

DANIEL LAUTERBACH

## Untersuchungen zur Populationsgenetik in *ex situ*- und Wildpopulationen von *Silene otites*

Fragmentierte Populationen seltener Pflanzenarten leiden oftmals unter einem Verlust an genetischer Diversität und verringerter Fitness. Bestäuberlimitierung in Kombination mit räumlicher Isolation kann zu einem verringerten genetischen Austausch zwischen den bestehenden Populationen führen. Eine Möglichkeit gefährdete Populationen zu erhalten ist die *ex situ*-Kultivierung in Botanischen Gärten. Im Rahmen der vorgestellten Studie wurden Populationsgenetik und Fitness in Abhängigkeit von Habitateigenschaften an der zweihäusigen und gefährdeten Pflanzenart *Silene otites* (Caryophyllaceae) in Nordostdeutschland untersucht. Zusätzlich wurde die Populationsgenetik zwischen drei *ex situ*-Kulturen und den dazugehörigen Ursprungspopulationen nach mehreren Jahren räumlicher Isolation verglichen. Mit Hilfe von AFLP-Analysen konnte ein hohes Maß an genetischer Differenzierung zwischen den Wildpopulationen nachgewiesen werden. Es gab keinen Zusammenhang zwischen genetischer und geographischer Distanz sowie zwischen genetischer Diversität und Populationsgröße. Diese Ergebnisse lassen auf ein hohes Maß an genetischer Drift und einen verminderten Genfluss zwischen den Populationen schließen. Die Pflanzenfitness korrelierte positiv mit der genetischen Diversität und der Populationsgröße. Eine höhere Gesamtdeckung der Vegetation führte zu einer verringerten Pflanzenfitness und die Anzahl an Jungpflanzen war geringer bei höherer Deckung der Kryptogamen. Die genetische Diversität der *ex situ*-Kulturen war vergleichsweise niedrig, und es zeigte sich eine deutliche Differenzierung zu den Ursprungspopulationen. Kleine Populationsgrößen und unbewusste Selektion während der *ex situ*-Kultivierung können die Ursache für diese Differenzierung sein. Daher wird für den Erhalt der genetischen Diversität bei der *ex situ*-Kultivierung ein repräsentatives Besammeln der Ausgangspopulation, große Populationsgrößen und eine möglichst naturnahe Kultivierung empfohlen.

### Zusammenfassung

#### Population genetics in *ex situ*- and *in situ*-populations of *Silene otites*

Population fragmentation is often correlated with loss of genetic diversity and reduced plant fitness. Spatial fragmentation and pollination limitation lead to restricted inter-population gene flow. *Ex situ*-cultivation in botanic gardens could be one possibility to preserve plant species diversity. In fragmented dry grasslands in north-eastern Germany, analysed genetic structure, fitness and the effects of habitat quality of the endangered dioecious *Silene otites* (Caryophyllaceae). Furthermore, three different *ex situ*-populations and their *in situ*-source populations were analysed after several years of spatial isolation. Using AFLP markers, a high level of genetic differentiation among the wild populations was found. There was neither a correlation between geographic and genetic distance nor between genetic diversity and population size, which indicates reduced gene flow among populations and random genetic drift. Plant fitness was positively correlated with genetic diversity and population size. Higher total coverage resulted in reduced plant fitness, and the number of juveniles was negatively correlated to cryptogam cover. Genetic diversity in the *ex situ*-populations was lower than the variation found in the *in situ*-source populations. Strong differentiation between corresponding *ex situ*- and *in situ*-populations was observed. This can be attributable to small population sizes and unconscious selection during cultivation. Therefore, adequate sampling prior to *ex situ*-cultivation, large effective population sizes and a near-natural cultivation are important for the maintenance of the genetic composition.

