

Vermehrung und Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten in der Oberlausitz¹

Von LUTZ ZWIEBEL

Zusammenfassung

In den Jahren 2012 bis 2015 wurden für zehn Pflanzenarten Wiederansiedlungen durchgeführt und untersucht. Je fünf Arten feuchter und fünf Arten trockenwarmer Standorte des Extensivgrünlands wurden ausgewählt, die historisch als verbreitet galten bzw. einen Verbreitungsschwerpunkt in der Oberlausitz besitzen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind alle Arten stark rückläufig und in Sachsen meist vom Aussterben bedroht.

Aus regionalen Wildvorkommen gewonnenes Saatgut bildete die Grundlage der Vermehrung. Die gärtnerische Kultur, welche Stratifizierung, Aussaat und Jungpflanzenpflege umfasste, erfolgte ex situ in einem Landwirtschaftsbetrieb in Markersdorf OT Friedersdorf. Hier wurden auch die Sicherungsbestände angelegt, die dem Erhalt der Arten und der zukünftigen Bereitstellung von Saatgut dienen.

In den Jahren 2013 bis 2015 wurden die Jungpflanzen auf über 40 Flächen extensiver landwirtschaftlicher Nutzung oder künstlicher Entstehung ausgepflanzt. Von den ca. 3.500 ausgebrachten Jungpflanzen etablierte sich jeweils nur ein geringer Teil. Bei einigen Arten gab es schon im Jahr nach Aussaat kaum noch Wiederfunde. Die Anwuchsunterschiede an den einzelnen Standorten waren weniger gravierend. Dies war umso bemerkenswerter, als für jede Art eine große Breite standörtlicher Bedingungen zur Verfügung stand.

Der im allgemeinen Diskurs hervorgehobene Bewirtschaftungswandel der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten stellt die Hauptursache für den Artenrückgang und die Rückschläge bei Wiederansiedlungen dar. Anhand der durchgeführten Pflanzungen konnte im Gefüge ungünstiger Faktoren die Bedeutung der bislang als Schädling nicht genügend beachteten Spanischen Wegschnecke (*Arion lusitanicus*) umrissen werden.

Abstract

Propagation and reestablishment of endangered plant species in Oberlausitz (Saxony)

From 2012 to 2015, the reestablishment of 10 plant species in Oberlausitz (Eastern Saxony) was experimentally investigated. The species selected were those of non-intensive agricultural land, with five from damp habitats and five from warm, dry habitats. These plants had either been widespread historically or have a distribution hotspot in Oberlausitz. All ten species are currently highly endangered and mostly threatened by extinction in Saxony.

Plants were propagated from seeds sourced from local wild populations. The garden culture, including stratification, sowing and raising young plants, was done ex situ in a farm in Friedersdorf

¹ Vortrag zur 26. Jahrestagung 2016 „Naturkundliche Forschung in der Oberlausitz“

(Markersdorf). Cultures of all species were also established there to ensure species survival and provide future sources of seed.

Between 2013 and 2015, c. 3500 young plants were planted at more than 40 sites either used non-intensively by agriculture or recently created by man. Only a small fraction of these plants established. For some species, hardly any plants could be rediscovered the following year. Plants within a single locality showed little variation in their extent of establishment, even though each species was provided with a wide range of environmental conditions .

Changes in agricultural land use over the last decades are the main cause of species decline and of setbacks to their recolonisation. Our monitoring of the success of the planting efforts indicates that, amongst other unfavourable factors, the Spanish slug (*Arion lusitanicus* auct no Mabille) plays a more important role as a pest than previously considered.

Keywords: Species decline, extensive grassland, nature conservation, invasive slug *Arion lusitanicus*.

1 Einleitung

Ein Großteil der vorgestellten Arbeiten wurde durch die Landwirtschaftsförderung des Freistaates Sachsen und der EU (SMUL 2007) gefördert. Alle gärtnerischen Arbeiten erfolgten in einem Landwirtschaftsbetrieb in Markersdorf OT Friedersdorf.

Innerhalb des Naturschutzes besitzt die Wiederansiedlung von Pflanzen aus gärtnerischer Vermehrung (*ex situ*) nach wie vor einen untergeordneten Stellenwert. Bisweilen wird auch grundsätzlich die Brauchbarkeit des Verfahrens angezweifelt. Auf der anderen Seite belegen die Kartierungen der vergangenen Jahre, dass der Artenschwund besonders in der Kulturlandschaft in verstärktem Maße stattfindet. Daran können weder Agrarumweltmaßnahmen noch die derzeitige Naturschutzförderung etwas ändern (SCHULZ 2013). Da Bereiche intensiver Land- und Forstwirtschaft in Sachsen mehr als zwei Drittel der Fläche beherrschen (SMUL 2012) und als überwiegend wertlos für den Erhalt von Biodiversität eingestuft werden müssen, kommt Naturschutzflächen, Ruderalbrachen, neuartigen, künstlichen Biotopen und ihren Übergangsformen eine immense Bedeutung zu. Aber Flächen mit Minimalnutzung bzw. -pflege (Spätschnittnutzung, Mulchen, Entbuschung) können zusehends verarmen oder ihren Schutzgrund verlieren (VAN ELSSEN et al. 2003). Der Anteil von Naturschutzflächen liegt in Sachsen unter 3% (SMUL 2012) und bewegt sich damit im Mittelfeld der deutschen

Bundesländer. Das Problem der Isolierung von Vorkommen, der Ausbreitungsbeschränkung und genetischen Verarmung zeigt sich daran deutlich. Hinzu kommt der Fakt, dass das über viele Jahrzehnte aufgebaute Saatgutpotential im Boden vielerorts erschöpft ist und Spontanauftreten einstiger Acker- und Wiesenkräuter kaum noch vorkommt. So ist der Bewuchs von Ackerbrachen, gestörten Grünlandstellen und Ruderalflächen heute meist durch die wenigen überall dominanten Arten geprägt.

Vor diesem Hintergrund gewinnen Erhaltungskulturen, wie sie Institute und Botanische Gärten unterhalten, an Bedeutung. Finden sich Arten allerdings nur noch in Genbanken und Erhaltungskulturen, sind sie aus unserer Kulturlandschaft verschwunden. Die Wiederansiedlung stellt somit den letzten Versuch vor dem Verschwinden einer Art dar. Dementsprechend gering sind die Erfolgsaussichten. Bei längerfristiger Betrachtung hat höchstens eine von zehn Auspflanzungen Bestand. Andererseits galten Artenhilfsprogramme in der Vergangenheit zu allererst auffälligen Raritäten auf Extremstandorten. Mit dem Bewusstsein, dass auch ehemals häufige Arten vom Aussterben bedroht sind, wandelt sich dies. So weisen Arten, die auf unterschiedlichen Grünlandtypen in unterschiedlichen Regionen vorkamen, oft eine hohe ökologische Toleranz auf. Dieses ermöglicht ihnen unter Umständen das Ausweichen auf neuartige künstliche Biotope, sobald dort eine Etablierung initiiert wurde.

