



Von dem Waldrappen. Coruus fylvaticus.

Der vogel welches figurlicke bezeichnet stadt / wirt von den vög-
 lichen gemeinlich ein Waldrappe genant. darumb das er mit ein dorn walden woe-
 net. dar dar in hohen schreben / oder alten auß den thurnen vnd schloßstern us-
 stie / dannenher er auch ein Steinrappe genant wirt / vnd ander schrebe in Bayern vnd
 Straumack ein Klaufrappe / von den reifen vnd eugen klauen / daru dar er sein nist
 macht. In Lutringen vnd bey dem Paf-
 ren orten ein Waldrappe / als in Italien
 nennet binab gelassen / aufgenommen
 bey uns in erlichen hohen schloßstern bey d-
 liche weidstern binab gelassen habend.
 hassen. Welche haltend den für den Phe-
 dem Kappen ähnlich ist. er genant auch
 Tinnere. halter den Wasserappen die
 vnsere Waldrappe ist ein vogel. a
 führung nit ähnlich ist. das er mit dem
 er für in gelben gärten vnd maffelbete
 der große einer Sonnen. ganz schwarz
 beidst zu aber in an der nabe / furauf
 vermischt sein. Seine fuff sind auch ge-
 Der schwanz ist nit lang. vnd hat auß
 vnter ob die an allen vnd allezeit
 kornich in etlichen zu ge aber vnd in d-
 zu flößen. dann er die verborgen vnt
 tuchle rote dem. Sie glühend der vñ
 fuff fühlmen. Merckts nist er ein vñ
 vnter welche das im Schwanz nist
 magen verschmitten. hab zu aber ander
 den wenig den fruchtigen fhyden korn



nemend. Sy flind auch wirt / darauf Merckts für werdend. Dese vogel fliegend
 sit hoch. Die legend zwey oder drey eyer. Sy fliegend zum teit auf allen vöglen hin-
 weg. on zweyfel vnt den anfang des Brachmonats. Jec jungen etliche tag vordit er
 das sy fluck wordt auf dem nist genomem / mögend leylich außgezog vnd gesamt
 werden. also das sy in die lufft hinauf fliegend vnd schüßel widerumb heim komend.
 Jec jungen werdend auch zur speyß gelobt / vnd für einen schlaef gehalten. das sy ha-
 bend ein lieblich fleisch vnd wech geben. Dies vñ aber auf sie nist nistend / die lassend
 in einem yerlichen ene ligen. dann sy am nachgenden jar desto lieber wider komend.

Aussterben als ökologisches Phänomen

Laufener Seminarbeiträge 3/00

Zum Titelbild:

Historische Darstellung des Waldrapps (*Geronticus eremita*) aus GESNER (1669): Vollkommenes Vogel-Buch, 2. Aufl., unveränderter Nachdruck der Ausgabe von 1669; Hannover (Schlüter).
(Foto: Dr. Walter Joswig, Aufnahme im Alpenzoo Innsbruck, 1994)

Der Waldrapp war im Mittelalter im Mittelmeergebiet weit verbreitet und kam auch in den Alpenländern, in Bayern und Baden-Württemberg vor. Eine Abkühlung des Klimas und die Verfolgung durch den Menschen wegen seines schmackhaften Fleisches führten jedoch bereits im siebzehnten Jahrhundert zum Aussterben der süddeutschen und alpinen Populationen. Im zwanzigsten Jahrhundert bewirkte vor allem der Einsatz von DDT und anderen Bioziden weitere Bestandsverluste. Nachdem 1989 auch die türkische Population erlosch, existieren heute nur noch drei kleine Bestände von insgesamt wenigen hundert Tieren in Marokko.

Mit Informationskampagnen in der Bevölkerung und strengen Schutzbestimmungen in den noch existierenden Habitaten wird seit 1992 versucht, diese hochgradig gefährdete Art vor dem endgültigen Aussterben zu bewahren. In Deutschland ist vor allem die Stiftung Europäisches Naturerbe, Radolfzell, an den Schutzmaßnahmen aktiv beteiligt.

Laufener Seminarbeiträge 3/00

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175 - 0852

ISBN 3-931175-58-8

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL, Ref. 12) in Zusammenarbeit mit Dr. Josef Heringer (ANL)
Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: Christina Brüderl (ANL)

Farbseiten: Hans Bleicher, Laufen

Druck und Bindung:

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

Aussterben als ökologisches Phänomen

Gemeinsame Fachtagung
am 6./7. Oktober 1998
in der
Zoologischen Staatssammlung,
München

Seminarleitung:
Dr. Walter Joswig (ANL)
und
Prof. Dr. Josef Reichholf
(Zoologische Staatssammlung)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)
D-83406 Laufen/Salzach, Postfach 1261
Telefon (08682) 8963-0, Telefax (08682) 8963-17 (Verwaltung) und 8963-16 (Fachbereiche)
E-mail: Naturschutzakademie@t-online.de
Internet: <http://www.anl.de>

2000

Programm der Tagung		4
<hr/>		
Zusammenfassung der Tagung am 6./7. Oktober 1998 in München (Zoologische Staatssammlung)	Walter JOSWIG	5-7
<hr/>		
Der ganz normale Artentod Das Aussterben in der Erdgeschichte und in der Gegenwart	Josef H. REICHHOLF	9-15
<hr/>		
Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute	Hansjörg KÜSTER	17-24
<hr/>		
Verlust und Rückkehr von Arten - Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in den Wäldern	Helmut VOLK	25-35
<hr/>		
Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandsent- wicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern	Peter STURM	37-43
<hr/>		
Aussterbeszenarien und die Kunst des Überlebens	Paul MÜLLER	45-66
<hr/>		
Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche	Volker GRIMM	67-77
<hr/>		
Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefähr- dungsanalyse	Thomas STEPHAN	79-84
<hr/>		
Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populations- gefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier	Norbert DORNDORF, Walter ARNOLD, Fredy FREY-ROOS, Christian WISSEL und Volker GRIMM	85-91
<hr/>		
Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe	Martin DRECHSLER	93-100
<hr/>		
Bibliographie: Aussterben als ökologisches Phänomen	Gerti FLUHR-MEYER	101-123
<hr/>		

Programm der Tagung

Referenten	Referate
Dienstag, 6. Oktober 1998	
Prof. Dr. Gerhard Haszprunar, Direktor der Zoologischen Staatssammlung, München und Dr. Walter Joswig, ANL	Begrüßung, Einführung in das Thema
Prof. Dr. Josef Reichholf, Zoologische Staatssammlung, München	Der ganz normale Artentod
Dipl.-Biol. Axel Beutler, Planungsbüro Beutler, München	Das weltweite Aussterben von Großtieren am Ende der Eiszeit, in früher und mittlerer Nacheiszeit
Prof. Dr. Hansjörg Küster, Institut für Geobotanik, Universität Hannover	Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute
Dr. Frank Glaw, Zoologische Staatssammlung, München	Artenvielfalt, Artensterben und Naturschutz am Beispiel der Amphibien in den Tropen und in Deutschland
Dr. Helmut Volk, Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt, Baden-Württemberg, Freiburg	Verlust und Rückkehr von Arten - Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in Wäldern
Mittwoch, 7. Oktober 1998	
Dr. Volker Grimm, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Ökosystemanalyse, Leipzig	Modellierung von Aussterbevorgängen
Dr. Thomas Stephan, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle	Ein Simulationswerkzeug zur Bestimmung des Aussterberisikos von Populationen
Dr. Norbert Dorndorf, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle	Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse
Dr. Martin Drechsler, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle	Ableitung effizienter Naturschutzmaßnahmen bei ökologischer Datenunsicherheit
Dipl.-Biol. Peter Sturm, ANL	Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandsentwicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern
Prof. Dr. Dr. h.c.mult. Paul Müller, Institut für Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken	Aussterbe-Szenarien und die Kunst des Überlebens: Anpassungspotential und Evolution von Arealssystemen
Dr. Günter Merz, Geschäftsführer der Umweltstiftung WWF Deutschland, Frankfurt/Main	Global 2000 - Strategie des WWF zur Erhaltung der ökosystemaren Vielfalt der Erde
Dr. Walter Joswig	Schlussdiskussion, Zusammenfassung der Ergebnisse

Aussterben als ökologisches Phänomen

Zusammenfassung der Tagung am 6. und 7. Oktober 1998 in München (Zoologische Staatssammlung)

Walter JOSWIG

Das Aussterben von Arten wird von namhaften amerikanischen Ökologen weltweit auf Größenordnungen zwischen 14.000 Arten pro Jahr, 25.000 Arten pro Jahr oder sogar erheblich höher geschätzt. Gelegentlich werden diese Aussterbeszenarien mit den großen Massensterben der Erdgeschichte verglichen. Kritiker halten diesen Schätzungen entgegen, dass sie durch die seit ca. 300 Jahren dokumentierten Aussterberaten keineswegs gestützt werden könnten. Dieser zwischen den Experten kontrovers geführten Diskussion stehe der Naturschutz als Handlungsdisziplin gegenüber. Mit dem Ökologiesymposium „Aussterben als ökologisches Phänomen“, das am 6. und 7. Oktober 1998 gemeinsam von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege und der Zoologischen Staatssammlung München in München durchgeführt wurde, wolle man sich dieser Diskussion stellen. Gleichzeitig solle die Situation in Mitteleuropa und Deutschland dargelegt, neue Methoden und Untersuchungen zum Aussterben vorgestellt, und Perspektiven für den Naturschutz entwickelt werden, erläuterte eingangs Tagungsleiter Dr. Walter Joswig von der Naturschutzakademie.

In seiner Begrüßung ging der Direktor der Zoologischen Staatssammlung, Prof. Dr. Gerhard Haszprunar, auf die Aufgaben der an der Staatssammlung tätigen Wissenschaftler ein, die nicht nur Tierpräparate aus der ganzen Welt sammeln und konservieren, sondern u.a. auch die Funde systematisch einordnen und neue Arten beschreiben und benennen würden. Der Beruf des wissenschaftlichen Systematikers, der die Grundlagen unseres Wissens über die Artenvielfalt erarbeite, sei jedoch ebenfalls gefährdet, da an den Universitäten heute andere Schwerpunkte gesetzt und öffentliche Mittel immer knapper würden.

In seinem Referat „Der ganz normale Artentod“ erläuterte der Ökologe Prof. Dr. Josef Reichholf von der Zoologischen Staatssammlung, dass man heute im Gegensatz zu Darwin nicht mehr nur von einem kontinuierlichen Werden und Vergehen der Arten ausgehe. Die Geschichte des Lebens auf der Erde sei durch fünf größere Massensterben gekennzeichnet, denen jeweils wieder Zunahmen der Biodiversität folgten. Die Evolution brauche keine Artenvielfalt, wohl aber der Mensch. Prof. Reichholf ging auch auf die aus der Inselbiogeographie abgeleiteten Schätzungen über das Aussterben von Arten ein: Verkleinere man einen Lebensraum um 50%, so würden ca. 10% der vorkommenden Arten dort aussterben. Die grundlegenden Aussagen der Inselbiogeographie seien mittlerweile durch viele Untersuchungen belegt. Für den Naturschutz sei die Flächenabhängigkeit des Artenreichtums von großer Bedeutung, vor allem wegen der Zerstückelung und Verkleinerung von Lebensräumen. Für die Praxis stelle der leicht feststellbare Artenaustausch (turnover), das lokale Verschwinden von Arten und die Zuwanderung neuer Arten z.B. bei Lebensraumveränderungen, das „lokale Gegenstück“ zum gänzlichen Aussterben einer Art dar.

Ausrottung durch den prähistorischen Menschen

Schon in der Eiszeit und der Nacheiszeit habe der prähistorische Mensch durch Überbejagung zahlreiche Großtierarten ausgerottet, erläuterte Diplombiologe Axel Beutler aus München. Der Klimawandel könne als alleinige Ursache für das Aussterben von Mammut, Wollnashorn und vielen anderen Tierarten nicht in Frage kommen, da diese Arten auch frühere Klimaveränderungen überdauert hätten und von ihrer Verbreitung keineswegs nur auf die eiszeitliche Tundra beschränkt waren. Auch in den subtropischen Gebieten seien nacheiszeitlich viele Großtiere ausgerottet worden, und zwar immer erst dann, nachdem Menschen die Gebiete besiedelt hätten. In Bezug auf die Vegetationsgeschichte Mitteleuropas sah Prof. Dr. Hansjörg Küster vom Institut für Biogeographie der Universität Hannover doch überwiegend klimatische Gründe für den eiszeitlichen Wandel. Nach heutigen Erkenntnissen hätte es fünfzehn Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten gegeben, die viele Pflanzenarten nicht überdauern konnten. Noch heute sei die mitteleuropäische Waldregion im Vergleich zu Nordamerika und Asien arm an Gehölzarten. Nacheiszeitlich sei auch hier der Einfluss des Menschen nachweisbar, der z.B. durch seine frühen Siedlungstätigkeit zunächst die Buche gefördert habe, später bei kontinuierlicher Siedlung die Eiche.

Ausrottung durch den prähistorischen Menschen

Kritik an Schätzungen und Zahlen

Bislang sei nicht einmal bekannt, ob es zehn Millionen Arten oder achtzig Millionen Arten auf der Erde

gebe, geschweige denn deren Bestände oder Verbreitung, erläuterte der Biogeograph Prof. Dr. Paul Müller aus Saarbrücken seine Kritik an den eingangs erwähnten Aussterbeszenarien. So seien von den über 9.600 beschriebenen Vogelarten bislang 78 Arten nachweislich ausgestorben, davon die meisten vor 1920. Gleichzeitig würden immer wieder neue Arten entdeckt. Schon gar nicht seien die Schätzungen, die von der Zerstörung der tropischen Regenwälder abgeleitet worden seien, auf die gemäßigten Breiten übertragbar. Die Artenvielfalt, insbesondere die Anzahl von endemischen, nur kleinräumig verbreiteten Arten, sei in Europa natürlicherweise um ein Vielfaches geringer als in den Tropen und Subtropen. Langfristig würde sich der Naturschutz nur schaden, wenn er aufgrund unsicherer Schätzungen die Situation dramatischer darstelle, als sie bei genauerem Hinsehen tatsächlich sein könnte, mahnte der Referent.

Dr. Helmut Volk von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg aus Freiburg stellte die These auf, dass Pflanzen- und Tierarten in genutzten Wäldern besser geschützt seien, als allgemein angenommen. Die intensive Übernutzung der Wälder in der Mitte des neunzehnten Jahrhundert hatte eine erhöhte Artenvielfalt in den Wäldern zur Folge, die mit der heutigen Situation ebensowenig vergleichbar sei wie mit der ebenfalls geringeren Artenvielfalt in den Urwäldern der gemäßigten Breiten. Die Roten Listen seien insofern irreführend, als sie bei verbesserter Datenlage, etwa dem Nachweis einer für verschollen gehaltenen Art, automatisch immer länger würden. Als konstruktiven Beitrag bezeichnete der Referent dagegen die Waldbiotopkartierung in Baden-Württemberg, die in enger Abstimmung zwischen der Forstwirtschaft und dem Naturschutz durchgeführt worden sei und nun die Grundlage aktiver Artenschutzmaßnahmen darstelle.

Computermodelle geben Überlebensprognosen

Einen Einblick in die EDV-gestützte Modellierung von Aussterbevorgängen gaben Mitarbeiter der Sektion Ökosystemanalyse des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle. Einleitend betonte Dr. Volker Grimm, daß Modelle besonders dann sinnvoll wären, wenn eine beeinträchtigte Population einer Art bereits so klein geworden sei, dass viele mögliche Ursachen zufällig ihr endgültiges Aussterben herbeiführen könnten. Mit Hilfe eines Modells könne eine Überlebensprognose unter bestimmten Grundvoraussetzungen ermittelt werden. Ziel sei es, daraus die bestmöglichen Entscheidungen zum Schutz abzuleiten. Dr. Thomas Stephan stellte ein Simulationsprogramm vor, dass für eine Vielzahl von Arten und verschiedene Fragestellungen variiert werden kann. Dies hätte den Vorteil, dass man nicht für jede einzelne Art wieder ein spezielles Programm entwickeln bräuchte. Norbert Dorndorf ging am Beispiel des Murmeltiers auf die Komplexität von Mo-

dellbildungen ein. Einerseits könnten mangelnde Grunddaten die Modellierung erschweren, andererseits die Vielzahl und Gewichtung der verschiedenen Einflussgrößen es komplizieren. Eine Sensitivitätsanalyse helfe, die für das Überleben der Populationen entscheidenden Parameter herauszufinden. Dr. Martin Drechsler machte deutlich, wie auch bei einer gewissen Datenunsicherheit durch die Simulation verschiedener Szenarien Hilfen zur Entscheidungsfindung gegeben werden können.

Das Aussterben geht weiter

Das Aussterben von Arten sei ein Flächentrend, der sich z.B. in Bayern seit mehr als fünfzig Jahren anhand zahlreicher Kartierungen feststellen lasse und der trotz mancher Erfolge auch heute noch weitergehe. Diese These belegte Dipl.-Biologe Peter Sturm von der Naturschutzakademie anhand zahlreicher Beispiele aus der Pflanzenwelt, die besonders gut untersucht sei. So existiere vom Allgäu-Frauenmantel weltweit nur noch ein einziges Vorkommen, vom Bodensee-Vergissmeinnicht, das früher flächenhaft die Ufer des Bodensees bedeckte, überleben heute nur noch wenige Exemplare. Für den Böhmisches Enzian wurde in Bayern ein Artenhilfsprogramm aufgelegt, mit dem das Aussterben dieser Art, die auch in Tschechien nahezu erloschen ist, noch verhindert werden konnte. Erfassungen der Wuchsorte vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten durch das Bayerische Landesamt für Umweltschutz hätten ergeben, dass zwischen 1980 und 1990 von insgesamt 380 Wuchsorten die Hälfte erloschen seien. Der Grund dieser schleichenden Entwicklung liege in Veränderungen der Landschaft, die bereits vor dem Zweiten Weltkrieg zum Tragen kamen.

Auf die Situation der Amphibienarten in Mitteleuropa und auf Madagaskar ging Dr. Frank Glaw von der Zoologischen Staatssammlung München ein. Seit den siebziger Jahren seien in Nordrhein-Westfalen, seinem früheren Arbeitsgebiet, nachweislich eine Reihe von Vorkommen des Laubfrosches und der Knoblauchkröte erloschen, so dass diese Arten dort kurz vor dem Aussterben stehen würden. In den Urwäldern Madagaskars seien dagegen immer mehr Arten neu entdeckt worden. Hier habe sich die Anzahl bekannter Amphibienarten seit 1978 etwa verdoppelt. Die Aussichten für die Arten beurteilte der Referent hingegen völlig entgegengesetzt. Auf Madagaskar sei die ursprüngliche Waldfläche bereits zu fünfzig Prozent zerstört worden. Dort, wo er vor zehn Jahren eine neue Art gefunden habe, gebe es heute schon gar keinen Wald mehr. Es sei immer noch einfacher, in den artenreichen tropischen Regionen neue Arten zu entdecken, als das vollständige Erlöschen einer Art sicher festzustellen, kommentierte Dr. Glaw die Datengrundlagen. Laubfrosch und Knoblauchkröte würden trotz weiterer Verluste wohl auch in fünfzig Jahren noch existieren, die meisten madagassi-

schen Arten würden bei anhaltender Entwicklung aber in dreißig Jahren verschwunden sein.

Globale Naturschutzstrategien

Strategische Konzepte des weltweit tätigen World Wide Fund for Nature (WWF) erläuterte Dr. Günter Merz von der Umweltstiftung WWF Deutschland. Nach aktuellen Angaben der Welt-Ernährungs-Organisation FAO würden jährlich dreizehn Millionen Hektar Tropenwälder zerstört. Zahlreiche Arten verlieren dadurch ihren Lebensraum. Viele seien zum Aussterben verurteilt, auch wenn hierüber keine exakten Angaben gemacht werden können. Der WWF habe in Zusammenarbeit mit anderen Naturschutzorganisationen 232 Regionen der Erde ausgemacht, die zusammen ca. achtzig bis neunzig Prozent der biologischen Vielfalt enthalten. Ein neues Strategiekonzept des WWF verfolge das Ziel, in diesen Ökoregionen Naturschutzprogramme ins Leben zu rufen, die mit der Bevölkerung entwickelt und von den dort lebenden Menschen auch verwirklicht werden sollen, unter Berücksichtigung sozialer und ökonomischer Belange. Als erster bedeutsamer Schritt solle auf zweihundert Millionen Hektar Wald eine nachhaltige Nutzung eingeführt werden.

Handeln ist notwendig

Die diametralen Einschätzungen des Aussterbens von Arten beruhen auf ungenügenden Daten, fasste

abschließend Dr. Joswig die Ergebnisse des Symposiums zusammen. Ungenügende Daten erfordern bessere Daten. Fatal wäre es hingegen, wenn die kontroverse Einschätzung der Aussterbeszenarien zu Verharmlosung und Untätigkeit führen würde. Die Zerstörung der Wälder und der Raubbau an der Natur seien Katastrophen schlechthin und bedürfen dringend der Abkehr. Würden in Europa in wenigen Jahrzehnten fünfzig Prozent der Wälder zerstört, würde man wohl nicht nur über das Aussterben von Arten diskutieren. Die internationale Umweltpolitik habe die Probleme inzwischen richtig erkannt, von einem entschlossenen Gegensteuern sei man jedoch noch weit entfernt. Die Schwerpunktsetzung der internationalen tätigen Naturschutzorganisationen auf Maßnahmen in den globalen Zentren der Biodiversität weise in die richtige Richtung.

Zur Glaubwürdigkeit des Naturschutzes gehöre nicht nur eine stichhaltige Argumentation, sondern auch vorbildliches Handeln. Hier sei es notwendig, dass Augenmerk weniger auf die bereits ausgestorbenen Arten als auf die vom Aussterben bedrohten und gefährdeten Arten zu richten, und weitere Arealverluste zu verhindern. Das Aussterberisiko mag in Deutschland im globalen Vergleich um vieles geringer sein als in anderen Regionen der Welt. Berechtigt, von anderen Ländern die Erhaltung der Biodiversität zu fordern, seien wir jedoch nur, wenn wir unsere Tier- und Pflanzenarten selbst wirksam schützen würden. Hier sei zwar manches erreicht worden, aber auch noch sehr viel zu tun.

Der ganz normale Artentod Das Aussterben in der Erdgeschichte und in der Gegenwart

Josef H. REICHHOLF

Zwei Zitate als Vorbemerkung:

„Massensterben sind seltene, verheerende Ereignisse und überlagern den normalen Darwin'schen Kreislauf von Variation und Selektion, der zu allmählichem Wandel führt. Darwin wusste sehr wohl, dass das Aussterben einzelner Arten und ihr Ersatz durch neue während der gesamten Geschichte des Lebens kontinuierlich erfolgt. Aber neben diesem „normalen Aussterben“ gab es bestimmte Perioden - die durchweg der Abgrenzung geologischer Zeitalter dienen -, in denen ein Großteil der Biota gleichzeitig ausgelöscht wurde. Ein Extrem war in dieser Hinsicht das Ende des Perms, als 95 Prozent aller Arten ausstarben.“
(Ernst MAYR, 1998)

„E x t i n c t i o n : Bad Genes or Bad Luck?
(Aussterben: Schlechte Gene oder Pech?)“
(David M. RAUP, 1991)

1. Artbildung

Arten entstehen im Prozess der Evolution durch Aufspaltung vorhandener oder Abspaltung davon (DARWIN 1859). Diese sogenannte Darwin'sche Evolution ist ein langsamer und kontinuierlicher Vorgang (MAYR 1963), der nicht sprunghaft vonstatten geht. Normalerweise sind zur Artbildung geographische Isolation und Unterschiede in Stärke und Richtung des Selektionsdruckes notwendig. Darwin'sche Evolution vollzieht sich, so die Kernthese Darwins und seiner Nachfolger, durch **Anpassung** an die Umwelt. Da diese veränderlich ist, gibt es so gut wie keine dauerhaft perfekten Anpassungen, sondern nur jeweils relativ bessere bzw. schlechtere. Die Unterschiede drücken sich in den Überlebensraten der Nachkommen („Fortpflanzungserfolg“) aus. Die Artbildung ist dann vollzogen, wenn sich die Angehörigen der „neuen Gruppe“ (neue Art<en>) nicht mehr mit denen der Ausgangsart kreuzen und fruchtbar fortpflanzen (können). Das jeweils gemeinsame Erbgut (Genom) der Gruppen (Populationen) bleibt dadurch voneinander getrennt als Einheit erhalten. Dies ist der Zustand einer „biologischen Art“, die durch weitestgehende oder vollständige genetische Isolation von allen anderen charakterisiert und abgetrennt ist. Artbildung ist also Aufspaltung des ursprünglich gemeinsamen Erbgutes in voneinander getrennte Komplexe. In der Natur sind geographische Isolation,

verbunden mit kleinen Populationen (die dementsprechend schnell ihr Erbgut durch Selektion oder neue Kombinationen verändern können) und geänderte Umweltverhältnisse die Rahmenbedingungen und Schrittmacher der Artbildung.

Neue Arten entstehen daher am schnellsten aus kleinen, isolierten Populationen heraus; individuenreiche Großpopulationen widersetzen sich regelrecht den Veränderungen, die zur Bildung neuer Arten führen könnten, durch die „Trägheit ihrer (genetischen) Masse“.

Somit spiegelt die jeweilige örtliche und zeitliche Vielfalt der Arten die Vielfalt der Lebensbedingungen und die Dynamik in der Zeit.

2. Die Zeit

Die Zeit änderte nach allem, was wir wissen, zumindest in den gut 3,5 Milliarden Jahren, seit denen es Leben auf der Erde gibt, weder ihr „Tempo“, noch ihre Richtung. Ihr gerichtetes Weiterlaufen, messbar in Sekunden, Tagen, Jahren oder Jahrtausenden, bleibt offenbar konstant, auch wenn uns die Zeit in zwei Formen erscheint: Im „gerichteten Zeitpfeil“, der jeweils von „Anfängen“ oder „Ursprüngen“ aus verfolgt werden kann und den wir bei der Zählung von Jahren nutzen; aber auch in der zyklischen Wiederkehr derselben Gegebenheiten, wie Tageskreis und Jahreslauf. Und so, wie wir Tage kontinuierlich weiterzählen oder „zurückrechnen“ können, können wir das auch für Jahre und Vielfaches davon. Aus dieser zyklischen wie gerichteten Gleichförmigkeit des Zeitablaufes heraus sollten wir daher die Erdgeschichte glatt und einfach zeitlich untergliedern können nach Jahrtausenden, Jahrhunderttausenden und Jahrtausenden. Das geht in der Tat auch. Aber diese einfache, „glatte“ Zeitskala ergibt erdgeschichtlich wenig Sinn: Sie muss anderweitig und zusätzlich untergliedert werden. Und zwar im Prinzip in genau derselben Weise wie Menschheitsgeschichte, die Historie. In dieser Geschichte sind es „Ereignisse“, welche die Zeitläufe gliedern und diese halten sich überhaupt nicht an einfache, glatte Dezimalzahlen, sondern sie folgen mal schneller, mal mit größeren Abständen aufeinander. Das gilt gerade so für die Erdgeschichte: Sie ist Geschichte wie die eigentliche Geschichte (der letzten Jahrhunderte und Jahrtausenden).

de)! Da wir unsere Geschichte nach Kriegen und Herrschern, nach Ereignissen und Entdeckungen einteilen pflegen, halten wir das für ganz normal und selbstverständlich. Aber warum sollte das auch in der Erdgeschichte so sein; in all den Jahrmillionen, die wir mit den heutigen naturwissenschaftlichen Methoden „überblicken“ und zurückdatieren können? Warum ist die „geologische Zeitskala“ krumm wie die der Menschengeschichte? An der „astronomischen Zeitskala“ und ihrer Kontinuität kann es nicht liegen.

3. Die geologische oder Cuvier'sche Zeitskala

Die Gliederung der Erdgeschichte in die „geologische Zeitskala“ folgt merkwürdigerweise keiner erkennbaren Regelmäßigkeit. Manche Zeitalter dauern ziemlich lang, andere sind im Vergleich dazu viel kürzer. So reicht das „Erdmittelalter“, das Mesozoikum, über die astronomische Zeitspanne von der Zeit vor knapp 66 Millionen Jahren bis zum Bereich von 245 Millionen Jahren vor der Gegenwart. Vor gut 65 Millionen Jahren begann das Tertiär, das Känozoikum. Vor 2,5 bis 3 Millionen Jahren rechnen wir den Beginn der „Eiszeit“ (Pleistozän) und der Jetztzeit, dem (nacheiszeitlichen) Holozän rechnen wir nur die letzten rund 12.000 Jahre zu.

Diese zahlreichen geologischen Zeitgrenzen setzte bemerkenswerterweise das **Aussterben** von Lebewesen. Je massiver dieses war und in den Fossilfunden dokumentiert ist, um so gewichtiger wird die Zeitgrenze eingestuft. So repräsentiert das Ende der Kreidezeit und der Beginn des Tertiärs vor gut 65 Millionen Jahren deshalb eine so bedeutende Unterbrechung des an sich kontinuierlichen Zeitflusses, weil damals etwas (weltweit) stattfand, das die Dinosaurier auslöschte und eine neue Ära in der Evolution der Lebewesen, eben das „Dritte Erdzeitalter“, das Tertiär, startete. In der ferneren Vergangenheit gab es noch größere Ereignisse dieser Art. So starben am Ende des Perms vor 248 Millionen Jahren wohl an die 95% aller Arten aus, die damals existierten. Dieses Massensterben beendete das Zeitalter des „Erdaltertums“ (Paläozoikum) und setzte den Beginn des Erdmittelalters. Allein wenigstens 10 solcher Großperioden von Erdzeitaltern gliedern die Erdgeschichte und markieren sie durch Massenaussterben. Die Großperioden lassen sich aber weiter - jeweils meist mehrfach - untergliedern. Auch diese Gliederung ist durch das Aussterben vorgegeben (ELDREDGE 1987 & 1994).

Somit charakterisiert das Aussterben die Erdgeschichte so sehr, dass es regelrecht zum „Zeitgeber“ dafür geworden ist. Nicht selten erweist sich bei der Datierung von Funden und Befunden das durch die Fossilien dokumentierte Aussterben verlässlicher als physikalische Datierungsmethoden. Erdgeschichte ist das Ergebnis des Artentodes. Es sollte nachdenklich stimmen, dass wir unsere eigene Geschichte

auch weit mehr nach kriegerischen Ereignissen und Todesdaten gliedern als mit Fortschritten und Errungenschaften.

4. Das Aussterben als evolutionsbiologischer Vorgang

Davon können, müssen wir ausgehen: Der allergrößte Teil der Arten, welche die Evolution hervor gebracht hat, ist ausgestorben. Mehr als 99 % der Arten waren davon betroffen. Denn auch ohne „Massensterben“ verschwinden Arten mehr oder minder kontinuierlich aus dem Lebensstrom. Grobe Kalkulationen der Paläontologen geben einer Art durchschnittlich zwischen mehreren Hunderttausend und ein paar Millionen Jahren Lebenserwartung. Das Aussterben ist ein ganz normaler Vorgang; ein unentbehrlicher Begleiter der Evolution. Wo Neues, Besseres entsteht, verschwindet Altes, weniger Gutes. Das ist die Grundannahme jener Paläontologen und Evolutionsbiologen, die in der Anpassung den entscheidenden Aspekt der Evolution sehen. Weil sich die äußeren (Umwelt)Gegebenheiten immer wieder ändern, kann es keine perfekte Anpassung geben. Daher müssen immer neue Anpassungen die vorhandenen ergänzen oder ersetzen und somit im evolutionären Wettlauf viele zurückbleiben und ausfallen. „Nur wer läuft, bleibt auf der Stelle und fällt nicht zurück“, lautet die vom Rat der Roten Königin an Alice im Wunderland abgeleitete Devise (die dementsprechend als „Red-Queen-Hypothese bekannt ist!). Viele, die meisten Arten, verlieren irgendwann diesen Wettlauf auf der Stelle, fallen zurück und sterben aus. In der Titelfrage des Buches von David RAUP (1991) wird dies jedoch angezweifelt. Liegt es tatsächlich immer nur oder auch bloß im weitaus überwiegendem Maße daran, dass Arten aussterben, weil sie zu schwache, zu schlechte Gene haben und daher den evolutionären Wettlauf verlieren? Sind nicht die Massenauslöschungen, hervorgerufen von den großen Umweltkatastrophen, welche die Erdgeschichte gliedern und durchziehen, die bedeutenderen? Ist es das Pech vieler Arten gewesen, dass sie beim Einschlag von Riesenmeteoriten, denen viele der erdgeschichtlichen Großereignisse mit Massensterben von Arten zugeschrieben werden, oder anderer irdischer Katastrophen, gerade auf der Bühne des Lebens spielten, ausgelöscht wurden und somit Platz für andere, nach ihnen kommende frei machten? Paläontologen, wie Stephen J. GOULD (1991) bezweifeln sogar, dass es überhaupt eine „Weiterentwicklung“ in der Evolution gibt. Die Massenvernichtungen schaffen einfach immer wieder Freiraum und der Differenzierungsprozess der Evolution kann danach von Neuem beginnen, meinen sie. Eine Höherentwicklung brauchen - und sollten - wir nicht einmal für uns Menschen annehmen. Von Stephen GOULD und Niles ELDREDGE stammt auch das den Überlegungen von SCHINDEWOLF (1950) entlehnte Konzept vom „unterbrochenen Gleichge-

wicht“ (punctuated equilibrium) in der Evolution. Es sind, so die These, jeweils die „Unterbrechungen“ (= Massensterben von Arten), welche wieder neue, anhaltende Phasen von „Gleichgewichten“ einleiten, in denen sich die Arten nur noch wenig, gleichsam in der Feineinstellung, verändern, während die Unterbrechungen auch die Neuerungen bringen oder ermöglichen. Der deutsche Paläontologe SCHINDEWOLF hatte dies schon ein halbes Jahrhundert vorher mit seiner Gliederung der Entwicklung von Stammeslinien („Typen“) in drei Phasen vorweggenommen: Entstehungsphase (Typogenese; kurz, starke Veränderung), Dauerphase (Typostase; lang anhaltend, kaum Veränderung) und Zerfallphase (Typolyse; schnelles Verschwinden). Anders als Darwin sehen daher viele Paläontologen das Werden und Vergehen von Arten nicht mehr als schleichend langsamen, gleichförmigen Prozess, sondern als eher durch erdgeschichtlich schnelle, „dramatische“ Vorgänge gekennzeichnete Entwicklungen.

5. Aufbau von Vielfalt (Biodiversität)

So sehr auch das Aussterben den Prozess der Evolution charakterisiert, so wenig führte es dennoch, von den erdgeschichtlich insgesamt recht kurzen Phasen katastrophaler Unterbrechungen des Lebensflusses abgesehen, zu echten Verlusten an Vielfalt. Auch die größten Massensterben des Erdaltertums überlebten im wesentlichen alle Hauptlinien von Lebewesen. Mit den Dinosauriern starben zwar vor 65 Millionen Jahren die Riesenechsen (und eine Reihe weiterer Gruppen/Taxa) aus, aber nicht die Kriechtiere (Reptilien) insgesamt; nicht einmal größere Teilgruppen. Betroffen war vor allem die Vielfalt der Arten. Je kleiner die Taxa, desto stärker waren die Verluste: Die Stämme, Klassen und sogar noch die meisten Ordnungen der Tiere und Pflanzen überlebten sehr wohl die großen Katastrophen. Deshalb konnte insgesamt über die gute halbe Milliarde von Jahren, die es vielzellige, komplexe Organismen gibt, die Lebensvielfalt zunehmen. Vieles spricht dafür, dass wir in der Gegenwart eine größere Artenvielfalt auf der Erde haben als jemals zuvor; vielleicht mit Ausnahme des späten Tertiärs, in dem die Lebensvielfalt möglicherweise ihr Maximum erreicht hatte. Das bedeutet aber, dass in der Bilanz die Rate der Neubildung von Arten die Aussterberate übertroffen haben muss. Das Leben ersetzte die in den kurzen Phasen von Massensterben vernichteten Arten vergleichsweise rasch wieder und brachte dabei sogar eine größere Bandbreite an Vielfalt hervor als vorher vorhanden war. Das Massensterben trägt daher den Charakter eines „schöpferischen Impulses“ (REICHOLF 1992). Nur brauchen der Wiederaufbau von Vielfalt und die Entstehung von Neuem entsprechend (viel) Zeit!

Daraus folgt, dass weder die Massensterben in der Erdgeschichte, noch der „ganz normale Artentod“ maßgeblich sein können für das, was gegenwärtig –

von uns Menschen verursacht – auf der Erde abläuft! Denn hierbei geht es um ganz andere, weitaus kürzere Zeiträume und viel schnellere Prozesse.

6. Das Aussterben in unserer Zeit: Bedrohung der Biodiversität?

Was läuft nun aber gegenwärtig ab? Befinden wir uns in einer neuen Phase des Massentodes von Arten, wie viele meinen (DOBSON 1997)? Oder ist das Artensterben nur ein Konstrukt (MÜLLER 1997)? Urteilt man auf der Basis der (Fossil)Befunde, so ergibt sich daraus zweifellos, dass große Säugetiere und Großvögel insbesondere gegen Ende der letzten Eiszeit ausgestorben sind. „Pleistozäner Overkill“ nennen die Paläontologen dieses Phänomen und schreiben es vor allem der (zusätzlichen) Wirkung des Menschen zu (MARTIN & KLEIN 1984). Das Aussterben von größeren Säugern und Großvögeln (Moa von Neuseeland, Elefantenvogel von Madagaskar; zahlreiche weitere Vogelarten auf ozeanischen Inseln) reicht bis in die Neuzeit: Vor allem die „Entdeckung Amerikas“ durch die Europäer brachte ab 1500 für den amerikanischen Doppelkontinent eine grundlegende Änderung der Verhältnisse. Mit einer entsprechenden Zeitverzögerung, welche durch die anfänglich langsame Besiedlung der „Neuen Welt“ verursacht worden war, stieg die Anzahl der Ausrottungen von Arten (so dürfen diese nun auch mit voller Berechtigung bezeichnet werden!) bis gegen 1900 stark an (Abb. 1). Im 20. Jahrhundert fiel sie jedoch wieder kräftig ab und hat zur Wende zum 21. Jahrhundert nun fast wieder das Niveau früherer Jahrhunderte erreicht. Das lässt hoffen!

Die Unterschiede sind jedoch in den verschiedenen geographischen Regionen und Tiergruppen recht groß, so dass es auch keine allgemeine Tendenz gibt. Das geht aus der Aufgliederung in Abb. 1 klar hervor. Besagt diese aber nun, dass insgesamt tatsächlich nur (noch) sehr wenige Arten gegenwärtig aussterben; weit entfernt von einem Massensterben? Wie können andere Biologen, Biogeographen und Naturschützer zu ganz anderen Meinungen kommen?

Die Lösung zu diesen Fragen ergibt sich aus unserem Kenntnisstand bzw. der Unkenntnis der Situation bei vielen Arten, insbesondere wirbellosen (Klein)Tieren. Denn die in Abb. 1 wiedergegebenen Befunde betreffen nur die **bekanntesten** Ausrottungen bzw. das Aussterben von Arten. Die Verfechter der Ansicht, dass wir uns in einer neuen Phase des Massensterbens befinden, gehen von unserer Unkenntnis aus. Dafür können sie gute Gründe vorbringen.

So nahm man bis um das Jahr 1980 an, dass es insgesamt etwa 2-3 Millionen verschiedener Arten gäbe. Gut eineinhalb Millionen davon waren der Wissenschaft bekannt und beschrieben (mit wissenschaftlichen Namen eindeutig gekennzeichnet). Dann zwangen neue Befunde zum Artenreichtum der Insekten, vor allem der Käfer, im Kronenraum tropischer Re-

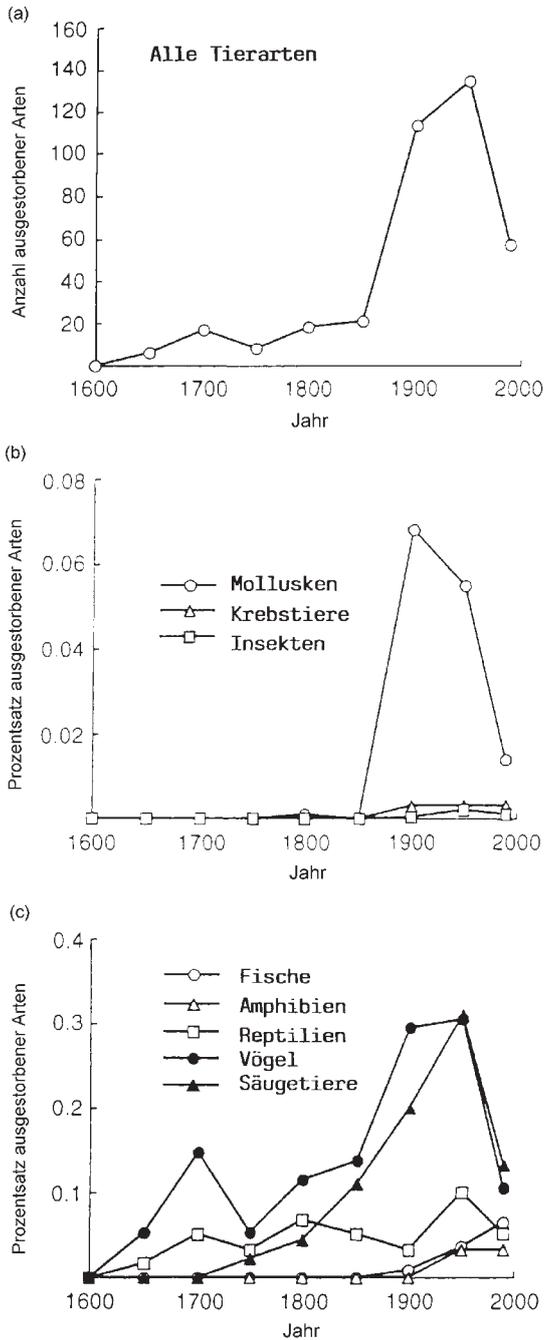


Abbildung 1

Zeitlicher Verlauf des dokumentierten Aussterbens von Arten seit 1600. (a) Alle Tierarten, die nachweislich ausgestorben oder ausgerottet worden sind; weltweit. (b) Wirbellose (Weichtiere, Krebstiere und Insekten); weltweit. (c) Wirbeltiere; weltweit.

(Quelle: SMITH, F.D.M.; R.M.MAY, R. PELLEW, T.H. JOHNSON & K.R. WALTER (1993): How Much do we Know About the Current Extinction Rate? Trends in Ecology and Evolution 8 (no.10): 375-378).

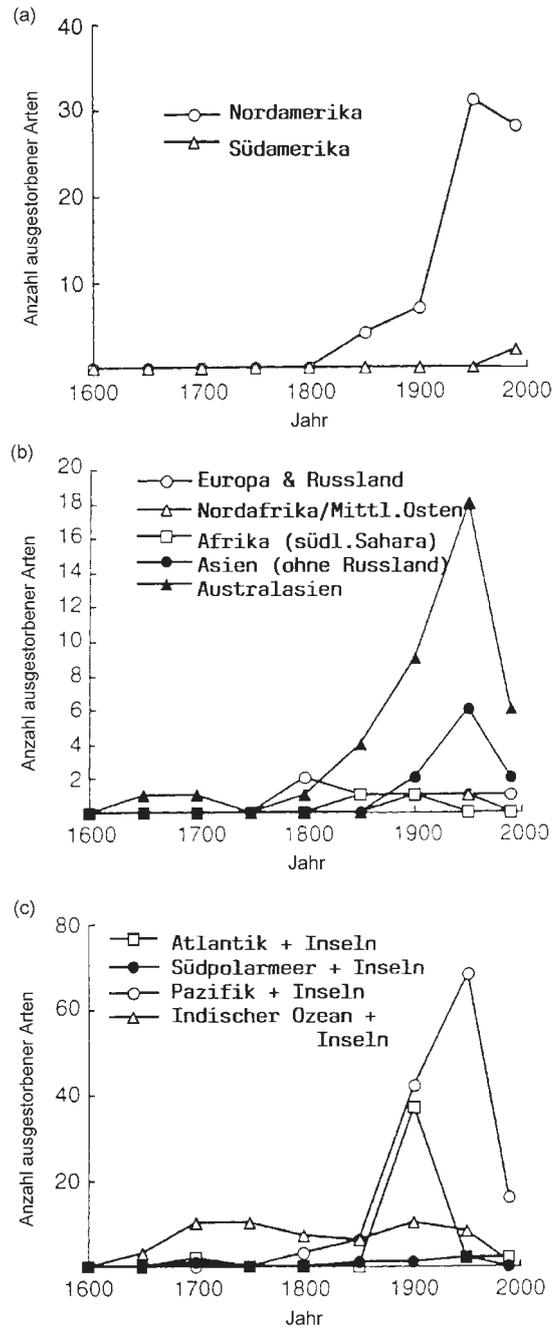


Abbildung 2

Geographische Großverteilung der seit 1600 nachweislich ausgestorbenen oder ausgerotteten Tierarten. (a) Nord- und Südamerika. (b) Kontinente der „Alten Welt“. (c) Ozeane und Inseln.

genwänder zu ganz neuen Kalkulationen der Gesamtartenzahl. Die modernen genetischen Analysemethoden verstärkten dies sogar, weil sich immer häufiger zeigte, dass äußerlich sehr ähnliche oder so gut wie nicht unterscheidbare „Arten“ in Wirklichkeit aus mehreren verschiedenen bestehen (können). Das führte zu Hochrechnungen bis zu 50 Millionen Arten

und mehr. Somit wäre bislang nur ein ganz geringer Teil des Artenspektrums der Erde überhaupt bekannt, und dieser mit starkem Überhang bei den Wirbeltieren. Gegenwärtig besteht noch immer eine so hohe Unsicherheit, dass niemand plausible, nachvollziehbare Angaben machen kann. Die Spanne reicht von mindestens 10 bis höchstens 100 Millionen Arten.

Diese sind nun aber weltweit bekanntlich nicht gleichmäßig verteilt, sondern schwerpunktmäßig in den Tropen zu finden. Bei fast allen Teilgruppen von Tieren und Pflanzen steigen die Artenzahlen äquatorwärts stark, zumeist sogar exponentiell, an (z.B. BEGON, HARPER & TOWNSEND 1986). Abb. 3 zeigt dies für Vögel. Dieser Trend überlagert sich mit einem anderen, allgemein anzutreffenden, nämlich der Abhängigkeit des Artenreichtums von der Flächengröße, die Arten-Flächen-Beziehung (MacARTHUR & WILSON 1967; für Mitteleuropa REICHHOLF 1980a). Normalerweise, d.h. für außertropische Regionen, nimmt die Artenzahl unter flächig-kontinentalen Bedingungen dabei deutlich langsamer zu als auf Inseln oder unter insulären Verhältnissen. Mit zunehmender Flächengröße steigen auf Inseln die Artenzahlen rund doppelt so stark oder noch stärker an als auf Festländern - und nehmen umgekehrt, bei Verkleinerung der Flächen, entsprechend doppelt so stark ab. Und in genau dieser „Flächenverkleinerung“ steckt nach Ansicht der Verfechter der These des gegenwärtigen Massensterbens von Arten der Kern: Unter dem Einfluss des Menschen wurden in den vergangenen Jahrhunderten und insbesondere im 20. Jahrhundert in den Tropen riesige Flächen primärer Lebensräume verändert und in mehr oder weniger artenarmes Kulturland umgewandelt. Allein im tropischen Amerika waren das zwischen 1980 und 1985 rund 5 Millionen Hektar Wald pro Jahr, die zu zwei Drittel in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt wurden. Vom riesigen Waldgebiet, das den nahezu gesamten Osten der heutigen USA von den Prärien bis zum Atlantik bedeckt hatte, blieben nach 300 Jahren Erschließung von 1620 bis 1920 nur noch kümmerliche Reste übrig, die nurmehr wenige Prozent des ursprünglichen Waldes ausmachen (DOBSON 1997). Wenn nun aber der Artenreichtum flächenabhängig ist und dies sogar doppelt so stark in den Tropen wie in außertropischen Regionen (REICHHOLF 1990b und Abb. 2), so folgt daraus, dass mit den riesigen Flächenverlusten auch entsprechende Artenverluste verbunden sein müssen. Wir können diese gar nicht genauer – im Sinne nachgewiesener Aussterbefälle (MÜLLER 1997) – kennen, weil wir dazu vorher eine umfassende Inventarisierung des Artenbestandes der betroffenen Gebiete hätten haben müssen. Deshalb weichen die errechneten Zahlenangaben zu den täglichen oder jährlichen Aussterberaten auch ziemlich stark voneinander ab: Tab. 1. Nach der Dobson-Schätzung wären dies 4.000 bis 14.000 Arten pro Jahr oder etwa 10 bis 38 pro Tag. Folgt man dieser Kalkulation, so würde die frühere Schätzung von 2-3 Millionen Arten weltweit in den nächsten 300 Jahren „aufgebraucht“ sein. Der größte Teil der heute existierenden Arten wäre dann ausgelöscht. Vor diesem möglichen Szenario hatte die Umweltkonferenz von Rio 1992 die Erhaltung der Biodiversität der Erde auch gleichrangig mit nachhaltiger Entwicklung zu einem politischen Kernziel der Staatengemeinschaft gemacht. Die wenigen do-

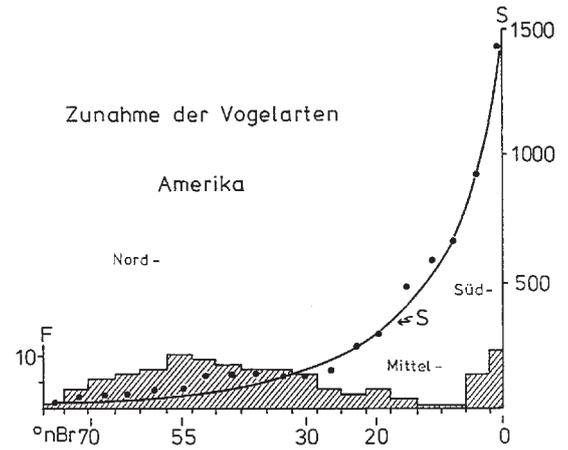


Abbildung 3
Zunahme der Artenvielfalt in Richtung äquatoriale Zone; Vögel in Amerika (aus REICHHOLF 1990: Der Tropische Regenwald, dtv, München).

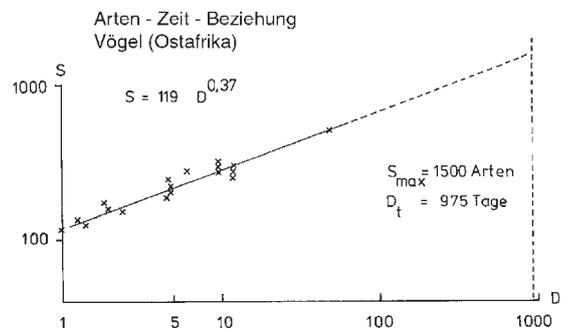


Abbildung 4
Arten-Zeit-Beziehung in der Vogelwelt Ostafrikas (REICHHOLF 1980). Die Artenzahl steigt in dieser tropisch-reichen Avifauna ähnlich schnell und exponentiell wie in Inselfaunen. Die Artareale sind durchschnittlich erheblich kleiner als auf außertropischen Kontinentalflächen und inselartig-mosaikhaft geographisch verteilt.

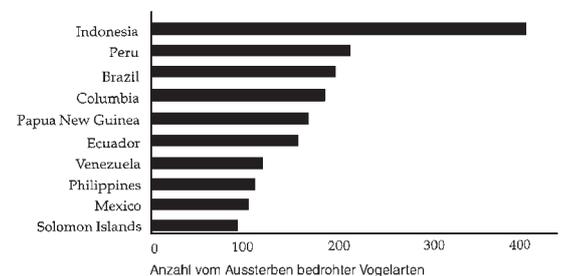


Abbildung 5
Geographische Verteilung des größten Teiles („Top Ten“) der von Aussterben bedrohten Vogelarten der Erde (aus „Birds“, Autumn 1994, Royal Society for the Protection of Birds, U.K.). Die Zusammenfassung ergibt, dass es Vögel des tropischen Regenwaldes (insbesondere des neotropischen) und tropischer Inseln sind, die stark gefährdet sind. Ihre Arelae sind klein und insulär.

Tabelle 1

Kalkulation zur gegenwärtigen Rate des Artensterbens (nach REID, W. V. (1992): How many species will there be? In: WHITMORE, T. C. & J. A. SAYER (eds.) Tropical Deforestation and Species Extinction. Chapman and Hall. London).

		pro Jahrzehnt
∅	Myers 1979	4 % Verlust
	Lovejoy 1980	8 - 11
7,6	Simberloff 1986	10 - 12
	Raven 1987	8
9,2	Raven 1988	9
	Myers 1988	>7
3,1	Wilson 1988 & 1989	2 - 3
	Reid & Miller 1989	2 - 5
%	Reid 1992	1 - 5
	Dobson 1997	2 - 5
	∅ (n = 10 Schätzungen)	6 % min. 1 % max. 12 %
	Schätzung der Gesamtartenzahl Min. 5 Millionen max 80-100 Millionen	
	Dobson Schätzung: 4000 - 14 000 Arten/Jahr (1997) = 10 - 38 pro Tag	

kumentierten Aussterbefälle bei auffälligen, auch früher schon bekannten Arten dürfen nicht dazu verleiten, diese als repräsentativ für die gesamte Artenvielfalt zu nehmen. Dazu ist der Artenschatz der Erde zu wertvoll, um leichtfertig damit umzugehen. Andererseits drücken aber die Rückgänge der Aussterberaten in den entwickelten Regionen und die internationalen Erfolge beim Artenschutz aus, dass das Bemühen, die Artenfülle der Erde möglichst umfassend zu erhalten, kein vergebliches und sinnloses Unterfangen ist. Panikmache ist dabei genauso wenig angebracht, wie Leichtfertigkeit. Die Menschheit hat genügend Lebens- und Entfaltungsraum, um ein langfristiges Miteinander mit den anderen Lebewesen zu sichern.

Ergebnisse

1. Die Geschichte des Lebens ist kein einfacher, kontinuierlicher Prozess. Katastrophen waren nicht selten und auf ihnen beruht die zeitliche Gliederung der Erdgeschichte.
2. Das Aussterben findet als „ganz normaler Artentod“ unablässig auf allen Ebenen statt:
 - im Tod des einmaligen Individuums
 - im Aussterben von Lokalpopulationen
 - im Aussterben von Arten
 - im Aussterben von Gattungen und Familien
 - in Ereignissen, die als Massensterben zu bezeichnen sind.

3. Die dokumentierten Fälle des Aussterbens von Arten verteilen sich seit 1600 zeitlich und geographisch unterschiedlich. Insgesamt ergibt sich für die größeren Arten (vor allem für Wirbeltiere) eine deutliche Abnahme des Aussterbens zum Ende des 20. Jahrhunderts.
4. Die Hauptmasse der Arten lebt in der Tropenzone. Das Arteninventar der Tropen ist jedoch am wenigsten, möglicherweise noch ganz unzureichend, bekannt.
5. Die stärksten Veränderungen natürlicher und naturnaher Lebensräume durch Eingriffe seitens des Menschen finden gegenwärtig ebenfalls in den Tropen (und Subtropen) statt.
6. Aus Berechnungen zur Abhängigkeit des Artenreichtums von der Flächengröße der Lebensräume lässt sich schließen, dass mit der Vernichtung (tropischer) Lebensräume große Artenverluste verbunden sind, zumindest das sein können.
7. Auch wenn die tatsächlichen Gegebenheiten mangels entsprechend umfassender Voruntersuchungen noch unklar sind, gebietet die Verantwortung, nicht leichtfertig mit der Problematik der Erhaltung des Artenschatzes der Erde umzugehen. Der Umweltgipfel von Rio 1992 hat daher der Erhaltung der Biodiversität ganz folgerichtig höchste Priorität zugemessen.

Literatur

- BEGON, M.; J. L. HARPER & C. R. TOWNSEND (1986): Ecology. Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- DARWIN, C. (1859): Die Entstehung der Arten durch natürliche Zuchtwahl. (Übers. C.W. Neumann, Reclam, Stuttgart 1967).
- DOBSON, A. P. (1997): Biologische Vielfalt und Naturschutz. Der riskierte Reichtum. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- ELDREDGE, N. (1987): Life Pulses. Episodes from the Story of the Fossil Record. Facts on File Publ., New York.
- (1994): Wendezeiten des Lebens. Katastrophen in Erdgeschichte und Evolution. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- GOULD, S. J. (1991): Zufall Mensch. C. Hanser Verl., München.
- LUTHER, D. (1986): Die ausgestorbenen Vögel der Welt. Neue Brehm-Bücherei Bd. 424. Ziemsen Verl., Wittenberg.
- MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON (1967): Biogeographie der Inseln, Goldmann, München.
- MAYR, E. (1963): Artbegriff und Evolution. Paray, Hamburg.
- (1968): Das ist Biologie Die Wissenschaft des Lebens. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- MARTIN, P. S. & R. G. KLEIN (eds.) (1984): Quarternary Extinctions. A prehistoric Revolution. Univ. Arizona Press, Tucson, Arizona.

MÜLLER, P. (1997):
Das Artensterben – ein Konstrukt?- Arch.Naturgesch.Landschaftspflege.

RAUP, D. M. (1991):
Extinction. Bad Genes or Bad Luck? W.W. Norton, New York.

REICHHOLF, J. H. (1980a):
Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa.- Anz.orn. Ges.Bayern 19: 13-26.

———— (1980b):
Komponenten des Artenreichtums der ostafrikanischen Avifauna.- Verh.orn.Ges.Bayern 23: 371-385.

REICHHOLF, J. H. (1992):
Der schöpferische Impuls. Eine neue Sicht der Evolution. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.

SCHINDEWOLF, O. H. (1950):
Grundfragen der Paläontologie. Schweizerbart, Stuttgart.

SMITH, F. D. M. et al. (1993):
How much do we know about the current extinction rate?- Trends in Ecology and Evolution 8: 375-378.

STANLEY, S. M. (1988):
Krisen der Evolution. Artensterben in der Erdgeschichte. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Josef H. Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Wirbeltierabteilung
Münchhausenstr. 21
D-81247 München

Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute

Hansjörg KÜSTER

Einleitung

Genetische Vielfalt ist keine konstante Größe. Wie viele andere Parameter in der Biologie wandelt sie sich im Lauf der Zeit. Grundsätzlich nimmt die genetische Vielfalt im Lauf der Zeit zu; denn es treten immer wieder Mutationen auf, und Träger der Mutationen können durch eine lange dauernde Zeit der geographischen oder anders gearteten Isolation, in der es zu weiteren Mutationen kommt, genetisch voneinander separiert werden (grundlegende Diskussion bei STEBBINS 1966). Mutationen und Isolationen laufen immer wieder ab. Jedes Pflanzen- oder Tier-Taxon, das in diesen Prozess eingebunden ist, verändert dadurch im Lauf der Zeit seine genotypische und phänotypische Konstitution. Einige Taxa, die sich zu einem bestimmten Zeitpunkt herausgebildet haben, können durch andere allmählich verdrängt werden und aussterben. Zeitlich parallel bilden sich aber neue Formen heraus, so dass die Zahl an Taxa insgesamt weiter zunimmt.

Die Zahl der Tier- und Pflanzenarten, welche die genetische Vielfalt hervorbringt, ist kaum je zu ermitteln. Denn die Identifizierung von Tier- und Pflanzenarten ist zunächst einmal ein kultureller Prozess, ein Ergebnis der intensiven Beschäftigung des Taxonomen mit unterschiedlichen Taxa, die er erkennt und voneinander abgrenzt. Noch längst nicht alle Gruppen von Lebewesen sind taxonomisch erschöpfend bearbeitet worden; man kennt daher ihre aktuellen Artenzahlen nicht. Deswegen ist auch die komplette Zahl von Tier- und Pflanzenarten nicht bekannt und auch mutmaßlich nie zu ermitteln.

Die Erscheinungsformen von Tier- und Pflanzenarten verändern sich durch die immer wieder auftretenden Mutationen. Deshalb ist auch eine Art keine Konstante wie beispielsweise ein chemisches Element. Die Biologie unterscheidet sich dadurch von anderen die Naturphänomene beschreibenden Disziplinen, dass ihre Elemente zwar von physikalischen und chemischen Parametern determiniert sind, aber selbst keine Konstanten sind.

Diese grundsätzlichen Tatsachen müssen bekannt sein, wenn man sich über die Artenvielfalt und ihre Veränderung im Lauf der Zeit äußert. Es ist immer wieder notwendig, darüber entstehende Meinungen zu präzisieren.

Die Entwicklung der Biodiversität im Tertiär

Viele der uns heute vertrauten Blütenpflanzen der gemäßigten Zone entwickelten sich in der erdgeschichtlichen Epoche des Tertiär, die vor etwa 70 Millionen Jahren begann. Über die Entwicklung der Biodiversität in dieser Epoche geben Fossilien Aufschluß. Will man aus ihnen die Stammbäume der Lebewesen zusammensetzen, ergibt sich das grundsätzliche Problem, dass man nie genau in Erfahrung bringen kann, welche Typen von Fossilien sich zu einer Pflanzen- oder Tierart vereinen lassen. Die Fossilien liefern naturwissenschaftliche Evidenz, die Taxa, die daraus konstruiert werden, ergeben sich auf der Grundlage einer Interpretation, also auch durch einen kulturellen Prozess.

Man kann eindeutig erkennen, dass die Vielfalt an Formen der Blütenpflanzen im Tertiär ständig zunahm. Das Klima in Europa war viel wärmer als heute. Es herrschten tropische oder subtropische Verhältnisse, und die klimatischen Bedingungen veränderten sich viele Millionen Jahre lang nur unwesentlich; allmählich gingen allerdings die Temperaturen zurück. Gewächse der Tropen wie Palmen und Pflanzen mit Blättern, die eine für tropische Gewächse charakteristische Träufelspitze aufweisen, kamen am Beginn der Tertiär-Epoche in Mitteleuropa vor, wurden dann aber im Lauf der Zeit seltener. Am Ende des Tertiär wuchsen in Mitteleuropa nicht nur Vorläufer oder Verwandte sämtlicher Baumarten, die dort auch heute noch natürlicherweise vorhanden sind, sondern auch Pflanzenarten, die heute nur in den gemäßigten Breiten anderer Kontinente vorkommen: Zürgelnuß, Spindelbaum, Tulpenbaum, Magnolie, Erdbeerbaum, Götterbaum und Feigenbaum (MÄGDEFRAU 1968, KÜSTER 1998).

Die Biodiversität im Eiszeitalter

Am Ende des Tertiär kam es zu einer einschneidenden Veränderung der globalen Klimaentwicklung. Die Klimabedingungen waren nun nicht mehr über Jahrmillionen gleichartig oder ähnlich, sondern mehrmals erheblichen Veränderungen unterworfen. Phasenweise wurde es erheblich kälter, wobei die durchschnittliche Jahrestemperatur um etwa 10° sank, so dass sie in Mitteleuropa bei etwa 0°C oder etwas darunter lag. Dann wieder stieg die mittlere Jahrestemperatur auf etwa das Niveau an, das auch zu Ende des Tertiär geherrscht hatte; dieses Niveau

entspricht etwa demjenigen, das auch heute bei uns herrscht. Kalte und warme Phasen dauerten jeweils einige Jahrtausende oder Jahrzehntausende an; die Übergänge von kalten zu warmen Perioden und umgekehrt nahmen ebenfalls einige Jahrtausende in Anspruch. Die kalten Phasen werden als Kaltzeiten, Glaziale oder Eiszeiten bezeichnet, die warmen Perioden sind die Warmzeiten oder Interglaziale. In den Eiszeiten vergrößerte sich die Ausdehnung der Eismassen auf der Erde; Gletscher schoben sich weit in die Umgebung ihrer Bildungszentren hinaus. Wie oft sich die Gletscher ausbreiteten, wie viele Eiszeiten es gab, ist nicht bekannt; ihre Zahl dürfte bei etwa 13 oder 19 gelegen haben (KÜSTER 1998).

Hatten die Gletscher einmal weite Ausdehnung erreicht, wirkten sie wie riesige Kälteaggregate für große Teile der Erde. Sie stabilisierten die Temperatur in ihrer Umgebung für lange Zeit auf einem niedrigen Niveau. Viel Wasser aus den Weltmeeren war im Eis festgelegt, so dass der Meeresspiegel der Ozeane um über einhundert Meter unter dem heutigen Niveau zu liegen kam. Viel weniger Wasser als heute gelangte in die atmosphärische Zirkulation. Das Klima war daher nicht nur kälter, sondern auch trockener als heute.

In weiten Teilen der Erde konnte die Flora, die sich im Tertiär entwickelt hatte, während der Eiszeiten nicht mehr existieren. In der Umgebung der Gletscher kamen keine höherwüchsigen Gehölze mehr vor, sondern lediglich einjährige Kräuter mit einem kurzen Entwicklungszyklus und ausdauernde Pflanzenarten, die im Winter von Schnee bedeckt waren. Einige dieser Gewächse sind heute typisch für die Tundra; es kamen aber auch Pflanzen der Steppe in diesen Gebieten vor.

In den Warmzeiten konnten sich wärmeliebende Pflanzen wieder dort etablieren, wo es in der Kaltzeit zu kalt und zu trocken für sie war. Daher trat im Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten ein Phänomen auf, das landläufig als „Wanderung“ von Pflanzenarten aus dem Süden in den Norden und umgekehrt beschrieben wird. Doch steht dahinter eine zu simple Vorstellung, denn selbstverständlich können Pflanzenarten nicht „wandern“.

Individuen, die zu einer Pflanzenart gerechnet werden, können sich aber an Orten etablieren, an denen die Art vorher noch nicht vorgekommen war. Wenn Pflanzen Früchte oder Samen hervorbringen, ist es leicht möglich, dass einige dieser Diasporen auch dort keimen, wo Abkömmlinge der betreffenden Art vorher noch nicht gewachsen waren. Die Verbreitungsgrenze einer Art kann sich dadurch ständig verändern, und das Areal, in dem eine Pflanzenart vorkommt, ist daher nicht konstant, sondern ständig in Ausdehnung begriffen. Allerdings kann dieses Areal auch begrenzt werden, etwa dadurch, dass klimatische Parameter jenseits bestimmter Grenzen ein Wachstum der Abkömmlinge einer Pflanzenart nicht

mehr zulassen oder dadurch, dass dort Abkömmlinge anderer Pflanzenarten vitaler sind.

Erlauben die sich verändernden klimatischen Bedingungen die Bildung von Früchten und Samen einer bestimmten Pflanzenart nicht mehr, wird diese Art benachteiligt; sie verjüngt sich nicht mehr und kann in der Folgezeit aussterben. Die sich ändernden klimatischen Bedingungen am Übergang zwischen Warm- und Kaltzeit ermöglichten an der südlichen Grenze des Areals einer Pflanzenart die Ausbreitung des Taxons, an der dem Gletscher zugewandten Grenze des Wuchsgebietes bildeten sich aber keine Früchte oder Samen mehr, so dass die Pflanzenart dort mit der Zeit ausstarb.

Am Übergang von einer kalten zu einer warmen Phase konnten ehemals von kaltem Klima geprägte Regionen neu von Individuen einer wärmeliebenden Art „erobert“ werden, während im wärmsten Teil des Wuchsgebietes sich eventuell andere Pflanzenarten besser etablieren konnten, die bei hohen Temperaturen noch vitaler sind. Möglich war aber auch, dass das Areal vieler Pflanzenarten in den Warmphasen sehr ausgedehnt war, in den Kaltphasen dagegen auf kleine Gebiete begrenzt. Es verschoben sich also allmählich die Grenzen der Wuchsgebiete von bestimmten Pflanzenarten, oder es kam zu Vergrößerungen und Verkleinerungen von Pflanzenarealen in Abhängigkeit von den klimatischen Veränderungen. Wenn ein Wuchsgebiet sehr geringe Ausdehnung angenommen hatte, nennt man es ein Refugium oder Eiszeit-Refugium einer Pflanzenart. Im Verlauf der Vergrößerungen und Verkleinerungen der Areale konnte es dazu kommen, dass ein ehemals geschlossenes Wuchsgebiet einer Pflanze in Teilgebiete zerrissen wurde, so dass die darin vorkommenden Individuen geographisch voneinander isoliert wurden. Kam es dann in den Teilarealen zu Mutationen, konnten sich genetisch und phänotypisch voneinander unterscheidbare Taxa, auch neue Pflanzenarten herausbilden.

Im Westen Eurasiens kam es im Wechsel von Warm- und Kaltzeiten zu besonders einschneidenden Veränderungen. Denn zwischen Mitteleuropa, Skandinavien und den Britischen Inseln liegen flache Schelfmeere, die bei einem um über einhundert Meter abgesenkten Meeresspiegel in denjenigen Bereichen, die frei von Gletschern sind, nicht mehr von Wasser erfüllt werden; die Schelfbereiche waren in den Eiszeiten Teile des Festlandes. Dies bedeutete nicht nur, dass alle Gebiete im Westen Eurasiens weiter vom Meer entfernt lagen und damit stärker vom kontinentalen Klima geprägt waren, sondern auch, dass der Golfstrom und der Nordatlantikstrom kein warmes Wasser aus den Tropen Mittelamerikas in die westeuropäischen Meere bringen konnten. Die klimatische Sonderstellung Westeuropas, die auf den erwärmenden Einfluss des Golfstromes zurückgeht, bestand damals nicht. Das Klima einer Eiszeit war also im Westen Eurasiens besonders stark gegenüber

dem heutigen Niveau abgesenkt. Und dort wurde die Temperatur auch auf besonders tiefem Niveau stabilisiert, weil dort sehr mächtige Eismassen lagen. Der Osten Sibiriens war nicht großräumig vergletschert, so dass sich dort die klimatischen Veränderungen des Eiszeitalters viel weniger deutlich bemerkbar machten.

In Europa waren ferner die Möglichkeiten für Vergrößerungen und Verkleinerungen von Pflanzenarealen aus geographischen Gründen eingeschränkt. Europa wird im Süden vom Mittelmeer begrenzt; daher war eine Ausweitung von Wuchsgebieten vieler Pflanzenarten in den Kaltzeiten nach Süden ausgeschlossen. Viele Pflanzenarten kamen in den Kaltzeiten nur in ganz kleinen „Refugien“ am Mittelmeer, in Südspanien, an den Küsten des Tyrrhenischen und Adriatischen Meeres, auf dem Balkan, in Kleinasien und im Umkreis vom Kaukasus vor. Auch eine Vergrößerung der Wuchsgebiete in den Warmphasen war nicht einfach. Denn nördlich an die Refugialgebiete der Pflanzenarten stoßen in Europa von Westen nach Osten verlaufende Hochgebirge, in denen sich viele wärmeliebende Pflanzenarten nicht etablieren konnten. Die Ausbreitung von Individuen einer Pflanzenart konnte nur durch enge Korridore nach Norden erfolgen, etwa durch die Burgundische Pforte im Westen der Alpen, entlang der Ausläufer der Ostalpen oder am Karpatenbogen entlang nach Nordwesten.

Im Verlauf der Wandlungen zwischen warmen und kalten Phasen gelang es Individuen vieler Taxa nicht, sich an Refugialstandorten im Mittelmeergebiet zu etablieren, entweder deswegen, weil Abkömmlinge anderer Arten dort vitaler waren oder weil zu wenige Individuen der betreffenden Pflanzenart dort die Kaltphase überdauerten, so dass die genetische Variabilität der Population am Reliktstandort unter eine bestimmte Mindestgröße absank, die für das weitere Überleben der Pflanzenart notwendig gewesen wäre. In der Übergangszeit von kalten zu warmen klimatischen Bedingungen gelang es ebenfalls nur einigen Taxa, die wieder besiedelbar gewordenen Gebiete zu „erobern“. Daher starben im Verlauf der Glazial-Interglazial-Zyklen zahlreiche Taxa von Pflanzen in Europa aus. Von Interglazial zu Interglazial, von Warmzeit zu Warmzeit wurde die Flora Mitteleuropas um mehrere Taxa ärmer (vgl. die Zusammenstellung bei LANG 1994). Aus diesem Grund lassen sich die Ablagerungen aus verschiedenen Interglazialen sehr gut unterscheiden. Gewisse Pflanzenarten breiteten sich in einigen Interglazialen nach Mitteleuropa aus, in anderen nicht. Dazu gehört zum Beispiel die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), die im letzten Interglazial nördlich der Alpen nicht vorkam, wohl aber in älteren Interglazialen und auch im Postglazial, der Phase nach der letzten Eiszeit.

