©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 30: 59–81. Göttingen 2010.

Reliktische und endemische Gefäßpflanzen im Waldland Bayern – eine vegetationsgeschichtliche Analyse zur Schwerpunktsetzung im botanischen Artenschutz

– Helge Walentowski und Andreas Zehm –

Zusammenfassung

Auf Basis einer Literaturauswertung paläobotanischer Befunde werden Facetten zur Entstehung, Bedeutung und Erhaltung der Phytodiversität heimischer Offenland-Lebensräume im Waldland Bayern aufgezeigt: Bayern liegt in der temperaten Waldregion mit sommergrünen Laubwäldern, die zu 80 % von Buchenwald-Gesellschaften dominiert werden. Der heutigen Dominanz der Buche steht eine fehlende Kontinuität der Buche in der quartären Vegetationsgeschichte Mitteleuropas gegenüber. 70–80 % des Quartärs überwogen offene oder halboffene Landschaften. Die Buche erlangte ihre Vorherrschaft erst im Spätholozän vor ca. 5.000 Jahren. Die heimische Diversität entwickelte sich im Quartär zu 99,7 % außerhalb von Buchenwäldern. So war Bayern die letzten 1,8 Mio. Jahre vorrangig von periglazialen Steppentundra-Komplexen dominiert. Aus dieser Habitattradition entstammen zahlreiche Reliktarten der Steppen und Tundren, die heute als Glazialrelikte in Sonder-Lebensräume eingebunden sind. Sie sind das historische Zeugnis des mehrfachen und tiefgreifenden Landschafts- und Florenwandels während des Quartärs, der in seiner Intensität weltweit einmalig ist. Wie Auswertungen der Floristischen Kartierung Bayerns zeigen, sind die nur auf wenigen Prozent der Landesfläche vorkommenden lichten Mager-, Trocken- und Nass-Standorte die entscheidenden Refugien für das Überleben der seltenen Gefäßpflanzen und die entscheidenden Inseln für den Erhalt der Phytodiversität, die die regionaltypischen Vegetationsausprägungen ausmachen und den wesentlichen Genpool für zukünftige Entwicklungen bergen. Nur etwa 12 % der bayerischen Gefäßpflanzen sind an Wald als Lebensraum gebunden, in dem zudem die besonders seltenen Sippen mit 9 % stark unterrepräsentiert sind. Fast alle (Sub-) Endemiten wachsen auf lückigen Offenland-Wuchsorten, keiner wächst in mehr oder minder dichten Wäldern.

Populationsbiologisch betrachtet stehen Sippen auf räumlich isolierten Sonderstandorten im Spannungsfeld zwischen der Gefahr des Aussterbens (z. B. *Carex capitata, Chondrilla chondrilloides* usw.) und dem Impuls zur Ausbildung neuer Sippen (z. B. Gattung *Cochlearia*). Zudem lief, besonders für agamosperme Pflanzengruppen, die Evolution wohl v.a. in (halb-)offenen Landschaften ab und ließ schnell optimal angepasste Spezialisten entstehen, die bis heute auf Sonderstandorten erhalten geblieben sind. Insbesondere an den kleinen Arealen der Reliktarten und Endemiten auf Sonderstandorten werden die ausbreitungsbiologischen Probleme von Pflanzensippen deutlich, was neue Gesichtspunkte für die Biotopvernetzung hervorhebt. Entscheidend ist die Förderung der Prozesse, die eine Ausbreitung von Diasporen verbessern und eine Kontrolle ubiquitärer, starkwüchsiger Sippen. Die Ausführungen münden in eine konkrete Strategie für den Schutz der bayerischen Phytodiversität: Das Management der (halb-)offenen Lebensräume mit Reliktarten und regionaltypischen Endemiten ist eine große Herausforderung für den Naturschutz. Geeignete Konzepte und Maßnahmen müssen mit zielgerichteten Artenhilfsprogrammen erarbeitet werden.

Abstract: Occurrences of relict species and endemics in the temperate deciduous forest region of Bavaria – A geobotanical analysis as a contribution for setting priorities in botanical species conservation

A review of palaeobotanical results reveals crucial factors for understanding the current hot-spot biodiversity of natural and semi-natural non-wooded or sparsely wooded habitats in the cool-humid beech forest region. The potential natural vegetation of Bavaria represents a typical cross-section of the temperate forest region, covered by cool-humid deciduous forests. These are composed of more than 80% beech forest associations (central European beech-forest region), the spatial dominance of which in the recent epoch stands in sharp contrast to the importance of beech in the vegetation history of the Quaternary period. During this period, 70–80% of the landscape was dominated by non-wooded or sparsely wooded habitats. Beech itself became a predominant species for the first time in the late Holocene, ca. 5,000 YBP. Thus, 99.7 % of the co-evolution of the Quaternary period took place with-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

out beech forests in Bavaria. From this perspective, it is important to emphasise that the history of the vegetation of a region is reflected in the present-day nature. For the last 1.8 million years, the Bavarian landscape was dominated by periglacial steppe tundra complexes. That historic habitat has left us with a number of relict species of the steppes and tundra that are now incorporated in specific niches in non-wooded habitats at the edge of or outside the edaphic and climatic range of beech (too dry, too wet, or too cold). In addition to supporting glacial relicts, these areas harbour helio-thermophilous sub-Mediterranean and Mediterranean elements of the postglacial climatic optimum. Their structure and function reflect the multiple and profound floristic changes within the Quaternary, which are believed to be unsurpassed in their intensity on a global scale. An analysis of Floristic Mapping indicates that small-sized and furthermore isolated habitats on azonal sites provide structures and functions crucial for the viability of rare species, and are decisive islands for maintaining phytodiversity (community richness, species richness and gene pool) on regional scale. In contrast, only 12 % of vascular plants in Bavaria are explicitly bound to forest habitats, which harbour an even smaller percentage of rare species (9 % of extremely rare species). Almost all (sub)endemites occur in non-wooded habitats.
Spatially isolated species populations on azonal sites are from the perspective of population biology situated between two opposite poles: the risk of extinction (e.g., *Carex capitata, Chondrilla chondrilloides, Gentianella bohemica* etc.) and the impulse of creating new ecotypes, morphotypes, and even new endemic species in the Bavarian flora (e.g., *Cochlearia bavarica*). The latter aspect applies especially to agamosperm populations, whose evolution primarily proceeded during non-wood periods and rapidly produced optimally adapted specialists, having survived on azonal sites. Small-sized areas of relicts and endemites on azonal sites reveal the problems of plant dispersal, emphasizing new perspectives for the biotope network. Decisive factors are the active facilitation of dispersal processes and the control of vigorous ubiquitous species. The results of the study lead to a strategy for conservation of Bavarian phytodiversity. Managing biodiversity of non-wooded habitats with relict and endemic species is a huge challenge for nature conservation. Suitable concepts and measures have to be combined with purposeful aid programs and ongoing observation.

Keywords: relict species pool, vegetation history, phytodiversity, conservation, beech forest, endemites, biotope network.

1. Einleitung

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist naturschutzfachlich unumstritten und gesellschaftlicher Konsens, was sich in zahlreichen Abkommen und Strategien ausdrückt (Convention on Biological Diversity [CBD] = „Rio Konvention“ von 1992, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie [FFH] 1994, Global Strategy for Plant Conservation [GSPC] 2004, Biodiversity Communication 2006, Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt 2007, Bayerische Biodiversitätsstrategie 2008). Um die historisch entstandene Vielfalt zu schützen gilt es herauszufiltern, wo die Mehrzahl von naturschutzfachlich wesentlichen Sippen lokalisiert ist, und nachzuvollziehen, wie es zu dieser Verteilung der seltenen, z. T. endemischen Sippen gekommen ist. Gleichzeitig sind Strategien zu diskutieren, wie ein Schutz der Flora gelingen kann, und z. B. Unterschiede zum Schutz der Fauna zu identifizieren.

Räumlich betrachtet ist Bayern ein Waldland der mitteleuropäischen Laubwaldzone bzw. nemoralen Zone und natürlicherweise zu 95 % bewaldet – davon 80 % geschlossener Buchenwald bei 60 % Bestockungsanteil der Schattbaumart Buche (Walentowski et al. 2006). Bollmann et al. (2009) schreiben für die Schweiz analog zum hohen Flächenanteil dem Lebensraumtyp Wald auch eine sehr hohe Biodiversität zu. So kommen nach ihren Angaben im Wald rund 32.000 der 50.000 bekannten Pilz-, Pflanzen- und Tierarten der Schweiz vor.

Der vorliegende Artikel ist auf die Frage fokussiert, ob die Bedeutung des Lebensraumtyps Wald für seltene Gefäßpflanzensippen und insbesondere auch für (Sub)Endemiten ebenfalls so groß ist, wie das oben genannte Beispiel vermittelt. Diskutiert wird, ob nicht gerade lichte Lebensräume des Offenlandes in Bezug auf die Gefäßpflanzen heute Hotspots der Gesellschaftsvielfalt, der Artenvielfalt und der genetischen Vielfalt darstellen. Unsere Hypothese ist, dass für die Erhaltung der Gefäßpflanzen-Phytodiversität im Wesentlichen die flächenmäßig weit unterrepräsentierten (halb-)offenen Lebensräume entscheidend sind,

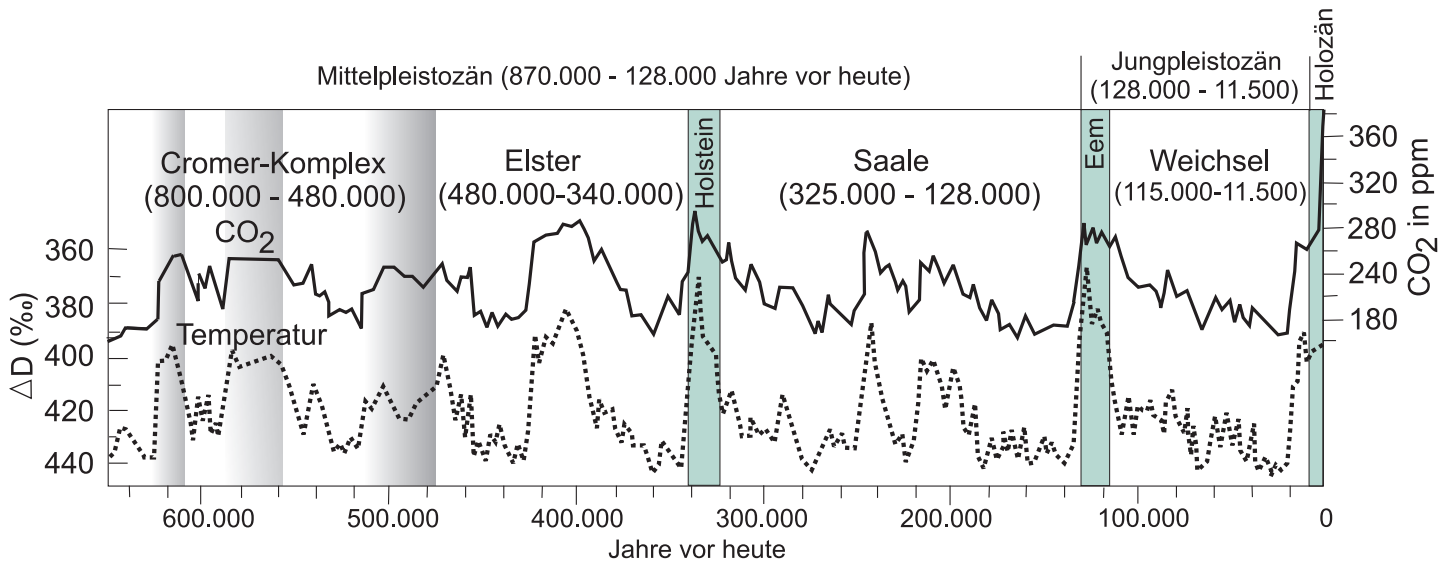


Abb. 1: Änderungen der atmosphärischen CO_2-Konzentration in den letzten 640.000 Jahren sowie Schwankungen von Deuterium als Proxy für Temperatur im antarktischen Eis (nach INTERNET 1, 2009, verändert). Lang andauernde, waldfreie Kaltzeiten („Glaziale") sind gekammert durch kurze, nur ein Fünftel bis ein Zehntel so lang andauernde laubwaldgeprägte Warmzeiten („Interglaziale"; grau unterlegt).

