

# Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Tierarten am Beispiel der Amphibien und Reptilien

*Classifying German responsibility for conserving animal species: Amphibians and reptiles as a model group*

Henning Steinicke, Klaus Henle & Horst Gruttke

## 1 Einleitung und Problemstellung

Der Gedanke, die Verantwortlichkeit eines Staates für die Erhaltung von Arten zu bestimmen, wurde in Deutschland erstmals von SCHNITTLER et al. (1994) im Zusammenhang mit der Erarbeitung eines modifizierten Konzeptes für die Erstellung roter Listen in die Naturschutzdiskussion eingebracht. Ziel der Bemühungen war dabei die Integration einer Einschätzung der globalen Bedeutsamkeit des landesweiten Bestandes einer Art in die nationalen roten Listen.

MÜLLER-MOTZFELD et al. (1997) beschrieben dies als Bestimmung der nationalen Raumbedeutsamkeit der Vorkommen von Arten. Hierzu sind eine chorologische bzw. arealgeografische Analyse und eine Einschätzung der Gefährdung für das gesamte Verbreitungsgebiet sowie möglichst auch eine Bestandsgrößen-schätzung nötig.

Um die Verwendung der für Artenschutz-zwecke nur begrenzt zur Verfügung stehenden Mittel nicht zu stark von Zufälligkeiten abhängig zu machen bzw. sicherzustellen, dass nicht nur auffallende und attraktive Arten in den Genuss finanzieller Unterstützung kommen (vgl. BOYE & BAUER 2000), wird für die Vielzahl der gefährdeten Arten ein möglichst rationales und nachvollziehbares Verfahren zur Prioritätenfindung benötigt. Durch die Ermittlung der nationalen Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung einer Art wird so etwas wie eine internationale Kalibrierung erreicht und das Ableiten von Prioritäten für Artenschutzmaßnahmen auf nationaler Ebene erleichtert.

Für solche Prioritätensetzungen sind neben der nationalen Verantwortlichkeit allerdings auch jene gesetzlichen Verpflichtungen zu berücksichtigen, die sich aus internationalen Vertragswerken wie der FFH- oder der Vogelschutz-Richtlinie ergeben (vgl. BOYE & BAUER 2000). Außerdem ist zu beachten, dass nicht für alle Arten, für die eine nationale Verantwortlichkeit auf Grund der arealkundlichen Analyse festgestellt wird, auch ein

Handlungsbedarf besteht, da auch ungefährdete Arten darunter fallen können.

Bei der letztendlichen Prioritätensetzung für Naturschutzmaßnahmen sind daher sowohl Verantwortlichkeit und rechtsverbindliche internationale Verpflichtungen als auch die nationale Gefährdungssituation zu berücksichtigen.

Im vorliegenden Beitrag steht die Neuformulierung und Neudefinition der bestehenden Kategorien und Kriterien im Vordergrund. Als Ausgangspunkt dient dabei das von SCHNITTLER et al. (1994) entworfene und von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) erstmals auf Gefäßpflanzen angewendete Kategorien- und Kriteriensystem. Besonderes Augenmerk liegt dabei insbesondere auf der Überprüfung und Modifizierung dieses Systems hinsichtlich der Einsetzbarkeit für Taxa der Fauna. Dabei werden auch bereits publizierte Verfeinerungen, Modifikationen und Ergänzungen (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999, WELK & HOFFMANN 2000) mit einbezogen, um Vorschläge für Änderungen des Kriterien- und Kategoriensystems zu entwickeln, die in möglichst weiten Fachkreisen Akzeptanz finden.

Bereits die erste Version der Verantwortlichkeitskriterien sollte für alle Gruppen der Tiere und Pflanzen verwendbar sein. In keiner der wenigen bekannten Arbeiten, in denen bundesweite Verantwortlichkeitsbewertungen für Tierarten vorgenommen wurden, erfolgte jedoch eine durchgehend unveränderte Übernahme dieses Kategorienschemas (TRAUTNER et al. 1997, MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997, BOYE & BAUER 2000, BENZLER 2001).

Ziel des Beitrages ist deshalb die klare Definition und Standardisierung der überarbeiteten Kriterien, so dass sie für möglichst viele Taxa einheitlich anwendbar sind.

## 2 Kategorien und Kriterien der Verantwortlichkeit

Wie jeder Staat, so trägt auch Deutschland eine besondere Verantwortung für

jene Tierpopulationen, deren Erhaltung in seinem Staatsgebiet für das weltweite Überleben der betreffenden Arten von großer Bedeutung oder sogar unverzichtbar ist.

Aus diesem Grund erarbeiteten SCHNITTLER et al. (1994) zwei Kategorien, die eine erhöhte Verantwortlichkeit zur Erhaltung der betreffenden Art ausweisen. Zum einen ist dies die Kategorie **!!**: in besonderem Maße verantwortlich. Diese Kategorie ist auf Arten zutreffend, deren Aussterben in Deutschland gravierende Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweites Aussterben bedeuten würde. Die zweite Kategorie **!**: stark verantwortlich ist dann zutreffend, wenn das Aussterben der betreffenden Art in Deutschland starke Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. ihre weltweite Gefährdung stark erhöhen würde.

Als allgemeine Kriterien zur Verantwortlichkeitsbewertung wurden von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) der Anteil der Populationen im Bezugsraum an der Gesamtpopulation, die Lage dieser Populationen im Gesamtareal, der Anteil der Populationen im Bezugsraum an der genetischen Vielfalt der Art und die weltweite Gefährdung ausgewählt. Da verlässliche weltweite Bestandszahlen nur in den seltensten Fällen vorliegen, wird als Näherungswert hierfür auch der Arealanteil akzeptiert. Ein weiteres wichtiges Kriterium für eine erhöhte Verantwortlichkeit sehen SCHNITTLER & LUDWIG (1996) in Vorpostenpopulationen einer Art im Bezugsraum. Das komplette Kategorien- und Kriteriensystem mit den exakten Definitionen der Kategorien ist SCHNITTLER & LUDWIG (1996) zu entnehmen.

Die Vorpostenproblematik ist ein besonders kritischer Punkt bei der Bewertung der Verantwortlichkeit, denn eindeutige Kriterien und Bewertungsmaßstäbe werden von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) nicht genannt. Eine Unterscheidung zwischen nur zeitweise isolierten Populationen im Fluktuationsbereich des Arealrandes und dauerhaft isolierten Vorposten bleibt deshalb der Beurteilung

durch den jeweiligen Bearbeiter der Taxa überlassen. Laut der von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) angegebenen Kriterien qualifizieren auch Vorposten für eine starke Verantwortlichkeit, die über weitere Vorposten potenziell die Möglichkeit des genetischen Austauschs mit dem geschlossenen Hauptareal besitzen. Die von ihnen angeführten Beispiele machen allerdings deutlich, dass als Vorposten nur solche Populationen verstanden werden, die nicht in direkter Nachbarschaft zum Arealrand und dessen Fluktuationbereich liegen. Auch hier wird – wie bei den völlig isolierten Vorposten – ein europaweiter bis globaler Bewertungsmaßstab verwendet, so dass ein Austausch von Individuen zwischen Populationen äußerst unwahrscheinlich ist. Als Beispiel für Vorposten werden Arten mit Populationen im mitteldeutschen Trockengebiet und im Böhmischem Becken angegeben, deren geschlossenes Areal aber erst im pannonischen Raum beginnt. Dies verdeutlicht die großmaßstäbliche Betrachtungsweise von SCHNITTLER & LUDWIG (1996), die jedoch nicht explizit in die Kriteriendefinition eingeht. Durch die unklare Definitionslage, die die Einschätzung der Verantwortlichkeit einer gewissen Willkür des Bearbeiters öffnet, werden leicht Fehleinschätzungen möglich, die letztlich zu einer Überbewertung der Verantwortlichkeit für bestimmte Tierpopulationen führen können. Die Einschätzungen sind aus diesem Grund nicht immer nachvollziehbar.

