

OLIVER KIENBERG, LISA THILL, THOMAS BECKER

## Wiederansiedlung von *Astragalus exscapus*, *Scorzonera purpurea* und *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* in Steppenrasen in Thüringen – Erste Ergebnisse eines laufenden Projektes

Mehrere stark gefährdete Pflanzenarten der Steppenrasen Thüringens haben durch verschlechterte Lebensbedingungen in den letzten Jahrzehnten erhebliche Bestandsverluste erlitten. Die wenigen noch vorhandenen und oftmals kleinen Populationen drohen langfristig aufgrund zufälliger Ereignisse selbst in geeigneten Habitaten zu erlöschen. Da ihre stark isolierten ehemaligen Habitate kaum von allein erneut besiedelt werden, können neue Populationen im Wesentlichen nur durch gezielte Wiederansiedlungen begründet werden. Sie können im mitteldeutschen Trockengebiet zum langfristigen Erhalt dieser Arten beitragen. Das LIFE-Projekt „Steppenrasen Thüringens (2009 – 2014)“ schuf die Möglichkeit, entsprechende Artenhilfsmaßnahmen zu finanzieren und durch landschaftspflegerische Maßnahmen günstige Voraussetzungen für eine dauerhafte Etablierung der gefährdeten Arten zu schaffen.

Wir untersuchen die Möglichkeit der Wiederansiedlung für drei typische Arten der Steppenrasen: *Astragalus exscapus* (Stängelloser Tragant), *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* (Dunkle Wiesenkuhuschelle) und *Scorzonera purpurea* (Violette Schwarzwurzel) – und fragen, welchen Einfluss die Eigenschaften der Herkunftspopulationen (z. B. Populationsgröße und Habitattyp) und des Zielgebiets auf den Wiederansiedlungserfolg haben. Zunächst wurden 2009 bzw. 2010 je Art in bis zu zwanzig natürlichen Populationen Samen gesammelt und ab 2009 bzw. 2010 im Gewächshaus Jungpflanzen angezogen. Im Frühjahr 2010 und Herbst 2011 wurden etwa je 1000 (*Scorzonera purpurea*, *Pulsatilla pratensis*) bzw. 2200 (*Astragalus exscapus*) Jungpflanzen in sechs bzw. acht Zielgebieten ausgebracht. Je Zielgebiet wurden die Pflanzen in zwei Habitattypen, Trockenrasen (Südhang) und Halbtrockenrasen (Nordhang), gepflanzt. Weiterhin wurden im Winter 2012 in acht Zielgebieten jeweils über 15.000 Samen von *Astragalus exscapus* und *Pulsatilla pratensis* ausgesät.

Wachstum und Überleben wurden für *S. purpurea* in den Jahren 2010 und 2011 dokumentiert; das Monitoring der anderen Arten begann 2012. Von den ursprünglich angepflanzten Individuen von *S. purpurea* überlebten 71 % bis zum Jahr 2011, davon blühten 41 %. Die Überlebensrate unterschied sich stark zwischen den Gebieten. In drei der sechs Gebiete überlebten etwa 85 % der Pflanzen. Entgegen unserer Erwartung überlebten Schwarzwurzeln aus kleinen Herkunftspopulationen den vorläufigen Ergebnissen nach tendenziell besser und blühten auch mehr als solche aus großen Populationen. Individuen, die auf den Nordhängen (Halbtrockenrasen) angepflanzt wurden, hatten längere Blätter, aber weniger Sprosse als solche, die auf den Südhängen (Trockenrasen) angepflanzt wurden. Bisher hatten die wiederangesiedelten Schwarzwurzeln bei einer Übereinstimmung der Habitattypen von Zielgebiet und Herkunftspopulation mehr Blüten und längere, dafür aber weniger Blätter. Ein negativer Zusammenhang zwischen der Höhe der Krautschicht und dem Wachstum und Überleben der wiederangesiedelten Individuen von *S. purpurea* deutet auf eine starke Bedeutung der Konkurrenz hin. Allerdings war die Deckung der Krautschicht mit dem Blüherfolg der bereits etablierten Pflanzen positiv korreliert.

Insgesamt zeigt die bisher erfolgreiche Wiederansiedlung von *S. purpurea*, dass Wiederansiedlungen zum Schutz der Steppenreliktflora beitragen können. Der weitere Erfolg der Wiederansiedlungen wird in den nächsten Jahren wissenschaftlich untersucht.

### Reintroduction of *Astragalus exscapus*, *Scorzonera purpurea* and *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* in steppe-like grasslands in Thuringia – First results from an ongoing project

In recent decades, several critically endangered plant species of the steppe grasslands of Thuringia suffered substantial decreases in the number of populations due to habitat deterioration. Even in suitable habitats these still existing, often small populations are threatened by extinction in the long term due to random events. Their former isolated habitats are hardly recolonised, so that new populations can only be founded by intentional reintroductions. These may contribute to the long-term conservation of these species, which may show special regional genetic features. The LIFE-Project “Steppe grasslands of Thuringia (2009 – 2014)” created the possibility to finance certain species protection measures and to create favourable conditions for a long-term establishment of the endangered species by landscape preservation measures.

### Zusammenfassung

### Abstract

We investigate the potential of reintroduction for three typical plant species of steppe grasslands – *Astragalus exscapus* (Stemless Milkvetch), *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* (Small Pasque Flower) and *Scorzonera purpurea* (Purple Viper's Grass) – and ask which characteristics of the source populations (e.g. population size or habitat type) and also of the target areas have an effect on the success of reintroduction.

Seeds were collected of each species in up to twenty natural populations. In spring 2010 and autumn 2011, about 1000 (*Scorzonera purpurea*, *Pulsatilla pratensis*) or 2200 (*Astragalus exscapus*) juvenile plants each were planted out in six to eight target areas. In each target area plants were planted into two different habitat types: dry (southern slope) and semi-dry (northern slope) grassland sites. In winter 2012 additionally more than 15,000 seeds of *A. exscapus* and *P. pratensis* were sown at eight sites.

For *S. purpurea*, growth and survival were documented for the years 2010 and 2011, for the other two species monitoring will begin in 2012. From the originally planted individuals of *S. purpurea*, 71 % survived until 2011, of which 41 % flowered. Rate of survival strongly differed between target areas. In three of the six target areas about 85 % of the plants survived. Against our expectations, preliminary results showed that *S. purpurea* plants from small original populations tended to survive better and to have more flowers than those from large populations. Individuals of *S. purpurea* that were planted on northern slopes (semi-dry grassland sites) had longer leaves but less sprouts than ones that were planted on southern slopes (dry grassland sites). Until now, *S. purpurea* plants with the same original and target habitat had more flowers and longer, but less leaves than plants whose original and target habitat differed from each other. A negative relationship between vegetation height and growth and survival of the reintroduced plants indicates the strong importance of competition. However, there was a positive correlation between cover of vascular plants and flowering success of the already established plants.

In general, the so far successful reintroduction of *S. purpurea* shows that reintroductions can contribute to the conservation of the relic steppe flora. Further success of the reintroductions will be scientifically studied in the coming years.