Im Lauf der Glazial-Interglazial-Zyklen wurden vor allem diejenigen Pflanzenarten bevorzugt, die die Fähigkeit besaßen, sich auf unterschiedliche klimatische Bedingungen und diverse Pflanzenstandorte

einstellen zu können. Ihre genetische Vielfalt nahm aber auch zu; bei vielen Taxa, die nicht nur an einem Refugialstandort die Eiszeiten überdauerten, sondern an mehreren zeitweise geographisch isolierten Stellen vorkamen, lässt sich feststellen, dass unterscheidbare Rassen entstanden. Sie bildeten bei der Wiederausbreitung der Pflanzenart wieder ein geschlossenes Areal, in dem es zu einer Vermischung von spezifischem genetischen Material kam, das sich durch Mutation und Selektion nur in einzelnen Refugialgebieten herausgebildet hatte. Dies lässt sich beispielsweise bei der Weißtanne (*Abies alba*) gut erkennen (KONNERT & BERGMANN 1995).

In anderen Bereichen der gemäßigten Zone der Erde herrschten andere Entwicklungsbedingungen für die Flora als im Westen Europas. An den Küsten Nordamerikas und in Ostasien reichte der Einfluss der Gletscher nicht so weit wie in Europa; dort wirkten sich auch die Veränderungen des Meeresspiegels nicht derart stark auf die Meeresströmungen aus wie in Europa. In Nordamerika und in Ostasien verlaufen die Gebirge in nord-südlicher Richtung, so dass eine Ausdehnung von Wuchsgebieten entlang von ihnen leichter möglich ist als in Europa. Mehr Taxa aus der artenreichen Tertiärflora blieben dort erhalten, die in Europa ausgestorben sind.

Pflanzenarten aus den gemäßigten Zonen Nordamerikas und Ostasiens lassen sich problemlos in Mitteleuropa kultivieren, weil sie ehemals zur Flora dieses Gebietes gehört hatten. Es zeigt sich daran, dass Tulpenbaum und Magnolie nicht aus physiologischen Gründen der mitteleuropäischen Flora heute natürlicherweise fehlen, sondern dass dies historische Ursachen hat: Als Folge der Glazial-Interglazial-Zyklen starben diese Taxa in Mitteleuropa aus. Sie können aber mit Erfolg unter den heutigen klimatischen Bedingungen in Mitteleuropa kultiviert werden.

Die Ausbreitung der Wälder in der Nacheiszeit

Auch nach der letzten Eiszeit, der Würm- oder Weichseleiszeit, die ihren Höhepunkt vor 20.000 bis 18.000 Jahren erreicht hatte, spielten sich grundlegende ökologische Veränderungen ab, die sich im Verlauf des Eiszeitalters schon mehrmals ereignet hatten. Wälder etablierten sich in weiten Teilen Europas, die von Baumarten aufgebaut wurden, die die Eiszeit in Refugien im Süden Europas überdauert hatten. Durch die Bildung der Wälder wurden die Wuchsgebiete vieler heliophiler Kräuter eingeschränkt, die unter dem dichten Laubdach der Bäume nur noch wenig Sonnenlicht erhielten, so dass über die Photosynthese nicht mehr genug Assimilate bereitgestellt werden konnten, die ein Überdauern dieser Pflanzen sicherten.

Weil dieser Prozess des ökologischen Wandels aber schon mehrfach abgelaufen war, waren in seinem Verlauf Taxa von Kräutern begünstigt worden, die sich darauf einstellen konnten. Nun wurden die

Wuchsgebiete vieler Taxa von krautigen Pflanzen auf Reliktstandorte oder Refugien begrenzt, an denen die Wälder nicht völlig geschlossen waren, beispielsweise auf Gebiete an den Ufern von Meeren, Seen und Flüssen, auf Felsköpfe, auf Gebiete im heutigen Skandinavien oder im Hochgebirge. In aller Regel bildeten sich in diesen Regionen keine scharfen Ränder von Wäldern, sondern Gradientensituationen zwischen Wald und Offenland in Form von Grenzökotonen.

Die Areale zahlreicher krautiger Pflanzenarten sind durch die Ausbreitung der Wälder disjunkt geworden, das heißt, in mehrere Teile zerrissen worden; auf diese Weise entstanden die arktisch-alpinen Wuchsgebiete, beispielsweise von der Silberwurz (*Dryas octopetala*). In der Eiszeit kam diese Pflanzenart in ganz Europa vor, nach der Ausbreitung der Wälder überdauerte die Art nur im Norden Europas sowie in den Alpen und in ihrer Umgebung.

Es wird derzeit viel darüber spekuliert, dass der Mensch am Ende der letzten Eiszeit verhindert haben soll, dass sich größere unbewaldete Gebiete in Europa erhalten konnten, weil er durch die damals sehr verfeinerten Jagdmethoden in der Lage war, große, Pflanzen fressende Säugetiere, sogenannte Megaherbivoren, auszurotten, die ohne Bejagung weite Gebiete offen gehalten hätten. Möglicherweise ist es tatsächlich zu einem derartigen „Overkill“ gekommen, doch ist bisher noch in keinem Fall schlüssig nachgewiesen worden, dass ein Zusammenhang zwischen Ausrottung von Megaherbivoren und der Ausbreitung von Wäldern besteht (vgl. POTT 1996). Es ist davon auszugehen, dass sich mit und ohne diesen möglichen „Overkill“ die Wälder früher oder später geschlossen hätten, genauso, wie dies ohne den Einfluss von Jagd und möglichem „Overkill“ auch am Ende aller vorhergegangenen Eiszeiten geschehen war.

Kiefern und Birken konnten sich fast überall in Europa etablieren; vor allem der Ausbreitungsprozess der Kiefer nahm dabei Jahrtausende in Anspruch (KÜSTER 1996). Die Areale anderer Gehölzarten blieben auf mehr oder weniger große Teile Europas beschränkt. Die Hasel verbreitete sich vor allem im Westen Europas, die Fichte im Osten. Die Tanne etablierte sich zunächst im Westen der Alpen, später erst im Osten des Gebirges. In Abhängigkeit von den unterschiedlichen Ausbreitungswegen der Pflanzen entwickelten sich im Lauf der Zeit unterschiedliche Identitäten von Regionen. Die Kiefer wurde im Westen Europas weiträumig durch Individuen anderer Pflanzenarten verdrängt, die sich unter dem Einfluss des ozeanischen Klimas besser entwickeln konnten als ein Nadelbaum (KÜSTER 1993). Schon vor etwa 9.000 Jahren stellten sich auch bereits Unterschiede der Vegetation im Südwesten und Südosten Mitteleuropas ein: In weiten Teilen des heutigen Bayerns kam damals bereits die Fichte vor, weiter im Westen war die Hasel besonders weit verbreitet, und es ist

frappierend, daß die Grenze zwischen dem damaligen Wuchsgebiet der Fichte und der Region mit reichlicher Verbreitung der Hasel weitgehend der heutigen Grenze zwischen Bayern und Schwaben ähnelt (KÜSTER 1990).

Die Entwicklung der Biodiversität unter dem Einfluss des Menschen

In der Nacheiszeit begann der Mensch, seine Umwelt in einer völlig anderen Art und Weise zu nutzen als in der Zeit zuvor. Einzelne Wildpflanzen, die in ihren Früchten, Samen oder Speicherorganen besonders große Mengen an Kohlehydraten, Fett oder Eiweiß aufwiesen und die sich daher für die menschliche Ernährung nutzen ließen, wurden zu Kulturpflanzen gemacht und auf Feldern angebaut. Es wurde notwendig, die Felder so lange zu bewachen, wie Kulturpflanzen auf ihnen heranwuchsen. Daher mussten sich die Ackerbauern in der Nähe ihrer Felder ansiedeln. Die ältesten Ackerbaukulturen bildeten sich in subtropischen Gebirgen heraus, wo die Mutationshäufigkeit wegen der starken Einstrahlung ultravioletten Lichtes besonders groß ist. Dort waren durch Mutationen Pflanzen mit großen Früchten und Samen entstanden, und dort war auch der Wald nicht völlig geschlossen. Die Wirtschaftsform des Ackerbaus wurde später in die Waldgebiete Europas übertragen. Dort mussten allerdings die Wälder gerodet werden, damit die idealen Wuchsbedingungen für Gewächse aus dem Vorderen Orient „simuliert“ werden konnten. Erstaunlicherweise konnte mit der Übertragung von Pflanzen aus dem Vorderen Orient nach Europa dort diejenige Ackerbauregion etabliert werden, die weltweit die größte ökologische Stabilität aufwies. Es mag sein, dass dies eine entscheidende Ursache dafür war, dass europäische Kultur eine weltweite Vormachtstellung erreichen konnte (KÜSTER 1995).

In Mitteleuropa entstanden die ersten bäuerlichen Siedlungen vor etwa 7000 Jahren. Wo der Wald gerodet wurde, kamen sofort fast alle Pflanzenarten vor, die den Schwerpunkt ihrer Verbreitung heute im Grünland haben und für Grünland charakteristisch sind; Untersuchungen von pflanzlichen Makroresten aus den Ablagerungen von vorgeschichtlichen Siedlungen zeigen dies (SPEIER 1996). Dieses Phänomen lässt sich nur so deuten, dass diese Pflanzenarten in der Zeit, in der die Wälder nahezu völlig geschlossen waren, dort reliktsch oder selten vorgekommen waren; die Rodung begünstigte ihre sofortige Wiederausbreitung.

Etwas anderes lässt sich bei Ackerunkräutern feststellen. Ihre Artenzahl war vor 7.000 Jahren noch recht gering. Im Lauf der folgenden Jahrtausende kamen zahlreiche weitere Arten von Ackerunkräutern hinzu (KÜSTER 1994). Dieser Prozess lässt sich mit der Zunahme der Vielfalt an Ackerstandorten parallelisieren. Während nämlich in der Anfangsphase des

Ackerbau in Mitteleuropa nur eine Bearbeitung von weitgehend steinfreien Lössböden möglich war, weil nur Werkzeug aus Stein, Knochen und Holz zur Verfügung stand, wurden in späteren Jahrtausenden, nach der Einführung diverser Metalle, aus denen auch Bodenbearbeitungsgeräte hergestellt werden konnten, auch steinigere und flachgründigere Böden in die Nutzung einbezogen. Flachgründige Kalkäcker wurden wohl erst im Mittelalter in größerem Ausmaß angelegt, und erstaunlicherweise sind erst für diese Epoche die charakteristischen Unkräuter nachweisbar, die wir nach der heutigen pflanzensoziologischen Terminologie dem *Caucalidion*-Verband zuordnen. Viele dieser Pflanzenarten sind vom Aussterben bedroht, mutmaßlich vor allem deswegen, weil die spezifischen Standortbedingungen flachgründiger Kalkäcker nicht mehr bestehen. Viele dieser Äcker werden nicht mehr genutzt, andere sind durch Düngung in nährstoffreichere Felder überführt worden (KÜSTER 1994).

Zunächst bestanden dörfliche Siedlungen und ihre Wirtschaftsflächen nicht permanent an den gleichen Orten. Sie wurden nach einigen Jahrzehnten der Nutzung verlagert. An anderer Stelle wurden neue Siedlungen und Äcker angelegt, und auf den verlassenen Flächen bildeten sich im Verlauf von Sekundärsukzessionen erneut Wälder. Bei der Neubildung von Wäldern konnten sich auch Pflanzenarten etablieren, die vorher in den betreffenden Regionen nicht vorgekommen waren. In Pollendiagrammen, die den Verlauf der Vegetationsgeschichte widerspiegeln, ist klar zu erkennen, dass sich die Rotbuche im Gebiet zwischen den Alpen und Nord- und Ostsee so lange ausbreiten konnte, wie Verlagerungen von Siedlungen und Wirtschaftsflächen sowie Sekundärsukzessionen von Wäldern nachweisbar sind, nämlich beginnend in der Anfangsphase des Ackerbaus und endend genau zu dem Zeitpunkt, als feste Siedlungsstrukturen in Europa etabliert wurden. Während der Römerzeit, in der Siedlungen nicht verlagert wurden, breitete sich die Buche nicht aus, und es gelang ihr auch keine weitere Ausbreitung in der Zeit seit dem frühen Mittelalter (KÜSTER 1996, 1997). Im östlichen Mitteleuropa wurde im Verlauf immer wieder ablaufender Sekundärsukzessionen die Hainbuche häufiger, in den Westalpen die Fichte.

Völlig andere ökologische Einflüsse bestanden in der Umgebung ortsfester Siedlungen. Dort wurden die einzelnen Nutzungsräume, Acker, Grünland und Wald, stets in der gleichen Weise genutzt. In den Wäldern wurden ab dieser Zeit Gehölzarten begünstigt, die auch nach häufiger und intensiver Nutzung noch wieder ausschlagen, in weiten Teilen Europas beispielsweise die Hainbuche. Die häufig wiederholte Nutzung immer der gleichen Waldparzellen für die Gewinnung von Holz für die Erzschnmelze hatte den gleichen Effekt; die Hainbuche wurde häufiger, die Buche seltener (POTT 1981, 1993).

Generell ist in den Pollendiagrammen und bei den Nachweisen von Pflanzenarten durch Makrorestanalysen feststellbar, dass die Vielfalt an Pflanzenarten unter dem Einfluss des Menschen jahrtausendlang zunahm. Immer neue Taxa von Pflanzen konnten sich auf neuen Typen von Standorten etablieren, die der Mensch im Lauf der Zeit angelegt hatte. Nicht nur die oben schon erwähnte Vielfalt der Ackerstandorte nahm zu. In der Umgebung ortsfester Siedlungen entstanden Wiesen, Gärten, Weinberge, Hopfen- und Obstgärten, immer mehr verschiedene Ruderalstandorte, Wegränder, Straßenränder, Böschungen, später Bahndämme, Hafen- und Industriegelände. Auf allen diesen Plätzen konnten sich charakteristische Pflanzenarten ansiedeln (KÜSTER 1995).

Obwohl es noch längst nicht gelingt, jede Pflanzenart an ihrem Pollenkorn zu erkennen, so ist doch generell feststellbar, dass die Zahl der Pollentypen in den Pollendiagrammen mit der Zeit zunimmt. Dies ist als eine klare Reflektion der Zunahme der Biodiversität in der Kulturlandschaft zu werten. Zu sehr verschiedenen Zeitpunkten kamen weitere Pflanzenarten nach Mitteleuropa. Die Einteilung dieser Pflanzenarten in Archäophyten (Neuankömmlinge vor der Entdeckung Amerikas) und Neophyten (Neuankömmlinge nach der Entdeckung Amerikas) ist dabei viel zu schematisch; sie ist überdies auf der Basis von Vermutungen getroffen worden, die in vielen Fällen genauer Nachprüfung, vor allem durch archäobotanische Fundnachweise, nicht standhalten (KÜSTER 1994).

Die Landwirtschaft wurde bis zur Einführung systematischer Düngung nicht nachhaltig betrieben. Den Böden wurden durch Landwirtschaft Nährstoffe entzogen, die nicht kompensiert werden konnten. Dadurch wurde die Anzahl der Standorttypen in der Agrarlandschaft erhöht; es gab Standorte, die besonders arm an organischen Nährstoffen waren und auf denen nur eine Heidenutzung betrieben werden konnte, weitere, auf denen die Bodenkrume durch Erosion weitgehend abgetragen war, so dass sie sehr flachgründig geworden waren, nährstoffarmes Grünland, auf dem sich nur Streuwiesennutzung betreiben ließ, und andere übernutzte Bereiche, auf denen sich zahlreiche Pflanzenarten behaupten konnten, die anspruchsvollen Konkurrenten auf nährstoffreicheren Standorten unterlegen waren und sind.

Eine besonders große Biodiversität hatte sich in Mitteleuropa im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts herausgebildet. Die oben erwähnten Ruderalstandorte waren damals bereits vorhanden, es gab zahlreiche verschiedene übernutzte Bereiche in der Agrarlandschaft, wo keine nachhaltige Nutzung stattfand, also nicht gedüngt oder melioriert wurde, daneben aber auch intensiv genutzte Bereiche, wo der Nährstoffentzug oder fehlende Mineralstoffe durch Düngergaben kompensiert wurde. Verschiedene spezielle Formen der agrarischen Nutzung, die sich in den Jahrhunderten zuvor herausgebildet hatten, wur-

den noch betrieben, beispielsweise Nutzung von Nieder- und Hudewäldern, Streuwiesen, Schaftriften und Streuobstwiesen. Wo diese Nutzungsformen aufgegeben wurden, konnten ungestörte Sukzessionen ablaufen, wenn die genannten Bereiche nicht in Intensivnutzung überführt wurden oder aufgeforstet wurden. In dieser Zeit wurde die Biodiversität Mitteleuropas zum ersten Mal exakt und komplett erfasst (KÜSTER 1995).

Durch die systematische Düngung von Agrarflächen wurden seitdem frühere Standortunterschiede egalisiert. Im Grunde genommen wurden dadurch Agrarflächen erstmals nachhaltig genutzt; das Prinzip der Nachhaltigkeit besagt ja, dass einem Standort nur die Menge an Substanz entzogen werden darf, die durch Kompensation ersetzt wird und nachwächst. Die Erträge auf den intensiver genutzten Flächen stiegen erheblich an, so dass die Agrarflächen verkleinert werden konnten. Viele ehemals extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen wurden seit dem 19. Jahrhundert aufgeforstet; Zeugnis davon legen die älteren Wölbackerstrukturen ab, die man am Boden zahlreicher künstlich begründeter Wälder finden kann.

In Forsten und anderen dicht geschlossenen Wäldern, auf intensiv genutzten Äckern und Wiesen kommen nur recht wenige Pflanzenarten vor. Gegenüber dem Zustand des 19. und 20. Jahrhunderts ist eine Abnahme der Biodiversität deutlich erkennbar. Diese Abnahme der Zahl der Pflanzenarten wird genauso wie die erste vollständige Inventur der Arten aus dem 19. Jahrhundert genau durch Schriftzeugnisse erfasst. Die Arten-Inventuren sind die Grundlagen für die Roten Listen, mit deren Herausgabe vor der weiteren Abnahme der Biodiversität gewarnt wird.

Man muss sich aber im klaren darüber sein, dass die Inventare von Pflanzen- und Tierarten aus dem 19. und frühen 20. Jahrhundert keinen statischen Zustand von Umwelt beschreiben, der in einer „Guten alten Zeit“ lange dauernd geherrscht hat. Im Grunde genommen war diese Zeit genauso eine Zeit des Wandels wie alle anderen Perioden; das Nebeneinander von besonders zahlreichen verschiedenen Standorten mit einer besonders hohen Biodiversität bestand nur in einer kurzen Episode der Landschaftsgeschichte (KÜSTER 1995).

Konsequenzen aus der historischen Betrachtung zur Biodiversität

Mitteleuropa und viele andere Regionen der Erde sind seit Jahrtausenden von menschlicher Kultur geprägt. Die Ökosysteme sind vom Menschen erheblich verändert worden. Unter diesem menschlichen Einfluss entwickelte sich auch die Biodiversität. Die Areale zahlreicher Tier- und Pflanzenarten veränderten sich, indem sie größer oder kleiner wurden. Populationen wurden voneinander getrennt und entwickelten sich genetisch isoliert voneinander weiter.

Anthropogener Einfluss trug auf diese Weise zur Veränderung der Floren- und Faunengröße bei; Prozesse der Artbildung und des Aussterbens standen unter menschlichem Einfluss.

Den Roten Listen ist zu entnehmen, dass offenbar vor allem solche Arten vom Verschwinden bedroht sind, von denen wir annehmen, dass sie für unsere Umwelt besonders charakteristisch sind. Man könnte auch sagen, dass diese Pflanzen- und Tierarten für unsere Kultur besondere Bedeutung haben. Ein etwaiges Verschwinden von Taxa, die taxonomisch bzw. kulturell nie wahrgenommen wurden, wird nicht evident. Arten mit Bedeutung für unsere Kultur sind nicht nur mehr oder weniger eindeutig taxonomisch beschrieben, sondern es gibt auch Geschichten über sie (Wolf, Hase, Fischadler), sie haben Bedeutung in der Volksmedizin gehabt (Orchideen- und Enzianarten), oder sie sind Symbole für Landschaften (z.B. die Silberdistel für die Schwäbische Alb).

Zugleich haben sich weitere Neophyten ausgebreitet; daher ist eine generelle Abnahme der Artenvielfalt nicht zu beobachten. Es darf also nicht vor einer generellen Verringerung der Biodiversität in Mitteleuropa gewarnt werden; vielmehr muss klar gesagt werden, dass das Verschwinden von charakteristischen Pflanzen- und Tierarten verhindert werden muss, die Bedeutung für unsere Umwelt und unsere Kultur haben, also Identität stiften.

Wenn einem dieses Schutzziel am Herzen liegt, ist es notwendig, korrekt zu argumentieren. Berücksichtigt man die in diesem Artikel geäußerten Gedanken, die sich aus der historischen Betrachtung der Entwicklung von Ökosystemen ableiten lassen, wird deutlich, dass „Naturschutz“ im eigentlichen Sinne des Wortes nicht exakt das Schutzziel ist, das die aktuell vorhandene Biodiversität in Mitteleuropa erhält. Naturschutz im eigentlichen Sinn sollte den Wandel in unserer Umwelt und ein völliges Aufhören des menschlichen Einflusses zulassen. Im Verlauf dieses Wandels würden zahlreiche Tier- und Pflanzenarten verschwinden, die in früheren Jahrtausenden nur durch die Öffnung der Agrarlandschaft und deren intensive Nutzung in Mitteleuropa heimisch wurden. Zu solchen Pflanzenarten zählen zahlreiche Gewächse der Magerrasen, Heiden, Hude- und Niederwälder, Streuwiesen und Äcker auf flachgründigen Böden. Konsequenter betriebener Naturschutz in der Kulturlandschaft Mitteleuropas steht damit also, wenn man klar über die Ziele des Schutzes nachdenkt, einem Erhalt der Biodiversität entgegen.

Genauso wenig nützt eine immer wieder geforderte nachhaltige Nutzung der Landschaft dem Erhalt der zu großen Teilen kulturell beeinflussten Artenvielfalt. Will man die Vorkommen charakteristischer Pflanzenarten von Magerrasen erhalten, kommt es ja gerade darauf an, die Standorte nicht nachhaltig zu nutzen, damit die dort wachsenden schwachen Kon-

kurrenten weiterhin auf diesen Standorten vorkommen können.

Es ist eine Illusion, dass sich in der Kulturlandschaft die Ziele „konsequenter Naturschutz“ sowie „Erhalt von Landschafts-Identität und Artenvielfalt“ vereinen lassen. Diese Ziele widersprechen sich: Auf der selben Fläche kann nicht zugleich die Natur, die Identität einer Landschaft und die Biodiversität geschützt werden, und das kann nicht zugleich noch durch nachhaltige Landschaftsnutzung geschehen. Es ist wichtig, sich beim Schutz der vom Menschen schon lange beeinflussten Landschaft für die einen oder die anderen Schutzziele zu entscheiden.

Es ist einerseits möglich, die Identität einer Landschaft zu bewahren, aber dies kann nur durch Fortsetzung einer früher etablierten Nutzung geschehen, bei der ein Maximum an Nährstoffentzug stattfindet; dadurch bliebe das Bild eines Magerrasens oder einer Streuwiese in vertrauter Weise erhalten, und auch die für diese Ökosysteme charakteristischen Tier- und Pflanzenarten könnten weiterhin vorkommen. Gerade aber nachhaltige Landschaftsnutzung ist nicht gefragt, wenn es um den Schutz dieser Landschaften mit ihrer hohen Biodiversität geht!

Andererseits könnte man sich für konsequenten Naturschutz entscheiden und bestimmte Bereiche sich selbst überlassen. Zahlreiche unter Schutz stehende Pflanzen- und Tierarten werden dann verschwinden; statt dessen werden sich aber neue Arten entwickeln, die in der Zukunft charakteristisch für die sich neu entwickelnden Ökosysteme sein werden, in denen die „Natur regiert“, das heißt, Sukzessionen und Wandel ungehindert ablaufen können.

Welcher dieser beiden Wege eingeschlagen wird, muss auf der Basis eines Prozesses der Abwägung entschieden werden. Auf jeden Fall muss klar sein, dass man ein Vorkommen von geschützten und charakteristischen Pflanzen- und Tierarten, die für uns kulturelle Bedeutung haben, nur dann sichern kann, wenn man gerade keine nachhaltige Landschaftsnutzung bzw. ein „sustainable development“ propagiert. Ständiges Management der Flächen ist notwendig, es ist so weit wie möglich an frühere Nutzungsstrategien anzugleichen, und „Naturschutz“ im eigentlichen Sinne ist gerade dieses nicht.

Grundsätzlich anders zu beurteilen sind die Verhältnisse in Regionen, in denen Waldgebiete heute zum ersten Mal einer intensiven Nutzung zugeführt werden, wie dies in weiten Bereichen der Tropischen Regenwälder der Fall ist. Dort wird, wenn man die Nutzung verhindert und die Bereiche unter Naturschutz stellt, tatsächlich die bisher entstandene Artenvielfalt geschützt, die aber nicht die Artenvielfalt der Kulturlandschaft, sondern einer vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Region ist. Auch kann man sich mit Recht darüber Gedanken machen, wie man eine nachhaltige Nutzung (auf niedrigem Niveau) in den Regenwäldern durchführt, ohne zahlreiche Arten

auszurotten. Dabei ist zu bedenken, dass die Tropischen Regenwälder während der Eiszeiten zwar ihre Ausdehnung veränderten, dass aber keine derart umfangreichen Arealverschiebungen der Pflanzen auftraten. Tropische Regenwälder konnten sich „ungestörter“ entwickeln; die dort vorkommenden Species mussten sich nicht in derart starkem Maße darin „bewähren“, neue Standorte zu „erobern“, wie dies für mitteleuropäische Pflanzen- und Tierarten der Fall ist. Pflanzenarten der Tropen sind daher erheblich empfindlicher gegen Veränderungen ihrer Umwelt als die Arten Mitteleuropas, unter denen nur solche zu finden sind, die mehrfache radikale Umweltveränderungen überdauerten.

In der Kulturlandschaft muss eine Entscheidung darüber gefällt werden, ob man künftig ihre Identität und Artenvielfalt schützen will oder ob man dort der Natur freien Lauf lassen will; nur in noch weitgehend oder völlig natürlichen Ökosystemen wie manchen Bereichen der tropischen Regenwälder lassen sich dagegen die verschiedenen Schutzziele, also Schutz der Natur, ihrer Biodiversität und der Identität der Landschaft, miteinander vereinigen. Es kommt darauf an, diesen grundsätzlichen Unterschied beim Schutz von Kultur- und Naturlandschaften klar zu erkennen, damit es gelingt, jeweils präzise Schutzziele für den Erhalt der Biodiversität zu formulieren.

Literatur

KONNERT, Monika & Fritz BERGMANN (1995): The geographical distribution of genetic variation of silver fir (*Abies alba*, Pinaceae) in relation to its migration history.- *Plant Syst. and Evol.* 196: 19-30.

KÜSTER, Hansjörg (1990): Gedanken zur Entstehung von Waldtypen in Süddeutschland.- *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 2: 25-43.

———— (1993): Die Entstehung von Vegetationsgrenzen zwischen dem östlichen und dem westlichen Mitteleuropa während des Postglazials.- Aus: LANG, Amei; Hermann PARZINGER & Hansjörg KÜSTER: Kulturen zwischen Ost und West. Das Ost-West-Verhältnis in vor- und frühgeschichtlicher Zeit und sein Einfluss auf Werden und Wandel des Kulturraums Mitteleuropa.- Akademie Verlag, Berlin: 473-492.

———— (1994): Vielfalt und Monotonie von Ackerstandorten und deren Auswirkungen auf die Unkrautflora. Eine Betrachtung aus der Sicht der historischen Geobotanik.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft 1: Naturschutz in der Agrarlandschaft.* Potsdam 1994: 4-7.

———— (1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa.- Verlag C.H. Beck, München.

———— (1996): Auswirkungen von Klimaschwankungen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Arealverschiebung von Pflanzen und die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder.- *Forstwiss. Cbl.* 115: 301-320.

———— (1997):

The role of farming in the postglacial expansion of beech and hornbeam in the oak woodlands of central Europe.- The Holocene 7: 239-242.

———— (1998):

Geschichte des Waldes.- Verlag C.H. Beck, München.

LANG, Gerhard (1994):

Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse. Verlag Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York.

MÄGDEFRAU, Karl (1968):

Paläobiologie der Pflanzen. 4. Auflage.- Verlag Gustav Fischer, Stuttgart.

POTT, Richard (1981):

Der Einfluss der Niederholzwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. Tuexenia 1: 233-244.

———— (1993):

Farbatlas Waldlandschaften. Ausgewählte Waldtypen und Waldgesellschaften unter dem Einfluss des Menschen.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

———— (1997):

Von der Urlandschaft zur Kulturlandschaft - Entwicklung und Gestaltung mitteleuropäischer Kulturlandschaften durch den Menschen.- Verh. d. Ges. f. Ökologie 27: 5-26.

SPEIER, Martin (1996):

Paläoökologische Aspekte der Entstehung von Grünland in Mitteleuropa.- Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 8: 199-220.

STEBBINS, G. Ledyard (1966):

Processes of Organic Evolution.- Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Hansjörg Küster
Universität Hannover
Institut für Geobotanik
Nienburger Straße 17
D-30167 Hannover

Verlust und Rückkehr von Arten - Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in den Wäldern

Helmut VOLK

Pflanzen und Tiere sind in den genutzten Wäldern Mitteleuropas weniger gefährdet und besser geschützt als viele Teile des Naturschutzes und der Öffentlichkeit dies annehmen. Weshalb dies so ist, soll begründet werden. Die Wälder erbringen enorme Leistungen für den Arten-, Biotop- und Naturschutz. Arten gehen dort nicht nur verloren, hoch gefährdete Arten kehren dort wieder zurück. Weder die Fachwelt des Naturschutzes noch die Öffentlichkeit nehmen bisher in geeigneter Weise davon Kenntnis. Dies sollte nicht so bleiben. Das Forum der Akademie für Naturschutz bietet eine Gelegenheit, auf neue Erkenntnisse zum Arten- und Biotopschutz in den Wäldern Deutschlands hinzuweisen, die eine bessere, eine neue Einschätzung der genutzten Wälder als Lebensraum für Pflanzen und Tiere erlauben.

Forstwirtschaft unterscheidet sich von der Landwirtschaft

Ein wichtiges Hindernis, die Wälder unserer Kulturlandschaft objektiver als bisher hinsichtlich ihrer Leistungen für den Arten- und Biotopschutz zu be-

werten, besteht in der Gleichsetzung von Forstwirtschaft mit der Landwirtschaft in der Frage Gefährdung und Vernichtung von Arten durch Nutzung. Ausgangspunkt ist die These der Roten Listen für Pflanzen, Forstwirtschaft stelle nach der Landwirtschaft das höchste Gefährdungsrisiko dar. Daraus wird in der breiten Naturschutzarbeit abgeleitet, Forstwirtschaft trage in Mitteleuropa nach der Landwirtschaft am meisten zum Artenschwund für Pflanzen bei (BfN 1996; KORNECK & SUKOPP 1988; JEDICKE 1997, Kap. 3) (Abb. 1).

Bei den Tieren ist die Bewertung der Forstwirtschaft als vermuteter Artenvernichter komplizierter, weil es viele, ganz unterschiedliche Tiergruppen gibt mit sehr verschiedenen Lebensraumansprüchen. In der Tendenz stellen wir bei den Architekten der Roten Listen der Tiere eine analoge Denkweise fest (JEDICKE 1997, Kap. 10-20; 25-33). Am Beispiel des Buntspechtes, dem Vogel des Jahres 1997, soll dies erläutert werden. Der Buntspecht nutzt als Lebensraum auch Streuobstwiesen mit Hochstämmen. Diese verschwinden bekanntlich aus unserer Landschaft.



Abbildung 1

Anzahl der Nennung des Verursachers Forstwirtschaft als Risiko für gefährdete Pflanzen. Rote Liste, Stand 1988. Die Forstwirtschaft rückt in den Roten Listen innerhalb von 10 Jahren vom 6. auf den 2. Rang als Hauptverursacher nach der Landwirtschaft (nach KORNECK & SUKOPP 1988).

Er nutzt auch die Wälder. Obwohl der Bestand an Buntspechten in Deutschland hoch ist – er wird auf 200.000 Paare geschätzt – geht eine Artenschwundprognose von der genannten Gleichsetzung von Land- und Forstwirtschaft aus.

Der Gedanke ist dabei folgender: Weil die Streuobstflächen abnehmen und gleichzeitig die Wälder in Deutschland durch Forstwirtschaft rasant von Mischwäldern mit Totholz zu einförmigen Altersklassenwäldern entwickelt werden, hat der Buntspecht kaum Überlebenschancen.

Unter diesen Voraussetzungen wurde die Kampagne für den Buntspecht als Vogel des Jahres 1997 im Naturschutz gesteuert. Für interessierte Fachleute und Naturschützer soll jedoch festgehalten werden: Die Tendenz vom raschen Umbau strukturreicher Laubmischwälder in strukturarme Altersklassenwälder aus Nadelholz ist nicht feststellbar. Das Gegenteil ist der Fall. Deshalb war die Lebensgrundlage für den Buntspecht seit 200 Jahren in den Wäldern kaum jemals so gut wie heute. Kein Artenschwund, eher eine Ausbreitung ist in den Wäldern zu erwarten (ANL 1997). Aus der Gleichsetzung von Land- und Forstwirtschaft entsteht eine unzutreffende und für die Wälder nachteilige Naturschutzsicht vom Artenschwund. Die Beispiele könnten erweitert werden.

Ein weiteres Hindernis, die hohe Bedeutung der Wälder für den Artenerhalt objektiv zu würdigen, sind Vorurteile im Naturschutz. Dazu gehört die Meinung, Forstwirtschaft sei wie die Landwirtschaft eine Nutzung, die ständig intensiviert würde (BfN 1996; JEDICKE 1997). Das Gegenteil ist oft genug bewiesen worden. Die Roten Listen der Pflanzen durchzieht diese Betrachtungsweise aber durchgehend in allen Pflanzengruppen, also Pflanzen, Moose, Algen, Flechten, Pilze usw. Auch die spärlichen Ergänzungen und Richtigstellungen zu den neuesten Roten Listen der Pflanzen enthalten diese Grundauffassung. Immer wieder wurden Versuche unternommen, diese Fehleinschätzungen zu berichtigen (AK FORSTL. LANDESPFLEGE 1986; DT. FORSTVEREIN 1997; ELLENBERG 1986, 1987; KLÖCK 1989, 1990; MÜLLER 1997; SPAHL & VOLK 1983; VOLK & SCHLENSTEDT 1991; VOLK & SCHÄFER 1994 a,b; VOLK 1998). Das scheiterte bisher an naturschutzfachlichen, naturschutzpolitischen und agrarpolitischen Gründen.

Naturschutzfachlich behindert die geobotanische Theorie von einstiger Artenfülle und Artenschwund eine realistische Sicht der Dinge (ELLENBERG 1987; MÜLLER 1997). Diese Theorie bestimmt wie keine andere den nationalen und internationalen Naturschutz. Artenfülle und Artenschwund werden für die Wälder an irrealen Bezugspunkten gemessen. Einerseits an der vermuteten, letztlich aber nicht bewiesenen Artenfülle von Urwäldern, die vor Jahrtausenden bestanden und die wegen der damals äußerst geringen Bevölkerungsdichte kaum flächig genutzt

waren. Andererseits wird Artenschwund durch einen unzulässigen Vergleich hergeleitet. Es wird die höchste gemessene Artenfülle in der Mitte des 19. Jahrhunderts mit der heutigen, veränderten Artenfülle verglichen. Dabei wird übersehen, dass die höchste Artenfülle von einst ein Produkt von Raubbau, Landschafts-, Boden- und Waldzerstörung war, die unsere heutigen Naturschutz- und Waldgesetze zu Recht niemals dulden könnten (VOLK & SCHLENSTEDT 1991; VOLK & SCHÄFER 1994 a,b).

Einige Erläuterungen hierzu. Der Waldanteil in Deutschland war bis 1850 auf ein Minimum vermutlich zwischen 10 und 20% herabgesunken. Die Waldreste waren im Durchschnitt keine hoch aufragenden, geschlossenen Wälder, sondern überwiegend niedrigwüchsige Waldstrukturen mit gleichzeitiger landwirtschaftlicher Nutzung. Diese intensive (nicht wie vermutet extensive) Landnutzung sorgte für erhebliche Bodenzerstörung und Bodenabtrag auf riesigen Flächen. Dies begünstigte wiederum jenen Teil der lichtbedürftigen Pflanzenarten und der Pionierflora, die heute mit Schwerpunkt auf der Roten Liste stehen, weil wir heute in den Wäldern im Durchschnitt bessere Bedingungen des Boden- und Wasserhaushaltes antreffen, also stabilere Bodenverhältnisse und deutlich geringere, ja minimale Anfälligkeit der Waldböden für Erosion haben. Die Folge davon ist, dass extrem lichtbedürftige und die extremen Böden bevorzugenden Pflanzenarten in den Wäldern heute deutlich weniger konkurrenzfähig sind als zur Zeit der höchsten Artenfülle. Sie werden von anderen Pflanzen auf natürliche Weise verdrängt. Eine für die natürlichen Ressourcen und den Naturhaushalt insgesamt also relativ günstig zu beurteilende Entwicklung unserer Kulturlandschaft Wald seit 150 Jahren wird durch die Rote-Listen-Betrachtung von Gefährdung und Schwund vieler Arten ins Gegenteil verkehrt und damit negativ beurteilt.

Naturschutzpolitisch wird die Diskussion um den Verursacher Forstwirtschaft für den Artenschwund vor allem von den Spitzen der Naturschutzverwaltungen und von den Naturschutzverbänden so geführt, dass die positive Seite dieser Landnutzung für den Artenerhalt nicht mehr aufscheint. Triebfeder hierfür ist die Naturschutzzielsetzung einer Abtrennung der für den Arten- und Biotopschutz besonders wichtigen Waldflächen von der Forstwirtschaft, von der Forstverwaltung und ihre Hinführung in eigenständige, von der Forstwirtschaft unabhängige Management- und Verwaltungsstrukturen. Kompetenzfragen verhindern in vielen Teilen Deutschlands eine sachliche Beurteilung des Verursachers Forstwirtschaft. Dieser Standpunkt sollte sich nicht verfestigen. Gleichzeitig wird ja von Naturschutzseite erwartet, dass auf der ganzen Waldfläche Naturschutzziele integriert werden sollen.

Durch agrarpolitische Rahmenbedingungen sind schließlich Fehleinschätzungen über die Rolle der Forstwirtschaft für Artengefährdung und Artenrück-

gang möglich. Es gibt die notwendige enge Verbindung von Landwirtschaft und Forsten im politischen Bereich, weil sie im bäuerlichen Betrieb und im Großprivatwald Wirklichkeit ist. Dennoch ist eine Gleichsetzung von Land- und Forstwirtschaft im Artenschutzbereich unbegründet. Der Waldbauer und Großprivatwaldbesitzer nutzt seinen Wald im Durchschnitt ganz anders als die landwirtschaftliche Nutzfläche. Er lässt den Wald alt werden, er greift selten in die Wälder ein, er düngt kaum oder nicht, er benutzt wenig Pestizide. Platz für Totholz gibt es auch im Privatwald und Biotopstrukturen mit Vorkommen gefährdeter Arten treffen wir auch im Privatwald an. Der Nutzungswille der Privatwaldbesitzer ist außerdem sehr unterschiedlich ausgeprägt. Viele Besitzer sind an der Nutzung kaum mehr interessiert, wodurch Biotoperhalt und die Verwirklichung des Prozessschutzgedankens auch im Privatwald flächig nachweisbar sind.

Gefährdung und Artenverlust in den Wäldern

Die naturschutzfachliche Diskussion über Gefährdung und Verlust geht dann fehl, wenn sie Gefährdungstatbestände mit Artenverlusten gleichsetzt, mit Verlusten, die in Wirklichkeit gar nicht stattfinden. Ein Musterbeispiel sind die Kampagnen in den Medien, die um die Herausgabe von Roten Listen inszeniert werden. Als die neuen Roten Listen der Pflanzen und der Tiere erschienen, wurden die Gefährdungstatbestände für Pflanzen und Tiere in Deutschland in direkte Verbindung mit dem weltweit verzeichneten Artenschwund gebracht. Bei den Tieren stellen die Roten Listen fest, 33% der Säugetiere und 27% der Brutvögel seien gefährdet. Die möglichen Gefährdungen in Deutschland werden in Verbindung mit den weltweit vorhandenen Trends von Aussterbevorgängen vorgestellt. Danach würden auf der Erde von 270.000 bekannten Blüten- und Farnpflanzen 12,5% in der Verlustliste stehen. Die Chancen für ihren Erhalt seien sehr ungünstig.

In Mitteleuropa sind die Verhältnisse anders, die Voraussetzungen für den Artenerhalt sind wesentlich günstiger. Es wird zu wenig klar erläutert, was in Deutschland Gefährdung in Roten Listen bedeutet. Sie gibt ein Urteil darüber ab, wie Experten mögliche, nicht die tatsächlichen Artenverluste einstufen. Hinzu kommt, dass die Gefährdungsbeurteilung bei den am stärksten gefährdeten Arten keinen Raum zur Darstellung positiver Trends lässt. Ein Beispiel dazu: Der Dreizehenspecht galt in Baden-Württemberg seit 1890 als ausgestorben (LfU 1975). Bis zur Wiederentdeckung im Jahre 1993 befand sich die Art in der Gefährdungskategorie 0, d.h. ausgestorben. Heute sind in Baden-Württemberg mehr Dreizehenspechtvorkommen bestätigt als je in 150 Jahren angegeben wurden. Die Art wird aber nicht positiv durch die Rote Liste beurteilt, sondern negativ. In der Roten Liste steht sie heute in der Kategorie 1, d.h. vom Aussterben bedroht (JEDICKE 1997, S. 257). Das

Entscheidende kommt dadurch nicht zum Ausdruck. Der Dreizehenspecht hat in totholzreichen Fichtenwäldern Baden-Württembergs auch außerhalb von Naturwaldreservaten (Bannwäldern) Fuß gefasst. Er ist klar im Aufwärtstrend. Das System der Roten Listen gibt sowohl der Forstwirtschaft als Nutzung, die Totholz in Fichtenwäldern zulässt, als auch den Wäldern als naturnahen Ökosystemen keine Chance zur Leistungsdarstellung.

Ähnlich verhält es sich mit dem Biber. In vielen Bundesländern wie Bayern (ZAHNER 1997), Sachsen-Anhalt (DORNBUSCH 1988), Hessen (HLFWW 1998) hält der Biber diejenigen Lebensräume besetzt, die für ihn geeignet sind (REICHHOLF 1997). Forstwirtschaft hat diesen Aufwärtstrend aktiv gefördert und begleitet. Trotzdem sind die Biber deutschlandweit als stark gefährdet (Kategorie 2) eingestuft und die Forstwirtschaft wird als entscheidender Gefährdungsfaktor in den Roten Listen genannt (JEDICKE 1997, S. 240ff).

Die Gefährdungsdarstellung ist teilweise vom grundsätzlichen Ansatz her problematisch. Am Beispiel der Säugetiere sei dies skizziert. Großsäuger wie Elche, Auerochse, Braunbär, Wildpferd und Wolf werden in ganz Deutschland und in den Bundesländern als höchst gefährdet, in diesem Falle als ausgestorben bezeichnet. Wer unsere Natur in Mitteleuropa wohlwollend beurteilt, kommt zum Ergebnis, dass die meisten dieser Tiere aus vielerlei Gründen deutschlandweit keine dauerhafte Chance haben können. Trotzdem werden diese Arten in der höchsten Gefährdungsstufe als Ausdruck einer vorhandenen Gefährdung bewertet. Ein überzeichnetes Gefährdungspotential wird dadurch in den Roten Listen aufgebaut. Im Falle der Roten Liste der Säugetiere sind es 7-10% aller gefährdeten Arten, die so charakterisiert werden können (JEDICKE 1997, S. 243 ff). Bei ihnen liegt der Zeitpunkt des Aussterbens lange zurück, und die Chancen der dauerhaften Wiederansiedlung sind gering.

Es sind also die Beurteilungsmaßstäbe der Roten Listen maßgeblich daran beteiligt, dass die Nutzung Forstwirtschaft keine ausreichende Chance zur Darstellung ihres Beitrages für den notwendigen Artenerhalt in unserer Zeit eingeräumt bekommt. Dennoch geschieht in den Wäldern für den Artenerhalt viel. Die Forstwirtschaft ist dabei, auch eine Nachhaltigkeit des Erhalts gefährdeter Arten im Wald zu akzeptieren und danach zu handeln. Dies soll als Ergänzung zur Darstellung der Rolle der Forstwirtschaft in den Roten Listen beispielhaft erläutert werden.

Artenerhalt und Artenrückkehr durch Forstwirtschaft

Nachweise dafür ergeben sich aus den Roten Listen selbst. Anhand der Roten Listen der Pflanzen wurde gezeigt, dass im Walde nicht die durchschnittliche Gefährdung bei den Farn- und Blütenpflanzen vor-

liegt, sondern eine deutlich geringere. Der Anteil gefährdeter Waldarten unter den Farn- und Blütenpflanzen ist deutlich geringer als der Anteil der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen, des Offenlandes und der Gewässer (DEUTSCHER FORSTVEREIN 1997; VOLK 1998) (Abb. 2). Solche speziellen auf den Wald bezogenen Betrachtungsweisen halten die Roten Listen nicht bereit. Sie sind aber erforderlich,

um die besondere Situation der Wälder angemessen zu würdigen.

Der Blick soll von den Pflanzen wieder zu den Tieren gelenkt werden. Besonders kritisch wird die Totholz-Situation in den Wäldern eingeschätzt. Angesprochen sind damit die Tierartengruppen Vögel, Wespen, Immen und in besonderem Maße die Totholzkäfer. Allein aus Gründen des Schutzes gefähr-

Zahl und Gefährdung von Tiergruppen:		Maßnahmen:						
 Säugetiere	<table border="1"> <tr><td colspan="2">93 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">76% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>36% gefährdet im Wald (Waldrand, Baumhöhlen)</td><td></td></tr> </table>	93 Arten insgesamt		76% gefährdet in Wald und Flur		36% gefährdet im Wald (Waldrand, Baumhöhlen)		Pflege strukturreicher Waldränder; Totholzprogramm Pflege strukturreicher Waldränder; größere Strukturvielfalt in Wäldern, Biotopausweisung, Vorteile für: Höhlenbrüter, Wassermotz, Eisvogel, Kranich u.v.a.m. Biotopausweisung Überarbeitung der Roten Liste Totholzbewohner; die Gefährdung ist geringer als angenommen Pflege von Waldrändern auf trockenwarmen Standorten Totholzprogramm und Waldrandpflege
93 Arten insgesamt								
76% gefährdet in Wald und Flur								
36% gefährdet im Wald (Waldrand, Baumhöhlen)								
 Vögel	<table border="1"> <tr><td colspan="2">255 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">50% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>20% gefährdet im Wald (Höhlen, Waldrand, Strukturen)</td><td></td></tr> </table>	255 Arten insgesamt		50% gefährdet in Wald und Flur		20% gefährdet im Wald (Höhlen, Waldrand, Strukturen)		
255 Arten insgesamt								
50% gefährdet in Wald und Flur								
20% gefährdet im Wald (Höhlen, Waldrand, Strukturen)								
 Lurche	<table border="1"> <tr><td colspan="2">19 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">60% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>10% gefährdet im Wald Springfrosch (Laubwald), Feuersalamander (Quellen)</td><td></td></tr> </table>	19 Arten insgesamt		60% gefährdet in Wald und Flur		10% gefährdet im Wald Springfrosch (Laubwald), Feuersalamander (Quellen)		
19 Arten insgesamt								
60% gefährdet in Wald und Flur								
10% gefährdet im Wald Springfrosch (Laubwald), Feuersalamander (Quellen)								
 Käfer	<table border="1"> <tr><td colspan="2">4000 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">40% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>36% gefährdet im Wald (Totholz, Blüten)</td><td></td></tr> </table>	4000 Arten insgesamt		40% gefährdet in Wald und Flur		36% gefährdet im Wald (Totholz, Blüten)		
4000 Arten insgesamt								
40% gefährdet in Wald und Flur								
36% gefährdet im Wald (Totholz, Blüten)								
 Großschmetterlinge	<table border="1"> <tr><td colspan="2">1300 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">41% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>12% gefährdet im Wald (Waldrand, trocken, feucht, Weichholz)</td><td></td></tr> </table>	1300 Arten insgesamt		41% gefährdet in Wald und Flur		12% gefährdet im Wald (Waldrand, trocken, feucht, Weichholz)		
1300 Arten insgesamt								
41% gefährdet in Wald und Flur								
12% gefährdet im Wald (Waldrand, trocken, feucht, Weichholz)								
 Wespen, Immen	<table border="1"> <tr><td colspan="2">1750 Arten insgesamt</td></tr> <tr><td colspan="2">40% gefährdet in Wald und Flur</td></tr> <tr><td>30% gefährdet im Wald (Totholz, Waldrand, Rohboden, Blüten)</td><td></td></tr> </table>	1750 Arten insgesamt		40% gefährdet in Wald und Flur		30% gefährdet im Wald (Totholz, Waldrand, Rohboden, Blüten)		
1750 Arten insgesamt								
40% gefährdet in Wald und Flur								
30% gefährdet im Wald (Totholz, Waldrand, Rohboden, Blüten)								

Abbildung 2

Gefährdung von Tiergruppen im Wald. Die Gefährdung ist im Wald teilweise deutlich geringer als außerhalb des Waldes. Dargestellt sind die jeweiligen Querbalken: Die Anzahl der Arten insgesamt je Tiergruppe (oben); die Prozentanteile der in Wald und Flur gefährdeten Arten; die Prozentanteile der im Wald gefährdeten Arten. Grundlage bilden die Roten Listen der Tiere, Stand 1988. Artenschutzmaßnahmen zur Förderung der gefährdeten Arten sind angegeben (DEUTSCHER FORSTVEREIN 1997).

Gefährdete Arten
%

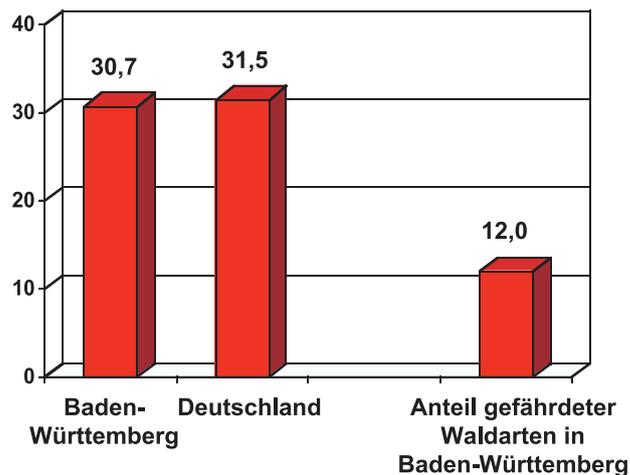
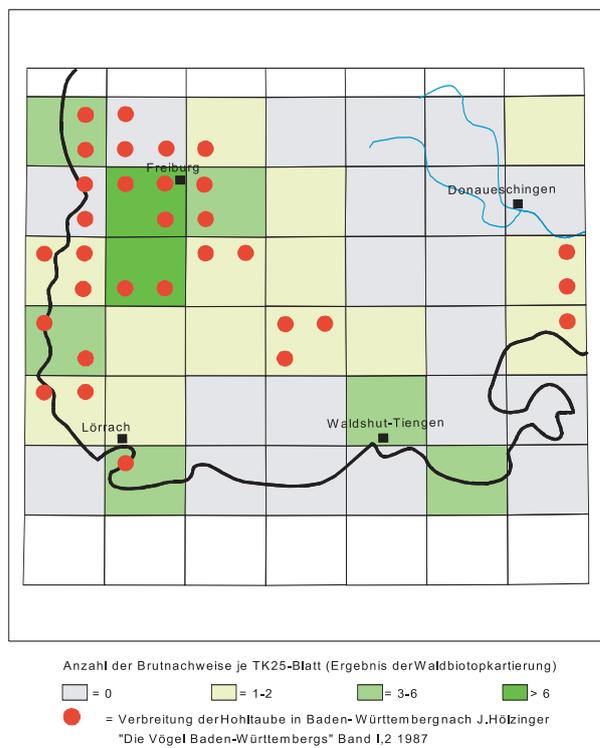


Abbildung 3

Gefährdung von Waldarten im Vergleich zu allen Farn- und Blütenpflanzen in Baden-Württemberg (LfU 1986) und in Deutschland (BfN 1996, VOLK 1998).

Abbildung 4

Vorkommen der Hohltaube als gefährdete Leitart in alten Buchenwäldern im Südschwarzwald. Dargestellt sind die im Rahmen der Waldbiotopkartierung festgestellten Brutnachweise je Kartenblatt 1:25.000. Zum Vergleich sind die von HÖLZINGER (1987) erfassten Brutnachweise angegeben. Die verbesserte Situation des Hohltaubenbestandes wird deutlich (nach GEISEL 1996, ergänzt).



deter Vogelarten wird gefordert, 10 bis 20% der Wälder aus der Nutzung zu nehmen (LANA 1992, JEDICKE 1997, S. 251). Ähnliche Größenordnungen an Flächen werden für den Erhalt der Totholzkäfer genannt. Die Bedrohung der Arten ist aber in den Wäldern weit geringer als die Roten Listen dies unterstellen (Abb. 3).

Bei totholzbewohnenden Vögeln wurde Anfang der 80er Jahre befürchtet, Schwarzspecht, Hohltaube, Rauhußkauz könnten in Baden-Württemberg aussterben (KROYMANN 1981). Ähnliches wurde für den Mittelspecht behauptet (DILGER & SPÄTH

1984; HÖLZINGER 1987). Diese Befürchtungen sind nicht eingetreten. Man kann vielmehr forstlicherseits nachweisen, dass den genannten Totholz bewohnenden Vögeln große Waldflächen als Lebensraum zur Verfügung stehen und künftig angeboten werden, die von den Arten genutzt werden können. Der Nachweis des flächenhaften Vorkommens der Habitate in den Wäldern ist möglich. Er wurde für den Mittelspecht geführt (VOLK 1996). Für den Schwarzspecht, die Hohltaube und den Rauhußkauz ist er regional mit Einschränkungen möglich (GEISEL 1996) (Abb. 4). Wir wissen ziemlich gut, wie

die Struktur unserer Wälder aussieht, wie die Buchenwälder mit Nadelholzwäldern in Mischung stehen. Daher ist aus forstlicher Sicht die These möglich, dass der Artenerhalt von Hohltaube, Schwarzspecht, Rauhfußkauz durch nachhaltige Forstwirtschaft sicher gestellt ist. Dies wird freilich in den Roten Listen bestritten.

Einige Rote Listen sind im Bereich der Wälder zu schlecht durch Nachweise der gefährdeten Arten in der Fläche untermauert. Dies trifft unter anderem für die Totholzkäferfauna zu. Einer der schönsten Käfer der Totholzfauna ist der Alpenbock (*Rosalia alpina*) (Abb. 5). Die Rote Liste unterstellt, es gäbe nur ein einziges, hoch gefährdetes Vorkommen in Baden-Württemberg (GEISER 1980). Im Rahmen der Arbeiten eines der ökologischen Lehrreviere der Forstverwaltung in Baden-Württemberg und durch die Waldbiotopkartierung wurde festgestellt, dass es auf der Schwäbischen Alb zahlreiche Vorkommen dieser vom Aussterben bedrohten Art gibt (DIETERLE 1995; GATTER 1997). Was für den Alpenbock (*Rosalia alpina*) gilt, ließe sich für viele andere Arten wahrscheinlich ebenfalls nachweisen. Aus der Beurteilung der vorhandenen Totholzvorräte in den Wäldern, den Lebensräumen der Totholzfauna, kann man ableiten, dass die Rote Liste der Totholzkäfer gründlich überarbeitet werden müsste. Den Forderungen nach Stilllegung von 15 - 20% der Waldfläche zum Erhalt der Totholzfauna (GEISER 1989) wäre durch eine Überarbeitung der Roten Listen der Totholzbeholder im Bereich der Vögel, Immen, Wespen und Totholzkäfer wahrscheinlich weitgehend der Boden entzogen. Dies gilt freilich nur für das Ziel des Artenerhalts, nicht für weitergehende Ziele der massiven Ausbreitung gefährdeter Arten in der großen Waldfläche, ein häufig nicht ausgesprochenes, aber sehr ernst gemeintes Ziel im Naturschutzbereich.

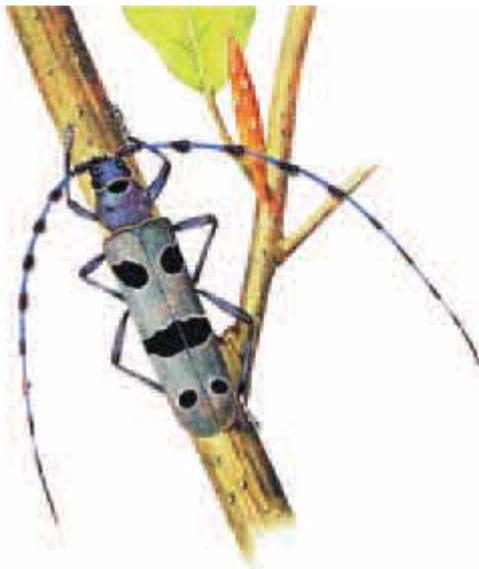


Abbildung 5

Der Alpenbock (*Rosalia alpina*) ist einer der schönsten Totholzkäfer des Buchenwaldes (REITTER 1912). Er kommt in Baden-Württemberg häufiger vor als bisher angenommen wurde.

Artenerhalt des Mittelspechtes in Baden-Württemberg durch Vorhaltung von Altholz mit Eichen im Rahmen nachhaltiger Forstwirtschaft wurde im forstlichen Schrifttum bereits diskutiert, bisher ohne Resonanz aus Naturschutzkreisen. Möglicherweise ist die Betrachtungsebene eines Bundeslandes zu abstrakt, zu weit von der einzelnen Altholzinsel entfernt, um dadurch die vorhandenen Mittelspechthabitatstrukturen plausibel nachzuweisen und der Nachbardiziplin Naturschutz ausreichend zu erläutern. Hier wird deshalb ein kleinflächiger Landschaftsausschnitt südwestlich von Würzburg gewählt (Tauberbischofsheim), für den das Prinzip des Artenerhaltes durch Nutzung erläutert werden soll (Abb. 6).

Der gewählte Landschaftsausschnitt weist einen für Baden-Württemberg durchschnittlichen Waldanteil, jedoch einen ziemlich geringen Anteil geschützter Waldbiotope von nur 3,1% an der Waldfläche auf. Die Landschaft enthält großflächige alte und naturnahe Eichen- und Buchenbestände. In den Eichenaltholzbeständen von über 100 Jahren kann sich der Mittelspecht potentiell ansiedeln. Nachweise von Mittelspechtbruten, die über Jahre geführt sind, gibt es jedoch nur für einen verschwindend geringen Teil der Altholzfläche. Infolgedessen sind nur ganz wenige Waldflächen als geschützte Mittelspechthabitate, als Waldbiotope kartiert und als „Biototyp Waldbestände mit geschützten Tierarten“ geschützt (Abb. 6, „Schützenswerte Tiere“). Der Mittelspecht hat, wie die Abb. 6 zeigt, ein großflächiges Potential an Habitaten (Eichenaltholz). Er ist durch zufällige Einzelbeobachtung auch viel häufiger in der ganzen Altholzfläche bestätigt als dies durch die Angaben über die geschützten Waldbiotope zum Ausdruck kommt.

Dieses Beispiel kann einen Eindruck davon vermitteln, wie die Naturschutzleistung der Wälder „Habitatstruktur Leitart Mittelspecht“ heute großflächig ausgeprägt ist, ohne dass sie förmlich als Schutzgebiet aufscheint. Die Art und Weise, wie naturnahe Forstwirtschaft arbeitet, führt dazu, dass Mittelspechthabitate in 40 Jahren zwar nicht auf der gleichen Fläche deckungsgleich vorhanden sein werden. In naher Entfernung zu den heutigen Habitaten werden neue geeignete Habitate in nachgewachsenen Eichenalthölzern da sein. Das gezielte Arbeiten mit ausgeglichenen Altersstufen in den Wäldern führt zur ständigen Nachlieferung von größeren Altholzflächen an anderer Stelle, die dem Mittelspecht als Brut- und Lebensraum dienen können. Für die Zukunft ist dabei wichtig, dass ein angemessener Teil der Wälder schon heute genutzt und wieder auf Eiche verjüngt wird (VOLK 1999).

Herausragende Naturschutzleistung wird also auf großer Fläche erbracht, ohne dass dafür ein verordnetes Schutzgebietssystem sinnvoll oder notwendig wäre. Als nachhaltiges Nutzungsprinzip gilt, dass fast die gesamte Waldfläche im Eichenwaldgebiet in 200 Jahren irgendwann an der Naturschutzleistung „Habitatstruktur Mittelspecht“ beteiligt ist. Heute ist es nur die als Eichenaltholz gekennzeichnete Fläche (Abb. 6).



Abbildung 6
Geschützte Waldbiotope und Habitate totholzbewohnender Tiere an Buche und Eiche.

Die Bedeutung der Waldbiotope

Für den Erhalt von gefährdeten Pflanzenarten in den Wäldern sind die geschützten Waldbiotope besonders wichtig. Es handelt sich um etwa 6% der Waldfläche in Baden-Württemberg. Als Waldbiotope werden dabei verstanden:

1. Nach § 20c Bundesnaturschutzgesetz und dem § 24a Landesnaturschutzgesetz geschützte Biotope

2. Nach § 30a Landeswaldgesetz als Biotopschutzwald geschützte Biotope. Sie ergänzen inhaltlich die nach den Naturschutzgesetzen geschützten Biotope.

3. Weitere durch Selbstbindung der Waldeigentümer geschützte Biotopbereiche.

Diese drei Biotopbereiche wurden in Baden-Württemberg durch die sog. Waldbiotopkartierung als Ge-

meinschaftswerk von Naturschutz- und Forstverwaltung kartiert. Die Kartierung ist abgeschlossen.

Einige Ergebnisse über das Vorkommen von gefährdeten Pflanzen der Wälder in Baden-Württemberg werden vorgestellt und interpretiert. Von den Pflanzen der Wälder, die bereits als Verluste auf der Artenliste stehen (Gefährdungsgrad „ausgestorben und verschollen“), sind immerhin noch 40% der Arten in den Waldbiotopen vorhanden. Von den Pflanzenarten, die ganz nahe auf der Verlustliste stehen (Gefährdungsgrad „vom Aussterben bedroht“), sind noch 63% bestätigt. Bei den Pflanzen der Wälder zeigt sich das Gleiche wie bei den Tieren. Verloren geglaubte Natur, vor dem vermeintlichen „Aus“ stehende Arten sind noch in den Wäldern da. Es lohnt sich noch, dass sich Naturschutz und Forstwirtschaft um diese Teile der Natur kümmern und sie nicht der Wildnis, dem Prozessschutz überlassen.

In den Gefährdungskategorien „stark gefährdet“ und „gefährdet“ wurden weit mehr Prozentanteile an gefährdeten Pflanzenarten gefunden (83-93%) als bisher von Experten unterstellt wurde. Waldbiotop als Rückzugsräume für Arten, auch aus dem kaum bewaldeten Bereich, spielen hier eine Rolle. Betont werden soll, dass sich die Prozentanteile gefährdeter Arten in den einzelnen Gefährdungskategorien von „ausgestorben“ bis „potenziell gefährdet“ auf alle gefährdeten Pflanzen der Wälder Baden-Württembergs beziehen, also auf die im geschlossenen Wald beheimateten Arten. Im Bereich der Gefährdungsstufen „stark gefährdet“ und „gefährdet“ leisten Wälder besonders viel. Ihr Beitrag zum Artenerhalt, zum Naturschutz insgesamt wird auch in diesem Feld weit unterschätzt (Abb. 7).

In Abb. 7 ist lediglich das Vorkommen einzelner gefährdeter Arten berücksichtigt. Es wird keine Aussage zur Ausdehnung, zur Vitalität, zur Zukunft des Artenbestandes getroffen. Im Rahmen einer Biotopkartierung, die rasch über die Waldfläche gehen muss, können weitergehende Fragen zur Qualität und zur Quantität des Bestandes der gefährdeten Arten nicht geklärt werden. Aber Impulse zu einer positiveren

Einschätzung des Bestandes und der Zukunft der bedrohten Arten in den Wäldern können von diesen neuen Ergebnissen der Waldbiotopkartierung ausgehen.

Die Ergebnisse der Waldbiotopkartierung mögen zeigen, Forstwirtschaft stellt sich den Anforderungen der Roten Listen. Sie entwickelt eigene Antworten auf Naturschutzfragen. Es können zwei Folgerungen gezogen werden: Im Wald ist wesentlich mehr an Gefährdetem vorhanden als bisher angenommen wurde; die Waldnutzung zerstört nicht im befürchteten Maße. Eine zweite These ist begründbar: Integration der geschützten, als gefährdet eingestuften Natur in die Forstwirtschaft trägt zum Artenerhalt bei. Artenerhalt, Biotopschutz, sollen von der Forstwirtschaft und vom Naturschutz gemeinsam, nicht jedoch unter der ausschließlichen Befugnis des Naturschutzes erfolgen.

Bilanz des Flächenschutzes mit Naturschutzvorrang

Auf der Grundlage der dargelegten Ergebnisse und Tendenzen des Waldnaturschutzes soll nun eine Flächenbilanz für den Arten- und Biotopschutz in den Wäldern gegeben werden. Mit ihrer Hilfe lässt sich zeigen, dass in Deutschland allgemein und speziell in den Wäldern Baden-Württembergs wesentlich mehr Vorrangflächen für den Arten- und Biotopschutz vorhanden sind als bislang bekannt war.

In Deutschland wird die Schutzgebietsfläche für den Arten- und Biotopschutz deutlich unterschätzt. Die Strategiepapiere des Naturschutzes der frühen 90er Jahre unterstellten für Naturschutzgebiete eine Fläche von 1,3% Anteil an der Landesfläche (LANA 1992; PLACHTER 1991). Die Nationalparkfläche war damals noch nicht erhoben. Das Gleiche gilt für die Fläche der Biosphärenreservate. Die Fläche der nach § 20c BNatschG geschützten Biotop ist bis heute nicht in der Naturschutzstatistik angegeben; doch sind verlässliche Schätzungen durchaus mög-

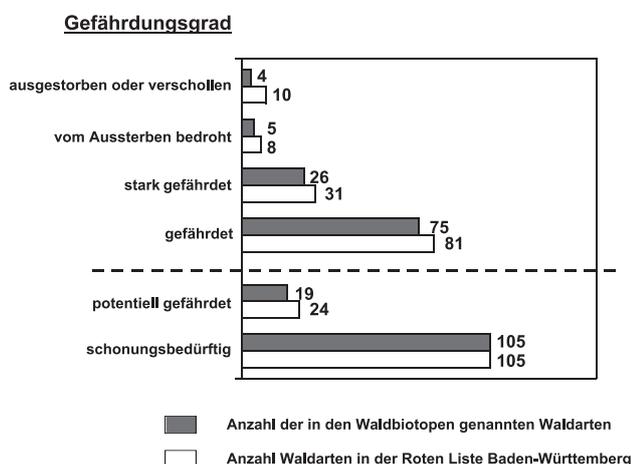


Abbildung 7
Gefährdete Pflanzen der Wälder in den Waldbiotopen Baden-Württembergs.

Tabelle 1

Naturschutzbilanz: Flächen mit Vorrang Naturschutz im Wald

Naturschutzvorrangflächen	Deutschland ¹⁾ Wald und Flur Anteil Landfl. (%)	Baden-Württemberg ²⁾ Wald Anteil Waldfl. (%)	Sachsen ³⁾ Wald Anteil Waldfl. (%)
Naturschutzgebiete	2,3	2,7	5,0
Nationalparke	2,0	—	1,7
Biosphärenreservate	3,4	—	2,7
Biotope nach § 20c BNatschG, LNatschG, LWaldG	3,5	6,0	2,3
Waldschutzgebiete (Naturwaldreservate/ Artenschutzgebiete nach LWaldG)	—	2,0	—
Habitats gefährdeter Leittierarten wie Auer- huhn, Haselhuhn, Hohl- taube/Schwarzspecht, Mittelspecht, Eisvogel, Wasseramsel etc.	—	5,0	nicht erhoben
Fläche Naturschutzvorrang	11,2	15,7	11,7

Erläuterungen:

- 1) Quelle: Bundesamt für Naturschutz, Stand: 1.1.1998; die § 20c BNatschG-Flächen sind geschätzt.
- 2) Quelle: FVA Bad.-Württ.: Der Waldanteil in Naturschutzgebieten beträgt ca. 60%; die Fläche der geschützten Waldbiotope basiert auf der Auswertung von 100% der Waldfläche in Bad.-Württ.. Die Fläche der Habitats für gefährdete Leittierarten ist mit 5% bewusst niedrig angegeben.
- 3) Quelle: Sächsische Landesanstalt für Forsten, Stand 1.9.1998.

lich. Aufgrund neuester Angaben des Bundesamtes für Naturschutz (BfN 1998) sowie eigener Schätzungen über die Fläche der geschützten Biotope in Deutschland ist davon auszugehen, dass etwa 11% der Fläche Deutschlands entweder Naturschutzgebiet, Nationalpark oder Naturschutzgebieten gleichgestellte Flächen sind. Die Flächen mit hohem Naturschutzvorrang betragen etwa das 8fache der Angaben aus den frühen 90er Jahren (Tab. 1).

Hinzu kommen sehr ausgedehnte Flächen der Landschaftsschutzgebiete, die in Deutschland mit 16% der gesamten Landesfläche angegeben werden. In vielen Bundesländern wie in Baden-Württemberg, Brandenburg, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Sachsen-Anhalt werden teilweise weit über 20% der Landesfläche erreicht, die unter Landschaftsschutz stehen. Oft wird angeführt, in Landschaftsschutzgebieten gäbe es keine Einschränkungen für die Landnutzung Forstwirtschaft, wodurch kein Schutz der Arten möglich sei. Dies ist nicht der Fall. Eine genaue Analyse der Verordnungen für die Landschaftsschutzgebiete zeigt, dass durchaus Einschränkungen ausgesprochen sind.

Eine knappe Analyse der Vorrangflächen für den Naturschutz im Wald, die Naturschutzgebiete oder die-

sen in der Funktion gleichgestellte Schutzbereiche darstellen, sei angefügt. In Deutschland werden beim großflächigen Schutz von Wäldern durch Naturschutzgebiete unterschiedliche Wege eingeschlagen. Beide Wege führen zur vollen Berücksichtigung des Naturschutzvorranges, die Instrumente des hochrangigen Flächenschutzes werden aber unterschiedlich gewählt. Am Beispiel der Länder Baden-Württemberg und Sachsen wird dies erläutert, um die Verhältnisse in West- und Ostdeutschland zu beschreiben. Baden-Württemberg hat gegenüber Sachsen eine geringere Naturschutzgebietsfläche und es fehlen Flächenanteile für Nationalparke und Biosphärenreservate aus nachvollziehbaren Gründen. Dagegen sind wesentlich größere Flächen als in Sachsen speziell für den Biotop- und Artenschutz gesichert. Außerdem ist die Fläche der geschützten Wälder, die Voll- oder Teilreservate sind (sog. Waldschutzgebiete), größer als der Waldanteil in den Nationalparks Sachsens. Der Vergleich zwischen Baden-Württemberg und Sachsen kann zeigen, dass es neben der Möglichkeit der Nationalparkausweisung und der Einbeziehung von Wäldern in diese Schutzgebietskategorie auch andere, für den Naturschutz in gleicher Weise effektive Formen der Schutzgebietsausweisungen mit positiven Effekten für den Artenhalt geben kann (Tab. 1).