### Abstract

Habitatfaktoren und artspezifische Eigenschaften beeinflussen wesentlich die Populationsstruktur von Pflanzenarten. In Mitteleuropa sind besonders die durch jahrhundertelange Beweidung geprägten Trockenrasen zunehmend durch Nutzungsaufgabe, Eutrophierung und Fragmentierung gefährdet (DOSTALEK & FRANTIK 2008, WALLISDEVRIES et al. 2002). Durch das Fehlen von Weidetieren kann es insbesondere bei ausbreitungslimitierten Pflanzenarten zu einem verringerten Diasporenaustausch zwischen fragmentierten Populationen kommen. Zusätzlich sind bei insektenbestäubten Arten die Ausbreitungsdistanzen potentieller Bestäuber limitiert (KWAK et al. 1998). Dies hat zur Folge, dass es zu einem Verlust an genetischer Diversität innerhalb und einer genetischen Differenzierung zwischen Populationen kommen kann. Unter natürlichen Bedingungen ist eine hohe genetische Diversität einer Population neben dem regelmäßigen Austausch von Pollen und Diasporen mit anderen

### 1 Einleitung

Populationen oftmals auch an eine große Individuenanzahl gekoppelt (z. B. BECKER et al. 2011, HEINKEN 2009). Kleine Populationen leiden daher schneller unter genetischer Drift und genetischer Verarmung. Ein Verlust an genetischer Diversität kann wiederum zu einer verringerten Pflanzenfitness aufgrund von Inzuchtdepression führen (ELLSTRAND & ELAM 1993, LEIMU et al. 2006).

Populationsgenetische und populationsökologische Studien bieten die Möglichkeit, Einblicke in die genetische Struktur und die Fitness von Populationen zu erhalten, und somit die Auswirkungen von genetischer Drift und Inzucht aufzudecken. Insbesondere Arten der basen- und kalkreichen Trockenrasen sind in Mitteleuropa zunehmend durch Habitatfragmentierung gefährdet und zeigen oftmals eine deutliche genetische Differenzierung zwischen den Populationen (z. B. HENSEN et al. 2010, LAUTERBACH et al. 2011, 2012b, PETERSON et al. 2008). Auf der Basis solcher Studien lassen sich Empfehlungen für geeignete Pflegekonzepte und weiterführende Artenschutzmaßnahmen wie z. B. Habitatvernetzungen und *ex situ*-Kultivierung ableiten.

Höchste Priorität sollte immer der Erhalt am Naturstandort haben, da eine *ex situ*-Kultivierung auch Risiken (z. B. künstliche Selektion, Verlust an Anpassungsfähigkeit) mit sich bringt und kostenintensiv sein kann. Erhaltungskulturen (*ex situ*) gewinnen allerdings dann an Bedeutung, wenn der Erhalt einer gefährdeten Pflanzenpopulation am Wildstandort nicht mehr möglich ist, z. B. durch Totalverlust bei Baumaßnahmen oder wenn autochthones Pflanzenmaterial zur Bestandsstützung oder Neuansiedlung von gefährdeten Populationen benötigt wird. Erhaltungskulturen von Pflanzenarten werden in Deutschland meist wissenschaftlich durch Botanische Gärten betreut (<http://www.ex-situ-erhaltung.de/>). Kritische Faktoren, die den Erhalt der genetischen Diversität und reproduktiven Fitness eines Taxons während der Kultivierung beeinflussen, sind z. B. die Auswahl des Ausgangsmaterials, die Anzahl der kultivierten Individuen sowie biotische und abiotische Interaktionen während der Kultivierung. Die Auswirkungen von Populationsgröße, Isolation und anderen Faktoren auf die Populationsgenetik und Fitness wurde an Wildpopulationen verschiedenster Pflanzenarten untersucht (z. B. ELLSTRAND & ELAM 1993, LEIMU et al. 2006), aber spezielle Fallstudien an Erhaltungskulturen sind bisher äußerst selten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen gewesen (ENSSLIN et al. 2011, LAUTERBACH et al. 2012a, RUCINSKA & PUCHALSKI 2011).

