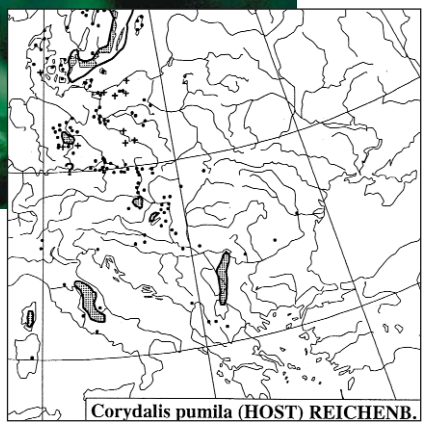
Pulsatilla

Zeitschrift für Botanik und Naturschutz



Heft 4/2001

NABU

Pulsatilla

Bundesfachausschuss Botanik
Zeitschrift für Botanik und Naturschutz

Heft 4/2001

NABU

Impressum
© 2002 NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V.
Herausgeber:
NABU Bundesfachausschuss Botanik
Schriftleiter:
Dr. Christian Berg
Thomas-Mann-Straße 6a
D-18055 Rostock
E-Mail: cberg@t-online.de
Redaktion:
Dr. Andreas Bettinger, Saarbrücken
Prof. Dr. Hans- velmann, Münster
Dr. Susanna Kosmale, Zwickau
Dr. Uwe Wegener, Wernigerode
Dr. Werner Westhus, Jena
Verlag:
NABU
53223 Bonn
Telefon: 02 28/40 36-0
Telefax: 02 28/40 36-200
E-Mail: NABU@NABU.de
Internet: www.NABU.de
Informationen zu früheren Heften unter:
http://home.t-online.de/home/cberg/pulsatil.htm oder über www.NABU.de
Erscheinungsweise und Preis:
erscheint einmal jährlich,
Preis je Heft 12,- DM zuzüglich 3,- DM Versandkosten
Titelbild:
Der Zwerg-Kerchensporn (*Corydalis pumila*), eine Pflanze mit kleinem mitteleuropäischem Areal (zum Beitrag von Erik Welk in diesem Heft), Foto: Wofgang Wiehle, Waren/M., Arealkarte nach Jäger & Hoffmann
Satz und Bildbearbeitung:
Satz- und Druckprojekte TEXTART Verlag,
Erik Pieck, Postfach 42 03 11, 42403 Solingen;
Wolfsfeld 12, 42659 Solingen, Telefon 02 12/4 33 43
E-Mail: Erik.Pieck@t-online.de
Druck:
Printwerkstatt Rambow, Bonn, gedruckt auf RecyMago (aus 100 % Altpapier)
Pulsatilla erscheint einmal jährlich

ISSN 1431-9535

Inhalt

Andreas Bettinger, Christian Berg	Tagung „Internationale und nationale Verantwortlichkeit für Artenvielfalt in Deutschland“ in Saarbrücken 5
Erik Welk	Verantwortung Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Gefäßpflanzen aus pflanzengeographischer Sicht 7
Martin Schnittler, Karl-Friedrich Günther	Vorrangig schutzbedürftige Pflanzenarten in Mitteleuropa – eine Auswertung nationaler Roter Listen und Arealkarten 28
Gerd Müller-Motzfeld	Reliktendemismus oder Biodiversitäts-Artefakte – schützen wir das „Richtige“? 47
Henning Haeupler	Biodiversität in Zeit und Raum – Dynamik oder Konstanz? 59
Steffen Caspari	Moose in Deutschland – zwischen Schutzwürdigkeit, Kenntnissstand und Schutzvollzug 62
Michael L. Zettler, Uwe Jueg	Verantwortung für wenig populäre Tiergruppen? Beispiel Egel, Höhere Krebse und Mollusken 76
Johannes A. Schmitt	Statistische Arten/Areal-Kurven und ihre Nutzung in überregionalen Diversitätsfragestellungen bei Pilzen 81

Auslieferung: Oktober 2001

Redaktionelle Hinweise

Manuskripte für Tagungsberichte, wissenschaftliche Beiträge, Tätigkeitsberichte, Kurzmeldungen usw. sind bitte an die Redaktion zu richten. Für die Abgabe der Manuskripte gelten folgende Hinweise: Zeilenabstand 1 1/2-zeilig, Rand von mindestens 3 cm, Nummerierung der Seiten, Art und Gattungsnamen in *kursiv*, Autorennamen in KAPITÄLCHEN, Hervorzuhebenes kann **fett** gedruckt werden. Beispiele für die Abfassung der Literaturzitate sind dem vorliegenden Heft zu entnehmen.
Der Beitrag sollte sowohl als Papierausdruck, als auch als Textdatei (neue Rechtschreibung, Fließtext, ohne Silbentrennung, keine Formatierungen, ausgenommen **fett**, *kursiv* und KAPITÄLCHEN) auf Computerdiskette abgegeben werden. Abbildungen wie Strichzeichnungen, Karten etc. sind auf reinweißem Karton oder auf Transparentpapier auf gesondertem Bogen beizufügen und eindeutig zu beschriften.
Die Autoren verantworten den Inhalt ihrer Beiträge selbst.
Honorare werden nicht gezahlt.
Von jeder Arbeit werden den Autoren 30 Seperatdrucke kostenlos zugestellt. Darüber hinausgehende Heftbestellungen sind gebührenpflichtig.
Ein Nachdruck – auch auszugsweise – bedarf der Zustimmung des Herausgebers.

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 5-6

Tagung „Internationale und nationale Verantwortlichkeit für Artenvielfalt in Deutschland“ in Saarbrücken

Der Erhalt der Artenvielfalt auf der Erde ist ein vordringliches Umweltziel und das Hauptziel des Naturschutzes. Doch inwieweit gilt dies auch im regionalen Bezug? Sind hier Flächen mit hoher Artenvielfalt immer auch die am vordringlichsten zu sichernden Flächen? Geben regionale Rote Listen immer genügend Auskunft über die prioritär zu schützenden Arten? Das Bild wankt: nicht unsere Nationalparke, sondern unsere Großstädte weisen die höchsten Artenzahlen in Mitteleuropa auf. In Hinblick auf die Pflanzenwelt sind schwach gestörte Ökosysteme oft die artenreichsten. In einer Region hochgefährdete Arten können bereits in der Nachbarregion völlig ungefährdet sein, wogegen hier alltägliche Arten dort sogar fehlen.

Es muss also noch andere Kriterien für den Naturschutz geben als bloße Artenzahlen. Stenökie zum Beispiel, die Spezialisierung von Arten auf sehr eng begrenzte ökologische Bedingungen. Oftmals findet man solche Arten sogar in relativ artenarmen Lebensräumen. Oder die biogeographische Frage, wie weit eine Art eigentlich weltweit verbreitet ist. So können Arten häufig sein, aber weltweit nur ein sehr eng begrenztes Verbreitungsgebiet aufweisen, bis hin zu endemischen Inselvorkommen. Hier ist Artenvielfalt wirklich bedroht, denn bei solchen Arten ist das Risiko des weltweiten Aussterbens ungleich höher als bei Arten mit großem Verbreitungsgebiet. Aus dieser chorologischen Betrachtungsweise lässt sich dann die Verantwortlichkeit einzelner Regionen für bestimmte Arten und Lebensräume ableiten.

Mit diesem Thema, was ein wichtiges Wertkriterium bei der Zielsetzung für den Naturschutz darstellen könnte, haben sich die 110 Teilnehmer der Tagung des BFA Botanik vom 3. bis 4. November 2000 in Saarbrücken beschäftigt. Die dort gehaltenen Vorträge sollen in diesem Band der Pulsatilla abgedruckt werden.

Der Begriff Verantwortlichkeit wurde im deutschsprachigen Raum erstmalig von HAEUPLER verwendet und seitdem immer mal wieder sporadisch aufgegriffen. Richtig untersetzt wurde er dann seit den 90er Jahren, als die biogeographische Schule von JÄGER die arealgeographischen Grundlagen von Arten mit kleinen mitteleuropäischen Arealen erarbeite und MÜLLER-MOTZFELD et al. (1996) sowie SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) weitere methodische Grundlagen zu dem Thema legten. Es war eine große Freude für den BFA Botanik, all diese Autoren auf dieser Tagung mit einem Vortrag begrüßen zu können. In der neusten Roten Liste der Pflanzen Deutschlands ist das Prinzip dann auch für Deutschland, wenn auch noch nicht ausgereift, angewendet worden.

Die Beschäftigung mit biogeographischen Fragestellungen erweitert immer den Horizont. Insofern war es nur konsequent, nicht im eigenen Saft der Botanik zu schmoren, sondern zu unserer Tagung bewusst auch zoologische Vorträge zuzulassen. Und selbst für Zoologen kann vielleicht der Zusammenhang zwischen Naturschutz und wenig attraktiven Wirbellosengruppen anregend und neu sein.

Die „Europäisierung“ des Naturschutzes, zunehmend präsent durch die EG-Vogelschutzrichtlinie und die Fauna-Flora-Habitat-Richtli-

nie, ringt uns ohnehin mehr Blicke über den eigenen Tellerrand ab. Die hier gebotene Konzentration auf ureigenste mittel- und westeuropäische Lebensräume und Arten eröffnet durchaus einen neuen Blick auf die Landschaft. Hier ist das Prinzip der Verantwortlichkeit also schon ein Stück weit verwirklicht worden.

Der BFA Botanik als Organisator der Tagung würde sich wünschen, wenn durch unsere Tagung und diese Veröffentlichung dem Thema wissenschaftlich neue Impulse verliehen werden und in der Praxis noch mehr Beachtung findet.

Abschließend ist es uns ein Bedürfnis, all jenen zu danken, die uns bei der Organisation der Tagung maßgeblich unterstützt haben. Stellvertretend für die Arbeitsgemeinschaft für tier- und pflanzengeographische Heimatforschung im Saarland e.V. und die Universität des Saarlandes möchten wir Herrn Prof. Dr. RÜDIGER MUES ganz herzlich für die umfangreiche und selbstlose Hilfe danken, die er uns hat zuteil werden lassen. Ohne seine materielle Basis und seinen persönlichen Einsatz wäre diese Tagung nicht in dieser organisatorisch reibungslosen Form zustande gekommen. Weiterhin danken wir dem Umweltminister des Saarlandes, Herrn STEFAN MÖRSDORF für seine Unterstützung und die freundlichen Worte zu Beginn der Tagung. Auch dem NABU Bundespräsidium, speziell Herrn HELMUT OPITZ, und der NABU Bundesgeschäftstelle, Frau BARBARA WAGNER, danken wir für die ideelle und materielle Unterstützung der Tagung.

Dr. ANDREAS BETTINGER
Dr. CHRISTIAN BERG
Bundesfachausschuss Botanik des NABU

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 7-27

ERIK WELK, Halle

Verantwortung Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Gefäßpflanzen aus pflanzengeographischer Sicht*

1 Einleitung

Der allgegenwärtige Nutzungsdruck der stetig wachsenden Weltbevökerung und der immer weiter zunehmenden Flächenverbrauch zwingt zur durchdachten Mittelverteilung in der Naturschutzpraxis. „Zielarten", „key species" und „biodiversity hot spots" sind nur einige der Schlagworte dieser Thematik. Auch in Deutschland sind die Themen zahlreicher aktueller Veranstaltungen und Symposien vorrangig den Bemühungen gewidmet, die Zielvorstellungen des Naturschutzes zu konkretisieren und differenzierte Zielkonzepte aufzustellen.

Naturschutzfachliche Erfassung und Bewertung als Voraussetzung für konkretisierte Zielsysteme beruhen hauptsächlich auf dem Prinzip der Indikation. Dabei spielen artbezogene biologische Parameter wie Gefährdungseinstufungen neben der unbedingt notwendigen Einbeziehung weiterer Faktoren eine zentrale Rolle. Da aber die weltweit in großer Zahl entstandenen Roten Listen noch keine ausreichende Grundlage für die Setzung von Schutzprioritäten bieten, müssen sie durch weitere Bewertungsverfahren ergänzt werden. Nur aus der gründlichen Analyse der Gesamtverbreitung der einzelnen Arten ist eine Einschätzung der Gefährdung der Arten im Weltmaßstab und der phytogeographischen Schutzwürdigkeit in Deutschland möglich.

2 Zielstellung

Die Untersuchungen zu der hier vorzustellenden Thematik fanden vorrangig im Rahmen des vom BfN geförderten F+E Vorhabens „Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz zentraleuropäischer Gefäßpflanzen" statt. Die Themenstellung deutet die interdisziplinäre Ausrichtung an, die sich zwischen primär wertungsfreier Naturwissenschaft und dem vor allen Dingen wertenden Naturschutz als angewandter biologischer Wissenschaft bewegt. Dementsprechend interdisziplinär war auch die Zielstellung der Arbeit ausgerichtet, die im Wesentlichen folgende Kernpunkte beinhaltete:

1. **Erfassung relevanter Verbreitungsdaten für Gefäßpflanzen**
2. **Ableitung von Bewertungskriterien und -skalen**
3. **Biogeographisch orientierte Bewertung der Schutzrelevanz**
4. **Analyse der Daten und Bewertungsergebnisse**

Um überhaupt einschätzen zu können in welcher Weise Arealinformationen bewertet und ausgewertet werden können, war es zuerst notwendig, eine möglichst breite Palette von Verbreitungsdaten zu erfassen.

Aus der Einschätzung dieser Datengrundlage sollten Bewertungskriterien zur biogeographisch begründeten Abstufung der Schutzrelevanz abgeleitet werden.

Mit Hilfe dieser Grundlagen sollte dann die

* Teile des Artikels wurden bereits veröffentlicht: WELK, E.; HOFFMANN, M. H. (2000): Bewertung der Schutzrelevanz von Gefäßpflanzen in Deutschland aus arealkundlicher Sicht. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 65

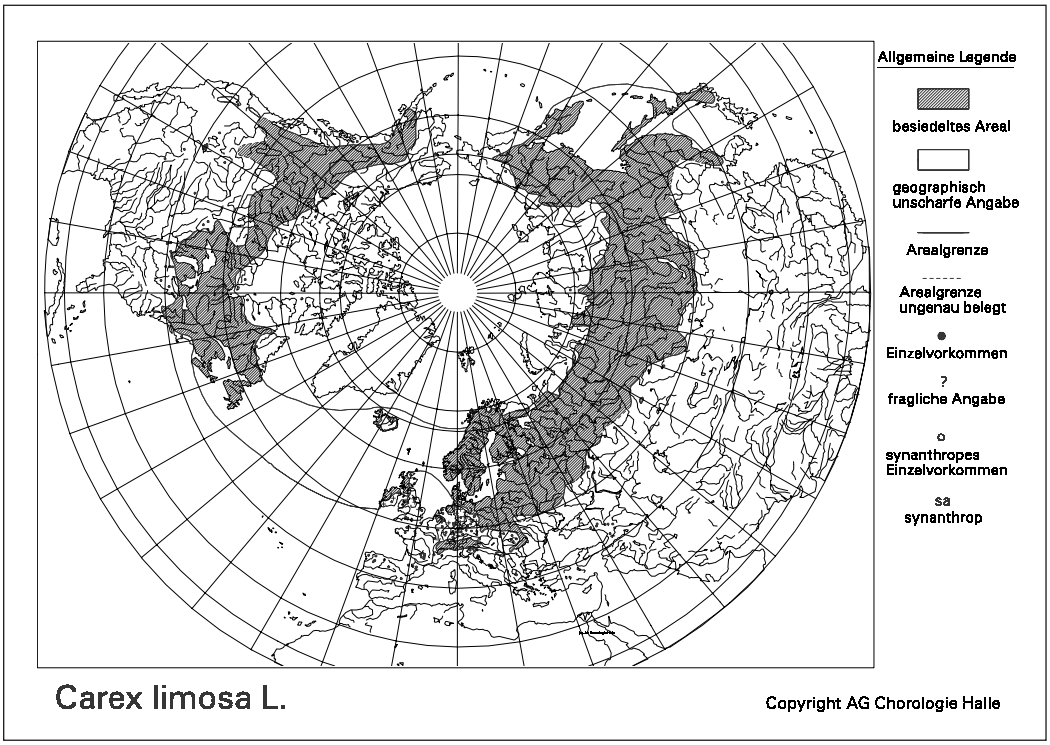


Abb. 1: Arealkarte der Schlamm-Segge

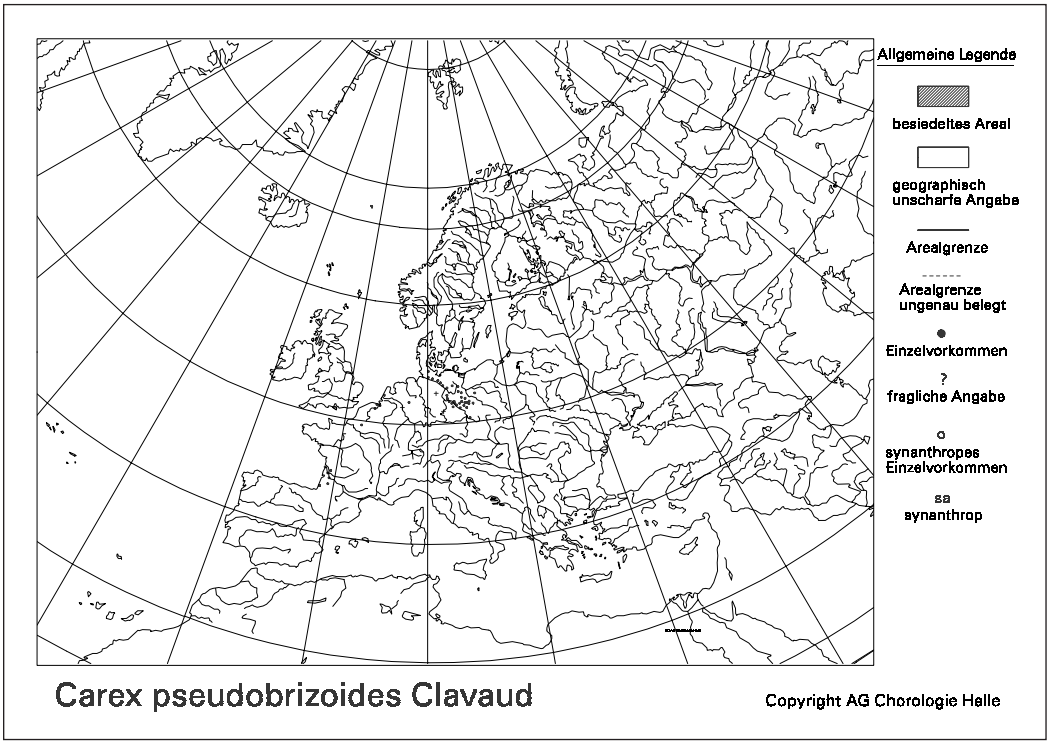


Abb. 2: Arealkarte von Reichenbades Segge

biogeographische Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands vorgenommen und anwendungsfähig aufbereitet werden.

Die gewonnenen Datenübersichten sollten schließlich genutzt werden, um durch bilanzierende Übersichten und statistische Analysen Informationen und Erkenntnisse zu übergeordneten Mustern und Zusammenhängen der Arealstrukturen mit Gefährdungssituationen zu erhalten.

Diese Zielstellung lässt sich an zwei konkreten Beispielen erläutern.

Carex limosa L. – die Schlamm-Segge ist eine Art, die uns von den Mooren Mecklenburgs und der Alpen recht vertraut ist. Die Karte in Abb. 1 zeigt ein ausgedehntes nordtemperat-boreales Zirkumpolar-Areal. In den weiten Sumpf- und Moorgebieten der zirkumborealen Florenzone und in niederschlagsreichen Gebirgsgegenden mit Regenmoorwachstum ist *C. limosa* ein festes und ungefährdetes Element der Vegetation. Aus globaler biogeographischer Sicht kann man also feststellen, dass die Erhaltung unserer einheimischen Vorkommen für die weltweite Bestandssituation der Art von relativ geringer Relevanz ist, auch wenn sie im europäischen Flach- und Hügelland eine sehr stark zurückgehende Art ist.

Völlig anders stellt sich das Areal (Abb. 2) der systematisch etwas umstrittenen *Carex pseudobrizoides* CLAVAUD dar, die ja z. T. als Hybride angesehen wird. Wegen ihrer globalen Seltenheit und des hohen Arealanteils im Bezugsraum der Untersuchung ist Deutschland in besonderem Maße für den Schutz der ostdeutschen Vorkommen verantwortlich, die das quantitative Arealzentrum der Art repräsentieren.

Es ist also offensichtlich, dass einheimische Vorkommen in Deutschland gefährdeter Arten ganz unterschiedliche Bedeutung für die Erhaltung der weltweiten Bestände besitzen können.

Diese Unterschiede deutlich zu machen und biogeographisch besonders bedeutsame Artvorkommen stärker hervorzuheben, kann als die wesentliche praxisrelevante Zielstellung der vorgelegten Arbeit betrachtet werden.

3 Sippenauswahl, Sippennomenklatur und taxonomische Sippendifferenzierung

Hinsichtlich der Sippenabgrenzung und Nomenklatur wird in der vorliegenden Studie sowie bei der Kartierungs- und Datenbankarbeit vorrangig den in der Standardliste der Gefäßpflanzen für Deutschland (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998), sowie auch in BÄSSLER et al. (1996), Flora Europaea (TUTIN et al. 1964-1993) und HEGI (1906 ff.) aufgeführten Taxa gefolgt.

Auch für die deutschen Pflanzennamen wurde die Standardliste (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) zu Grunde gelegt, auch wenn einige Neubildungen umstritten sind. Für unterschiedlich gehandhabte Angaben zum Einbürgerungsstatus konnte nicht immer abschließende Klärung erreicht werden. Strittig sind auch einzelne Sippengliederungen.

Die Sippenauswahl bezieht sich ausschließlich auf die politische Einheit „Bundesrepublik Deutschland“ in den neuen Grenzen von 1990. Bearbeitet wurden insgesamt 1225 Sippen. Davon sind 935 mit den Kategorien 0, 1, 2, 3, R oder G in der Roten Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands von KORNECK et al. (1996) aufgeführt. Somit wurden ca. 99 % der Rote-Liste-Arten bewertet.

Die fehlenden Fälle sind auf unzureichende Datenunterlagen für die Gesamtareale von im internationalen Maßstab zu wenig oder uneinheitlich beachteten Sippen zurückzuführen.

Über die „eigentlichen“ Rote-Liste-Arten hinaus wurden 9 Sippen bearbeitet, deren Daten zum Zeitpunkt der Erarbeitung der Roten Liste nicht für eine Einstufung ausreichten (Kategorie D).

Weiterhin wurde der Datensatz um 268 solche Sippen erweitert, die zwar in KORNECK et al. (1996) als ungefährdet (Kategorie *) eingestuft wurden, die aber nach floristischer Datenlage (Rasterfrequenzen der Messtischblatt-Quadranten-Kartierung) ihrer Verbreitung und Bestandsentwicklung in Deutschland von SCHEUERER et al. (1997) zur Diskussion für eine Gefährdungseinstufung gestellt wurden.

In 13 Fällen wurden Sippen aufgenommen, die z. T. aktuelle Neunachweise für Deutschland repräsentieren (z. B. *Salix cinerea* subsp. *oleifolia* MACREIGHT, *Diphasiastrum oellgaardii*

Tab. 1: Übersicht zur Auswahl der erfassten und ausgewerteten Daten, Arealmerkmale und Sippeneigenschaften. Durch fettgedruckte Abkürzungen hervorgehobene Parameter wurden ordinal skaliert, bewertet und verschiedenen Auswertungen unterzogen.

Spaltenname	Spalteninhalt
NAMNR	Nummer des Namens (Taxon und zugehöriger Autor) der jeweiligen Sippe im nomenklatorischen Sinn nach Datenbank Gefäßpflanzen am BfN
SIPPE	Akzeptierter wissenschaftlicher Name nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998 aus Datenbank Gefäßpflanzen am BfN
AUTOR	Autor(en) des verwendeten wissenschaftlichen Namens.
STA	Floristischer Status, der die in Deutschland wild wachsenden Pflanzenarten nach dem Zeitpunkt ihrer vermutlichen Einwanderung beurteilt.
TAX	Bewertung des Anteils an der Diversität der Gefäßpflanzenflora der Erde aufgrund der taxonomischen Einordnung (phylogenetisch-systematische Eigenständigkeit).
CHA	Bewertung des pflanzengeographischen Charakters des in Deutschland gelegenen Arealanteils der Arten.
GRÖ	Gliederung nach der Flächengröße des Gesamtverbreitungsgebietes.
ABU	Gliederung nach der Siedlungsdichte der Art in ihrem Gesamtverbreitungsgebiet.
PRO	Gliederung nach dem prozentualen Anteil der Artvorkommen in Deutschland an der Fläche des Gesamtverbreitungsgebietes (Proportion).
DYN	Bewertung der Bestandsentwicklung in Mitteleuropa, abgeschätzt hauptsächlich auf Grundlage von Florenatlanten Deutschlands, der Niederlande und Grossbritanniens.
GEF	Bewertung der europa- und weltweiten Gefährdung der Arten auf Grundlage internationaler Roter Listen (WALTER & GILLETT 1998), (IUCN 1983), (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999) und eigenen Einschätzungen (WELK).
ZENTRUM	Beschreibung der Lage der Arealzentren mit Hilfe der lateinischen und latinisierten Gebietsnamen der geobotanischen Florengliederung von MEUSEL (1965).
FORMEL	Beschreibung der Gesamtareale mittels dreidimensionaler Arealdiagnosen, die nach Zonalität, Höhenstufenbindung in Gebirgen, Ozeanität und Kontinentsbesiedlung differenzieren. Erweitert und überarbeitet nach MEUSEL (1965) und JÄGER (1968).
RL 96	Gefährdungskategorie in Deutschland nach KORNECK et al. (1996).
RL ?	Gefährdungskategorie in Deutschland nach floristischer Datenlage der Messtischblatt-quadrantenkartierung und daraus resultierenden Diskussionsvorschlägen für die Einstufung durch SCHEUERER et al. (1997).
Vg BRD	Stufen der Verantwortung Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Pflanzenarten.
NOTE	Sippen, [A] für die kurze Kommentare zu verschiedenen Themenbereichen vorliegen, [AA] für die Arealanalysen vorliegen
KARTE	Kennzeichnung von Sippen [K], für die Gesamtarealkarten als Abbildungen vorliegen.
NAME	Deutscher Name nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Tab. 2: Übersicht zur Skalierung und Bewertung der Arealmerkmale und Sippeneigenschaften aus biogeographischer Sicht. Erläuterungen im Text.

Schutz-wert	STA	TAX	CHA	GRÖ (km^2)	ABU	PRO (%)	DYN	GEF
10		>0,5-1						
9		>0,1-0,5		0-10				
8		>0.05-0,1		>10-100				CRglob
7		$>10^{-3}$-0,05		>100-10^3				ENglob
6		$>5x10^{-4}$-10^{-3}		$>10^3$-10^4			>2,66 - 3,00	CReur
5		$>10^{-4}$-$5x10^{-4}$	AZ	$>10^4$-10^5	0,5 - 1,5	100	>2,33 - 2,66	ENeur
4	I	$>5x10^{-5}$ -10^{-4}	iVP	$>10^5$-10^6	>1,5 - 2,5	<100 – 75	2,00 - 2,33	CRze
3	A	$>10^{-5}$-$5x10^{-5}$	HA	$>10^6$-$5x10^6$	>2,5 - 3,5	<75 – 33	1,66 - <2,00	ENze
2	N	$>5x10^{-6}$-10^{-5}	VP	$>5x10^6$-10^7	>3,5 - 4,5	<33 - 10	1,33 - <1,66	VUze
1	U	$>10^{-6}$ –$5x10^{-6}$	AR	$>10^7$	>4,5 - 5,5	<10	1,00 - <1,33	NTze

A. M. STOOR et al., *Carex elata* subsp. *omskiana* [MEINSH.] JALAS).

Andere wurden als taxonomisch fragwürdige oder unbeständige Sippen nicht in die Rote Liste übernommen, aber im vorliegenden Ansatz unter Vorbehalt hinsichtlich ihrer Arealsituation bewertet (z. B. *Aira caryophyllea* subsp. *multiculmis* [DUMORT.] BONNIER & LAYENS, *Bromus brachystachys* HORNUNG, *Rhinanthus angustifolius* subsp. *halophilus* [U. SCHNEID.] HARTL).

4 Vorgehensweise

Als Voruntersuchungen wurden ein gründliches Review bisheriger sippenbezogener Schutzwertanalysen und eine kritische Bewertung der vorhandenen Datengrundlage vorgenommen.

Auf dieser Grundlage konnten relevante Areal- und Sippenmerkmale ausgewählt werden. Sie wurden teilweise genauer definiert und erläuternd dargestellt (vgl. WELK & HOFFMANN 2000), da auffiel, dass bisher wenig konkretes über die äußere und innere Struktur von Gesamtarealen ausgesagt wurde.

Ein besonders schwieriger und kritischer Schritt war die biogeographisch orientierte Wichtung und Skalierung der Ausprägungen der ausgewählten Merkmale, die deshalb besonders gründlich dokumentiert und kritisch diskutiert wurde.

Die entstandene Daten- bzw. Wertematrix konnte nun genutzt werden, um verschiedene Bewertungsverfahren zur Feststellung der Schutzrelevanz zu entwickeln und zu testen.

Im Ergebnis konnten die so gewonnenen Daten, Bewertungsergebnisse und Informationen in verschiedenen Übersichten in Form von Listen und Textdokumentationen dargestellt werden.

Die aufbereiteten Datensammlungen wurden schließlich verschiedenen Auswertungsverfahren der deskriptiven und multivariat-analytischen Statistik unterzogen, um übergeordnete Muster der chorologischen Eigenschaften in Deutschland gefährdeter Sippen zu erkennen.

4.1 Kriterienauswahl

Kommen wir zuerst zur Darstellung der als relevant angesehenen (und verfügbaren) Areal- und Sippenmerkmale sowie weiterer erfasster Parameter. In Tabelle 1 werden diese ausgewählten Bewertungskriterien und Zusatzinformationen aufgeführt und kurz erläutert.

Ein schwieriger Schritt ist, wie bereits erwähnt, die Skalierung und Bewertung der Areal- und Sippenmerkmale. Ich möchte gleich eingangs betonen, dass die von mir vorgelegte Arbeit nicht das Ziel haben konnte, alle offenen Fragen von Evolutionsforschung , Biogeographie und Ökologie zu beantworten. Dort wo keine konsistenten Konzepte und Paradigmen vorliegen, mussten Verallgemeinerungen getroffen, diese aber auch gut begründet werden.

Die für die Datenbankarbeit ausgewählten Merkmale und die daraus abgeleiteten Kriterien wurden mittels verschiedener Methoden erfasst und innerhalb ihrer Ausprägung oder Wertespanne ordinal skaliert.

Die merkmalsspezifische Wertespannen der Ausprägung und die unterschiedliche Genauigkeit der Datengrundlage bedingten eine differenzierte Skalierung. Die Größenunterschiede der Gesamtareale betragen z. B. mehrere Zehnerpotenzen, während die Genauigkeit der Angaben der Gebietsflorenwerke nur eine maximal fünfstufige Gliederung der Häufigkeitsabschätzung erlaubt.

Die Wichtung und Skalierung der jeweiligen Daten hinsichtlich ihrer Relevanz zur Schutzwürdigkeit erfolgte so, dass aus rein biogeographischer Sicht für den Naturschutz wertvolle Merkmalsausprägungen besonders berücksichtigt werden. Die Skalierungen entsprechen den bekannten „Zustands-Wertigkeits-Relationen" PLACHTERS.

4.2 Skalierung und Bewertung

Die einzelnen Kriterien und die Klassenbildungen innerhalb der einzelnen Kriterien (vgl. Tab. 2) werden in den nachfolgenden Unterkapiteln erläutert. Für den vorliegenden Bewertungsansatz ist das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland der Bezugsraum. Grundsätzlich wäre es jederzeit möglich, ähnliche Untersuchungen auch für weitere Länder Zentraleuropas durchzuführen oder sie nach Erweiterung und Fortführung der chorologischen Datenerhebung auf ganz Europa auszudehnen.

Indigenat in Deutschland (STA)

Die Bewertung des Einbürgerungsgrades in Deutschland hat zum Ziel, die notwendige Trennung von Ephemerophyten, Neophyten sowie Indigenen und Archäophyten zu ermöglichen (zur Terminologie vgl. SCHROEDER 1998: 76). Dabei geht es nicht vorrangig darum, Unterschiede in der Schutzwürdigkeit darzustellen. Eine grundsätzliche Entscheidung besteht allerdings darin, unbeständigen Adventivpflanzen (Ephemerophyten [U] – Schutzwert 1) nur das geringste Maß an internationaler Verantwortung zuzuweisen. Die übrigen Unterscheidungen (Neophyten [N] –Schutzwert 2, Archäophyten [A] – Schutzwert 3 und Indigene [I] – Schutzwert 4) haben eher Informationscharakter. Wichtig ist natürlich, dass von Neophyten allein der deutsche Arealanteil am Gesamtareal und nicht der Arealcharakter der deutschen Teilpopulationen bewertet wird.

Phylogenetisch-Taxonomische Bedeutung der Sippen im Weltmaßstab (TAX)

Ein globaler biogeographischer Bewertungsansatz zur Schutzrelevanz muss auch taxonomische Fragestellungen berücksichtigen. Die Frage nach der globalen taxonomischen Wertigkeit einer zu beurteilenden Sippe führt in verschiedene aktuelle Spannungsfelder der biologischen Systematik. Besonders die jüngsten Diskussionen um den Wert verschiedener Artkonzepte für die „richtige" Beurteilung und den „richtigen" Schutz der Biodiversität lassen kaum Kompromisse erkennen. In Mitteleuropa hat auch jede Entscheidung über die Bewertung von apomiktischen Kleinarten und ähnlichen Einheiten besondere Brisanz, da hiermit über Bedeutung und Ausprägung des Endemitenreichtums dieser Region geurteilt wird. So weisen z. B. KORNECK et al. (1998) darauf hin, dass sich bei Berücksichtigung der apomiktischen Sippen allein der Gattungen *Rubus* und *Hieracium* die Anzahl der Endemiten der mitteleuropäischen Flora etwa verdreifachen würde.

Hier wird daher ein Ansatz bevorzugt, der unverfänglicher ist und durch die weitgehend gute systematisch-taxonomische Bearbeitung der zentraleuropäischen Flora auch relativ stabile Grundlagen hat. Er bewertet nicht ob es sich um „gute" oder um „Kleinarten" handelt, sondern welchen quantitativenAnteil die konkrete Sippe an der globalen Gefäßpflanzendiversität einnimmt.

Ein einfacher, von DANIELS et al. (1991) vorgestellter Index zur Berechnung der taxonomischen Eigenständigkeit bzw. Isolation (sein Aufbau erlaubt die Auswertung hierarchischer Klassifikationen, unabhängig vom verwendeten Artkonzept) wurde dafür modifiziert:

$$\mathrm{Tax.} = \frac{1}{\sqrt{(f \times g \times a^2 \times ua)}}$$

f: Anzahl aller Familien innerhalb der entsprechenden Ordnung,

g: Anzahl aller Gattungen innerhalb der Familie,

a²: Quadrat der Anzahl der Arten innerhalb der Gattung und

ua: Anzahl der Unterarten (oder vergleichbarer infraspezifischer Sippen) innerhalb der Art.

Die Anzahl infraspezifischer Sippen unterhalb des Niveaus von Unterarten kann durch Multiplikation zwanglos an die Formel angefügt werden. Die Gattungsgröße (*a*) wird als wichtigster Hinweis auf den Anteil an der weltweiten Biodiversität erachtet und daher durch die Quadrierung besonders berücksichtigt.

Taxonomisch isolierte Sippen monotypischer Gattungen oder Familien in sehr kleinen Ordnungen erhalten so die höchsten Werte, wogegen variable Formenschwärme artenreicher Gattungen in großen Familien die geringsten Werte erreichen. Extreme Beispiele der möglichen Skala wären auf globalem Niveau *Ginkgo biloba* L. oder *Lactoris fernandeziana* PHILIPPI und in Deutschland *Scheuchzeria palustris* L. mit Tax. = 1; *Aldrovanda vesiculosa* L. mit Tax. = 0,5; und auf der anderen Seite *Centaurea triumfettii* ALL. subsp. *aligera* (GUGLER) DOST L mit Tax. = 0,000014. Trotz gewisser Unsicherheiten durch sich immer wieder verändernde Sippenumgrenzungen bietet der Index ein relativ robustes, klassifizierbares Maß für den Grad der verwandtschaftlichen Isolation.

Entsprechend der erhaltenen kardinal skalierten Datenverteilung, die einer stark links-

schiefen Exponentialkurve entspricht, wurde eine zehnstufige logarithmische Skalierung der Wertespanne 10^{-6} bis 1 vorgenommen, um eine geeignete Ordinalskala zuzuweisen.

Arealcharakter der Populationen in Deutschland (CHA)

Bei der Auswahl der Begriffe, die die unterschiedliche Position der deutschen Vorkommen in der internen Struktur des Gesamtareals beschreiben sollen, wurde den Vorschlägen in LUDWIG & SCHNITTLER (1996) gefolgt. Die Erfassung und Bewertung des Teilarealcharakters wird jeweils erläutert und begründet.

– **AZ**/Arealzentrum (**5**): Als Arealzentrum wird der Bereich mit der relativ höchsten Vorkommensdichte und Vitalität der Populationen der jeweiligen Sippe betrachtet. Ein oder mehrere solcher Häufigkeitszentren oder Hauptverbreitungsgebiete weisen fast alle Pflanzenareale auf. Auf keinen Fall ist das Arealzentrum generell mit dem geometrischen Zentrum der Besiedlungsfläche gleichzusetzen. Für den weltweiten Erhalt einer Art ist das Arealzentrum stets höher zu bewerten als Arealrandvorkommen oder einzelne Vorposten; da hier sowohl die Erfolgschancen für den Schutz als auch die Repräsentanz und die ökologische Bedeutung der Arten am höchsten einzuschätzen sind.

– **iVP**/Isolierte Vorposten (**4**): Von den vom Hauptareal durch diskontinuierlichere Verteilung verschiedenen einfachen Vorposten sind die völlig isolierten Vorposten zu trennen. Dabei ist es aber nicht sinnvoll, einen absoluten Entfernungsgrenzwert festzulegen, da der Grad der Isolation von einem Faktorenkomplex bestimmt wird. Die Unterscheidung ist also teilweise subjektiv, doch wurde versucht, einige Grundsätze zu beachten. Die Isolation muss einerseits deutlich über die Dimensionen der arealspezifischen Disjunktionsschwelle hinausgehen. Dabei müssen wiederum die Relationen zur Gesamtarealgröße und zur mittleren Vorkommensfrequenz gewahrt bleiben. Andererseits wird der Isolationsgrad auch mit der Steilheit der die Gebiete trennenden Umweltgradienten verstärkt. Schließlich bestimmen auch Habitatbindung und Stenözie ob ein Vorkommen in der gegebenen Umwelt als vollständig isoliert anzusehen ist.

– **HA**/Hauptareal (**3**): Wenn für eine Art Deutschland Teil ihres klimatisch umgrenzten, relativ kontinuierlich besiedelten Hauptareals ist, ist sie besonders gebietstypisch und repräsentativ. Die Hauptarealvorkommen einer Art haben generell etwas höheren theoretischen Schutzwert als Randpopulationen. Meist sind Randvorkommen stärker gefährdet und ihr Schutz scheint oft dringender, doch sind Rückgangstendenzen im Hauptareal als besonders dramatische Hinweise auf weiträumige Standortsverluste durch anthropogene Einwirkung zu werten, die die weltweite Existenz viel stärker bedrohen, als der Verlust einzelner, natürlicherweise empfindlicherer Randpopulationen.

– **VP**/Vorposten (**2**): Unter Vorposten werden im vorliegenden Ansatz solche, den Verbreitungsgebieten peripher vorgelagerten Vorkommen verstanden, die nicht mehr zum kontinuierlich besiedelten Hauptareal gerechnet werden können. Das können sowohl Metapopulationen mit deutlich kleineren Verbreitungsgebieten (Exklaven) als auch Lokalpopulationen (Vorposten i. e. S.) sein. Im Gesamtbild der Areale bilden sie oft einen Saum deutlich stärker zerstreuter Vorkommen um einzelne Hauptarealabschnitte. In zeitlich dynamischer Sicht fluktuieren diese Arealgrenzbereiche, so dass Vorpostenvorkommen oft wieder eingeschlossen werden. Daher kommt nicht besonders isolierten Vorposten aus biogeographisch-genetischer Sicht ein mittlerer Schutzwert zu, da sie oft Randausgliederungen repräsentieren, die im natürlichen Fluktuationsbereich der Hauptareale liegen und daher noch in unregelmäßigem Kontakt mit den dortigen Populationen stehen.