Fig. 1: Changes of atmospheric CO_2 concentration over the last 640,000 years and variations in deuterium used as a proxy for temperature in antarctic ice (modified after INTERNET 1). Lengthy cold periods (glacials) alternate with five- to ten-fold shorter phases of distinct warm periods (interglacials, in grey).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

was vorrangig durch vegetationsgeschichtlich-systemdynamische Prozesse im Quartär zu erklären ist.

Die Nomenklatur richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) für die Gefäßpflanzen-Taxa, RENNWALD (2000) für Syntaxa und ELLENBERG et al. (1992) für die Soziologie der Gefäßpflanzen.

2. Ursprünge der Phytodiversität Bayerns nach vegetationsgeschichtlichen Befunden

In den letzten 1,8 Millionen Jahren des Quartärs herrschte eine große Systemwandel-Dynamik (Glaziale, Interglaziale, Interstadiale, Intervalle; Abb. 1) ohne dauerhaft stabile Normalzustände. Mit drastischen Klimawandel-Effekten gingen Veränderungen der Standorte, der Prozesse, der Strukturen und der Artenzusammensetzungen von Ökosystemen einher. Die Störungen erbrachten eine große räumliche und zeitliche Nischenvielfalt („disturbance ecology"). Durch Arten-Aussterbevorgänge entstanden wiederholt floristische Vakua und wurden Kolonisierungs- und Sukzessionsimpulse in Gang gesetzt („dispersal ecology"). Gewinner waren dabei vor allem stresstolerante, lichtbedürftige Sippen, die rasch wandern, sich problemlos etablieren und im Offenland ausbreiten konnten („long distance-dispersal", CLARK et al. 1999). Verlierer waren Waldbäume mit hohem Blühreifealter und an schattige Waldbedingungen adaptierte, langsam wandernde Waldarten („short-distance disturbance dispersal").

Bemerkenswert sind die Intensität und die Frequenz des Wandels, sowie die Polarität der Lebensbedingungen im Quartär (Abb. 1). Tatsache ist, dass zeitlich betrachtet während der quartären Vegetationsgeschichte in Bayern zu 70–80 % Offenland, nur zu 20–30 % Wald und zu weniger als 1 % (ab dem Spät-Holozän) Buchenwald herrschten. Auf der zeitlichen Messlatte sind die heute potenziell natürlich vorherrschenden Buchenwald-Gesellschaften also eine ganz junge und marginale Erscheinung, die in den bayerischen Hügelländern überhaupt erstmals vor ca. 5.000 Jahren auftraten und vor 3.000 Jahren bereits wieder durch den Menschen zurückgedrängt wurden. Buchenwald besitzt demnach für das mitteleuropäische Tief- und Hügelland nur eine kurze Biotoptradition und Habitatkontinuität.

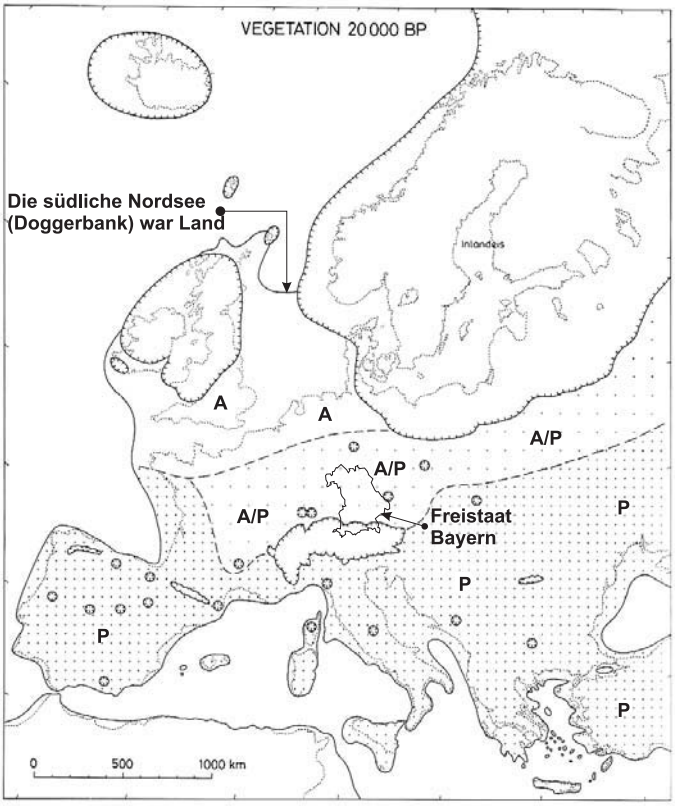
2.1. Die kältezeitliche Steppentundren-Flora Bayerns

In den periglazialen Steppentundren, die auch als „Kältesteppen" bezeichnet werden, herrschte ein kontinental geprägtes Klima (JERZ 1993, JUNG 1987). In den Hochglazialen gab es keine sommerlichen, mit feuchter Meeresluft beladenen Westwinde: Während des Höhepunktes der jüngsten Eiszeit lag der Meeresspiegel um 120 bis 130 m tiefer als heute, die südliche Nordsee war Land und Bayern lag damals um 500–1.000 km küstenferner (Abb. 2).

Statt des heutigen maritimen Laubwaldklimas herrschte über lange Zeiträume ein ausgesprochen kalt-kontinentales Klima (v. KOENIGSWALD 2002). Es gab Permafrost mit Solifluktions- und Kryoturbationserscheinungen, mit häufigem Frostwechsel und Deflation durch kalte Winde. Typisch waren ausgeprägte, strukturell vielfältige Mosaikkomplexe mit räumlich alternierenden Pflanzengesellschaften und einem starken jahreszeitlichen Wechsel (Abb. 3, 4). Eindrücke eines durch frostmechanische Vorgänge hervorgerufenen Mikroformenreichtums erhält man in sogenannten Buckelwiesen des Alpenraums (z. B. zwischen Mittenwald, Klais und Krün), die vermutlich im ausgehenden Spätglazial mit der Jüngeren Tundrenzeit entstanden sind (ENGELSCHALK 1971, JERZ 1993, LFU 2009a).

Die Böden waren überwiegend nährstoffarm, aber basenreich – unter kältegeprägten (= „cryokratischen") Verhältnissen waren es überwiegend Rohböden (Abb. 3, 4; IVERSEN 1954, 1973). Die Pflanzen mussten sich zunächst unter diesen Bedingungen etablieren können. An ihrem Wuchsort mussten sie dann vor allem sehr kältehart, wind- und austrocknungsresistent, als auch in der Lage sein, die jeweils nur kurzen Vegetationsperioden für ein langsames, kontinuierliches Wachstum bis zur Vermehrung zu nutzen (z. B. Nanophanerophyten). Das heißt, es bildeten damals stresstolerante Sippen die klimazonale Vegetation, die unter heutigen deutlich gegensätzlichen Umweltbedingungen ausgesprochen konkurrenzschwach und oft eng eingenischt sind.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at



Legende: Vereisungsgrenze
A Arktische Tundra
A/P Steppentundra
P Steppen, mit weit zerstreuten voneinander isolierten Gehölzvorkommen an begünstigten Standorten.

Abb. 2: Vegetation Europas zur Weichsel-Eiszeit vor 20.000 Jahren während maximaler Eisausdehnung (nach LANG 1994, ergänzt).

Fig. 2: Vegetation of Europe during the Valdai (Weichsel) glacial maximum, 20,000 YBP (after LANG 1994, supplemented).

Nach paläobotanischen Befunden kann die Ökozone der periglazialen Steppen-Tundra in Bayern anhand von „Differenzialarten-Gruppen" in eine gletschernahe, mehr tundrenartige und eine zentrale, mehr steppenartige Subzone unterteilt werden (JUNG 1987, JERZ 1993). Mit aller gebotenen Vorsicht kann darüber hinaus aus dem heutigen ökologischen Verhalten, das sich mit den Ellenberg-Zeigerwerten sehr zuverlässig abbilden lässt (SCHWABE et al. 2007), auch die mutmaßliche kleinstandörtliche Einnischung der Differenzialartengruppen in den Steppentundren-Mikroformenkomplexen (vgl. Abb. 4) erschlossen werden (Tab. 1).

2.1.1. *Betula nana*-Gruppe

Die Erschließung des Blütenstaub-Inhalts der periglazialen Lösse lässt erkennen, dass die heute arktische bzw. arktisch-alpine Flora der *Betula nana*-Gruppe vor allem für verhältnismäßig kalt-sommerhumide Situationen, wie sie zeitlich betrachtet in der ersten Hälfte eines Glazials auftreten („kryohygrische Phase"; GRICHUK 1964, LANG 1994) und räumlich betrachtet vor allem für gletschernahe Wuchsorte kennzeichnend waren (JUNG 1987). In den kalt-humiden Mikroformen-Komplexen der Tundren hatten die Zwergsträucher vermutlich

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 3: Landschaft der periglazialen Steppentundra, geprägt durch cryokratische Bedingungen (H. Walentowski 7/2009).
Oben: Skelettreiche Pionierböden (basenreich-nährstoffarm) mit einer niedrigen, offenen Krautvegetation. Mitte: Schneebedeckte Mulden alternierend mit aperen, windgefegten Buckeln. Unten: Wildflusslandschaften, Urstromtäler.

Fig. 3: A periglacial steppe-tundra landscape, shaped by cryogenic conditions.
Above: Initial soils (base-rich but nutrient poor) covered with low and sparse herbaceous vegetation. Middle: Snow-covered pits alternating with snowless mounds.
Below: Pristine river landscape, glacial valleys.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 4: Vielfalt der Meso- und Mikrostrukturen in den Steppentundra-Komplexen, geprägt durch Gefrier- und Auftau-Zyklen im Permafrost, Solifluktion, Deflation und unterschiedliche Substrate. In Meso- und Mikrorelief sind auch in heutigen (Gebirgs-) Tundra-Regionen wie in Nord-Skandinavien trockene und feucht-/nasse Magerstandorte eng verzahnt (H. Walentowski 7/2009).

Fig. 4: Spatial diversity of meso- and microstructural patterns of a steppe-tundra landscape, formed by repeated freeze-thaw cycles under permafrost conditions, solifluction, deflation and contrasting parent materials. Today's arctic tundra regions in Northern Scandinavia show a distinctive meso- and micro-relief with a mix of well and poorly drained nutrient-poor soils.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 1: Bezeichnende Sippengruppen von Gefäßpflanzen der kaltzeitlichen (1–6) und der warmzeitlichen (7–8) Relikt-Flora des Offenlandes
Zeigerwerte für Licht (L), Temperatur (T), Kontinentalität (K), Feuchte (F), Reaktion (R) und Nährstoffe (N) aus ELLENBERG et al. (1992).

Table 1: Characteristic species groups of relictic vascular plants of non-wooded habitats during cold (1–6) and warm (7–8) periods
Indicator values provided by ELLENBERG et al. (1992) for light (L), temperature (T), continentality (K), soil moisture (F), soil reaction (R) and nutrients (N) represent the ecological behaviour of the species under recent environmental conditions in Central Europe and the Alps.