Im Rahmen eines Forschungsprojektes am Botanischen Garten Berlin-Dahlem wurden Untersuchungen zur Populationsgenetik und Fitness an der Pflanzenart *Silene otites* (Ohrlöffel-Leimkraut) durchgeführt. Im ersten Teil der Arbeit wurden verschiedene Wildpopulationen in Berlin und Brandenburg populationsbiologisch untersucht. Im zweiten Teil wurde anhand von drei *ex situ*-Kulturen beispielhaft untersucht, wie sich die genetische Ausstattung von *ex situ*-Kulturen im Vergleich zu den dazugehörigen Wildpopulationen in einem definierten Zeitraum verändert. Die Ergebnisse sollen dazu dienen, Empfehlungen für die *ex situ*-Kultivierung gefährdeter Pflanzenarten zu geben.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 *Silene otites* (L.) WIBEL

Das Ohrlöffel-Leimkraut, *Silene otites* (L.) WIBEL, (Caryophyllaceae) (Abb. 1) ist eine zweihäusige, krautige Pflanzenart, die auf sandigen, basenbeeinflussten Trocken- und Halbtrockenrasen vorkommt. Typische Begleitarten in Nordostdeutschland sind *Festuca brevipila*, *Armeria maritima* subsp. *elongata*, *Phleum phleoides*, *Dianthus carthusianorum*, *Potentilla incana*, *Veronica spicata*, *Peucedanum oreoselinum* und *Koeleria macrantha*. Die Art hat in den letzten Jahrzehnten aufgrund von Landnutzungsänderungen und Eutrophierung einen starken Populationsrückgang erlitten und gilt bundesweit als gefährdet (ROTE LISTE 3, KORNECK et al. 1996). Hauptverbreitungsgebiete von *S. otites* in Deutschland sind die trocken-warmen Sandgebiete in Brandenburg, das Mitteldeutsche Trockengebiet und das Rheintal. Die recht unscheinbare Art wird von Nachtfaltern und Mücken bestäubt (BRANTJES & LEEMANS 1976). Sie ist relativ konkurrenzschwach gegenüber anderen Arten und benötigt offene, vegetationsarme Bereiche zur Etablierung. Die Art wird als kurzlebig beschrieben, einzelne Exemplare können aber bis zu 5 Jahre und älter werden (LAUTERBACH et al. 2012b).

### 2.2 Datenerhebung und Auswertung

Die Populationsgenetik und Fitness in Abhängigkeit von Habitateigenschaften wurde an 10 Populationen von *S. otites* in Berlin und Brandenburg untersucht (Tab. 1, LAUTERBACH et al. 2012b). Die Korrelation zwischen den Populationsgrößen und den dazugehörigen genetischen Diversitäten wurden mit Hilfe einer Spearman-Rangkorrelation analysiert. Der Zusammenhang zwischen genetischer und geographischer Distanz wurde mittels Mantel-Test untersucht. An je 30 zufällig ausgewählten



Abb. 1: *Silene otites*: Grundblattrosette, männliche Blüten, Kapseln (von links nach rechts).

weiblichen Individuen wurden folgende Fitnessvariablen erfasst: Anzahl der Samen pro Pflanze, Anzahl der Kapseln pro Pflanze, Anzahl der Triebe, Höhe der Pflanze und Durchmesser der Grundblattrosette. In je 10 Teilflächen (0,5 m x 0,5 m), die in einem Transekt über die gesamte räumliche Ausdehnung der Population angeordnet wurden, wurde die Anzahl der Jungpflanzen (Grundblattrosetzendurchmesser < 3 cm) gezählt sowie die Deckung der Kryptogamen und die Gesamtdeckung geschätzt. Die Zusammenhänge zwischen Fitness und den erklärenden Variablen (Populationsgröße, genetische Diversität, Deckungsgrade) erfolgte mit Hilfe eines GLMM (generalized linear mixed model, Details in LAUTERBACH et al. 2012b). Alle statistischen Analysen wurden mit dem Programm R Version 2.7.1 durchgeführt (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008).

