

Rückgang seltenster Pflanzenarten ist ungebrems – Freilanduntersuchungen zur Bestandsentwicklung vom Aussterben bedrohter Gefäßpflanzenarten Bayerns

**ANDREAS ZEHM, JÜRGEN KLOTZ, KARSTEN HORN,
MICHAEL WECKER, WOLFGANG VON BRACKEL,
THOMAS BLACHNIK, JULIA VON BRACKEL, ALFRED BUCHHOLZ,
WOLFGANG DIEWALD, OTTO ELSNER, MARTIN FEULNER,
ULRICH KOHLER, ANDREAS LAUSSER, ANNEMARIE RADKO-
WITSCH, MARCEL RUFF, MICHAEL SCHÖN, ALFRED WAGNER,
INGRID WAGNER & ARMIN WIMMELBÜCKER**

Zusammenfassung: Um die Aktualisierung der Roten Liste Bayerns vorzubereiten, wurden v. a. auf Grundlage zweier LfU-Ausschreibungen 233 unzureichend dokumentierte Populationen von 67 „vom Aussterben bedrohten“ Gefäßpflanzen gutachterlich in den Jahren 2016 bis 2018 im Freiland überprüft. Es wurden die Bestands- sowie Gefährdungssituationen und mögliche Hilfsmaßnahmen analysiert. Dabei konnten 43 % der ehemaligen Vorkommen nicht mehr bestätigt werden; die Populationsgrößen von 54 % der Bestände haben abgenommen und nur bei 13 % war eine Zunahme von Individuen zu beobachten. Wichtigste Ursachen für Bestandseinbußen waren sowohl eine (landwirtschaftliche) Nutzungsintensivierung als auch eine auf Nutzungsauffassung folgende Sukzession – vielfach verbunden mit Gehölzaufkommen. Betroffen waren nahezu alle Lebensräume, nur die Alpen und Felslebensräume des Hügel- und Berglandes wiesen deutlich geringere Bestandsrückgänge auf. Genereller Trend ist, dass sich die Abnahme seltenster Arten in Bayern fortsetzt, was auch daran liegen könnte, dass sich ein Großteil der Vorkommen außerhalb von Schutzgebieten befindet,

Anschriften der Autoren: Dr. Andreas Zehm, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, Rosenkavalierplatz 2, 81925 München; Thomas Blachnik, Guntherstraße 41, 90416 Nürnberg; Julia von Brackel, Lauf 10, 91325 Adelsdorf; Dr. Wolfgang von Brackel, Kirchenweg 2, 91341 Röttenbach; Alfred Buchholz, Büro ArVe Landsberg, Ignaz-Kögler-Straße 1, 86899 Landsberg am Lech; Wolfgang Diwald, Büro für Botanik, Stephanusweg 4, 94315 Straubing; Otto Elsner, Forsthausstraße 8, 97491 Aidhausen-Rottenstein; Martin Feulner, Neustädtlein 48, 95488 Eckersdorf; Karsten Horn, Büro für angewandte Geobotanik und Landschaftsökologie (BaGL), Frankenstraße 2, 91077 Dormitz; Jürgen Klotz, Weinweg 45, 93049 Regensburg; Ulrich Kohler, Büro ArVe, Ignaz-Kögler-Straße 1, 86899 Landsberg am Lech; Dr. Andreas Lausser, Hermann-Köhl-Straße 1A, 93049 Regensburg; Annemarie Radkowsch, Hohenwarterstraße 1, 75181 Pforzheim; Marcel Ruff, Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg; Dr. Michael Schön, Ulmenweg 4, 92637 Weiden; Dr. Alfred und Ingrid Wagner, Kappelweg 1, 82497 Unterammergau; Michael Wecker, Im Thingers 57, 87439 Kempten; Armin Wimmelbucker, Falkenweg 3, 92353 Postbauer-Heng.
Korrespondenz: E-Mail: andreas.zehm@stmuv.bayern.de

die – wie als Tendenz erkennbar war – die Bestandsrückgänge seltenster Pflanzen abbremsen können. Um das Aussterben weiterer Arten zu verhindern, sind sowohl ein effektiverer Naturschutz nötig, als auch strukturell und methodisch neue Umsetzungsansätze.

Key Words: Red List, Critical Endangered vascular plants, Bavaria, population size, threats, species conservation programme

Summary: Between 2016 and 2018, about 233 localities of Critical Endangered (CR) vascular plants of Bavaria have been surveyed in the field to receive better knowledge for the awaited update of the regional Red List that dates from 2003. For 67 species recent population size, causes of threat and possible conservation measures were assessed. In total, 43% of the former populations could not be confirmed, populations from 54% of the localities were recorded as decreasing and only in 13% an increasing population was found. (Agricultural) Intensification as well as site abandonment followed by succession and scrub encroachment were recorded as main reasons for decreasing populations. This trend was visible in nearly all habitats, only Alpine areas and lowland and montane rock habitats were less affected. A result shown is that the populations of rare plant species in Bavaria are still declining. One possible reason is that a majority of the occurrences are not located in protected areas, which seem to be effective for conservation. It is obvious that a reinforcement of conservation efforts is essential for the preservation of the remaining populations of CR plant taxa in Bavaria as well as new structural and better methodological approaches.

1 Einleitung und Methode

Nach einer grundlegenden Aktualisierung (SCHEUERER & AHLMER 2003) der bayerischen Roten Liste der Gefäßpflanzen (SCHÖNFELDER 1987) begannen 2017 die Vorarbeiten für die Neueinstufung der bedrohten Pflanzenarten entsprechend einem bundeseinheitlichen Bearbeitungsschema (LUDWIG et al. 2009). Bei der Prüfung der vorliegenden Datengrundlagen zeigte sich, dass bei vielen der in der Roten Liste der Gefäßpflanzen von 2003 in Kategorie 1 „vom Aussterben bedroht“ eingestuften Arten der Kenntnisstand ungenügend oder zumindest unzureichend in der Artenschutzkartierung (ASK) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) dokumentiert war. Um diese Kenntnislücken zu schließen, wurden 2016 und 2017 jeweils eine Auswahl von 76 bzw. 71 Taxa zur Freilandkartierung durch das LfU ausgeschrieben und ergänzende Untersuchungen im Rahmen des Artenhilfsprogramms Botanik lanciert. Untersucht wurden letztendlich 67 Taxa, womit für viele Vorkommen eine Aussage zur Populationsentwicklung möglich wurde.

Parallel wurden Experten dazu aufgerufen, bislang nicht in der Artenschutzkartierung erfasste Vorkommen höchst gefährdeter oder seltener Arten erstmals zu dokumentieren. Ziel war es, durch eine ausreichende Anzahl von Begehungen sowohl die aktuelle Bestandssituation möglichst vieler Populationen zu erfassen, als auch die Gefährdungsursachen zu klären und anwendbare Hilfsmaßnahmen vorzuschlagen. Von allen Vorkommen sollte die Individuenzahl und deren räumliche Verteilung durch eine Punktkartierung (ZEHM et al. 2010) erfasst werden. Für jedes Individuum oder für kompakte Wuchsgruppen wurde bei der Freilanderfassung jeweils ein GPS-Punkt gesetzt, so dass genaue Daten für die Interpretation der Wuchssituation und für ein zukünftiges Monitoring der Bestände vorliegen.

Zur Nachsuche wurden bekannte Fundorte und ggf. alle potentiell geeigneten Wuchsorte im Umfeld eines ehemaligen Nachweises zur optimalen Entwicklungszeit der Zielarten sehr genau abgesucht, was teilweise mehrere Stunden pro Wuchsort in Anspruch nahm. Alle gefundenen

Individuen wurden per GPS eingemessen oder als dichte Bestände abgegrenzt. Der Suchraum wurde mittels GPS-Track dokumentiert, da-mit neben den Nachweisen auch klar ist, welche Bereiche ohne Erfolg abgesucht wurden. Somit können zukünftige Nachsuchen effektiver geplant und unnötige Doppelbearbeitungen vermieden werden. Die Ergebnisse wurden in der Artenschutzkartierung dokumentiert, so dass in diesem Artikel zum Schutz der bestätigten Vorkommen auf eine genaue Verortung verzichtet werden kann.

Zahlreiche Wuchsorte konnten anhand genauer Fundortangaben leicht wiedergefunden werden, doch einige ließen sich auch trotz intensiver Vorab-Recherche nicht

ausreichend genau lokalisieren. In zehn Fällen erwiesen sich die Artangaben bei der Kontrolle im Freiland als Fehlbestimmungen. Folgend werden für die bestätigten Vorkommen die Entwicklung der Bestände, mögliche Gefährdungsursachen sowie zielführende Schutzmaßnahmen zusammenfassend dargestellt (nicht erfolgreiche Nachsuchen siehe Tabelle 3). Die Details zu den Sippen und den untersuchten Wuchsorten sind in den zitierten Gutachten genau dokumentiert.

Bei bestimmungskritischen Sippen (vgl. MEIEROTT & LIPPERT 2011) wurde ein Herbarbeleg für die Botanische Staatssammlung München erstellt. Die Taxonomie richtet sich nach LIPPERT & MEIEROTT (2018), die Rote Liste-Einstufungen für Deutschland nach METZING et al. (2018; RLD) und für Bayern nach SCHEUERER & AHLMER (2003; RLBy). Die Kürzel in Klammern hinter den Fundortnamen bezeichnen die Kfz-Kennzeichen der Landkreise und kreisfreien Städte.

Im Folgenden werden zuerst zusammenfassende Auswertungen über alle Populationen hinweg dargestellt und dann die Ergebnisse der gutachterlichen Bearbeitung für jede Art kurz zusammengefasst als auch die Trends der Bestandsentwicklungen analysiert. Die erfolgreichen Nachweise werden in Kapitel 3 textlich knapp beschrieben. Trotz Nachsuche durch erfahrene Floristen nicht mehr bestätigte, ehemalige Vorkommen sind in Tab. 3 am Ende des Artikels zusammengestellt. Hier werden auch Taxa genannt, die in Kapitel 3 nicht textlich behandelt werden. Alle Nachweise und alle ehemaligen Fundorte gingen in die zusammenfassenden Auswertungen in Kapitel 2 ein.

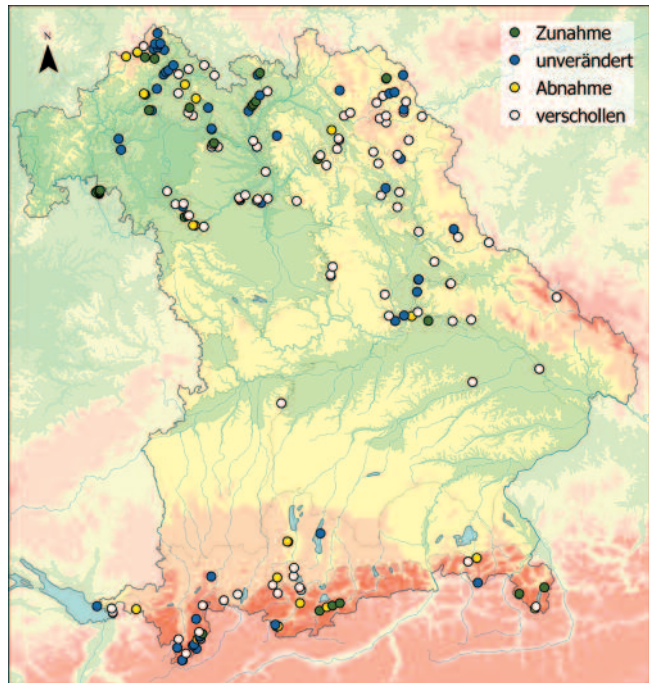


Abb. 1: Lage der untersuchten Wuchsorte in Bayern (mit Überlagerungen) und Populationstrend: grün = Zunahme, blau = unverändert, gelb = Abnahme, weiß = verschollen

2 Ergebnisse der Untersuchung

Es wurden insgesamt 233 über nahezu alle Regionen Bayerns verteilte Pflanzen-Populationen untersucht, die sich vergleichsweise einheitlich auf verschiedene Lebensraumgruppen verteilen (Abb. 1, Tab. 1). In der Arbeit sind allerdings Ruderalflächen (v.a. städtische Lebensräume), Felsenbewohner und alpine Arten unterrepräsentiert. Bei den 67 analysierten vom Aussterben bedrohten Pflanzenarten zeigte sich, dass der Rückgang der Flora sowohl qualitativ wie quantitativ weiterhin fortschreitet. So wurde bei nur 13 % aller Populationen ein positiver Trend festgestellt, 20 % der Vorkommen waren mehr oder minder unverändert. Dagegen musste bei 54 % eine (zum Teil deutliche) Abnahme der Populationsgröße festgestellt werden, oder die gesuchte Art konnte am ehemaligen Fundort gar nicht mehr gefunden werden (Tab. 1). Die Kategorie „ausgestorben oder verschollen“ überwiegt in fast allen Lebensräumen, so waren durchschnittlich rund 43 % der 233 Wuchsorte verwaist. Eine aktuelle, deutlich umfassendere Untersuchung belegt einen ähnlichen Rückgang der seltenen Pflanzen in der Schweiz (KEMPEL et al. 2020). Auffällig waren nur die Alpen sowie die außeralpinen Felslebensräume, wo ein nennenswerter Anteil von Populationen weitgehend unverändert war (62 bzw. 36 % der Populationen), was auf eine vergleichsweise geringe Nutzungsintensität bzw. moderate Nutzungsänderungen hinweist. Nur im Lebensraum „Trockenrasen“ war eine nennenswerte Zunahme der Populationsgrößen (in 25 % der Fälle) feststellbar. Insgesamt spiegelt sich der negative Bestandstrend in einem deutlichen Verlust ehemaliger Vorkommen genauso wider wie vielfach in einem Rückgang der Populationsgrößen wieder bestätigter Vorkommen. Manche Arten sind damit unversehens seit der letzten Ausgabe der Roten Liste (AHLMER & SCHEUERER 2003) in Bayern verschollen, so beispielsweise *Dioscorea communis* und alle Wildexemplare von *Deschampsia rhenana* (das Schicksal der ausgepflanzten Exemplare ist nicht absehbar). Die Bestände anderer Arten – wie die Populationen von *Sedum villosum* und *Campanula cervicaria* – sind am Zusammenbrechen und drohen bei unverändertem Trend in wenigen Jahren vollständig in Bayern verschwunden zu sein.

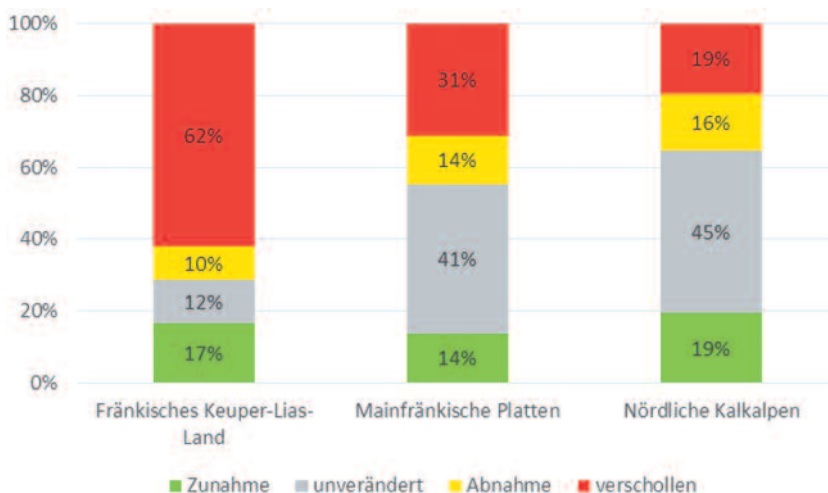


Abb. 2: Vergleich von drei Naturräumen Bayerns in Bezug auf die Populationstrends der 99 in diesen drei Regionen untersuchten Vorkommen von Rote Liste 1-Arten.

Auch wenn Auswertungen für die verschiedenen Naturräume nur sehr begrenzt möglich sind, zeigt ein exemplarischer Vergleich von drei Regionen mit ausreichend hoher Stichprobenzahl (Fränkisches Keuper-Lias-Land $n = 42$, Mainfränkische Platten $n = 26$ und Nördliche Kalkalpen $n = 31$) deutliche Unterschiede zwischen den Naturräumen (Abb. 2). So ist im intensiver genutzten Keuper-Lias-Land sehr deutlich ein über den bayerischen Mittelwert hinausgehender Rückgang von Populationen zu erkennen, wobei vor allem der Anteil von verschollenen Vorkommen hervorsticht. Dagegen sind die weniger intensiv genutzten Mainfränkischen Platten den vielfach nur extensiv genutzten Kalkalpen sehr ähnlich.