In der Diskussion um den Artenerhalt und die Förderung gefährdeter Arten sollte die naturschutzfachliche Sicht weitere Waldflächen berücksichtigen, die zwar keinem förmlichen, rechtsverbindlichen Flächenschutz durch den Naturschutz unterliegen, die jedoch ganz entscheidende Funktionen als Lebens- und Rückzugsräume für gefährdete Arten haben. Es sind dies Altholzgemischbestände mit Buche oder Eiche, im Falle des Auerhuhns häufig Nadelholzgemischbestände. Diese großen Waldteile sind Habitate für gefährdete Leittierarten. Mit der Nennung von Leittierarten sind weitere gefährdete Arten und Tierartengruppen angesprochen, die in solchen Wäldern vorkommen. Gemeint ist der Hohltauben- und Schwarzspechtlebensraum innerhalb der Buchenwälder, in dem viele andere gefährdete Tiere und Tierartengruppen leben. Darunter fallen Rauhfußkauz, Fledermäuse, Wespenarten, Hornissen, um nur einige zu nennen. Über die Leittierart Mittelspecht sind alte Eichenwälder typisiert. Auerhuhn und Haselhuhn stehen stellvertretend für die strukturreichen Fichten-Tannen-Buchenwälder in den Hochlagen des Schwarzwaldes. Eisvogel und Wasseramsel sind Leitarten für naturnahe Gewässerläufe an Flüssen und Bächen im Wald. Die Fläche für Wälder mit nachweisbaren Vorkommen dieser Tierarten ist bewusst niedrig angegeben. In Wirklichkeit dürfte diese faktisch vorhandene, jedoch nicht förmlich ausgewiesene Vorrangfläche Biotop- und Artenschutz wesentlich größer sein.

Zusammengefasst sieht also die Flächenbilanz „Vorrang Naturschutz im Wald“ deutlich besser als bisher vermutet aus. Der gezielte Artenerhalt und die Artenförderung findet nicht auf wenigen Restflächen, sondern als besondere Naturschutzzielsetzung auf etwa 15% der Waldfläche Deutschlands statt. Der Allgemeinheit werden diese tatsächlichen Naturschutzleistungen der Wälder bisher durch die Naturschutzpolitik vorenthalten. Dadurch entstehen Defizite in der öffentlichen Akzeptanz der Wälder als Rückzugsräume für Pflanzen und Tiere und es bilden sich negative Vorurteile bei der Bewertung der Nutzung Forstwirtschaft im Hinblick auf die Schonung und Förderung von Arten und Biotopen.

Literatur

- AK FORSTL. LANDESPFLEGE (Hrsg.) (1986): Biotoppflege im Wald.- 2. Aufl. 1986, Kilda Verlag, Greven, 230 S.
- ANL (1997): Der Buntspecht nimmt zu. Notiz der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL).- In: Natur und Landschaft, 72, 5: 250.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (1996): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde Bonn-Bad Godesberg, H. 28: 739 S.
- (1998): Daten zum Naturschutz, Stand 1.1.1998.- Schutzgebietsflächen nach den Naturschutzgesetzen von Bund und Ländern, 7 Tabellen.
- DEUTSCHER FORSTVEREIN (1997): Naturschutz im Wald; Generationenvertrag für Mensch und Natur. Geschäftsstelle des Deutschen Forstvereins, Niederstein, 39 S.
- DIETERLE, Th. (1995): Vorkommen des Alpenbocks (*Rosalia alpina*) auf der Schwäbischen Alb.- Unveröff. Materialien zur Waldbiotopkartierung. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt, Abt. Landespflege, Freiburg.
- DILGER, R. & V. SPÄTH (1984): Konzeption natur- und landschaftsschutzwürdiger Gebiete der Rheinniederung des Regierungsbezirks Karlsruhe.- Gutachten im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz u. Landschaftspflege Karlsruhe, Karlsruhe/Ötigheim, 182 S.
- DORNBUSCH, M. (1988): Bestandesentwicklung und aktueller Status des Elbibibers.- Ber. d. Akad. f. Natursch. u. Landschaftspf. Laufen, 12: 241-245.
- ELLENBERG, Hermann (1986): Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluss von düngenden Immissionen und ihre Folgen.- Allgemeine Forstzeitschrift, 19: 466-467.
- (1987): Fülle-Schwund-Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich?- Verhandlungen d. Gesellschaft f. Ökologie (Gießen 1986), Bd. XVI, Göttingen, 449-459.
- GATTER, W. (1997): Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock.- Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald, 24: 1305-1306.
- GEISEL, M. (1996): Waldbiotope in der Forst- und Naturschutzplanung. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 26, E. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 199-209.
- GEISER, R. (1980): Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna.- Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege (LfU), München, H. 12: 71-80.
- (1989): Artenschutz für holzbewohnende Käfer.- Mrskr. Vortrag bei der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Iserlohn, 48 S.
- HLFWW (1998): Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie. 10 Jahre Biber im hessischen Spessart.- Ergebnis- und Forschungsbericht, Bd. 23, Gießen, 215 S.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs - Bd. 1 Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg - Artenhilfsprogramme. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe, 1142-1147.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1997): Die Roten Listen, Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern.- Verlag E. Ulmer, Stuttgart, 581 S.
- KLÖCK, W. (1989): Die Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- Anmerkungen eines Forstmannes zur Neubearbeitung 1986.- Forst und Holz, 3: 60-63.

- (1990):
Forstwirtschaft und Rote Listen.- Allgemeine Forstzeitschrift, 45: 969-972
- KORNECK, D. & H. SUKOPP (1988):
Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz.- Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 19, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Bonn-Bad Godesberg.
- KROYMANN (1981):
Artenschutzsymposium Schwarzspecht des DBV-Landesverbandes Baden-Württemberg (1980).- Beih. Veröff. Naturschutz- und Landschaftspflege Baden-Württemberg. Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe, 122 S.
- LANA (1992):
Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA). Lübecker Grundsätze des Naturschutzes.- Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 93 S.
- LfU (1975):
Landesanstalt für Umweltschutz. Die gefährdeten Vogelarten Baden-Württembergs.- Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz- und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz, Ludwigsburg, 139 S.
- MÜLLER, Paul (1997):
Allgemeines Artensterben - Ein Konstrukt?- Archiv für Nat.-Lands. Vol. 36: 223-252.
- PLACHTER, H. (1991):
Naturschutz.- G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 463 S.
- REICHHOLF, J. (1997):
Der Biber - eine Schlüsselart der Fließgewässer.- In: Der Biber in der Kulturlandschaft - eine Illusion?- Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr, Saarbrücken, 9-14.
- REITTER, E. (1912):
Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches. IV. Band, zusammengestellt und redigiert von Dr. K.G. Lutz. K.G. Lutz-Verlag, Stuttgart 1912, Tafeln 151, 153.
- SPAHL, H. L. & H. VOLK (1983):
Artenrückgang durch Forstwirtschaft?- Allgemeine Forstzeitschrift, 6/7: 147-148.
- VOLK, H. (1996):
Die Landespflege - Vermittler zwischen Naturschutz und Forstbetrieb - Beispiel Rheinauewälder und Waldbiotope.- Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 26, E. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 80-100.
- (1998):
Bewertung des Waldes und der Forstwirtschaft durch die Roten Listen - Probleme und Chancen.- Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 29. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (Hrsg.). Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 139-150.
- (1999):
Elemente eines waldökologischen Netzwerkes in Baden-Württemberg.- Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald, 24: 1292-1295.
- VOLK, H. & H. SCHÄFER (1994 a):
Artenschutz im Wald. Überarbeitung der Roten Listen für Pflanzen und Vögel fällig?- Sonderdruck der Allgemeinen Forstzeitschrift. BLV -Verlagsgesellschaft München, 8 S.
- (1994 b):
Überarbeitung der Roten Listen fällig?- Allgemeine Forstzeitschrift, 20: 1116-1120.
- VOLK, H. & J. SCHLENSTEDT (1991):
Rote Listen und Forstwirtschaft. Der Wald- Kein sicherer Schutz für gefährdete Pflanzen?- Forst und Holz, 24: 687 - 693.
- ZAHNER, V. (1997):
Einfluss des Bibers auf gewässernahe Wälder.- H. Utz Verlag Wissenschaft, München, 321 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Helmut Volk
Abt. Landespflege der
Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt
Wonnhaldestr. 4
D-79100 Freiburg

Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandsentwicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern

Peter STURM

Einleitung

Zu den größten Naturschutzproblemen zählt nach wie vor die Abnahme der Artenvielfalt. Als Folge der Zerstörung oder Veränderung von Ökosystemen durch menschliche Aktivitäten kommt es zum lokalen bis überregionalen Aussterben von Arten. Dieser Verlust an biologischer Vielfalt ist inzwischen auch auf politischer Ebene als Herausforderung erkannt worden. Höhepunkt dieser Entwicklung war die Verabschiedung der Biodiversitäts-Konvention von Rio de Janeiro 1992.

Obwohl die zahlreichen Vorraussagen über bestehende und zu erwartende Aussterberaten von Tier- und Pflanzenarten (z.B. SOULÉ 1990, WILSON 1992, LAWTON & MAY 1995) auf unsicheren Schätzungen beruhen und daher wieder Kritik hervorrufen, sind die gravierenden, nutzungsbedingten Veränderungen der heimischen Fauna und Flora anerkannte und besorgniserregende Realität. Bei Betrachtung der bereits landes- wie bundesweit ausgestorbenen und vom Aussterben bedrohten Arten kann bereits jetzt festgestellt werden, dass die im Bundesnaturschutzgesetz festgeschriebene Verpflichtung zum Schutz aller Arten ein auch in Zukunft nicht erfüllbares naturschutzpolitisches Ziel sein wird.

Die bis heute praktizierte Form der Landnutzung in Land- und Forstwirtschaft sowie der ungebrochene Flächenverbrauch für Siedlung und Verkehr „produzieren“ dabei ökologische Systeme, die einem wesentlichen Teil der heimischen Flora und Fauna keinen oder in der Zukunft keinen Platz mehr bieten. Dieser oft beschönigend als Artennivellierung bezeichnete Prozess kennzeichnet die Entwicklung besonders der letzten hundert Jahre.

Dabei ist auch die Frage zu stellen, ob das Aussterben seltener und stark gefährdeter Arten innerhalb der Landesgrenzen im Hinblick auf das globale Überleben der betreffenden Arten in anderen Gebieten vernachlässigbar ist, wie dies z.B. MÜLLER (in diesem Heft) diskutiert oder nur als Anzeichen eines alle Tier- und Pflanzengruppen umfassenden Prozesses zu werten ist, dem dringend entgegenzuwirken ist. Der vorliegende Beitrag soll dieser Frage nachgehen.

Rote Listen als Fieberthermometer der Natur? - Über die Aussageschärfe und Grenzen dieses Naturschutzinstruments

Als wichtiges naturschutzpolitisches Instrument sind Rote Listen aus der Naturschutzdiskussion nicht mehr wegzudenken. Ihr Erfolg beruht im wesentlichen auf der Reduktion des komplexen Phänomens Gefährdung auf ein leicht verständliches Kategoriensystem. Die Darstellung der Artengefährdung stellt mit JEDICKE 1997 zwar nur eines von mehreren wertbestimmenden Kriterien dar, ermöglicht andererseits aber einen wertenden Schritt auf der Ebene von Arten. Bewertungskriterien sind im wesentlichen Rückgangstendenzen und Seltenheit. In neueren Roten Listen wird auch versucht, weiteren Kriterien wie der geographischen Verantwortlichkeit (z.B. für endemische Arten in weltweitem Bezug) Rechnung zu tragen und diese gesondert darzustellen (z.B. KORN-ECK et al. 1996 für das Bundesgebiet). Da die Gefährdungssituation naturräumlich sehr unterschiedlich ist, wird - wie bei der derzeit in Bearbeitung befindlichen dritten Fassung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns - zunehmend versucht, die Gefährdungseinstufung auf Naturraumbasis zu ergänzen.

Als Bezugszeitraum wird üblicherweise ein Zeitpunkt von etwa hundert Jahren herangezogen. Rote Listen zeigen damit eine Entwicklung auf, die von einem Höhepunkt der Vielfalt (historische Kulturlandschaft) zur heutigen Landschaft reicht. Letztere zeigt sich als heute dicht besiedelte, flurbereinigte, durch Verkehrsstrassen fragmentierte Landschaft, in der mit Einsatz modernster Landtechnik intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen und zu Hochwald umgewandelte Wälder mit hohem Anteil nicht standortheimischer Baumarten vorherrschen. Für die flächenmäßig vorherrschende Land- und Forstwirtschaft gilt, dass zur Ertragsoptimierung und Standort-„Verbesserung“ ein wesentlicher Teil der heute als gefährdet bezeichneten Lebensräume in ihrer Artenzusammensetzung verändert wurden. Auf die umfassende Darstellung der Gefährdungsursachen in BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998 sei hierbei verwiesen.

In Bayern kann die Ausgangssituation für die Erstellung Roter Listen vor allem bei den besser bearbeiteten Tier- und Pflanzengruppen wie den Farn- und Blütenpflanzen, Vögeln, Amphibien oder den Tagfal-

tern als günstig bezeichnet werden. Eine große Zahl regionaler Kenner in ganz Bayern sowie die in den letzten Jahrzehnten verstärkt durchgeführten, systematischen, landesweiten Artenkartierungen ermöglichen eine immer genauere Bewertung der Gefährdungssituation. Die Situation heute ist damit nicht mit der der ersten Roten Listen vergleichbar, die noch das Meinungsbild einiger weniger Experten wiedergeben. Damit besteht das Problem, dass die Ergebnisse der ersten Roten Listen nicht direkt mit den Zweitfassungen verglichen werden können.

Für Bayern stellt sich die Situation am Beispiel ausgewählter Artengruppen (Angaben zu den Farn- und Blütenpflanzen nach SCHÖNFELDER 1987, zu den Tierarten BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1992) wie folgt dar (s. Tab. 1):

Mehr als jede dritte Pflanzenart in Bayern ist demnach gefährdet, wobei die in den Alpen noch vergleichsweise günstige Situation vieler Pflanzenarten die Lage außerhalb der Alpen besser erscheinen lässt, als sie wirklich ist. Bei vielen Tiergruppen fallen hohe bis sehr hohe Anteile gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl auf: Mehr als jede zweite Vogelart, alle Fledermausarten oder fast drei Viertel der Fischarten sind gefährdet. Hier wird deutlich, dass Tierarten als in der Nahrungskette höher stehende Organismengruppe empfindlicher auf Veränderungen reagieren und sich zusätzliche Faktoren wie z.B. Störung auswirken.

Der Artenrückgang stellt gegenüber der Gefährdung durch Seltenheit einen dominierenden Faktor für die Einstufung der einzelnen Rote Liste- Arten dar. Bei den angeführten Pflanzen- und Tiergruppen mit relativ gutem Bearbeitungsstand wird deutlich, **dass der Artenrückgang einen erheblichen Teil der heimischen Flora und Fauna erfasst**. Bei Gruppen

mit schlechterem Bearbeitungsstand wirkt sich der Umstand, dass viele Arten aufgrund des geringen Kenntnisstandes nicht sicher einer Gefährdungskategorie zugeordnet werden können, auf die im Schnitt niedrigeren Gesamtzahlen aus.

Zieht man zum Vergleich die Roten Listen anderer Bundesländer heran, so liegen die Zahlen in vergleichbarer Höhe (KORNECK et al. 1996; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998b), auch in benachbarten Ländern Europas zeigt sich ein im Umfang weitgehend vergleichbarer Rückgangstrend. **Der Artenrückgang ist damit ein grenzüberschreitendes, internationales Phänomen.**

Hinsichtlich der ausgestorbenen und verschollenen Pflanzenarten erscheinen die Zahlen auf den ersten Blick mit 3,2% bei den Farn- und Blütenpflanzen oder mit 1,8% bei den Tagfaltern als gering. Alarmierend ist der Trend bei Betrachtung der zugrunde liegenden Zeiträume. Während seit dem Mittelalter vor allem die Bestände großer Tierarten wie Auerochse oder Wisent durch Lebensraumeinengung und direkte Verfolgung, im letzten Jahrhundert auch die großen Raubsäuger wie Bär, Wolf oder Fischotter ihren Niedergang erfuhren, nimmt vor allem das 20. Jahrhundert eine Sonderstellung ein: Diesem sind als Folge der starken Landschaftsveränderung die meisten ausgestorbenen und verschollenen Arten zuzuordnen. Die direkte Verfolgung spielt eine in diesem Zusammenhang nur mehr unbedeutende Rolle.

Die niedrigen Zahlen können die zugrunde liegende Situation nur ungenügend ausdrücken, da Arten in diese Statistik erst eingehen, wenn sie restlos, d.h. die letzten Vorkommen ausgestorben sind. Für eine immer größer werdende Zahl von Arten wirken viele Schutzgebiete als letzte Inseln, während sie landesweit bereits in allen übrigen Gebieten ausgestorben

Tabelle 1

Rote Liste-Kategorien	0	1	2	3	4	Insgesamt gefährdet
Farn- und Blütenpflanzen	70 (3,2%)	125 (5,7%)	184 (8,3%)	327 (14,7%)	103 (4,7%)	809 (36,6%)
Säugetiere (ohne Fledermäuse)	4 (7,1%)	4 (7,1%)	3 (5,3%)	8 (14,2%)	10 (17,8%)	29 (51,8%)
Fledermäuse	-	4 (22,2%)	7 (38,9%)	4 (22,2%)	3 (16,7%)	18 (100%)
Vögel	10 (4,7%)	26 (12,3%)	28 (13,2%)	26 (12,3%)	22 (10,4%)	112 (53%)
Fische	4 (6,2%)	8 (12,5%)	10 (15,6%)	15 (23,4%)	13 (20,3%)	50 (78%)
Tagfalter	3 (1,8%)	19 (11,6%)	29 (17,8%)	27 (16,5%)	37 (22,7%)	115 (70,5%)

Zeichenerklärung:

0 = ausgestorben/verschollen, 1= vom Aussterben bedroht, 2= stark gefährdet, 3= gefährdet, 4= durch Seltenheit gefährdet
(Quelle: SCHÖNFELDER 1987 und BAYERISCHES LANDESAMT f. UMWELTSCHUTZ 1992)

sind. Als Beispiel kann das Naturschutzgebiet Garching Heide mit fünf im gesamten Bundesgebiet nur mehr hier vorkommenden Arten angeführt werden. Wie in zahlreichen Fällen von Arten der Kategorie „vom Aussterben bedroht“ läuft hier der Aussterbevorgang bis auf isolierte Reservate ab, wo das weitere Schicksal dem Geschick eines intensiven Naturschutzmanagements überlassen bleibt. Im Vergleich mit einem Patienten wird hier das Leben sozusagen künstlich verlängert.

Nicht zu unterschätzen ist auch, dass Rote Listen den Effekt des quantitativen Rückgangs in der Fläche nur völlig unzureichend ausdrücken; sie hinken gewissermaßen der Entwicklung hinterher. Mit BAUER 1989 kann man formulieren, dass eine Art erst selten werden muss, um als besonders schutzwürdig zu gelten. Der Rückgang beginnt bereits auf der Stufe der häufigen Arten. Dies kann am Beispiel der bekannten und weit verbreiteten Wiesen-Margerite (*Chrysanthemum leucanthemum*) aufgezeigt werden, die man zunächst mit einer Rote Liste-Diskussion nicht in Verbindung bringen würde. Diese war bis in die 60er Jahre noch häufig im normal genutzten Wirtschaftsgrünland zu finden. Mit höherer Düngung und Schnittfrequenz ist sie aus dem heute „normal“ genutzten Grünland praktisch verschwunden und kennzeichnet jetzt den extensiveren, rückläufigen Teil des Wirtschaftsgrünlandes sowie Randstrukturen wie Straßen- und Wiesenränder. Diese Entwicklung macht aus der immer noch weit verbreiteten Art keine Rote Liste-Art, sehr wohl ist es aber die Vorstufe dazu.

Kritischer wird es, wenn bei dieser Entwicklung der angestammte Lebensraum ins Minimum gerät und keine „Ausweichmöglichkeiten“ mehr bestehen. Am Beispiel der Pfeifengrasstreuwiesen in Bayern kann ein massiver Rückgang von zunächst 141.000 ha am Ende des 19. Jahrhunderts (HAMPICKE 1991) über 50.000 ha 1974 (RINGLER 1980) auf 25.000 ha 1988 (MAYERL zit. in HAMPICKE 1991) aufgezeigt werden. Noch nicht deutlich wird bei diesen Zahlen der heutige Zustand dieser Flächen, da ein nicht geringer Teil durch langjährige Brache oder Wiederbewaldung und Aufforstung als Lebensraum für viele Streuwiesenarten nicht mehr geeignet ist. Während die Arten der Pfeifengrasstreuwiesen noch in allen Naturräumen vertreten sind und damit am Arealbild charakteristischer Arten nur geringe Veränderungen feststellbar sind, hat sich dennoch ihre Überlebenswahrscheinlichkeit durch den quantitativ erheblichen und flächenhaften Rückgang drastisch verschlechtert. Dies ist der erste Schritt aus einem „Normal“- zu einem „Sonderbiotop“. Eine Endstufe ist dann erreicht, wenn die betreffenden Arten durch Zerstörung ihrer Lebensräume nur mehr in Restbeständen vorkommen. Als Beispiel seien die sogenannten „Stromtalarten“ wie das Gottes-Gnadenkraut - *Gratiola officinalis* angeführt, die durch weitgehende Zerstörung der Stromtalwiesen in Sekundärlebensräumen (z.B. an Gräben) auftreten. Man

kann sie damit als „ökologisch ausgestorben“ bezeichnen, weil sie in ihrer Lebensgemeinschaft keine Rolle mehr spielen. Hier ist es dann eine Zeitfrage, wann diese Arten gänzlich aussterben.

Bezüglich der höheren Gefährdungskategorien ist die Frage nach der Rückgangsgeschwindigkeit von Interesse, da sich aus diesen die potentiellen, zukünftigen „Nachrückkandidaten“ der Gefährdungskategorie 0 rekrutieren. Gut dokumentierte Beispiele zeigen einen unverminderten Rückgang: So konnte durch Vergleich der Daten der Wuchsortkartierung stark gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen aus den Jahren 1980 bis 1990 (Datenbank Artenschutzkartierung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutzes) ein Rückgang von annähernd 50% der Wuchsorte von Arten der Gefährdungsstufe „vom Aussterben bedroht“ innerhalb dieses Zeitraumes ermittelt werden. Da die Zahl der untersuchten Wuchsorte (430) und deren Meldung aus allen Naturräumen Bayerns als landesweit repräsentativ angesehen werden kann, ist hier erstmals eine Prognose zur Rückgangsgeschwindigkeit möglich. So kann im Hinblick auf die kritische Situation vieler Vorkommen eine weitere Halbierung in den nächsten 10 Jahren und das landesweite Aussterben weiterer Arten prognostiziert werden. Interessant ist hierbei die Tatsache, dass hinsichtlich des Vorkommens innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten kein signifikanter Unterschied feststellbar war. Dies bedeutet, dass der Artenrückgang auch vor den Schutzgebieten keinen Halt macht.

Ähnlich hohe Rückgangstrends wie bei den Gefäßpflanzen sind bei den verschiedenen Tiergruppen anzunehmen, wie dies z.B. BERTHOLD et al. 1988 eindrucksvoll für die Zugvögel belegt hat (70% der Zugvögel weisen im zehnjährigen Vergleich negative Bestandstrends auf).

Kritik an den Roten Listen wird vor allem von forstlicher Seite geführt (z.B. KLÖCK 1989, VOLK & SCHLENSTEDT 1991). Zu dieser Diskussion sei soweit beigetragen, dass es ausschließlich waldbaulich zu lösende Probleme des Schutzes gefährdeter Arten gibt. Gefragt ist damit in erster Linie, welchen Beitrag zum Schutz gefährdeter Arten die Forstwirtschaft zu leisten bereit ist. Diese Probleme, die sich schwerpunktmäßig auf die an gefährdeten Arten besonders reichen Grenzertragsstandorte (Trocken-/Feuchtstandorte), die Umwandlung lichter Waldtypen (z.B. Schneeheide-Kiefernwälder) in Forste, die immer noch praktizierte Aufforstung artenreicher, magerer Offenlandstandorte sowie die Altholz-/Totholzthematik beziehen, sind nicht im Kielwasser naturnaher Waldwirtschaft zu lösen. Sie erfordern vielmehr Strategien zur gezielten Miteinbeziehung von Naturschutzaspekten in forstliche Planungen und Maßnahmen, wie sie z.B. SCHÖN 1995, KÄNZIG-SCHOCH 1997 oder REIF 1997 aufzeigen. Gute Ansatzpunkte, wie sie z.B. mit den bayerischen Naturschutzförderprogrammen für die Landwirtschaft be-

reits seit vielen Jahre existieren, wären hier nur einer der möglichen Wege.

Rote Listen und Biodiversität - Über die Notwendigkeit einer erweiterten Rote Liste-Diskussion

Diskussionen über das Ausmaß des Verlustes an Biodiversität konzentrieren sich in der Regel auf die methodisch leichter fassbaren und quantifizierbaren Arten. Nicht zu vernachlässigen ist die Ebene der genetische Diversität wie auch die Ebene der biozönotische Diversität.

Die **Diversität auf Ebene der Lebensgemeinschaften** repräsentiert die kollektive Reaktion von Arten auf verschiedene Umweltbedingungen. Die **Artendiversität**, die die Hauptbezugsebene Roter Listen darstellt, repräsentiert das Spektrum der evolutionären und ökologischen Anpassungen von Arten an bestimmte Lebensräume. Jede Art braucht **genetische Diversität**, um sich erfolgreich fortzupflanzen und sich auf Dauer an Veränderungen ihrer Lebensbedingungen anpassen und Selektionsfaktoren widerstehen zu können.

Ziel des Naturschutzes muss die **Berücksichtigung aller Ebenen der biologischen Vielfalt** sein, da nur damit deren langfristige Erhaltung verwirklicht werden kann. Am Beispiel endemischer Taxa der bayrischen Flora, deren überwiegender Teil in den Gefährdungskategorien 0, 1 und 2 der Roten Liste geführt wird, kann aufgezeigt werden, dass die Betrachtung allein der Artendiversität zu kurz greift. Mit der nacheiszeitlichen Einwanderung der Arten ist die Differenzierung von Arten taxonomisch erst bei einer geringen Zahl fassbar. Erst in neuerer Zeit wurden mit der weiteren taxonomischen Bearbeitung kritischer Formenkreise vermehrt endemische Taxa neu für Bayern beschrieben (z.B. KRACH 1988, VOGT 1985). Nach derzeitigem Stand sind 26 endemische Farn- und Blütenpflanzen in Bayern beschrieben (STURM 1991). Wegen der relativ geringen zur Verfügung stehenden Zeiträume erfolgte die Sippendifferenzierung nur bis zur Stufe von Klein- und Unterarten. Die morphologischen Unterschiede zu verwandten Sippen sind zwar gering, endemische Taxa sind jedoch ökologisch klar durch ihre Verbreitung und der spezifischen Anpassung an Extremstandorte von verwandten Sippen abzugrenzen.

Wieviele potentielle endemische Taxa sich innerhalb der zumeist ungenügend bearbeiteten kritischen Formenkreise verbergen, wird an dem Umstand deutlich, dass KORNECK et al. 1996 z.B. 89 neu für Deutschland beschriebene Endemiten der Gattung *Rubus* anführt. Da die herausragende Verantwortlichkeit für Endemiten auf der Hand liegt und in den meisten Fällen eine Rote Liste-Relevanz vorliegt, hängt es damit maßgeblich von der Arbeit der Taxonomen ab, ob sich die Rote Liste weiter deutlich verlängert. Was nicht in Zahlen eingetragt ist ein wesentlicher Anteil der

morphologisch nicht mehr fassbaren, sich genetisch jedoch unterscheidenden Taxa.

Die immer wieder angestellten Vergleiche mit endemitenreichen Zonen der Erde mit zum Teil um Zehnerpotenzen höheren Zahlen hinkt nicht nur wegen der Tatsache, dass sich dieser auf taxonomisch unterschiedlichen Ebenen bewegt (Klein-/Unterarten in Mitteleuropa, Artenebene und taxonomisch höhere Ebenen z.B. bezüglich Insellflore wärmerer Zonen). Hier werden vielmehr Äpfel mit Birnen verglichen: Bereits aus klimatischen Gründen wird es immer einen großen, zahlenmäßigen und auch qualitativen Unterschied zwischen den kühl-gemäßigten Zonen und den wärmeren Zonen geben. Der qualitative Unterschied des völligen Fehlens archaischer Endemiten bis hin zu Gattungsendemiten in Mitteleuropa ist für diese vergleichsweise artenarme Flora ein Spezifikum. Dies schmälert nicht die Bedeutung der durchweg jungen Sippenbildungen, da sie ein eigenständiges Element repräsentieren.

Die Ausführungen zu den endemischen Sippen deuten bereits an, dass die Ebene „unterhalb der Arten“ eine wichtige Rolle spielt. Nicht nur mit dem weltweiten Aussterben einer Art geht genetische Information verloren, das Problem beginnt bereits unterhalb des Artniveaus. Den meisten Arten sind Unterarten und Rassen zuzuordnen. Diese sind Ansatzpunkte für die Entstehung neuer Arten und entscheidend für das Überleben der Arten unter sich verändernden Lebensbedingungen. Damit kommt auch regionalen Teilpopulationen Bedeutung für den Artenschutz zu. So hätte zum Beispiel das regionale Aussterben einer Baumart im Bezug zu größeren Räumen noch keine Konsequenzen für die Erhaltung der Art; sehr wohl entstünde ein Verlust genetischer Mannigfaltigkeit, da damit auch die über lange Zeiträume erworbenen, genetisch fixierten, spezifischen Anpassungen an die regionalen Standortbedingungen verloren gingen. Dies ist in gleicher Weise für Tierarten zu beachten (z.B. GADEGERG & BOOMSMA 1997 am Beispiel *Maculinea alcon*).

Diese Problematik wurde von forstlicher Seite für Baumarten aus ökonomischen Gründen längst erkannt (z.B. Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland; BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE „ERHALTUNG FORSTLICHER GENRESSOURCEN“ 1989). Was für Baumarten gilt, gilt auch für andere Arten. So kann die auch für die Kulturpflanzenvielfalt erkannte „genetische Erosion“ (OETMANN-MENNEN & BEGEMANN 1998) ebenso für wildlebende Tier- und Pflanzenarten postuliert werden

Dies hat unmittelbare Praxisrelevanz. Für die Waldbewirtschaftung fordert KONNERT 1998 waldbauliche Maßnahmen so zu gestalten, dass sie auch die Biodiversität des Ökosystems Wald und damit seine Anpassungsfähigkeit im Auge behalten. Sie sollten seine Artenvielfalt, die Vielfalt seiner Lebensräume

und die genetische Vielfalt nachhaltig sichern. Ein relativ neues Schlagwort ist in diesem Zusammenhang „genetische Nachhaltigkeit“ (HATTEMER et al. 1993, MÜLLER-STARCK 1996). Sie wird für Waldbäume als langlebigste Organismen unserer Erde neben der Ebene der Population (Waldbestand) sogar auf Ebene des Einzelbaumes (hoher Anteil heterozygoter Genorte) diskutiert (z.B. GREGORIUS 1985, MÜLLER-STARCK 1995).

Artenschutz, der sich nicht auf Restpopulationen in Schutzgebieten und letzte Alternativen wie Genbanken beschränken will, kann damit nur dann wirksam sein, wenn er den Aspekt Schutz der genetischen Diversität miteinbezieht und auf die Erhaltung möglichst vieler Teile eines Areals abzielt. Hierzu zählen ebenso isolierte Arealvorposten und -randlagen, die häufig von Rückgangstendenzen besonders stark betroffen sind. Die betreffenden Arten stellen hier - weitab vom ökologischen Optimum - empfindliche Indikatoren für Veränderungen ihrer Umwelt dar. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung räumlich isolierter Arealrandlagen, da besonders hier günstige Bedingungen für die Differenzierung neuer Sippen vorliegen („Randabspaltungen“). Durch Lebensraumzerstörung ausgelöste Areal-„Schrumpfung“, wie sie bei zahlreichen rückläufigen Arten feststellbar sind und sich bereits auf Verbreitungskarten ablesen lassen, beeinflussen damit auch diesen Prozess.

Schutz der genetischen Diversität erfordert zudem eine Auseinandersetzung mit der Problematik der Fragmentierung und Isolierung vieler Teilpopulationen durch Lebensraumveränderung und Barriereeffekte in unserer mitteleuropäischen Landschaft. Dies ist notwendig, um den genetischen Austausch als wichtigen Überlebensfaktor für Arten in Schutzstrategien berücksichtigen zu können. Um dem Umstand Rechnung zu tragen, enthalten neuere Naturschutzprogramme wie das Bayerische Arten- und Biotop-schutzprogramm als Komponente den Biotopverbund.

Aussterben ist kein Naturgesetz

Die zunehmende Gefährdung der heimischen Fauna und Flora waren Anlass für Gegenstrategien, die vor allem in den letzten zwanzig Jahren sowohl von behördlicher Seite wie seitens privater Naturschutzorganisationen ein Bündel von Programmen und Maßnahmen zur Folge hatten. Beispiele fachlich fundierter Programme, die die Situation der Landnutzung in ihre Strategie miteinbeziehen, machen deutlich, dass der Schutz von vom Aussterben bedrohten Arten in heutige Landnutzungssysteme integrierbar ist, **Aussterben** damit **kein Naturgesetz** ist.

Am Beispiel wiesenbrütender Vogelarten zeigten LOSSOW, SCHLAPP & NITSCHKE 1994 auf, dass gezielte Maßnahmen ein absehbares Aussterben verhindern können. Die durch ein 14jähriges, landes-

weites Monitoring gut dokumentierten Bestandsentwicklung ausgewählter Wiesenbrüter zeigt zunächst einen starken Rückgang mit dem Risiko des Aussterbens von Arten wie des Großen Brachvogels (*Nymphenus arquata*). Als wichtige Rückgangsursache erwies sich der frühe Schnitzeitpunkt der Wiesenbrüterflächen. Das seit den 80er Jahre durchgeführte Wiesenbrüterprogramm, das Vertragsvereinbarungen zur Wiesenbewirtschaftung mit auf die Wiesenbrüter abgestimmten Schnitzeitpunkten beinhaltet sowie unterstützende, habitatverbessernde Maßnahmen in einer Reihe von Kerngebieten führten Anfang der 90er Jahre zu einer deutlichen Trendänderung. So konnte der starke Rückgang der Leitart Großer Brachvogel gebremst und sein Bestand stabilisiert werden. Voraussetzung für eine vollständige Trendwende und eine dauerhafte Erhaltung der Wiesenbrüter-Lebensgemeinschaften ist die weitere Sicherung und Verbesserung des Wasserhaushaltes der Gebiete sowie weitere Maßnahmen zur Optimierung der Lebensraumstruktur. Das Beispiel lässt erkennen, dass kurzfristig erzielte Erfolge längerfristig abgesichert werden müssen.

Ausblick

Die Ergebnisse Roter Listen sollten weder dramatisiert noch bagatellisiert werden („Artensterben ein Konstrukt“, MÜLLER in diesem Heft), sondern zu sachlicher Auseinandersetzung über Ursachen des erkennbaren Artenrückgangs und erforderlichen Gegenstrategien anregen. Rote Listen zeigen einen alle Tier- und Pflanzengruppen umfassenden Prozess auf, der länderübergreifend wirksam ist und einen erheblichen Rückgang der Biodiversität in Mitteleuropa zur Folge haben wird.

Die aufgezeigte Entwicklung macht deutlich, dass wir von einer **biozönotisch nachhaltigen** Nutzung noch weit entfernt sind. Energetisch-stoffliche nachhaltige Nutzung in Land- und Forstwirtschaft sind mit GIGON & MARTI (1994) nicht mit biozönotisch nachhaltiger Nutzung gleichzusetzen. Sie ist erst dann erreicht, wenn ökologische Systeme bei Nutzung und Ausgleich der energetisch-stofflichen Verluste auch die Arten- und Genressourcen regenerieren können.

Es gibt gute Gründe, sich mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt zu befassen:

- Biologische Gründe:
Erst eine breite genetische Basis ist die Voraussetzung für eine Anpassungsfähigkeit unserer Ökosysteme, Arten und Populationen an Umweltbedingungen, die sich räumlich und zeitlich schnell verändern.
- Ökonomische Gründe:
Es könnten künftig andere als die zur Zeit vorrangigen und wirtschaftlich wichtigen Eigenschaften Bedeutung erlangen.

- Ethische Gründe:
Um die natürlichen Ökosysteme mit einer möglichst großen Artenvielfalt und genetischen Diversität für kommende Generationen zu bewahren.

Mit der ehemaligen Bundesumweltministerin Angela Merkel kann man formulieren, dass auch fünf Jahre nach der in Rio de Janeiro verabschiedeten Agenda 21 im Hinblick auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt noch erheblicher Handlungsbedarf besteht (MERKEL 1998).

Literatur

- BAUER, G. (1989):
Grenzen des „Rote Liste Instruments“ und Möglichkeiten einer alternativen Bewertung von Biotopen.- Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29: 95-106.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992):
Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 288 S.
- BERTHOLD, P.; G. FLIEGE, M. QUERNER & H. WINKLER (1986):
Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen.- J. Orn. 127: 144-155.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1998a):
Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt.- Sch.R. f. Vegetationskunde 29: 444 S.
- (Hrsg.) (1998b):
Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 55: 434 S.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE „ERHALTUNG FORSTLICHER GENRESSOURCEN“ (1989):
Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland.- Forst und Holz 44 (15): 379-404.
- GADEBERG, R. M. E. & J. J. BOOMSMA (1997):
Genetic population structure of large blue butterfly *Maculinea alcon* in Denmark.- J. Insect Conservation 1: 99-111.
- GIGON, A. & R. MARTI (1994):
Biozönotische Nachhaltigkeit und Naturnähe.- Geographica Bernensia 30: 35-42.
- GREGORIUS, H.-R.; H. H. HATTEMER, F. BERGMANN & G. MÜLLER-STARCK (1985):
Umweltbelastung und Anpassungsfähigkeit von Baumpopulationen.- *Silvae Genetica* 34: 230-241.
- HAMPICKE, U. (Hrsg.) (1991):
Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes.- Ber. d. Umweltbundesamtes 3/91 : 629 S.
- HATTEMER, H. H.; F. BERGMANN & M. ZIEHE (1993):
Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft.- 2.Aufl. 429 S. Sauerländer, Frankfurt.
- JÄGER, E. J. & M. H. HOFFMANN (1997):
Schutzwürdigkeit von Gefäßpflanzen aus der Sicht der Gesamtareale.- Z. Ökologie u. Naturschutz 6: 225-232.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1997):
Die Roten Listen - Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern.- 581 S. Ulmer. Stuttgart.
- KÄNZIG-SCHOCH, U. (1997):
Schutz gefährdeter Waldpflanzen. Fünf Fallbeispiele aus dem Berner Mittelland.- Schweiz. Z. Forstwes. 148: 647-664.
- KLÖCK, W. (1989):
Die Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns- Anmerkungen eines Forstmannes zur Neubearbeitung 1986.- Forst und Holz 44: 60-63.
- KONNERT, M. (1998):
Genetische Vielfalt im Wald - wie erkennen? wie erhalten?- Laufener Seminarbeitr. 2/98: 53-60.
- KORNECK, D.; M. SCHNITTLER & I. VOLLMER (1996):
Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta & Spermatophyta) Deutschlands. Schr.R. f. Vegetationskunde 28: 21-187.
- KORNECK, D.; M. SCHNITTLER, F. KLINGENSTEIN, G. LUDWIG, M. TAKLA, U. BOHN & R. MAY (1998):
Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.- Schr. R. f. Vegetationskunde 29: 299-444. Bonn-Bad Godesberg.
- KRACH, B. (1988):
Tephrosia integrifolia subsp. *vindelicorum* - eine neue Sippe vom Augsburgener Lechfeld.- Mitt. Bot. Staatssamml. München 27: 73-86.
- LAWTON, J. H. & R. M. MAY (Hrsg.) (1995):
Extinction rates. - Oxford University Press. Oxford.
- LOSSOW, G. V.; G. SCHLAPP & G. NITSCHKE (1994):
Wiesenbrüter-Kartierung in Bayern 1980 - 1993 - Entwicklung, Stand, Perspektiven.- Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 129 (Beiträge zum Artenschutz 19): 5-38.
- MERKEL, A. (1998):
Gefährdung und Schutz der Artenvielfalt - Welche Rolle spielen die Roten Listen?- Schr. R. f. Vegetationskunde 29: 11-14.
- MÜLLER-STARCK, G. (1993):
Auswirkungen von Umweltbelastungen auf genetische Strukturen von Waldbeständen am Beispiel der Buche (*Fagus sylvatica* L.).- Schr. Forstl. Fakult. Univ. Göttingen u. Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt 112: 163 S.
- (1996):
4 Beiträge der Forstgenetik zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung.- Tagungsbericht Forum „Genetik-Wald-Forstwirtschaft“. Freising.
- MÜLLER-STARCK, G., E. HUSSENDÖRFER & CH. SPERISEN (1995):
Genetische Diversität bei Waldbäumen - eine Voraussetzung für das Überleben unserer Wälder.- In: Eidgenöss. Forsch.anstalt f. Wald, Schnee u. Landschaft (Hrsg.): Erhaltung der Biodiversität - eine Aufgabe für Wissenschaft, Praxis und Politik.- Forum für Wissen 1995 : 23-33.
- OETMANN-MENNEN, A. & F. BEGEMANN (1998):
Genetische Vielfalt und pflanzengenetische Ressourcen - Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf.- Schr. R. f. Vegetationskunde 29: 35-46.
- REIF, A. (1997):
Zielkonflikte im Naturschutz am Oberrhein. Kontroversen und ihre Ursachen am Beispiel der Trockenaue bei Breisach.- Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (4): 101-106.
- RINGLER, A. (1980):
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen - Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen.- Ber. d. ANL 4/80: 24-59.

SCHÖN, M. (1995):
Forstwirtschaft und Gefäßpflanzen der Roten Liste. Arten-
Standorte-Flächennutzung.- 310 S. Utz Verlag. München.

SCHÖNFELDER, P. (1987):
Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns,
Neubearbeitung 1986.- Sch.R. Bayer. Landesamt f. Um-
weltschutz 72: 77 S. München.

SCHÖNFELDER, P. & A. BRESINSKY (Hrsg.) (1990):
Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.-
752 S. Ulmer. Stuttgart.

STURM, P. (1991):
Artenhilfsprogramm für endemische und subendemische
Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- Schr.R. Bayer. Lande-
amt f. Umweltschutz 102 (Beiträge zum Artenschutz 13):
5-14.

VOGT, R. (1985):
Die Cochlearia pyrenaica-Gruppe in Zentraleuropa.- Ber.
Bayer. Bot. Ges. 59: 133-135.

VOLK, H. & J. SCHLENSTEDT (1991):
Rote Listen und Forstwirtschaft. Der Wald - kein sicherer
Schutz für gefährdete Pflanzen?- Forst und Holz 46: 687-
693.

WELK, E. & M. H. HOFFMANN (1998):
Biogeographische Schutzwürdigkeitsevaluierung für Ge-
fäßpflanzen.- Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 155-168.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Peter Sturm
Bayerische Akademie für
Naturschutz und Landschaftspflege
Seethaler Str. 6
D-83410 Laufen

Aussterbeszenarien und die Kunst des Überlebens

Paul MÜLLER

1. Vorbemerkungen

Veränderungen in unserem Lebensumfeld verängstigen und speisen Zukunftssorgen. Treten sie auf im Zusammenhang mit Dingen, die wir lieben, werden sie als Bedrohung empfunden. Alle unsere Erfahrungen signalisieren dabei auch keine Entwarnung, da wir gerade durch unsere Geschichte und die Evolution von Homo sapiens wissen, dass wir noch nie paradiesfähig waren, dass wir bewusst oder unbewusst unsere Umwelt veränderten, dass wir andere Populationen und Arten nachweislich ausrotteten. Es ist deshalb „nachvollziehbar“, insbesondere wenn auch wissenschaftliche Modellvorstellungen Plausibilität signalisieren, wenn wir Habitatveränderungen oder gar -zerstörungen als Indikatoren eines, wenn auch unsichtbaren, so doch zumindest plausiblen Artensterben akzeptieren.

Wenn dann auch noch die frühere Bundesregierung den „Trend des Verlustes an Tier- und Pflanzenarten für dramatisch hält“ und sich dem Urteil des Wissenschaftlichen Beirates „Globale Umweltveränderungen“ anschließt, wonach „weltweit täglich bis zu 130 Arten, **in Deutschland mindestens drei bis vier Arten am Tag aussterben**“ sollen (vgl. Umweltpolitik Aktuell; 12. Ergänz.-Lief., Juli 1996), dann fühlen sich viele in ihrer Meinung bestätigt, obwohl diese Aussagen nachweislich falsch sind (vgl. u.a. MÜLLER 1996, 1997). Unbestritten ist dabei, dass solche Hiobsbotschaften und Horrorszenarien allgemeine Aufmerksamkeit, mindestens für einige Zeit, erwecken, Mitgefühl für die geschundenen Kreaturen erschließen, unsere Herzen und natürlich auch die Geldbeutel öffnen. Die wirklichen Brennpunkte des Artensterbens werden jedoch verwischt. Eine Auslöschung der Hawaii-Inseln oder der brasilianischen Serra do Mar würde mehr als 7000 einmalige Tier und Pflanzenarten auf unserem Planeten vernichten, das Verschwinden des Saarlandes oder Berlins hätte keinen Einfluss auf den Artenreichtum unseres Planeten.

Hochrechnungen und Hypothesen über die Geschwindigkeiten des Artensterbens hängen nicht nur von unserer Artenkenntnis, von der real existierenden Artenzahl und der Geschwindigkeit der Lebensraum-Zerstörung ab, sondern ebenso von der Größe und Struktur der Arealssysteme sowie der Anpassungsfähigkeit der Arten an sich wandelnde Umweltbedingungen. Genau hier liegen aber die Schwächen der augenblicklich laufenden Diskussionen zum Artensterben. Hinzu kommt, dass trotz öffentlicher Bio-

diversitätsdiskussion die systematisch-biologischen Artenkenntnisse nicht nur in breiten Schichten der Bevölkerung, sondern auch in den biologischen Wissenschaften noch nie so gering ausgebildet waren wie heute. Die meisten, nicht nur der mitteleuropäischen Arten - und das wird bei allen Schutzbemühungen häufig verkannt - besitzen **Anpassungsstrategien**, die ihnen ein Überleben „auch bei einem markanten Biotopwechsel ermöglichen. Was bedeutet für sie wirklich, dass 92% aller schutzwürdigen Biotoptypen“ bei uns gefährdet sein sollen? Bedingt durch die postglaziale Einwanderungsdichte ist Mitteleuropa extrem arm an Endemiten und Deutschland ist nur ein Teil der meist wesentlich größeren Verbreitungsgebiete der hier vorkommenden Arten. Diese großarealen Arten sind zudem an Biotopveränderungen und den Nutzungswandel wesentlich besser angepasst als viele kleinareale, tropische Arten oder jene in den pleistozänen Refugialgebieten am Südrand Europas (vgl. DE LATTIN 1967; Abb.1).

Die in unserem Jahrhundert auch einer nicht ökologisch gebildeten Öffentlichkeit sichtbar gewordene, häufig jedoch in vordergründigen umweltpolitischen Aktionismus verflachende „ökologische Krise“ hat eine gravierendere Krise sichtbar gemacht, die **biologisch-systematische Krise**. Wirkliche Artenkenntnisse werden nur noch an wenigen Universitäten gepflegt.

Kaum jemand kennt die genetische Struktur, den Artenreichtum oder die Biodiversität unserer Ökosysteme, deren Vielfalt durch die Einfalt und biogeographische Unkenntnis mancher Schutzideologien nicht zu sichern ist. Wir benötigen dringend genauere Angaben zur regionalen Dynamik von Tier- und Pflanzenarten in Deutschland. Diese Arbeit muss jedoch vorurteilsfrei gemacht werden; sie darf auch nicht unter dem Diktat einer unter Argumentationszwang stehenden „Umwelt- und Naturschutzpolitik“ agieren. Nur dann kann sie wirklich dem Naturschutz und unserer Gesellschaft dienen.

2. „Artensterben“ und andere SOS-Botschaften als Politik-Instrument

„Die Neigung des Menschen wissenschaftliche Erkenntnisse zu verdrehen, wenn sie sich nicht mehr einfach ignorieren lassen, hat manche unerfreuliche Konsequenz.“

(R. E. LEAKEY & R. LEWIN, 1996, p. 38.)

Komplexe ökosystemare Vorgänge und Veränderungen, deren Wirkmechanismen und Regelkreise auch

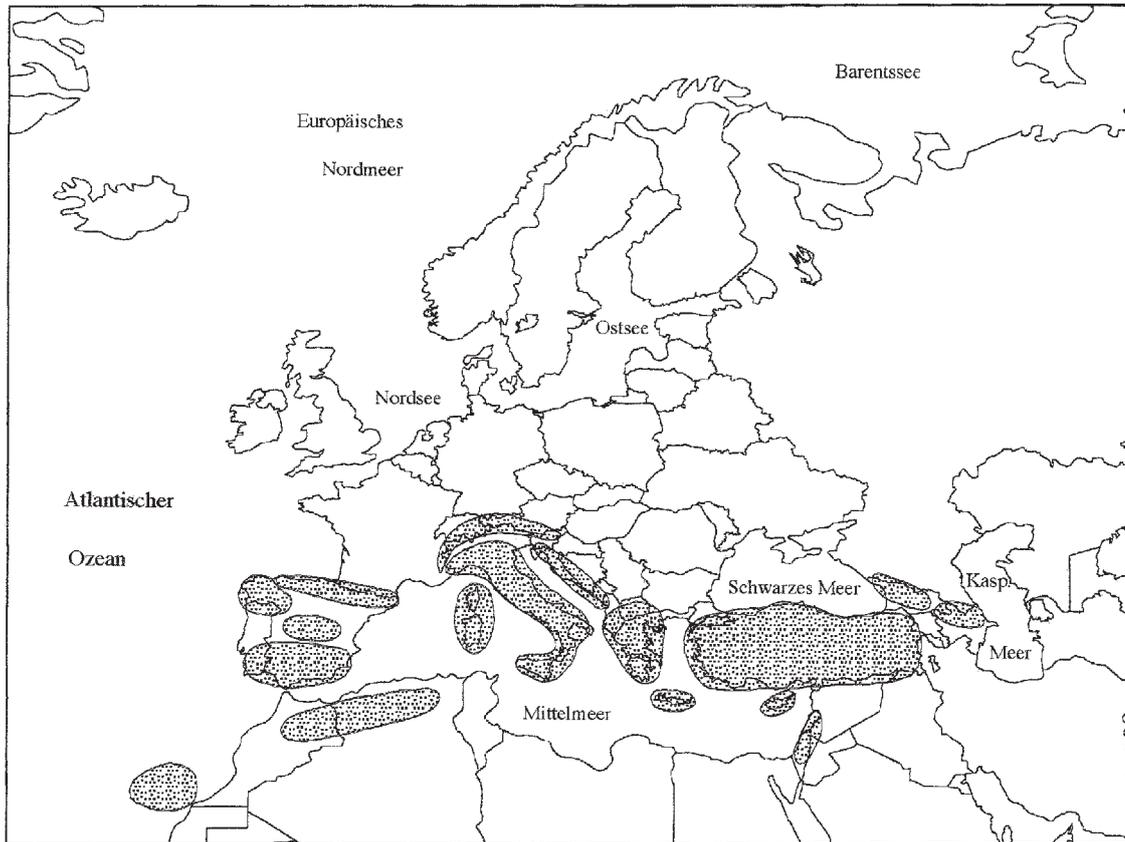


Abbildung 1
Die Zentren kleinarealer und endemischer Wirbeltierarten in der westlichen Palaearktis

für die meisten Fachwissenschaftler Rätsel bilden, sind gerade wegen ihrer Komplexität ideale Betätigungsfelder für Politiker, Ideologen und Scharlatane. STANISLAW LEM (1983) lässt grüßen.

Hiobsbotschaften und Horrorszenarien erwecken zumindest vorübergehend allgemeine Aufmerksamkeit. Die öffentliche Bewältigung der Katastrophe von Tschernobyl, die mit Millionen von Forschungsmitteln finanzierten Arbeitshypothesen zum allgemeinen Waldsterben (vgl. u.a. KANDLER 1994, ELLENBERG 1995) oder die national und international verflochtenen „Global Warming“-Strategien (vgl. BÖTTCHER 1995, 1996, EMSLEY 1996), sie alle liefern dafür belegbare Beispiele. Auf der Strecke bleibt dabei leider das Vertrauen in Wissenschaft. Für die Vertreiber und Nutznießer düsterer Umweltprognosen ist der Vorgang weitgehend risikofrei, da auch Fehldiagnosen bekanntlich einen Erkenntnisgewinn besitzen, und „man dem falschen Propheten verzeiht, wenn es besser kommt als vorausgesagt“ (LUDWIG ERHARD).

Die Solidität unserer Ausgangsdaten zur Definition und Bewältigung real existierender Risiken bleiben dabei aber auf der Strecke. Auch das spätestens seit der Rio Konferenz (1992) wichtige Biodiversitätsthema und das allgemein postulierte Artensterben laufen in diese publikumswirksame Sackgasse.

Dabei wird übersehen, dass die mühevollen Hausaufgaben, dazu gehören die exakte und kontinuierliche Erfassung unserer Faunen und Floren, dazu gehört der Ausbau unserer wissenschaftlichen Naturkundemuseen oder die Verbesserung der Arbeitsbedingungen unserer Systematiker und Taxonomen, schlichtweg vernachlässigt werden. Für bestimmte Tiergruppen fehlen in Deutschland heute die Spezialisten.

Kein Wort wird verloren über die Angreifbarkeit der Grunddaten zum Artensterben. Primärliteratur wird offensichtlich nicht mehr gelesen. Leider gilt das auch für manchen engagierten Wissenschaftler. So stellt z.B. PRIMACK (1995) gleich im zweiten Satz seines Lehrbuches der Naturschutzbiologie fest, dass „Wissenschaftlern wie Laien bewusst geworden ist, dass zur Zeit ein Artensterben nie dagewesenen Ausmaßes stattfindet (auf p. 3), oder (auf p. 24), dass sich die Aussterberate infolge menschlicher Aktivitäten vertausendfacht hat“ oder (auf p.36), dass „die Geschwindigkeit mit der Arten aussterben gegenwärtig tausendmal höher ist als die Geschwindigkeit der Artenbildung.“

Seine generalisierende Aussage, dass momentan mehr Arten existieren als es in jeder anderen geologischen Periode gegeben hat, doch infolge menschlicher Aktivitäten ist auch die Aussterberate höher als

jemals zuvor (auf p. 89), ist schlicht falsch, und es überrascht nicht mehr, wenn der gleiche Autor auf p. 107 zu der Schlussfolgerung kommt, dass „die besten verfügbaren Daten darauf hindeuten, dass im Laufe der kommenden zehn Jahre etwa 2,5 Prozent aller Arten aussterben werden, das entspricht **25.000 Arten pro Jahr**.“ The Nature Conservancy (US) verkündete im Oktober 1993 „Right now, today, species are becoming extinct at a rate faster than any time in the Earth history - **one species per day**.“

Das Bundesamt für Naturschutz stellte 1997 kategorisch fest, dass „davon ausgegangen wird, dass bis zum Ende dieses Jahrhunderts zwischen 20 und 50 Prozent aller Arten für immer verschwunden sein werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997, p. 17). Viele „Extinktions-Analysen“ werden von dem Bemühen der Wissenschaftler geprägt, für alle - insbesondere auch die Politiker - verständlich zu sein. Jede Vereinfachung ruft jedoch - leicht mit Gegenargumenten widerlegbar - die Schatten der „terribles simplificateurs“ herauf und dient letztlich dem gemeinsamen Anliegen „Natur zu erhalten“ nicht. Stattdessen findet ein Rennen um die höchsten Extinktionsraten statt, deren Ursprünge sich auf einige wenige hypothetische Arbeiten mit erheblichen Prognoseschwächen zurückführen lassen (vgl. PIMM et al. 1995). Die Einsicht fehlt, dass die problematische Verdreifachung der Erdbevölkerung seit Anfang dieses Jahrhunderts korreliert verlief mit einer technischen Entwicklung, die letztlich immer ressourcen- und artenschonender wurde. Unsere Lampen werden nicht mehr mit Waltran betrieben, und das Überleben keiner Bevölkerungsgruppe auf der Welt ist von Walfleisch heute noch abhängig. Die Politik setzt die Prioritäten für den Artenschutz falsch (MÜLLER 1997).

3. Artensterbe-Szenarien: Modelle, Realität und Realsatire

„For ministers of the environment, the subject is extremely attractive. It is easier to talk about a hypothetical world-wide threat in the long-term future than to solve the pedestrian daily environmental problems. The save our planet rôle is an ideal attitude to attract voters“. (C. J. F. BÖTTCHER, 1996, p. 5)

Hochrechnungen und Hypothesen über die Geschwindigkeit des Artensterbens hängen entscheidend von zwei Grunddatensätzen ab:

1. von der real existierenden Artenzahl und
2. von der Geschwindigkeit der Zerstörung der Lebensräume dieser Arten.

Gegenwärtig sind ca. 1,5 Mio Arten wissenschaftlich beschrieben. Spekulationen über die Anzahl noch nicht beschriebener tropischer Insektenarten schwanken zwischen 2 bis 30 Millionen Arten (GASTON 1991, MAY 1992). Dieser enorme von Optimisten und Pessimisten unterschiedlich benutzte Spielraum beruht auf folgenden Annahmen:

1. Jährlich werden neue Arten entdeckt!

Diese Annahme wird auch durch Tatsachen bestätigt, an denen unser Institut in den letzten Jahrzehnten durch Neubeschreibungen, Entdeckungen und Wiederentdeckungen neuer Tierarten beteiligt war. Auch Großtiere, wie die Anfang der 90er Jahre in Südostasien entdeckten neuen Boviden und Cerviden (Tab. 1), stützen diese These ebenso wie über 22 000 neue Invertebraten, die zwischen 1963 und 1988 allein für Süd- und Mittelamerika beschrieben wurden (MÜLLER 1971, 1995, 1996).

Doch trotz der Entdeckung neuer Taxa, insbesondere in den Tropen und marinen Ökosystemen, kann davon ausgegangen werden, dass die entscheidenden Zuwächse in der Zukunft zumindest bei den Vertebraten mehr modernen biochemischen und genetischen Erkenntnissen als klassischen taxonomischen Methoden zu verdanken sein werden. (vgl. MARTIN 1996 und die Ergebnisse des Symposiums über „Avian Taxonomy from Linnaeus to DNA“; London, 23 March 1996; SCHOMBURG & LESSEL 1995).

2. Die Zahl tropischer Insektenarten ist wesentlich höher als bisher beschrieben!

Für diese Annahme wird häufig unreflektiert auf eine Kalkulation von ERWIN (1982) zurückgegriffen. Im Kronendach von *Luehea seemannii* in Panama wurden 1.200 Käferarten (darunter 800 herbivore Arten) nachgewiesen. Er unterstellte, dass 160 Käfer (= 20%) als Nahrungsquelle auf *Luehea seemannii* spezialisiert sind. Da Käfer etwa 40% aller Insektenarten darstellen, folgerte er weiter, dass es für jede Baumart etwa 400 Insektenarten geben könne, die an diese streng gebunden sind. Da darüberhinaus angenommen werden könnte, dass nur 2/3 aller Insekten im Kronendach leben, die anderen sich von der Rinde oder den Wurzeln ernähren, kam er zu der Vorstellung, dass zu jeder Baumart 600 spezialisierte Insektenarten gehören. Da bisher rund 50.000 tropische Baumarten beschrieben sind, kam er auf 30 Mio. Insektenarten in der Welt. Jeder Wissenschaftler, der sich mit tropischen Insekten und deren Adaptationen beschäftigt, weiß jedoch, dass diese Annahmen reine Spekulation sind. Auch andere Versuche zu einer Abschätzung der Gesamtzahl der Arten auf der Erde zu kommen, erwiesen sich als fragwürdig (MAY 1988, HAWKSWORTH 1991).

Tabelle 1

Neu entdeckte Cerviden- und Bovidenarten aus Südostasien (seit 1993)

Bovidae

Pseudoryx nghetinhensis	VU VAN DUNG et al. 1993
Pseudonovibos spiralis	PETER und FEILER 1994

Cervidae

Megamuntiacus yuquangensis	DO TUOC et al. 1994
----------------------------	---------------------

Prognostizierte Extinktionsraten haben ihre wissenschaftliche Basis in der auf MACARTHUR & WILSON (1967) zurückgehenden **Inselbiogeographie** (Näheres bei MÜLLER 1973, 1980, 1981, VITOUSER et al. 1995). Diese Theorie besagt zunächst, dass es eine Arten-Areal-Beziehung gibt, wonach mit steigender Inselgröße (und deren Habitatvielfalt) auch der Artenreichtum zunimmt. Eine Reduktion der Inselgröße ist damit mit einer Reduktion des Artenreichtums verbunden. Genau damit wird der Prozentsatz der Arten vorausgesagt, der aussterben würde, wenn bestimmte Habitat-Inseln zerstört würden (u.a. SIMBERLOFF 1986, 1988). Die Inseltheorie beschreibt den Arten-, keineswegs den Endemitenreichtum an einer isolierten Erdstelle (Abb. 2).

Dieser einfachen Korrelation zufolge werden bei einer Zerstörung von 50% einer Habitatinsel etwa 10% der dort vorkommenden Arten verschwinden. Soweit sie für die „Insel“ endemisch sind, werden sie damit aussterben. Wird der Regenwald als „Festlandinsel“

verstanden und unterstellt, dass alle dort lebenden Arten ökologisch streng an ihn adaptiert sind, dann lässt sich berechnen, dass bei der Vernichtung von jährlich 1% der Regenwaldfläche ein globaler Artenrückgang auf 0,2 bis 0,3% pro Jahr (WILSON 1989, 1992) auftreten müsste. **Geht man nun von 10 Millionen Arten weltweit aus, entspricht das 20.000 bis 30.000 Arten pro Jahr oder 68 pro Tag oder 3 pro Stunde.**

Mit Recht können viele Naturschutzpolitiker behaupten, dass sie mit ihren Aussterbezahlen einer „wissenschaftlichen Argumentation“ folgen. Doch die hypothetische Grundlage dieser Argumentation wird dadurch verwischt und was schlimmer ist, es werden die Probleme unterschiedlicher Ökosysteme und Regionen auf unserer Erde missverstanden. **Endemitenzentren werden mit Diversitätszentren gleichgesetzt, altesiedelte Räume mit erst kürzlich erschlossenen Gebieten verglichen und damit Wege zu realistischen Kooperationsmodellen zwischen Natur und Kultur verschlossen. Das Anpassungspotential der Arten an sich wandelnde Umweltbedingungen wird völlig vernachlässigt (Abb. 3).**

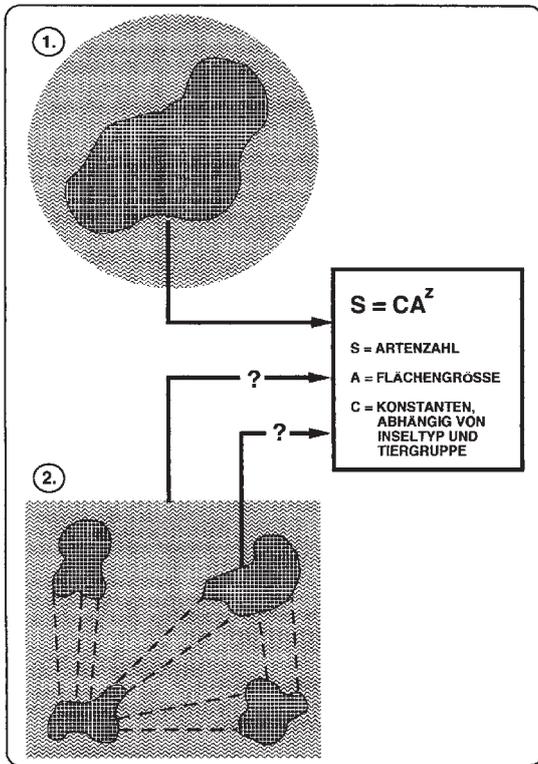


Abbildung 2

Die von der **Inselbiogeographie** abgeleiteten und durch viele Arbeiten bestätigten quantitativen **Zusammenhänge zwischen Artenzahl und Flächengröße** (1) werden oftmals auf Festlandsbiotop übertragen, ohne Berücksichtigung der meist ungenügend bekannten ökologischen Valenz der Taxa, ohne differenzierende Berücksichtigung der in vielen Fällen jahreszeitlich schwankenden „Barrierenwirkung“ und ohne ausreichende Informationen über die genetischen Strukturen, die Variabilität und Anpassungsfähigkeit der Organismen. Die Notwendigkeit von Biotopverbundstrukturen wird begründet, ohne die Vitalität der oft nur scheinbar isolierten Metapopulation zu kennen.

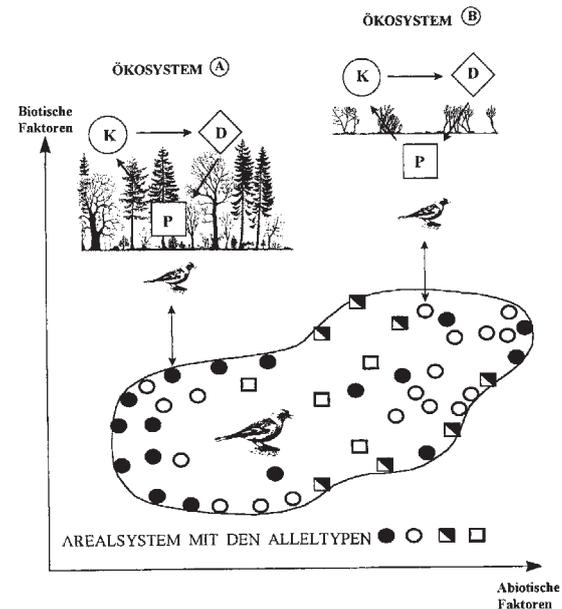


Abbildung 3

Arten besitzen bekanntlich unterschiedlich große **Areal-systeme, deren Lage und Struktur von endogener Populationsgenetik sowie externen biotischen und abiotischen Faktoren beeinflusst werden.** Manche sind Kosmopoliten, andere besiedeln nur einen isolierten Gebirgsstock oder eine ozeanische Insel. Großareale Arten, wie sie für Mitteleuropa typisch sind (z.B. Buchfink), besitzen häufig eine weite ökologische Valenz und ihre genetisch unterschiedlichen Individuen und Metapopulationen können in verschiedene Ökosysteme integriert sein. Die Zerstörung einer Habitatinsel oder einer Lokalpopulation kann, muss jedoch keineswegs, einen Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Art besitzen.

Es ist erstaunlich wie leichtfertig theoretische Modellrechnungen, Spekulationen und Hypothesen über den globalen Artenreichtum das Denken beeinflusste. Bei einer genauen Analyse der Originalarbeiten und einer Aufklärung ihrer spezifischen Randbedingungen wird das fragwürdige Fundament mancher „Biodiversitätsdiskussionen“ schnell sichtbar (vgl. u. a. SIEMANN et al. 1996). „Essentially, all projections of impending rates of extinction are based on species-area relations, combined with estimated rates of loss of habitat (area) There have been many such projections, but they all have the same simple basis“ (MAY, LAWTON & STORK 1995, p. 13; vgl. auch MacARTHUR & WILSON 1967, LAWTON 1995, WHITMORE & SAYER 1992).

Entscheidend ist, dass jede Population und damit auch letztlich deren Areal in der Geschichte Expansions- und Regressionsphasen durchlief und durchläuft (MÜLLER 1981). Extinktionen sind Normalfälle der Evolution und können Voraussetzung für weitere Entwicklungen sein. Regressive Phasen erhöhen nicht nur das Extinktionsrisiko. Isolation und Separation erhöhen als Speziationfaktoren auch die Evolutionsgeschwindigkeit.

Deutschland oder England wurde von der Mehrzahl der heute hier lebenden Organismen erst in den letzten 6 - 7000 Jahren erreicht. Von Lokalrassen und genetisch nur geringfügig von den Ausgangspopulationen abweichenden Neoendemismen abgesehen, fehlen hier endemische Gattungen. In den **Tropen** liegen völlig abweichende Verhältnisse vor. Der Endemitenreichtum steigt insbesondere in den Montanwäldern erheblich an. Würden die Hawaii-Inseln vernichtet, würden 850 endemische Blütenpflanzen, 956 Mollusken, 5188 Insekten und 60 Vogelarten für immer von diesem Planeten verschwinden (vgl. MLOT 1995). Natürlich gibt es auch bei uns besonders genetisch differenzierte Lokalpopulationen. Als Ergebnis von Migration und Anpassung verändern sich die Alleltypen kontinuierlich. In Verbindung mit anthropogen veränderten Selektionsfaktoren kann es zur „Rapid-Evolution“ kommen. Klassische Beispiele dafür liefern nicht nur Tausende von resistenten Mutanten und „Neoendemiten“ verschiedener Pflanzen, Tiere und Mikroben auf fast alle Umweltchemikalien und Pflanzenschutzmittel (DICKSON & WHITAM 1996), sondern auch die an vielen Stellen zwischenzeitlich unter Schutz gestellten Schwermetallpflanzengesellschaften.

Hierzu gehören die europäisch-westsibirischen Schwermetallrasen- bzw. Galmeigesellschaften, die schwermetalltolerante Sippen entwickelt haben (Klasse *Violetea calaminariae*; vgl. POTT 1995). Sie kommen nur auf Böden mit hohen Gehalten an Zn, Cu, Pb, Ni, Co, Cd und Cr vor. Viele der hier wachsenden Galmeipflanzen (Galmei = ZnCO₃) sind subspezifisch differenziert (Neoendemismus). Ihre Isolation bzw. Subspezifikation geht z.T. auf prähistorische, z.T. aber erst auf die seit dem 13. Jahrhundert entstandenen Erzbergbau-Standorte zurück. Zwei Verbände lassen sich unterscheiden,

wobei das **Thlaspi calaminariae** (= Alpenhellerkraut-Gesellschaften) vorwiegend in Westdeutschland auftritt und sich durch *Thlaspi alpestre* ssp. *Calaminaria* und *Viola calaminaria* in zwei Gesellschaften gliedern lässt. Die Zinkveilchen-Gesellschaft (*Violetea calaminariae*) lässt sich in Lokalassoziationen unterteilen, wobei das *Violetea calaminariae* westfalicum (= *Violetea guessthalicae*) auf zinkreichen Standorten im östlichen Westfalen verbreitet ist. Das *Violetea calaminariae* rhenarum gedeiht auf zinkreichen Standorten Belgiens, Hollands und bei Aachen. Differentialarten sind *Viola calaminaria* ssp. *calaminaria* und *Armaria maritima* ssp. *calaminaria* (bei Stolberg und in der Nordeifel). Das *Minuartio-Thlaspietum alpestris* (Alpenhellerkraut-Erzrasen) kommt auf feinerdearmen Böden mit hohem Schwermetallgehalt vor. *Minuartia verna* ssp. *herzynica* tritt neben *Thlaspi alpestre* auf. *Silene vulgaris* var. *humilis* ist regelmäßig beigemischt (Silberberg bei Osnabrück, Aachen-Stolberger Erzgebiet, Harz, Blankenrode in Westfalen).

Der Verband **Armerion halleri** (Galmeigrasnelken-Gesellschaften) aus dem Mansfelder Gebiet ist durch schwermetalltolerante Sippen von *Minuartia verna* ssp. *herzynica*, *Silene vulgaris* var. *humilis* und *Armeria halleri* und deren Lokalendemiten differenzierbar. Zwei Gesellschaften lassen sich auch bei diesem Verbund unterscheiden (*Armerietum halleri* = Galmeigrasnelken-Gesellschaft; *Holco-Cardaminopsietum halleri* = Erz-Schaumkressen-Rasen). Die *Armerietum halleri*-Gesellschaft kommt im nördlichen Harzvorland (Ober- und Innerste Tal, Ammelsberg bei Goslar) auf feinerdearmen Kupferschieferböden vor. Sie lässt sich in zahlreiche Lokalassoziationen mit Neoendemiten aufgliedern (z.B. *Armerietum bottendorfensis* = nur auf der Bottendorfer Höhe an der Unstrut unterhalb von Artern; *Armerietum bornburgensis*). Die *Holco-Cardaminopsietum halleri*-Gesellschaften (= Erz-Schaumkressen-Rasen) sind artenarme von Gräsern dominierte, filzige Rasen auf schwermetallhaltigen Böden mit *Cardaminopsis halleri*.