Die genetische Populationsstruktur wurde mit Hilfe der molekulargenetischen Methode AFLP (amplified fragment length polymorphism) untersucht (Vos et al. 1995). Bei dieser Methode wird zunächst die DNA aus dem getrockneten Blattmaterial isoliert und anschließend mit Hilfe von Restriktionsenzymen zerschnitten. Die entstandenen Fragmente werden amplifiziert und individualspezifische Muster mittels Gel-Elektrophorese aufgetrennt. Es wurde Blattmaterial von je 12 zufällig ausgewählten Pflanzen pro Population analysiert. Für die AFLP wurden drei verschiedene Primerkombinationen (*EcoRI* ACG – *True* CTG; *EcoRI* ACA – *True* CTG, *EcoRI* AGA – *True* CTC) verwendet. Die AFLP-Daten wurden mit verschiedenen statistischen Methoden zur Analyse der genetischen Diversität und genetischen Differenzierung ausgewertet (u. a. Neighbour-joining-Analyse, bayessche Clusteranalyse, Molekulare Varianzanalyse, Details in LAUTERBACH et al. 2012a, b).

In einem weiteren Teil der Arbeit wurde die genetische Diversität und die genetische Differenzierung von drei *ex situ*-Kulturen und den dazugehörigen Wildpopulationen von *S. otites* nach mehreren Jahren räumlicher Isolation verglichen (Tab. 2, LAUTERBACH et al. 2012a). Im Botanischen Garten Berlin-Dahlem werden seit den 1980er Jahren etwa 20 Individuen einer gefährdeten Berliner Wildpopulation im Einzelbeet kultiviert. Etwa über den gleichen Zeitraum beherbergt der Botanische Garten Mainz etwa 40 Individuen einer Mainzer Wildpopulation, die zusammen mit anderen Sandtrockenrasenarten in einer Nachbildung des natürlichen Lebensraumes kultiviert werden. Seit den 1970er Jahren gibt es im Botanischen Garten Marburg eine Kultur von etwa 20 Individuen einer Wildpopulation aus der Umgebung von Erfurt (LAUTERBACH et al. 2012a).

Tab. 2: *Ex situ*- und dazugehörige Wildpopulationen von *Silene otites*, Populationsgröße (Individuenanzahl), Art der Kultivierung, Zeitpunkt der Etablierung der *ex situ*-Population im Botanischen Garten, Anzahl der kultivierten Generationen, genetische Diversität ( $H_e$ ).

Population	Status	Größe	Kultivierung	Etablierung	Generationen	$H_e$
Berlin	wild A	42				0,142
Berlin Botanischer Garten	<i>ex situ</i> A	20	Einzelbeet	1988	~10	0,132
Erfurt	wild B	~1.000				0,165
Marburg Botanischer Garten	<i>ex situ</i> B	26	Einzelbeet	1973	~20	0,125
Mainz	wild C	~150				0,134
Mainz Botanischer Garten	<i>ex situ</i> C	40	naturnah	1982	unbekannt	0,127

Tab. 1: Populationsgröße (Individuenanzahl) der 10 untersuchten Wildpopulationen von *Silene otites* in Berlin und Brandenburg.

Population	Größe
Berlin I	15
Berlin II	42
Berlin III	2730
Kirchmöser	113
Michelsdorf	775
Krielow	890
Schmergow	2760
Lebus	500
Podelzig I	850
Podelzig II	970