Tab. 1: Verteilung der untersuchten Arten auf verschiedene Lebensraumgruppen und Entwicklung der untersuchten Populationen innerhalb der Lebensraumgruppen. Zeile „Fälle insgesamt“: Anzahl (%) der untersuchten Populationen pro Lebensraumgruppe; weitere Zeilen = Anzahl und prozentualer Anteil an Populationen der Lebensraumgruppe [n (%)]. Anteile über 20 % sind grau hervorgehoben. *verschollen*: Sippe wurde am Wuchsort nicht wiedergefunden; *abnehmend*: im Vergleich zu Bestandsdaten von Voruntersuchungen nahm die Populationsgröße ab; *unverändert*: die Populationsgrößen haben sich nicht deutlich verändert; *zunehmend*: die Population am Wuchsort hat zugenommen; *unbekannt*: es liegen keine Vorinformationen vor, die Bestandsentwicklung kann nicht abgeschätzt werden; *entfällt*: synanthropes Vorkommen oder Fehlangaben.

	Acker	Trocken- rasen	Feuch- wiesen	Ruderal- flächen	Gewäs- ser	Alpin	Wald	Felsen	insges.
Fälle insgesamt	33 (14 %)	40 (17 %)	41 (18 %)	8 (3 %)	43 (18 %)	13 (6 %)	41 (18 %)	14 (6 %)	233 (100 %)
verschollen	15 (45 %)	11 (28 %)	15 (37 %)	5 (63 %)	29 (67 %)	2 (15 %)	18 (44 %)	6 (43 %)	101 (43 %)
abnehmend	2 (6 %)	4 (10 %)	6 (15 %)	2 (25 %)	3 (7 %)	1 (8 %)	6 (15 %)	2 (14 %)	26 (11 %)
unverändert	5 (15 %)	7 (18 %)	12 (29 %)	0 (0 %)	4 (9 %)	8 (62 %)	6 (15 %)	5 (36 %)	47 (20 %)
zunehmend	6 (18 %)	10 (25 %)	4 (10 %)	0 (0 %)	4 (9 %)	0 (0 %)	5 (12 %)	1 (7 %)	30 (13 %)
unbekannt	4 (12 %)	3 (8 %)	3 (7 %)	0 (0 %)	1 (2 %)	2 (15 %)	1 (2 %)	0 (0 %)	14 (6 %)
entfällt	1 (3 %)	5 (13 %)	1 (2 %)	1 (13 %)	2 (5 %)	0 (0 %)	5 (12 %)	0 (0 %)	15 (6 %)

Geographische Auswertungen zeigen, dass die meisten Vorkommen der RL1-Arten außerhalb von Schutzgebieten liegen, wobei zu beachten ist, dass zahlreiche hier behandelte Arten in ruderalen, urbanen oder ackerbaulich genutzten Situationen auftreten, die kaum in Schutzgebiete integriert werden oder auch als vereinzelte Streuvorkommen für größere Schutzgebiete nicht relevant sind. So liegen insgesamt 168 (= 75 %) der Vorkommen außerhalb und 56 (= 25 %) innerhalb von Naturschutzgebieten (NSG). Betrachtet man nur das außeralpine Bayern, liegen sogar nur 35 (= 18 %) innerhalb von geschützten Flächen. Dies dokumentiert, dass die Vielfalt der heimischen Flora wohl unzureichend in Schutzgebieten repräsentiert ist. Dies ist umso ungünstiger, als in der Tendenz Schutzgebiete einen positiven Einfluss auf den Erhalt der floristischen Artenvielfalt haben. So sind außerhalb von Naturschutzgebieten 53 % der Vor-

kommen von Rote Liste 1-Arten verschollen (im Gegensatz zu 25 % innerhalb von NSG). 42 % der Populationen zeigen in NSG nur Populationsschwankungen (zu 24 % außerhalb von NSG) und 24 % (gegenüber 10 %) sind sogar angewachsen. In Bezug auf das europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000 ist zu erkennen, dass nahezu genau die Hälfte der Wuchsorte in FFH-Gebieten liegt, obgleich nahezu alle hier behandelten Arten nicht für die Gebietsmeldung maßgeblich waren, da nur einzelne Arten in Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet sind. Oft fehlt es aber gleichermaßen sowohl innerhalb wie außerhalb der verschiedenen Schutzgebiete an einer Grundpflege als auch an Pflegemaßnahmen, die auf die spezielle Ökologie der seltenen Arten abgestimmt sind.

Einschränkend muss grundsätzlich zur Aussagekraft der zusammenfassenden Analysen ergänzt werden, dass in die Untersuchungen nur solche älteren Nachweise eingingen, deren Status unklar war und zu denen detaillierte Informationen zu den ehemaligen Beständen vorlagen. Bekanntermaßen verschollene Vorkommen wurden von den Experten erst gar nicht in ihren Angeboten aufgeführt, als auch sehr ungenaue Ortsangaben (was bei älteren Angaben vielfach der Fall ist) von vorneherein ausgeschlossen. Daraus folgt, dass die Dunkelziffer des realen Rückgangs vermutlich deutlich über der hier dokumentierten Abnahme liegt (z. B. ist bekannt, dass Wildvorkommen von *Typha minima* seit mehreren Jahrzehnten ausgestorben sind oder von der unten genannten *Chondrilla chondrilloides* (Kapitel 3.10) bekannt ist, dass sie seit vielen Jahren nur auf einen Wuchsort beschränkt war; CSENSICS & MÜLLER 2015, MÜLLER et al. 2019). In dem Zusammenhang muss auch darauf hingewiesen werden, dass sowohl eine Dokumentation von Rückgängen in der Floristischen Kartierung und der Artenschutzkartierung des LfU (ASK) viel häufiger erfolgen sollte, als auch zukünftig zu allen Nachweisen eine Koordinate und eine zumindest eine geschätzte Abundanz dokumentiert werden sollte, um zukünftige Überprüfungen effektiv möglich zu machen.

Insgesamt zeigt sich, dass die Rückgangsursachen vielfältig sind (Tab. 2), was auf die zu meist sehr spezifischen ökologischen Ansprüche der seltenen Arten zurückzuführen ist. Dennoch zeigt sich, dass Änderungen der Landnutzung den absolut größten Anteil der Nennungen ausmachen, auch wenn aufgrund der Konzentration dieser Untersuchung auf Sonderstandorte die Bedeutung der landwirtschaftlichen Intensivierung nicht ganz so deutlich wird, wie in anderen Publikationen beschrieben (z. B. MEYER et al. 2013, JANSEN et al. 2019). Dabei ist eine Intensivierung der Nutzung (n = 30) nahezu genauso gravierend wie ein Absinken/Ausfallen derselben. Besonders relevant ist der Verlust von Lebensräumen durch aufkommende Konkurrenz, die durch Nährstoffeinträge oder Sukzession inklusive Gehölzaufwuchs (insgesamt 60 Fälle) die seltenen, vielfach niedrigwüchsigen Arten zurückdrängt. Vielfach fehlen dynamische Prozesse (wie wechselnde Wasserstände, Feuer, Beweidung), die regelmäßige Pionierstandorte erzeugen. Selbst in den wenigen grundsätzlich stabilen, für Prozessschutz relevanten Lebensräumen erhöht der Klimawandel die Gefahr von lokalen Aussterbeprozessen. Dies ist beispielsweise wohl bei den felsbewohnenden *Woodsia*-Arten relevant (Kap. 3.44–3.46).

Die für die Zukunft absehbaren Gefährdungsgründe entsprechen weitgehend den bisherigen Rückgangsursachen (Tab. 2), so dass ohne eine grundsätzliche Änderung der Landbewirtschaftung von einem weiteren kontinuierlichen Verschwinden von Populationen seltenster Arten auszugehen ist.

Bezüglich der zum Erhalt der Vorkommen notwendigen Pflegemaßnahmen überwiegen sehr deutlich die Hinweise, dass eine extensive Nutzung zur Ausmagerung (wie Mahd mit Ab-

Tab. 2: Übersicht der wichtigsten Rückgangsursachen, häufigsten Gefährdungsgründe und wichtigsten Pflegemaßnahmen (jeweils mit Anzahl der Nennungen) für die vom Aussterben bedrohten Arten (jeweils n = 233).

Rückgangsursachen		Gefährdungsgründe		nötige Pflege	
Sukzession	43	Sukzession	28	Mahd mit Abräumen	30
intensive landwirtschaftliche Nutzung	30	landwirtschaftliche Intensivierung	21	Äcker naturverträglich nutzen	20
Aufgabe traditioneller Nutzung	11	Nährstoffanreicherung	14	Beweidung	15
Gehölzaufwuchs	11	Klimawandel	6	Hydrologie verbessern	12
Baumaßnahme	9	Nutzungsverzicht	5	Gehölze entnehmen	10
gestörte Hydrologie	8	Gehölzaufkommen	3	Pionierstandorte schaffen	10
unpassende Landschaftspflege	8	Grabenräumung	3	extensive Nutzung	7
Eutrophierung	6	sonstige Gründe	12	Dynamik (wechselnde Wasserstände)	4
Klimawandel	6	keine/unbekannt	141	keine/erloschen	125
unbekannt	13				
keine	88				

räumen oder Beweidung) essentiell für den Erhalt vieler Populationen ist (Tab. 2). Daneben sind besonders auch dynamische Prozesse (FINK et al. 1998) nötig, die Pionierstandorte schaffen, wechselnde Nutzungsmuster durch Weidetierfraß kreieren oder spezielle Lebensräume durch wechselnde Wasserstände erzeugen, zentral für das Überleben seltener Arten. Hervorzuheben bleibt, dass bei Ackerwildkräutern das Vertragsnaturschutzmodul „Acker“ das wichtigste und – abgesehen von *Ex-situ*-Vermehrungskulturen – einzige Werkzeug für einen effektiven Schutz von Ackerarten ist (vgl. OFFENBERGER 2018).

Es zeigt sich, dass selbst bei hoch gefährdeten, prioritären Pflanzenarten vielerorts weder eine (regelmäßige) Bestandskontrolle noch eine (angepasste) Pflege erfolgt. Ein wichtiges Ziel wäre daher, ein landesweites System zu entwickeln, das eine dauerhafte Betreuung der vielen Wuchsorte leisten kann, beispielsweise in Anlehnung an das Artenhilfsprogramm-System in Niederbayern und der Oberpfalz. In diesem Beispiel wird von einem möglichst langfristig angelegten professionellen Betreuer-Netzwerk ein jährlich von der Bezirksregierung vorgegebenes Artenset bearbeitet (ZAHLEIMER 2009). Neben einer Bestandskontrolle sollten bei so einem System kleinere Maßnahmen für Standort- und Populationsmanagement umgehend vom betreuendem Botaniker ausgeführt werden, und größere Pflegemaßnahmen (Kleinmaßnahmen, Landschaftspflege oder dauerhafte naturverträgliche Bewirtschaftung über Vertragsnaturschutz) angeregt oder organisiert werden. Vielfach ist es für einen langfristigen Erfolg maßgeblich, die oftmals sehr speziellen Standortvoraussetzungen zu sichern oder zu verbessern. Derartige Maßnahmen sind meist komplex und bedürfen einer möglichst langjährigen fachlichen Begleitung. Entscheidend ist in Anbetracht der meist sehr speziellen Standorte und der Populationsökologie der hochgefährdeten Pflanzenarten ein intensiver Wissens- und Erfahrungstransfer zwischen dem Betreuer des Vorkommens und weiteren Akteuren sowie den Naturschutzbehörden, um schwerwiegende Fehler zu vermeiden. Nur so – und in enger Zusammenarbeit mit eh-

renamtlichen Floristen – ist denkbar, die große Anzahl über ganz Bayern verstreuter Wuchsorte organisatorisch in Bearbeitung zu halten sowie gemachte Erfahrungen zu dokumentieren und in eine effiziente Pflege umzusetzen.

Gleichzeitig muss darauf verwiesen werden, dass sich nicht nur bei den hier behandelten höchst gefährdeten Arten der bayerischen Flora die Gefährdungs- und Rückgangssituation verschärft, sondern auch bei derzeit noch weiter verbreiteten Arten, und sich im Zuge des Klimawandels möglicherweise noch weiter beschleunigen wird (FELBER et al. 2020). Ein Trendstopp bzw. eine Trendwende beim Erhalt der bayerischen Florenvielfalt ist notwendig und bedarf umfassender Konzepte und Maßnahmen im Zusammenwirken mit den Landnutzern, Behörden und Verbänden.

3 Ergebnisse der Überprüfungen von Populationen

Es werden in diesem Kapitel ausschließlich die Ergebnisse der gezielten Untersuchungen auf Grundlage der oben genannten LfU-Ausschreibungen zu den Taxa dargestellt. Es ist nicht Ziel dieses Artikels zu den bearbeiteten Pflanzensippen die umfassenden Kenntnisse der Autoren oder die bislang vorliegenden Informationen zusammenzutragen. Auch abschließende Bewertungen der Taxa im Sinne einer landesweiten Einstufung für die Rote Liste-Aktualisierung ist nicht Gegenstand der Ausführungen. Eine derartige Herangehensweise würde den Umfang vervielfachen. Einzelne Taxa, von denen kein Bestand bestätigt werden konnte, finden nur in der anschließenden Tabelle 3 Erwähnung. Für Übersichten über die Taxa sind die veröffentlichten Regionalfloren (z. B. ADLER et al. 2017, DÖRR & LIPPERT 2001, MEIEROTT 2008) oder floristischen Datenbanken (v. a. ASK 2020 und BIB 2020) heranzuziehen.

3.1 *Aethionema saxatile* (L.) W.T.Aiton, Alpen-Steintäschel (RLBy 1; RLD 1)

Das Alpen-Steintäschel ist an voll besonnte Steinschutt- und Flussgeröll-Standorte gebunden und findet sich mit größeren Populationen an der oberen Isar (GAP, TÖL). Vorkommen sind in Deutschland auf Süd-Bayern und dort hauptsächlich auf die Isar und ihr Einzugsgebiet beschränkt. Ehemalige Nachweise flussabwärts von Wolfratshausen wurden seit langem nicht mehr bestätigt; 2017 fanden DICKORÉ & DICKORÉ (2019) einzelne Exemplare an der Isar im Grünwalder Forst und bei Wolfratshausen.

Bei allen vier in den Jahren 2017 und 2018 erneut untersuchten Flussabschnitten der Isar (Wallgau, Lenggries; GAP, TÖL; WAGNER & WAGNER 2018) konnten – dem dynamischen Lebensraum entsprechend – deutliche Veränderungen der räumlichen Verteilung gefunden werden (vgl. Abb. 3), die die neu entstandenen offenen Kiesbänke nachzeichnen. In drei Abschnitten konnte 2018 ein größerer Bestand (jeweils 1978, 650 und 1147 Individuen; WAGNER & WAGNER 2018) als bei der Ersterhebung durch REICH et al. (2008) festgestellt werden. In einem, allerdings nicht vollständig kartierten, Isar-Abschnitt sank die Individuenzahl seit 2008 auf 534 Pflanzen ab. Die aktuell insgesamt günstige Situation darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass der deutsche Gesamtbestand weitgehend von der zukünftigen Bewirtschaftung des Walchensee-Kraftwerks abhängt und von der Frage, wie weit es zukünftig gelingt, die Dynamik des Weidenaufwuchses, der Kies-Umlagerung und die Restwassermenge verträglich zu gestalten (SCHAIPP & ZEHEM 2009). Wird eine kontinuierliche Restwassermenge im Rißbach etabliert, könnte der dortige Lebensraum möglicherweise – wie die Kiesflächen der oberen Isar nach Beginn der Teilrückleitung – schnell mit *Salix*-Arten zuwachsen.

Abb. 3:
Vergleich der von
Aethionema saxatile
besiedelten Teile des
Flussabschnittes 2 der
oberen Isar in 2007
und zur Wiederho-
lungsaufnahme
2017/18
(nach WAGNER &
WAGNER 2018).