– **AR**/Arealrand (**1**): Das Siedlungsgebiet einer Pflanzenart hat meist keine scharf gekennzeichneten Grenzen, die kartographischen Grenzlinien sind Abstraktionen. Bekanntlich zeigen zahlreiche Arten gegen die Arealgrenzen kein abruptes, sondern ein allmähliches Abklingen der Besiedlungsdichte. Oft ist das Hauptareal noch gesäumt von Vorposten oder Exklaven. Die hier angenommene eigentliche Arealgrenze wird definiert als Verbindungslinie der äußeren, noch zum kontinuierlich besiedelten Hauptareal gehörenden Fundpunkte. Sie ist zu unterscheiden von der absoluten Vorkom-

mensgrenze der Art, die die „Area geographica“ (DRUDE 1896) oder den „extent of occurence“ (GASTON 1991) umgibt.

Größe des Gesamtareals (GRÖ)

Die Areale können in ihrer Größe stark voneinander abweichen. Es gibt Sippen, die nur einen sehr kleinen Raum besiedeln, die nach HAYEK (1926) als ste nochor bezeichnet werden können. Den Gegensatz dazu bilden die großräumig verbreiteten Sippen, die als eurychor bezeichnet werden können. Das Begriffspaar Endemit versus Kosmopolit ist dagegen weniger gut geeignet, Areale nach ihrer Größe zu beschreiben. Die Arealgröße ist eines der wichtigsten Kriterien bei der Bestimmung des globalen Schutzwertes von Arten. Die potentielle Gefahr des Aussterbens besteht für stenochore Arten in viel höherem Maße als für weit verbreitete Arten vergleichbarer Häufigkeit.

Mit Hilfe von über alle Breitengrade verteilten Referenzflächen in Form prägnanter geographischer Strukturen verschiedener Größe (Inseln, Staaten, Seen) ist eine Abschätzung der Arealflächen möglich, deren Skalierung in Tab. 1 vorgestellt ist. Es ist sinnvoll, 9 Größenklassen zu unterscheiden, die von $>10^7$ km² (Schutzwert 1) bis <10 km² (Schutzwert 9) reichen. Dabei wurde teilweise einer logarithmischen Skalierung gefolgt. Von einer durchgängig logarithmischen Skalierung wurde abgesehen, da sich aufgrund der biogeographischen Gegebenheiten der Holarktis ein Zwischenschritt als erforderlich erwies. Durch die sich in Westeurasien längenparallel ändernde thermische und hygrische Kontinentalität sind zahlreiche rein europäische Pflanzenareale mit $3\text{-}5*10^6$ km² Fläche bedingt. Diese bedeutende Arealgruppe aus „mathematisch-ästhetischen“ Erwägungen mit eurasischen oder zirkumpolaren Breitgürtelarealen zusammenzufassen, entspräche keinesfalls der Zielsetzung der Arbeit.

Da bei der Erarbeitung der Arealkarten versucht wird, Areallücken, Exklaven und Vorposten darzustellen, andererseits aber auch Interpolationen und Generalisierungen nötig sind, tendieren die verwendeten Verbreitungsdarstellungen aus Praktikabilitäts- und Maßstabsgründen oft dazu, in der Genauigkeit zwischen den theoretischen Konzepten der generalisierten Vorkommensfläche („extent of occurence”) und der exakten Besiedlungsfläche („area of occupancy”, vgl. GASTON 1994a, b) zu liegen.

Abundanz im Hauptareal (ABU)

HAEUPLER (1974) wies darauf hin, dass es außer der absoluten Anzahl besetzter Quadranten eines aufgerasterten Untersuchungsgebietes keine sinnvolle Methode gibt, die Häufigkeit einzelner Arten in allgemeingültiger und vergleichbarer Weise auszudrücken.

Die Kenntnis der zahlreichen Florenwerke der floristisch sehr unterschiedlich gut erforschten Nordhemisphäre erlaubt es aber, aus den floristischen Häufigkeitsangaben regionale Frequenzwerte von Gefäßpflanzenarten zu erschließen. Die meist aus reellen Dichtewerten aggregierten verbalen Angaben werden gemäß einer fünfteiligen Skala von sehr selten bis sehr häufig in die Werte 1 bis 5 umgesetzt. Aus den einzelnen regionalen Aussagen werden über die Fläche des Hauptareals Mittelwerte errechnet (vgl. HOFFMANN & WELK 1999). Die Probeflächen werden dabei aber nicht zufällig verteilt, sondern es wird darauf geachtet, die arealweiten Siedlungsdichten innerhalb des Hauptareals (Gebiet geschlossener Verbreitung) zu ermitteln. Die gewonnen Mittelwerte werden für die Bewertungen mittels einer fünfteiligen Skala von 1 bis 5 in Werteklassen unterteilt. Die kurzen Erläuterungen zu den Inhalten der Abundanzwerte müssen allgemein gehalten werden, da neben Rasterkartierungen und vorbildlichen Regionalfloren mit quantitativen Angaben (z. B. GARVE 1994) auch zahlreiche Floren ausgewertet werden müssen, die eben nur grobe, verbale Einschätzungen zu Bestandssituationen geben können.

Es können also Häufigkeiten von 1 (sehr selten) bis 5 (sehr häufig) pro Stichprobe (Regionalflora) auftreten. Zwischen diesen Maxima liegen dann auch die Mittelwerte. Eine Pflanzenart die z. B. in drei Gebieten als sehr selten und in zwei weiteren als selten bezeichnet wird, erhält für den resultierenden Mittelwert $([3x1]+[2x2])/5 = 1{,}75$ den Schutzwert 4.

Problematisch könnte erscheinen, dass den benutzten Häufigkeitsklassen eine Aggregation der reellen Zähleinheiten zugrunde liegt. Demgemäß könnte gefordert werden, die Werte nach

einer noch zu ermittelnden Rechenvorschrift zu korrigieren, um sie dann zu Mittelwerten verrechnen zu können. Auch eine Wichtung nach Flächenanteilen der Abundanzangaben (Geltungsbereiche der Floren) wäre denkbar.

Die aus den floristischen Angaben resultierenden Mittelwerte geben aber trotzdem ein gutes Bild der Vorkommensdichte im kontinuierlich besiedelten Hauptareal wieder. Die realen Dichtewerte können in dieser Betrachtungsebene kaum erfasst werden, aber auch die aggregierten Abundanzklassen der Floren geben ein zwar grobes, aber für die Verwendungszwecke ausreichendes Maß für die Dimensionsunterschiede der Gesamtpopulationsdichten. Der überwiegende Teil der Gebietsfloren der Holarktis verwendet unterschiedlich aggregierte Dichtewerte als Häufigkeitsklassen. Eine Wichtung nach Flächenanteilen ist nicht notwendig, da die gewählten Floren als gleichmäßig verteilte Stichproben aufzufassen sind.

Arealdynamik im Hauptareal (DYN)

Während alle statischen Arealeigenschaften durch floristische Datensammlungen (Floren, Atlanten) relativ gut dokumentiert sind und auch anhand von Gesamtverbreitungskarten abgeschätzt werden können, bereitet die Einschätzung der rezenten Arealveränderungen im Weltmaßstab erhebliche Schwierigkeiten. Die Diskussion der Aussagekraft Roter Listen verdeutlicht, dass auch der internationale Überblick über Gefährdungsanalysen keine Einsichten in Bestandsrückgänge ermöglicht. Eine Art kann in zwanzig Roten Listen von Ländern der Holarktis erscheinen, ohne je einen Wuchsort verloren zu haben.

Um objektive Hinweise auf die Bestandsdynamik der behandelten Arten erhalten zu können, war es daher notwendig, eine strenge Quellenauswahl zu treffen. Nur aus Florenatlanten, die zeitlich differenzierte Bestandssituationen wiedergeben, können Tendenzen der Bestandsentwicklung verlässlich abgelesen werden. Diesen Anforderungen entsprechen nur einige europäische Florenatlanten. Zusätzlich berücksichtigt werden Teilkartierungen und Einzelinformationen aus anderen Arealteilen, die Hinweise auf erloschene Vorkommen oder synanthrope Ansiedlungen geben. Daraus den Atlantendarstellungen errechnete Mittelwert ergibt sich also einen vorrangig für Europa geltenden Hinweis auf Richtung und Ausmaß der Arealdynamik, die mit Schutzwerten belegt wird. Da die Daten für besonders stark anthropogen überprägte Gebiete gelten, ist vor allem die prognostische Aussagefähigkeit der Richtwerte positiv zu beurteilen.

– starker Rückgang (6): Diese höchste Bewertung erfahren mehrfach aus verschiedenen Arealteilen belegte Populations- und Gebietsverluste.
– Rückgang (5): Vereinzelte Verluste, die auf eine oder zwei Regionen beschränkt sind, werden ohne Berücksichtigung der Ursachen gewertet.
– Konstanz (4): Ist in der Summe kein Rückgang feststellbar, wird ohne Unterscheidung „synanthrop" oder „natürlich" die Arealdynamik als konstant eingestuft.
– Arealerweiterung (3): Berücksichtigt werden hier Flächen- und Wuchsortgewinne, die anscheinend nicht in direktem Zusammenhang mit anthropogene Einflüssen stehen. Festzustellen, ob es sich um bisher übersehene Vorkommen oder natürliche Ausbreitungstendenzen handelt, ist dabei oft schwer möglich.
– synanthrope Arealerweiterung (2,1): Aus der Anzahl und der Lage synanthroper Vorkommen der einzelnen Pflanzenarten kann auf allgemeine Eigenschaften wie Ausbreitungsfähigkeit, Etablierungsvermögen und die ökologische Konstitution geschlossen werden. Dabei sind einzelne synanthrope Vorkommen (2) für die Bewertung von mehrfachen (1) zu unterscheiden, auch wenn sie nur die aktuelle Situation widerspiegeln. Synanthrope Teilareale weisen auf geringere Schutzbedürftigkeit hin, da die betreffende Art offenbar in der Lage ist, sich mit Hilfe des Menschen in verschiedenen Regionen zu etablieren.

Flächenanteil der deutschen Vorkommen am Gesamtverbreitungsgebiet (PRO)

Setzt man den regionalen Flächenanteil eines Gesamtareals mit dem Anteil an der Weltpopulation einer Pflanzenart gleich, wird sofort deutlich, welchen Anteil der jeweilige Bezugsraum für den weltweiten Erhalt der betreffenden Art leisten kann und muss.

Die Abgrenzung der Kategorien, die den unterschiedlichen Anteil der deutschen Vorkommen am Gesamtareal betreffen, wurden übereinstimmend mit der Einteilung in LUDWIG & SCHNITTLER (1996) gewählt, um methodischer Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

– 100 %: Für endemische Arten, die außerhalb von Deutschland nicht vorkommen, besteht eine besonders hohe Verantwortlichkeit und Schutzrelevanz, auch wenn sie als wenig oder nicht gefährdet gelten. Jeder Bestandsrückgang und jeder Habitatverlust hat hier gravierende Folgen für den Fortbestand der Gesamtpopulation.

– >75 %; >33 %; >10 %; <10 %: Aus dem flächenhaften deutschen Populationsanteil der Arten ergibt sich die abgestufte Schutzrelevanz.

Globale und internationale Bestandsgefährdung (GEF)

In die Bewertung wird auch das Maß der Bestandsgefährdung der Arten in globaler (WALTER & GILLETT 1998), europäischer (IUCN 1983, SCHNITTLER & GÜNTHER 1999) und überregionaler (zentraleuropäischer) Sicht (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999) aufgenommen, obwohl diese Einstufungen auf Kombinationen chorologischer Basisdaten (Rückgang, Seltenheit) beruhen, die in der Datenbank teilweise schon berücksichtigt sind. Durch die regional feinere Skalierung von Bedrohungsmaßen und Bestandsveränderungen und das fundierte Wissen der beteiligten Fachwissenschaftler ergeben sich aber zusätzliche Informationen, die für weiterführende Auswertungen genutzt werden sollen. Grundsätzlich nimmt die Schutzrelevanz einer Art mit dem Gefährdungsgrad und der Größe des dabei bewerteten Bezugsraumes zu. Beginnend beim globalen Niveau wird jeder Art einmal die höchste feststellbare Gefährdungskategorie zugeordnet. Mehrfachbewertungen sind unzulässig. Die Kategorienbezeichnungen folgen nomenklatorisch dem neuen IUCN-System.

– weltweit vom Aussterben bedroht (CRglob): Diese Kategorie entspricht den Kategorien Ex, Ex/E und E in WALTER & GILLETT (1998). Sie werden zusammengefasst, da unbestreitbar mögliche Wiederfunde weltweit verschollener Pflanzenarten der Kategorie „unmittelbar vom Aussterben bedroht entsprechen“ würden.

– weltweit gefährdet (ENglob): Hier werden die Kategorien V, R und I der IUCN-Liste zusammengefasst.

– europaweit vom Aussterben bedroht (CReur): Diese Kategorie entspricht den Kategorien Ex, Ex/E und E in IUCN (1983).

– europaweit gefährdet (ENeur): Hier werden die Kategorien V, R, T und I der europäischen IUCN-Liste mit der Kennzeichnung (*) für europaweit gefährdete Arten in SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) zusammengefasst.

– zentraleuropaweit vom Aussterben bedroht (CRze): Auch hier werden aus den erwähnten Gründen die Kategorien Ex und CR der Originalliste zusammengefasst.

– zentraleuropaweit stark gefährdet (ENze): Arten, die im ganzen zentraleuropäischen Siedlungsgebiet erheblich zurückgegangen oder durch menschliche Einwirkungen stark bedroht sind und bei Andauern der negativen Entwicklung voraussichtlich in Kategorie CR aufrücken müssen.

– zentraleuropaweit gefährdet (VUze): Hier werden die Kategorien V, R und I zusammengefasst.

– zentraleuropaweit ungefährdet (NTze): Es ist wichtig, im überregionalen Rahmen ungefährdete Arten der deutschen Roten Liste gesondert zu kennzeichnen.

Um noch weitere Informationen zur internationalen Gefährdungssituation zu erhalten, wäre es möglich, die Einstufungen der Arten in nationalen Roten Listen nach Arealflächenanteilen der Bezugsräume gewichtet zu bewerten. Wegen der ausgeprägten Heterogenität der Listen ist dieser Bewertungsschritt aber nicht sinnvoll durchführbar.

5 Ergebnisse

5.1 Datenübersichten

Die Ergebnisse meiner Untersuchungen können in zwei Darstellungs- und Verarbeitungsformen aufgegliedert werden. Den ersten, eher quantitativen und dokumentierenden Teil bilden verschiedene Datenübersichten.

Als Beispiel zeigt Tabelle 2 einen gekürzten Ausschnitt der chorologischen Datentabelle, die mit weiteren Spalteninhalten für 1225 Sippen

Tab. 2: Aus Mittelwertberechnungen gebildete Liste der aus biogeographischer Sicht schutzwürdigsten der in Deutschland vom Aussterben bedrohte Sippen (RL-1). Zum besseren Vergleich sind die jeweils zugewiesenen Schutzwerte, Gefährdungskategorien und Verantwortungsstufen parallel aufgeführt.

TAXNAME	STA	TAX	CHA	GRÖ	FRE	PRO	DYN	GEF	RL_1996	RL_2000	Vg_BRD	MITTEL-WERT
Armeria maritima subsp. *purpurea*	4	4	5	9	5	5	6	8	1!!	1	5	**0,9042**
Tephroseris integrifolia subsp. *vindelicorum*	4	3	5	9	5	5	6	8	1!!	1	5	**0,8917**
Oenanthe conioides	4	4	5	8	5	5	6	8	1!!	1	5	**0,8903**
Potentilla rhenana	4	3	5	7	5	5	6	8	1!!	1	5	**0,8639**
Alchemilla cleistophylla	4	2	5	9	5	5	5	8	1!!	1/0	5	**0,8583**
Stipa pulcherrima subsp. *bavarica*	4	1	5	9	5	5	5	8	1!!	1	5	**0,8458**
Alchemilla kerneri	4	2	5	9	5	4	5	8	1!!	1	5	**0,8333**
Pulmonaria collina	4	5	5	7	4	4	6	7	1	1	5	**0,8274**
Deschampsia littoralis	4	4	5	7	5	3	5	8	1!!	1	5	**0,8056**
Myosotis rehsteineri	4	3	5	6	5	3	6	8	1!!	1	5	**0,8**
Rubus maximus	4	1	5	7	5	4	4	8	1!!	1	5	**0,7722**
Gentianella bohemica	4	3	3	6	5	2	6	7	1!!	1	5	**0,7094**
Apium repens	4	5	3	4	4	2	6	7	1	1	5	**0,6858**
Festuca patzkei	4	2	3	6	5	2	5	7	1!	1	5	**0,676**
Caldesia parnassiifolia s. str.	4	7	3	5	5	1	5	5	1	1	5	**0,6684**
Bromus grossus	3	3	3	5	5	2	6	7	1!	1	5	**0,6642**
Utricularia bremii	4	4	5	3	4	2	5	4	1	1	4	**0,6417**
Najas flexilis	4	7	4	2	4	1	5	5	1	1	4	**0,6309**
Hymenophyllum tunbrigense	4	5	4	4	4	1	5	4	1!!	1	4	**0,6181**
Juncus stygius	4	4	4	4	4	1	5	4	1!!	1	4	**0,6056**
Viola uliginosa	4	3	4	4	4	1	5	4	1!	1	4	**0,5931**
Pulsatilla alpina subsp. *alba*	4	4	4	6	4	1	5	1	1!	1	4	**0,5865**
Aldrovanda vesiculosa	4	9	1	2	4	1	5	5	1	1	4	**0,5809**
Eriophorum gracile	4	6	3	1	4	1	5	5	1!	1	4	**0,5795**
Anarrhinum bellidifolium	4	5	4	2	3	1	5	4	1!	1	4	**0,5694**
Tuberaria guttata	4	6	4	2	3	1	6	1	1!	1	4	**0,5559**
Gentianella lutescens	4	3	4	5	3	1	5	2	1	1	4	**0,5549**
Bassia laniflora	4	5	4	2	3	1	5	3	1!!	1	4	**0,5538**
Cicendia filiformis	4	7	2	3	4	1	6	1	1	1	3	**0,5531**
Typha minima	4	8	1	2	4	1	5	4	1	1	3	**0,5528**
Onosma arenaria	4	3	4	4	3	1	4	4	1!!	1	4	**0,5514**
Bupleurum gerardii	3	3	4	3	4	1	5	4	1	1	4	**0,5479**
Carex obtusata	4	2	4	2	3	1	5	5	1	1	4	**0,5476**
Trifolium retusum	4	2	4	3	3	1	5	4	1	0	4	**0,5458**
Sedum villosum	4	3	3	3	3	2	5	3	1	1	3	**0,5427**
Potamogeton rutilus	4	5	3	3	4	1	5	1	1!	1	3	**0,5323**
Artemisia rupestris	4	2	4	2	3	1	5	4	1!!	1	4	**0,5319**
Carex bigelowii subsp. *rigida*	4	1	4	4	3	1	5	3	1!!	1	4	**0,5316**
Rubus scaber	4	1	5	4	3	2	4	1	1	1	4	**0,5295**
Rhinanthus alpinus	4	4	3	5	4	1	4	1	1	1	3	**0,5267**
Ranunculus ololeucos	4	3	2	5	4	1	5	2	1	1	3	**0,5257**
Limodorum abortivum	4	7	2	3	3	1	4	3	1	1	3	**0,5219**

vorliegt (vgl. Tab. 1). Der hier dargestellte Ausschnitt ist Teil der speziellen Bearbeitung der in der Roten Liste als vom Aussterben bedroht eingestuften Taxa. Die durch die jeweiligen Skalierungen vergebenen 8 Wertziffern wurden hier einer z-Wert-Transformation unterzogen, die durch die Skalierung auf einheitliche Minima und Maxima (0 – 1) eine Mittelwertbildung erlaubte. Deren Sortierung ergibt also diese „Rangliste der biogeographischen Schutzrelevanz".

Im oberen Bereich ist eine Gruppe von Sippen mit Werten etwa zwischen 0,7 und 1 zu erkennen, die aufgrund ihrer Gefährdung und Arealeigenschaften als die schutzwürdigsten Gefäßpflanzensippen der Bundesrepublik gelten könnten. Diese Sippen sind alle auch im Weltmaßstab hochgradig gefährdet, besiedeln kleine Areale, die vorrangig in Deutschland liegen und in denen sie selten vorkommen bzw. deutliche Rückgangstendenzen aufweisen. Die meist niedrigen Tax-Werte deuten aber die oft geringe phylogenetische Eigenständigkeit der Sippen im Weltmaßstab an. Auch aus der Sicht der taxonomischen Relevanz muss betont werden, dass es kaum eine endemische Sippe in Deutschland gibt, die nicht schon einmal als Varietät weiter verbreiteten Sippen zugeordnet, oder deren taxonomischer Wert niemals angezweifelt wurde.

Die metrische Skalierung der errechneten arithmetischen Mittel ergibt also zwar eine ganz klare Reihung, die aber erst nach kritischer Prüfung der systematisch-taxonomischen Bedeutung der Sippen z. B. für die notwendige legislative Festsetzung von bundesweiten Schutzprioritäten geeignet wäre.

5.2 Datenauswertungen und -analysen

Der zweite Teil der Ergebnisse umfasst alle Auswertungen, Interpretationen und Analysen der Datenübersichten.

5.2.1 Deskriptive Statistiken

Deskriptive Statistiken der Basisdaten ermöglichen bilanzierende Auswertungen und die Diskussion der erhobenen Merkmalsverteilungen und der Variabilität der schutzrelevanten Areal- und Sippeneigenschaften gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands.

Wichtige Ergebnisse dieser bilanzierend-statistischen Auswertung sind u. a.:

– dass etwa 70% der gefährdeten Arten in Deutschland an ihren Arealrändern oder als Vorposten vorkommen und nur knapp ein Drittel aller bewerteten Arten Deutschland großflächig bzw. als zentralen Teil des Verbreitungsgebietes besiedeln,

– mehr als 60% der betrachteten Gesamtareale sind größer als 10^6 km². Nur etwa 2,5 % der verglichenen Gesamtareale weisen weniger als 100 km² Fläche auf und würden damit in den Seltenheitsklassifikationen von RABINOWITZ (1981), MCINTYRE (1991) oder REY BENAYAS et al. (1999) als „small range species" gelten,

– nach floristischen Abundanzklassen betrachtet, sind die meisten Arten in ihren Hauptarealen eigentlich mäßig häufig, und nur 4,6 % aller betrachteten Arten können nach floristischen Kategorien wirklich als weltweit sehr selten bezeichnet werden,

– etwa 70% der berücksichtigten Arten sind zwar in Deutschland, aber nicht im überregionalen Maßstab gefährdet. Für weitere rund 20% ist eine über Deutschland hinausgehende Gefährdung nur für Zentraleuropa, aber nicht darüber hinaus feststellbar. Deutlich weniger als 10% der Sippen können durch ihre europa- bzw. weltweite Gefährdung wirklich als international bestandsbedrohte Arten gelten.

Als ein konkretes Beispiel für diese Auswertungen soll die Beziehung zwischen lokaler Abundanz und Gesamtarealfläche vorgestellt werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden lokale und regionale Abundanzwerte von 1225 in Deutschland gefährdeten Gefäßpflanzenarten erfasst. Die arealweiten Siedlungsdichten wurden dabei nur innerhalb des Hauptareals (Gebiet kontinuierlicher Verbreitung, ecological densities) ermittelt. Die Arealflächen wurden mit Hilfe von über alle Breitengrade verteilte Referenzflächen in Form prägnanter geographischer Strukturen verschiedener Größe (Inseln, Staaten, Seen) abgeschätzt.

Das Diagramm in Abb. 3 zeigt die Verteilung gefährdeter Pflanzenarten Deutschlands auf die jeweiligen weltweiten Arealgrößen- und Abundanzklassen. Die Mehrzahl unserer gefährdeten Pflanzenarten nimmt also sehr große bis mittel-

große Areale ein, die zum größten Teil in mittlerer Abundanz besiedelt werden.

Bei Berücksichtigung der ungefährdeten Arten würde sich der Anteil der weit verbreiteten und relativ häufigen Arten erhöhen. Schon jetzt ist erkennbar, dass es auch eine Reihe von Arten gibt, die zwar ein großes Areal haben, darin aber überall sehr selten sind (*Minuartia stricta*, *Coleanthus subtilis*, *Carex bohemica*, *Potamogeton compressus* , *Carex heleonastes*).

Auffällig ist das Fehlen von Fällen der Kombination kleiner Areale mit hoher Vorkommensfrequenz. Diese beruht auf der fehlenden bzw. unzureichenden Differenzierung der Abundanzen von Lokal- und Punktendemiten in den zur Datenerfassung verwendeten floristischen Datensammlungen. Der Übergang zum punktuellen Auftreten bedingt oft einen Bruch in der Herangehensweise, da hier der Wechsel von Fundortabundanz (Vorkommensdichte im Areal) zur Individuenabundanz (Individuen- bzw. Zähleinheitendichte am Fundort) erforderlich wird. Im Ergebnis werden Lokalendemiten meist generell als „sehr selten“ bezeichnet.

Abgesehen von diesen methodisch bedingten Verzerrungen ist im gesamten Datensatz ein gewisser positiver Zusammenhang zwischen den Variablen „Arealgröße“ und „Abundanz“ zu erkennen, der aber vorsichtig interpretiert werden muss. Im Diagramm ist diese Korrelation durch die von großen Arealflächen zu kleineren Arealflächen versetzten Maxima der Verteilungskurven der einzelnen Frequenzklassen angedeutet. Sie deutet an, dass weiter verbreitete Arten oft größere lokale Abundanzen aufweisen als eng verbreitete.

Solche positiven interspezifischen Abundanz-Arealgröße-Beziehungen innerhalb taxonomischer Gruppen sind in zahlreichen Datensätzen für verschiedene Organismengruppen, Habitate, geographische Regionen und räumliche Skalenniveaus festgestellt worden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass auch die gefährdeten Sippen der deutschen Flora die allgemein zu beobachtende positive Korrelation zwischen Arealgröße und lokaler Abundanz aufweisen. Es sind aber sehr zahlreiche Abweichungen in alle Richtungen zu erwarten und daher darf auf diesem Skalenniveau auf keinen Fall dahingehend verallgemeinert werden, dass Arten mit sehr großen Arealen automatisch als weltweit häufig anzusehen wären.

Die nächste Darstellung (Abb. 4) stellt die

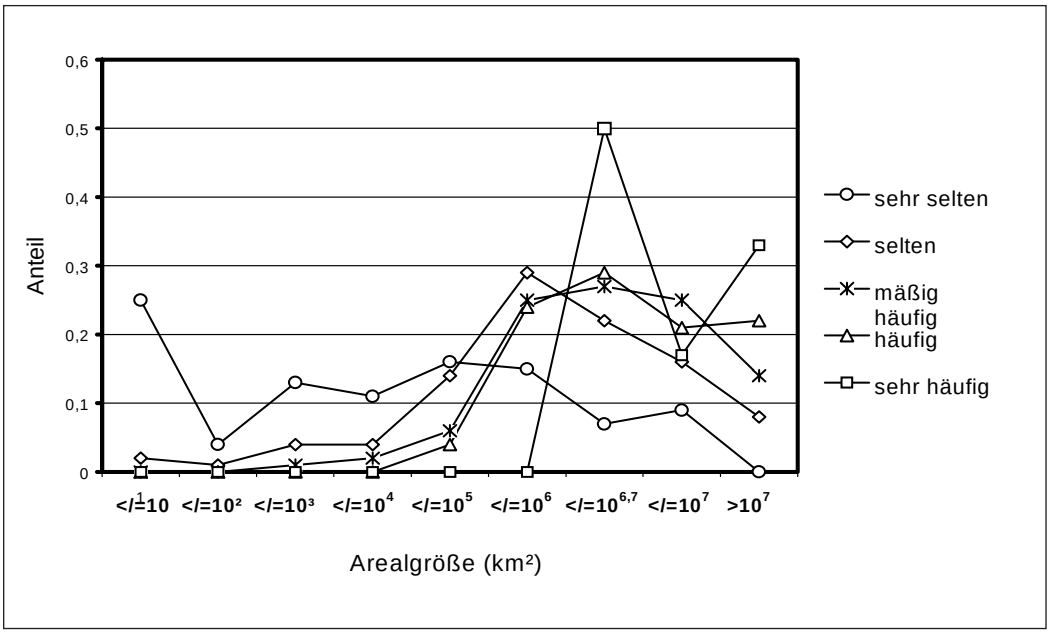


Abb. 3: Prozentanteile gefährdeter Gefäßpflanzen-Sippen Deutschlands dargestellt für die innerhalb der Hauptareale festgestellten floristischen Häufigkeitsklassen und geordnet nach weltweiten Arealgrößenklassen.

Beziehung zwischen Arealcharakter der Vorkommen und dem Grad ihrer Gefährdung in diesem Bezugsraum dar. Die jeweils gezeigten prozentualen Anteile der Gefährdungskategorien der Roten Liste an der jeweiligen Gesamtzahl „gefährdeter“ Sippen lassen erkennen, dass in Deutschland bestandsbedrohte isolierte Vorpostenvorkommen (iVP) die prekärste Gefährdungssituation aufweisen.

75% dieser Sippen sind den wirklich kritischen Kategorien RL-0, RL-1 und RL-2 zugeordnet. Gefährdete Sippen, deren Bestände in Deutschland am Arealrand liegen gehören dagegen nur zu 33% diesen Kategorien an. Zu fast 50 % ernsthaft bestandsbedroht bzw. bereits erloschen sind gefährdete Sippen, deren Arealzentrum in Deutschland vermutet werden kann.

5.2.2 Multivariate Datenanalyse

Den Abschluss der bearbeiteten multivariaten Statistik bildete die hierarchische Clusteranalyse. Dafür wurde die Datenmatrix der Schutzwert-Codes verschiedenen clusteranalytischen Rechenmethoden unterzogen. Es wurde einheitlich die quadrierte euklidische Distanz verwendet. Dieses Distanzmaß wurde ausgewählt, da Größe und Verhältnis der Metrikparameter q und r in der Berechnungsformel bewirken, dass größere Unterschiede in wenigen Variable stärker gewichtet werden als kleine Unterschiede in vielen Variablen.

Als am besten geeignet erwies sich das Verfahren des Complete Linkage (CL), dass hohe Homogenitätsanforderungen stellt. Die durch scree-tests erkannte 10-Cluster-Lösung des CL-Verfahrens ist in Abbildung 5 schematisch dargestellt.

Dabei sind die zur Clusterzusammenführung (Verschmelzung) überwundenen Distanzen in etwa maßstabsgetreu wiedergegeben. Die Nummerierung ist entsprechend des Zuordnungsverlaufes vorgenommen worden. An der jeweiligen Astlänge der Cluster und der bis zum Ursprung des Schemas überwundenen Knotenzahl (Verzweigungsstellen) kann die relative Eigenständigkeit der Gruppen abgelesen werden.

Demnach sind die Cluster 1.1 und 1.2, die zusammen 74 Sippen umfassen, am stärksten isoliert. Am wenigsten eigenständig sind dagegen die Sippengruppen der Cluster 2.2.1.1.1 und 2.2.1.1.2, die als letzte voneinander getrennt wurden.

Die Ordnungsstruktur im oberen Bereich des Schemas deutet auf die Möglichkeit hin, **fünf** stärker isolierte Gruppen zu unterscheiden. Sie wurde vorerst nicht betrachtet, da die Vielzahl an Kombinationsmöglichkeiten der Schutzwertziffern eine größere Variabilität vermuten ließ.

Um den Inhalt der individuellen Cluster besser veranschaulichen zu können, wurden neben den Clusternummern auch bezeichnende und

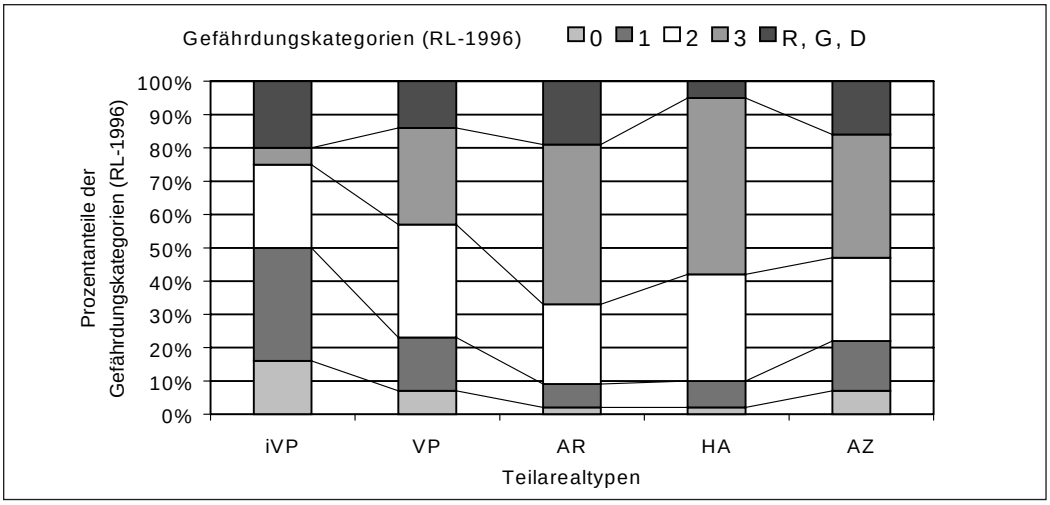


Abb. 4: Prozentuale Verteilung der Sippen auf die Gefährdungskategorien der Roten Liste Gefäßpflanzen in Bezug zum Arealcharakter der deutschen Vorkommen.

namengebende Pflanzensippen ausgewählt. Wichtiger war es aber die erhaltenen Gruppen treffend zu charakterisieren, da erst die Möglichkeit der sinnvollen Interpretation den Erfolg eines clusteranalytischen Verfahrens belegt.

Um den Inhalt der individuellen Cluster besser veranschaulichen zu können, schien es notwendig zu sein, neben den Clusternummern auch bezeichnende und namengebende Pflanzensippen auszuwählen. Da jedes Cluster eine charakteristische Folge der mittleren Schutzwertzahlen aufweist, ist es möglich, anhand der sippenspezifischen Zahlenkombination die jeweils „passendste" Art als Typus-Namen auszuwählen. Wichtiger ist es aber, die erhaltenen Gruppen treffend zu charakterisieren, da erst die Möglichkeit der sinnvollen Interpretation den Erfolg eines clusteranalytischen Verfahrens belegt. Im folgenden sollen deshalb die Sippengruppen möglichst allgemeingültig und treffend charakterisiert werden, um eine vergleichende Betrachtung zu ermöglichen.

Cluster 1.1 „*Gentianella bohemica*-Gruppe" (20 Sippen)
– enthält vorrangig indigene Sippen
– deutsche Arealteile entsprechen verschiedenen Charakteren, aber mit 60% schwerpunktmäßig Hauptarealabschnitten
– Gesamtarealflächen von 10^3 bis 10^6 km² Größe werden in geringer bis sehr geringer Dichte besiedelt
– Sippen weisen zwischen 1/10 und 1/3 Arealanteil in Deutschland auf und zeigen in Mitteleuropa deutliche Bestandsrückgänge
– weltweit kleine Populationen, global bestandsbedroht

Cluster1.2 „*Stipa borysthenica* subsp. *germanica*-Gruppe" (54 Sippen)
– ausschließlich indigene Sippen
– deutsche Arealteile sind Arealzentrumsbereiche
– sehr kleine Gesamtarealflächen im Bereich von < 10 km² (Lokalpopulationen) bis 10^4 km², in mittlerer bis geringer Dichte besiedelt
– sehr hohe Arealanteile in Deutschland (zu 89% >3/4), in Mitteleuropa vereinzelte Rückgänge
– weltweit kleine Populationen, global bestandsbedroht

Cluster 2.1.1.1 „*Pyrola media*-Gruppe" (289 Sippen)
– vorrangig indigene Sippen, aber 17% Archäophyten und Neophyten
– in Deutschland hauptsächlich Vorposten und Arealrandvorkommen sowie Hauptarealabschnitte
– mittelgroße Arealflächen von $>10^5$ bis $5x10^6$ km², in mittlerer Dichte besiedelt
– nur geringe Flächenanteile in Deutschland, stabile bis leicht rückläufige Bestände in Mitteleuropa
– weltweit ungefährdete Populationen, kaum über Deutschland hinaus bestandsgefährdet

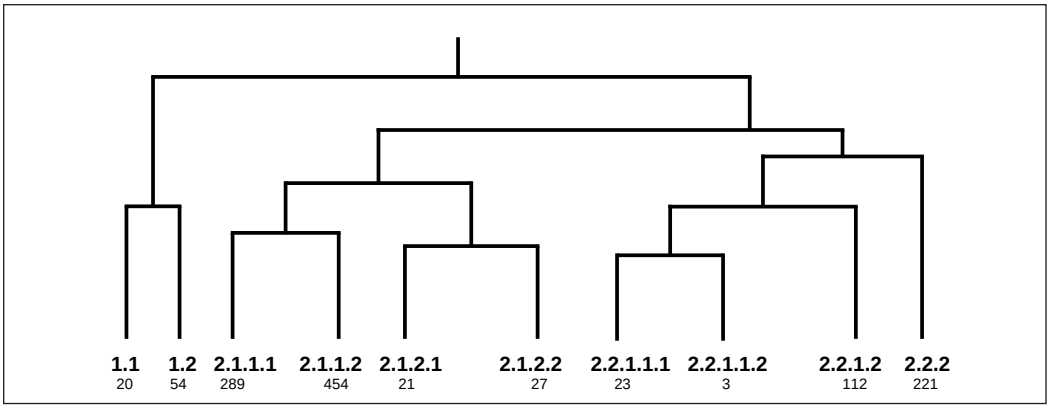


Abb. 5: Schematische Darstellung der 10-Cluster-Lösung des Complete-Linkage-Verfahrens. Die horizontalen Verbindungslinien geben keine Distanzen wieder, doch die vertikalen Verbindungslinien entsprechen schematisch proportional den zur Clusterzusammenführung (Verschmelzung) zu überwindenden Distanzen.

Cluster 2.1.1.2 „*Achillea setacea*-Gruppe“ (454 Sippen)
– hauptsächlich indigene sowie wenige archäophytische und neophytische Sippen
– in Deutschland vorwiegend Arealrandvorkommen sowie Vorposten
– mittelgroße Arealflächen von $>10^5$ bis $5x10^6$ km², in mittlerer Dichte besiedelt
– fast ausschließlich < 1/10 Arealflächenanteil in Deutschland, stabile bis leicht rückläufige Bestände in Mitteleuropa
– weltweit ungefährdete Populationen, kaum über Deutschland hinaus bestandsgefährdet

Cluster 2.1.2.1 „*Luzula desvauxii*-Gruppe“ (21 Sippen)
– ausschließlich indigene Sippen
– deutsche Arealteile sind meist isolierte Vorposten aber z. T. auch Arealzentrums- sowie Hauptarealbereiche
– Sippen besiedeln mittlere bis kleine Areale ($>10^3$ bis 10^6 km²) in mittlerer Dichte
– nur sehr geringe Flächenanteile in Deutschland, oft stabile Bestände in Mitteleuropa
– Populationen über Deutschland hinaus nicht bestandsgefährdet

Cluster 2.1.2.2 „*Saussurea pygmaea*-Gruppe“ (27 Sippen)
– fast ausschließlich indigene Sippen
– in Deutschland vorrangig als Hauptareal- bzw. seltener Arealzentrumspopulationen
– Sippen besiedeln mittlere bis kleine Areale ($>10^3$ bis 10^6 km²) in geringer Dichte
– geringe Flächenanteile in Deutschland, oft stabile Bestände in Mitteleuropa
– Populationen über Deutschland hinaus nicht bestandsgefährdet

Cluster 2.2.1.1.1 „*Botrychium matricariifolium*-Gruppe“ (23 Sippen)
– indigene sowie einige archäophytische Sippen
– deutsche Teilpopulationen mit verschiede-

Tab. 3: Übersicht zu den auf jeweils eine Dezimalstelle gerundeten Mittelwertkombinationen der einzelnen Cluster, denen jeweils eine namengebende Art mit der entsprechenden Schutzwert-Zahlenfolge zugeordnet wurde.