Aus Sicht des konservierenden Naturschutzes wurde oft zu wenig beachtet, dass die

Artenzusammensetzung jedes Grünlands im Prozess menschlicher Bewirtschaftung entstanden ist und nicht bloß als passives Dulden aller aufkommenden Pflanzen, sondern durch gezielte Einführung, Förderung oder Kultivierung, wie es für viele „wild“ wachsende Arznei-, Färbe- und Kulpflanzen belegt ist (BONN & POSCHLOD 1998). Somit ist das Verfahren der Kultivierung und Wiederansiedlung als ein historischer Prozess zu betrachten, der der Jahrhunderte alten Kulturtechnik der Heugewinnung und dem Streuobstanbau gleichzusetzen ist.

Eine Veränderung des Grünlandes in Richtung dichtwüchsiger, gräserdominierter Wiesen und Weiden ist seit den 1960er Jahren zu beobachten (HEMPEL 2009). Diese Entwicklung wird vor allem auf Nährstoffeintrag (mineralische Düngung, Güllewirtschaft) und die Ansaat dominanter Zuchtformen der Futtergräser zurückgeführt. Die einst landschaftsprägenden, extensiv genutzten, artenreichen Magerstandorte wurden mehr und mehr durch Intensivgrünland ersetzt. Auch der Grünlandanteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche ging zurück. Mittlerweile sind deutschlandweit 80 % der Grünland-Biototypen gefährdet, 35 % von Vernichtung bedroht (BfN 2014).

2 Gefährdungsstand der bearbeiteten Arten und dessen Ursachen

Die Angaben zum Rote-Liste-Status in Sachsen (RL SN) beziehen sich auf SCHULZ (2013).

Arnica montana L. – Arnika, Berg-Wohlverleih; RL SN 2013: stark gefährdet.

Diese Art war bis vor wenigen Jahrzehnten in allen Höhenstufen der Lausitz an lichten, feuchten Grünlandstandorten verbreitet. Als Arzneimittel wurden die Blütenköpfe und Wurzeln der Wildvorkommen beerntet und in den Handel gebracht. Gründe für den Rückgang sind indes in der Nutzungsaufgabe an Magerstandorten zu suchen. Die noch auffindbaren Vorkommen liegen einerseits in grundwasserbeeinflussten lichten Wald- und Saumbereichen

des pleistozänen Tieflandes (Boxberg, Laut), andererseits auf nährstoffarmen Bergwiesen des Zittauer Gebirges, Lausche, (RICHTER & HANSPACH 2013). Im Hügelland sind alle Vorkommen erloschen.

Campanula glomerata L. – Knäuel-Glockenblume; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Die Knäuel-Glockenblume kam früher an Wegrändern, Triften und auf Magerrasen vor. Die südöstliche Oberlausitz stellt dabei einen Verbreitungsschwerpunkt dar. Die Art wurde für Erntesträube gepflückt und in Gärten kultiviert. Sie ist in ihrem Vorkommen an extensives, tiefgründiges Offenland gebunden, das nur gelegentlich gemäht oder beweidet wird. Mit der Zerstörung von kleinräumigen Biotopen (Wegböschungen, Lesesteinhaufen, Geländeschwellen) und der Eutrophierung der Kulturlandschaft ist die Art zurückgegangen. Wurde sie noch 1999 von SCHULZ in Sachsen als gefährdet registriert, gilt sie derzeit als vom Aussterben bedroht. Von vier ehemaligen Vorkommen waren in den letzten Jahren drei aufgrund von Fraßschäden erloschen (s. Kap. 5.2.1).

Carlina acaulis L. subsp. *acaulis* – Stängellose Silberdistel; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Die Ausbreitung der Silberdistel ist an Weidehaltung gebunden. Die flach ausgebreiteten Rosetten galten bei hoher Dichte als Weideunkraut. Auch zu medizinischen und magischen Zwecken wurden Pflanzen ausgegraben (Eberwurz). Durch Aufdüngung der Weiden und Einsaat starkwüchsiger Gräser kam die Art kaum noch zur Vermehrung. Die großflächige Aufgabe des Weidebetriebs in den letzten Jahrzehnten trug maßgeblich zum Verschwinden der Art bei. Die rezenten Vorkommen sind sehr kleinräumig und isoliert. Obwohl die Pflanze mehrjährig ist, führt eine unterbrochene Generationenfolge sehr schnell zu Überalterung und genetischer Verarmung. Dies war am mittlerweile fast erloschenen Fundort Schanzberg zu beobachten.

Cirsium canum (L.) ALL. – Graue Kratzdistel; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Diese stattliche Distel besitzt einen Verbreitungsschwerpunkt in der südlichen Oberlau-

sitz. In diesem Gebiet existierten zahlreiche Vorkommen. Darüber hinaus ist die Art sehr selten oder fehlt ganz. Sie ist an wechselfeuchten, nicht sauren und meist tonigen Stellen zu finden. Verlandungsbereiche und Altarme von Flüssen und Bächen sowie Nasswiesen bieten solche Bedingungen. Die Art ist nährstoffanspruchsvoll und behauptet sich auch noch in Anwesenheit von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Brennnessel (*Urtica dioica*). Unter Bedingungen von Weide- oder Schnittnutzung breitet sie sich vor allem vegetativ aus. Die rezenten Vorkommen der Grauen Kratzdistel sind kleinräumig und stark voneinander isoliert.

Dianthus superbus L. – Prachtnelke; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Obwohl für diese Art mehrere Namen in den sorbischen Dialekten existieren (OTTO 2012), war sie in der Oberlausitz nie häufig. Wechselfeuchte Wiesenstandorte, die sie einst besiedelte, sind inzwischen melioriert. Ihre bevorzugte Pflanzengesellschaft, die Pfeifengraswiese, ist aus der Oberlausitz verschwunden. Oft wurden die Standorte aufgefördert. Das letzte Vorkommen im Gebiet befindet sich in einem Wäldchen nahe Lomske im Landkreis Bautzen. Hier stehen noch mehr als 50 Individuen an einer ehemals feuchten Grabenböschung. Die Art blüht erst im Hochsommer und verträgt nur einfache Schnittnutzung im Frühjahr. Das früher übliche „Brennen“ der Wiesen im Winter, wie es z. B. im NSG Przemkower Teiche (Polen) noch praktiziert wird, wirkt sich positiv aus.

Genista germanica L. – Deutscher Ginster; RL SA 2013: gefährdet.

In der Oberlausitz ist die Art noch stärker gefährdet als landesweit. Von sechs besuchten Fundorten waren vier erloschen oder auf wenige rein vegetative Triebe reduziert. Dabei bieten sowohl die Heidegebiete im Norden als auch ehemalige Steinbrüche im Hügelland günstig erscheinende Bedingungen. Mögliche Ursachen für den Rückgang sind die großflächige Ausbreitung des konkurrenzstärkeren Besenginsters (*Cytisus scoparius*) meist in Folge von Rekultivierungen und der bevorzugte Fruchtverbiss durch Rehwild. Die Samen sind hartschalig und keimen über einen

großen Zeitraum mit geringen Raten. Möglicherweise ist das ein Selektionsvorteil bei Waldbränden, die jedoch als Initialereignisse immer seltener werden.

Inula salicina L. – Weidenblättriger Alant; RL SN 2013: stark gefährdet.