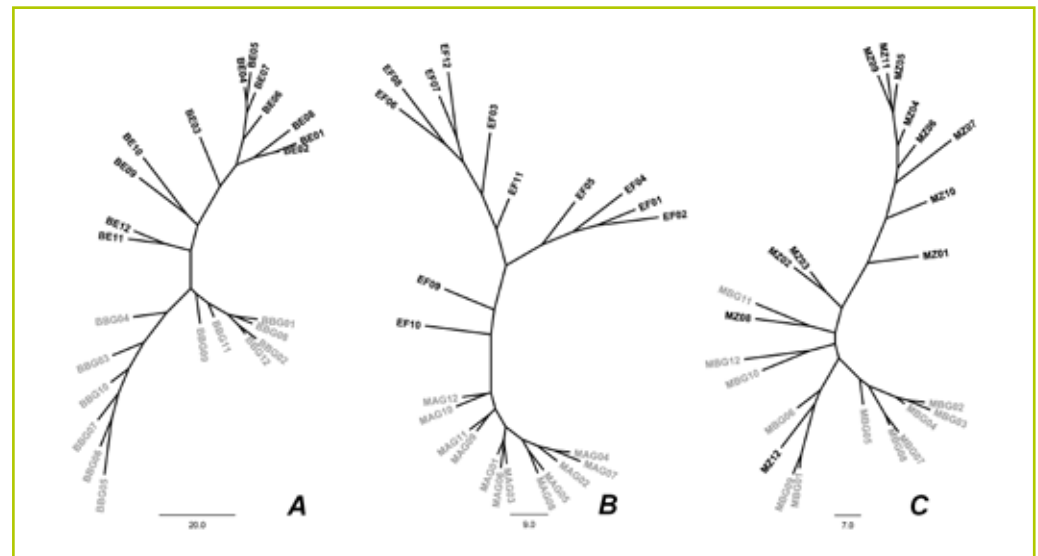
### 3 Ergebnisse

Die molekulare Varianzanalyse ergab ein sehr hohes Maß an genetischer Differenzierung zwischen den 10 untersuchten Wildpopulationen aus Berlin und Brandenburg (AMOVA:  $F_{st}$ -Wert = 0,36). Die hohe genetische Differenzierung wurde durch die Ergebnisse der Neighbour-joining-Analyse und der bayesschen Clusteranalyse gestützt. Die maximale geographische Entfernung zwischen den Wildpopulationen beträgt 150 km. Es konnte kein Zusammenhang zwischen genetischer und geographischer Distanz nachgewiesen werden ( $r_m = -0,12$ ,  $P = 0,66$ ). Die genetische Diversität der 10 Wildpopulationen lag bei Werten zwischen  $H_e = 0,165$  und  $H_e = 0,240$ . Es gab keinen Zusammenhang zwischen Populationsgröße und genetischer Diversität ( $r_s = 0,41$ ,  $P = 0,24$ ) (Details in LAUTERBACH et al. 2012b). Anhand von zwei benachbarten Berliner Populationen konnte nachgewiesen werden, dass bereits eine Entfernung von ca. 2 km zu einer deutlichen genetischen Differenzierung führt. Zwischen zwei ca. 0,5 km voneinander entfernten Teilpopulationen im Odergebiet (Ostbrandenburg) konnte eine schwache genetische Differenzierung festgestellt werden.

Es gab einen positiven Zusammenhang zwischen Pflanzenfitness und genetischer Diversität sowie Größe der Population. Pflanzen in genetisch diversen Populationen hatten einen größeren Blattrosettdurchmesser ( $P < 0,01$ ), mehr Triebe ( $P < 0,01$ ) und mehr Kapseln ( $P < 0,01$ ). In großen Populationen gab es einen höheren Samenansatz ( $P < 0,001$ ) und mehr Jungpflanzen ( $P < 0,001$ ). Pflanzen in Teilflächen mit einer höheren Gesamtdeckung waren kleiner ( $P < 0,001$ ) und hatten einen geringeren Samenansatz ( $P < 0,001$ ). In Teilflächen mit höherer Kryptogamendeckung gab es weniger Jungpflanzen ( $P < 0,05$ ) (Details in LAUTERBACH et al. 2012b).

Bei den paarweisen Vergleichen zwischen den *ex situ*-Kulturen und den dazugehörigen Wildpopulationen zeigte sich in allen drei Fällen eine sehr deutliche genetische Differenzierung (Abb. 2). Im Fall der Mainzer Populationen (Abb. 2C) war die genetische Differenzierung etwas geringer, aber immer noch hochsignifikant. Alle drei *ex situ*-Kulturen wiesen eine geringere genetische Diversität als die jeweils zugehörige Wildpopulation auf (Tab. 2; Details in LAUTERBACH et al. 2012a).