CLUSTER	STA	TAX	CHA	GRÖ	ABU	PRO	DYN	GEF
CL 1.1 „Gentianella bohemica“	3,9 4	2,5 3	2,9 3	5,0 6	4,4 5	1,9 2	5,3 6	7,2 7
CL 1.2 „Stipa borysthenica germanica“	4,0 4	2,4 2	5,0 5	7,7 9	4,1 4	4,6 5	4,8 4	7,4 7
CL 2.1.1.1 „Pyrola media“	3,8 4	4,0 4	2,0 2	2,6 2	2,9 3	1,2 1	4,6 5	1,1 1
CL 2.1.1.2 „Achillea setacea“	3,9 4	2,3 2	1,6 2	3,3 2	2,9 2	1,1 1	4,5 5	1,1 1
CL 2.1.2.1 „Luzula desvauxii“	4,0 4	4,6 5	3,9 4	5,1 6	3,4 3	1,7 1	4,2 4	1,2 1
CL 2.1.2.2 „Saussurea pygmaea“	4,0 4	1,8 2	4,2 3	4,7 5	3,6 4	2,4 3	4,7 5	1,4 1
CL 2.2.1.1.1 „Botrychium matricariifolium“	3,9 4	7,1 7	2,6 3	2,3 3	3,4 3	1,2 1	4,9 5	3,8 5
CL 2.2.1.1.2 „Coleanthus subtilis“	3,7 4	6,3 7	3,0 3	2,3 2	5,0 5	2,0 2	4,7 5	7,0 7
CL 2.2.1.2 „Orobanche alsatica“	3,9 4	3,4 3	2,7 3	2,8 3	3,4 3	1,2 1	5,0 5	3,4 3
CL 2.2.2 „Glaucium corniculatum“	3,8 3	6,3 6	1,9 2	2,3 2	2,8 3	1,1 1	4,7 5	1,4 1

nen Arealcharakteren, vorrangig Vorposten und Hauptarealbereiche
– große bis sehr große Siedlungsgebiete (>10^6 km²) unterschiedlicher Siedlungsdichte
– nur sehr geringe Flächenanteile in Deutschland, stellenweise zurückgehende Bestände in Mitteleuropa
– große Populationen, zentraleuropaweit, aber nicht darüber hinaus bestandsgefährdet

Cluster 2.2.1.1.2 „*Coleanthus subtilis*-Gruppe“ (4 Sippen)
– Sippen unterschiedlichen Indigenats
– deutsche Teilpopulationen sind Hauptarealbereiche
– große Arealflächen (>10^6 km²) mit sehr geringer Siedlungsdichte
– Sippen weisen zwischen 1/10 und 1/3 Arealanteil in Deutschland auf und zeigen in Mitteleuropa einzelne Bestandsrückgänge
– trotz Arealgröße nur kleine Weltpopulationen, die wegen geringer Siedlungsdichte global als potentiell gefährdet anzusehen sind

Cluster 2.2.1.2 „*Orobanche alsatica*-Gruppe“ (112 Sippen)
– zu großen Teilen indigene Sippen und einige Archäophyten
– deutsche Arealteile entsprechen verschiedenen Charakteren, aber mit 70% schwerpunktmäßig Randvorkommen (Arealrand-, Vorposten- und isolierte Vorpostenvorkommen)
– mittelgroße Arealflächen (meist >10^5 km²) in mittlerer bis geringer Dichte besiedelt
– geringe Flächenanteile in Deutschland, Bestände in Mitteleuropa teilweise rückläufig
– an Arealrändern zentraleuropaweit bestandsbedroht, Hauptareale ungefährdet

Cluster 2.2.2 „*Glaucium corniculatum*-Gruppe“ (221 Sippen)
– meist indigene Sippen, aber mit deutlichem Archäo- und Neophytenanteil
– in Deutschland vorwiegend Arealrandvorkommen sowie Vorposten
– große bis sehr große Siedlungsgebiete (>10^6 km²) mit mittlerer Siedlungsdichte
– geringe Flächenanteile in Deutschland, Bestände in Mitteleuropa stabil bis teilweise rückläufig
– Populationen über Deutschland hinaus nicht bestandsgefährdet

Es zeigt sich insgesamt, dass die ermittelte Ordnungsstruktur nicht unmittelbar für die Zuweisung von Handlungsprioritäten Verwendung finden kann, da bei Einbeziehung aller Variablen keine sehr deutlich getrennten Gruppen erhalten werden können. Die multivariate Datenanalyse zeigt nur, welche grundsätzlichen Typen von Merkmalskombinationen unter den gefährdeten Sippen auftreten und kann damit auf Kriterien hinweisen, die bei Evaluierungen Verwendung finden sollten, diese aber nicht vorwegnehmen.

5.2.3 Ermittlung der globalen biogeographischen Verantwortlichkeit Deutschlands

Für eine Weiterführung und Verbesserung der in der Roten Liste (KORNECK et al. 1996) begonnenen Beurteilung der deutschen Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten wurde daher auf einige wenig differenzierende Variable verzichtet. Entsprechend den Ergebnissen der Datenanalyse ist es angebracht, die Zahl der unterschiedenen Stufen auf 5 zu erhöhen. Der resultierende Kriterienschlüssel ist in der folgenden Übersicht (Tab. 4) dargestellt.

In Abb. 5 sind die Ergebnisse dieser Verantwortlichkeitsbewertung zusammengefasst. Der weiterentwickelte Kriterienschlüssel und die verbesserte Bewertungsgrundlage ergeben eine klare Übersicht zur biogeographisch begründeten Schutzrelevanz der in Deutschland gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen.

Mit etwa 20% biogeographisch besonders schutzrelevanter gefährdeter Sippen ist eine sinnvolle Prioritätensetzung möglich. Für die weltweite Erhaltung der Bestände bzw. des genetischen Entwicklungspotentials dieser Sippen trägt Deutschland eine besondere Verantwortlichkeit, die im Falle akuter Gefährdung dringend Schutzmaßnahmen erforderlich macht. Die Wertzuweisung für alle gefährdeten Sippen ergibt für 41,5% eine mäßige und für 37,7% geringe internationale Verantwortlichkeit. Keine besondere Verantwortlichkeit trägt Deutschland für die Sippen *Crepis setosa*, *Aira caryophyllea* subsp. *multiculmis* und *Valerianella eriocarpa*.

Der graphische Überblick über die Verteilung auf die Gefährdungskategorien (Abb. 6) verdeutlicht, dass der Anteil international hoch bedeutsamer Vorkommen der Sippen mit dem Gefährdungsgrad in Deutschland zunimmt. Für 50% aller in Deutschland erloschenen oder verschollenen Sippen besteht bzw. bestand große und sehr große internationale Schutzverantwortlichkeit. Das zeigt, dass das Erlöschen von Pflanzenarten in Deutschland weder in nationaler noch internationaler Sicht verharmlost werden darf.

Innerhalb der Verantwortlichkeitsstufen sind die zugeordneten Arten relativ ähnlich auf die Gefährdungskategorien verteilt. Das ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass auch unter den bislang als ungefährdet eingeschätzten Sippen ein deutlicher Anteil international bedeutsame Vorkommen aufweist. Daher ist es sinnvoll und notwendig, die Bewertungsmethodik auf die gesamte Flora anzuwenden.

5.2.4 Kriterienschlüssel vs. Mittelwertberechnung

Die abweichende Zahl der berücksichtigten Parameter und die durch die unterschiedlich feine Skalierung hervorgerufene Verzerrung der Wertigkeit besonders der niedrigsten Schutzwertzahlen lassen Abweichungen zwischen den Ergebnissen der Bewertungsverfahren erwarten. Die Auftragung der arithmetisch ermittelten Schutzrelevanz mit der nach dem Kriterienschlüssel (Tab. 5) zugeordneten Verantwortlichkeit bietet hier relativ gute Vergleichsmöglichkeiten (Abb. 7).

Ganz klar zeigt sich, dass die Mittelwert-Methode ganz ähnliche Ergebnisse wie der Bewertungsschlüssel erzielt. Die beiden Verteilungen sind signifikant positiv korreliert (Kendall (b = 0,664, Spearman (= 0,782). Deutliche Ausreißer sind nur die durch schwarze Dreieckssignaturen hervorgehobenen *Rubus glauciformis* (Vg BRD 4/Mittelwert 0,4851), *Rubus phoenicacanthus* (Vg BRD 4/Mittelwert 0,4601) und nach unten *Thesium ebracteatum* (Vg BRD 2/Mittelwert 0,5021).

Die beiden *Rubus*-Sippen repräsentieren Vorposten- bzw. Arealrandvorkommen, besiedeln mittelgroße Areale (>10000 km²), haben nach Datenlage stabile Vorkommen und sind zentraleuropaweit als ungefährdet eingestuft worden. Ihre Zuweisung zur Verantwortlichkeitsstufe ! (groß) ist nur durch ihre vermutete weltweit geringe Vorkommensfrequenz begründet.

Die *Thesium*-Vorkommen in Deutschland sind Teil des Hauptareals, die taxonomische Wertigkeit liegt in der Wertklasse 3 und die Art geht im Gesamtareal stellenweise zurück. Zentraleuropaweit liegt leichte Gefährdung vor. Hier sind also durchweg mittlere Schutzwerte erreicht, die zwar keine Zuweisung zu einer der beiden höchsten Verantwortlichkeitsstufen rechtfertigen, aber in der Gesamtsicht eine deutliche Schutzrelevanz bedingen.

Die prioritär schutzbedürftigen Arten sind

Tab. 4: Kriterienschlüssel zur Ermittlung der globalen biogeographischen Verantwortlichkeit Deutschlands.

Verantwortung Vg BRD	Eine(s) der folgenden Merkmale (Kombinationen) muss erreicht sein				
	Anteil (PRO)	**Charakter (CHA)**	**Abundanz (ABU)**	**Größe (GRÖ)**	**Gefährdung (GEF)**
!! sehr groß (5)	≥ 75%	Arealzentrum (Anteil ≥ 33%)	sehr selten	<10² km²	global gefährdet
! groß (4)	≥ 33%	isol. Vorposten bzw. Arealzentrum (Anteil ≥ 10%)	selten (Anteil ≥ 10%)	<10³ km²	europaweit gefährdet
= mäßig (3)	≥ 10%	Vorposten bzw. Hauptareal (Anteil ≥ 10%)	selten bzw. mäßig häufig (Anteil ≥ 10%)	<10⁵ km²	zentraleuropaweit gefährdet
* gering (2)	< 10%	Arealrand	mäßig häufig oder häufig	<10⁶ km²	international ungefährdet
° keine besondere (1)	Epheme rophyt	[Kultursippe]	sehr häufig	>/=10⁶ km²	deutschlandweit ungefährdet

natürlich in Deutschland und angrenzenden Gebieten endemisch vorkommende Sippen, die somit auch weltweit kurz vor dem Verschwinden stehen. Sie bedürfen höchster Priorität bei der Planung von Artenschutzmaßnahmen. Zu dieser Gruppe besonders dringend schutzbedürftiger Arten zählen aber auch solche mit weiterer Verbreitung wie *Apium repens*, *Potamogeton rutilus* oder *Utricularia bremii*, da sie weltweit äußerst selten sind und in verschiedenen Arealteilen starke Standortsverluste festgestellt wurden.

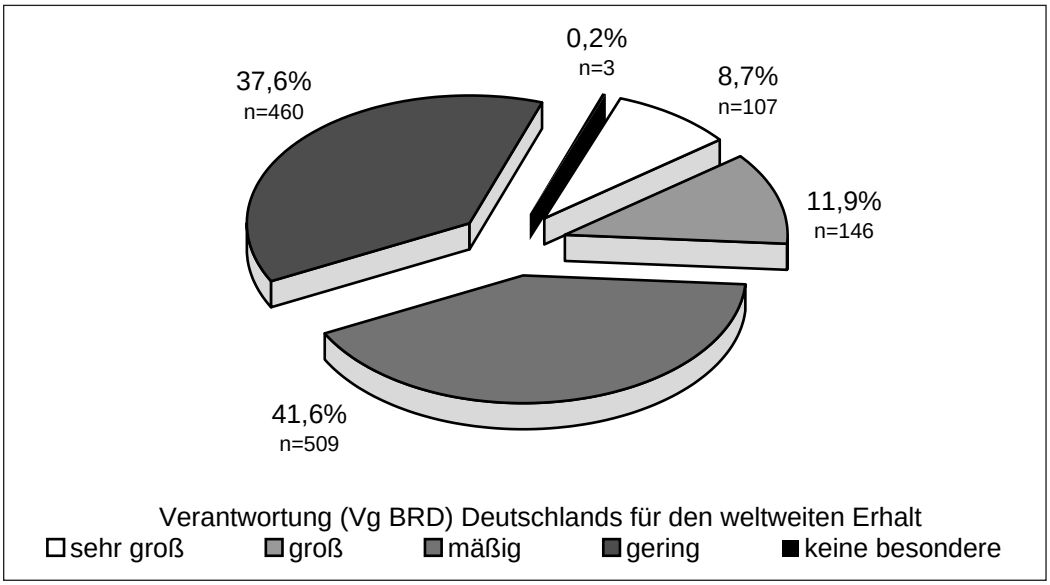


Abb.5: Prozentuale Verteilung der globalen Verantwortung Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Bestände und des genetischen Differenzierungspotentials in Deutschland seltener und gefährdete Sippen.

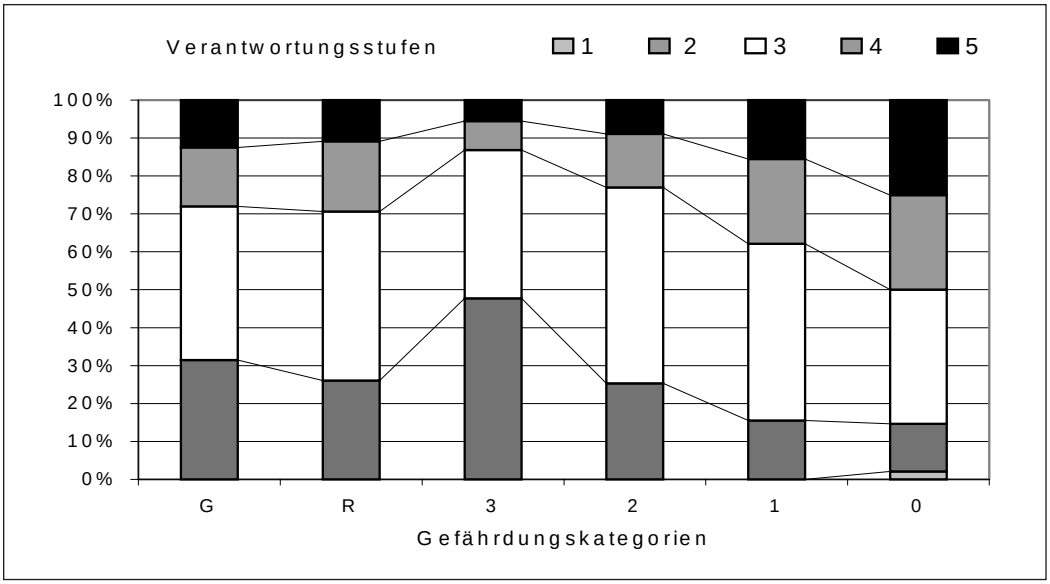


Abb. 6: Seltene und/oder gefährdete Gefäßpflanzen-Sippen Deutschlands dargestellt nach Anteilen der Verantwortungsstufen innerhalb der Gefährdungskategorien der Roten Liste Gefäßpflanzen (KORNECK et al. 1996)

Die sich ergebende Reihung zeigt, dass die „top ten“ der bedrohten Arten sich aus Kleinarten, apomiktischen Sippen und schwach gekennzeichneten Taxa zusammensetzt. Diesem Umstand sollte durch gezielte Untersuchungen der taxonomischen Relevanz der betreffenden Sippen Rechnung getragen werden. So kann die vorliegende Arbeit auch verwendet werden, um Forschungsprioritäten innerhalb der zahlreichen taxonomisch unsicheren, umstrittenen Sippen zu finden.

Für den größten Teil aller gefährdeten Sippen ist allerdings die Bedeutung der einheimischen Vorkommen für ihre weltweite Erhaltung als mäßig bis gering einzuschätzen. Damit soll aber keinesfalls das Ausmaß der Gesamtgefährdung von Flora und Vegetation in Deutschland verharmlost werden.

Deutliche Tendenzen anthropogener Bestandsbedrohung sollten bei keiner einheimischen oder fest eingebürgerten Sippe passiv hingenommen werden, nur weil in anderen Gebieten der Erde ungefährdete Populationen existieren. Die Verantwortlichkeitseinstufung soll allein dazu dienen, auf außerdem auch weltweit bedeutsame Sippenvorkommen hinzuweisen und so die dringendsten Schutzerfordernisse anzuzeigen.

Es soll abschließend noch einmal in aller Deutlichkeit darauf hingewiesen werden, dass die biogeographische Schutzrelevanz nur <u>einen</u> Aspekt umfassenderer und weiterführender Prioritätensetzungen repräsentiert. Insgesamt wird ganz deutlich, dass sich das gesamte Anwendungspotential der Untersuchung nur erschließt, wenn alle Arten der Flora der Bundesrepublik Deutschland in die Bewertung einbezogen werden, da dann verbesserte und gesicherte Aussagen und Anwendungen zu erwarten sind.

6 Zusammenfassung

Die Gefährdungsanalysen der nationalen Roten Listen allein bieten aufgrund der großen Anzahl der gefährdeten Arten und der Beschränkung auf politisch begrenzte Räume keine ausreichende Grundlage für eine geeignete Setzung von Schutzprioritäten und sollen deshalb durch weitere Bewertungsverfahren er-

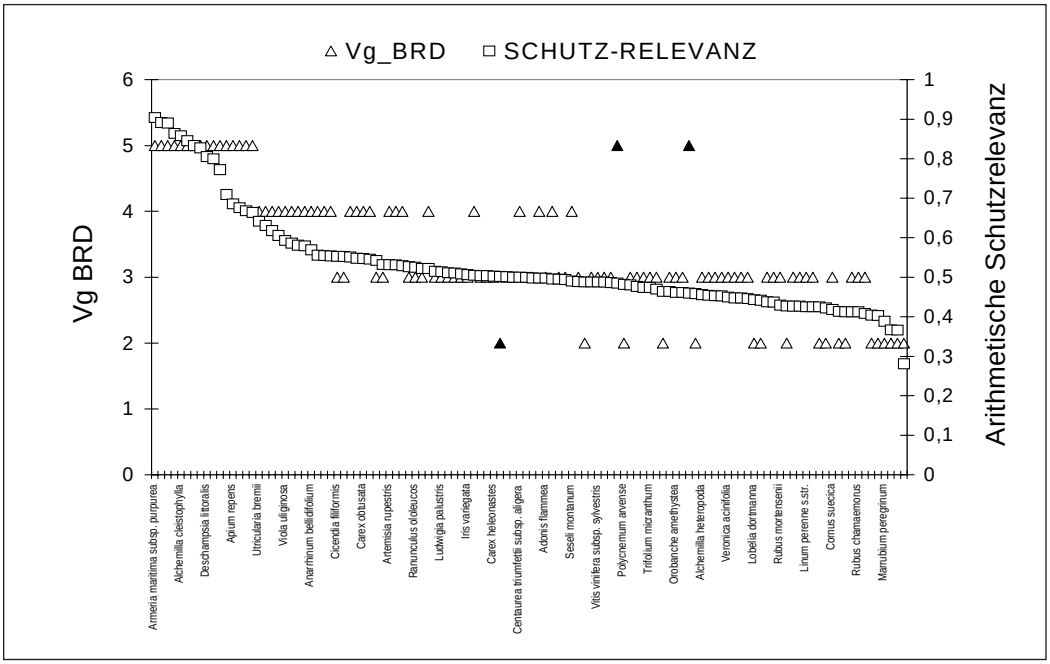


Abb. 7: Gegenüberstellung der arithmetisch ermittelten Schutzrelevanz vom Aussterben bedrohter Gefäßpflanzen-Sippen Deutschlands (vgl. Tab. 3) gegen die nach dem Kriterienschlüssel (Tab. 5) zugeordneten Verantwortungsstufen.

gänzt werden. Der vorliegende Beitrag stellt Möglichkeiten arealkundlicher Forschung für solche naturschutzfachlichen Bewertungen vor, die in den Roten Listen neben der Gefährdung angegeben werden könnten.

Ziel ist es die gefährdeten Arten auf ihre pflanzengeographische Schutzrelevanz zu untersuchen, die zeigen soll, in welchem Maße die Bundesrepublik Deutschland Möglichkeiten zur weltweiten Erhaltung der Bestände und des genetischen Entwicklungspotentials bedrohter Arten wahrnehmen kann und muss.

7 Literaturverzeichnis

BÄSSLER, M., JÄGER, E. J., WERNER, K. [Hrsg.] (1996): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 2., 17. Aufl. – Heidelberg (Spektrum) 266 S.

DANIELS, R. J. R., HEDGE, M., JOSHI, N. V., GADGIL, M. (1991): Assigning conservation value: a case study from India. – *Cons. Biol.* **5**: 464-475.

DRUDE, O. (1896): Deutschlands Pflanzengeographie 1.- Stuttgart (Engelhorn) 502 S.

GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-92. - *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* **30**/1-2: 1-895.

GASTON, K. J. (1991): How large is a species' geographic range? - *Oikos* **61**: 434-438.

GASTON, K. J. (1994a): Measuring geographic range sizes. - *Ecography* **17**: 198-205.

GASTON, K. J. (1994b): Geographic range sizes and trajectories to extinction. - *Biodiv. Letts.* **2**: 163-170.

HAYEK, A. (1926): Allgemeine Pflanzengeographie. – Berlin (Bornträger) viii+409 S.

HEGI, G. [Begr.], Conert, H. J., Hamann, U., Schultze-Motel, W., Wagenitz, G. [eds.] (1906 ff): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. - 3. Aufl., Berlin: Parey.

HOFFMANN, M. H., WELK, E. (1999): A method for the estimation of the global population sizes of plant species – the Area-abundance-index. – *Global Ecology and Biogeography* **8**: 39-46.

IUCN THREATENED PLANTS UNIT (1983): List of rare, threatened and endemic plants in Europe. 2nd. ed. Nature and Environment Series 27; - Strasbourg: Council of Europe Publications Section.

JÄGER, E. (1968): Die pflanzengeographische Ozeanitätsgliederung der Holarktis und die Ozeanitätsbindung der Pflanzenareale. - *Feddes Repert.* **79**, 157 - 335.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U., MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **29**: 299-444.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta & Spermatophyta) Deutschlands. - *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **28**: 21-187.

MCINTYRE, S. (1992): Risks associated with the setting of conservation priorities from rare plant species lists. - *Biol. Cons.* **60**: 31-37.

MEUSEL, H., JÄGER, E. J. & WEINERT, E. (1965,1978,1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora Bd. 1 (2 Teile), Bd. 2 (mit S. RAUSCHERT, 2 Teile), Bd. 3 (H. MEUSEL & E. J. JÄGER, 2 Teile). - (1) 583, (2) 418, (3) 333 + 688 S. Kartenbände; - Jena (Fischer).

RABINOWITZ, D. (1981): Seven forms of rarity. – In: SYNGE, H. [Hrsg.]: The biological aspects of rare plant conservation. – Chichester (Wiley): 205-217.

REY BENAYAS, J. M., SCHEINER, S. M., GARCÍA S NCHEZ-COLOMER, M. & LEVASSOR, C. (1999): Commoness and Rarity: Theory and Application of a New Model to Mediterranean Montane Grasslands. – *Conservation Ecology* [online] **3**/1: 5. Available from the Internet. URL: http://www.consecol.org7vol3/iss1/art5.

SCHEUERER, M., HAEUPLER, H., KORSCH, H., VOGEL, A. (1997): Kap. 3.1.3 Sippenbezogene Auswertungen der Datenbank für die Rote Liste. – In: HAEUPLER, H., KORSCH, H., MAY, R., SCHEUERER, M., SCHÖNFELDER, P., VOGEL, A. (1997): Datenbank Gefäßpflanzen. Zentralstellen für die Floristische Kartierung Deutschlands Bochum, Halle, Regensburg.

SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K.-F. (1999): Central european vascular plants requiring priority conservation measures - an analyses from national Red Lists and distribution maps.- *Biodiversity and Conservation* **8**: 891-925.

SCHNITTLER, M., LUDWIG, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. - *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **28**: 709-739.

TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M., WEBB, D. A. [eds.] (1964-93): Flora Europaea 1-5. - Cambridge (Univ. Press).

WALTER, K. S. & GILLETT, H. J. (eds.)(1998): 1997 IUCN Red List of Threatened Plants. IUCN, Gland, lxiv + 862 S.

WELK, E.; HOFFMANN, M. H. (2000): Bewertung der Schutzrelevanz von Gefäßpflanzen in Deutschland aus arealkundlicher Sicht. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **65**:

WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands mit Chromosomenatlas von F. ALBERS. - Stuttgart (Ulmer) 764 S.

Anschrift des Verfassers:
Dr. ERIK WELK, Institut für Geobotanik und Botanischer Garten,
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Neuwerk 21, D-06108 Halle/Saale

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 28-46

MARTIN SCHNITTLER, Bonn und KARL-FRIEDRICH GÜNTHER, Jena

Vorrangig schutzbedürftige Pflanzenarten in Mitteleuropa – eine Auswertung nationaler Roter Listen und Arealkarten

Einleitung

Seit mehr als 25 Jahren sind Rote Listen eines der erfolgreichsten Instrumente des Naturschutzes. Die Ursache für diese hohe Akzeptanz ist die einfache, leicht verständliche Skala der Gefährdungskategorien, mit der das sehr komplexe Geschehen "Gefährdung" klassifiziert wird. Regionale Rote Listen sagen jedoch nur etwas über die Gefährdung einer Art innerhalb des betrachteten Gebietes, im folgenden Bezugsraum genannt, aus. Um darüber hinaus Prioritäten für den Schutz einer gefährdeten Art zu setzen, muss ihre weltweite Verbreitung und Gefährdungssituation berücksichtigt werden. Erst dann kann der Grad der Verantwortlichkeit des Naturschutzes im Bezugsraum für die weltweite Erhaltung der Art beurteilt werden. Dieser Beitrag zeigt in gekürzter Form die Ergebnisse einer solchen Analyse für die Farn- und Blütenpflanzen Mitteleuropas (vergl. SCHNITTLER & GÜNTHER 1999 für eine ausführliche Darstellung).

Methoden

Die Grundlage der Analyse bildet eine Datenbank aller in nationalen Roten Listen aufgeführten Arten mit Angaben zu Vorkommen und Gefährdungsgrad in den einzelnen Ländern. Auf der Basis dieser Einstufungen wurde der Gefährdungsgrad für ganz Mitteleuropa ermittelt. Die Abschätzung der Verantwortlichkeit der mitteleuropäischen Staaten für die weltweite Erhaltung der Art erfolgte mittels publizierter Arealkarten. Am weitesten oben in der Prioritätenliste stehen diejenigen Arten, die in hohe Kategorien sowohl bei Gefährdung als auch bei Verantwortlichkeit eingestuft werden.

Abgrenzung des Untersuchungsraumes. – Da nationalen Roten Listen Bezugsräume mit größtenteils künstlichen Grenzen zugrunde liegen, wurde bei der Abgrenzung Mitteleuropas ein Kompromiss zwischen politischen und phytogeographischen Grenzen gesucht. Die hier gewählte Abgrenzung Mitteleuropas lehnt sich an

Kasten 1: Grenzen Mitteleuropas

Mitteleuropa im Sinne dieser Arbeit umfasst die Teile der Niederlande und Belgiens südlich und südöstlich der Maas, das östliche Frankreich (die Departements östlich und einschließlich Ardennes, Meuse, Haute-Marne, Haute-Saône, Jura), Luxembourg, die Schweiz (mit Ausnahme des Kantons Wallis), Deutschland, Polen, die Tschechische und die Slowakische Republik sowie Östereich und Ungarn. Aus phytogeographischer Sicht (MEUSEL *et al.* 1965 ff.) schließt das Gebiet den Rheinischen und Fälischen Teil der subatlantischen Florenprovinz, die südbaltischen, polnischen und hercynischen Teile der Mitteleuropäischen Provinz, die Nord- und Zentralalpische Unterprovinz sowie die nördlichen Teile der Karpathischen und Pannonischen Unterprovinz ein. Regionen mit abweichendem Relief bzw. Klima sind die Alpen und die submeridional getönte pannonische Region.

Kasten 2 : Quellen für die Datenbank nationaler Roter Listen

Innerhalb der hier verwendeten Abgrenzung Mitteleuropas liegen neun Staaten. Die Mehrzahl der nationalen Roten Listen benutzt das System der IUCN (1976), das wie folgt übersetzt wurde: **Ex = 0**, **E = 1**, **V = 3**. Einige Listen verwenden **Vm** (most vulnerable), das mit der Kategorie **2** übersetzt wurde. Arten mit den Zusatzsymbolen + oder – (verwendet von Österreich und Deutschland) sind in einzelnen Regionen des Landes starker oder schwächer gefährdet. Das Symbol **D** (data deficient) wird für **K** (insufficiently known) benutzt. Die Symbole **R** (rare) und **I** (indeterminate) wurden beibehalten. War keine nationale Florenliste verfügbar, wurden die Daten der Flora Europaea verwendet. Im einzelnen wurden die folgenden Roten Listen einbezogen (einige an Mitteleuropa angrenzende Staaten sind zur Information ebenfalls aufgeführt):

No – Niederlande (WEEDA *et al.* 1990, Nummersymbole); Florenliste von VAN DER MEJDEN *et al.* (1991).

Be – Belgien (DELVOSALLE *et al.* 1969); keine explizit angebenen Gefährdungskategorien, die kurzen Angaben zu den Arten wurden in die Symbole **0**, **I** und **R** übersetzt; Florenliste nicht verfügbar.

It – Italien, nördliche Regionen (CONTI *et al.* 1997; Kategoriensystem der IUCN 1994); die Kategorie **LR** (Lower Risk) wurde in allen Fällen mit **r** übersetzt, in denen die Vorgängerliste (CONTI *et al.* 1992) die Kategorie **R** aufführte. Als Florenliste wurde EHRENDORFER (1973) verwendet, die Norditalien bis zum 45° N einschließt.

Ga – östliches Frankreich (OLIVIER *et al.* 1995, Kategorien der IUCN 1976); erster Band (seltene Arten, nur diese mit Vorkommen in den östlichen Departements wurden berücksichtigt); Florenliste nicht verfügbar.

He – Schweitz (LANDOLT 1991, Kategorien der IUCN 1976); EHRENDORFER (1973) diente als Florenliste.

Lx – Luxembourg (LAUFF 1993); eigenes Kategoriensystem, übersetzt als **D1–3 = 0**, **R1 = 1**, **R2 = 2**, **R3**, **R4 = 3**, **R5 = R**; keine Florenliste verfügbar.

Ge – Deutschland (KORNECK *et al.* 1996, Nummernsymbole), zusätzliche Kategorien **D** (Daten ungenügend) und **G** (Gefährdung anzunehmen, übersetzt als **I**); Rote Liste und Florenliste kombiniert.

Po – Polen (ZARZYCKI *et al.* 1992, Kategorien der IUCN 1976); Florenliste von MIREK *et al.* (1995).

Cz – Tschechische Republik (HOLUB *et al.* 1979, Kategorien der IUCN 1976); die unter "Unklare Fälle" (Nejasne Pripady) aufgelisteten Arten blieben unberücksichtigt; EHRENDORFER (1973) wurde als Florenliste genutzt, obwohl die Teile der Slowakei bis 19°10' E eingeschlossen sind.

Sl – Slovakische Republik (MAGLOCKÝ & FER KOV 1993, Kategorien der IUCN 1976). Im Unterschied zur IUCN wird die Kategorie **R** als Zusatzsymbol genutzt und wurde daher mit dem Symbol **r**, kombiniert mit der Gefährdungskategorie, übersetzt. Keine Florenliste verfügbar.

Au – Österreich (NIKLFELD *et al.* 1986, Nummernsymbole); Florenliste von EHRENDORFER (1973).

Hu – Ungarn (ZOLTAN 1990, Kategorien der IUCN 1976); EHRENDORFER (1973) wurde als Florenliste genutzt, wobei jedoch nur der Westteil des Landes eingeschlossen ist (daher ergänzt durch Flora Europaea).

Sw – Slowenien (WRABER & SKOBERNE 1989, Kategorien der IUCN 1976); EHRENDORFER (1973) diente als Florenliste, schließt aber Teile Kroatiens (südlich bis 45° N, östlich bis 19°10' E) ein.

die der Flora Europaea (TUTIN *et al.* 1964–1993) und der illustrierten Flora Mitteleuropas (HEGI 1906 ff.) an. Im Gegensatz zur Sicht von MEUSEL *et al.* (1965 ff.) bleiben dabei die stark ozeanisch oder kontinental getönten Regionen unberücksichtigt. Damit schließt das Gebiet einen der am dichtesten besiedelten und am höchsten industrialisierten Großräume der Erde ein.

Dartenbank nationaler Roten Listen. – Als taxonomische Grundlage wurde die Flora Europaea (TUTIN *et al.* 1964–1993, inclusive der Neuauflage des ersten Bandes), gewählt. Alle dort als gültig verzeichneten Namen, die von uns in gleicher taxonomischer Bedeutung verwendet werden, sind hier ohne Nennung der Autoren aufgeführt. Zu allen anderen Namen werden Autoren angeben.

Wenn keine nationalen Florenlisten existieren, sind die Angaben für das Vorkommen der Arten (Symbole siehe Kasten 6) der Flora Europaea entnommen. In der synoptischen Tabelle werden sie durch die Kategorien der entsprechenden Roten Liste überlagert, da eine Art im entsprechenden Land auch vorkommen muss, wenn sie in der Roten Liste aufgeführt ist. Um die Roten Listen der verschiedenen Länder zu vergleichen, wurden die in den einzelnen Länderlisten verwendeten Kategorien standardisiert und durch Nummernsymbole ersetzt, da diese kürzer als die zweibuchstabigen Symbole der IUCN (1976, 1994) sind. Die Datenquellen für die Roten Listen der mitteleuropäischen Staaten sind aus Kasten 2 ersichtlich.

Gefährdungseinstufung für Mitteleuropa. – Mittels einfacher Kriterien wurde aus den nationalen Einstufungen ein Gefährdungsgrad für das gesamte Mitteleuropa abgeleitet (Kasten 3). Zur Unterscheidung von den standardisierten nationalen Gefährdungskategorien wurden dabei die Symbole der IUCN (1994) benutzt. Wenn Angaben verfügbar waren, wurde bei dieser Abschätzung nicht nur die Größe des entsprechenden Landes, sondern auch die Dichte der Vorkommen einer Art berücksichtigt. Für Arten, die in einem Land nur sehr regional und/oder selten vorkommen, wurde das Symbol **r** vergeben.

Für eine Reihe von Arten mit einem Verbrei-

Kasten 3: Gefährdungskategorien und Kriterien für Mitteleuropa

Für die folgenden Einstufungen werden nur Länder mit Vorkommen der entsprechenden Art berücksichtigt:

EW Ausgestorben oder verschollen in der Natur für alle mitteleuropäischen Staaten,

CR Vom Aussterben bedroht (**1**) in allen Ländern außer zwei (mit einem kleinen Anteil am mitteleuropäischen Areal), wo die Art als stark gefährdet (**2**) oder extrem selten (**R**) gelistet ist bzw. von uns als nur regional und/oder selten vorkommend (**r**) eingeschätzt wurde,

EN Zumindest stark gefährdet (**2**) in allen Ländern außer zwei (mit einem kleinen Anteil am mitteleuropäischen Areal), wo die Art in Kat. **3** oder **R** gelistet oder als **r** eingeschätzt wurde,

VU Zumindest gefährdet (**3**) in allen Ländern außer zwei (mit einem kleinen Anteil am mitteleuropäischen Areal).

I Art wahrscheinlich gefährdet, Datenlage in der Mehrzahl der Länder nicht für eine genaue Einstufung ausreichend,

R In allen Ländern extrem selten (**R**) oder von uns als nur lokal und/oder selten vorkommend (**r**) eingeschätzt,

nt in ein bis mehreren Ländern ungefährdet (nicht unter eine der obigen Kategorien fallend),

D Datenlage in der Mehrzahl der Länder für eine Einstufung ungenügend.

Zwei Zusatzkategorien werden zusammen mit obigen Symbolen benutzt:

-Mo Gefährdungskategorie gilt nur außerhalb alpiner Regionen (Alpen und Karpaten),

-Hu Gefährdungskategorie gilt nur außerhalb des pannonischen Beckens (Ungarn).

tungschwerpunkt in den Alpen oder im Pannonischen Becken, aber darüber hinaus gehenden Arealen, wurde die Einstufung abzüglich dieser Kerngebiete vorgenommen.

Es ist zu beachten, dass die Ergebnisse der Einstufungen lediglich formal mit den Kategorien der IUCN (1994) vergleichbar sind. Eine Einstufung nach den dort vorgegebenen Kriterien würde wesentlich mehr Informationen voraussetzen. Zusätzlich zum neuen Konzept der IUCN wurde die bisherige Kategorie **R** beibehalten. Sie erfasst Arten, die nicht zurückgehen, aber wegen ihrer Verwundbarkeit infolge natürlicherweise kleinen Populationen beobachtet werden müssen.

Verantwortlichkeit der mitteleuropäischen Staaten für die weltweite Erhaltung der Art. – Die Abschätzung der Verantwortlichkeit erfolgt mit Hilfe von publizierten Arealkarten wie MEUSEL *et al.* (1965 ff.) oder HULTEN & FRIES (1986). Drei Parameter werden beurteilt:

– der Anteil Mitteleuropas am weltweiten Areal der Art (als Näherung für den Anteil an der Weltpopulation),
– die Position Mitteleuropas im Areal (mit der Annahme, dass ein größeres Aussterberisiko für eine Art besteht, wenn sie im Zentrum ihres Areals gefährdet ist),
– die weltweite Gefährdung der Art (die Verantwortlichkeit einer Region für ihr Überleben

Kasten 4: Kriterien für die Verantwortlichkeit Mitteleuropas für das weltweite Überleben einer Art

Kriterium 1: Anteil Mitteleuropas am weltweiten Areal

xxxx	> 95%, endemisch (oder nur wenige Vorkommen außerhalb Mitteleuropas),
xxx	> 75%,
xx	> 33 %,
x	5–33 %,
-	< 5%.

Kriterium 2: Position Mitteleuropas im Areal

E	zentral, Areal kaum die Grenzen Mitteleuropas überschreitend,
H!	zentral, Areal weit größer als die Ausdehnung Mitteleuropas,
H	Mitteleuropa liegt im Hauptareal, jedoch nicht im Arealzentrum,
Ar	Arealgrenze verläuft durch Mitteleuropa,
Vp	die Art ist nur mit isolierten Vorposten in Mitteleuropa vertreten.

Kriterium 3: Weltweite Gefährdung

[**Wor**]	weltweit gefährdet oder extrem selten (Liste der ECE 1991),
[**Eur**]	extrem selten oder gefährdet in ganz Europa (eigene Abschätzung).

Kategorien für den Grad der Verantwortlichkeit:

Kategorie	mögliche Kombinationen der Kriterien
!!! besonders	**xxxx** (fällt mit **E** zusammen)
	xxx + **H!**
	[**Wor**] + (**H**, **H!**, oder **E**)
!! hoch	**xxx**
	xx + (**H**, **H!**, oder **E**)
	[**Eur**] + (**x** oder höher)
! beträchtlich	**xx**
	x + (**H**, **H!**, oder **E**)
	H!
(!!!) für isolierte Vorposten	**Vp**

wird höher, wenn diese Art global gefährdet ist).

Die für die einzelnen Parameter verwendeten Kriterien sind als grobe Richtlinie zu verstehen (Kasten 4). Diese Vorgaben können durchbrochen werden, wenn beispielsweise bekannt ist, dass die Populationen einer Art sehr ungleichmäßig über deren Areal verteilt sind. Für den Grad der Verantwortlichkeit werden drei graduell abgestufte Kategorien zuzüglich einer weiteren für isolierte Vorposten vergeben.

Auswahl der Arten für die Prioritätenliste. – Ein Teil der nach dem obigen Verfahren bewerteten Arten wird in dieser Arbeit vorgestellt. Eine Liste aller für Mitteleuropa als vorrangig schutzbedürftig ermittelten Arten ist in SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) gegeben (siehe Auswahlkriterien in Kasten 5).

Ergebnisse

Datenbank der nationalen Roten Listen. – Für Mitteleuropa in den hier angenommenen Grenzen wird die Zahl der vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen auf etwa 7000 geschätzt (EHRENDORFER 1973 fuhrt 6457 Taxa auf, bezieht sich jedoch auf eine etwas kleinere Region ohne Polen und das Pannonische Becken, aber einschließlich der italienischen Südalpen). Von diesen etwa 7000 Taxa sind 3258 in mindestens einem der neun mitteleuropäischen Länder gefährdet oder extrem selten. Von diesen sind nochmals 682 in mindestens einem Land in die Kategorie **R** eingestuft, aber in keinem anderen Land gefährdet, 103 nur in einigen Regionen eines Landes (Kategorie *+, Deutschland, Österreich) gefährdet, für weitere 22 liegen keine genauen Daten vor (Kategorie **D**). Damit verbleiben 2451 Taxa, also über ein Drittel (35%) aller mitteleuropäischen Arten, die in mindestens einem Land gefährdet (Kategorien **0–3**) sind.