Innerhalb der letzten Jahrzehnte scheint sich an der Gefährdung der Art nur wenig verändert zu haben. Das liegt sicher auch an der Langlebigkeit dieser Stauden. Die vegetative Ausbreitung im Boden erzeugt dabei leicht das Bild eines aus mehreren Individuen bestehenden Bestandes. Die beiden besammelten Fundorte Schwarzer Berg/Jauernick und Groß Krauscha repräsentieren nicht den typischen Feuchtwiesen-/Streuwiesenstandort der Art. In beiden Fällen handelt es sich um lichte Waldränder artenreicher Eichenmischwälder.

Laserpitium prutenicum L. – Preußisches Laserkraut; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Diese von SCHÜTZE noch 1940 als Kennart des Hochsommers in der Oberlausitz eingestufte Art ist aus dem Landschaftsbild fast verschwunden. Oft sind die Populationen der zweijährigen bis kurzlebig mehrjährigen Pflanze individuenarm und zudem von Jahr zu Jahr starken Bestandsschwankungen unterworfen, so dass sie schwer aufzufinden sind. REICHEL (2012, 2013) hat die Restvorkommen erfasst und wissenschaftlich bearbeitet.

Muscari comosum (L.) MILL. – Schopf-Träubel; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht.

Auch diese Pflanze konnte in der Oberlausitz erst durch menschliche Kulturmaßnahmen (Hutberge, Weinberge) Fuß fassen. Sie ist an offene, wärmebegünstigte Standorte gebunden und vermag als Zwiebelgewächs auch das Ausdorren des Standorts im Sommer zu überstehen. Auf flachgründigen ertragsarmen Äckern kam sie sogar als „Unkraut“ vor. Jedoch überstehen die Zwiebeln Bearbeitungstiefen von >20 cm nicht. Von Pflanzen des letzten sächsischen Vorkommens am Jachelberg, Bertsdorf wurden 2004 Samen gesammelt und Erhaltungskulturen im Botanischen Garten der TU Dresden angelegt.

Rosa elliptica TAUSCH – Keilblättrige Rose; RL SN 2013: vom Aussterben bedroht. Die Weinrosen sind wie die Silberdistel stark an Beweidung, besonders Schafhaltung gebunden. Entlang der Wege, an Bergflanken und Steinhaufen bildete sich oft ein „Hag“, der von den Schafen nur an der Peripherie noch verbissen wurde. Moderne Formen der Grünlandnutzung und Weidpflege (Schlegelmulcher) haben viele dieser Vorkommen vernichtet. Aber auch Verbuschung und Aufforstung bedrohen diese Rose mehr als die häufige Hundsrose (*Rosa canina*). *Rosa elliptica* ist von kleinerem Wuchs und stärker lichtbedürftig.

3 Zur Problematik der Auswahl der Zielflächen

Bei der Auspflanzung in der vorhandenen Landschaft, der Schnittstelle historischer Prozesse und gegenwärtig praktizierter Landwirtschaft und der Auswahl geeigneter Standorte traten große Schwierigkeiten auf. Bestandsstützungen bestehender Populationen und Wiederansiedlungen an belegten Fundorten fanden in weit geringe-

rem Maße statt als geplant. Verantwortlich dafür war die veränderte Bewirtschaftung mit gestiegener Nährstoffversorgung an vielen in Betracht gezogenen Standorten. Ein- oder zweischürige Wiesenutzung zur Heugewinnung bzw. Mähweiden, die seit Jahrhunderten vorherrschenden Bewirtschaftungen des Grünlands, erreichen heute nur noch geringe Flächenanteile. Vorherrschend ist eine stickstoffintensive Silagewirtschaft mit vier- bis fünfmaliger Nutzung. Hier dominieren schnellwachsende Obergräser (oft aus Zuchtsorten). Die Ausbildung generativer Stadien findet nicht mehr statt. Wiederansiedlungsversuche sind offensichtlich vergeblich, weshalb diese unterblieben.

Flächen, deren Bewirtschaftung durch Agrarumweltmaßnahmen oder reinen Naturschutz geregelt wird, erfahren dagegen meist eine reduzierte (verglichen mit der historischen) Nutzung. Hier wirken sich späte Einschnittnutzung, Mulchen, fehlende Kalkung und Brachfallen ähnlich negativ auf den Zustand des Grünlandstandorts aus (BÖHNERT 2011). Diese Prozesse führen zu einem dichterem Rasenfilz, der kaum Offenboden ermöglicht. Dadurch etablieren sich gräserdominierte Bestände, die die Ansiedlung besonders von kleinsamigen Kräutern erschweren.

Tab. 1: Ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2002): Lichtzahl: 1 Tiefschatten – 9 Volllicht; Temperaturzahl: 1 Kältezeiger – 9 extremer Wärmezeiger; Kontinentalitätszahl: 1 euozeanisch – 9 eukontinental; Feuchtezahl: 1 starke Trocknis – 9 Nässe, ≈ starker Wechsel; Reaktionszahl: 1 Starksäurezeiger – 9 Basen- und Kalkzeiger; Stickstoffzahl: 1 stickstoffärmste – 9 übermäßig stickstoffreiche Standorte; x indifferent.

Art	Lichtzahl	Temperaturzahl	Kontinentalitätszahl	Feuchtezahl	Reaktionszahl	Stickstoffzahl
<i>Arnica montana</i>	9	4	4	5	3	2
<i>Campanula glomerata</i>	7	x	7	4	7	3
<i>Carlina acaulis</i> subsp. <i>acaulis</i>	9	4	5	4	3	2
<i>Cirsium canum</i>	8	7	6	8≈	7	?
<i>Dianthus superbus</i>	7	6	7	8≈	8	2
<i>Genista germanica</i>	7	5	4	4	2	2
<i>Inula salicina</i>	8	6	5	6≈	9	3
<i>Laserpitium prutenicum</i>	7	6	5	7≈	7	2
<i>Muscari comosum</i>	7	8	3	3	7	?
<i>Rosa elliptica</i> agg.	8	6	4	3	8	3

Schon die Zielflächenauswahl erforderte ständige Kompromissbereitschaft. Viele ausgewählte Flächen widerspiegeln nur zum Teil die bevorzugten Ansprüche der Arten, wie sie bei ELLENBERG et al. (2002) umrissen werden (Tab. 1). Beispielsweise ist der Großteil der einst offenen Basaltberge (Hutberge) mittlerweile bewaldet. Dadurch fehlen viele basenreiche Offenstandorte. Inwieweit andere günstige Bedingungen an den ausgewählten Standorten den geringeren Boden-pH-Wert ausgleichen können, wird die Zukunft der Ansiedlungen zeigen. Die Stickstoffzahl der meisten Standorte hat sich in den letzten Jahrzehnten erhöht, das bedeutet sinkende Lichtzahlen an der Bodenoberfläche. Ob der Veränderung von Temperatur- und Kontinentalitätszahlen ein langfristiger Trend zu Grunde liegt, ist noch nicht gesichert. Aber schon die Standorte der besammelten Wildvorkommen weichen in den ökologischen Zeigerwerten und der pflanzensoziologischen Einordnung oft mehrfach von den arttypischen Angaben ab. So weisen z.B. die Waldvorkommen von *Laserpitium prutenicum*, *Dianthus superbus* und *Inula salicina* deutlich geringere Lichtzahlen auf als bevorzugt.

4 Material und Methoden

4.1 Saatgutgewinnung

In den Jahren 2012 und 2013 konnten für alle zehn Arten Wildvorkommen auffindig gemacht und beerntet werden. Das Erntegut wurde gereinigt und bis zur jeweiligen Aussaat gelagert.