			L	T	K	F	R	N
Kaltzeitliche Flora periglazialer Steppentundren	Tundren-artige Variante	***1. Betula nana*-Gruppe**						
		Betula nana	8	3	6	9	1	2
		Ledum palustre	6	5	7	9	2	2
		Oxyococcus microcarpus	8	4	6	9	1	1
		Salix myrtilloides	6	4	8	9	4	2
		Vaccinium uliginosum	6	x	5	x	1	3
		***2. Juncaceae-/Cyperaceae*-Gruppe**						
		Carex capitata	9	4	7	8	7	1
		Carex chordorrhiza	9	5	7	9	4	3
		Carex dioica	9	4	x	9	x	2
		Carex heleonastes	8	5	7	9	4	3
		Carex microglochin	9	3	3	9	8	2
		Equisetum variegatum	8	3	7	9	8	2
		Eriophorum gracile	8	4	5	9	4	2
		Eriophorum scheuchzeri	9	2	x	9	4	2
		Juncus stygius	8	4	4	9	4	3
		Juncus triglumis	8	2	7	9	6	2
		Kobresia simpliciuscula	9	1	7	9	8	1
		Saxifraga hirculus	9	5	7	9	4	2
		Tofieldia pusilla	8	2	?	8	7	1
		Triglochin palustre	8	x	x	9	x	1
	Steppenartige Variante	***3. Dryas*-Gruppe**						
		Astragalus alpinus	9	2	7	4	6	?
		Carex rupestris	9	2	7	4	6	2
		Dryas octopetala	9	2	7	4	8	4
		Kobresia myosuroides	9	2	7	4	x	2
		Pedicularis oederi	9	2	7	5	9	2
		Oxytropis campestris	9	2	6	4	6	2
		Saussurea alpina	9	1	7	5	5	3
		***4. Ephedra*-Gruppe**						
		Astragalus danicus	8	7	7	3	9	2
		Bassia laniflora	9	8	7	2	8	1
		Festuca rupicola	9	7	7	3	8	2
		Festuca valesiaca	8	7	7	2	7	2
		Koeleria macrantha	7	6	7	3	8	2
		Stipa capillata	8	7	8	2	8	2
	Wildfluss	***5. Hippophäe*-Gruppe**						
		Hippophae rhamnoides	9	6	6	4	8	3
		Myricaria germanica	8	4	7	8	8	3
		Typha minima	8	x	7	9	8	2
	Alpengletscher	***6.Sesleria albicans*-Gruppe**						
		Buphthalmum salicifolium	8	x	4	4	8	3
		Carex firma	9	2	4	4	9	2
		Carex sempervirens	7	x	2	4	7	3
		Coronilla vaginalis	6	x	4	3	9	2
		Crepis alpestris	7	4	4	4	8	2
		Leontodon incanus	7	x	4	3	9	2
		Sesleria albicans	7	3	2	4	9	3
Warmzeitliche Flora	Trockenrasen	***7. Trinia glauca*-Gruppe**						
		Trinia glauca	9	8	5	1	8	1
		Helianthemum apenninum	8	7	2	2	8	1
		Helianthemum canum	8	7	4	2	9	1
		Linum tenuifolium	9	8	4	2	9	2
	Seen, Sümpfe	***8. Cladium mariscus*-Gruppe**						
		Cladium mariscus	9	6	3	10	9	3
		Aldovandra vesiculosa	5	8	4	12	7	4
		Trapa natans	8	7	5	11	6	8

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

eine weite ökologische Amplitude und zeigten ein euryökes Verhalten, wie man es aktuell in ihrem arktischen Hauptareal beobachten kann.

Die Areale dieser Sippen wurden in Trocken- und Wärmephasen kontrahiert. Während die Sippen in arktischen Gefilden günstige Überlebensmöglichkeiten fanden und heute circumpolar vorkommen, stießen die reliktisch isolierten Vorkommen am Rande der Alpengletscher in vielen Fällen an eine kritische Populationsgrenze. Sippen der *Betula nana*-Gruppe, die in Bayern rezent überlebt haben, sind heute i. d. R. auf nasse und stickstoffarme Moor-Standorte (Feuchtezahl 9, Stickstoffzahl 1–2 (3) nach ELLENBERG et al. 1992) innerhalb des Moränengürtels des Alpenvorlandes und der alpinen biogeografischen Region kontrahiert (JUNG 1987, LfU 2009c). Dort sind sie eng an Regenwassermoore (Klasse *Oxycocco-Sphagnetea*) gebunden. Eine Ausnahme ist *Vaccinium uliginosum*, das seine genetische Variabilität/Morphotypen-Vielfalt nicht nur in seinem arktischen, sondern auch in seinem alpinen Teilareal beibehalten konnte (subsp. *uliginosum* in Mooren, subsp. *pubescens* im (sub-)alpinen Zwergstrauchgestrüpp bis hin zum *Caricetum firmae*). Allesamt leben die Pflanzen also heute dort, wo in den Hochglazialen Alpen-Gletscher waren, d. h. ihre heutigen Wuchsorte und Lebensräume sind erst nach dem Abschmelzen des Eises entstanden und konnten erst im Holozän von ihnen besiedelt werden. Hochmoor-Wachstum begann in der Nacheiszeit frühestens im Boreal, hauptsächlich im Atlantikum (7.500 BP).

2.1.2. Juncaceae-/Cyperaceae-Gruppe

Rasenbildende Sippen der Juncaceae-/Cyperaceae-Gruppe waren im cryokratischen Formen-Komplex der periglazialen Steppentundren bezeichnend für nährstoffarm-nasse, aber oft basenreiche flache Versumpfungen und Solifluktionstümpel mit Pioniercharakter.

Sie leben heute in Bayern in diversen Flachmoor-Gesellschaften des Alpenvorlandes sowie in den Alpen und sind in ihrem Fortbestand oft stark gefährdet, da die konkurrenzarmen Initialstellen fehlen. Einige der Sippen starben hier inzwischen gänzlich aus (z. B. *Carex capitata, Juncus stygius*), etliche sind vom Aussterben bedroht (z. B. *Carex heleonastes*), während andere (z. B. *Carex microglochin*) nach wie vor in Schwemmlings-Gesellschaften von Gletscherbächen zu finden sind, wenn auch nicht mehr in Bayern.

2.1.3. *Dryas octopetala*-Gruppe

Auch die Sippen der „*Dryas octopetala*-Gruppe" (Tab. 1) haben in den Vegetationskomplexen der Steppentundra- und Tundra-Regionen eine wichtige Rolle gespielt. Arealkundlich bezeichnend ist, dass ihre Sippen heute eine stark disjunkte, holarktische Verbreitung (arktisch-alpin-altaisch) aufweisen (OHBA 1974). Beispiele sind neben der Leitart der sog. kaltzeitlichen „*Dryas*-Flora" *Dryas octopetala* auch *Astragalus alpinus, Aster alpinus, Carex rupestris, Kobresia myosuroides, Pedicularis oederi* und *Saussurea alpina*. Die Arealbilder entstanden durch ein Zurückweichen nach Norden und Süden (WALTER & STRAKA 1970).

Die arktisch-alpine Flora der *Dryas*-Gruppe war nach paläobotanischen Befunden ebenso wie die *Betula nana*-Gruppe vor allem für kalt-sommerhumide Wuchsorte kennzeichnend (JUNG 1987). Diese Feststellung korrespondiert mit dem heutigen ökologischen Verhalten der Sippen (ELLENBERG et al. 1992): Die Sippen der *Dryas*-Gruppe sind besonders kältehart (Temperaturzahl 1–2 nach ELLENBERG et al. 1992) und in ihrem alpinen Teilareal auf sehr exponierte Kleinstandorte und verkarstete Hochplateaus in der alpinen Mattenvegetation eingenischt, vor allem in Polsterseggenrasen (*Caricetum firmae*) und in Windkantenrasen (Kl. *Carici rupestris-Kobresietea bellardii*). Die Hochglaziale konnten sie aufgrund ihrer besonderen wind- und kälteharten Konstitution im vergletscherten Hochgebirge vereinzelt auf Nunatakkern überleben. Der Großteil ihrer heutigen Wuchsorte ist aber erst im frühen Postglazial entstanden.

2.1.4. *Ephedra distachya*-Gruppe

Wie Pollenanalysen belegen, waren die arido-humiden Gebiete zwischen dem arktischen Eis im Norden und den Alpengletschern im Süden von einer kräuterreichen „Grassteppe"

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

bedeckt, in der neben Sauer- und Süßgräsern Chenopodiaceen, *Ephedra*- und *Artemisia*-Sippen das Bild bestimmten („Kältesteppe" i. e. S.). Diese gut an Winterkälte und Sommertrockenheit angepasste Artengarnitur der „*Ephedra distachya*-Gruppe" (z. B. *Artemisia austriaca, Astragalus*- und *Oxytropis*-Arten, *Ephedra distachya, Festuca rupicola, Bassia laniflora, Koeleria macrantha, Stipa capillata*) ist heute transkontinental verbreitet. Rezente Kältewüsten und -steppen findet man heute in der zentralasiatischen Hochgebirgsebene in Tibet mit einer mittleren Höhe von 4.200–4.800 m ü. NN, einer mittleren Jahrestemperatur von –5 °C, einer Julitemperatur von +8°C, Sturmwinden von im Mittel 15 m/sec, spärlichen Niederschlägen von unter 1.000 mm, meist als Hagel mit einem Maximum im Sommer, sowie einer sehr starken und großen Trockenheit der Luft (WALTER 1974). Hier wachsen alle für die *Ephedra*-Gruppe bezeichnenden Arten bzw. eng verwandte vikariierende Arten neben jenen der *Hippophae rhamnoides*-Gruppe (Kap. 2.1.5). Auch Sippen der *Dryas*-Gruppe (z. B. *Kobresia bellardii*) und der Juncaceae-/Cyperaceae-Gruppe kommen in diesen rezenten Kältewüsten und -steppen vor (Kap. 2.1.2 und 2.1.3).

Zahlreiche Sippen der Gruppe, wie z. B. *Ephedra*, sind heute in Bayern ausgestorben, weil Kleinstandorte mit eukontinentalem Klima (semiarid-sommerdürr-winterkalt) fehlen. Unter wintermilden Bedingungen sind submediterran-mediterrane Florenelemente konkurrenzstärker. „Steppenrelikte" sind heute extrem disjunkt über Europa verteilt (z. B. Polen, Böhmen, Brandenburg, Baltikum, Südschweden, OBERDORFER 1978, DIERSSEN 1996). In Süddeutschland finden sich die reliktartenreichsten Vorkommen in Rheinhessen, der Vorderpfalz und im nördlichen Oberrhein-Gebiet (KORNECK 1974).

Der vollständigste Artengrundstock der periglazialen, kräuterreichen Grassteppe hat sich europaweit in den Alpen in strahlungsreichen inneralpinen Trockentälern (Frankreich, Schweiz, Italien, Österreich) erhalten. Allerdings leben auch dort die Reliktarten heute nicht mehr in „Kältesteppen", sondern in „Warmsteppen" in Mischung mit mediterran-submediterranen Florenelementen (z. B. *Trinio-Stipetum capillatae, Koelerio-Helianthemetum apennini, Melico-Kochietum prostratae, Ephedro-Artemisietum vallesiacae*, vgl. BRAUN-BLANQUET 1961, SCHWABE & KRATOCHWIL 2004).

Auch in Bayern wachsen die „Steppenarten" heute vergesellschaftet mit thermisch anspruchsvollen mediterran-submediterranen Warmzeitrelikten in Trockenrasen (*Trinio*- und *Pulsatillo-Caricetum humilis*) und „Warmsteppen" (*Allio-Stipetum capillatae, Adonido-Brachypodietum pinnati*). Aufgrund dieses ökologischen Verhaltens werden sie von ELLENBERG et al. (1992) heute in Mitteleuropa als „Wärmezeiger" (Temperaturzahl (6) 7 bis 8) eingestuft, auch wenn sie ökophysiologisch betrachtet kälteresistent/frosthart sind.

2.1.5. *Hippophae rhamnoides*-Gruppe

Die Holzgewächse der breiten Wildflusstäler, die sich unter periglazialen Bedingungen mit mächtigen Schotter- und Kiesbetten füllten (*Hippophae rhamnoides*-Gruppe, Tab. 1), sind an ein kontinentales Trockenklima angepasst (vgl. 2.1.4).