Abb. 2:  
Genetische Differenzierung zwischen *ex situ*-Kulturen (grau) und dazugehörigen Wildpopulationen (schwarz) von *Silene otites*, ungewurzelter Neighbour-joining-Baum basierend auf p-Distanzen, A: Berlin, B: Erfurt, C: Mainz.



### 4 Diskussion

Die populationsgenetischen Ergebnisse lassen auf ein hohes Maß an genetischer Drift und einen verminderten Austausch zwischen den Populationen von *S. otites* in Berlin und Brandenburg schließen. Das Fehlen eines räumlichen genetischen Musters deutet vermutlich auf eine bereits länger zurückliegende Isolation der Populationen im Untersuchungsgebiet hin. Aktuell sind viele der untersuchten Populationen über mehrere Kilometer voneinander entfernt. Anhand von nahe benachbarten Populationen konnte gezeigt werden, dass natürliche Barrieren wie z. B. Flussläufe zu einer genetischen Isolation führen können. Dies zeigt auch, dass ein genetischer Austausch durch bestäubende Insekten bei *S. otites* über solche Distanzen nicht mehr stattfindet. Auch andere Studien haben gezeigt (z. B. KWAK et al. 1998, PETERSON et al. 2008), dass Flugdistanzen von Bestäubern über 1 km relativ selten sind. Hinzu kommt, dass *S. otites* als zweihäusige Art auf eine Fremdbestäubung angewiesen ist. Zweihäusigkeit, als Mechanismus zur Vermeidung von Selbstbestäubung, kann bei starker räumlicher Isolation kleiner Populationen schneller zu genetischer Drift führen als bei selbstkompatiblen Arten, insbesondere dann, wenn das Geschlechterverhältnis unausgeglichen ist. Ist daher eine künstliche Erhöhung der genetischen Diversität isolierter Populationen sinnvoll? Die Wiederherstellung von Genfluss z. B. durch Transplantation von Individuen zwischen isolierten Populationen über gro-



ße Distanzen birgt, insbesondere zwischen verschiedenen Naturräumen, Risiken (z. B. Auszuchtdepression), die wohl größer sind als die Vorteile einer erhöhten genetischen Diversität. Kleinräumig kann eine Populationsvernetzung besonders durch die Wiederaufnahme traditioneller Landnutzungsformen (z. B. Wanderschäferei) aber eine Möglichkeit darstellen, die genetische Diversität isolierter und inzuchtgefährdeter Populationen zu erhöhen und somit ihre Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen langfristig zu erhalten. Auch wenn die Zusammenhänge zwischen genetischer Diversität und Pflanzenfitness nicht immer einheitlich sind (HEINKEN 2009, LAUTERBACH et al. 2011), so kann doch von einer verbesserten Überlebensfähigkeit großer und genetisch diverser Populationen ausgegangen werden.

Ebenfalls von großer Bedeutung für die Interpretation populationsgenetischer Daten ist die Berücksichtigung der Populationshistorie. In Folge von Nutzungsaufgabe entstandene Gehölzstrukturen können eine reproduktive Barriere für Trockenrasenarten bilden. Das Beispiel eines etwa 0,5 km breiten Gehölzstreifens führte z. B. bereits zu einer schwachen genetischen Differenzierung von zwei Teilpopulationen im Odergebiet. Historisch existierte dieser Gehölzstreifen aufgrund von intensiver Beweidung des Gebietes wohl nicht, so dass beide Teilpopulationen als Relikte einer größeren Population zu werten sind. Insbesondere die Hanglagen im Odergebiet wurden über Jahrhunderte mit Schafen beweidet, die wichtige Ausbreitungsvektoren für Diasporen darstellen. Die Auswirkungen der zunehmenden Fragmentierung und der fast vollständige Verlust der traditionellen Schaf- und Ziegenbeweidung auf den Trockenrasen im Odergebiet (RISTOW et al. 2011) lassen sich somit anhand der populationsgenetischen Ergebnisse sehr gut nachvollziehen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass offene Stellen in der Vegetationsdecke die Etablierung von Jungpflanzen von *S. otites* begünstigten und sich eine hohe Gesamtvegetationsdeckung negativ auf die Fitness von *S. otites* auswirkt. Die Art, die wohl stellvertretend für viele konkurrenzschwache Arten der Trockenrasen steht, ist somit auf eine regelmäßige Habitatpflege in Form von Beweidung oder Mahd angewiesen. Der negative Effekt von Kryptogamen auf die Etablierung von höheren Pflanzen wurde auch in anderen Studien nachgewiesen (z. B. LANGHANS et al. 2009, LAUTERBACH et al. 2011).

