art, welche in der gesamten Bundesrepublik stark zurückgegangen ist. In allen Bundesländern wird die Art in den Roten Listen geführt. In vielen Regionen ist sie stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht. Diese Entwicklung ist im gesamten Mitteleuropa zu beobachten.

Auch im Grenzgebiet von Bayern und Sachsen - dem Vogtland einschließlich des östlichen Frankenwalds - geht die Art stark zurück, die verbliebenen Populationen sind Relikte und erheblich bedroht. Geringe Populationsgrößen und unausgeglichene Geschlechterverhältnisse der zweihäusig lebenden Pflanzen bedingen sehr schlechte Überlebensprognosen für die Mehrzahl der Bestände. Ein auf Dauer angelegtes Vorkommen in den betroffenen Naturräumen kann nur durch aktive Artenhilfsmaßnahmen und gezielte Ertüchtigung ausgewählter Populationen gesichert werden. Ohne Erhaltungsmaßnahmen wird *Antennaria dioica* in den betreffenden Naturräumen verschwinden.

Tabelle 6: Übersicht zu den Populationen im bayerisch-sächsischen Projektgebiet (Stand 2013)

ID	Vorkommen	Bundesland	Anzahl Rosetten [Größenklasse]	Geschlecht		Habitat	Habitatzustand	Gefährdung	Prognose	Handlungsbedarf
1	Dreiländereck	SN	51-100	w	m	Heide	gut	akut	schlecht	hoch
15	Zeidelweide	SN	51-100	w	m	Grünland	gut	hoch	mäßig	hoch
2	Haarbachtal	SN	51-100	w		Grünland	gut	gering	schlecht	hoch
3	Raun - Schonung	SN	1	w		Grünland	schlecht	akut	schlecht	hoch
4	Raun - Böschung	SN	51-100	w	m	Grünland	gut	hoch	mäßig	mittel
5	Steinicht	SN	51-100	w		Fels	gut	hoch	schlecht	hoch
6	Weidenteich Plateau	SN	250-1000	w		Wald	gut	gering	schlecht	hoch
7	Weidenteich Schonung	SN	51-100	w		Wald	schlecht	hoch	schlecht	hoch
8	Weidenteich Anhöhe	SN	250-1000	w		Grünland	gut	gering	schlecht	hoch
9	Wernitzgrün	SN	51-100	w	m	Grünland	gut	gering	mäßig	gering
10	Bernstein	BY	250-1000	w	m	Grünland	gut	gering	mäßig	mittel
11	Löhmar	BY	26-50		m	Grünland	schlecht	akut	schlecht	hoch
12	Langenbach	BY	51-100	w		Grünland	schlecht	hoch	schlecht	hoch
13	Förtschenbach	BY	51-100	w	m	Grünland	gut	gering	mäßig	mittel
14	Förmitz	BY	0-25		m	Grünland	schlecht	hoch	schlecht	hoch

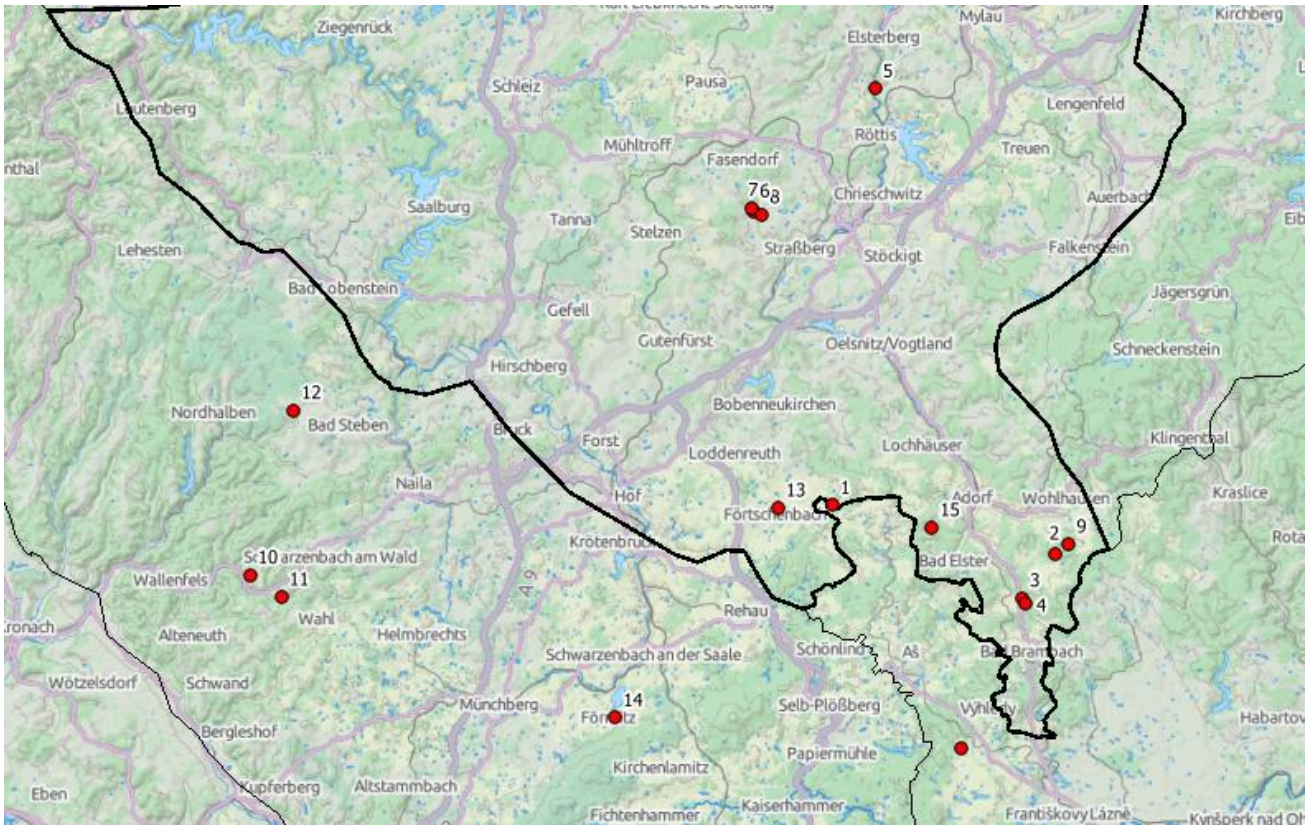


Abbildung 11: Vorkommen von *Antennaria dioica* im bayerisch-sächsischen Projektgebiet
(schwarze Linie: Grenze des Naturraums Vogtland, Kartengrundlage: Maps © Thunderforest, Data © OpenStreetMap contributors)

8.2.2 Vorbereitung

Kenntnisse zur Art

Bei *Antennaria dioica* handelt es sich um einen zweihäusigen Hemikryptophyten, dessen spatelförmige bis lanzettliche Blätter eine Rosette bilden. Die Blätter sind in der Regel graufilzig behaart. Es gibt jedoch auch Formen, bei denen die Blattoberseite verkahlt. Die Pflanzen bilden oberirdische Ausläufer, sodass oft dichte Polster von Rosetten entstehen. Pro Individuum werden etwa 3 bis 12 kleine Blütenköpfe (ca. 0,5 cm Durchmesser) gebildet. Die blühenden Individuen sind ca. 7 bis 25 cm hoch. Die Farbe der Hochblätter um die Blütenköpfchen variiert von weiß bis rosa. Meist sind die Hochblätter bei männlichen Pflanzen weiß und bei weiblichen Pflanzen dunkel rosa. Eine sichere Determination des Geschlechts ist jedoch nur anhand von Androeceum bzw. Gynoeceum möglich.