3.2 *Aldrovanda vesiculosa* L., Wasserfalle (RLBy 0; RLD 0)

Diese europaweit seltene Pflanzenart der FFH-Richtlinie wurde in Bayern bislang nur im Bühlweiher bei Lindau am Bodensee (LI) sowie im Tennenloher Forst bei Erlangen (ERH) nachgewiesen. Während das Vorkommen bei Lindau bereits im Jahr 1885 entdeckt (SCHWIMMER 1937) und mindestens bis 1911 beobachtet wurde (DÖRR 1974), aber in den Folgejahren aber erloschen ist (DÖRR 1982), wurde der Bestand bei Erlangen im Jahr 2012 erstmals nachgewiesen (MARABINI & NEZADAL 2012). Während das ehemalige Vorkommen im Bodenseegebiet als natürlich anzusehen ist, handelt es sich bei dem Bestand im Tennenloher Forst um eine gezielte anthropogene Ansiedlung von nicht-autochthonem Material osteuropäischer Herkunft, wie genetische Untersuchungen zeigen konnten (A. Fleischmann, mdl. Mitt.). Seit der ersten Beobachtung ist der Bestand im Tennenloher Forst bis 2018 deutlich zurückgegangen: Es konnten aktuell nur noch zwei Exemplare nachgewiesen werden (KLOTZ 2018a). Gründe für den Rückgang können starke Beschattung und zeitweiliges Trockenfallen des flachen Gewässers sein. Da es sich um eine Ansiedlung handelt, sind Schutzmaßnahmen nicht sinnvoll. Wiedereinbürgerungsversuche am Bühlweiher bei Lindau im Jahr 1967 mit Pflanzen aus der Schweiz blieben offensichtlich erfolglos (DÖRR 1974).

3.3 *Androsace obtusifolia* All., Stumpfbblätteriger Mannsschild (RLB 2; RLD 1)

Von der alpinen, in Bayern als stark gefährdet und als sehr selten eingestuften *Androsace obtusifolia* wurden zwei sehr deutlich vom Hauptareal isolierte Vorkommen in den Allgäuer Hochalpen (OA) und im Wettersteingebirge (GAP) untersucht (BUCHHOLZ et al. 2018). Beide Teilbestände am Rappenseekar erwiesen sich dabei als relativ individuenreich (insgesamt rund 460 Individuen) und voraussichtlich stabil. Entgegen eines vormals befürchteten Rückgangs durch intensive Beweidung (DÖRR & LIPPERT 2001; R. Urban 2002, schriftl.), konnte 2018 keine Beeinträchtigung der Bestände festgestellt werden. Allerdings ist die Art nur während der relativ kurzen Blütezeit (Ende Juni bis Anfang Juli) zuverlässig zu erfassen, so dass man



Abb. 4:
Androsace obtusifolia
 in den zwergstrauch-
 reichen Polsterseg-
 genrasen am Hohen
 Kamm
 (BUCHHOLZ et al.
 2018; Foto: U. Koh-
 ler).

bei der Bestandsinterpretation vorsichtig sein muss. Am Hohen Kamm (Wetterstein; Abb. 4) konnten rund 260 Individuen zerstreut in den Nacktried- und Polsterseggenrasen der nordseitigen, oberen Gipfelhänge gefunden werden. Aktuell sind keine Pflege- oder Schutzmaßnahmen erforderlich (BUCHHOLZ et al. 2018).

3.4 *Asplenium adulterinum* Milde, Braungrüner Streifenfarn (RLBy 2!!h; RLD 2!!)

Untersucht wurden neun auf die Gebiete Kühstein, Föhrenbühl, Wojaleite und Haidleite verteilte Vorkommen (TIR, HO). Die Haidleite umfasst dabei 2017 sechs Teilbestände mit insgesamt 4420 Individuen. Der rund 2700 Individuen umfassende Hauptbestand ist sehr vital, während die kleineren Teilpopulationen deutlich beeinträchtigt und in der Populationsentwicklung teilweise stagnierend sind. Der Bestand an der Wojaleite hat sich auf 1334 Individuen vergrößert, am Kühstein (24 Exemplare) scheint der Bestand stabil und am Wuchsort Föhrenbüchl konnten keine Pflanzen gefunden werden, die sich taxonomisch eindeutig *Asplenium adulterinum* zuordnen ließen. Sukzession, Verdrängung durch konkurrierende Vegetation und zu hohe Streuauflagen lassen sich als Gefährdungsfaktoren erkennen, denen durch extensive Beweidung, den Abtrag von Streuschichten und populationsstützende, behördliche *Ex-situ*-Kulturen begegnet werden kann (LAUSSER 2017). Gefährdungsfaktoren und wirksame Schutz- und Pflegemaßnahmen für diesen Farn sind ausführlich bei HORN et al. (2001) dargestellt.

3.5 *Botrychium virginianum* (L.) Sw., Virginische Mondraute (RLBy 1!a; RLD 1)

Die aktuelle Bestandssituation der Virginischen Mondraute wird ausführlich von HORN et al. (2017) dokumentiert. Das einstmals individuenreiche Hauptvorkommen am Eibsee (GAP) wurde durch Baumaßnahmen deutlich beeinträchtigt und umfasste 2016 noch lediglich 16 In-

dividuen. Als Artenhilfsmaßnahme wurden die dichte Streudeckung und aufwachsender Gehölzjungwuchs im Jahr 2017 im Rahmen eines Biodiversitätsprojektes entfernt. Ein im Jahr 2016 nicht bestätigtes Vorkommen im Eibseegebiet wurde in den beiden Folgejahren erneut überprüft. 2018 wurde hier eine kräftige, fertile Einzelpflanze beobachtet (HORN 2018). Ferner konnte 2018, ebenfalls im Eibseegebiet, ein bislang unbekanntes Vorkommen von *Botrychium virginianum*, bestehend aus zwei sterilen Exemplaren, entdeckt werden (HORN 2018). Das sehr kleinflächige Vorkommen im Sittersbachtal (BGL) umfasste 2016 nur 15 Individuen (HORN & BENNERT 2016).

Abb. 5:

Das Auftreten von *Bromus grossus* kann stark zwischen den Jahren variieren. Bereits 2018 konnte der 2017 mehrere tausend Individuen umfassende Bestand nicht wieder bestätigt werden (RADKOWITSCH 2018a; L. Meierott mündl.; Foto: A. Radkowitsch).



3.6 *Bromus grossus* DC., Dicke Trespe (RLBy 1!!; RLD 2!!)

Die Dicke Trespe wurde 2017 an drei Wuchsorten in der Gemeinde Ramsthal (KG) nachgewiesen. Zwei eng benachbarte Vorkommen am Rand eines Sojafeldes umfassten rund 200 Triebe, während es sich auf dem Weizenacker südlich der Ramsthaler Aussiedlerhöfe um ein mit mehr als 10.000 Halmen sehr individuenreiches, bislang unbekanntes Vorkommen handelte (Abb. 5). Gefährdungen für die Art können unter anderem regelmäßiges Striegeln, unpassende Anbaupflanzen, Saatgutreinigung, Herbizideinsatz und eine zu häufige Mahd der Randstreifen sein. Auf Äckern sollte vorzugsweise eine auf Wintergetreide optimierte Fruchtfolge praktiziert werden und von Mai bis Juni keine Ernte erfolgen, um die Art langfristig zu schützen (RADKOWITSCH 2018a). Es wird versucht, die Äcker in das Vertragsnaturschutzprogramm aufzunehmen.

3.7 *Campanula cervicaria* L., Borstige Glockenblume (RLBy 1; RLD 1)

Insgesamt konnten von 16 ehemaligen Vorkommen Unterfrankens nur noch fünf aktuell bestätigt werden (ELSNER 2018), so die Bestände nördlich von Reichmannshausen (250 Exemplare; SW), nahe Kriegsleite (3 Individuen; NES), am Iffigheimer Berg (26; NEA) und zwei Vorkommen bei Albertshofen (200 und 100 Individuen aus Ansaat; KG). In Südbayern wurde ein Vorkommen bei Grainau (164 Individuen, GAP) und bei Raisting (13 sehr wahrscheinlich



Abb. 6:
Carex supina auf den
Külsheimer Gipshügeln
(BRACKEL & BRACKEL 2019;
Foto: W. v. Brackel).

auf eine Privatkultur zurückgehende Individuen; WM; B. Schwarz unveröff.) gefunden. Das Vorkommen in Huglfing (WM) konnte 2019 mit 10 Individuen wieder bestätigt werden (Wagner & Wagner schriftliche Mitt.; ging nicht in die Auswertung ein). Zum Erhalt ist es essentiell, konkurrenzarme und wenig produktive Waldbestände mit geringem Wildverbiss zu erhalten oder herzustellen (ELSNER 2018). Da die Störstellen besiedelnde Art eine langlebige Samenbank aufbaut, kann es sinnvoll sein, an ehemaligen Vorkommen durch Bodenverwundungen und initiale Wuchsbedingungen eine Bestandsreaktivierung zu versuchen. Von den bestätigten Populationen dieser Untersuchung wurden Proben und Samen für eine genetische Untersuchung und *Ex-situ*-Kultur entnommen (GABEL & REISCH 2019).

3.8 *Carex supina* Willd. ex Wahlenb., Niedrige Segge (RLBy 2; RLD 2)

Seit 1911 ist die Niedrige-Segge bayernweit nur von den Külsheimer Gipshügeln (NEA) dokumentiert (HELLER 1920). Nachdem Vorkommen auf einem etwas abseits gelegenen Hügel als auch dem westlichen Gipshügel vollständig verschwunden sind (SUBAL 1992), konzentriert sich der Bestand nun auf die Steppenrasen am Südhang und Rücken des östlichen Kernbereichs. Insgesamt konnten aktuell ca. 300 Individuen, gruppiert in neun Beständen, dokumentiert werden (BRACKEL & BRACKEL 2019). Die Pflege der Bestände dieser auf eine lückige Vegetation und Offenbodenstellen angewiesenen Art (Abb. 6) ist stark von der Witterung abhängig: In trockenen Sommern mit Dürreperioden erhalten sich die Offenbodenstellen von selbst, nach feuchten Sommern muss durch Schafbeweidung oder umsichtige Handmahd Biomasse entfernt werden. Im Extremfall müssen eine dichte Streuauflage und/oder große Moosteppe händisch abgereicht werden.

3.9 *Chenopodium murale* L., Mauer-Gänsefuß (RLBy 1; RLD 2)

Chenopodium murale hat in Regensburg einen seiner letzten Nachweise in Bayern. Nur diese Ruderalstelle auf einem Parkplatz in der Regensburger Innenstadt wurde untersucht. Beim Erstnachweis (J. Klotz 1996, unveröff.) wurden drei Individuen vermerkt, 2016 waren 20

Exemplare nachweisbar. Der Bestand ist somit (auf niedrigem Niveau) angestiegen, ist aber insgesamt stagnierend und weiterhin gefährdet. Durch Unkrautjäten verschwanden allerdings noch im Herbst des Jahres 15 der einjährigen Pflanzen. Gefährdungen sind zudem Mahd während der Blütezeit, Herbizideinsatz, Bebauung oder Asphaltierung des ganzen Parkplatzes. Erforderliche Schutzmaßnahmen wären ein Verzicht auf Unkrautbeseitigung und auf eine Befestigung der Parkflächen (KLOTZ 2018b).

Abb. 7:

Auspflanz-Transpekt von autochthonem Material von *Chondrilla chondrilloides* quer zum Flussbett der Linder (KÖHLER et al. 2018; Foto: U. Köhler).



3.10 *Chondrilla chondrilloides* (Ard.) H.Karst., Alpen-Knorpellattich (RLBy 1; RLD 1)

Im Rahmen des Hotspot-Alpenflüsse-Projektes wurde der Knorpellattich untersucht, wobei abgesehen von dem Vorkommen im Friedergries bei Griesen (GAP; 2015 um die 1100, 2019 rund 1400 gefundene Individuen; GAP; HARZER & KOLLMANN 2018; WÖLLNER et al. 2019) kein weiteres rezentes Vorkommen an den bayerischen Wildflüssen gefunden werden konnte. Daher wurde aus einer Erhaltungskultur des Botanischen Gartens Augsburg nachgezogenes Pflanzgut vom letzten deutschen Wuchsort bei Griesen ausgepflanzt. Im September 2017 wurden 83 Individuen an der oberen Isar östlich der Rissbachmündung (TÖL) ausgebracht, von denen bis September 2018 insgesamt 66 der gepflanzten Exemplare überlebt haben, obwohl mittlere Hochwasser über Teile der Population hinweggegangen waren und ein sehr trockener Sommer einige Exemplare vertrocknen ließ. Im Herbst 2018 konnten sogar 37 Keimlinge gezählt werden, so dass diese Population vorläufig als etabliert gelten kann. Zudem wurden 2018 weitere Gruppen in das Lindergries (9 Individuen; GAP), das Neualmgries (9 Individuen; GAP) und an einer weiteren Stelle an der Isar (73 Individuen) ausgepflanzt (KÖHLER et al. 2018; Abb. 7).

3.11 *Cyperus longus* L., Langes Zypergras (RLBy 1; RLD 1)

Cyperus longus wurde bei Nonnenhorn, bei Bad Schachen (LIN) und Amendingen (Stadt MN) untersucht, von wo ältere (VOLLMANN 1914) und aktuelle Nachweise vorlagen (2000 und 2014 aus LFU 2017). Die jüngeren Vorkommen des inzwischen vielfach in Gartencentern als Zierpflanze angebotenen Sauergrases sind vermutlich anthropogenen Ursprungs, so auch wahrscheinlich das Vorkommen bei Amendingen. 2017 wurde die Art – zusätzlich zu dem

bekannten Wuchsort in Wasserburg (STREITZ 2015) – nur noch in Nonnenhorn mit einer Wuchsfläche von rund 10 m² nachgewiesen. Das isolierte, bereits durch Gebäudenähe, Straßenrandlage und Beschattung beeinträchtigte Vorkommen ist durch benachbarte intensive Landwirtschaft gefährdet. Einzige nachhaltige Erhaltungsmaßnahme wäre eine Wiedersiedlung zwischen Hoyerberg und Nonnenhorn, wo potentiell passende Lebensräume entwickelt werden könnten (RADKOWITSCH 2018b).

3.12 *Cystopteris sudetica* A.Braun & Milde, Sudeten-Blasenfarne (RLBy 1; RLD R)

Die aktuelle Bestandssituation des Sudeten-Blasenfarne wird ausführlich in HORN et al. (2017) dargestellt. Am einzigen deutschen Wuchsort bei Vorderbrand (BGL) hat sich der Bestand, verteilt auf zwei räumlich getrennte Teilpopulationen, im Vergleich zu 1993 auf rund 200 Wedel nahezu verdoppelt, allerdings ist die Bestandsfläche mit rund 10 m² nach wie vor sehr klein. Potentiell stark gefährdet ist die Art durch forstliche Eingriffe, die den Standort auflichten und das Mikroklima nachhaltig verändern würden (HORN & BENNERT 2016, HORN 2018).

3.13 *Deschampsia rhenana* Gremli, Bodensee-Schmieie (RLBy 1; RLD !!!)

Deschampsia rhenana (Abb. 8) ist ein inzwischen im gesamten Verbreitungsgebiet gefährdeter Endemit des Bodenseeuferes. Die Verbreitungsschwerpunkte lagen und liegen in Baden-Württemberg und der Schweiz, wohingegen die ehemals sehr individuenreichen Bestände in Bayern seit 2017 verschollen sind (ZEHM et al. 2008, BRACKEL 2017). Auch wenn Treibholz-Anlandungen, Tritt durch Badegäste und Sedimentumlagerungen der Bodensee-Schmieie (wie auch den übrigen Strandrasenarten) zugesetzt haben, liegen die Gründe für den rapiden Rückgang der Art dennoch nach wie vor weitgehend im Dunkeln. Zur Wiederansiedlung der Bodensee-Schmieie am bayerischen Bodenseeufer wurde im Botanischen Garten Konstanz erhalten gebliebenes bayerisches Pflanzenmaterial (22 Töpfe) in *Ex-situ*-Kultur vermehrt und 2018 nahe der Grenze zu Österreich wieder ausgebracht. Abgesehen von einem Ausfall von rund 30 % der gesetzten Pflanzen ist die Situation der Auspflanzung seitdem nahezu unverändert (PEINTINGER et al. 2019).