In Deutschland sind sie heute typisch für die letzten Reste der Furkations- bzw. Flussverwilderungszone präalpiner Flussoberläufe (*Salici-Hippophaetum, Myricarietum, Myricario-Chondrilletum*). In Bayern finden sich reproduzierende Rumpfgesellschaften dieser Gruppe allein noch am Halblech und an der Oberen Isar zwischen Mittenwald und dem Sylvenstein-Stausee. Diese sind aber auch dort durch mangelnde Lebensraumdynamik im Abbau begriffen (vgl. Kap. 4.2.).

2.1.6. *Sesleria albicans*-Gruppe

Im Vorfeld der Alpengletscher bereicherten zahlreiche präalpine Sippen mediterran-alpinen Ursprungs die Tundren (*Sesleria albicans*-Gruppe, z. B. *Buphthalmum salicifolium, Carex sempervirens, Crepis alpestris, Leontodon incanus, Sesleria albicans*). Sie sind heute erfolgreiche Matrixbildner alpigener Kalkmagerrasen (Kl. *Seslerietea*). Von den alpinen Matten hinab über die montane Stufe der Alpen erstrecken sich ihre Areale über die Jungmoränen und Schotterflächen bis in die Fränkische Alb.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die Kaltzeiten mit ihrem in den Nordalpen nahezu geschlossenem Eisschild sind auch dafür verantwortlich, dass einige Pflanzen heute in den bayerischen Alpen weit entfernt von ihrem Hauptverbreitungsgebiet gefunden werden. Mit isolierten Vorkommen konnten sie sich an stets oder meist eisfrei gebliebenen Flecken („Nunatakkern") erhalten, während sie andernorts durch die Gletscher verdrängt wurden. Beispiele für Sippen mit südalpischem Hauptareal und einem einzigen nordalpischen Arealsplitter in den Ammergauer Bergen sind *Soldanella minima* subsp. *minima* und *Carex baldensis* in den Ammergauer Bergen („Ammergauer Reliktflora"; JUNG 1987, EGGENSBERGER 1994, LFU 2006).

2.2. Die warmzeitliche Offenland-Flora Bayerns

Außerhalb der kältesten Phasen in den Hochglazialen gab es immer wieder Bedingungen, in denen die am besten kälteangepassten Offenland-Sippen unter Konkurrenzdruck durch weniger frostharte Offenland-Sippen gerieten. In den wärmsten Zeitabschnitten des Pleistozäns und in der Nacheiszeit konnten schließlich frostempfindliche Sippen submediterraner Herkunft ihre Areale erweitern. Sie benötigten für ihre Expansion eine Kombination aus vollem Licht und ausreichend Wärme (Temperaturzahl 7–8 nach ELLENBERG et al. 1992), die es parallel Waldbäumen erlaubte, nachzurücken. So wurden auch diese Sippen durch Ausschattung und Konkurrenz auf Sonderstandorte zurückgedrängt. Mit der erneuten Abkühlung zum Ende einer Zwischeneiszeit wurde es zwar wieder licht, aber zu kalt und sie mussten sich wieder zurückziehen oder starben aus.

Sicher ist, dass die aktuelle bayerische submediterran-mediterrane Offenland-Flora sich aufgrund ihrer hohen Wärmeansprüche erst ab der Frühen Wärmezeit (= Boreal bzw. Haselzeit; frühestens 8.800 Jahre vor heute) ausbreiten konnte.

2.2.1. *Trinia glauca*-Gruppe

Zu dieser Gruppe gehören zahlreiche submediterran-mediterrane Kalkmagerrasen-Sippen (z. B. *Bromus erectus, Helianthemum apenninum, Hippocrepis comosa, Trinia glauca*). Ein Vorrücken der wärme- und lichtbedürftigen Offenlandarten aus Südwest- bis Südosteuropa war vor allen über das Rhein-Maintal, warme Alpentäler und Gebirgssättel (z. B. Inn- und Saalachtal oder Seefelder Sattel) und das Donautal möglich. Von dort aus konnten sie waldfreie Sonderstandorte oder sich aufgrund von edaphischer Trockenheit nur langsam oder schütter wiederbewaldende Wuchsorte erreichen. Im warm-feuchten Waldklima des Atlantikum (7.500–4.800 vor heute) wurden sie entlang ihrer Hauptausbreitungswege zweifellos durch Waldrodungen und Waldauflichtungen seitens der Bandkeramiker begünstigt, die bevorzugt in Lössgebieten nahe der Flusstäler siedelten (ELLENBERG 1996). Spätestens mit dem Vorrücken der Buche in der sog. telokratischen Abkühlungsphase (im Hügelland ab 4.800 Jahren vor heute, mit Buchenoptimum um 3.000 Jahren vor heute) wurde die Offenland-Flora submediterran-mediterranen Ursprungs von den zunehmend schattigen Wäldern stark zurückgedrängt. Somit kann man ihre Sippen als „Warmzeit-Relikte" bezeichnen.

Das Schwinden der Lebensräume der „Warmzeit-Relikarten" wurde ab der Eisenzeit (ab 2.800 vor heute) allerdings durch die Einflüsse der Landnutzung (Waldrodung, Auflichtung der Landschaft, Nährstoffexporte und Bodendegradation) in eine erneute Areal-Expansion umgekehrt. Über mehrere tausend Jahre konnten wärmebedürftige Offenlandarten im Altertum und im Mittelalter ihr Areal damit nutzungsbedingt erheblich erweitern („Apophyten", GLAVAC 1996). Erst ab dem 18. und 19. Jahrhundert hat sich dieser Trend durch Nutzungsintensivierung, Aufforstung und Flächenversiegelung wieder umgekehrt, ab 1950 mit der Eu- und Polytrophierung der Landschaft in exponentieller Art und Weise.

Auch in den Wärmephasen des Pleistozäns verlief das Schicksal wärme- und lichtbedürftiger Offenlandarten sehr wechselhaft. Allerdings gab es in der vom Menschen noch wenig beeinflussten Landschaft auch dynamische Prozesse, die (mindestens temporär) Sonderlebensräume erzeugten oder den Wald licht halten konnten. Wesentliche Prozesse sind z. B. Umlagerungsprozesse und Eisgang in Wildflusslandschaften, biotische Gradationen und

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Waldbrände. Große Weidetiere („Megaherbivoren") waren in diesem Zeitraum wirksame Vektoren für die Pflanzenverbreitung, die gleichzeitig den Gehölz-Aufwuchs in manchen Bereichen entscheidend verringerten.

2.2.2. *Cladium mariscus*-Gruppe

Das submediterran-mediterrane Florenelement beinhaltet keinesfalls nur Trockenrasen-Sippen. Sumpfarten und Wasserpflanzen mit hohen Wärmeansprüchen (z. B. *Trapa natans*) profitierten von einem starken Grundwasseranstieg in warm-feuchtem Klima (mesokratische, thermohygrische Phase der Nacheiszeit). Im Alpenvorland hatte das Abschmelzen der Gletscher gegen Mitte des Atlantikums vor 6.200 Jahren starke See-Transgressionen zur Folge; der Kochelsee war z. B. ein Vielfaches größer als heute (PAUL & RUOFF 1932, LUTZ 1938, 1950).

3. Rezente Verteilung der Phytodiversität auf die Lebensräume Bayerns

Nachdem in Kap. 2 dargelegt wurde, welche Sippengruppen während des pleistozänen Eiswechselzeitraums in Bayern vorkamen und die Grundlage für die rezente Phytodiversität darstellen, bleibt zu analysieren, in welchen Lebensräumen die damals entstandene Vielfalt aktuell erhalten geblieben ist. Zur Beschreibung der rezenten Verteilung der Phytodiversität Bayerns wird analysiert, wie sich die Sippen auf verschiedene Lebensräume verteilen.

Grundlage für eine Auswertung sind die 3.417.257 Nachweis-Datensätze der Floristischen Kartierung Bayerns (ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG BAYERNS, Stand 2006). Die Anzahl der Sippennachweise wurde ausgezählt, um eine Näherung für die Häufigkeit der Sippen in Bayern zu bekommen (dadurch sind Sippen, die mit ihrem Arealrand Bayern gerade so erreichen, und bestimmungskritische Sippen unterrepräsentiert!). Für die weitere Auswertung wurden die Sippen in Häufigkeitsklassen eingruppiert, für die die Amplitude der Nachweise ermittelt und die kleinste Nachweiszahl (n = 1) von der größten Nachweiszahl (n = 11.750) subtrahiert wurde. Innerhalb dieses Bereiches wurden sechs Intervalle gewählt, deren Größe mit zunehmender Häufigkeit progressiv ansteigt.

Parallel wurden die Sippen mit der auf Basis von BSVEG (STORCH 1985) weiterentwickelten Artentabelle der BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (Stand: 8/2009) verschnitten. In dieser Artentabelle ist eine umfassende Merkmalsattributierung enthalten, auf deren Grundlage das Spektrum des soziologischen Verhalten gemäß ELLENBERG et al. (1992) ausgewertet wurde.

3.1 Gesellschafts- und Artenvielfalt

Von 2.727 bei der Floristischen Kartierung in Bayern erfassten Gefäßpflanzen-Sippen ergibt die Datenbank-Abfrage für ca. 70 % der Sippen eine Vegetationstypen-Bindung (Tab. 3). Knapp 30 % der Sippen verhalten sich indifferent oder ihr soziologisches Verhalten ist unbekannt. Sippen mit soziologischer Bindung verteilen sich auf acht heimische Formationsgruppen, 37 Klassen, 62 Ordnungen, 114 Verbände. Davon sind sechs Klassen (= 16 %), 11 Ordnungen (= 18 %) und 18 Verbände (= 16 %) Wäldern zuzuordnen.

Nur 336 Sippen (277 Laub-, 59 Nadelwald-Sippen) zeigen eine soziologische Bindung an Wälder. Der weitaus größere Teil der Sippen zeigt eine Bindung an Vegetationseinheiten des Offenlandes (Tab. 2).

3.2 Seltenheit und Gefährdung

Wie die Auswertung der Floristischen Kartierung Bayerns weiterhin zeigt, leben nicht nur sehr viele, sondern auch ein besonders hoher Anteil an seltenen Gefäßpflanzensippen im Offenland. Die deutlich höchsten Anteile an seltenen Sippen sind dabei in „Steinfluren und alpinen Rasen" beheimatet. Dies ist – genauso wie der hohe Anteil seltener Sippen in der „Salzwasser- und Meerstrandvegetation" – mindestens zu Teilen auf die randliche Lage dieser Lebensraumtypen in Bayern (Alpenanteil 5 % an der Landesfläche) zurückzuführen und daher vorsichtig zu interpretieren. Wälder, die dagegen mit 35 % einen sehr großen Anteil an der Landesfläche haben, zeigen die relativ niedrigsten Anteile an seltenen Sippen (Tab. 3).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 2: Auswertung des soziologischen Verhalten gemäß ELLENBERG et al. (1992) aller bei der Floristischen Kartierung Bayerns erfassten Gefäßpflanzensippen auf Grundlage der Nachweis-Datensätze der Zentralstelle für die Floristische Kartierung Bayerns (Stand 2006)

Table 2: Analysis of the sociological behaviour of all vascular plant records in Bavaria according to ELLENBERG et al. (1992), based on the data set from the Centre for Floristic Mapping of Bavaria (updated 2006).

Soziologisches Verhalten	Anzahl	Prozent
Indifferente Gefäßpflanzensippen	790	29 %
Gefäßpflanzensippen mit soziologischer Bindung	1.937	71 %
Krautige Vegetation oft gestörter Plätze	510	19 %
Anthropo-zoogene Heiden und Rasen	453	17 %
Laubwälder und verwandte Gebüsche	277	10 %
Steinfluren und alpine Rasen	264	10 %
Süßwasser- und Moorvegetation	230	8 %
Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche	131	5 %
Nadelwälder und verwandte Heiden	59	2 %
Salzwasser- und Meerstrandvegetation	13	0,4 %
Gesamt	2.727	100 %

Dies bedeutet, dass in Wäldern wenige seltene Pflanzensippen vorkommen, was den Auswertungen der österreichischen Endemiten-Vorkommen entspricht. Ein Großteil der österreichischen Endemiten findet sich in den Hochlagen (auf Schutt- und Felsstandorten) und im Tiefland im Bereich von karbonatreichen Trockenrasen, Felsen, Trockengebüschen, Schuttfluren und Feuchtlebensräumen (RABITSCH & ESSEL 2008).