Demgegenüber ist nur ein sehr kleiner Teil der mitteleuropäischen Farn- und Blütenpflanzen in der gesamten Region gefährdet; lediglich 10 Taxa sind in ganz Mitteleuropa ausgestorben. Neben Arten, die nur ganz randlich nach Mitteleuropa eindringen sind dies der Lokalendemit *Saxifraga oppositifolia* ssp. *amphibia* (Bodensee-Steinbrech) und zwei Kulturfolger, *Silene linicola* (Flachs-Leinkraut) and *Bromus bromoideus* (Dinkel-Trespe). Beide Arten sind mit hoher Wahrscheinlichkeit erst im Gefolge menschlicher Kulturen entstanden und mit der späteren Intensivierung der Landwirtschaft wieder verschwunden. Ebenfalls nur wenige Sippen sind in jedem mitteleuropäischen Land, in dem sie vorkommen, vom Aussterben bedroht (49), mindestens stark gefährdet (29) oder mindestens gefährdet (64).

Endemische Arten. – In Übereinstimmung mit den relativ strengen Maßstäben der Flora Europaea wurden 44 mitteleuropäische Endemiten und Subendemiten (mehr als drei Viertel des Weltareals liegen in Mitteleuropa) in die Liste vorrangig schutzbedürftiger Arten aufgenommen, die zu zwei Gruppen gehören:

1. Lokalendemiten mit nur ganz wenigen

Kasten 5: Auswahlkriterien für vorrangig schutzbedürftige Arten der mitteleuropäischen Flora

Eines der folgenden Kriterien soll erfüllt sein:
- gefährdet (Kategorien **0–3** oder **I**) oder selten (**R**, **r**), ungefährdet in weniger als drei Ländern,
- gefährdet oder extrem selten für ganz Mitteleuropa (Kategorien **EW–VU**, **R**) und mindestens ein Drittel Anteil Mitteleuropas am Weltareal (**xx**),
- endemisch (**xxxx**) oder Anteil Mitteleuropas am Weltareal höher als drei Viertel (**xxx**).
- Arten mit isolierten Vorposten in Mitteleuropa (**Vp**).

In Tab. 1 sind alle in Deutschland vorkommenden Arten aufgelistet, die diese Kriterien erfüllen und für deren weltweites Überleben außerdem eine beträchtliche Verantwortung Mitteleuropas (Kategorie **!** oder höher) besteht.

Fundorten (35, inkl. 6 alpinen oder karpathischen Taxa),

2. Endemiten und Subendemiten mit größerem Areal (63, inkl. 17 alpinen oder karpathischen Taxa).

In die erste Gruppe wurden nur wenige, allgemein akzeptierte Sippen aufgenommen. Beispiele für Lokalendemiten sind *Daphne arbuscula* mit nur einer einzigen Lokalität in der Slowakei, oder *Doronicum cataractarum*, eine Art mit wenigen Fundorten in den Norischen Alpen (Österreich). Zur zweiten Gruppe gehören überraschend viele Arten. Beispiele sind *Astragalus exscapus* (Stengelloser Tragant), *Carex davalliana* (Davall-Segge), *Crepis mollis* (Weicher Pippau), *Dianthus gratianopolitanus* (Pfingst-Nelke), *Scabiosa canescens* (Wohlriechende Skabiose), *Senecio rivularis* (Bach-Greiskraut), oder *Veronica opaca* (Glanzloser Ehrenpreis). Eine Reihe weiterer Arten mit hohen mitteleuropäischen Arealanteilen ist alpin verbreitet (LANGER & SAUERBIER 1996).

Liste vorrangig schutzbedürftiger Arten. – Die in Kasten 5 dargelegten Auswahlkriterien werden von 515 Taxa (0,7% der mitteleuropäischen Flora) erfüllt (Tab. 1 listet die in Deutschland vorkommenden Arten auf). Nach diesen Kriterien sind alle für ganz Mitteleuropa gefährdeten (**EW–VU**, **I**) oder extrem seltenen Arten (**R**) mit weiter Verbreitung oder einem größeren Anteil der Region am Weltareal (>5%) in der Liste vertreten. Dazu kommen Endemiten und Subendemiten sowie Arten mit isolierten Vorposten in Mitteleuropa. Alle diese Arten bedürfen der besonderen Aufmerksamkeit des Naturschutzes.

Nach unserer Bewertung sind drei der 515 Taxa für Mitteleuropa ausgestorben (Kategorie **EW**), 73 vom Aussterben bedroht (**CR**), 141 stark gefährdet (**EN**) und 202 gefährdet (**VU**), wobei die in Kasten 3 aufgeführten Kriterien weniger stark gefährdete Populationen in einem Teil der betrachteten Staaten zulassen. Somit können etwa 6% der mitteleuropäischen Flora als für die gesamte Region gefährdet gelten.

Die Verantwortlichkeit Mitteleuropas für das weltweite Überleben einer Art ergibt für 62 Taxa eine sehr hohe Verantwortlichkeit (Kategorie **!!!**), weitere 49 sind durch stark isolierte Vorposten in der Region vertreten (**!!!**). Hohe Verantwortlichkeit (**!!**) besteht für 77, und beträchtliche (**!**) für 103 Taxa.

In besonderem Masse dringlich ist der Schutz jener Arten, für die eine hohe Verantwortlichkeit **und** gleichzeitig ein hoher Gefährdungsgrad besteht. Beide Parameter sind in der Regel negativ miteinander korreliert (Abb. 1).

Keine direkte Korrelation besteht zwischen unserer Analyse und den in der Berner Konvention (Anhang I) oder der FFH-Richtlinie (Anhänge 2, 4) aufgelisteten Arten (schwarzer Sockel der Säulen in Abb. 1). Für jede in dieser Konvention gelistete Art gibt es weitere mit ähnlicher Gefährdungsituation und Verbreitung.

Diskussion

Regionale Rote Listen klassifizieren die Gefährdung einer Art innerhalb eines bestimmten Bezugsraumes. Der Gefährdungsgrad zeigt an, wie dringlich Schutzmaßnahmen für eine Art in dieser Region sind.

Dieser sehr klare logische Ansatz reicht jedoch nicht aus, wenn es um die Abstimmung von Schutzmaßnahmen zwischen Regionen (z.B. Staaten geht). Hier muss die weltweite Situation einer Art betrachtet werden, denn nur dann lässt sich eine Aussage treffen, wie wichtig der Beitrag dieser Region für deren weltweites Überleben ist. Erst mit dieser zweiten, hier Verantwortlichkeitsanalyse genannten Bewertung lassen sich sinnvolle Prioritäten im Artenschutz setzen. Es war das Ziel der vorliegenden Arbeit, eine Methode für derartige Analysen vorzustellen und ihre Anwendbarkeit am Beispiel der mitteleuropäischen Flora zu demonstrieren.

Die Methodik für die Gefährdungsanalyse ist durch eine große Zahl publizierter Roter Listen gut bekannt. Zwei Ansätze werden häufig verwendet. Im deutschsprachigen Raum sind der Bestandsrückgang durch Eingriffe (abgeschlossen, laufend und geplant) sowie die Wirkung von Gefährdungsfaktoren ausschlaggebend für die Einstufung der Art (SCHNITTLER & LUDWIG 1996). Damit erscheinen auch Arten auf der Roten Liste, die zwar starke Rückgänge hinnehmen mussten, aber noch stabile Populationen haben. Sie haben nur ein geringes Austerberisi-

ko, können jedoch ihre Funktion im Naturhaushalt durch den Bestandsrückgang nicht mehr angemessen erfüllen. Zusätzlich gibt es die Kategorie **R** (extrem selten, potentiell gefährdet). Sie erfasst Arten, die ständig beobachtet werden müssen, da ihre natürlicherweise kleinen Bestände schon durch lokale Eingriffe stark reduziert werden können.

Der Ansatz der IUCN (1994) bewertet lediglich das Aussterberisiko einer Art. Diese erscheint erst dann auf der Roten Liste, wenn ihr Bestandsrückgang den Bestand der Art als Ganzes in Frage stellt. Die Kategorie **R** wurde gestrichen. Eine fundierte Abschätzung des Aussterberisikos einer Art erfordert wesentlich mehr Kenntnisse zur Populationsbiologie einer Art als für die traditionelle Bewertungsmethode. Strenggenommen sind die Ergebnisse beider Ansätze nicht miteinander vergleichbar.

Für die hier vorliegende Arbeit war die Wahl der Methode zur Gefährdungsanalyse bereits vorgegeben, da die Mehrzahl der mitteleuropäischen Roten Listen vor 1994 publiziert wurde und damit dem ersten Ansatz folgt. Unsere Bewertung fasst die Ergebnisse der Länderlisten lediglich nach sehr einfachen Kriterien zusammen. Die Genauigkeit dieses Verfahrens ist begrenzt, da in einigen Ländern die Kategorien der Roten Listen in recht unterschiedlicher Weise verwandt werden. So ist z.B. ein bestimmter Grad an Seltenheit Voraussetzung für die Aufnahme einer Art in die Britische Rote Liste. In Ungarn wurde die Kategorie **R** auch genutzt, um Arten mit weltweit kleinen Arealen zu kennzeichnen, wobei diese nicht notwendigerweise im Land extrem selten sind. Die Slowakische Rote Liste benutzt **R** nur als eine Zusatzkategorie. Diese Unterschiede sprechen für die Notwendigkeit verbindlicher Definitionen und Kriterien für die Gefährdungseinstufung.

Die Verantwortlichkeitsanalyse stellt fest, wie groß der Anteil der Population im Bezugsraum an der Weltpopulation ist, und wie hoch der Beitrag dieser Teilpopulation zum genetischen Diversität der Art ist. Die weltweite Gefährdung einer Art als drittes Kriterium für die Ermittlung der Verantwortlichkeit ist praktischer Natur. Damit ist sichergestellt, dass weit verbreitete Arten, die in einem großen Teil ihres Weltareals bereits gefährdet sind, höhergestuft werden.

Es liegt auf der Hand, dass der Grad der Erfüllung der ersten beiden Kriterien oft nur grob abschätzbar ist, da die hierzu erforderlichen Kenntnisse nur für sehr wenige (meist weltweit seltene) Arten vorliegen. Für die praktische Anwendbarkeit der Methode ist es daher wichtig, einfache Nährerungen zu finden. Für den Anteil der Populationen im Bezugsraum an der Gesamtpopulation kann der Anteil am Weltareal als eine Näherung dienen, da für viele Arten publizierte Arealkarten vorliegen. Streng genommen ist dies jedoch nur zulässig, wenn die Populationsdichte innerhalb des gesamten Areals einer Art etwa gleich ist, eine nur für ganz wenige Arten zutreffende Bedingung. Eine Methode für die Abschätzung der globalen Populationsgröße aus dem Areal zeigen HOFFMANN & WELK (2000).

Molekulargenetische Studien sind notwendig, um den Beitrag einer Population zur genetischen Diversität der Art als Ganzes abzuschätzen. Obwohl in Zukunft mit einer rapiden Zunahme solcher Untersuchungen zu rechnen ist, gibt es bisher nur wenige Fallstudien. In dieser Arbeit wird vorläufig angenommen, dass Vorposten einer Art, die unter abweichenden klimatischen Bedingungen leben, sich genetisch um so stärker von den Populationen im Hauptareal unterscheiden, je weiter die Population vom Arealzentrum entfernt ist und je stärker sie reproduktionsbiologisch isoliert ist. Ein zusätzlicher Faktor ist genetische Drift in kleinen Populationen. Damit tragen Vorpostenpopulationen einer Art stärker zu deren genetischer Diversität bei, als es der Zahl ihrer Individuen entspricht und sind mögliche Ausgangspunkte für die Entstehung neuer Arten. Darüber hinaus sind solche isolierten Vorposten oft von besonderer Bedeutung für den Naturschutz, wenn sie lebende Zeugen der Florengeschichte sind (z.B. Glazialrelikte). Deshalb wird hier eine eigene Kategorie (!!!) für Vorposten vergeben, wobei diese jedoch nur für Arten verwendet wurde, bei denen eine vollständige Isolation der mitteleuropäischen Vorposten anzunehmen ist. Streng genommen müsste für jede zu bewertende Art untersucht werden, ob obige Annahmen zutreffen.

Als eine logische Folge dieses Ansatzes besteht für eine Region stets eine gewisse Verantwortlichkeit für das weltweite Überleben einer Art, wenn diese dort vorkommt. Analog zur Gefährdung, bei der ein geringer lokaler Rückgang noch nicht für die Einstufung in eine Gefährdungskategorie ausreicht, wird auch hier erst bei einem beträchtlichen Grad der Verantwortung eine entsprechende Kategorie vergeben.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus den für die Erstellung der Roten Listen verwendeten Artkonzepten, insbesondere für infraspezifische Sippen oder solche mit apomiktischer Vermehrung. Infraspezifische Sippen, die nicht unbedingt reproduktionsbiologisch voneinander isoliert sind, haben i.d.R. kleinere Areale und erhalten dadurch eine höhere Einstufung bei der Verantwortlichkeitsanalyse. Mit einem sehr engen Artkonzept steigt daher die Zahl endemischer Arten für Mitteleuropa. Ähnliches trifft für apomiktische Sippen zu; durch Einbeziehung nur lokal vorkommender Klone ist hier die Endemitenzahl fast beliebig vermehrbar. Das Problem wird bei WEBER (1996) ausführlich diskutiert; eine praktische Lösung für die Gattung *Rubus* ist die Einführung einer Mindestarealgröße (etwa 50 km Durchmesser) für die Anerkennung eines Klons als eigenständige Sippe. Aus diesen Grunden wird in der vorliegenden Arbeit in Übereinstimmung mit der Flora Europea ein relativ weit gefasstes Artkonzept verwendet. Apomiktische Sippen sind nur in geringem Maße berücksichtigt, da sie nicht in allen Roten Listen erfasst sind. Eine Analyse zur Verantwortlichkeit Mecklenburg-Vorpommerns für die in diesem Bundesland gefährdeten Arten klassifiziert die genetische Variabilität einer Art als zusätzliche Information (MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997).

Um die praktische Anwendbarkeit des Konzeptes zu sichern, wurde einfachen Kriterien Vorrang vor einer möglichen höheren Genauigkeit der Analyse gegeben. Eine von WELK (2001) durchgeführte Analyse der Verantwortung

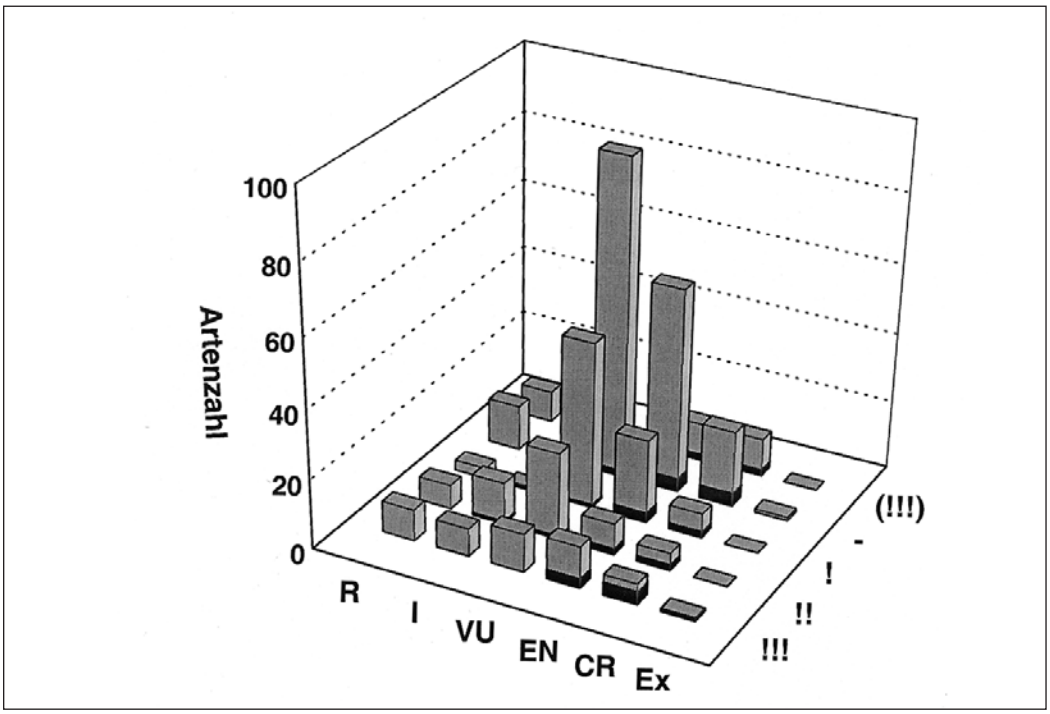


Abb. 1: Beziehung zwischen der Gefährdung für Mitteleuropa und der Verantwortlichkeit dieser Region für die 515 Taxa der Liste vorrangig schutzbedürftiger Arten. Der schwarze Sockel der Säulen zeigt den Anteil der in der Berner Konvention (Anhang I) oder der FFH-Richtlinie (Anhänge 2, 4) aufgelisteten Arten.

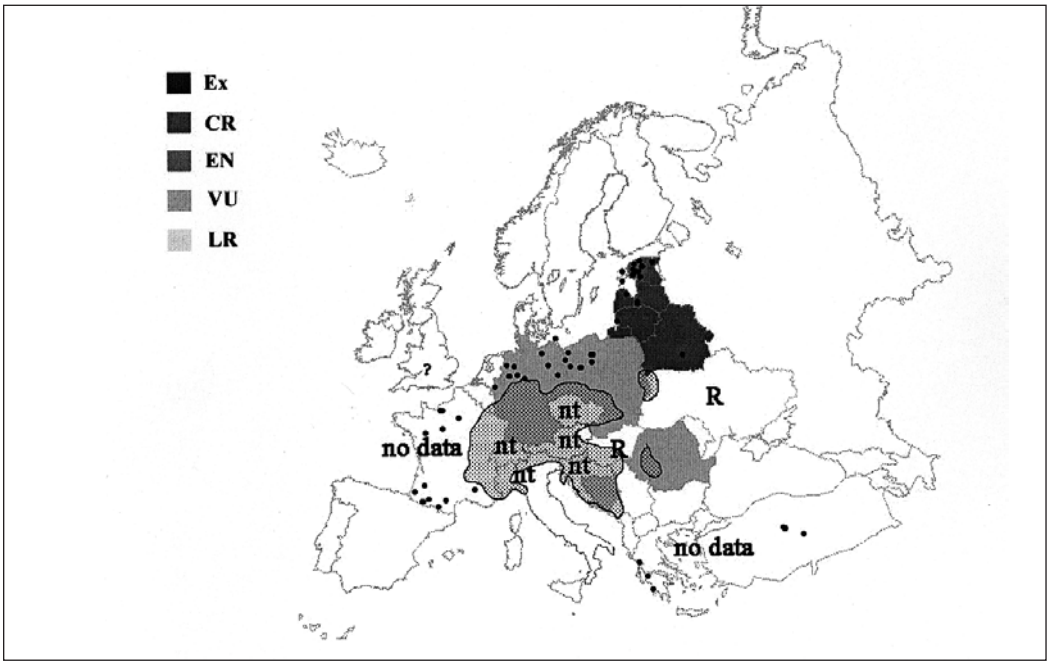


Abb. 2: Gefährdung und Weltareal von *Carex davalliana* (Davall-Segge, Gefährdungsgrad: **VU**, Verantwortlichkeit: **!!!**) Im Gegensatz zu den Populationen im Flachland ist die Art im Umfeld der Alpen nicht gefährdet.

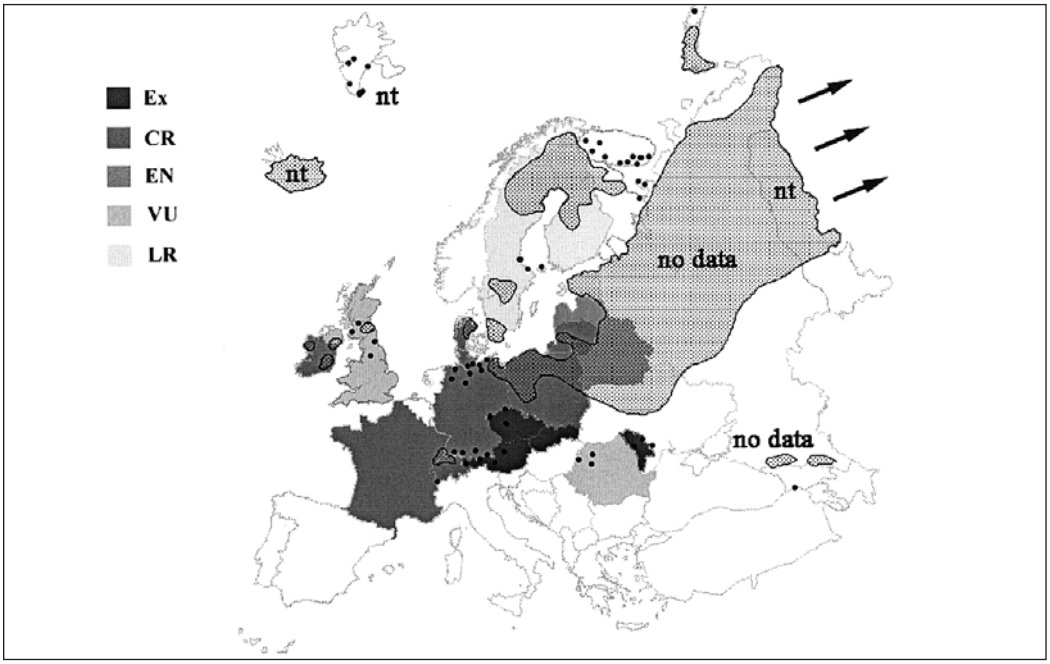


Abb. 3: Gefährdung und europäischer Teil des Areals für *Saxifraga hirculus* (Moor-Steinbrech, Gefährdung: **CR**, Verantwortlichkeit: -). Die Art ist im gesamten Mitteleuropa gefährdet, in Deutschland mittlerweile erloschen (O. Angerer mdl.). Nach Osten hin erstreckt sich das Areal durch ganz Sibirien und den Himalaya, außerdem ist die Art auch in den Gebirgen des westlichen Nordamerikas anzutreffen. In Europa sind lediglich die Populationen auf Island und Spitzbergen ungefährdet, die jedoch andere Standorte bewohnen und eine eigene Sippe repräsentieren könnten.

Deutschlands für den weltweiten Erhalt einer Art verwendet mehr und kompliziertere Kriterien. Der Gefahr einer Überbewertung unzureichend differenzierter Sippen wurde hier mit der Einführung einer Maßzahl für die taxonomische Eigenständigkeit einer Sippe begegnet.

Wie die Auswertung der mitteleuropäischen Roter Listen zeigt, ist das im Naturschutz oft gebrauchte Wort vom „Artensterben" zumindest für unsere Farn- und Blütenpflanzen unzutreffend. Obwohl ein mehr als ein Drittel aller Arten regional gefährdet ist (ca. 35 %), sind nur wenige mit nennenswertem Anteil Mitteleuropas am Weltareal für die gesamte Region gefährdet (ca. 6%). Ein passenderes Wort für die Gefährdungssituation unserer Flora wäre daher „Arealschwund" oder „Arealauflösung" der Arten. Eines Beispiel dafür ist *Orchis morio*. Das kleine Knabenkraut ist in 7 mitteleuropäischen Ländern gefährdet, vielerorts eine Seltenheit, und ganze Arealbereiche wie z.B. Mitteldeutschland sind nur noch durch ganz vereinzelte, stark fragmentierte Populationen vertreten. Dennoch ist die Art noch nicht für das gesamte Mitteleuropa gefährdet, da die Schweiz (mit einem beträchtlichen Anteil am mitteleuropäischen Areal), in geringerem Masse auch Frankreich, noch relativ stabile Populationen beherbergen. Im Gegensatz zu der relativ hohen Zahl ausgestorbener Arten in den Tropen und vor allem bei Inselfloren ist der Verlust der Artendiversität auf dem größten Teil der Fläche das Problem Mitteleuropas. Lokal noch stabile Populationen gefährdeter Arten sind einerseits ein Erfolg des Naturschutzes, andererseits ein überzeugendes Argument für internationale Arbeitsteilung, um aus Reliktpopulationen wieder „Areale" zu machen.

Eines der wichtigsten Ergebnisse der vorliegenden Auswertung ist die Tatsache, dass Gefährdung und Verantwortlichkeit negativ miteinander korreliert sind (Abb. 1). Daher eignet sich die gemeinsame Analyse von Gefährdung und Verantwortlichkeit gut zur Prioritätenfindung im Naturschutz. Der Gefährdungsgrad bestimmt dabei, mit welcher Dringlichkeit etwas für eine Art in Mitteleuropa unternommen werden muss. Der Grad der Verantwortlichkeit erlaubt eine Aussage, in welchem Maße dies dem weltweiten Überleben der Art hilft. Nur für eine weltweite Rote Liste fallen beide Säulen zusammen – der Gefährdungsgrad in einer solchen Liste ist identisch mit der Dringlichkeit, mit der etwas für die entsprechende Art unternommen werden muss. Taxonomisch gut abgegrenzte Sippen, die stark gefährdet sind und für die die betreffende Region eine hohe Verantwortlichkeit hat, sollten vorrangige Zielarten für den Artenschutz in diesem Gebiet sein.

Nicht immer sind das die sehr stark gefährdeten Sippen eines Gebietes, wie am Beispiel zweier Arten der Feuchtgebiete deutlich wird: *Saxifraga hirculus* und *Carex davalliana* sind beide in Mitteleuropa gefährdet. Die Analyse ergibt ganz unterschiedliche Resultate für beide Arten (Abb. 2, 3). *Saxifraga hirculus* ist in ganz Mitteleuropa vom Aussterben bedroht, jedoch ist der Anteil der Region an dem riesigen, zirkumpolaren Areal der Art relativ gering. Die Verantwortlichkeit Mitteleuropas für das weltweite Überleben der Art ist daher trotz starker Gefährdung sehr gering. Demgegenüber besitzt *Carex davalliana* ein kleines, fast auf Mitteleuropa beschränktes Areal. Ein Aussterben der Art in der Region würde sie an den Rand des weltweiten Erlöschens bringen. Den noch stabilen Vorkommen im Umfeld der Alpen kommt daher besondere Bedeutung zu.

Wie das obige Beispiel zeigt, eignet sich die hier vorgestellte Analyse auch, um die Bedeutung der Artenvielfalt einer Region in einen internationalen Rahmen zu stellen (vgl. Günther 1994), oder um Prioritäten für Schutzprogramme bei Arten gleichen Gefährdungsgrades zu setzen (Korneck *et al.* 1996). Ein weiteres Anwendungsgebiet kann die Erstellung von Artenlisten für multinationale, aber regional begrenzte Schutzkonventionen sein. Wie die Verteilung der in Anhang I der Berner Konvention aufgelisteten Arten (viele dieser Arten wurden in Anhang 2 oder 4 der FFH-Richtlinie übernommen) über die verschiedenen Kategorien von Gefährdung und Verantwortlichkeit in Abb. 1 zeigt, sind definierte und nachvollziehbare Kriterien für eine eventuelle Revision der Artenlisten solcher Konventionen wünschenswert.

Kasten 6: Verwendete Symbole für die Liste vorrangig schutzbedürftiger mitteleuropäischer Farn- und Blütenpflanzen (Tab. 1)

	Gefährdung		*Verantwortlichkeit*		*Vorkommen*
EW, 0	Ausgestorben oder verschollen in der Natur	**!!!**	besondere	*	im Gebiet vorkommend
		!!	hohe	**n**	neophytisches Vorkommen
CR, 1	Vom Aussterben bedroht	**!**	beträchtliche	**r**	im Gebiet sehr selten oder sehr lokal verbreitet
EN, 2	Stark gefährdet	**(!!!)**	für isolierte Vorposten		
VU, 3	Gefährdet			**.**	keine Statusinformation
I	Gefährdung anzunehmen		Kriterium 1: Arealanteil	**?**	Vorkommen fraglich
R	Extrem selten	**xxxx**	endemisch	**-**	im Gebiet fehlend
Nt	Nicht gefährdet	**xxx**	mehr als 75 %		
D	Daten ungenügend	**xx**	mehr als 33 %	**°**	in der Originalpublikation wurde synonymer Name verwendet
		x	mehr als 5 %		
-Mo	Kategorie gilt nicht für alpine Regionen	**-**	weniger als 5 %		
-Hu	Kategorie gilt nicht für das Pannonische Becken		Kriterium 2: Arealposition		
		E	endemisch		
+	Regional starker gefährdet	**H!**	zentral im Hauptareal		
-	regional weniger gefährdet	**H**	dezentral im Hauptareal		
		Ar	Arealgrenze verläuft durch Mitteleuropa		
~	Gefährdungsstatus mehrerer infraspezifischer Sippen zusammengefasst	**Vp**	isolierte Vorposten		
‘	Gefährdungsgrad verändert gegenüber der Original publikation (Anmerkung der Autoren)		Kriterium 3: Gefährdung in übergeordneten Regionen		
		[cat.]	weltweit gefährdet		
		[*]	europaweit gefährdet		

Tabelle 1: In Deutschland vorkommende Arten der Liste vorrangig schutzbedürftiger mitteleuropäischer Farn- und Blütenpflanzen.
Die Länderkürzel der für diese Auswertung berücksichtigten Staaten Mitteleuropas sind fett gedruckt. In ganz Europa gefährdete Arten sind mit dem Symbol * gekennzeichnet, bei weltweit gefährdeten Arten (entsprechend der Liste der ECE 1991) ist der Gefährdungsgrad in eckigen Klammern angegeben. Die Spalte V listet den Grad der Verantwortlichkeit Mitteleuropas für den weltweiten Erhalt der Art auf, gefolgt von den Spalten Ant. und Pos. für den mitteleuropäischen Anteil am Weltareal und die Position Mitteleuropas darin. Die Spalte RL zeigt die Gefährdungseinschätzung für ganz Mitteleuropa; danach folgen die Spalten für die einzelnen Länder:
Ho – Niederlande, Be – Belgien, It – Italien, Ga – östliches Frankreich, He – Schweiz, Lx – Luxembourg, Ge – Deutschland, Po – Polen, Cz – Tschechische und Sl – Slovakische Republik, Au – Österreich, Hu – Ungarn und Sw – Slowenien.

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	**Ga**	**He**	**Lx**	**Ge**	**Po**	**Cz**	**Sl**	**Au**	**Hu**	Sw
Alisma gramineum	!	X	H	VU-Hu	*	I	2’	.	1	.	r	R	3	3	1	*	D
Allium angulosum	!	X	H	VU-Hu	-	-	3	r	1	-	3	*	2	3	2+	*	*
Allium lineare [*]	(!!!)	(xxxx)	Vp	R	-	-	r	r	R’	-	2	0°	R°	1r°	R°	?	.
Allium suaveolens	!!!	Xxx	H!	EN	-	-	3	?	1	-	3	-	-	-	2+	3	*
Anacamptis pyramidalis	!	x	H	EN	1	I	*	*	3	R	2	0	2	2r	3+	R	*
Anarrhinum bellidifolium	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	r	r	0	?	1	-	-	-	-	-	-
Andromeda polifolia		-	Ar	VU	*	I	3	r?	3	?	3	*	3	2	3	0	3

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Androsace hausmannii [*]	(!!!)	(xxxx)	Vp	R	-	-	*	-	-	-	R	-	-	-	r+	-	R
Androsace lacteal	!!	xxx	H	nt	-	-	r	*	*	-	3	*	*	*	*	-	*
Aphanes inexspectata	!	x	H	EN	*	.	*	*	1°	*	r	R°	1°	2r°	2	R°	-
Apium repens	!!	xx	H	EN	1	0	1	r	1	.	1	3	r	?	1	R	*
Arabis planisiliqua	!!	xx	H	VU-Hu	0r	-	*	r	3	?	2°	*	1°	2°	1°	*	*
Armeria maritima					*	-	*~	3~	*~	?	3~	*~	3~	r~	*~	3~	*~
- ssp. alpina	!!	xx	H	nt	-	-	*	-	*	-	-	-	-	1r°	*	-	*
- ssp. elongata	!!	xxx	H	nt	-	-	*	3r°	-	-	3-	*°	3°	r	2°	3°	-
- ssp. halleri [*]	!!	xxx	H	VU	-	-	-	-	-	-	3~	R°	2°	-	-	-	-
- ssp. purpurea [*]	!!	xxx	H	CR	-	-	r	-	0°	-	1	-	-	-	-	-	-
Arnoseris minima	!!	xx	H	VU	1	I	*	r	0	2	2	*	2	-?	2	-	*
Artemisia laciniata [*]	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	1	-	-
Artemisia rupestris	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Asplenium adulterinum [R]	!!!	xxx	H!	EN	-	-	-	-	R	-	2	R	1	1r	3	-	R
Asplenium cuneifolium [*]	!	xx	Ar	VU	-	-	*	r	R°	-	2	R	2	2r	3	-	R
Astragalus exscapus [*]	!!!	xxx	H!	EN	-	-	r	-	R	-	3	-	2	1r	1	3	-
Atriplex glabriuscula	!!	xx	H	R	R	-	-	-	-	-	r	R	-	-	-	-	-
Betula nana	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	r	3	-	2	3	2	?	2	-	0
- ssp. gracilis	!!	xxx	?	VU	-	-	-	-	?	-	3	r	-	-	-	-	-
- ssp. guestphalica [R]	!!!	xxxx	E	R	-	-	-	-	-	-	R	-	-	?	-	-	-
- ssp. kerneri [*]	!!!	xxxx	E	R	-	-	-	-	-	-	r	r	-	-	R	-	-
- ssp. tenuifolia [*]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Botrychium matricariifolium [*]	!!	x	H	EN	-	0?	3	1r	1	.	2	3	1	1r	2	R	R
Botrychium simplex [*]	!!	x	H	CR	-	0	3	3r	1	.	2	1	0	-	0	-	0
Bromus grossus [EN]	!	xx	Ar	CR?	?	I	-	-	1	0	1	-	-	-	-	-	-
Bromus racemosus	!!	xx	H	VU	3	.	*	r	3	.	3	3	3	3	1	?	*
Bupleurum gerardi	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	*	r	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Bupleurum tenuissimum	!	x	H	VU	R	0	*	r	-	-	2+	1	2	2	2	*	*
Camelina alyssum [*]	!!	xx?	H	CR	?	0	?	r?	0	?	0	0	2	I	0	?	?
Campanula baumgartenii [*]	!!!	xxxx	E	VU	-	-	-	3r	-	?	3	-	-	-	-	-	-
Cardamine parviflora	!	x	H	R	-	-	*	r	-	-	3	R	1	1r	0	*	-
Carex bigelowii	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	-	?	-	1°	r	R	3r°	R	-	-
Carex capitata	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	3	-	-	-	0	-	-	-	1	-	-
Carex cespitosa	!	x	H	VU	R	.	*	3r	0?	.	3	*	3	3	2	R	*
Carex davalliana	!!!	xxx	H!	VU	-	R	*	r	*	.	3+	3	3	3	*+	r	*
Carex diandra	!	x	H	VU	*	I	3	r	3	R	2	*	3	2	2	3	*
Carex dioica	!	x	H	VU	1	I	*	r	3	.	2	*	1	2r°	3+	-	D
Carex extensa	!	x	H	EN	*	I	*	r	-	.	3	0	-	-	-	-	1
Carex ligerica	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	r	-	-	3	R	-	-	-	-	-
Carex limosa	!	x	H	VU	1	I	*	r	*	.	2-	3	3	1r	3+	0	3
Carex microglochin [*]	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	3	3r	3r	-	0	0	-	-	1r	-	-
Carex obtusata [*]	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Carex pauciflora	!	x	H	VU	-	.	3	r	*	.	3+	3	R	2	3	-	3
Carex pseudobrizoides	!!	xxx	H	I	?	.	-	.	-	.	3	3	R	-	-	-	-
Carex pulicaris	!!	xx	H	VU	2	I	3	r	*	2	2-	3	3	2r	2	-	3
Carex strigosa	!	xx	Ar	VU	1	*	*	r	R	R	*	3	3	3	2	R	D
Carex trinervis [I]	!!	xx	H	EN	*	.	-	r	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Chimaphila umbellata	!	x	H	EN	-	-	-	r	0	.	2	*	1	2	2+	3	3
Chondrilla chondrilloides	!	xx	Ar	EN	-	-	*	r	3°	-	2	-	-	-	R+	-	3
Cicuta virosa	!	x	H	VU	*	I	2	r	1	-	3	*	R	3	2+	3	1
Coleanthus subtilis [I]	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	1’	r	-	-	3+	-	2	?	0	-	-
Crambe maritima	!	x	H	VU	R	r	-	-	-	-	3	-	n	-	-	n	-
Crepis mollis	!!!	xxx	H!	nt	-	-	*	r	3	?	3	*	2	?	*+	0’	*
Crepis praemorsa	!	x	H	nt	-	-	*	r	3~	R	3+	*	2	3	3	*	*
Cuscuta epilinum [*]	!!	xx	H!	CR	0	.	?	?	0	0	0	0	0	0	0	R	0
Cyperus michelianus	!	x	H	CR-Hu	-	-	*	r	0	-	1	0	2°	2r°	1	*	D
Dactylorhiza incarnata	!!	xx	H	VU	3	I?	3’	r	*	2	2	*~	2~	2~	3~	R	*
- ssp. cruenta					-	-	3°	-	R°	-	D°	3°	-	*?	2°	-	-
- ssp. haematodes					.	.	.	.	.	.	.	.	.	1r	.	.	.
- ssp. incarnata					.	.	.	.	.	.	2	*	2	2	3+	.	.
- ssp. ochroleuca					.	.	.	.	.	.	2°	.	.	.	2	.	.
- ssp. serotina					.	.	.	.	.	.	.	.	1°	.	.	.	.
Dactylorhiza majalis					3~	.	*	*	*	*+	3	3~	3	3~	*+	3	*
- ssp. majalis	!!	xx	H!	nt	3	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.
- ssp. praetermissa		x	Ar	VU	3	.	r	r	-	?	2°	3°	-	-	-	-	-
Dactylorhiza russowii	!	x	H	EN	-	-	-	-	-	-	1	3	0	-	-	-	-
Dactylorhiza sambucina	!	x	H	VU	-	-	*	*	*	0	2	3	2	3	3	R	*
Dactylorhiza sphagnicola [*]	!!!	xxxx?	E?	EN	-	-	?	?	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Dianthus gratianopolitanus [I]	!!!	xxx	H!	VU	-	I	*	r	R	R	3	R	2	?	2	-	-
Dianthus seguieri																	
- ssp. glaber [*]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	*	r?n	-	?	2	-	R°	-	-	-	-
Dictamnus albus	!!	xx	H	VU	-	-	*	-	3	r?	3	3	3	I	3	*	*
Diphasium issleri [*]	!!!	xxx	H!	EN	-	I°	-	3r	R°	.	2+°	3	R°	2r°	3+	3	R
Diphasium tristachyum	!	x	H	EN	2°	I°	*	3r	1°	0°	2°	3	2°	-	?	R’	*
Drosera anglica	!	x	H	EN	1°	0	3°r	r	3	?	2	3	1	1r	2	0	3
Drosera intermedia	!	x	H	VU	*	*	3	r	1	0	2	3	1	?	2	-	1
Dryopteris cristata	!	x	H	VU	*	I	*	1r	1	0	3+	3	1	3	1	1	0
Elatine alsinastrum	!	x	H	EN	-	I	*	r	0	?	2	1	1	1	0	r	r
Elatine triandra	!	x	H	VU	0	I	*	3r	-	.	3	1	*	1’	2+	r	D
Eleocharis parvula	!	x	H	CR	-	-	0’	r	-	-	1	1	-	-	-	-	*
Elytrigia arenosa [*]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Epipactis microphylla		x	Ar	VU	-	I	*	r	R	R	3	1	2	3	2	*	*
Epipactis muelleri	!!	xxx	Ar	nt	R	0?	r	r?	R	R	*	*	1	3	2	R	*
Epipactis palustris	!	x	H	VU	3	I	*	r	*	3	3+	3	2	2	3+	3	*