Abb. 8: *Deschampsia rhenana* in der amphibischen Zone des bayerischen Bodenseeuferes bei Wasserburg (BRACKEL 2017; Foto: W. v. Brackel).

3.14 *Draba incana* L., Langgriffeliges Felsenblümchen (RLBy 1; RLD R)

Der im Jahr 1999 entdeckte Wuchsort am Laufbacher Eck im Naturschutzgebiet „Allgäuer Alpen“ (OA; DUNKEL 2006; Abb. 9) beherbergte bei der Untersuchung 2018 eine sehr kleine Population mit stark schwankender Individuenzahl (4 Individuen),

Abb. 9:

Draba incana (rot umkreist)
im brüchigen Fels am
Laufbacher Eck
(BUCHHOLZ et al. 2018; Foto:
U. Kohler).



die zudem noch rückläufig ist. Es liegen keine Erfahrungen zu potentiellen Beeinträchtigungen und einer Gefährdung vor. *Draba incana* zeigt eine Tendenz zu gestörten Standorten (konkurrenzarme, kleine Erdanrisse). Daher birgt der nahegelegene Wanderweg keine Gefahren (abgesehen von direkten Aufsammlungen). Aufgrund der alleinigen Lage am Wegrand ist sogar eine anthropogene Einschleppung (z. B. an Schuhsohlen anhaftende Samen) denkbar. Die Gründe für den dramatischen Rückgang sind nicht bekannt, aber auch in der Schweiz zu beobachten, wo von den ehemals zahlreichen Vorkommen nur noch ein einziges rezent ist (Infoflora.ch 2018 schriftl.). Aufgrund der unklaren Gründe für den Rückgang und fehlenden Erfahrungen sind Maßnahmen zum Schutz nur schwer zu formulieren. Wegen der großen Seltenheit in den gesamten Alpen wurde erfolgreich eine *Ex-situ*-Vermehrung im Botanischen Garten Tübingen begründet; es konnten zahlreiche vitale Individuen angezogen und 2020 ausgepflanzt werden (BUCHHOLZ et al. 2018).

3.15 *Erigeron atticus* Vill., Drüsiges Berufkraut (RLBy 1; RLD 1)

Der in Bayern ausschließlich aus den Allgäuer Alpen bekannte Korbblütler (DÖRR 1979) konnte 2018 lediglich noch am Giebel und rund 300 m entfernt am Berggächtle (OA) nachgewiesen werden. Beide Populationen (160 und 170 Individuen) werden als stabil sowie vital betrachtet und erstrecken sich über einen relativ großen Bereich. Aktuell sind keine Beeinträchtigungen der Populationen festzustellen und keine Pflege- oder Schutzmaßnahmen notwendig. Da dies jedoch die letzten bayerischen Populationen sind, muss die Art weiterhin in der Roten Liste als vom Aussterben bedroht eingestuft werden. Die sehr kleinen Bestände an der Laufbichelkirche sowie dem Spätengundkopf (letzte Nachweise 2002 und 2003 im Zuge der Alpenbiotopkartierung) gelten als verschollen, alle weiteren fünf ehemaligen Vorkommen sind ebenfalls verschollen oder ausgestorben (BUCHHOLZ et al. 2018).

3.16 *Euphrasia micrantha* Rchb., Zierlicher Augentrost (RLBy 1!; RLD 2!)

Bei der Überprüfung von sieben Wuchsorten in Oberfranken und der nördlichen Oberpfalz konnten die früheren Bestände in den Landkreisen Bamberg, Neumarkt i. d. OPf. und Neustadt a. d. Waldnaab nicht mehr bestätigt werden (BLACHNIK 2017a). Zwei vermutlich stabile

Vorkommen fanden sich 2017 noch im Rehauer Forst (Rehau, HO) mit ca. 200 beziehungsweise über 1000 Individuen. Beide Vorkommen liegen am Rand von einschürig nach Juli genutzten Extensivwiesen zu sporadisch genutzten Grünwegen am Rande von Fichtenforsten. Die Wuchsorte sind lückig-licht, sonnig, bodensauer und nährstoffarm (BLACHNIK 2017a). Ergänzend konnten 2018 und im Oktober 2019 zwei Wuchsorte im Rahmen der FFH-Managementplanung gefunden werden: Einer im Rehauer Forst (HO; BERGMANN et al. 2019) sowie Einzelexemplare im FFH-Gebiet „Steinbruchgelände östlich Selbitz“ (Selbitz, HO). Die Steinbruchsohle umfasst einen flachgründigen, steinreichen Komplex nährstoffarmer, lückiger Grünland- und Pioniervegetation (T. Blachnik unveröff.). Sporadische mechanische Störung der Wuchsorte – z. B. bei der Pflegemahd – scheint die Art zu fördern.

Bei den Nachsuchen bei Pressath und Kirchendemenreuth (NEW) gelangen keine Nachweise (KLOTZ 2018a). Allerdings konnten sowohl hier als auch bei Rehau Bestände von *Euphrasia nemorosa* gefunden werden (BLACHNIK 2017a, KLOTZ 2018a). Daher liegt die Vermutung nahe, dass ein (großer?) Teil der Angaben zu *Euphrasia micrantha* in Nordostbayern fehlerhaft ist und auf Verwechslungen mit der ähnlichen – und weit häufigeren – *Euphrasia nemorosa* beruht (RESSEGUIER 2008, BLACHNIK 2017a; H. Kalheber mündl. Mitt.). Der Status „vom Aussterben bedroht“ muss beibehalten werden, da Sukzession, Umwandlung zu Waldbeständen und Störungen durch Holzarbeiten etc. sicher zu Bestandseinbußen geführt haben. Wesentlich zum Schutz sind eine extensive Bewirtschaftung mit einschüriger Mahd, Verzicht auf Düngung sowie gelegentliche mechanische Störungen (BLACHNIK 2017a, KLOTZ 2018a).

3.17 *Festuca valesiaca* Schleich. ex Gaudin, Walliser Schaf-Schwingel (RLBy 1; RLD 3)

Der Walliser Schwingel kommt in Bayern nur noch in einem Gipsgebiet bei Bad Windsheim (NEA) vor, wo 2018 geschätzte 750 Individuen gefunden werden konnten. Ausgehend von zwei kleinen weiteren Vorkommen mit ca. 40 bzw. 30 Individuen konnten erfolgreich Populationen auf benachbarten Neuanlageflächen begründet werden (BRACKEL & BRACKEL 2019). Wie *Carex supina* (Kap. 3.8) benötigt der Walliser Schaf-Schwingel eine lückige Vegetation und Offenbodenstellen. Er bedarf derselben Pflege wie diese (siehe oben), ist allerdings im Gegensatz zu ihr aber relativ einfach zu vermehren und sollte über eine behördliche *Ex-situ*-Zwischenvermehrung gezielt in Neuanlageflächen übertragen werden. So kann eine Streuung der Bestände erreicht werden, was die Gefahr eines Aussterbens durch Zufallsereignisse reduziert.

3.18 *Hylotelephium vulgare* (Haw.) Holub, Berg-Fetthenne (RLBy 1; RLD D)

Das taxonomisch kritische und äußerst seltene *Hylotelephium vulgare* konnte 2016 an zwei Wuchsorten im oberpfälzischen Nittenau (fünf Teilpopulationen mit insgesamt 89 Individuen; SAD) und bei Walderbach (30 blühende und ca. 100 vegetative Individuen) an Granitfelsen und Feldrainen erneut nachgewiesen werden. Verbuschung, Beschattung, Düngereintrag und Sukzession kommen als Ursachen für eine möglicherweise verschlechterte Populationsentwicklung an diesen Wuchsorten in Frage. Daher sollten die Vorkommen mit autochthonem Samenmaterial aus Kulturen gestärkt werden (eine wissenschaftliche Begleitung, Dokumentation und behördliche Genehmigung sind dabei unverzichtbar) und die Gehölze aufgelichtet werden. Eine regelmäßige späte Mahd würde der Verfilzung der Wuchsorte entgegenwirken (KLOTZ 2016).

3.19 *Hypochaeris glabra* L., Kahles Ferkelkraut (RLBy 1; RLD 2)

Bei einer Überprüfung aller ehemals bekannten Wuchsorte im Norden Bayerns konnte *Hypochaeris glabra* 2017 nur noch südlich Unterweißenbrunn (5 Äcker mit 50 bis 500 Individuen, NES; Abb. 10), bei Schönaun an der Brend (ca. 100, NES), bei Neuschleichach (> 5000, HAS), bei Eichig (> 200) und nördlich Pullendorf (15 Individuen, beide BT) gefunden werden (FEULNER 2018). Ergänzend konnten neun überprüfte Altangaben nicht mehr bestätigt werden. Alle Wuchsorte sind Grenzertragsäcker, die durch Ankauf oder einen finanziellen Ausgleich für die Landwirte erhalten werden müssen. Essentiell für die Bewirtschaftung ist eine Förderung über das Vertragsnaturschutzprogramm Acker (VNP, im Idealfall inklusive Modul „Stoppelbrache“; FEULNER 2018). Bei drohender Aufgabe der Ackernutzung kann das Kahle Ferkelkraut mittels Samen auf nahegelegene, geeignete Grenzertragsäcker übertragen werden (LANG et al. 2019). Mehrere tausend Samen wurden hier experimentell auf vier Sandäckern ausgebracht, wodurch sich auf zwei Äckern 1719 und 1544 Individuen entwickeln konnten, was einer Etablierungsrate von 4,3 und 3,9 % der ausgebrachten Samen entspricht.

Abb. 10:
Massenbestand von *Hypochaeris glabra* auf einem Vertragsnaturschutz-Acker. Gut zu erkennen ist der extrem lückige Getreidebestand, der nahezu von zahlreichen seltenen Ackerwildkräutern bestimmt wird (FEULNER 2018; Foto: M. Feulner).



3.20 *Illecebrum verticillatum* L., Quirlige Knorpelmiere (RLBy 1; RLD 2)

Von der äußerst seltenen Knorpelmiere wurden 2016 zwei oberpfälzische Wuchsorte auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr (NEW) untersucht. Der Wuchsort Flügelsburg (Erstfund: NEZADAL 1984) konnte nicht mehr bestätigt werden. Die zweite – wohl stagnierende – Population bei Dorfgmünd bestand 2016 nur aus acht winzigen Individuen (Erstnachweis SCHOTT 2019), auf rund 2 m² Fläche an einem feuchten Graben (Abb. 11). Somit zählt die Knorpelmiere, deren Indigenat nicht ganz gesichert ist, zu den aktuell seltensten Pflanzen Bayerns. Mögliche Gefährdungsursachen sind Nutzungsaufgabe mit nachfolgender Sukzession als auch eine Intensivierung der Nutzung. Zum Erhalt könnten gut dokumentierte, behördlich genehmigte Wiederansiedelungsversuche mit autochthonem Material an Störstellen und kleinflächigen Bodenabschiebungen im nahen Umfeld hilfreich sein (KLOTZ 2016).



Abb. 11:
Einzigster aktueller bayerischer Wuchsort einer winzigen Population von *Illecebrum verticillatum* auf dem Übungsplatz Grafenwöhr (KLOTZ 2016; Foto: J. Klotz).

3.21 *Juncus gerardii* Loisel., Salz Binse (RLBy 1; RLD *)

Der obligate Halophyt *Juncus gerardii* war in Bayern bislang einzig aus Unterfranken mit einem Schwerpunkt in den Saalewiesen bei Bad Neustadt (2017: ca. 1000 Individuen, NES) bekannt (MEYER 1991, MEIEROTT 2008). Die Untersuchung 2017 umfasste weiterhin den naturnahen Wuchsort in Heustreu (rund 30 Individuen, NES). Daneben findet sich die Art sekundär auf stark anthropogen salzbeeinflussten Straßenrändern. Mögliche Gefährdungen könnten fortschreitende Sukzession und ein durch Hochwasserfreilegung gestörter Wasserhaushalt sein. Allerdings werden die Populationen dank einer Integration in das Vertragsnaturschutzprogramm mit Mahd nicht vor dem 15. Juni und Düngungsverzicht derzeit als stabil oder gar anwachsend eingeschätzt (ELSNER 2018).

3.22 *Juncus tenageia* L., Sand-Binse (RLBy 1!; RLD 2)

Zehn ehemalige *Juncus tenageia*-Wuchsorte wurden 2018 in den Landkreisen Erlangen-Höchstädt und Neustadt a. d. Aisch untersucht. Allein am Wuchsort Rohensaas (13 Individuen, ERH) konnte eine Restpopulation gefunden werden. Ursachen für die Rückgänge sind vermutlich fortschreitende Sukzession, intensive Teichwirtschaft, zu spätes Ablassen von Teichen oder deren Ausbaggern. Essentiell für den Schutz wäre, die Teiche zu sömmern, Störstellen zu fördern und flache Uferstellen anzulegen sowie eine Wiederansiedelung aus behördlich koordinierten Erhaltungskulturen zu initiieren (KLOTZ 2018a). Für die Überprüfung auf keimfähige Samen in der Diasporenbank könnten im Herbst nach Ablassen der Teiche Proben aus den Teichböden entnommen werden.

3.23 *Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort., Kletten-Igelsame (RLBy 1; RLD 2)

Zwischen 2016 und 2018 wurden drei *Lappula*-Wuchsorte in den Landkreisen Regensburg, und Neumarkt i. d. OPf. sowie der Stadt Bayreuth untersucht. Bestätigt werden konnte nur die Population bei Sinzing (mit 30 Exemplaren im Jahr 2016; R), die anderen beiden Wuchsorte

sind erloschen. Parallel konnte 2019 in der Innenstadt von Bayreuth (Stadt BT) ein Kleinbestand von drei Individuen gefunden werden (U. Meve schriftl.). Da der Igelsame offensichtlich leicht verschleppt wird, sollte auf weitere Vorkommen der Art in der Region geachtet werden. Gefährdungen für diese Art ergeben sich aus einer fortschreitenden Sukzession und unerlaubter Sportklettern mit zu starken Trittbelastungen an den Felsfüßen. Zum Schutz wäre eine fortgesetzte Beweidung dieser Felsfüße sinnvoll, um die Sukzession zurückzudrängen. Zusätzlich könnten an potentiell geeigneten anderen Felsen Individuen aus behördlich koordinierten und gut dokumentierten Erhaltungskulturen angesiedelt werden (KLOTZ 2016, 2018a).

3.24 *Legousia hybrida* (L.) Delarbre, Kleiner Frauenspiegel (RLBy 1; RLD 2)

Von diesem annuellen Ackerwildkraut konnten im Landkreis Rhön-Grabfeld 2017 nur vier der sieben untersuchten Populationen bestätigt werden (ELSNER 2018), was aber wohl zumindest teilweise auf wetterbedingte Ausfälle zurückzuführen ist. Insgesamt ist vermutlich nur die 35 Individuen umfassende Population in Bastheim als stabil einzustufen, die Teilpopulationen in Fladungen (600), Sondheim (100) und Oberelsbach (100 Individuen) gelten als (wetterbedingt) stark schwankend und instabil. Auch bei ergänzenden Untersuchungen konnten drei Wuchsorte nicht bestätigt werden, wobei es sich bei einem wohl um eine Fehlangeabe handelte (KLOTZ 2018a; vgl. Tab. 3). Zum Schutz des Ackerwildkrautes muss auf Düngung und den Einsatz von Herbiziden verzichtet werden sowie eine extensive Ackernutzung über das Vertragsnaturschutzprogramm Acker gewährleistet sein (ELSNER 2018).

Abb. 12:
Wuchsort von *Lindernia procumbens* in einem Flachgewässer nahe des Regen
(LAUSSER 2017; Foto: A. Lausser).



3.25 *Lindernia procumbens* (Krock.) Borbás, Liegendes Büchsenkraut (RLBy 2!h; RLD 2)

Als Pionierart der Schlammbänke sind die Vorkommen von *Lindernia procumbens* von wechselndem Wasserstand abhängig. Vermutlich konnte daher aufgrund eines dauerhaft zu hohen Wasserstandes im Regen zwischen Regenstau und Ramspau (R) die als stark gefährdet geltende Art 2017 nicht nachgewiesen werden. Dagegen konnte in einem Kleingewässer der Aue

ein bislang nicht dokumentierter Kleinbestand (3 Individuen) gefunden werden, über dessen Entwicklungstendenz noch keine Aussage möglich ist (Abb. 12). Zur Förderung der kleinen Population könnten nasse Mulden mit offenen Bodenstellen geschaffen und mit autochthonen Samen beimpft werden. Zukünftig kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Art unter günstigen Bedingungen wieder zu größerer Entfaltung kommt (LAUSSER 2017). Im Jahr 2018 war der Wuchsort trockengefallen und *Lindernia procumbens* konnte nicht nachgewiesen werden.