Meist wurden zwei bis vier Spenderpopulationen besammelt. Bei *Arnica* wurden sowohl Tieflands- als auch Berglandspopulationen berücksichtigt. *Campanula glomerata* wurde aus einem Einzelvorkommen entnommen. Bei *Laserpitium prutenicum* wurde aus den von REICHEL (2012) untersuchten Samen der Ausgangsbestand der Kulturen aufgebaut. Im Falle von *Muscari comosum* wurde, um das einzige Vorkommen nicht weiter zu beeinträchtigen, Saatgut aus der Erhaltungskultur im Botanischen Garten Dresden verwendet. Bei *Dianthus superbus* und *Cirsium canum* wurden Vorkommen außerhalb der Oberlausitz ergänzend besammelt.

Bei *Rosa elliptica* ist ein Problem, dass die Fortpflanzungsbiologie der Weinrosen nicht

immer eine eindeutige Artabgrenzung zulässt (HERKLOTZ & RITZ 2014), wobei aber auch die anderen im Gebiet vorkommenden Arten (*Rosa inodora*, *Rosa agrestis*) ähnlich gefährdet sind. Die Vermehrungsgeneration wird deshalb als *Rosa elliptica* agg. bezeichnet.

4.2 Aussaat

Die geernteten Diasporenmengen wurden für jede Art in vier bis sechs Ansaatpaletten zu je 150 Näpfen ausgesät. Nur im Falle von *Genista germanica* und *Rosa elliptica* agg. stand weniger Diasporenmaterial zur Verfügung. Bei *Arnica montana* wurden Tiefland- und Berglandvorkommen getrennt angezogen, um bei der Aussaat die beiden Formen zuzuordnen zu können.

Die Keimfähigkeit des Saatgutes war bei einigen Arten überraschend hoch, teilweise bis 90 %. Hierzu zählten *Dianthus superbus* (Abb. 1), *Campanula glomerata* und *Cirsium canum*.

Bei *Arnica montana* und *Carlina acaulis* konnten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Herkunftsbeständen beobachtet werden. Die niedrigen Keimraten von *Rosa elliptica* agg. und *Genista germanica* (< 20 %) dagegen sind arttypisch. Die Keimung konnte



Abb. 1: Keimpflanzen von *Dianthus superbus* in Ansaatpaletten (Mai 2014).

durch Stratifizierungsvarianten und Verletzen der Samenschale nur bedingt erhöht werden.

Die Stratifizierung wurde in Ansaaterde und Sandschalen vorgenommen.

4.3 Kultur

Nach der Keimung wurden die Paletten unter Glas gestellt, um das Jugendwachstum zu beschleunigen und durch den Verdunstungsschutz weitere Keimung zu ermöglichen. Dieses Verfahren erwies sich im Falle von *Cirsium canum* und *Inula salicina* wegen der Keimung über einen längeren Zeitraum als besonders günstig. Auch im Falle von *Rosa elliptica* konnten dadurch größere Ausfallraten nach dem Pikieren verhindert werden. Obwohl das Auspflanzen der Jungpflanzen aus den Ansaatpaletten bei allen Arten prinzipiell möglich ist, kam es nur bei *Laserpitium prutenicum*, *Inula salicina* und *Carlina acaulis* ausschließlich zum Einsatz. Bei den übrigen Arten wurde eine Zwischenkultur in Töpfen oder Freiland – zumindest als Zweitverfahren – gewählt. Die Gründe dafür waren recht unterschiedlich:

Genista germanica (Abb. 2) und *Rosa elliptica* besitzen wegen der verholzenden Sprosse eine langsame und gefährdete Jugendentwicklung.

Campanula glomerata und *Cirsium canum* sind durch Schneckenfraß extrem gefährdet. Sie können auf diesem Wege widerstandsfähigere und größere Jungpflanzen entwickeln.

Muscari comosum besitzt eine relativ kurze Vegetationszeit (bis ca. Ende Juni) und die Eigenschaft vieler Zwiebelgewächse, sich in den Boden zu ziehen. Ein Auspflanzen der Brutzwiebeln ist frühestens nach zwei Jahren und nur außerhalb der Vegetationszeit sinnvoll. Bis dahin würden die Zwiebeln am Grunde der 6 cm tiefen Näpfchen verkümmern. Eine Zwischenkultur schafft auch hier Abhilfe (Abb. 3).

Jungpflanzenanzucht und Zwischenkultur wiesen weniger Probleme auf als erwartet. Die hohen Ansprüche hinsichtlich der Keimbedingungen und Wachsfaktoren, die oft postuliert werden, ließen sich nicht bestätigen. Bei entsprechender Wasserversorgung gedeihen alle Arten auf einem mäßig sauren Lehmboden. Lediglich die standörtlichen Ansprüche von *Arnica montana* lassen sich in

Kultur nur bedingt nachstellen (DRUDE 1929). Möglicherweise ist hier ein dauerhafter Sicherungsbestand in situ sinnvoll (BLACHNIK & SALLER 2015).

Für alle übrigen Arten wurde ein Sicherungsbestand von je 10 bis 50 Einzelpflanzen angelegt. Diese Kulturen bieten die Grundlage für nachfolgende Artenhilfsprogramme. Bei *Inula salicina* (Abb. 4), *Campanula glomerata*, *Laserpitium prutenicum* und *Dianthus superbus* fand schon 2014 eine erste Beerntung statt. Aber auch eine vegetative Vermehrung der Arten *Inula salicina* (Abb. 5), *Muscari comosum*, *Dianthus superbus*, *Genista germa-*



Abb. 2: Topfkultur von *Genista germanica* (Juni 2014).



Abb. 3: Umgepflanzte Sämlinge von *Muscari comosum* im zweiten Jahr.

nica und *Cirsium canum* ist möglich, da der Zuwachs der Sicherungsbestände unter den Bedingungen beachtlich ist.

4.4 Auspflanzung

Um unterschiedliche Faktorenkombinationen zu gewährleisten, wurden pro Art vier bis acht unterschiedliche Standorte bepflanzt. Dabei wurde geeignete Bewirtschaftung und Bewuchsstruktur stärker gewichtet als Bodenfaktoren und Pflanzensoziologie. Das Bemühen, die Wiederansiedlungen nur teilweise auf



Abb. 4: Sicherungsbestand von *Inula salicina* zur Blütezeit (August 2015).



Abb. 5: Vermehrung von *Inula salicina* durch Teilung.

Schutzgebietsflächen durchzuführen, bildete eine weitere Herausforderung. Grundlage dafür ist die Überzeugung, dass die Diversität der Kulturlandschaft durch Landwirtschaft entstanden ist und nur innerhalb landwirtschaftlicher Kreisläufe langfristig erhalten werden kann. Die Simulierung solcher Prozesse im Naturschutz ist aufwändig und in ihrem Erfolg unsicher.

So ist etwa ein Viertel der bepflanzen Standorte Bestandteil landwirtschaftlicher Nutzflächen und belegt, dass sich Landwirtschaft und Artenschutz nicht ausschließen müssen. Davon wird die Hälfte ökologisch bewirtschaftet, die andere Hälfte besteht aus extensiven Bereichen kleinerer Landwirtschaftsbetriebe. Dieses unterstreicht einmal mehr die Integrierbarkeit von Naturschutzbelangen in den ökologischen Landbau und die kleinbäuerliche Wirtschaftsweise.