Neben Anzahl und Seltenheit der Gefäßpflanzenarten wurden die Vorkommen von hochgradig gefährdeten Sippen (Rote Liste 1 = vom Aussterben bedroht; SCHEUERER & AHLMER 2003) ausgewertet. Hier zeigen die Süßwasser- und Moorvegetation, anthropozoogene Heiden und Rasen und die krautige Vegetation oft gestörter Plätze die weitaus höchsten Anteile (Abb. 5).

Tabelle 3: Aufteilung der Nachweishäufigkeiten der soziologisch gebundenen Gefäßpflanzensippen Bayerns auf die Vegetationsgruppen entsprechend ELLENBERG et al. (1992)
Häufigkeitsklassen: extrem selten (es) = 1–100; sehr selten (ss) = 101–250; selten (s) = 251–500; zerstreut (z) = 501–2.000; häufig (h) = 2.001–5.000; sehr häufig (sh) = > 5.000

Table 3: Abundances of character-species of Bavarian vascular plant communities in the eight native vegetation groups (ELLENBERG et al. 1992) categorised by frequency classes
Frequency classes: extremely rare (es) = 1–100; very rare (ss) = 101–250; rare (s) = 251–500; dispersed (z) = 501–2.000; common (h) = 2.001–5.000; quite common (sh) = > 5.000.

Soziologische Gruppe	es	ss	s	z	h	sh
Krautige Veg. (gestört)	169	70	52	100	83	36
Steinfluren/alpine Rasen	151	56	27	26	4	0
Anthropo-zoog. Heiden/Rasen	140	53	40	96	76	48
Süßw.- und Moorvegetation	57	38	30	74	30	2
Laubwälder/ verw. Gebüsche	46	35	31	70	65	30
Waldnahe Staudenfl./Gebüsche	28	21	17	34	23	8
Nadelwälder/ verwandte Heiden	6	15	14	19	3	2
Salzw.-/Meerstrandvegetation	11	0	1	1	0	0
Sippen insgesamt	608	288	212	420	284	126
Sippen Laub und Nadelwald (inkl. verw. Gebüsche u. Heiden)	52	50	45	89	68	32
Anteil Wald-Sippen [%]	8,6	17,4	21,2	21,2	23,9	25,4

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

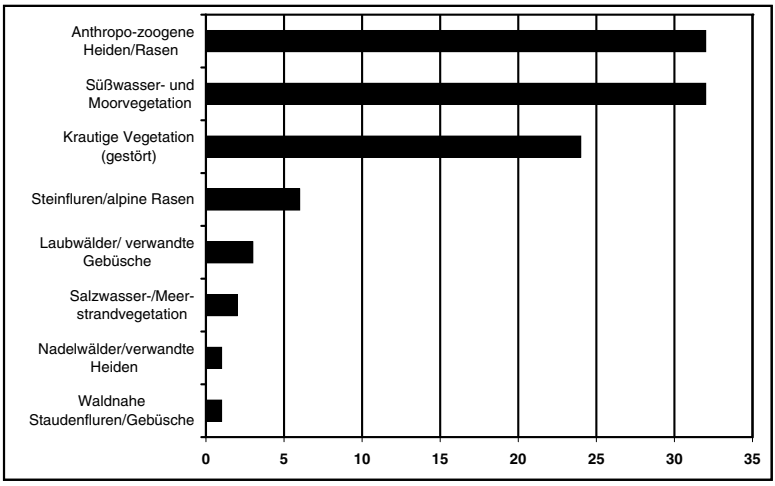


Abb. 5: Anzahl von bayerischen Rote Liste-1-Sippen in den von ELLENBERG et al. (1992) definierten acht heimischen Formations-Gruppen.

Fig. 5: Number of critically endangered species (category 1 in the Red List of threatened vascular plant species in Bavaria) in the eight native vegetation groups (ELLENBERG et al. 1992).

Als wichtiger Befund bleibt festzustellen, dass in der Gefäßpflanzenflora des Waldlandes Bayern ein erstaunlich geringer Sippen-Anteil an Wälder gebunden ist (Anteil nur 12 %, Tab. 2) und darunter nur wenige extrem seltene (Anteil nur 9 %, Tab. 3) und hochgradig gefährdete Taxa (weniger als 5 Sippen, Abb. 5) beinhaltet sind .

4. Phytodiversität des Offenlandes im Spannungsfeld zwischen Arten-Entstehung und Aussterben

Die meisten seltenen Sippen sind auf räumlich isolierte Sonderstandorte beschränkt und stehen dort populationsbiologisch betrachtet im Spannungsfeld zwischen zwei Extremen: dem Impuls zur Entstehung neuer Sippen (HAMPE. & PETIT 2005) und der Gefahr des Aussterbens (HEINKEN 2009).

4.1. Arten-Entstehung

4.1.1. Peri- und postglaziale Artbildung

Räumliche Isolation kann über die Bildung von Öko- und Morphotypen im Falle von ausreichend stabilen Populationen bis hin zur Artneubildung führen (allopatrische Artentstehung). Ein Beispiel für eine durch geografische Trennung reproduktiv isolierte periglaziale Speziation ist *Armeria purpurea* subsp. *purpurea*, die heute im Kalk-Quellmoor im Benninger Ried bei Memmingen wächst.

Eine weitere Möglichkeit ist die Hybridartbildung durch Arealüberlappung von ursprünglich räumlich getrennten Ursprungssippen mit anschließender Fixierung der entstandenen Sippen, was in der (nach)eiszeitlichen Vegetationsentwicklung ein nicht seltener Prozess war. Ein Beispiel für eine erfolgreiche derartige Artbildung findet sich in der Gattung *Cochlearia*, die in Bayern mit fünf Sippen vertreten ist (vgl. ABS 2000). In ihr traten erst postglazial Ploidisierungsprozesse und Trisomien auf, die u. a. zur Entstehung von *Cochlearia bavarica* geführt haben. Geringe Kreuzungsbarrieren innerhalb der Gattung und zahlreiche zwischenartliche Hybriden lassen bis heute evolutive Prozesse als möglich erscheinen. *Cochlearia bavarica* ist ein bayerischer Endemit mit zwei genetisch trennbaren Entstehungsregionen im bayerischen Alpenvorland, die bis heute zwei Teilareale ausbilden (Abb. 6, ABS 2007). *C. bavarica* wird als triploides Kreuzungsprodukt von *C. pyrenaica* und *C. officinalis*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

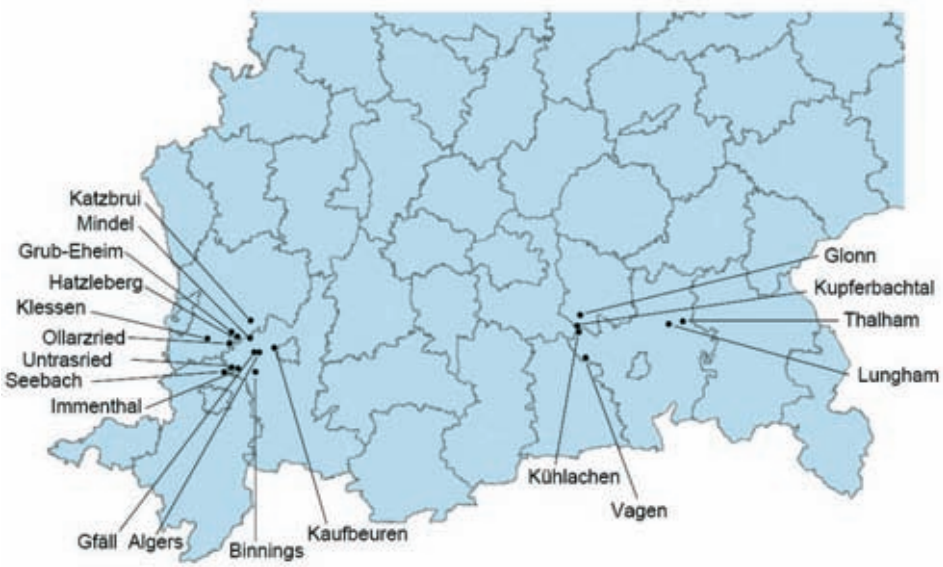


Abb. 6: Wuchsorte des südbayerischen Endemiten *Cochlearia bavarica* im weltweiten Gesamtareal (ABS 2007).

Fig. 6: Growing sites of the southern Bavarian endemic vascular plant species *Cochlearia bavarica* over its global range (ABS 2007).

angesehen, dass durch Polyploidie stabilisiert wurde und die Fähigkeit zur Produktion fertiler Nachkommen zurückerlangte. Angenommen wird eine polytope Kreuzung von *C. pyrenaica* und Inlandvorkommen von *C. officinalis* im Bereich der vom Gletschereis frei gewordenen noch waldfreien Flächen. Durch die einsetzende Wiederbewaldung wurden die Sippen dann auf gehölzfeindliche, großflächigere Kalktuff-Bereiche zurückgedrängt, wo sie heute durch Eutrophierung der Quellen, Abnahme der Quellschüttung und zunehmenden Kronenschluss der Gehölze gefährdet sind.

4.1.2. Rolle der Agamospermie bei der Sippenbildung

Eine große Rolle hat in Mitteleuropa die Agamospermie für die Entstehung der Phytodiversität und tritt in nahezu allen Gruppen mit einer hohen mitteleuropäischen Sippenvielfalt auf. Vegetationsgeschichtlich wird angenommen, dass die agamospermen Sippen überwiegend zu Zeiten entstanden sind, in denen Waldformationen nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben und sie auf gering bewachsene Wuchsorte gestoßen sind, auf denen sie sich ausbreiten konnten. So sind die vegetationsgeschichtlich jungen Sippen der Gattungen *Taraxacum, Hieracium, Rubus* und *Sorbus* durch Hybridisierungsereignisse und deren Stabilisierung durch Agamospermie entstanden. Diese an frühe Vegetationsstadien optimal angepassten Spezialisten verfügen über gute Mechanismen zur Fernausbreitung (Anemo- bzw. Avichorie) und sind so in der Lage, verhältnismäßig schnell konkurrenzarme Gebiete – wie sie z. B. nach dem Zurückweichen der Vergletscherung entstanden sind – zu besiedeln. Bei sich wandelnden Lebensraumbedingungen konnten sie sich auf konkurrenzarme Sonderstandorte (z. B. Felsen und andere Reliktstandorte) zurückziehen und dort bis heute überleben. Nach STEBBINS (1984) war dabei die Polyploidisierung vor allem nach dem Rückgang des Eisschildes der schnellste Weg zur Bildung optimal angepasster neuer Taxa.

Die neuen polyploiden Sippen, die heute die Masse der arktisch-alpinen Sippen stellen, entstanden bereits vor und während der Vergletscherungszyklen und wurden durch die klimabedingten Verschiebungen der Vegetationszonen immer wieder getrennt und zusammengeführt, wodurch sie wiederholt in genetischen Austausch traten (secondary contact

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

hypothesis: STEBBINS 1984). Dieses Alternieren zwischen sexueller Vermehrung und Agamospermie lässt sich in der oft unerwartet hohen genetischen Vielfalt aktuell vorkommender apomiktischer Sippen ablesen (REISCH 2004, FEULNER mündl.). Somit sind agamosperme Pflanzen keine Sackgassen der Evolution, sondern treten gelegentlich immer wieder in Kontakt mit anderen Sippen für die sie als Genpool zur Weiterentwicklung dienen. So entsteht für jede Region eine weltweit einzigartige Sippenkombination mit eigenständigem genetischen Gesamtpool, in den sowohl agamosperme wie sich sexuell fortpflanzenden Sippen eingebunden sind.