## 1 Auswirkungen von Flächenverlust und Isolation auf die Steppenreliktflora Thüringens

Die heutigen Vorkommen der Steppenrasen Thüringens sind Relikte der ausgedehnten eiszeitlich-frühnacheiszeitlichen Steppen, die durch die großflächige Wiederbewaldung Mitteleuropas infolge der Klimaerwärmung im Holozän verdrängt wurden (BECKER et al. 2011, WALTER & STRAKA 1970). An südlichen Hängen, wo Waldwuchs von Natur aus nur eingeschränkt möglich war, haben sie überdauert und sind dort aufgrund der natürlichen Gegebenheiten schon seit sehr langer Zeit zu einem gewissen Grad isoliert (BECKER 2003, 2010). Heute stellen die Vorkommen der typischen Pflanzenarten in diesen verbliebenen Resten der Steppenrasen isolierte Vorposten der weiter östlich gelegenen Hauptareale dar oder bilden, wie bei *Astragalus exscapus*, gar einen bedeutenden Teil des Gesamtareals (WALTER & STRAKA 1970).

Es werden primäre und sekundäre Steppenrasen unterschieden, wobei die Grenze zwischen beiden oft fließend ist. Primäre Steppenrasen waren nie vollständig bewaldet und stellen damit echte (aber modifizierte) Reste der früheren Steppen dar. Sekundäre Steppenrasen sind dagegen durch menschliche Aktivitäten, insbesondere durch extensive Beweidung, auf im Holozän bewaldeten Flächen neu entstanden (s. Abb. 4 im Beitrag von T. BECKER in diesem Band). Obwohl die Standorte der primären Steppenrasen in der Regel waldfreundlicher und damit natürlicher als die der sekundären Bestände sind, stellt Beweidung auch in den primären Beständen einen wichtigen Faktor dar. So könnte die Wanderschäfferei in historischer Zeit durch die Ausbreitung von Pflanzensamen im Fell der Schafe zu einer Abmilderung der Isolation der Steppenrasen beigetragen haben (vgl. FISCHER et al. 1996). Ohne die jahrtausendelange Tätigkeit des Menschen mit seinem Vieh wäre heute in Thüringen wohl kein Steppenrasen mehr vorhanden. In jedem Fall müssen heute alle Bestände gepflegt (beweidet) werden, um weiterhin zu existieren.

Mit dem Verschwinden extensiv genutzter Flächen seit dem 20. Jahrhundert aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft oder auch Nutzungsaufgabe erlitten viele Trocken- und auch Steppenrasen in Mitteleuropa sowohl Flächen- als auch Qualitätsverluste (FISCHER & STÖCKLIN 1997). Heute dürfte für die Steppenrasen Thüringens vor allem die Nutzungsaufgabe eine entscheidende Rolle beim Flächenverlust spielen. Zudem sorgt der Nährstoffeintrag durch die intensive Landwirtschaft in der Umgebung vor allem in den Randbereichen der Steppenrasen oder auch in kompletten (kleinen) Beständen für eine zunehmend verschlechterte Habitatqualität.

Der Flächenverlust führte dazu, dass viele Arten der Steppenrasen heute nur noch in wenigen, häufig kleinen Populationen vorkommen. Diese kleinen Populationen sind überall von stochastischen Aussterbeereignissen bedroht (MENGES 1991, SHAFFER 1987). Kleine Populationen können aber grundsätzlich auch in intakten (z. B. großen) Habitaten aussterben (FISCHER & STÖCKLIN 1997), wie die Tatsache, dass *Pulsatilla pratensis* und *Astragalus exscapus* auch auf den Bottendorfer Hügeln oder *Scorzonera purpurea* auch auf der Schwellenburg ausstarben, beweist (ZÜNDORF et al. 2006). Beide Gebiete stellen großflächig intakte Steppenrasen mit insgesamt hoher Habitatqualität dar. Allerdings ist das Aussterberisiko in solchen großen und intakten Habitaten viel geringer als in kleinen und beeinträchtigten Habitaten. In jedem Fall reicht für den Erhalt dieser sehr seltenen Arten eine Wiederherstellung von geeigneten Habitaten allein nicht aus, denn durch die bestehende Isolation der Steppenrasen können diese Arten ihre ehemaligen oder auch neuen Habitate nicht von allein wiederbesiedeln. Das gilt besonders für seltene und ausbreitungsschwache Arten (OZINGA et al. 2005), aber selbst Arten mit einem höheren Ausbreitungspotential können stark isolierte Habitaten nicht ohne weiteres (wieder-)besiedeln (PURSCHKE et al. 2012). Die Kombination aus Flächenverlust und Isolation von Habitaten, die Fragmentierung, stellt ein zentrales Problem für den Artenschutz in Mitteleuropa dar – Tendenz weiter steigend. Maßnahmen wie Biotopverbünde, aber auch die Wiedereinführung von Wanderschäferei, können diesem Problem entgegenwirken (BfN 2012, TMLFUN 2012). Im Fall der Steppenrasen in Thüringen können sie aber den anhaltenden Rückgang gerade der sehr seltenen und gefährdeten Arten kaum kompensieren. Daher wurde innerhalb des LIFE-Projekts zur „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ damit begonnen, seltene Pflanzenarten gezielt wiederanzusiedeln.



Abb. 1 (links): Anzucht von *Astragalus exscapus* und *Pulsatilla pratensis* im Gewächshaus des Experimentellen Botanischen Gartens der Universität Göttingen. Die Anzucht der Pflanzen erfolgte in eigens dafür angefertigten Töpfen aus Schlauchfolie. Jeder Plastikeimer enthält etwa 20 Schlauchfolientöpfe. Die Farben der Etiketten bedeuten unterschiedliche Herkunftspopulationen (Foto: O. Kienberg, 21.03.2011).

Abb. 2 (rechts): Keimlinge von *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* kurz nach dem Pikieren. Die gelben und orangenen Etiketten zeigen (ebenso wie die Buchstabenkürzel auf den Etiketten) die Herkunftspopulationen an. Die erste Ziffer steht für die Mutterpflanze, die zweite für Halbgeschwister (Foto: T. Becker, 13.10.2010).

Als Wiederansiedlung wird der „[...] Versuch eine Art in einem Gebiet einzuführen, das einst Teil ihres historischen Verbreitungsgebietes war, wo sie aber ausgerottet wurde oder ausgestorben ist [...]“ angesehen (IUCN 1998). Das Ziel von Wiederansiedlungen ist dabei die Etablierung von sich selbst erhaltenden Populationen. Wiederansiedlungen als Maßnahme zum Erhalt von Pflanzenarten werden im Naturschutz schon seit über 20 Jahren thematisiert und gewinnen weltweit immer mehr an Bedeutung (FALK 1996, MAUNDER 1992). Sie werden jedoch in Deutschland bisher kaum praktiziert (s. jedoch z. B. BECKER & BECKER 2010, KIEHL & PFADENHAUER 2007, KIEHL & RÖDER 2008). So wurden allein in Europa in den letzten Jahren zwar mindestens 234 Wiederansiedlungen von Pflanzen durchgeführt, davon allerdings nur 28 in Deutschland (GODEFROID et al. 2011, GODEFROID pers. Mitt., SOORAE & SEDDON 1998). Vielfach wurden (und werden) Wieder- und auch Neuansiedlungen als ein unnatürlicher Eingriff oder gar als eine Florenverfälschung betrachtet. Fundierte Kenntnisse über die natürliche Verbreitung der Arten, die Ökologie der Habitate sowie nach Möglichkeit der gebietstypischen genetischen Struktur, und ein sensibles praktisches Vorgehen minimieren jedoch das Risiko einer echten Florenverfälschung (FALK et al. 1996, s. auch Empfehlungen in DONATH & ECKSTEIN 2008). Viele Arten haben vermutlich auch viel weniger statische Areale als bisher angenommen.