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Epipogium aphyllum [*]	!!	xx	H!	EN	-	I?'	*	r	R	R	2	3	1	2	3	R	*
Eriophorum gracile [*]	!	-	H	CR	1	1	2	r	1	?	1	r	2	2	1	R	1
Erysimum crepidifolium	!!	xxx	H	VU	-	-	*	-	?	-	r	-	R	?	-	R	-
Euphrasia micrantha	!	xx	Ar	VU	-	-	*	*?	-	.	3+	r	2	1r	2	-	-
Festuca psammophila	!!!	xxxx	E	VU	-	-	-	-	-	-	3	*	3	-	-	-	-
Filago vulgaris	!!	xx	H	VU	1	I	*	r	1°	2	2	r	0?	*	1	*	*
Fritillaria meleagris	!	x	H	VU	2	0	*	r	1	.	2	3r	*	1r	1	3	1
Gagea spathacea	!!	xxx	H	VU	R	r?	0	3r	-	?	3	3	-	3	3	R	r
Galium sudeticum [EN]	!!!	xxxx	E	CR	-	-	-	-	-	-	?	R	1	-	-	-	-
Galium tricornutum	!	x	H	VU	1	I	*	r?	1	0?	3	*	3	2	3	*	*
Galium truniacum [*]	!!!	xxxx	E	R	-	-	-	-	-	-	R	-	-	-	r	-	-
Galium valdepilosum [*]	!!	xxx	H	R	-	-	-	-	-	-	r	R	R	r	R	r	-
Gentiana pannonica	!!	xxx	Ar	VU	-	-	r	-	1	-	3	-	2	-	R+	-	r?
Gentiana pneumonanthe	!	x	H	VU	*	I	2	r?	3	0	3+	3	2°	2	2	R	*
Gentianella bohemica [EN]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	1	r	2	-	-	-	-
Gentianella campestris	!	x	H	EN-Mo	1	I°	*	*	R°	0°	3~	1	1	-	*	-	r
- ssp. baltica					.	.	.	.	.	.	2	1°	1°	.	.	.	.
- ssp. campestris					.	.	.	.	.	.	3+	*	.	.	.	.	.
Gentianella germanica	!!	xxx	H	nt	1	I?	*	*	*	R	3	r	1°	-	*	-	*
Gladiolus palustris	!!	xx	H	CR	-	.	r	3r	1	.	2	1	1	1r	1	1	*
Gratiola officinalis	!	x	H	VU	1	I	*	r	3	0	2	*	1	2	2	*	*
Halimione pedunculata	!	x	H	EN	R°	I	-	-	-	-	3	0	-	-	-	-	-
Hammarbya paludosa	!	x	H	CR	1	I	1	1r	1°	.	2	3	1	?	1	?	0
Herminium monorchis	!	x	H	VU	1	I	*	r?	*	0	2	1	1	1r	3+	0	*
Homogyne discolor	!!	xx	H	nt	-	-	*	-	-	-	R	-	-	-	*	-	*
Iris sibirica	!!	xx	H	VU	-	-	3	3r	3	?	3+	3	2	3	3+	R	*
Iris spuria	!	xx	Ar	EN	-	-	-	r	-	?	2	-	0?	1r	2	3	-
Juncus capitatus	!!	xx	H	EN	1	I	*	r	1	0	2	*	2	2	1	R	D
Juncus pygmaeus	!	x	H	CR	1	I	*	r	-	-	2r	-	-	-	-	-	*
Juncus stygius	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	.	-	-	1	-	1	0	-	-	-	-	-
Jurinea cyanoides	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	-	-	-	2	-	1	r	-	-	-
Kobresia simpliciuscula	!	x	H	VU	-	-	r	3r	3°	-	r	-	-	1r	R	-	-
Lepidotis inundata [*]	!!	xx	H	VU	3°	I°	3°	R°	3°	0°	3+°	3°	2°	1°	2°	*	3
Lilium bulbiferum	!	xx	Ar	VU	1n°	?	*	r	3~	-	3	3~	2	3~	3	1	R°
Lindernia procumbens [*]	!	-	H	CR	-	?	3	?	0°	?	2	1	1	2	1	R	D
Liparis loeselii [*]	!!	xx	H	EN	2	I	2	3r	1	?	2	3	1	1r	2	1	1
Lolium remotum [*]	!!	xx	H	CR	0	I	*	0?	1	0	0	1	1	0	1	*	*
Lythrum hyssopifolia	!	x	H	VU-Hu	R	I	*	r?	1	2	2	3	3	I	2	*	*
Minuartia stricta	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR	-	-	-	1r'	1	-	0	-	-	-	-	-	-
Minuartia viscosa	!!	xxx	H	VU	-	-	D'	1r	1	-	1	r	3	2	2	*	*
Myosotis rehsteineri [EN]	!!!	xxxx	E	CR	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-
Nymphoides peltata	!	x	H	EN	*	I	2	r	-	0	3	3	2	2r	2	R	3

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Oenanthe conioides [EN]	!!!	xxxx	E	CR	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Oenanthe fistulosa	!!	xx	H	EN	*	I	*	r	1	R	3	r	0?	2'	0	R	*
Onosma arenaria	(!!!)	(xxxx)	Vp	CR-Hu	-	-	-	-	1-	-	1	-	1	1r	1	R	*
Orchis coriophora	!	x	H	CR	0	0	*	r	1	0	1	1	0	1r~	1	R	*
Orchis laxiflora	!	x	H	VU	-	I	2~	r	1	-	2~	3~	1~	1r~	2+~	R~	3~
- ssp. elegans					.	.	.	.	.	.	.	.	.	1r	.	R	.
- ssp. palustris					.	I°	2°	.	1°	.	2°	3°	1°	1r	2+°	R	3°
Orobanche alsatica	!	x	H	EN	-	?	1	r	R	0	2~	R	1	3	3	R	*
Orobanche arenaria	!	x	H	EN-Hu	-	-	*	r	R	-	2	0	2°	3	1	*	-
Orobanche bartlingii [*]	x	Ar	VU	-	-	?	3r	?	.	3	?	1	1'	2	?	-	
Orobanche elatior	!!	xx	H	VU	-	-	*	r	3°	0	3	I	3	3	2	*	*
Orobanche purpurea	!	x	H	VU	3	I	*	r?	R	R	3	R	2°	3	2	*	D
Orobanche ramosa	!	x	H	CR	0	I	*	r	1	0	2	R	R°	I	0	0~	D~
Orobanche reticulata	!	x	H	VU-Mo	R	-	*	r	*	-	3	R	1	2'	3°	*	*
Pedicularis recutita	!!	xxx	Ar	nt	-	-	r	3r	r	-	r	-	-	-	*	-	r
Pedicularis sylvatica	!	x	H	VU	3	I?'	3	r	R	3	3	r	3	3	3+	-	-
Phleum arenarium	!	x	H	EN	*	.	*	r	-	-	2-	-	-	-	-	-	*
Pilularia globulifera [VU]	!	x	H	EN	3	I	1	r	0	?	3+	1	0?	-	-	-	0
Potamogeton coloratus	!!	xx	H	CR	2	I	*	r	1	?	2	I	0?	-	1	*	D
Potamogeton praelongus	!	x	H	EN	1	I	-	3r	1	?	2+	*	1	?	2	-	D
Potamogeton rutilus	!	xx	Ar	VU	-	-	-	-	-	-	1	r	-	-	-	-	-
Potamogeton trichoides	!!	xx	H!	VU	*	I	*	r	1	?	3	*	R	R'	2	R	R
Potentilla rupestris	!!!	xxx	H!	nt	-	I	*	*	*	R	3+	*	3	2	3	*	*
Primula farinosa	!	x	H	EN-Mo	-	-	*	r	*	?	3+	1	0	2~	*+	1~	*
Pulsatilla pratensis	!!	xxx	Ar	VU	-	-	-	-	-	-	2	*	*	3~	*	3~	-
Radiola linoides	!!	xx	H	VU	2	I	*	r?	0	r	2	*	3	1r	r?	R	D
Ranunculus baudotii	!	x	H	VU	r	r?	?	r	0	-	I'	I	1°	I°	2	R°	?
Ranunculus lingua	!	x	H	VU	*	I	3	r	3	0?	3	*	3	3	2+	R	3
Rhynchospora fusca	!	x	H	EN	3	I	1	r	1	?	2-	3	1	-	2	-	1
Ruppia cirrhosa	!	x	H	VU	3	r?	*	?	-	-	3	-	-	-	-	-	*
Ruppia maritima	!	x	H	EN	3	r?	*	?	-	-	2	3	-	-	-	-	3
Salix bicolor	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	r	-	-	0	r	1	2'	2	-	-
Samolus valerandi	!	x	H	EN-Hu	*	I	*	r	1	?	2	R	1	0	2	*	3
Saxifraga oppositifolia																	
- ssp. amphibia [Ex]	!!!	xxxx	E	Ex	-	-	-	?	0°	-	0	-	-	-	-	-	-
Saxifraga rosacea		x	Ar	VU	-	I~	-	r	-	R~	3	3°	3	-	-	-	-
- ssp. sponhemica [*]	!!	xxx	H	VU	-	I°	-	r	-	R°	3	3~	r	-	-	-	-
- ssp. rosacea		x	Ar	VU	-	-	-	r	-	-	r	-	-	-	-	-	-
Scabiosa canescens	!!!	xxx	H!	VU	-	-	-	*	0	-	3	*	R	R'	3	r	?
Scandix pecten-veneris	!	x	H	EN	1	0	*	r	1	3	2	Ir'	1	1r~	2	R	*
Scheuchzeria palustris	!	x	H	VU	1	I	3	r	3	?	2	*	1	1r	2	*	1
Schoenus ferrugineus	!	x	H!	VU	-	0	3	r	*	-	3	3	1	2r	3r	0	D

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Schoenus nigricans	!	x	H	VU	3	I	*	r	*	?	2-	1	1	1r	2	*	*
Scirpus holoschoenus	!	x	H	VU	-	0	*	r	1°	?	3°	*	3°	I°	2°	*	*
Scirpus hudsonianus	!	x	H	VU	-	-	-	r?	-	-	3+°	3°	2°	1r°	*+°	0°	3°
Scorzonera hispanica	!	x	H	VU-Hu	-	-	*	r	-	.	3+	n	3	I	3	*	*
Scorzonera humilis	!!	xx	H!	VU	1	-	*	r	3	2	3+	*	3	2r	3r	*	*
Scorzonera purpurea	!	x	H	VU-Hu	-	-	r	r	-	?	2	R	3	3	3	*	-
- ssp. rosea		x	Ar	R	-	-	-	-	-	-	-	r°	-	1r°	r	-	r?
Scutellaria hastifolia	!	x	H	VU-Hu	-	.	*	r	-	.	2	*	2	3’	2	*	*
Sedum villosum [*]	!	x	H	EN	-	-	3~	r	R	?	1	0	1	-	2r	-	D
Senecio integrifolius	!	x	H	VU	-	-	*	?	3	?	2°	r	2°	I°	3+	1°	*
- ssp. aurantiacus	!!	xxx	Ar	I	-	-	-	-	-	-	-	r	1°	I°	1°	1°	*
- ssp. capitatus	!	xx	Ar	I	-	-	*	-	R°	-	-	r°	-	I°	2°	-	-
- ssp. integrifolius	!	x	H	I	-	-	r?	?	?	?	2°	r	.	.	.	r?	-
- ssp. serpentini [I]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2°	-	-
- ssp. vindelicorum [*]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	1°	-	-	-	-	-	-
Senecio rivularis	!!!	xxx	H!	nt	-	-	?	-	-	-	*	*	*	R’	*	3	*
Seseli hippomarathrum	!!	xxx	H	VU-Hu	-	-	-	-	-	-	2	r	R	I	*+	*	*
Silene linicola		?	?	CR	?	?	1	?	-	?	0	-	-	?	0	-	0
Sisymbrium austriacum	!!	xxx	H	R	*	?	*	r	R	?	*	-	*	Ir	2	-	-
Soldanella austriaca	!!!	xxxx	E	nt	-	-	-	-	-	-	R	-	-	-	*	-	-
Soldanella montana	!!	xxx	H	nt	-	-	-	-	-	-	3	*	3	*	*	-	-
Sparganium minimum	!	x	H	VU	-	I	r	r?	3	0	2	*	2	2	2	3	D
Spergula pentandra	!	x	H?	VU	-	0?	*	r	-	0	3	*	0?	R	1	*	*
Spergularia echinosperma	!!	xx	H?	I	-	-	-	r	-	-	*	?	R	1’	1	-	-
Spergularia segetalis	!	xx	Ar?	CR	0	I°	*	r	1	0°	0	R	-	-	-	-	-
Spiranthes aestivalis [*]	!!	x	Ar	CR	0	0	2	r	3r	0	2	-	?	0	1	R	1
Spiranthes spiralis	!!	xx	H	EN	1	0	-	r	3	r?	2	1	1	1r	2	R	*
Stellaria palustris	!	x	H	VU	*	I	r	r	0	R	3	*	3	I	1	*	*
Stipa bavarica [EN]	!!!	xxxx	E	EN	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Stipa pennata																	
- ssp. austriaca	!!!	xxx	H!	VU	-	-	-	-	-	-	2°	-	r	3	r+	R°	?
- ssp. eriocaulis		x	Ar	VU	-	-	*	r	*	-	2~	-	2°	2r	*+°	R°	*
- ssp. pennata		?	Ar	I	-	-	-	r	-	-	2°	-	-	-	-	-	-
Thesium ebracteatum	!	xx	Ar	VU	-	-	-	-	-	-	1	*	1	0	1	-	-
Thesium pyrenaicum	!	xx	Ar	VU	-	I	r	r?	*	1	3	0	3	0	3~	-	*
Thlaspi calaminare	!!	xxx	H	I	-	*	*	r	-	-	2	-	-	-	-	*	-
Trapa natans	!	x	H	EN-Hu	-	.	2	r	0	.	2	3	1	1	3+	*	3
Trifolium spadiceum	!	x	H	VU	-	-	*	r	3	.	2	*	3°	R’	3+	-	R
Typha shuttleworthii [*]	!	xx	Ar	EN	-	-	*	r	3	.	2	-	0	2	2+	0	R
Urtica kioviensis	!	xx	Ar	VU	-	-	-	-	-	-	r	-	2	I	2	3	-
Utricularia bremii	!	xx	Ar?	CR?	-	.	*	r	1	.	1	-	1	R’	1	3	0
Utricularia ochroleuca	!	x	H?	EN	1	.	3	3r	1-	.	2	3	1	r	0	-	-

Wissentschaftlicher Name	V	Ant.	Pos.	RL	Ho	Be	It	Ga	He	Lx	Ge	Po	Cz	Sl	Au	Hu	Sw
Vaccaria pyramidata	!	x	H	EN	-	I	?	r?	1	0?°	1°	3	1°	2~	1°	*	D
Veronica austriaca					-	?	*	*	1	2~	3	*	*~	*~	3+~	*	*
- ssp. austriaca		x	Ar	EN-Hu	-	-	r	-	1'	-	2°	I°	R	1'	3+	*	*
- ssp. teucrium	!	x	H	nt	3	?	*	*	*	2°	*°	*°	*	*	3+°	*	*
Veronica opaca	!!!	xxx	H!	VU	*	I	*	r	0n	0	2	*	3	I	R	*	-
Veronica paniculata	(!!!)	(xxxx)	Vp	EN	-	-	-	-	-	-	0	3	1°	-	1°	R°	-
Viola calaminaria	!!	xx	H	EN	1	I?'	-	-	-	-	2°	-	-	-	-	-	-
Viola guestphalica [R]	!!!	xxxx	E	R	-	-	-	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-
Woodsia pulchella	!	xx	Ar	VU	-	-	r	r	r	-	2	-	-	-	3	-	*

Zusammenfassung

Für eine Liste der vorrangig schutzbedürftigen Arten Mitteleuropas wurden Rote Listen aus neun mitteleuropäischen Staaten zusammen mit Arealkarten der entsprechenden Arten ausgewertet. Die Analyse beruht einerseits auf der Gefährdung einer Art, abgeleitet aus einer Datenbank nationaler Roten Listen, und andererseits auf der Einschätzung der Verantwortlichkeit der mitteleuropäischen Staaten für ihr weltweites Überleben. Wichtigstes Kriterium für die Verantwortlichkeit ist der Anteil Mitteleuropas am Gesamtareal der Art.

Von den ca. 7000 Farn- und Blütenpflanzen Mitteleuropas sind mehr als ein Drittel in mindestens einem Land, aber nur 6% im gesamten Mitteleuropa gefährdet. Für die Mehrzahl der Arten sind Gefährdung und Verantwortlichkeit negativ miteinander korreliert. Damit ist die Methodik ein geeignetes Werkzeug zur Auswahl vorrangig schutzbedürftiger Arten. Außerdem eignet sich die gemeinsame Analyse von Roten Listen und Arealkarten zur zwischenstaatlichen Koordination von Aktivitäten im Artenschutz. Darüber hinaus bietet sie nachvollziehbare Kriterien zur Auswahl von Arten für multinationale, aber regional begrenzte Schutzkonventionen (z.B. die Berner Konvention oder die FFH-Richtlinie der Europäischen Union).

Von den in Mitteleuropa vorrangig schutzbedürftigen Farn- und Blütenpflanzen werden in der Tabelle 1 lediglich die in Deutschland vorkommenden aufgeführt.

Summary

Red Lists and distribution maps of vascular plants for nine Central European countries were subjected to a joint analysis to extract a list of species requiring priority conservation measures for this region. The analysis was based on a **threat assessment** for the region as a whole, derived from a data base of the National Red Lists, and an estimate of the **responsibility** for the world-wide survival of the species. The most important criterion for the latter parameter is the proportion of Central Europe on the world range of a species.

More than one third of the ca. 7000 vascular plants of Central Europe is under threat in at least one of the nine countries, but only 6% are threatened throughout the region. For most species the degree of threat and the extent of responsibility were negatively correlated with each other. Hence this methodology of is a suitable tool to derive a priority list of species in urgent need of conservation. The joint analysis of Red Lists and range maps can be used as well to co-ordinate activities for species conservation between countries or regions. It can provide a set of comprehensible criteria to identify species

for multinational but regionally limited conventions on species conservation such as the Berne Convention or the Habitats Directive of the European Union.

The paper gives a list of the German species requiring priority conservation measures in a Central European scale.

Literatur

CONTI, F., MANZI, A. & PEDROTTI, F. (1992): Libro Rosso delle Piante d'Italia. Rom: WWF, Assoziacione Italiana.

CONTI, F., MANZI, A. & PEDROTTI, F. (1997): Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia. Rom: WWF, Assoziacione Italiana and Società Botanica Italiana.

DELVOSALLE, L., DEMARET, F., LAMBINON, J. and LAWALRÉE, A. (1969): Plantes rares disparues ou menacées de disparition en Belgique; L' appauvrissement de la flore indigène. – Serv. Réserves Naturelles domaniales et de la Conservation de la Nature, Trav. **4**, 1–129.

ECE, ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (1991): European Red List of Globally Threatened Animals and Plants. New York: United Nations Publ. E/ECE/1249.

EHRENDORFER, F. (ed., 1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl., Stuttgart: Fischer Verlag.

GÜNTHER, K.-F. (1994): Die Verantwortung Thüringens bei der Erhaltung der Flora Mitteleuropas. –Naturschutzreport **7**, 93–100.

IUCN THREATENED PLANTS COMMITTEE SECRETARIAT (1976): How to use the IUCN Red Data Book categories. London: Kew Royal Botanical Gardens.

IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION (1994): IUCN Red List Categories. As approved by the 40th. meeting of the IUCN Council. Gland: World Conservation Union. [Internet-Seite http://www.redlist.org]

HEGI, G. (1964 ff.): Illustrierte Flora von Mittel-Europa. H.J. Conert, U. Hamann, W. Schultze-Motel & G. Wagenitz (Hrsg.) Berlin, Hamburg: Parey.

HOFFMANN, M.H., & WELK, E. (2000): A method for the estimation of the global population sizes of plant species – the area-abundance-index. – Global Ecol. & Biogeography **8**, 39–46.

HOLUB, J., PROCH ZKA, F. & CEROVSKÝ, J. (1979): List of extinct, endemic and threatened taxa of vascular plants of the flora of the Czech Socialist Republic (first draft). – Preslia **51**, 213–237.

HULTEN, E. & FRIES, M. (1986): Atlas of North European vascular plants north of the tropic of Cancer. Königstein: Koeltz.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Florenliste und Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). – Schriftenreihe Vegetationskunde **28**, 21–187.

LANDOLT, E. (1991): Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz - Mit gesamtschweizerischen und regionalen Roten Listen. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

LANGER, W. & SAUERBIER, H. (1996): Endemische Pflanzen der Alpen und angrenzender Gebiete. Bad Schussenried: Thomae.

LAUFF, H. (1993): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Luxembourgs. Luxembourg: Musée National d'Histoire Naturelle.

MAGLOCKÝ, S. & FER KOV , V. (1993): Red List of ferns and flowering plants (Pteridophyta and Spermatophyta) of the flora of Slovakia (second draft). – Biológia **48**, 361–385.

MEIJDEN, VAN DER, R., VAN DUUREN, L., WEEDA, E.J. & PLATE, C.L. (1991): Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. – Gorteria **17**, 75–127.

MEUSEL, H.E., JÄGER, E.J. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Vol. 1. Jena: Fischer Verlag.

MEUSEL, H.E., JÄGER, E.J. RAUSCHERT, S. & WEINERT, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Jena: Fischer Verlag.

MEUSEL, H.E. & JÄGER, E.J. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Jena, Stuttgart, New York: Fischer Verlag.

MIREK, Z., PIEKOS-MIRKOWA, H., ZAJAC, A. & ZAJAC, M. (1995): Vascular Plants of Poland. A checklist. – Polish Bot. studies, guidebook series **15**, 1–303.

MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHMIDT, J. & BERG, G. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern **33**, 42–70.

NIKLFELD, H., KARRER, G., GUTERMANN, W. & SCHRATT, L. (1986): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz **5**, 28–132.

OLIVIER, L., GALLAND, J.-P. & MAURIN, H. (1995): Livre Rouge de la Flore Menacée de France. Tome I; espèces Prioritaires. Paris: Museum Nat. D'Historie Naturelle, Cons. Botanique Nat. de Porquerolles and Ministère de l'Environment.

SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K.-F. (1999): Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. – Biodiversity and Conservation **8**, 891–925.

SCHNITTLER, M. & LUDWIG, L. (1996): Rote Listen und Florenlisten gefährdeter Pflanzen in Deutschland; Methodik – Definitionen der Gefährdungskategorien, Kriterien zur Einstufung. – Schriftenreihe Vegetationskunde **28**, 709–739.

TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H. (Hrsg., 1964–1993): Flora Europaea. Cambridge: Cambridge University Press.

WEBER, H. E. (1996): Former and modern taxonomic treatment of the apomictic *Rubus* complex. – Folia Geobotantica et Phytotaxonomica **31**, 373–380.

WEEDA, E.J., VAN DER MEJDEN, R. & BAKKER, P.A. (1990): Rode Lijst van de in Nederland verdwenen en bedreigde planten (Pteridophyta et Spermatophyta): over de periode 1.1.1980–1.1.1990. – Gorteria **16**, 1–26.

WELK, E. (2001): Schutzrelevanz heimischer Farn- und Blütenpflanzen (Ergebnisse einer Dissertationsarbeit, Universität Halle) Schriftenr. Vegetationskunde **36**: im Druck. [Internet-Seite: http://sundoc.biblio-

thek.uni-halle.de/diss-online/01/01H044/index.htm]

WRABER & SKOBERNE (1989): The Red Data List of Threatened Vascular Plants in Socialistic Republic of Slovenia. – Varstvo Narave **14–15**, 9–428.

ZARZYCKI, K. & SZELAG, Z. (1992): Red list of threatened vascular plants in Poland. In Red list of threatened plants in Poland. 2. Aufl. (Zarzycki, K., Wojewoda, W. & Heinrich, Z., Hrsg.) S. 78–89. Krakow: Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk.

ZOLTAN, R. (Hrsg., 1990): Red Data Book of Hungaria. Budapest: Akademiai Kiado.

Anschriften der Verfasser:

Dr. MARTIN SCHNITTLER, Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, D-53179 Bonn (E-Mail: schnittlerm@bfn.de)

Dr. KARL-FRIEDRICH GÜNTHER, Herbarium Haussknecht, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Schlossgasse 1, D-07740 Jena

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 47-58

GERD MÜLLER-MOTZFELD, Greifswald

Reliktendemismus oder Biodiversitäts-Artefakte – schützen wir das „Richtige“?

1. Einführung

Die an den amerikanischen Präsidenten gerichtete Studie „Global 2000“ prognostizierte im Jahre 1980 den Verlust von 14,6 % der Tierarten der Erde bis zum Jahr 2000. Als besonders hoch wurden die Verluste bei Wirbeltierarten eingeschätzt, über 600 Wirbeltierarten sollten das Jahr 2000 nicht mehr erreichen. Die Studie beruhte auf durchaus seriösen Schätzungen, nachweislich sind seit dem 17. Jahrhundert 135 Vogelarten und –rassen (LUTHER 1986) sowie 95 Säugerarten (KLAFS 1979) ausgestorben. Hauptursache für diese zum überwiegenden Teil vermeidbaren und völlig unsinnigen Verluste war die direkte Ausrottung durch den Menschen. Drastische und für uns Menschen besonders beschämende Beispiele waren das zum Volkssport ausgeartete Abschießen der Wandertaube in Nordamerika, die totale Vernichtung der Dronten auf den Maskarenen, die als bequeme Frischfleischquelle für Seefahrer dienten, oder das bedenkenlose Ausrotten des Beutelwolfs in Tasmanien, der wenigstens als Zootier hätte überleben können, wenn er dort nicht so ein „Langweiler“ (nachtaktiv, weder angriffslustig noch gefährlich oder „gelehrig“) gewesen wäre, wie das MÖLLER (1997) in seiner nachdenklich stimmenden Studie über den Beutelwolf schreibt.

Heute findet Ausrottung nicht mehr so direkt statt, eher unbedacht und meist auch ungewollt. So ist der aktuelle Artenschwund als Nebenprodukt der Intensivierung der Landnutzung anzusehen. Besonders alarmierend sind die Zahlen über den Rückgang der tropischen Regenwälder infolge eines unmäßigen Raubbaus (MYERS 1984). Damit ist die Vernichtung der dort heimischen überaus artenreichen und mit einem hohen Anteil von Endemiten (50 – 90 %) ausgestatteten Tier- und Pflanzenwelt verbunden (LUGO 1992). Bis zum Jahre 2010 wird es nach RAVEN (1992) keine großen zusammenhängenden Regenwälder mehr geben, damit soll ein Verlust von etwa fünf Pflanzenarten pro Tag (RAVEN 1992) und 36 Tierarten pro Stunde (MÜLLER-MOTZFELD 1984, 1997a) verbunden sein. Aus diesen Zahlen folgerten Forscher, wie der bekannte Tierökologe BALOGH, dass die alarmierenden Zahlen der Studie „Global 2000“ noch weit untertrieben wären und möglicherweise bis zum Jahr 2000 nur noch 20 % der Tierarten der Erde überleben würden.

Das Jahr 2000 geht seinem Ende zu und es drängen sich folgende Fragen auf:

Waren die Prognosen zum Artenschwund zutreffend?

Was sind die Gründe für die Unsicherheit solcher Prognosen?

Ist Biodiversität überhaupt messbar?

Was ist daraus für den Naturschutz abzuleiten?

Woher leitet sich die Verantwortung für den Schutz von Organismen ab?

2. Artenschwund

Es gibt keine seriöse Erhebung, die belegen könnte, dass in den letzten 20 Jahren 159.432 Tierarten ausgestorben wären. Dies wäre aber die formale Konsequenz, wenn die Zahlen der Studie „Global 2000“ (s. Tabelle 1) auf die derzeit bekannte Zahl der beschriebenen Tierarten (1,09 Mio.) reflektiert würde (MÜLLER-MOTZFELD 1984, 1991). Ein etwas höherer Arten-

schwund (176.660) errechnet sich aus den Werten von WOLTERS (1995), der von einer etwas höheren Zahl bereits beschriebener Tierarten (vor allem Insekten) ausgeht. Eine ganz andere Dimension wird mit den Werten von ERWIN (1982, 1988) erreicht, der in den tropischen Regenwäldern 30 bis 100 Mio. Tierarten (vor allem Insekten) vermutet. Die überwiegende Mehrzahl dieser Arten ist noch unbekannt. Die Tropenforscher stehen vor allem vor dem Problem, dass sie vor der enormen Artenvielfalt praktisch kapitulieren müssen, da das Beschreiben neuer Arten ein sehr aufwendiger und schwieriger Prozess ist, der Raubbau an Regenwäldern aber so schnell fortschreitet, dass wahrscheinlich schon viele Arten unbekannt und unbenannt ausgestorben sind. Da der Anteil endemischer Arten in tropischen Gebieten sehr hoch ist und diese Arten oft nur sehr kleine Areale besitzen, errechnen sich daraus auch sehr hohe Aussterbe-Raten (s. Tabelle 1: 80 – 90 %).

Eine Zusammenstellung der Artenverluste in tropischen Wäldern (LUGO 1992) ergibt je nach Region 13 – 50 % bei einem Waldrückgang von 20 – 67 %. Unter der Annahme, dass der Waldrückgang nur bei 10 – 20 % liegt, erreichen die Artenverluste nur noch 4 – 10 %. Dieses Zahlenspiel, das sicher zunächst den guten Zweck verfolgte, die Menschheit aufzurütteln, hat sich nun zum Gegenteil gekehrt. Wenn Hundert Arten vom Aussterben bedroht sind, dann kann damit die Öffentlichkeit alarmiert werden; wer will schon, dass Organismen einfach so (d.h. natürlich ohne Schädling, Parasit, Krankheitserreger etc. zu sein) aussterben. Wenn es Tausend Arten sind, lässt sich die Betroffenheit der Menschen sicher noch steigern, aber spätestens bei „zig Millionen“ Arten da wird das Vorstellungsvermögen einfach überfordert. Es wird eher Fatalismus erzeugt, ohnmächtig sehen wir uns diesem Prozess des Aussterbens ausgeliefert oder man hofft einfach, dass die Rechnung irgendwie nicht stimmt. Dieser ganze Zahlenpoker ist für den Naturschutz wenig hilfreich, er erweckt zu Recht Zweifel und lähmt die Entschlossenheit des Handelns.

Wie differenziert Artenschwund beurteilt werden muss, zeigt das Beispiel der Vögel und Säuger. Die üblichen kumulativen Darstellungen, bei denen die Gesamtheit der bis zu einem bestimmten Zeitpunkt ausgestorbenen Organismen am Ende der „Klassenbreite“ aufgetragen wird (s. Abb. 1), führt bei nicht naturwissenschaftlich Vorgebildeten oft zu der irrigen Annahme, dass es ein exponentiell zunehmendes Aussterben gäbe. Dem hat P.MÜLLER (1996) in einer Gegendarstellung entschieden widersprochen, indem er aufzeigte, dass im Gegenteil das Aussterben bei Vögeln und Säugern seit dem vorigen Jahrhundert drastisch abgenommen hat. Da die Darstellung MÜLLERS (1996) auf unterschiedlichen Klassenbreiten fußt, ist sie quantitativ nicht so ganz einfach interpretierbar. Es soll hier eine auf den gleichen Ausgangswerten (LUTHER 1986) basierende exakte Darstellung über den jeweiligen Klassenmitten gleichlanger Zeitperioden erfolgen (Abb. 2), die den Prozess des Aussterbens von Vögeln in den letzten Jahrhunderten deutlich macht. Während es bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts eine drastische Zunahme des Aussterbens gab, ist danach ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Tatsächlich sind seit 1960 keine Säuger- bzw. Vogelarten mehr ausgestorben. Dies ist ein ganz entscheidender Erfolg des Naturschutzes

Tabelle 1: Biodiversität und Aussterberate

Tierarten	Insekten / übrige Tiere		Aussterberate (pro 20 Jahre)	
1.09 Mio	832 326	260 000	14,6 %:	159 432 Arten
	(76,2 %)	(23,8 %)		
1.21 Mio	950 000	260 000	14,6 %:	176 660 Arten
	(78,5 %)	(21,5 %)		
30.0 Mio	27 Mio	3 Mio	14,6 %:	4,3 Mio Arten
	(90,0 %)	(10,0%)	80,0 %:	24 Mio Arten
100 Mio	95 Mio	5 Mio	90,0 %:	90 Mio Arten

und ganz speziell des klassischen Artenschutzes. Warum wird dieser Erfolg eigentlich verschwiegen, P.MÜLLER (1996), der auf diesen Sachverhalt aufmerksam macht, wurde von den Naturschutzverbänden sogar noch angefeindet.

Natürlich sind dem klassischen Artenschutz, der vom Schutz einzelner Individuen (Krankenpflege, Horstschutz, Nisthilfen etc.) bis zum Erarbeiten spezieller Schutzprogramme für einzelne Arten reicht, heute Grenzen gesetzt. Es sind nicht so sehr die „konkurrierenden Artenschutzprogramme“ als viel mehr die Fülle des-

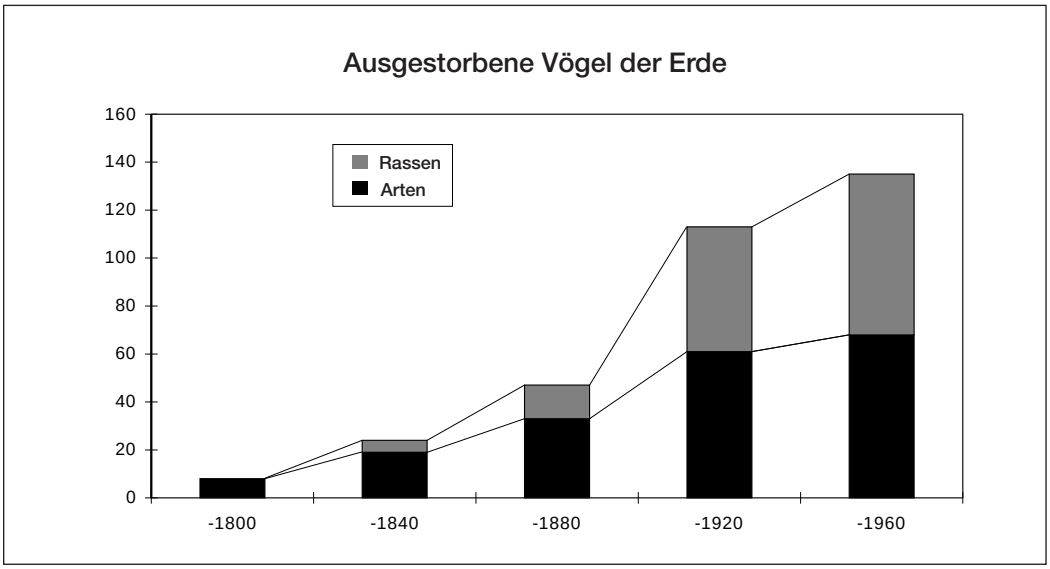


Abb. 1: Kumulative Darstellung der Anzahl ausgestorbener Vogelarten und -rassen

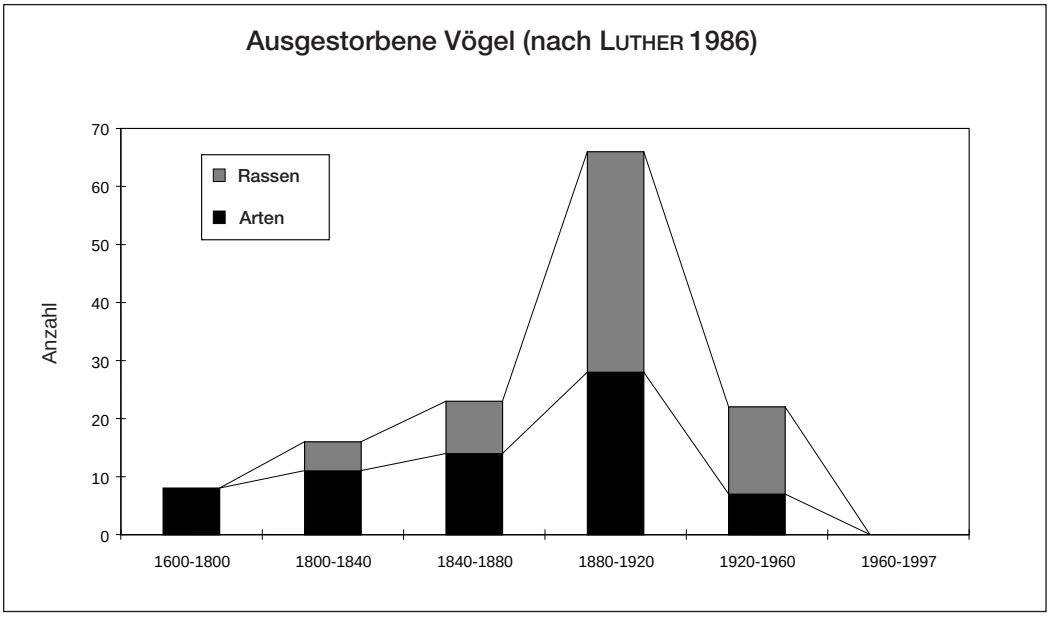


Abb. 2: Darstellung der ausgestorbenen Vogel-Arten und -Rassen über der Klassenmitte der angegebenen Zeiträume (seit 1800 in 40-Jahres-Etappen)

sen, was es zu berücksichtigen gälte, wollte man etwa auch Wirbellose in großer Zahl in solche Artenschutzprogramme einbinden. Neue Wege werden hier mit dem Schutz ganzer Geobiozönosen und komplexer Landschaften gegangen. Dies schließt auch den Prozessschutz mit ein, also den Schutz jener oft negativ belegten Naturvorgänge wie Überflutung, Abtragung, Verlandung, Wald- und Moorbrand, Absterben und Bestandserneuerung.

Die Erhaltung aller heute lebender Arten – das ist nach wie vor Ziel des Naturschutzes. Es ist ein Gebot der Vernunft, diese Arten nicht im Zoo oder in der Genbank, sondern in ihren natürlichen Lebensgemeinschaften erhalten zu wollen und es ist dabei so ziemlich gleichgültig, wie „natürlich", „naturnah" oder „kultiviert" diese Ökosysteme und Landschaften sind. Wenn es exklusive Organismenarten gibt, die eben nur dort vorkommen, dann kann man sie auch nur dort schützen. Dazu gehört auch der Schutz jener noch weitgehend vom Menschen unberührten Restnatur, wie sie zum Teil noch in den tropischen Regenwäldern vorzufinden ist. Diese gilt es heute vor weiterem Raubbau zu schützen – das kann getan werden, auch ohne dass wir alle jene Arten kennen, die dort leben. Doch das muss unbedingt getan werden, wenn wir wirklich ernsthaft wissen wollen, welche Arten das sind. Erst wenn diese zumindest beschrieben und benannt werden, wird man auch ihre potentielle Nutzbarkeit für den Menschen näher determinieren können. Der sonst durchaus richtige Satz: „Man kann nur das richtig schützen, was man auch richtig kennt", muss hier etwas umgedeutet werden: „Wir müssen die noch unbekannte Restnatur unserer Erde schützen, um sie überhaupt noch kennenlernen zu können, ehe es zu spät ist!"

Wo liegen die Hauptursachen für diese Unsicherheiten bei der Abschätzung des aktuellen Artenschwundes ? Es sind unsere mangelhaften Kenntnisse über die rezente Organismenwelt der Erde, besonders davon betroffen sind gerade die artenreichen Gruppen, wie die Insekten und andere Arthropoden. Nach WOLTERS (1995) wurden in den Jahren 1978 – 1987 im Jahresdurchschnitt 7.222 Insektenarten neu beschrieben, eine gigantische Zahl. Selbst wenn wir annehmen, dass vielleicht zur Zeit 10.000 Arten pro Jahr beschrieben würden, bedeutet das, dass wir noch Jahrhunderte wissenschaftlichen Forschens benötigen, um die rezente Artenvielfalt wenigstens beschrieben und registriert zu haben. Eingedenk der Schätzungen ERWINS (1988) würden wir dazu sogar 10.000 Jahre brauchen, wenn wir so weitermachen wie bisher. Systematik und Taxonomie gehören seit Jahrzehnten zu den Stiefkindern der Forschungs-Förderung. Trotz aller Beteuerungen, dass dies nun erkannt sei, hat sich daran nichts geändert. Wenn klassische taxonomische Revisionen nicht durch elektronenmikroskopische, molekulargenetische oder rechnergestützte numerische Verfahren „aufgewertet" werden, gleichgültig ob das im jeweils vorliegenden Fall überhaupt sinnvoll oder zielführend ist, haben sie praktisch kaum Chancen im universitären Bereich als Qualifikationsverfahren Anerkennung zu finden. Dafür werden aber Qualifikationsarbeiten angefertigt, die ganz einfach davon ausgehen, dass diese ganze Artenbeschreiberei und das Bestimmen von Arthropoden etwas so Schwieriges und offenbar Lästiges ist, dass man sich überlegen sollte, ob man darauf nicht ganz verzichten kann. Es wird ernsthaft vorgeschlagen, sog. „Morphospecies", also rein äusserlich grob erkennbare Verschiedenheiten, zu zählen, da braucht es nur eine lfd. Nr., keine Nomenklaturregeln etc. So meint man Biodiversität auf der Erde zählen zu können. Das Ganze hat natürlich einen schicken modernen Namen: „RBA – Rapid Biodiversity Assesment" (VONWIL 2000). Sicher kann so jeder Laie, der irgendwo im tropischen Regenwald eine Handvoll Insekten sammelt, sagen, es waren hier 15 „Morphospecies" und weiter oben waren es 25. Doch vergleichen mit anderen ähnlich unseriös ermittelten Angaben kann er es nicht. Spätestens wenn er wissen will, wie weit seine Nr. 13 verbreitet ist und wie groß die Übereinstimmung in zwei benachbarten „Zähllisten" (Artenliste kann man dazu wohl nicht sagen) ist, wird sein „RBA" als Methode versagen. Das ist ein Rückfall in die Biologie vor Linné.