Das Areal von *Antennaria dioica* erstreckt sich im Westen von den Pyrenäen über Mittel- und Osteuropa bis zum Ural. Die Art ist sowohl auf den britischen Inseln als auch in Skandinavien zu finden. Auch östlich des Urals gibt es noch Fundpunkte von *Antennaria dioica*, die sich vor allem entlang der Gebirgszüge vom Altai bis nach Kamtschatka und den Aleuten ziehen (boreomeridionale Verbreitung) (vgl. MEUSEL et al. 1992 und Hulten & Fries 1986).

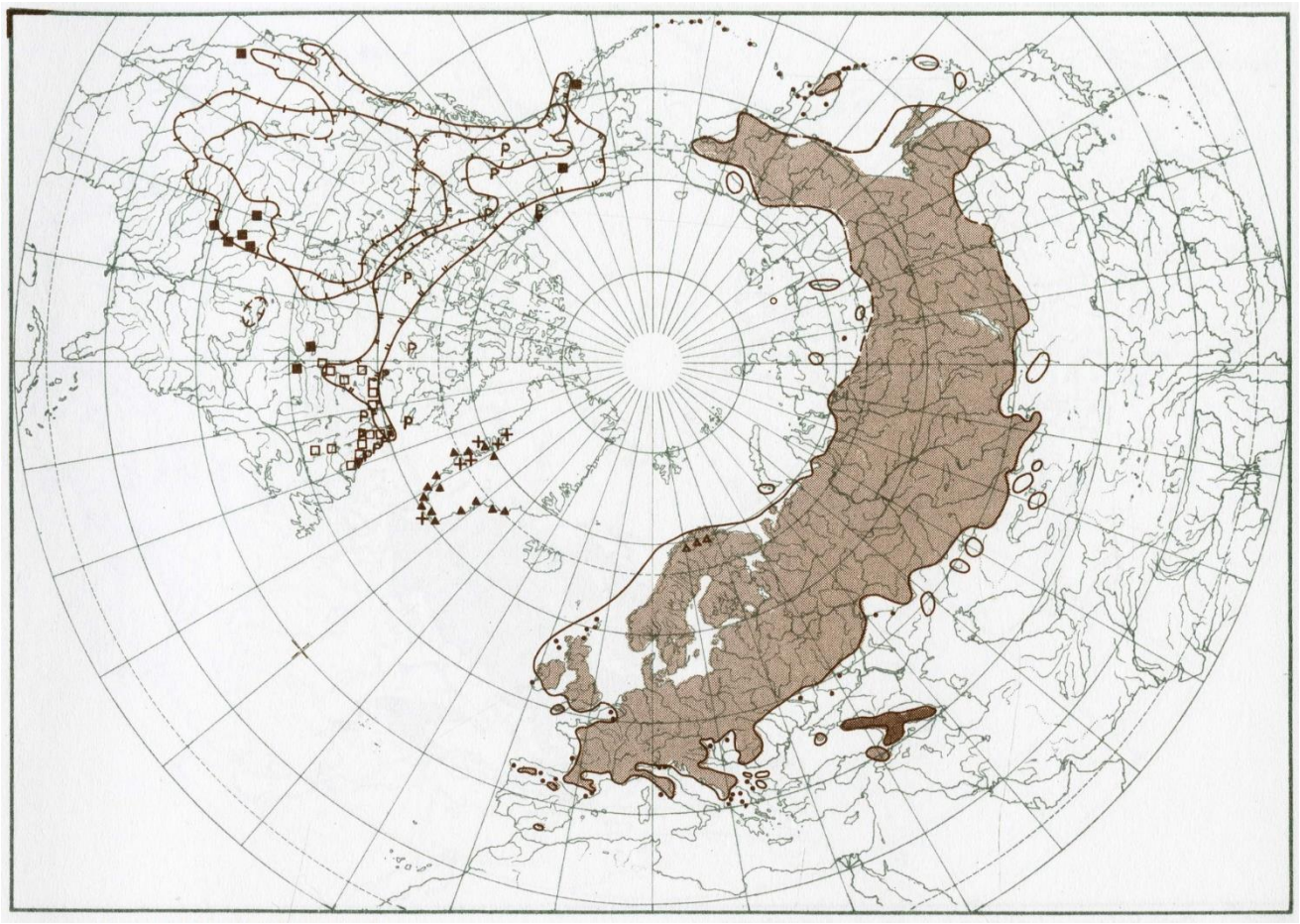


Abbildung 12: Verbreitungskarte für *Antennaria dioica* (braunes Areal) nach MEUSEL et al. 1992

Antennaria dioica ist standörtlich an sehr magere, kurzrasige und lückige Vegetation gebunden. Das ursprüngliche natürliche Habitat stellen wahrscheinlich Fels- und Geröllfluren mit nur geringer Bodentiefe dar (vgl. DRUDE et al. 1902, FELDT 2008). Ist die Bodentiefe zu hoch, wird *Antennaria dioica* durch konkurrenzstärkere Pflanzen verdrängt, während bei zu flachgründigen Bereichen der Trockenstress ein langfristiges Überdauern verhindert. Dieses Habitat erweiterte sich auf anthropogen entstandene Biotoptypen wie zum Beispiel Halden, Feldraine und Wegränder, sowie beweidete Kuppen und Hänge (vgl. z. B. REICHENBACH 1842). Ausführlich beschreibt OLTMANNS (1927) das Vorkommen von *Antennaria dioica* in den beweideten Grünländern des Schwarzwaldes.

Pflanzensoziologisch gilt *Antennaria dioica* als Kennart der Borstgrasrasen - Violion (vgl. z. B. CHYTRY et al. (ed.) 2007, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Doch es werden auch andere Pflanzengesellschaften von *Antennaria dioica* besiedelt, soweit diese die entsprechenden Standorteigenschaften aufweisen. Dazu gehören vor allem lichte Kiefernwälder (Erico-Pinion, Cytiso-Pinion, Dicrano-Pinion), Heiden (Genistion pilosae), magere Ausprägungen von Bergwiesen (Polygono-Trisetion) und auch Halbtrockenrasen (Mesobromion).
Ebenso wie *Antennaria dioica* in verschiedenen Pflanzengesellschaften vorkommen kann, werden auch sehr unterschiedliche Substrate besiedelt, dazu gehören zum Beispiel Kalksteine, Tonmergel, Sandsteine, Basalt, Amphibolit, Serpentinit, Granit, Glimmerschiefer, Paragneise und weitere. Im Projektgebiet handelt es sich meist um Diabase, also „alte Basalte“.

Antennaria dioica gehört zu den ausdauernden Pflanzen mit einem ausgeprägten klonalen Wachstum. Die Rosetten können sich über Stolone intensiv vegetativ vermehren und so relativ dichte Polster von Rameten (Ramet = kleinste Einheit eines Klons; hier: kleine Trupps von durch kurze Ausläufer verbundenen Rosetten) bilden. Aufgrund der relativ stark ausgeprägten Zweihäusigkeit ist *Antennaria dioica* für eine generative Vermehrung auf Kreuzbestäubung angewiesen. Vereinzelt sind bei *Antennaria dioica* auch hermaphroditische Pflanzen zu beobachten (UBISCH 1936), ebenso konnten bei einzelnen Rameten unterschiedliche Geschlechtsausprägungen in verschiedenen Jahren festgestellt werden (VARGA & KYTOVIITA 2011, 2012). Agamospermie tritt bei *Antennaria dioica* nicht auf (BAYER & STEBBINS 1987). Eine Vielzahl verschiedenster Insektengruppen wurde bereits als Blütenbesucher beobachtet. Dazu zählen Hymenoptera, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera (WILLIS & BURKILL 1903, FELDT 2008). Die Blüte setzt bei *Antennaria dioica* meist im Mai ein und bereits gegen Ende Juni ist die Fruchtreife zu beobachten (FELDT 2008).