Isolation und Separation stellen - wie diese wenigen Beispiele belegen - keineswegs nur Extinktionsfallen dar, die sich trefflich für Aussterbe-Szenarien „hochrechnen“ lassen. Sie sind nur ein Faktor, der, für sich allein betrachtet, sogar für manche Populationen neue Differenzierungschancen enthält (MÜLLER 1973). Die bisher vorliegenden **hypothetischen Artensterbe-Szenarien** entwickeln ohne sachdienliche Hinterfragung zwar eine allgemein überzeugende politische Kraft („save our planet“), genau diese Kraft fehlt aber um die wirklichen Gründe für den Wandel (von den bekannten prozentualen Schuldzuweisungen an einzelne Naturnutzer einmal abgesehen) zu erkennen, die regionaltypischen Biodiversitäten (vgl. u.a. GASTON 1996) zu ermitteln bzw. in einer integrierten Umweltbeobachtung kontinuierlich zu erfassen und die notwendigen Kooperationsmodelle zwischen zukunftsweisenden Technologien und unseren „Rotkehlchen“ zu entwickeln (MÜLLER 1990, 1995, 1996). „Wenn du als Werkzeug nichts weiter hast als einen Hammer, gerätst du leicht in Versuchung, alles für einen Nagel zu halten“ (KRAUS 1996).

4. Extinktionen: Normalfälle der Evolution und Arealodynamik

„Extinction may be easy enough to define in theory but it is much more difficult to recognize in practice even among the most conspicuous inhabitants of our planet“.
(COOPE 1995, p. 55)

Viele Arten sind lange bevor Homo sapiens auf diesem Planeten erschien ausgestorben (GOULD 1989). Viele, insbesondere Inselarten und leicht beobachtbare Spezies hat der Mensch zu unterschiedlichen Zeiten nachweisbar ausgerottet, andere galten lange Zeit als ausgestorben und tauchten plötzlich wieder auf. Die Rote Krötenkopf-Schildkröte (*Phrynops rufipes*) wurde 1824 von SPIX vom zentralen Amazonien beschrieben (Rio Solimões). Über ein Jahrhundert galt die Art als „verschollen“, bis ich sie als junger Student in den Sumpfbereichen des Rio Negro wiederentdeckte (MÜLLER 1966). Heute sind wesentlich mehr Populationen von dieser Art wieder bekannt, und sie kann weder als „gefährdet“ schon gar nicht als **ausgestorben** gelten. „How can we ever be certain that an organism has finally ceased to exist?“ (COOPE 1995).

Die Sicherheit unserer Aussagen ist von dem Bekanntheitsgrad einer Art, ihrer Beobachtbarkeit, der Zahl der sie kennenden Spezialisten und dem Untersuchungsgebiet abhängig. Ausgedehnte Regenwälder sind immer für Überraschungen gut. So entdeckte einer meiner Doktoranden (Ralf Strewe) 1997 bei der Analyse der Avifauna des kolumbianischen Choco drei bisher verschollene Tangaren-Arten (*Chlorospingus flavovirens*, *Iridosornis porphyrocephala*, *Dacnis berlepschi*) wieder, die sich in den niederschlagsreichsten Tiefland- bzw. Montan-Regenwäldern der Erde der Routine-Beobachtung entzogen hatten. Ein anderer Doktorand (PETERMANN 1998) wies bei seiner avifaunistischen Analyse der Avifauna der Ilha de Marchantaria (südl. Manaus) allein 10 Arten nach, die für das Gebiet bisher unbekannt waren.

Doch dort wo ein enges Überwachungsnetz besteht (u.a. Neuseeland, Hawaii) ist es unwahrscheinlich, dass „ausgestorbene“ Arten wieder auftauchen. Ganz sicher kann man jedoch nie sein, wie gerade die Takahe-Ralle (*Porphyrio mantelli*) von Neuseeland beweist. Die von OWEN 1848 beschriebene Art, die früher zu einer besonderen Gattung (Notornis) gestellt wurde, galt lange Zeit als ausgestorben bis man die flugunfähige Ralle 1948 auf der Südinsel Neuseelands in abgelegenen Hochtälern (750 - 1200 m) wiederentdeckte.

Aber auch in Deutschland sind wir vor positiven Überraschungen nicht sicher. Bei Tier- und Pflanzengruppen, die weniger intensiv z.B. mangels flächendeckender Erfassung und vorhandenen Spezialisten bearbeitet werden können, fördert fast jede sorgfältige Detailuntersuchung neue Arten für Deutschland hervor. So wurden die Moose **Fissidens monguilloni**, *Leucodon sciuroides* var. **morensis**

und *Tortula princeps* zwischen 1995 und 1996 durch sorgfältige Kartierung im Nahetal **erstmalig** für Deutschland nachgewiesen (SESTERHENN 1997).

Auch die bislang als „selten“, „sehr gefährdet“ oder als im „Rückgang befindliche Art“ definierte Wimperfledermaus *Myotis emarginatus* konnte durch sorgfältige Untersuchungen von Elke REISER (1998) im Biosphärenreservat Pfälzer Wald in größeren Winter-Populationen wieder nachgewiesen werden. Die Wimperfledermaus war in ihren Winter-Quartieren meist übersehen worden, weil sie die „hinteren oder völlig entlegenen schwer zu erreichenden Stollenbereiche von Großstollen und Bergwerken“ bevorzugte. „Insgesamt konnte anhand der Untersuchung und dem Vergleich mit Ermittlungen der letzten Jahre eine positive Bestandsentwicklung abgelesen werden“ (REISER 1998, p. 77).

Für viele dieser Beobachtungen gilt, dass wir letztlich auch die Anpassungsfähigkeit vieler (auch sog. stenöker) Arten an fluktuierende Umweltbedingungen völlig unterschätzt bzw. die zu ihrer Kenntnis notwendigen Grundlagenuntersuchungen z. T. sträflichst vernachlässigt haben. BINZENTHÖFER (1997) untersuchte, angeregt von Publikationen, die einen Rückgang mitteleuropäischer Ameisenbläulinge zu belegen schienen, die Populationsökologie und Raum-Zeit-Verhalten markierter *Maculinea nausithous* (1701 Individuen) und *M. teleius* (463 Individuen) im nördlichen Steigerwald. Alle fünf europäischen *Maculinea*-Arten wurden im Red Data Book als „endangered“ eingestuft: *M. nausithous* und *M. teleius* werden in der Berner Konvention (1990) bzw. in der FFH-Richtlinie (1992) als besonders schutzbedürftige Arten verzeichnet. Die Freilandanalysen von BINZENTHÖFER (1997) zeigten, dass die beiden Arten lokal keineswegs selten sind (Populationsdichten von *Maculinea nausithous* bis 7333 Individuen/ha, von *M. teleius* bis 222 Individuen/ha) und die Anpassungsfähigkeit der Arten an suboptimale Habitatstrukturen größer ist als bisher angenommen. Bei analysierten Flugdistanzen von über 2000 m (*M. teleius*) bzw. 5000 m (*M. nausithous*) werden auch biotopfremde Strukturen (z.B. Fichtenforste) überflogen.

Wie wir bereits ausführten gilt für Inselpopulationen aber auch, dass nicht nur ihre Extinktionsgefährdung größer ist, sondern dass oftmals auch ihre Differenzierungsgeschwindigkeit schneller ist. Deshalb kommt der exakten Definition des genetischen Populationsstatus insbesondere isolierter Populationen große Bedeutung zu.

Ein nachdenkenswertes Beispiel für die Richtigkeit dieser Feststellung liefern die Brückenechsen (*Sphenodon*) Neuseelands, einzige überlebende Gattung einer vor 150 Millionen Jahren weitverbreiteten Reptilienordnung. Eine von DAUGHERTY, CREE, HAY & THOMPSON (1990) vorgelegte sorgfältige Analyse der letzten „überlebenden Fossilien“ zeigte, dass es sich dabei nicht um eine Art, sondern um **zwei Arten** handelt (*Sphenodon punctatus*, *Sphen-*

Tabelle 2

Brückenechsen (*Sphenodon*) Neuseelands und ihr derzeitiger Populationsstatus (nach DAUGHERTY et al. 1990)

Art/Subspezies	Restverbreitung	Gefährdungsstatus
1. <i>Sphenodon punctatus punctatus</i>	Cuvier-Insel	max. 20 adulte; keine Jungtiere
	Stanley-Insel (100 ha)	max. 20 adulte; keine Jungtiere
	Red Mercury-Insel (225 ha)	max. 20 adulte; keine Jungtiere
2. <i>Sphenodon punctatus reischeki</i>	Little Barrier-Insel (3083 ha)	keine Beobachtungen seit 1978
3. <i>Sphenodon guntheri</i>	North Brother (4 ha)	max. 300 adulte; Reproduktion erfolgreich „but limited to 1,7 ha of scrub on top of island.“

odon guntheri; eine dritte Art *Sphenodon diversum* ist nur von subfossilen Knochenresten von der Nordinsel Neuseelands bekannt). Im IUCN Red Data Book wird nur *Sphenodon punctatus* im Appendix I aufgeführt. Die vorgelegten Arbeiten von DAUGHERTY et al. (1990) zeigten, dass zwei Arten um ihr Überleben kämpfen, wobei „*S. guntheri* has survived on one small island only by good fortune“, andere Populationen durch einseitige Vogelschutz-Programme des Naturschutzes gefährdet wurden und eine dritte Population (*Sphenodon punctatus reischeki*) durch Verknennung ihres besonderen Populationsstatus nicht als gefährdet angesehen wurde und wahrscheinlich seit Ende der 70iger Jahre deshalb ausgestorben ist (Tab. 2).

Vitalität und Überlebenschancen von Populationen sind ohne genaue genetische Kenntnisse nicht abschätzbar. Ein Beispiel dafür lieferte auch STERNAD (1998) durch die Aufklärung der Verbreitung und genetischen Populationsstruktur von *Psophus stridulus* (Orthoptera: Acridae) auf der Nördlichen Frankenalb. Im Rahmen der Kartierungsarbeiten konnten *P. stridulus*-Populationen auf insgesamt 31 Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Von den 35 in der Datenbank von Bayern dokumentierten *stridulus*-Habitaten erwiesen sich 22 als besiedelt. Alle Populationen besiedeln Halbtrockenrasen. Wanderungen auch zwischen eng benachbarten Isolatn konnten weder 1996 noch 1997 festgestellt werden. Durch die Multilocus-DNA-Methode konnten in kritischen Fällen die Verwandtschaftsbeziehungen der Populationen dokumentiert werden (Abb. 4).

4.1 Extinktionsphasen vor Ankunft von *Homo Sapiens*

„Trotz unserer ganzen geistigen und technischen Zauberei bezweifele ich, dass wir die Erdgeschichte dauerhaft aus der Bahn werfen können, wenn man den richtigen planetaren Zeitmaßstab der Jahrmillionen anlegt. Nichts, was in unserer Macht steht, kommt auch nur annähernd den Umständen und Katastrophen gleich, die unsere Erde erlebt und hinter sich gelassen hat.“

(ST. J. GOULD 1994, p. 16)

Entstehen und Vergehen, Auftauchen, Differenzieren und Aussterben sind Normalfälle der Evolution. So lassen sich z.B. mindestens fünf markan-

te Extinktionsphasen in der Erdgeschichte für die paläontologisch gut untersuchten marinen Biota (auf Gattungs- und Familienniveau) nachweisen (BENTON 1993, COURTILLOT & GAUDEMER 1996, ERWIN 1993, RAUP 1991, SEPKOSKI 1994, JABLONSKI 1995):

1. Ende des Ordovicium (439 Mill. Jahre)
Familien-Extinktion 26% ± 1,9
2. Devon (367 Mill. Jahre)
Familien-Extinktion 22% ± 1,7
3. Ende des Perm (245 Mill. Jahre)
Familien-Extinktion 51% ± 2,3
4. Ende der Trias (208 Mill. Jahre)
Familien-Extinktion 22% ± 2,2
5. Ende der Kreide (65 Mill. Jahre)
Familien-Extinktion 16% ± 1,5

Massenextinktion und Differenzierungsraten sind häufig aber keineswegs in allen Fällen durch geologische Umbrüche begründbar. Das wird z. T. auch für terrestrische Biota angenommen (vgl. u.a. HEDGES et al. 1996). Die häufig zitierte Aussage, dass wir gegenwärtig eine größere Arten- bzw. Taxa-Mannigfaltigkeit besitzen als jemals zuvor in unserer Erdgeschichte, ist für die nur 17 % des Artenreichtums verantwortlichen marinen Biota nur unter bestimmten Einschränkungen belegbar, für die terrestrischen Vertebraten nachweislich falsch (vgl. u.a. TAYLOR 1996). Insbesondere die Fossilfunde im Burgess Shale von Britisch-Kolumbien, die uns einen Einblick in die Biota vor 570 Millionen Jahren ermöglichen, belegen, dass bereits im Kambrium „praktisch alle Hauptgruppen neuzeitlicher Tiere vorhanden sind“ (GOULD 1989). „Verglichen mit den Burgess-Meeren enthalten die heutigen Ozeane sehr viel mehr Arten; diese basieren aber auf einer weit geringeren Zahl von anatomischen Plänen“ (GOULD 1989).

Aus einer Vielzahl von terrestrischen Beispielen sollen hier nur die Antilocapriden erwähnt werden. Fossil sind die Gabelböcke, von denen heute nur eine Art (*Antilocapra americana*) existiert, auf Nordamerika beschränkt. Vor 21 Millionen Jahren traten die ersten

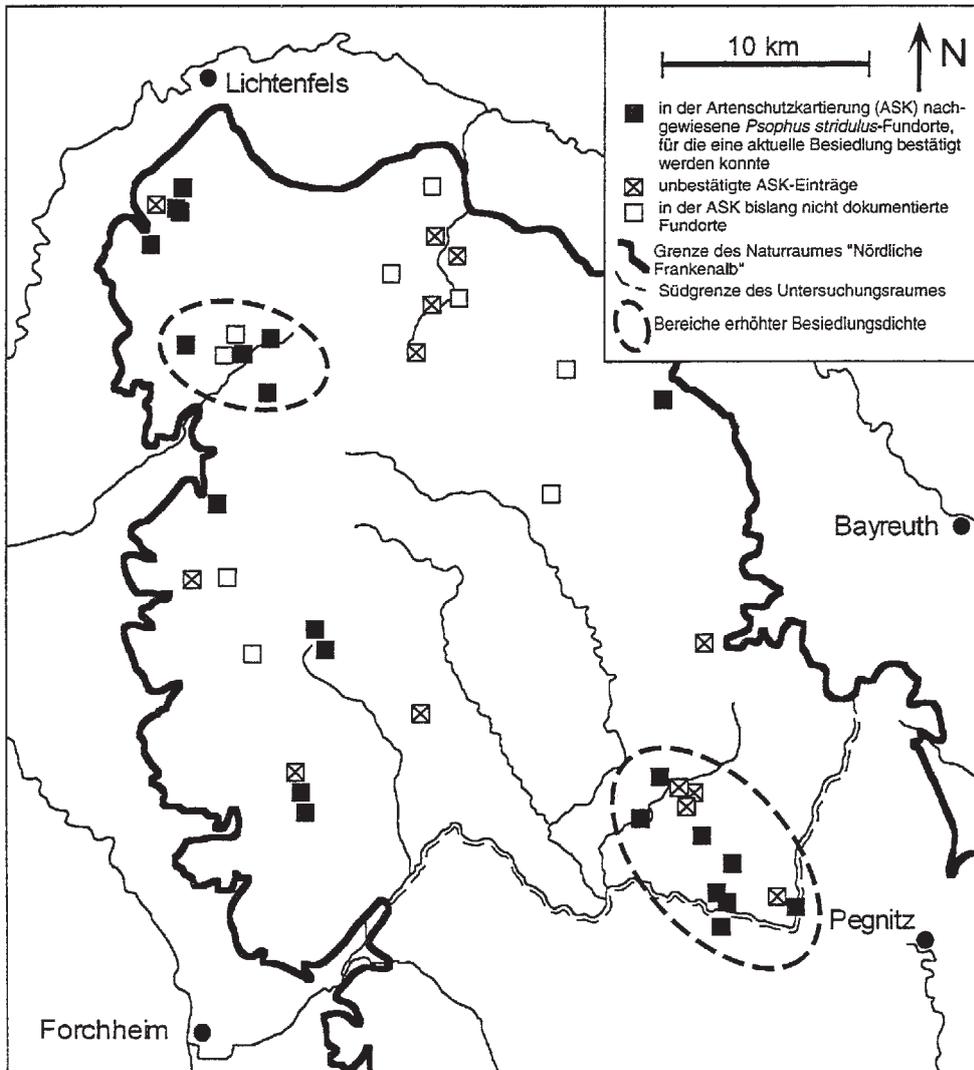


Abbildung 4
Populationsstatus von *Psophus stridulus* westlich von Bayreuth nach den Untersuchungen von STERNAD (1998)

Gabelböcke auf. Allein aus dem nordamerikanischen Miozän sind mindestens 14 Gattungen bekannt (Tab. 3, 4).

4.2 Pleistozäne Extinktionsphasen

„Das geologische Ereignis, das die rezente zoogeographische Situation der holarktischen Faunen wohl am stärksten und am nachhaltigsten beeinflusst hat, war das Hereinbrechen der pleistozänen Eiszeiten.“ (DE LATTIN 1967, p. 313)

Klimatisch bedingte Extinktionsphasen haben sich im Pleistozän auf die Taxa und Biota in Nordamerika, Europa und Ostasien z. T. sehr unterschiedlich ausgewirkt (COOPE 1995, FRENZEL 1968, 1993, 1994, GALIMORE & KUTZBACH 1996, GLIEMEROTH 1995, HEYNES 1991, HOLMAN 1995, KURTEN & ANDERSON 1980, LANG 1994, KURTEN 1968, STRAKA 1970, WOLSTEDT 1961). Arealfluktuationen mit großer evolutiver Bedeutung kennzeichnen die Glazial- und Interglazialzeiten. Unser gegenwärtiges Waldbild hat sich bekanntlich

erst im Postglazial als Ergebnis eines natürlichen Einwanderungsprozesses und menschlicher Siedlungstätigkeit eingestellt (POTT 1989, 1992, 1995). Manche Arten, die in der Tundrenlandschaft des Quartärs in Westeuropa existieren, verschwanden in den Interglazialen oder in der postglazialen Wärme-

Tabelle 3
Miozäne Antilocapridae von Nordamerika (aus VREBA et al. 1995)

Merycodontinae	Antilocaprinae
	Plioceros
Paracosoryx	Proantilocapra
Cosoryx	Texoceros
Ramoceros	Ottoceros
Meryceros	Ilingoceros
Merycodus	Subantilocapra
Merriamoceros	Hexameryx
	Osbornoceros

Tabelle 4**Pleistozäne Antilocapriden** (nach KURTÉN und ANDERSON 1980).Das Verschwinden der Gabelböcke tritt zu unterschiedlichen Zeiten des Pleistozäns auf. Kleine Arten (u. a. der 10 kg schwere *Capromeryx minor*) waren ebenso davon betroffen wie große.

<i>Capromeryx prenticei</i>	GAZIN, 1935	= Spätes Pliozän
<i>Capromeryx furcifer</i>	MATTHEW, 1902	= Pleistozän (Blancan bis Rancholabrean)
<i>Capromeryx arizonensis</i>	SKINNER, 1942	= Pleistozän (Blancan bis Irvingtonian)
<i>Capromeryx minor</i>	TAYLOR, 1911	= Pleistozän (ausgestorben um 11.000 v. Chr.)
<i>Capromeryx mexicana</i>	FURLONG, 1925	= Pleistozän (bis Rancholabrean)
<i>Tetrameryx shuleri</i>	LULL, 1921	= Pleistozän (ausgestorben 3.700 v. Chr.)
<i>Tetrameryx irvingtonensis</i>	STIRTON, 1939	= Pleistozän (Irvingtonian Fauna)
<i>Tetrameryx knoxensis</i>	HIBBARD & DALQUEST, 1960	= Pleistozän
<i>Tetrameryx mooseri</i>	DALQUEST, 1974	= Pleistozän (Early Rancholabrean)
<i>Tetrameryx tacubayensis</i>	MOOSER & DALQUEST, 1975	= Pleistozän (Cedazo Fauna)
<i>Hayoceros falkenbachi</i>	FRICK, 1939	= Pleistozän
<i>Stockoceros conklingi</i>	(STOCK) 1930	= Pleistozän
<i>Stockoceros onusrosagris</i>	ROOSEVELT & BURDEN	= Pleistozän (ausgestorben 11.500 v. Chr.)
<i>Antilocapra americana</i>	(ORD) 1815	= Pleistozän bis Gegenwart. Der Gabelbock hatte einen pliozänen Vorläufer.
<i>Antilocapra garciae</i>	WEBB	= Pleistozän

zeit (COOPE 1995, SADLER & SKIDMORE 1995). Obwohl die Gattung *Fagus* bereits im Oligozän in Europa auftauchte, im Pliozän die heute nordamerikanische *Fagus grandifolia* bei Willershausen nachgewiesen wurde, trat unsere Rotbuche (*Fagus sylvatica*) erst im Holstein Interglazial auf, wo sie sich aber nicht gegen die Hainbuche (*Carpinus*) durchsetzen konnte.

Der unterschiedliche Artenreichtum innerhalb der Holarktis lässt sich mit der abiotischen Strukturdiversität, dem Dominieren konkurrenzstarker Arten und natürlich auch den unterschiedlichen Migrationschancen der Taxa interpretieren.

Neben der ökologischen Valenz und der Vagilität ist der bisher viel zu wenig analysierte **Verbreitungstyp** entscheidend für das Überleben einer Art. Hier liegt der Schlüssel auch zum Verständnis der von vielen Palaeontologen aufgeworfenen Frage, warum bestimmte Klimaereignisse in unserer Vergangenheit zwar zu lokaler Extinktion von Populationen, keineswegs aber zur Extinktion von Arten führten. Große Areale sind eine Überlebensgarantie. Die Arten können lokalen Katastrophen ausweichen. Kälteadaptierte Arten, die während der Eiszeit in Großbritannien lebten, dort im Postglazial ausstarben, finden wir in den Tundren Sibiriens oder den Hochsteppen von Tibet (vgl. u.a. COOPE 1962, 1973, 1995) wieder (Tab. 5). *Bos grunniens* oder *Saiga tatarica* verschwanden in Nordamerika am Ende des Pleistozäns, überlebten aber in Asien bis heute.

Allerdings spielten frühe Jägerkulturen gegen Ende des Pleistozäns, insbesondere was die Extinktion nordhemisphärischer Megafaunen anbelangt, eine besondere Rolle. MARTIN (1967) sprach von einem Prehistoric Overkill“ und war der Auffassung:

„On a world scale the pattern of Pleistocene extinction makes no sense in terms of climatic or environmental change. During the Pleistocene, accelerated extinction occurs only on land and only after man invades or develops specialized big-game hunting weapons ...

The thought that prehistoric hunters ten to fifteen thousand years ago, (and in Africa over forty thousand years ago) exterminated far more large animals than has modern man with modern weapons and advanced technology is certainly provocative and perhaps even deeply disturbing.“ (MARTIN 1967, p. 115)

Erst in neuerer Zeit wird der von MARTIN (1967) dargestellte Vernichtungsfeldzug unserer spätglazialen Vorfahren differenzierter analysiert. So belegt u.a. STUART (1991), dass gegen Ende des Pleistozäns zwar weltweit Extinktionsphasen der Megafaunen nachweisbar sind, dass diese aber zurückgeführt werden müssen auf **ein Zusammenwirken dramatischer Klima- und Vegetationsfluktuationen mit migrierenden Jägerkulturen**.

„The mass extinctions at the end of the Pleistocene were unique, both in the Pleistocene and earlier in the geological record, in that the species lost were nearly all large terrestrial mammals. Although a global phenomenon, late Pleistocene extinctions were most severe in North America, South America and Australia, and moderate in northern Eurasia. In Africa, where nearly all of the late Pleistocene megafauna survives to the present day, losses were slight. ...

From the evidence reviewed here, human predation at times of major climatic / environmental change is suggested as the most probable cause of late Pleisto-

Tabelle 5

Im Quartär von Großbritannien nachgewiesene Käferarten und deren gegenwärtige Verbreitung (nach COOPE 1995)

1. Carabus maeander FISCH.	=	Rezente Verbreitung in der Nearktis und Sibirien
2. Helophorus obscurellus POPP.	=	Arktische Tundra von Rußland und Hochsteppen Asiens
3. Helophorus arcticus BROWN	=	Nordwest Kamchatka, Sibirien und Nordamerika
4. Micropeplus dokuchaevi RJA BURKHIN	=	Sibirien
5. Oxytelus gibbulus EPP.	=	Kaukasus und Ussuri-Region in Sibirien
6. Tachinus jacuticus POPP	=	Sibirien
7. Tachinus caelatus ULLRICH	=	Mongolei
8. Aphodius holdreri REITT.	=	Tibet und angrenzendes Hochland von China

cene extinctions“ (STUART 1991, p. 550). Einer der Hauptgründe für die Extinktion vieler Arten im pleistozänen „Blancan“ von Nordamerika war die zunehmende Aridität. „At the end of the Pleistocene, megamammals were faced with loss of plant diversity and shortened growth seasons“ (HEYNES 1991). Gerade dieses Zusammenwirken von Mensch, Prädation, Flächennutzung und Klimaentwicklung ist für Pleistozän und Postglazial bisher viel zu wenig berücksichtigt worden.

4.3 Postglaziale Arealveränderungen und Klimaschwankungen

„Areas rich in species are not always rich in endemics. Simply, our understanding of endemism is insufficient for us to know the future of biodiversity with precision.“ (PIMM et al. 1995, p. 350)

Mittel- und nordeuropäische Ökosysteme sind zunächst das Ergebnis eines seit 10.000 Jahren stattfindenden Einwanderungsprozesses von Organismen aus unterschiedlichen pleistozänen Rückzugsgebieten unter Einfluss des Menschen. Ohne die natürlichen Schwankungen des Klimas und ohne den Biotope schaffenden, die Arten fördernden oder hemmenden Menschen sind die mitteleuropäischen Arealssysteme nicht zu verstehen. Viele der besonders wärmeliebenden Xerothermrelikte verdanken ihre Existenz dieser Ökosystem- und Klimageschichte. Sie verdanken das Offenhalten ihrer Standorte aber auch dem Menschen (Näheres in MÜLLER 1971). Um 5.000 v. Chr. kamen manche Arten wesentlich weiter im Norden vor als heute.

Während der klimatische Wandel in der postglazialen Wärmephase in seinen biogeographischen Konsequenzen für viele Arten analysiert wurde (vgl. u.a. ZOLLER 1977), sind Arealfluktuationen in historischer Zeit erst in den letzten Jahren verstärkt mit Klimaschwankungen in Verbindung gebracht worden (vgl. u.a. BLÜMEL 1996, BRIFFA et al. 1996, DIAZ 1996, JONES et al. 1996, LEAU 1996, RIND 1996, SCHWEINGRUBER & BRIFFA 1996, THOMSON 1996, WHITE et al. 1996).

Erstaunlich wenig Invertebraten sind seit ihrer Erstbeschreibung in Großbritannien, einem der bestuntersuchtesten Gebiete Europas, verschwunden. Von

über 3.800 Käferarten gelten 2% als verschollen, von über 6.000 Fliegenarten 0,05%. Auffallend ist dabei, dass insbesondere wärmeliebende Arten verschwunden sind. „The former group consists mainly of thermophilous species, which might be relicts from a period when British summer temperatures were warmer, and which survived because prehistoric man created warm refugia by traditional forms of land management“ (THOMAS & MORRIS 1995; p.127, vgl. auch THOMAS 1993). Vergleichbares hatten wir bei der Analyse von Mesobrometen im Saar-Mosel-Raum aufgezeigt (MÜLLER 1971). Die in Großbri-

Tabelle 6

„Extinktion“ spielte keineswegs nur am Ende der 2 Millionen Jahre umfassenden Periode des Pleistozäns eine Rolle. Sie trat zu unterschiedlichen Zeiten des Pleistozäns auf (auch lange bevor Homo sapiens Nordamerika eroberte (vgl. KURÉN & ANDERSON 1980). Sie erfasste kleine (besonders im Blancan) und große Arten (besonders im Wisconsinian).

	Artenzahl
Blancan Extinktion	
1. Sehr frühes Blancan	12
2. Frühes Blancan	49
3. Mittleres Blancan	27
4. Spätes Blancan	49
5. Blancan ohne genaue Datierung	1
	138
Irvingtonian Extinktion	
1. Frühes Irvingtonian	39
2. Mittleres Irvingtonian	14
3. Spätes Irvingtonian	33
4. Irvingtonian ohne genaue Datierung	3
	89
Rancholabrean Extinktion	
1. Spätes Illinoian	7
2. Sangamonian	21
3. Wisconsinian	77
4. Rancholabrean ohne genaue Datierung	3
	108
Extinktion in historischer Zeit	3
Überlebende Arten (mit pleistozänem Vorkommen)	229

tannien in diesem Jahrhundert verschwundenen Populationen überlebten an anderen Standorten in ihren kontinentalen Arealen.

Zahlreiche Analysen im Grönlandeis oder an Gletschern von Spitzbergen zeigen, dass die für unsere Gegenwart bestimmende klimatische Situation bereits um etwa 1850 einsetzte. Nach einer Phase mittelalterlicher Klimagunst (900 - 1300 n. Chr.) mit Weinbau in Schottland und Weizenanbau in Nordnorwegen nahm in vielen Teilen der Erde ab 1330 die Vergletscherung wieder zu. Hauptverantwortlich waren kühle und besonders niederschlagsreiche Sommer gewesen. Seit 1850 schmelzen die Gletscher wieder. Der alpine Neolithiker Ötzi lebte vor 5.200 Jahren in einer alpinen Welt, die noch geringere Vergletscherung aufwies als heute (BLÜMEL 1996).

Als GRÜNEWALD den Isenheimer Altar eindrucksvoll für die Nachwelt gestaltete (1512-1516), Albrecht DÜRER seinen Hasen oder den Heiligen Hieronymus im Gehäuse als Kupferstich der Nachwelt überlieferte (1514) oder MICHELANGELO die Erschaffung des Lichtes als Fresko an die Decke der Sixtinischen Kapelle im Vatikan zauberte (1508-1512), waren wärmeliebende Vogelarten, wie z.B. Blauracke, Bienenfresser, Wiedehopf, Wendehals, Nachtschwalbe, Pirol oder Rotkopfwürger häufigere Arten in Mitteleuropa (vgl. GESSNER 1557).

Im 17. Jahrhundert existierten bejagbare Bestände von boreoalpinen Arten in europäischen Mittelgebirgen. Seit Anfang des 20. Jahrhunderts weichen diese Arten in höhere Lagen oder nach Osten zurück. KINZELBACH (1995) erwähnt, dass vom 17. bis zum frühen 19. Jahrhundert selbst Alpenschneehühner (*Lagopus mutus*) nordwärts bis Frankfurt und Hanau nachgewiesen wurden. Anfang des 20. Jahrhunderts zeigen viele boreoalpine Arten z. T. drastische Arealreduktionen.

Sowohl die Arealregressionen der wärmeliebenden als auch jene der boreoalpinen Arten werden im allgemeinen mit Flächennutzungsänderungen verknüpft. Zweifellos gibt es viele Extinktionsphänomene, die auf anthropogenen Einfluss zurückgeführt werden können (LAWTON & MAY 1995), eine genaue zeitliche Analyse der unterschiedlichen Faunenelemente zeigt jedoch, dass den Arealregressionen häufig übergeordnete Naturfaktoren zugrunde liegen. Die Arealexansionen des Feldhasen und anderer „Steppenelemente“ seit Beginn des 19. Jahrhunderts in Richtung Osten, bei fehlender Westexpansion, lassen sich dadurch mit erklären (MÜLLER 1996).

Sorgfältige Klimaanalysen von 1891 bis 1990 offenbarten trotz bemerkenswert unterschiedlichem Wettergeschehen in verschiedenen Jahreszeiten und Regionen Europas (vgl. u.a. SCHÖNWIESE et al. 1994) auffallende Langfristrends. Während die Winter in der Mediterraneis trockener werden, nehmen **nasskalte, regenreiche Winter** in Mitteleuropa zu

(SCHÖNWIESE et al. 1993, 1995). Dabei ist die Tatsache, dass seit 1850 die mittlere Bodenlufttemperatur ebenfalls zunahm, Gegenstand derzeitiger Klimatrend-Diskussionen (EMSLEY 1996, GRIESER & SCHÖNWIESE 1995, Abb. 8). Seit 1960 geht der „Kontinentalitätsgrad“ deutlich zurück. Eine Zunahme der Niederschläge im Juni ist im allgemeinen ebenso von Nachteil für an „Steppenklimate“ angepasste Arten, wie regenreiche Winter.

Ein sorgfältiger Blick auf andere Organismengruppen zeigt, dass gerade diese Langfristrends auch die Arealodynamik von Vögeln (BURTON 1975, 1995, GUDMUNDSSON 1951, HARRIS 1964, KINZELBACH 1995, WILLIAMSON 1975, 1976), Insekten (HARRINGTON & STORK 1995, OSBORNE 1969), Pflanzen (FORD 1982, GLIEMEROTH 1995, GUYETTE & REBENI 1995, HAWKSWORTH 1974) und Säugetieren steuern (Tab. 7, 8).

Tabelle 7

Boreo- und arctoalpine Arten (s. l.), die auf die erneute Erwärmungsphase im 20. Jahrhundert mit Arealregressionen reagierten:

1. Haselhuhn (*Bonasia bonasia*)
2. Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*)
3. Birkhuhn (*Tetrao tetrix*)
4. Auerhuhn (*Tetrao urogallus*)
5. Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*)
6. Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*)
7. Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*)

Tabelle 8

Wärmeliebende „mediterrane“ Arten, die vom 12. bis 16. Jahrhundert in Deutschland häufiger waren:

1. Schlangennadler (*Circaetus gallicus*)
2. Wachtel (*Coturnix coturnix*)
3. Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*)
4. Bienenfresser (*Merops apiaster*)
5. Blauracke (*Coracias garrulus*)
6. Wiedehopf (*Upupa epops*)
7. Wendehals (*Jynx torquilla*)
8. Pirol (*Oriolus oriolus*)
9. Rotkopfwürger (*Lanius senator*)
10. Grauammer (*Miliaria calandra*)

In Mitteleuropa herrschte im 9. Jahrhundert eine relativ trockene und warme Klimaperiode (mittelalterliches Optimum“). Nordwest- und Nordeuropa waren klimatisch begünstigt. Weinanbau wurde in Südengland möglich, und die Normannen besiedelten 874 das „grüne“ Grönland. Während dieser Zeit spielte sich in Yucatan eine dramatische Dürreperiode ab, die von HODELL u. Mitarb. (1995; Nature 375, vgl. BISSOLLI 1996) durch Sedimentbohrkern-

Analysen bestätigt wurde und plausibel den Zusammenbruch der dortigen Maya-Kulturen erklärt (weitere Beispiele in MÜLLER 1969, 1972, 1973).

In Deutschland stieg der Jahresniederschlag in den letzten 100 Jahren um durchschnittlich 9 % an, wobei in den letzten Jahrzehnten eine Umverteilung von den Sommermonaten in die Herbst- und Winterzeit stattfand, d.h. 16 bis 19 % mehr Regentropfen und Schneeflocken fallen in der kühleren Jahreszeit (RAPP & SCHÖNWIESE 1995). Die Lufttemperatur stieg von 1891 bis 1990 um durchschnittlich 0,8°C. Die Zunahme der Niederschläge erfolgte insbesondere in West- und Süddeutschland, weniger in Ostdeutschland.

Alle Arbeiten zur Klimaentwicklung im Postglazial und in den letzten 500 Jahren zeigen eindringlich, dass die in historischer Zeit beobachtete Arealodynamik eine spezifische Klimakomponente enthält, die bei einer nur auf anthropogenen Einfluss“ fixierten Analyse von regionalen Extinktionen“ bisher viel zu kurz kam (vgl. u. a. OMASA et al. 1996).

4.4 Extinktion seit Linnaeus (1756)

„Tough this the madness, yet there is method in it.“ (HAMLET)

In den vorangegangenen Kapiteln 4.1 bis 4.3 wurde dargestellt und belegt, dass regionale Extinktion und das Auslöschen von Ordnungen, Familien und Arten naturbedingt zum Normalfall der Evolution gehört. Wie in den Kapiteln ausgeführt wurde, unterstellen

viele Autoren, dass die Extinktionsraten unter Einfluss des Menschen exponentiell zunahm und „in Zukunft dramatische Ausmaße annehmen werden“. Plausibel wird diese Aussage mit der weiteren Zunahme der Erdbevölkerung und mit der Zerstörung der Lebensräume begründet.

Die Menschheit benötigte bis zum Erreichen der ersten Milliarde im Jahre 1830 etwa 40.000 Jahre. 100 Jahre später (1930) lebten 2 Milliarden Menschen die Erde, nur 30 Jahre danach (1960) 3 Milliarden, nur 15 Jahre danach (1975) 4 Milliarden, und am 11.7.1987 waren es 5 Milliarden. Im Jahre 2015 werden nach vorsichtigen Schätzungen 7,27 Milliarden Menschen unseren Planeten bevölkern. Aber „Overpopulation is a problem that has been misidentified and misdefined“ (BAILLEY 1995). Entscheidend ist nicht die Zahl von Menschen an sich, nicht deren Populationsdichte, sondern ihr Umgang mit den Mitbewohnern unseres Planeten.

Von den 9.600 beschriebenen Vogelarten auf dieser Erde sind 78 verschollen bzw. ausgestorben (Tab.9). Analysiert man den Verbreitungstyp der 78 Arten, so stellt man fest, dass 65 reine Inselarten waren, 12 bereits zum Zeitpunkt der Beschreibung nur kleine, meist disjuncte Areale besaßen und nur eine Art (*Ectopistes migratorius*) eine fast kontinentale Verbreitung besaß. Deutlich wird ebenfalls, dass seit 1960 keine Vogelart mehr ausstarb (Abb. 5).

Der Höhepunkt der Extinktion lag vor 1920 (Abb. 5). Allein diese Zahlen widersprechen zutiefst der An-

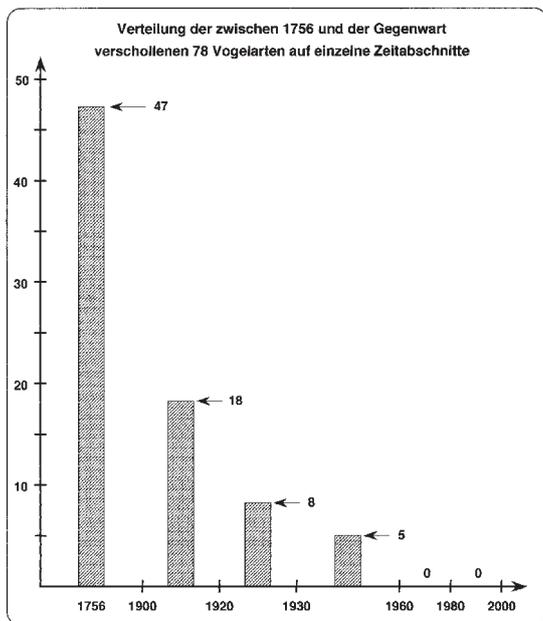


Abbildung 5

Verteilung der zwischen 1756 und der Gegenwart verschollenen 78 Vogelarten auf einzelne Zeitabschnitte. Ein exponentieller Anstieg der Extinktionsrate ist nicht nachweisbar.

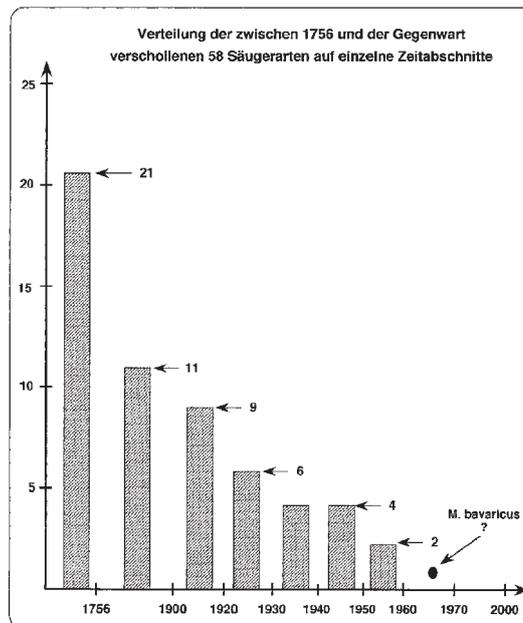


Abbildung 6

Verteilung der zwischen 1756 und der Gegenwart weltweit verschollenen 58 Säugerarten auf einzelne Zeitabschnitte. Der Status der Bayerischen Kurzwühlmaus *Microtus bavaricus* ist ungeklärt.

nahme, „dass zur Zeit ein Artensterben nie dagewesenen Ausmaßes stattfindet“ oder, „dass die Geschwindigkeit mit der Arten aussterben gegenwärtig tausendmal höher ist als die Geschwindigkeit der Artenbildung“ (vgl. u.a. PRIMACK, 1995, p. 3, 36). Die vorhandenen Zahlen lassen auch nicht den Schluss zu, dass in den „kommenden zehn Jahren etwa 2,5 Prozent aller Arten aussterben werden, was etwa 25 000 Arten pro Jahr entspricht (PRIMACK 1995, p. 107). Die Zahlen indizieren zunächst einmal, dass wir trotz beängstigend steigender Weltbevölkerung und trotz Zerstörung natürlicher Lebensräume mit der uns umgebenden „Groß“-Tierwelt beginnen, Kooperationsmodelle zu entwickeln. **Arten, die wir erhalten wollen, überleben, selbst wenn ihre natürlichen Lebensräume im Schwinden begriffen sind.** In Nordamerika, Europa, China oder Japan besitzt die Natur zunehmend einen größeren Wert für die Bevölkerung. Es sind die Armutgebiete auf der Erde, in denen weiterhin die Natur „aufgefressen“ wird. Diese Zusammenhänge lassen sich auch bei den heute bekannten 4629 (WILSON & REEDER 1993) Säugetieren und hier insbesondere für die Großsäugetiere nachweisen (Abb 6).

Natürlich wurden die Lebensräume insbesondere für große Prädatoren kleiner und ihr Konfliktbereich mit *Homo sapiens* größer. Natürlich wurden lokale Populationen ausgerottet (u.a. Leopard auf Zanzibar; Nebelparder auf Formosa), doch wurden für alle Großtierarten in den letzten 20 Jahren Managementpläne entwickelt, die ihr Überleben sichern. Das gilt insbesondere auch für die großen Paarhufer (vgl. Tab. 10), von denen u. a. seit 1993 drei neue Arten beschrieben wurden.

Eine Hirschart (*Cervus schomburgki*) wurde 1932 in ihren Restarealen in Thailand ausgerottet und zwei Boviden, von denen der Auerochse (*Bos taurus*, ausgerottet 1627) die Stammform unserer Hausrinder war und der Blaubock (*Hippotragus leucophaeus*, ausgestorben 1799), ein Verwandter von Rappen- und Pferdeantilope. Die Erstbesiedler von Haiti, Kuba, Madagaskar oder Neuseeland vernichteten lange vor LINNAEUS endemische Familien, Gattungen und Arten. Aber diese Zeiten sind vorbei. Heute wissen wir, dass eine Art, die in den Anhang I von CITES gekommen ist, von der Welt mit Argusaugen bewacht wird.

Gerade die Analyse der Inselfaunen belegt nachdrücklich, dass die vom Menschen beeinflusste Extinktionsrate vor dem 1900 Jahrhundert wesentlich größer war als heute. Die ersten Besiedlungen der Hawaii-Inseln, der Marianen, von Südostpolynesien, Fiji-Inseln, Vanuatu oder Neukaledonien zwischen 4000 bis 100 v. Chr. waren mit einer Vernichtung lokaler Faunen verbunden (PIMM et al. 1995). Das gilt auch für die Antillen, die Inseln im Mittelmeer oder jene im Indischen Ozean (vgl. GREUTER 1991).

Die Einfuhr polyphager ortsfremder Beutegreifer war und ist für viele Inselfaunen eine Katastrophe. So bedeutete z.B. die Einschleppung u.a. der vogelfressenden Schlangenart *Boiga irregularis* nach Guam (SAVIDGE 1987) das Ende der dortigen Fliegenschnäpfer-Populationen. 1981 wurden noch 450 Individuen von *Myiagra oceanica freycineti* auf Guam beobachtet, 1984 wurde er nicht mehr nachgewiesen (BIBBY 1995). Seine nächsten Verwandten leben auf Palau und den Karolinen. Auch die Guam-Populationen von *Acrocephalus euscina*, *Megapodius laperousa*, *Gallinula xanthonura*, *Myzomela rubratra*, *Ptilinopus roseicapilla*, *Zosterops conspicillatus* und *Todiramphus cinnamominus* sind zwischenzeitlich von der Insel verschwunden (BRANDES & HECKEL 1998). Ob die endemische Ralle *Gallirallus owstoni* die Expansion der Braunen Nachttaucher überlebte, ist ungewiss.

Das **Extinktionsrisiko** ist gerade wegen der Zufallseffekte von der **Populationsgröße** abhängig („minimum viable population size“). Eine Analyse von 120 südwestamerikanischen Dickhornschaf-Populationen (*Ovis canadensis*) zeigte, dass Kleinpopulationen mit weniger als 50 Individuen innerhalb von 50 Jahren ausstarben; Populationen mit mehr als 100 Tieren überlebten (BERGER 1990). Übertragen auf andere Tierpopulationen lassen sich diese Befunde jedoch nicht.

Die Arten, denen nicht das Interesse der Weltöffentlichkeit gilt, sind die wirklich gefährdeten. Bei den meisten Säugetieren wird dagegen besonders deutlich, wie wichtig eine **vorurteilsfreie Ursachenanalyse** ihrer jeweiligen Arealodynamik ist. „Chorologische, ökologische und populationsgenetische Kriterien müssen gleichermaßen angewandt werden, um die Gefährdung einer Population zu bestimmen. Obwohl diese Aussage für alle Tier- und Pflanzengruppen gilt, existieren nur wenige Taxa, für die sie konsequent angewandt wurde“ (SUKOPP & MÜLLER 1976, p. 404). Viele Arten, die in der freien Wildbahn Deutschlands verschwunden sind, könnten wir leicht zurückholen. Das gilt z.B. für den im Freiland ausgerotteten Wisent (*Bison bonasus*, vgl. MÜLLER 1995), den Braunbär (*Ursus arctos*) oder den Wolf (*Canis lupus*). Wir könnten sie wieder rückbürgern, wenn die Landbevölkerung dem zustimmt. Die Arealregression anderer Arten, wie z.B. der Hausratte (*Rattus rattus*) oder der Brandmaus, besitzen komplexere Ursachen (KRATOCHVIL 1976, 1977).

Eine Analyse der „vom Aussterben bedrohten“ 4 bayerischen Säugetiere führt zumindest für Fischotter (*Lutra lutra*), Luchs (*Lynx lynx*) und Wildkatze (*Felis silvestris*) zu ähnlichen Ergebnissen. Was die „endemische“ Bayerische Kleinwühlmaus (*Microtus bavaricus*) anbelangt, ist jedoch Vorsicht geboten. Die „Art“, die allopatrisch zur nächstverwandten *M. subterraneus* und *M. multiplex* verbreitet zu sein scheint, wurde erst 1962 von KÖNIG beschrieben und ist

Tabelle 9**Verschollene bzw. ausgestorbene Vogelarten.**

Die Zahlen in Klammern geben das letzte Beobachtungsjahr an. Sofern die Arten nur vom Typusexemplar bekannt sind, wurde das Datum der Erstbeschreibung vermerkt.

1. Phasianidae	3	(1880, 1868, 1871)
2. Anseridae	4	(1916, 1930, <u>1878</u> , 1905)
3. Picidae	1	(1957)
4. Cuculidae	1	(1920)
5. Psittacidae	13	(<u>1860</u> , <u>1851</u> , 1927, <u>1844</u> , <u>1773</u> , <u>1834</u> , <u>1864</u> , <u>1881</u> , <u>1875</u> , 1915, <u>1864</u> , <u>1820</u> , 1918)
6. Trochilidae	1	(<u>1877</u>)
7. Strigidae	2	(1910, 1914)
8. Caprimulgidae	1	(<u>1859</u>)
9. Raphidae	3	(<u>1700</u> , <u>1700</u> , <u>1761</u>)
10. Columbidae	4	(<u>1832</u> , 1914, <u>1844</u> , <u>1786</u>)
11. Rallidae	12	(1900, 1928, 1940, <u>1830</u> , <u>1843</u> , 1900, <u>1895</u> , 1940, <u>1884</u> , 1927, <u>1834</u> , 1908)
12. Charadriidae	1	(1924)
13. Alcidae	1	(<u>1844</u>)
14. Falconidae	1	(1900)
15. Podicipedidae	2	(1929, 1959)
16. Phalacoracidae	1	(<u>1850</u>)
17. Procellariidae	1	(1912)
18. Acanthisittidae	1	(<u>1894</u>)
19. Furneriidae	1	(<u>1866</u>)
20. Melliphagidae	3	(<u>1837</u> , <u>1898</u> , <u>1859</u>)
21. Pardalotidae	1	(<u>1879</u>)
22. Collaeatidae	1	(1907)
23. Turdidae	3	(<u>1831</u> , 1925, 1938)
24. Sturnidae	3	(<u>1828</u> , <u>1879</u> , <u>1854</u>)
25. Zosteropidae	1	(1920)
26. Nectariniidae	1	(1906)
27. Fringillidae	11	(<u>1888</u> , <u>1890</u> , 1919, <u>1891</u> , <u>1896</u> , <u>1894</u> , 1900, <u>1890</u> , 1898, 1907, 1827)

Tabelle 10**Zahl beschriebener und verschollener Paarhufer (Artiodactyla)**

Suidae	16	0	
Tayassuidae	3	0	
Hippopotamidae	4	2	(um 1000 n. Chr. auf Madagaskar)
Camelidae	4	0	
Tragulidae	4	0	
Giraffidae	2	0	
Moschidae	4	0	
Cervidae	45	1	(1932)
Antilocapridae	1	0	
Bovidae	139	2	
- Aepycerotinae	1	0	
- Alcelaphinae	7	0	
- Antilopinae	39	0	
- Bovinae	15	1	(1627)
- Taurotraginae	10	0	
- Caprinae	32	0	
- Cephalophinae	19	0	
- Hippotraginae	7	1	(1799)
- Peleinae	1	0	
- Reduncinae	8	0	

auch in einem Schädelfragment aus Beuteresten eines Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) bei Biberwier in Tirol nachgewiesen. 23 Tiere wurden bei Garmisch-Partenkirchen gefangen, das letzte im Juni 1962 (NIETHAMMER & KRAPP 1982). Mit der Aufnahme problematischer Arten in die offiziellen Roten Listen“ leistet man der Politisierung dieser Naturschutzinstrumente Vorschub.

Die „**Rote Liste** gefährdeter Tiere Bayerns“ (HEUSINGER 1992) umfasste 50 Artengruppen mit ca. 10.000 Arten und berücksichtigt rund ein Drittel der gesamten bayerischen Fauna“. Pauschal wurde darin festgestellt, dass nach den Beobachtungen der Experten etwa die Hälfte (ca. 53%) der überprüften Artenbestände eine stark rückläufige Bestandsentwicklung aufweisen, die bei einem Großteil schon als kritisch betrachtet werden muss. Von 517 Arten konnten in den letzten 10 Jahren keine Nachweise mehr erbracht werden, das heißt, diese Arten müssen als verschollen beziehungsweise ihre Bestände als erloschen betrachtet werden. Weitere 9% des Artenbestandes müssen als vom Aussterben bedroht und 11% als stark gefährdet eingestuft werden.

Bei der Analyse der „Gefährdungsursachen“ stellen die Autoren fest, dass die Einzelursachen für die Gefährdung bestimmter Arten allerdings der differenzierten Betrachtung und gründlicher Untersuchungen bedürfen, bevor sie als Grundlagen für Hilfsmaßnahmen oder Schutzmaßnahmen verwendet werden können. Als wesentliche Voraussetzung für eine Bewertung und damit Integration faunistischer Daten in die Landesplanung müssen flächendeckende ökologische Informationssysteme und Fundortkataster aufgebaut werden, die eine gleichwertige Behandlung aller Teilräume erst ermöglichen. „Für solche flächendeckende Informationssysteme müssen die chorologischen, populationsgenetischen und ökologischen Voraussetzungen jedoch zum größten Teil noch geschaffen werden“ (MÜLLER 1976, p. 29; vgl. auch MÜLLER 1977). Diese Aussage ist 20 Jahre alt, aber immer noch gültig. Für die meisten Tiergruppen sind bereits die Erfassungs- und Kartierungsmethoden extrem unterschiedlich (vgl. FIEDLER 1998). Wenn BOYE (1996) über den möglichen Gefährdungsstatus des Feldhasen nachdenkt, dann betreibt er genauso viel Politik wie der Deutsche Jagdschutzverband, wobei letzterer wenigstens noch über Abschuss-Zahlen für einzelne Regionen verfügt. Wenn die DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MYKOLOGIE (1992) die „Rote Liste der gefährdeten Großpilze“ in Deutschland veröffentlicht, NOWAK et al. (1994), die gefährdeten Wirbeltiere Deutschlands auflisten und RIECKEN et al. (1994) eine „Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen“ veröffentlichen, dann handelt es sich jeweils um grundverschiedene Informationsqualitäten.

1966 veröffentlichte die **International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)** ein „**Red Data Book**“, das die in

ihrem Bestand weltweit bedrohten oder bereits ausgestorbenen Arten erfasste.

Das war die Grundlage für eine Vielzahl von zwischenzeitlich veröffentlichten nationalen, regionalen und lokalen „Roten Listen“. In keinem Land der Erde existiert derzeit eine vergleichbare Fülle von Gefährdungslisten für Biotope und Arten wie in Deutschland. Sie wurden und werden häufig mit Recht kritisiert (vgl. u.a. LOHMANN 1995, VOLK & SCHLENSTEDT 1991, VOLK & SCHÄFER 1994). Das Grundproblem bei jeder Roten Liste sind die dem Vorkommen oder Fehlen der Arten zugeordneten qualitativen und quantitativen Informationen. Für die meisten Arten liegen keine soliden naturwissenschaftlichen Untersuchungen über ihre ökologische Valenz und die kausalen Gründe längerfristiger Bestandstrends vor. Es ist leichter und spektakulärer mit wenigen Daten Politik zu machen, als die mühevolle Kleinarbeit zur Erfassung der Verbreitung der Arten jährlich im Stillen zu leisten.

Zu den ausgestorbenen Säugetierarten Deutschlands gehören 10 Arten, von denen mit Ausnahme des Wildpferdes und des Auerochsen keine in ihrem Gesamtareal ausgestorben ist (Tab. 11).

Am 18. Juni 1998 legte das Bundesamt für Naturschutz in Bonn die neue Rote Liste der gefährdeten Tiere Deutschlands vor. Von ca. 45.000 heimischen Tierarten wurden mehr als 16.000 hinsichtlich ihrer Gefährdung bewertet:

	Zahl	%-gefährdet
Säugetiere	100	33
Brutvögel	256	27
Reptilien	14	79
Amphibien	21	67
Fische	257	26
Schwebfliegen	425	35
Groß-Schmetterlinge	1450	31
Bienen	547	31
Ameisen	108	55
Käfer	6537	44
Libellen	80	53

Bemerkenswert an dieser Liste sind insbesondere die „Brutvögel“. Im Vergleich zu früheren Roten Listen macht sich hier eine realistischere Bewertung bemerkbar (vgl. hierzu auch FIEDLER 1998). Arten, die sich zwischenzeitlich auf „Blauen Listen“ tummeln (u.a. Blaukehlchen, vgl. FRANZ 1998) oder erfolgreiche Neueinwanderer (u.a. Schwarzkopfmöwe, Orpheusspötter, Blutspecht) hatten schon vor Jahren signalisiert, dass es nicht nur Negativtrends gibt.

Viele mitteleuropäische Arten besitzen jedoch Anpassungsstrategien, die ihnen ein Überleben auch bei einem großen Biotopwandel ermöglichen. Eine stärkere Fokussierung auf die Ökosystemtypen (vgl. SCHERZINGER 1996) würde uns weiterhelfen. Wir werden uns sonst damit vertraut machen müssen, dass gerade „Sonderstandorte“ und „Kleinbiotope“

Tabelle 11

In Deutschland ausgestorbene Säugetiere (nach NOWAK et al. 1994)

1. Weißbrustigel (*Erinaceus concolor*; Anfang des 20. Jahrhunderts). Eine osteuropäische Art, die von manchen Autoren als Rasse unseres Igels aufgefasst wird.
2. Langflügel-Fledermaus (*Miniopterus schreibersi*; seit 1960 nicht mehr nachgewiesen). Eine vom Mittelmeer bis Neuguinea und den Solomonen vorkommende Art.
3. Ziesel (*Citellus citellus*; seit 1985 keine Nachweise mehr). Eine osteuropäische Steppenart.
4. Wolf (*Canis lupus*; im 19. Jahrhundert ausgerottet). Eine holarktische Art, die von Osteuropa wieder nach Deutschland einwandern „möchte“.
5. Braunbär (*Ursus arctos*; 1935). Eine holarktische Art.
6. Europäischer Nerz (*Mustela lutreola*; vor 1930). Die Gründe für den Rückgang dieser Art sind komplex. Verbreitung von Nordostspanien bis Kasachstan und dem Ob.
7. Wildpferd (*Equus caballus*; überlebte domestiziert und als *Equus przewalskii*; vgl. WILSON & REEDER 1992).
8. Elch (*Alces alces*; im 18. Jahrhundert). Die holarktisch verbreitete Art wandert vom Osten her wieder ein.
9. Auerochse (*Bos primigenius*; im Mittelalter).
10. Wisent (*Bison bonasus*; 17. Jahrhundert). Die westpalaarktische Art überlebte in vielen Wildgattern (Bestand ca. 6.000 Ind.).

ein vergleichbares Gewicht wie großflächige Ökosystemtypen erhalten. Eine vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen mit Recht geforderte Landnutzungspolitik die „in stärkerem Maße an den marktwirtschaftlichen Strukturen und Rahmenbedingungen selbst anknüpfen und marktwirtschaftliche Anreiz- und Sanktionssysteme einsetzen sollte“, würde sich schnell konterkarieren (SRU 1996, p. 103).

Bedingt durch die postglaziale Geschichte ist Mitteleuropa extrem arm an Endemiten. Deutschland ist nur ein Teil der meist wesentlich größeren Verbreitungsgebiete der hier vorkommenden Arten, die fast alle erst im Postglazial einwanderten. **Sie sind somit an Biotopveränderungen häufig besser angepasst als viele tropische Arten, besonders jene tropischer Inseln.** Gerade deshalb ist es so wichtig, die chorologischen und ökosystemaren Unterschiede der Tropen und Außertropen zu verstehen. Wenn in Deutschland von 509 Biotoptypen 69,4% als gefährdet eingestuft werden und von den besonders schutzwürdigen rund 92%, dann lässt sich von diesen Zahlen zwar auf den Flächennutzungswandel schließen, aber nicht in gleicher Konsequenz eine vergleichbar große Gefährdung unserer an Biotopwandel besser angepassten Taxa ableiten. Wir stellen diese Zusammenhänge zwar immer her, aber ein Blick auf die unterschiedlichen ökologischen Einnischungen von Arten innerhalb ihres gesamten Verbreitungsgebietes mahnt uns zur Vorsicht (vgl. u.a. SIEGL 1996). Hohltauben (*Columba oenas*) brüten im Saarland in den vom Schwarzspecht gezimmerten Bruthöhlen in den

Stämmen alter Baumriesen. Auf Amrum brüten sie in Kaninchenhöhlen der Sanddünen.

5. Zur Zukunft der Biodiversität

„Sustainability has little meaning without an understanding of longterm ecosystem trajectories and a knowledge of baseline conditions, if they ever existed“.
(BUTLIN & ROBERTS, 1995)

In seinem 1996 erschienen Gutachten weist der deutsche Sachverständigenrat für Umweltfragen darauf hin, „dass die verfügbaren neuen Daten (zum Biotopverlust und Artenrückgang) auf eine unverändert anhaltende Gefährdung hinweisen ... Als Instrument zur Beschreibung der Gefährdungssituation dienen Verzeichnisse gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sowie gefährdeter Biotoptypen - die Roten Listen. Bei Beachtung der Grenzen dieses Instruments können die Roten Listen eine wichtige Grundlage für die Arbeit im Bereich des Naturschutzes und für die Bewertung der Gefährdungssituation bilden“ (SRU 1996, p. 114).

Unsere Untersuchungen zeigen nachdrücklich, dass es regional und weltweit ein sehr differenziertes Bild des Artenwandels gibt, und dass das allgemein postulierte Artensterben ein Konstrukt darstellt. Sie zeigen weiterhin, dass die Qualität der Roten Listen erheblich verbessert werden muss, damit sie das, was sie vorgeben, auch halten.

Im Schlusswort seiner Zoogeographie hatte DE LATTIN (1967) auf unsere großen Kenntnislücken der regionalen Verbreitung der Organismen hingewiesen und zum Handeln aufgefordert. „Es gilt möglichst schnell in allen bedrohten Gebieten an den verschiedensten Orten und möglichst dichtmaschig Bestandsaufnahmen der dort vorkommenden Arten zu machen, damit späterhin brauchbare Arealkarten für alle Arbeiten zur Verfügung stehen. Es ist eine Aufgabe, bei der es keine spektakulären wissenschaftlichen Lorbeeren zu erringen gibt, die aber getan werden muss, ...“ (DE LATTIN 1967, p 447). Manche haben diesen Aufruf verstanden, aber wir sind für viele Organismengruppen immer noch weit von einer tragfähigen Datengrundlage entfernt.

Auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung von Rio de Janeiro im Jahr 1992 wurde Umweltschutz vom Begrenzungsfaktor zum Zielfaktor gesellschaftlicher Entwicklung hochproklamiert. „Indem das Leitbild dauerhaft-umweltgerechter Entwicklung die ökologischen, ökonomischen und sozialen Problemfelder aufeinander zuordnet, weitet es den ökologischen Diskurs zu einem gesellschaftlichen Diskurs aus und wird so zum Impulsgeber für eine neue Grundlagenreflexion über die Zukunft der Gesellschaft“ (SRU 1996, p. 50).

Voraussetzung für die Umsetzung des Leitbildes der so viel beschworenen **dauerhaft-umweltgerechten** Entwicklung in praktische Politik ist aber die Verfügbarkeit von Indikatoren, die eine Überprüfung der

Umsetzung von Umweltzielen auf der Grundlage einer Situationsanalyse ermöglichen.

Fehlende, mangelhafte, unvollständige oder „politisierte“ Daten zur regionalen Biodiversität werden diesem Anspruch nicht gerecht. Gerade der Umwelt rat hat in der Vergangenheit, zuletzt 1996 (SRU 1996, p. 101), darauf aufmerksam gemacht, dass er den Aufbau einer erweiterten **integrierten Umweltbeobachtung** für unverzichtbar hält. Bestehende sektorale Beobachtungsnetze zum Artenwandel müssen dabei aber erheblich verbessert werden.

„Eine systematische Erfassung regionspezifischer Unterschiede des Potentials der biologischen Vielfalt ist erforderlich und sollte als Basis qualitativer und quantitativer Naturschutzforderungen in Form von regionalen Mindeststandards dienen, auch um eine Zentrierung von Maßnahmen und Ausgleichsleistungen in Regionen hoher biologischer Vielfalt sicherzustellen“ (SRU 1996, p 58). Auch Deutschland hat das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ratifiziert. Damit sind auch wir verpflichtet im nationalen Zuständigkeits- und Wirkungsbereich die biologische Vielfalt konkret zu ermitteln, ihre Entwicklungstrends zu beobachten und wirksame Erhaltungsstrategien anzuwenden (Martin UPPENBRINK 1998, Präsident des Bundesamtes für Naturschutz).

Es gehört zu den großen Irrtümern unserer Zeit, dass „Seltenheit“ mit „Gefährdetsein“ gleichgesetzt wird. Dieser Irrglaube wird einerseits von lebenswerten Amateuren gespeist, die Seltenheit nicht als Anpassungsstrategie erkennen, nicht wissen, dass Ökosysteme mit höchster Diversität Seltenheit ihrer Spezies geradezu voraussetzen, andererseits durch fehlende Kausalanalysen, die „Seltenerwerden“ und „Seltensein“ zum Inhalt haben oder auch durch eine „Vorsorgepolitik“, die mit dem Rote Liste-Status flächenwirksame Politik betreiben möchte.

Analysiert man unter diesen Aspekten die Roten Listen, so fällt besonders auf, dass für ganze Taxa Gefährdungsstrategien erstellt werden, die weder durch Populationsanalysen noch durch ein flächendeckendes Beobachtungsnetz abzusichern sind. Leicht nachvollziehbar ist die Tatsache, dass Braunbär, Wolf, Blauracke, Triel oder Steinhuhn in Bayern ausgestorben sind, und dass Auerhahn oder Birkhuhn „vom Aussterben bedroht“ sind. Unsinnig werden solche Kategorien für andere Tiergruppen, wie z.B. die Conopidae, Hemerodromiinae, Clinocerinae, Tabanidae, Thaumelaidae, Psychodidae oder Ceratopogonidae, die alle mit vergleichbarer Akribie „bewertet“ werden, hinter denen aber eine völlig andere Informationsqualität steht.

Der Naturschutz hat als vordringliche Aufgabe, die heute noch lebenden Organismen zu erhalten (Artenschutz), einen ganzheitlichen Schutz von Ökosystemen zu sichern (Gebiets-, Biotop- und Ökosystemschutz), natürliche Faktoren als wichtige abiotische Bestandteile von Ökosystemen (Wasser, Klima) vor

Beeinträchtigungen zu bewahren und die Flächennutzungen so zu beeinflussen, dass die funktionalen Beziehungen der Lebensgemeinschaften (Biozöosen) und die naturnahen Stoff- und Energieflüsse in Ökosystemen (Naturhaushalt) nicht zerstört werden.

Unschwer ist zu erkennen, dass viele lokale Schutzziele funktionalen ökologischen Prozessen zutiefst widersprechen. Naturschutzziele konterkarieren damit unter Umständen die Natur, die letztlich vor ihren Schützern geschützt werden muss. Zwangsläufig müssen mit großem Energie- und Kostenaufwand und staatlichen Subventionen Sonderstandorte gegen den natürlich aufwachsenden Wald verteidigt werden. Von Natur aus ist unser Land ein Waldland. Waldökosysteme sind deshalb, trotz Immissionsbelastungen, unsere naturnächsten Ökosysteme. Ökosysteme sind aber nicht von menschlichen Harmoniebedürfnissen geprägt, und was als das Gleichgewicht in der Natur dargestellt wird, ist bestenfalls die großflächige Augenblickaufnahme der Wirksamkeit globaler und evolutiver Prozesse im Zusammenspiel mit der vom Menschen gesteuerten Flächennutzung. Der Artenreichtum, die Biodiversität und andere genetische Strukturparameter ändern sich, befinden sich fast kontinuierlich auf dem Prüfstand.

In nachhaltig genutzten Wirtschaftswäldern, in denen den offiziellen Verlautbarungen des amtlichen Naturschutzes zum Trotz mehr Raufußkäuze nisten, mehr Mittel- und Schwarzspechte rufen, Halsbandfliegenschnäpper und Baumfalken zuhause sind und artenreichere Pflanzengesellschaften gedeihen als in den nicht wirtschaftlich genutzten **reinen** Schutzgebieten des staatlich verordneten Naturschutzes, lässt sich zeigen, dass die gesäte Angst vor der angeblich zu erwartenden Biodiversitätskatastrophe zu Fehlsteuerungen führt. Die notwendigen Kooperationsmodelle zwischen einer ökosystemgerechten Flächennutzung und differenzierten Schutzstrategien werden nur zögernd entwickelt. Die Sensitivität und der Endemitenreichtum tropischer Ökosysteme wird in einen Topf geworfen mit endemitenarmen Systemen, die ihre gesamte Entwicklungszeit mit dem Menschen durchliefen. Diese unkritische Gleichsetzung ist tödlich, nicht nur für die Biodiversität, sondern auch für den Naturschutz.

6. Literatur

AVISE, J. C. & J. L. HAMRICK (1996): Conservation genetics. Case Histories from Nature. Chapman & Hall, New York.

BAILLIE, J. & B. GROOMBRIDGE (1996): IUCN Red List of Threatened Animals. Kelvyn Press, USA.

BARTEL, M. (1998): Populationsgenetische Untersuchungen von Brassen (*Abramis brama* L.) aus dem Rhein zur Überprüfung der Repräsentativität von Umweltproben. Diplomarbeit, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

BENTON, M. (1993): The fossil record. Chapman & Hall, London.

BERGER, J. (1990): Persistence of different-sized populations: An empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. Conservation Biology 4: 91-98

BIBBY, C. (1995): Recent past and future extinctions in birds. In: Extinction rates, 98-110, Oxford University Press.

BINZENTHÖFER, B. (1997): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* BERGSTR. und *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. Diplomarbeit, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

BISSOLLI, P. (1996): Klimaschwankungen vertrieben Maya-Indianer.- Naturw. Rdsch. 49 (5): 200-201

BLAUSTEIN, A. & WAKE, D. (1996): Das Rätsel des weltweiten Amphibiensterbens. In: Biologische Vielfalt, 156-161, Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg.

BLÜMEL, W. D. (1996): Das „ewige“ Eis als Klimasensor. Ergebnisse der Spitzbergen-Expedition. Forschungsmitt. DFG 1.

BÖTTCHER, C. (1995): Science and Fiction of climate change and carbon dioxide. In: Environmental Risk Assessment.- Legislation and Technology, 10-15, Saarbrücken.

————— (1996): Short history of a conspiracy. Int. Symp. Greenhouse Controversy, Leipzig.

BOYE, P. (1996): Ist der Feldhase in Deutschland gefährdet? - Natur und Landschaft 71 (4): 167-174.

BRANDES, F. & J.-D. HECKEL (1998): Die Braune Nachtbaumnatter - Berühmter Eindringling im Pazifik. Mitt. Zool. Ges. für Arten- und Populationschutz 14 (2): 24-25.

BRIFFA, K.; PH. JONES, F. SCHWEINGRUBER, W. KARLEN & S. SHIYATOV (1996): Tree-ring variable as proxy-climate indicators: Problems with low-frequency signals. In: NATO ASI Ser., 41: 9-41, Springer Verl., Heidelberg.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Bonn.

————— (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Landwirtschaftsverl., Münster.

BURTON, J. F. (1975): The effects of recent climatic changes on British Insects.- Birds study 22: 203-204.

————— (1995): Birds and Climate Change. Christopher Helm, London.

BUTLIN, R. A. & N. ROBERTS (1995): Ecological relations in Historical Times. Blackwell, Oxford.

COOPE, G. (1962): A Pleistocene coleopterous fauna with arctic affinities from Fladbury, Worcestershire.- Quat. J. Geol. Soc. Lond. 118: 103-123.