Abb. 13:

Nur an sehr wenigen Wuchsorten, dort aber stellenweise sehr häufig: Flutrinne im Landkreis Coburg mit Aspekt bildendem *Lotus tenuis*

(ELSNER 2018; Foto: O. Elsner).

3.26 *Lotus tenuis* Waldst. & Kit. ex Willd., Schmalblättriger Hornklee (RLBy 1; RLD V)

Untersucht wurden 14 Fundpunkte in Ober- und Unterfranken, von denen nur zwei 2017 nicht mehr belegt werden konnten und wohl als erloschen eingestuft werden müssen (ELSNER 2018). Bestätigt wurden die Vorkommen bei Aidhausen (ca. 30 Individuen, HAS), in Haßfurt (ca. 300–350, HAS), nahe Zeil am Main (mind. 500, HAS), bei Großheirath (> 1000, CO), im Itzgrund (zwei Flächen mit 3 bzw. 500, CO) und nahe der Stadt Bad Neustadt (ca. 500 Exemplare, NES). Zudem wurden sechs Neufunde im Landkreis Coburg (Itzgrund: drei Flächen mit > 50, 3 und 50 Individuen; bei Meeder ca. 100 Exemplare und ein Massenbestand in der Stadt Coburg mit geschätzt 10000 Individuen) sowie in den Haßbergen (Stadt Hofheim, 20 Individuen) dokumentiert. Alle nachgewiesenen Bestände sind stabil oder entwickeln sich gar positiv (Abb. 13). Mögliche Gefahrenquellen für die Populationen sind unter anderem eine Eutrophierung durch Düngeeintrag, die Sukzession durch Schilfrohr, Erlen und Weiden sowie die Intensivierung der Landnutzung. Empfehlenswert für die Zukunft sind eine extensive Wiesennutzung, die Aufnahme der besiedelten und angrenzenden Flurstücke in das Vertragsnaturschutzprogramm und eine zeitliche Anpassung der Mahd. Da abgeschobene Rohbodenflächen auf (wechsel-)feuchten (nicht nassen) Böden gut besiedelt werden, können durch Mahdgut-Übertragung leicht neue Vorkommen begründet werden (ELSNER 2018).

3.27 *Minuartia stricta* (Sw.) Hiern, Steife Miere (RLBy 0; RLD 1(!))

Das Glazialrelikt *Minuartia stricta* hat in Deutschland an einer einzigen, von Rindern beweideten, teilweise moosreichen, stellenweise steinigen Cratoneurion-Quellflur bei Bad Hindelang überdauert (OA; BUCHHOLZ & WELK 2005). Die Steife Miere besiedelt – fast identisch wie 2003 – hier mit 54 + 21 Polstern (mit 493 + 155 Blütentrieben) kleinflächig die moosreichen, schwach durchsickerten Abschnitte zweier Quellbäche (BUCHHOLZ & KOHLER 2018). Die Population wird mittel- bis langfristig durch zunehmende Sukzession und fortschreitende Erwärmung (Verringerung der Schneebedeckung, trockenere, wärmere Frühjahre und vor allem eine wohl zurückgehende Schüttung der Quelle und/oder sommerliches Trockenfallen) bedroht. Es zeigte sich im Botanischen Garten Tübingen, dass sich *Minuartia stricta* in *ex-situ*-Kultur sowohl vegetativ als auch generativ gut vermehren lässt. Auch eine Auspflanzung der gärtnerisch vermehrten Exemplare am ursprünglichen Wuchsort gelingt, allerdings zeigte sich dabei, dass unter natürlichen Bedingungen eine Ausbreitung über Keimlinge durch den hohen Konkurrenzdruck – auch der Moose – behindert, wenn nicht gar verhindert wird (BUCHHOLZ & KOHLER 2018). Ein Erhalt ist auf längere Sicht nur durch eine „gärtnerische“ Pflege des Wuchsorts zu gewährleisten, indem die Quellschlenken offen gehalten werden (Kontrolle des Aufwuchses von Gehölzen und wuchskräftigen krautigen Pflanzen). Für ein nachhaltiges Überleben ist vermutlich ein „Wuchsort-Management“ nötig, das durch behördlich genehmigtes Auspflanzen gärtnerisch vermehrter Pflanzen neue, höher gelegene Vorkommen begründet („assisted migration“; BUCHHOLZ & KOHLER 2018). Derartige Maßnahmen müssen wissenschaftlich begleitet und gut dokumentiert werden.

3.28 *Myosotis rehsteineri* (Hausm.) Wartm. in Reut., Bodensee-Vergissmeinnicht (RLBy 1; RLD 1!!)

Das Bodensee-Vergissmeinnicht ist ein ehemals häufiger Endemit des Bodensees, von dem auch eine historische Ansalbung am Ostufer des Starnberger Sees bis heute existiert (BRACKEL

Abb. 14:
Reste des ehemaligen „Blauen Bandes des Bodensees“, ein blühendes Exemplar von *Myosotis rehsteineri* bei Wasserburg (BRACKEL 2017; Foto: W. v. Brackel).



2010). Im Gegensatz zu den inzwischen auf niedrigem Populationsniveau schwankenden Vorkommen am bayerischen Bodenseeufufer (LIN) ist das Vorkommen am Starnberger See (STA) vergleichsweise stabil und die Lage der einzelnen Individuen räumlich nahezu konstant. 2010 bis 2018 konnten jeweils zwischen 600 und 730 Rosetten (zuletzt 693 Individuen mit nur 274 Blüten im Jahr 2018) gezählt werden (W. v. Brackel unveröff.). Am Bodensee liegt inzwischen ein deutlicher Schwerpunkt der Art am südöstlichen bayerischen Uferabschnitt, während die traditionellen Vorkommen rund um Lindau und Wasserburg auf immer wieder auftretende Einzel Exemplare bzw. Kleinbestände reduziert sind (nahe Wasserburg, an der Galgeninsel und in der Reutiner Bucht; Abb. 14). Die Kleinvorkommen im Stadtgebiet von Lindau konnten wie die einst großen Bestände der Art in Reutenen nicht mehr bestätigt werden. Auch die im Rahmen des Artenhilfsprogramms gepflanzten Individuen (ZEHM et al. 2008) sind inzwischen wieder verschwunden. Insgesamt konnten 2016 an 38 Punkten insgesamt 1149 Rosetten gezählt werden, 2017 an 47 Punkten 1175 Rosetten. Nach dem starken Rückgang aufgrund von massiven Treibholzauflandungen sind aktuell Tritt und Konkurrenz bedingt durch Eutrophierung der Uferbereiche die zentralen Gefährdungsursachen (BRACKEL 2017).

3.29 *Nepeta nuda* L., Pannonische Katzenminze (RLBy 1; RLD 2)

Die Pannonische Katzenminze ist deutschlandweit extrem selten. In der Kernfläche der Nordheimer Gipshügel (NEA) ist seit den Untersuchungen von GAUCKLER (1957) ein wenige Individuen umfassender Bestand bekannt und seitdem durchgehend bis 2019 bestätigt. Seit einigen Jahren wird diese Katzenminze auch an einer südlich gelegenen, knapp 200 m entfernten Gipsrippe beobachtet und hat dort bis 2018 große Bestände von geschätzt 750 Individuen aufgebaut. 2019 konnten einzelne Exemplare auch in benachbarten Gipssteppe-Neuanlageflächen beobachtet werden; darüber hinaus gelang ebenfalls 2019 ein Fund auf der ca. 2 km entfernt liegenden Wüstphüler Gipsrippe. Der große Bestand an der Gipsrippe der Nordheimer Gipshügel liegt in einer seit längerem brach gefallenen Fläche, die seit 2019 mit Rindern beweidet wird. Die Reaktion der Art auf Beweidung muss kontinuierlich beobachtet werden, um negativen Bestandentwicklungen zeitnah begegnen zu können (BRACKEL & BRACKEL 2019).

3.30 *Ophrys sphegodes* subsp. *sphogodes* Mill., Spinnen-Ragwurz (RLBy 1; RLD 2)

Nach Auswertung der Biotopkartierung wurden aus allen bayerischen Vorkommen 10 potentielle nordbayerische Wuchsorte in den Landkreisen Bad Kissingen, Main-Spessart und Würzburg zur Nachsuche ausgewählt. In zwei Biotopen im Landkreis Main-Spessart konnte die Orchidee 2018 nicht gefunden werden. Bei den übrigen 8 Wuchsorten konnten zunehmende Bestände verzeichnet werden, was der allgemeinen Zunahme in Unterfranken entspricht. Der größte Bestand fand sich mit sechs Teilpopulationen nahe Böttigheim (WÜ), wo insgesamt 488 Individuen nachgewiesen werden konnten. Weitere Bestände fanden sich in Nüdlingen (18 Individuen, KG; Abb. 15) und Eußenheim (12 Individuen, MSP). Mögliche Gefährdungsursachen sind zu intensive Beweidung, Eutrophierung durch angrenzende landwirtschaftliche Flächen, Verbuschung und Verbrachung der Magerrasen. Gut geschützt werden die Bestände vor allem durch eine regelmäßige Mahd gut besonnener Flächen und eine gründliche Schafbeweidung, die jährlich Teile des Bestandes erst nach der Samenreife abweidet (WIMMELBÜCKER 2018).

Abb. 15:

Wuchsorte von *Ophrys sphegodes* finden sich häufig am Rand von Gehölzen. Die Art ist in Unterfranken in Ausbreitung (WIMMELBÜCKER 2018; Foto: A. Wimmelbucker).



3.31 *Poa badensis* Willd., Badener Rispengras (RLBy 2; RLD 2)

Das Badener Rispengras kommt bayernweit autochthon nur auf den Kilsheimer Gipshügeln (Kilsheim, NEA) und am oberfränkischen Staffelberg (MEIEROTT 2011) vor. Deutschlandweit hat es seine Schwerpunkte in den Wärmegebieten des Thüringer Beckens und des Oberrheintals. Das in alten Vegetationsaufnahmen (GAUCKLER 1957) noch mit Deckungsgraden von 1 bis 3 auftretende Gras (BRACKEL 2008) ist bis 2018 auf eine Deckung von maximal 1 zurückgegangen. 2018 konnten insgesamt noch 28 Horste einer einzigen Population an einem einzigen kleinflächigen Wuchsort gezählt werden (BRACKEL & BRACKEL 2019). Der Rückgang ist vermutlich auf durch Nährstoffanreicherung bedingte Konkurrenz (vor allem von *Allium lusitanicum*) zurückzuführen, die auch die dort vorkommende Bunte Erdflechten-Gesellschaft bedroht. Als Pflege kommt bei dem kleinflächigen und sehr niedrigwüchsigen Bestand nur händische „Pinzettenpflege“ in Betracht sowie eventuell die vorsichtige Anlage von kleinen Offenbodenstellen in direkter Nachbarschaft. Eine *Ex-situ*-Zwischenvermehrung der lokal stark bedrohten Art ist geplant.

3.32 *Polystichum braunii* (Spenn.) Fée, Brauns Schildfarn (RLBy 1; RLD 2)

Die Bestandssituation von *Polystichum braunii* im bayerischen Alpenraum ist ausführlich in HORN et al. (2017) dargestellt. Bei der Überprüfung von drei Wuchsorten im Allgäu (OA) bei Bad Hindelang konnten 2016 nur noch die Bestände am Gerenköpfle (Zusammenbruch auf 3 Individuen) und am Giebelhaus (mit einer auf 81 gestiegenen Individuenzahl; Vorkommen in früheren Jahren wurden möglicherweise nicht vollständig erfasst) bestätigt werden (HORN & BENNERT 2016). Die Bestandssituation eines bislang nicht verifizierbaren, stark von forstlicher Nutzung überprägten Wuchsortes ist noch unklar (SCHWERBROCK & LEUSCHNER 2017). Möglicherweise liegt hier auch eine Verwechselung mit *Polystichum aculeatum* bzw. mit Hybriden zwischen *Polystichum aculeatum* und *Polystichum braunii* vor?



Abb. 16:
Pulsatilla vernalis
var. *alpestris* am
schwer zugänglichen
Gipfelgrat der Höfats
(BUCHHOLZ et al.
2018; Foto: M. We-
cker).

3.33 *Pulsatilla vernalis* var. *alpestris* Aichele & Schwegler, Frühlings-Küchenschelle (RLBy 2!a; RLD 2)

Bayern hat innerhalb Deutschlands die Alleinverantwortung für diese streng geschützte, in Bayern und Deutschland stark gefährdete Küchenschelle. In den bayerischen Alpen ist ein Vorkommen an dem markanten Grasberg Höfats bekannt (OA; DÖRR & LIPPERT 2001); ein weiteres – nicht untersuchtes – liegt auf dem Kahlersberg bei Berchtesgaden (BGL; LIPPERT et al. 1997). 2018 wurden in den Felsrasen der viergipfeligen Höfats insgesamt 25 Exemplare in meist lückiger Grasnarbe direkt an einer sehr ausgesetzten, windexponierten Gratkante aus senkrecht stehenden, kieseligen Aptychenkalken nachgewiesen (Abb. 16). Der Bestand ist wohl stabil. Die Population scheint nicht gefährdet oder beeinträchtigt, daher besteht aktuell kein weiterer Handlungsbedarf (BUCHHOLZ et al. 2018).

3.34 *Rubus*-Sippen, Brombeeren

Die Untersuchung von *Rubus acanthodes*, *Rubus nemoralis*, *Rubus raduloides* und *Rubus oreades* (alle RL 1) wurde ausführlich von SCHÖN (2017) dargestellt. *Rubus acanthodes* (HO, WUN) und *Rubus oreades* (KUL) erwiesen sich als weiter verbreitet bzw. häufiger als bislang bekannt, so dass sie als nicht akut vom Aussterben gefährdet eingestuft werden sollten. Die Population von *Rubus nemoralis* (ERH) könnte synanthropen Ursprungs sein. Viele der Vorkommen liegen entlang von Forstwegen, in kleinen Lichtungen oder an Störstellen im Wald. Daher unterliegen sie chronisch dem Risiko, durch forstliche Störungen unbeabsichtigt deutlich geschädigt zu werden (SCHÖN 2016).

3.35 *Salix caesia* Vill., Blaugrüne-Weide (RLBy R; RLD R)

Das einzige deutsche Vorkommen wurde im Mai 2000 im Loisachtal (GAP) entdeckt (WAGNER & WAGNER 2001). Die europaweit sehr seltene Weide wächst inzwischen nur mehr mit

zwei weiblichen (von ehemals vier) Individuen in Bach-Alluvionen und wird durch angrenzende hochwüchsige Vegetation stark bedrängt. Zwei Individuen gingen durch die Wiederaufnahme einer Streunutzung verloren. Zum Schutz wird zukünftig ein jährliches Freischneiden im Juni sowie Oktober empfohlen. Wenn keine Pflegemaßnahmen erfolgen, ist ein baldiges Erlöschen des Vorkommens anzunehmen. Ansonsten besteht die Gefahr, dass aufgrund fehlender männlicher Pflanzen eine mangelnde Fortpflanzungsfähigkeit den Bestand langfristig zum Verschwinden bringt (WAGNER & WAGNER 2018).

3.36 *Sclerochloa dura* (L.) P.Beauv., Gewöhnliches Hartgras (RLBy 2; RLD 3)

Bis Ende der 1990er bzw. Anfang der 2000er Jahre waren an mehreren Wuchsstellen Frankens noch z. T. viele hundert Exemplare des Hartgrases auf den Keuperton-Wegen zu finden, bevor die Bestände bis auf ganz wenige Populationen in Unter- und Mittelfranken im Zuge der Flurbereinigung zusammenbrachen. So konnte von drei ehemaligen Vorkommen 2017 nur noch ein rund 20 Individuen umfassender kleinräumiger Bestand bei Erkenbrechtshofen (NEA) bestätigt werden (B. Raab unveröff.). In der ASK ist seit 2005 nur ein einziger aktueller Wuchsort dokumentiert worden. Auch wenn die Sippe auf Tritt/Befahren angewiesen ist, um konkurrenzfähig zu sein, konnte sie sich auf den entweder völlig verbauten/befestigten/geschotterten oder zumindest auf der Fahrspur befestigten Wegen nicht mehr halten. Dieser Grasart sollte vermehrt Aufmerksamkeit zuteil werden und ehemalige Vorkommen sollten kontrolliert werden.