Wiederansiedlungsmaßnahmen stellen auch wissenschaftliche Experimente dar, deren Erfolg aus naturschutzfachlicher Sicht zwar nicht garantiert werden kann, die aber (bei ausführlicher Analyse) auch bei Nichtgelingen einen Erkenntnisgewinn darstellen und somit selbst dann für die Naturschutzpraxis wichtig sind (GUERRANT & KAYE 2007). Wiederansiedlungen sind allerdings generell – zumindest in den ersten Jahren – keineswegs erfolglos, wobei bisher nur wenige Langzeitstudien vorliegen (GODEFROID et al. 2011). Als Beispiele für erfolgreiche Wiederansiedlungen in Deutschland sind hierbei die seltene Hirschzunge *Asplenium scolopendrium*, die am südlichen Harzrand wiederangesiedelt werden konnte (BECKER & BECKER 2010), und erste Erfolge bei der Wiederansiedlung

## 2 Wiederansiedlung als Maßnahme zum Erhalt seltener Pflanzenarten

von *Pulsatilla pratensis* in Schleswig-Holstein zu nennen (RICKERT & DREWS 2009). Der Erfolg solcher Wiederansiedlungsmaßnahmen hängt dabei von einer Vielzahl von Faktoren ab. Neben klimatischen Bedingungen (ADAMEC & LEV 1999), Konkurrenzeinflüssen (CARLSEN et al. 2000) und generellen Standortmerkmalen (DONATH et al. 2006, POSSLEY et al. 2008) wurde in einigen Studien auch der Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Etablierungserfolg der Zielarten untersucht (DONATH et al. 2006, HÖLZEL & OTTE 2003, KIEHL et al. 2006). Für Magerrasen gilt, dass Pflegemaßnahmen wie z. B. Beweidung oder Mahd nicht nur den Wiederansiedlungserfolg erhöhen, sondern sogar eine Voraussetzung dafür sind (FALK et al. 1996). Generell wird die Etablierung von Arten halbnatürlicher Habitats, zu denen auch die Steppenrasen zu rechnen sind, durch Störungsereignisse, wie dem Verletzen des Oberbodens, gefördert – auch Brand kann hier eine geeignete Störung sein (HÖLZEL & OTTE 2003, JÖGAR & MOORA 2008, MOYES et al. 2005).

Auf Trockenstandorten erfolgten in Deutschland Einbringungen ganzer Artensets durch Übertragung von Mahdgut oder Diasporen im Rahmen der Wiederherstellung kompletter Lebensräume (z. B. KIEHL et al. 2006, KIRMER & MAHN 2001). Wissenschaftlich begleitete Versuche, einzelne Pflanzenarten der Steppen- und Trockenrasen in bestehenden, mutmaßlich intakten Habitats wieder anzusiedeln, existieren in Mitteleuropa bisher jedoch kaum.

Abb. 3 (links):

Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Experimentellen Botanischen Gartens der Universität Göttingen beim Materialtransport auf die Schwellenburg. In den Schubkarren befinden sich Elektro-Akkus für den Bohrhämmer, mit dem die Pflanzlöcher vorgebohrt wurden (Foto: T. Becker, 28.9.2011).



Abb. 4 (rechts):

Mit dem Bohrhämmer werden die Pflanzlöcher vorgebohrt (Foto: T. Becker, Schwellenburg, 28.9.2011).



### 3 Zielarten der hier vorgestellten Wieder- ansiedlung

Bei den drei Zielarten der hier erfolgten Wiederansiedlungen handelt es sich um den Stängellosen Tragant (*Astragalus exscapus*), die Violette Schwarzwurzel (*Scorzonera purpurea*) und die Dunkle Wiesenkuhschelle (*Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*). Alle drei Arten kommen natürlicherweise in den Steppenrasen Thüringens vor; hier liegt der Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Kyffhäuser und den angrenzenden Gebieten (ZÜNDORF et al. 2006). Während die mitteleuropäischen Vorkommen von *P. pratensis* und *S. purpurea* Vorposten eines bis weit in die Steppen Osteuropas und Zentralasiens reichenden Gesamtareals sind, verfügt *A. exscapus* über kein zusammenhängendes Hauptareal (MEUSEL et al. 1965, MEUSEL & JÄGER 1992). Bei dieser Art liegt vielmehr ein großer Teil des Gesamtareals in Deutschland, so dass hier eine besonders hohe Verantwortlichkeit Deutschlands vorliegt (WELK 2002, BECKER 2003).

Die drei Zielarten stehen sowohl bundesweit als auch in Thüringen auf der Roten Liste der bedrohten Pflanzenarten (ZÜNDORF et al. 2006). Sie haben in den vergangenen 100 Jahren erhebliche Verluste erlitten. In Deutschland sind in dieser Zeit etwa die Hälfte der Populationen von *A. exscapus* (BECKER 2003) und mehr als die Hälfte der von *S. purpurea* und *P. pratensis* zuvor besiedelten Messtischblattquadranten in Thüringen erloschen (s. KORSCH et al. 2002). *P. pratensis* kommt in Thüringen je nach Abgrenzung der Vorkommen aktuell in nur noch zehn bis zwölf Populationen vor (KIENBERG & EBERHARDT, eigene Daten).

Alle drei Arten vermehren sich ausschließlich durch Samen. Sowohl *P. pratensis* als auch *S. purpurea* besitzen an ihren Diasporen Anhänge, die sie zur Windausbreitung befähigen (KLOTZ et al. 2002). Zumindest die Samen von *P. pratensis* werden dabei aber in der Regel wohl nur über kurze Distanzen ausgebreitet (TACKENBERG 2001). Bei *A. exscapus* ist das Potential der Samen zur Ausbreitung über größere Distanzen sicher äußerst gering; Fernausbreitung scheint hier praktisch nur mit Hilfe größerer Weidetiere möglich (BECKER 2003). Während die Samen der drei Arten nur kurz in der Samenbank überdauern können, sind die Pflanzen langlebig. *A. exscapus* kann mindestens 21 Jahre alt werden (BECKER 2003), gleiches gilt vermutlich für *P. pratensis* (vgl. WELLS & BARLING 1958).

Als Anpassung an die trockenen Bedingungen der Steppenrasen bilden die drei Arten lange Pfahlwurzeln, die bei *A. exscapus* mindestens 1,5 m lang werden können (BECKER 2003). Während bei *P. pratensis* die Habitattypen wenig variieren, wachsen *A. exscapus* und *S. purpurea* sowohl in den eigentlichen Steppenrasen (kontinentale Trockenrasen) als auch in kontinentalen Halbtrockenrasen.



Abb. 5 (links):

a) Vor der Pflanzung werden die Jungpflanzen (hier *Astragalus exscapus*) von der Schlauchfolie befreit. b) Auf dem kleinen Bild ist die entwickelte Pfahlwurzel, die später die Wasserversorgung in Trockenzeiten aus tieferen Bodenschichten gewährleisten soll, sichtbar (Fotos: a) T. Becker, 13.10.2011; b) O. Kienberg, 26.09.2011).