Die deutliche genetische Differenzierung zwischen den *ex situ*-Kulturen und den dazugehörigen Wildpopulationen lässt sich anhand der Informationen zu den Kultivierungsbedingungen und Individuenzahlen gut nachvollziehen. Aufgrund von Inzucht und fehlendem genetischen Austausch der meist sehr kleinen Erhaltungskulturen (< 50 Individuen) kam es zu einem Verlust an genetischer Diversität und genetischer Drift während der Kultivierung. Hinzu kommt, dass es nur wenige Informationen über die Aufsammlung des Ausgangsmaterials zum Zeitpunkt der Etablierung der Erhaltungskulturen gibt. Da aber eine repräsentative Besammlung (alle Altersklassen, über die gesamte räumliche Ausdehnung der Population und möglichst mehrmals im Jahr) ausschlaggebend für die genetische Diversität ist, kann es sein, dass bereits zu diesem Zeitpunkt nur ein Teil der Gesamtvariabilität „in Kultur“ genommen wurde. Dies kann zu Flaschenhals- bzw. Gründereffekten führen. Hinzu kommt die meist unbewusste Selektion während der Kultivierung. Jungpflanzen werden regelmäßig in Kohorten nachgezogen, dabei werden aber oftmals die stärksten Jungpflanzen, die zuerst auflaufen, für die weitere Kultivierung bevorzugt. Durch solch eine künstliche Selektion können jedoch wichtige Genotypen, die unter natürlichen Bedingungen ggf. Vorteile haben, und auch Dormanzmechanismen innerhalb weniger Generationen verloren gehen (ENSSLIN et al. 2011, LAUTERBACH et al. 2012a). Folgende Faktoren sind für den Erhalt der genetischen Diversität während der *ex situ*-Kultivierung wichtig: repräsentative Besammlung des Ausgangsmaterials (ENSCONET 2009), große Populationsgrößen (> 100 Individuen), möglichst kurze Kultivierungszeiträume, gemeinsame Kultivierung mehrerer Generationen (keine Kohorten) und ggf. eine gemeinsame Kultivierung mit anderen lebensraumtypischen Arten (naturnah). Jedoch handelt es sich bei den hier vorgestellten Ergebnissen um Einzelfallstudien. Es ist daher schwierig daraus allgemeingültige Vorgaben für die *ex situ*-Kultivierung von Wildpflanzen abzuleiten. Es kann auch kleine Populationen mit einer hohen genetischen Diversität geben. Zudem laufen genetische Veränderungen, abhängig von artspezifischen Eigenschaften wie z. B. Lebenszyklus und Reproduktionssystem, unterschiedlich schnell ab. Daher sollten weitere Untersuchungen an Erhaltungskulturen von Wildpflanzen folgen, um mehr Erkenntnisse über die Auswirkungen der *ex situ*-Kultivierung zu gewinnen.

Das Projekt wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und die Heidehofstiftung finanziert. Besonderer Dank gilt Dr. A. Titze (Botanischer Garten Marburg), Dr. R. Omlor (Botanischer Garten Mainz) für die Zurverfügungstellung von Blattmaterial. Weiterer Dank gilt Dr. B. Gemeinholzer (Justus-Liebig-Universität Giessen), Dr. M. Burkart (Botanischer Garten Potsdam) und M. Ristow (Universität Potsdam) für die Zusammenarbeit sowie den zuständigen Naturschutzbehörden für die Erlaubnis geschützte Gebiete zu betreten und Proben zu entnehmen.