3.37 *Scorzonera purpurea* L., Violette Schwarzwurzel (RLBy 1; RLD 2)

Die bayernweit nur noch auf sehr wenigen südbayerischen Schotterheiden und den mittelfränkischen Gipshügeln vorkommende Violette Schwarzwurzel wurde 2018 auf der Kernfläche des Kilsheimer Gipshügels bei Bad Windsheim (NEA) mit etwa 1800 Exemplaren festgestellt. Ergänzend finden sich kleinere Vorkommen von insgesamt etwa 40 Individuen auf den Neuanlageflächen, wohin sich die Art bereits ausbreiten konnte. In den Steppenrasen bei Markt Nordheim (NEA) wurden 2018 nur drei Individuen gezählt, hier kommt die Art seit vielen Jahren mehr oder weniger stabil, aber immer nur mit geringen Individuenzahlen vor (BRACKEL & BRACKEL 2019). Während die Situation auf den Kilsheimer Gipshügeln zufriedenstellend ist, sollte der kleine Bestand auf den Nordheimer Gipshügeln durch behördliche *Ex-situ*-Zwischenvermehrung und Ausbringung auf Neuanlageflächen vergrößert und ausgeweitet werden, um ein lokales Aussterben durch Zufallsereignisse unwahrscheinlicher zu machen.

3.38 *Sedum villosum* L., Sumpf-Fetthenne (RLBy 1; RLD 1)

Von insgesamt 17 im Rahmen des LfU-Auftrags untersuchten Wuchsorten konnte die Sumpf-Fetthenne (Abb. 17) nur mehr an sechs Stellen bestätigt werden (WAGNER & WAGNER 2018). Vorkommen fanden sich noch bei Frankenheim (1 Exemplar, NES), auf einer Alm bei Staudach-Egerndach (0,1 m², TS), bei Oberthingau (0,2 m², OAL), bei Trogen (0,25 m², LI), bei Bayersoien (0,35 m², GAP) und nahe Reit im Winkl (0,35 m², TS). An fünf dieser sechs Wuchsorte war – wie auch in den Vorjahren – wiederum ein Rückgang der Bestände zu verzeichnen. Die vielfach ungünstigen Habitat-Strukturen und die geringe Größe der Populationen lassen weitere Rückgänge dieser in Deutschland stark schwindenden Art erwarten. Grundlegendes Problem an fast allen Wuchsorten ist der starke Bestandsschluss der Begleit-



Abb. 17: Von wenigen Ausnahmen abgesehen war *Sedum villosum* an den 17 untersuchten Wuchsorten deutlich im Rückgang oder ist inzwischen verschollen. Auf Grund durchwegs ungünstiger Standortbedingungen ist mit einem weiteren Rückgang und mittelfristig mit einem Aussterben in Bayern zu rechnen (WAGNER & WAGNER 2018; Foto: Wagner 2016).

vegetation, der den bereits trophisch-hydrologisch eng definierten Standort weiter einschränkt, so dass sich kaum offene, konkurrenzarme Kleinwuchsorte zur Samenkeimung und zum Aufwuchs finden. Wesentliche Maßnahme zur Bestandserhaltung und zum Wiederaufbau der Bestände sind unversehrte Standortbedingungen (keine Entwässerung, kein Nährstoffeintrag), gegebenenfalls deren Renaturierung sowie Beweidung, die zu belichteten und offenen Habitatstrukturen führt (WAGNER & WAGNER 2018). Reicht die Intensität der Beweidung nicht aus oder lässt sich kein passendes Nutzungsregime etablieren, werden spezielle Pflegemaßnahmen erforderlich, die kleinräumige Störstellen schaffen.

3.39 *Senecio incanus* subsp. *carniolicus*

(Willd.) Br.-Bl., Krainer Greiskraut
(RLBy 1; RLD 1)

Von dem vorwiegend in alpinen Lagen vorkommenden Greiskraut konnten 2018 drei Vorkommen (alle OA) erfasst werden. Der bekannte Wuchsort im Rappenseekar kann mit 17 gefundenen Individuen als auf niedrigem Niveau stabil gelten, da die Art 2011 dort mit ähnlicher Populationsgröße gefunden wurde. Die ehemaligen Vorkommen am Nebelhorn und auf der deutschen Seite des Fellhorns sowie auf dem Gottesacker-Plateau sind verschollen/ausgestorben. Als Verlustursache am Fellhorn sind eindeutig der Bau eines Schlepplifts und der Ausbau der Piste am ehemali-

gen Fundort zu benennen. Im Rahmen der Erhebungen gelangen an zwei Stellen Neufunde. So wurden am Rauheck rund 250 Individuen sowie am Kreuzeck erstmals 9 Individuen erfasst. Über die Stabilität dieser Populationen kann noch nichts gesagt werden. Zurzeit lassen sich für alle drei Vorkommen keine erheblichen Beeinträchtigungen benennen. Allerdings ist das Vorkommen im Rappenseekar so kleinflächig, dass eine potenzielle Gefährdung durch zufällige Ereignisse (Viehtritt...) nicht ausgeschlossen werden kann, eventuell sollte die Fläche temporär abgezaunt werden. Weitere Schutzmaßnahmen sind aktuell nicht erforderlich (BUCHHOLZ et al. 2018).

3.40 *Sparganium angustifolium* Michx., Schmalblättriger Igelkolben (RLBy 1; RLD 2)

Von insgesamt zwölf untersuchten Wuchsorten konnte der Schmalblättrige Igelkolben im Zeitraum 2016/2017 nur noch in einem Teich an der A 93 (WUN; Abb. 18) sowie in zwei benachbarten kleinen Bergseen am Fellhorn (OA) bestätigt werden. Während damit im Landkreis Wunsiedel ein Rückgang um 90 % seit der ersten Erfassung zu verzeichnen ist (BLACHNIK 2017b), sind die zwei seit langem bekannten Bestände am Schlappoltsee vital

Abb. 18:
 Sekundär-Wuchsort
 von *Sparganium*
angustifolium
 (schwimmend) am
 Absetzteich der
 A 93 im Fichtelge-
 birge
 (BLACHNIK 2017b;
 Foto: T. Blachnik).



sowie fertil. Sie besiedeln rund 70 m² Wasserfläche und weisen mehrere Fruchtstände auf (HORN & BENNERT 2016). Als Rückgangsursachen in den zumeist sekundären Gewässern rund um Wunsiedel wurden Verlandung, stark schwankende Wasserstände in einem Rückhaltebecken und in Steinbrüchen sowie ein Austrocknen von Stillgewässern festgestellt (BLACHNIK 2017b). Ein bislang als *Sparganium angustifolium* angesprochener Bestand bei Schönwald (WUN) erwies sich – wie einige weitere Bayernflora-Angaben aus Oberfranken – bei der genaueren Untersuchung als Fehlbestimmung, hier als *Sparganium natans* (BLACHNIK 2017b). Zudem ist bei Wunsiedel auch eine Bastardbildung zwischen *Sparganium angustifolium* und *Sparganium emersum* zu beobachten. Ein kleines, aber die Wasserfläche des kleinen Sees komplett deckendes Vorkommen am Grüner nahe der österreichischen Grenze bei Oberstdorf (OA) konnte im Jahr 2012 bestätigt werden, wurde im Rahmen der aktuellen Untersuchung aber nicht überprüft (S. Tausch unveröff.; A. Zehm unveröff.).

3.41 *Stachys arvensis* (L.) L., Acker-Ziest (RLBy 1; RLD 3)

Zwei der wenigen bayerischen Wuchsorte wurden 2017 im Landkreis Bayreuth untersucht, wobei nur einer mit noch zwei Individuen bestätigt werden konnte – der andere Bestand ist verschollen. Der Restbestand bei Heinersreuth (BT) muss als auf ein kritisches Niveau abgesunken und instabil eingestuft werden. Mögliche Gründe für den Rückgang sind der Einsatz von Herbiziden und zu frühes Umbrechen der Äcker im Spätsommer nach der Ernte. Geeignete Schutzmaßnahmen sind neben Erhaltungskulturen eine Aufnahme der Flächen in das Vertragsnaturschutzprogramm Acker (KLOTZ 2018a).

3.42 *Tephrosia integrifolia* subsp. *integrifolia* (L.) Holub, Steppen-Greiskraut (RLBy 1; RLD 2)

Das Steppen-Greiskraut hatte in Bayern vier isolierte Vorkommen (KRACH & KRACH 1991), von denen das niederbayerische erloschen ist und sich das schwäbische als eigene Unterart (*Tephrosia integrifolia* subsp. *vindellicorum*) herausstellte. Auch die unterfränkische Population der Nominat-Unterart unterscheidet sich sowohl morphologisch wie auch ökologisch

von der mittelfränkischen Population. Die Hauptvorkommen im pannonischen Raum stellen wiederum eine (oder mehrere) andere Sippe(n) dar. Somit handelt es sich bei dem kleinen Bestand auf den Gipshügeln bei Markt Nordheim (NEA) wohl um den Gesamtbestand einer endemischen Sippe, die hier starken Bestandsschwankungen unterworfen ist. In den 1990er Jahren schien sie kurz vor dem Aussterben zu stehen, hat sich seitdem aber dank der Pflegemaßnahmen wieder erholt. So konnten 2001 wieder 125 überwiegend blühende Exemplare gezählt werden; 2008 waren es 323; 2011 noch 220 und 2018 nur noch 114 überwiegend blühende Individuen. Auf dem weiteren südlich gelegenen Steppenheiderest wurde die Sippe erstmals 2008 mit 29, 2010 nur noch mit fünf und 2018 mit 11 Individuen festgestellt. 2019 konnte die Art trotz intensiver Nachsuche an keinem der beiden Vorkommen gefunden werden, was sicherlich auf die Auswirkungen des Dürrejahrs 2018 zurückzuführen ist. Ob sich die Bestände wieder regenerieren, müssen die nächsten Jahre zeigen. Da die Art wechsellückige Standorte benötigt, ist sie durch Trockenheit und sinkende Grundwasserspiegel gefährdet. Dieser ist in der Windsheimer Bucht durch die verminderten Niederschläge der letzten Jahre deutlich gesunken; so ist etwa die nahegelegene Quelle der Aisch im Winter 2019/2020 versiegt (BRACKEL & BRACKEL 2019).

3.43 *Triglochin maritima* L., Salz-Dreizack (RLBy 1; RLD V)

Der in Nordeuropa weit verbreitete obligate Halophyt ist an Binnensalzstellen sehr selten. Die hier untersuchten Wuchsorte bei Bad Neustadt und Heustreu (NES) sind wohl die letzten autochthonen Vorkommen in Bayern und im gesamten süddeutschen Raum (MEIEROTT 1996). Während der Wuchsort Heustreu wegen gerade erfolgter Mahd nicht untersucht werden konnte, konnten in den Bad Neustädter Saaleauen an drei Wuchsorten rund 530 Individuen gezählt werden. Indem Flutmulden und verlandende Gräben innerhalb der Nasswiesen erhalten werden und die Flächen mittels Vertragsnaturschutz bewirtschaftet werden (keine Düngung sowie Mahd erst nach dem 15. Juni), konnten diese Vorkommen in einem guten Zustand erhalten werden. Der Bestand im Saaletal bei Hohenroth wird dagegen durch die angrenzende, intensive Nutzung beeinträchtigt. Für den zukünftigen Schutz sollte darauf geachtet werden, Pufferstreifen zu intensiv genutzten Flächen anzulegen und eine extensive Wiesennutzung zu erhalten (ELSNER 2018).

3.44 *Woodsia alpina* (Bolton) Gray, Alpen-Wimperfarn (RLBy 1; RLD R)

Die Bestandssituation von *Woodsia alpina* wird ausführlich bei HORN et al. (2017) dargestellt. Das Vorkommen am Südfuß der Höfats (OA) auf rund 30 m² Felsfläche entsprach 2016 hinsichtlich Ausdehnung und Individuenzahl fast genau der Situation von 1993. Es war keine akute Gefährdung der Art erkennbar (HORN & BENNERT 2016). Allerdings wurde eine teilweise Freistellung mit den Weidrechtlern abgestimmt und 2019 umgesetzt, um eine drohende Beschattung zu verhindern. Zukünftig könnten sehr warme und trockene Sommer dieser arktisch-alpin verbreiteten Pflanzenart am einzigen bekannten Fundort in Deutschland zusetzen und die individuenchwache Population schnell an den Rand des Erlöschens bringen. Eine *Ex-situ*-Erhaltungskultur in Kooperation mit dem Arktisch-Alpinen Garten der Walter-Meusel-Stiftung in Chemnitz wurde daher initiiert.

3.45 *Woodsia ilvensis* (L.) R. Br., Südlicher Wimperfarn (RLBy 1; RLD 2)

Der überwiegend arktisch-alpin verbreitete Felsspaltenfarn weist in Bayern aktuell vier Vorkommen auf, von denen zwei (Truppenübungsplatz Wildflecken, ca. 12 Pflanzen, KG; Himmeldunkberg, 2 Pflanzen, NES) im Jahr 2018 bestätigt werden konnten. Während die Population auf dem Truppenübungsplatz Wildflecken von früher mehr als 28 Pflanzen (BENNERT 1999) auf weniger als die Hälfte zurückgegangen ist, scheint das Kleinstvorkommen am Himmeldunkberg derzeit stabil zu sein (ELSNER 2018). Ein weiteres Vorkommen konnte im Jahr 2012 im Höllental bei Lichtenberg (HO) wiederbestätigt werden (JESSEN et al. 2012). Dieses wurde im Rahmen der vorliegenden Studie allerdings nicht untersucht. Ein Neufund einer Einzelpflanze gelang um das Jahr 2000 im Saaletal bei Hof (HO), und wurde 2015 bestätigt (JESSEN et al. 2017). Im Rahmen einer gründlichen Nachsuche durch K. Horn im Jahr 2017 konnte die Pflanze allerdings nicht beobachtet werden. Gefährdungsfaktoren sind zunehmende Sukzession durch Gräser und krautige Pflanzen sowie Beschattung durch aufwachsende Gehölze. Mittelfristig ist daher eine Zurücknahme der Gehölze zu erwägen (ELSNER 2018). Ferner sollte über populationsstützende Maßnahmen nachgedacht werden, wie diese bereits in Thüringen getestet werden (JESSEN et al. 2017).



Abb. 19: *Woodsia pulchella* konnte nur noch an einem Felsen im Nationalpark Berchtesgaden nachgewiesen werden, dort finden sich teilweise aber noch kräftige, fertile Individuen (HORN & BENNERT 2016; Fotos: K. Horn).

3.46 *Woodsia pulchella* Bertol., Zierlicher Wimperfarn (RLBy 2; RLD 1)

Die Bestandssituation von *Woodsia pulchella* wird ausführlich in HORN et al. (2017) dargestellt. Bei der Untersuchung konnten trotz guter Ortskenntnis und gründlicher Nachsuche vier der fünf Vorkommen nicht mehr bestätigt werden (HORN & BENNERT 2016). Bei dem einzigen aktuell bestätigten Vorkommen (24 Individuen; BGL; Abb. 19) ist die Bestandsgröße auf rund 1/3 zurückgegangen, ohne dass hierfür – wie auch an den übrigen Fundorten – Beeinträchtigungen des Wuchsortes erkennbar gewesen wären. Möglicherweise reagiert die ark-

tisch-alpin verbreitete Art besonders empfindlich auf die immer trockener und wärmer werdende Sommerwitterung?