Acht Standorte befinden sich auf kleinräumigen, durch Privatinitiative erhaltenen oder entstandenen Biotopen. Hier bilden der Naturschutzgedanke und Aspekte der Landschaftsästhetik die Bewirtschaftungsgrundlage ohne wirtschaftlichen Hintergrund. Da auf diesen Flächen keine oder nur geringe Abhängigkeit von Fördermaßnahmen besteht, kann von einer Kontinuität der Bewirtschaftung ausgegangen werden. Nichtwirtschaftliche Formen der Landnutzung sind keine neuzeitliche Randerscheinung sondern eine Kulturleistung mit jahrhundertelanger Geschichte.

Vier Auspflanzungsstandorte liegen auf neuartigen Biotopen. Das sind die Rekultivierungsböschungen des neuen Schöpfverlaufes, die geschotterten Kranstellflächen im Windpark Ludwigsdorf sowie rekultivierte Bereiche des Klärwerks der Stadt Löbau. Die Spezifik solcher Biotope lässt eine Eignung für Ansiedlungen gefährdeter Arten vermuten.

Auf Schutzgebietsflächen befinden sich ebenfalls vier Standorte.

Es kamen unterschiedliche Verfahren der Pflanzvorbereitung zum Einsatz. Meist wurde in den natürlichen Bewuchs gepflanzt oder es wurden kleinräumig bodenoffene Bereiche geschaffen. Aber auch Bewuchsstörung über mehrere Quadratmeter und landwirtschaftliche Bodenbearbeitung fanden Anwendung.

5 Ergebnisse

5.1 Erfolg der Auspflanzungen

Die Tab. 2 liefert einen zusammenfassenden Überblick über die Anzahl der Zielflächen, der ausgepflanzten Individuen und der nach ein bis zwei Jahren wiedergefundenen Pflanzen.

Die Auspflanzungen von *Dianthus superbus* verliefen relativ erfolgreich (Abb. 6). An 11 von 13 Wuchsorten konnten im Folgejahr (2015)

Individuen wiedergefunden werden. Günstig waren hierbei die Zwischenkultur in Torftöpfen und die späten Pflanztermine. In dem milden Winter 2014/2015 blieben die Triebe vollständig grün. Die positiven Effekte einer längeren Vorkultur zeigten sich auch bei *Inula salicina* und *Rosa elliptica* agg. Für diese drei Arten erscheint eine dauerhafte Etablierung möglich.

Demgegenüber stehen die vielfach erfolglosen Auspflanzungen von *Cirsium canum* (Abb. 7),

Tab. 2: Umfang der Auspflanzungen und deren Erfolge.

	Auspflanzungen 2013		Auspflanzungen 2014		Auspflanzungen 2015		Wiederfunde 2015	
	Wuchsorte	Individuen	Wuchsorte	Individuen	Wuchsorte	Individuen	Wuchsorte	Individuen
<i>Arnica montana</i>			7	300			3	29
<i>Campanula glomerata</i>	7	566	2	60	1	8	5	45
<i>Carlina acaulis</i>	6	440	2	35	1	20	5	40
<i>Cirsium canum</i>			13	579			5	27
<i>Dianthus superbus</i>			13	424			11	143
<i>Genista germanica</i>			5	69			3	17
<i>Inula salicina</i>	8	210	4	25	5	37	8	56
<i>Laserpitium prutenicum</i>	1	15	6	235	1	6	3	10
<i>Muscari comosum</i>	1	40	3	140	3	65	6	160
<i>Rosa elliptica</i> agg.			4	63	5	42	9	100

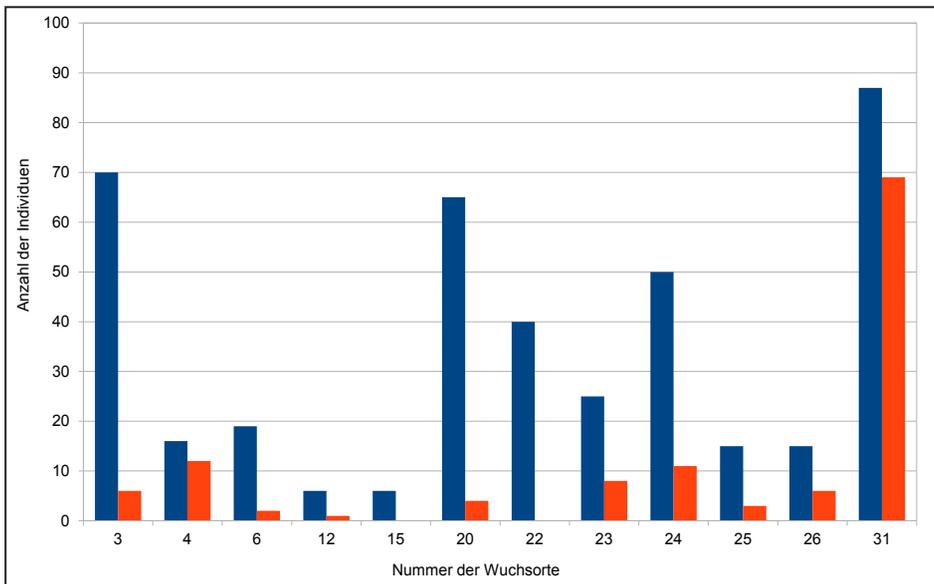


Abb. 6: *Dianthus superbus*, Auspflanzungen (blau) und Wiederfunde im Folgejahr (orange).

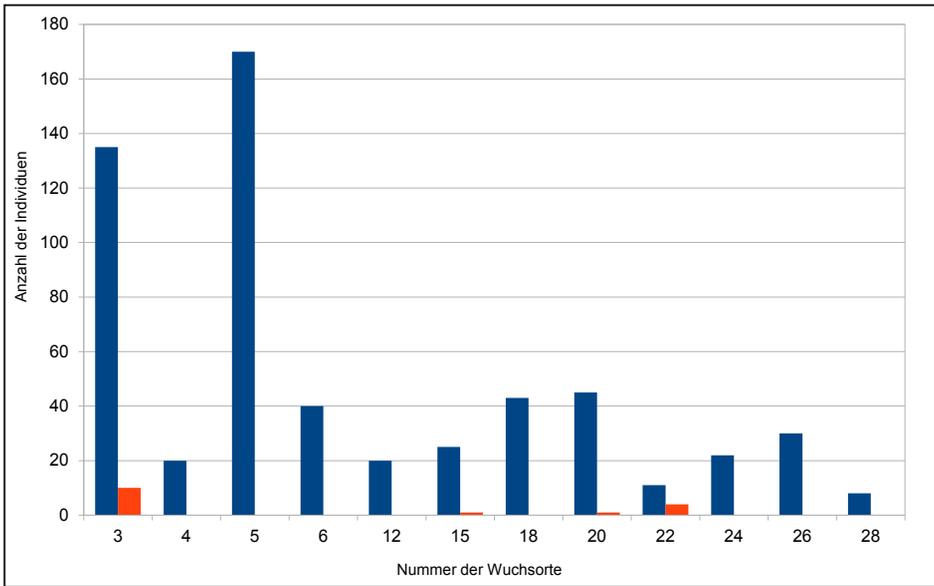


Abb. 7: *Cirsium canum*, Auspflanzungen (blau) und Wiederfunde im Folgejahr (orange).