Die große bayerische Phytodiversität entstand im Wesentlichen durch Kreuzungsprozesse und die Fixierung von Sippen durch Agamospermie. So kam es zu der für Mitteleuropa außergewöhnlich hohen Anzahl von 54 Endemiten und 64 Subendemiten (SCHEUERER & AHLMER 2003), die sich vor allem in den apomiktischen Sippenkreisen finden. Fast alle diese (Sub-)Endemiten wachsen auf lückigen Offenland-Wuchsorten (Felsfluren, nährstoffarme, niedrigwüchsige Feuchtwiesen usw.), wie sie durch die pleistozäne Umweltdynamik regelmäßig entstanden. Nur wenige Sippen (z. B. *Rubus, Sorbus*) besiedeln Säume, Waldränder oder ausgesprochen lichte Wälder. Keine (sub-)endemische Sippe Bayerns wächst in mehr oder minder dichten Wäldern.

4.1.3. Ökologie agamospermer Sippen am Beispiel der Mehlbeeren

In der Gattung *Sorbus* wird davon ausgegangen (zusammengefasst bei MEYER et al. 2005), dass sich Teile der Gattung nach wie vor in einem aktiven Stadium der Artbildung befinden, wobei ein Mannigfaltigkeitszentrum in Europa gesehen wird. Ein wichtiger Faktor in diesem Evolutionsprozess ist die Hybridisierung zwischen den sexuellen Hauptarten und die Fixierung der Produkte durch Agamospermie. Alle Mehlbeer-Sippen wachsen nicht in dichten Waldgesellschaften, sondern besiedeln lichte Wälder mit hohem Anteil von Kiefern und Eichen oder wachsen an Säumen, auf Lichtungen, um Felsen oder an Abbruchkanten. Daher ist zu schließen, dass sich die heutigen, zum Teil großen Areale mancher Sippen (z. B. *Sorbus austriaca*) zu Zeiten initialer Waldbedeckung gebildet haben müssen und erst im Zuge der Wiederbewaldung auf Relikt-Standorte zurückgedrängt wurden. Dies ist gleichsam an den kleinflächigen Arealen zu erkennen, die heute die Mehrzahl der apomiktischen *Sorbus*-Taxa zeigen (MEYER et al. 2005). Diese Areale sind entweder auf vergleichsweise junge evolutive Prozesse (Neoendemismen) oder aber auf eine enge ökologische Einnischung und eine damit verbundene Ausbreitungslimitierung zurückzuführen. Hier werden die grundsätzlichen Probleme einer schwierigen Ausbreitung von aktuell auf Sonderstandorte spezialisierten Sippen deutlich: Eigentlich verfügen die *Sorbus*-Sippen durch ihre Zoochorie über eine außergewöhnlich gute und effektive Ausbreitungsform, die selbst große Distanzen überwinden kann (Drossel-Fernzug) und die Samen gezielt an die optimalen Lebensräume befördert (bevorzugte Vogel-Ansitze auf Lichtungen, in Säumen usw.). Dennoch ist es vielen Sippen nicht gelungen, größere Areale auszubilden, was eine Ahnung verschafft, welche Probleme seltene, wenig ausbreitungsstarke Arten (z. B. unter 1 m/a bei *Jurinea cyanoides, Bassia laniflora, Cochlearia bavarica*) haben, neue Lebensräume zu erreichen. Fast alle diese Sippen sind durch ihre geringe Ausbreitungsfähigkeit limitiert und daher aktuell sehr selten.

Durch die Fähigkeit zu Stockausschlag und zur Wurzelbrut (MEYER et al. 2005) sind die Mehlbeeren ökologisch eher darauf eingerichtet, auf dauerhaften Sonderstandorten zu überleben, auf denen durch natürliche Störungen (z. B. durch Waldbrände, Steinschlag/Rutschungen usw.) die Sukzession zu Hochwald verhindert wird, als kontinuierlich neue Standorte zu besiedeln (vgl. auch GREGOR 2004). Die anthropogene Auflichtung der Wälder durch intensive Waldweide, Streurechen, Niederwaldnutzung usw. führte dazu, dass die Sippen zwischenzeitlich gefördert wurden und sich als Apophyten in der Landschaft ausbreiten konnten. Durch die weitgehende Abschaffung der natürlichen Dynamik (geregelte Forstwirtschaft, Verhindern von Bränden, Fixierung von Hangrutschungen) in Kombination mit dem Lufteintrag von Stickstoff usw. wurden auch „Extrem"standorte für Hochwaldarten,

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

insbesondere Buche, besiedelbar, wodurch die Lichtwald- und Saumarten unter starken Konkurrenzdruck gerieten. Somit sind gerade solche Sonderstandorte besiedelnden „disturbance ecology-Spezialisten“ einem besonderen Aussterberisiko durch die Egalisierung der Lebensräume ausgesetzt.

4.1.4. Können endemische Sippen auf den Klimawandel reagieren?

Eine besondere Rolle spielt für Sippen mit kleinem Gesamtareal der Klimawandel, da schon geringe Verschiebungen der Klimazonen große Teile oder das gesamte Verbreitungsgebiet als Lebensraum ausscheiden lassen (RABITSCH & ESSEL 2008). Doch andererseits können sich auch neue Lebensräume auftun, falls sich die besiedelbaren Standorte deutlich ausdehnen. Insgesamt können aber auf Sonderbiotope zurückgedrängte Sippen solchen Systemänderungen kaum ausweichen, da ihr Lebensraum zumeist eng begrenzt ist und der nächste potenziell geeignete Trittstein in unerreichbarer Entfernung liegt. Hier überwiegen die Aussterbeprozesse, während eher heutige Normal-Lebensräume besiedelnde Sippen (auch z.B. *Taraxacum* Sekt. Ruderalia-Endemiten) sich bei Klimawandel deutlich ausbreiten können.

Die zur Minderung der Klimafolgen oft propagierte Biotopvernetzung scheidet für die meisten der seltenen Sippen aus, da Sonderbiotope nicht über die Normallandschaft hinweg vernetzt werden können. Allein die (Re)Aktivierung von Verbreitungsvektoren (Fließgewässerdynamik, Wind und vor allem Zoochorie durch Tierherden) könnte eine derartige Vernetzung verbessern oder herstellen. Allerdings arbeitet der klassische Biotopverbund (z. B. KOENIES et al. 2005) eher flächenbezogen als an der (Wieder)Herstellung dynamischer Prozesse und ist daher für die Ausbreitung seltener Florenelemente nur von geringer Relevanz. CORNELIUS (1991) fasst die Problematik der begrenzten Möglichkeit zur Fernausbreitung am Beispiel der Gattung *Rhinanthus* zusammen. Er beschreibt, dass bei allen europäischen Arten 90 % der Samen im Umkreis von 25 cm von der Mutterpflanze zu Boden fallen. Erst durch Management (die Heuernte) würden sie einige Meter weit verbreitet und eine Besiedlung von benachbarten Flächen möglich. Allein durch natürliche Prozesse wären für eine Ausbreitung sehr lange Zeiträume anzunehmen, wie es Untersuchungen zur Wiederbesiedlung von aufgelassenem Ackerland durch Kalkmagerrasenarten belegen konnten, obwohl Samenspender in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden waren. Die Wandergeschwindigkeiten der naturschutzfachlich wertvollen Kalkmagerrasenarten sei zu gering, der Standort werde stattdessen von Ruderalarten erobert. Durch allein flächenmäßige Vernetzung wird es somit vor allem ubiquitären, hochwüchsigen Sippen – insbesondere auch solchen mit effektiver vegetativer Vermehrung – erleichtert, neue Lebensräume zu besiedeln.

Es stellt sich die Frage, ob nicht sogar gezielte Isolation von Gebieten – insbesondere von Sonderlebensräumen mit Endemiten – eine effektive Schutzstrategie sein kann. So weisen HAMPE & PETIT (2005) auf die hohe Bedeutung der isolierten Vorkommen für den genetischen Gesamtpool einer Sippen(gruppe) hin, der durch Vernetzungsmaßnahmen beeinträchtigt werden kann.

4.2. Aussterbende Sippen

Bei Sippen mit zu kleinen, isolierten Populationen besteht z. B. durch mehrfache bottlenecks und Gendrift die Gefahr einer deutlichen Einbuße ihrer genetischen Variabilität bis hin zum Aussterben. Ob eine abnehmende genetische Diversität und inbreeding depression neben der Änderung der Landnutzung ursächlich für die derzeitigen deutlichen Bestandseinbrüche bis hin zum befürchtenden Aussterben der für Bayern subendemischen *Gentianella bohemica* sind, soll gerade im Rahmen einer Dissertation (KÖNIGER mündl.) geklärt werden. So war in den letzten Jahrzehnten ein Rückgang der Sippe auf wenige, viele Kilometer voneinander isolierte Wuchsorte zu beobachten. Durch den zweijährigen Entwicklungszyklus scheinen sich die wenigen, individuenarmen Populationen auf manchen Flächen bereits in zwei sich zeitlich versetzt entwickelnde Populationen aufgeteilt zu haben, die untereinander nur in geringem Austausch stehen. So gibt es rhythmische Populationsschwankungen mit an einigen Wuchsorten zeitweiligen Komplettausfällen (Abb. 7).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

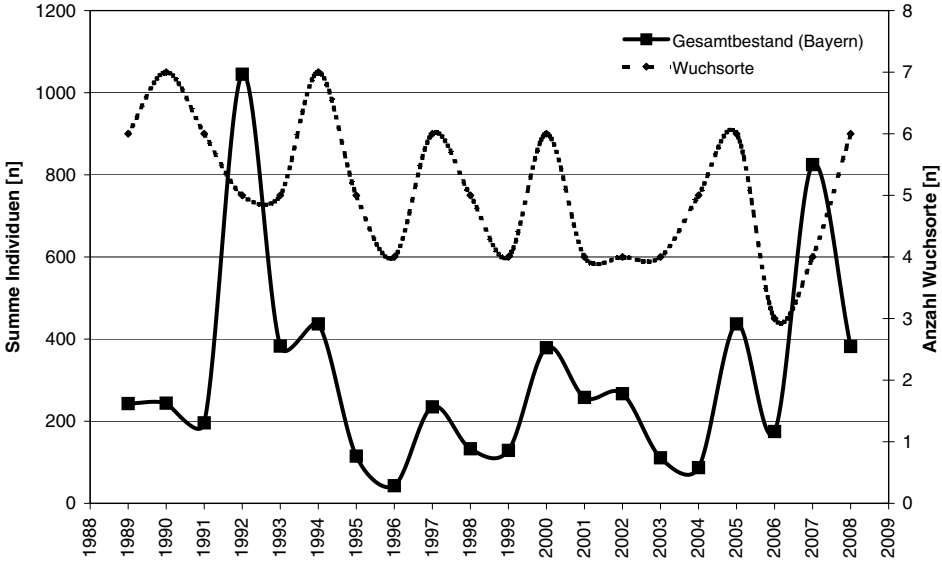


Abb. 7: Populationen und Wuchsorte von *Gentianella bohemica* in Bayern (RÖSLER 2005, ZIPP 2008). Erkennbar sind deutliche Populationsschwankungen, sowohl auf Individuen-, wie auf Wuchsort-Ebene. Der Anstieg der Wuchsorte auf zuletzt sechs nach 2007 ist auf eine (derzeit) erfolgreiche Ansiedlungsmaßnahme und das Wiederauftreten auf einer Fläche (1 Ind. mit 4 Blüten) nach zwei Jahren Pause zurückzuführen.

Fig. 7: Annual fluctuation in populations of *Gentianella bohemica* in Bavaria (RÖSLER 2005, ZIPP 2008). The population dynamics can be observed in the numbers of both individuals (solid line) and growing sites (dotted line). The increasing number of growing sites after 2007 is due to a successful in situ cultivation and to the spontaneous recurrence of one flowering plant on one site after two years of absence.