3.47 *Xanthium strumarium* L., Gemeine Spitzklette (RLBy 1; RLD 2)

Nach der Wiederentdeckung der Art für Ostbayern 2003 (KLOTZ 2007) konnten bei der Untersuchung 2016 zwei Fundpunkte bestätigt werden. Der Regensburger Fundpunkt (Stadt R) konnte mit sieben Individuen als stagnierend eingestuft werden, die Population auf einem Kartoffelacker bei Barbing (R) hingegen hat mit über 1000 Individuen (2016) deutlich zugenommen. Als Ackerwildkraut unterliegt die Art dem Risiko von Herbizid-Anwendungen und in diesem Falle einer sich ausweitenden Bebauung. Zum Schutz sind Hackfruchtkulturen mit möglichst später Ernte sowie extensive Landwirtschaft sinnvoll (KLOTZ 2016). Eine ausführliche Darstellung, die auch eine mögliche neophytische Ausbreitung der Art diskutiert, findet sich bei KLOTZ (2017).

4 Ergänzende Übersicht nicht bestätigter Vorkommen

In der Untersuchung konnten zahlreiche Vorkommen trotz intensiver Datenrecherche und gründlicher Nachsuche nicht wieder bestätigt werden. Die nicht erfolgreichen Prüfungen ehemaliger Nachweise werden aus Platzgründen nicht ausführlich textlich dargestellt, sondern nur zusammenfassend in der folgenden Tabelle zu Dokumentationszwecken aufgelistet (Tab. 3), da sie in die zusammenfassende Bearbeitung in Kapitel 2 einbezogen wurden.

Gleichzeitig soll mit der Auflistung eine erneute Nachsuche der aktuell verschollenen Vorkommen angeregt werden, weshalb auch eine möglichst genaue Fundortangabe (inklusive Koordinate) gegeben wird. Teilweise besteht allerdings auch die Möglichkeit, dass durch bislang nur ungenaue Wuchsortangaben die Lage nicht genau bestimmt werden konnte, so dass gegebenenfalls auch im Umfeld mit Funden gerechnet werden kann. Gelingen Wiederfunde oder neue Nachweise, wird gebeten diese mit Anzahl, genauer Koordinate, Finder und Datum an die Artenschutzkartierung des Landesamtes für Umwelt (LfU 2019) zu melden.

5 Danksagung

Wir danken allen Personen, die die Kartierung fachlich wie organisatorisch unterstützt haben. Bernd Raab und Benjamin Schwarz trugen wertvolle Informationen zu Wuchsorten bei. Die Botaniker an den Höheren Naturschutzbehörden halfen bei der Auswahl des auszuschreibenden Artensets und erteilten die nötigen Ausnahmegenehmigungen für die Freilandarbeit. Kolleginnen und Kollegen an den Unteren Naturschutzbehörden und bei den Naturschutzverbänden (besonders Michaela Berghofer, Wolfgang Kraus, Isolde Miller, Michael Sauer, Ursula Sauter-Heiler, Hans Seitz, Thomas Stumpf, Bruno Täufer) danken wir für die Unterstützung und wünschen viel Erfolg beim Schutz der bestätigten Vorkommen. Andreas Fleischmann (Botanische Staatsammlung München) danken wir für die Nachbestimmung kritischer Sippen und eine gründliche Durchsicht des Manuskriptes. Zwei anonymen Reviewern danken wir für einige wertvolle Anmerkungen zu den untersuchten Arten. Den damaligen LfU-Praktikantinnen Fabienne Finkenzeller und Louisa Pflum danken wir für die Hilfen bei den Auswertungen der Kartierungen.

Tab. 3: Zusammenstellung der im Rahmen der Ausschreibung nicht wieder bestätigten Vorkommen der untersuchten „vom Aussterben bedrohten“ Arten mit Quelle, Ortsangabe und Gauß-Krüger-Koordinate (GKK). Die ehemaligen Vorkommen von *Deschampsia rhenana* und *Myosotis rehsteineri* wurden wegen des verstreuten Auftretens nicht dokumentiert. „Fehlbestimmung“ bezieht sich auf eine fehlerhafte Ortsangabe. Konnten die Wuchsorte nicht (genau) lokalisiert werden, ist in der Tabelle „(...)“ angegeben.

Pflanzenart (mit Angabe der Datengrundlage)	Wuchsort (Landkreis-Kürzel/Gemeinde)	Koordinaten (GKK)
<i>Alchemilla obtusa</i> (DIEWALD 2017) ¹	REG/Lindberg	4590500/5439500
<i>Campanula cervicaria</i> (ELSNER 2018; B. Schwarz schriftl. 2018)	KG/Thundorf i. UFr. SW/Schonungen KG/Bad Kissingen KT/Maßbach KT/Mainberghaus NES/Höchheim HAS/Rauhenebrach HAS/Riedbach NES/Saal NES/Wülfershausen (Saale) WM/Raisting WM/Huglfing	4378890/5564837 4383957/5553607 4378812/5565444 4379355/5501524 4370254/5508982 4394354/5580239 4396751/5533383 4386649/5551713 4385307/5578368 4379489/5575724 4431576/5305628 (2019 bestätigt)
<i>Corrigiola litoralis</i> (KLOTZ 2018a; KLOTZ & GORNY 2017)	WUN/Selb	4508893/5554766
<i>Cyperus longus</i> (RADKOWITSCH 2018c)	LIN/Nonnenhorn	4320673/5273004
<i>Dioscorea communis</i> (RADKOWITSCH 2018b)	LIN/Rickenbacher Tobel LIN/Zech, Zechwald LIN/Unterhochsteg, Leiblachufer	4329081/5271372 4329604/5269219 4329654/5268828
<i>Elatine alsinastrum</i> (LAUSSER 2017)	TIR/Kastl	4491645/5520095
<i>Erigeron atticus</i> (BUCHHOLZ et al. 2018)	OA/Hindelang OA/Oberstdorf	4378625/5255994 4370676/5243998
<i>Euphrasia micrantha</i> (BLACHNIK 2017a; KLOTZ 2018a)	Stadt Bamberg Stadt Bamberg NM/Neumarkt i. d. OPf. NM/Sengenthal NM/Mantel (DÜW/Pressath; Fehlbestimmung) (NEW/ Kirchendemenreuth; Fehlbest.)	4422521/5532278 4226480/5532415 4461748/5457558 4461900/5456700 4502998/5503183 4501650/5517620 (4504884/5513807)
<i>Gentianella campestris</i> subsp. <i>baltica</i> (KLOTZ 2016, 2018a)	SAD/Winklarn WUN/Wunsiedel TIR/Kemnath	4535550/5476110 4497000/5543360 4489074/5526769
<i>Gnaphalium luteoalbum</i> (KLOTZ 2016, 2018a)	SAD/Bodenwöhr WUN/Schirnding BT/Bayreuth ERH/Höchstädt a. d. Aisch ERH/Höchstädt a. d. Aisch DGF/Moosthenning	4521476/5462548 4517663/5545924 4469406/5535154 4411521/5503335 4411659/5503085 4540523/5392935

¹ Jüngere mögliche Nachweise aus dem Nationalpark Bayerischer Wald sind noch nicht verifiziert.

Tab. 3: Fortsetzung

Pflanzenart (mit Angabe der Datengrundlage)	Wuchsort (Landkreis-Kürzel/Gemeinde)	Koordinaten (GKK)
<i>Hierochloa odorata</i> (WAGNER & WAGNER 2018)	GAP/Murnau	4437023/5279224
<i>Helleborus viridis</i> subsp. <i>occidentalis</i> (KLOTZ 2016)	STR/Steinach (evtl. Fehlbestimmung oder synanthrop?)	4542790/5423260
<i>Hypochaeris glabra</i> (FEULNER 2018)	BT/Volsbach BT/Pullendorf BA/Kemmern ER/Büchenbach ER/Erlangen HAS/Fatschenbrunn	4458653/5525950 4461920/5520247 4420658/5535977 4427040/5496000 4426297/5495558 4400318/5533227
<i>Illecebrum verticillatum</i> (KLOTZ 2016)	NEW/gemeindefrei	4492050/5501700
<i>Juncus sphaerocarpus</i> (KLOTZ 2016)	R/Wörth a. d. Donau	4530525/5428165
<i>Juncus stygius</i> (WAGNER & WAGNER 2018)	GAP/Schöffau GAP/Eschenlohe	4433920/5285900 4437835/5277775
<i>Juncus tenageia</i> (KLOTZ 2018a)	ERH/Höchstadt a. d. Aisch ERH/Höchstadt a. d. Aisch ERH/Höchstadt a. d. Aisch ERH/Höchstadt a. d. Aisch ERH/Höchstadt a. d. Aisch ERH/Höchstadt a. d. Aisch NEA/Ühlfeld ERH/Heßdorf ERH/Heßdorf	4414798/5505019 4411280/5503544 4411140/5503360 4411521/5503335 4411659/5503085 4411364/5503393 4411847/5502287 4421900/5502380 4421380/5501610
<i>Lappula squarrosa</i> (KLOTZ 2018a)	BT/Stadt Bayreuth NM/Neumarkt i. d. OPf.	4469783/5534470 4463160/5462000
<i>Legousia hybrida</i> (ELSNER 2018, KLOTZ 2018a)	BA/Altendorf FO/Gräfenberg R/Wenzenbach NES/Oberelsbach NES/Urspringen NES/Urspringen	(4427000/5517900) 4444098/5500436 wohl Fehlangabe 4368003/5591331 4368809/5592725 4366716/5593603
<i>Linaria arvensis</i> (KLOTZ 2016)	SAD/Nabburg	4513130/5480160
<i>Lotus tenuis</i> (ELSNER 2018)	NEA/Markt Sugenheim NES/Markt Trappstadt	4382214/5494596 4399980/5574215
<i>Marrubium vulgare</i> (KLOTZ 2018a)	NEW/Kohlberg	4501488/5494675
<i>Orobancha coerulescens</i> (KLOTZ 2018a)	PAF/Hohenwart	wohl Fehlangabe
<i>Polycnemum arvense</i> (KLOTZ 2016)	CHA/Walderbach R/Stadt Regensburg	4530350/5449775 4510800/5434150

Tab. 3: Fortsetzung

Pflanzenart (mit Angabe der Datengrundlage)	Wuchsort (Landkreis-Kürzel/Gemeinde)	Koordinaten (GKK)
<i>Polystichum braunii</i> (HORN & BENNERT 2016)	OA/Bad Hindelang	3606885/5270860
<i>Potentilla inclinata</i> (KLOTZ 2018a)	AIC/Pöttmes	4430780/5385060
<i>Rubus acanthodes</i> (SCHÖN 2016)	LIF/Lichtenfels	4429961/5563859
<i>Rubus oreades</i> (SCHÖN 2016)	CHA/Waldmünchen	4552995/5472342
<i>Rubus raduloides</i> (SCHÖN 2016)	MES/Fürstlich Löwensteinscher Park R/Pentling KEH/Saal a. d. Donau DAH/Markt Indersdorf	4319666/5536519 4505302/5424863 4496552/5414804 4455854/5357342
<i>Scandix pecten-veneris</i> (KLOTZ 2018a)	R/Kallmünz R/Deuerling, Nittendorf	4492310/5444990 4494235/5432633
<i>Schoenoplectus triqueter</i> (KLOTZ 2016)	DEG/Deggendorf	4578970/5398860
<i>Sclerochloa dura</i> (RAAB schriftl.)	KIZ/Willanzheim NEA/Ipsheim	4374721/5501409 4390454/5487869
<i>Sedum villosum</i> (WAGNER & WAGNER 2018)	NES/Oberelsbach NES/Ginolf TIR/Fuchsmühl OAL/Weißensee OAL/Rieden a. Forggensee WM/Wildsteig GAP/Unterammergau TS/Marquartstein SR/Wiesenfelden	4356523/5589336 3573083/5591154 4509581/5532671 4393506/5273526 4401560/5276698 4421778/5281219 4424472/5276380 4533967/5290314 4541139/5428570
<i>Sparganium angustifolium</i> (BLACHNIK 2017b)	WUN/Weißenstadt WUN/Kirchenlamnitz WUN/Wunsiedel WUN/Tröstau WUN/Thiersheim KU/Himmelkron AT/Marktschorgast FO/Wiesental (Fehlbestimmung?) WUN/Schönwald (Fehlbestimmung!)	4492020/5554805 4495853/5558558 4497135/5547079 4493442/5545722 4507331/5548770 4473156/5548094 4476731/5549719 4444122/5519100 4504967/5564055
<i>Stachys arvensis</i> (KLOTZ 2018a)	BT/Bayreuth	4468449/5529270
<i>Woodsia ilvensis</i> (DIEWALD 2017)	SAD/Hirschling	4511842/5452650
<i>Woodsia pulchella</i> (HORN & BENNERT 2016)	BGL/Grünsee OA/Oberstdorf OA/Hintersteiner Tal 1 OA/Hintersteiner Tal 2	4571701/5263075 3593148/5251512 3605678/5251698 3605703/5251526

6 Literatur

(letzter Zugriff auf alle Internetressourcen am 15.04.2020)

- ADLER, B., ADLER, J. & KUNZMANN, G. 2017: Flora von Nordschwaben. – Selbstverlag der Arbeitsgemeinschaft Flora Nordschwaben e.V.: 816 S.
- ASK = ARTENSCHUTZKARTIERUNG, 2020: Arten-Datensammlung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt; www.lfu.bayern.de/natur/artenschutzkartierung/.
- BENNERT, H.W. 1999: Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands – Biologie, Verbreitung, Schutz. – Landwirtschaftsverlag: 381 S., Münster-Hiltrup.
- BERGMANN, A., WURM, A. & SCHLUMPRECHT, H. 2019: Managementplan für das FFH-Gebiet 5738-371 „Nordostbayerische Bachtäler um Rehau“. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierung von Oberfranken: 99 S., Bayreuth.
- BIB = BOTANISCHER INFORMATIONSKNOTEN BAYERN, 2020: www.bayernflora.de.
- BLACHNIK, T. 2017a: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten Bayerns zur Klärung der Bestandssituation – *Euphrasia micrantha* Rchb. in Oberfranken und nördlicher Oberpfalz. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 27 S., Augsburg.
- BLACHNIK, T. 2017b: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten Bayerns zur Klärung der Bestandssituation – *Sparganium angustifolium* Michx. – Fichtelgebirge und Nordostoberfranken. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 26 S., Augsburg.
- BRACKEL, W. v. 2008: Zum Wandel der Flora und Vegetation der mittelfränkischen Gipshügel. – Natur und Mensch **2007**: 15–58.
- BRACKEL, W. v. 2010: Bodensee-Vergissmeinnicht *Myosotis rehsteineri* Wartm. – Merkblatt Artenschutz 4, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 4 S., Augsburg.
- BRACKEL, W. v. 2017: FFH-Monitoring im Berichtszeitraum 2013–2017 in der Kontinentalen Biogeographischen Region für Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*) und den LRT 3130 Oligo- bis mesotrophe, stehende Gewässer mit Vegetation des Littorelletea uniflorae und/oder der Isoëto-Nanojuncetea. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 88 S., Augsburg.
- BRACKEL, W. v. & BRACKEL, J. v. 2019: Optimierung und Aktualisierung des Pflegemanagements der Gipssteppen Mittelfrankens. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 137 S., Augsburg.
- BUCHHOLZ, A. & WELK, E. 2005: *Minuartia stricta* (Swartz) Hiern (Caryophyllaceae): Wiederentdeckung eines in Zentraleuropa verschollen geglaubten Glazialrelikts. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **75**: 95–108.
- BUCHHOLZ, A. & KOHLER, U. 2018: Erfassung der Bestandssituation von *Minuartia stricta* am Wuchsort in Vorderhindelang. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 31 S., Augsburg.
- BUCHHOLZ, A., KOHLER, U. & WECKER, M. 2018: Erfassung der Bestandssituation einiger sehr seltener Pflanzenarten in den Allgäuer Alpen, Ammergebirge und Wetterstein. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 102 S., Augsburg.
- CSENCICS, D. & MÜLLER, N. 2015: Die Bedeutung der genetischen Vielfalt bei Wiederansiedlungsprojekten – Untersuchungen am Zwerg-Rohrkolben (*Typha minima*) im Naturpark Tiroler Lech. – ANLiegen Natur **37**(2): 67–75.
- DICKORÉ, W.B. & DICKORÉ, J. 2019: Neufunde und Bestätigungen von Gefäßpflanzen, überwiegend aus dem südbayerischen Moränengürtel. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **89**: 265–285.
- DIEWALD, W. 2017: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten Bayerns zur Klärung der Bestandssituation und Vorbereitung von Artenhilfsprojekten. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 5 S. Augsburg.