Das Geschlechterverhältnis ist in den meisten Populationen nicht ausgeglichen, wobei männliche Geneten in allen untersuchten Populationen in der Unterzahl sind (SCHRIEBER 2011, ÖSTER & ERIKSSON 2007, VARGA & KYTOVIITA 2011, FELDT 2008). Für die meisten Populationen ist daher von einer Pollenlimitation auszugehen (ÖSTER & ERIKSSON 2007). Trotz intensiver Untersuchungen von VARGA & KYTOVITTA (2008, 2010, 2011, 2012) sind die Ursachen der ungleichen Geschlechterverteilung weiterhin unklar. Weibliche und männliche Pflanzen von *Antennaria dioica* scheinen sich weder in den Standortansprüchen, dem Grad der Mykorrhizierung, noch in ihrer Konkurrenzkraft zu unterscheiden.

Die Samen von *Antennaria dioica* keimen ohne Stratifizierung unmittelbar nach der Samenreife. Die Diasporen können nur für kurze Zeit im Boden überdauern und können so keine langjährige Samenbank aufbauen (KLEYER et al. 2008) aus der eine Regeneration von Vorkommen möglich wäre. Keimrate sowie Überlebensrate der Keimlinge sind an den Naturstandorten außerordentlich gering (ERIKSSON 1997, FELDT 2008, ÖSTER et al. 2009, SCHRIEBER 2011). Die besten Etablierungsraten sind in Störstellen mit freiem Offenboden zu beobachten (ERIKSSON 1997). Die geringe Ausbreitungsfähigkeit von *Antennaria dioica* in Verbindung mit einer abnehmenden Anzahl an geeigneten Keimstellen führt zu einer starken Limitierung bei der weiteren Verbreitung der Art und einer erhöhten Gefährdung. Eine Alterseinschätzung der einzelnen Rameten ist anhand morphologischer Parameter nicht möglich (FELDT 2008, vgl. SCHWEINGRUBER & POSCHLOD 2005). Erste blühende Pflanzen sind etwa ab dem dritten Jahr nach der Keimung zu erwarten (FELDT 2008). In der Regel blühen einzelne Rameten nicht in aufeinanderfolgenden Jahren (VARGA & KYTOVIITA 2011), zum Teil sterben Rosetten nach der generativen Vermehrung ab (FELDT 2008).

Die von *Antennaria dioica* produzierten kleinen Diasporen (0.1 cm Achäne + 0.6 cm - 1.0 cm Pappus, 0.05 mg) weisen eine geringe Fallgeschwindigkeit (0.17 m/s, KLEYER et al. 2008) auf, sodass trotz der geringen Ausgangshöhe von einem relativ hohen Windausbreitungspotential (12-25 % für eine Distanz von 100 m bzw. 6-12% für eine Distanz von 800 m) ausgegangen werden kann (TACKENBERG 2001).

Im Rahmen einer wissenschaftlichen Arbeit erfolgte auch eine genetische Untersuchung von Populationen im Projektgebiet (ROSCHE et al. 2014). Dabei gelang der Nachweis, dass nur eine mittlere genetische Differenzierung zwischen den untersuchten Populationen besteht, die sich räumlich zwischen Schleswig-Holstein und dem Vogtland erstrecken. Die genetische Variabilität zwischen diesen Populationen ist vergleichsweise gering (11 %), teilweise ist sie innerhalb der Populationen höher als zwischen entfernt liegenden Vorkommen. Aber auch die genetische Variabilität innerhalb von Populationen kann so gering sein, dass die Vitalität beeinflusst wird.

Schutzkonzept

Für den Erhalt von *Antennaria dioica* im Projektgebiet ist die Sicherung günstiger Biotopzustände essentiell. Bei einigen Vorkommen waren dazu keine Defizite festzustellen, für die anderen Standorte wurden soweit möglich Maßnahmenvorschläge unterbreitet (RICHTER & BLACHNIK 2013).

Für Standorte mit einem guten Biotopzustand und einer guten Biotopprognose wurden außerdem populationsstützende Maßnahmen vorgeschlagen. Dafür boten sich verschiedene Möglichkeiten an (RICHTER & BLACHNIK 2013). Die Schwierigkeit besteht in der ausbleibenden Produktion fertiler Samen im gesamten Projektgebiet. Im Konsens mit allen beteiligten Naturschutzbehörden wurde deshalb folgendes Vorgehen ausgewählt:

- Kreuzbestäubungen zwischen den Populationen im Gebiet,
- Sammeln der so produzierten Diasporen,
- Aufzucht der Diasporen in den Botanischen Gärten Bayreuth und Dresden,
- Zupflanzung von Jungpflanzen aus den Kulturen in zu stützende Populationen.

Die zwischenzeitliche Kultivierung soll zum einen dem Aufbau von Erhaltungskulturen dienen und ist zum anderen notwendig, da die Keimrate im Freiland sehr gering ist und nur wenige Samen zur Verfügung stehen.

Das gesamte Projektgebiet (bayerisch-sächsisches Vogtland) wird als ein gemeinsames Herkunftsgebiet betrachtet. Bei der Populationsstützung sollen Herkünfte von verschiedenen Populationen innerhalb des Projektgebietes zur Anwendung kommen. Eine Einbeziehung von Populationen außerhalb des Projektgebietes wurde von den Naturschutzbehörden als nicht notwendig erachtet. Die genetischen Untersuchungen sprechen nicht dagegen (ROSCHE et al. 2014).

Im Rahmen des bisherigen Schutzkonzeptes sind keine Wiederansiedlungen vorgesehen. Diese kommen erst in Betracht, wenn es gelungen ist die bestehenden Populationen zu stützen.

8.2.3 Durchführung

Das gemeinsam abgestimmte Vorgehen umfasst u. a. folgende Maßnahmen:

a) Durchführung von Kreuzbestäubungen von Hand sowohl innerhalb wie zwischen Populationen
b) Beerntung der so produzierten Diasporen
c) Kultivierung und Vermehrung der Diasporen im Ökologisch-Botanischen Garten der Universität Bayreuth und dem Botanischen Garten der TU Dresden
d) Ansiedlung nachgezogener Pflanzen aus dem Garten in ausgewählten, bestehenden Populationen; ggf. Ausbringung von Diasporen aus Nachzucht

Im Jahr 2015 wurden folgende Maßnahmen durchgeführt:

a) Durchführung von Kreuzbestäubungen von Hand sowohl innerhalb sowie zwischen Populationen:
    - am Standort Dreiländereck mit Pollen vom Standort Dreiländereck
    - am Standort Dreiländereck mit Pollen vom Standort Förtschenbach
    - am Standort Bernstein mit Pollen vom Standort Bernstein
    - am Standort Weidenteich mit Pollen vom Standort Bernstein.

b) Beerntung der so produzierten Diasporen:

- am Standort Dreiländereck
- am Standort Bernstein
- am Standort Weidenteich.

c) Übergabe der Diasporen an die Botanischen Gärten der Universitäten Bayreuth und Dresden

d) Artspezifische, individuelle Pflege an den bearbeiteten Wuchsorten in Form von „Pinzettenpflege“

Die Durchführung der Kreuzbestäubung erfolgte an drei verschiedenen Tagen im Mai 2015. Dabei wurden männliche Köpfchen komplett vom Blütenstand entfernt und separat in Eppendorf-Röhrchen aufbewahrt. Der Transport der männlichen Köpfchen erfolgte gekühlt unter Nutzung einer Kühlbox mit Gefrierakkus. Zwischen der Sammlung der männlichen Köpfchen und der Bestäubung lagen nie mehr als 6 Stunden, in der Regel war der zeitliche Abstand deutlich geringer. Für die Bestäubung wurden die männlichen Köpfchen über die weiblichen Köpfchen gestreift. Dabei wurden in der Regel alle Pollen bereits beim ersten weiblichen Blütenstand verteilt, sodass mit einem männlichen Blütenstand nur ein weiblicher Blütenstand bestäubt werden konnte.