## Danksagung

## Literatur

- BECKER, T., VOSS, N. & DURKA, W. (2011): Pollen limitation and inbreeding depression in an 'old rare' bumblebee-pollinated grassland herb. *Plant Biology* **13**: 857–864.
- BRANTJES, N. B. M. & LEEMANS, J. A. A. M. (1976): *Silene otites* (Caryophyllaceae) pollinated by nocturnal Lepidoptera and mosquitoes. *Acta Botanica Neerlandica* **25**: 281–295.
- DOSTALEK, J. & FRANTIK, T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* **17**: 1439–1454.
- 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): Anleitung zum Sammeln von Wildpflanzensamen. <http://www.biologie.uni-osnabrueck.de/genbank-wel/Sammelanleitung/Sammelanleitung.pdf>.
- ENSSLIN, A., SANDNER, T. M. & MATTHIES, D. (2011): Consequences of *ex situ* cultivation of plants: Genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic *Cynoglossum officinale* L. in botanic gardens. *Biological Conservation* **144**: 272–278.
- HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. *Tuexenia* **29**: 305–329.
- HENSEN, I., KILIAN, C., WAGNER, V., DURKA, W., PUSCH, J. & WESCHE, K. (2010): Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in Central Europe. *Plant Biology* **12**: 526–536.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde **28**: 21–187.
- KWAK, M. M., VELTEROP, O. & VAN ANDEL, J. (1998): Pollen and gene flow in fragmented habitats. *Applied Vegetation Science* **1**: 37–54.
- LANGHANS, T. M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009): Biological soil crusts and their microenvironment: Impact on emergence, survival and establishment of seedlings. *Flora* **204**: 157–168.
- LAUTERBACH, D., RISTOW, M. & GEMEINHOLZER, B. (2011): Genetic population structure, fitness variation and the importance of population history in remnant populations of the endangered plant *Silene chlorantha* (WILLD.) EHRH. (Caryophyllaceae). *Plant Biology* **13**: 667–777.
- , BURKART, M. & GEMEINHOLZER, B. (2012a): Rapid genetic differentiation between *ex situ*- and their *in situ* source populations: an example of the endangered *Silene otites* (Caryophyllaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* **168**: 64–75.
- , RISTOW, M. & GEMEINHOLZER, B. (2012b): Population genetics and fitness in fragmented populations of the dioecious and endangered *Silene otites* (Caryophyllaceae). *Plant Systematics and Evolution* **298**: 155–164.
- 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.
- PETERSON, A., BARTISH, I. V. & PETERSON, J. (2008): Effects of population size on genetic diversity, fitness and pollinator community composition in fragmented populations of *Anthericum liliago* L. *Plant Ecology* **198**: 101–110.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>.
- RISTOW, M., ROHNER, M. S. & HEINKEN, T. (2011): Exkursion 4: Die Oderhänge bei Mallnow und Lebus. *Tuexenia Beiheft* **4**: 127–144.
- RUCINSKA, A. & PUCHALSKI, J. (2011): Comparative molecular studies on the genetic diversity of an *ex situ* garden collection and its source population of the critically endangered polish endemic plant *Cochlearia polonica* E. Fröhlich. *Biodiversity and Conservation* **20**: 401–413.
- VOS, P., HOGERS, R., BLEEKER, M., REIJANS, M., VAN DE LEE, T., HORNES, M., FRIJTERS, A., POT, J., PELEMAN, J., KUIPER, M. & ZABEAU, M. (1995): AFLP: A new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research* **23**: 4407–4414.
- WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P. & WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* **104**: 265–273.

## Anschrift des Autors

Dr. Daniel Lauterbach  
 Technische Universität Berlin  
 Institut für Ökologie, FG Ökosystemkunde/Pflanzenökologie  
 Rothenburgstr. 12  
 12165 Berlin  
 DEUTSCHLAND

E-Mail: [daniel.lauterbach@tu-berlin.de](mailto:daniel.lauterbach@tu-berlin.de)