Diese Problematik zeigte sich im vorliegenden Fall besonders ausgeprägt. Amphibien und Reptilien unterliegen als poikilotherme Arten mit einer starken Klimaabhängigkeit erheblichen natürlichen Fluktuationen. Dies betrifft den Arealrand in besonderem Maße. Jährliche Klimaschwankungen können dazu führen, dass sich temporäre Ausbreitungsbrücken für eine Art öffnen oder Randpopulationen ausgelöscht werden (BÖHME 1989). Die Einschätzung von Vorposten ist somit nicht nur der Bewertung des Bearbeiters überlassen, sondern ist, je nach bearbeiteter Gruppe, auch klimaabhängig.

Ein wichtiges Ziel der vorliegenden Überarbeitung ist daher die klare Definition von Vorposten, die den Einsatz dieses Kriteriums nachvollziehbar und unproblematisch macht. Um dies zu erreichen, wurde das Vorpostenkriterium aus dem bestehenden Kriteriensystem herausgelöst und in eine eigene Kategorie gestellt. Das überarbeitete Kategorien- und Kriterienschema wird nachfolgend kurz vorgestellt.

Begriffsdefinitionen:

● **Gesamtareal/-verbreitungsgebiet:**

- Areal, in dem die betreffende Art heimisch ist

● **Gesamtbestand/-population:**

Bestand einer Art im Gesamtareal

● **Hauptbestand/-population:**

$\frac{2}{3}$  des Gesamtbestandes

● **Hauptareal/-verbreitungsgebiet:**

geschlossenes Areal

● **Arealzentrum:**

geschlossenes, zentral gelegenes Kernareal

● **Vorposten:**

Populationen, die dauerhaft vom Hauptverbreitungsgebiet isoliert sind oder eigenständige Evolutionseinheiten darstellen (reliktäre Populationen und isolierte disjunkte Teilareale)

● **Kategorien:**

!! in besonderem Maße verantwortlich:

Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Folge für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweites Erlöschen bedeuten würde. Eines der folgenden Kriterien muss erfüllt sein:

- im Bezugsraum endemisch oder innerhalb eines kleinen Areals endemisch, an dem der Bezugsraum Anteil hat (Arealanteil  $> \frac{3}{4}$ );

- $> \frac{1}{3}$  des Gesamtareals (des Weltbestandes) im Bezugsraum und der Bezugsraum liegt im Arealzentrum;

- Art in mindestens  $\frac{2}{3}$  des Gesamtareals nachweisbar vom Aussterben bedroht (IUCN-Kategorie CR: critically endangered) oder in mindestens 90 % des Gesamtareals nachweislich stark gefährdet (IUCN-Kategorie EN: endangered) und Bezugsraum innerhalb des Hauptareals.

(!!) in besonderem Maße für Vorposten verantwortlich:

Diese Kategorie gilt, wenn im Bezugsraum sich mindestens eine reliktäre Population bzw. ein disjunktes Teilareal geringer Größe der betreffenden Art befindet, und eines oder mehrere der folgenden Kriterien erfüllt sind:

- Population/Teilareal dauerhaft durch geografische Barrieren vom Hauptverbreitungsgebiet isoliert;

- Population/Teilareal mindestens das zehnfache der maximalen, innerhalb von 10 Jahren erreichbaren Ausbreitungsdistanz, jedoch mindestens 100 km von der nächst gelegenen Population entfernt;

- Vorposten erfüllen die Kriterien für eigenständige Evolutionseinheiten. Diese Kriterien sind erfüllt, wenn die nuklearen Allelfrequenzen, sich zwischen

Vorposten und Hauptareal signifikant unterscheiden. Zusätzlich müssen private mitochondrial vererbte Allele (mtDNA) vorhanden sein, die eine Monophylie sowohl für den Vorposten als auch das Hauptareal belegen.

! stark verantwortlich:

Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweite Gefährdung stark erhöhen würde. Eines der folgenden Kriterien muss erfüllt sein:

- Arealanteil im Bezugsraum  $> \frac{1}{3}$  des Gesamtverbreitungsgebietes (Anteil an der Gesamtpopulation  $> \frac{1}{3}$ );

- Arealanteil im Bezugsraum zwischen  $\frac{1}{10}$  und  $\frac{1}{3}$  des Gesamtareals der Art und Bezugsraum im Arealzentrum (Anteil an Gesamtpopulation  $\frac{1}{10} - \frac{1}{3}$  und Lage im Arealzentrum);

- Art in mindestens  $\frac{2}{3}$  ihres Gesamtareals nachweisbar gefährdet (IUCN-Kategorie VU: vulnerable) oder selten und Bezugsraum im Hauptareal (bzw. Hauptbestand befindet sich im Bezugsraum).

Während die Kategorien !! und ! weitgehend unverändert blieben, stellt die Einführung der Kategorie (!!) eine grundlegende Weiterentwicklung der von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) vorgestellten Kategorien dar. Auf die Ausweisung geringerer Verantwortlichkeit, wie sie von WELK & HOFFMANN (2000) vorgeschlagen wurde, wird in Anlehnung an SCHNITTLER & LUDWIG (1996) verzichtet.

Die Formulierung eindeutiger Regeln und Richtwerte für eine Vorpostendefinition stellt sich als schwierig dar, da verschiedene Tierarten oder auch ganze Taxa unterschiedliche Ausbreitungskraft besitzen. Grundsätzlich lässt sich eine Verantwortlichkeit für Vorposten nur dann rechtfertigen, wenn es sich um reliktäre Populationen oder kleine, disjunkte Teilareale von Arten handelt, deren Areal auf Grund natürlicher oder anthropogener Faktoren aufgesplittet wurde. Für vorgeschobene Außenposten von Arten, die sich in Ausbreitung befinden, besteht keine Veranlassung, eine besondere Verantwortlichkeit zu übernehmen. Hierzu werden auch Außenposten gezählt, die durch erfolgreiche Aussetzungen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen (z. B. Wiederansiedlungsprojekte) entstanden sind. Allerdings besteht dann gegebenenfalls aus anderen Gründen eine Verantwortung, den dauerhaften Erfolg der Naturschutzmaßnahme und damit des Mitteleinsatzes sicherzustellen.