- (1973):
Tibetan species of dung beetle from Late Pleistocene deposits in England.- *Nature* 245: 335-336
- (1995):
Insect faunas in ice age environments: why so little extinction? In: *Extinction Rates*, 55-74, Oxford University Press.
- COURTILLOT, V. & Y. GAUDEMER (1996):
Effects of mass extinctions on biodiversity.- *Nature* 381: 146-148.
- DAUGHERTY, C.; A. CREE, J. HAY & M. THOMSON (1990):
Neglected taxonomy and continuing extinctions of tuatara (*Sphenodon*).- *Nature* 347: 177-179.
- DE LATTIN, G. (1967):
Grundriss der Zoogeographie. Verl. Fischer, Jena.
- DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MYKOLOGIE (1992):
Rote Liste der gefährdeten Großpilze in Deutschland. IHW-Verl., Eching.
- DIAZ, H. (1996):
Temperature changes on long time and large spatial scales: Inferences from instrumental and proxy records.- In: *NATO ASI Ser. 41*: 585-601, Springer, Heidelberg.
- DICKSON, L. & TH. WHITMAN (1996):
Genetically-based plant resistance traits affect arthropods, fungi, and birds.- *Oecologia* 106: 400-406.
- DOBSON, A.; J. RODRIGUEZ, W. ROBERTS & D. WILCOVE (1997):
Geographic distribution of endangered species in the United States.- *Science* 275: 550-553.
- DRECHSLER, M. (1994):
Stochastische Modelle zur Auslöschung von Metapopulationen. Dissertation, Univ. Marburg.
- EDWARDS, S. R. (1995):
Conserving Biodiversity.- In: BAILEY, R. 1995: *The State of the Planet*, Free Press, New York.
- EHRlich, P. (1995):
The scale of the human enterprise and biodiversity loss.- In: *Extinction rates*, 214-226, Oxford University Press.
- EIGEN, M. (1971):
Selforganization of matter and the evolution of biological macromolecules. *Naturwiss.* 58.
- ELLENBERG, H. (1995):
Allgemeines Waldsterben - ein Konstrukt ? Bedenken eines Ökologen gegen Methoden der Schadenserfassung.- *Naturw. Rdsch.* 48 (3): 93-96.
- EMSLEY, J. (1996):
The Global Warming Debate. Bourne Press, Bournemouth.
- ERWIN, T. (1982):
Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species.- *Coleopterists Bulletin* 36: 74-75.
- (1983):
Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. In: *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*, 59-75, Blackwell Scientific Publ., Edinburgh.
- (1991):
How many species are there?- *Revised Conservation Biology* 5: 330-333.
- (1993):
The great Paleozoic crisis: Life and death in the Permian. Columbia Univ. Press, New York.
- FASSL, K. (1996):
Die Bewertung von Zeigerarten in europäischen Pollendiagrammen für die Rekonstruktion des Klimas im Holozän. Fischer, Stuttgart.
- FIEDLER, W. (1998):
Trends in den Beringungszahlen von Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) in Süddeutschland.- *Vogelwarte* 39 (4): 233-241.
- FJELDSA, J. & C. RAHBEEK (1997):
Species richness and endemism in South American birds: implications for the design of networks of nature reserves. In: LAURANCE, W. & R. BIERREGAARD, ed.: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago Univ. Press, 466-482, Chicago.
- FLASBARTH, J. (1996):
Kann ein „grünes Label“ die Umsetzung der neuen EG-Verordnung wirksam unterstützen?- In: *Perspektiven für den Artenschutz*, 46-48, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- FORD, M. J. (1982):
The Changing Climate: Responses of the Natural Fauna and Flora. Allen, London.
- FRANK, K. & C. WISSEL (1994):
Ein Modell über den Einfluss von räumlichen Aspekten auf das Überleben von Metapopulationen.- *Verhdl. Ges. Ökol.* 23: 303-310.
- FRANZ, D. (1998):
Das Blaukehlchen. Von der Rarität zum Allerweltsvogel? Aula Verl., Wiesbaden.
- FRENZEL, B. (1968):
Grundzüge der pleistozänen Vegetationsgeschichte Nord-Euroasiens. *Erdwissenschaftl. Forschung*, 1. Steimer Verl., Wiesbaden.
- (1994):
Climatic trends and anomalies in Europe 1675-1715. Fischer Verl., Heidelberg.
- FRENZEL, B. (1993):
Klimaschwankungen und der Vorgang der Ökosystem-Änderung.- In: *Ökosystemanalyse und Umweltforschung in Rheinland-Pfalz* 7-26, Fischer Verl., Stuttgart.
- GALLIMORE, R. & J. KUTZBACH (1996):
Role of orbitally induced changes in tundra areas in the onset of glaciation.- *Nature* 381: 503-505.
- GASTON, K. J. (1991):
The magnitude of global insect species richness.- *Conservation Biology* 5: 283-296.
- (1996):
Biodiversity. *A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell, Oxford.
- GELDERBLUM, C. & G. BRONNER (1995):
Patterns of distribution and protection status of the endemic mammals in South Africa.- *South African Journal of Zoology* 30: 127-135.
- GESSNER, C. (1557):
Vogelbuoch, Derim art/natur und eigenschaft aller Vögel/sampt jrer waren Contrafactur/angezeigt wirt. Christoffel Froschower, Zürich.
- GLIEMEROTH, A. (1995):
Paläoökologische Untersuchungen über die letzten 22.000 Jahre in Europa. Fischer Verl., Stuttgart.
- GOULD, S. (1989):
Wonderful Life: The Burgess Shale and the Nature of History. Norton, New York.

- (1994):
Bravo, Bronto Saurus. Hoffmann und Campe, Hamburg.
- GREUTER, W. (1991):
Botanical diversity, endemism, variety, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Med-Checklist.- *Bot. Chron.* 10: 63-79.
- GRIESER, J. & C. D. SCHÖNWIESE (1995):
Is the optimal fingerprint method the optimal tool for detecting the anthropogenic climate change? - *Geophys. Res. Letters*.
- GUDMUNDSSON, F. (1951):
The effects of the recent climatic changes on the birdlife of Iceland. Xth Internat. Ornith. Congress, Uppsala 1950: 502-514.
- GUYETTE, R. & C. RABENI (1995):
Climate response among growth increments of fish and trees.- *Oecologia* 104: 272-279.
- HAMMITT, J. K.; A. K. JAIN, J. L. ADAMS & D. J. WUEBBLES (1996):
A welfare-based index for assessing environmental effects of greenhouse-gas emissions.- *Nature* 381: 301-303.
- HARRINGTON, R. & N. STORK (1995):
Insects in a Changing Environment. Acad. Press, London.
- HARRIS, G. (1964):
Climatic changes since 1860 affecting European birds.- *Weather* 19: 70-79.
- HAWKSWORTH, D. (1974):
The Changing Flora and Fauna of Britain. Acad. Press, London.
- (1991):
The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture. CAB International, Wallingford, U. K.
- HEDGES, S.; P. PARKER, C. SIBLEY & S. KUMAR (1996):
Continental breakup and the ordinal diversification of birds and mammals.- *Nature* 381: 226-229.
- HEUSINGER, G. (1992):
Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 111, München.
- HEYNES, G. (1991):
Mammoths, mastodonts, and elephants. Biology, behavior, and the fossil record. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- HOLMAN, J. A. (1995):
Pleistocene Amphibians and Reptiles in North America. Oxford Univ. Press, Oxford.
- HUNTLEY, B.; W. CRAMER, A. MORGAN, H. PRENTICE & J. ALLEN (1997):
Past and Future Rapid Environmental Changes: The Spatial and Evolutionary Responses of Terrestrial Biota. NATO ASI Series 47, Springer Verl., Heidelberg.
- IVERSON, J. B. (1992):
Species richness maps of the freshwater and terrestrial turtles of the world.- *Smithsonian Herpetological Information Service* 88.
- JABLONSKI, D. (1995):
Extinction in the fossil record. In: *Extinction Rates*, 25-44, Oxford Univ. Press.
- JÄGER, E. (1991):
Grundlagen der Pflanzenverbreitung. In: *Lehrbuch der Ökologie*. 3. Aufl., 167-173, Verl. b. Fischer, Jena.
- JONES, PH.; R. BRADLEY & J. JOUZEL (1996):
Climatic Variations and Forcing Mechanisms of the Last 2000 Years. NATO ASI Series, Vol. 41, Springer Verl., Heidelberg.
- KANDLER, O. (1994):
Vierzehn Jahre Waldschadensdiskussion. Szenarien und Fakten.- *Naturwiss. Rundschau* 47 (11): 419-430.
- KERR, J. T. (1997):
Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation.- *Conservation Biology* 11: 1094-1100.
- KINZELBACH, R. (1995):
Vogelwelt und Klimaveränderung im 16. Jahrhundert.- *Naturwissenschaften* 82: 499-508.
- KÖNIG, C. (1962):
Eine neue Wühlmaus aus der Umgebung von Garmisch-Partenkirchen (Oberbayern): *Pitymys bavaricus* (Mammalia, Rodentia).- *Senckenbergiana biol.* 43: 1-10.
- KRATOCHVIL, J. (1976):
Westareal der Verbreitung der Brandmaus (*Apodemus agrarius*, PALLAS, 1778).- *Acta Sc. Nat. Brno* 10 (3): 1-64.
- (1977):
Die Faktoren, die die Schwankungen der Westgrenze des Verbreitungsareals von *Apodemus agrarius* (Mamm. Muridae) bedingen.- *Acta Sc. Nat. Brno* 11: 253-265.
- KRAUS, L. M. (1996):
Nehmen wir an, die Kuh ist eine Kugel ...“. Deutsche Verl.-Anst., Stuttgart.
- KURTEN, B. (1968):
Pleistocene mammals of Europe. Aldine Chicago.
- KURTEN, B. & E. ANDERSON (1980):
Pleistocene Mammals of North America. Columbia Univ. Press, New York.
- KÜSTER, H. (1995):
Postglaziale Vegetationsgeschichte Südbayerns. Geobotanische Studien zur Prähistorischen Landschaftskunde. Akademie Verl., Berlin.
- LAMB, H. (1977):
Climate. Present, Past and Future. Methuen, London.
- LANG, D. (1994):
Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse. Verl. Fischer, Stuttgart.
- LAWTON, J. (1995):
Population dynamic principles. In: *Extinction Rates*, 147-163, Oxford Univ. Press.
- LAWTON, J. & MAY, R. (1995):
Extinction Rates. Oxford Univ. Press, Oxford.
- LEAN, J. (1996):
Reconstructions of Past Solar Variability. In: NATO ASI Ser. 41: 519-532, Springer Verl., Heidelberg.
- LOBIN, W. & W. BARTHLOTT (1988):
Sophora toromiro (Leguminosae); the lost tree of Easter Island. *Botanic Gardens Conservation News (IUCN)* 3: 32-34, London.
- LOHMANN, M. (1995):
Rote Karte für die „Roten Listen“. *Natur* 5: 40.
- MACARTHUR, R. & E. WILSON (1967):
The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press.
- MANN, C. (1991):
Extinction are ecologists erging wolf? *Science* 253: 736.
- MARTIN, G. (1996):
Birds in double trouble.- *Nature* 380: 666-667.

- MARTIN, P. (1967):
Prehistoric Overkill. In: MARTIN & WRIGHT (1967), Pleistocene Extinctions. Yale Univ. Press, 75-120, New Haven und London.
- MARTIN, P. & WRIGHT, H. (1967):
Pleistocene Extinctions. The Search for a Cause. Yale University Press, New Haven und London.
- MAY, R. (1988):
How many species are there on Earth? - Science 241: 1441-1449
- (1992):
How many species inhabit the Earth? - Scien. American 267: 42-48.
- (1996):
Wie viele Arten von Lebewesen gibt es? - In: Biologische Vielfalt, 16-23, Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg.
- MAY, R.; J. LAWTON & N. STORK (1995):
Assessing extinction rates. In: Extinction Rates, 1-24, Oxford Univ. Press.
- MERKEL, A. (1996):
Politische Eckwerte zum Artenschutz.- In: Perspektiven für den Artenschutz, p. 17-29, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MLOT, C. (1995):
In Hawaii, Taking Inventory of a biological hot Spot. Science 269: 322-323.
- MÜLLER, P. (1966):
Ein Wiederfund der Roten Krötenkopf-Schildkröte (*Phrynops rufipes*).- DATZ 19 (12): 373-374.
- (1969):
Vertebratenfaunen brasilianischer Inseln als Indikatoren für glaziale und postglaziale Vegetationsfluktuationen.- Verh. Zool. Ges. 1969: 97-107.
- (1971):
Biogeographische Probleme des Saar-Mosel-Raumes, dargestellt am Hammelsberg bei Perl.- Faun.-Flor. Notizen Saarland.
- (1971):
Centers of Dispersal of terrestrial Vertebrates in the Neotropical realm. Biogeographica, Verl. Junk, Den Hague.
- (1972):
Centres of Dispersal and Evolution in the Neotropical Region. Studies Neotropical Fauna 7: 173-185.
- (1976):
Voraussetzungen für die Integration faunistischer Daten in die Landesplanung der Bundesrepublik Deutschland.- Schrift. Vegetationskunde 10: 27-47.
- (1977):
Stand und Probleme der faunistischen Erfassungsarbeit in der Bundesrepublik Deutschland. Verh. des Sechsten Int. Entomofaunistik Mitteleuropa 1975, 167-208, Verl. Junk.
- (1980):
Biogeographie. UTB, Stuttgart.
- (1981):
Arealssysteme und Biogeographie. Verl. Ulmer, Stuttgart.
- (1990):
Naturschutz durch Nutzung tropischer Regenwälder? - Zeitschr. für angewandte Umweltforschung 3 (2): 194-199.
- (1995):
Environmental Monitoring and Conservation by Wise Use. In: Toward Global Planning of Sustainable Use of the Earth. Development of Global Eco-Engineering, 221-259, Verl. Elsevier, New York.
- (1996):
Ecosystem knowledge as a requirement for intelligent handling of our Future. In: Urbanization and Forests, 1-15, ISBN 974-89655-5-4, Chiang Mai.
- (1996):
Klimawandel, Flächennutzungsdynamik und Prädation als populationssteuernde Faktoren beim Feldhasen. Game Conservancy Deutschland, Saarbrücken.
- (1997):
Artenschutz muss seine Schwerpunkte verlagern.- Mitt. Zool. Gesell. Arten- und Populationsschutz 13 (2): 6-8.
- (1997):
Artenschützer - Jäger an der falschen Front? - Wild und Hund 22: 6-8.
- (1997):
Wir sollten die Tropen wenigstens erforschen, bevor wir sie abfackeln.- Wild und Hund 23: 16-19.
- MYERS, N. & J. SIMON (1994):
Searcity or Abundance? Norton, New York.
- NIETHAMMER, H. & F. KRAPP (1982):
Handbuch der Säugetiere Europas.- Rodentia II, Akad. Verl., Wiesbaden.
- NORDHEIM, H. & T. MERCK (1995):
Rote Liste der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. ISBN 3-89624-101-x, Bonn.
- NOWAK, E.; J. BLAB & R. BLESS (1994):
Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Kilda Verl., Greven.
- NOWAK, R. (1991):
Walker's Mammals of the World. Fifth Edition, John Hopkins Univ. Press, Baltimore.
- OMASA, K.; K. KAI, H. TAODA, Z. UCHIJIMA & M. YOSHINO (1996):
Climate change and Plants in East Africa. Springer Verl., Heidelberg.
- OSBORNE, P. J. (1969):
An insect fauna of late Bronze Age date from Wilsford, Wiltshire.- J. Animal Ecology 38: 555-566.
- PETERMANN, P. (1998):
Biogeographie einer Insel-Avifauna in der Varzea des mittleren Amazonas, am Beispiel der Ilha de Marchantheria. Dissertation, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- PIMM, S.; M. MOULTON & L. JUSTICE (1995):
Bird extinctions in the central Pacific.- In: Extinction Rates, 75-87, Oxford Univ. Press.
- PIMM, S.; RUSSELL, G., GITTLEMAN, J. & T. BROOKS (1995):
The Future of Biodiversity.- Science 269: 347-350.
- POTT, R. (1989):
Die Formierung von Buchenwaldgesellschaften im Umfeld der Mittelgebirge Nordwestdeutschlands unter dem Einfluss des Menschen.- Ber. Geobot. Inst. Univ. Hannover 1: 30-44.
- (1992):
Geschichte der Wälder des westfälischen Berglandes unter dem Einfluss des Menschen.- Forstarchiv 63: 171-182.
- (1995):
Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. UTB, Ulmer, Stuttgart.

- PRIMACK, R. (1995):
Naturschutzbiologie. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- QUACK, M. (1998):
Populationsgenetische Untersuchungen an Brassica (Abra-
mis brama L.) aus der Elbe zur Überprüfung der Reprodu-
zierbarkeit jährlicher Probenahmen im passiven Biomon-
itoring. Diplomarbeit, Inst. f. Biogeographie, Universität
des Saarlandes, Saarbrücken.
- RAPP, J. & C. D. SCHÖNWIESE (1995):
Atlas der Niederschlags- und Temperaturtrends in Deutsch-
land 1891-1990.- Geowissensch. Arbeiten, Serie B, 5: 1-
253.
- RAUP, D. (1991):
A kill curve for Phanerozoic marine species.- Paleobiolo-
gy 17: 37-48.
- (1991):
Bad genes or bad luck? Norton, New York.
- REISER, E. (1998):
Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie von
Myotis emarginatus (GEOFFROY 1806) im südlichen Pfäl-
zerwald.- Diplomarbeit, Inst. f. Biogeographie, Univ. des
Saarlandes, Saarbrücken.
- RIECKEN, U.; U. RIES & A. SYMANK (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepu-
blik Deutschland. Kilda Verl., Greven.
- (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepu-
blik Deutschland. Kilda-Verl., Greven.
- RIND, D. (1996):
The Potential for Modelling the Effects of Different For-
cing Factors on Climate During the Past 2000 Years.- In:
NATO ASI Ser. 41: 563-581.
- SADLER, Y. P. & P. SKIDMORE (1995):
Introductions, Extinctions or Continuity? Faunal Changes
in the North Atlantic Islands.- In: BUTLIN und
ROBERTS: Ecological Relations in Historical Times, 206-
225, Blackwell, Oxford.
- SCHEINGRUBER, F. & K. BRIFFA (1996):
Tree-Ring Density Networks for Climate Reconstructions.
NATO ASI Ser. 41: 43-66.
- SCHERNER, E. R. (1985):
Der Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*) in Nordwest-
deutschland (Übersicht).- Mitt. Fauna und Flora. Süd-Nie-
dersachsens 7: 1-7.
- (1995):
Realität oder Realsatire der „Bewertung“ von Organismen
und Flächen.- Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. 43:
377-410.
- SCHERZINGER, W. (1996):
Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen
Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart.
- SCHOMBURG, G. D. & U. LESSEL (1995):
Bioinformatics: From Nucleic Acids and Proteins to Cell
Metabolism. VCH, Weinheim.
- SCHÖNFELDER, P. (1993):
Bayerns Flora: Zustand und Entwicklungsprognose. Rd.
Kommission Ökologie 6, Dynamik von Flora und Fauna-
Artenvielfalt und ihre Erhaltung, 39-48. Verl. Pfeil, Mün-
chen.
- (1994):
Zur Fortführung der floristischen Kartierung in Bayern.-
Hoppea, Denkschr. Regensburger Bot. Ges. 55: 511-528.
- SCHÖNFELDER, P. & A. BRESINSKY (1990):
Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.
p. 752, Verl. Ulmer, Stuttgart.
- SCHÖNWIESE, C. D. (1995):
Der anthropogene Treibhauseffekt in Konkurrenz zu natür-
lichen Klimaveränderungen.- Geowissenschaften 13 (5-6):
207-212.
- SCHÖNWIESE, C. D. & D. BAYER (1995):
Some statistical aspects of anthropogenic and natural for-
ced global temperature change.- Atmosfera 8: 3-22.
- SCHÖNWIESE, C. D.; J. RAPP, T. FUCHS & M. DEN-
HARD (1993):
Klimatrend-Atlas. Europa 1891-1990.- Ber. No 20 (4.
Aufl.) ZFU, Univ. Frankfurt.
- (1994):
Observed climate trends in Europe 1891-1990.- Meteorol.
Z. 3: 22-28.
- SCHRANK, F. (1789):
Baierische Flora 1 und 2, München.
- SEITZ, A. (1995):
Gene flow and the genetic structure of population of Cen-
tral European animal species.- Verh. Dtsch. Zool. Ges. 88
(2): 61-76.
- SEPKOVSKI, J. (1992):
Systematics, Ecology, and the Biodiversity Crisis.- Colum-
bia Univ. Press, New York.
- (1994):
Patterns of Phanerozoic extinction: A perspective from glo-
bal data bases.- In: Global bio-events and event-stratigra-
phy. Springer, Heidelberg.
- SESTERHENN, G. (1997):
Die Moosflora des Obersteiner Naheengtales. Diplomar-
beit, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saarlandes,
Saarbrücken.
- SHER, A. (1997):
Late-Quaternary extinction of large mammals in northern
Eurasia: A new book at the Siberian contribution.- In:
HUNTLEY, B. et al., 319-339, Springer Verl., Heidelberg.
- SHUKER, K. (1993):
The Lost Ark: New and Rediscovered Animals of the 20 th
Century, Collins, London.
- SIBLEY, C. & B. MONROE (1990):
Distribution and Taxonomy of Birds of the World. Yale
University Press, New Haven und London.
- SIEGL, A. (1996):
Zum Einfluss anthropogener Faktoren auf die Variabilität
des Vegetationspotentials. Habilitationsschrift, Inst. für
Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- SIEMANN, E.; D. TILMAN & J. HAARSTAD (1996):
Insect species diversity, abundance and body size rela-
tionships.- Nature 380: 704-706.
- SIMBERLOFF, D. (1986):
Introduced insects: A biogeographic and systematic per-
spective.- In: Ecology of Biological Invasions of North
America and Hawaii, 3-26. Ecological Studies 58, Spring-
er, Heidelberg.
- (1988):
The contribution of population and community biology to
conservation science.- Annual Review of Ecology and Sys-
tematics 19: 473-511.
- SOROKIN, Y. (1995):
Coral Reef Ecology. Springer Verl., Heidelberg.

- SPIX, J. B. von (1824):
Animalia nova, sive species novae testudinum et ranarum, quas in itinere per Brasiliam, annis 1817-20, München.
- SRU (1996):
Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Verl. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- (1996):
Umweltgutachten 1996. Verl. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- STERNAD, D. (1998):
Verbreitung und genetische Populationsstruktur von *Pso-phus stridulus* (Orthoptera: Acrididae) auf der nördlichen Frankenalb. Diplomarbeit, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- STRAKA, H. (1970):
Pollenanalyse und Vegetationsgeschichte. 2. Aufl. Neue Brehm Bücherei 202, Wittenberg.
- STUART, A. (1991):
Mammalian extinctions in the Late Pleistocene of Northern Eurasia and North America.- *Biol. Rev.* 60: 453-562.
- SUKOPP, H. & P. MÜLLER (1976):
Symposium über Veränderungen von Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland - Ergebnisse und Konsequenzen.- *Schrift. Vegetationskunde* 10: 401-409.
- TAYLOR, J. D. (1996)
Origin and Evolutionary Radiation of the Mollusca. Oxford Univ. Press, Oxford.
- THOMAS, J. (1993):
Holocene climate change and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies inhabit unnatural early-successional habitats.- *Ecography* 16: 278-284.
- THOMAS, J. & MORRIS, M. (1995):
Rates and patterns of extinction among British invertebrates.- In: *Extinction Rates*, 111-130.
- THOMPSON, L. G. (1996):
Climatic Changes for the last 2000 years inferred from Ice-Core Evidence in Tropical Ice Cores.- In: *NATO ASI Ser.* 41: 281-295, Springer Verl., Heidelberg
- TUCKER, C. (1995):
Satellite Remote Sensing Studies of Desertification and Deforestation: Actual Findings vs. Assumed Situations.- In: *Toward Global Planning of Sustainable use of the Earth*, 13-37, Elsevier, New York.
- VÄISÄNEN, R. & K. HELIÖVAARA (1994):
Hot-spots of insect diversity in northern Europe.- *Annales Zoologici Fennici* 31: 71-81.
- VIGNE, J.-D. (1983):
Le remplacement des faunes de petits mammifères en Corse, lors de l'arrivée de l'homme.- *Comptes Rendus Séance de la Société Biogéographique* 59: 41-51.
- VITOUSEK, P. M.; L. L. LOOPE & H. ADERSEN (1995):
Islands. Biological Diversity and Ecosystem Function. Springer, Heidelberg.
- VOLK, H. & H. SCHÄFER (1994):
Überarbeitung der Roten Listen für Pflanzen und Vögel fällig.- *AFZ* 20: 1116-1120.
- VOLK, H. & J. SCHLENSTEDT (1991):
Rote Listen und Forstwirtschaft. Der Wald - kein sicherer Schutz für gefährdete Pflanzen? - *Forst und Holz* 46 (24): 2-8.
- VOLLMANN, F. (1914):
Flora von Bayern, pp 840, Verl. Ulmer, Stuttgart.
- VREBA, E.; G. DENTON, T. PARTRIGDE & L. BURCKLE (1995):
Paleoclimate and Evolution, with Emphasis on Human Origins. Yale Univ. Press, New Haven.
- WHITE, J.; GORODETZKI, D., COOK, E. & L. BARLOW (1996):
Frequency Analysis of an Annually Resolved, 700 year Paleoclimate Record from the GIS P2 Ice Core.- In: *NATO ASI Ser.* 41: 193-212, Springer Verl., Heidelberg.
- WHITMORE, T. & J. SAYER (1992):
Tropical deforestation and species extinction. Chapman & Hall, London.
- WILLIAMS, P.; D. GIBBONS, C. MARGULES, A. REBELO, C. HUMPHRIES & R. PRESSEY (1996):
A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds.- *Conservation Biology* 10: 155-174.
- WILLIAMSON, K. (1975):
Birds and Climatic Change.- *Bird Study* 22: 143-164.
- (1976):
Recent climatic influences on the status and distribution of some British birds.- *Weather* 31: 362-384.
- WILSON, D. E. & D. A. M. REEDER (1993):
Mammal species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Second Edition Smithsonian Institution.
- WILSON, E. (1989):
Threats to biodiversity.- *Scient. American* 261: 108-116.
- (1992):
Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Umkehr. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- (1996):
Bedrohung des Artenreichtums.- In: *Biologische Vielfalt*, 148-155. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg.
- WIRTH, V. et al. (1996):
Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland.- *Schr.R. f. Vegetationskunde* 28: 307-368.
- WISSEL, C. & H. ZASCHKE (1992):
Ein Modell zu Überlebenschancen von Kleintierpopulationen.- *Verhdl. Ges. Ökol.* 22: 469-474.
- WOLSTEDT, P. (1961):
Das Eiszeitalter. Grundlinien einer Geologie des Quartärs. 3. Aufl., Enke, Stuttgart.
- ZOLLER, H. (1977):
Alter und Ausmaß postglazialer Klimaschwankungen in den Schweizer Alpen.- In: *FRENZEL, B. (Hrsg.) 1977: Dendrochronologie und postglaziale Klimaschwankungen in Europa.- Erdwiss. Forsch.* 13: 271-281, Steimer Wiesbaden.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Dr. h.c.mult. Paul Müller
Universität Trier
Fachbereich VI, Biogeographie
D-54286 Trier

Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche

Volker GRIMM

Einleitung

Aufgrund menschlicher Eingriffe in die Natur sind bereits dramatisch viele Arten unwiderruflich ausgestorben, aber der für die nächsten Jahrzehnte vorhergesagte Artenverlust ist noch dramatischer und erreicht die Dimension der bisherigen fünf Massenaussterkungen in der Geschichte des Lebens auf der Erde (MYERS 1981, SIMBERLOFF 1986, MAY 1988, 1990, WILSON 1988, BURGMAN et al. 1993). Vor allem die Zerstörung von Lebensraum hat dazu geführt, dass heute viele Populationen nur noch auf kleine Resthabitats beschränkt sind, so dass auch die Restpopulationen meist klein sind. Kleine Populationen aber sind vom Aussterben bedroht, selbst wenn sie auf den Resthabitats im Mittel günstige Lebensbedingungen vorfinden. Aber warum bedeutet „klein sein“ ein hohes Aussterberisiko, und was heißt überhaupt „klein“? Intuitiv ist klar, dass kleine Populationen im Gegensatz zu großen leichter infolge zufälliger Schwankungen aussterben. Aber dieser Intuition ist nur begrenzt zu trauen, da sich unser Denken äußerst schlecht zur Beurteilung von Risiken, d.h. von Wahrscheinlichkeiten eignet. Darüber hinaus lässt sich im Naturschutz, d.h. im weitesten Sinne bei Maßnahmen oder Entscheidungen, die dem Schutz von Populationen dienen, mit verbalen Einschätzungen des Aussterberisikos kaum etwas bewegen. Einschätzungen wie „extrem gefährdet“ oder „zu klein“ haben gegenüber den gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Kräften, die das Kleinwerden von Populationen verursachen, zu wenig Gewicht. Der Naturschutz braucht deshalb zweierlei: zum einen Quantifizierungen des Aussterberisikos, d.h. Zahlen statt verbaler Einschätzungen, und zum anderen eingehende Analysen der Faktoren und Prozesse, die das Aussterberisiko von Populationen bestimmen.

Seit Mitte der 80er Jahre versucht die Naturschutzbiologie („conservation biology“) diese beiden Ziele mit Hilfe der *Populationsgefährdungsanalyse* („population viability analysis“, PVA) zu erreichen (SOULÉ 1986, 1987, GOODMAN 1987a,b, BOYCE 1992, BURGMAN et al. 1993, BEISSINGER & WESTPHAL 1998). Das Hauptwerkzeug der PVA sind ökologische Modelle von Populationen oder Metapopulationen, wobei in der Regel Zufallseinflüsse berücksichtigt werden. Während BOYCE (1992) noch beklagte, dass die meisten PVAs nur in Form öffentlich unzugänglicher Berichte dokumen-

tiert seien, sind Arbeiten über PVAs heute etablierter Bestandteil der ökologischen und Naturschutzliteratur (BEISSINGER & WESTPHAL 1998). Aber obwohl die PVA mittlerweile immer stärker in die Anwendung drängt, fehlt bei den Anwendern doch oft ein grundlegendes Verständnis der verwendeten Methoden und Konzepte, sowie der tatsächlichen Ziele einer PVA, da ökologische Modellierung bisher an deutschen Universitäten kaum gelehrt wird. Deshalb verfolgt der vorliegende Beitrag das Ziel, die wichtigsten Methoden, Konzepte und Ziele der PVA zu erläutern und an Beispielen zu demonstrieren. Darüber hinaus liefert dieser Beitrag den theoretischen und praktischen Hintergrund der drei weiteren Beiträge in diesem Heft, die sich mit PVA beschäftigen (DORNDORF et al. 2000, DRECHSLER 2000, STEPHAN et al. 2000). Es sei aber betont, dass hier nur ein grober Überblick gegeben werden kann. Als weiterführende Literatur sei auf zwei didaktisch hervorragende Lehrbücher hingewiesen, die sich ausdrücklich an Biologen/innen wenden und die Bereiche Modellbildung (STARFIELD & BLELOCH 1991) sowie Risikobeurteilung im Naturschutz (BURGMAN et al. 1993) behandeln. Theoretische Grundlagen zu PVA-Modellen finden sich in WISSEL (1989), WISSEL et al. (1994). Die aktuellste und umfassendste Überblicksarbeit über PVAs ist BEISSINGER & WESTPHAL (1998).

Anwendungsbereich und Ziele der PVA

Bei der zeitlichen Entwicklung von Populationen, die aufgrund irgendwelcher - meist anthropogener - Faktoren klein werden, kann zwischen drei Phasen unterschieden werden (Abb. 1): Zunächst ist die Population so groß, dass sie nach menschlichem Ermessen nicht vom Aussterben bedroht ist. Zwar schwankt die Größe der Population aufgrund von Schwankungen z.B. des Wetters, aber im Mittel bleibt die Population konstant oder wächst sogar an. Alle Modelle der klassischen theoretischen Ökologie (z.B. WISSEL 1989) beziehen sich auf Populationen in diesem gesicherten Zustand, denn sie sind alle deterministisch, d.h. sie ignorieren Zufallsschwankungen. In der zweiten Phase beginnt die Größe der Population im Mittel abzunehmen, d.h. es liegt ein deterministischer Trend vor, der sich in einer im Mittel negativen Wachstumsrate der Population ausdrückt. Die Ursachen hierfür können natürlicher Art sein (z.B. Suk-

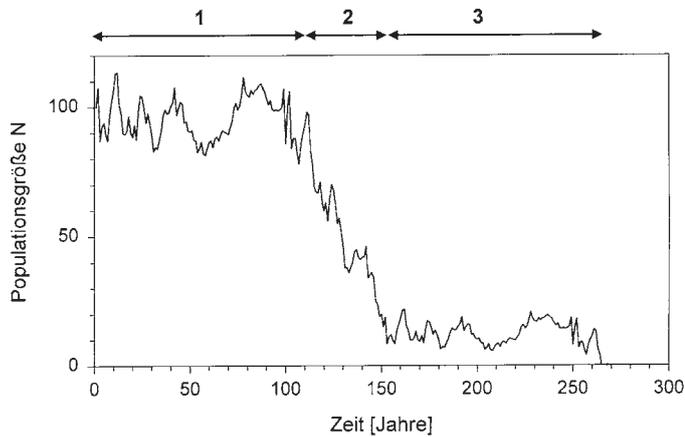


Abbildung 1

Typischer Verlauf der Dynamik einer Population, die ausgestorben ist. Die Pfeile über dem Diagramm deuten drei typische Phasen an: In Phase 1 ist die Population noch so groß, dass Zufallsschwankungen keine Gefahr darstellen. In Phase zwei nimmt die Population aus irgendeinem Grund rapide ab; in diese Phase ist die Wachstumsrate der Population negativ. In Phase 3 ist die Wachstumsrate wieder Null oder positiv, aber die Population ist so klein, dass sie aufgrund von Zufallsschwankungen ausstirbt. PVA beschäftigt sich vornehmlich mit Phase 3.

zession, Klimaänderung, Etablierung neuer Arten), heutzutage sind es aber meist anthropogene Ursachen (vor allem Übernutzung, Vergiftung, Einschleppen von Fremdarten sowie Habitatzerstörung und -fragmentierung). Nach CAUGHLEY (1994) ist es primäre Aufgabe der Naturschutzbiologie, in jedem Einzelfall die Ursache des Rückgangs zu identifizieren mit dem Ziel, diese Ursache abzustellen. Würde der negative Trend der zweiten Phase anhalten, würde die Population früher oder später mit Sicherheit aussterben. Wenn z.B. der Bejagungsdruck auch bei kleinen Populationen unvermindert anhält, dann wird die Population mit Sicherheit bald ausgerottet sein. Meist aber ist es so, dass die Ursachen des Populationsrückgangs bei kleinen Restpopulationen nicht mehr greifen. So wird oft die Nutzung aufgegeben, weil sie sich nicht mehr lohnt. Resthabitats bleiben übrig, weil sie nur schwer zugänglich sind, oder weil sie aus Sicht der betreffenden Art so optimal sind, dass sie trotz der negativen Einflüsse nicht weiter abnimmt. All dies bedeutet, dass eine Population in der dritten Phase (Abb. 1) zwar klein ist, aber nicht mehr dem negativen Trend unterliegt, d.h. sie hat im Mittel eine Null- oder sogar positive Wachstumsrate. Aussterbeursache sind in dieser Phase nur noch die Zufallsschwankungen, denen jede Population unterliegt. Mit genau dieser Situation beschäftigt sich in der Regel die PVA. Sie versucht das Aussterberisiko kleiner Populationen mit nicht negativer Wachstumsrate zu quantifizieren. Außerdem sollen die Faktoren besser verstanden werden, die das Aussterberisiko beeinflussen, z.B. die Stärke der Umweltschwankungen, die Größe des Lebensraumes, die Anbindung an andere Restpopulationen, oder auch die Eigenschaften der betrachteten Art selbst, z.B. ihr Verhalten (DORN-DORF et al. 2000).

CAUGHLEY (1994) kritisierte, dass sich die PVA mit ihren theoretischen Konzepten fast ausschließlich auf die dritte Phase konzentriert, während die eigentlichen Aussterbeursachen doch diejenigen seien, die zum negativen Trend in der zweiten Phase führen (Abb. 1). Dieser Kritik liegt aber ein Missverständnis

zugrunde. Natürlich ist es auch das Ziel jeder PVA, den Ursachen entgegenzuwirken, die Populationen überhaupt erst klein werden lassen. Da hinter diesen Ursachen aber oft - mehr oder weniger berechnete - gesellschaftliche Interessen stehen, z.B. wenn es um Landnutzungen geht, oder um Fischen und Bejagen, dann reicht es nicht zu fordern diese Ursachen abzustellen mit der Begründung dass ansonsten die Populationen zu klein würden. Man braucht quantitative Angaben, wann eine Population als so klein anzusehen ist, dass sie allein aufgrund zufälliger Schwankungen höchstwahrscheinlich aussterben wird. Man braucht gute quantitative Argumente wenn es um Schutzmaßnahmen geht, die das Ziel haben, die Population wieder größer werden zu lassen (indem z.B. größere Schutzgebiete ausgewiesen werden). Bei dem Schutz kleiner Populationen gibt es oft verschiedene teure Eingriffsalternativen. Welche von ihnen ist die erfolgversprechendste? Wie soll man sich also bei Eingriffen überhaupt zwischen Alternativen *entscheiden* angesichts der vielen bestehenden Unsicherheiten, z.B. Zufallsschwankungen? Das wichtigste Ziel von PVAs ist es somit rationale Entscheidungen zu treffen, d.h. Entscheidungen, die trotz der Unsicherheiten mit höchstmöglicher Wahrscheinlichkeit zum Erfolg führen (vgl. EISENFÜHR & WEBER 1994, GRIMM & GOTTSCHALK 1997). PVAs verfolgen letztlich das Ziel, gesellschaftliche Entscheidungen, die das Schicksal von Arten und Populationen betreffen, durch das - wenn auch oft lückenhafte - Wissen und den Sachverstand von Ökologen/innen und Naturschützern/innen zu beeinflussen. Die Naturschutzbiologie versteht sich als Krisendisziplin, d.h. wir können in der Regel nicht warten, bis genügend Daten vorhanden sind, oder bis alle Prozesse im einzelnen verstanden sind, sondern müssen versuchen, aus dem verfügbaren Wissen das Beste zu machen.

Modelle

Wichtigstes Hilfemittel der PVA sind ökologische Modelle. Vielen Biologen/innen und Naturschüt-

zern/innen ist allerdings unbekannt, was ökologische Modelle eigentlich sind. Oft trifft man zwei unterschiedlich extreme Auffassungen, die beide falsch sind. Die einen glauben, Modelle hätten das Ziel, „realistisch“ zu sein in dem Sinne, dass möglichst viel und umfassend Detailwissen im Modell berücksichtigt werden sollte. Das Modell wird als möglichst naturgetreues Abbild der Natur verstanden. Da Modelle dieses Kriterium aber oft nicht erfüllen, werden Modelle rundweg als zu „unrealistisch“ abgelehnt. Andere wiederum halten sehr viel von Modellen und neigen dazu, Modellen blind zu vertrauen nach dem Motto: „Ihr Modell hat doch gesagt...“.

Die erste Auffassung ist falsch, weil es prinzipiell unmöglich ist, die Natur in all ihren Einzelheiten in eine mathematische Formel oder ein Computerprogramm zu pressen, denn selbst die detaillierteste Feldstudie, auf denen ein Modell ja aufbauen muss, kann nur einen geringen Anteil der Wirklichkeit erfassen. Das Kriterium „realistisch“ im obigen Sinne lässt sich also niemals erfüllen. Wenn aber trotzdem unkritisch alles, was man weiß, in einem Modell berücksichtigt wird, dann wird das Modell sehr schnell genauso kompliziert und schwer zu verstehen wie die Wirklichkeit selbst. Welchen Sinn hätte dann noch das Modell? Modelle im hier vorgestellten Sinn verfolgen das Ziel, bestimmte Probleme zu lösen und Antworten auf bestimmte Fragen zu erhalten. Dabei muss die Bedingung erfüllt sein, dass die resultierenden Problemlösungen und Antworten *verstanden* werden können. Modelle, die als „black box“ daherkommen und deren Antworten man blind vertrauen müsste, sollten abgelehnt werden (WISSEL 1992). Deshalb ist auch die oben genannte zweite Auffassung von Modellen als absoluten, eigenständigen Instanzen, die Wahrheit produzieren, genauso falsch wie die kategorische Ablehnung von Modellen. Entscheidend bei der Arbeit mit Modellen ist, was dabei in unseren Köpfen passiert. Modelle sind niemals Selbstzweck, und Modelle „sagen“ auch niemals etwas, sondern wir sagen etwas mit *Hilfe* der Modelle.

Die Fragestellungen und Probleme, für die ein Modell erstellt wird, entscheiden darüber, welche Faktoren und Prozesse der Wirklichkeit im Modell berücksichtigt werden. Die Schlüsselfrage bei der Modellbildung lautet: welche Faktoren und Prozesse werden im Zusammenhang mit dem anstehenden Problem für wichtig gehalten? Nur diese sollten im Modell berücksichtigt werden. Andere Faktoren bleiben zunächst unberücksichtigt. Natürlich weiß man oft nicht, ob ein bestimmter Faktor wichtig ist oder nicht - aber gerade dazu dient ja ein Modell (STARFIELD 1997). Es soll die Konsequenzen unserer Annahmen über „wichtig“ oder „unwichtig“ aufzeigen. Wenn z.B. eine Modellpopulation völlig andere Eigenschaften zeigt als die reale Population, dann enthalten unsere Annahmen einen Fehler oder sind lückenhaft. Dementsprechend muss der Modellansatz modifiziert werden. So liegen z.B. dem in DORNDORF

et al. (2000) präsentierten Modell zahlreiche derartiger Verbesserungszyklen zugrunde. Modellieren ist ein Prozess (THULKE et al. 1999), von dem sich in Veröffentlichungen aber immer nur eine Momentaufnahme präsentieren lässt.

Zusammenfassend sei hier gesagt, dass Modelle im allgemeinen und ökologische Modelle im besonderen niemals als wie auch immer geartete Maschinen zur Produktion absoluter „Wahrheiten“ aufgefasst werden sollten, sondern als Hypothesen, Gedankenexperimente oder Problemlösungswerkzeuge (STARFIELD 1997). Eine ausgezeichnete Darstellung des Charakters von Modellen und der Modellbildung findet sich in STARFIELD et al. (1990).

Grundlegende Konzepte

Bevor im nächsten Abschnitt an einem einfachen Beispiel die Grundelemente eines typischen Modells zur PVA vorgestellt werden, sollen hier grundlegende Konzepte bei der stochastischen Modellierung von Populationen vorgestellt werden. Stochastisch bedeutet dabei, dass Zufallseinflüsse berücksichtigt werden.

Zunächst muss man sich auf einen *Populationsbegriff* einigen. Hier sei zunächst nur von einer räumlich unstrukturierten, also zusammenhängenden Population die Rede. Weiter unten wird auf Metapopulationen eingegangen werden. In der Praxis sind die Grenzen einer Population oft nicht leicht zu ziehen, aber von diesem Problem wollen wir hier absehen. Zusätzlich nehmen wir zunächst an, dass die Population isoliert ist, d.h. dass insbesondere keine Einwanderer von Außen zur Population stoßen. Die Dynamik einer Population, d.h. ihre Veränderung in der Zeit, beruht nun einzig und allein auf der Bilanz aus Reproduktion und Mortalität (vgl. z.B. WISSEL 1989). Alle anderen Prozesse und Faktoren, die für die Population entscheidend sind, z.B. Altersstruktur, Habitatqualität oder Verhalten, wirken sich letzten Endes auf Reproduktion und Mortalität aus. Je nach verfügbarer Information und Zeit werden Reproduktion und Mortalität extrem einfach oder feiner aufgelöst beschrieben. Die einfachste Beschreibungsweise bedeutet konstante Geburts- und Sterberaten anzunehmen. In deterministischen Modellen reicht es nun aus, die Differenz r aus Geburts- und Sterberate zu betrachten, um das *Gesamtwachstum* der Population zu beschreiben. Dazu wird e^r mit der Größe der Population multipliziert, um die Größe der Population im nächsten Zeitschritt zu berechnen (z.B. WISSEL 1989). Aufgrund dieses Ansatzes einer einfachen Multiplikation ist man gezwungen, bei der Zustandsvariable N , die die Größe der Population beschreibt, mit nicht-ganzen, also reellen Zahlen zu arbeiten, da Geburts- und Sterberaten naturgemäß reelle Zahlen sind. Man behilft sich dann mit dem Argument, dass die Zustandsvariable die Dichte der Population, oder

ihre Biomasse beschreibt, nicht aber ihre Individuenzahl.

Bei kleinen Populationen, die Zufallseinflüssen unterliegen, funktioniert dieses Argument nicht mehr. Es wäre absurd, die letzten 12 Individuen einer Population mit einer Wachstumsrate von z.B. 0,13 zu multiplizieren, weil wir dann im nächsten Zeitschritt 13,56 Individuen hätten. Deshalb müssen Modelle über kleine Populationen notwendigerweise diskrete Individuen betrachten, d.h. sie sind - wenigstens im Ansatz - *individuenbasiert* (vgl. UCHMANSKI & GRIMM 1996). Aber wie passt der individuenbasierte Ansatz mit nicht-ganzen Geburts- und Sterberaten zusammen? Dazu sei daran erinnert, wie diese Raten empirisch aufgenommen werden: sie sind Mittelwerte über möglichst viele Individuen und Jahre. Da wir in der Regel aber nicht wissen, welche Individuen in einem bestimmten Zeitschritt reproduzieren und sterben werden, liegt es nahe, beim individuenbasierten Ansatz die Geburts- und Sterberaten als individuelle Wahrscheinlichkeiten zu interpretieren. Wenn z.B. die Geburtsrate 0,15 pro Jahr beträgt, dann hat im Modell jedes (erwachsene) Individuum mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,15 pro Jahr einen (seinerseits fertilen) Nachkommen. Da jetzt Wahrscheinlichkeiten ins Spiel kommen, ist das Modell *stochastisch*, nicht mehr deterministisch.

Wenn eine Population groß ist, dann gibt es kaum einen Unterschied zwischen dem deterministischen und stochastischen Ansatz, weil dann auch beim stochastischen Modell im Mittel die deterministische Gesamtwachstumsrate der Population herauskommt. Wenn sie aber klein ist, z.B. nur noch aus fünf Individuen besteht, kann es passieren, dass zufällig alle Individuen im selben Jahr sterben. Genauso können fünf Würfel dieselbe Zahl zeigen, während dies bei fünfzig Würfeln äußerst unwahrscheinlich ist. Es können aber auch in einem Jahr besonders viele Geburten stattfinden, und im nächsten gar keine, usw. Im Ergebnis schwankt die Größe der Population auch wenn ihre Umwelt im Modell konstant gehalten wird. Man nennt diese Schwankungen *demographische Schwankungen* (auch *demographisches Rauschen* genannt; engl. „demographic noise“). Sie beruhen auf der Individualität und der Diskretheit von Organismen. Sie spiegeln das zum Teil unabhängige Schicksal von Individuen wieder. Bei kleinen Populationen können demographische Schwankungen zum Aussterben führen, bei größeren Populationen ist dies - siehe das Beispiel mit den fünfzig Würfeln - unwahrscheinlich.

Bisher waren wir von einer konstanten Umwelt ausgegangen, aber für so gut wie alle Populationen gibt es Schwankungen ihrer biotischen und abiotischen Umwelt, die erheblichen Einfluss auf Reproduktion und Mortalität haben können. *Umweltschwankungen* synchronisieren zum Teil das Schicksal der Individuen, was zu einem erhöhten Aussterberisiko führen kann, wenn nach besonders negativen Umweltein-

flüssen die Population so klein wird, dass sie den Risiken des demographischen Rauschens unterliegt.

Das naheliegendste Beispiel für Umweltschwankungen ist das Wetter. So bestimmt z.B. bei Auerhühnern die Niederschlagsmenge in den ersten beiden Lebenswochen der Küken ihre Überlebensrate in dieser Zeit (SCHRÖDER et al. 1982). Bei Murmeltieren hängt die Wintermortalität der α -Tiere von der Länge des Winters ab (DORNDORF et al. 2000). Für ein Modell bedeutet dies, dass Geburts- und Sterberate bzw. Wahrscheinlichkeit von Jahr zu Jahr, oder von Saison zu Saison, für alle Individuen gleichermaßen schwanken können. Gemäß der oben erläuterten Modellierstrategie wird man nun nicht sämtliche Umweltschwankungen im Modell berücksichtigen, sondern nur diejenigen, die einen besonders drastischen Einfluss auf die Population haben. Zu beachten ist dabei auch, dass mit dem eigentlich irreführenden Ausdruck „Umweltschwankungen“ nicht die absolute Variabilität der Umweltbedingungen gemeint ist, die sich z.B. in einer Wetterstation messen lässt, sondern die Änderung der Umwelt aus Sicht der betrachteten Individuen. Es kann sehr effektive Mechanismen in einer Population geben (z.B. Sozialverhalten), die die physikalischen Umweltschwankungen fast völlig abpuffern (DORNDORF et al. 2000).

Umweltschwankungen (auch *Umweltrauschen* oder „environmental noise“ genannt) werden im Modell mit Hilfe von Wahrscheinlichkeitsverteilungen bestimmt. Im einfachsten Fall „zieht“ man in jedem Jahr den aktuellen Wert der betreffenden Größe (z.B. Sterberate, oder Winterlänge) zufällig aus einem bestimmten Intervall, oder man verwendet eine Normalverteilung mit Mittelwert und Standardabweichung, die aus Daten hergeleitet wurden. Man kann - wenn vorhanden - auch direkt die statistische Verteilung z.B. von Wetterdaten aufnehmen und diese Verteilung im Modell benutzen (Abb. 2). Wenn keine genauen Daten vorliegen, bleibt noch die Möglichkeit, anhand des verfügbaren Wissens über eine Art und ihren Lebensraum abzuschätzen, wie groß z.B. die Mortalität der Adulten in sehr strengen, strengen, normalen, oder milden Wintern ist (s. das Steinhuhn-Modell von STEPHAN et al. 1995).

Wie weiter oben betont, betrachtet die PVA meist nur Populationen, deren Wachstumsrate Null oder positiv ist. Bei positiver Wachstumsrate würde die Population aber im Mittel exponentiell unbegrenzt anwachsen, was sicher unrealistisch ist, denn früher oder später wird irgendeine Ressource limitierend werden. Es ist deshalb unerlässlich, im Modell eine *Dichteabhängigkeit* der Wachstumsrate zu berücksichtigen. Es gibt verschiedene Möglichkeiten hierfür (s. BURGMAN et al. 1993), die alle ihre Vor- und Nachteile haben. In der Regel ist auch nicht genau bekannt, wann und wie bei einer bestimmten Population Dichteabhängigkeit zum Tragen kommt, z.B. ob sie sich in einer erhöhten Mortalität oder einer erhöhten Abwanderung äußert. Die einfachste Mög-

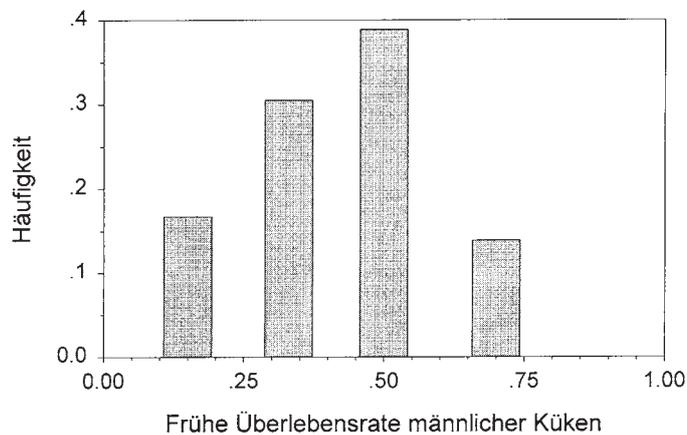


Abbildung 2

Beispiel für eine Möglichkeit, Umweltschwankungen in einem Modell zu berücksichtigen. Die Häufigkeitsverteilung wurde aus einer Niederschlagszeitreihe von 1961-1996 berechnet, und die verschiedenen Niederschlagsmengen (eingeteilt in vier Größenklassen) wurden der Überlebensrate von Auerhühnküken während ihrer ersten beiden Lebenswochen zugeordnet (nach GRIMM & STORCH 2000).

lichkeit Dichteabhängigkeit zu berücksichtigen, besteht darin, die Größe der Population zu beschränken: sollte die Population größer werden als eine bestimmte, anfangs festgelegte *Kapazität* des Lebensraums, dann wird sie auf die Kapazität verkleinert. Für prinzipielle Zusammenhänge spielt die genaue Form, mit der Dichteabhängigkeit berücksichtigt wird, oft keine Rolle. Für quantitative Einzelaussagen über Aussterberisiken scheint sie aber einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis zu haben (BROOK et al. 1997).

PVA-Modelle

Mit den eingeführten grundlegenden Konzepten zur stochastischen, individuenbasierten Modellierung einer Populationen unter Berücksichtigung von demographischem und Umweltrauschen sowie Dichteabhängigkeit kann nun ein einfaches Beispielmodell aufgestellt werden. Das einfachste derartige Modell findet sich in BURGMAN et al. (1993), in dem es um Nashörner in einem kleinen Reservat geht (dieses Modell wird auch in GRIMM 1999 verwendet). Im Nashornmodell werden die Individuen nur gezählt, Alter, Geschlecht und sonstige Faktoren bleiben unberücksichtigt. Hier soll kurz ein etwas komplexeres Modell vorgestellt werden. Es dient zur Abschätzung des Extinktionsrisikos von Auerhuhnpopulationen (GRIMM & STORCH 2000). Es muss aber betont werden, dass die im folgenden präsentierten Ergebnisse dieses Modells hier nur zur Demonstration dienen und deshalb keine für die Auerhühner gültigen Ergebnisse sind (s. hierzu GRIMM & STORCH 2000). Für die Abbildungen 3-5 wurden teilweise Parameterwerte verwendet, die für das Auerhuhn nicht zutreffen.

Im Modell wird zwischen Hähnen und Hennen, sowie zwischen Küken, einjährigen Hennen und den übrigen Adulten unterschieden. In jedem Jahr werden nacheinander die folgenden Prozesse abgearbeitet: (1) Eiablage, (2) Nestprädation, (3) frühes Kükenüberleben, (4) Sommer- und Wintermortalität der Küken, (5) Adultenüberleben und (6) Dichteabhängigkeit. Im folgenden sollen nur die Prozesse (3), (5)

und (6) näher erläutert werden. Mit „frühem Kükenüberleben“ sind die oben erwähnten ersten beiden Lebenswochen der Küken gemeint, d.h. in Prozess (3) - und nur hier - werden Umweltschwankungen berücksichtigt.

Anhand von Wetterdaten aus einem bestimmten Untersuchungsgebiet wurde eine diskrete Wahrscheinlichkeitsverteilung erstellt (Abb. 2), aus der in jedem Jahr die aktuelle Niederschlagsmenge „gezogen wird“ (zu technischen Details hierzu, siehe den Anhang von BURGMAN et al. 1993). Die Zuordnung von Niederschlagsmenge zur Kükenüberlebensrate beruht auf Daten und Schätzungen.

Im Programm, das das Modell realisiert, wird dann in einer Schleife für jedes einzelne Küken „ausgewürfelt“, ob es gemäß der Überlebenswahrscheinlichkeit überlebt oder nicht. Zu diesem Zweck wird jeweils vom Rechner eine Zufallszahl z generiert, die gleichverteilt zwischen Null und Eins liegt. Dann wird folgende *Regel* abgearbeitet: Wenn z kleiner ist als die Überlebenswahrscheinlichkeit, dann überlebt das Küken, ansonsten nicht. „Sterben“ bedeutet im Programm, dass die Zahl der Küken um Eins verringert wird. Wenn die Überlebenswahrscheinlichkeit z.B. 0,9 beträgt, dann werden die meisten Zufallszahlen (im Mittel 90%) unter diese Schranke fallen und die meisten Küken überleben. Beträgt die Überlebenswahrscheinlichkeit aber nur 0,2, dann ist z meist größer (im Mittel 80%) und die meisten Küken sterben.

Mit Hilfe der Zufallszahlen und der besagten Regel wird das demographische Rauschen berücksichtigt. Es ist wichtig sich zu vergegenwärtigen, dass das Umweltrauschen alle Küken *gleichermaßen* betrifft, d.h. das Wetter ist für alle entweder schlecht oder gut. Im Rahmen dieser gegebenen Umweltbedingungen geht es einzelnen Küken aber aufgrund individueller Variabilität *verschieden* gut, so dass einige überleben, andere nicht. Diese zufallsbedingte Variabilität kann auf verschiedenen Schlüpfzeitpunkten beruhen, verschiedenen Bereichen des Habitats, in denen die Küken leben, oder auf anderen Faktoren.

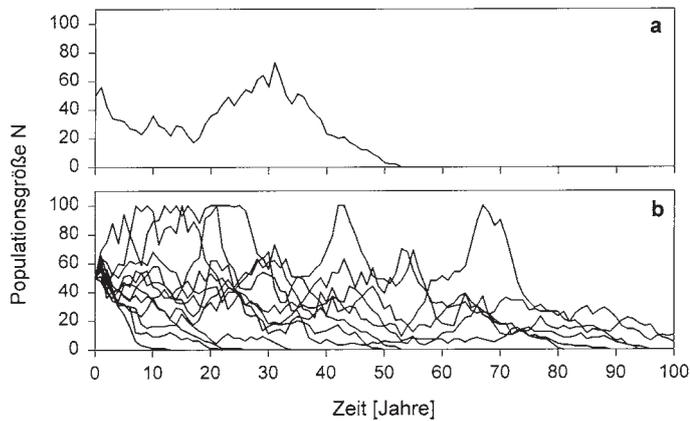


Abbildung 3

Typische Populationsdynamiken eines stochastischen Modells, berechnet mit dem im Text erläuterten Modell. In (a) ist eine einzelne Dynamik gezeigt, die eine bestimmte Sequenz von Zufallsschwankungen widerspiegelt; (b) zeigt Dynamiken, die vom selben Modell produziert wurden, aber für verschiedene Zufallssequenzen der Umwelt- und demographischen Schwankungen.

Das Adultenüberleben, das am Ende eines Modelljahres berechnet wird, fasst summarisch alle Mortalitätsursachen des ganzen Jahres zusammen. Genau wie bei den Küken wird gemäß einer Überlebensrate ausgewürfelt, ob die einzelnen Individuen überleben oder nicht. Im Unterschied zu den Küken wird aber kein Umweltrauschen berücksichtigt, weil angenommen wird, dass es keinen Umwelteinfluss gibt, der vergleichbar drastisch synchronisierende Auswirkungen hat wie die Niederschlagsmenge zu Beginn des Kükenlebens (I. STORCH, pers. Mitteilung).

Die Dichteabhängigkeit schließlich wird in der oben beschriebenen, einfachsten Weise berücksichtigt, indem eine Kapazität K für die Summe aus Hähnen und Hennen angenommen wird. Liegt die Individuenzahl am Ende des Modelljahres, d.h. nachdem Reproduktion und Mortalität berechnet wurden, über dieser Kapazität, dann werden solange Individuen zufälligen Geschlechts und Alters aus der Population entfernt, bis die Kapazität wieder erreicht ist. Dieser extrem einfache Ansatz wurde gewählt, weil unbekannt ist, wie und wann sich bei Auerhühnern Dichteabhängigkeit auswirkt. Zu vermuten wäre eine erhöhte Emigration von Junghähnen und -hennen, aber hierzu gibt es keine verlässlichen Daten. Gleiches gilt für die Balzplätze, die u.U. limitierend sein könnten.

Eine Simulation des Modells startet mit $K/2$ Individuen zufälligen Geschlechts und Alters. Für die unten besprochene Auswertung des Modells spielt die genaue Art des Anfangszustandes (Individuenzahl, Altersverteilung, Geschlechterverhältnis und dergl.) der Population keine Rolle (STELTER et al. 1997). Die Simulation wird dann Jahr für Jahr solange durchgeführt, bis die Population entweder ausgestorben ist oder bis ein vorher festgelegter Zeithorizont von z.B. 100 Jahren erreicht ist. Abb. 3a zeigt das Ergebnis einer solchen Simulation. Man sieht die erheblichen Schwankungen der Populationsgröße, die auf das Umweltrauschen zurückzuführen ist. Wird nun die Simulation wiederholt, dann verwendet der Rechner eine andere Sequenz von Zufallszahlen, und die Dynamik kann völlig anders aussehen (Abb. 3b).

Diese Schwankungen sind kein Artefakt, sondern spiegeln unsere Unwissenheit über künftige Zufallsschwankungen wieder. Die Schwankungen bedeuten auch, dass keine deterministischen Vorhersagen über das Schicksal einer kleinen Population mehr möglich sind, sondern nur noch Wahrscheinlichkeitsaussagen.

Quantifizierung des Aussterberisikos

Demographische und Umweltschwankungen führen dazu, dass die Zeit T bis zum Aussterben einer Population von Simulation zu Simulation erheblich variiert. Abb. 4 zeigt die Verteilung der Aussterbe- bzw. Überlebenszeiten des Auerhuhnmodells (hiefür wurde kein fester Zeithorizont mehr gewählt, sondern jede Simulation solange durchgeführt, bis die Population ausstarb). Die Form dieser Verteilung ist bei allen stochastischen Populationsmodellen dieselbe und insbesondere durch einen exponentiell abfallenden Abschnitt rechts vom Maximum gekennzeichnet. Die Gründe für diesen Verlauf lassen sich theoretisch herleiten (STEPHAN 1993, WISSEL et al. 1994). Sie beruhen auf der Tatsache, dass es sich bei zufallsbedingten Populationsdynamiken - d.h. wenn kein Trend vorliegt - um sog. Markow-Prozesse handelt (WISSEL 1989). Die Theorie besagt (WISSEL et al. 1994), dass dann folgende Beziehung gilt:

$$P_0(t) = 1 - c \exp(-t/T_m)$$

Dabei ist $P_0(t)$ (sprich „P-Null-von-t“) die Wahrscheinlichkeit bzw. das Risiko, dass die Population bis zum Zeitpunkt t ausgestorben ist (der Index „0“ steht für „ausgestorben“, „P“ für „probability“). Dies ist genau die Größe, die in PVAs interessiert und die für den Naturschutz relevant ist: das Aussterberisiko über einen bestimmten Zeithorizont. T_m (sprich: „ T_m “) ist die sog. mittlere Überlebenszeit, d.h. der Mittelwert der Verteilung in Abb. 4. C ist die Wahrscheinlichkeit, dass die Population ausgehend vom Zustand zur Zeit $t=0$ die sogenannte etablierte oder quasi-stationäre Dynamik erreicht, die durch typische Schwankungen um einen Mittelwert gekennzeichnet ist. Die Bedeutung dieser Größe näher zu erläutern würde den Rahmen dieses Beitrages spre-

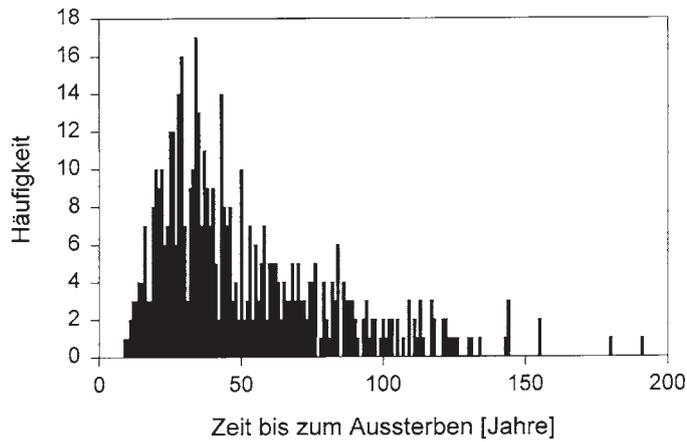


Abbildung 4

Verteilung von Extinktionszeiten, produziert vom selben Modell wie in Abb. 3. Die Form der Verteilung ist typisch für alle stochastischen Populationsmodelle: Die meisten Populationen sterben recht schnell aus, während es einigen wenigen gelingt, lange zu überdauern.

gen (s. WISSEL et al. 1994). Wir können aber guten Gewissens annehmen, dass $c=1$ ist, d.h. dass die Population sich zu Beginn einer Simulation bereits in einem Zustand befindet, der Teil der etablierten Dynamik ist. Das ist - vereinfacht ausgedrückt - erfüllt wenn sie nicht extrem klein ist oder extrem unwahrscheinliche Altersverteilungen oder sonstige Eigenschaften aufweist. T schließlich ist die Länge des Zeithorizontes, den wir betrachten.

Wenn wir annehmen, dass das Aussterberisiko klein ist, dann kann in der obigen Gleichung die Exponentialfunktion durch den Ausdruck $(1 - t/T_m)$ näherungsweise ersetzt werden, so dass die Gleichung zu

$$P_0(t) \approx t/T_m$$

wird (falls $c=1$). Man sieht nun, dass das Aussterberisiko $P_0(t)$ und die mittlere Überlebenszeit T_m komplementäre Betrachtungsweisen sind. Mit Hilfe der oben beschriebenen Simulationsmodelle sind diese beiden Größen denkbar einfach zu bestimmen. Für $P_0(t)$ zählt man, wie oft bei z.B. 100 Simulationen die Population innerhalb des betrachteten Zeithorizontes ausstirbt. Dann ist diese Zahl geteilt durch 100 das Aussterberisiko $P_0(t)$. Stirbt die Population in jedem Lauf aus, ist das Risiko gleich Eins, stirbt sie niemals aus, ist es gleich Null. T_m lässt sich im Prinzip bestimmen, indem man den Mittelwert der Überlebenszeiten bzw. Aussterbezeiten aus z.B. 1000 Simulationen bestimmt. Es gibt aber ein effektiveres Verfahren, das die erste der obigen beiden Gleichungen ausnutzt (STELTER et al. 1997).

Eine weitere zentrale Größe der PVA ist die „minimum viable population“ (MVP), d.h. die Mindestgröße einer überlebensfähigen Population. Dabei wird die Überlebensfähigkeit mit Hilfe des Aussterberisikos definiert. Welches Risiko man hierbei bereit ist anzunehmen, lässt sich wissenschaftlich nicht begründen sondern ist Sache der Konvention. SHAFER (1981) hatte ursprünglich gefordert, dass das Aussterberisiko nicht größer als 1% in 1000 Jahren sein darf. Heute werden oft kürzere Zeithorizonte betrachtet und Risiken von 5% toleriert. Die Frage, die

SHAFER stellte, war: Wie groß muss eine Population heute mindestens sein, damit sie als überlebensfähig anzusehen ist? Ein Beispiel für die Berechnung dieser Mindestgröße gemäß der Definition von SHAFER findet sich in WIEGAND et al. (1998). Die Definition weist aber den Mangel auf, dass die augenblickliche Größe einer Population möglicherweise weniger über ihre prinzipielle Überlebensfähigkeit in einer bestimmten Umwelt aussagt, als dass sie die Geschichte der Umweltschwankungen der letzten Jahre widerspiegelt. Statt dessen lässt sich eine andere Definition verwenden, die nach der Mindestkapazität des Lebensraumes fragt: Wie groß muss eine Population werden *können* (nach einer Reihe guter Jahre), damit sie überlebensfähig ist? Je größer eine Population werden kann, desto schwerer wird es einer Reihe von schlechten Jahren fallen, die Population wieder soweit zu verkleinern, dass sie in den Bereich des demographischen Rauschens kommt.

Ein Zahlenbeispiel soll verdeutlichen, wie sich eine derart aufgefasste MVP mit Hilfe eines Modells bestimmen lässt. Wir fordern z.B., dass das Aussterberisiko nicht größer als 5% in 100 Jahren sein soll. Dann folgt nach obiger Gleichung, dass $T_m = t / P_0(t) = 100 / 0.05 = 2000$ Jahre sein muss. Durch Berechnung der mittleren Überlebenszeit für verschiedene Kapazitäten K erhält man die Kurven in Abb. 5. Der Schnittpunkt mit der geforderten 2000 Jahre-Marke gibt dann an, wie groß der Lebensraum mindestens sein muss, um das geforderte Aussterberisiko nicht zu überschreiten.

Abb. 5 zeigt zwei Kurven. Die untere ist für das komplette Modell, d.h. inklusive Umweltschwankungen wie in Abb. 4 angegeben. Für die obere Kurve wurde angenommen, dass keine Umweltschwankungen existieren, sondern nur demographische. Die Wahrscheinlichkeit des frühen Kükenüberlebens wurde also als konstant angesetzt. Ihr Wert ist der Mittelwert der Verteilung aus Abb. 4. Man sieht, dass ohne Umweltrauschen die mittlere Überlebenszeit schnell ansteigt, wenn die Habitatkapazität erhöht wird,

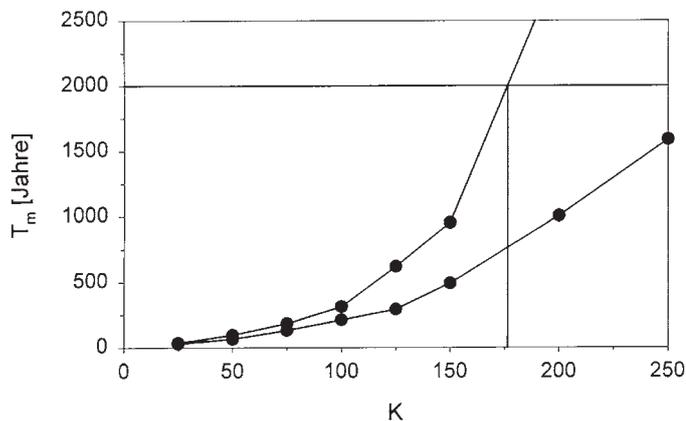


Abbildung 5

Mittlere Überlebenszeit einer Population über der Kapazität des Habitats. Verwendet wurde das selbe Modell wie in Abb. 3 und 4 (aber für andere Parameterwerte). Die untere Kurve wurde mit, die obere ohne Umweltschankungen berechnet. Der Schnittpunkt mit der $T_m=2000$ Marke zeigen die kritische Habitatgröße an, die gegeben sein muss, damit ein Aussterberisiko von 5% in 100 Jahren nicht überschritten wird.

während bei starkem Umweltrauschen eine Vergrößerung von K vergleichsweise wenig Erfolg hat. Übersetzt auf unsere Definition einer MVP bedeutet dies, dass bei starkem Umweltrauschen selbst Vergrößerungen um den Faktor zwei (von z.B. 100 auf 200 Individuen) noch keine überlebensfähige Population garantieren.

Bei schwachem Umweltrauschen wird eine Population in einem größeren Habitat sehr bald anwachsen. Dann ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie allein aufgrund demographischen Rauschens wieder so klein wird, dass sie letztlich ausstirbt, äußerst gering. Bei starkem Umweltrauschen kann es auch großen Populationen passieren, dass sie nach einer Reihe schlechter Jahre so klein wird, dass sie aussterben kann. Die Lektion für den Naturschutz aus diesen - generell gültigen - Ergebnissen ist, dass der Beurteilung der Auswirkung von Umweltschwankungen auf eine Population höchste Priorität zukommt.

Erweiterung auf Metapopulation

Bisher wurden nur räumlich unstrukturierte Populationen betrachtet. Meist sind Restpopulationen aber auf ein mehr oder weniger großes Ensemble von Resthabitaten verteilt. LEVINS (1970) führte für diese Konfiguration das Konzept der *Metapopulation* ein als einer „Population von Populationen die lokal aussterben und wiederbesiedelt werden“. Die Idee hinter diesem Konzept ist, dass das Ensemble an lokalen Subpopulationen überdauern kann, obwohl die einzelnen Subpopulationen so klein sind, dass sie recht bald aussterben. Voraussetzung für das regionale Überdauern des Ensembles ist, dass immer genügend besetzte Resthabitats (oder Flecken, engl. „patches“) vorhanden sind, von denen aus leer gewordene „patches“ wiederbesiedelt werden können. Das Metapopulationskonzept hat im Naturschutz das alte, auf die Inseltheorie (MacARTHUR & WILSON 1967) aufbauende Paradigma abgelöst. REICH & GRIMM (1996) geben einen kritischen Überblick über die Bedeutung dieses Konzeptes in Ökologie und Naturschutz. Sie betonen, dass längst nicht alles

Metapopulation ist, was heute so genannt wird. Dabei geht es nicht um definitorische Haarspaltereien, sondern um die durchaus reale Gefahr, dass aus dem Etikett „Metapopulation“ vorschnell Konsequenzen für den praktischen Naturschutz gezogen werden. REICH und GRIMM schlagen deshalb folgende, detaillierte Definition einer Metapopulation vor:

„Eine Metapopulation ist eine (regionale) Population von (lokalen) Populationen, wobei die folgenden vier Bedingungen erfüllt sein müssen:

- (1) Die lokalen Populationen besitzen eine eigene Dynamik, d.h. sie sind von anderen lokalen Populationen abgrenzbar;
- (2) Wenigstens einige der lokalen Populationen sind so klein oder so bedroht, dass früher oder später mit ihrem Aussterben zu rechnen ist;
- (3) Die lokalen Populationen bzw. Habitate stehen durch dispergierende Individuen miteinander in Wechselwirkung;
- (4) Dispergierende Individuen müssen in der Lage sein, infolge Aussterbens leer gewordene bzw. neu entstandene Habitate wiederzubesiedeln bzw. zu besiedeln, d.h. Populationen aufzubauen, die ihrerseits Kolonisatoren bereitstellen können.“ (REICH & GRIMM 1996).