Zur Markierung der Blütenstände, an denen Bestäubungen durchgeführt wurden, kam farbiges Isolierband zur Anwendung (weiß – Bestäubung innerhalb der Population, orange – Bestäubung zwischen Populationen). Die bestäubten Blütenköpfchen wurden zudem mit feinen Gazehäubchen umhüllt, um einen Verlust der Samen zu verhindern.

Die Beerntung der Pflanzen sowie die Entfernung von Isolierbändern und Gazehäubchen erfolgten im Juni 2015. Zur Ernte gelangten die gesamten Blütenstände, welche separat in Papiertüten trocken aufbewahrt wurden.

Für die Übergaben an die Botanischen Gärten wurden die Diasporen vom Köpfchen getrennt und taube Diasporen aussortiert. Die Aufbewahrung der Diasporen erfolgte wieder separat für jeden Blütenstand in Eppendorf-Röhrchen.

Tabelle 7: Anzahl geernteter Blütenstände / Anzahl Blütenstände mit fertilen Samen

Population	Mit Pollen der eigenen Populationen	Mit Pollen aus Fremdpopulation
Dreiländereck	42 / 25	22 / 22
Bernstein	20 / 20	0 / 0
Weidenteich	0 / 0	33 / 0

Tabelle 8: An botanische Gärten weitergegebene Proben (Bayreuth / Dresden)

Population	Mit Pollen der eigenen Populationen	Mit Pollen aus Fremdpopulation
Dreiländereck	12 / 13	8 / 14
Bernstein	11 / 9	0 / 0
Weidenteich	0 / 0	0 / 0

Tabelle 9: Auswertung des Diasporenmaterials in Bayreuth

AkzNr	Herkunft weibl.	Herkunft männl.	N	Gewicht Samen (g)	Teilprobe	Anzahl Samen ca.
150907	Dreiländereck	Förtschenbach	8	0,10614	0,0150 g = 398 Samen	2800
150908	Dreiländereck	Dreiländereck	12	0,14075	0,0204 = 438 Samen	3000
150909	Bernstein	Bernstein	11	0,05205	0,007 = 92 Samen	700

8.2.4 Begleitung/Monitoring

Eine Begleitung der Ansiedlung im Rahmen der Populationsstützung ist nur initial vorgesehen und ist höchstens bei extremem Wetter durchzuführen. Diese Ansiedlungen werden durch ein detailliertes Monitoring dokumentiert.

Die Kreuzbestäubungen werden durch die Markierung der einbezogenen Individuen begleitet. Für die Beobachtung der Populationsentwicklung und sichtbarer Beeinträchtigungen ist das jährliche Aufsuchen der in das Projekt einbezogenen Populationen vorgesehen.

8.2.5 Ergebnisse

Durch die Kreuzbestäubungen in den Jahren 2015 und 2016 konnten fertile Diasporen produziert werden. Wobei deutliche Unterschiede im Fruchtansatz zwischen den Jahren und Vorkommen zu beobachten waren. Die fertilen Diasporen wurden gleichmäßig an die Botanischen Gärten in Bayreuth und Dresden verteilt. Dort konnten zahlreiche Jungpflanzen angezogen werden. Erste blühende Pflanzen waren 2016 zu beobachten. Angezogene Jungpflanzen wurden in den Gärten als Stecklinge vermehrt, die Herkunft (Population, Bestäubungstyp, Mutterpflanze) nachvollziehbar blieb.

Die im Garten angezogenen Pflanzen wurden im September 2017 in bestehende Population ausgebracht. Pflanzen die eindeutig dem männlichen Geschlecht zugeordnet werden konnten, wurden gezielt in die unmittelbare Nähe der verbliebenen weiblichen Bestände gepflanzt. Stecklingsvermehrte Pflanzen, deren Geschlecht noch nicht bestimmt werden konnte, wurden in kleinen Gruppe (4x6 Individuuen) im näheren Umfeld der bestehenden Vorkommen gepflanzt. Dabei wurden die verschiedenen Herkünfte in jeder Gruppe gemischt.

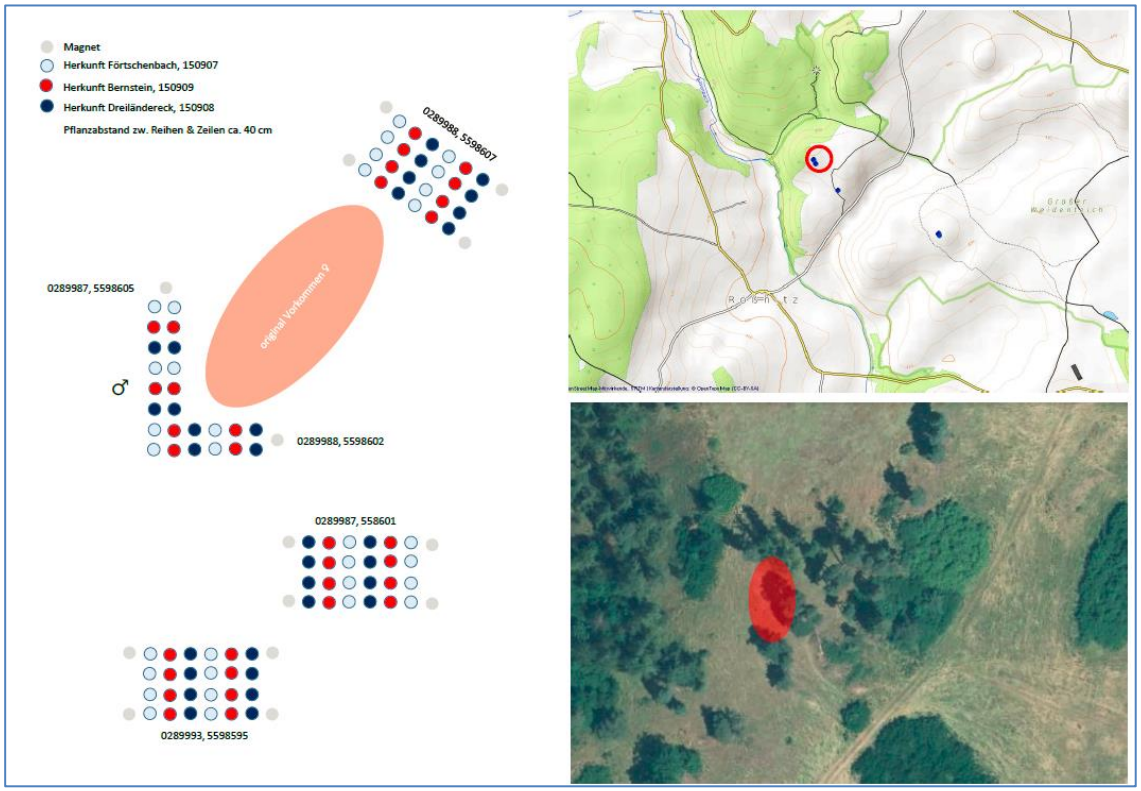


Abbildung 13: Skizze zu Populationsstützung von *Antennaria dioica*

Hintergrundkarten: oben links: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM | Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA); unten links:© Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), 2017, http://geoportal.sachsen.de)