Bei der Beurteilung der Verantwortlichkeit für Vorposten sollte deren Besonderheit und damit Bedeutung für die Erhaltung der genetischen Vielfalt der Art gut belegt werden. Um sicherzustellen, dass eine ausreichende Wahrscheinlichkeit besteht, dass eine Population eine eigenständige genetische Entwicklung durchläuft, ist zu prüfen, ob der Vorposten eindeutig und über längere Zeiträume von anderen Populationen isoliert ist.

In der neueren Literatur werden zwei Begriffe zur Bezeichnung von naturschutzrelevanten genetischen Einheiten unterschieden: „Management units“ und „Evolutionary significant units“ (eigenständige Evolutionseinheiten) (MORITZ 1994). Bei „Management units“ handelt es sich um Populationen, bei denen ein genetischer Austausch zwar besteht, aber so gering ist, dass sie funktional unabhängig voneinander sind. Sie stellen die relevanten Einheiten für auf kurze Zeiträume ausgelegte, konkrete Managementmaßnahmen dar. „Evolutionary significant units“ dienen dagegen der Prioritätensetzung im Naturschutz, entsprechen also der Philosophie, die auch der Verantwortlichkeit von Arten zu Grunde liegt.

Der dargestellte Hintergrund kommt in dem hier vorgestellten Kategorien- und Kriteriensystem darin zum Ausdruck, dass zum einen geografische Barrieren, zum anderen auch eine Mindestdistanz zwischen Vorpostenpopulation und weiteren Populationen für erhöhte Verantwortlichkeit als qualifizierend angesehen werden. Geografische Barrieren werden dabei als dauerhaft nicht überwindbare Räume wie z. B. Wasserscheiden für limnische Organismen oder nicht überwindbare Gebirge definiert. Sind solche Barrieren nicht vorhanden, ist das Kriterium der Mindestdistanz zu verwenden. Als absolute Mindestdistanz wurden unabhängig vom Ausbreitungsvermögen 100 km gewählt, um auch bei Ausbreitungsschwachen Arten einen genetischen Austausch durch zufällige Verschleppungen auszuschließen.

Räumliche Trennung nach den vorgegebenen Kriterien ist nur dann irrelevant, wenn genetisch nachgewiesen wurde, dass der Vorposten eine eigenständige Evolutionseinheit darstellt. Als Kriterien zur Anerkennung als eigenständige Evolutionseinheit müssen Vorposten und Hauptareal private mitochondriale (mtDNA) Allele und signifikante Unterschiede in Allelfrequenzen nuklearer Genorte aufweisen. Die privaten mtDNA Allele müssen außerdem eine Monophylie sowohl für den Vorposten als auch das Hauptareal belegen (MORITZ 1994). Um nachweisen zu können,

dass Allele diagnostisch für eine eigenständige Evolutionseinheit sind, werden große Stichproben benötigt. Anhand von Modellbetrachtungen empfiehlt WALSH (2000) mindestens 59 Individuen.

Bisher nicht diskutiert wurde die Frage, ob aus dem Vorhandensein einer isolierten Vorpostenpopulation in einem Staat auch eine besondere Verantwortung für die gesamte Art abgeleitet werden sollte. Nach Auffassung der Autoren ist dies nicht vertretbar, da eine vitale und stabile Hauptpopulation in aller Regel für die Erhaltung der gesamten Art bedeutsamer ist als einzelne isolierte Vorposten. Ähnlich wie von SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) für die Gefäßpflanzen-einstufung Mitteleuropas vorgeschlagen, wurde daher das Vorpostenkriterium aus dem für die Hauptarealbewertung verwendeten Kriterienschlüssel herausgelöst. Durch diese Trennung wird es möglich, dass ein Staat sowohl eine erhöhte Verantwortung für die Erhaltung von Populationen im Hauptareal als auch zusätzlich für isolierte Vorposten zugewiesen bekommt. Welche Populationen in diesem Fall für spezifische Schutz- und Managementmaßnahmen auszuwählen sind, ist dann durch naturschutzfachliche Detailanalysen zu klären.

Da die Einschätzung der Verantwortlichkeit unter globalen Gesichtspunkten erfolgt, sieht sich der Bearbeiter in den meisten Fällen mit Daten unterschiedlicher Qualität konfrontiert. Flächendeckende Erhebungen liegen auf globaler bzw. europäischer, aber oftmals auch auf nationaler Ebene nur in wenigen Fällen vor. Dies betrifft weniger große, attraktive Säugerarten oder Arten der Herpetofauna als Arten der Insekten oder anderer Wirbelloser. Als besonders wichtig stellt sich die Frage nach flächendeckenden Erhebungen bei der Ausweisung von Vorposten. Vorposten sollten nicht anhand von Zufallsfunden ausgewiesen werden. Bei mangelhafter Datenlage sollte eine vorläufige Einschätzung der Verantwortlichkeit erfolgen, diese aber als solche kenntlich gemacht werden. Damit kann aufgezeigt werden, welche Arten einer umfassenden Bearbeitung bedürfen.

Das hier vorgestellte Kategorien- und Kriteriensystem bietet ähnlich dem von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) beschriebenen System die Möglichkeit, wahlweise Bestandsdaten oder Daten der räumlichen Verbreitung zu verwenden. Die Berücksichtigung von internationalen Bestandsdaten ermöglicht eine wesentlich genauere Einschätzung der Bedeutsamkeit nationaler Vorkommen als die Verwendung ausschließlich qualitativer Daten. Allerdings liegen quantitati-

ve Daten aus dem gesamten Verbreitungsgebiet einer Art nur in den seltensten Fällen vor.

### 3 Verantwortlichkeit Deutschlands für Amphibien- und Reptilienarten

#### 3.1 Übersicht

Die Verantwortlicheinschätzung für alle in Deutschland heimischen Amphibien und Reptilien (STEINICKE et al. in Vorber.) wird in der Tab. zusammengefasst. Bei 5 der insgesamt 14 heimischen Reptilienarten bestehen in Deutschland Vorposten, die die hier aufgestellten Kriterien erfüllen. Dem vorgestellten Kategorien- und Kriteriensystem zufolge ist Deutschland demnach „in besonderem Maße für diese Vorposten verantwortlich: (!)“. Erhöhte Verantwortlichkeit nach den Kriterien der Kategorien in besonderem Maße verantwortlich: !! und stark verantwortlich: ! besteht für keine in Deutschland heimische Reptilienart. Anders stellt sich das Bild bei den insgesamt 21 in Deutschland heimischen Amphibienarten dar. Während nur vom Springfrosch (*Rana dalmatina*) Vorposten in Deutschland zu finden sind, wurde für fünf Amphibienarten auf Grund des Arealanteils Deutschlands starke Verantwortlichkeit: ! eingeschätzt. Eine Einstufung in die Kategorie in besonderem Maße verantwortlich: !! konnte auch hier nicht erfolgen. Einzelne Abweichungen gegenüber vorläufigen Einstufungen anderer Autoren (MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997, BENZLER 2001) beruhen in erster Linie auf bisher fehlenden eindeutigen Definitionen von Vorposten bzw. den hierfür erforderlichen Kriterien. Sie werden an anderer Stelle (STEINICKE et al. in Vorber.) diskutiert.