Dieses Aussterbe-Risiko besteht – wie bei *Gentianella* – insbesondere bei hoch spezialisierten, kurzlebigen Sippen ohne langlebige Diasporen. Ein aktuelles Beispiel ist das flächenhafte Verschwinden von *Chondrilla chondrilloides* aus Bayern/Deutschland: In ihrem hoch dynamischen, grundsätzlich seltenen Lebensraum der alpigenen Schwemm-Schotter besiedelt sie als Erstbesiedler frühe Sukzessionsstadien. Die Wuchsorte zeichnen sich durch eine Mischung von Mittel- bis Feinkies aus, der bereits durch initiale Bodenbildungsprozesse und eine minimale Vegetationsdeckung (von unter 5 %) leicht festgelegt ist. Kommt es einmal zu einem wetterbedingten Ausfall oder (kurzzeitigen) Lebensraumstörungen (z. B. durch massive Geschiebeumlagerungen bei Jahrhunderthochwassern), bricht die Population zusammen und unterschreitet schnell ihre minimal überlebensfähige Population. Obwohl die flugfähigen Samen relativ gut ausbreitungsfähig sind, sind Spenderpopulationen inzwischen in der Regel so weit von dem nächsten Lebensraum entfernt, dass die Wahrscheinlichkeit minimal ist, dass ein neuer Lebensraum erreicht wird oder Populationsrückgänge durch benachbarte Teile der Metapopulation ausgeglichen werden.

War die Art früher in zahlreichen Gewässersystemen geläufig bis so kommun, dass eine eigene Gesellschaft (*Myricario-Chondrilletum chondrilloidis*) beschrieben wurde, ist sie in den letzten Jahren in allen Fließgewässersystemen ausgefallen. Zuletzt zog sich die Sippe aus dem gesamten Bereich der Oberen Isar zurück, wo sie noch im Rahmen der Alpenbiotopkartierung 1992–93 und durch A. Mayer 1994 gefunden wurde. Inzwischen muss sie nach mehrfacher erfolgloser Nachsuche dort als verschollen gelten. Der einzige aktuell (2009: mindestens 60 Rosetten) bekannte Wuchsort Deutschlands liegt auf einem zeitweilig wasserführenden Schuttfächer unweit der Landesgrenze zu Österreich. Da neben einer deutlich fortschreitenden Sukzession im Gebiet eine enorme Geschiebedynamik herrscht, kann das nächste Großereignis dazu führen, dass rund 70 % der Population zerstört werden (Abb. 8),

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

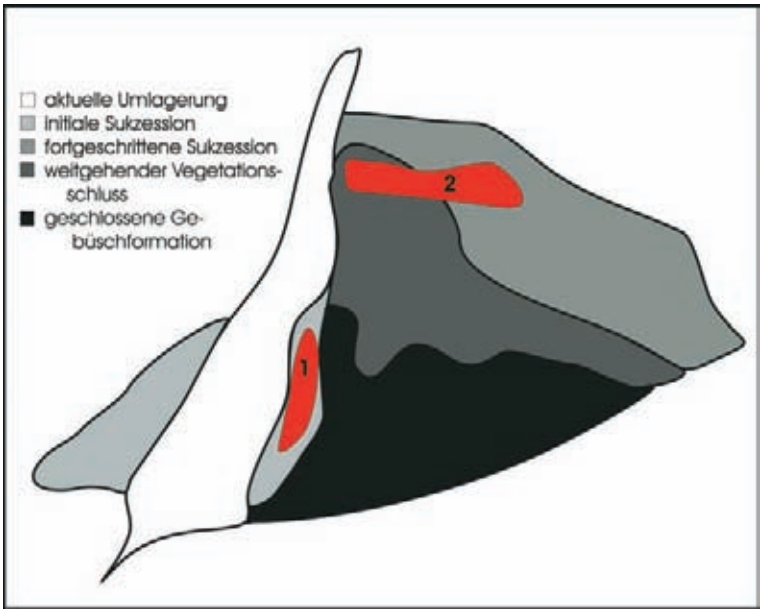


Abb. 8: Schematischer Überblick über das einzige aktuell bekannte Vorkommen von *Chondrilla chondrilloides* in Deutschland (August 2009). Beide Teil-Vorkommen (rot) befinden sich im Bereich jüngerer Umlagerungen, wobei der Hauptbestand (1) mit rund 70 % der Individuen in einem Bereich liegt, der beim nächsten großen Hochwasser überschottert werden könnte. Das Vorkommen im Bereich 2 wächst noch in einem Bereich, der seit 1962 nicht mehr umgelagert wurde und seitdem sehr deutlich einer Sukzession unterliegt.

Fig. 8: Schematic overview of the last noted occurrence of *Chondrilla chondrilloides* in Germany (August 2009). Both subpopulations of the occurrence (illustrated in red) are located in the shifting alluvial area. The larger subpopulation (1), including 70 % of the individuals, is situated on a highly dynamic site, which is at risk of being washed away or covered by deposits by the next flood. The smaller subpopulation (2) is more protected from flooding (the last shift dates back to 1962), but is endangered by succession.

was wohl zum Aussterben der Sippe in Deutschland führen würde. Selbst wenn derartige Prozesse auch früher häufig waren und durch große Metapopulationen ausgeglichen wurden, sind heute bei kleinen Populationen hohe Gefährdungen die Regel. Um einen kleinen Puffer gegen derartige kurzzeitige Lebensraumstörungen aufzubauen, wurden mit Genehmigung der Regierung von Oberbayern im Juni 2009 Diasporen für eine „Ex situ"-Erhaltungszucht im Botanischen Garten München entnommen.

Ein Musterbeispiel für eine derartige Verinselung mit folgendem regionalem Aussterben ist *Typha minima*, die bis in die 1970er Jahre z. B. am Lech und Inn vorkam und inzwischen in Bayern ausgestorben ist.

Insgesamt haben die Aussterbeprozesse ein hohes Tempo. In Bayern sind beispielsweise seit der letzten Roten Liste (SCHEUERER & AHLMER 2003) sieben Sippen ausgestorben bzw. verschollen. Darunter z. B. *Gentiana campestris* subsp. *baltica* (erfolglose Nachsuche durch C. Reisch) und *Deschampsia rhenana* (erfolglose Nachsuche durch I. Miller). Inzwischen unterliegen zahlreiche Sippen (z. B. *Taraxacum geminidentatum*, *Ranunculus rostratulus*, *Tephroseris integrifolia* subsp. *vindelicorum*) einer Gefährdungssituation, die ein plötzliches Aussterben möglich machen: Sie sind auf einzelne Wuchsorte in Bayern zurückgedrängt, an denen einzelne (zufällige) Ereignisse ausreichen würden, um die Population vollständig zum Erlöschen zu bringen.

Eine Zusammenstellung, die einen aktuellen Überblick über die Gefährdungssituation gibt, ist die „Prioritätenliste für den botanischen Artenschutz in Bayern" (WOSCHÉE 2009). Insgesamt wurden in der Liste 2.338 Sippen eingestuft, von denen 343 Sippen als „vorrangige

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Sippen“ identifiziert wurden. Unter diesen 343 Sippen wurde von einem Expertengremium für 222 Sippen ein akuter Handlungsbedarf festgestellt, um eine Verschlechterung der letzten bayerischen Populationen und ein kurz- bis mittelfristiges Aussterben zu verhindern. Vor diesem Hintergrund und den deutlich abnehmenden Ressourcen im behördlichen Naturschutz ist in den nächsten Jahren/Jahrzehnten mit einem weiteren, vielleicht sogar deutlich beschleunigten Aussterben von Sippen zu rechnen. Es muss davon ausgegangen werden, dass die meisten Aussterbeprozesse seltener Sippen irreversibel sind, da ein Wiederbesiedlungspotential in fast allen Fällen nicht vorhanden ist. In wie weit Genbanken (z. B. das „Arche Bayern-Kooperationsprojekt“ des LfU mit der Universität Regensburg) eine Rolle zum Erhalt der Sippen spielen können, muss die Praxis der nächsten Jahre zeigen.

Allerdings spiegeln diese 222 Sippen nur die markante Spitze der laufenden Prozesse wider, da sie aufgrund ihrer bayernweiten Seltenheit im Fokus stehen. Derzeit überwiegt das lokale Aussterben mittelhäufiger Sippen der „Normallandschaft“, wie STEIN (im Druck) in einer eindrucksvollen Arbeit über die floristischen Veränderungen in den Landkreisen Altötting und Rottal-Inn dokumentiert. Er weist für den Zeitraum von 15 bis 20 Jahren in Nass-, Streu-, Moor- und Magerwiesen bzw. den Kleinseggenrasen der Hangquellmoore einen kontinuierlichen Qualitätsverlust nach, der sich zu einem Artenrückgang von 60–70 % summiert. Sogar in aus naturschutzfachlicher Sicht gut gepflegten Flächen sind die Artenverluste nicht deutlich geringer. Dabei sind erwartungsgemäß vor allem die seltenen Pflanzensippen betroffen, die sich deutlich aus der Fläche zurückziehen.

5. Naturschutzfachliche Schlussfolgerungen

Unsere heimischen Offenland-Lebensräume sind heute ein Refugium für Sippen unterschiedlichster arealgeografischer Herkunft, die sich klimainduziert zu unterschiedlichen Zeitabschnitten des Quartärs etabliert und ausgebreitet haben (mit z. T. gegenläufiger Arealdynamik). Sie zeugen von einer quartären Vegetationsgeschichte mit einer langen Biotoptradition des Offenlandes und einem mehrfachen und tiefgreifenden Florenwechsel, der in seiner Intensität weltweit einmalig ist und damit die „Sonderstellung Mitteleuropas“ (KOENIGSWALD 2002) manifestiert.

5.1. Rahmenbedingungen

Um den Verlust an biologischer Vielfalt zu reduzieren, gilt es zahlreiche Rahmenbedingungen im Sinne des Naturschutzes wieder zu verbessern. Wesentliche Bereiche sind:
– Optimierung und Ausweitung der aktuellen Vorkommen seltener Sippen,
– (Wieder-)Herstellung von Sonderlebensräumen – z. B. Moor-Renaturierung, Freistellung von Felspartien usw.,
– Wiedereinführung dynamischer Prozesse (sofern keine Schutzgüter entgegenstehen; BOHNER et al. 2009, LfU 2009b), die eine Ausbreitung von Diasporen erleichtern,
– Wiederaufnahme historischer Nutzungsformen (die an aktuelle sozio-ökonomische Bedingungen angepasst wurden), insbesondere in Weidegebieten,
– Integration von Naturschutzansprüchen als nicht abwägbares, eigenes Gut in der Landschaftsplanung für die verschiedenen Raumebenen.

Entscheidend wäre es darüber hinaus, den deutlichen Personalabbau und die Verschlechterung der finanziellen und administrativen Rahmenbedingungen aufzuhalten, was allerdings derzeit nicht in Sicht ist.

5.2. Maßnahmen und Erfolgskontrolle

Vor der Durchführung von „Pflegemaßnahmen“ muss zunächst die Frage nach dem Vorhandensein noch intakter bzw. der realistischen Wiederherstellbarkeit naturnaher Standortsbedingungen und der Praktikabilität von möglichen Erhaltungsmaßnahmen im Vordergrund stehen. An dieser Stelle muss der Naturschutz kreativ und flexibel sein, um auch Wandel und den Schutz dynamischer Prozesse in sein Konzept einzubeziehen. Entscheidend ist eine

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

sorgfältige Analyse auf Schutzobjekts-, auf Gebiets- und auf Landschaftsebene und eine daraus resultierende, nachvollziehbare Prioritätensetzung unter Einbeziehung aller Organismengruppen. Für tragfähige und ökologisch nachhaltige, differenzierte Landnutzungskonzepte, in denen Aspekte der Agrobiodiversität und der Biologischen Vielfalt und Funktionalität der Naturlandschaft sinnvoll miteinander verknüpft werden, sind kommunale, regionale und überregionale Akteure aus verschiedenen Handlungsfeldern einzubeziehen und gesamtheitliche Szenarien zu entwickeln. Bayern Netz Natur-Projekte (StMUG 2009) sind intensiv mit dem europäischen NATURA 2000-Netz zu verknüpfen.