Campanula glomerata, *Carlina acaulis* und *Laserpitium prutenicum*. Für *L. prutenicum* lassen sich die Gründe nicht klar benennen. Obwohl die anderen drei Arten in ihren Standortansprüchen sehr unterschiedlich sind, wurde schon in Kultur deutlich, dass sie bevorzugte Fraßpflanzen von Schnecken, besonders *Arion lusitanicus*, sind.

Arnica montana und *Genista germanica* konnten an einigen Zielorten nicht wieder nachgewiesen werden, an anderen entwickelten sie sich gut. Dieses heterogene Bild wird durch den Bewuchs an den Standorten verstärkt. So ist es bei Anwesenheit von *Galium* spp. selbst in lückigen Beständen sehr schwierig, den Austrieb von *Genista germanica* zu finden. Die Blattrosetten von *Arnica montana* sind in den ersten Jahren sehr unscheinbar und werden erst nach der Mahd sichtbar (Abb. 8). An sehr mageren oder bodenoffenen Standorten sind Wiederfunde häufiger.

5.2 Beeinträchtigungen

5.2.1 Fraßschäden

Während des gesamten Vorhabens erwiesen sich Schnecken als die häufigsten Schaderreger. Nur bei *Dianthus superbus* und *Inula salicina* wurden kaum Fraßspuren bemerkt. Die

übrigen Arten waren unterschiedlich schwer davon betroffen. An *Cirsium canum* wurden oft auch heimische Arten (Bernsteinschnecke, Garten-Schnirkelschnecke) gefunden. Die größte Bedeutung kommt aber der Spanischen Wegschnecke (*Arion lusitanicus*), einem invasiven Einwanderer, zu. Diese Art breitet sich synanthrop in ganz Europa aus und ist für ihre hohen Abundanzen und Vermehrungsleistungen berüchtigt. BLACHNIK & SALLER (2015) und BRUELHEIDE & SCHEIDEL (1999) vermerken Keimlingsvernichtung und Bestandsschädigungen von *Arnica montana* besonders in mittleren Höhenstufen und Siedlungsnähe.



Abb. 8: Ausgepflanzte *Arnica montana* im zweiten Standjahr (Teichgebiet Niederspree).

Dass diese Schnecke auch auf siedlungsfernen Standorten Massenvorkommen bilden kann und entsprechend die Vegetation schädigt, stellt eine neuere Entwicklung dar (WIESE 2014).

Gelingt es bei den Sicherungsbeständen durch geeignete Maßnahmen (gelockerte vegetationsfreie Umgebung, Absammeln, Laufenten) noch, die Pflanzen zu schützen, kann man den gleichen Pflegeaufwand an den Zielstandorten nicht umsetzen. So kommt es besonders in den lehmigen Bereichen des Hügellandes zu andauernden Fraßschäden. Selbst wenig frequentierte Waldlichtungen sind davon betroffen. Dass es trotzdem zu Wiederfinden in den Folgejahren kam, mag in den unterschiedlichen Abundanzen der Schnecken begründet liegen, mehr noch in der Vielfalt der Krautschicht. Je artenreicher die krautigen Pflanzenbestände am Standort sind, umso weniger konzentriert sich der Fraß auf die neugepflanzten Individuen. Die Pflanzung in gräserdominierte, artenarme Bestände erwies sich darum meist als erfolglos. Hierher zählen z. B. die Dominanzbestände von *Carex brizoides*, selbst wenn die Pflanzstellen abgeplaggt wurden und keine direkte Konkurrenz vorlag.

Da Jungpflanzen bei Arten mit langsamer Entwicklung ein sensibles Stadium darstellen, wurden auch mehrfach ausgewachsene Stauden von *Campanula glomerata*, *Carlina acaulis* und *Cirsium canum* mit großen Ballen ausgepflanzt. Diese drei Arten sind so massiv von den Schnecken bedroht, dass es nur in einzelnen Fällen zu Wiederfinden nach Auspflanzungen kam und ein Etablierungserfolg unwahrscheinlich ist. Selbst bei zweijährigen Stauden von *Campanula glomerata* wurden mehr als 25 Schnecken pro Pflanze gezählt, was zum Kahlfraß führte. Besonders milde Winter im Verbund mit hohen Sommerniederschlägen begünstigen derartig hohe Schneckenpopulationen. Daraufhin wurden die natürlichen Vorkommen von *Campanula glomerata* mehrfach im Jahreslauf beobachtet. Es stellte sich heraus, dass der Blattfraß für die Pflanze eine verringerte Anzahl von Blüentrieben bedingt. Entscheidender ist aber der Stängelfraß zur Blütezeit. Meist kippen die Stängel bei halbseitigem Fraß um und vertrocknen. In einigen Fällen kommt es noch zu einer Nachblüte im Herbst, wenn ab Eiablage die Aktivität der Schnecke schnell abnimmt. Damit wird das Verschwinden von Vorkommen in relativ kurzer Zeit erklärbar.

Die Auspflanzungen von *Arnica montana* wurden in sehr unterschiedlichem Maße geschädigt. Günstig stellen sich die Verhältnisse im pleistozänen Flachland dar. Die drei in die Heidegebiete eingestreuten Feuchtstandorte sind oft durch ihre Isolierung vor einer Schneckenbesiedlung geschützt. Die höheren Lagen des Zittauer Gebirges liegen nahe der Ausbreitungsgrenzen von *Arion lusitanicus*. Diese Beobachtung könnte erklären, warum die Vorkommen des Hügellandes erloschen sind und Auspflanzungen hier besonders wenig Erfolg hatten. Wiederansiedlungsbemühungen im Bereich Osterzgebirge/Sächsische Schweiz (EGER 2015) kommen bei *Cirsium canum*, *Arnica montana* und weiteren Arten zu ähnlichen Ergebnissen.

Auch *Muscari comosum*, ein Geophyt, dessen oberirdische Teile schon absterben, bevor die einjährige Schnecke *Arion lusitanicus* geschlechtsreif wird, leidet wegen seiner geringen Zuwachsraten stark unter dem Fraß der Jungschnecken. Da die zeitigen Austriebe von *Muscari comosum* besonders bei Jungpflanzen unscheinbar sind, wird dieses am natürlichen Standort leicht übersehen. Erst in Kultur (S. Müller 2015 mündl.) offenbart es sich dem Gärtner.

Die Literatur zum Fressverhalten von *Arion lusitanicus* legt nahe, dass die Massenvermehrung dieser Schnecke kein singuläres Problem darstellt, sondern Ausdruck gestörter Verhältnisse des Bodenlebens und der Pflanzenszusammensetzung in der heimischen Landschaft ist. So nehmen in Laborversuchen die Fraßschäden zu, wenn die Regenwurmdichte zurückgeht und der Bewuchs sehr artenarm ist (ZALLER et al. 2013). Auch bei verringertem Wurzelwachstum erhöht sich in Versuchen die von Schnecken gefressene Pflanzenmasse (RODRIGUEZ & BROWN 1998). Ähnlich liegen die Zusammenhänge bei symbiontischen Pilzen. Bei Abwesenheit der Mykorrhiza sind die Pflanzen anfälliger (TROUVÉ et al. 2014). Ausgehend von diesen Untersuchungen rücken Faktoren wie Bodenverdichtung, agrochemische Rückstände im Boden und zurückgehende Biodiversität mehr in den Fokus als eine chemische Schneckenbekämpfung („Schneckenkorn“).