Abb. 6 (rechts):

Ansiedlung von *Scorzonera purpurea* auf den Bottendorfer Hügeln. Die Wurzelballen werden passgenau in zuvor mit einem Pflanzbohrer gestochene Löcher eingeführt. So wird die Vegetation nicht geschädigt (Foto: T. Becker, 9.4.2009).

Bevor eine Wiederansiedlung durchgeführt werden kann, müssen geeignete Flächen gefunden werden, die als Zielhabitat dienen. Da die Wiederansiedlung überwiegend durch das EU-LIFE-Projekt „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ (s. BAUMBACH 2013, in diesem Band S. 223–248) finanziert wird, wurden *Astragalus exscapus*, *Pulsatilla pratensis* und *Scorzonera purpurea* in den LIFE-Projektgebieten, die gleichzeitig FFH-Gebiete darstellen, ausgebracht. Gleichzeitig erfüllen diese Gebiete in besonderer Weise die Kriterien zur Gebietsauswahl für Wiederansiedlungsmaßnahmen nach den Richtlinien der IUCN (IUCN 1998, S. 7f.). So sind erstens die von den drei Zielarten als Habitat bevorzugten Lebensraumtypen der kontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen in diesen Gebieten noch in so großem Umfang vorhanden, dass sich hier grundsätzlich lebensfähige Populationen entwickeln können. Häufig sind in den Wiederansiedlungsgebieten die geeigneten Habitatflächen sogar größer als in den bestehenden von den Arten besiedelten Gebieten. Zweitens können mögliche Gefährdungen für die drei Arten im Rahmen des LIFE-Projekts beseitigt werden: Alle drei Arten profitieren z. B. von extensiver Beweidung (ZÜNDORF et al. 2006), die durch das LIFE-Projekt langfristig gesichert werden soll. Weitere Pflegemaßnahmen im Rahmen des LIFE-Projekts wie umfangreiche Entbuschungen helfen zudem bei der Offenhaltung der Habitate. Drittens handelt es sich bei den Flächen zur Wiederansiedlung um Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie der EU, für die ein Verbot der Verschlechterung gilt bzw. Maßnahmen ergriffen werden müssen, um einen guten Erhaltungszustand zu sichern oder auch wiederherzustellen; damit ist eine langfristige Existenz der Flächen sichergestellt (s. FFH-RICHTLINIE 1992, Artikel 2, Abs. 2 und Artikel 6).

Laut den Richtlinien der IUCN (1998) sollten Wiederansiedlungen grundsätzlich „im historischen Verbreitungsgebiet“ der betreffenden Art sowie in ihren angestammten Habitaten (in diesem Fall den kontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen) stattfinden. Neuansiedlungen sind dagegen nach der IUCN-Definition (IUCN 1998, S. 6) Versuche, eine Art „in einem geeigneten Habitat außerhalb ihres Verbreitungsgebietes“ anzusiedeln. Da alle LIFE-Projektgebiete im historischen Verbreitungsgebiet der drei Arten liegen, sind die Kriterien der IUCN voll erfüllt. Für mehrere der ausgewählten Flächen sind auch historische Vorkommen der Arten direkt belegt, z. B. kamen *A. exscapus* und *P. pratensis* auf den Bottendorfer Hügeln und *S. purpurea* auf der Schwellenburg vor. Für einen Teil der anderen Zielgebiete gibt es keine solchen historisch belegten ehemaligen Vorkommen, häufig sind aber zumindest historische Vorkommen aus der unmittelbaren Umgebung belegt. So kam z. B. *S. purpurea* auf dem Hengstberg bei Greußen nahe des Zielgebiets „Trockenrasenkomplex bei Herrnschwende“ und auf dem Schachtberg bei Roßleben nahe des Zielgebiets „Bottendorfer Hügel“ vor. Eine zu starke Verengung des Begriffs der Ausbringung in Flächen mit historisch belegten Vorkommen wäre in mehrfacher Hinsicht problematisch. Einerseits sind die Daten zu historischen Vorkommen oft lückenhaft. Ein Beispiel ist hier die kürzlich erfolgte Wiederentdeckung von *Pulsatilla pratensis* im NSG Wipperdurchbruch im Rahmen des LIFE-Projekts. Andererseits wird eine zu enge Auslegung des Begriffs der „ehemals besiedelten Flächen“ der natürlichen Dynamik der Verbreitung einer Art nicht gerecht. Sicher stehen oder standen dem Aussterben lokaler Populationen immer auch die Entstehung neuer Populationen gegenüber. Im Fall von Metapopulationen ist dies sogar zwingend der Fall. So sind von *Astragalus exscapus* weniger als 4 % der potentiell geeigneten Flächen im mitteldeutschen Trockengebiet besetzt (BECKER 2010). Die nicht zuletzt auch zufällig beeinflussten

#### 4 Auswahl der Ziel- gebiete – Wiederansiedlung oder Neuansiedlung?

## 5 Leitfragen unserer Studie

Verbreitungsmuster innerhalb des historischen Verbreitungsgebietes einer Art sollten somit nicht das einzige Kriterium für die Auswahl von Wiederansiedlungsflächen sein bzw. das Kriterium sollte zwar streng, jedoch nicht zu streng angewandt werden.

Die hier beschriebenen Wiederansiedlungen sollen zunächst die drei seltenen und stark gefährdeten Zielarten direkt fördern. Gleichzeitig werden praktische Kenntnisse z. B. über die Anzucht und Auspflanzung der drei Arten gewonnen. Die Konzeption unserer Wiederansiedlungen als wissenschaftliches Experiment (s. auch IUCN 1998) erlaubt darüber hinaus auch die Schaffung von Grundlagenwissen über die Möglichkeiten von Wiederansiedlungsmaßnahmen zur Förderung gefährdeter Pflanzenarten in Trockenrasen.

So wird z. B. untersucht, inwieweit die Umweltbedingungen der Habitate der Quellpopulationen (aus denen die für die Anzucht und Aussaat verwendeten Samen stammen) und der Zielgebiete (in denen die Wiederansiedlungen erfolgen) den Erfolg der Wiederansiedlung beeinflussen. *Astragalus exscapus* und *Scorzonera purpurea* kommen in zwei grundsätzlich unterschiedlichen Habitattypen, den kontinentalen Trockenrasen und den kontinentalen Halbtrockenrasen, vor. Dabei wurde bei *Astragalus exscapus* beobachtet, dass Pflanzen aus Halbtrockenrasen sowohl in der Natur als auch und unter gleichen Bedingungen im Versuchsgarten länger blühen als solche aus Trockenrasen (BECKER 2003). Daher besteht bei dieser Art möglicherweise eine Differenzierung in Ökotypen. Diese ökotypische Differenzierung erscheint auch für *S. purpurea* möglich. Da nun bekannt ist, dass lokale und ökotypische Anpassungen einen Effekt auf das Überleben von Pflanzen in einem Habitat haben können (z. B. BECKER et al. 2006, JOSHI et al. 2001, KAWECKI & EBERT 2004), ist zu erwarten, dass der Wiederansiedlungserfolg bei einer Übereinstimmung des Habitattyps der Quellpopulation und des Zielgebiets größer ist, als wenn die Habitattypen von Quellpopulation und Zielgebiet nicht übereinstimmen.