DORNDORF et al. (2000) geben ein Beispiel für eine Population, die sogar auf zwei räumlichen Skalen Metapopulation ist: zum einen auf der Ebene benachbarter Territorien, und auf der Ebene weiter voneinander entfernter Ansammlungen von Territorien.

Für eine PVA macht es keinen prinzipiellen Unterschied, ob eine einzelne Population oder eine Metapopulation untersucht wird. Die oben dargestellten Konzepte und Maße kommen weiter zur Anwendung. Die von LEVINS (1970) eingeführte Analogie „Population von (Sub)Populationen“ ist durchaus angemessen. Sie erleichtert eine Übertragung der Konzepte und Fragestellungen von der Populations- auf die Metapopulationsebene (Tab. 1). Als neues Element bei der Modellierung kommen die Ausbreitung von Individuen und die Wiederbesiedlung hinzu, d.h. die oben gemachte Einschränkung, isolierte Habitate zu betrachten, gilt nicht mehr. Es lässt sich theore-

Tabelle 1

Gegenüberstellung der Aspekte von Population und Metapopulationen, die einander analog sind, d.h. in PVAs analog behandelt werden können.

Population	Metapopulation
Individuum	Subpopulation
Geburt	Wiederbesiedlung
Sterben	Lokales Aussterben einer Subpopulation
demographisches Rauschen	„turnover“, d.h. zufällige Abfolge von lokalem Aussterben und Wiederbesiedlungen
Umweltrauschen	Im Raum korrelierte Umweltschwankungen
Kapazität (an Individuen)	Zahl der Habitatsinseln oder „patches“
Individuelle Variabilität (Alter Größe, Status, usw.)	Eigenschaften der „patches“ (Größe, Form, Lage, usw.)

tisch zeigen, dass Ausbreitung und Wiederbesiedlung die Schlüsselprozesse für die Überlebensfähigkeit einer Metapopulation sind. Leider gibt es aber gerade hierzu in der Regel nur ungenügende empirische Informationen. Das entwertet nicht den Metapopulationsansatz an sich, mahnt aber zu größter Vorsicht bei der Interpretation quantitativer Aussagen, die aus Metapopulationsmodellen abgeleitet werden.

Probleme bei der Umsetzung von PVA'S und ihrer Interpretation

Mit den bisher dargestellten Konzepten, Maßen und Methoden ist das Grundprinzip der allermeisten existierenden Populationsgefährdungsanalysen beschrieben. Inzwischen gibt es schon so viel Erfahrung mit PVAs, dass zunehmend auch Probleme und Grenzen sichtbar werden.

Ein Hauptproblem ist die Unsicherheit von PVAs: Wie zuverlässig sind die Quantifizierungen des Aussterberisikos? Diese Quantifizierungen sind ja nichts anderes als mit Hilfe von Modellen aufgestellte Vorhersagen. Kann man diesen Vorhersagen trauen (gerade in der Ökologie, deren Fähigkeit zu Vorhersagen doch bekanntermaßen gering ist)? Im allgemeinen wird gefordert, dass Vorhersagen überprüfbar sind, aber Vorhersagen über ein bestimmtes Aussterberisiko lassen sich nicht überprüfen. Beim Modell wertet man 1000 oder mehr Parallelversuche aus, in der Wirklichkeit gibt es aber nur einen einzigen Versuch. Selbst wenn die Vorhersage, dass die mittlere Überlebenszeit 40 Jahre beträgt, völlig richtig wäre, könnte im Einzelfall eine Population schon nach 5 Jahren ausgestorben sein, eine andere aber über 100 Jahre überdauern, und keiner dieser Einzelfälle würde die Vorhersage widerlegen (s. die Verteilung in Abb. 4).

Man muss aber immer davon ausgehen, dass die vorhergesagte Überlebensfähigkeit nicht völlig richtig ist, denn auf allen Ebenen der PVA gibt es erhebliche

Unsicherheiten. Die Daten sind oft lückenhaft oder gar falsch, und auch bei den Modellen gibt es Unsicherheiten darüber, wie bestimmte Prozesse zu beschreiben sind, z.B. Dichteabhängigkeit (s. oben). Aus all diesem folgt, dass die einzelne Zahl, ein isoliertes $P_0(t)$ oder T_m , niemals das Ziel von PVAs sein kann, denn diese sind mit zu hohen Unsicherheiten behaftet, als dass man sie allein als Grundlage für Entscheidungen verwenden dürfte. Statt dessen werden von PVAs vergleichende Aussagen angestrebt. Diese können theoretische Fragestellungen betreffen, indem z.B. Situationen mit starkem oder schwachem Umweltrauschen verglichen werden (Abb. 5).

In der Praxis sollen aber häufig Eingriffsalternativen verglichen werden. Glücklicherweise eignen sich die individuen- und regelbasierten Modelle der PVA sehr gut dazu, die verschiedenen Eingriffe zu simulieren (z.B. Habitatvergrößerung, Erhöhung der Vernetzung von Subpopulationen, Aussetzen von gezüchteten Tieren, Eingriffe in die Sukzession, usw.). Für all diese Szenarien wird dann das Aussterberisiko bestimmt, so dass sich eine Rangordnung (engl. „ranking“) der Eingriffsalternativen ergibt. Dieses „ranking“ soll die Entscheidung darüber, welche Alternative man wählen soll, erleichtern. Natürlich kann auch das „ranking“ fehlerhaft sein aufgrund der angesprochenen Unsicherheiten. Es gibt aber Methoden aus der sog. Entscheidungstheorie („decision analysis“), die es erlauben die Auswirkung der Unsicherheiten auf das „ranking“ systematisch zu untersuchen, um doch noch zu rationalen Entscheidungen zu kommen. DRECHSLER (2000) gibt in diesem Heft ein anschauliches Beispiel hierfür. Methoden der Entscheidungstheorie könnten generell dazu beitragen, naturschutzrelevante Entscheidungen transparenter zu machen (vgl. GRIMM & GOTTSCHALK 1997). Denn, wohlgemerkt, PVAs und ihre Modelle nehmen einem die Entscheidung nicht ab, sie sind nur Werkzeuge, um zu möglichst rationalen Entscheidungen zu kommen.

Ein weiteres Problem von PVAs ist die Tatsache, dass sie zu aufwendig sind, als dass sie für jeden Einzelfall von Modellierern/innen durchgeführt werden könnten. So war z.B. die von DORNDORF et al. in diesem Heft ausschnittsweise präsentierte PVA Gegenstand einer ganzen Dissertation. Hinzu kommt das Problem, dass wissenschaftlich gesehen PVAs früher oder später ihren Reiz verlieren werden, weil die Methoden und das Konzept dann so etabliert sind, dass es sich oft nur noch um reine Anwendung handeln wird. Es wird also zunehmend schwerer werden, Wissenschaftler/innen zu finden, die bereit sind, sich an einer PVA zu beteiligen. STEPHAN (2000) präsentiert in diesem Heft einen Ausweg aus diesem Dilemma: Fertige PVA-Programme für Anwender/innen. In diesen kann die Modellstruktur nur noch begrenzt geändert werden. Deshalb sind sie möglichst allgemein gehalten und erlauben längst nicht so detaillierte Abgleiche mit Daten wie das Modell von DORNDORF et al. Fertige PVA-Programme sind somit immer eine Kompromisslösung: Ein maßgeschneidertes Modell wäre in vielen Einzelfällen sicher zufriedenstellender, aber andererseits erlauben die Programme einem weiten Kreis von Anwendern, PVAs durchzuführen, um so ihre Entscheidungen wenigstens teilweise auf quantifizierten Aussagen aufbauen zu können. Wichtig bei Programmen dieser Art ist, dass sie den vergleichenden Aspekt von PVAs dem Anwender möglichst deutlich vor Augen führen. Das von STEPHAN vorgestellte Programm EXI erfüllt diese Forderung, ebenso wie das für Metapopulationen entwickelt META-X (LOREK et al. 1998).

Ausblick

PVAs und die Modelle, derer sie sich bedienen, sind aus der ökologischen und Naturschutzliteratur nicht mehr wegzudenken. Sie führen langsam zu einem Umdenken im Naturschutz, bei dem der Risikobegriff und die Möglichkeit, Risiken einzuschätzen, eine entscheidende Rolle spielen. Theoretisch und auch bezogen auf konkrete Populationen hat die PVA in nur etwas mehr als zehn Jahren eine stürmische Entwicklung durchgemacht. Was noch aussteht ist eine kritische Beurteilung der Rolle, die PVAs im praktischen Naturschutz wirklich spielen, d.h. wie sehr sie Entscheidungsprozesse tatsächlich beeinflussen und welche Folgen diese Entscheidungen hatten. Hier stehen wir vor einem ähnlichen Problem wie dem von BOYCE im Jahr 1992 beklagten: Damals waren kaum PVAs veröffentlicht worden, heute fehlen Veröffentlichungen über den Entscheidungsprozess selbst und über die Konsequenzen der getroffenen Entscheidungen. Solange aber PVAs immer kritisch hinterfragt werden und nur als Entscheidungshilfen aufgefasst werden, und nicht als Vorhersagemaschinen, dürften Entscheidungen, die unter Zuhilfenahme von PVAs getroffen werden, in der Regel besser sein als intuitive Entscheidungen.

Danksagung

Ich danke Norbert Dorndorf und Martin Drechsler für die kritische Durchsicht dieses Beitrages.

Literatur

- BEISSINGER, S. R. & M. I. WESTPHAL (1998): On the use of demographic models of population viability in endangered species management.- *J. Wildlife Manage.* 62: 821-841.
- BOYCE, M. S. (1992): Population viability analysis.- *Annual Review in Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- BROOK, B. W.; L. LIM, R. HARDEN & R. FRANKHAM (1997): Does population viability analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater).- *Biological Conservation* 82: 119-128.
- BURGMAN, M. A.; S. FERSON & H. R. AKÇAKAYA (1993): Risk assessment in conservation biology.- Chapman & Hall, London.
- CAUGHLEY, G. (1994): Directions in conservation biology.- *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- DORNDORF, Norbert; Walter ARNOLD, Fredy FREYROOS, Christian WISSEL & Volker GRIMM (2000): Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier.- *Laufener Seminarbeiträge* 3/00: 83-89.
- DRECHSLER, M. (2000): Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe.- *Laufener Seminarbeiträge* 3/00: 91-98.
- EISENFÜHR, F. & M. WEBER (1994): *Rationales Entscheiden* (2. Aufl.).- Springer, Heidelberg.
- GOODMAN, D. (1987a): Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves.- *Nat. Res. Model.* 1: 205-234.
- (1987b): The demography of chance extinction.- Aus: M.E. SOULÉ (Hrsg.), *Viable populations for conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, S. 11-34.
- GRIMM, Volker (1999): Grundlegende Techniken und Konzepte bei der Abschätzung von Extinktionsrisiken mit Hilfe ökologischer Modelle.- *Berichte der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz* (NNA) 2/99: 22-29.
- GRIMM, Volker & Eckhard GOTTSCHALK (1997): Ein Workshop über Entscheidungstheorie im Naturschutz am UFZ Leipzig-Halle. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6: 253-255.
- GRIMM, Volker & Ilse STORCH (2000): Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model.- *Wildlife Biology* (in press).
- LEVINS, R. (1970): Extinction.- Aus: M. GERSTENHABER (Hrsg.): *Some mathematical questions in biology*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.

- LOREK, Helmut; Karin FRANK, Frank KÖSTER, Ute VOGEL, Volker GRIMM, Christian WISSEL & Michael SONNENSCHNEIDER (1998):
Die Entwicklung eines Computer-Werkzeugs für Naturschutz und Landschaftsplanung.- Aus: HAASIS, H.-D. & K.C. RANZE (Hrsg.): Umweltinformatik '98. Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wissenschaft. Metropolis, Marburg, S. 475-488.
- MacARTHUR, R. H. & E. O. WILSON (1967):
The theory of island biogeography.- Princeton University Press, Princeton,
- MAY, R. M. (1988):
How many species are there on earth?- Science 241: 1441-1449.
- (1990):
How many species?- Philosophical Transactions of the Royal Society London B 330: 293-304.
- MYERS, N. (1981):
Conservation needs and opportunities in tropical moist forests.- In: H. SYNGE (Hrsg.): The biological aspects of rare plant conservation. Wiley, New York: 141-154.
- REICH, Michael & Volker GRIMM (1996):
Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 123-139.
- SCHRÖDER, W.; J. SCHRÖDER & W. SCHERZINGER (1982):
Über die Rolle der Witterung in der Populationsdynamik des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*).- J. Ornithologie 123: 287-296.
- SHAFFER, M. L. (1981):
Minimum population sizes for species conservation.- BioScience 31: 131-134.
- SIMBERLOFF, D. (1986):
Are we on the verge of a mass extinction in tropical rain forests?- In: D. K. ELLIOTT (Hrsg.): Dynamics of extinction. Wiley, New York: 165-180.
- SOULÉ, M. E. (Hrsg.) (1986):
Conservation biology: the science of scarcity and diversity. - Sinauer, Sunderland MA.
- (1987):
Viable populations for conservation.- Cambridge University Press, Cambridge.
- STARFIELD, A. M. (1997):
A pragmatic approach to modeling for wildlife management.- J. Wildl. Manage., 61, 261-270.
- STARFIELD, A. M.; K.A. SMITH & A. L. BLELOCH (1990):
How to model it: problem solving for the computer age.- McGraw-Hill, New York.
- STARFIELD, A. M. & A. L. BLELOCH (1991):
Building models for conservation and wildlife management.- 2nd ed. Burgess International, Edina, Minnesota.
- STELTER, Christian.; Michael REICH, Volker GRIMM & Christian WISSEL (1997):
Modelling persistence in dynamic landscapes: lesson from a metapopulation of the grasshopper *Bryodemis tuberculata*.- Journal of Animal Ecology 66: 508-518.
- STEPHAN, Thomas (1993):
Stochastische Modelle zur Extinktion von Populationen.- Dissertation Philipps-Universität Marburg.
- (2000):
Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 79-84.
- STEPHAN, Thomas; U. BRENDEL & Christian WISSEL (1995):
Ein Modell zur Abschätzung des Auslöschungsrisikos von *Alectoris graeca* im Nationalpark Berchtesgaden.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 24: 161-167.
- THULKE, Hans; Michael S. MÜLLER, Volker GRIMM, Lutz TISCHENDORF, Christian WISSEL & Florian JELTSCHE (1999):
From pattern to practice: a scaling-down strategy for spatially explicit modelling illustrated by the spread and control of rabies.- Ecol. Model. 117: 179-202.
- UCHMANSKI, Janusz & Volker GRIMM (1996):
Individual-based modelling in ecology: what makes the difference?- Trends in Ecology & Evolution 11: 437-441.
- WIEGAND, Thorsten; Javier NAVES, Thomas STEPHAN & Alberto FERNANDEZ (1998):
Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain.- Ecological Monographs 68: 539-570.
- WILSON, E. O. (1988):
The current state of biological diversity.- In: E. O. WILSON & F. M. PETER (Hrsg.): Biodiversity.- National Academy Press, Washington: 3-18.
- WISSEL, Christian (1989):
Theoretische Ökologie - Eine Einführung. Springer, Berlin.
- (1992):
Aims and limits of ecological modelling exemplified by island theory.- Ecol. Model. 63: 1-12.
- WISSEL, Christian; Thomas STEPHAN & Sören-Helge ZASCHKE (1994):
Modelling extinction and survival of small populations.- Aus: Hermann REMMERT (Hrsg.), Minimum animal populations (Ecological Studies 106). Springer, Berlin, S. 67-103.

Anschrift des Verfassers:

Volker Grimm
UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Sektion Ökosystemanalyse
Postfach 2
D-04301 Leipzig

Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse

Thomas STEPHAN

1. Einleitung

Populationsgefährdungsanalysen, im angelsächsischen Sprachraum als PVA (population viability analysis) bezeichnet, finden in den letzten Jahren in der wissenschaftlichen Literatur verstärkt an Beachtung.

Ausgehend von theoretischen Konzepten und Modellen, die in den 60er und 70er Jahren entwickelt wurden (MAC ARTHUR & WILSON 1967, RICHTER-DYN & GOEL 1972) sind mittlerweile eine Fülle von Einzelstudien entstanden. Ziel dieser Studien ist in der Regel, das konkrete Aussterberisiko in Abhängigkeit gemessener oder geschätzter populationsdynamischer Parameter zu bestimmen und aus den hierbei gewonnenen Erkenntnissen mögliche Schutzmaßnahmen abzuleiten. Diverse Programmpakete wie RAMAS, VORTEX oder ALEX (LACY 1993, LINDENMEYER et al. 1995, POSSINGHAM & DAVIES 1995, BOYCE 1996) wurden entwickelt, um mittels standardisierter Modelle eine effizientere Bearbeitung der verschiedenen Einzelfälle zu ermöglichen.

Das an dieser Stelle vorgestellte Simulationswerkzeug baut auf einem populationsdynamischen Modell auf, welches ursprünglich zur Behandlung der Aussterbeproblematik beim Steinhuhn (*Alectoris graeca*) im Nationalpark Berchtesgaden entwickelt wurde (STEPHAN & WISSEL 1995). Es zeigte sich, dass sich die dort gewählte Art der Modellierung mit relativ geringem Aufwand in ein Standardmodell umsetzen ließ, mit dessen Hilfe weitere Studien an Populationen von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) im Gebiet um Halle/Saale (MÄRTENS & STEPHAN 1998) und Raubwürger (*Lanius excubitor*) im Landkreis Neustadt/Aisch (ROTHHAUPT 1997) durchgeführt werden konnten. Eine Arbeit zur Kreuzkröte (*Bufo calamita*) befindet sich in Vorbereitung. Die Modellierung nutzt unmittelbar die populationsdynamischen Daten, welche im Feld erhoben werden können und vermeidet ad-hoc-Ansätze, wie sie mitunter in oben erwähnten Programmpaketen zu finden sind. Desweiteren wurden spezielle neue Methoden zur Auswertung der Modellergebnisse entwickelt.

2. Das Standardmodell

Im folgenden stellen wir die populationsdynamischen Parameter des Modells vor und illustrieren die-

se an ausgewählten Stellen am Beispiel von Raubwürger bzw. Zauneidechse. Für eine detailliertere Beschreibung der jeweiligen Parametersätze sei auf die Originalliteratur verwiesen (MÄRTENS & STEPHAN 1998, ROTHHAUPT 1997). Die beschriebenen Parameter sind vom Benutzer direkt einzugeben bzw. mittels eines Parameterfiles an das Modell zu übergeben. Das Modell arbeitet mit Zeitschritten von einem Jahr. Für jedes Individuum in der untersuchten Population wird bestimmt, ob es im Laufe des Jahres stirbt oder reproduziert; nach Ablauf des Jahres wird die aktuelle Populationsgröße bestimmt, und es beginnt ein neuer Jahreszyklus.

Altersklassen

Hier sind das maximale Alter, welches ein Individuum erreichen kann, sowie das Alter der Geschlechtsreife, ab dem ein Individuum frühestens reproduktionsfähig ist, anzugeben. Beim Raubwürger wurden hier neun Jahre (Maximum) bzw. ein Jahr (Geschlechtsreife) angesetzt, für die Zauneidechse belaufen sich die entsprechenden Werte auf fünfzehn bzw. zwei Jahre.

Paarungssystem

Hier bietet das Modell die Optionen *extrem polygam*, *polygam* und *monogam*. Extreme Polygamie bedeutet hierbei, dass ein Männchen ausreicht, um sämtliche in der Population befindlichen Weibchen zu befruchten. Im demgegenüber abgeschwächten Fall der Polygamie wird der Benutzer aufgefordert, die Zahl der Weibchen anzugeben, die einem Männchen maximal zugeordnet werden können. Diese Option wurde bei der Zauneidechse gewählt, die maximale Zahl der Weibchen hierbei auf fünf festgelegt. Da das Geschlechterverhältnis in Zauneidechsenpopulationen im Mittel nicht allzusehr von 1:1 abweicht, ist eine derartige Annahme dem Fall extremer Polygamie vergleichbar; denn ein Weibchenüberschuss von mehr als 500%, was dazu führen würde, dass Weibchen aufgrund Männchenmangels nicht befruchtet werden können, ist so gut wie ausgeschlossen. Der Fall der Monogamie erklärt sich von selbst, jeweils ein Männchen und ein Weibchen bilden für die Dauer eines Jahres ein Brutpaar. Dies ist z.B. beim Raubwürger der Fall.

Umweltrauschen

In unserem Standardmodell gehen wir davon aus, dass die Überlebensraten während bestimmter Phasen eines Jahres stark von den Umweltbedingungen abhängen. So kann z.B. ein harter Winter eine Population erheblich dezimieren, während ein milder Winter mit ausreichendem Nahrungsangebot kaum negative Auswirkungen zeigt.

In Bezug auf das Umweltrauschen sind vom Benutzer eine Reihe von Eingaben zu tätigen. Wir verdeutlichen dies am Beispiel des Raubwürgers:

Die erste Eingabe betrifft die Zahl umweltsensitiver Phasen innerhalb eines Jahres. Beim Raubwürger kann sich sowohl die Situation im Winter als auch das Nahrungsangebot im Sommer, welches entscheidend durch den aktuellen Bestand der Hauptnahrungsquelle, der Wühlmaus (*Microtus arvalis*), bestimmt ist, von Jahr zu Jahr erheblich unterscheiden. Demgemäß werden zwei umweltsensitive Phasen angenommen; das Modell sieht bis zu drei vor.

Der nächste Eingabepunkt beschreibt die Zahl möglicher Differenzierungen für die Überlebensraten innerhalb solch umweltsensitiver Phasen. Die einfachste Annahme bestünde hier in einer Unterscheidung von zwei Stufen (gut – schlecht), das Simulationswerkzeug bietet maximal fünf Stufen (sehr gut – gut – mittel – schlecht – sehr schlecht) an. Im Falle des Raubwürgers wurden diese fünf Stufen, um auch die Möglichkeit extrem milder (sehr guter) bzw. katastrophaler (sehr schlechter) Winter einzuschließen, voll ausgeschöpft.

Im folgenden sind die Wahrscheinlichkeiten anzugeben, mit denen die soeben beschriebenen Stufen des Umweltrauschens schätzungsweise vorkommen. Für das Basismodell des Raubwürgers wurde angenommen, dass die Extrema „sehr gut“ bzw. „sehr schlecht“ bezogen auf die Winter-Überlebensraten

mit jeweils 5% Wahrscheinlichkeit, d.h. im Mittel alle 20 Jahre jeweils einmal, vorkommen. Die übrigen Stufen (gut, mittel, schlecht) wurden als im wesentlichen gleichverteilt angesehen. Jeder dieser Stufen wurde daher eine Wahrscheinlichkeit von 30% zugeordnet, was dann in der Summe auf die erforderlichen 100% führt. Bei den Schwankungen des Nahrungsangebotes im Sommer wurde nur zwischen zwei Stufen unterschieden. Schätzungsweise jedes zehnte Jahr ist ein „schlechtes Mäusejahr“, was den Raubwürgerbestand erheblich dezimiert, die restlichen 90% aller Sommer wurden der mittleren Stufe zugeordnet. Die übrigen Stufen (sehr gut, gut, sehr schlecht) erhalten pro forma die Wahrscheinlichkeit Null.

Abschließend sind in diesem Komplex die der jeweiligen Phase und Stufe zugeordneten Überlebensraten, abhängig vom jeweiligen Alter, einzugeben. Tabelle 1 zeigt dies für die Winterphase beim Raubwürger. Desweiteren ist hier eine Differenzierung nach Geschlecht möglich, wovon beim Raubwürger jedoch abgesehen wurde, da hierfür keinerlei Evidenz vorliegt. Für die Sommerphase wurde im Falle schlechten Nahrungsangebotes eine Überlebensrate von 0.5 für alle Altersklassen angesetzt. Im Normalfall ist Sommersterblichkeit vernachlässigbar, für diese Phase werden daher sämtliche Überlebensraten gleich Eins gesetzt.

Überlebensraten (Rest des Jahres)

Unter diesem Punkt werden alle Überlebensraten zusammengefasst, die nicht mit den soeben ausführlich besprochenen umweltsensitiven Phasen zusammenhängen. Tritt außerhalb umweltsensitiver Phasen überhaupt keine bzw. eine vernachlässigbar geringe Sterblichkeit auf, so sind die Überlebensraten für alle Altersstufen gleich Eins zu setzen. In den Studien

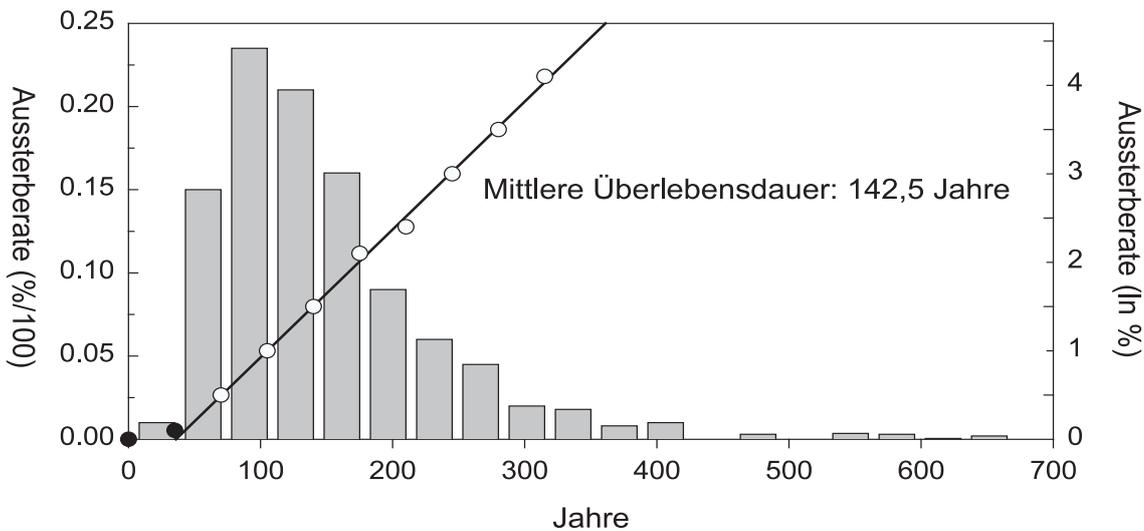


Abbildung 1
Verteilung der Überlebensdauern einer Population und Ermittlung des Mittelwertes am Beispiel einer Zaun-eidechsenpopulation (Grafik aus MÄRTENS & STEPHAN 1998).

Tabelle 1

Überlebensraten im Winter beim Raubwürger. Die Zeilen geben die Altersklassen an, in den Spalten stehen die Werte für die jeweilige Stufe der Umweltbedingungen.

	sehr gut	gut	mittel	schlecht	sehr schlecht
0	0.55	0.5	0.5	0.4	0.35
1	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
2	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
3	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
4	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
5	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
6	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
7	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45
8	0.7	0.65	0.6	0.55	0.45

Tabelle 2

Modellierte Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Zahl jährlicher Nachkommen bei der Zauneidechse. Die obere Zeile gibt die Zahl der Nachkommen an, darunter die Wahrscheinlichkeit mit der die jeweilige Zahl auftritt.

2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
0.036	0.051	0.067	0.084	0.098	0.108	0.111	0.108	0.098	0.084	0.067	0.051	0.036

zu Raubwürger und Zauneidechse wurde jeweils so verfahren. Auch hier kann prinzipiell zwischen Männchen und Weibchen unterschieden werden.

Reproduktion - Umweltrauschen

Ähnlich wie bei den Überlebensraten lässt unser Modell bei der Reproduktion verschiedene Umweltbedingungen, welche zu größeren oder kleineren Zahlen an Nachkommen führen können, zu. Es tritt somit gewissermaßen eine weitere umweltsensitive Phase auf. Auch hier müssen zunächst die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten bestimmter Umweltbedingungen eingegeben werden. Im Falle des Raubwürgers wurde dies ebenso wie bei der Wintersterblichkeit gehandhabt, den extremen Verhältnissen (sehr gut – sehr schlecht) wurde jeweils eine Wahrscheinlichkeit von 0.05, den übrigen Stufen eine Wahrscheinlichkeit von 0.3 zugeordnet.

Habitatsqualitätszonen

Neben verschiedenen Umweltqualitäten berücksichtigt unser Modell bei der Reproduktion auch verschiedene Habitatqualitäten. Es sind bis zu fünf verschiedene Habitatsqualitätszonen (HQZ) möglich. Beim Raubwürger erschienen drei Zonen ausreichend (optimal, suboptimal, marginal), während bei der Zauneidechse auf die Modellierung verschiedener Habitatqualitäten verzichtet wurde. Zwar liegt auch bei der Zauneidechse sicher kein vollständig homogenes Gesamthabitat mit überall identischen Bedingungen für Reproduktion vor. Da es hier aber im Gegensatz zum Raubwürger keine verlässlichen Daten gibt, sollte man das Modell nicht unnötig mit weiteren Parametern befrachten und es bei einer HQZ belassen, die das mittlere Verhalten wiedergibt.

Für jede HQZ ist nun der Bereich anzugeben, in dem sich die Zahl der innerhalb eines Jahres produzierten Nachkommen bewegt. Beim Raubwürger wurden in

allen drei Zonen Werte zwischen null (Brutausfall) und acht Jungen angesetzt, bei der Zauneidechse bewegt sich die Zahl jährlicher Nachkommen zwischen zwei und vierzehn.

Gelege-/Wurfgröße

An dieser Stelle werden die Wahrscheinlichkeitsverteilungen angegeben, mit der bestimmte Nachkommenzahlen innerhalb des oben angegebenen Bereichs vorkommen. Jeder Umweltstufe und jeder HQZ ist eine solche Verteilung zugeordnet. Im Fall der Zauneidechse gestaltet sich dies jedoch recht einfach, da hier nur von einer Umweltstufe und einer HQZ ausgegangen wird.

Als Wahrscheinlichkeitsverteilung wurde eine Gaußverteilung der Form $\exp(- (x-m)/ 2 s^2)$ mit dem Mittelwert $m=8$ und der Standardabweichung $s=4$ angenommen, welche an den oben erwähnten Rändern $x=2$ und $x=14$ „abgeschnitten“ wurde. Berücksichtigt man, dass die Summe aller Werte Eins ergeben muss (Normierung), so ergeben sich die in Tabelle 2 dargestellten Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Nachkommenzahlen. Im Falle des Raubwürgers gestaltet sich dieser Punkt wesentlich komplizierter. Für jede der fünf Umweltstufen ist innerhalb jeder der drei HQZ solch eine Wahrscheinlichkeitsverteilung anzugeben, insgesamt erhalten wir also fünfzehn derartige Verteilungen. Die erforderlichen Daten wurden aus Beobachtungen der Jahre 1990-95 konstruiert (ROTHHAUPT 1997).

Das Modell ordnet jedem adulten Weibchen in einem Simulationsschritt (Jahr) eine bestimmte Zahl an Nachkommen zu. Zunächst wird durch Ziehen einer Zufallsfallszahl die aktuell gegebene Umweltstufe gemäß der im Abschnitt Reproduktion – Umweltrauschen angenommenen Wahrscheinlichkeiten bestimmt. Nun wird die HQZ ermittelt, in welcher sich das Weibchen befindet. Hierbei wird angenommen, dass ältere (und somit erfahrenere) Tiere zuvorderst

die guten Habitate besetzen. Schließlich ergibt das Ziehen einer zweiten Zufallszahl und deren Auswertung die aktuelle Nachkommenzahl. Diese wird evtl. (s. unten) altersabhängig modifiziert.

Wir wollen diese mehrstufige Prozedur an einem Beispiel verdeutlichen: Die erste gezogene Zufallszahl möge den Wert 0.4785 haben. Gemäß Tabelle 3 liegen demnach mittlere Umweltbedingungen vor. Nun werden alle in der Population befindlichen adulten Raubwürgerweibchen vom Programm abgearbeitet, die ältesten zuerst. Das älteste Weibchen befindet sich in jedem Fall in der optimalen HQZ, für die Bestimmung seiner Nachkommenzahl wird eine zweite Zufallszahl gezogen. Möge diese den Wert 0.7839 haben. Aus Tabelle 4 ergeben sich sechs Nachkommen.

Altersabhängige Fekundität

Fakultativ kann der Benutzer die Fekundität der Weibchen mit einem altersabhängigen Faktor versehen. Die Reproduktionsleistung der Weibchen im „fruchtbarsten Alter“ wird hierbei mit dem Index Eins versehen. Treten in anderen Altersstufen geringere Werte auf, so wird dies mit entsprechenden Vorfaktoren beschrieben. Bei der Zauneidechse werden z.B. nur etwa 50% der Weibchen bereits im Alter von zwei Jahren fertil, so dass die mittlere Fekundität zweijähriger Weibchen um die Hälfte reduziert ist. Erst im Alter von sieben Jahren ist die maximale Fekundität erreicht. Für jüngere Altersklassen werden Reduktionen der Nachkommenzahlen mit den Indizes 0.65 (dreijährig), 0.75 (vierjährig), 0.85 (fünfjährig) bzw 0.95 (sechsjährig) angenommen. Alle

weiteren Altersstufen erhalten den maximalen Index Eins. Während einer Simulation wird dann so verfahren, dass nach der oben beschriebenen Vorgehensweise jedem Weibchen eine bestimmte Nachkommenzahl zugeordnet wird. Ist einem Weibchen ein Index geringer als Eins zugeordnet, so wird die Zahl der Jungen durch Multiplikation mit dem entsprechenden Index bestimmt. Da der sich ergebende Wert in der Regel keine ganze Zahl ist, wird letztendlich durch „randomisiertes Runden“ die wahre Nachkommenzahl ermittelt. Randomisiertes Runden bedeutet, dass gemäß einer aus einer im Intervall [0,1] gleichverteilt gezogenen Zufallszahl auf- oder abgerundet wird. Ergibt sich z.B. der Wert 5 (Zahl der Nachkommen ohne Korrektur) * 0.85 (Korrekturfaktor für fünfjährige Weibchen) = 4.25, so wird mit 25%iger Wahrscheinlichkeit (gezogene Zufallszahl <0.25) auf 5 aufgerundet und mit 75%iger Wahrscheinlichkeit (gezogene Zufallszahl >0.25) auf 4 abgerundet. Diese etwas umständlich erscheinende Prozedur stellt sicher, dass in unserem Beispiel im Mittel tatsächlich 4.25 Nachkommen produziert werden. Einfaches Runden würde die Modellergebnisse verfälschen.

Dichteabhängige Regulation

Das Wachstum einer Population kann nicht unbegrenzt voranschreiten. Konkurrenzsituationen um Raum, Nahrung, etc. führen irgendwann zwingend zu einer Beschränkung des Wachstums, der sog. dichteabhängigen Regulation. Unser Standardmodell benutzt eine sehr einfache, biologisch jedoch leicht zugängliche Form der Regulation, indem es die Eingabe der maximalen Zahl reproduktiver Individuen

Tabelle 3

Bestimmung der aktuellen Umweltstufe für das Beispiel der Reproduktion beim Raubwürger mittels Ziehen einer im Intervall (0,1) gleichverteilten Zufallszahl. Das im Text angegebene Beispiel $Z = 0.4875$ erfüllt die Bedingung $0.35 < Z < 0.65$, entspricht also der mittleren Stufe.

Umweltstufe	sehr gut	gut	mittel	schlecht	sehr schlecht
Wahrscheinlichkeit	0.05	0.3	0.3	0.3	0.05
erforderlicher Bereich für Zufallszahl Z	$Z < 0.05$	$0.05 < Z < 0.35$	$0.35 < Z < 0.65$	$0.65 < Z < 0.95$	$0.95 < Z$

Tabelle 4

Bestimmung beim Raubwürger mittels Ziehen einer im Intervall (0,1) gleichverteilten Zufallszahl (optimale HQZ, mittlere Umweltstufe). Das im Text angegebene Beispiel $Z = 0.7839$ erfüllt die Bedingung $0.46 < Z < 0.96$, entspricht also sechs Nachkommen.

Nachkommen	Wahrscheinlichkeit	erforderlicher Bereich für Zufallszahl Z
0	0.02	$Z < 0.02$
1	0.02	$0.02 < Z < 0.04$
2	0.02	$0.04 < Z < 0.06$
3	0.04	$0.06 < Z < 0.10$
4	0.12	$0.10 < Z < 0.22$
5	0.24	$0.22 < Z < 0.46$
6	0.5	$0.46 < Z < 0.96$
7	0.02	$0.96 < Z < 0.98$
8	0.02	$0.98 < Z$

(Männchen und Weibchen getrennt) für jede HQZ verlangt. Beim Raubwürger kann dies als Zahl von Territorien verstanden werden, die brütenden Paaren in den einzelnen Zonen zur Verfügung stehen. Im einzelnen wurden hier 4 Territorien als optimal, 24 als suboptimal und 38 als marginal klassifiziert, ausgehend vom Bruterfolg im Beobachtungszeitraum 1990-95. Sofern die maximale Zahl reproduktiver Individuen überschritten wird, können sogenannte „Floater“ auftreten, die zwar selbst nicht reproduzieren, dafür aber, sofern sie das aktuelle Jahr überleben, im folgenden Jahr entstehende Lücken auffüllen können. Der Benutzer kann entscheiden, ob Floater zugelassen werden sollen, desweiteren ist anzugeben, ob und wenn ja in welchem Maße, diesen Floatern eine geringere Überlebensrate als den etablierten Individuen zuzuordnen ist. Eine evtl. höhere Sterblichkeit der Floater schließt auch den Prozess der Emigration mit ein.

Anfangspopulationsgröße

Bevor die Simulationen starten können, ist schließlich noch die Größe der Population zum Simulationsbeginn, getrennt nach Männchen und Weibchen, anzugeben. Der Einfachheit halber wird davon ausgegangen, dass die Population zu diesem Zeitpunkt nur aus adulten Individuen besteht, die gemäß der theoretisch ermittelbaren sog. stationären Altersverteilung auf die einzelnen Altersklassen aufgeteilt werden.

Maximale Simulationsdauer

Zum Abschluss dieses Kapitels sei noch auf eine technische Eingabe hingewiesen. Um deren Sinn zu verstehen, sind jedoch einige Vorbemerkungen erforderlich. Die Dauer von stochastischen Simulationen einer Populationsentwicklung, wie sie von unserem Modell durchgeführt werden, zeigt nämlich prinzipiell eine hohe Varianz. Im Einzelfall kann sich die Lebensdauer einer Population bei gegebenen Parametern sowohl erheblich unterhalb als auch weit oberhalb des sich aus vielen Simulationen ergebenden Mittelwertes befinden. Wie wir weiter unten sehen werden, sind die Simulationen, in denen die Population erst weit oberhalb des Mittelwertes ausstirbt, für die Bestimmung dieses Mittelwertes bedeutungslos; ein spezielles mathematisches Verfahren macht ihre Berücksichtigung überflüssig. Um Rechenzeit zu sparen, werden solch langandauernde Simulationen daher durch eine vom Benutzer einzugebende maximale Simulationsdauer eliminiert. Das Programm „empfiehlt“ hier einen bestimmten Wert, indem zunächst einige (64) Testsimulationen durchgeführt werden, um die mittlere Lebensdauer grob abzuschätzen. Das 1.5-fache dieses Schätzwertes hat sich in der Praxis recht gut bewährt und wird daher als Standardvorgabe für die maximale Simulationsdauer gewählt; es steht dem Benutzer jedoch frei, dies gemäß seinen Intentionen abzuändern.

3. Auswertung von Modellergebnissen

Zur Bestimmung des Aussterberisikos wird zunächst ein Histogramm erstellt, in welchem die Wahrscheinlichkeiten, innerhalb eines bestimmten Intervalls auszusterben, dargestellt sind. Durch Kumulieren dieser Verteilung der Aussterbezeiten kann für jeden Zeitpunkt t die Wahrscheinlichkeit $P_0(t)$ bestimmt werden, mit der die Population zum Zeitpunkt t ausgestorben ist. Um hieraus die mittlere Überlebensdauer näherungsweise zu bestimmen, machen wir uns die Tatsache zunutze, dass $1 - P_0(t)$, i.e. die Wahrscheinlichkeit, dass die Population bis zum Zeitpunkt t überlebt, annähernd exponentialverteilt ist (GABRIEL & BÜRGER 1992). Der Mittelwert T dieser Verteilung stellt somit einen Näherungswert für die mittlere Lebensdauer der Population dar. Es gilt

$$1 - P_0(t) \approx \exp(-t / T) \leftrightarrow -\ln(1 - P_0(t)) \approx t / T$$

Trägt man also den negativen Logarithmus von $1 - P_0$ gegen die Zeit t auf, so ergibt sich in guter Näherung eine Gerade mit der Steigung $1 / T$, dem Inversen der mittleren Lebensdauer. Wie aus dem in Abb. 1 dargestellten Beispiel ersichtlich, ergibt sich in der Regel keine durch den Koordinatenursprung verlaufende Gerade, wie es obige Näherungsformel beschreibt. Dem kann durch eine Korrektur des Näherungswertes T Rechnung getragen werden, worauf hier aber nicht näher eingegangen werden soll. (s. hierzu STEPHAN 1992, S. 9). Es ist zu beachten, dass die mittlere Überlebensdauer lediglich einen zeitlichen Anhaltspunkt liefert; aufgrund der gegebenen Breite der Verteilung der Überlebensdauern ist bei einer genaueren Risikoabschätzung stets die gesamte Verteilung $P_0(t)$ heranzuziehen. Gibt man sich z.B. eine kleine Risikoschwelle (z.B. 5%) des Aussterbens vor und fragt, wie lange es dauert, bis diese Schwelle erreicht ist, so kann dies bei bekannter mittlerer Lebensdauer T näherungsweise mit Hilfe folgender Formel ($\exp(-t / T) \approx 1 - t / T$ in diesem Fall) bestimmt werden:

$$P_0(t) \approx t / T \leftrightarrow t \approx T P_0(t)$$

Beträgt z.B. die mittlere Lebensdauer einer Population $T = 1000$ Jahre, so wird die 5%-Risikoschwelle bereits nach $0.05 * 1000 = 50$ Jahren erreicht. Man sieht also, dass trotz recht hoch erscheinenden mittleren Lebensdauern ein nicht zu vernachlässigendes Aussterberisiko bereits innerhalb überschaubarer Zeiten auftritt. SHAFFER (1981) gibt als Kriterium für eine *minimum viable population* (MVP) ein Aussterberisiko von 1% auf einen Zeithorizont von 1.000 Jahren an, was nach obiger Formel eine mittlere Lebensdauer von $1.000 / 0.01 = 100.000$ Jahren erfordern würde. Natürlich unterliegt die Auswahl solcher Kriterien immer einer gewissen Willkür – im Falle konkreter Maßnahmen ist es letztlich stets eine politische Entscheidung, welches Risiko man zu tragen gewillt ist. Es bleibt festzuhalten, dass der absolute Wert der mittleren Lebensdauer bei quantitativen Risikoabschätzungen der eben genannten Art zunächst stark irreführend wirkt, mit Hilfe obiger For-

mel lässt sich der für gegebene Risikoschwellen und Zeithorizonte erforderliche Wert aber leicht bestimmen.

4. Diskussion

Das hier vorgestellte Simulationswerkzeug beschreibt eine Methode zur Bestimmung von Aussterberisiken. Selbstverständlich sollen die Grenzen eines solchen Ansatzes nicht unerwähnt bleiben. So liegt das Hauptproblem derartiger Modelle in der Datenunsicherheit, welchem man durch die Verwendung verschiedener Szenarien zu begegnen sucht (DRECHSLER 2000). Sind Ergebnisse über einen weiten Bereich verschiedener Szenarien gültig, so lassen sich trotz Datenunsicherheit generelle Aussagen treffen. Im Falle des Raubwürgers zeigte sich z.B., dass die optimalen HQZ in allen untersuchten plausiblen Szenarien eine überragende Bedeutung für die Überlebenschance der Population besitzen. Bereits die Zerstörung einzelner Optimalhabitate kann hier zu einer drastischen Erhöhung des Extinktionsrisikos führen.

Desweiteren sind derartige Standardmodelle aufgrund ihrer generellen Natur nicht für solche Populationen geeignet, bei denen räumliche oder soziale Strukturen eine entscheidende Rolle für die Dynamik der Population spielen. Hier sind in der Regel speziell auf den Einzelfall zugeschnittene Modelle erforderlich (s. z.B. DORN DORF et al. 2000, WIEGAND et al. 1998). Mit Hilfe solcher Modelle können dann auch bestimmte Fragestellungen bearbeitet werden, die über die Bestimmung des Aussterberisikos hinausgehen. Dies kann und soll ein Standardmodell, welches dem hier vorgestellten Simulationswerkzeug zugrunde liegt, nicht leisten.

Die bisherigen praktischen Erfahrungen mit dem Programm zeigen, dass es in Bezug auf die Aussterbeproblematik für verschiedene Arten aus dem Bereich der Wirbeltiere, insbes. Vögel, Reptilien und Amphibien, anwendbar ist. Jedoch sind auch für andere Artengruppen und Arten Anwendungen denkbar, sofern die jeweilige Lebensgeschichte im Einklang mit dem vom Standardmodell vorgegebenen Jahreszyklus steht. Entscheidend für eine erfolgreiche Anwendung ist, dass die für die Fragestellung des Aussterbens wesentlichen Prozesse – dies sind Reproduktion und Mortalität einzelner Individuen – vom Modell mit hinreichender Genauigkeit erfasst werden. Die aus bisherigen Studien erhaltenen Resultate lassen hoffen, dass ökologische Modellierung – einschließlich des hier vorgestellten Simulationswerkzeugs – einen wesentlichen Beitrag bei der Behandlung der Aussterbeproblematik leisten kann.

5. Literatur

BOYCE, Mark (1996):
Review of RAMAS/GIS.- Quarterly Review of Biology 71: 167-168.

DORN DORF, Norbert; Arnold WALTER, Fredy FREYROOS, Christian WISSEL & Volker GRIM (2000):
Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 85-91.

DRECHSLER, Martin (2000):
Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 93-100.

GABRIEL, Wilfried & Reinhard BÜRGER (1992):
Survival of small populations under demographic stochasticity.- Theor. Pop. Biol. 41: 44-71.

LACY, R. C. (1993):
VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis.- Wildl. Res. 20: 45-65.

LINDENMEYER, D.; M. BURGMAN, H. R. AKÇAKAYA, R. C. LACY & H. P. POSSINGHAM (1995):
A review of generic computer programs ALEX, RAMASpace and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations.- Ecological Modelling 82: 161-174.

MAC ARTHUR, R. H. & E. O. WILSON (1967):
The theory of island biogeography.- Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, USA.

MÄRTENS, Bernd & Thomas STEPHAN (1998):
Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Zauneidechsenpopulationen (*Lacerta agilis* L., 1758).- Verh GfÖ 27: 461-467.

POSSINGHAM, H. P. & I. DAVIES (1995):
ALEX: A model for the viability analysis of spatially structured populations.- Biol. Conserv. 73: 143-150.

RICHTER-DYN, N. & N. S. GOEL (1972):
On the extinction of a colonizing species.- Theor. Pop. Biol. 3: 406-433.

ROTHHAUPT, Gerhard (1997):
Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor* L.).- Diss. Univ. Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen.

SHAFFER, M. L. (1981):
Minimum population sizes for species conservation.- BioScience 31: 131-134.

STEPHAN, Thomas (1992):
Stochastische Modelle zur Extinktion von Populationen.- Diss. Univ. Marburg - Shaker Verlag, Aachen.

STEPHAN, Thomas; Ulrich BRENDEL & Christian WISSEL (1995):
Ein Modell zur Abschätzung des Auslöschungsrisikos von *Alectoris graeca* im Nationalpark Berchtesgaden.- Verh. GfÖ 24: 161-167.

WIEGAND, Thorsten; Javier NAVES, Thomas STEPHAN & Alberto FERNANDEZ (1998):
Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain.- Ecological Monographs 68: 539-571.

Anschrift des Verfassers:

Thomas Stephan
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Sektion Ökosystemanalyse
Postfach 2
D-04301 Leipzig
E-mail: thomy@oesa.ufz.de

Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier

Norbert DORNDORF, Walter ARNOLD, Fredy FREY-ROOS, Christian WISSEL, Volker GRIMM

Einleitung

Der Einsatz demographischer Modelle zur Abschätzung des Aussterberisikos gefährdeter Populationen ist in Ökologie und Naturschutzbiologie mittlerweile weit verbreitet und gut etabliert (BEISSINGER & WESTPHAL 1998). Es gibt sogar inzwischen eine ganze Reihe von Standardmodellen und Simulationssoftware, die bei Gefährdungsanalysen eingesetzt werden, z.B. VORTEX (LACY et al. 1995) und RAMAS (AKÇAKAYA 1994; LINDENMAYER et al. 1995, BROOK et al. 1997). Ein weiteres Beispiel für ein Simulationswerkzeug wird bei STEPHAN (2000) vorgestellt. Damit solche Modelle eingesetzt werden können, darf die Biologie der betrachteten Art nicht zu komplex sein. Doch welche Lösungsansätze bleiben, wenn das nicht der Fall ist, wenn z.B. ausgeprägtes Sozialverhalten oder spezielle räumliche Ausbreitungsmechanismen wichtige Faktoren für das Überleben einer Tierart sind? Dies trifft sehr häufig gerade für besonders gefährdete Tiere wie z.B. Otter, Luchs oder Braunbär zu. Da man das Aussterberisiko dieser Arten mit Standardmodellen nicht abschätzen kann, bleibt meist nur die Möglichkeit, spezielle Modelle zu entwickeln.

Solche Modelle haben allerdings oft eine sehr komplexe Struktur, was sie möglicherweise unüberschaubar macht und somit zu Schwierigkeiten bei der Auswertung und Überprüfung führt. Sind die Ergebnisse eines Modells aber nicht nachvollziehbar, sollten sie abgelehnt werden, da es dann keinerlei Vertrauen in die Angemessenheit der Ergebnisse geben kann. Am Beispiel eines Populationsmodells für das Alpenmurmeltier soll hier gezeigt werden, wie komplex ein spezielles Modell zur Populationsgefährdungsanalyse („population viability analysis“, PVA) sinnvollerweise noch sein kann, d.h. wieviel Realismus es beinhalten kann. Von entscheidender Bedeutung sind in diesem Zusammenhang Verfahren (Sensitivitätsanalyse, Vergleich mit Daten auf unterschiedlichen Ebenen), die Vertrauen in das Modell und somit auch in seine Quantifizierungen des Aussterberisikos herstellen. Auf die Darstellung dieser Verfahren wird im folgenden besonderes Gewicht gelegt.

Biologischer Hintergrund

Das Alpenmurmeltier (*Marmota marmota*) gehört aufgrund seines komplexen Sozialverhaltens zu den Arten, bei denen einfache Standardmodelle nicht mehr ausreichen. Die Tiere leben in sozialen Grup-

pen von bis zu 20 Tieren, in denen nur die dominanten Tiere, d.h. nur das α -Weibchen bzw. Männchen, zur Reproduktion kommen (ARNOLD 1990a). Die Murmeltiere verbringen ungefähr die Hälfte des Jahres im Winterschlaf, wobei die Wintersterblichkeit nicht nur von der Winterhärte, sondern auch von der Gruppengröße und Gruppenzusammensetzung abhängt (ARNOLD 1990b). Gruppengröße und -zusammensetzung verändern sich aufgrund von Geburten, Sterblichkeit, Abwanderung, Vertreibung von α -Tieren und durch Wiederbesiedlung von freien α -Positionen innerhalb besetzter Territorien oder freigewordener Territorien. Das Verbreitungsgebiet ist heterogen, d.h. die einzelnen Territorien unterscheiden sich in ihrer Qualität. Es gibt Territorien, die aufgrund ihrer Lage und Exposition eine geringere Wintersterblichkeit der Murmeltiere aufweisen als andere (ARNOLD 1990b). Murmeltierpopulationen sind z.T. stark fragmentiert (Abb. 1) und die Tiere wandern zwischen den einzelnen Territorien (FREY-ROOS 1998). Diese und auch weitere Punkte müssen in einem Modell berücksichtigt werden, um Aussagen über das Extinktionsrisiko dieser Art machen zu können.

Vorgehensweise

Die anfängliche Fragestellung, die essentiell für die Form eines Modells ist (WISSEL 1989, BART 1995), umfasste das Aussterberisiko der Murmeltierpopulation in Berchtesgaden und dessen Abhängigkeit von der Habitatgröße und anderen Faktoren. Um diese Fragen beantworten zu können, werden Geburts- und Sterbeprozesse möglichst einfach (durch entsprechende Geburts- und Sterbewahrscheinlichkeiten) dargestellt. Wegen der sozialen Struktur der Murmeltiergruppen wird ein individuenbasierter Ansatz verfolgt (HUSTON et al. 1988, UCHMANSKI & GRIMM 1996, GRIMM 1999), d.h. in dem Modell wird die Population nicht als Ganzes behandelt, sondern als aus einzelnen Individuen zusammengesetzt. Wo sich die Biologie nicht in einfache Formeln pressen lässt, werden Regeln vom Typ „Wenn-dann“ verwendet. Beispiele dafür werden weiter unten gegeben. Da die Wiederbesiedlung von Territorien, die aufgrund des Aussterbens eines Familienverbandes frei geworden sind, wichtig ist für die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population, ist das Modell räumlich explizit, d.h. die räumliche Verteilung der Territorien und der Territorienwechsel von Individuen werden explizit berücksichtigt.

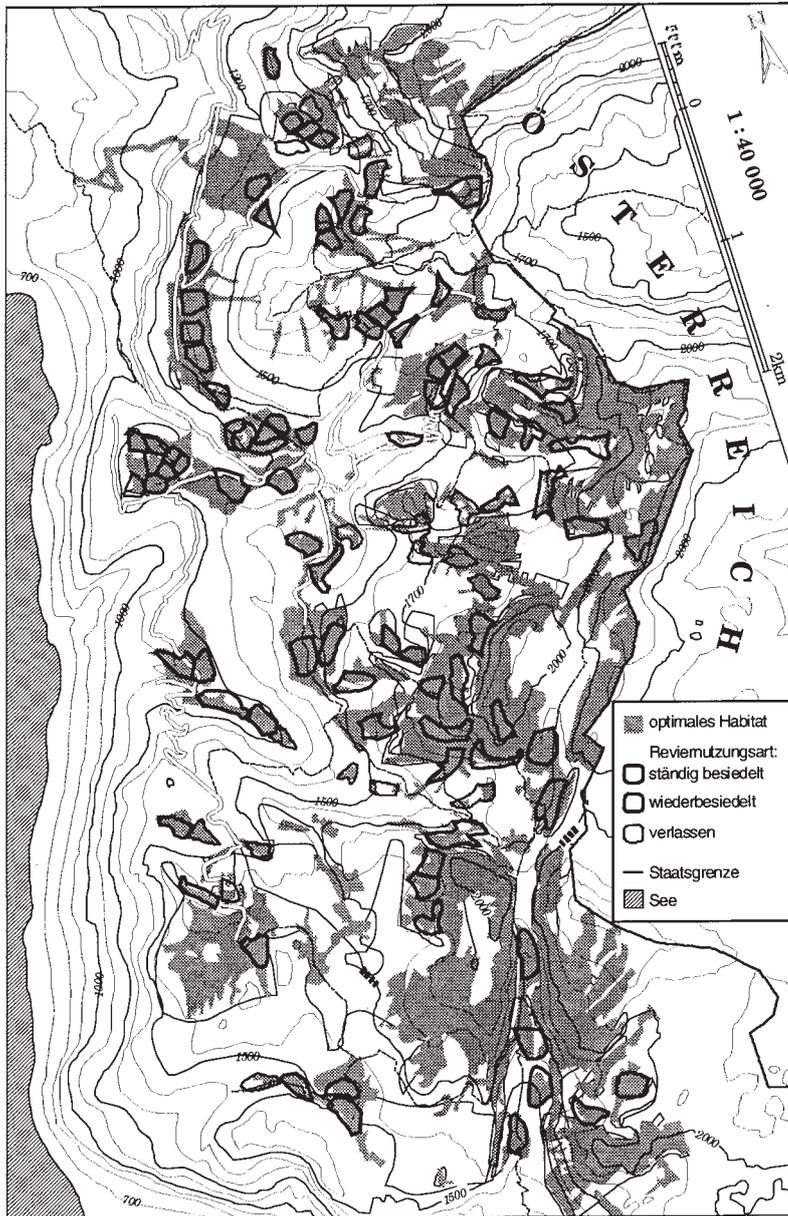


Abbildung 1

Verbreitungskarte von Murmeltierterritorien im Jennergebiet des Nationalparks Berchtesgaden (FREY-ROOS 1998).

Empirische Grundlage für das Modell sind weitgehend die Ergebnisse einer Feldstudie im Nationalpark Berchtesgaden (ARNOLD 1986; 1990a,b; 1993a,b; ARNOLD & LICHTENSTEIN 1993; ARNOLD & DITTAMI 1997; FREY-ROOS 1998), in der Murmeltiere über einen Zeitraum von mehr als 15 Jahren intensiv untersucht wurden. Das Hauptinteresse dieser Arbeiten galt weniger der Durchführung einer Populationsgefährdungsanalyse als vielmehr den ökosozialen Besonderheiten der Murmeltiere. Dass eine PVA auf eine derartig lange und detaillierte Studie aufbauen kann, ist leider eine seltene Ausnahme, weswegen sich hier eine einmalige Gelegenheit ergab zu untersuchen, wie gut sich

eine PVA bzw. ein komplexes Modell bei sehr guter Datenlage absichern lässt.

Aus Platzgründen kann im folgenden nicht das komplette Modell dargestellt werden (s. DORNDORF 1999), vielmehr werden einzelne Komponenten exemplarisch herausgenommen, um die vorgestellte Vorgehensweise zu veranschaulichen.

Modellstruktur

Das Modell besteht aus den folgenden vier hierarchischen Ebenen, die aufeinander aufbauen: Individuum, Territorium, Population, und Umwelt. Die unterste Ebene ist das Individuum, gekennzeichnet durch eine Reihe verschiedener Attribute wie z.B.

Identifikationsnummer, Alter, Geschlecht und Aufenthaltsort, die es ermöglichen, die einzelnen Tiere zu unterscheiden. Hinzu kommt der soziale Rang, der zwischen subdominanten und dominanten Tieren innerhalb einer Gruppe unterscheidet. Die Berücksichtigung des sozialen Rangs ist z.B. wichtig für die Reproduktion. Murmeltiere werden mit zwei Jahren geschlechtsreif, aber nur dominante Tiere können sich fortpflanzen. Subdominante Tiere bleiben von der Reproduktion ausgeschlossen.

Die nächste Ebene ist das Territorium, das von genau einer Murmeltiergruppe besetzt wird, die aus mehreren Individuen besteht und im Territorium einen gemeinsamen Winterbau besitzt. Ein Territorium ist zunächst charakterisiert durch Identifikationsnummer, Individuenzahl und Liste der anwesenden Individuen. Ist die Individuenzahl gleich null, so gilt das Territorium als „ausgestorben“ bzw. nicht belegt. Durch die Einführung eines Attributs „Qualität“ wird räumliche Heterogenität modelliert, d.h. die Überlebenswahrscheinlichkeiten der einzelnen Gruppen bzw. die Wintersterblichkeit der Individuen ist von Territorium zu Territorium in Abhängigkeit vom jeweiligen lokalen Qualitätswert verschieden.

Die Population als nächsthöhere Ebene setzt sich aus mehreren Territorien zusammen und umfasst Attribute wie Populationsgröße, Anzahl der Murmeltiergruppen, Anzahl und Liste der Territorien. Daneben gibt es einen sog. „Floaterpool“, in den alle Individuen aufgenommen werden, die aus ihren Geburts-territorien abgewandert sind und noch keine neuen Territorien gefunden haben. Die räumliche Struktur des Habitats wird durch die Vernetzung und die Konfiguration der einzelnen Territorien berücksichtigt. Zusammenhängende Territorien können von den Tieren direkt erreicht werden, ohne dass sie den Gefahren einer Abwanderung ausgesetzt sind (FREY-ROOS 1998). Der Grund hierfür ist die Fähigkeit der Murmeltiere, bis zu einem Abstand von ca. 500 m die Geschehnisse in der unmittelbaren Umgebung ihres Heimterritoriums beobachten zu können, d.h. ein Tier kann eine freie α -Position in der Nachbarschaft wahrnehmen und besetzen. Dies ist allerdings nicht mehr möglich für Territorien, die weiter entfernt sind. Um solche Territorien besetzen zu können, muss das Tier erst auswandern und besitzt damit ein erhöhtes Sterberisiko (FREY-ROOS 1998).

Als höchste Ebene im Modell gilt die Umwelt und ihre Schwankungen. Für das Überleben der Murmeltiere im Winter ist ein mitentscheidender Faktor die Winterhärte, welche von Jahr zu Jahr schwankt. Sie ist stark korreliert mit dem Einsetzen der Schneeschmelze im Frühjahr (ARNOLD 1990b). Um diese Schwankungen zu modellieren, wird pro Jahr aus einer Normalverteilung ein allgemeiner Zeitpunkt der Schneeschmelze bestimmt. Statt der zufälligen Umweltschwankungen können aber auch gemessene Wetterdaten eingesetzt werden.

Dynamik

In diesem Abschnitt sollen die Prozesse kurz dargestellt werden, die für die zeitliche und räumliche Dynamik des Modells verantwortlich sind. Innerhalb eines Jahres durchläuft das Modell die folgenden sechs Prozesse in der angegebenen Reihenfolge: (1) Wintermortalität, (2) Vertreibung, (3) Abwanderung, (4) Wiederbesiedlung, (5) Reproduktion, und (6) Sommermortalität. Im ersten Schritt wird bestimmt, wie viele und welche Tiere im Winterschlaf sterben. Die Vertreibung von dominanten Tieren wird im zweiten Schritt simuliert und im nächsten, welche subdominanten Tiere aus ihren Geburtsterritorien abwandern. Die Besetzung von freien α -Positionen erfolgt im vierten Schritt. Die Geburtsprozesse werden im Schritt „Reproduktion“ behandelt und der letzte Schritt befasst sich mit der Sterblichkeit während des Sommers. Mit Ende des letzten Schritts endet auch die Prozesskette des Modells, die im nächsten Zeitschritt bzw. Jahr von vorne beginnt.

Zur Veranschaulichung des regelbasierten Modellierens soll auf die Prozesse „Wintermortalität“ und „Reproduktion“ etwas genauer eingegangen werden. Die Wintermortalität wird für vier verschiedene Individuengruppen getrennt bestimmt. Die erste Gruppe umfasst die dominanten Tiere, die während eines Winters am meisten zur Erwärmung des Winterbaus beitragen und somit auch die höchsten „Kosten“ haben. Ihre Wintersterblichkeit nimmt mit dem Alter und mit der Härte eines Winters zu. Die Anwesenheit weiterer subdominanter Tiere, die beim Erwärmen des Winterbaus helfen, vermindert die Wintersterblichkeit der dominanten Tiere (ARNOLD 1990b). Die Wintersterblichkeit wird über eine logistische Regressionsgleichung ermittelt, die aus der statistischen Analyse der Freilanddaten gewonnen wurde. Dabei werden im Modell Sterblichkeitsraten als Wahrscheinlichkeiten interpretiert, d.h. es wird für jedes Tier individuell „ausgewürfelt“, ob es stirbt oder nicht. Zu diesem Zweck wird eine Zufallszahl, die vom Computer aus dem Intervall $[0,1]$ gezogen wird, mit der Sterbewahrscheinlichkeit verglichen. Ist die Zufallszahl kleiner als diese Wahrscheinlichkeit, dann stirbt im Modell das Tier, ansonsten überlebt es z.B. den betreffenden Winter (vgl. GRIMM 2000).

Ähnlich wird für die Gruppe der Neugeborenen verfahren, bei denen neben Winterhärte und Anwesenheit weiterer subdominanter Tiere auch das Körpergewicht zum Entwöhnungszeitpunkt im vorherigen Sommer eine entscheidende Rolle spielt (ARNOLD & LICHTENSTEIN 1993). Tiere, die zu schwach sind, haben ein erhöhtes Sterberisiko. Für die restlichen Tiere, die innerhalb einer Gruppe überwintern, ist nur die Winterhärte entscheidend. Abgewanderte Tiere, denen es nicht gelungen ist, ein neues Territorium zu besetzen, haben eine sehr hohe Wintersterblichkeit, da sie meist in alten, verfallenen Bauten alleine überwintern müssen (ARNOLD 1993b).

Die einzigen offensichtlichen Regeln im obigen Beispiel sind die Regeln für die Gruppeneinteilung in Abhängigkeit vom sozialen Rang, Alter und Aufenthaltsort. Wenn das Tier dominant bzw. neugeboren ist, dann gilt die Regressionsgleichung für dominante Tiere bzw. Neugeborene, in die weitere Regeln, in diesem Fall Abhängigkeiten beinhaltet sind.

Bei Populationen, die weniger gut empirisch untersucht sind als das Murmeltier in Berchtesgaden – und das sind fast alle gefährdeten Populationen –, ist man in der Regel völlig auf „Wenn-dann“-Regeln der beschriebenen Art angewiesen. Diese Regeln spiegeln einerseits Expertenwissen bzw. -schätzungen wider, aber auch die statistische Unsicherheit, die meist bezüglich der Geburts- und Sterberaten gegeben ist. Dass im vorliegenden Fall die Sterblichkeiten mittels Regressionsgleichungen bestimmt werden können, ist ein selten günstiger Ausnahmefall.

Bei der Reproduktion werden weitere Regeln vom „Wenn-dann“-Typ verwendet. Innerhalb eines Territoriums kann es nur dann zur Reproduktion kommen, wenn sowohl ein territoriales Weibchen als auch Männchen da sind. Dies wird weiter eingeschränkt durch folgende Regel: Wenn ein Wechsel auf der männlichen α -Position im selben Jahr stattfand, *dann* kann es nicht zur Reproduktion kommen. In diese Regel gehen Feldbeobachtungen ein, die auf möglichen Infantizid durch neue territoriale Männchen hinweisen (HACKLÄNDER 1997). Sind die beiden „Wenn“-Bedingungen erfüllt bzw. nicht erfüllt, kommt es mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zur Reproduktion. In der nächsten Regel wird die Wurfgröße „ausgewürfelt“, die zwischen 1 und 6 liegt, und mit der letzten Regel, die die Reproduktion betrifft, wird das Geschlecht der Neugeborenen bestimmt. Murmeltiere haben ein leicht zu Männchen neigendes Geschlechterverhältnis, d.h. ein Neugeborenes wird mit einer Wahrscheinlichkeit von 0.58 ein Männchen (ARNOLD 1986).

Auswertung

Der letzte Abschnitt sollte vor allem einen Eindruck von der Komplexität des Murmeltiermodells vermitteln. Es umfasst ca. dreißig Parameter und erscheint aufgrund seiner Berücksichtigung zahlreicher (aber bei weitem nicht aller) biologischer Details als sehr „realistisch“. Doch wie verlässlich ist nun ein solches Modell, d.h. erlaubt es wirklich glaubwürdige qualitative oder gar quantitative Aussagen über das Aussterberisiko der betrachteten Murmeltierpopulation? BART (1995) listet einen ganzen Katalog von Prüfungsschritten auf, die helfen sollen, die Verlässlichkeit eines Modells und seiner Aussagen zu testen.

Neben einer ausführlichen und detaillierten Modellbeschreibung, wie oben angedeutet, gehören dazu eine gründliche Sensitivitätsanalyse und die Darstellung der verwendeten Parameterwerte und ihrer Fehlerbereiche. Hinzu kommt die Validierung des

Modells auf verschiedenen Ebenen und das Durchspielen von „best and worst case“-Szenarien, d.h. bei Parametern, für die keine genauen Daten vorliegen, werden optimistische und pessimistische Annahmen eingesetzt und deren Einfluss auf die Ergebnisse ermittelt.

Eine Sensitivitätsanalyse ist eines der Standardverfahren bei der Auswertung von Simulationsmodellen (z.B. HAEFNER 1996). Dabei wird ein Parameterwert um z.B. 5% verändert und die relative Abweichung der Zielgröße bestimmt. Ist die Abweichung nur gering, so ist das Modell robust im Bezug auf diesen Parameter. Ist die Abweichung jedoch groß, so reagiert das Modell sensitiv auf den Parameter und es sollte größte Sorgfalt auf eine gute Erhebung des entsprechenden Parameters gelegt werden. Aus diesem Grund ist auch die von BART (1995) geforderte Auflistung der Parameterwerte und die Angabe der Güte ihrer Datengrundlage so wichtig. Ist die Datengrundlage schlecht, aber das Modell robust gegenüber Abweichung des Parameterwertes, so ist das akzeptabel. Ist das Modell aber sensitiv, so muss man sich entweder um besser abgesicherte Parameterwerte bemühen oder Aussagen, z.B. über das Aussterberisiko einer Population, können nur mit Vorsicht gemacht werden, da sie mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet sind.

Eine mögliche Validierung des Modells ist der Vergleich der Modellergebnisse mit Freilanddaten. Im Murmeltiermodell kann beispielsweise das tatsächliche Wetter (hier: Zeitpunkt der Schneeschmelze) der letzten fünfzehn Jahre im Modell als Input verwendet werden. Die resultierende Zeitreihe der Abundanz der Population lässt sich dann mit der empirisch ermittelten Zeitreihe vergleichen. Ein Problem hierbei ist aber, dass es sich aufgrund der Verwendung von Zufallszahlen beim Murmeltiermodell um ein stochastisches Modell handelt, d.h. die Modell-Zeitreihen unterscheiden sich von Einzellauf zu Einzellauf des Simulationsprogrammes, selbst wenn jedesmal dieselbe Wetterzeitreihe verwendet wird. Gerechtfertigt ist dann nur ein Vergleich vieler gemittelter Einzelläufe, z.B. fünfzig, mit der empirischen Zeitreihe (Abb. 2). Dieser Vergleich zeigt, dass das Modell im allgemeinen den Trend der Feldpopulation bemerkenswert gut widerspiegelt. Nur im zweiten und im letzten Jahr weichen Modellvorhersage und Feldergebnis klar voneinander ab, doch in beiden Fällen verhält sich das Modell biologisch vernünftig, denn in harten Wintern sinkt aufgrund der erhöhten Wintersterblichkeit die Populationsgröße ab. Ursachen für die Abweichung könnten hier zum einen ungenaue Daten sein (wie sie zu Beginn einer Studie nicht unwahrscheinlich sind) oder besondere Ereignisse, die im Modell nicht berücksichtigt werden wie z.B. die Fusionierung zweier angrenzender Territorien oder die Teilung eines ehemals fusionierten Territoriums in zwei eigenständige Territorien.

Abbildung 2

Vergleich der Modellprognose mit der zeitlichen Dynamik der Feldpopulation bei gleichen Winterbedingungen. Die Modellprognose basiert auf dem Mittel aus 50 Simulationsläufen. Die Winterlänge ist mit der Winterhärte korreliert, d.h. je länger der Winter dauert, um so höher ist die Wintersterblichkeit.

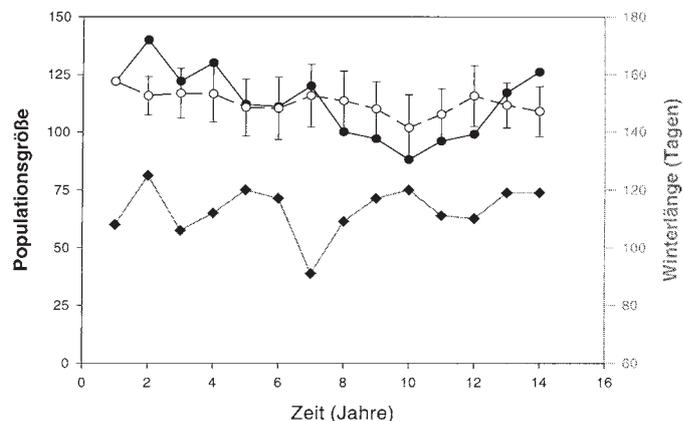
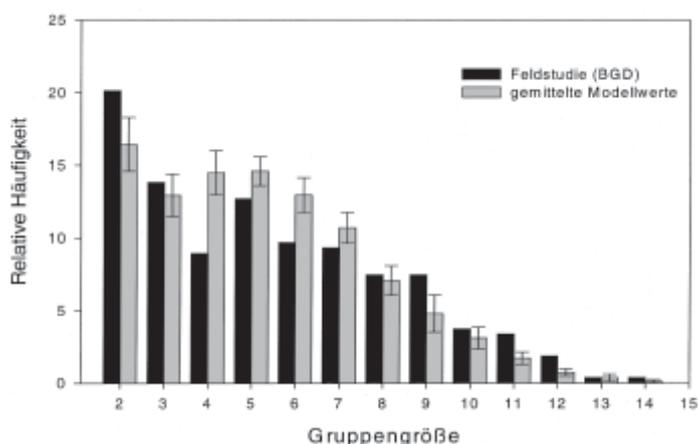


Abbildung 3

Vergleich der relativen Gruppengrößenverteilung im Herbst. Wiederum basiert die Modellprognose auf dem Mittel aus 50 Simulationsläufen.