Auffällig ist, dass für zwei Arten, die in Deutschland als vom Aussterben bedroht gelten und in den FFH-Anhängen II und IV zu finden sind (PETERSEN et al. 2000), nach unseren Kriterien keine erhöhte Verantwortlichkeit eingeschätzt wurde. Dies betrifft die Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) und die Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), was jedoch nicht bedeutet, dass für diese beiden Arten auf nationaler Ebene kein Handlungsbedarf besteht. Insbesondere die FFH-Richtlinie verpflichtet zu besonderen Schutzanstrengungen für diese Arten. Dieses Beispiel macht deutlich, dass das Fehlen erhöhter Verantwortlichkeit keinesfalls dazu führen darf, dass bestehende Naturschutzmaßnahmen eingestellt oder vermindert fortgeführt werden. Die Einschätzung erhöhter Verantwortlichkeit kann also in der Regel nur die Notwendigkeit zur Verstärkung bestehender Engagements bedeuten.



et al. 1996, MEYER 1997, PODLOUCKY 1997). GROSSENBACHER (1997) gibt noch ein Vorkommen des Springfroschs im niedersächsisch-holländischen Grenzgebiet an. Andere Autoren, insbesondere PODLOUCKY (1997), bestätigen dieses Vorkommen jedoch nicht. Teile Sachsens sind relativ dicht besiedelt. Schwerpunkte bilden hier das Leipziger Land und das Elbtal bei Dresden (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994, GÜNTHER et al. 1996). In Nordrhein-Westfalen tritt der Springfrosch im Bereich der Niederrheinischen Bucht bei Bonn in zum Teil individuenstarken Populationen auf. Das Saarland ist relativ flächig besiedelt. Die dortigen Populationen haben Anschluss an die französischen Vorkommen. In Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg sind entlang des Rheins bis ins Neckarland Bestände zu finden. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist Hessen kaum besiedelt (GÜNTHER et al. 1996). In Bayern ist der Springfrosch sehr ungleichmäßig verbreitet. Obwohl weite Teile Bayerns be-

siedelt sind, ist er oftmals als sehr seltene Art zu betrachten. Es existieren Belege für das Gebiet entlang der Mainlinie, Unter- und Oberfranken. Im Mittelfränkischen Becken fehlt der Springfrosch teilweise. Weitere Schwerpunkte finden sich in Südbayern. Diese liegen im mittleren und östlichen Alpenvorland, den Inn-Isar-Schotterplatten, dem östlichen Bayerischen Hügelland und dem südöstlichen Vorland des Bayerischen Waldes (GÜNTHER et al. 1996, KUHN et al. 1997).

Die norddeutschen Populationen sind, wie auch die anderen Populationen nördlich der Mainlinie, als Relikte postglazialer Wärmeperioden zu betrachten (GÜNTHER et al. 1996). KUHN et al. (1997) vermuten, dass auch die bayerischen Populationen Relikte darstellen.

Weltweit unterliegt der Springfrosch keiner Gefährdung (IUCN 2000). Im südlichen Bereich seines Verbreitungsareals, so auch in Italien und auf dem Balkan, gilt er als häufige Art und ist nicht gefährdet (GROSSENBACHER 1997, PINCHERA

et al. 1997). Gleiches gilt für Griechenland (CHONDROPOULOS 1992). Im nördlichen Europa ist er auf Grund seines stark fragmentierten Areals und seiner lokalen Seltenheit als gefährdet eingestuft (GROSSENBACHER 1997). Dies gilt sowohl für Deutschland (BEUTLER et al. 1998), als auch für Österreich (KRONE 2000), die Schweiz (GROSSENBACHER 1994, KRONE 2000) und Dänemark (INGELÖG et al. 1993). In Schweden gilt er als stark gefährdet (INGELÖG et al. 1993). In Polen wird er als selten eingestuft, da nur im Süden des Landes vereinzelte Populationen vorhanden sind (GLOWACINSKI 1992, INGELÖG et al. 1993). In Frankreich ist er ungefährdet und weit verbreitet (CORBET 1989, GUYETANT 1997).

Weder die internationale Gefährdungssituation des Springfroschs noch der Arealanteil bzw. die Areallage Deutschlands rechtfertigen eine Einstufung in die Kategorie II – in besonderem Maße verantwortlich oder die Einstufung in die Kategorie I – stark verant-