8.3 Weitere Ansiedlungsprojekte in Sachsen und Umgebung

Tabelle 10: Unvollständige Auswahl an bekannten Ansiedlungsprojekten in Sachsen

Art	Naturraum	Wiederansiedlung	Populationsstützung	Saat	Pflanzung
Arnica montana	Oberlausitzer Heide und Teichgebiet	x		x	
Arnica montana	Osterzgebirge	x			x
Asperugo procumbens		x		x	
Asplenium adulterinum	Mittleres Erzgebirge Erzgebirgsbecken	x	x		x
Asplenium cuneifolium	Mittleres Erzgebirge Erzgebirgsbecken Mulde-Lösshügelland	x	x		x
Bothriochloa ischaemum	Mittelsächsisches Lößhügelland	x			x
Campanula bononiensis	Osterzgebirge, Dresdner Elbtalweitung	x	x		x
Carex buekii	Dresdner Elbtalweitung	x			x
Carex pulicaris	Vogtland	x			x
Cirsium canum		x			x
Coeloglossum viride	Osterzgebirge	x	x		x
Dactylorhiza sambucina	Osterzgebirge	x	x		x
Dianthus superbus	Oberlausitzer Heide und Teichgebiet	x			x
Eriophorum latifolium	Vogtland	x		x	
Galium boreale	Osterzgebirge	x			x
Gladiolus imbricatus	Oberlausitzer Heide und Teichgebiet	x		x	x
Gymnadenia conopsea	Osterzgebirge	x			x
Hypochaeris maculata	Osterzgebirge	x			x
Inula salicina		x			x
Laserpitium prutencium	Oberlausitzer Heide und Teichgebiet	x			x
Malaxis monophyllos	Erzegebirge		x	x	
Orchis mascula	Osterzgebirge	x			x
Orchis morio	Osterzgebirge	x			x
Pedicularis palustris	Mittleres Erzgebirge	x	x	x	
Populus nigra	Dresdner Elbtalweitung		x		x
Scilla vindenbonensis	Dresdner Elbtalweitung	x			x
Senecio sarracenius		x			x
Seratula tinctoria	Osterzgebirge	x			x
Succisa pratensis	Osterzgebirge	x			x
Teucrium botrys	Vogtland	x			x
Trifolium montanum	Osterzgebirge	x			x
Trollius europaeus	Osterzgebirge	x			x
Viola biflora	Sächsische Schweiz	x			x

9 Literatur

ANGELONI, F., OUBORG, N.J. & LEIMU, R. (2011): Meta-analysis on the association of population size and life history with inbreeding depression in plants. Biological Conservation 144 (1): 35-43.

BAURIEGEL, E., KRAUSE, M. & WIEGLEB, G. (2000): Experimentelle Untersuchungen zur Initialsetzung von Trockenrasen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. – In: **WIEGLEB, G.** et al. (Hrsg.): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften: 177-201.

BAYER, R.J. & STEBBINS, G.L. (1987): Chromosome-numbers, Patterns of Distribution, and Apomixis in *Antennaria* (Asteraceae, Inuleae). Systematic Botany 12 (2): 305-319.

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1982): Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen, Berichte ANL 6: 279-282.

BOND, W. (1994): Keystone species. In: **SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H.A.** [Hrsg.]: Biodiversity and ecosystem function, Springer, Berlin, Heidelberg, S. 237-253.

BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas - Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle & Meyer, Wiesbaden, 404 S.

BOUZAT, J.L. (2010): Conservation genetics of population bottlenecks: the role of chance, selection, and history. Conservation Genetics 11 (2): 463-478.

BRÄUER, I., MAIBOM, W., MATTHIES, D. & TSCHARNTKE, T. (1999): Populationsgröße und Aussterberisiko gefährdeter Pflanzenarten in Niedersachsen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 505-510.

BRAUN, A. (1853): Das Individuum der Pflanze in seinem Verhältniß zur Species. Abhandlungen der Preussischen Akademie der Wissenschaften. Physikalisch-mathematische Klasse. Druckerei der königlichen Akademie der Wissenschaften, Berlin, 106 S.

BROWN, A. & BRIGGS, J. (1991): Sampling strategies for genetic variation in ex situ collections of endangered plant species. In: **FALK, D.A. & HOLSINGER, K.E.** [Hrsg.]: Genetics and conservation of rare plants. Oxford University Press, New York, S. 99-119.

BRYS, R., JACQUEMYN, H. & HERMY, M. (2008): Pollination efficiency and reproductive patterns in relation to local plant density, population size, and floral display in the rewarding *Listera ovata* (Orchidaceae). Botanical Journal of the Linnean Society 157 (4): 713-721.

BUCHAROVA, A., A. & MUNZBERGOVA, Z. (2012): Gene flow among populations of two rare co-occurring fern species differing in ploidy level. PLOS ONE 7 (9): 1-6.

BUCHAROVA, A., MÜNZBERGOVÁ, Z. & TAJEK, P. (2010): Population biology of two rare fern species: Long life and long-lasting stability. American Journal of Botany 97 (8): 1260-1271.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, Publikationsversand der Bundesregierung, 180 S.

CHARLESWORTH, B. (2009): Effective population size and patterns of molecular evolution and variation. Nature Reviews Genetics 10 (3): 195-205.

CHYTRY, M., KOCI, M., SUMBEROVA, K., SADLO, J., KRAHULEC, F., HAJKOVA, P., HAJEK, M., HOFFMANN, A., BLAZKOVA, D., KUCERA, T., NOVAK, J., REZNÍCKOVA, M., T. CERNY, H.H. & SIMONOVA, D. - **CHYTRY, M.** [Hrsg.] (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace / Vegetation of the Czech Republic. Academia, Praha.

CORLETT, R.T. (2016): Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. - Trends in ecology & evolution 31 (6): 453-462.

DECKER, A. (2014): Landschaftsgliederung Sachsens, Erläuterung. Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 11 S.

DIAZ, S. & CABIDO, M. (2001): Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution 16 (11): 646-655.

DIEKMANN, M., DUPRE, C., MÜLLER, J. & WITTIG, B. (2016): Die Wiedereinbürgerung von Pflanzenarten in naturnahe Lebensgemeinschaften - Entwicklung eines Handlungsleitfadens. - Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 51 S.

DIEKMANN, M., MÜLLER, J., HEINKEN, T. & DUPRÉ, C. (2015): Wiederansiedlungen von Gefäßpflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. Tuexenia 35: 249–265.

DRUDE, O. - **ENGLER, A. & DRUDE, O.** [Hrsg.] (1902): Der Hercynische Florenbezirk : Grundzüge der Pflanzenverbreitung im mitteldeutschen Berg- und Hügellande vom Harz bis zur Rhön, bis zur Lausitz und dem Böhmer Walde. - Die Vegetation der Erde - Sammlung pflanzengeographischer Monographien. Leipzig: W. Engelmann.

DURKA, W. (1999): Genetic diversity in peripheral and subcentral populations of *Corrigiola litoralis* L. (Illecebraceae). Heredity 83 (4): 476-484.

ECKERT, C.G., SAMIS, K.E. & LOUGHEED, S.C. (2008): Genetic variation across species' geographical ranges: the central-marginal hypothesis and beyond. Molecular Ecology 17 (5): 1170-1188.

ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta geobotanica 18, Universität 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. Eigenverlag, 36 S.

ERIKSSON, O. (1997): Colonization dynamics and relative abundance of three plant species (*Antennaria dioica*, *Hieracium pilosella* and *Hypochaeris maculata*) in dry semi-natural grasslands. Ecography 20 (6): 559-568.

FELDT, C. (2008): Beiträge zur Populationsdynamik von *Antennaria dioica* (L.) Gaertn. im Bereich der mittleren Schwäbischen Alb. Dissertation, Universität Ulm.

FRANCO, M. & SILVERTOWN, J. (2004): A comparative demography of plants based upon elasticities of vital rates. Ecology 85 (2): 531-538.