Ein weiterer Faktor, dessen möglicher Einfluss auf den Wiederansiedlungserfolg untersucht wird, ist die Größe bzw. die genetische Diversität der Quellpopulation. Es wird vermutet, dass der Ansiedlungserfolg mit der genetischen Diversität der Quellpopulation zunimmt, da es einen generell positiven Zusammenhang zwischen genetischer Diversität und Fitnessmerkmalen bei Pflanzenpopulationen gibt (BECKER 2003 für *Astragalus exscapus*, HENSEN et al. 2005 für *Pulsatilla vulgaris*, LEIMU et al. 2006 allgemein). Zudem sind genetisch diverse Populationen grundsätzlich besser imstande, sich an veränderte Umweltbedingungen anzupassen (REED et al. 2003), was z. B. unter veränderten Klimabedingungen wichtig sein kann. Bei *A. exscapus* ist die genetische Diversität der verwendeten Quellpopulationen durch eine Analyse von BECKER (2003) bekannt. Für *P. pratensis* und *S. purpurea* liegen zwar keine Kenntnisse über die genetische Diversität der einzelnen Population vor, doch ist es möglich, diese aus der Populationsgröße grob abzuleiten, da zahlreiche Studien gezeigt haben, dass die genetische Diversität mit der Populationsgröße ansteigt (FISCHER & MATTHIES 1998, LEIMU et al. 2006).

Zusätzlich wird der Einfluss der Art der Ausbringung (Aussaat versus Auspflanzen von Jungpflanzen) auf den Wiederansiedlungserfolg untersucht, um Kosten und Nutzen einer arbeitssparenden (Aussaat) mit einer aufwendigen Methode (Auspflanzen) zu vergleichen. Das Ausbringen von Jungpflanzen ist deutlich kosten- und zeitintensiver, in der Regel aber erfolgreicher als die Aussaat von Samen (DRAYTON & PRIMACK 2000, MASCHINSKI & DUQUESNEL 2006, MENGES 2008). Allerdings kann auch die Aussaat einer großen Anzahl an Samen eine gute Möglichkeit sein, trotz geringer Keimungsrate eine angemessene Anzahl an Jungpflanzen im Zielhabitat zu erreichen (GUERRANT & KAYE 2007).

## 6 Experimentelles Design und praktische Durch- führung

Die für die Anzucht der Pflanzen bzw. zur Aussaat notwendigen Samen wurden aus den in der Region vorhandenen natürlichen Populationen im Gebiet des Kyffhäusergebirges sowie in den LIFE-Projektgebieten Nr. 1 (*Scorzonera purpurea*) und Nr. 5 (*Astragalus exscapus*) gewonnen, so dass gewährleistet ist, dass eventuell vorhandene lokale Anpassungen erhalten bleiben und räumliche genetische Strukturen nicht gestört werden. Es wurden dabei Samen von verschiedenen Mutterpflanzen in 7 (*Pulsatilla pratensis*), 13 (*Scorzonera purpurea*) oder 20 Populationen (*Astragalus exscapus*) gesammelt, da die Verwendung von Samen aus einer Vielzahl von Mutterpflanzen eine höhere genetische Diversität der neuen Population gewährleistet (DONATH & ECKSTEIN 2008). Bei *A. exscapus* und *S. purpurea* stammte jeweils die eine Hälfte der Populationen von Trockenrasen und die andere Hälfte von Halbtrockenrasen, zudem wurden bei allen drei Arten je zur Hälfte sowohl kleine als auch große Populationen besammelt.

Aus den im Frühjahr und Frühsommer 2009 bzw. 2010 gesammelten Samen wurden im Winter 2009/2010 (*S. purpurea*) bzw. Winter 2010/2011 bis Herbst 2012 (*A. exscapus* und *P. pratensis*) im Gewächshaus Jungpflanzen angezogen (Abb. 1 und 2). Dabei musste beachtet werden, dass die Pflanzen lange Pfahlwurzeln ausbilden, um in Trockenzeiten Wasser aus tieferen Bodenschichten nutzen zu können (Abb. 5 und 6). Da handelsübliche Pflanztöpfe für die Entwicklung dieser Pfahlwurzeln zu niedrig sind, wurden Schlauchtöpfe aus Schlauchfolie im Eigenbau hergestellt; diese waren 25 cm (für *S. purpurea* und *P. pratensis*) oder 30 cm (für *A. exscapus*) lang. Nachdem sich die Jungpflanzen im Gewächshaus entwickelt hatten, wurden sie im Freigelände weiter kultiviert. Insgesamt wurden etwa je 1.000 (*P. pratensis* und *S. purpurea*) bzw. 2.200 Jungpflanzen (*A. exscapus*) angezogen. Diese wurden im Frühjahr 2010 (*S. purpurea*) bzw. im Herbst 2011 (*A. exscapus*, *P. pratensis*) in den jeweiligen Zielgebieten ausgebracht (zu Anzucht und Ausspflanzung siehe auch KÜNTZEL 2011 für *S. purpurea* und LEHNER 2012 für *A. exscapus*).



Abb. 7 (links):

Ansiedlung von *Astragalus exscapus* am Südhang der Schwellenburg durch Mitarbeiter der Universität Göttingen. In der Mitte des Bildes sind fünf Pflanzen in Schlauchfolientöpfen zu sehen. Zum Zeitpunkt des Fotos war der Boden extrem ausgetrocknet. Kurze Zeit später setzte ausgiebiger Regen ein (Foto: T. Becker, 28.9.2011).

Abb. 8 (rechts):

Ansiedlung von *Astragalus exscapus* am Brembacher Weinberg. Es wurden jeweils etwa 20 Pflanzen auf 1 m x 2 m-Flächen gepflanzt (Vordergrund). Im Hintergrund werden die mit dem Bohrhammer vorgebohrten ca. 30 cm tiefen Pflanzlöcher mit dem Pflanzbohrer nachgearbeitet (Foto: T. Becker, 13.10.2011).

Die *S. purpurea*-Pflanzen wurden in den sechs LIFE-Projektgebieten Nr. 1, 2, 3, 5, 7 und 9, die *A. exscapus*-Pflanzen in den acht LIFE-PG Nr. 2 bis 9 und die *P. pratensis*-Pflanzen in den acht LIFE-PG Nr. 1 bis 3 und 5 bis 9 ausgepflanzt (Abb. 3, 4, 7, 8). Die Auswahl der jeweiligen Gebiete zur Wiederansiedlung wurde mit den zuständigen Behörden und den ortsansässigen Gebietskennern abgestimmt. In bereits besiedelte Gebiete wurden keine Pflanzen eingebracht, um den lokalen Genpool der bestehenden Populationen nicht zu verändern.

Pro Zielgebiet und Art wurden je ein Trockenrasen (Südhang) und ein Halbtrockenrasen (Nordhang) ausgewählt, so dass der Einfluss des Faktors *Habitattyp der Zielpopulation* (Trocken- oder Halbtrockenrasen) auf den Ansiedlungserfolg untersucht werden kann. Auf jedem der Rasen wurden jeweils fünf (*A. exscapus*, *P. pratensis*) bzw. drei (*S. purpurea*) Versuchsflächen angelegt und diese mit jeweils 12 (*P. pratensis*), 24 (*S. purpurea*) oder 28 (*A. exscapus*) Pflanzen bestückt. Dabei wurden auf jeder Versuchsfläche alle vier möglichen Kombinationen der Faktoren (1) *Habitattyp der Quellpopulation* (Trockenrasen versus Halbtrockenrasen) und (2) *Größe der Quellpopulation* (große versus kleine Quellpopulation) realisiert (Abb. 9). Für die Erstellung der Pflanzlöcher wurden eigens zu diesem Zweck gebaute Pflanzbohrer verwendet, mit denen, ähnlich wie mit einem Pürckhauerbohrer, ein Bohrkern entnommen wurde, der einen geringfügig größeren Durchmesser als die Schlauchtöpfe hatte.