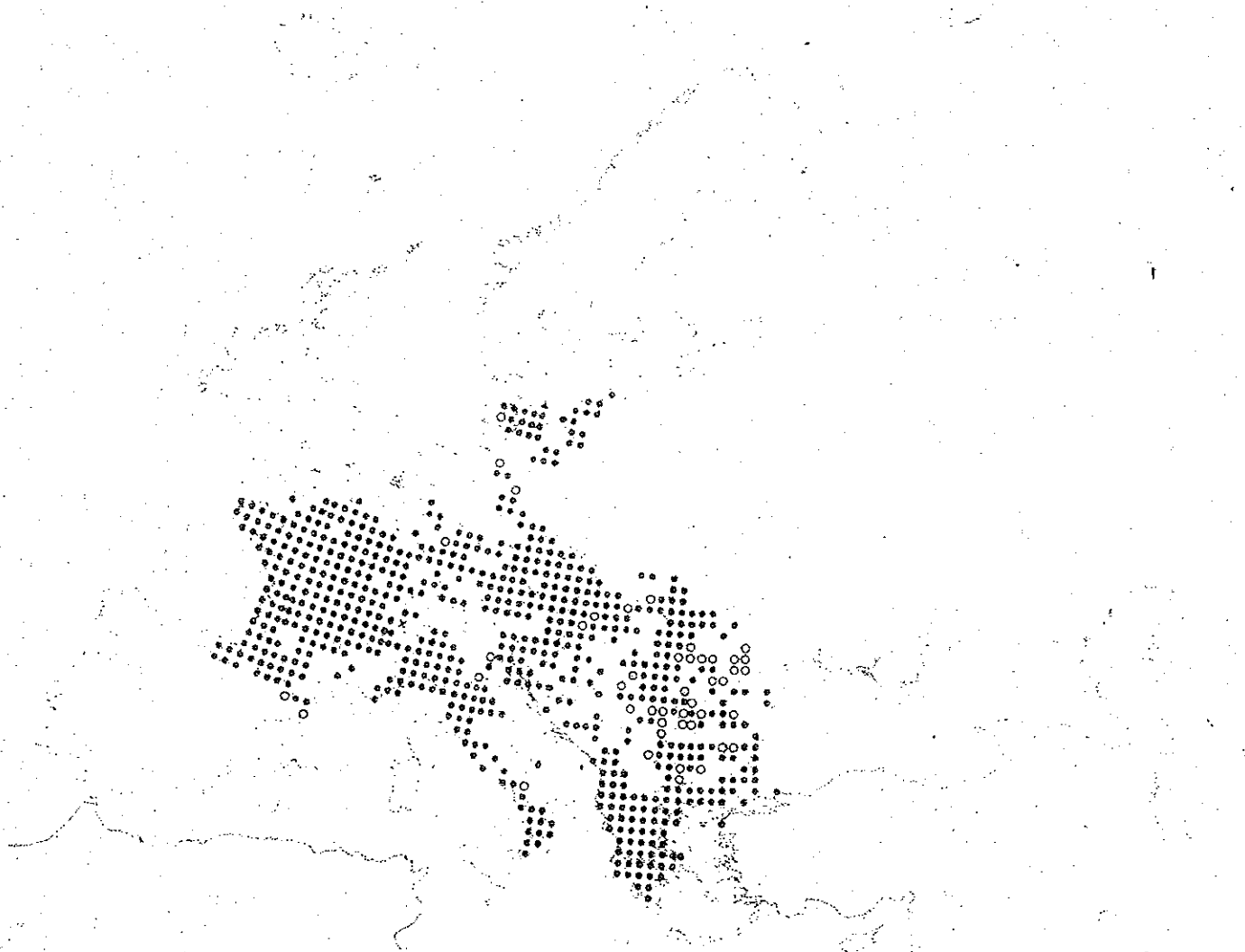


Abb. 1: Gesamtareal des Springfroschs (*Rana dalmatina*), verändert nach GASC et al. (1997). Nachweis: ● = nach 1970; ○ = vor 1970; x = ausgestorben.

Fig 1: Distribution area of the agile frog (*Rana dalmatina*), modified after GASC et al. (1997). Species sighted: ● after 1970; ○ only until 1970; x species extinct.

wortlich. Allerdings macht das fragmentierte Verbreitungsareal des Springfroschs ein Zutreffen von Vorpostenkriterien wahrscheinlich. Bei genauer Prüfung der Mindestdistanzen bzw. der geografischen Isolation sind nur die Mecklenburgischen Vorkommen als Vorposten zu definieren. Die Reliktpopulationen auf dem Darß bzw. auf Rügen, die gemeinsam als ein Populationskomplex aufgefasst werden, sind nach Norden hin durch die Ostsee unüberwindbar abgetrennt. Nach Südwesten ist das Distanzkriterium erfüllt, da die nächstgelegenen Populationen im Hamburger Raum bzw. der Lüneburger Heide weit außerhalb des Radius von 100 km liegen. Als Mindestdistanz wurde die 100-km-Grenze gewählt, da Amphibien zu den wenig mobilen Arten zu zählen sind. Für die Vorkommen im Norden Mecklenburg-Vorpommerns wird daher (!) – **erhöhte Verantwortlichkeit für Vorposten** eingeschätzt. Auf alle anderen deutschen Vorkommen ist keines der diskutierten

Kriterien zutreffend. Die niedersächsischen Vorkommen im Umkreis von Hamburg unterschreiten die Mindestdistanz zu den nächstgelegenen Populationen in der Braunschweiger Umgebung. Diese unterschreiten wiederum die Distanz zu den sachsen-anhaltinischen Populationen. Als möglicher Vorposten stellt sich noch das Vorkommen in Nordrhein-Westfalen dar. Die nächstgelegenen Populationen liegen hier im Saarland. Zwar wird die Mindestdistanz von 100 km nur wenig unterschritten, aber für die saarländischen, hessischen und baden-württembergischen Populationen besteht potenziell Anschluss über Flussniederungen, so dass die nordrhein-westfälischen Vorkommen nicht als Vorposten eingeschätzt werden.

Obwohl keine Unterarten des Springfroschs bekannt sind, besteht dennoch die Möglichkeit, dass seit dem Rückzug dieser Art innerhalb der Isolate genetische Varietäten entstanden sind. Morphologische und ökologische Indizien,

die diese Vermutung untermauern, werden von KUHN et al. (1997) diskutiert. Da allerdings bisher keine weiter gehenden Untersuchungen diese Vermutung erhärten, kann bis auf weiteres die Einschätzung der Vorposten nur anhand der geografischen Isolation bzw. der Mindestdistanz erfolgen.

### 3.2.2 Östliche Smaragdeidechse – *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768) – 1 (!!)

Die Östliche Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) ist eine der zwei in Deutschland vorkommenden Arten des *Lacerta viridis*-Komplexes. Auf Grund genetischer Untersuchungen ziehen AMANN et al. (1997) die Grenze zwischen den Verbreitungsgebieten von *L. bilineata* und *L. viridis* in Venetien bzw. Slowenien. Der Arealrand von *Lacerta viridis* verläuft demnach im Westen über Bayern, Österreich und Slowenien, und im Norden über die brandenburgische Region und