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.

GARCIA, M.B., PICO, F.X. & EHRLEN, J. (2008): Life span correlates with population dynamics in perennial herbaceous plants. American Journal of Botany 95 (2): 258-262.

GHAZOUL, J. (2005): Pollen and seed dispersal among dispersed plants. Biological Reviews 80 (3): 413-443.

GODEFROID, S. & VANDERBORGHT, T. (2011): Plant reintroductions: the need for a global database. Biodiversity and Conservation 20 (14): 3683-3688.

GODEFROID, S. (2011): A long-term view of rare plant reintroduction Response. Biological Conservation 144 (11): 2559-2559.

GODEFROID, S., LE PAJOLEC, S. & VAN ROSSUM, F. (2015): Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: implications for designing protocols. Plant Ecology: 1-14.

GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G., BUORD, S., STEVENS, A.-D., AGURAIUJA, R., COWELL, C., VOGG, C.W.W.G., IRIONDO, J.M., JOHNSON, I., DIXON, B., GORDON, D., MAGNANON, S., VALENTIN, B., BJUREKE, K., KOOPMAN, R., VICENS, M., VIREVAIRE, M. & VANDERBORGHT, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? Biological Conservation 144: 672-682.

GODEFROID, S., VAN DE VYVER, A., STOFFELEN, P., ROBBRECHT, E. & VANDERBORGHT, T. (2011): Testing the viability of seeds from old herbarium specimens for conservation purposes. Taxon 60 (2): 565-569.

GRÄTZ, C. (2014a): Naturnahe Begrünung der Renaturierungsflächen im Tagebau Jänschwalde, Entwicklungsziel Offenland, Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 22: 53-71.

GRÄTZ, C. (2014b): Grundhafte Instandsetzung Rehwischdeich Wittenberge, Dokumentation Bergung und Umsiedlung seltener geschützter und gefährdeter Pflanzen sowie der Mahdgutübertragung. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg.

GROENENDAEL VAN, J., OUBORG, N. & HENDRIKS, R. (1998): Criteria for the introduction of plant species. Acta botanica neerlandica 47 (1): 3-13.

GRUBB, P.J. (1977): The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biological Reviews 52 (1): 107-145.

GUTTE, P., HARDTKE, H.-J. & SCHMIDT, P. [Hrsg.] (2013): Die Flora Sachsens und angrenzender Gebiete / ein pflanzenkundlicher Exkursionsführer. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.

HAJKOVA, P., HAJEK, M., APOSTOLOVA, I., ZELENY, D. & DITE, D. (2008): Shifts in the ecological behaviour of plant species between two distant regions: evidence from the base richness gradient in mires. Journal of Biogeography 35: 282-294.

HANCOCK, N. & HUGHES, L. (2012): How far is it to your local? A survey on local provenance use in New South Wales. Ecological Management & Restoration 13 (3): 259–266.

HANSKI, I. (1999): Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.

HARDTKE, H.-J. & IHL, A. [Hrsg.] (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

HARDTKE, H.-J., KLENKE, F. & MÜLLER, F. [Hrsg.] (2013): Flora des Elbhügellandes und angrenzender Gebiete. Sandstein Verlag, 718 S.

HARPER, J.L. (1977): Population Biology of plants. Academic Press, 892 S.

HEGI, G. [Hrsg.] (1908-1931): Illustrierte Flora von Mittel-Europa, Verlag Lehmann München.

HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzenwissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. Tuexenia 29: 305-329.

HEINRICH, W., VOELCKEL, H., DEITRICH, H., FELDMANN, R., GEITHNER, A., KÖGLER, V., RODE, P. & WESTHUS, W. (2014): Thüringens Orchideen. Eigenverlag Arbeitskreis Heimische Orchideen Thüringen e.V., Uhlstädt, 864 S.

HEMPEL, W. (1970): Ansalbung oder Umsetzung? - Bemerkungen zum Aufsatz „Pflanzen in Not" von Max Militzer. Naturschutzarbeit in Sachsen: 31-35.

HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. Applied Vegetation Science 6 (2): 131-140.

HULTÉN, E. & FRIES, M. (1986): Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein, 1172 S.

IMBERT, E. & LEFEVRE, F. (2003): Dispersal and gene flow of *Populus nigra* (Salicaceae) along a dynamic river system. *Journal of Ecology* 91 (3): 447-456.

INFOFLORA (2015): Empfehlungen zur ex situ-Erhaltung und Ansiedlung gefährdeter Pflanzen, Manuskript, Bern, 17 S., www.infolflora.ch.

INN (1993): Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*, 13 (1): 38-39.

IUCN (2013): Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Gland, Switzerland, 56 S.

JALAS, J. & SUOMINEN, J. (eds.) 1972): (Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 1. Pteridophyta (Psilotaceae to Azollaceae). - The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 121 S.

JERSAKOVA, J., TRAXMANDLOVA, I., IPSER, Z., KROPF, M., PELLEGRINO, G., SCHATZ, B., DJORDJEVIC, V., KINDLMANN, P. & RENNER, S.S. (2015): Biological flora of Central Europe: *Dactylorhiza sambucina* (L.) *Soó. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17 (4): 318-329.

JEßEN, S. (2001): Die Serpentinstreifenfarn-Vorkommen bei Zöblitz-Ansprung im Erzgebirge - Historie, Entwicklung und Erhaltung. Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirgskreis 1: 66-75.

KAPFER, A. (2010): Beitrag zur Geschichte des Grünlandes Mitteleuropas. Natur und Landschaft 42 (5): 133-140.

KAUTER, D. (2002): "Sauergras" und "Wegbreit"?: die Entwicklung der Wiesen in Mitteleuropa zwischen 1500 und 1900. Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Heimbach, 226 S.

KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T.W., RASRAN, L. & HOLZEL, N. (2010): Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. Basic and Applied Ecology, 11 (4): 285-299.

KIENBERG, O., THILL, L., BAUMBACH, H. & BECKER, T. (2014): A method for selecting plant species for reintroduction purposes: A case-study on steppe grassland plants in Thuringia (Germany). Tuexenia 34: 467-488.

KIRMER, A. & TISCHEW, S. [Hrsg.] (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. Vieweg+Teubner Verlag, 184 S.

KIRMER, A., KRAUTZER, B., SCOTTON, M. & TISCHEW, S. [Hrsg.] (2012): Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von artenreichem Grünland. Eigenverlag Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein, Irdning, Österreich.

KLEYER, M., BEKKER, R., KNEVEL, I., BAKKER, J., THOMPSON, K., SONNENSCHEIN, M., POSCHLOD, P., VAN GROENENDAEL, J., KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., KLOTZ, S., RUSCH, G., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTJE, G., BOSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J., JACKEL, A.-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W., RÖMERMANN, C., STADLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. Journal of Ecology 96 (6): 1266-1274.

KOCH, C. & KOLLMANN, J. (2012): Wiederansiedlung und Translokation regional ausgestorbener Pflanzenarten. Naturschutz und Landschaftsplanung 44 (3): 77-82.

LAUTERBACH, D. (2013): Ex situ-Kulturen gefährdeter Wildpflanzen – Populationsgenetische Aspekte und Empfehlungen für Besammlung, 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.; RADKOWITSCH, 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 – 2015/2

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.

LIENENBECKER, H. (1985): Anmerkungen über das Ausbringen von Wildpflanzen. Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 3 (1): 20-24.

LONDO, G. & VAN DER MEIJDEN, R. (1991): (Her-)introductie van plantesoorten: floravervalsing of natuurbehoud? De levende natuur 92: 176-182.

LORZ, KONRAD, MÜHLBAUER, MÜLLER-WALTER & STÖCKEL (2013): Naturschutzrecht. Beck`sche Kurz-Kommentare - C.H.Beck, 3. Auflage, 952 S.