Wir können seriöse Aussagen zum Artenschwund nur auf die Arten beziehen, die wir kennen und wir sollten alles daran setzen, dass wir die noch unbekannte rezente Organismenwelt der Erde in ihrer Gesamtheit erforschen.

3. Das Biodiversitäts-Argument im Naturschutz

Mit der Biodiversitätskonvention von Rio wurde auf die Notwendigkeit des Schutzes der Organismen-Vielfalt aufmerksam gemacht. Der Begriff Biodiversität war sehr umfassend gemeint, er reichte von der infraspezischen genetischen Vielfalt bis zur Vielfalt der organismischen Vergesellschaftungen, im Zentrum standen die Arten und damit der Artenschutz. Seither hat kaum ein Begriff so viel Verwirrung gestiftet, wie diese Worthülse: Biodiversität. Zunächst wurde die Messbarkeit von Biodiversität angezweifelt, obwohl dieses Messen von Biodiversität seit Jahrzehnten von Ökologen und Biogeographen erfolgreich betrieben wird. So kann, wie in Tabelle 2 gezeigt werden soll, Biodiversität auf der Element-Ebene als Artenzahl pro Flächen- oder Raumeinheit mit der MACARTHUR/WILSON (1971)-Gleichung gemessen werden.

Ein besonderes Problem dabei ist, dass das Messergebnis von der realen erdgeschichtlichen Genese des Territoriums (z) und der Phylogenie der untersuchten Organismengruppe (c) abhängt und damit eine klar erkennbare territoriale Bezogenheit hat. In der basalen (ökischen) Dimension hängt die Artenmenge vom Alter der untersuchten Biozönose und von dem dort herrschenden Bedingungsgefüge, sie ist also alters und strukturabhängig. Es wäre ein fataler Irrtum, unter dem Deckmantel der Erhöhung der Biodiversität artenarme Regenmoore etwa durch Trockenlegung oder Düngung artenreicher zu machen (MÜLLER-MOTZFELD 1997b). Diese „Erhöhung der Diversität“ auf ökischer Ebene würde mit Verlusten auf nächst höherer topischer Ebene einhergehen. Ubiquitäre Allerweltsarten wären dann auch im ehemaligen Moor, dafür fehlten dann in der ganzen Region die exklusiven Regenmoorarten. Nicht weniger kompliziert ist es auf der System-Ebene, auch hier ist Diversität messbar, z.B. mit der SHANNON & WEAVER (1949)-Gleichung. Doch auch hier wird von allen seriösen Bearbeitern vor einer pauschalen Anwendung der o.g. Gleichung gewarnt. Das heißt Biodiversität ist messbar, doch das Problem ist eher: Was fangen wir mit dem Messergebnis an? Offenbar sind „hohe Werte“ nicht immer gleichbedeutend mit hoher Wertigkeit für den Naturschutz.

Inzwischen wird das Biodiversitätsargument regelrecht „zerredet“. Da wird auf Kongressen über Geodiversität, Systemdiversität, Diversität der Stoffwechselwege und biochemischer Diversität diskutiert, so als ob der Stoffwechsel und seine biochemischen Grundlagen nichts mit Organismen zu tun hätten. Das einzige aber, was wirklich halbwegs zählbar ist, die bereits bekannten Taxa auf dem Artniveau, das wird dann als schnöde „Erbsenzählerei“ abge-

---

Tabelle 2: Biodiversität ist messbar !

$$S = c * F^{z} \text{ (MACARTHUR \& WILSON 1971)}; \quad H = -\sum_{i=1}^{s} pi * \ln pi \text{ (SHANNON \& WEAVER 1949)}$$

Element-Ebene		System-Ebene
Arten (infraspez. genetische Vielfalt)		**(Vergesellschaftung)**
territoriale Dimension:		
globale	(chorische)	Biosphäre
regionale	Fauna	Biom (Region)
topische	(Landesfauna)	(Landschaft)
	(Kreisfauna)	Biogeo-Zönose
ökische	(Abundanz)	Ökosystem

Artenreichtum	<==========>	Strukturreichtum
Je mehr Elemente, je zahlreicher die Vernetzung:		Stabilität
Je weniger Elemente, je enger die Vernetzung:		Chaos

tan. Wen wundert es dann, dass es immer weniger solche Spezialisten gibt, die überhaupt noch das „Erbsenzählen“ beherrschen. Die erwartete Förderung taxonomischer und biogeographischer Grundlagenforschung blieb bisher aus, es werden natürlich nur „innovative Forschungsansätze“ gefördert. Doch neue Arten entdecken, von denen es offenbar noch Millionen unbekannte und unbeschriebene gibt, das ist so neu natürlich nicht, sondern gehört zur ganz normalen Pflicht der Taxonomen schon seit Jahrhunderten. Das Neue daran, die entdeckten neuen Taxa, gleichgültig ob diese im tropischen Regenwald, in den Gebirgen der Ostpaläarktis oder hier in Mitteleuropa entdeckt werden, interessieren die Öffentlichkeit weniger als ein neu erfundener Schlager. Doch so einfach, wie sich das der Laie vorstellt, scheint es doch nicht zu sein, man muss sich erst einmal zum taxonomischen Spezialisten für solch eine Gruppe von Organismen qualifiziert haben, um überhaupt eine Chance zu haben, zu erkennen, was wirklich neu ist und nicht bereits zu den über 1 Mio. schon beschriebenen Tierarten gehört. Fördergelder unterliegen aber ganz offenbar auch den Einflüsterungen der „Moderne“, da wird z.B. als innovativ angesehen, wenn die bestehende Unkenntnis über Vorkommen und Verbreitung von Arten rechnergestützt über maßgeschneiderte Biodiversitäts-Indices hochgerechnet wird und das möglichst „global“. Man muss doch diese ganzen Organismenarten nicht kennen, um zu wissen wo die „hot-spots“ liegen und wie Biodiversität in grober Näherung verteilt ist und wie sie „generiert“ wird. Dieses „nicht mehr wissen wollen, wie es wirklich ist“, würde sofort als wissenschaftsfeindliche Ignoranz entlarvt werden, wenn es nicht mit dem Versuch kaschiert würde, sich rechnergestützt oder molekulargenetisch an der Wahrheit vorbeimogeln zu können. Zielführend ist dieses Vorgehen keinesfalls, denn damit wird unsere Unkenntnis nicht verringert, sondern fortgeschrieben und dabei allenfalls von stochastischen Mustern überlagert. Es soll hier nicht der Eindruck erweckt werden, dass es nicht sinnvoll sei, die Verteilung von Biodiversität mittels moderner Geographischer Informations Systeme darzustellen, Verteilungsmuster zu erkennen und daraus z.B. Rückschlüsse auf die Ursachen aktueller Gefährdungen oder die naturhistorische Genese von Gebieten zu ziehen. Doch außer bei Gefäßpflanzen (BARTHLOTT et al. 1999) und einigen Wirbeltiergruppen stehen dafür kaum hinreichend sichere Daten zur Verfügung. Diese Defizite gilt es abzubauen und nicht schön zu rechnen.

Ein anderes Argument gegen das Zählen auf der Element-Ebene besteht darin, dass angenommen wird, die Vergesellschaftung von Arten wäre ähnlich divers, wie die Element-Ebene. Dies ist relativ einfach zu widerlegen, da die Systemebene vergleichsweise einen relativ geringen Beitrag zur Gesamtvielfalt liefert und auch nicht einfacher zählbar ist als die Arten, eher ist die Subjektivität bei der Definition von Syntaxa noch größer. So unterscheiden wir auf der höchsten Systemebene (WALTER & BRECKLE 1991) 10 große Biome und auch unter Hinzufügen von Ökotonen bleiben wir in der Größenordnung von 10^1. Die diese Biome aufbauenden natürlichen Geobiozönosen erreichen vielleicht die Größenordnung 10^2 (Pflanzengesellschaften: 10^3). RUNGE (1994) unterscheidet 45 Typen von Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa, nach FUKAREK (1964) sind es „nur“33, hinzu kommen im gleichen Gebiet sicher über 1.000 Syntaxa auf der Ebene der Pflanzen-Assoziationen. Artenzahlen liegen in ganz anderer Größenordnung, z.B. 45.000 Tierarten in Deutschland (BINOT et al. 1998) oder 60.000 Tierarten in Mitteleuropa, das zu den diesbezüglich am besten untersuchten Gebieten gehört, aber außerordentlich artenarm ist. Biodiversität schließt auf der Elementebene natürlich die gesamte infraspezische genetische Diversität mit ein. Diese ist in Fällen von genetischem Polymorphismus oder Polytypismus oft auch äußerlich erkennbar. Es gibt bisher aber keine seriöse Zählmöglichkeit für die wirkliche genetische Vielfalt innerhalb eines Taxons der Artgruppe, es kann nur spekuliert werden, ob diese mit dem Faktor 10, 100, 1000 anzusetzen ist. Als pragmatische Maßgröße bleibt hier also auch wieder die Art. Die Art ist nach KLOSS (1964) die Daseinsweise der lebenden Materie. Organismen existieren als Arten, diese Arten sind kein solchen Kunstprodukt der Widerspiegelungs-Ebene, wie Gattung, Familie etc., sondern eine bei bisexuellen Arten als potentielle Fort-

pflanzungsgemeinschaft gut definierbare evolutive Einheit. Innerhalb einer Art können sich genetische Veränderungen ausbreiten. Die Rekombinationsfähigkeit von genetischem Material scheint einen so entscheidenden Vorteil zu bieten, dass Fälle von Apomixie nur als seltene und/oder temporäre Ereignisse angesehen werden können, von denen die Entwicklung dann erst über die Wiedergewinnung der Bisexualität weitergeht (WILLMANN 1985). Dem wird sicher von den Kollegen Botanikern widersprochen werden, da bei Gefäßpflanzen ganz offenbar Polyploidie und Apomixie wesentlich häufiger auftreten als im Tierreich. Doch ob diese Phasen erhöhter Isolation und damit der Möglichkeit zu einer Beschleunigung der genetischen Differenzierung wirklich dauerhaft sind, also auch anagenetisch weiterführen, sollte überprüft werden. Gibt es bei Pflanzen rein apomiktische höhere Taxa (Tribus, Familie)?

Abschließend sei festgestellt, dass Biodiversität sinnvollerweise auf der Elementebene als Zahl bisexueller Arten (bzw. Taxa der Artkategorie) gemessen werden kann und dass es nun zu überprüfen gilt, ob und wie das Biodiversitäts-Argument für den Naturschutz Verwendung finden kann. Wie sorglos mit dem Begriff Biodiversität im Naturschutz teilweise umgegeangen wird, dazu sollen hier drei Beispiele genannt werden.

Avifaunistischer Ansatz

So hat BirdLife International (1993) in einer Studie Endemismus-Zentren bei landlebenden Vögeln definiert als Brutgebiete von kleiner als 50.000 km^2, das sind Gebiete etwa von der Größe der Schweiz, der Niederlande oder Niedersachsens. Es konnten 221 solcher Endemic Bird Areas (EBA) weltweit festgestellt werden, diese EBA liegen fast alle außerhalb der gemäßigten Zonen und der Kältegebiete der Nordhalbkugel der Erde. Es sind 2609 Vogelarten (27, %) der Erde, die in diesen Gebieten anzutreffen sind. BirdLife International führt dazu weiter aus, dass die Vögel eine besonders gute Indikatorgruppe seien, da auch die Verteilung von Biodiversitäts-“hotspots“ (am Beispiel Afrikas) sehr gut mit anderen Organismengruppen (Säuger und Amphibien/Reptilien) übereinstimmten.

Dazu ist kritisch anzumerken:

– Auch in den Gebirgen der Paläarktis liegen endemische Zentren der Tier- und Pflanzenwelt (BARTHLOTT et al. 1999). Diese Zentren sind oft ausgesprochene Reliktstandorte und durchaus nicht identisch mit „hotspots“ der Artenvielfalt im Sinne von hoher Artenzahl pro Flächen- oder Raumeinheit, sondern z.B. Rückzugsgebiete einer artenarmen Kaltzeitfauna.

– Es ist für einen Faunisten nicht so sehr verwunderlich, wenn relativ nahe verwandte Tiergruppen, wie die o.g. Wirbeltiere hinsichtlich der Verteilung von Endemiten ähnliche Verhältnisse aufweisen. Doch aus diesen relativ artenarmen Gruppen der Wirbeltiere nun auf die gesamte Tierwelt schließen zu wollen und ausgerechnet solch vagilen Elemente, wie die Vögel, für besonders aussagefähig in Sachen territorialer Bindung und Endemismus zu halten, das ist einfach nicht nachvollziehbar. Deutlich wird dies z.B. bei der Einschätzung der Kap-Region in Südafrika, einem Endemismus-Zentrum und „hotspot“ der Diversität bei Blütenpflanzen und Insekten, ohne dass sich dies bei Vögeln und Säugern auch nur annähernd niederschlagen würde.

– In den meisten Organismengruppen nimmt die Artenzahl von der Kältezone zum Tropengürtel hin drastisch zu. Doch ist für den Naturschutz ein differenziertes Bild einzufordern. So gibt es durchaus Gruppen, deren Schwerpunkt in außertropischen Gebieten liegt (SIMON 1998), wie z.B. die artenreiche Gruppe der Schlupfwespen (Hymenoptera: Ichneumonidae). Wie differenziert Gradienten von Artenzahlen pro Fläche oder die Darstellung von relativen Häufigkeiten von Artenmengen eines Gebietes am Gesamtbestand der jeweiligen Gruppe auf der Erde ausfallen können, zeigen an zahlreichen Beispielen die Arbeiten von SIMON (1998, 1999).

Wie wäre das Verteilungsmuster der Vogel-Endemiten ausgefallen, wenn nicht nur lokaler Endemismus der Landvögel berücksichtigt worden wäre und wie das der Artenzahlen? Welche Schlussfolgerungen können aus diesem Ansatz für den Naturschutz gezogen werden? Doch sicher nicht, dass wir uns künftig auf-

grund zunehmender Mittelknappheit damit abfinden werden, auf möglichst kleiner Fläche (z.B. den „hotspots“) dann eine relativ große Anzahl von Vögeln (30 %) effektiv zu schützen und die anderen Arten (rund 2/3 der Vogelwelt) - die hatten dann Pech? In den tropischen „hotspots“ der Landvögel können zumindest arktische Seevögel nicht geschützt werden. Gibt es denn überhaupt einen triftigen Grund, irgendeiner Orga nismenart unseren Schutz nicht angedeihen zu lassen, wenn sie des Schutzes bedarf ? Das Aufklären der Lage von „hotspots“ und „Endemismus-Zentren“ ist eine Wissensfrage der Biogeographie, ob dies für den Naturschutz wirklich hilfreich ist, bleibt zu hinterfragen.

Landwirtschaftlicher Ansatz

Wie aus den Untersuchungen zur Vegetationsgeschichte Mitteleuropas hervorgeht, hat sich infolge der Öffnung der mitteleuropäischen Waldlandschaft mit der Einführung des Ackerbaus die Anzahl der in Mitteleuropa vorhandenen Gefäßpflanzen enorm erhöht (FUKAREK 1982, SUKOPP & TREPL 1987). Daraus den Schluss zu ziehen, dass die Bauern die besten Landschaftspfleger und Naturschützer sind, weil sie durch ihre Tätigkeit die Biodiversität in Mitteleuropa erhöht hätten, das wäre nicht nur oberflächlich, sondern einfach falsch. Mit der Ausbreitung des Ackerbaus (s. Abb. 3) kam es zum Eindringen von Steppen- und Agrozönose-Elementen nach Mitteleuropa. Dies geschah zumindest teilweise auf Kosten der hier einheimischen Arten des Arboreals. So starben, wie wir wissen, z.B. der Auerochse und der Waldrapp in Mitteleuropa aus, andere Arten wurden auf Randgebiete verdrängt (Wolf, Bär), wieviele Evertebraten davon betroffen waren, ist unbekannt. Da die neu nach Mitteleuropa eingewanderten und eingeschleppten Tierarten des Offenlandes aber keine „Neuentwicklungen“ waren, sondern Importe aus benachbarten Faunengebieten, hat sich trotz dieser anthropogen bedingten lokalen Erhöhung der Artenzahl in Mitteleuropa die globale Artenzahl leicht verringert (MÜLLER-MOTZFELD 1997b). Hinzu kommt, dass im Verlauf der Intensivierung der Landnutzung seit Mitte des 19. Jahrhunderts und vor allem in der Mitte des 20. Jahrhunderts ein drastischer Rückgang gerade bei diesen Agrozönose-Elementen zu verzeichnen war und nun das mitteleuropäische Arteninventar weit unter das Ausgangsniveau abgesunken ist. In zahlreichen Arbeiten konnten die Ursachen dieser Entwicklung (Biozideinsatz, Überdüngung etc.) auch experimentell belegt werden (KORNECK et al. 1998).

Durch naturschonende Ausrichtung der Landwirtschaft, durch entsprechende landschaftspflegerische Begleitprogramme (Ackerrandstreifen-, -Schonstreifen-, -Blühstreifen-, Acker/Brache-Programme u.a.) kann auf diese Entwicklung Einfluss genommen werden, wie die Wiederausbreitung einer Reihe der bereits vom Aussterben bedrohten Agrozönose-Elemente unter den Laufkäfern Mitteleuropas zeigt (KRETSCHMER et al.1995, MÜLLER-MOTZFELD 1997b).

Städte als Biodiversitäts-Zentren

Urbane Systeme breiten sich zunehmend aus, immer mehr Menschen leben in Städten. Dass es in den Betonwüsten der Großstädte

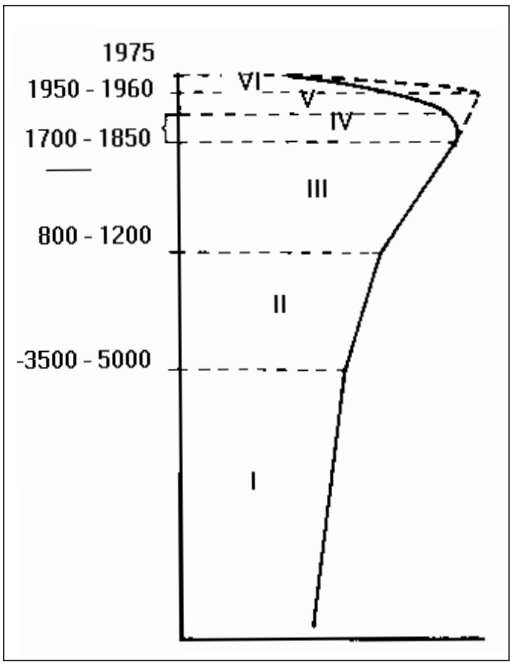


Abb.3: Entwicklung der Artenzahlen höherer Pflanzen in Mitteleuropa zwischen 5000 v.Z. und 1975 (nach SUKOPP u.TREPL 1987 ; Werte nach FUKAREK 1982)

immmer wieder Organismen schaffen zu überleben und sich anzupassen, das ist sicher wissenschaftlich sehr interessant. Es wird auch inzwischen allgemein akzeptiert, dass man in Städten planerisch etwas tun kann, um ein wenig organismische Vielfalt in die Stadtzentren hineinzutragen (Grüne Achsen, Biotopverbund-Systeme, Grünanlagen, Parks, Blumenrabatten u.a.). Dabei kann auf relativ kleinem Raum eine Menge solcher verarmter Strukturen zusammengetragen werden, bzw. nebeneinander mit anderen siedlungsspezifischen Strukturen (Ruinen, Müll- und Abfall-Halden, Industriebrachen u.a.) existieren. Hinzu kommen dann aber auch Botanische Gärten, Zoos und Gebiete mit erhaltener Restnatur (z.B. 20c-Biotope). Eine Artenliste solch einer Grossstadt fällt u.U. im Vergleich zu einer benachbarten ausgeräumten Agrarlandschaft recht üppig aus und verwirrt dann sogar Biologen wie REICHHOLF (2000), der Städte aus diesem Grund für ähnlich bedeutsam hält, wie Naturschutzgebiete. Dieser Vergleich hinkt natürlich, diese zusammengeramschte ubiquitäre urbane „Vielfalt“ vom eingeschleppten Vorratsschädling bis zum Elefanten im Zoo ist ein Artefakt, genauso wie die ausgeräumte Agrarlandschaft. Naturschutz in der Stadt ist doch nicht mit der Zielvorstellung verknüpft, dort internationales Naturerbe für die Menschheit bewahren zu müssen, sondern ein wenig Restnatur für den Städter erlebbar zu machen. Um jene Arten, die es schaffen, unserer Siedlungskultur zu folgen (Kulturfolger) und ihre Areale synanthrop zu erweitern, müssen wir uns sicherlich nicht besonders sorgen. Diese Arten schaffen es offenbar allein, im Gegenteil sie bereiten uns oft als Material- u. Vorratschädlinge eher ganz andere Probleme. Es sollte uns aber gerade um die Erhaltung jener Arte gehen, die (aus was für Gründen auch immer) nicht so anpassungsfähig sind, dass sie mit der vom Menschen immer mehr veränderten Umwelt zurecht kommen. Dabei spielt natürlich auch die Zeit eine große Rolle, je mehr Zeit die Arten haben, um sich an diese neuen urbanen Verhältnisse anzupassen, ohne die bittere Erfahrung machen zu müssen, von Menschen gestört, verjagt oder getötet zu werden, um so mehr Arten werden in unmittelbarer Nachbarschaft des Menschen überleben können. Insofern sind Städte ein Potential für künftige evolutive Prozesse.

Städte sind aber sehr jung, es gibt sie seit ca. 10.000 Jahren; bisher konnten sich keine exklusiven Tierarten, die nur in der Stadt vorkommen, entwickeln. Offenbar reichte dazu die Zeit nicht aus, Evolution benötigt längere Fristen und eher stabile Verhältnisse.

Die Mitteleuropäer lieben sowohl die Vielfalt als auch die Ordnung, d.h. sie organisieren sich in ihrer unmittelbaren Umgebung gern eine dem jeweiligen Zeitgeschmack entsprechende geordnete Vielfalt (Baumreihen, herausgestellte möglichst exotische Einzelobjekte, Blumen- Rabatten u.a. „gepflegte Vielfalt“), Natürliches wird eben als „ungepflegt“ empfunden. Dieser Wunsch nach gestalteter Vielfalt sollte nicht verteufelt werden, er darf nur nicht dazu führen, dass wir überall herumpflegen. Irgendwo sollte Natur ja auch so sein dürfen, wie sie ohne uns wäre, nämlich ungepflegt und eben für jene Arten geeignet, die unsere Pflege nicht mögen.

Dabei muss gleichzeitig festgestellt werden, dass durch diese pflegerischen Maßnahmen auch nur wieder eine lokale Umverteilung von Artenvielfalt erfolgt und in der Regel kein Beitrag zur Sicherung der globalen Vielfalt geleistet wird. Eine der bekannten Ausnahmen ist vielleicht der Gingko-Baum, von dem zumindest bisher keine „Wildvorkommen“ bekannt geworden sind.

4. Naturschutz und Verantwortung

Die bisherige Praxis der Gewinnung von Daten zur Begründung einer besonderen Schutzwürdigkeit oder der Notwendigkeit des Schutzes von Organismenarten war mit dem Aufstellen „Roter Listen“ verbunden. Dabei traten neben auffälligen Differenzen bei der Auslegung von Gefährdungsgraden vor allem auch Mängel bei der Beurteilung von Bestandsveränderungen auf. Eine Ursache dafür war die ungenügende Berücksichtigung chorologischer Kenntnisse, auf die u.a. KUDRNA (1986) mit der Einführung eines „Chorologie-Index“ aufmerksam machte. Die Qualifizierung des Verfahrens zur Erstellung Roter Listen für die BRD durch SCHNITTLER et al. (1994) enthielt zwei wesentli-

che Neuerungen: Die gruppenspezifische Skalierung von Bestandsveränderungen als Grundlage der Abschätzung von Gefährdungsgraden und die Mitteilung von Kriterien für eine Bewertung der Verantwortlichkeit für den Schutz. Da in der Naturschutzpraxis eine einfach auf Gefährdungsgraden basierende Argumentation oft nicht befriedigt, sollten weitere Argumente erschlossen werden. So kam es zur parallelen Entwicklung von Analyseverfahren zur Bewertung der „Raumbedeutsamkeit" der Vorkommen von Organismenarten auf der Basis chorologischer Argumente (MÜLLER-MOTZFELD et al 1997, WELK & HOFFMANN 1998). In Tabelle 3 werden die Untersuchungsebenen, die territoriale Skalierung der Bewertung und drei Hauptargumente (Bedeutung des Vorkommens für das Territorium, Bedeutung des Vorkommens für die Erhaltung der Art, Bedeutung der Art aus kulturhistorischer Sicht) kurz vorgestellt.

Aus dem Grad der Raumbedeutsamkeit lässt sich natürlich die Notwendigkeit und die prinzipielle Verantwortlichkeit für den Schutz der betreffenden Organismenarten ableiten, wenn wir Menschen uns diesen Schutz zu unserer Aufgabe machen. Eine exakte rein naturwissenschaftliche Ableitung als Begründung für den Naturschutz ist daraus nicht zu gewinnen. Das „Territoriale Schutzprinzip" bedarf aber eine Ergänzung durch das „Verursacher-Prinzip". Auch der Eingreifer hat aufgrund der von ihm ausgelösten Gefährdung Verantwortung für die Erhaltung der betroffenen Organismenarten zu übernehmen.

Die Hochleistungsgesellschaften der Industrieländer Europas und Nordamerikas können sich nicht auf den Schutz der Arten innerhalb ihrer Staats-Territorien zurückziehen, sondern sie haben gemäß dem Verursacher-Prinzip auch die Hauptverantwortung z.B. für die Zerstörung der tropischen Regenwälder und sind demzufolge auch für den Schutz jener dort gefährdeten Organismen und Ökosysteme verantwortlich!

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass

Tabelle 3: Erkennen der Raumbedeutsamkeit (nach MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997)

Voraussetzungen:		
taxonomisch-genetische Grundlagen		**(Variabilität, Polytypismus u.a.)**
chorologische Grundlagen		**(Verbreitungstyp, Arealveränderungen)**
ökologische Grundlagen		**(Habitatbindung, Bestandsentwicklung)**
Gefährdungsanalyse	===>	**Ergebnis : Gefährdungsgrade**
(Arten/Biozönosen)		(gruppenspezifische Skalierung)
Skalierung der Raumbedeutsamkeit von Vorkommen		
lokal	z.B.:	Landkreise/Regierungsbezirke
landesspezifisch		Bundesland/Naturräume
regional		im Sinne chorologischer Argumente (mehrere Länder)
national		im Sinne von „gesamtstaatlich"
international	z. B.:	europäisch
global		weltweit
Bedeutsamkeit für das Territorium:		**Seltenheit, Exklusivität, kulturhistorische Bedeutung**
Bedeutsamkeit für die Erhaltung der Art:		**Endemit (lokale = globale Verantwortung) wesentlicher Anteil am Weltbestand (30 %; 60 % ?)**
Bedeutsamkeit aus erkentnistheoretischer Sicht:		**„Ganz besonders wertvoll sind diejenigen Gattungen, die weltweit aus einer einzigen Art bestehen" (URMI 1992)**

– prinzipiell das Überleben aller rezenten Organismenarten möglich ist (Ausnahmen: evolutive Prozesse),
– der Mensch keine weiteren Arten ausrotten darf,
– die Arten in ihren „natürlichen“ Lebensräumen zu erhalten sind (incl. Kulturzönosen; Schaffung neuer Lebensräume),
– zuerst jene Formen zu schützen sind, die akut vom Aussterben bedroht sind.

5. Literatur

BINOT, M. ; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Grundlagen und Bilanzen der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriften-R. Landschaftspfl. u. Natursch. 55, 9-32

BARTHLOTT, W.; KIER, G. &. MUTKE, J. (1999): Globale Artenvielfalt und ihre Verteilung. – Cour.Forsch.-Inst.Senckenberg (CFS) 215, 7-22

BIRDLIFE INTERNATIONAL (1993): Die Vielfalt des Lebendigen auf die Karte bannen: die Vorzugsflächen für weltweiten Schutz. - Berichte zum Vogelschutz 31

ERWIN, T. L. (1982): Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. – Coleopt. Bull. 36, 74-75

ERWIN, T. L. (1988): The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. In: WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 123-129; National Academic Press, Washington

FUKAREK, F. (1964): Pflanzensoziologie. – Akademie Verl. Berlin 160 S.

FUKAREK, F. (1982): Entwicklung, Wandel und Gefährdung der Flora der DDR. - 3. Zentrale Tagung für Botanik (Biotop- und Florenschutz, Cottbus 1981), 26-35

GLOBAL 2000 : Der Bericht an den Präsidenten. – Frankfurt 1980

KLAFS, G. (1979): Die Sicherung freilebender Tiere in der Kulturlandschaft. – Natur & Umwelt (Berlin), 27-30

KLOSS, K. (1964): Beitrag zum Artbegriff in der Biologie. - Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-Nat. Reihe XIII, 2/3, 283-291

KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. &

MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schr.-Reihe f. Vegetationskd. **29:** 299-444.

KRETSCHMER, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRODL, G. & FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Deutschlands – Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. – ZALF-Bericht **19,** 233 S.

KUDRNA, O. (1986): Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagschmetterlinge in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der Bundesrepublik Deutschland. – Nachr. Ent. Ver. Apollo Suppl. **6:** 1-90.

LUGO. A. E. (1992): Schätzung des Rückgangs der Artenvielfalt tropischer Wälder. In:

WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 76-89; National Academic Press, Washington LUTHER, D. (1986): Die ausgestorbenen Vögel der Welt. – Die Neue Brehmbücherei Nr.424 Ziemsen-Verl.Wittenberg, 3.Aufl., 203 S.

MÖLLER, (1997): Der Beutelwolf.- Die Neue Brehm Bücherei Bd. 642, Verl. Westarp-Wissensch., 195 S.

MAC ARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1971): Biogeographie der Inseln.- Goldmann-Verl. München, 201 S.

MÜLLER, P. (1996): Allgemeines Aussterben – ein Konstrukt?. – Game conservancy Dtschl. 6, (2), 3-37

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1984): Indikation und Zeitmaß von Faunenveränderungen, demonstriert am Beispiel der Laufkäfer (Insecta, Coleoptera, Carabidae). - Biol.Rdsch. 22, 369-378

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1991): Artenschwund und Artenschutz bei Insekten.- Mitt. Zool. Mus. Berlin 67, 195-207

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997A): Vielfalt ohne Ende - Die Biodiversitätsdiskussion aus der Sicht der Entomologie. - Dokumentation der NABU-Tagung „Biodiversität in Deutschland“ (Potsdam 1997), S. 38-47

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997B): Biodiversität und Landwirtschaft. - Insecta (Berlin) 5, 5-15

MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHMIDT, J. & BERG,C. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit von Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern.-Natur u. Natursch.in Mecklbg.-Vorpom., im Druck

MYERS, N. (1984): The primary source: Tropical Forests and our future. – New York (Norton-Publ.) 399 S.

RAVEN, P.H. (1992): Unsere schwindenden Tropenwälder.- In WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 141-144; National Academic Press, Washington

REICHHOLF, J. (2000): in: Verbotsschilder abbauen.- Interview in Der Spiegel 50, 258

RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – Aschendorff-Verl. Münster, 12/13. Aufl., 312 S.

SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter besonderer Berück-sichtigung der neuen internationalen Kategorien. – Natur & Landschaft 69, 451-459

SHANNON, G.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication.- Urbana (Univ.Illinois Press); deutsche Ausgabe: München/Wien 1976, 134 S.

SIMON, H.-R. (1998): Artenzahlen und Biodiversität. – IANUS (Darmstadt) 2/98, 1-114

SIMON, H.-R. (1999): Spezies-Gradienten: Generelle Modelle der globalen Artenvielfalt – IANUS (Darmstadt) 7/99, 27-41

SUKOPP, H. & TREPL, L. (1987): Extinction and naturalisation of plant species related to ecosystem structure and function. - Ecol.stud. 61,245-276

URMI, E. (1992): Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 56 S.

VONWIL, J. (2000): Morphospezies zählen statt Arten be-

stimmen: Rapid Biodiversity Assesment (RBA) als geeignete Methode zur Schätzung der Arthropodenvielfalt.-Diplomarbeit am Zool. Museum der Universität Zürich, 32 S. u. Anhang

WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. (1991): Ökologie der Erde, Bd. 1 Grundlagen. – Gustav Fischer Verl. Stuttgart, 2. Aufl. 238 S.

WELK, E. & HOFFMANN, M.H. (1998): Chorologische Datenbanken – grundlegende Voraussetzung zur objektiven Evaluierung der Schutzrelevanz von Gefäßpflanzen.- Z. Ökol.& Natursch. 7, 155-168

WILLMANN, R. (1985): Die Art in Raum und Zeit. – Parey-Verl. Berlin/Hamburg, 207 S.

WILSON, E.O. (Hrsgb.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt? -Spektrum-Verl. Heidelberg/Berlin/New York, 557 S.

WOLTERS, J. (1995): Die Arche wird geplündert. In: ARA (Hrsg.): Leben und leben lassen. - Ökozid 10, 11-39

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. Gerd Müller-Motzfeld, Zoologisches Institut & Museum
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Bachstraße 11/12, D-17489 Greifswald

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 59-61

HENNING HAEUPLER, Bochum

Biodiversität in Zeit und Raum – Dynamik oder Konstanz?

Kurzfassung *)

Nach Definition, was alles unter Biodiversität (Abb. 1) zu verstehen ist, wird, reduziert auf den Ausschnitt der Phytodiversität und hierbei aus pragmatischen Gründen sogar noch eingeengt auf die Diversität der Farn- und Blütenpflanzen (Cormophyten-Diversität) versucht, eine chronologische Entwicklung der Artenzahlen seit dem letzten Glazial zu rekonstruieren. Dank vieler neuerer Beiträge aus der Paläo-Ethno-Botanik ist diese Rekonstruktion sehr aufschlussreich und führt dazu, die bisherige Grobgliederung des floristischen Status bei Höheren Pflanzen in Indigene, Archäo- und Neophyten für Mitteleuropa zu erweitern. Es erhebt sich die Frage, wann der größte floristische Schub stattgefunden hat: im Neolithikum, um 1492 (Entdeckung der Neuen Welt), Eckdaten, die bei der Definition der Begriffe immer herangezogen werden, oder mit den Römern um Christi Geburt oder in der jüngsten Neuzeit (mit der sogenannten 1. industriellen Revolution, bis heute anhaltend), also im 19. und 20. Jahrhundert? Nach einer vorläufigen Antwort auf diese Frage zugunsten der letztgenannten Zeitspanne wird eine neue Gliederung der Synanthropen nach der Einwanderungszeit vorgeschlagen (Abb. 2) und anhand von Artenlisten belegt.

Beispiele für die hohe Dynamik der Flora in Mitteleuropa lassen sich viele finden, ein Arten-Turnover hat ohne Zweifel immer stattgefunden. Dies macht die Erfassbarkeit der Biodiversität keineswegs leichter. Es bedarf dabei auch einer eindringlichen Diskussion über den „Wert“ bzw. „Unwert“ von Synanthropen in solchen Bilanzen. Eingebürgerte Neophyten sind ohne Zweifel realer Bestandteil der Flora und Vegetation, z.T. sogar landschaftsprägend und was deren Etablierung anbelangt, in gleicher Weise standortabhängig wie ale indigenen. Im übrigen war jeder Archäophyt früher auch einmal Neophyt! Man kann Neophyten in Diversitäts-Bilanzen daher nicht einfach übergehen.

Es scheint so zu sein, dass die Anteile von Neophyten an den Floren der gemäßigten Breiten ungleich höher sind als in den Tropen. Hier haben ebenfalls Florenverschiebungen stattgefunden bzw. finden statt, allerdings auf einem den ganzen Klimagürtel betreffenden viel stärker nivellierendem Niveau. Die Neophyten beschränken sich hier auf einen verhältnismäßig kleinen Pool pantropischer Sippen, die unter vergleichbaren klimatischen Rahmenbedingungen überall zu finden sind, möglicherweise eine Folge damaliger globalisierender kolonistischer Einflussnahme. Über Archäophyten lassen sich in diesem Raum (außer Polynesien) derzeit wenig Aussagen machen. Sie sind infolge der historisch späten Entwicklung intensiver Nutzungsweisen in den Tropen auch nur in geringer Zahl zu erwarten.

SCHROEDER, F. G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. Vegetatio **16**, 225—237.

*) Dieser Beitrag wurde ausführlich publiziert in: Berichte d. Reinh. Tüxen-Ges. 12, 113-129.Hannover 2000.

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. HENNING HAEUPLER, Ruhr-Universität Bochum, Spezielle Botanik,
Universitätsstraße 150, D-44801 Bochum

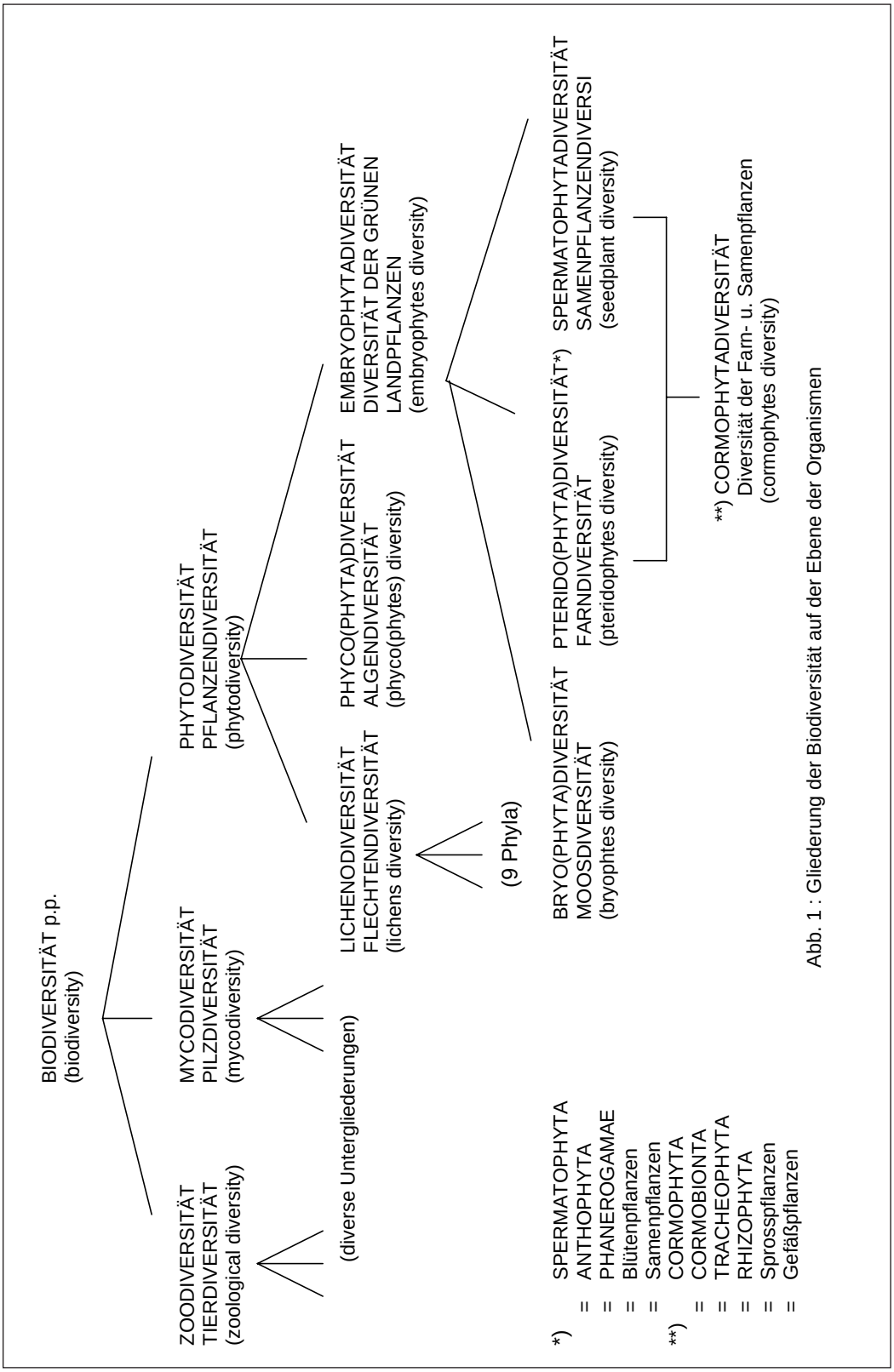


Abb. 1 : Gliederung der Biodiversität auf der Ebene der Organismen

	FLORA						
	IDIOCHOREN (Einheimische)			ANTHROPOCHOREN *) (Eingewanderte)			
Naturalisierungsgrad	auch auf Naturstandorten und naturnahen Standorten INDIGENOPHYTEN (Einheimische)	auch auf anthropogenen Standorten APOPHYTEN ?	nur auf anthropogene Standorten ANÖKOPHYTEN (Heimatlose) Indigenophyta anthropogena	nur auf Naturstandorten und naturnahen Standorten AGRIOPHYTEN (Neuheimische)	auf anthropogenen Standorten EPÖKOPHYTEN (Kulturabhängige)	kein fester Platz in Flora aber wild wachsend EPHEMERO-PHYTEN (Unbeständige)	nur in Kultur ERGASIO-PHYTEN
	I	- **)	- **)	E	E	U	K
Status	+	-	-	-	-	-	-
Einwanderungszeit: vor Eingr. d. M.	-	Archäo-	Archäo-	Archäo-	Archäo-	(Archäo-) ***)	Archäo-
in prähist. Zeit in hist. Zeit (nach ± 1500)	-	Neo-	Neo-	Neo-	Neo-	Neo-	Neo-

*) es ist zu unterscheiden wann und wie eingewandert (vgl. SCHROEDER 1969)
**) bei Kartierungsprojekten nicht unterschieden
***) in zwischen im Gebiet ausgestorben

Abb. 2

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 62-75

STEFFEN CASPARI, St. Wendel

Moose in Deutschland – zwischen Schutzwürdigkeit, Kenntnissstand und Schutzvollzug

1. Einleitung

In unseren Breiten ist der übliche und häufigste Kontakt mit Moosen ein für beide Seiten wenig erbaulicher. Der ordnungsliebende Germane ärgert sich über den Moosbewuchs in seinem Zierrasen, auf seiner Mauer und in seiner Garageneinfahrt und rückt diesem mit Hochdruckreiniger, Stahlbürste oder Pflanzengift zu Leibe.