- DÖRR, E. 1974: Flora des Allgäus, 8. Teil: Cruciferae–Rosaceae. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **45**: 83–136.
- DÖRR, E. 1979: Flora des Allgäus, 13. Teil: Campanulaceae–Compositae (Teil 1). – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **50**: 189–253.
- DÖRR, E. 1982: Flora des Allgäus, 16. Teil: Unbestätigte Allgäuer Blütenpflanzen und Farne. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **53**: 125–149.
- DÖRR, E. & LIPPERT, W. 2001: Die Flora des Allgäus und seiner Umgebung. – Band 1 und 2, IHW-Verlag: 680 + 1058 S., Eching.
- DUNKEL, F.G. 2006: Neues oder Bemerkenswertes zur Flora Bayerns – *Achillea roseoalba*, *Orobancha amethystea* und andere Funde. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **76**: 151–168.
- ELSNER, O. 2018: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten in Nordwestbayern zur Klärung der Bestandssituation. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 83 S., Augsburg.
- FELBER, F., GUERRA, V., BÉTRISEY, S. & KOZLOWSKI, G. 2020: Botanischer Schatz: Wie man bedrohte Pflanzen vor dem Aussterben rettet. – Haupt Verlag: 112 S., Bern.
- FEULNER, M. 2018: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten Bayerns – *Hypochaeris glabra* 2017/2018. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 28 S., Augsburg.
- FINK, P., KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. 1998: Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **56**: 424 S.
- GABEL, A.-R. & REISCH, C. 2019: Ex situ-Erhaltung und Populationsstützung der gefährdeten Pflanzenart *Campanula cervicaria* in Bayern. – Unveröffentlichter Zwischenbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 8 S., Augsburg.
- GAUCKLER, K. 1957: Die Gipshügel in Franken, ihr Pflanzenkleid und ihre Tierwelt. – Abhandlungen der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg **29**/1: 3–92.
- HARZER, R. & KOLLMANN, J. 2018: Die letzte Population des Alpen-Knorpellattichs in Deutschland: Gefährdungsanalyse und Förderung der Art. – ANLiegen Natur **40**(1): 13–16.
- HELLER, S. 1920: *Carex supina* auf dem Gipshügel bei Kilsheim. – Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **3**: 519.
- HORN, K. 2018: Umsetzung von Artenhilfsmaßnahmen für stark bedrohte Farnpflanzen im bayerischen Alpenraum in den Jahren 2017 und 2018. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 20 S., Augsburg.
- HORN, K. & BENNERT, H.W. 2016: Kartierung seltener und bedrohter Farne in den bayerischen Alpen sowie von *Sparganium angustifolium* am Fellhorn (Allgäu). – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 118 S., Augsburg.
- HORN, K., BENNERT, H.W. & ZEHM, A. 2017: Die Bestandssituation seltener und bedrohter Farne im bayerischen Alpenraum und Maßnahmen zu ihrem Schutz. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **87**: 71–82.
- HORN, K., STROBEL, C. & BENNERT, H.W. 2001: Die Bestandssituation gefährdeter Farnpflanzen (Pteridophyta) in Bayern — ein erster Bericht über Planung und Durchführung von Schutz- und Pflegemaßnahmen. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **156**: 139–174.
- JANSEN, F., BONN, A., BOWLER, D.E., BRUELHEIDE, H. & EICHENBERG, D. 2019: Moderately common plants show highest relative losses. – Conservation Letters, DOI: 10.1111/conl.12674; 8 pp.
- JESSEN, S., LEHMANN, L. & BLACHNIK, T. 2012: Wiederfund von *Woodsia ilvensis* in Oberfranken. – Hoppea **73**: 135–138.
- JESSEN, S., LEHMANN, L. & WESTHUS, W. 2017: Erhaltung und Regenerierung des letzten thüringischen Vorkommens des Rostroten Wimperfarns *Woodsia ilvensis*. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen **54**(3): 107–113.
- KEMPEL, A., BORNAND, C.N., GYGAX, A., JUILLERAT, P., JUTZI, M., SAGER, L., BÄUMLER, B., EGGENBERG, S. & FISCHER, M. 2020: Nationwide revisitation reveals thousands of local extinctions across the ranges of 713 threatened and rare plant species. – Conservation Letters, DOI: 10.1111/conl.12749.

- KLOTZ, J. 2007: Die *Xanthium*-Arten bei Regensburg, mit einem Wiederfund von *Xanthium spinosum* für Ostbayern. – *Hoppea* **68**: 191–196.
- KLOTZ, J. 2016: Bestandskontrolle von Rote Liste 1-Arten in Ostbayern. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 70 S., Augsburg.
- KLOTZ, J. 2017: Ein Massenbestand von *Xanthium strumarium* im Landkreis Regensburg. – *Hoppea* **78**: 123–126.
- KLOTZ, J. 2018a: Bestandskontrolle von ausgewählten Rote Liste 1-Gefäßpflanzenarten im mittleren und nördlichen Bayern. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 91 S., Augsburg.
- KLOTZ, J. 2018b: Letzter Wuchsort von *Chenopodium murale* in Regensburg. – *Hoppea* **79**: 167–169.
- KLOTZ, J. & GORNY, M. 2017: *Corrigiola litoralis* in Oberfranken verschollen. – *Hoppea* **78**: 172–175.
- KOHLER, U., BUCHHOLZ, A. & WECKER, M. 2018: Hot Spot Projekt 2018 – Erhaltungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen des Alpen-Knorpellattichs (*Chondrilla chondrilloides*). – Unveröffentlichter Zwischenbericht im Auftrag des Landratsamts Garmisch-Partenkirchen: 20 S.
- KRACH, B. & KRACH, J.E. 1991: Muss das Mittelfränkische Steppengreiskraut aussterben? – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **62**: 181–182.
- LANG, M., HIMMLER, D., ALBRECHT, H. & KOLLMANN, J. 2019: Ackerwildkräuter für Bayerns Kulturlandschaft – Produktionsintegrierte Förderung seltener und gefährdeter Ackerwildkrautarten. – Unveröffentlichter Zwischenbericht der Bayerischen KulturLandStiftung: 234 S., München.
- LAUSSER, A. 2017: Nachsuche des Quirl-Tännel (*Elatine alsinastrum*), des Liegenden Büchsenkrautes (*Lindernia procumbens*) und des Braungrünen Streifenfarns (*Asplenium adulterinum*). – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 22 S., Augsburg.
- LFU = BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT; Hrsg.; 2017: Artenschutzkartierung Bayern (ortsbezogene Nachweise). – Datenbankauszug, unveröffentlicht, Stand: 06.03.2017.
- LfU = BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT; 2019: Datenmeldung an die Artenschutzkartierung Bayerns; www.lfu.bayern.de/natur/artenschutzkartierung/datenmeldung/.
- LIPPERT, W. & MEIEROTT, L. 2018: Kommentierte Artenliste der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Vorarbeiten zu einer neuen Flora von Bayern. – Selbstverlag der Bayerischen Botanischen Gesellschaft: 1–215; www.bbgev.de/download/Lippert_Meierott_Bayernliste-2018.pdf.
- LIPPERT, W., SPRINGER, S. & WUNDER, H. 1997: Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Berchtesgaden. – *Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht* **37**: 128 S.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H. & BINOT-HAFKE, M. 2009: Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. – In: HAUPT, H. et al. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70**(1): 23–71.
- MARABINI, J. & NEZADAL, W. 2012: *Aldrovanda vesiculosa* L. – In: FÜRNROHR, F.: Bemerkenswerte Pflanzenfunde im Regnitzgebiet seit 2002. – *Regnitz Flora* **5**: 52–53.
- MEIEROTT, L. 1996: Untersuchungen zu Flora und Vegetation der Saalewiesen bei Bad Neustadt (Unterfranken/Lkr. Rhön-Grabfeld). – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Regierung von Unterfranken.
- MEIEROTT, L. 2008: Flora der Haßberge und des Grabfelds. Neue Flora von Schweinfurt. – zwei Bände, IHW: 1448 S., Eching.
- MEIEROTT, L. 2011: Zur Frage des Indigenats von *Poa badensis* Haenke ex Willd. am Staffelberg in Oberfranken. – *Regnitz Flora* **4**: 3–9.
- MEIEROTT, L. & LIPPERT, W. 2011: Flora von Bayern – bestimmungs- und kartierungskritische Sippen. – <https://species-id.net/o/media/d/d9/KritischeSippen.pdf>.
- METZING, D., GARVE, E., MATZKE-HAJEK, G., ADLER, J., BLEEKER, W., BREUNIG, T., CASPARI, S., DUNKEL, F.G., FRITSCH, R., GOTTSCHLICH, G., GREGOR, T., HAND, R., HAUCK, M., KORSCH, H., MEIEROTT, L., MEYER, N., RENKER, C., ROMAHN, K., SCHULZ, D., TÄUBER, T., UHLEMANN, I., WELK, E., WEYER, K. VAN DE, WÖRZ, A., ZAHLHEIMER, W., ZEHM, A. & ZIMMERMANN, F. 2018: Rote Liste und Ge-

- samtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. Stand 28.02.2018. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**(7): 13–358.
- MEYER, N. 1991: Wuchsortkartierung stark gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Nordbayerns 1990/91. – Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU).
- MEYER, S., WESCHE, K., KRAUSE, B. & LEUSCHNER, C. 2013: Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. – Diversity and Distributions **19**: 1175–1187.
- MÜLLER, N., WÖLLNER, R., WAGNER, T.C., REICH, M., BEHRENDT, S., BURKEL, L., NEUKIRCHEN, M. & KOLLMANN, J. 2019: Hoffnung für die Populationsentwicklung von Wildflussarten der Alpen? Rückgang und aktuelle Bestandssituation von Zwergrohrkolben (*Typha minima* Hoppe), Deutscher Tamariske (*Myricaria germanica* Desv.) und Uferreitgras (*Calamagrostis pseudophragmites* Koeler) in Bayern. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **89**: 5–22.
- NEZADAL, W. 1984: Erlanger Beiträge zur Flora Frankens – 5. Folge: Wiederfund von *Illecebrum verticillatum* zusammen mit *Radiola linoides*, *Juncus capitatus* und *Hypericum majus* bei Grafenwöhr/Oberpfalz. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **55**: 67–71.
- OFFENBERGER, M. 2018: Erfolge beim Schutz der Segetalflora – Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes am Beispiel des Landkreises Rhön-Grabfeld (Bayern). – Naturschutz und Landschaftsplanung **50**(10): 386–393.
- PEINTINGER, M., GRABHER, M., ASCHAUER, M., LOACKER, I. & STRANG, I. 2019: Schutz der vom Aussterben bedrohten Strand-Schmiele (*Deschampsia rhenana*) am Bodensee: Gefährdungsanalyse, Erhaltungskulturen, Bestandstützung und Wiederansiedlung. – Unveröffentlichter Bericht der Arbeitsgruppe Bodenseeufer: 79 S.
- RADKOWITSCH, A. 2018a: Nachsuche von Dicker Trespe (*Bromus grossus*) im Landkreis Bad Kissingen. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 13 S., Augsburg.
- RADKOWITSCH, A. 2018b: Nachsuche von Gewöhnlicher Schmerwurz (*Dioscorea communis*) im Landkreis Lindau. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 11 S., Augsburg.
- RADKOWITSCH, A. 2018c: Nachsuche von Langem Zypergras (*Cyperus longus*) im Landkreis Lindau und der Stadt Memmingen. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 11 S., Augsburg.
- REICH, M., BARGIEL, D. & RÜHMKORF, H. 2008: Die Obere Isar zwischen Fkm 253 und Fkm 232: Veränderungen der Vegetationsverhältnisse zwischen 1858 und 2006, Auswirkungen der Hochwasser 1999 und 2005 und Situation und Perspektive ausgewählter Zielarten. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim: 136 S., Hannover.
- RESSEGUIER, P. 2008: Der Zierliche Augentrost (*Euphrasia micrantha* RCHB.) im bayerischen Spessart. – Nachrichten des naturwissenschaftlichen Museum Aschaffenburg **109**: 63–64.
- SCHAIPP, B. & ZEHM, A. 2009: Abschlussbericht des LfU zur Oberen Isar zum Gutachten von Prof. Dr. Reich und eigenen Untersuchungen zum Geschiebemanagement. – Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: 69 S.
- SCHUEYERER, M. & AHLMER, W. 2003: Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **165**: 1–372.
- SCHÖN, M. 2016: Erfassung vom Aussterben bedrohter Brombeerarten (*Rubus*) in Bayern. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 62 S., Augsburg.
- SCHÖN, M. 2017: Zur Bestandssituation ausgewählter und vom Aussterben bedrohter Brombeerarten (*Rubus* L.) in Bayern. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft **87**: 191–197.
- SCHÖNFELDER, P. 1987: Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **72**: 1–77.
- SCHOTT, H. 2019: Wiederfund von *Illecebrum verticillatum* in der Oberpfalz. – Hoppea **80**: 101–110.

- SCHWERBROCK, R. & LEUSCHNER, C. 2017: Vulnerability analysis of the rare and endangered woodland fern *Polystichum braunii* in Germany: three possible causes of population decline. – *Plant Ecology & Diversity* **10**(4): 1–14.
- SCHWIMMER, J. 1937: Die Wasserhade (*Aldrovandia vesiculosa* Monti). – *Alemannia, Zeitschrift für Geschichte, Heimat- und Volkskunde Vorarlbergs* **1937**(1/2): 211–214.
- STREITZ, H. 2015: Fundmeldung unter: www.botanik-sw.de/BAS/module/sendform/bas_details.php?id=131591.
- SUBAL, W. 1992: Die Flora der Gipshügel bei Kilsheim einst und jetzt. – *Jahresmitteilungen der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg*: 107–120.
- VOLLMANN, F. 1914: Flora von Bayern. – Eugen Ulmer: 840 S., Stuttgart.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. 2001: *Salix caesia* Vill. – Erstnachweis für Deutschland. – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **71**: 13–16.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. 2018: Erfassung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten Bayerns zur Klärung der Bestandssituation und ggf. Vorbereitung von Artenhilfsprojekten: *Aethionema saxatile* – *Hierochloa odorata* – *Juncus stygius* – *Salix caesia* – *Sedum villosum*. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 79 S., Augsburg.
- WIMMELBÜCKER, A. 2018: Erfassung von *Ophrys sphegodes* Mill. subsp. *sphagodes* in Unterfranken zur Klärung der Bestandssituation. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 74 S., Augsburg.
- WÖLLNER, R., KOLLMANN, J., ZEHEM, A. & WAGNER, T. 2019: Gute Aussichten für den Alpen-Knorpel-lattich in Deutschland? Erste Ergebnisse von Monitoring und Wiederansiedlung lassen hoffen. – *ANLiegen Natur* **42**(1): 4 S.
- ZAHLHEIMER, W. 2009: 12. Artenschutz- und -stützmaßnahmen in Niederbayern: Florenvielfalt am finanziellen Tropf. – *Naturschutz- und Botanik-Tagung/Naturschutz in Niederbayern* **6**: 92–113.
- ZEHEM, A., BRACKEL, W. v. & MITLACHER, K. 2008: Hochgradig bedrohte Strandrasenarten – Artenhilfsprogramm am bayerischen Bodenseeuferr unter besonderer Berücksichtigung der Diasporenbank. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **40**(3): 73–80.
- ZEHEM, A., NIEDERBICHLER, C., WAGNER, I., WAGNER, A., SCHNEIDER, C., BISSINGER, M. & HANSBAUER, M. 2010: Leitfaden für eine punktgenaue Arterfassung mit Rasterauswertung. – Unveröffentlichtes Methodenskript des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU): 8 S., Augsburg.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Flora](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [90](#)

Autor(en)/Author(s): Zehm Andreas, Klotz Jürgen, Horn Karsten, Wecker Michael, Brackel Wolfgang von, Blachnik-Göller Thomas, Brackel Julia von, Buchholz Alfred, Diewald Wolfgang, Elsner Otto, Feulner Martin, Kohler Ulrich, Lausser Andreas, Radkowitsch Annemarie, Ruff Marcel, Schön Michael, Wagner Alfred, Wagner Ingrid, Wimmelbücker Armin

Artikel/Article: [Rückgang seltenster Pflanzenarten ist ungebrems – Freilanduntersuchungen zur Bestandsentwicklung vom Aussterben bedrohter](#)

Gefäßpflanzenarten Bayerns 5-42