LUDWIG, G., MAY, R. & OTTO, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. BfN-Skripten 220 - Bundesamt für Naturschutz, 32 S.

LUETT, S. (2008)**:** Empfehlungen für eine sachgerechte Wiederansiedlung bedrohter einheimischer Wildpflanzenarten und Ex situ-Kultur, Manuskript, 6 S.

LÜTKES, S. & WOLFGANG EWER [Hrsg.] - **LÜTKES, S., EWER, W., FELLENBERG, F., HEUGEL, M., KRAFT, V., LEPPIN, A., MENGEL, A. & VAGEDES, G.** (2011): Bundesnaturschutzgesetz : Kommentar. Gelbe Erläuterungsbücher - C.H.Beck, 1. Auflage, 651 S.

MANNSFELD, K. & SYRBE, R.-U. [Hrsg.] (2008): Naturräume in Sachsen. - Deutsche Akademie für Landeskunde, Leipzig.

MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. [Hrsg.] (2012): Plant Reintroduction in a Changing Climate. - Island Press.

MASCHINSKI, J., WRIGHT, S.J., KOPTUR, S. & PINTO-TORRES, E.C. (2013): When is local the best paradigm? Breeding history influences conservation reintroduction survival and population trajectories in times of extreme climate events. Biological Conservation 159: 277-284.

MATTHIES, D., BRAUER, I., MAIBOM, W. & TSCHARNTKE, T. (2004): Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. Oikos 105 (3): 481-488.

MAURICE, T., COLLING, G., MULLER, S. & MATTHIES, D. (2012): Habitat characteristics, stage structure and reproduction of colline and montane populations of the threatened species *Arnica montana*. Plant Ecology 213: 831-842.

MAURICE, T., MATTHIES, D., MULLER, S. & COLLING, G. (2016): Genetic structure of colline and montane populations of an endangered plant species. AoB Plants 8 (plw057): 1-12.

MCLACHLAN, J.S., HELLMANN, J.J. & SCHWARTZ, M.W. (2007): A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. Conservation Biology 21 (2): 297-302.

MEUSEL, H., JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora - Band 1., G. Fischer.

MEUSEL, H., JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora - Band 2., G. Fischer.

MEUSEL, H., JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora - Band 3., G. Fischer, Jena & Stuttgart.

MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J. (1953-1962) : Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen/Bad Godesberg.

MILLS, L.S. & DOAK, D.F. (1993): The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. BioScience 43 (4): 219-224.

MINTON, M.S. & MACK, R.N. (2010): Naturalization of plant populations: the role of cultivation and population size and density. Oecologia 164 (2): 399-409.

MUELLER, J.M. & HELLMANN, J.J. (2008): An Assessment of Invasion Risk from Assisted Migration. Conservation Biology 22 (3): 562-567.

MÜLLER, F., KUBAT, K. (2013): Seltene Pflanzen im Erzgebirge Situation in Böhmen und Sachsen, Ustinad Labem, 250 S.

MÜNZBERGOVÁ, Z. & HERBEN, T. (2005): Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. Oecologia 145 (1): 1-8.

OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora : für Deutschland und angrenzende Gebiete. - Ulmer, 8. erweiterte Auflage.

OLTMANNS, F. (1927): Pflanzenleben des Schwarzwaldes. Badischer Schwarzwaldverein, 960 S.

ÖSTER, M. & ERIKSSON, O. (2007): Sex ratio mediated pollen limitation in the dioecious herb *Antennaria dioica*. Ecoscience 14 (3): 387-398.

ÖSTER, M., ASK, K., COUSINS, S.A.O. & ERIKSSON, O. (2009): Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. Journal of Applied Ecology 46 (6): 1266-1274.

ÖSTER, M., ASK, K., ROEMERMANN, C., TACKENBERG, O. & ERIKSSON, O. (2009): Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. Agriculture Ecosystems & Environment 130 (3-4): 93-99.

OZINGA, W.A., BEKKER, R.M., SCHAMINÉE, J.H.J. & VAN GROENENDAEL, J.M. (2004): Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. Journal of Ecology 92 (5): 767-777.

OZINGA, W.A., ROEMERMANN, C., BEKKER, R.M., PRINZING, A., TAMIS, W.L.M., SCHAMINEE, J.H.J., HENNEKENS, S.M., THOMPSON, K., POSCHLOD, P., KLEYER, M., BAKKER, J.P. & VAN GROENENDAEL, J.M. (2009): Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. Ecology Letters 12 (1): 66-74.

OZINGA, W.A., SCHAMINEE, J.H.J., BEKKER, R.M., BONN, S., POSCHLOD, P., TACKENBERG, O., BAKKER, J. & VAN GROENENDAEL, J.M. (2005): Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. Oikos 108 (3): 555-561.

PELLEGRINO, G., CAIMI, D., NOCE, M.E. & MUSACCHIO, A. (2005): Effects of local density and flower colour polymorphism on pollination and reproduction in the rewardless orchid *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soo. Plant Systematics and Evolution 251 (2-4): 119-129.

PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Nardetalia strictae. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 8, Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e.V., Göttingen, 117 S. S.

PRASSE, R., KUNZMANN, D. & SCHRÖDER, R. (2010): Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen. Abschlussbericht des Instituts für Umweltplanung der Gottlieb Wilhelm Leibniz Universität Hannover, 166 S., https://www.regionalisierte-pflanzenproduktion.de.

RATHCKE, B. & LACEY, E.P. (1985): Phenological patterns of terrestrial plants. Annual Review of Ecology and Systematics 16: 179-214.

REED, D.H. (2005): Relationship between population size and fitness. Conservation Biology 19 (2): 563-568.

REED, J.M. & MCCOY, E.D. (2014): Relation of Minimum Viable Population Size to Biology, Time Frame, and Objective. Conservation Biology 28 (3): 867-870.

REICHENBACH, H.G.L. (1842): Flora Saxonica. Arnoldsche Buchhandlungen, Dresden und Leipzig.

RICHTER, F., BLACHNIK, T. (2013): *Antennaria dioica* – Vorschlag für ein länderübergreifendes Erhaltungsprojekt im Vogtland und Frankenwald, unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, 40 S.

RICHTER, F., GRÄTZ, C., JEßEN, S., BREITKOPF, H. (2015): Evaluierung des Projektes zur Durchführung von Maßnahmen zur Populationsstützung der Streifenfarne auf Serpentinstandorten, unveröffentlichter Bericht im Auftrag des LfULG, 58 S.

RICHTER, F., SCHULZ, D. (2016): Farn- und Samenpflanzen, Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2. neu bearb. Auflage , Dresden, 408 S.

ROSCHE, C., SCHRIEBER, K., HENSEN, I., SEIDLER, G., HIRSCH, H., BLACHNIK, T., TRДGER, S., RICHTER, F., SEIDLER, G. & HENSEN, I. (2014): Sexuelle Reproduktion und klonales Wachstum in kleinen Populationen von *Antennaria dioica* (L.) Gaertner. Hercynia 47 (1): 59-86.

ROSSI, G., AMOSSO, C., ORSENIGO, S. & ABELI, T. (2013): Linee Guida per la traslocazione di specie vegetali spontanee. Quaderni di Conservazione della Natura 38: 1-59.

SCHMIDT, P., GOLDE, A., RATHE, A. & SPETHMANN, W. (1998): Florenverfälschung bei Gehölzpflanzungen und mögliche Schutzmaßsnahmen. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.

SCHRIEBER, K. (2011): Geschlechtsspezifische Habitatpräferenzen der gefährdeten diözischen Art *Antennaria dioica* (L.) P. Gaertn. Masterarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

SCHULZ, D. (1999): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 35 S.