Kommt man im Urlaub ins Hochgebirge oder in den hohen Norden, in die Bretagne oder auf die Britischen Inseln, lernt man die Moose als auffällige, ästhetisch ansprechende Landschaftsbildner kennen. Bäume sind, besonders an der Grenze ihres Herrschaftsbereichs, oft über und über mit dichten Moospolstern bewachsen. Felsen und Blockmeere werden von ausgedehnten Moosrasen überzogen. In den offenen atlantischen und nordischen Mooren wachsen Torfmooskissen oft über mehrere Quadratkilometer hinweg. Diese bieten vor allem im Spätsommer und Herbst einen sehr farbenfrohen Anblick und lassen kaum Zweifel daran, dass sie und nicht die wenigen Sprosspflanzen, die mit ihrem raschen Wachstum Schritt halten können, hier die Szene beherrschen.

Moose sind Pflanzen extremer Standorte. Vor allem, wo es kalt, felsig und nass wird, erlangen sie die Vorherrschaft. Auch in extrem trockenen Landschaften gibt es viele angepasste Moosarten, dort sind sie aber oft kleinwüchsig und fallen weniger auf als die hier den harten Umweltbedingungen offener trotzenden Flechten. Doch auch in der typischen Kulturlandschaft Mitteleuropas gibt es überraschend viele Moosarten.

Von den weltweit etwa 20000 Moosen (BFN 1996) kommen ca. 1060 in Deutschland vor (LUDWIG & al. 1996, ergänzt durch Datenbank Caspari). Der Anteil am Weltbestand ist damit mit etwa 5 % deutlich höher als bei den Blütenpflanzen, wo von 240000 etwa 3000 bei uns heimisch sind (BFN 1996; 1,25 %). Moose wachsen auf nahezu allen Substraten, man findet sie auf lebenden Bäumen, auf morschem Holz, auf Gestein, auf Erde, in Mooren und in Gewässern. Nur in Meeren trifft man keinen Vertreter dieser Artengruppe an. Die kleinsten Moose kann man gerade noch so mit bloßem Auge erkennen, die größten können einen halben Meter lang werden.

Der Ökologe schätzt die Indikatoreigenschaften vieler Arten und ihre Einsatzmöglichkeiten beim Biomonitoring. Der amtliche Naturschutz hat bislang kaum Notiz von den Moosen genommen. Sie sind aber charakteristischer Bestandteil mehrerer nach § 20c des Bundesnaturschutzgesetzes pauschal geschützten Biotoptypen wie Felsen und Blockhalden, Hoch- und Niedermoore.

2. Biologische Vielfalt von Moosen

Moose sind phylogenetisch älter als Blütenpflanzen. Sie haben oft deutlich größere Areale als diese und sind in wesentlich geringerem Ausmaß in aktiver Artbildung begriffen. Die Mannigfaltigkeitszentren liegen in den Tropen und in Hochgebirgen, oft im Bereich von Plattengrenzen der Erdkruste und in Räumen , deren Oberflächengestalt sehr vielfältig ist (vgl. SCHUSTER 2000). Für hohe Artenzahlen muss das Klima feucht sein.

Die gemäßigten und hohen Breiten der Nordhemisphäre besitzen eine verhältnismäßig arme und über große Strecken einheitliche Moosflora; viele europäische Gattungen, oft so-

gar Arten, kommen auch in Ostasien und Nordamerika vor. Der Artenbestand Europas ist - ähnlich wie bei den Blütenpflanzen - wegen des starken Selektionsdrucks durch die Eiszeiten im Vergleich zu dem Asiens und Nordamerikas nochmals reduziert.

Innerhalb Europas verringert sich der floristische Reichtum von West nach Ost und von Nord nach Süd einhergehend mit der Abnahme der Niederschläge und dem Anstieg der Sommertemperaturen.

3. Kenntnisstand

Der weltweite Artenbestand ist für eine Kryptogamengruppe gut erforscht, es werden jedoch immer noch zahlreiche Arten neu beschrieben oder früher beschriebene Arten in die Synonymie verwiesen. Die taxonomische Zuordnung vieler Arten ist noch unklar. Es gibt große regionale Unterschiede im Erfassungsgrad des Moosbestands. Deutschland, die Benelux-Länder und die Britischen Inseln zählen seit

Tabelle 1: Anzahl der Moosarten in einigen Bezugsräumen

Gebiet	Fläche (km²)	Artenzahl	Laubmoose	Lebermoose (% gesamt)	endemisch
Erde (1)		ca. 20000			
Europa und Makaronesien (2)		ca. 1700	ca. 1250	453 (26,6)	213
Großbritannien und Irland (3)	314330	1044	749	296 (28,3)	wenige
Deutschland (4)	356959	1058	805	253 (23,8)	keine
Rheinland-Pfalz (4)	19846	722	564	158 (21,9)	keine
Luxemburg (5)	2586	541	419	122 (22,6)	keine
Saarland (6)	2570	585	461	124 (21,2)	keine

Quellen: (1) BFN 1996; (2) ECCB 1995, GROLLE & LONG 2000; (3) BLOCKEEL & LONG 1998; (4) LUDWIG & al. 1996, Datenbank Caspari; (5) WERNER 1999; (6) CASPARI & al. 2000
Die Artenzahlen sind nur bedingt vergleichbar, da den Gebietslisten unterschiedliche taxonomische Konzepte zugrunde liegen.

Tabelle 2: Zunahme der Artenzahl mit zunehmender Gebietsflächengröße (Erfahrungswerte aus SW-Deutschland)

Flächengröße	Artenzahl
1 ar	bis 50 Arten
1 km²	bis 200 Arten
1 Minutenfeld (2,16 km²)	bis 250 Arten
1 Messtischblatt-Quadrant (32,4 km²)	bis 350 Arten
1 Messtischblatt (130 km²)	bis 420 Arten

Tabelle 3: Vergleich der Artenzahlen von Lebermoosen einiger Gebiete

Gebiet	Artenzahl
Afrika südlich der Sahara	674 Arten, 1 endemische Gattung
Nordamerika	550 Arten
Neuseeland (270534 km²)	550 Arten, 30 endemische Gattungen
Europa mit Makaronesien	453 Arten, keine endemische Gattung
Europa ohne Makaronesien	420 Arten
Deutschland (356959 km²)	253 Arten

Daten nach SCHUSTER (2000), GROLLE & LONG (2000), LUDWIG & al. (1996) incl. Datenbank Caspari

Tabelle 4: Publizierte Neufunde in Deutschland seit LUDWIG & al. (1996) (inkl. taxonomischer Neubewertungen)

Art	Quelle
Brachythecium appleyardiae	SCHMIDT & HEINRICHS 1999
Bryum demaretianum	NEBEL & PHILIPPI 2000
Bryum oblongum	MEINUNGER & SCHRÖDER 2000
Dicranum dispersum	NEBEL & PHILIPPI 2000
Didymodon australasiae	SCHMIDT & HEINRICHS 1999
Encalypta obovatifolia	NEBEL & PHILIPPI 2000
Entosthodon hungaricus	AHRENS 1996
Fissidens monguillonii	SESTERHENN 1998
Grimmia unicolor	NEBEL & PHILIPPI 2000
Hamatocaulis lapponicus	HEDENÄS in prep.
Hilpertia velenovskyi	MÜLLER 2000
Jungermannia polaris	DÜLL 1994b
Leiocolea turbinata	MEINUNGER & SCHRÖDER 1999
Lophocolea fragrans	SCHMIDT & HEINRICHS 1999
Rhynchostegiella litorea	DIRKSE & BOUMAN 1995
Riccia gougetiana	WÜNSCHIERS 2000
Scapania brevicaulis	MEINUNGER & SCHRÖDER 1999
Scapania obscura	MEINUNGER & SCHRÖDER 1999
Schistidium confusum	BLOM 1996
Schistidium crassipilum	BLOM 1996
Schistidium dupretii	BLOM 1996
Schistidium elegantulum	BLOM 1996
Schistidium lancifolium	BLOM 1996
Schistidium papillosum	BLOM 1996
Schistidium pruinosum	BLOM 1996
Schistidium robustum	BLOM 1996
Schistidium singarense	BLOM 1996
Seligeria alpestris	NEBEL & PHILIPPI 2000
Tetrodontium ovatum	NEBEL & PHILIPPI 2000
Tortula papillosissima	NEBEL & PHILIPPI 2000
Tortula vahliana	NEBEL & PHILIPPI 2000

Tabelle 5: Fortschritt im Kenntnisstand der Gebietsfloren einiger gut untersuchter Gebiete

Gebiet	Sippenzahl (alte Florenliste)	Sippenzahl (neue Florenliste)	Zuwachs
Nordrhein-Westfalen (NW)(Arten + Varietäten)	678	740	6,5 %
Saarland (SL)(Arten)	511	585	14,5 %
Luxemburg (LX)(Arten)	514	545	6,0 %

Nach den neuen Listen zu streichende Taxa wurden beim Ausgangswert abgezogen
Quellen: NW: DÜLL (1986), SCHMIDT & HEINRICHS (1999); SL: SAUER & MUES (1994), CASPARI & al. (2000); LX: WERNER (1993), WERNER (1999).

jeher zu den sehr gut untersuchten Bereichen. Derzeit wird sehr viel in Skandinavien, auf der Iberischen Halbinsel, den Makaronesichen Inseln und in den Tropen gearbeitet.

Die Moosflora Deutschlands und Europas ist gut bekannt. Dies gilt insbesondere im Vergleich zu tropischen und südhemisphärischen Gebieten. Trotzdem werden auch in sehr gut untersuchten Regionen ständig weitere Arten gefunden und sogar neue Arten entdeckt.

Schlecht untersuchte Gebiete in Europa (aus ECCB 1995)
Albanien
Bulgarien
französische Pyrenäen
Griechenland
italienische Alpen
Kaukasus
Lettland
Moldawien
Ural
Weißrussland
mittlere und südliche Teile des europäischen Russlands
europäische Teile von Kasachstan und der Türkei.

Schlecht untersuchte Gebiete in Deutschland
Hessen
Sachsen-Anhalt (ausgenommen Harz)
Brandenburg
Bayern

Dokumentation des Kenntniszuwachses in einigen gut untersuchten Gebieten

Selbst in intensiv untersuchten Gebieten ist noch nicht alles bekannt. Taxonomischer Erkenntnisgewinn führt zu Neubeschreibung von Arten bzw. Neubewertung von Sippen. Ökologischer Erkenntnisgewinn führt zu einem höheren Erfassungsgrad einer Gebietsflora. In Deutschland wurden in nur 4 Jahren 30 neue Arten nachgewiesen (s. Tab. 4). Im Saarland sind trotz guter Vorkenntnis in 7 Jahren 71 Arten hinzugekommen (s. Tab. 5).

4. Schutzwürdigkeit, Schutzbedürftigkeit und Schutzvollzug

4.1 Schutzwürdigkeit

Grundsätzlich alle Organismen gleich schutzwürdig, sind alle Vertreter einer höherrangigen taxonomischen Ebene selten/gefährdet, besteht eine höhere Schutzwürdigkeit (Stichwort genetische Vielfalt; vgl. URMI 1991)

Kategorien der Schutzwürdigkeit

1 = alle Vertreter der Gattung im Bezugsraum extrem selten/gefährdet (in Tabelle 7 nicht berücksichtigt)

2 = alle Vertreter der Familie im Bezugsraum extrem selten/gefährdet

3 = alle Vertreter der Ordnung im Bezugsraum extrem selten/gefährdet

4 = alle Vertreter der Unterklasse im Bezugsraum extrem selten/gefährdet

Tabelle 6: Erfassungsfortschritt einiger schwer nachweisbarer Laubmoose des Gefährdungsgrads R der Roten Liste Europas (ECCB 1995) im Saarland und angrenzenden Gebieten im Vergleich von 1993 und 2000

	Anzahl Rasterfelder	
Art	**1993**	**2000**
Brachydontium trichodes	0	29
Campylostelium saxicola	0	13
Leptodontium gemmascens	1	21
Rhynchostegium rotundifolium	1	7
Sematophyllum demissum	0	22
Weissia rostellata	0	9

Quelle: SAUER & MUES (1994); CASPARI & al. (2000)

Maßgebend für die Einstufung sind die Roten Listen Deutschlands (LUDWIG & al. 1996) und Europas (ECCB 1995).

4.2 Schutzbedürftigkeit und Verantwortlichkeit

Schutzbedürftigkeit liegt vor bei Seltenheit und/oder Gefährdung. Dies zu analysieren ist Sache der Roten Listen.

Die **Verantwortlichkeit** eines Gebietes für eine Art ist umso höher, je größer der Arealanteil des Gebiets im Bezug zum Gesamtareal ist. Die Verantwortlichkeit Deutschlands bzw. Europas für den Schutz bestimmter Moosarten ist bisher nur selten ermittelt worden (vgl. BERG 1999 für Europa). Arten, für die Deutschland eine hohe Verantwortung hat, müssen nicht zwangsläufig gefährdet sein; viele sind noch nicht einmal selten. Sind sie es, sollte sich der Naturschutz um sie kümmern.

Es ist sinnvoll, die nationale Ebene bei der Beurteilung der Verantwortlichkeit zu verlassen, da die Arealgrößen der Moose auf der einen Seite wie auch die EU-Naturschutzpolitik mit der FFH-Richtlinie auf der anderen Seite einen europäischen, kontinentübergreifenden Beurteilungsrahmen nahelegen.

Aus Kapitel 2 wurde deutlich, dass Moose große Areale besitzen und Europa nicht zu deren Mannigfaltigkeitszentren zu rechnen ist. Betrachtet man die Arten, die nur in Europa vorkommen oder wenig über dessen Grenzen hinaus reichen, so häufen sich dort die atlantisch und mediterran verbreiteten Arten. Als Grund dafür mag gelten, dass die atlantische und die mediterrane Florenprovinz an scharfe biogeographische Grenzen stoßen: die atlantische im Westen an den offenen Ozean und die mediterrane im Süden und Osten an den nordafrikanisch-westasiatischen Wüstengürtel. Es ist in Ergänzung zu BERG (1999) sinnvoll, die besondere Verantwortung nicht nur den europäischen Endemiten im engeren Sinne, sondern auch den Arten zukommen zu lassen, die

Tabelle 7: Schutzwürdige Moosgattungen in Deutschland

	Kategorie		Kategorie
Lebermoose		**Laubmoose**	
Anthelia	2	*Campylostelium*	2
Haplomitrium	3	*Catoscopium*	2
Herbertus	2	*Clasmatodon*	2
Pallavicinia	2	*Cryphaea*	2
Radula	2	*Discelium*	2
Reboulia	2	*Distichophyllum*	2
Sphaerocarpos	3	*Fabronia*	2
Targionia	2	*Hedwigia*	2
Trichocolea	2	*Heterophyllium*	2
Laubmoose		*Hookeria*	2
Amblyodon	2	*Leucodon*	2
Anacamptodon	2	*Meesia*	2
Andreaea	4	*Paludella*	2
Antitrichia	2	*Pterogonium*	2
Archidium	3	*Ptychomitrium*	2
Brotherella	2	*Sematophyllum*	2
Callicladium	2		

Andreaea ist wegen ihrer isolierten Stellung im System die schutzwürdigste Moosgattung in Deutschland, da alle ihre Vertreter in Deutschland extrem selten oder gefährdet sind.

außerhalb Europas gerade noch in Makaronesien, Nordafrika oder der Türkei vorkommen.

Die nachfolgende Analyse stellt alle Moosarten zusammen, die ein restriktives Areal besitzen und gleichzeitig in Deutschland nachgewiesen sind. Für sie alle besitzt Europa eine hohe Verantwortlichkeit, die in Deutschland umgesetzt werden kann. In den Tabellen und Auflistungen gelten folgende Symbole: RL E = Rote Liste Europas (ECCB 1995); RL D Rote Liste Deutschlands (LUDWIG & al. 1996), nicht kursiv gesetzte Arten stehen auf der FFH-Richtlinie

Europäische Endemiten

Die Europäische und weltweite Verbreitung der Moose wurde in folgenden Quellen recherchiert: Düll (1983, 1984, 1985), Hill & al. Britain Atlas, Nebel & Philippi (2000), ECCB (1995)

Tabelle 8 enthält die in Deutschland vorkommenden europäischen Endemiten im eigentlichen Sinne. Bezieht Makaronesien mit ein, kommen als **Europäisch-makaronesische Endemiten** hinzu

Frullania fragilifolia -/3
Bryum gemmiferum -/D
Campylopus brevipilus -/1
Didymodon glaucus V/R
Isothecium holtii -/-
Ptychomitrium polyphyllum -/3

Europäisch-circumtethysche Endemiten kommen in Europa und Nordafrika vor. Beispiele:

Cinclidotus riparius -/V
Ephemerum recurvifolium R/3
Pottia recta -/1
Schistidium pruinosum
Taxiphyllum wissgrillii -/V
Zygodon forsteri V/0

Europäische Arten mit Vorkommen in Kau-

Tabelle 8: Europäische Endemiten der deutschen Moosflora

Art	RL E	RL D	Art	RL E	RL D
Leber- und Hornmoose			*Orthotrichum scanicum*	E	0
Anthoceros neesii	E	1	*Orthotrichum sprucei*	R	R
Fossombronia fimbriata	R	R	*Plagiomnium elatum*		3
Fossombronia incurva	R	2	*Pogonatum aloides*		V
Jungermannia paroica		R	*Pohlia lutescens*		*
Kurzia trichoclados		V	*Pottia caespitosa*		2
Laubmoose			*Racomitrium obtusum*		3
Barbula bicolor	V	D	*Rhynchostegiella tenuicaulis*		V
Brotherella lorentziana	R	V	*Rhynchostegium alopecuroides*		R
Brachythecium appleyardiae	V	D	*Schistidium confusum*		*
Bryoerythrophyllum alpigenum	R	D	*Schistidium grande*	V	D
Bryum barnesii		*	*Seligeria alpestris*		D
Bryum demaretianum		D	*Seligeria austriaca*		D
Bryum versicolor	R	D	*Seligeria patula*		G
Cinclidotus danubicus		V	*Seligeria trifaria ssp. longifolia*		D
Desmatodon wilczekii		0	Tayloria rudolphiana	E	2
Ditrichum plumbicola	V	R	*Tetrodontium ovatum*		R
Encalypta obovatifolia	R'	R	*Tortella bambergeri*		D
Entosthodon hungaricus		G	*Trochobryum carniolicum*	E	0
Fissidens monguillonii	R	R‘	*Ulota bruchii*		*
Grimmia donniana var. curvula		1	*Ulota macrospora*	E	0
Hypnum sauteri	R	V	*Zygodon gracilis*	V	R
Orthotrichum patens		2	*Zygodon viridissimus var. stirtonii*		3

Erläuterungen zur Tabelle: Arten mit Normaldruck = FFH-Arten; RL E und RLD = Gefährdungseinstufungen der Roten Listen Europas (ECCB 1995) und Deutschlands (Ludwig & al. 1996).
Ergänzende Angaben für die folgenden Aufzählungen: vor dem Schrägstrich = Gefährdungseinstufungen der Roten Liste Europas (ECCB 1995); hinter dem Schrägstrich = Gefährdungseinstufungen der Roten Liste Deutschlands (Ludwig & al. 1996). Arten mit Normaldruck = FFH-Arten.

Tabelle 9: In Deutschland vorkommende Moostaxa mit restriktivem Areal

Verbreitungstypen	Sippenzahl
Europäische Endemiten	44
Europäisch-makaronesische Endemiten	6
Europäisch-circumtethysche Endemiten	15
Europäisch-vorderasiatische Endemiten	12
Europäisch-übergreifende Endemiten	29
Summe: Endemiten Europas und angrenzender Gebiete	106
Arten mit starker Arealdisjunktion	15
Gesamtsumme	121

Tabelle 10: Arten mit hoher Schutzbedürftigkeitund hoher Verantwortlichkeit in Deutschland

Art	Endemit	RL E	RL D
Anthoceros neesii	1	E	1
Fossombronia fimbriata	1	R	R
Fossombronia incurva	1	R	2
Herbertus sendtneri	2	V	0
Notothylas orbicularis	2	E	2
Bruchia vogesiaca	2	E	0
Dichelyma capillaceum	2	V	1'
Didymodon glaucus	1	V	R
Distichophyllum carinatum	2	E	2
Ditrichum plumbicola	1	V	R
Encalypta obovatifolia	1	R'	R'
Ephemerum recurvifolium	1	R	3
Ephemerum stellatum	1	V	R
Fissidens arnoldii	1	R	3
Fissidens grandifrons	2	R	1
Fissidens monguillonii	2	R	R
Grimmia plagiopodia	2	R	1
Leptodontium gemmascens	2	R	2
Oreoweisia torquescens	2	R	1'
Orthotrichum rogeri	2	V	2
Orthotrichum scanicum	1	E	1'
Orthotrichum sprucei	1	R	R
Tayloria rudolphiana	1	E	2
Tortula brevissima	1	R	2
Trochobryum carniolicum	1	E	0
Ulota macrospora	1	E	1'
Weissia rostellata	1	R	3
Weissia squarrosa	1	R	G
Zygodon forsteri	1	V	0
Zygodon gracilis	1	V	R

Erläuterungen: Artname mit Fettdruck = FFH-Art; Spalte Endemit: (1) Endemit oder Fastendemit Europas, (2) Art mit stark disjunktem Areal; Spalte RL E: Gefährdungseinstufungen der Roten Liste Europas (ECCB 1995); RL D: Gefährdungseinstufungen der Roten Liste Deutschlands (LUDWIG & al. 1996), Hochkomma hinter dem Gefährdungsgrad = Aktualisierung durch den Verfasser

kasus und/oder Westasien kann man als **Europäisch-vorderasiatische Endemiten** zusammenfassen. Einige sind extrem selten. Beispiele:

Scapania aspera -/V
Brachythecium geheebii R/V
Eurhynchium flotowianum -/V
Fissidens arnoldii R/3
Schistidium brunnescens -/D
Tortula brevissima R/2

Europäisch-übergreifende Endemiten füllen den gesamten betrachteten Raum aus. Es sind Arten mit südlicher Tendenz, die in europäischem Maßstab weder gefährdet noch extrem selten sind. Beispiele:

Porella arboris-vitae -/V
Scapania compacta -/2
Cryphaea heteromalla -/2
Grimmia crinita -/2
Leptobarbula berica -/V
Trichostomum triumphans -/3

Arten mit großräumiger Arealdisjunktion und bedeutenden Vorposten in Deutschland

Zusätzlich zu den Endemiten verdienen auch solche Arten eine starke Beachtung, die eine großräumige Arealdisjunktion besitzen und von denen bedeutende Vorposten bzw. Teilareale in Deutschland existieren. Während von den Endemiten nur *Tayloria rudolphiana* in der FFH-Richtlinie genannt wird, sind von dieser Gruppe eine ganze Reihe Arten dort vertreten. Beispiele:

Herbertus sendtneri V/0
***Bruchia vogesiaca* E/0**
***Dichelyma capillaceum* V/1**
***Distichophyllum carinatum* V/1**
Fissidens grandifrons R/1
Grimmia plagiopodia R/1
Leptodontium gemmascens R/2
***Nothothylas orbicularis* E/2**
***Orthotrichum rogeri* V/2**

Tabelle 9 fasst alle Arten mit besonderer europäischer Verantwortung zusammen. Tabelle 10 enthält die Arten, auf die alle Auswahlkriterien zutreffen, die somit die wichtigste Zielartengruppe der Moose Deutschlands darstellen.

Die Arten der nachfolgenden Tabelle sollten im Zentrum der deutschen Naturschutzbemühungen stehen. Es sind Arten mit geographischer Restriktion, für die also eine hohe **Verantwortlichkeit** besteht. Gleichzeitig stehen sie sowohl in Deutschland als auch in Europa auf der Roten Liste, besitzen also eine hohe **Schutzbedürftigkeit**.

Nimmt man nun noch das Schutzwürdigkeitskriterium hinzu, reduziert sich die Liste weiter. Es sind zusätzlich zu den Auswahlkriterien in Tabelle 10 nur noch Arten genannt, bei denen alle Vertreter mindestens der Gattung in Europa und/oder in Deutschland gefährdet sind.

Überleitend zum nächsten Kapitel erscheint eine kurze Betrachtung über den Schutzvollzug

Tabelle 11: Highlights der deutschen Moosflora

Art	Besondere Schutz-würdigkeit	Besondere Verantwortlich-keit	In Deutschland extrem selten und/oder gefährdet	In Europa extrem selten und/oder gefährdet
Herbertus sendtneri	ja	ja	ja	ja
Nothothylas orbicularis	ja	ja	ja	ja
Bruchia vogesiaca	ja	ja	ja	ja
Dichelyma capillaceum	ja	ja	ja	ja
Distichophyllum carinatum	ja	ja	ja	ja
Leptodontium gemmascens	ja	ja	ja	ja
Oreoweisia torquescens	ja	ja	ja	ja
Trochobryum carniolicum	ja	ja	ja	ja
Zygodon forsteri	ja	ja	ja	ja
Zygodon gracilis	ja	ja	ja	ja

Erläuterungen: Artname mit Fettdruck = FFH-Art.

dieser Spitzenarten angebracht. *Bruchia vogesiaca, Trochobryum carniolicum* und *Zygodon forsteri* sind in Deutschland verschollen. *Dichelyma capillaceum* wurde im Rheinland jüngst wiederentdeckt (FRAHM & STAPPER 1998); die Fundumstände sind etwas skurril, da es sich nur um einen einzigen Rasen in einem nicht sehr typischen Biotop handelt, der an dieser Stelle offensichtlich schon sehr lange überdauert. Die Bedeutung des Vorkommens wird durch die nicht ganz ausgeschlossene Möglichkeit relativiert, dass es synanthrop sein könnte. Im Rahmen der FFH-Meldungen wurde die Fundstelle durch das Land Nordrhein-Westfalen berücksichtigt. *Oreoweisia torquescens* wurde gerade erst im Bayerischen Wald neu entdeckt (MEINUNGER & SCHRÖDER 1999); die Fundstellen im Schwarzwald sind vielleicht auch noch vorhanden, konnten aber trotz Nachsuche nicht mehr bestätigt werden. Ein Fundort liegt dort in einem Naturschutzgebiet. Hier sind eine nochmalige Nachsuche an allen Fundorten und Sicherstellung der Wuchsorte notwendig. Von *Leptodontium gemmascens* liegen knapp die Hälfte der derzeit bekannt gewordenen Fundstellen in Deutschland. Sie wurden alle erst in den letzten Jahren entdeckt. Die mit Abstand meisten Nachweise stammen aus Rheinland-Pfalz. Nur sehr wenige Fundstellen liegen in Naturschutzgebieten, was zum Teil an der speziellen Ökologie der Art liegt (vgl. SCHNEIDER & al. 1998). Von *Notothylas orbicularis* sind keine aktuellen Fundstellen mehr bekannt, obwohl die Art in der Roten Liste Deutschlands noch als „stark gefährdet“ geführt wird. Man dem Land Hessen vorwerfen, dass es weder die letzten Fundstellen von FUTSCHIG (zuletzt wohl bestätigt durch Schwab) als FFH-Gebiet gemeldet hat noch eine (durchaus erfolgversprechende) rezente Nachsuche initiiert hat. Die bayerischen und sächsischen Fundstellen sind seit längerem verschollen. Zu *Zygodon gracilis* nennt DÜLL (1994a) 7 Funde aus den bayerischen Alpen; die Art ist in Deutschland extrem selten.

5. Schutzvollzug

5.1 Moosschutz auf europäischer Ebene

Rote Liste der Moose Europas

Das European Committee for the Conservation of Bryophytes (ECCB) ist ein Zusammenschluss europäischer Bryologen mit dem Hauptziel der Erarbeitung einer Roten Liste. Eine erste Liste wurde 1995 veröffentlicht (ECCB 1995); eine zweite Fassung mit verbesserter und vereinheitlichter Methodik steht vor dem Abschluss (E. Urmi, pers. Mitt.).

Tabelle 12: In Deutschland nachgewiesene Moose des Anhangs II der FFH-Richtlinie

Art	Status RL E/ RL D
Bruchia vogesiaca R/S1	E/0
Buxbaumia viridis S1	V/2
Dichelyma capillaceum R/S1	V/1‘
Dicranum viride	V/3
Distichophyllum carinatum R/S2	E/2
Hamatocaulis lapponicus S1	V/0
Hamatocaulis vernicosus S1	-/2
Mannia triandra S1	R/3
Meesia longiseta S2	R/0
Nothothylas orbicularis R/S1	E/0
Orthotrichum rogeri R	V/2
Scapania massalongi	E/R
Tayloria rudolphiana R	E/2

R = Art mit geographischer Restriktion; S1, S2 = Schutzwürdigkeitsstufen (s. Tab. 7)

FFH-Richtlinie

Die FFH-Richtlinie (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) der europäischen Union enthält in ihrem Anhang II Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für die alle Mitgliedsstaaten der EU besondere Schutzmaßnahmen ergreifen müssen (Reservate, Schutzkonzepte). Viele Nationalstaaten, darunter auch Deutschland, haben die Richtlinie nicht fristgerecht umgesetzt und wurden deshalb vor dem Europäischen Gerichtshof verklagt. Um hohe Geldstrafen zu vermeiden, waren nach Jahren der Untätigkeit 1999 und 2000 alle betroffenen Landesämter und Umweltministerien mit fieberhaftem Eifer dabei, die Anforderungen der Richtlinie zu erfüllen. Auf dem Anhang II der FFH-Richtlinie sind auch Moose aufgeführt; diejenigen, die in Deutschland nachgewiesen sind, werden in Tab. 11 genannt.

Von den 13 in Deutschland nachgewiesen Arten kommen nur noch 10 aktuell vor. 6 der 13 Arten zählen zu den Arten mit Arealrestriktion; bei 9 Arten trifft das Schutzwürdigkeitskriterium zu (s. Tab. 7).

Fast alle deutschen FFH-Gebietsmeldungen mit Moosbezug betreffen *Dicranum viride, Buxbaumia viridis* und *Hamatocaulis vernicosus*. Einige Meldungen beziehen sich auch auf *Mannia triandra*. Je ein Vorkommen von *Dichelyma capillaceum, Orthotrichum rogeri* und *Distichophyllum carinatum* sind gemeldet; von *Nothothylas orbicularis* und *Scapania massalongi* sind offensichtlich keine aktuellen Wuchsorte bekannt; es wurde aber auch keine gezielte Suche veranlasst. Über *Tayloria rudolphiana* liegen keine Informationen vor.

5.2 Moosschutz auf Bundesebene

Rote Liste

Im Jahre 1996 wurde die zweite Fassung der Roten Liste der Moose Deutschland publiziert (LUDWIG & al. 1996). Sie war unter der Federführung des Bundesamtes für Naturschutzes (BfN) erarbeitet worden. Es gibt Aussagen über Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen; anders als bei den Farn- und Blütenpflanzen wurde die Verantwortlichkeit Deutschlands für bestimmte Taxa nicht hervorgehoben.

FFH-Arten

Das BfN prüft die eingegangenen Gebietsmeldungen und stellt sicher, dass die Länder die in ihrem Territorium vorkommenden FFH-Arten berücksichtigt haben.

5.3 Moosschutz auf Landesebene

Naturschutz ist in Deutschland Ländersache. Die Länder weisen Schutzgebiete aus und erstellen Managementpläne und Artenhilfsprogramme. Bis auf Hessen existiert in jedem Bundesland auch eine Rote Liste der Moose. In einer email–Umfrage an alle Bundesländer am 15.6.2000 wurde der Frage nachgegangen, in wie weit diese sich um den Schutz der Moose kümmern.

Folgende Fragen wurden gestellt:

1. Gibt es bzw. kennen Sie einen Experten als versierten Ansprechpartner zum Thema Moose und Moosschutz in Ihrem Bundesland?
2. Lassen Sie sich von diesem/diesen Experten bei der Planung und Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen beraten?
3. Sind in Ihrem Land Schutzgebietsausweisungen oder Artenschutzmaßnahmen aufgrund des Vorkommens seltener bzw. gefährdeter Moose erfolgt? Wenn ja, welche bzw. wie viele Gebiete und wegen welcher Arten?
4. Haben Sie die im Anhang II der FFH-Richtlinie genannten Moose bei der Auswahl Ihrer Gebietsmeldungen im Rahmen der Erfüllung der Richtlinie berücksichtigt und
5. Sind schon Artenschutzkonzepte für diese Arten bzw. Managementpläne für die betreffenden Gebiete entwickelt worden bzw. in Arbeit?

Die Bearbeitungsqualität der Anfragen war extrem unterschiedlich und stand nicht immer in Bezug zu den tatsächlichen Anstrengungen für den Moosschutz. Zu den Abkürzungen der Bundesländer vgl. LUDWIG & al. (1996).

Angemailt wurde (mit Ausnahme MV; dort direkt an den Bearbeiter) stets die Poststelle der Ministerien, um ein einheitliches Verfahren zu gewährleisten. Manche Länder reagierten prompt und professionell. Innerhalb kurzer Bearbeitungszeit erhielt ich ausführliche Ausarbeitungen von BY und BW. NI und SH statteten mich mit der Telefonnummer des zuständi-

gen Bearbeiters bzw. der Bearbeiterin aus, die detailliert Auskunft gaben. Bei anderen Ländern klappte die behördeninterne Verbindung nicht oder nur schlecht, so dass Antworten (zunächst) ausblieben, obwohl dort nicht wenig für den Moosschutz getan wird (TH, NW, SN). Die Informationen zu diesen Ländern erhielt ich über telefonische Recherche. Dürftig war die Antwort in BB, BR und SL; gar nicht reagierten auf die Anfrage ST, HE, BE, HH. In RP wurde die Website des Umweltministeriums zum Anfragezeitpunkt umgebaut; die Email kam nicht durch. Die Anfrage wurde zu einem späteren Zeitpunkt wiederholt und schriftlich beantwortet.

Ergebniszusammenfassung:

Frage 1: Die Bundesländer kennen mit der Ausnahme Hessen ihre Ansprechpartner. In manchen Ländern und Gebieten (HE, ST, Teile Bayerns) gibt es wenig aktive Bryologen.

Frage 2: Die meisten Länder lassen sich nur in sehr begrenztem Umfang beraten. Im Rahmen der FFH-Diskussion bleibt ihnen nichts anderes übrig. Manchmal haben Experten eine gewichtige Rolle (Meinunger: TH) bzw. sind in die Behördenarbeit sowieso involviert (Berg: MV, Lütt: SH). Gelegentlich bringen die Experten (je nach Interessensschwerpunkt) auch bei sonstigen Projekten Moosthemen ein (Arten- und Biotopschutzprogramme, Biotopkartierung). Manchmal gehen die Schwerpunktsetzungen des Naturschutzes zugunsten anderer, „attraktiverer“ Organismengruppen zu Lasten des Moosschutzes (MV: Vogelschutz führt zu Eutrophierung von Mooren und Seen). Als einziges Land hat SH ein Fundort-Kataster für Moose der Roten Liste

Frage 3: Ohne Lobbyarbeit von außen neigen die Behörden dazu, nur zu tun, was sie ohnehin tun müssen (siehe FFH-Diskussion). Die günstigste Situation ist dort, wo Bryologen selbst in der Naturschutzverwaltung tätig sind (SH, MV, neuerdings auch SL). In Thüringen gibt es einen Naturschutz-Fachbeirat, in dem Experten bestimmter Artengruppen ihre Kenntnisse einbringen. Dort vertritt Dr. Meinunger die Moose.

Zu Schutzgebietsausweisungen bzw. zu konkreten Artenschutzmaßnahmen kommt es wohl nur in wenigen Einzelfällen und bei (§20c-)Biotopen, bei denen auch Laien den bedeutenden Anteil der Moose anerkennen: Moore (SH, NI, MV, BY, BW, auch RP), Blockhalden und Felsen (NI mit Nationalpark Hochharz, RP: Trübenbachtal). Schützenswerte Moosbestände gibt es manchmal in Großschutzgebieten (mit anderem Schutzzweck) oder sind als FND/GLB gesichert. Bei Naturschutzgroßvorhaben des Bundes, bei Pflege- und Entwicklungsplänen bzw. Managementplänen von Biosphärenreservaten und Nationalparken wurden die Moose oft mit erfasst (MV, TH, SN)

Beispiele für Schutzgebietsausweisungen mit Moosen als Schutzzweck:

MV: Nationalpark Jasmund (mit der Stubnitz) und Biosphärenreservat Südost-Rügen (mit Granitz und Schwarzem See); diese Gebiete sind in der Roten Liste Europas (ECCB 1995) die zwei einzigen „Bryological Hot Spots“ im Norddeutschen Tiefland.

TH: *Grimmia plagiopodia*: Unterschutzstellung des wichtigsten Vorkommens am Rand des Thüringer Beckens und Durchführung von Pflegemaßnahmen (Entfernen von Schwarzkiefern); Wiedersbacher Bruch (Südthüringen): Kalkflachmoor mit *Calliergon giganteum*, *Hamatocaulis vernicosus, Paludella squarrosa, Hypnum pratense, Tomentypnum nitens*, Unterschutzstellung schon zu DDR-Zeiten, jetzt Pflegemaßnahmen; Großer Mühlberg (Südthüringen), NSG-Ausweisung, Kalkfelsen mit *Plagiobryum zieri, Cololejeunea calcarea, Isopterygiopsis pulchella.*

Frage 4: Die Bundesländer gehen sehr unterschiedlich mit dem FFH-Instrument um. Die meisten Gebiete mit FFH-Moosen hat Baden-Württemberg gemeldet. Dort gibt es auch bereits Ansätze für ein Monitoringprogramm für die betreffenden Arten. Die anderen Länder haben grundsätzlich ihre Vorkommen von FFH-Moosen berücksichtigt, soweit verwertbare Informationen über das Auftreten von FFH-Arten vorliegen. Bemerkenswerte Ausnahmen: Hessen, wo man eine gezielte Nachsuche nach den derzeit nicht genau lokalisierbaren *Nothothylas*-Fundstellen nicht durchführte und keine Gebietsmeldungen mit Moosen übermittelte; Rheinland-Pfalz, wo man Gebietsmeldungen

aufgrund von Moosvorkommen nicht für sinnvoll hält. In vielen Ländern gibt es nur sehr wenige Vorkommen von FFH-Moosen.

Frage 5: Laut FFH-Richtlinie wird kein Land, das Vorkommen der Arten von gemeinschaftlichem Interesse hat, umhin kommen, Artenhilfsprogramme bzw. Managementpläne für diese Arten zu entwickeln. Manche sehen das (noch) nicht ein. Bei den anderen sind diese Programme je nach Stand des Verfahrens (meist) angedacht bzw. (seltener) in der Konzeptionsphase.