Neben dem Ausbringen von Jungpflanzen wurden im Winter 2012 von *A. exscapus* und *P. pratensis* in acht Zielgebieten auf je zehn Versuchsflächen (je fünf auf dem Nord- und dem Südhang) jeweils etwa 200 Samen ausgesät, insgesamt je Art also ca. 16.000 Samen. Die Aussaatflächen wurden dabei mit einem Rechen gestört, um eine Verletzung des Bodens herbeizuführen und den Etablierungserfolg zu erhöhen.

Wachstum und Überleben wurden für *S. purpurea* in den Jahren 2010 und 2011 dokumentiert (s. hierzu auch KÜNTZEL 2011 und LEHNER 2012); das Monitoring der anderen beiden Arten – sowohl der Jungpflanzen als auch der Samen – begann im Frühjahr 2012 (s. hierzu GERMESHAUSEN 2012). Der Wiederansiedlungserfolg wird zunächst im Rahmen des LIFE-Projektes bis zum Jahr 2014 dokumentiert, jedoch wird auch eine längerfristige Beobachtung angestrebt.

Abb. 9:

Experimentelles Design der Wiederansiedlungen. Dargestellt sind beispielhaft zwei Versuchsflächen in zwei Zielhabitaten (Trocken- und Halbtrockenrasen) für *A. exscapus* mit der Art der Ausbringung (Pflanzen und Säen) sowie den Faktoren Habitat der Quellpopulation (TR = Trocken- und HTR = Halbtrockenrasen) und Populationsgröße der Quellpopulationen (PG+ = groß, PG- = klein). Insgesamt wurden pro Zielart in 6 (*S. purpurea*) bzw. 8 Zielgebieten (*A. exscapus* und *P. pratensis*) jeweils 10 (*A. exscapus* und *P. pratensis*) bzw. 6 (*S. purpurea*) Anpflanzungsflächen angelegt. Zusätzlich wurden in den 8 Zielgebieten von *A. exscapus* und *P. pratensis* auf je 10 Saatflächen etwa 200 Samen je Fläche und Art ausgesät.

<b>Trockenrasen (Südhang)</b>	<b>Halbtrockenrasen (Nordhang)</b>
<b>Pflanzen</b>	<b>Pflanzen</b>
7 aus TR-PG+	7 aus TR-PG+
7 aus TR-PG-	7 aus TR-PG-
7 aus HTR-PG+	7 aus HTR-PG+
7 aus HTR-PG-	7 aus HTR-PG-
<b>Säen</b>	<b>Säen</b>
200 Samen	200 Samen

## 7 Erste Ergebnisse der Wiederansiedlung von *Scorzonera purpurea*

Von den ursprünglich angepflanzten Individuen von *S. purpurea* überlebten 71 % bis zum Jahr 2011, davon blühten 41 %. Die Überlebensrate unterschied sich stark zwischen den einzelnen Gebieten bzw. den Hanglagen innerhalb der Gebiete (Abb. 10). In drei der sechs Wiederansiedlungsgebiete überlebten etwa 85 % der Pflanzen. Demgegenüber steht ein Komplettausfall in nur einem Gebiet, auf dem Nordhang des Kahlen Berges bei Tunzenhausen.

Die bisher erhobenen Daten deuten darauf hin, dass sich der Habitattyp (Nord- versus Südhang) der Zielgebiete und der Herkunftspopulationen unterschiedlich auf das Wachstum der Pflanzen auswirken können. So waren die Blätter der auf den Nordhängen (Halbtrockenrasen) angepflanzten Individuen länger, diese Pflanzen hatten aber weniger Sprosse als solche, die auf den Südhängen (Trockenrasen) angepflanzt wurden. Die vorläufigen Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die wiederangesiedelten Pflanzen bei einer Übereinstimmung der Habitattypen von Zielgebiet und Herkunftspopulation mehr Blüten und längere, dafür aber weniger, Blätter haben.

Entgegen der Erwartung waren Wachstum und Überleben der wiederangesiedelten Pflanzen (bisher) nicht vermindert, wenn die zur Anzucht verwendeten Samen von Mutterpflanzen aus kleinen Populationen stammten. Es deutete sich im Gegenteil ein Trend an, dass diese Pflanzen sogar etwas höhere Überlebensraten und auch mehr Blüten hatten.

Die kleinstandörtlichen Bedingungen an den einzelnen Auspflanzungsstellen haben offenbar einen starken Einfluss auf die bisherige Etablierung der Pflanzen. Teilweise wirkte sich auch Tierfraß (insbesondere von Kaninchen und Wühlmäusen, aber auch von Schnecken) negativ auf das Wachstum der Pflanzen aus. Besonders eine hohe umgebende Vegetation hat offenbar einen stark negativen Einfluss auf Wachstum und Überleben der Pflanzen, was auf starke Auswirkungen von Konkurrenz hindeutet. Die Deckung an Krautschicht war bei den bereits etablierten Individuen von *S. purpurea* allerdings positiv mit der Blühwahrscheinlichkeit korreliert (vgl. KÜNTZEL 2011 und LEHNER 2012).

Abb. 10:

Prozentuale Überlebensrate der wiederangesiedelten Jungpflanzen von *S. purpurea* bis zum Jahr 2011 in den sechs Zielgebieten in Thüringen. In jedem Zielgebiet wurden die Pflanzen jeweils auf einem Rasen am Nordhang (= Halbtrocken) und am Südhang (= Trocken) angepflanzt. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler für das Überleben auf jedem Rasen. Die Zielgebiete waren:

Bott = Bottendorfer Hügel,

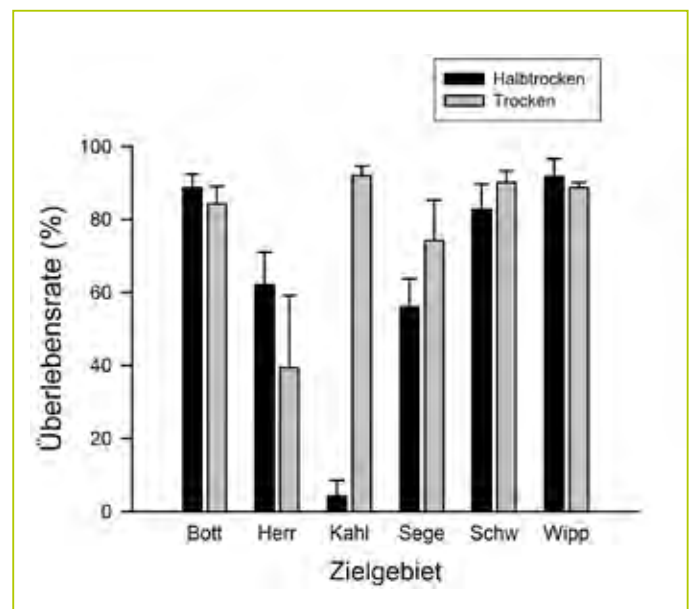
Herr = Trockenrasenkomplex um Herrnschwende,

Kahl = Kahler Berg bei Tunzenhausen,

Sege = Segelberg bei Hemleben,

Schw = Schwellenburg bei Erfurt,

Wipp = Wipperdurchbruch.