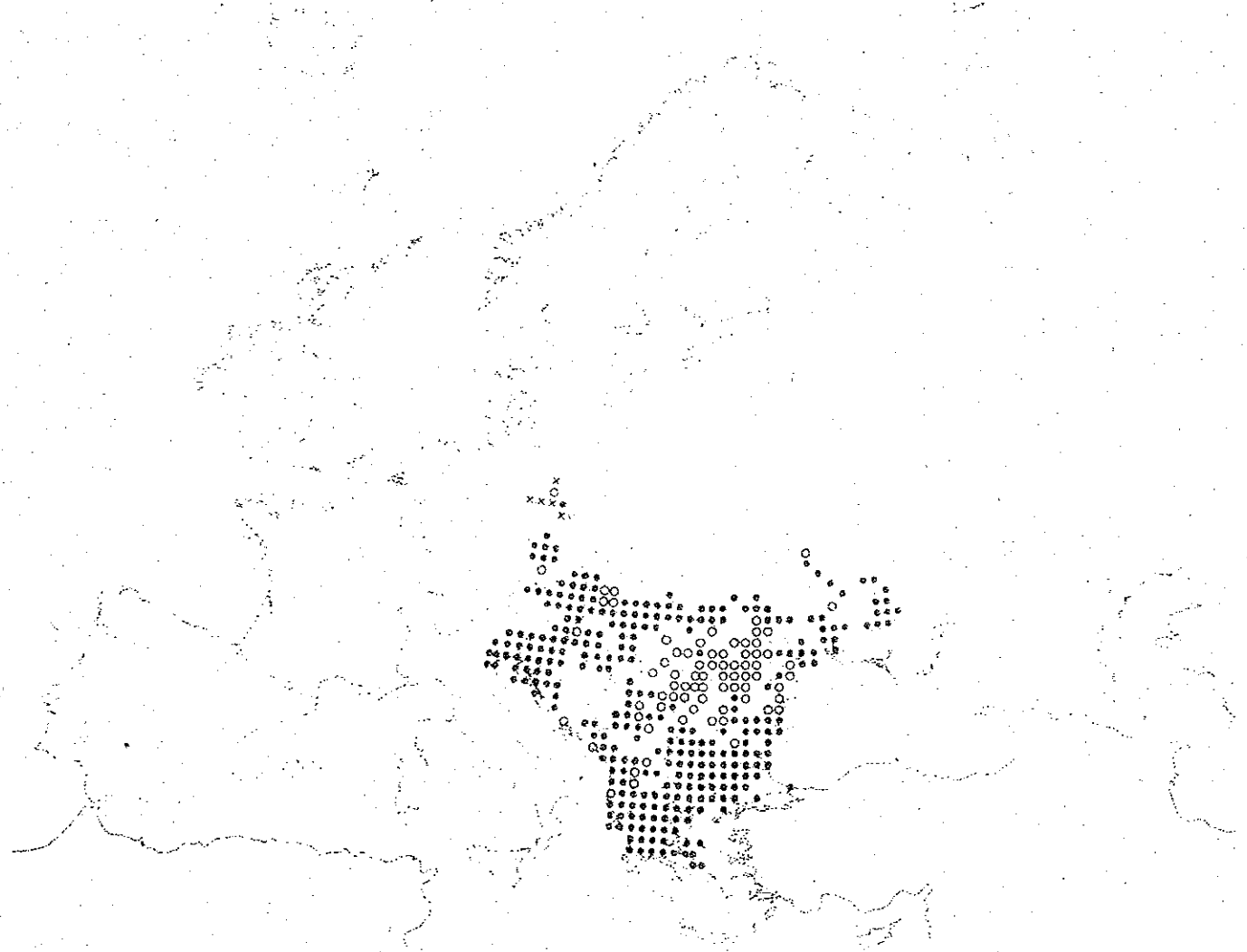


Abb 2: Gesamtareal der Östlichen Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), verändert nach GASC et al. (1997). Nachweis: ● = nach 1970; ○ = vor 1970; × = ausgestorben.

Fig. 2: Distribution area of the eastern green lizard (*Lacerta viridis*), modified after GASC et al. (1997). Species sighted: ● after 1970; ○ only until 1970; × species extinct.

Tschechien (Abb. 2, S. 77); neuere Nachweise aus Polen fehlen. Sie ist weiterhin von der Slowakei, Ungarn, Kroatien, Bosnien-Herzegowina und Jugoslawien bis nach Albanien und Mazedonien im Süden verbreitet (RYKENA 1991, AMANN et al. 1997, NAULLEAU 1997).

In Deutschland ist die Östliche Smaragdeidechse auf zwei Regionen beschränkt. Das südliche Vorkommen bei Passau schließt sich nahezu lückenlos an das geschlossene Verbreitungsareal im österreichischen Donauraum an und ist als westlicher Ausläufer dieses Areals zu betrachten (RYKENA et al. 1996, AMANN et al. 1997). Völlig vom Hauptareal isoliert sind die Vorkommen in Brandenburg. Sie sind zu den nördlichsten Verbreitungspunkten der Östlichen Smaragdeidechse zu zählen. Vermutlich wanderte *L. viridis* noch vor dem postglazialen Wärmeoptimum vom Südosten her in die Gebiete des heutigen Brandenburg ein und wurde durch klimatische Veränderungen und die Ausbildung dichter Laubwälder im Zuge des Atlantikums zurückgedrängt und isoliert (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994). Der heutige Zustand vieler Populationen des brandenburgischen Vorkommens ist unklar. Viele dieser Populationen sind in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen oder sogar erloschen. Als aktuelle anthropogene Gefährdungsursachen sind vor allem Aufforstung und natürliche Verbuchung sowie Biocideinsatz und Bebauung der Habitate zu nennen (BLAB et al. 1994, SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994, RYKENA et al. 1996).

Die Gefährdung von *L. viridis* in ihrem Verbreitungsareal ist unterschiedlich. Auf dem Balkan und in Ungarn ist sie vermutlich nicht gefährdet (CORBETT 1989). Für das Gebiet des ehemaligen Jugoslawien wurde sie von RADOVANOVIC (1964) als häufige Art beschrieben. Ungefährdet ist sie auch in Griechenland (CHONDROPOULOS 1992). Für Tschechien und die Slowakei wurde die Östliche Smaragdeidechse von CORBETT (1989) noch nicht als besonders gefährdet betrachtet. Inzwischen ist sie aber in Tschechien in der Roten Liste als stark gefährdet eingestuft (NEČAS et al. 1997). Stark gefährdet ist *L. viridis* auch in Österreich (GRILLITSCH & GRILLITSCH 1984, CORBETT 1989, GRILLITSCH & CABELA 1992, TIEDEMANN & HÄUPL 1994, KRONE 2000). Am Nordrand ihres Verbreitungsgebietes, in Deutschland, gilt sie als vom Aussterben bedroht (BEUTLER et al. 1998). Der Status der polnischen Vorkommen ist unklar (GLOWACINSKI 1992, NETTMANN pers. Mitt.). Da auch diese Populationen Reliktpopulationen am nördlichen Arealrand darstellen, ist jedoch mit einer entsprechend hohen Gefährdung zu rechnen. International ist der

Status von *L. viridis* ähnlich schwierig einzuschätzen wie der von *L. bilineata*. Da das Verbreitungsgebiet des gesamten Komplexes abgehandelt wird, kann eine Einschätzung der Gefährdung nicht zweifelsfrei erfolgen (IUCN 2000, WCMC 2000). Eine starke Gefährdung von *L. viridis* liegt jedoch nur am Nordrand ihres Verbreitungsareals vor. Aus diesem Grund ist anzunehmen, dass sich am Status der Östlichen Smaragdeidechse auch nach Herauslösen von *Lacerta bilineata* nichts Wesentliches ändert.

Internationale Gefährdung und Arealanteil Deutschlands rechtfertigen weder eine Einstufung in die Kategorie !! – in besonderem Maße verantwortlich noch in die Kategorie ! – stark verantwortlich. Auf die Vorkommen in Brandenburg treffen jedoch Vorpostenkriterien zu. Zwischen den Populationen Brandenburgs und den südlich davon liegenden Populationen Tschechiens liegt eine ausreichende Distanz, die einen genetischen Austausch hochgradig unwahrscheinlich macht. Auch die Mindestdistanz von 100 km wird nicht unterschritten. Eine Unterschreitung der Mindestdistanz liegt jedoch wahrscheinlich zu den eventuell noch bestehenden polnischen Vorkommen vor. Da auch diese polnischen Populationen ebenso wie die brandenburgischen Vorkommen von den südlichen Populationen in Tschechien isoliert sind, können beide Vorkommen als gemeinsamer Vorposten eingeschätzt werden. Die Vorposteneinschätzung kann gesichert nur über das Distanzkriterium erfolgen, da vorhandene geografische Barrieren wie das Erzgebirge oder das Elbsandsteingebirge über das Elbtal theoretisch überwindbar sind. Wie die Auswertung der Verbreitungskarten von *Lacerta viridis* in Tschechien zeigt, ist dies jedoch kaum anzunehmen, zumal es sich bei den tschechischen Vorkommen ebenfalls um mehr oder weniger stark isolierte Reliktpopulationen handelt (NEČAS et al. 1997). Diese Tatsache untermauert den Vorpostenstatus für die brandenburgischen und polnischen Populationen. Nach der vorangestellten Argumentation ist für die brandenburgischen (und polnischen) Vorkommen der Östlichen Smaragdeidechse abschließend einzuschätzen, dass Deutschland (und Polen) (!!) – in besonderem Maße verantwortlich für vorhandene Vorposten sind.