5.4 Vollzugsdefizite

Im vorliegenden Artikel wird eine Möglichkeit angeboten, die Auswahl der „richtigen", d.h. durch nachvollziehbare Kriterien wie Schutzwürdigkeit, Schutzbedürftigkeit und Verantwortlichkeit ermittelten Schutzobjekte zu überprüfen. In der bisherigen Praxis werden Defizite deutlich, die Experten, Gesetzgeber und Behördenvertreter gleichermaßen betreffen. So ist die Verantwortlichkeit für bestimmte Sippen ist bei der Roten Liste der Moose Deutschlands (LUDWIG & al. 1996) nicht indiziert.

Ebenfalls klar sein dürfte die Tatsache, dass Vollzugsdefizite eine Folge von Kenntnisdefiziten sind. Diese wirken sich in zwei Richtungen aus: zum Einen sind mutmaßlich viele Vorkommen sehr wertvoller Arten (noch) nicht bekannt – und was nicht bekannt ist, kann nicht geschützt werden. Zum Anderen kann es sein, dass unzureichende Kenntnis dazu führt, dass bestimmte Sippen in ihrer Seltenheit und Gefährdung überschätzt werden. Aus Eitelkeit werden die Rote-Liste-Kategorien „D" (Daten ungenügend) und „G" (Gefährdung anzunehmen) viel seltener angewandt, als es von der Sache her erforderlich wäre.

Ein in der föderalen Struktur Deutschlands begründetes institutionelles Problem ist die fehlende bzw. unzureichende Koordination des Bundes bei Naturschutzfragen von deutschlandweitem Belang. Naturschutz ist in Deutschland Ländersache, überregionale Prioritätenbildung ist schwierig.

Moose profitieren von bestimmten Maßnahmen des Biotopschutzes (meist in naturnahen Biotoptypen), spielen aber als Artenschutzobjekte eine sehr geringe Rolle. Moose von Kulturlandschaftsbiotopen sind in Schutzgebieten und bei Schutzprogrammen (KULAP etc.) unterrepräsentiert; sie werden sogar durch nicht abgestimmte Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in NSGs oft negativ beeinflusst (Beispiele Mähen von Halbtrockenrasen, Fällen von Pappeln, Nichtzulassen von Beweidung/Feuer).

Hinderlich bei der Entwicklung und Umsetzung von konkreten vor-Ort-Maßnahmen sind Informationsdefizite bei unteren Behörden und auf der kommunalen Ebene sowie Informationsdefizite bzw. fehlende Problemeinsicht z.B. bei Landwirtschaft und Forst als wichtigem Gefährdungsverursacher für die Moosflora.

Abhilfemöglichkeiten

Stichwortartig sollen einige Abhilfemöglichkeiten genannt werden:

– Investieren in Moosforschung (Verbreitung, Vergesellschaftung, Ökologie, Populationsbiologie).
– Inventarisierung (Site register) bedeutender Moosvorkommen möglichst auf nationaler bzw. EU-weiter Basis.
– Unterschutzstellung besonders moosreicher Lebensräume (Stichwort Diversität), von Lebensräumen mit hohem Anteil schutzwürdiger und schutzbedürftiger Arten (Stichwort Verantwortlichkeit).
– Monitoring seltener/gefährdeter Arten.
– Ermitteln der Wirkungen von anderen Naturschutzmaßnahmen auf die Moosflora; Verstärken von Synergieeffekten, Vermeiden von schädlichen Auswirkungen.
– Effektive Koordination von Schutzmaßnahmen: EU-Bund, Bund-Länder, Länder-Länder, Länder-Kreise-Kommunen.
– Öffentlichkeitsarbeit, insbesondere bei Landnutzergruppen und Behörden.

6. Zusammenfassung

In Deutschland kommen 1060 der weltweit etwa 20000 Moosarten vor. Verglichen mit anderen Kryptogamengruppen ist der Kenntnisstand über diese Artengruppe gut. Europa gilt (neben Nordamerika) als Zentrum der interna-

tionalen Moosforschung. Trotzdem führen Kenntnislücken dazu, dass Schwierigkeiten bei der Prioritätenbildung geeigneter Schutzobjekte und -maßnahmen bestehen. Neben der Schutzbedürftigkeit (als Ergebnis von Seltenheit und/oder Gefährdung) sind Schutzwürdigkeit und Verantwortlichkeit als Auswahlkriterien stärker zu berücksichtigen. Arten, die in Europa endemisch oder fast endemisch sind und die zusätzlich aktuell gefährdet oder extrem selten sind, sollten im Zentrum der Schutzbemühungen stehen. Verwandtschaftlich isolierte Taxa zeichnen sich durch eine höhere Schutzwürdigkeit aus. Eine EU-weite Berücksichtigung durch den Naturschutz genießen die Arten, die in der FFH-Richtlinie genannt werden. Ansonsten ist der Schutz von Moosen in den meisten deutschen Bundesländern wenig bedeutend.

7. Literatur

AHRENS, M. (1996): *Entosthodon hungaricus* in Südwestdeutschland. – Herzogia **12**, 199-206.

BERG, C. (1999): Europäische Verantwortung für den Schutz der Moosflora. – Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A **593**, 2-10, Stuttgart.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (1996): Einführung. – In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands, Schr.R. f. Vegetationskde. **28**, 7-19.

BLOCKEEL, T.L. und D.G. LONG, D.G. (1998): A Check-List and Census Catalogue of British and Irish Bryophytes. – Cardiff.

BLOM, H.H. (1996): A revision of the *Schistidium apocarpum* complex in Norway and Sweden. – Bryophytorum Bibliotheca **49**, Cramer, Berlin, Stuttgart.

CASPARI, S., MUES, R., SAUER, E., HANS, F., HESELER, U., HOLZ, I., LAUER, H., SCHNEIDER, C., SCHNEIDER, T. und P. WOLFF (2000): Liste der Moose des Saarlandes und angrenzender Gebiete mit Bemerkungen zu kritischen Taxa, 2. Fassung. – Abh. Delattinia **26**,

DIRKSE, G.M. und A.C. BOUMAN (1995): A revision of *Rhynchostegiella* (Musci, Brachytheciaceae) in the Canary Islands.- Lindbergia **20**, 109-121.

DÜLL, R. (1983): Distribution of the European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina). – Bryol. Beitr. **2**, Duisburg.

DÜLL, R. (1984): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) Part 1. - Bryol. Beitr. **4**, Duisburg.

DÜLL, R. (1985): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) Part 1. -Bryol. Beitr. **5**, Duisburg.

DÜLL, R. (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Moose (Bryophyta). Zweite, völlig neu überarbeitete Fassung (Stand 1986). – In: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF) (Hrsg.): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. Schr.R. LÖLF NW **4**, 83-124, Recklinghausen.

DÜLL, R. (1994a): Deutschlands Moose, 2. Teil. - IDH-Verlag, Bad Münstereifel.

DÜLL, R. (1994b): Deutschlands Moose, 3. Teil. - IDH-Verlag, Bad Münstereifel.

European Committee for Conservation of Bryophytes (ECCB) (Hrsg.) (1995): Red Data Book of European Bryophytes, Trondheim.

FRAHM, J.-P. und N. STAPPER (1998): Das Laubmoos *Dichelyma capillaceum* nach 70 Jahren an seinem einzigen Fundort in Deutschland wiedergefunden. – Decheniana **151**, 109-113.

GROLLE, R. und D.G. LONG (2000): An annotated check-list of the Hepaticae and Anthocerotae of Europe and Macaronesia. – J. Bryol. **22**, 103-140.

HILL, M.O., PRESTON, C.D. und A.J.E. SMITH (1991-1994): Atlas of the Bryophytes of Britain and Ireland, Vol. 1-3, Colchester.

LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M., CASPARI, S., KOPERSKI, M., LÜTT, S., SCHULZ, F. und G. SCHWAB (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. - Schr.R. f. Vegetationskde. **28**, 189-306.

MEINUNGER, L. und W. SCHRÖDER (1999): Beiträge zur Moosflora Deutschlands. – Haussknechtia, Beiheft **9** (Riclef Grolle-Festschrift), 243-250.

MEINUNGER, L. und W. SCHRÖDER (2000): Bemerkenswerte Moosfunde in Hessen. – Botanik und Naturschutz in Hessen **12**, 93-96.

MÜLLER, F. (2000): Das Laubmoos *Hilpertia velenovskyi* (Schiffn.) Zander (Pottiaceae) –eine für die Flora Deutschlands neue Moosart. Limprichtia **14**, 49-58.

NEBEL, M. und G. PHILIPPI (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Laubmoose: Andreaeales bis Funariales, Stuttgart.

SAUER, E. und R. MUES (1994): Liste der Moose des Saarlandes und angrenzender Gebiete mit Bemerkungen zu kritischen Taxa. - Abh. Delattinia **21**, 107-143.

SCHMIDT, C. und J. HEINRICHS (1999): Rote Liste der gefährdeten Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) in Nordrhein-Westfalen, 2. Fassung. – In LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung, LÖBF-Schr. R. **17**, 173-224.

SCHNEIDER, T.; SCHNEIDER, C. und S. CASPARI (1998): Das Laubmoos *Leptodontium gemmascens* (Mitt. ex Hunt.) Braithw. im Rheinischen Schiefergebirge und im Saar-Nahe-Bergland. - Abh. Delattinia **24**, 195-212.

SCHUSTER, R.M. (2000): Austral Hepaticae. – Nova Hedwigia, Beiheft **118**, Berlin.

SESTERHENN, G. (1998): Erstnachweis von *Fissidens monguillonii* in Deutschland. – Herzogia **13**, 53-62.

URMI, E. (1991): Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz, Bern.

WERNER, J. (1993): Check-list of the bryophytes of Luxembourg. – J. Bryol. **17**, 489-500.

WERNER, J. (1999): Première mise à jour critique de la check-list des Bryophytes du Grand-Duché de Luxembourg. – Lejeunia, Nouvelle série, **161**, Liège.

WÜNSCHIERS, C. (2000): Erstfund des circum-tethyschen Lebermooses *Riccia gougetiana* (Ricciales, Hepaticae) für Deutschland. – Nova Hedwigia **70**, 233-244.

Bibliographische Angabe zur FFH-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensraume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie). - ABl. der EG Nr. L 206/7 vom 22.7. 1992, zuletzt geändert durch die Richtlinie 97/62/EG vom 27.10.-1997 zur Anpassung der FFH-Richtlinie an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt, ABl. der EG Nr.L 107/3.

Anschrift des Verfassers:
STEFFEN CASPARI, Im Falkenbösch 46, D-66606 St. Wendel, E-Mail: Steffen.Caspari@t-online.de

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 76-80

MICHAEL L. ZETTLER, Rostock und UWE JUEG, Ludwigslust

Verantwortung für wenig populäre Tiergruppen? Beispiel Egel, Höhere Krebse und Mollusken

Der Begriff populär steht für beliebt oder allgemein bekannt. Egel, Krebse sowie Schnecken und Muscheln sind zwar als solche bekannt, aber tiefgründige Kenntnisse sind in der Bevölkerung kaum vorhanden, von einer Beliebtheit einmal ganz abgesehen. Mit Krebsen, Muscheln und Schnecken wird in der Regel der Verzehr dieser Tiere assoziiert oder Nacktschnecken werden als Gartenschädlinge angesehen. Den Egeln wird gemeinhin das Saugen von Blut zugeschrieben, obwohl es bei weitem nicht alle Arten betrifft. Somit können alle drei genannten Gruppen als wenig populär bezeichnet werden. Dennoch ist der Kenntnisstand zu einigen Arten als sehr umfangreich zu bewerten. Im aktiven Naturschutz haben die Mollusken in den vergangenen 20 Jahren stark an Popularität gewonnen und sind schon vielfach ein fester Bestandteil in der gutachterlichen Tätigkeit geworden. Für Krebse und Egel steht dieser Prozess erst am Beginn.

Aus Deutschland sind 37 Egelarten, ca. 40 Höhere Krebse (limnisch) und 340 Land- und Süßwassermollusken bekannt, von denen jeweils zwei Vertreter vorgestellt werden sollen. Auswahlkriterien waren eine zoogeographische Bedeutung im Sinne der Raumbedeutsamkeit (MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997) sowie die Indikatorfunktion für bestimmte Biotope bzw. abiotische und biotische Faktoren. Auf Grund der nationalen oder internationalen Seltenheit mit oft einhergehender Restriktion besitzt Deutschland für den Erhalt der nachfolgenden Arten eine oder die wesentliche Verantwortung.

Placobdella costata (FR. MÜLLER, 1846) – Schildkrötenegel

Placobdella costata ist eine pontomediterrane Art, die im Westen bis nach Großbritannien und den Niederlande reicht. In Deutschland wird die nördliche Verbreitungsgrenze erreicht. Im gesamten mitteleuropäischen Raum ist die Art nur punktuell verbreitet und sehr selten. Lediglich im Berliner Raum und an der mittleren Elbe bei Dessau scheint es kleinere Konzentrationen der Verbreitung zu geben. Das Vorkommen von *Placobdella* ist eng an die Existenz der Wirte gebunden, insbesondere *Emys orbicularis* (Europäische Sumpfschildkröte). Es ist durchaus möglich, dass auch der Elbebiber (*Castor fiber albicus*) einen Ersatzwirt darstellt. Desweiteren sind gewisse Anforderungen an die Wasserqualität Voraussetzung, z.B. ein Nitratgehalt unter 5,0 mg/l und ein Phosphatgehalt von weniger als 0,1 mg/l. Der Sauerstoffgehalt sollte über 8,0 mg/l liegen (GROSSER 1998).

Eine Gefährdung der Bestände des Schildkrötenegels geht vor allem durch den zunehmenden Mangel an Sumpfschildkröten aus, deren Populationen oft stark überaltert sind. Auch die Eutrophierung der bewohnten Gewässer gefährdet den Fortbestand der Art.

Dina lineata (O. F. MÜLLER, 1774) – Liniierter Schlundegel

Über die westliche Paläarktis, besonders West-, Mittel- und Osteuropa, ist *Dina lineata* verbreitet. Im Südosten erreicht sie auch den Kaukasus. In Südeuropa ist die Art in anderen Unterarten vertreten. Im mitteleuropäischen Raum kann der Liniierte Schlundegel nur im norddeutschen Vereisungsgebiet und in der Donau unterhalb Budapests häufiger beobachtet werden. In allen anderen Gebieten ist er seltener und meist nur punktuell verbreitet.

Als semiaquatische Art bevorzugt *Dina lineata* vor allem Temporärgewässer (Tümpel im weitesten Sinne) und analoge Verlandungsbereiche von Seen und Flüssen. Häufig entsprechen diese Gewässer dem dystrophen Gewässertyp. Künstliche Gewässer werden fast nie angenommen. *Dina lineata* zeigt eine hohe Spezi-

alisierung gegenüber den Habitateigenschaften der besiedelten Gewässer, die sich in starken Schwankungen von Wasserstand, Sauerstoffgehalt und Temperatur äußern. Auf Grund der wahrscheinlich bestehenden Konkurrenzschwäche gegenüber anderen Schlundegeln, wird *Dina lineata* sehr oft als einzige Egelart in Kleingewässern angetroffen.

Eine Gefährdung des Egels geht vor allem durch Habitatzerstörung aus, z.B. durch Grundwasserabsenkung oder Verfüllung von Tümpeln oder die Begradigung von Fließgewässern.

Mit einem Saprobienindex von 3,1 besteht nur eine scheinbare Toleranz gegenüber eingeleiteten Abwässern. Vielmehr deutet dieser Wert auf die spezielle Bindung an Biotope mit natürlicher organischer Belastung (NESEMANN 1997).

***Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758) – Edelkrebs**

Der Edelkrebs war ursprünglich über ganz Mitteleuropa und in Teilen Skandinaviens verbreitet. Durch die Krebspest (Fadenpilz: *Aphanomyces astaci*) seit etwa Ende des 19. Jahrhunderts drastisch reduziert, Hat der Edelkrebs zusätzlich durch die zunehmende Eutrophierung sowie die technische Verbauung und Unterhaltung (Baggerung, Entkrautung) unserer Gewässer und gleichzeitige Ausbreitung des konkurrenzstärkeren (und vermutlich die Krebspest übertragend) *Orconectes limosus* erhebliche Bestandseinbußen erlitten. Die heutigen Vorkommen konzentrieren sich zum größten Teil auf allochthone Gewässer (Fischteiche, Kies-, Ton- und Kreidebrüche) sowie auf abgeschlossene Gewässersysteme (z.B. Sölle, Waldseen), die in der Vergangenheit keiner wesentlichen Nutzung (Fischerei, Bade- und Bootsverkehr) unterlagen. Auf Grund der für Nahrungszwecke in der Vergangenheit (vom Mittelalter bis heute) durchgeführten künstlichen Verbreitung in viele Gewässer, auch über zoogeographische Grenzen hinaus, ist in der Regel heute kaum nachzuvollziehen, wo autochthone Bestände vorliegen. Dennoch sind alle heute bekannten Vorkommen im Sinne der Erhaltung der genetischen Vielfalt zu schützen. In Deutschland liegen die Hauptverbreitungszentren im süddeutschen Raum. In Norddeutschland sind hingegen nur noch vereinzelte Nach-

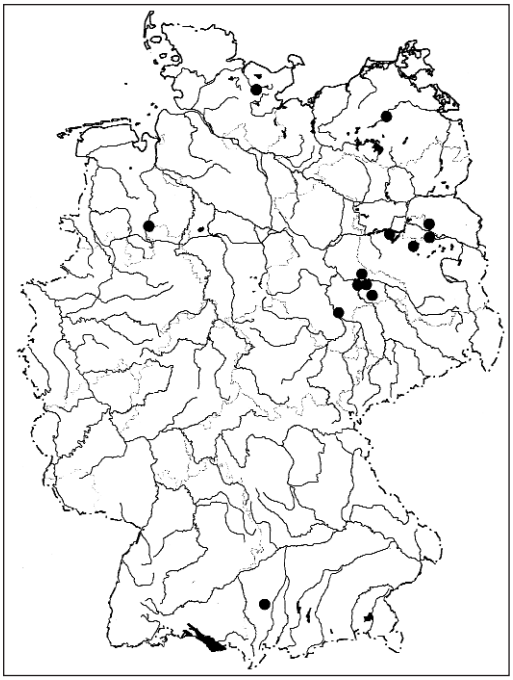


Abb. 1: *Placobdella costata* (FR. MÜLLER, 1846) – Schildkrötenegel

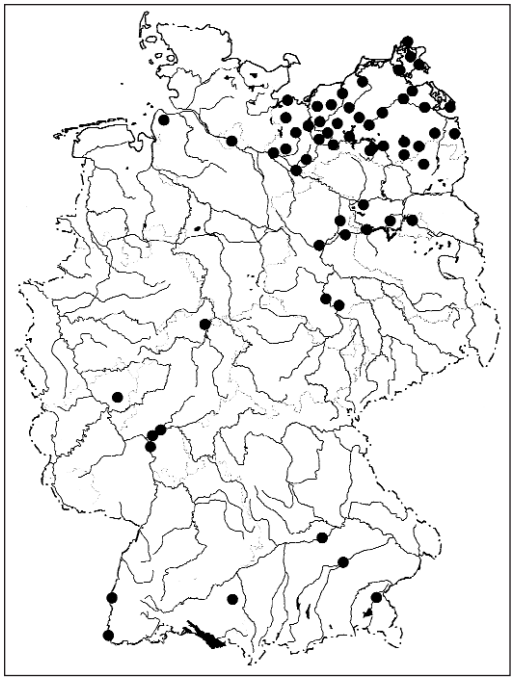


Abb. 2: *Dina lineata* (O. F. MÜLLER, 1774) – Liniierter Schlundegel

weise bekannt, die sich jedoch genetisch von den süddeutschen Populationen abgrenzen lassen (SCHULZ & SYPKE 1999). In Mecklenburg-Vorpommern bestehen derzeit 23 rezente Vorkommen, weshalb eine große Verantwortung aus zoogeographischer und genetischer Sicht für die Art besteht. Besonders Besatzmassnahmen, Eutrophierung und Gewässerverbau und künstliche Vektoren für die Krebspest (z.B. Fischerei, Bade- und Bootsverkehr, künstliche Verbindung von Gewässersystemen) sind Hauptursachen für den Aussterbeprozess (ZETTLER 1999).

Pallasea quadrispinosa **(SARS, 1867) – Reliktflohkrebs**

Diese Krebsart ist ein Glazialrelikt der Schmelzwasserseen der Weichselvereisung in der Ancylussee (heute Ostsee) und ist daher in seiner Verbreitung auf den baltischen Raum beschränkt. Rezente Hauptvorkommen liegen in den ausgesüßten Teilen der Ostsee und in einigen Süßwasserseen der Eisstaurandlage. In Deutschland war *P. quadrispinosa* seit jeher auf den Schaalsee, Kummerower See, Tollensesee (Mecklenburg) und die beiden Uckerseen (Brandenburg) beschränkt (ZETTLER 1998). Während die mecklenburgischen Seen weiterhin den Lebensraum für diese sauerstoffsensitive Art darstellen, sind die Vorkommen in Brandenburg vermutlich erloschen. Die Art lebt im Hypolimnion, ist kaltstenotherm und empfindlich gegenüber Sauerstoffzehrung. Durch Eutrophierungsprozesse kam es in den letzten hundert Jahren zu drastischen Bestandseinbußen dieser Art. Durch Sauerstoffschwund im Hypolimnion sind die Tiere gezwungen flachere Bereiche aufzusuchen, dort ist in der Regel jedoch die Temperatur zu hoch. Mecklenburg-Vorpommern trägt auf Grund der Einzigartigkeit dieser Tierart für Deutschland die Verantwortung für den Erhalt sowie für die Aufrechterhaltung und Verbesserung der bestehenden Wasserqualität.

Vertigo moulinsiana **(DUPUY, 1849) – Bauchige Windelschnecke**

Die Verbreitung der Bauchigen Windelschnecke erstreckt sich über die westliche Paläarktis (West-, Mittel- und Osteuropa). Die Art erreicht auch den Kaukasus. Im Norden Europas fehlt *Vertigo moulinsiana*. Aus Südeuropa

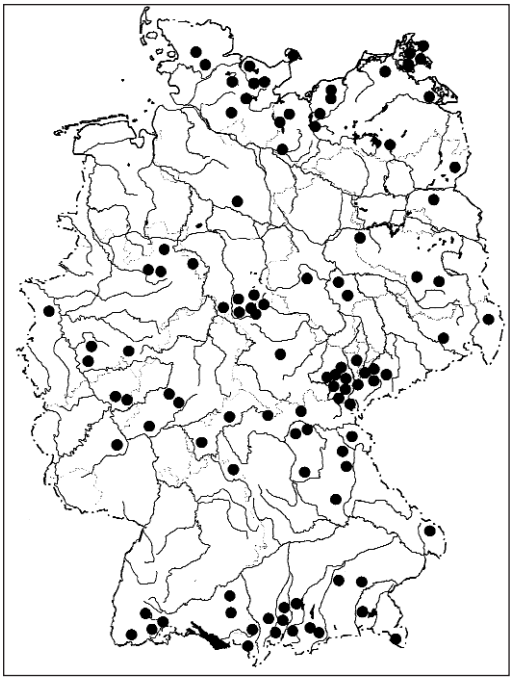


Abb. 3: *Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758) – Edelkrebs

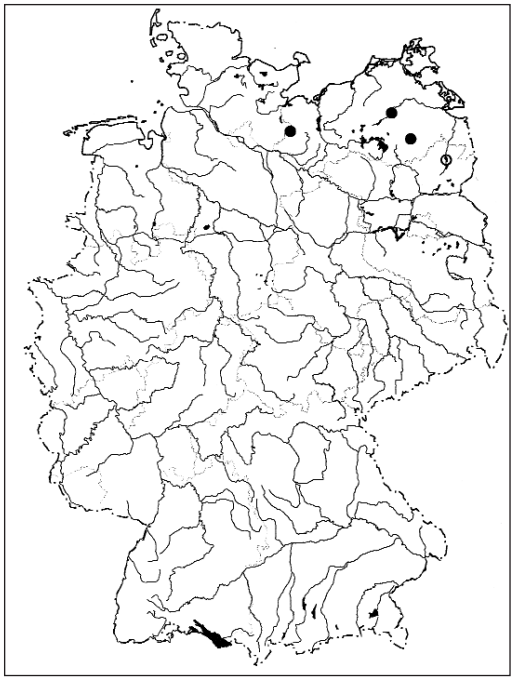


Abb. 4: *Pallasea quadrispinosa* (SARS, 1867) – Reliktflohkrebs

existieren nur wenige und meist ältere Angaben. Verbreitungsschwerpunkte befinden sich lediglich in Frankreich, der Slowakei und Nordungarn sowie dem Gebiet der Weichselvereisung. Im gesamten übrigen Verbreitungsgebiet kann *Vertigo moulinsiana* nur punktuell ermittelt werden. Im norddeutschen Vereisungsgebiet, insbesondere Mecklenburg-Vorpommern und Nordost-Brandenburg befinden sich die vitalsten und z.T. großflächigsten Vorkommen. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde *Vertigo moulinsiana* noch häufig im Rhein-Main-Gebiet beobachtet, wo sie allerdings kaum noch rezent zu finden ist.

Als hygrophile Art ist die Bauchige Windelschnecke in Sümpfen zu finden, meidet aber direkten Wasserkontakt. Bevorzugt werden Großseggenrieder (besonders mit *Carex paniculata*, *C. acutiformis* und *C. riparia*) und Röhrichte (mit *Phragmites australis* und *Glyceria maxima*). Diese Biotope befinden sich in der Regel an Gewässerufern von Seen und Weiher, weniger häufig auch an Fließgewässern. In Erlenbrüchen ist die Art seltener und tritt auch nur gelegentlich in norddeutschen Ackersöllen auf. Entscheidend für die Existenz scheint ein feuchtes Mikroklima zu sein. Die Tiere halten sich meist an den Blattspreiten auf, wo sie sich von phytoparasitischen Pilzen (z.B. *Ustilago longissima*) ernähren.

Eine Gefährdung geht vor allem von der Habitatzerstörung durch Uferverbau und Entwässerung aus. Auch die natürliche Sukzession von Röhrichten und Rieden kann eine natürliche Ursache des Rückgangs sein. Mit Eutrophierung wird die Bildung von *Typha*-Röhrichten begünstigt, die von *Vertigo moulinsiana* nicht besiedelt werden. Der Artenschutz muss bei dieser Art mit dem Biotopschutz gekoppelt werden.

***Unio crassus* PHILIPSSON, 1788 – Bachmuschel**

Das Hauptverbreitungsgebiet von *U. crassus* liegt in Mittel- und Osteuropa. Im Westen reicht die Art bis Frankreich, im Norden bis Schweden und im Südosten bis zur Balkanhalbinsel (Griechenland) sowie bis zum Schwarzen und Kaspischen Meer. Noch im 19. Jahrhundert war die Bachmuschel in Deutschland die häufigste Flussmuschel. Bestandseinbußen von bis zu 90% in fast allen Gebieten Europas sind nachweisbar, vor allem durch die Industrialisie-

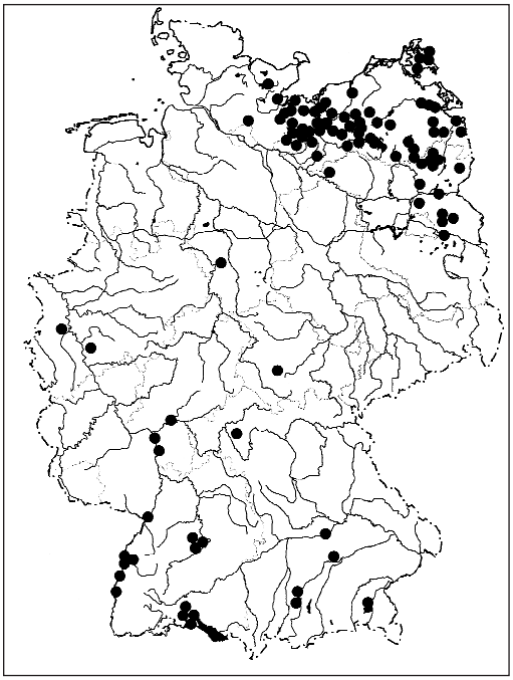


Abb. 5: *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849) – Bauchige Windelschnecke

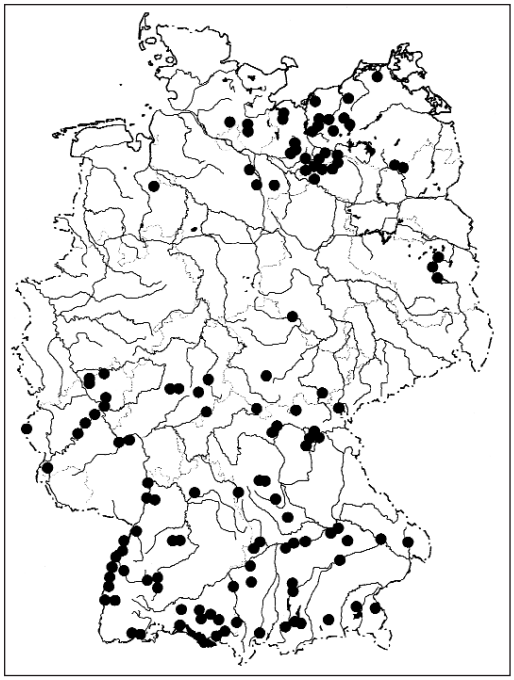


Abb. 2: *Unio crassus* PHILIPSSON, 1788 – Bachmuschel

rung und die Intensivierung der Landwirtschaft bedingt. Rezent besiedelt *U. crassus* In Deutschland nur noch das norddeutsche Tiefland und das süddeutsche Hügelland. Besorgniserregend ist die Tatsache, dass nur noch ca. 20% aller Vorkommen reproduktiv sind (davon 7 in Bayern und 7 in Mecklenburg-Vorpommern). Mit einem weiteren Rückgang in den kommenden Jahrzehnten ist zu rechnen. Der geschätzte Gesamtbestand in Deutschland beläuft sich auf 500.000 Tiere (davon 200.000 in M-V).

Die Bachmuschel durchläuft einen hoch spezialisierten Entwicklungszyklus, der von vielen Zufällen abhängig ist. Die Weibchen ingestieren mit dem Atemwasser die Spermien. Zwischen Mai – Juli (je nach Temperatur) erfolgt die Abgabe der Glochidien, die nur 3 Tage lebensfähig sind. Am Kiemen- und Hautepithel bestimmter Fische (z.B. Bachforelle, Elritze, Döbel, Groppe und die beiden Stichlingsarten) erfolgt für 3-5 Wochen ein parasitäres Larvenstadium. Von den 50.000 – 370.000 Eier pro Weibchen entwickelt sich nur jedes 100. bis 150. zur Jungmuschel. Von den abgeworfenen Jungmuscheln wiederum überleben nur 1% die ersten 100 Tage. Insgesamt liegt die Überlebensrate unter 0,01%.

Ausgewachsene *U. crassus* stellen an ihre Lebensräume hohe Ansprüche, die oft nicht mehr gegeben sind, z.B. eine mittlere bis hohe Fließgeschwindigkeit, einen hohen Sauerstoffgehalt (bes. im Interstitial), feinsandiges bis kiesiges Substrat sowie einen Nitrat-Stickstoffgehalt unter 2,0 mg/l. Letzterer stellt wahrscheinlich den limitierenden Faktor dar.

Durch Habitatzerstörung, insbesondere der Verbau der Gewässer durch Wehre oder Schleusen, verringert sich die Fließgeschwindigkeit und führt somit auch zu einer Forcierung der Eutrophierung, weil Nährstoffe und organisches Material zu langsam abtransportiert werden. Oft kommt es auch zur Verschlickung des Sediments mit Sauerstoffarmut als Folge. Das Fehlen oder ein verdünntes Auftreten geeigneter Wirtsfische kann ebenfalls zu einem Rückgang von *U. crassus* führen. Besonders in dezimierten Beständen können sich natürliche Feinde, z.B. Bisam, Mink, Fischotter, negativ auf die Population auswirken.

Literatur

GROSSER, C. (1998): *Placobdella costata* (FR. MÜLLER 1846) – eine Zusammenstellung deutscher Fundorte mit Angaben zur chemischen Beschaffenheit einiger Fundortgewässer. – Lauterbornia **33**: 19-22, Dinkelscherben.

JUEG, U. (1998): Bemerkenswerte Egel (Hirudinea) und Krebsegel (Branchiobdellida) in Mecklenburg-Vorpommern. - Lauterbornia **32**: 29-47, Dinkelscherben.

JUEG, U. (1999): Egel und Krebsegel (Hirudinea u. Branchiobdellida) – zwei in Mecklenburg-Vorpommern faunistisch vernachlässigte Tiergruppen mit Vorschlägen zur Einschätzung ihrer Gefährdung. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern **42**(1): 68-76, Neuenkirchen.

MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHMIDT, J., BERG, C. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern **33**: 42-70, Greifswald.

NESEMANN, H. (1997): Egel und Krebsegel (Clitellata: Hirudinea, Branchiobdellida) Österreichs. - Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil.

SCHULZ , R., SYPKE, J. (1999): Freshwater crayfish populations Astacus astacus (L.) in Northeast Brandenburg (Germany): Analysis of genetic structure using RAPD-PCR. - Freshwater Crayfish **12**: 387-395.

ZETTLER, M. L. (1998): Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. - Lauterbornia **32**: 49-65, Dinkelscherben.

ZETTLER, M. L. (1999): Rote Liste der gefährdeten höheren Krebse der Binnengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. – Das Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin.

ZETTLER, M. L. (2000): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern über die Malakofauna als Indikatororganismen. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern **35**: 3-69, Greifswald.

Anschriften der Verfasser:

Dr. MICHAEL L. ZETTLER, NABU Landesfachausschuss Malakologie Mecklenburg-Vorpommern, Graf-Schack-Straße 3, 18055 Rostock

UWE JUEG, NABU Landesfachausschuss Malakologie Mecklenburg-Vorpommern, Johannes-Gillhoff-Straße 7, 19288 Ludwigslust

Pulsatilla, Heft 4, 2001, Seite 81-82

JOHANNES A. SCHMITT, Saarbrücken

Statistische Arten/Areal-Kurven und ihre Nutzung in überregionalen Diversitätsfragestellungen bei Pilzen

Kurzfassung *)

Die Artenvielfalt ist das wichtigste biologische Charakteristikum eines Lebensraumes. Neben dem Artenspektrum als qualitativem Merkmal ist die Artenzahl als quantitatives Merkmal von besonderem Interesse. Wie experimentell erarbeitete Arten/Areal-Kurven zeigen, steigt dabei die Artenzahl mit zunehmender Größe der untersuchten Fläche eines Lebensraumes sublinear an und scheint – für unbegrenzte Flächengröße – einem Arten-Grenzwert zuzustreben, der nur mit großer Unsicherheit aus dem Kurvenverlauf graphisch extrapoliert werden kann. Wegen unterschiedlicher Steigungen und Krümmungen der Arten/Arealkurven verschiedener Gebiete ist der Vergleich der Artenzahlen in bestimmten Gebietsflächen nicht sinnvoll. Zum Vergleich dagegen gut geeignet sind die charakteristischen Konstanten in der mathematischen Beschreibung solcher Arten/Areal-Kurven.

An einer Reihe von Literatur-Beispielen und selbst aufgenommenen Daten für Pilze wird gezeigt, daß die Hyperbelfunktion eine besonders gute mathematische Anpassung an experimentell erarbeitete Arten/Areal-Kurven ist. Die Hyperbelfunktion in der Form

$s = (R \times a)/(M + a)$ mit s=Artenzahl, a=Flächengröße, R=Grenz-Artenzahl=Arten-Reichtum=Arten-Diversitäts-Grenzwert, M=Halbwertsfläche=Flächengröße mit Artenzahl R/2=„Minimum-Areal“ in neuer Definition ist durch die beiden Konstanten R und M charakterisiert. Außerdem ist der Quotient beider Konstanten, R/M=D als Mittlere Arten-Dichte, von Bedeutung.

Da jede Arten/Areal-Kurve eines Gebietes G in ihrem Verlauf abhängig von den experimentellen Vorbedingungen ist, z.B. an welcher Stelle im Gebiet man mit der Aufnahme beginnt und in welcher Reihenfolge man die einzelnen Flächenplot-Aufnahmen zur Arten/Areal-Kurve kombiniert, kann nur eine statistische Bearbeitung eine für das Gebiet gültige Kurve ergeben. Deshalb wird ein neues, überschaubares Verfahren zur Erstellung einer Statistischen, Hyperbolischen, Kumulativen Arten/Areal-Kurve auf der Basis von Flächen- bzw. Zeit-Plotaufnahmen entwickelt und vorgestellt. Die experimentellen Daten in allen möglichen Plotfolge-Kombinationen (Komb-Verfahren, bei wenigen Plots) bzw. in Rotation der Anfangsplots (Rot-Verfahren, bei zahlreicheren Plots) führen über die Hanes-Transformation als Linearisierung der Hyperbelfunktion in Form von a/s-Werten gegen a nach linearer Regression zu einer Geradengleichung, aus deren Achsenschnittpunkten die Konstanten R und M der Best-Hyperbel einfach ablesbar sind. Aus der so gewonnenen Hyperbel-Funktion der statistischen Arten/Areal-Kurve können für alle Flächengrößen eines Gebietes G die statistisch zu erwartenden Artenzahlen errechnet werden bzw. zu jeder vorgegebenen Artenzahl die entsprechende Teilgebiets-Flächengröße.

---

* Aus Platzgründen erscheint die ausführliche Darstellung dieses Beitrages in der NABU-Zeitschrift „Boletus“ Jg. **24 (2000)**, Heft 2, 2001.

Das neue Verfahren wird an einer Reihe von Literaturdaten und vielen eigenen Aufnahmen von Pilzarten in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten erfolgreich erprobt. Über die Konstanten R als Artendiversitäts-Grenzwert und M als Minimum-Areal lassen sich Untersuchungsgebiete unterschiedlichster Konvenienz miteinander bezüglich ihrer Pilzartenzahlen vergleichen, wenn die Arten/Areal-Aufnahmen in vergleichbaren Zeiten – wegen der ausgeprägten Phänologie der Pilze – aufgenommen wurden. Die Arten-Diversitäten R sind bei Pilzen Saison- und Wetter-abhängig. Für Minimum-Areale M von Waldbiotopen ergeben sich im Mittel Flächengrößen von 1 ha, im Falle von Grasland liegen sie um 1000 qm.

Haben zwei Gebiete G1 und G2 z.B. die gleiche Grenz-Artenzahl R, aber verschiedene Minimum-Areale M1<M2, so bedeutet der kleinere M1-Wert eine geringere Flächen-Diversität, d.h. eine homogene, kleinmaschige Variation in der Gebietsfläche G1; die Arten-Densität hierfür ist D1=R/M1; sie ist groß gegenüber derjenigen von Gebiet G2, dessen höherer Wert für M2 eine größere Flächen-Diversität, d.h. ein grobmaschiger strukturiertes Gebiet impliziert.

Das Minimum-Areal M mit halber Grenz-Artenzahl ist für den Naturschutz ein idealer Basiswert zur Berechnung von Schutzgebiets-Flächengrößen auf der Vorgabe gewünschter Arten-Ausstattungen in % des Artenzahl-Grenzwertes R aus der Statistischen Hyperbolischen Kumulativen Arten/Areal-Kurve des betreffenden Gebietes. Es wird vorgeschlagen,für die Minimalfläche eines Schutzgebietes als unterste Grenze diejenige Flächengröße anzusetzen, welche 99% der Grenzartenzahl R enthält, d.h. die Fläche 99*M.

Die Anwendbarkeit des neuen statistischen Verfahrens wird in breitgefächerten Fragestellungen, z.B. für Tagesaufnahmen in Flächen- oder Zeitplots innerhalb von Gebietstransekten, für Jahresaufnahmen, Mehrjahres-Beobachtungen und auch für Synusien-Aufnahmen (z.B. Pilze an Stubben) dokumentiert. Auch die Erstellung von Statistischen Arten/Areal-Kurven für Gebiete, die aus verschiedenen Biotoptypen zusammengesetzt sind, gelingt ebenso wie die Bearbeitung von Aufnahmen mit mehr als einem Beobachter. Außer den flächenbezogenen Aufnahmen lassen sich auch zeitbezogene Kurven erstellen, die die Konstanz von Artenausstattungen bzw. deren temporäre Veränderungen erkennen lassen. An einigen Beispielen wird die Anwendbarkeit des neuen Verfahrens auch für andere Organismengruppen wie z.B. Pflanzen, Schmetterlinge u.v.a.m. aufgezeigt, so daß das Verfahren der Statistischen Hyperbolischen Kumulativen Arten/Areal-Kurven wohl universell und in vielfältigen Fragestellungen Verwendung finden kann.

Anschrift des Verfassers:
Dr. Johannes A. Schmitt, FR Biochemie, Geb.9, Universität des Saarlandes, PF 151150, D-66041 Saarbrücken. – e-mail: joh.a.sch@rz.uni-sb.de

Werbung