## 8 Schlussfolgerungen

Die Etablierung von *Scorzonera purpurea* in den Wiederansiedlungsgebieten kann bisher als erfolgreich angesehen werden, da von den angepflanzten Individuen in der Hälfte der Gebiete und in sieben von zwölf Rasen mehr als 80 % überlebten. Es zeichnet sich ab, dass die Eigenschaften der Herkunftspopulation und des Zielgebietes einen Einfluss auf das Wachstum der wiederangesiedelten Pflanzen haben. So deuten die bisherigen Ergebnisse darauf hin, dass bei *S. purpurea* – entgegen der Erwartung – kleine Populationen als Samenquelle für die Wiederansiedlung evtl. sogar besser geeignet sein können als große Populationen, da die Nachkommen aus kleinen Populationen (bisher) tendenziell besser überlebten und mehr Blüten produzierten. Langfristig kann zudem die Verwendung von Samen aus mehreren Populationen Vorteile bedeuten, vor allem wenn sich die Populationen an veränderte Umweltbedingungen (Klimawandel) anpassen müssen. Als Zielhabitat scheinen für *Scorzonera purpurea* niedrige Halbtrockenrasen ähnlich geeignet zu sein wie (lückige) Trockenrasen. Eine Übereinstimmung des Habitats von Zielgebiet und Herkunftspopulation wirkte sich unterschiedlich auf die verschiedenen Größenmerkmale aus, so dass noch nicht sicher gesagt werden kann, ob es bei *S. purpurea* eine ökotypische Anpassung gibt. Die Ergebnisse zum Einfluss der kleinstandörtlichen Bedingungen auf den bisherigen Wiederansiedlungserfolg legt nach bisherigem Erkenntnisstand die Empfehlung nahe, besonderes Augenmerk auf den Vegetationstyp und die Vegetationsstruktur (z. B. Bevorzugung von Anpflanzungsorten mit niedriger Vegetation) zu legen. Die kurzfristige Etablierung einer Art in einem Gebiet ist jedoch nur der erste Schritt zu einer erfolgreichen Wiederansiedlung. Um einschätzen zu können, ob auch eine langfristige Etablierung gelingt und sich selbständig reproduzierende Populationen herausbilden, sollen die ausgebrachten Pflanzen bzw. neu gegründeten Populationen im Rahmen eines Monitoring in den nächsten Jahren regelmäßig untersucht werden.

Wir danken Dr. Werner Westhus (TLUG Weimar) für seine Aufgeschlossenheit und fachliche Unterstützung sowie den zuständigen Naturschutzbehörden: Dr. Ulrich Bößneck (Erfurt), Inga Hampel (Erfurt), Dr. Jürgen Pusch (Sondershausen), Erwin Schmidt (Sömmerda) für die Erteilung der Ausnahmegenehmigungen und die Mithilfe bei der Suche nach geeigneten Spenderpopulationen und Zielflächen. Stephan Pfützenreuter (TMLFUN Erfurt) als LIFE-Projektinitiator und -koordinator danken wir herzlich für das Vertrauen und die Mittelbereitstellung, ohne die das Wiederansiedlungsprojekt nicht möglich gewesen wäre. Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des LIFE-Projektbüros in Sömmerda (Claudia Barnkoth, Kirstin Hofmann, Jana Töppe, Steffi Zacharias und insbesondere Dr. Henryk Baumbach) danken wir herzlich für die vielfältige Unterstützung. Herzlich bedanken möchten wir uns auch bei den Gärtnerinnen und Gärtnern des Experimentellen Botanischen Gartens Göttingen für deren praktische Hilfe beim Ausbringen der Pflanzen sowie bei den beteiligten Bachelor- und Masterstudierenden (Michel Eberhardt, Franziska Germeshausen, Alena Küntzel und Markus Lehner) für praktische und wissenschaftliche Hilfe. Der Naturparkverwaltung Kyffhäuser danken wir für die Gastfreundschaft. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) danken wir für finanzielle Unterstützung im Rahmen eines Promotionsstipendiums für Lisa Thill.

## Danksagung

- ADAMEC, L. & LEV, J. (1999): The introduction of the aquatic carnivorous plant *Aldrovanda vesiculosa* to new potential sites in the Czech Republic: A five-year investigation. *Folia Geobotanica* **34**: 299–305.
- BAUMBACH, H. (2013): Das EU-LIFE-Projekt „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ im Überblick. In: BAUMBACH, H. & PFÜTZENREUTER, S. (Red.): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 223–248. Tagungsband, Hrsg. vom Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN), Erfurt, 456 S.
- BECKER, T. (2003): Auswirkungen langzeitiger Fragmentierung auf Populationen am Beispiel der relikti-schen Steppenrasenart *Astragalus exscapus* L. (Fabaceae). *Dissertationes Botanicae* **380**.
- (2010): Explaining rarity of the dry grassland perennial *Astragalus exscapus*. *Folia Geobotanica* **45**: 303–321.
- , ANDRES, C. & DIERSCHKE, H. (2011): Junge und alte Steppenrasen im NSG „Badraer Lehde–Großer Eller“ im Kyffhäusergebirge. *Tuexenia* **31**: 173–210.
- & BECKER, U. (2010): Successful transplantation of a hart’s tongue fern population (*Asplenium scolopendrium* L.) with ten years of monitoring. *Tuexenia* **30**: 47–58.
- BECKER, U., COLLING, G., DOSTAL, P., JAKOBSSON, A. & MATTHIES, D. (2006): Local adaptation in the monocarpic perennial *Carlina vulgaris* at different spatial scales across Europe. *Oecologia* **150**: 506–518.
- BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012): [http://www.bfn.de/0311\\_biotopverbund.html](http://www.bfn.de/0311_biotopverbund.html). Zugriff am 06.10.2012.
- Carlsen, T. M., Menke, J. W. & Pavlik, B. M. (2000): Reducing Competitive Suppression of a Rare Annual Forb by Restoring Native California Perennial Grasslands. *Restoration Ecology* **8**: 18–29.