#### 4 Zusammenfassung

Die von SCHNITTLER et al. (1994) erstmals in Deutschland eingeführten Kategorien und Kriterien zur Verantwortlichkeit wurden mit besonderem Hinblick auf Anwendbarkeit auf Taxa der Fauna überarbeitet und verändert. Es erwies sich als notwendig, das problematische Vorposten-

tenkriterium aus dem bestehenden System herauszulösen und als eigene Kategorie zu betrachten. Demzufolge ist nach der Überarbeitung nun die Einschätzung einer erhöhten Verantwortlichkeit insgesamt drei Kategorien möglich: !! – in besonderem Maße verantwortlich, (!!) – in besonderem Maße für vorhandene Vorposten verantwortlich und ! – stark verantwortlich.

Während sich an den Kategorien !! und ! im wesentlichen nichts geändert hat, wurden für die Kategorie (!!) neue Kriterien entworfen und formuliert. Verantwortlichkeit für Vorposten ist gegeben, wenn das betreffende Vorkommen geografisch isoliert ist, eine Mindestdistanz zu benachbarten Vorkommen nicht unterschritten wird oder wenn gezeigt werden kann, dass die Vorposten genetisch eigenständige Evolutionseinheiten darstellen. Die Verantwortlichkeiten für alle in Deutschland heimischen Amphibien- und Reptilienarten wurden anhand des hier vorgestellten Kategorien- und Kriteriensystems bestimmt. Für fünf Amphibienarten besteht starke Verantwortlichkeit, für eine Amphibien- und fünf Reptilienarten besteht in besonderem Maße Verantwortlichkeit für Vorposten. Am Beispiel der Arten Springfrosch und Östliche Smaragdeidechse wird die Anwendung des Systems ausführlich beschrieben.

#### Summary

In 1994 SCHNITTLER et al. first published a system of categories and criteria for classifying national responsibility for the conservation of species. In the work reported in the present article, we modified these categories and criteria to make the system broadly applicable to animal taxa. It was found necessary to treat the criterion of responsibility for geographically isolated populations as a separate category. These modifications resulted in the following revised system of categories: !! – highest responsibility, (!!) – highest responsibility for geographically isolated populations/distribution areas, ! – high responsibility.

Responsibility for geographically isolated populations results if one or several of the following three criteria apply. 1) Isolation is caused by geological barriers. Mountain chains, a sound, or a watershed for limnic organisms are examples of such barriers. 2) The relevant population is separated from neighbouring populations by a distance that is at least 10 times the maximal dispersal distance that can be covered within 10 years. 3) The geographically isolated populations are shown to be evolutionary significant units (sensu MORITZ 1994). In this case the degree of spatial isolation is irre-

levant. We tested the system for all amphibians and reptiles in Germany. Germany has high responsibility for five amphibian species and highest responsibility for isolated distribution areas of one amphibian and five reptile species. The present article discusses the application of the system for two species (*Rana dalmatina* and *Lacerta viridis*).