Obwohl der Verbiss durch Rehwild (*Genista germanica*, *Dianthus superbus*), das Auswühlen durch Schwarzwild (*Genista germanica*)

und Mäusefraß (*Carlina acaulis*) auch mehrfach beobachtet wurden, führten diese Störungen allein nie zum Fehlschlagen einer Anpflanzung.

5.2.2 Krankheiten

Bei Anzucht und Kultur der Arten wurden kaum Erkrankungen festgestellt. Die relativ hohe Ausfallrate von Jungpflanzen der *Arnica montana* nach dem ersten Winter mag krankheitsbedingt sein, ebenso wie eine hohe Keimpflanzensterblichkeit bei *Genista germanica*. Die Jungpflanzen von *Rosa elliptica* agg. litten auf dem wüchsigen Kulturstandort unter Mehltaubefall. Hier wurde einmalig eine Kupfer-Blattspritzung vorgenommen. Ansonsten kamen im gesamten Vorhaben keine Pflanzenschutzmittel zum Einsatz.

5.2.3 Pflanzliche Konkurrenz

Wie im Kapitel 4.4 Auspflanzungen schon erwähnt, führt jede Abwandlung traditioneller Grünlandbewirtschaftung zu einer Beeinträchtigung und Verarmung der Standorte. Am häufigsten ist wohl die Veränderung des Grünlandes durch stickstoffliebende Kulturformen der Gräser (Ansaaten) und Etablierung eutropher Säume mit Brennessel, Klebkraut (*Galium aparine*) und anderen. Dies wurde an neun Zielorten angetroffen. Dabei handelt es sich bei keinem der Standorte um intensiv genutztes oder von direktem Nährstoffeintrag betroffenes Grünland.

Auf der anderen Seite findet an ertragsarmen Standorten eine Nutzungsaufgabe oder kostensparende Nutzungssimulation (Naturschutzpflege) statt. Das führt zu Verbuschung oder Versauerung mit Herausbildung riedgrasreichen artenarmen Bewuchses. Für letzten Fall sind flächige Dominanzbestände von *Carex brizoides* zu nennen, wie sie an drei Zielorten vorkommen.

5.2.4 Anthropogene Störungen

Obwohl für alle Flächen Bewirtschaftungsabsprachen getroffen wurden, kam es gelegentlich durch Dritte zu Störungen. Bei Grabenräumung wurden die Pflanzen von *Inula salicina* an einem Wuchsort verschüttet. Auf einer von Hundehaltern und Fahrradfahr-

ern frequentierten Fläche kam es immer wieder zu Bodenstörungen.

6 Diskussion

Die vorliegende Arbeit befindet sich zum einen am Schnittpunkt von praktischer Umsetzung und wissenschaftlicher Erkenntnis, zum anderen am Schnittpunkt von Naturschutz und Landwirtschaft. Während Landwirtschaft und Naturschutz durchaus gleichberechtigt behandelt wurden, gab es zwischen praktischer Umsetzung und Wissenschaft ein Übergewicht zu ersterer. Diesem Fakt und der Komplexität der Fragestellung ist der Mangel an wissenschaftlichen Auswertungsverfahren geschuldet.

Im Laufe der Umsetzung traten Vorteile und Schwierigkeiten der ex situ Vermehrung deutlich zu Tage. Zu den Vorteilen zählt vor allem eine effektive Nutzung von Kleinstmengen an Diasporenmaterial. Damit ist das Verfahren besonders geeignet für Arten, die auf Einzelvorkommen reduziert sind. Die gärtnerische Kultur führt deutlich schneller und umfangreicher zu Jungpflanzen als in der freien Natur. Methodisch gesehen ist die Ausbringung von Jungpflanzen besonders bei langlebigen Arten effektiv. Das betrifft Stauden, Sträucher und Geophyten, besonders bei langsamer Jugendentwicklung. Schon wenige gepflanzte Exemplare können den Standort jahrelang mit neuem Saatgut versorgen. Erst bei erfolgreicher Reproduktion, der Möglichkeit zum Selbsterhalt der Art, kann von einer Etablierung ausgegangen werden (TRAUTMANN & ZIELONKOWSKI 1980). Auch im Falle zahlreicher Wiederfunde der bearbeiteten Arten ist dieser Status zur Zeit noch nicht erreicht.

Aus Sicherungsbeständen gewonnenes Diasporenmaterial übersteigt die in der freien Natur erntbaren Mengen oft deutlich. Es kann direkt für Ansaaten verwendet werden. Dieses Verfahren bietet sich für kurzlebige Arten, aber auch für *Laserpitium prutenicum*, *Genista germanica* und *Carlina acaulis* an, deren ausgeprägtes Wurzelwachstum dem Verpflanzen schon bald im Wege steht.

Auf extrem trockenen oder rohodenarmen Untergründen, z. B. Steinbrüchen oder den Schotterflächen der Windkraftanlagen, wurde

deutlich, dass die Umstellung von Gartenböden auf Naturstandort mit sehr hohen Verlusten einhergehen kann. So erfordern Ansaatverfahren bei der Ausbringung weniger Aufwand, aber bei der Erfolgskontrolle mehr Geduld. Günstige Keimbedingungen an Extremstandorten ergeben sich nicht in jedem Jahr. Meist bleiben Samen aber mehrere Jahre keimfähig. Erst ein umfangreiches Samenpotential im Boden schafft die Voraussetzung für ein vitales Vorkommen. Eine wichtige Aufgabe für die Zukunft besteht in der Sammlung von Erfahrungen, um Artenhilfsprogramme differenzierter gestalten zu können.

„Artenschutz auf dem Grünland ohne Kenntnis und Wiedereinführung der historischen Bewirtschaftung sowie Einbeziehung mikrobiologischer Laboruntersuchungen ist nicht sinnvoll“ (HEMPEL 2009). Von der grundsätzlichen Richtigkeit dieser Aussage wird ausgegangen. Sie wird unterstützt von der Beobachtung vieler Praktiker, dass selbst mehrere Jahre nach Wiedereinführung extensiver Beweidung, also der historischen Bewirtschaftung, sich vom einstigen Arteninventar nur noch ein Bruchteil wieder einfundet. Das Verschwinden mittlerweile auch weitverbreiteter, anspruchsloser Arten aus dem Landschaftsbild ist nicht allein ein Problem der Biodiversität, sondern geht mit dem Verlust regionaler Identität und letztlich von Heimat einher (BfN 2014). Da sich die Entwicklungen der Landwirtschaft in den letzten Jahren als sehr kurzfristig erwiesen (nachwachsende Rohstoffe, Biodiesel, Biogas), wäre sogar ein Abwenden von der derzeitigen übermäßig energieintensiven Landbewirtschaftung denkbar. Ebenso sind die Nischen, in denen Artenschutz stattfinden kann, noch nicht ausgelotet. Beispielsweise werden von den ca. 190.000 ha sächsischen Grünlandes mindestens 20% nutzungslos bewirtschaftet (EICHKORN 2009). Werden diese Flächen nicht umgebrochen, bliebe die Möglichkeit einer extensiven, dem Landschaftsbild dienenden, Bewirtschaftung erhalten.

Innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen bieten Betriebe des ökologischen Landbaus oft gute Möglichkeiten für Artenhilfsprogramme (VAN ELSEN 2004). Die Ausweitung dieser Wirtschaftsform bietet dem Artenschutz neue Möglichkeiten. Auch die Suche nach alternativen Lebensräumen, wie sie sich bei Rekultivierungen, Straßenbau, inner-

städtischen Brachen und Parks ergeben, verdient mehr Aufmerksamkeit.

Als Fazit stehen am Ende der vorliegenden Wiederansiedlungen viele Misserfolge und der Wille zu weiteren Versuchen.

Danksagung

An dieser Stelle sei besonders den Flächeneigentümern und Nutzern gedankt, die über die bloße Zustimmung hinaus mit Hinweisen, Interesse und ganz tatkräftig an der Umsetzung des Vorhabens beteiligt waren. Stellvertretend seien hier Familie Schubert (Löbau OT Großdehsa), die Landwirtschaftsbetriebe F. Neumann (Herrnhut OT Großhennersdorf), G. Eifler (Mittelherwigsdorf OT Eckartsberg), Stadtgut Görlitz, Gut Krauscha (Neißeau) sowie die Forstverwaltung St. Marienstern und die Stadtverwaltung Löbau genannt. Am Stolz und Zweifel der Landnutzer teilzuhaben nährt die Hoffnung, dass die Nischen in unserer ausgeräumten Landschaft immer noch Möglichkeiten bergen.

Für fachliche Unterstützung bedanke ich mich weiterhin bei Frau P. Gebauer (Boxberg OT Dürrbach), Frau S. Eger (Pirna OT Liebenthal), Herrn Dr. F. W. Sander (Schöpstal OT Ebersbach), Herrn F. Richter (Dresden) (Botanik) und Frau Dr. H. Reise (Görlitz) (Malakologie).

Literatur

- BfN [BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ] (2014): Grünlandreport: Alles im Grünen Bereich? – www.gruenlandreport.de
- BLACHNIK, TH., & R. SALLER (2015): In situ Vermehrung von *Arnica montana* – Ergebnisse und Handlungsempfehlungen für die Artenschutz-Praxis. – *Anliegen Natur* 37, 1: 31–41
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. – Quelle & Meyer; Wiesbaden: 404 S.
- BRUELHEIDE, H. & U. SCHEIDEL (1999): Slug herbivory as a limiting factor for geographical range of *Arnica montana*. – *Journal of Ecology* 87: 839–848

- DRUDE, O. (1929): Charakterpflanzen in den Bestandstypen der Wälder sächsische Heimat. – In: Landesverein Sächsischer Heimatschutz. Naturschutz in Sachsen; Dresden: 76–96
- EGER, S. (2015): Umweltzentrum Dresden – Bestandsstützende Maßnahmen für den Erhalt von 19 Zielarten wechselfeuchter und trockenwarmer Standorte im Landkreis Sächsische Schweiz-Osterzgebirge. Abschlussbericht zum NE-Projekt, (unveröffentlicht)
- EICKHORN, N. (2009): Vorwort. – In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Naturschutzfachliche Aspekte des Grünlandes in Sachsen; Dresden: 3
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (2002): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobotanica **18** („2001“): 1–262
- HEMPEL, W. (2009): Die historische Entwicklung des Wirtschaftsgrünlandes in Sachsen und daraus resultierende Natur- und Artenschutzaspekte. – In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Naturschutzfachliche Aspekte des Grünlandes in Sachsen; Dresden: 5–16
- HERKLOTZ, V. & CH. M. RITZ (2014): Spontane Hybridisierung von Hundsrosen an einem natürlichen Vorkommen in der Oberlausitz, Sachsen. – *Peckiana* **9**: 119–131
- OTTO, H.-W. (2012): Die Farn- und Samenpflanzen der Oberlausitz. 2. Aufl. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz, Supplement zu Band **20**: 396 + XVI S.
- REICHEL, K. (2012): Populationsbiologische Untersuchungen an *Laserpitium prutenicum* in Ostsachsen und angrenzenden Gebieten. – Diplomarbeit, TU Dresden.
- REICHEL, K. (2013): 70 Jahre nach Theodor Schütze – Das Preußische Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*) in Ostsachsen und angrenzenden Gebieten. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **21**: 17–30
- RICHTER, F. & D. HANSPACH (2013): Zur aktuellen Situation von *Arnica montana* in der sächsischen Oberlausitz. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **21**: 31–42
- RODRIGUEZ, M. Á & V. K. BROWN (1998): Plant competition and slug herbivory: effects on the yield and biomass allocation pattern of *Poa annua* L. – *Acta Oecologica* **19**: 37–46
- SCHULZ, D. (1999): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Dresden: 35 S.
- SCHULZ, D. (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens – Farn- und Samenpflanzen. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Dresden: 304 S.
- SCHÜTZE, TH. (1940): Das Preußische Laserkraut (*Laserpitium prutenicum* L.) – eine charakteristische Hochsommerpflanze der Oberlausitz. – *Isis Budissina* **14**: 34–44
- SMUL [Sächsisches Staatsministerium für Umwelt, und Landwirtschaft] (2007): Förderportal, Richtlinie „Natürliches Erbe“ (NE/2007) – <https://www.smul.sachsen.de/foerderung/93.htm>
- SMUL (2012): Anbaustruktur landwirtschaftlicher Betriebe in Sachsen – <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/27131.htm>
- TRAUTMANN, W. & W. ZIELONKOWSKI [Hrsg.] (1980): Ausbringung von Wildpflanzenarten. – Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Laufing/Salzach, Tagungsbericht 5/80: 114 S.
- TROUVÉ, R., TH. DRAPELA, TH. FRANK, F. HADACEK & J. G. ZALLER (2014): Herbivory on an invasive slug in a model grassland community can be affected by earthworms and mycorrhiza fungi – *Biology and Fertility of Soils* **50**: 13–23
- VAN ELSSEN, TH., M. REINERT & T. INGENSAND (2003): Statusbericht zur naturverträglichen Bodennutzung als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. – Universität Kassel: 221 S.
- VAN ELSSEN, TH. (2004): Praxisansätze von Ökobetrieben zur Integration von Naturschutz und Landschaftsentwicklung. – In: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (Hrsg.): Agrarproduktion und Biodiversität. Kolloquium in Jena am 18.5.2004. Jena: 33–39
- WIESE, V. (2014): Die Landschnecken Deutschlands. – Quelle & Meyer; Wiebelsheim: 352 S.
- ZALLER, J. G. et al. (2013): Herbivory on an invasive slug is affected by earthworms and the composition of plant communities – *BMC Ecology* **13**, 20: 1–10

Anschrift des Verfassers

Lutz Zwiebel
Ortsstr. 165
02829 Markersdorf OT Friedersdorf
E-Mail oskar.bellmann@gmx.de

Manuskripteingang	6.2.2016
Manuskriptannahme	27.8.2018
Erschienen	12.11.2018

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [26](#)

Autor(en)/Author(s): Zwiebel Lutz

Artikel/Article: [Vermehrung und Wiederansiedlung gefährdeter Pflanzenarten in der Oberlausitz 45-58](#)