Dabei ist hervorzuheben, dass durch FFH allein kein wirksamer Schutz der Phytodiversität möglich ist. So ist die Anzahl der FFH-Gefäßplanzenarten (18) weit geringer als die Anzahl an Gefäßpflanzensippen, für die Bayern hohe internationale Verantwortlichkeit besitzt (293; SCHEUERER & AHLMER 2003). Auch wenn man die FFH-Arten als „Leit- oder Schirmarten" betrachtet, ergeben sich hier „Fehlbeträge". Managementpläne von FFH-Gebieten konzentrieren sich allein auf die (wenigen) im Standarddatenbogen genannten FFH-Anhang-Arten sowie Lebensraumtypen und evtl. noch auf wenige „charakteristische Arten". Auch die FFH-Lebensraumtypen beinhalten nicht alle Pflanzengesellschaften, die eine besonders hohe Bedeutung für den Erhalt der Phytodiversität haben. Das Ziel der „Bayerischen Biodiversitätsstrategie", dass keine weitere Art aussterben darf, sondern sich vielmehr die Situation bezüglich der Roten Liste deutlich verbessern soll, ist nur mit zusätzlichen Maßnahmen möglich, so wie mit der Identifizierung und dem konsequenten Schutz der Vorkommen seltener und bedrohter Sippen. Essentiell für einen nachhaltigen Schutz der Phytodiversität ist daher:

1) die primär zu schützenden Sippen zu definieren („Prioritätenlisten" auf Grundlage von internationaler Verantwortung und Gefährdungsstatus);
2) die Kenntnisse aller bekannten Vorkommen sehr seltener und stark gefährdeter Sippen in einer Datenbank zusammenzuführen;
3) die Daten zu überprüfen, zu aktualisieren und zu vervollständigen;
4) artbezogene Managementpläne unter Berücksichtigung der historischen Landnutzung sowie eigentumsrechtlicher und förderpolitischer Handlungsmöglichkeiten aufzustellen;
5) ein Expertengremium (und dessen Finanzierung) zur Beratung lokaler Akteure aufzubauen;
6) die kontinuierliche Durchführung von Umsetzungsmaßnahmen und deren zentrale Dokumentation aufzubauen;
7) lokale Verantwortlichkeiten zu definieren und über „Patenschaften" zu betreuen;
8) durch Öffentlichkeitsarbeit die Legitimation für den Aufwand zum Schutz seltener Sippen aufzubauen und zu sichern.

Danksagung

Die Angaben von A. Mayer waren eine große Hilfe, um die alpine Flora und Florengeschichte besser zu charakterisieren. Wir danken zudem W. Ahlmer, M. Scheuerer und Prof. Dr. P. Poschlod stellvertretend für die Zentralstelle für die Floristische Kartierung Bayerns für die Überlassung der Nachweisdatenbank zu Analysezwecken. K. Vargas danken wir für die Korrektur der englischen Textpassagen und vor allem N. Meyer für zahlreiche wertvolle Hinweise zum Manuskript.

Literatur

ABS, C. (2000): Die heimischen Löffelkrautarten und ihre Abstammung. – Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 104: 26–33.

– (2007): *Cochlearia bavarica* (Bayerisches Löffelkraut) in Bayern. Vorkommen, Standorte, Gefährdung und Populationsentwicklung sowie naturschutzfachliche Schutz- und Pflegeempfehlungen Stand 2007/2008. – Unveröff. Gutachten i. A. d. Bayer. Landesamtes für Umwelt (LfU), Augsburg: 104 S.

BIB (Botanischer Informationsknoten Bayern) (2009): Steckbrief *Chondrilla chondrilloides*. – http://www.bayernflora.de.

BOHNER, A., HABELER, H., STARLINGER, F. & SUANJAK, M. (2009): Artenreiche montane Rasengesellschaften auf Lawinenbahnen des Nationalparkes Gesäuse (Österreich). – Tuexenia 29: 97–120.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

BOLLMANN, K., BERGAMINI, A., SENN-IRLET, B., NOBIS, M., DUELLI, P. & SCHEIDEGGER, C. (2009): Konzepte, Instrumente und Herausforderungen bei der Förderung der Biodiversität im Wald. – Schweiz Z. Forstwes. 160(3): 53–67.

BRAUN-BLANQUET, J. (1961): Die inneralpine Trockenvegetation. – Geobotanica selecta 1, G. Fischer, Stuttgart: 273 S.

CLARK, J. S., SILMAN, M., KERN, R., MACKLIN, E. & HILLERISLAMBERS, J. (1999): Seed dispersal near and far: Patterns across temperate and tropical forests. – Ecology 80: 1475–1494.

CORNELIUS, P. (1991): Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Naturschutz. – In: SCHMID, B. & STÖCKLIN, J. (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen. Basel et al.: 298–311.

DANIELS, F. J. A. (1982): Vegetation of the Angmagssalic District, Southeast Greenland, IV. Shrub, dwarf shrub and terricolous lichens. – Medd. Grønl. Biosci. 10: 1–78.

DIERSSEN, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. – Ulmer, Stuttgart: 838 S.

EGGENSBERGER, P. (1994): Die Pflanzengesellschaften der subalpinen und alpinen Stufe der Ammergauer Alpen und ihre Stellung in den Ostalpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges., Beiheft 8: 1–239.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot. 18, Göttingen: 258 S.

ENGELSCHALK, W. (1971): Alpine Buckelfluren. Untersuchungen zur Frage der Buckelwiesen im Bereich des eiszeitlichen Isargletschers. – Regensburger Geogr. Schr. 1: 1–159 + Kartenbeilage.

GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. – G. Fischer, Jena: 358 S.

GREGOR, T. (2004): Apomicts in the Vegetation of Central Europe. – Vechta: 159 S.

GRICHUK, V. P. (1964): Comparative Study of the Interglacial and Interstadial Flora of the Russian Plain. – 6. Int. Congr. INQUA Warsaw 1961, Rep. 2: 395–406.

HAMPE, A. & PETIT, R. J. (2005): Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. – Ecology Letters 8: 461–467.

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

INTERNET 1 (2009): http://wiki.bildungsserver.de/klimawandel/index.php/Bild:CO2_640000.jpg.

IVERSEN, J. (1954): The late-glacial flora of Denmark and its relation to climate and soil. – In: IVERSEN, J. (ed.): Studies in Vegetational History in honour of Knud Jessen. Danm. Geol. Unders. II/80: 87–119.

– (1973): The Development of Denmark s nature since the last glazial. – Danm. Geol. Unders. V/7-C: 1–126.

JERZ, W. (1993): Das Eiszeitalter in Bayern. 2. Aufl. – Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 243 S.

JUNG, W. (1987): Die Pflanzen im Eiszeitalter. – Katalog der Mineralientage München: 110–115.

KOENIES, H., FRÜHAUF, S., KRETTEK, R., BORNHOLDT, G., MAIWALD, S. & LUCAN, V. (2005): Biotopverbund – Eine sinnvolle Naturschutzstrategie in der Agrarlandschaft? – Natur und Landschaft 80(1): 16–21.

KOENIGSWALD, W. VON (2002): Lebendige Eiszeit. – Wiss. Buchges., Darmstadt: 190 S.

KORNECK, D. (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenr. Vegetationsk. 7, Bonn-Bad Godesberg: 196 S.

LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. – G. Fischer, Jena: 462 S.

LFU (= BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2006): Alpenbiotopkartierung – Ammergebirge: 26 S. (http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/biotopkartierung_alpen/landkreisbeschreibungen/doc/ammergebirge.pdf).

– (2009a): Buckelwiesen bei Mittenwald. (http://www.lfu.bayern.de/geologie/fachinformationen/geotope_schoensten/oberbayern/68/index.htm).

– (2009b): Merkblatt Artenschutz Kies-Steinbrech (*Saxifraga mutata*). – Merkblatt des Bayer. Landesamtes für Umwelt, 2. Aufl., Augsburg: 4 S.

– (2009c): Merkblatt Artenschutz Zwerg-Birke (*Betula nana*). – Merkblatt des Bayer. Landesamtes für Umwelt, Augsburg: 4 S.

LUTZ, J. (1938): Geobotanische Beobachtungen an *Cladium mariscus* in Süddeutschland. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 23: 135–142.

– (1950): Ökologische Landschaftsforschung und Landeskultur. – Landwirtsch. Jb. f. Bayern 27(5/6): 1–38.

MEYER, N., MEIEROTT, L., SCHUHWERK, H. & ANGERER, O. (2005): Beiträge zur Gattung *Sorbus* in Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges., Sonderband: 5–216.

OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. 2. Aufl. – G. Fischer, Stuttgart: 355 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

OHBA, T. (1974): Vergleichende Studien über die alpine Vegetation Japans, 1. Carici rupestris-Kobresietea bellardii. – Phytocoenologia 1: 339–401.

PAUL, H. & RUOFF, S. (1932): Pollenstatistische und stratigrafische Mooruntersuchungen im südlichen Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 20: 29–47.

RABITSCH, W. & ESSEL, F. (2008): Endemiten in Österreich. – Broschüre Umweltbundesamt, Wien: 24 S.

REISCH, C. (2004): Molecular differentiation between coexisting species of *Taraxacum* sect. Erythrosperma (Asteraceae) from populations in south-east and west Germany. – Bot. J. Linnean Soc.: 145, 109–117.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskunde 35: 800 S.

RÖSLER, S. (2005): Böhmischer Enzian 2005. – Unveröff. Gutachten i. A. des Bayer. Landesamtes für Umwelt (LfU), Augsburg: 7 S.

SCHEUERER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenr. des LfU 165: 1–372.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2004): *Festucetalia valesiacae* communities and xerothermic vegetation complexes in the Central Alps related to environmental factors. – Phytocoenologia 34: 329–446.

– & PIGNATTI, S. (2007): Plant indicator values of a high-phytodiversity country (Italy) and their evidence, exemplified for model areas with climatic gradients in the southern inner Alps. – Flora 202(5): 339–349.

STEBBINS, G. L. (1984): Polyploidy and the distribution of the arctic-alpine flora: new evidence and a new approach. – Botanica Helvetica 94(1): 1–13.

STEIN, C. (im Druck): Florenwandel im Offenland des Isar-Inn-Hügellandes: Florengeographische Grundlagen - Bilanzierungen - Risikofaktoren - Prognosen. – Hoppea im Druck.

StMUG (= Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, 2009): Bayern Netz Natur. (http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/baynetznatur/index.htm)

STORCH, M. (1985): Fortran-Programm zur Bearbeitung von Vegetationstabellen. Ergänzungen zu Streng/Schönfelder. – Hoppea 44: 379–392.

WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. 2. verb. Aufl. – Geobotanica-Verlag, Freising: 441 S.

WALTER, H. (1974): Die Vegetation Osteuropas, Nord- und Zentralasiens. – G. Fischer, Stuttgart: 452 S.

– & STRAKA, H. (1970): Arealkunde. – Ulmer, Stuttgart: 478 S.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER; H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.

WOSCHÉE, R. (2009): Prioritätenliste für den botanischen Artenschutz in Bayern. – Unveröff. Bericht i. A. d. Bayer. Landesamtes für Umwelt, Augsburg: 13 S.,, http://www.lfu.bayern.de/natur/forschung_und_projekte/artenhilfsprogramm_botanik/projektkatalog/index.htm.

ZIPP, T. (2008): Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandssituation von *Gentianella bohemica* im Bayerischen Wald 2008. – Unveröff. Gutachten i. A. d. Bayer. Landesamtes für Umwelt, Augsburg: 21 S.

Dr. Helge Walentowski
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Sachgebiet Naturschutz
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, D-85354 Freising
Helge.Walentowski@lwf.bayern.de

Dr. Andreas Zehm
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Ref. 54 Arten- und Lebensraumschutz
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160, D-86179 Augsburg
andreas.zehm@lfu.bayern.de

Manuskript eingereicht am 05.10.2009, endgültig angenommen am 01.02.2010.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: NS_30

Autor(en)/Author(s): Walentowski Helge, Zehm Andreas

Artikel/Article: Reliktische und endemische Gefäßpflanzen im Waldland Bayern – eine vegetationsgeschichtliche Analyse zur Schwerpunktsetzung im botanischen Artenschutz 59-81