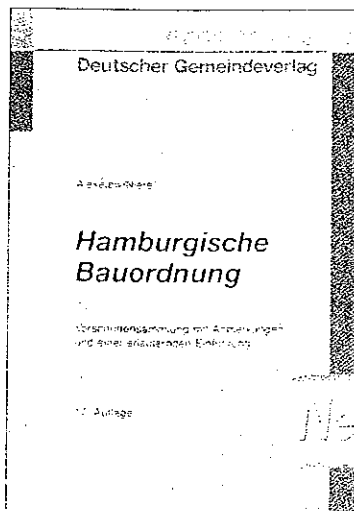
## 5 Literatur

- AMANN, T.; RYKENA, S.; JOGER, U.; NETTMANN, H. K. & VEITH, M. (1997): Zur innerartlichen Trennung von *Lacerta bilineata* Daudin, 1802 und *L. viridis* (Laurenti, 1768). *Salamandra* 33 (4): 255–268.
- BAST, H.-D. (1997): Zur aktuellen Verbreitung des Springfrosches (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1840) in Mecklenburg-Vorpommern. – In: KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H.: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation. RANA Sonderheft 2. Natur & Text. Rangsdorf: 67–70.
- BENZLER, A. (2001): Seltene, bedrohte und endemische Tier- und Pflanzenarten – Auswahl von Artengruppen und Arten für ein bundesweites Naturschutzmonitoring. *Natur und Landschaft* 76 (2): 70–87.
- BEUTLER, A.; GEIGER, A.; KORNAKER, P. M.; KÜHNEL, K.-D.; LAUFER, H.; PODLOUCKY, R.; BOYE, P. & DIETRICH, E. (1998): Rote Liste der Kriechtiere (*Reptilia*) und Rote Liste der Lurche (*Amphibia*). – In: BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKA, H. & PRETSCHER, P. (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 55: 48–52.
- BLAB, J.; GÜNTHER, R. & NOWAK, E. (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (*Reptilia*). – In: NOWAK, E.; BLAB, J. & BLESS, R. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 42: 109–124.
- BÖHME, W. (1989): Klimafaktoren und Artenrückgang am Beispiel mitteleuropäischer Eidechsen (*Reptilia: Lacertidae*). *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 29: 195–202.
- BOYE, P. & BAUER, H.-G. (2000): Vorschlag zur Prioritätenfindung im Artenschutz mittels Roter Listen sowie unter arealkundlichen und rechtlichen Aspekten am Beispiel der Brutvögel und Säugetiere Deutschlands. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 65: 71–88.
- CHONDROPOULOS, B. (1992): List of amphibians and reptiles of Greece. – In: KARANDINOS, M. (Ed.): *The Red Data Book of Threatened Vertebrates of Greece*. Hellenic Zoological Society. Athen: 92–96.
- CORBETT, K. (1989): *Conservation of European Reptiles and Amphibians*. Helm. London. 274 pp.
- GASC, J.-P.; CABELA, A.; CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J.; DOLMEN, D.; GROSSENBACHER, K.; HAFNER, P.; LESCURE, J.; MARTENS, H.; MARTÍNEZ RICA, J. P.; MAURIN, H.; OLIVEIRA, M. E.; SOFIANIDOU, T. S.; VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (Eds.) (1997): *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN) Paris: 169 pp.
- GLOWACINSKI, Z. (1992): *Polska czerwona księga zwierząt – Polish Red Data Book of animals*. Panstwowe Wydawnictwo Rolnicze i Lesne. Warszawa. 351 pp.
- GRILLITSCH, H. & CABELA, A. (1992): Die Arealgrenzen der Reptilien in Kärnten (Österreich) dargestellt durch den Verlauf ausgewählter klimatischer Iso- und Grenzlinien. *Herpetozoa* 5 (1/2): 41–49.
- GRILLITSCH, B. & GRILLITSCH, H. (1984): Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien im Gebiet des Neusiedlersees (Burgenland, Österreich) unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im westlichen Schilfgürtel. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 86 B: 29–64.
- GROSSENBACHER, K. (1994): Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz. – In: DUELLI, P. (Red.): *Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.): 33–34.
- GROSSENBACHER, K. (1997): *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. – In: GASC, J.-P.; CABELA, A.; CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J.; DOLMEN, D.; GROSSENBACHER, K.; HAFNER, P.; LESCURE, J.; MARTENS, H.; MARTÍNEZ RICA, J. P.; MAURIN, H.; OLIVEIRA, M. E.; SOFIANIDOU, T. S.; VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (Eds.): *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN) Paris: 134–135.
- GROSSENBACHER, K. & HOFER, U. (1994): Rote Liste der gefährdeten Reptilien der Schweiz. – In: DUELLI, P. (Red.): *Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.): 31–32.
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Fischer. Jena. 825 S.
- GÜNTHER, R.; PODLOUCKY, J. & PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. – In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Fischer. Jena: 389–412.
- GUYETANT, R. (1997): Distribution and characteristics of the biology of the agile frog (*Rana dalmatina* Bonaparte) in France. – In: KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H.: *Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation*. RANA Sonderheft 2. Natur & Text. Rangsdorf: 39–43.
- INGELÖG, T.; ANDERSSON, R. & TJERNBERG, M. (1993): *Red Data Book of the Baltic Region. 1. Part – List of Threatened Vascular Plants and Vertebrates*. Swedish Threatened Species Unit. Uppsala: 95 pp.
- IUCN/INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2000): *The 2000 IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.redlist.org>.
- KRONE, A. (2000): Amphibien- und Reptilienschutz aktuell – Rote Listen. – <http://www.amphibienschutz.de/rotlist.htm> (August 2000).
- KUHN, J.; GNOTH-AUSTEN, F.; GRUBER, H.-J.; KRACH, J. E.; REICHHOLF, J. H. & SCHÄFFLER, B. (1997): Verbreitung, Lebensräume und Bestandssituation des Springfroschs (*Rana dalmatina*) in Bayern. – In: KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H.: *Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation*. RANA Sonderheft 2. Natur & Text. Rangsdorf: 127–142.
- MEYER, F. (1997): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) in Sachsen-Anhalt: aktueller Stand der Verbreitung und Kenntnisdefizite. – In: KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H.: *Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation*. RANA Sonderheft 2. Natur & Text. Rangsdorf: 83–89.
- MORITZ, C. (1994): Defining „evolutionary significant units“ for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 9: 373–375.
- 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.
- NAULLEAU, G. (1997): *Lacerta viridis* Laurenti, 1768. – In: GASC, J.-P.; CABELA, A.; CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J.; DOLMEN, D.; GROSSENBACHER, K.; HAFNER, P.; LESCURE, J.; MARTENS, H.; MARTÍNEZ RICA, J. P.; MAURIN, H.; OLIVEIRA, M. E.; SOFIANIDOU, T. S.; VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (Eds.): *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN) Paris: 266–267.
- NEČAS, P.; MODRY, D. & ZAVADIL, V. (1997): *Czech Recent and Fossil Amphibians and Reptiles. An Atlas and Field Guide*. Chimaera. Frankfurt. 94 S.
- PETERSEN, B.; HAUKE, U. & SSYMANK, A. (Bearb.) (2000): *Der Schutz von Tier- und Pflanzenarten bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie*. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 68: 186 S.
- PINCHERA, F.; BOITANI, L. & CORSI, F. (1997): Application of the terrestrial vertebrates of Italy of a system proposed by IUCN for a new classification of national Red List categories. *Biodiversity and Conservation* 6: 959–978.
- PODLOUCKY, R. (1997): Verbreitung und Bestandssituation des Springfroschs in Niedersachsen. – In: KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H. (Hrsg.): *Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation*. RANA Sonderheft 2. Natur & Text. Rangsdorf: 71–82.
- RADOVANOVIĆ, M. (1964): Die Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Jugoslawien. *Senck. biol.* 45 (3/5): 553–561.
- RYKENA, S. (1991): Kreuzungsexperimente zur Prüfung der Artgrenzen im Genus *Lacerta sensu stricto*. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 67 (1): 55–68.
- RYKENA, S.; NETTMANN, H.-K. & GÜNTHER, R. (1996): Smaragdeidechse – *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768). – In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Fischer. Jena: 566–580.
- SCHIEMENZ, H. & GÜNTHER, R. (1994): *Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands (Gebiet der ehemaligen DDR)*. Natur & Text. Rangsdorf. 143 S.



VERLAG FÜR DIE ÖFFENTLICHE VERWALTUNG

## Bewährt und unerlässlich in der Praxis



Igor Alexejew/Ulrich Niere (Bearb.)

### Hamburgische Bauordnung

Vorschriftensammlung

17. Auflage 2002

360 Seiten. Kart.

€ 31,-

ISBN 3-555-15048-0

[www.kohlhammer-katalog.de](http://www.kohlhammer-katalog.de)

Wesentlicher Anlass für die Herausgabe der 17. Auflage dieser Vorschriftensammlung waren die vielfältigen Änderungen der für das Bauen in Hamburg maßgebenden Rechtsvorschriften und anderen Bestimmungen. So hat die Bauordnung selbst durch die beiden letzten Änderungsgesetze 52 Einzeländerungen erfahren. Inhaltlich wesentlich erweitert und neu erlassen wurde auch das Hamburgische Gesetz zur Erleichterung des Wohnungsbaus. Dieser Zusammenhang bot Anlass und Gelegenheit, nun auch die Anmerkungen zu den einzelnen Vorschriften sowie die Einführung in das Hamburgische Baurecht zu überarbeiten. Das Werk stellt damit weiterhin ein wichtiges, aktualisiertes Hilfsmittel für alle diejenigen dar, die im Bauwesen in Hamburg praktisch tätig sind.

**Kohlhammer** | Deutscher Gemeindeverlag

Deutscher Gemeindeverlag GmbH  
Jägersberg 17 · 24103 Kiel  
Tel. (04 31) 55 48 57 · Fax (04 31) 55 49 44

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, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. – In LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 28: 709–739.

SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P. & BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. *Natur und Landschaft* 69 (10): 451–459.

TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere (*Reptilia*) und Lurche (*Amphibia*). – In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend und Familie. Bd. 2: 67–74.

TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICHE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. 2. Fassung, Stand Dezember 1996. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 29 (9): 261–272.

WALSH, P. D. (2000): Sample size for the diagnosis of conservation units. *Conservation Biology* 14: 1533–1537.

WCMC/World Conservation Monitoring Centre (2000): Threatened Animals of the World. [http://www.wcmc.org.uk/data/database/rl\\_anml\\_combo.html](http://www.wcmc.org.uk/data/database/rl_anml_combo.html). 7. 12. 2000.

WELK, E. & HOPPMANN, M. H. (2000): Bewertung der Schutzrelevanz von Gefäßpflanzen in Deutschland aus arealkundlicher Sicht. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 65: 89–109.

### Danksagung

Wir danken Margret Binot-Hafke, BfN, für die Vorbereitung und Unterstützung des Projektes.

### Anschriften der Autoren

Dipl.-Biol. Henning Steinicke  
Institut für Zoologie  
Martin-Luther-Universität  
Halle-Wittenberg  
Domplatz 4  
06099 Halle  
E-Mail: [henning@steinicke.net](mailto:henning@steinicke.net)

Dr. Klaus Henle  
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle  
Projektbereich Naturnahe Landschaften  
und Ländliche Räume  
Permoserstraße 15  
04318 Leipzig

Dr. Horst Gruttke  
Bundesamt für Naturschutz (BfN)  
Konstantinstraße 110  
53179 Bonn