## Literatur

- DONATH, T., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* **130**: 315–323.
- DONATH, T. W. & ECKSTEIN, R. L. (2008): Bedeutung genetischer Faktoren für die Wiederansiedlung seltener Pflanzengemeinschaften. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **40**: 21–25.
- DRAYTON, B. & PRIMACK, R. (2000): Rates of success in the reintroduction by four methods of several perennial plant species in Eastern Massachusetts. *Rhodora* **102**: 299–331.
- FALK, D. A., MILLAR, C. I. & OLWELL, M. (1996): *Restoring Diversity*. New York.
- FFH-RICHTLINIE (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21. Mai 1992. Artikel 2, Abs. 2.
- FISCHER, M. & STÖCKLIN, J. (1997): Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. *Conservation Biology* **11**: 727–737.
- & MATTHIES, D. (1998): RAPD variation in relation to population size and plant fitness in the rare *Gentianella germanica* (Gentianaceae). *American Journal of Botany* **85**: 811–819.
- FISCHER, S. F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1206–1222.
- GERMESHAUSEN, F. (2012): Möglichkeiten der Wiederansiedlung der seltenen Pflanzenart *Astragalus exscapus* in Steppenrasen in Thüringen. Bachelor-Arb., Georg-August-Universität Göttingen.
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G., BUORD, S., STEVENS, A.-D., AGURAIUJA, R., COWELL, C., WEEKLEY, C. W., VOGG, G., IRIONDO, J. M., JOHNSON, I., DIXON, B., GORDON, D., MAGNANON, S., VALENTIN, B., BJUREKE, K., KOOPMAN, R., VICENS, M., VIREVAIRE, M. & VANDERBORGH, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* **144**: 672–682.
- GUERRANT, E. O. & KAYE, T. N. (2007): Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany* **55**: 362–370.
- HENSEN, I., OBERPRIELER, C. & WESCHE, K. (2005): Genetic structure, population size, and seed production of *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Ranunculaceae*) in Central Germany. *Flora* **200**: 3–14.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant litter. *Applied Vegetation Science* **6**: 131–140.
- IUCN (1998): Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- JOSHI, J., SCHMID, B., CALDEIRA, M. C., DIMITRAKOPOULOS, P. G., GOOD, J., HARRIS, R., HECTOR, A., HUSS-DANELL, K., JUMPPONEN, A., MINNS, A., MULDER, C. P. H., PEREIRA, J. S., PRINZ, A., SCHERER-LORENZEN, M., SIAMANTZIOURAS, A.-S. D., TERRY, A. C., TROUMBIS, A. Y. & LAWTON, J. H. (2001): Local adaptation enhances performance of common plant species. *Ecology Letters* **4**: 536–544.
- JÖGAR, Ü. & MOORA, M. (2008): Reintroduction of a rare plant (*Gladiolus imbricatus*) population to a river floodplain – How important is meadow management? *Restoration Ecology* **16**: 382–385.
- KAWECKI, T. & EBERT, D. (2004): Conceptual issues in local adaptation. *Ecology Letters* **7**: 1225–1241.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006): Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* **14**: 148–156.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* **189**: 31–48.
- KIEHL, K. & RÖDER, D. (2008): Successful establishment of the Natura 2000 species *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in newly restored calcareous grasslands. 6th European Conference on Ecological Restoration. Ghent, Belgium, 8.–12.09.2008.
- KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* **4**: 19–27.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. [Hrsg.] (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde **38**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KORSCH, H., WESTHUS, W. & ZÜNDORF, H.-J. (2002): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Thüringens. Jena.
- KÜNTZEL, A. (2011): Reintroduction of the rare plant species *Scorzonera purpurea* (Asteraceae) into steppe grasslands in Thuringia. Master-Arb., Fachbereich Biologie, Philipps-Universität Marburg.
- LEHNER, M. (2012): Wiederansiedlung seltener Pflanzenarten der Steppenrasen in Thüringen. Master-Arb., Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- 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.
- MASCHINSKI, J. & DUQUESNEL, J. (2006): Successful reintroductions of the endangered long-lived Sargent's cherry palm, *Pseudophoenix sargentii*, in the Florida Keys. *Biological Conservation* **134**: 122–129.
- MAUNDER, M. (1992): Plant reintroduction – an overview. *Biodiversity and Conservation* **1**: 51–61.
- MENGES, E. S. (1991): The application of minimum viable population theory to plants. In: FALK, D. A. & HOLSINGER, K. E. (eds.): *Genetics and conservation of rare plants*: 47–61, New York.
- (2008): Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany* **56**: 187–196.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. J. & WEINERT, E. (1965): *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Text und Karten. Band 1. Jena.

- MEUSEL, H. & JÄGER, E. J. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text und Karten. Band 3. Stuttgart/New York.
- MOYES, A. B., WITTER, M. S. & GAMON, J. A. (2005): Restoration of Native Perennials in a California Annual Grassland after Prescribed Spring Burning and Solarization. *Restoration Ecology* **13**: 659–666.
- OZINGA, W. A., HENNEKENS, S. M., SCHAMINÉE, J. H. J., BEKKER, R. M., PRINZING, A., BONN, S., POSCHLOD, P., TACKENBERG, O., THOMPSON, K., BAKKER, J. P. & VAN GROENENDAEL J. M. (2005): Assessing the relative importance of dispersal in plant communities using an ecoinformatics approach. *Folia Geobotanica* **40**: 53–7.
- POSSLEY, J., MASCHINSKI, J., RODRIGUEZ, C. & GRIFFIN DOZIER, J. (2008): Alternatives for Reintroducing a Rare Ecotone Species: Manually Thinned Forest Edge *versus* Restored Habitat Remnant. *Restoration Ecology* **17**: 668–677.
- PURSCHE, O., SYKES, M. T., REITALU, T., POSCHLOD, P. & PRENTICE, H. C. (2012): Linking landscape history and dispersal traits in grassland plant communities. *Oecologia* **168**: 773–783.
- REED, D. H., LOWE, E. H., BRISCOE, D. A. & FRANKHAM, R. (2003): Fitness and adaptation in a novel environment: effect of inbreeding, prior environment, and lineage. *Evolution* **57**: 1822–1828.
- RICKERT, B.-H. & DREWS, H. (2009): Ein erster Schritt zu einem Populationsmanagement für *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill in Schleswig-Holstein? *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde* **36**: 37–41.
- SHAFFER, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: SOULÉ, M. E. (ed.) *Viable Populations for conservation*: 69–86, Cambridge.
- SOORAE, P. S. & SEDDON, P. J. (Eds.) (1998): *Re-introduction Practitioners Directory*. IUCN Species Survival Commission's Re-introduction Specialist Group, Nairobi, Kenya & National Commission for Wildlife Conservation and Development, Riyadh, Saudi Arabia.
- TACKENBERG, O. (2001): Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Diss., Philipps-Universität Marburg.
- TMLFUN – THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ (2012): [http://www.thueringen.de/th8/tmlfun/naturschutz/biologische\\_vielfalt/vielfalt\\_von\\_lebensraeumen\\_landschaften/steppenrasen/steppenrasen/massnahmen](http://www.thueringen.de/th8/tmlfun/naturschutz/biologische_vielfalt/vielfalt_von_lebensraeumen_landschaften/steppenrasen/steppenrasen/massnahmen). Zugriff 06.10.2012.
- WALTER, H. & STRAKA, H. (1970): *Arealkunde, Floristisch-historische Geobotanik*. 2. Aufl., Stuttgart.
- WELK, E. (2002): *Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen*. Diss., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- WELLS, T. C. E. & BARLING, D. M. (1958): *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.). *Journal of Ecology* **59**: 275–292.
- ZÜNDORF, H. J., GÜNTHER, K. F., KORSCH, H. & WESTHUS, W. (2006): *Flora von Thüringen*. Jena.

Oliver Kienberg  
 Lisa Thill  
 Dr. Thomas Becker  
 Raum- und Umweltwissenschaften/Geobotanik  
 Universität Trier  
 Behringstr. 21  
 54286 Trier  
 DEUTSCHLAND

Anschrift der Autoren

E-Mail: oliver.kienberg@gmx.de  
 slithil@uni-trier.de  
 beckerth@uni-trier.de