SCHULZ, D. (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens, Farn- und Samenpflanzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 310 S.

SCHUMACHER, J., FISCHER-HÜFTLE, P. & CZYBULKA, D. (2010): Bundesnaturschutzgesetz : Kommentar. - Kohlhammer, 2. Auflage, 1043 S.

SCHWEINGRUBER, F. & POSCHLOD, P. (2005): Growth Rings in Herbs and Shrubs: life span, age determination and stem anatomy. Forest Snow and Landscape Research 79 (3): 195-415.

SEKRETARIAT DES ÜBEREINKOMMENS ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIELFALT (2002): Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen, Botanic Gardens Conservation International 18 S.

SILVERTOWN, J. & CHARLESWORTH, D. (2009): Introduction to Plant Population Biology. Blackwell Science, Oxford, 4. Auflage, 360 S.

SOONS, M.B. & OZINGA, W.A. (2005): How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? Diversity and Distributions 11 (2): 165-172.

SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. Natur und Landschaft 69 (9): 395-406.

STÖCKLIN, J., MEIER, V.G. & RYF, M. (1999): Populationsgrösse und Gefährdung von Magerwiesen-Pflanzen im Nordwestschweizer Jura. Bauhinia 13: 61-68.

STRAUCH, M. (2013): Artenschutzprojekte für Pflanzenarten in Oberösterreich. Beiträge Naturkunde Oberösterreichs 23 (1): 119-130.

TACKENBERG, O. (2001): Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten-Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials. Dissertation, Philipps-Universität Marburg.

THOMAS, C.D. (1990): What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes? Conservation Biology 4 (3): 324-327.

TILMAN, D. (1997): The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. - Science 277 (5330): 1300-1302.

TRAILL, L.W., BROOK, B.W., FRANKHAM, R.R. & BRADSHAW, C.J. (2010): Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. Biological Conservation 143 (1): 28-34.

TRAUTMANN, W. & ZIELONKOWSKI, W. [Hrsg.] (1980): Ausbringung von Wildpflanzenarten. Tagungsbericht 5 - Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

TRÖGER, M. (2012): Analyse der Landschaftszerschneidung in Sachsen. Schriftenreihe des LfULG 39: 1-53.

UBISCH, G. V. (1936): Genetic studies on the nature of hermaphroditic plants in *Antennaria dioica* (L.) Gaertn. Genetics 21: 282-294.

URBANSKA, K. (1989): Reproductive effort or reproductive offer? A revised approach to reproductive strategies of flowering plants. Botanica helvetica 99 (1): 49-63.

URBANSKA, K. (1990): Biology of asexually reproducing plants. In: KAWANO, S. [Hrsg.]: Biological Approaches and Evolutionary Trends in Plants, Academic Press - London, S. 273-292.

URBANSKA, K.M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen: Grundlagen, Probleme, Perspektiven. G. Fischer, Stuttgart, Jena, 342 S.

VARGA, S. & KYTÖVIITA, M.-M. (2008): Sex-specific Responses to Mycorrhiza in A Dioecious Species. American Journal of Botany 95 (10): 1225-1232.

VARGA, S. & KYTÖVIITA, M.-M. (2010): Interrelationships between mycorrhizal symbiosis, soil pH and plant sex modify the performance of *Antennaria dioica*. Acta Oecologica 36 (3): 291-298.

VARGA, S. & KYTÖVIITA, M.-M. (2011): Sex ratio and spatial distribution of male and female *Antennaria dioica* (Asteraceae) plants. Acta Oecologica-international Journal of Ecology 37 (5): 433-440.

VARGA, S. & KYTÖVIITA, M.-M. (2012): Differential competitive ability between sexes in the dioecious *Antennaria dioica* (Asteraceae). Annals of Botany 110: 1461-1470.

VOGEL, J. & BRECKLE, S. (1992): Uber die Serpentin-Streifenfarne *Asplenium cuneifolium* Viv., *Asplenium adulterinum* Milde und ihre Verbreitung und Gefahrdung in Bayern. Berichte Bayerische Botanische Gesellschaft 63: 61-79.

WAGENITZ, G. (2002): Über das Wort Ansalben. Zeitschrift für germanistische Linguistik 2 (30): 252–257.

WELK, E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäß pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde 37: 1-337, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

WHITLOCK, R., STEWART, G.B., GOODMAN, S.J., PIERTNEY, S.B., BUTLIN, R.K., PULLIN, A.S. & BURKE, T. (2013): A systematic review of phenotypic responses to between-population outbreeding. Environmental Evidence 2 (1): 13.

WILLIS, J.C. & BURKILL, I.H. (1903): Flowers and Insects in Great Britain. Annals of Botany 17: 313-349.

ZERBE, S. & WIEGLEB, G. [Hrsg.] (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Springer Spektrum, 530 S.

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.

10 Anlagen

Erfassungsbogen für das Feld:

Projektname	z.B. Wiederansiedlung Petrickwiese	Artname	
Ausgefüllt durch			
Ansiedlungsfläche			
RW		HW	
Koordinatensystem		Lokalität	
Flächengröße [m²]			
Gemarkung Flur/Flurstück		Flächeneigner Anschrift	
Nutzungsregime		Pflegezustand	
Schutzstatus		Beeinträchtigung	
Biototyp Vegetation		Förderung für Ausbringung	
Flächenvorbereitung			
Fotos [Nr.]			
Art vorhanden	nein / ehemals / ja	Populationsgröße	
Zustand der Pop.			
Herkunft des verwendeten Materials			

Datum	Sammler	Lokalität	System	RW	HW	Verwendete Menge [Einheit]

Vermehrung			
Bearbeiter		Ort	
Generationen in Kultur			
Erhaltungskultur			
Genehmigungen (Sammlung & Ausbringung)			

Bezeichnung/Art	Ausstellende Behörde / Eigentümer / Pächter / Nutzer	Aktenzeichen

Bemerkungen

Projektname	z.B. Wiederansiedlung Petrickwiese	Artname	
Ausbringung	1. Ausbringung		2. Ausbringung
Datum der Ausbringung			
Bearbeiter			
Anzahl Plots (mit gleiche Methodik, etc.)			
Ausbringungsmethode (Saat, Pflanzung..)			
Ausbringungsmaterial (Samen, Pfl., Steckling ...)			
Ausgebrachte Menge (wieviel pro Plot [Einheit])			
Herkünfte gemischt? (pro Plot?, wie?)			
Zustand Pflanzenmaterials (Alter, Größe)			
Hilfsmaßnahmen (Spezialpflege, Giessen...)			
Fotos [Nr.]			
Bemerkung			
Skizze (Lage der Pflanzungen, Landmarken, räumlicher Bezug, Maßstab, Ausrichtung, etc.)			

Herausgeber:
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autor:
Frank Richter
Landgraf & Richter GbR
Zauckeroder Straße 7, 01159 Dresden
Telefon: +49 351 50007897
E-Mail: frank_richt@hotmail.com

Christina Grätz
Nagola Re GmbH
Alte Bahnhofstraße 65, 03197 Jänschwalde
Telefon: +49 3 56 07 74 59 63
Telefax: +49 3 56 07 74 59 99
E-Mail: info@NagolaRe.de

Redaktion:
Susanne Uhlemann
Abteilung6 / Referat 62 Artenschutz
Halsbrücker Straße 31a
09599 Freiberg
Telefon: +49 3731 2942212
Telefax: +49 3731 294 2099
E-Mail: Susanne.Uhlemann@smul.sachsen.de

Fotos:
Titelfoto - Frank Richter

Redaktionsschluss:
10.01.2018

ISSN:
1867-2868

Hinweis:
Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter https://publikationen.sachsen.de/bdb/ heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis
Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.
Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.
Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.
Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.