Ein weiterer Validierungsschritt ist der Vergleich von Zustandsgrößen, auf die man bei der Entwicklung des Modells kein Hauptaugenmerk gelegt hatte. Oft werden einzelne Modellparameter so lange angepasst (das sog. „Fitten“), dass sie die hauptsächlich betrachteten Zielgrößen gut wiedergeben. Doch wie sieht es dann mit anderen Zustandsgrößen aus? Ein Beispiel dafür ist der Vergleich der Gruppengrößenverteilung im Herbst (Abb. 3). Die vom Modell erzeugte Verteilung stimmt im wesentlichen mit der empirischen überein, ist aber etwas nach rechts verschoben. Bei einer Erhöhung der Wintersterblichkeit passt sie sich mehr der im Feld gemessenen Verteilung an. Das deutet darauf hin, dass im Modell die individuellen Sterblichkeiten und somit insgesamt das Aussterberisiko der Murmeltiere eventuell unterschätzt werden.

Fiel die Validierung zufriedenstellend aus, kann man sich an die Messung der mittleren Überlebenszeit T_m heranwagen (Abb. 4; s. GRIMM 2000). Das Aussterberisiko, das invers zur mittleren Überlebenszeit ist (GRIMM 2000), sinkt bei wachsender Territorienzahl, d.h. je größer die Population, umso geringer ist die Aussterbewahrscheinlichkeit. Je stärker die Umweltschwankungen aber ansteigen, umso gerin-

ger ist der Effekt einer Habitatsvergrößerung. Dies sind Ergebnisse, die im Einklang stehen mit generellen theoretischen Überlegungen (BURGMAN et al. 1993, WISSEL et al. 1994).

Interessant ist, dass sich die Bedingungen in Berchtesgaden (mittlere Winterlänge = 117d) fast am Optimum der Überlebenszeiten befinden (vgl. Abb. 4). Das dortige Untersuchungsgebiet zwischen 1.100 m und 1.500 m Höhe liegt am unteren Bereich des Verbreitungsgebiets der Murmeltiere. Das Modell sagt voraus, dass in höheren Lagen überlebensfähige Populationen aus mehr Territorien bestehen müssten. Diese Vorhersage wird durch Beobachtungen von höher lebenden Murmeltierpopulationen in der Schweiz (F. FREY-ROOS, pers. Mitteilung) und in Österreich bestätigt.

Der Grund, warum das Aussterberisiko mit der Winterhärte zunimmt, liegt in der erhöhten individuellen Wintersterblichkeit, wodurch die mittlere Populationsgröße absinkt (Abb. 5), was wiederum die Gefahr des Aussterbens aufgrund des „demographischen Rauschens“ (GRIMM 2000) erhöht. Hinzu kommt, dass gerade in dieser Situation, wenn aufgrund des Aussterbens einzelner Gruppen der Bedarf an Abwanderer für die Wiederbesiedlung unbesetzter Terri-

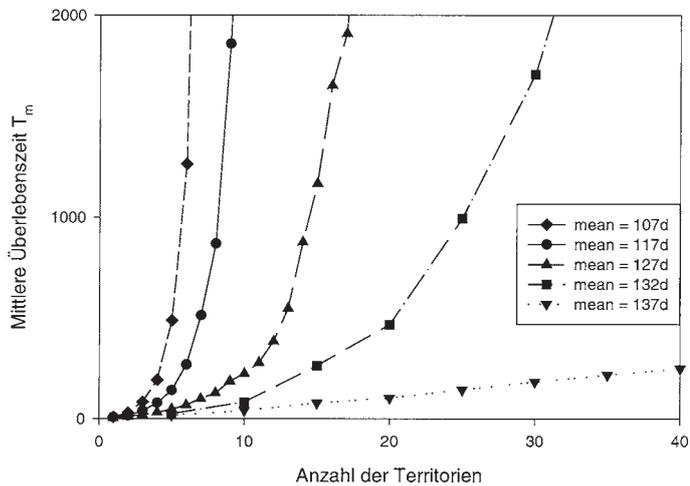


Abbildung 4

Bestimmung der mittleren Überlebenszeit T_m in Abhängigkeit von der Lebensraumkapazität bzw. der Zahl der verfügbaren Territorien unter verschiedenen Umweltbedingungen. Die Umweltbedingungen verschlechtern sich mit ansteigender mittlerer Winterlänge. Ein T_m von 2000 bedeutet eine 95%ige Überlebenswahrscheinlichkeit der Population in den nächsten 100 Jahren.

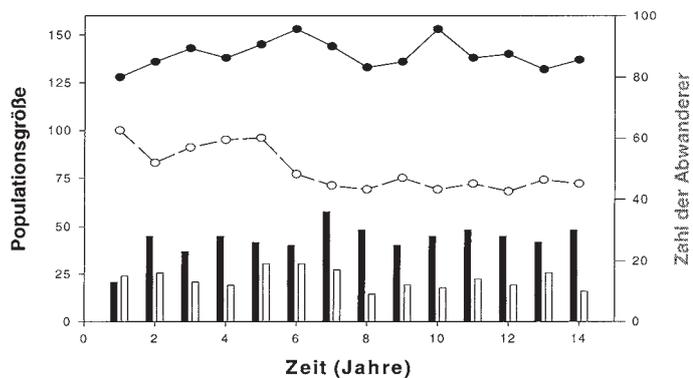


Abbildung 5

Vergleich zweier Populationsdynamiken (Punkte) und der pro Jahr erzeugten Abwanderer (Balken) unter unterschiedlichen Umweltbedingungen bei gleicher Lebensraumkapazität, d.h. verfügbarer Anzahl an Territorien. Schwarz bedeutet normale Umweltbedingungen, weiß schlechte Umweltbedingungen.

torien am größten ist, die Zahl der Abwanderern ebenfalls abgesenkt ist. Es kommt somit zu einer sich selbst verstärkenden Erhöhung des Aussterberisikos der Gesamtpopulation.

Für Berchtesgaden lässt sich aufgrund der Modellergebnisse feststellen, dass die dortige Murmeltierpopulation, mit der ihr heute zur Verfügung stehenden Habitatfläche, nicht gefährdet ist. Die dortige Population besteht aus weit mehr als den 10 Territorien (vgl. Abb. 1; FREY-ROOS 1998), die benötigt werden, um das Aussterberisiko der Population in den nächsten 100 Jahren unterhalb von 5% zu halten (s. Abb. 4). Das Aussterberisiko könnte sich jedoch dramatisch erhöhen, wenn durch geändertes Management die Almwiesen der Sukzession überlassen werden und das potentielle Murmeltierhabitat sich nur noch auf Flächen oberhalb der Baumgrenze, d.h. auf höhere Lagen beschränkt. Für genauere Aussagen sind weitere Untersuchungen nötig, die aber mit dem vorgestellten Modell ohne weiteres durchgeführt werden können. Desweiteren bietet das Modell die Möglichkeit, Pläne für die Wiederansiedlung und Bejagung von Murmeltieren zu entwickeln, als auch mit geringfügigen Modifikationen evolutionäre Fragestellungen zu untersuchen (DORNDORF 1999).

Zusammenfassung

Normalerweise bemüht man sich bei Modellen, die einer Populationsgefährdungsanalyse dienen sollen, diese möglichst einfach und überschaubar zu halten und auf existierende Modelle zurückzugreifen. Oft erlaubt aber die komplexe Biologie der betrachteten Art die Anwendung von Standardmodellen und -software nicht, so dass detailliertere Modelle entwickelt werden müssen – falls die hierfür erforderlichen Datengrundlage wenigstens teilweise vorhanden ist (vgl. STARFIELD 1997). Gestiegene Rechnerkapazitäten und verfeinerte Modellieretechniken wie individuen- und regelbasierte Ansätze und die Berücksichtigung räumlich-expliziter Strukturen erlauben den Einsatz solcher komplexen Modelle in der Populationsgefährdungsanalyse. Diese Modelle werden aber aufgrund ihrer Komplexität leicht unübersichtlich und man darf ihnen sicher nicht blind vertrauen. Nur wenn existierende Prüfungsprotokolle wie z.B. Sensitivitätsanalyse und verschiedene Validierungsverfahren sorgfältig angewendet werden, kann man, wie hier am Beispiel eines Murmeltiermodells veranschaulicht, zu glaubwürdigen Ergebnissen und insbesondere Risikoabschätzungen kommen.

Literatur

- AKÇAKAYA, H. R. (1994):
RAMAS/metapop: Viability analysis for stage structured metapopulations (Version 1.1).- Applied Biomathematics, Setauket, NY.
- ARNOLD, Walter (1986):
Ökosoziozoologie des Alpenmurmeltiers (*Marmota marmota*, Linné 1758).- Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- (1990a):
The evolution of marmot sociality: I Why disperse late?.- Behav. Ecol. Sociobiol., 27, 229-237.
- (1990b):
The evolution of marmot sociality: II Costs and benefits of joint hibernation.- Behav. Ecol. Sociobiol., 27, 239-246.
- (1993a):
Energetics of social hibernation.- Aus: CAREY, C., FLORANT, G.L., WUNDER, B.A. & B. HORWITZ (Hrsg.): Life in the Cold: Ecological, Physiological and Molecular Mechanisms.- Westview Press, Boulder, Colorado, 65-80.
- (1993b):
Social evolution in marmots and the adaptive value of joint hibernation.- Verh. Dtsch. Zool. Ges. 86.2, 79-93.
- ARNOLD, Walter & Anja V. LICHTENSTEIN (1993):
Ectoparasite load decrease the fitness of alpine marmots (*Marmota marmota*) but are not cost of sociality.- Behav. Ecol., 4, 36-39.
- ARNOLD, W. & J. DITTAMI (1997):
Reproductive suppression in male alpine marmots.- Anim. Behav., 53, 53-66.
- BART, Jonathan (1995):
Acceptance criteria for using individual-based models to make management decisions.- Ecological Applications, 5(2), 411-420.
- BROOK, B. W.; L. LIM, R. HARDEN & R. FRANKHAM (1997):
Does population viability analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater).- Biol. Conserv., 82, 119-128.
- BURGMAN, M. A.; S. FERSON & H. R. AKÇAKAYA (1993):
Risk assessment in conservation biology.- Chapman and Hall, London.
- DORNDORF, Norbert (1999):
Die Modellierung sozial lebender Tiere in fragmentierten Lebensräumen am Beispiel des Alpenmurmeltiers (*Marmota marmota*).- Dissertation, Philipps-Universität Marburg.
- FREY-ROOS, Fredy (1998):
Geschlechtsspezifische Abwanderungsmuster beim Alpenmurmeltier (*Marmota marmota*).- Dissertation, Philipps-Universität Marburg.
- GRIMM, Volker (1999):
Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned, and what could we learn in the future? Ecological Modelling.
- (2000):
Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 67-77.
- HACKLÄNDER, K. (1997):
Der Einfluss der Kondition, des Lebensalters und sozialer Faktoren auf die Fertilität beim Alpenmurmeltier (*Marmota marmota*).- Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg.
- HAEFNER, J. W. (1996):
Modeling biological systems: principles and applications.- Chapman & Hall, New York.
- HUSTON, M. A.; D. DEANGELIS & W. POST (1988):
New computer models unify ecological theory.- BioScience, 38, 682-691.
- LACY, R. C.; K. A. HUGHES & P. S. MILLER (1995):
VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 7 user's manual.- IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- LINDENMAYER, D. B.; M. A. BURGMAN, H. R. AKÇAKAYA, R. C. LACY & H. P. POSSINGHAM (1995):
A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations.- Ecol. Model., 82, 161-174.
- STARFIELD, A. M. (1997):
A pragmatic approach to modeling for wildlife management.- Journal of Wildlife Management, 61, 261-270.
- STEPHAN, Thomas (2000):
Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 79-84.
- UCHMANSKI, Janusz & Volker GRIMM (1996):
Individual-based modelling in ecology: What makes the difference?.- Trends in Ecology and Evolution, 11, 437-441.
- WISSEL, Christian (1989):
Theoretische Ökologie – Ein Einführung.- Springer, Berlin.
- WISSEL Christian; Thomas STEPHAN & Sören-Helge ZASCHKE (1994):
Modelling extinction and survival of small populations. Aus: Remmert Hermann (Hrsg.): Minimum animal populations (Ecological studies; 106). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg; 67-103.

Anschriften der Verfasser:

Norbert Dorndorf, Christian Wissel, Volker Grimm
UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Sektion Ökosystemanalyse
Postfach 2
D-04301 Leipzig

Walter Arnold, Fredy Frey-Roos
Forschungsinstitut für
Wildtierkunde und Ökologie
Savoyenstrasse 1
A-1160 Wien

Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe

Martin DRECHSLER

1. Das Problem der Risikoabschätzung und Entscheidungsunsicherheit

Ein Kernproblem des Natur- und Artenschutzes besteht darin, dass die Durchführung von Naturschutzmaßnahmen sehr kostspielig sein kann. Naturschutzbehörden und Landschaftsplaner stehen daher vor der schwierigen Aufgabe, ihre finanziellen Ressourcen so effizient wie möglich einzusetzen. Ein effizientes Artenschutzmanagement setzt voraus, dass man die Folgen zur Diskussion stehender Maßnahmen oder Eingriffe möglichst genau abschätzen kann. Die Auswahl der günstigsten aus einer Reihe alternativer Maßnahmen sollte, den guten Willen aller Beteiligten vorausgesetzt, dann am besten funktionieren, wenn alle entscheidungsrelevanten Informationen in den Entscheidungsprozess einfließen. Solche Informationen können sehr vielfältiger Natur sein, ebenso die Verfahren mit denen sie verarbeitet werden.

Wenn man den Gefährdungsgrad einer Art bestimmen will, kann man zwischen zwei Grundstrategien unterscheiden. Die eine stützt sich auf den Zustand der

Population zum gegenwärtigen Zeitpunkt und in der Vergangenheit. Typische Messgrößen sind dabei die Populationsgröße, ihr Trend und ihre jährliche Schwankungsbreite, und die räumliche Struktur und Ausdehnung der Population. Diese Größen gehen maßgeblich in die Gefährdungsklassifizierung von Arten nach „IUCN-Norm“ (IUCN 1994) ein. Sie beziehen sich ausnahmslos auf das Erscheinungsbild der gesamten Population, das auch als Populationsmuster (engl. pattern) bezeichnet wird. Man kann zwischen räumlichen (Ausdehnung, Fragmentierung), zeitlichen (Trend, Schwankungsbreite) oder strukturellen (Altersstruktur, Geschlechterverteilung) Mustern unterscheiden. Daneben können natürlich auch Kombinationen eine Rolle spielen, etwa Raum-Zeit-Muster. Wichtigstes Hilfsmittel zur Analyse und Interpretation von Mustern ist die Statistik, beispielsweise Regressions- und Korrelationsanalysen, Klassifikationen und Ordinationen.

Eine grundlegend andere Strategie ist die Konzentration auf die Individuen und die Prozesse, die in der Population ablaufen. Ein einfaches Beispiel ist eine nicht strukturierte abgeschlossene Population in einem homogenen Habitat. Hier ist die Dynamik im wesentlichen durch die Reproduktion und den Tod von Individuen bestimmt. Jedes Individuum repro-

duziert sich mit einer bestimmten Rate (z.B. Nachkommen pro Jahr) und/oder stirbt gemäß einer Mortalitätsrate (z.B. jährliche Sterbewahrscheinlichkeit). Solche Prozesse lassen sich sehr günstig mit dynamischen Simulationsmodellen beschreiben (BURGMAN et al. 1993; GRIMM 1999).

Während sich die statistischen Modelle vor allem zur Beschreibung des aktuellen Zustands von Populationen (Mustern) eignen, dienen Simulationsmodelle vor allem dazu, Abläufe in der Population zu verstehen. Dies ist sehr hilfreich, wenn es darum geht, Prognosen für die Zukunft zu erstellen. Mit einem Simulationsmodell kann man z.B. das zukünftige Aussterberisiko einer Population abschätzen (GRIMM 1999), wobei man eine wichtige Einschränkung machen muss. Das ermittelte Aussterberisiko hängt selbstverständlich davon ab, wie groß die Populationsparameter, z.B. Reproduktions- und Mortalitätsraten sind. In den meisten Fällen können die Werte der Populationsparameter nicht genau eingeschätzt werden, was zu Fehlern bzw. Unsicherheit in der Schätzung des Aussterberisikos führt. Unsicherheit kann auch dadurch entstehen, dass man oft nicht genau weiß, auf welche Weise bestimmte Faktoren in die Populationsdynamik eingehen. So kann man beispielsweise in den allermeisten Populationen davon ausgehen, dass Dichteregulation eine Rolle spielt, und man kann vielleicht auch noch die Tragfähigkeit (Kapazität) des Habitats abschätzen, d.h. die Anzahl an Individuen die maximal in dem Habitat leben können; wann und wie sich aber eine wachsende Populationsdichte auf das Populationswachstum auswirkt, ist meist nicht bekannt.

Die Abschätzung von Aussterberisiken ist daher äußerst schwierig und quantitativen Resultaten derartiger Abschätzungen sollte man mit Misstrauen begegnen. Für das Artenschutzmanagement ist die genaue Kenntnis des Aussterberisikos aber oft gar nicht so entscheidend. Viel interessanter ist es, zu wissen, welche Populationsfaktoren den stärksten Einfluss auf das Aussterberisiko haben und wie dieser Einfluss aussieht. Wenn man diese Informationen hat, kann man versuchen, Maßnahmen so zu gestalten, dass sie gerade diese Faktoren (in einer für die Population günstigen Weise) verändern.

Die Identifikation wichtiger Faktoren bezeichnet man als Sensitivitätsanalyse. Die Sensitivitätsanalyse eines Populationsmodells besteht darin, dass man

zunächst allen Modellparametern bestimmte biologisch sinnvolle Werte zuweist („Referenzszenario“), die Populationsdynamik simuliert und das Aussterberisiko berechnet. Nun variiert man einen der Modellparameter um ein kleines Stück. Für diese leicht veränderte Parameterkombination simuliert man die Populationsdynamik, bestimmt das Aussterberisiko und vergleicht es mit dem des Referenzszenarios. Die Differenz gibt an, welchen Einfluss der betrachtete Modellparameter auf das Aussterberisiko hat. Dasselbe führt man nun nacheinander und einzeln für die weiteren Parameter des Modells durch, immer ausgehend vom Referenzszenario. Auf diese Weise kann man die Einflüsse der verschiedenen Modellparameter auf die Population einschätzen und miteinander vergleichen. Dies erlaubt schließlich die Identifikation der einflussreichsten („sensitivsten“) Modellparameter. Die untersuchten Modellparameter kann man nun sortieren und in eine Rangordnung setzen, die angibt welcher Modellparameter der größte, zweitgrößte, usw., ist.

Man mag hier einwenden, dass wenn das Aussterberisiko einem großen Fehler unterliegt, sich dies auch auf das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse durchschlägt. Man kann aber i.a. davon ausgehen, dass Fehler im Aussterberisiko systematischer Natur sind, d.h. dass das Modell Aussterberisiken entweder grundsätzlich über- oder unterschätzt. Da wir in der Sensitivitätsanalyse nur Differenzen von Aussterberisiken betrachten, hat ein solcher systematischer Fehler einen relativ geringen Einfluss auf das Ergebnis.

Ein viel stärkerer Einwand gegen die Verlässlichkeit einer Sensitivitätsanalyse ist die Wechselwirkung von Modellparametern. Erhöht man beispielsweise die Reproduktionsrate, so hängt der Effekt sehr stark von der Größe der Habitatkapazität ab. Ist diese sehr klein, so kann auch eine Erhöhung der Reproduktionsrate nicht sehr viel bewirken. Je größer die Habitatkapazität ist, desto stärkeren Einfluss wird die Reproduktionsrate auf das Aussterberisiko haben. Ist nun die Habitatkapazität nicht genau bekannt, so kann auch der Einfluss der Reproduktionsrate nicht genau abgeschätzt werden, was natürlich wichtig ist, wenn man Naturschutzmaßnahmen auf den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse begründen will.

2. Ein Lösungsverfahren zur Entscheidungsfindung bei Unsicherheit

2.1 Ermittlung von Referenzszenarien

Eine Möglichkeit, diese Unsicherheit in den Griff zu bekommen, ist die Berücksichtigung mehrerer unterschiedlicher Referenzszenarien, die den wesentlichen Bereich der Unsicherheit umfassen. Um das Verständnis zu erleichtern, werden folgende Begriffe festgelegt. Alle Parameter des Modells werden als Populationsparameter bezeichnet. Sie charakterisieren die Population und ihr Habitat. Alle diejenigen

Populationsparameter, die sich durch Naturschutzmaßnahmen beeinflussen lassen werden zugleich als Managementparameter bezeichnet.

Ein Referenzszenario ist nun durch die Werte der Populationsparameter festgelegt. Damit repräsentiert es eine bestimmte Vorstellung oder Annahme darüber, wie die Prozesse in der Population ablaufen, also beispielsweise wie groß die Reproduktionsrate oder die Mortalitätsrate geschätzt wird. Falls Unsicherheit bezüglich der Werte der Populationsparameter besteht, müssen mehrere unterschiedliche Referenzszenarien berücksichtigt werden, die bei geeigneter Auswahl den wesentlichen Bereich der Unsicherheit abdecken (s.u.).

2.2 Sensitivitätsanalyse

Für jedes der Referenzszenarien wird nun eine Sensitivitätsanalyse für die Managementparameter durchgeführt nach der Art und Weise wie oben beschrieben. Für jedes Referenzszenario erhält man so eine Rangordnung der Managementparameter. Wüsste man, welches der Referenzszenarien das richtige, d.h. das für die reale Population zutreffende ist, so könnte man aus der zugehörigen Rangordnung sofort ablesen, welcher Managementparameter den größten Einfluss auf das Aussterberisiko der Population hat. Der Grund für die Berücksichtigung mehrerer Referenzszenarien war aber ja gerade, dass man nicht genau weiß, welches das richtige ist, d.h. welches die genauen Werte der Populationsparameter sind.

2.3 Bewertung der Güte der Referenzszenarien

Um zu entscheiden, welches Referenzszenario die reale Population am besten beschreibt, benötigt man weitere Informationen, die noch nicht in die Konstruktion und Parametrisierung des Populationsmodells eingeflossen sind. Hier kommen die oben erwähnten Muster ins Spiel. Wie beschrieben, sagen diese etwas über den Zustand der Population aus. Um nun zu entscheiden, ob ein Referenzszenario die reale Population gut darstellt, kann man für dieses Referenzszenario die Populationsdynamik simulieren und die sich einstellenden (zeitlichen, räumlichen oder strukturellen; s.o.) Muster ermitteln. Diese Muster werden nun mit den entsprechenden Mustern der realen Population verglichen. Je genauer die Übereinstimmung, desto besser beschreibt das gewählte Referenzszenario die reale Population, und desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass die für dieses Referenzszenario ermittelte Rangordnung verlässlich ist. Im folgenden bezeichnen wir ein Referenzszenario, das die reale Population gut beschreibt, als ein solches mit einer hohen „Güte“. Die Güte wird dabei auf einer Skala zwischen 0 (sehr geringe Güte) und 1 (sehr hohe Güte) gemessen. Was nun also zu tun ist, ist für jedes Referenzszenario die Populationsdynamik zu simulieren, die erzeugten Muster mit denen der realen Population zu vergleichen und je nach

Übereinstimmung den Referenzszenarien Güten zwischen 0 und 1 zuzuweisen.

2.4 Entscheidungsanalyse

Zuletzt fehlt nun noch ein Verfahren, um die Managementparameter-Rangordnungen der verschiedenen Referenzszenarien gemäß deren Gütewerten so zusammenzufassen, dass eine endgültige Rangordnung von Managementparametern entsteht, die angibt welche Managementparameter insgesamt, also bei Berücksichtigung aller Ergebnisse, erwartungsgemäß den größten Einfluss auf das Aussterberisiko haben. Der Begriff „erwartungsgemäß“ ist dabei wichtig, denn auch wenn den Referenzszenarien Gütewerte zugewiesen werden konnten, ist immer noch nicht entschieden – und kann i.a. auch nie entschieden werden – welches Referenzszenario das richtige ist. Die Unsicherheit im Entscheidungsprozess ist also nicht behoben, sondern lediglich quantifiziert. Als Folge kann auch von der endgültigen Rangordnung der Managementparameter nicht mit Sicherheit gesagt werden, dass sie richtig ist, sondern nur, dass sie mit großer Wahrscheinlichkeit die richtige ist.

Um unter quantifizierter Unsicherheit zu einer solchen Rangordnung zu gelangen, gibt es Verfahren, die vor allem in der Betriebswirtschaft verwendet werden und als „Entscheidungsanalyse bei Risiko“ (Ökonomen bezeichnen quantifizierte Unsicherheit als Risiko) bezeichnet wird. Entscheidungsanalysen sind ganz allgemein Werkzeuge, um Entscheidungsprozesse zu strukturieren. Sie halten die Entscheidungsträger dazu an, sich genau zu überlegen, welche Ziele angestrebt werden (Reduktion des Aussterberisikos), welche Handlungsalternativen (Naturschutzmaßnahmen) zur Auswahl stehen, und wie die Zielerfüllung von der gewählten Alternative und dem Zustand der Umwelt (der Population und ihres Habitats = Referenzszenario) abhängt. Auf diese Weise werden die Entscheidungsgrundlagen offengelegt und der Entscheidungsprozess transparent. Die Ermittlung der besten Handlungsalternative erfolgt mit Hilfe überschaubarer mathematischer Rechnungen, was die Rationalität des Entscheidungsprozesses sichert (SIEBEN & SCHILDBACH 1987; EISENFÜHR & WEBER 1994; GRIMM & GOTTSCHALK 1997; GRIMM & DRECHSLER im Druck).

In dem folgenden Lösungsverfahren fasst die Entscheidungsanalyse also die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen (Management-Rangordnungen für die Referenzszenarien) und der Musteranalyse (Gütewerte der Referenzszenarien) zusammen und leitet daraus auf rationaler Basis eine insgesamt erfolgversprechende Rangordnung von Naturschutzmaßnahmen ab.

3. Beispiel

Das folgende Beispiel orientiert sich an dem im südöstlichen Australien vorkommenden Goldbauchsittich *Neophema chrysogaster*. Dieser brütet im Südwesten der Insel Tasmanien und überwintert in den Küstenregionen des Festlandes. Die Industriali-

sierung der Küstengegenden Südost-Australiens hat zu einem Verlust an Winterhabitaten geführt, was als Hauptursache für die Abnahme des Gesamtbestandes auf heute etwa 200 Vögel gilt. Um die Wirkung verschiedene Naturschutzmaßnahmen zu simulieren, wurde für die Population von DRECHSLER et al. (1998) ein Modell erstellt, welches kurz beschrieben werden soll. Die jährliche Dynamik der Population kann in eine Sommer- und eine Wintersaison unterteilt werden. Im Sommer befindet sich die Population in ihren Brutgebieten. Die Zahl der Jungvögel hängt von der Zahl der Nistplätze („Brutkapazität“) und der (mittleren) Gelegegröße (Fekundität) ab. Im Herbst wandern adulte und juvenile Papageien auf das australische Festland und dort zu überwintern. Die überlebenden Papageien kehren im nächsten Frühjahr wieder in die Brutgebiete zurück. Die Juvenilen sind zu diesem Zeitpunkt adult.

Die jährliche Mortalität konzentriert sich auf die Wintermonate einschließlich der Migrationsphasen. Aus Populationszählungen gibt es Schätzwerte für die jährlichen Überlebensraten der Juvenilen und Adulten. Daraus lassen sich jeweils für Juvenile und Adulte „langjährige“ Mittelwerte und Standardabweichungen der Überlebensraten berechnen und ein Korrelationskoeffizient zwischen der Juvenilen- und der Adulten-Mortalität. Neben den jährlichen Überlebensraten enthält das Modell noch eine „Winterkapazität“, die angibt, wie viele Vögel die Wintersaison unter optimalen Bedingungen überleben können. Diese Winterkapazität resultiert aus der innerartlichen Konkurrenz und ist unter anderem mit der Größe des Winterhabitats korreliert. Daneben wird die Mortalität der Vögel noch von dem Typ der innerartlichen Konkurrenz („contest“- oder „scramble“-Konkurrenz, z.B. BEGON et al. 1990) bestimmt. Bei scramble-Konkurrenz erhöht sich die jährliche Mortalität gegenüber contest-Konkurrenz um einen bestimmten Betrag, dessen Größe durch den „Scramble-Faktor“ (DRECHSLER et al. 1998) festgelegt wird.

3.1 Ermittlung der Referenzszenarien

Die Referenzszenarien sollten möglichst das gesamte Ausmaß der Unsicherheit abdecken. Dazu muss für jeden der Populationsparameter ein plausibler Maximal- und ein Minimalwert ermittelt werden. Die Erfahrung zeigt, dass solche Parameterabschätzungen praktisch immer möglich sind. Man muss dabei akzeptieren, dass man den plausiblen Bereich eines Populationsparameters manchmal nur sehr grob einschätzen kann, was sich in einer verhältnismäßig großen Bandbreite äußert. Dies trifft auch auf *N. chrysogaster* zu. Zu den Mortalitäten liegen Daten nur für die vergangenen sechs Jahre vor. Die Schätzungen zu den Mittelwerten, Standardabweichungen und Korrelationen der jährlichen Überlebensraten sind daher mit großen Fehlern behaftet. Das gleiche gilt für die anderen Populationsparameter, die teilweise nur über Plausibilitätsbetrachtungen geschätzt

werden konnten. Die plausiblen Bandbreiten der neun Populationsparameter sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Die Referenzszenarien werden nun dadurch gebildet, dass man jedem der $p=9$ Populationsparameter entweder seinen Maximal- oder seinen Minimalwert zuweist. Durch diese systematische Kombination von Parameterwerten erhält man $2^p=2^9=512$ Referenzszenarien, die sich jeweils an den „Ecken“ des neun-dimensionalen Parameterraums befinden (gäbe z.B. es nur $p=2$ Populationsparameter, a und b , so hießen die 4 Referenzszenarien $\{a=\max; b=\max\}$, $\{a=\max; b=\min\}$, $\{a=\min; b=\max\}$ und $\{a=\min; b=\min\}$). Würde man diese Szenarien in einem Koordinatenkreuz mit a als der x - und b als der y -Achse einzeichnen, so bildeten die vier Referenzszenarien die Ecken eines Rechtecks. Das Rechteck ist dabei der plausible Parameterraum).

Die Analyse von 512 Referenzszenarien mag recht mühsam sein, stellt aber kein prinzipielles Problem dar und kann überdies auf einem Computer automatisiert werden, so dass lediglich die Rechenzeit und die Datenmenge recht groß werden können. Tatsächlich ist sogar die Analyse von Tausenden von Parameterkombinationen praktisch durchführbar (WIEGAND 1998).

Den Rahmen dieses Beispiels würde die Berücksichtigung von 512 Szenarien allerdings doch sprengen. Sie ist auch nicht nötig, da DRECHSLER et al. (1998) zeigen konnten, dass die Rangordnung der Management-Maßnahmen (s.u.) nur von drei Faktoren abhängt: der mittleren Populationswachstumsrate (bestimmt durch die Fekundität und die mittleren Überlebensraten), dem Verhältnis aus Brut- und Winterkapazität, und der Standardabweichung der Überlebensraten. Eine Erhöhung des Scramblefaktors wirkt wie eine Erhöhung des Verhältnisses aus Brut- und Winterkapazität, die Korrelation zwischen Juvenilen- und Adulten-Überlebensrate erhöht die Schwankungsbreite der Überlebensraten insgesamt.

Es werden also im folgenden $2^3=8$ Referenzszenarien betrachtet, die definiert sind durch die Entscheidung ob die Populationswachstumsrate (d.h. Fekundität und mittlere Überlebensraten) ihren Maximal- oder Minimalwert annimmt, ob das Verhältnis aus Brut- und Winterkapazität und der Scramblefaktor maximal oder minimal sind, und ob die Schwankungsbreite der Überlebensraten maximal oder minimal ist. Ein neuntes Referenzszenario wird gebildet, indem alle Populationsparameter auf ihre jeweiligen Mittelwerte gesetzt werden. Dieses Szenario liegt also im Zentrum des Parameterraums.

3.2 Sensitivitätsanalyse

Hier werden unmittelbar die Ergebnisse von DRECHSLER et al. (1998) übernommen. Das Populationsmodell für *N. chrysogaster* wurde als Simulationsprogramm auf dem Computer implementiert. Jede der Simulationen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse fand über einen Zeitraum von 20 Jahren statt. Aus den erhaltenen Populationsgrößen wurde die Wahrscheinlichkeit berechnet, dass die Populationsgröße innerhalb der nächsten 20 Jahre nicht unter eine bestimmte Schwelle fällt (sog. Quasiextinktionsrisiko: BURGMAN et al. 1993). Diese Wahrscheinlichkeit ist ein Maß für die Überlebensfähigkeit der Population und wird im folgenden so bezeichnet.

Ziel des Naturschutzes ist es, die Überlebensfähigkeit zu erhöhen. Es werden drei Alternativen betrachtet: die Erhöhung der Brutkapazität durch Bereitstellung von Nistkästen, die Erhöhung der Fekundität durch Fütterung und die Erhöhung der Winterkapazität durch Vergrößerung des Winterhabitats. Die drei Managementparameter der Analyse sind also die Fekundität, die Brutkapazität und die Winterkapazität.

Für jedes der neun Referenzszenarien wird nun eine Sensitivitätsanalyse (s.o.) durchgeführt. Der Einfluss jedes Managementparameters auf die Überlebensfähigkeit der Population wird durch einen Sensiti-

Tabelle 1

Plausible Bandbreiten der Populationsparameter. Man beachte, dass die Winterkapazität nicht mit der Populationsgröße gleichzusetzen ist, die darunter liegt. Ein Scramble-Faktor von 0.0 repräsentiert contest-Konkurrenz.

Parameter	maximal	mittel	minimal
Fekundität	1.95	1.85	1.75
Brutkapazität	95	70	45
Mittlere Adulten-Überlebensrate	0.74	0.64	0.54
Mittlere Juvenilen-Überlebensrate	0.52	0.475	0.43
Standardabweichung der Adulten-Überlebensrate	0.13	0.11	0.09
Standardabweichung der Juvenilen-Überlebensrate	0.09	0.07	0.05
Korrelation zwischen Adulten- und Juvenilen- Ü.raten	+1	0	-1
Winterkapazität	540	400	270
Scramble-Faktor	0.1	0.05	0.0

vitätskoeffizienten ausgedrückt (Tab. 2). Je größer der Sensitivitätskoeffizient, desto größer der Einfluss des Managementparameters.

3.3 Gütebewertung der Referenzszenarien

Die Gütebewertung der Referenzszenarien erfolgt durch einen Mustervergleich zwischen simulierter und realer Population. Detaillierte Muster sind zu *N. chrysogaster* nicht bekannt. Es gibt aber Schätzungen zum Populationstrend und zur Schwankungsbreite der Populationsgröße. Erste Schätzungen gehen davon aus, dass der Populationstrend nicht stark von Null abweicht, die mittlere Populationsabnahme aber nicht mehr als 10 Vögel pro Jahr beträgt. Diese Einschätzung ist in Abb. 1 graphisch durch einen „Möglichkeitswert“ dargestellt. Die einfache/relative Standardabweichung der realen Population ist größer als null aber kleiner als $60 / 0.3$. Als am wahrscheinlichsten wird ein Wert um 20 (0.1) angesehen (Abb. 2). Tabelle 3 zeigt für die neun Referenzszenarien Populationstrend und Standardabweichung, wie sie sich aus der Simulation ergeben. Daneben finden sich die zugehörigen Möglichkeitswerte nach den Abb. 1 und 2. Die Güte eines Referenzszenarios ist schließlich das Produkt der beiden zugehörigen Möglichkeitswerte. Referenzszenario 2 hat beispielsweise die höchste Güte (1), da es das einzige der neun Szenarien ist, bei dem sowohl Trend als auch Standardabweichung der modellierten und der realen Population übereinstimmen, beide Möglichkeitswerte also den Wert 1 haben. Szenario 7 hat eine Güte von 0, da die Standardabweichung unrealistisch hoch ist (hier Möglichkeitswert 0).

3.4 Entscheidungsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse und der Gütebewertung lassen sich in einer „Entscheidungsanalyse bei Risiko“ (SIEBEN & SCHILDBACH 1987; ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991) verarbeiten. Der zentrale Baustein einer solchen Analyse ist die sogenannte Ergebnismatrix. Im vorliegenden Beispiel gibt sie an, wie gut das angestrebte Ziel (Erhöhung der Überlebensfähigkeit) von der gewählten Naturschutzmaßnahme und dem Zustand der Population und ihres Habitats (Referenzszenario) abhängt. Die Ergebnismatrix ist damit gerade durch Tab. 2 gegeben.

Wäre das richtige (d.h. das die reale Population am besten beschreibende) Referenzszenario genau bekannt, so könnte man aus Tab. 2 die erfolgversprechendste Maßnahme ablesen. Da dies nicht der Fall ist, müssen alle neun Management-Rangordnungen aus Tab. 2 in das Endergebnis einfließen. Dies geschieht am einfachsten, indem man für jede der drei Maßnahmen den Mittelwert der zugehörigen neun Sensitivitätskoeffizienten bildet, also für jede Spalte von Tab. 2 den Mittelwert der neun Elemente berechnet. Das Ergebnis für Maßnahme A1 (Erhöhung der Fekundität) ist z.B. $(12+0+\dots+76)/9=59.9$. Für die

beiden anderen Maßnahmen, A2 und A3 (Erhöhung der Brutkapazität und der Winterkapazität), ergeben sich die Werte 12.7 und 27.4. Den höchsten Wert erzielt also Maßnahme A1, gefolgt von A3 und A2.

In dieser Rechnung wurden zunächst alle Referenzszenarien gleich stark berücksichtigt (jedes Referenzszenario trug in der Mittelwertbildung gleichermaßen bei). Im vorangegangenen Abschnitt hatte sich aber gezeigt, dass nicht alle Szenarien die gleiche Güte haben. Da die Güte angibt, wie gut das Referenzszenario die reale Population beschreibt, sollten die Referenzszenarien mit hoher Güte stärker bei der Mittelwertbildung berücksichtigt werden als solche mit geringer Güte. Dies kann dadurch geschehen, dass man vor der Mittelwertbildung jeden Sensitivitätskoeffizienten mit dem Gütewert seines Referenzszenarios multipliziert. Dadurch erhöhen sich die Sensitivitätskoeffizienten der Referenzsze-

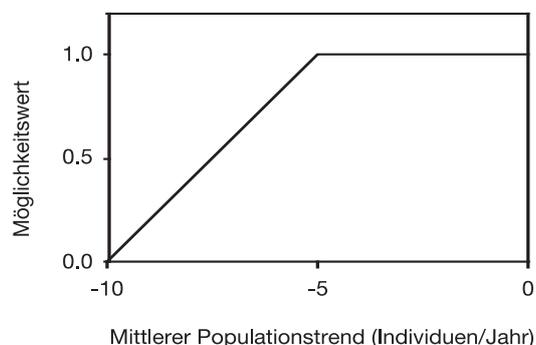


Abbildung 1

Einschätzung des mittleren Populationstrends. Ein Möglichkeitswert von 1 bedeutet, dass dieser Trend mit großer Wahrscheinlichkeit in der realen Population vorhanden ist. Ein Wert von Null bedeutet, dass ein solcher Trend ausgeschlossen werden kann.

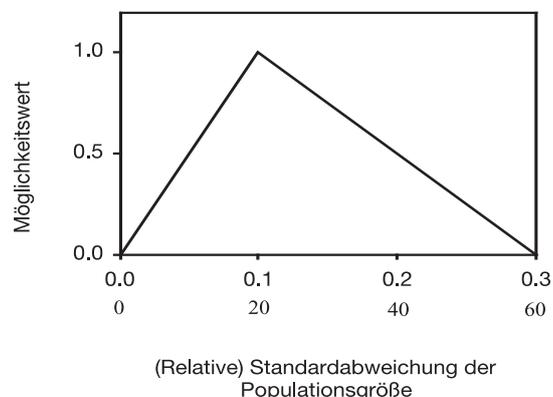


Abbildung 2

Einschätzung der relativen bzw. einfachen Standardabweichung der Populationsgröße (vgl. Abb. 1).

Tabelle 2

Sensitivitätskoeffizienten der drei Maßnahmen, A1={Erhöhung der Fekundität}, A2={Erhöhung der Brutkapazität} und A3={Erhöhung der Winterkapazität} in Abhängigkeit vom gewählten Referenzszenario. In jedem Referenzszenario sind die Sensitivitätskoeffizienten der drei Maßnahmen auf eine Summe von 100 normiert.

Szenarien				Maßnahmen		
	mittleres Populationswachstum	Verhältnis aus Brut- und Winterkapazität	Schwankungsbreiten der Überlebensraten	A ₁	A ₂	A ₃
1	maximal	maximal	maximal	2	0	88
2	maximal	maximal	minimal	0	0	100
3	maximal	minimal	maximal	52	48	0
4	maximal	minimal	minimal	56	44	0
5	minimal	maximal	maximal	81	0	19
6	minimal	maximal	minimal	78	0	22
7	minimal	minimal	maximal	93	7	0
8	minimal	minimal	minimal	91	9	0
9	mittel	mittel	mittel	76	6	18

Tabelle 3

Mittlerer Trend und (relative) Standardabweichung der modellierten Population für die neun Referenzszenarien nach Tab. 3. In den Szenarien 5-8 mit stark negativem Trend wurde die einfache Standardabweichung angegeben, in den anderen die relative. Die Gewichte wurden den Abb. 1 und 2 entnommen. Die Güte eines Szenarios ist das Produkt der beiden Möglichkeitswerte und gibt seine Realitätsnähe an.

Referenz-Szenarien	simulierte Dynamik				Güte
	Trend	Möglichkeitswert	(Relative) Standardabweichung	Möglichkeitswert	
1	0	1	0.25	0.25	0.25
2	0	1	0.1	1	1
3	0	1	0.25	0.25	0.25
4	0	1	0.2	0.5	0.5
5	-15l/J	0	80	0	0
6	-15/J	0	20	1	0
7	-10/J	0	80	0	0
8	-5/J	1	40	0.5	0.5
9	-2/J	1	0.25	0.25	0.25

narien mit hohem Gütewert relativ zu denen der Referenzszenarien mit schlechtem Gütewert. Bei der dann folgenden Mittelwertbildung bestimmen die Sensitivitätskoeffizienten zu Referenzszenarien hoher Güte wesentlich das Ergebnis.

Die drei Sensitivitätskoeffizienten in der ersten Zeile von Tab. 2 (12, 0 und 88) werden z.B. mit dem Gütewert des ersten Referenzszenarios (also mit 0.25) multipliziert, so dass sich die neuen Werte 3, 0 und 22 ergeben. Für die zweite Zeile von Tab. 2 (Referenzszenario 2 mit Güte 1) ergibt sich 0, 0 und 100, etc. Es ergibt sich eine neue Tabelle mit neun mal drei Einträgen. Wie oben wird nun wieder der Mit-

telwert über die Elemente je einer Spalte gebildet. Für die erste Spalte (Maßnahme A1) ergibt sich $(3+0+\dots+19)/9=12.1$. Für die beiden anderen Maßnahmen, A2 und A3 ergeben sich Werte von 4.4 und 14.1. Am besten schneidet also Maßnahme A3 (Erhöhung der Winterkapazität) ab, gefolgt von A1 (Erhöhung der Fekundität) und A2 (Erhöhung der Brutkapazität). Das Ergebnis der Entscheidungsanalyse lautet also, dass die Winterkapazität sehr wahrscheinlich den höchsten Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Population hat, dicht gefolgt von der Fekundität. Eine Erhöhung der Brutkapazität hat sehr wahrscheinlich nur einen geringen Einfluss.

4. Diskussion

Eine Zusammenfassung des Entscheidungsverfahrens zeigt Abb. 3. Ausgangspunkt ist die Aufgabe, zwischen alternativen Naturschutzmaßnahmen diejenige auszuwählen, die die Überlebensfähigkeit der Population am stärksten erhöht. Dabei wird angenommen, dass der Zustand der zu schützenden Population nicht genau bekannt ist. Um diese Unsicherheit zu berücksichtigen, werden mehrere Referenzszenarien, welche bestimmte Annahmen bzgl. der Prozesse in der Population wiedergeben, betrachtet. Die Referenzszenarien sollten den Bereich der Unsicherheit so gut wie möglich abdecken (s.u.). Über die Populationsmodellanalyse (Realitätsvergleich und Sensitivitätsanalyse) werden die Güterwerte der Referenzszenarien (Tab. 3) und die Entscheidungsmatrix (Tab. 2) ermittelt, auf die sich schließlich die Entscheidung gründet.

Mindestvoraussetzung für die Durchführbarkeit des Verfahrens ist die wenigstens ungefähre Kenntnis der wichtigsten Populationsprozesse. Diese Kenntnis ist die Basis für die Entwicklung eines dynamischen Populationsmodells. Eine Sensitivitätsanalyse dieses Modells liefert für jedes Referenzszenario eine Rangordnung der effektivsten Naturschutzmaßnahmen. Für jedes Referenzszenario wird ein Güterwert ermittelt, der angibt, wie gut das Referenzszenario die reale Population beschreibt. Dies geschieht durch den Vergleich von räumlichen, zeitlichen und/oder strukturellen Mustern zwischen der simulierten und der realen Population. Sind für die reale Population keine Muster bekannt, so sollten allen Referenzszenarien dieselben Güterwerte zugewiesen werden („Gleichverteilungsgrundsatz“).

Unter Berücksichtigung der Güterwerte werden die Maßnahmen-Rangordnungen der verschiedenen Re-

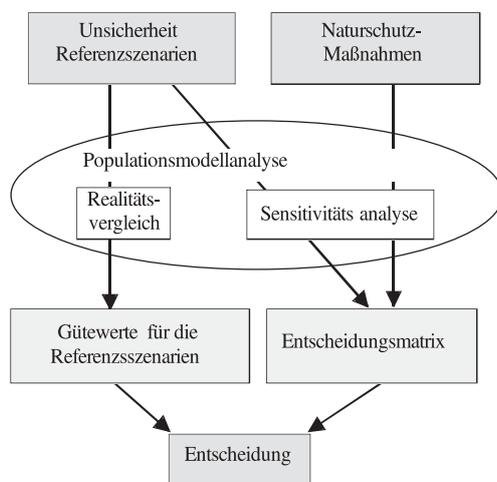


Abbildung 3
Graphische Darstellung des Entscheidungsverfahrens

ferenzszenarien gemittelt. Man sagt, dass die Entscheidung nach dem sogenannten Mittelwert- oder Durchschnittskriterium gefallen ist (SIEBEN & SCHILDBACH 1987). Die dabei erhaltene Rangordnung gibt an, welche Maßnahmen mit großer Wahrscheinlichkeit den höchsten Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Population haben.

Das Verfahren kann in mehreren Punkten variiert und den konkreten Erfordernissen angepasst werden. So erfolgte die Auswahl der Szenarien so, dass sie an den Ecken des Unsicherheitsbereichs, d.h. des plausiblen Populationsparameterbereichs, liegen. Alternativ könnte man die Szenarien auch zufällig auswählen, d.h. jeder Populationsparameter wird zufällig aus seinem plausiblen Bereich ausgewählt. Hier sollte die Zahl der Szenarien aber groß genug sein, um sicherzustellen, dass auch ein wesentlicher Bereich des Parameterraums abgedeckt wird.

Auch bei der Simulation der Schutzmaßnahmen gibt es Variationsmöglichkeiten. In dem vorliegenden Beitrag wurden Ergebnisse von DRECHSLER et al. (1998) übernommen, wo die Wirkung der Maßnahmen mit Hilfe von Sensitivitätskoeffizienten gemessen wurde. Das geschah, weil die Maßnahmen nur sehr pauschal (z.B. „Erhöhung der Fekundität“) definiert werden konnten. Wenn man die Maßnahmen genauer definieren kann, z.B. „Errichtung eines Korridors von Habitat A nach Habitat B“, so sollte man die Wirkung dieser Maßnahmen direkt durch die Erhöhung der berechneten Überlebensfähigkeit messen. Im Realfall müssen bei der Auswahl von Maßnahmen auch die Kosten berücksichtigt werden. Im Fallbeispiel des Goldbauchsittichs ist eine Erhöhung der Brutkapazität um 10% vermutlich leichter und billiger zu erreichen als eine Erhöhung der Winterkapazität um denselben Prozentsatz. Wenn möglich sollten in konkreten Entscheidungsproblemen die Maßnahmen daher quantitativ genau definiert („wieviel Prozent“ oder „wieviele Nistkästen“ bzw. „wieviele Hektar“) und simuliert werden.

Die ermittelte Rangordnung der Naturschutzmaßnahmen gibt an, welche Maßnahmen mit großer Wahrscheinlichkeit den größten Nutzen haben sollten. Dabei ist nicht berücksichtigt, dass manche Maßnahmen zwar einen hohen zu erwartenden Nutzen, aber auch ein hohes Fehlschlagsrisiko aufweisen können. Um derartige Risiken zu berücksichtigen ist das in dieser Arbeit verwendete Mittelwertkriterium ungeeignet und andere Kriterien müssen statt dessen verwendet werden (z.B. SIEBEN & SCHILDBACH 1987; DRECHSLER 1999). Das gleiche gilt, wenn es nicht nur ein einziges Naturschutzziel (Erhöhung der Überlebensfähigkeit der Population) gibt, sondern wenn mehrere teilweise divergierende Ziele angestrebt werden (multikriterielle Entscheidungsanalyse: ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991).

Ein möglicher Kritikpunkt des gesamten Verfahrens ist, dass die Aussagen der Entscheidungsanalyse auf

dem zugrundeliegenden Populationsmodell basieren. Ein solches Modell kann selbstverständlich nicht alle Faktoren und Prozesse berücksichtigen, die die Population beeinflussen. Die Aufgabe einer Entscheidungsanalyse ist aber auch nicht, die „Wahrheit“ zu finden, sondern auf der Basis des vorhandenen Wissens (Populationsprozesse und Muster) eine rationale und optimale Entscheidungsfindung zu unterstützen. Ferner muss betont werden, dass auch eine rational getroffene Entscheidung nicht unbedingt die erhoffte Wirkung haben muss, nämlich wenn Zufall eine Rolle spielt, was bei Aussterbeprozessen stets der Fall ist. Diese Form von Unsicherheit kann prinzipiell nicht eliminiert werden. (vgl. GRIMM 1999; GRIMM & DRECHSLER im Druck). Das beschriebene Entscheidungsverfahren kann das Problem der Unsicherheit also nicht lösen; es hilft aber, besser mit ihr umzugehen.

5. Danksagung

Volker Grimm danke ich für das Lesen des Manuskripts und seine konstruktiven Anmerkungen.

6. Literatur

BEGON, M.; J. L. HARPER & C. R. TOWNSEND (1990): Ecology: individuals, populations and communities.- Blackwell, Cambridge, Massachusetts.

BURGMAN, M. A.; S. FERSON & H. R. AKÇAKAYAH (1993): Risk assessment in conservation biology.- Chapman & Hall, London.

CASWELL, H. (1978): A general formula for the sensitivity of population growth rate to changes in the life history parameters.- Theoretical Population Biology 14: 215-230.

DRECHSLER, M. (1998): Uncertainty in population dynamics and its consequences for the management of the Orange-bellied Parrot *Neophema chrysogaster*.- Biological Conservation 84: 269-281.

————— (1999): Modellbasierte Entscheidungsfindung im Naturschutz bei Unsicherheit. Eingereicht bei Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 531-538.

GRIMM V. (2000): Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche.- Laufener Seminarbeiträge 3/00: 67-77.

GRIMM, V. & E. GOTTSCHALK (1997): Ein Workshop über Entscheidungstheorie im Naturschutz am UFZ Leipzig-Halle.- Z. für Ökologie und Naturschutz 6: 253-255.

GRIMM, V. & M. DRECHSLER (im Druck): Risikoabschätzung und Entscheidungen in der Populationsgefährdungsanalyse (PVA).- Tagungsband zum Jahrestreffen des Arbeitskreises „Theorie in der Ökologie“ der GfÖ, 4.-6. März 1998.

IUCN (1994): IUCN red list categories.- Species Survival Commission, Gland, Switzerland.

SIEBEN, G. & T. SCHILDBACH (1987): Betriebswirtschaftliche Entscheidungstheorie.- Werner-Vlg., Düsseldorf.

WIEGAND, T. (1998): Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain.- Ecological Monographs, 68.

ZIMMERMANN, H.-J. & L. GUTSCHE (1991): Multi-Criteria Analyse.- Springer, Berlin/Heidelberg/New York.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Martin Drechsler
Sektion Ökosystemanalyse
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Permoserstr. 15
D-04318 Leipzig
Tel. 0341-235-2039
Fax: 0341-235-3500
e-mail: martind@oesa.ufz.de

Bibliographie: Aussterben als ökologisches Phänomen

526 Zitate; Stand: Juni 1998

Die kursiv gedruckten Zitate werden als besonders einschlägig in Bezug auf das Thema des ANL-Symposiums erachtet.

Bearbeitung: Gerti FLUHR-MEYER

Inhaltsverzeichnis

1. Aussterben von Arten im Laufe der Evolution	102
1.1 Evolution und Aussterben	102
1.2 Die großen Massensterben	103
1.3 Aussterben der Großtierfauna am Ende der letzten Eiszeit	103
2. Aussterben als populationsökologisches Phänomen	104
3. Aussterben von Arten in der heutigen Zeit	105
3.1 Bedrohung der Artenvielfalt heute	105
3.2 Rote Listen	106
3.3 Schätzungen der heutigen Artenzahl	108
3.4 Beurteilung der Gefährdung von Arten	109
4. Gefährdung einiger Taxa in unserer Zeit	109
4.1 Säugetiere	109
4.2 Pflanzen	110
4.3 Bäume	111
4.4 Nutzpflanzen und -tiere	111
4.5 Vögel	112
4.6 Reptilien	114
4.7 Fische, Krebse	115
4.8 Insekten	115
4.9 Amphibien	115
4.10 Schnecken	116
4.11 Pilze	116
4.12 Flechten	116
4.13 Bakterien	116
5. Gefährdung von Großökosystemen	117
5.1 Flüsse und Seen	117
5.2 Meere	117
6. Ursachen für das Aussterben von Arten in unserer Zeit	118
6.1 Der Mensch	118
6.2 Klimaänderung	118
6.3 Neophyten	119
6.4 Umweltchemikalien	119
6.5 Versauerung	119
6.6 Eutrophierung	119
6.7 Landwirtschaft	119
6.8 Fischerei	120
6.9 Waldwirtschaft	120
6.10 Versiegelung	120
7. Strategien zum Schutz der Artenvielfalt	120
8. Abkommen zur Sicherung der Artenvielfalt	120
9. Literatur zum Aussterben von Arten außerhalb Mitteleuropas ...	120

1. Aussterben von Arten im Laufe der Evolution

1.1 Evolution und Aussterben

BOTTJER, D. J.; SCHUBERT, J. K. & DROSER, M. L. (1996):

Comparative evolutionary palaeoecology: assessing the changing ecology of the past. - Geological Society Special Publication, 102, London, 1-13

CHALONER, W. G. & HALLAM, A. (Eds.) (1989):

Evolution and Extinction. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, volume 325, 488 S.

DIAMOND, J. M. (1984):

Historic Extinctions: A Rosetta Stone for Understanding Prehistoric Extinctions. - In: MARTIN, P. S. & KLEIN, R. G. (Eds.) (1984): *Quaternary Extinctions. A Prehistoric Revolution.* - University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 824-862

ELDREDGE, N. (1997):

Extinction and the Evolutionary Process. - In: ABE, T.; LEVIN, S.A. & HIGASHI, M. (Hrsg.) (1997): *Biodiversity. An Ecological Perspective.* - Springer-Verlag New York, New York, NY/USA, 59-73

ERBEN, H. K. (1988):

Das Aussterben. - In: ERBEN, H. K. (1988): *Die Entwicklung der Lebewesen. Spielregeln der Evolution.* - Piper Verlag, München, 237-319

GLIEMEROTH, A. K. (1995):

Paläoökologische Untersuchungen über die letzten 22.000 Jahre in Europa. Vegetation, Biomasse und Einwanderungsgeschichte der wichtigsten Waldbäume. - Fischer Verlag, Stuttgart, 252 S.

GOULD, S. J. (1989):

Wonderful Life: The Burgess Shale and the Nature of History. - Norton, New York, 347 S.

HAMMEN, T. V. D. (1994):

Global Change, Shifting Ranges and Biodiversity in Plant Ecosystems. - Konferenz: Biodiversity and Global Change (IUBS Symposium), C.A.B. International, Wallingford/GB, 161-168

HOLMAN, J. A. (1995):

Pleistocene Amphibians and Reptiles in North America. - Oxford University Press, New York, 243 S.

——— (1995):

Extinction Patterns in the North American Pleistocene Herpetofauna. - In: HOLMAN, J. A. (1995): *Pleistocene Amphibians and Reptiles in North America.* - Oxford University Press, New York, 200-211

HUNTLEY, B.; CRAMER, W.; MORGAN, A. V.; PRENTICE, H. C. & ALLEN, J. (Eds.) (1997):

Past and Future Rapid Environmental Changes: The Spatial and Evolutionary Responses of Terrestrial Biota. - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 523 S.

IUBS (Hrsg.) (1994):

Biodiversity and Global Change. - IUBS-Symposium, C.A.B. International, Wallingford/GB, 227 S.

JABLONSKI, D. (1995):

Extinctions in the fossil record. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 25-54

KAUFFMAN, E. G. & WALLISER, O. H. (Eds.) (1990):

Extinction Events in Earth History. - Lecture Notes in Earth Science, 30, 432 S.

KURTEN, B. (1988):

On evolution and fossil mammals. - Columbia University Press, New York, 301 S.

LANDMAN, N. H. (1984):

Not to Be or to Be? - Natural History, 93 (8), 34-40

LARWOOD, G. P. (Ed.) (1988):

Extinction and Survival in the Fossil Record. - Systematic Association Special Volume, 34, Oxford, 365 S.

LAUER, W. (1993):

Klima und Vegetation als paläoökologisches Problem. - Ökosystemanalyse und Umweltforschung in Rheinland-Pfalz, Band 1, Fischer-Verlag, Stuttgart, 47-64

LEAKEY, R. & LEWIN, R. (1996):

Die sechste Auslöschung. Lebensvielfalt und die Zukunft der Menschheit. - S. Fischer Verlag, Frankfurt am Main, 332 S.

MACGHEE, G. (1996):

The Late Devonian mass extinction: Frasnian/Famennian crisis. - Columbia University Press, New York, 303 S.

MARSHALL, L. G. (1984):

Who killed Cock Robin? An Investigation of the Extinction Controversy. - In: MARTIN, P. S. & KLEIN, R. G. (Eds.) (1984): *Quaternary Extinctions. A Prehistoric Revolution.* - University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 785-806

MARTIN, P. S. & KLEIN, R. G. (Eds.) (1984):

Quaternary Extinctions. A Prehistoric Revolution. - University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 892 S.

NITECKI, M. H. (Ed.) (1984):

Extinctions. - University of Chicago Press, Chicago and London, 354 S.

NIXON, K. C. & WHEELER, Q. D. (1992):

Extinction and the Origin of Species. - In: NOVACEK, M. J. & WHEELER, Q. D. (Eds.) (1992): *Extinction and Phylogeny.* - Columbia University Press, New York, 119-143

NOVACEK, M. J. & WHEELER, Q. D. (Eds.) (1992):

Extinction and Phylogeny. - Columbia University Press, New York, 253 S.

RAUP, D. M. (1984):

Death of species. - In: NITECKI, M. H. (Ed.) (1984): *Extinctions.* - University of Chicago Press, Chicago and London, 1-19

——— (1994):

Krisen der Vielfalt in erdgeschichtlicher Zeit. - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): *Ende der biologischen Vielfalt.* - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 69-75

REICHHOLF, J. H. (1992):

Der schöpferische Impuls. Eine neue Sicht der Evolution. - Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart, 256 S.

——— (1992):

Vom Sterben und Aussterben. - In: REICHHOLF, J. H. (1992): *Der schöpferische Impuls. Eine neue Sicht der Evolution.* - Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart, 112-120

SEPKOSKI, J. J. JR. & RAUP, D. M. (1986):

Periodicity in Marine Extinction Events. - In: ELLIOTT, D. K. (1986): *Dynamics of Extinction.* - John Wiley & Sons, New York, 3- 5

SMITH, J. M. (1989):

The causes of extinction. - In: CHALONER, W. G. & HALLAM, A. (Eds.) (1989): *Evolution and Extinction.* - Philo-

sophical Transactions of the Royal Society of London, series B, volume 325, 241-252

STANLEY, S. M. (1987):
An Overview. - In: STANLEY, S. M. (1987): *Extinction.* - *Scientific American Library, 20, 209-218*

STOCK, J. H. (1994):
Shifting Ranges and Biodiversity in Animal Ecosystems. - Konferenz: *Biodiversity and Global Change (IUBS Symposium), 169-173*

VERMEIJ, G. J. (1986):
Survival During Biotic Crises: The Properties and Evolutionary Significance of Refuges. - In: ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986): *Dynamics of Extinction.* - *John Wiley & Sons, New York u. a., 231-245*

1.2 Die großen Massensterben

ALLABY, M. & LOVELOCK, J. (1983):
The great Extinction. The Solution to One of the Great Mysteries of Science: The Disappearance of the Dinosaurs. - *Doubleday Company, Inc. Garden City, New York, 182 S.*

ARCHIBALD, J. D. (1996):
Dinosaur Extinction and the End of an Era. What the fossils say. - *Columbia University Press, New York, 237 S.*

CARLISLE, D. B. (1995):
Dinosaurs, Diamonds and Things from Outer Space. The Great Extinction - *Stanford University Press, Stanford, 241 S.*

COURTILLOT, V. & GAUDEMER, Y. (1996):
Effects of mass extinctions on biodiversity. - *Nature, 381, 146-148*

DONOVAN, S. K. (Ed.) (1989):
Mass extinctions. Processes and evidence. - *Belhaven Press, London, 266 S.*

FOUTY, G. (1987):
Death of the dinosaurs and other mass extinctions. - *Oryx Press, Phönix, 91 S.*

HARRIES, P. J. & KAUFFMAN, E. G. & HANSEN, T. A. (1996):
Models for biotic survival following mass extinction. - *Geological Society Special Publication, 102, London, 41-60*

HART, M. B. (Ed.) (1996):
Biotic recovery from mass extinction events. - *Geological Society Special Publication, 102, London, 392 S.*

HUT, P.; ALVAREZ, W.; ELDER, W. P.; HANSEN, T.; KAUFFMAN, E. G.; KELLER, G.; SHOEMAKER, E. M. & WEISSMAN, P. R. (1987):
Comet showers as a cause of mass extinctions. - *Nature, 329, 118-126*

JABLONSKI, D. (1986):
Background and Mass Extinctions: The Alternation of Macroevolutionary Regimes. - *Science, 231, 129-133*

————— (1986):
Causes and Consequences of Mass Extinctions: A Comparative Approach. - In: ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986): *Dynamics of Extinction.* - *John Wiley & Sons, New York u. a., 183-229*

KAUFFMAN, E. G. & HARRIES, P. J. (1996):
The importance of crisis progenitors in recovery from mass extinction. - *Geological Society Special Publication, 102, London, 15 - 39*

RAUP, D. M. & SEPKOSKI, J. J. (1982):
Mass Extinctions in the Marine Fossil Record. - *Science, 215 (4539), 1501-1503* 19. März 1982

RAUP, D. M. (1992):
Der Untergang der Dinosaurier. Der Schwarze Stern "Nemesis" und die Auslöschung der Arten. - *Rowohlt Taschenbuchverlag, Reinbek bei Hamburg, 284 S.*

STANLEY, S. M. (1987):
Mass Extinction. - In: STANLEY, S. M. (1987): *Extinction.* - *Scientific American Library, 20, 1-20*

1.3 Aussterben der Großtierfauna am Ende der letzten Eiszeit

BAUMGART, B. (1997):
Vor- und nacheiszeitliche Großtierformen in Mitteleuropa und ihre Einpassung in das Ökosystem - Stand der Projektentwicklung zum Grosstierschutzgebiet Teltow-Fläming. - *Brandenburgische Umwelt Berichte. Konversion und Naturschutz. 2.Workshop, 1, 118-129*

BEUTLER, A. (1992):
Die Großtierfauna Mitteleuropas und ihr Einfluß auf die Landschaft. - In.: DUHME, F.; LENZ, R. & SPANAU, L. (Hrsg.) (1992): *25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr.Dr.h.c. W. Haber. Festschrift mit Beiträgen ehemaliger und derzeitiger Mitarbeiter, 49-69*

BREWER, D. J. (1985):
Herpetofaunas in the Late Pleistocene: Extinctions and Extralimital Forms. - In: MEAD, J. & MELTZER, D. J. (Eds.) (1985): *Environments and Extinctions: Man in Late Glacial North America.* - *Beech Hill Publishing Company, 31-52*

GLAUBRECHT, M. (1989):
Eiszeitliches Artensterben mit Dominoeffekt - neue Hypothese. - *Naturwissenschaftliche Rundschau, 42 (10), 418-419*

GUTHRIE, D. R. (1984):
Mosaics, Allelochemics and Nutrients. An Ecological Theory of Late Pleistocene Megafaunal Extinctions. - In: MARTIN, P. S. & KLEIN, R. G. (Eds.) (1984): *Quaternary Extinctions. A Prehistoric Revolution.* - *University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 259-298*

HOFMANN, R. R. & SCHEIBE, K. M. (1997):
Ursprüngliche Großsäugerartengemeinschaft als Teil der Naturlandschaft. - *Brandenburgische Umwelt Berichte. Konversion und Naturschutz. 2.Workshop, 1, 118-129*

KILTIE, R. A. (1984):
Seasonality, Gestation Time and Large Mammal Extinctions. - In: MARTIN, P. S. & KLEIN, R. G. (Eds.) (1984): *Quaternary Extinctions. A Prehistoric Revolution.* - *University of Arizona Press, Tucson, Arizona, 299-314*

MAY, T. (1993):
Beeinflußten Großsäuger die Waldvegetation der pleistozänen Warmzeiten Mitteleuropas? Ein Diskussionsbeitrag. - *Natur und Museum, 123, Frankfurt a. M., 157-170*

MEAD, J. & MELTZER, D. J. (Eds.) (1985):
Environments and Extinctions: Man in Late Glacial North America. - *Beech Hill Publishing Company, 209 S.*

OWEN-SMITH, N. (1989):
Megafaunal Extinctions: The Conservation Message from 11 000 Years B.P. - *Conservation Biology, 3 (4), 405-412*

STANLEY, S. M. (1987):
Neogene Extinctions: Our recent Heritage. - In: STANLEY, S. M. (1987): Extinction. - Scientific American Library, 20, 191-207

2. Aussterben als populationsökologisches

Phänomen

ARIÑO, A. & PIMM, S. L. (1995):
On the nature of population extremes. - Evolutionary Ecology, 9, 429-44

ARMBRUSTER, G. (1997):
Titel: Genetische Verarmung aufgrund von Populations-einbrüchen: Eine Analyse bei der seltenen Land-schneckenart *Cochlicopa nitens* (Gallenstein, 1848). - Natur und Landschaft, 72(10), 444-446

AVISE, J. C. & HAMRICK, J. L. (1996):
Conservation genetics. - Chapman & Hall, New York, 512 S.

BERGER, J. (1990):
Persistence of Different-sized Populations: An Empirical Assessment of Rapid Extinctions in Bighorn Sheep. - Conservation Biology, 4, 91-98

BÖCKLEN, W. J. (1986):
Area-Based Extinction Models in Conservation. - In: ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986): *Dynamics of Extinction.* - John Wiley & Sons, New York u. a., 247-276

COOPE, G. R. (1995):
Insect faunas in ice environments: why so little extinction? - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 55-74

CORNELIUS, R. (1991):
Populationsbiologische Grundlagen des speziellen Artenschutzes. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 20/2, 905-915

EHRlich, P. R. & DAILY, G. C. (1993):
Population Extinction and Saving Biodiversity. - Ambio, 22(2/3), 64-68

EHRlich, P. R. (1986):
Extinction: What is Happening Now and What Needs To Be Done. - In: ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986): *Dynamics of Extinction.* - John Wiley & Sons, New York u. a., 157-164

ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986):
Dynamics of Extinction. - John Wiley & Sons, New York u. a., 294 S.

FRANK, K. (1995):
Ausbreitung von Metapopulationen in einer korrelierten Umwelt - Eine Risiko-Analyse. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 24, 121-128

FRANKHAM, R. (1995):
Inbreeding and Extinction: A Threshold Effect. - Conservation Biology, 9 (4), 792-799

HARRISON, S. (1994):
Metapopulations and conservation. - In: EDWARDS, P. J.; MAY, R. M. & WEBB, N. R. (Eds.) (1994): *Large-scale ecology and conservation biology.* - Blackwell Scientific Publications, Oxford, 111-128

HATTEMER, H. H. & GREGORIUS, H.-R. (1993):
Genetische Anforderungen an Massnahmen zur Arterhaltung. - Forstarchiv, 64(2), 44-49

KARR, J. R. (1991):
Avian Survival Rates and the Extinction Process in Barro Colorado Island, Panama. - Conservation Biology, 4, 391-397

LANDE, R. & BARROWCLOUGH, G. (1987):
Effective population size, genetic variation, and their use in population management. - In: SOULÉ, M. E. (1987): *Viable populations for conservation.* - Cambridge University Press, Cambridge, 87-124

LANDE, R. (1995):
Mutation and Conservation. - Conservation Biology, 9 (4), 782-791

LAWTON, J. H. (1995):
Population dynamic principles. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 147-163

LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995):
Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 233 S.

LEVIN, D. A. (1995):
Metapopulations: an arena for local speciation. - Journal of Evolutionary Biology, 8, 635-644

LOMOLINO, M. V. & CHANNEL, R. (1995):
Splendid Isolation: Patterns of Geographic Range Collapse in Endangered Mammals. - Journal of Mammalogy, 76 (2), 335-347

MacARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1963):
An equilibrium theory of insular zoogeography. - Evolution, 17, 373-387

PACKER, C.; PUSEY, A. E.; ROWLEY, H.; GILBERT, D. A.; MARTENSON, J. & O'BRIEN, S. J. (1991):
Case Study of a Population Bottleneck: Lions of the Ngorongoro Crater. - Conservation Biology 5(2), 219-230

RADLER, K. (1988):
Inzucht und Inzuchtdepression - Zur Begriffserklärung und Konsequenz für den Artenschutz. - Vogelwelt, 109(4), 171-175

——— (1991):
Was ist eine sich selbst erhaltende (Uhu-)Population und wie groß sollte sie sein? - Vogel und Umwelt, 6(1-2), 71-81

REMMERT, H. (1994):
Kleinstmögliche Populationen bei Tieren. - Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsberichte, 27, 56 S.

SEITZ, A. & LÖSCHCKE, V. (Hrsg.) (1991):
Species Conservation. A Population-Biological Approach. - Advances in Life Sciences, Birkhäuser Verlag, Basel, 281 S.

SHAFFER, M. (1987):
Minimum viable populations: coping with uncertainty. - In: SOULÉ, M. E. (1987): *Viable populations for conservation.* - Cambridge University Press, Cambridge, 69-86

SIMBERLOFF, D. (1992):
Do species-area curves predict extinction in fragmented forest. - In: WHITMORE, T. C. & SAYER, J. A. (Eds.) (1992): *Tropical Deforestation and Species Extinction.* - Chapman & Hall, London, 75-89

SOULÉ, M. E. (1987):
Viable populations for conservation. - Cambridge University Press, Cambridge, 189 S.

- SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. & HOLTBY, C. (1979): Benign neglect: A model of faunal collapse in the game reserves of East Africa. - *Biological Conservation*, 15, 259-272
- STÖCKER, S. & WISSEL, C. (1989): Modelle über die Auslöschung von Populationen. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 18, 491-497
- WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. (1985): Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. - *American Naturalist*, 125, 879-887
- ZIMMERMANN, B. L. & BIERREGAARD, R. O. (1986): Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. - *Journal of Biogeography*, 13, 133-143
- ### 3. Aussterben von Arten in der heutigen Zeit
- #### 3.1 Bedrohung der Artenvielfalt heute
- ABE, T.; LEVIN, S. A. & HIGASHI, M. (Hrsg.) (1997): Biodiversity. An Ecological Perspective. - Springer-Verlag, New York, NY/USA, 320 S.
- ADAMS, D. & CARWARDINE, M. (1991): Die letzten ihrer Art. Eine Reise zu den aussterbenden Tieren unserer Erde (1. Aufl.). - Hoffmann und Campe, Hamburg, 269 S.
- ANONYMUS (1989): Fehlende Steine im Mosaik. Die Folgen des Ausfalls von Arten. - *Umwelt Kommunal. Beilage Umweltarchiv* (74), I-V
- ANONYMUS (1991): The State of the World Environment 1991. - *Our Planet*, 3(2), 10-13
- ANONYMUS (1992): Interview. - *Our Planet*, 4(6), 8-11
- ANONYMUS (1995): Biodiversity: Renewed Alarm over the Disappearance of Living Species. - *Europe Environment. Environment Policy*, 466, 12
- ANONYMUS (1996): Weltweites Artensterben. Naturschutz. - *Umweltmagazin* (Vogel Verlag), 24 (1/2), 80-81
- ANONYMUS (1996): Wozu Artenvielfalt? Grenzen des Wissens. - *Bild der Wissenschaft*, 33, (1), 49-50
- ANONYMUS (1997): Erst-Ausgabe der 'Daten zur Natur' vorgelegt. Keine Entwarnung bei der Arten- und Biotopgefährdung. - *Umwelt* (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 4, 139-140
- ANONYMUS (1997): Ich bin ganz hoffnungsvoll. Interview mit Prof. Dr. Michael Succow, Vizepräsident des NABU. Vielfalt bewahren. - *Naturschutz heute*, 29 (1), 26-28
- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1991): *Naturschutz*. - In: BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1991): *Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften*. - Birkhäuser Verlag, Basel, 657-663
- COLBORN, T. (1996): Die bedrohte Zukunft: gefährden wir unsere Fruchtbarkeit und Überlebensfähigkeit? - Knauer, München, 398 S.
- DOBSON, A. P. (1997): *Biologische Vielfalt und Naturschutz: der riskierte Reichtum*. - Spektrum, Akad. Verlag, Heidelberg, 329 S.
- EHRlich, P. R. & DAILY, G. C. (1993): Population Extinction and Saving Biodiversity. - *Ambio*, 22(2/3), 64-68
- ENGELHARDT, W. (1997): *Das Ende der Artenvielfalt: Aussterben und Ausrottung von Tieren*. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 130 S.
- FLITNER, M. & LESKIEN, D. (1992): Weltweiter Schutz und Patentschutz der biologischen Vielfalt? - *Wechselwirkung*, 14(53), 28-31
- GASTON, K. J. (Hrsg.) (1996): *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*. - Blackwell Science, Cambridge, 396 S.
- GREUTER, W. (1995): *Extinctions in Mediterranean areas*. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates*. - Oxford University Press, New York, 88-97
- HAHN, H. & HAHN, O. (1990): *Notruf aus der Arche. Ein alarmierender Bericht über die Vernichtung der belebten Natur*. - Birkhäuser Verlag, Basel, 208 S.
- HALTMEIER, H. & KOCH, L. (1994): Leben, wachsen, überleben. - *Natur*, 8, 30-39
- HUNTLEY, B.; CRAMER, W.; MORGAN, A. V.; PRENTICE, H. C. & ALLEN, J. (Eds.) (1997): Past and Future Rapid Environmental Changes: The Spatial and Evolutionary Responses of Terrestrial Biota". - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 523 S.
- JAKOB, G. (1991): Das grosse Sterben. Unterrichts Anregung für die Orientierungsstufe (5./6. Schülerjahrgang). - *Unterricht Biologie*, 15(162), 18-21
- JENKINS, M. (1992): *Species Extinction*. - In: WORLD CONSERVATION MONITORING CENTER (1992): *Global Biodiversity: Status of the Earth living resources*. - Chapman & Hall, London, 192-205
- KLOPFLEISCH, R. (1993): Wir haben sie fast geschafft. Die Vorräte im Supermarkt Natur gehen zu Ende. Doch die Menschen greifen weiter behert zu. *Ökodiktatur*. - *Greenpeace Magazin*, 1, 16-19
- LÄSSIG, R. (1995): Biodiversität erhalten - eine globale Aufgabe. *Forum für Wissenschaft in Birmensdorf*. - AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift, 50(10), 527-530
- LEHR, J. H. (1992): Rational Readings on Environmental Concerns. - Van Nostrand Reinhold, New York, 841 S.
- LELEK, A. (1996): General Considerations Regarding the Decline of Species. - In: ANONYMUS (1996): *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. - Birkhäuser Verlag, Basel 1-7

- LUDWIG, K. (1988):
Die Entartung der heimischen Natur. - Garten und Landschaft, 98(5), 5-6
- McHUGH, D. (1988):
Genetische Vielfalt. - Nationalpark, 58, S.28
- MUTZ, M. (1992):
Genormte Welt. Die abwechslungsreiche Natur wird zum Armenhaus. - Greenpeace Magazin, (2), 8-14
- MYERS, N. & SIMON, J. L. (1994):
Scarcity or Abundance? A Debate on the Environment. - Norton, New York, 254 S.
- MYERS, N. (1993):
Biodiversity and the Precautionary Principle. - Ambio, 22(2/3), 74-79
- NOSS, R. F. (1991):
From endangered species to biodiversity. - In: KOHM, K. A. (Ed.) (1991): Balancing on the brink of extinction. The Endangered Species Act and lessons for the future. - Island Press, Washington, 227-246
- PIMM, S. L.; RUSSEL, G. J.; GITTLEMAN, J. L. & BROOKS, T. M. (1995):
The Future of Biodiversity. - Science, 269, 347-350
- PRATT, James R. & CAIRNS, John JR. (1992):
Ecological Risks Associated with the Extinction of Species. - Advances in Modern Environmental Toxicology, 20, 93-117
- PRIMACK, R. B. (1995):
Naturschutzbiologie. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 713 S.
- REID, W. V. & MILLER, K. R. (1989):
Keeping Options Alive. The Scientific Basis for Conserving Biodiversity. - World Resources Institute Publications, Washington D.C., 128 S.
- RÖSER, B. (1990):
Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes. Arten- und Biotopgefährdung, Gefährdungsursachen, Schutzstrategien, Rechtsinstrumente. - Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 176 S.
- SADLER, J. P. & SKIDMORE, P. (1995):
Introductions, Extinctions or Continuity? Faunal Change in the North Atlantic Islands. - In: BUTLIN, R. A. & ROBERTS, N. (1995): Ecological Relations in Historical Times. - Blackwell, Oxford, 206-225
- SCHMID, U. (1995):
Krieg gegen die Natur? Vom Wert der Artenvielfalt. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 70, 69-84
- SCHUSTER, G. (1988):
Noch lebt der Garten Eden. - Natur, 5, 30-40
- SPELLERBERG, I. F. (1994):
Monitoring Ecological Change. - Cambridge University Press, 334 S.
- STOLL, G. (1995):
Naturschutz - jede Art zählt. - Spektrum der Wissenschaft, 5, S. 18, 20-21
- TOLBA, M. K. & EL-KHOLY, O. A. (Hrsg.) (1992):
The World Environment 1972-1992. Two decades of challenge. - Chapman and Hall, London, 884 S.
- TORSTENSSON, P. & LILJELUND, L. E. (1990):
Changes in Terrestrial Flora and Fauna. - Acidification Research in Sweden, 9, 1-2
- WEHNERT, D. (1988):
Noahs letzte Warnung. Artensterben und menschliche Zivilisation. - Ullstein Verlag, 223 S.
- WEIZSÄCKER, C. V. (1992):
Biologische Vielfalt. Wie Politik und Industrie einen Begriff verbrauchen. - Greenpeace Magazin, 2, 15
- WESTERN, D. & PEARL, M.C. (Hrsg.) (1988):
Conservation for the Twenty-first Century. - Oxford University Press, New York, 365 S.
- WILSON, E. O. (1989):
Threats to Biodiversity. - Scientific American, 261, 60-66
- (1992):
The diversity of life. - Harvard University Press, Cambridge, 294 S.
- (1997):
Der Wert der Vielfalt. Eine Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben des Menschen. - Piper, München, 512 S.
- (Hrsg.) (1992):
Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 557 S.
- WITT, R. & RISSLER, A. (1988):
Natur in Not. - Franckh'sche Verlagshandlung Keller, W., Stuttgart, 158 S.
- WORLDWATCH INSTITUTE (Hrsg.) (1997):
State of the World 1997. A Worldwatch Institute Report on Progress Towards a Sustainable Society. - Earthscan Publications, London/GB, 229 S.
- YABLOKOV, A. V. & OSTROUMOV, S. A. (1991):
Conservation of Living Nature and Resources. Problems, Trends and Prospects. - Springer-Verlag, Berlin, 271 S.

3.2 Rote Listen

- ANONYMUS (1990):
Red Data Birds in Britain. Action for Rare, Threatened and Important Species. - Poyser, T. and A.D., Berkhamsted/GB, 349 S.
- ANONYMUS (1992):
Die Rote Liste der Laufkäfer von Mecklenburg-Vorpommern. Expertenfragebogen contra Computerfaunistik. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 35(1/2), 21-30
- ANONYMUS (1992):
Rote Liste der bestandsgefährdeten Blattfusskrebse (Branchiopoda; ausgewählte Gruppen) und Zehnfüssigen Krebse (Decapoda) in Rheinland-Pfalz. (Stand: April 1990). - Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (Selbstverlag), Mainz, 15 S.
- ANONYMUS (1992):
Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer. (Col., Carabidae s. lat.). - Ökologie und Naturschutz, 4, 72 S.
- ANONYMUS (1993):
Vorläufige Synopsis der in Deutschland beobachteten Eulenflalterarten mit Vorschlag für eine aktualisierte Eingruppierung in die Kategorien der Roten Liste (Lepidoptera, Noctuidae). - Entomologische Nachrichten und Berichte, 37(2), 73-121

- ANONYMUS (1996):
Forstwirtschaft trägt nicht die Hauptschuld. Stellungnahme der AGDW zur Roten Liste. - AFZ - Der Wald, 51(26), 1456-1457
- ARNDT, E. & RICHTER, K. (1995):
Rote Liste Laufkäfer. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 4/95, 11
- ARNOLD, A.; BROCKHAUS, T. & KRETZSCHMAR, W. (1994):
Rote Liste Libellen. - Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Arbeitsmaterialien Naturschutz, 9 S.
- BAST, H.-D. (1992):
Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien Mecklenburg-Vorpommerns. - Der Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 28 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1992):
Beiträge zum Artenschutz 15: Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 111, 288 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1993):
Rote Liste der ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Bayerns und Liste der geschützten Pflanzen Bayerns. Kurzfassung. - 66 S.
- BEHNE, L. (1996):
Rote Liste der Rüsselkäfer (Curculionoidea) Thüringens. - Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 33, (3), 68-72
- BLAB, J. & NOWAK, E. (Hrsg.) (1989):
Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. Referate und Statements zum gleichnamigen Symposium. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 321 S.
- BÖRNER, J.; RICHTER, K.; SCHNEIDER, M. & STRAUBE, S. (1994):
Rote Liste Heuschrecken. - Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Arbeitsmaterialien Naturschutz, 10 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1996):
Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands 1996. - Schriftenreihe für Vegetationskunde, 28, 744 S.
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (1993):
Synopsis der Roten Listen Gefäßpflanzen. - Schriftenreihe für Vegetationskunde, 22, 262 S.
- CORDILLOT, F. (1994):
Neue Rote Liste: Fast die Hälfte aller bekannten Tierarten ist gefährdet. - Umweltschutz. BUWAL Bulletin (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern), 2, S. 29
- DER UMWELTMINISTER DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (1991):
Rote Liste der gefährdeten Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns. - 28 S.
- DETZEL, P. (1989):
Vorläufige Rote Liste der Heuschrecken und Grillen (Saltatoria) und Fangschrecken (Mantodea) von Baden-Württemberg. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 63, 253-258
- DÜRR, T; MÄDLow, W.; RYSLAVY, T. & SOHNS, G. (1997):
Durchwachsene Bilanz. Neue Rote Liste der Vögel Brandenburgs. - Ökowerkmagazin, 11 (9/10), 46
- EGGERS, TH. (1994):
Gefährdete Ackerwildpflanzenarten in Deutschland. I. Rote Listen der in der Bundesrepublik Deutschland (1. bis 4. Fassung, 1974 bis 1988) und der in der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik (1976) gefährdeten Pflanzen. - Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 46(6), 109-115
- FISCHER, A. (1992):
Welche Bedeutung haben Rote Listen für den Artenschutz im Wald? Eine kritische Würdigung. - Forstwissenschaftliches Centralblatt, 111(4), 225-235
- FISCHER, U. (1995):
Rote Liste Eulenfalter. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 8/95, 14 S.
- GELBRECHT, J. & SCHOTTSTÄDT, D. (1996):
Rote Liste Spanner. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 9 S.
- GNÜCHTEL, A. (1996):
Rote Liste Flechten. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 14 S.
- HANSESTADT LÜBECK, UMWELTAMT (1993):
Regionale Rote Liste Lübeck. - Verlag Stadt Lübeck (Selbstverlag), 72 S.
- HERKENRATH, P. (1996):
Vogelwelt im Aufwind. Neue Rote Liste. - Naturschutz heute, 28 (5), 28-31
- HIEBSCH, H. & TOLKE, D. (1996):
Rote Liste Weberknechte und Webspinnen. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 11 S.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (IUCN) - THE WORLD CONSERVATION UNION (1988):
1988 IUCN Red List of Threatened Animals. - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland/CH, 154 S.
- JACOBSEN, P. (1997):
Die Flechten Schleswig-Holsteins. - Rote Liste. - Kiel, 56 S.
- JANSEN, E. & KALUZA, S. (1995):
Rote Liste Grabwespen. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 6/95, 11 S.
- JANSEN, E. (1995):
Rote Liste Blatt-, Halm- und Holzwespen. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 7/95, 15 S.
- JUEG, U.; MENZEL-HARLOFF, H. & SEEMANN, R. (1994):
Rote Liste der gefährdeten Schnecken und Muscheln des Binnenlandes von Mecklenburg-Vorpommern. Stand: September 1993. - Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 28 S.
- JUNGBLUTH, J. H. (1989):
Anmerkungen zur Situation und Problematik bei der Erstellung 'Vorläufiger Roter Listen' bei den Mollusken. -

Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 224-232

KLAUSNITZER, B. (1994):
Rote Liste Bockkäfer. - Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Arbeitsmaterialien Naturschutz, 10 S.

——— (1995):
Rote Liste Blatthornkäfer und Hirschkäfer. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 5/95, 9 S.

KLÖCK, W. (1990):
Forstwirtschaft und Rote Listen. Fragwürdige Verhältnisse. - AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift, 45(37/38), 969-972

KNIEF, W.; BERNDT, R. K. ; GALL, T.; HÄLTERLEIN, B.; KOOP, B. & STRUWE-JUHL, B. (1995):
Die Brutvögel Schleswig-Holsteins - Rote Liste. 4. Fassung der Roten Listen der in Schleswig-Holstein gefährdeten Vogelarten - Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.), 60 S.

KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988):
Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz (4., neu bearb. Fassung, Stand 31.12.1987). - Schriftenreihe für Vegetationskunde, 19, 210 S.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1993):
Rote Listen Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 9/93, 76 S.

LEIBL, F. (1988):
Rote Liste bedrohter Brutvogelarten der Oberpfalz. - Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern, 26(3), 199-207

LOHMANN, M. (1995):
Rote Karte für die "Roten Listen". - Natur, 5, 40

MEISEL, K. (1984):
Landwirtschaft und "Rote Liste"-Pflanzenarten. - Natur und Landschaft, 59 (7/8), 301-307

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (1992):
Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. - UNZE-Verlag, Potsdam, 288 S.

NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (NABU) (1992):
Rote Liste der gefährdeten Grosspilze in Deutschland. - IHW-Verlag, Eching, 144 S.

NOWAK, E.; BLAB, J. & BLESS, R. (1994):
Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. mit kommentierten Artenverzeichnissen und Synopsen der Roten Listen der Bundesländer. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 42, 190 S.

PELLMANN, H. (1996):
Rote Liste Schwebfliegen. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Radebeul: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Selbstverlag), 15 S.

PLATEN, R. & SUKOPP, H. (1991):
Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. Schwerpunkt Berlin (West). - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Sonderheft, S 6, 478 S.

RIECKEN, U.; RIES, U. & SYMANK, A. (1994):
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Kilda Verlag Greven, 184 S.

SCHMID-EGGER, C. & SCHMIDT, K. (1996):
Rote Liste der Grabwespen Baden-Württembergs (Hymenoptera, Sphecidae). - Natur und Landschaft, 71(9), 371-380

SCHNIEBS, K.; REISE, H. & BÖSSNECK, Ulrich (1996):
Rote Liste Land- und Süßwassermollusken. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 14 S.

SELLIN, D. (1993):
Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Mecklenburg-Vorpommerns. - Der Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 35 S.

SIMON, L. (1991):
Rote Liste der bestandsgefährdeten Blattfusskrebse (Branchipoda; ausgewählte Gruppen) und Zehnfüssigen Krebse (Decapoda) in Rheinland-Pfalz. - Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 15 S.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT, ABTEILUNG 3 NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1993):
Rote Listen ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen sowie Pflanzengesellschaften des Landes Thüringen. - Naturschutzreport, 5/93, 215 S.

VERBUECHELN, G. (1995):
Neue Rote Liste der Pflanzengesellschaften in NRW. - Jahresbericht 1994 / Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF), 73-75

WESTHUS, W. & ZÜNDORF, H. J. (1990):
Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Thüringens für den Arten- und Biotopschutz. - Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 27(1), 6-21

WEYER, K. V. D. (1993):
Vorläufige Rote Liste der Armleuchteralgen. - LÖLF-Mitteilungen, 18(4), 23-27

ZEHFUSS, H. D. (1990):
Rote Liste der bestandsgefährdeten Grosspilze in Rheinland-Pfalz. - Ministerium für Umwelt und Gesundheit, 35 S.

ZIMMERMANN, Frank (1997):
Neue Rote Listen in Brandenburg - Notwendigkeit - Stellenwert - Kriterien. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 2, 44-48

3.3 Schätzungen der heutigen Artenzahl

BURLEY, W. F. (1995):
Eine Bestandsaufnahme biologischer Vielfalt mit dem Ziel, Prioritäten für Schutzmaßnahmen festzulegen. - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 251-263

COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. (1994):
Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345, 101-118

ERWIN, T. L. (1991):
How many species are there? Revisited. - Conservation Biology, 5, 330-333

——— (1994):
Das Kronendach des Regenwaldes. Im Zentrum der Artenvielfalt. - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der bio-

logischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 145-151

GASTON, K. J. (1996):
The magnitude of global insect richness. - Conservation Biology, 5, 283-296

——— (1996):
Species richness: measure and measurement. - In: GASTON, K. J. (Hrsg.) (1996): Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference. - Blackwell Science, Cambridge, 149-168

HAMMOND, P. (1992):
Species Inventory. - In: WORLD CONSERVATION MONITORING CENTER (1992): Global Biodiversity: Status of the Earth living resources. - Chapman & Hall, London, 17-39

HAMMOND, P. M. (1994):
Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences, 345, London, 119-136

HAWKSWORTH, D. L. (Ed.) (1994):
Biodiversity: Measurement and estimation. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345, 1-136

HAWKSWORTH, D. L. & HARPER, J. L. (1994):
Biodiversity: measurement and estimation. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345, 5-12

HUNTER, M. L. (1991):
Coping with ignorance: The Coarse-Filter Strategy for Maintaining Biodiversity. - In: KOHM, K. A. (Ed.) (1991): Balancing on the brink of extinction. The Endangered Species Act and lessons for the future. - Island Press, Washington, 266-281

LOVEJOY, T. E. (1994):
The quantification of biodiversity: an esoteric quest or a vital component of sustainable development. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345, 81-87

MAY, R. M. (1988):
How Many Species Are There on Earth? - Science, 241, 1441-1449

——— (1992):
How Many Species Inhabit the Earth? - Scientific American, 267, 18-24

——— (1994):
Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. - Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345, 13-20

——— (1994):
Past Efforts and Future Prospects Towards Understanding How Many Species There Are. - Konferenz: Biodiversity and Global Change (IUBS Symposium), C.A.B. International, Wallingford/GB, S. 71-84

STORK, N. E. (1993):
How many species are there? - Biodiversity and Conservation 2, 215-232

WORLD CONSERVATION MONITORING CENTER (1992):
Global Biodiversity: Status of the Earth living resources. - Chapman & Hall, London, 585 S.

3.4 Beurteilung der Gefährdung von Arten

BRÜGGEMANN, R.; KAUNE, A.; KLEIN, J. & ZELLNER, R. (1996):
Anwendung der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Umweltveränderungen. - Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 8 (2), 89-96

FLADE, M. (1992):
Die Vorboten der Veränderungen. Was uns Bestandserhebungen sagen. - Naturschutz heute, 24 (3), 38-39

MACE, G. M. (1994):
An investigation into methods for categorizing the conservation status of species. - In: EDWARDS, P. J.; MAY, R. M. & WEBB, N. R. (Eds.) (1994): Large-scale ecology and conservation biology. - Blackwell Scientific Publications, Oxford, 293-312

——— (1995):
Classification of threatened species and its role in conservation planning. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 197-213

MACE, G. M. & LANDE, R. (1991):
Assessing extinction threats: Toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. - Conservation Biology, 5, 148-157

MANN, C. C. (1991):
Extinction: Are Ecologists Crying Wolf. - Science, 253, 736-738

MARGULES, C. R. & AUSTIN, M. P. (1995):
Biological models for monitoring species decline: the construction and use of databases. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 183-196

MAY, R. M.; LAWTON, J. H. & STORK, N. E. (1995):
Assessing Extinction rates. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 1-24

MENGES, E. (1997):
Evaluating Extinction Risks in Plant Populations. - In: FIEDLER, P. L. & KAREIVA, P. M. (Eds.) (1997): Conservation biology: for the coming decade. - Chapman, New York, 49-65

MÜLLER, P. (1997):
Allgemeines Artensterben ein Konstrukt? - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 36 (4), 223-252

NEE, S.; HOLMES, E. C.; MAY, R. M. & HARVEY, P. H. (1995):
Estimating extinction from molecular phylogenies. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 164-196

TAYLOR, B. L. (1994):
The Reliability of Using Viability Analysis for Risk Classification of Species. - Conservation Biology, Vol. 9, Nr. 3, 551-558

4. Gefährdung einiger Taxa in unserer Zeit

4.1 Säugetiere

ALBERS, S. (1990):
Sind "Batmans Ahnen" noch zu retten? Fledermäuse fliegen in den Roten Listen ganz vorne. - Naturschutz heute, 22(3), 40-41

- ANONYMUS (1988):
Schweinswale in Not? - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 6(1), 17-18
- ANONYMUS (1996):
Gesucht: Feldhamster. - LÖBF-Mitteilungen, 21 (2), S. 7
- BAUMGARTNER, H. (1990):
Chemische Altlasten sind Schuld am Verschwinden der Otter. Andere Störungen können sie viel besser verkraften als bisher vermutet. - Natur, 7, 20
- BEHRENS, H. J. (1990):
Schweinswale in Seenot. - Naturschutz heute, 22(3), 61
- BLAB, J. & NOWAK, E. (1989):
Gefährdungstatus und Bestandstrends der Säugetiere in Bund und Ländern - ein Vergleich. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 203-205
- BOYE, P. (1996):
Ist der Feldhase in Deutschland gefährdet? - Natur und Landschaft, 71 (4), 167-174
- DER DEUTSCHE BUNDESTAG (1990):
Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Frau Garbe, Brauer und der Fraktion DIE GRÜNEN - Drucksache 11/7386 -. Mögliche Ausrottung des Mount Graham Rothörnchens durch das Max-Planck-Institut für Radioastronomie. - Verhandlungen des Deutschen Bundestages, Drucksachen, (11/7523), S. 3
- ENGL, K. (1991):
Sterben unsere Fledermäuse aus? - Öko-L, 13(1), 21-27
- HARTLEB, K. (1996):
Heimkehrer. Elche und Wölfe im Osten Deutschlands, Bären und Schakale in Österreich - die Einwanderer sind Arten, die heimkehren. - Ökowerkmagazin, 10 (6), 4-8
- KOCH, L. (1991):
Kinderstube der Kegelrobben wird immer unsicherer. - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 9(1), S.18
- KÖRBEL, O. (1992):
Die letzte Chance für den Nerz? - Fauna, 2(4), 15-17
- KREISEL, A. (1990):
Ein Herz für Fischotter. Wissenschaftler fordern Schutz der letzten Lebensräume. - Naturschutz- und Naturparke, 1 (136), 30-33
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSSAMT, FACHBEHÖRDE FÜR NATURSCHUTZ (1990):
Beiträge zum Fledermausschutz in Niedersachsen II. - Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen, 26, 175 S.
- RAUER, G. (1997):
Österreich - ein Bärenland? Hundert Jahre nach seiner Ausrottung kehrt der Braunbär nach Österreich zurück - Nationalpark, 1, 16-18
- SCHWENKE, W. (1988):
Fledermausschutz und -ansiedlung im Wald. Erfolge und Probleme. - Forstwissenschaftliches Centralblatt, 107(3), 197-202
- SPITZENBERGER, F. (1988):
Artenschutz in Österreich. Besonders gefährdete Säugetiere und Vögel Österreichs und ihre Lebensräume. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 8, 335 S.
- STUBBE, M.; SELUGA, K. & WEIDLING, A. (1997):
*Bestandssituation und Ökologie des Feldhamsters *Crictus cricetus* (L.; 1758).* - Tiere in Konflikt, 5, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 60 S.
- TEUBNER, J.; TEUBNER, J. & DOLCH, D.(1996):
Die letzten Feldhamster? - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5 (4), 32-35
- WEBER, D. (1992):
Iltis in die Rote Liste? - Fauna, 1(1), 12-14
- WEIDLING, A. (1996):
Unbekannter "Wüterich". Früher als Feind des Bauern verfolgt, heute in Brandenburg wie andernorts eine Rarität - der Feldhamster, das Wildtier des Jahres 1996. - Ökowerkmagazin, 10 (7/8), 43
- WENDT, W. (1996):
Sterben die Hufeisennasen aus? Fledermäuse. - Kosmos, 92(1), 31
- WURZEL, B. (1991):
Lust oder Frust? Auf den Spuren des Otters in der ehemaligen DDR. - Fauna, 1, S. 9

4.2 Pflanzen

ANONYMUS (1993):
Der Florenwandel in der Stadt Neumünster zwischen 1883 und 1988. - Heimat, 100 (9), 266-275

ANONYMUS (1993):
Sukzession contra Pflege von Streuwiesen. - Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, 2, 39-58

ANONYMUS (1996):
Die Echte Küchenschelle. Blume des Jahres 1996. - Fachberater, 46 (1), 20

ANONYMUS (1997):
Symposium 'Ursachen des Rückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt'. - Ziel muß eine Trendwende beim Artenrückgang sein - Umwelt (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 9, 356-357

BÖHNERT, W. & VJESCHKE, L. (1989):
Gefährdung und Schutz von Flora und Vegetation. - Natur und Landschaft, 64(6), 265-271

BOND, W. J. (1995):
Assessing the risk of plant extinction due to pollinator and disperser failure. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 131-146

EGGERS, T. (1993):
Artenrückgang bei Ackerunkräutern. - Spektrum der Wissenschaft, 7, 107-108

GARVE, E. (1994):
Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982 - 1992 ; I. Teil: A - K. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 30/1, 478 S.

———— (1994):
Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982 - 1992 ; L - Z. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 30/2, 479-897 S.

HAGEMANN, I. & BLEY, K.A. (1991):
Artenschutz in Botanischen Gärten unter besonderer Berücksichtigung der Erfahrungen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. - Berliner Naturschutzblätter, 35(3), 93-110

HEYWOOD, V. H. (1993):
Erhaltung der Pflanzen. - Naturopa, 71, 24-25

KLINGENSTEIN, F. & SCHNITTLER, M. (1997):
Ursachen des Artenrückgangs bei Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt. Symposium des BfN am 14. und 15. Juli 1997 im Wissenschaftszentrum Bonn. - Natur und Landschaft, 72 (10), 451-453

KONOLD, W.; AMLER, K. & WIEGMANN, B. (1991):
Der Einfluss sich ändernder Bewirtschaftung auf das Pflanzenarteninventar in einem landwirtschaftlich benachteiligten Gebiet. - Natur und Landschaft, 66(2), 93-97

KOOPOWITZ, H. & KAYE, H. (1985):
Helft den Pflanzen bevor es zu spät ist. - Bertelsmann Verlag, München, 286 S.

———— (1989):
Der Tod der Pflanzen. - Ullstein Sachbuch, Berlin, 286 S.

———— (1990):
Plant Extinction. A Global Crisis (2nd Ed.). - Helm, Christopher Publishers, Bromley/GB, 208 S.

KÜSTER, H. (1994):
Vielfalt und Monotonie von Ackerstandorten und deren Auswirkungen auf die Unkrautflora. Eine Betrachtung aus der Sicht der historischen Geobotanik. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft, 3(1), 4-7

LASKE, D. (1993):
Die Ackerbegleitflora - Gefährdete Pflanzen in der Agrarlandschaft. - Praxis der Naturwissenschaften. Biologie im Unterricht der Schulen, 42(7), 16-23

———— (1993):
Unkraut vergeht doch. - Fauna, 3(1), 36-38

MAY, H. (1991):
Feldverweis für Rittersporn, Labkraut und Co. Vom bunten Acker zum Einheitsgrün. Haben Ackerwildkräuter noch eine Zukunft? - Naturschutz heute, 23(1), 34-35

MEIEROTT, L. (1991):
Friedrich Emmert und die Flora von Schweinfurt um 1850 und heute. - Hoppea. Denkschriften der Regensburger Botanischen Gesellschaft, 50, 81-95

STRAUCH, M. (1992):
Morituri te salutant - Pflanzenarten im Unteren Trauntal am Rande des Aussterbens. - Öko-L, 14(2), 11-20

THIELCKE, G. (1996):
Zarte Blumen brauchen Pflege - eine Bilanz. Europäisches Naturschutzjahr 1995. - Natur und Umwelt, 76, (1), 20-21

ZOLDAN, J. (1993):
Ackerunkräuter - ein Spiegel der landwirtschaftlichen Entwicklung. - Spektrum der Wissenschaft, 7, 92-96

4.3 Bäume

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1996):
Beiträge zur Eibe. - Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 10, 90 S.

BOOTZ, W. (1989):
Ökologie und Schutzmöglichkeiten des Speierlings im Unteren Naheland. Waldpflege und Naturschutz. - AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift, 44 (12/13), 307-308

GÜNZL, L. (1994):
Das Überleben der Ulmen in Österreich sichern. - Österreichische Forstzeitung, 105 (2), 17

KALESSE, A. (1994):
Die Eibe (*Taxus baccata* L.) ist 'Baum des Jahres' 1994. - Berliner Naturschutzblätter, 38(4), 170-196

FRANKE, A. & LUDWIG, U. (1994):
Vorkommen des Speierlings (*Sorbus domestica* L.) in Baden-Württemberg. Erfassung, Bewertung, Erhaltung. - Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 180, 212 S.

KIRISITS, T. (1992):
Der Speierling - Die seltenste einheimische Baumart. - Österreichische Forstzeitung, 103(10), 55-56

LEIBUNDGUT, H. (1992):
Plädoyer für die Eibe. - Natur und Mensch, 34(1), 33-34

MÜLLER, F. (1996):
Erhaltung von Restvorkommen gefährdeter Ulmenarten. - Österreichische Forstzeitung, 107 (10), 26

SCHMITT, H. P. & SCHULZE, L. (1994):
Die Erhaltung der Ulme in Nordrhein-Westfalen. Forstgenbank NRW. - Allgemeine Forstzeitschrift, 49(5), 230-233

SCHODER, R. (1990):
Mögliche Ursache des Pappelsterbens. - Österreichische Forstzeitung, 101(12), 61-62

SCHORR, A. (1993):
Der Speierling - Baum des Jahres 1993. - Naturschutz im Saarland, 23(1), 16-18

WIEGAND, K. (1988):
Der Speierling, eine in Rheinland-Pfalz aussterbende Baumart. - Natur und Landschaft, 63(6), 277-278

4.4 Nutzpflanzen und -tiere

ALTMANN, M. (1995):
Transgene Pflanzen und Biodiversität. - Gentechnologie, 31, 127-142

BILLIG, S. (1996):
Dramatisches Aussterben von Nutzpflanzen. Vom 17.-23. Juni findet in Leipzig eine internationale Konferenz der FAO zum Thema pflanzengenetische Ressourcen statt. - Gen-ethischer Informationsdienst, 12(112/113), 7

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1996):
Erhaltung und nachhaltige Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen. zur Vorbereitung der 4. Internationalen Technischen Konferenz der FAO über pflanzengenetische Ressourcen. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, 441 S.

DAELE, W. VAN DEN.; PÜHLER, A.; SUKOPP, H.; BORA, A.; DÖBERT, R.; NEUBERT, S. & SIEWERT, V. (1996):
HR-Technik und genetische Verarmung: Schlussfolgerungen des TA-Verfahrens. - In: ANONYMUS: Grüne Gentechnik im Widerstreit. Modell einer partizipativen Technfolgenabschätzung zum Einsatz transgener herbizidre-

sistenter Pflanzen. - VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 173-180

DOHERTY, A. (1993):
Der Verlust der biologischen Vielfalt. - Ökologie und Landbau - Organ der IFOAM, 85, 29-30

FINCKH, M. R. & WOLFE, M. S. (1996):
Diversität statt Monokultur für eine gesunde Zukunft. - Agrarforschung, 3(6), 263-266

GESELLSCHAFT ZUR ERHALTUNG ALTER UND GEFÄHRDETER HAUSTIERRASSEN E.V. (Hrsg.) (1994):
Schwerpunkt Schafe und Ziegen. - 81 S.

KIESSLING, D. (1990):
Grosskonzerne - Dicke Kartoffeln. Die Nutzpflanzenvielfalt schwindet weltweit, das Saatgut wird monopolisiert. - Natur, 9, 88-93

MAY, H. (1992):
Artenvielfalt im Schweinestall? Auch Nutzierrassen sind vom Aussterben bedroht. - Naturschutz heute, 24(1), 41

NIEDZWEZKY, K. (1994):
Selten im Stall. - Ökowerkmagazin, 8(3), 4-9

NIEDZWEZKY, K. (1994):
Vielfalt durch die Bank. Nicht nur Wildtiere und -pflanzen sterben aus, auch viele Kulturpflanzen verschwinden. - Ökowerkmagazin, 8(12), 4-6

ÖHMICHEN, P. & BURANDT, C. (1993):
Landwirtschaftliche Kulturarten in Gefahr. - Ökologie und Landbau - Organ der IFOAM, 85, 25-29

STEGEMANN, Rüdiger (1996):
Pflanzengenetische Ressourcen. Bringt die FAO-Tagung einen Aktionsplan für die Welt? - Ökozidjournal, 11, 2-7

UMBACH, H.; ZEDDIES, J. & BROOCK, R. (1994):
Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. Heft 11 ; Auswirkungen der Herbizidresistenz-Technik auf die Züchtungspraxis und die genetischen Ressourcen. - Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Forschungsschwerpunkt Technik, Arbeit, Umwelt. Papers, 94-311, 99 S.

VELLVE, R. (1993):
The Decline of Diversity in European Agriculture. - Ecologist, 23(2), 64-69

4.5 Vögel

ALFRED TÖPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ (1996):
Leitart Birkhuhn - Naturschutz auf militärischen Übungsflächen. - NNA-Berichte, 9 (1), 130 S.

ANONYMUS (1988):
Blauracke in Mitteleuropa vom Aussterben bedroht. - Nationalpark, 60, 34

ANONYMUS (1989):
Waldrapp in Europa ausgestorben. - Naturschutz heute, 21(4/5), S.13

ANONYMUS (1991):
Rotkopfwürger in Bayern ausgestorben. - Nationalpark, 70, S.34

ANONYMUS (1991):
Steht das Rebhuhn noch auf der Tagesordnung? - Naturschutz heute, 23(1), 6-11

ANONYMUS (1993):
Eindeichung als ökologische Katastrophe. Der Sommervogelbestand im Grünlandbereich der Wedeler Marsch in den Jahren 1987 bis 1989. - Hamburger Avifaunistische Beiträge, 24, 37-94

ANONYMUS (1993):
Zur Bestandsentwicklung der Wiesenvögel in der "Unteren Seeveniederung" von 1978 bis 1990. - Hamburger Avifaunistische Beiträge, 24, 95-116

ANONYMUS (1994):
Sterben die Störche in Österreich bis 2020 aus? - Umweltschutz (Wien), 12, 30

ANONYMUS (1996):
Um den Kiebitz ist es schlecht bestellt. Natur- und Artenschutz. - Kosmos, 92 (1), 30

ANONYMUS (1996):
Geschützte Tiere in Brandenburg: Das Auerhuhn. - Brandenburger Umweltjournal, 20, 16-17

BAILLIE, S.R. (1990):
Integrated Population Monitoring of Breeding Birds in Britain and Ireland. - Ibis, 132(2), 151-166

BARTHEL, P. H. & MAY, H. (1996)
Flugkünstler vor dem Absturz. Vogel des Jahres. - Naturschutz heute, 28 (1), 8-9

BARTHEL, P. H. (1995):
Der Kiebitz. Vogel des Jahres 1996. - Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), Bundesgeschäftsstelle, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V., 35 S.

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1989):
Das Braunkehlchen - Vogel des Jahres 1987. Der Wendehals - Vogel des Jahres 1988. Seminare. - Laufener Seminarbeiträge, 3/89, 53 S.

BIBBY, C. J. (1995):
Recent, past and future extinctions in birds. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 98-110

BUSCHE, G. (1989):
Niedergang des Bestandes der Grauammer (*Emberiza caelandra*) in Schleswig-Holstein. - Vogelwarte, 35(1), 11-20

CHAVKO, J. & VONGREJ, S. (1996):
Grosstrappenschutz in der Slowakei - eine Übersicht. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5 (1/2), 10-11

CROCKFORD, N. J.; GREEN, R. E.; ROCAMORA, G.; SCHÄFFER, N.; STOWE, T. J. & GWYN, W. M. (1997):
*A Summary of the European Action Plan for the Corncrake *Crex crex*.* - Vogelwelt, 118 (3/4), 169-174

DEUSCHEL, R. (1991):
Vom Aussterben bedrohtes Auerwild soll im Schwarzwald Hilfe bekommen. Die "Schutzgemeinschaft Deutscher Wald" ist Träger eines Auerwild-Projektes. - Unser Wald (SDW), 43(1), S.16

DEUTSCHER BUND FÜR VOGELSCHUTZ E.V. (1988):
Weissstorch vom Aussterben bedroht. - LÖLF-Mitteilungen, 13(4), S. 9

DISTER, E. (1990):
Der Pirol - Vogel des Jahres 1990. - AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift, 45(32), 809-810

- EIKHORST, W. (1996): Bestandsentwicklung des Weissstorchs (*Ciconia ciconia*) in Bremen von 1926 bis 1995. - Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen, 43 (2), 557-566
- EPPLER, W. (1992): Einführung in das Artenschutzsymposium Wendehals. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beihefte, Artenschutzsymposium Wendehals. Referate und Beiträge, 66, 7-18
- FARAGO, S. (1996): Lage des Großtrappenbestandes in Ungarn und Ursachen für den Bestandsrückgang. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5 (1/2), 12-17
- GATTER, W. (1997): Waldgeschichte, Buchenprachtkäfer und Rückgang des Berglaubsängers *Phylloscopus b. bonelli* - Vogelwelt, 118 (1), 41-47
- GATTER, W.; GARDNER, R. & PENSKI, K. (1990): Abnahme ziehender Ringeltauben *Columba palumbus* in Süddeutschland - Vogelwelt, 111(3), 111-116
- GEORGIEV, D. (1996): Vorkommen und Schutz der Grosstrappe (*Otis t. tarda* L., 1758) in Bulgarien. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5 (1/2), 18-20
- GLÄNZER, U. (1989): Sicheln im Stoss, Korallen über den Augen, das Birkhuhn. - Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt, 54, 11-26
- GREEN, R. E.; ROCAMORA, G. & SCHÄFFER, N. (1997): Populations, Ecology and Threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. - Vogelwelt, 118 (3/4), 117-134
- HAVELKA, P. & HEPP, K. (1990): Altes und Neues um den Kolkrahen. Vom grössten einheimischen Singvogel. - AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift, 45(6/7), S. 174, 176
- HEINEN, F. (1989): Vogel des Jahres 1989. - UVP-Report, 3(1), S. 13
- HEPP, K.; SCHILLING, F. & WEGNER, P. (Hrsg.) (1995): Schutz dem Wanderfalken. 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) - eine Dokumentation. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beihefte, 82, 392 S.
- HERKENRATH, Peter & BAUER, Hans-Günther (1993): Schwarzköpfe gegen Weissköpfe. Neue Gefahren für die weltweit bedrohte Weisskopfruderente. - Naturschutz heute, 4, 45
- HERTEL, H. & JÄGER, D. (1995): Das Birkhuhn in Nordwestböhmen. - Naturschutzreport, 10, 183-193
- HÖLKER, M. (1996): Die Grauummer - vom Charaktervogel zur Seltenheit. Ein Vergleich der Bestandsverhältnisse in der Hellwegbörde 1993 bis 1996 und 1972/73. - LÖBF-Mitteilungen, 21, (4), 51-54
- ILLNER, H. (1988): Langfristiger Rückgang von Schleiereule *Tyto alba*, Waldohreule *Asio otus*, Steinkauz *Athene noctua* und Waldkauz *Strix aluco* in der Agrarlandschaft Mittelwestfalens 1974-1986. - Vogelwelt, 109(4), 145-151
- JOHNSON, T. H. & STATTERSFIELD, A. J. (1990): *A Global Review of Island Endemic Birds*. - *Ibis*, 132(2), 167-180
- KINZELBACH, R. (1995): *Vogelwelt und Klimaveränderung im 16. Jahrhundert*. - *Naturwissenschaften*, 82, 499-508
- KLAUS, S. (1994): Aussterben oder Überleben: Das Schicksal kleiner Populationen von Rauhfußhühnern in Mitteleuropa. - Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 27, 42-56
- (1996): Birkhuhn - Verbreitung in Mitteleuropa, Rückgangsursachen und Schutz. - NNA-Berichte, 9 (1), 6-11
- (1997): Flucht in die Zucht. Eine kritische Bilanz der Wiederansiedlung von Auerhühnern - Nationalpark, 1, 8-15
- KLAUS, S.; BOOCK, W. & DIETZEL, W. (1992): Bestandssituation, Rückgangsursachen und Schutz des Auerhuhns in Thüringen. - Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen, 29(2), 44-49
- KLIMM, B. & SCHMIDT, R. (1990): *Artenschutzprojekt "Haselhuhn" - Informationen über das Haselhuhn, Gefährdungsursachen und Schutzmassnahmen - Ministerium für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz*
- LEISLER, B. (1989): Grundlagen für den Artenschutz des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*). Lebensraumsprüche und mögliche Gefährdungsursachen. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 92, 29-36
- LIESER, M. (1994): Untersuchung der Lebensraumsprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Massnahmen zur Arterhaltung. - Ökologie der Vögel, Sonderheft, 16, 1-117
- LITBARSKI, H. (1996): Internationaler Workshop 'Conservation and Management of the Great Bustard in Europe' Naturschutzstation Buckow, 25. bis 28. Mai 1995. Gefördert durch das LIFE-Projekt der Europäischen Union (EU) 'Erhaltung von Lebensräumen für die Grosstrappen im Land Brandenburg'. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5 (1/2), 4-6
- LOHBECK, U. (1995): Nachtigall soll weiter trapsen. - Ökowerkmagazin, 9(1), 9
- LOSKE, K. (1997): Raufschwalbe - schlechte Aussichten für einen beliebten Dorf Vogel. - LÖBF-Mitteilungen (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen), 22 (2), 31-37
- LUDWIG, B. (1996): Neue Ergebnisse zum Bestand, zur Brutbiologie und -ökologie sowie zum Schutz der Grosstrappe (*Otis t. tarda* L., 1758) in der Notte-Niederung südlich von Berlin. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 5, (1/2), 30-36
- LÜTKEPOHL, M. (1995): Die Situation des Birkhuhns im Naturschutzgebiet 'Lüneburger Heide'. - Naturschutzreport, 10, 159-165
- LÜTKEPOHL, M. & PRÜTER, J. (1996): Rauhfusshühner und Kulturlandschaft. - NNA-Berichte, 9 (1), 2-5
- MAEDLOW, W. (1988): Kommt der "stumme Frühling"? Der Vogelchor zeigt Lücken. - Ökowerkmagazin, 2(2), 4-9

- MARTIN, G. (1996):
Birds in double trouble. - *Nature*, 380, 666-667
- MÜLLER, F. (1995):
Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in der Rhön. - Naturschutzreport, 10, 135-142
- FICHANT, R. (1995):
Das Hasel- und das Birkhuhn in Belgien. - Naturschutzreport, 10, 257-259
- NEUMANN-DENZAU, G. (1994):
Letzte Hoffnung für westliche Populationen. Nonnenkraniche. - *Kosmos*, 90(11), 57
- NITSCHKE, G. (1989):
Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Bayern 1980 bis 1986. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 95, 137-151
- NOWAK, E. & RHEINWALD, G. (1989):
Möglichkeiten und Probleme einer Ableitung von Entwicklungstrends aus einem Vergleich Roter Listen am Beispiel der Vögel. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 206-209
- OZA, G. M. (1993):
Are Cranes 'Dancing on the Brink'? - *Environmental Conservation*, 20 (2), 172
- PORKERT, J. (1995):
Nebelfrostdeposition, Heidelbeerrückgang, Auftreten von Rackelhühnern - Begleiterscheinungen des Aussterbens von Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) und Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Orlicke Hory (Adlergebirge), Tschechien. - Naturschutzreport, 10, 173-182
- REICHEL, D. (1990):
Liste bedrohter Brutvogelarten in Oberfranken. - *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 29(1), 37-47
- REICHHOLF, Josef H. (1989):
Gehört der Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* in die Rote Liste der gefährdeten Brutvögel Bayerns? - *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 27, 275-284
- (1989):
Warum verschwanden Lachseeschwalbe *Gelochelidon nilotica* und Triel *Burhinus oedicnemus* als Brutvögel aus Bayern? - *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 28 (1), 1-14
- REITER, K. R. (1992):
Rabenvögel - Gefahr für Amsel, Drossel, Fink und Star? - *Naturschutz im Saarland*, 22(1), 17
- RUGE, K. (1989):
Deutschlands Nationalvogel geht es schlecht. Storchenbestand 1988. - *Naturschutz heute*, 1/2, 12
- SCHERZINGER, W. (1988):
Fünf nach Zwölf für das Auerhuhn im Bayerischen Wald. Ein Artenschutzprojekt soll die Uhr zurückdrehen. - *Nationalpark*, 58, 8-12
- SCHULZ, H. (1992):
Es gibt ihn noch, den östlichen Waldrapp. - *Naturschutz heute*, 24(4), 58-59
- (1993):
Der Weissstorch. Lebensweise und Schutz. - *Forum Artenschutz*, Naturbuch Verlag, Augsburg, 63 S.
- SCHUSTER, S. (1992):
Bestandsveränderungen der Avifauna in Obstgärten. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beihefte, Artenschutzsymposium Wendehals. Referate und Beiträge, 66, 103-108
- SELLIN, D. (1989):
Hat der Seggenrohrsänger in Mecklenburg noch Überlebenschancen? - *Naturschutzarbeit in Mecklenburg*, 32(1), 31-34
- SPITZENBERGER, F. (1988):
Artenschutz in Österreich. Besonders gefährdete Säugetiere und Vögel Österreichs und ihre Lebensräume. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 8, 335 S.
- STOWE, T. J. NEWTON, A. V. GREEN, R. E. & MAYES, E. (1993):
*The Decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland in Relation to Habitat.* - *Journal of Applied Ecology*, 30(1), 53-62
- SUCHANT, R. (1993):
Hilfe für das Haselhuhn. - *AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift*, 48(11), 531-535
- THEISS, N.; FRANZ, D. & GLÄTZER, GERD (1992):
Zur Bestandsentwicklung des Flussuferläufers *Actitis hypoleucos* im Oberen Maintal von 1981 bis 1991. - *Ornithologischer Anzeiger*, 31(1/2), 43-49
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1995):
Ökologie und Schutz der Rauhfusshühner. Beiträge der internationalen Vortragsstagung in Cursdorf. - *Naturschutzreport*, 10, 296 S.
- UHL, H. (1996):
Braunkehlchen in Oberösterreich oder vom unauffälligen Sterben eines bunten Vogels. - *Öko-L*, 18 (1), 15-25
- VORPAHL, A. (1995):
Bestände des weissen Storches in der Landschaft Stapelholm. Ergebnisse aus 65 Jahren Erhebung. - *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein*, 65, 1-24
- WEBER, P. (1994):
Vögel am zweitgrößten Delta Europas - Paradies in Gefahr. - *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg*, 17, 235-239
- YOUTH, H. (1994):
Flug ins Ungewisse. - *World Watch (Deutsche Ausgabe)*, 3(1), S. 8-10, 12-13, 15-18, 20-21

4.6 Reptilien

BLAB, J. & NOWAK, E. (1989):
Gefährdungscharakteristika und Rückgangsursachen bei Reptilien. - *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 29, 210-214

BOCK, W. F. (1996):
Hungert die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) in unseren Gewässern? Ein Diskussionsbeitrag zum Rückgang der Europäischen Sumpfschildkröte. - *Natur und Landschaft*, 71 (6), 252-254

BÖHME, W. (1989):
Klimafaktoren und Artenrückgang am Beispiel mitteleuropäischer Eidechsen (Reptilia, Lacertidae). - *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 29, 195-202

CASE, T. J.; BOLGER D. T. & RICHMAN, A. D. (1997):
Reptilian Extinctions Over the Last Ten Thousand Years. - In: FIEDLER, P. L. & KAREIVA, P. M. (Eds.) (1997): *Conservation biology: for the coming decade.* - *Chapman, New York*, 157-186

NATURSCHUTZZENTRUM NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1990):

Reptilienschutz in Nordrhein-Westfalen - Grundlagen, Resultate, Perspektiven - Symposium. - NRW Seminarberichte, 9, 57 S.

4.7 Fische, Krebse

ANONYMUS (1991):

Artenrückgang bei gefährdeten Fischarten gestoppt. - Umwelt-aktuell (GKU), 3(4), 85

BOHL, E. (1995):

Neunaugen-Vorkommen in Bayern. - Fischökologie, 8, 43-52

DEHUS, P. (1990):

Die Verbreitung der Flusskrebse (Decapoda, Astacidä, Cambaridä) in Schleswig-Holstein. - Faunistisch-ökologische Mitteilungen, 6(3/4), 95-105

GAUMERT, T. (1995):

Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. Aktuelle Befunde im Vergleich zu alten Daten. - Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe c/o Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.), 29 S.

HOCHLEITHNER, M. (1995):

Gesellschaft zur Rettung des Störs (Acipenser sturio) e.V.i.G. - Österreichs Fischerei, 48 (7), 165-169

HOFFMANN, R. & FISCHER-SCHERL, T. (1989):

Entwicklung der Fischfauna in versauerten Gewässern Nordostbayerns. - In: MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1989): Gewässerversauerung in Baden-Württemberg. Kenntnisstand, Ursachen, Auswirkungen, Massnahmen. - Tagungsführer zum Symposium, S. 35

KAPPUS, B. & RAHMANN, H. (1994):

Neunaugen im Ökosystem Donau - Vorkommen, Habitatsprüche, Taxonomie und Gefährdungsstatus. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 17, 204-214

KIWEK, F. (1995):

Sterlet-Projekt für die Donau. - Österreichs Fischerei, 48 (1), 2-3

KOBBE, B. (1997):

Rätsel der Schwärme. Heringe und Sardinen - Meeresströmungen steuern das Wachstum. - Bild der Wissenschaft, 34,(5), 16-20

LUTTER, S. (1991):

Frischer Nordseefisch auf den Tisch - wie lange noch? - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 9(1), 6

RÄTZ, H. & STEIN, M. (1992):

Geringster Kabeljaubestand vor Westgrönland seit 1982. - Informationen für die Fischwirtschaft, 39 (1), 3-10

REINSCH, H. H. & RÄTZ, H. J. (1991):

Auch künftig kein Laicherbestand an Kabeljau vor Westgrönland. Erste Ergebnisse der Grundfischuntersuchung deuten auf eine drastische Abnahme des westgrönländischen Kabeljaubestandes. - Informationen für die Fischwirtschaft, 38(1), 4-8

SCHMIDT, G. (1994):

Leitfaden zum Fischartenschutz in Nordrhein-Westfalen. - LÖBF-Mitteilungen (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen), 258 S.

SMOLDERS, A. J. P.; RÖLOFS, J. G. M. & HERTOOG, C. DEN (1996):

Possible Causes for the Decline of the Water Soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. - Archiv für Hydrobiologie, 136 (3), 327-342

STEIN, H. REINARTZ, R. & STEINHÖRSTER, U. (1995):

Potentielle Ursachen der Bestandsgefährdung rheophiler Fischarten - dargestellt am Beispiel der Nase (*Chondrostoma nasus*). - Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 48, 405-417

VORFELDER, J. (1990):

Bis zum letzten Fisch im Meer. - Natur, 6, 20-21

WATERSTRAAT, A. (1988):

Zur Verbreitung und Ökologie der Reliktkrebse *Mysis relicta* (LOVEN), *Pallasea quadrispinosa* (SARS) und *Pontoporeia affinis* (LINDSTROM). - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 28(2), S.121-137

4.8 Insekten

ANONYMUS (1993):

Wiesen ohne Falter? Langzeitbeobachtungen zum Rückgang der Tagfalter im mittleren Saarland. - Rheinische Landschaften, 40, 39 S.

HARRINGTON, R. & STORK, N. E. (1995):

Insects in a Changing Environment. - Academic Press, London, 534 S.

MALZACHER, P. (1989):

Gefährdungstatus der Arten der Insektenordnung Eintagsfliegen - Ephemeroptera. Veränderungen und neuere Entwicklungen. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 291-293

MAWDSLEY, N. A. & STORK, N. E. (1995):

Species Extinctions in Insects: Ecological and Biogeographical Considerations. - 17. Symposium of the Royal Entomological Society, Harpenden/GB 1993, 7.-10.Sep.: Insects in a Changing Environment, Academic Press, New York, 321-369

MAY, H. (1997):

Streit um die Biene. Wiederansiedlung. - Naturschutz heute, 29 (4), 38-39

SETTELE, J. (1990):

Zur Hypothese des Bestandsrückgangs von Insekten in der Bundesrepublik Deutschland. - Landschaft und Stadt, 22(3), 88-100

THOMAS, J. A. & MORRIS, M. G. (1995):

Rates and patterns of extinction among British invertebrates. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 111-130

TRÖGER, E. J. (1989):

Erhaltungssituation der Netzflügler (Neuropteroidea). - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 266-267

WAGNER, R. (1989):

Der Gefährdungstatus einheimischer Schmetterlingsmücken (Diptera, Psychodidae). - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 262-263

4.9 Amphibien

BARANDUN, J. (1997):

Letzte Chance für den Laubfrosch - Natur und Mensch, 39 (2), 20-23

BEINLICH, B.; POLIVKA, R. & GROSS, P. (1993):
Bestandesentwicklungen bei Grasfrosch (*Rana temporaria*)
und Erdkröte (*Bufo bufo*) (Amphibia, Anura) - Ergebnisse
einer nach 10 Jahren wiederholten Amphibienkartierung. -
Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 1(1), 67-69

BLAB, J. & NOWAK, E. (1989):
Lurche - Versuch einer ökologischen Risikoanalyse. -
Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29,
215-216

BLAUSTEIN, Andrew R. & WAKE, David B. (1995):
Das Rätsel des weltweiten Amphibiensterbens. - Spektrum
der Wissenschaft, 6, 58-63

BORGULA, A.; FALLOT, P. & RYSER, J. (1994):
Inventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeu-
tung. Schlussbericht zur Inventaraufnahme. - Schriftenrei-
he Umwelt (BUWAL Bern), 233, 75 S.

GLAW, F. & GEIGER, A. (1991):
*Ist der Laubfrosch im nördlichen Rheinland noch zu ret-
ten? - LÖLF-Mitteilungen, 16(1), 39-44*

GNOTH-AUSTEN, F. & SCHILLING, D. (1991):
Die Situation der Amphibien im westlichen Voralpenland.
- Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Um-
weltschutz, 113, 55-59

HALLIDAY, T. R. (1993):
*Declining Amphibians in Europe, with Particular Empha-
sis on the Situation in Britain. - Environmental Reviews
(NRC Canada), 1(1), 21-25*

HENLE, K. & STREIT, B. (1990):
Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibi-
en und Reptilien und zu dessen Ursachen. - Natur und
Landschaft, 65(7/8), 347-361

KUHN, K. (1991):
Amphibienkartierung im alpinen Bereich der Landkreise
Oberallgäu und Ostallgäu unter besonderer Berücksichti-
gung des Alpensalamanders. - Schriftenreihe des Bayeri-
schen Landesamtes für Umweltschutz, 113, 61-67

MÜNCH, D. (1991):
Grosspopulationen der Erdkröte. Bestandsrückgang einer
ehemals häufigen Amphibienart im östlichen Ruhrgebiet. -
Naturschutz und Landschaftsplanung, 23 (4), 158-159

THIELCKE, G.; HUTTER, C. P.; HERRN, C. P. & SCHREI-
BER, R. L. (1991):
Rettet die Frösche. Das Standardwerk zum praktischen
Amphibienschutz in Deutschland, Österreich und der
Schweiz. - Thienemanns, K., Stuttgart, 125 S.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT, AB-
TEILUNG & NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1996):
Verbreitung, Ökologie und Schutz der Gelbbauchunke.
Beiträge der internationalen Vortragsstagung in Jena; Vor-
träge. - Naturschutzreport, 11, 260 S.

4.10 Schnecken

BAUR, B. & BAUR, A. (1993):
Climatic Warming Due to Thermal Radiation from an Ur-
ban Area as Possible Cause for the Local Extinction of a
Land Snail. - Journal of Applied Ecology, 30(2), 333-340

FALATURI, P. & KÖNIES, H. (1996):
Die Gefährdung der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*)
durch gewerbliches Sammeln: Konsequenzen für den Na-
turschutz. - Natur und Landschaft, 71 (5), 208-213

FRANK, C. (1990):
Ein Lebendnachweis von *Lithoglyphus naticoides* (C.
Pfeiffer 1828) in der österreichisch-bayerischen Donau
(Gastropoda. Prosobranchia. Hydrobiidae). - Archiv für
Hydrobiologie. Veröffentlichungen der Arbeitsgemein-
schaft Donauforschung der Societas Internationalis Lim-
nologiae, 84 (1), 95-98

WERNER, U. & ADLER, M. (1994):
Harte Schale, weicher Kern. Schnecken und Muscheln ver-
dienen mehr Beachtung von seiten des Naturschutzes. -
Naturschutz heute, 26 (1), 64-66

4.11 Pilze

ANONYMUS (1993):
Rückgang der Pilzbestände. - Naturwissenschaftliche Rund-
schau, 46(2), 71

BENKERT, D. (1997):
Brauchen Pilze Schutz? - Ökowerkmagazin, 11, (9/10), 4-8

GARNWEIDNER, E. (1991):
Zur Problematik des Artenschutzes bei Pilzen. - Schriften-
reihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz,
102, 71-78

ODENWALD, M. & SCHILDHAUER, R. (1993):
Das grosse Pilzsterben. - Natur, 9, 16-20

PILSAK, W. J. (1994):
Pilzsterben in unseren Wäldern. 'Rote Liste' dokumentiert
einen dramatischen Pilzrückgang. - Unser Wald (SDW),
46 (3), 14-15

4.12 Flechten

CAMENZIND, R. & LUSSI, S. (1993):
Stark gefährdete Flechten: BUWAL-Vorprojekt liefert
Schutzgrundlagen. - Umweltschutz in der Schweiz, 2, 24-27

CAMENZIND-WILDI, R.; WILDI CAMENZIND, E. &
LIEBENDÖRFER, L. (1996):
Merkblätter: Schutz stark gefährdeter Flechten der
Schweiz. 1. Serie 1996 Bearbeitungsstand: März 1995 -
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft der Schweiz,
Vollzug Umwelt / L'environnement pratique, 23 S.

JACOBSEN, P. (1990):
Erfassung der Flechtenflora Schleswig-Holsteins und Be-
urteilung ihres Gefährdungsgrades durch Umwelteinflüsse.
- Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Botanisches In-
stitut und Botanischer Garten, Lehrstuhl für Ökophysiolo-
gie, 230 S.

MACHER, M. (1988):
Bedrohte Überlebenskünstler. Die Situation der Flechten im
Nationalpark Bayerischer Wald. - Nationalpark, 59, 17-19

SCHÖLLER, H. (1995):
Veränderungen der Flechtenflora und Flechtenvegetation
im Frankfurter Raum seit 1800. - Courier Forschungsinsti-
tut Senckenberg, Hans Joachim Conert-Festschrift, 186,
149-168

4.13 Bakterien

ANONYMUS (1993):
Artenschutz für Bakterien. - Naturwissenschaftliche Rund-
schau, 46(5), 196

5. Gefährdung von Großökosystemen

5.1 Flüsse und Seen

ABRAMOWITZ, J. N. (1996):
Imperiled Waters, Impoverished Future: The Decline of Freshwater Ecosystems. - Worldwatch Paper, 128, 80 S.

ANONYMUS (1989):
Entwicklung der Lebensgemeinschaften am Gewässerboden des Rheins. - Umwelt (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 6, 280-282

ANONYMUS (1993):
Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972-1988. - Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, 1, 72-138

BÖHME, M. (1994):
Langzeitveränderungen in der Makrophytenbesiedlung von eutrophierten Seen um Berlin. - DGL Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994, I, 345-348

GEILER, N. (1989):
Das Mysterium im Restrhein. - In: GÄRTNER, E. (1989): Kleine Bibliothek, 508, S. 64-71

HARVEY, H. H. & JACKSON, D. A. (1996):
Acid Stress and Extinction of a Spring-Spawning Fish Population. - Acid Reign '95?. Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition: Science & Policy, 2, Lake Acidification, Natural Versus Anthropogenic Acidification, Long Term Trends, Acidification and Heavy Metals, Nutrient Deposition and Effects, Freshwater Liming and Soil Mitigation, 383-388

JUNGBLUTH, J. H. (1994):
Die Mollusken als Bioindikatoren und Organismenkataster der Donau. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 17, 215-234

PETER, A. (1995):
Lebensraumänderungen in Fließgewässern - eine fischbiologische Perspektive. - Gaia, 4 (3), 159-165

SANDOEY, S. & ROMUNDSTAD, A. J. (1996):
Liming of Acidified Lakes and Rivers in Norway. An Attempt to Preserve and Restore Biological Diversity in the Acidified Regions. - Acid Reign '95?. Proceedings from the 5th International Conference on Acidic Deposition: Science & Policy, 2, 997-1002

SIEBECK, O. (1988):
Ausrottung der bestehenden Arten. Zivilisationsbedingte Einflüsse auf Gewässer. - Chemische Rundschau, 41(45), S. 34

TROCKUR, B. (1994):
Umweltkatastrophe am Öko-See. Artenschwund durch illegalen Graskarpfen-Besatz. - Naturschutz im Saarland, 24(3), 23-25

VOGT, H.H. (1991):
Baikalsee weiterhin gefährdet. - Naturwissenschaftliche Rundschau, 44(3), 105-106

5.2 Meere

ANONYMUS (1993):
Dem Schwarzen und Asowschen Meer geht die Luft aus. - Ökologische Briefe, 27, 12-14

BLOOS, L. (1989):
Die Wirkungen von Schmutz lassen sich nicht prognostizieren. Manche Arten des Planktons sind fast verschwunden, andere haben sich um das Zehnfache vermehrt. Biologische Anstalt Helgoland untersucht das Ökosystem Nordsee. - VDI-Nachrichten, 43(30), S.20

COGNETTI, G. & CURINI-GALLETTI, M. (1993):
Biodiversity Conservation Problems in the Marine Environment. - Marine Pollution Bulletin, 26(4), 179-183

FISENNE, O. V. (1993):
Keine Entwarnung für die Nordsee. Die Artenvielfalt nimmt erschreckend ab. - Naturschutz und Naturparke, 149, 11-15

HEIBER, W. & RACHOR, E. (1989):
Entwicklungen im Gefährdungstatus mariner Benthos-Invertebraten und ihre Ursachen. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 52-64

LOZAN, J. L.; RACHOR, E.; WESTERNHAGEN, H. V. & LENZ, W. (Hrsg.)(1994):
Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten. - Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 387 S.

LOZAN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E. & WATERMANN, B. (1990):
Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten. - Parey, P., Berlin, 428 S.

MICHAELIS, H. & REISE, K. (1994):
Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. - Blackwell-Fachwissen, Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten, 106-116

MICHAELIS, H. (1993):
Alarmierender Artenschwund in unseren Ästuaren. - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 11(1), 8-9

MÜNCHEN, R. & WELLERSHAUS, S. (1989):
Die Nordsee - Ein sterbendes Meer? - In: GÄRTNER, E. (HRSG.): Kleine Bibliothek, 508, 72-89

NEHRING, S. (1997):
Wattenmeer - quo vadis? - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 15 (1), 24-25

ÖSCHGER, R. (1997):
Schwarze Flecken im Wattenmeer. - Naturwissenschaftliche Rundschau, 50 (2), 53-56

PASTOR, X. (1988):
Das Mittelmeer verdient ein besseres Los. - Naturopa, 60, 18-20

REISE, K. (1990):
Historische Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres. - Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften. Vorträge., 382, 35-50

REISE, K. (1994):
Changing Life Under the Tides of the Wadden Sea During the 20th Century. - Ophelia Supplement, 6, 117-125

REISE, K.; KOLBE, K. & JONGE, V. DE (1994):
Makroalgen und Seegrassbestände im Wattenmeer. - Blackwell-Fachwissen, Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten, 90-100

WEBER, P. (1994):
Das Meer. Rettung für die Lebensquelle Ozean. - Worldwatch Paper, 8, 80 S.

WELLERSHAUS, Stefan (1993):
Ökologie und Bedrohung. Aestuar. - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 11(1), 4-6

WONNEBERGER, K. (1996):
Schwarze Flächen im Wattenmeer - Phänomen veränderter Prozesse. - Nationalpark, 3, 32-34

6. Ursachen für das Aussterben von Arten in unserer Zeit

6.1 Der Mensch

BEZZEL, E. (1995):
Anthropogene Einflüsse in der Vogelwelt Europas. Ein kritischer Überblick mit Schwerpunkt Mitteleuropa. - Natur und Landschaft, 70(9), 391-411

BUTLIN, R. A. & ROBERTS, N. (1995):
Ecological Relations in Historical Times. Human Impact and Adaptation. - Blackwell Oxford, 344 S.

CAMBELL, N. A. (1997):
Menschliche Aktivitäten verändern die Verbreitung von Arten und reduzieren die biologische Vielfalt. - In: CAMPBELL, N. A. (1997): *Biologie.* - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 1267-1271

DIAMOND, J. M. (1989):
The present, past and future of human-caused extinctions. - In: CHALONER, W. G. & HALLAM, A. (Eds.) (1989): *Evolution and Extinction.* - *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, volume 325*, 469-477

EHRlich, P. R. (1994):
Der Verlust der Vielfalt. Ursachen und Konsequenzen. - In: RAVEN, P. H. (1994): *Unsere schwindenden Tropenwälder.* - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): *Ende der biologischen Vielfalt.* - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 141-144

——— (1995):
The scale of the human enterprise and biodiversity loss. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): *Extinction Rates.* - Oxford University Press, New York, 214-226

GRANT, A. (1996):
Die Wirkung des Menschen auf terrestrische Ökosysteme. - In: ANONYMUS (1996): *Umweltwissenschaften und Umweltmanagement.*, Springer-Verlag, Hamburg, 119-139

KERR, J. T. & CURRIE, D. J. (1995):
Effects of Human Activity on Global Extinction Risk. - *Conservation Biology*, 9 (5), 1528-1538

LEEMANS, R. (1996):
Biodiversity and global change. - In: GASTON, K. J. (1996): *Species richness: measure and measurement.* - In: GASTON, K. J. (Hrsg.) (1996): *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference.* - Blackwell Science, Cambridge, 367-388

REISE, K. (1991):
Wechselbad für Spezialisten. Der Mensch stellt die Anpassungsfähigkeit der Arten auf eine harte Probe. - WWF Journal, (4), 14-15

WEIGEL, H. J. (1997):
Globale Veränderungen und biologische Vielfalt. - Schriftenreihe des BML "Angewandte Wissenschaft", Heft 465 "Biologische Vielfalt in Ökosystemen, 185-202

WRIGHT, D. H. (1990):
Human Impacts on Energy Flow Through Natural Ecosystems, and Implications for Species Endangerment. - *Ambio*, 19(4), 189-194

6.2 Klimaänderung

BUGMANN, H. (1997):
Gap models, forest dynamics and the response of vegetation to climate change. - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 441-453

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1995):
Klimaänderungen und Naturschutz. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 227 S.

DOLMAN, P. M. (1997):
Migratory birds: Simulating adaptation to environmental change. - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 389-400

FORD, M. J. (1982):
The changing climate: responses of the natural fauna and flora. - Allen, London, 190 S.

FRENZEL, B. (1993):
Klimaschwankungen und der Vorgang der Ökosystemänderung. - *Ökosystemanalyse und Umweltforschung in Rheinland-Pfalz*, Band 1, Fischer-Verlag, Stuttgart, 7-26

HOFMANN, J. (1995):
Einfluß von Klimaänderungen auf die Vegetation in Kulturlandschaften. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 191-211

HUNTLEY, B.; CRAMER, W.; MORGAN, A. V.; PRENTICE, H. C. & ALLEN, J. R. M. (1997):
Predicting the response of terrestrial biota to future environmental changes. - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 487-504

JÄGER, E. (1995):
Klimabedingte Arealveränderungen von anthropochoren Pflanzen und Elementen der natürlichen Vegetation. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 51-81

KIENAST, F.; BRZEZIECKI, B. & WILDI, O. (1995):
Simulierte Auswirkungen von postulierten Klimaveränderungen auf die Waldvegetation im Alpenraum. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 83-101

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995):
Klimatisch bedingter Faunenwechsel am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 135-154

NETTMANN, H.-K. (1995):
Klimawandel und Fauna in Mitteleuropa: Beispiele aus den Wirbeltierbereich und Aufgaben des Naturschutzes. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 155-164

PETERS, R. L. (Hrsg.) (1992):
Global warming and biological diversity. - Yale University Press, London/GB, 386 S.

RYAN, J. C. (1992):
When nature loses its cool. - *World Watch*, 5(5), 10-16

SUKOPP, H. & WURZEL, A. (1995):
Klima- und Florenveränderungen in Stadtgebieten. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 4, 103-130

SYKES, M. T. (1997):
The biogeographic consequences of forecast changes in the global environment: Individual species' potential range changes. - NATO ASI Series, 47, Springer Verlag, Heidelberg, 427-440

WILLIAMSEN, K. (1975):
Birds and Climatic Change. - *Bird Study*, 22, 143-164

6.3 Neophyten

CHMELENSKY, C. (1997):
Ein folgenschwerer Irrtum. Gefahr für Grünwald. - *Öko-
werkmagazin*, 11, (9/10), 40

FINCK, H. (1991):
Die grünen Besatzer. Ausländer auf Erfolgskurs. Fremde
Pflanzen überwuchern deutsche Kräuter. Experten setzen
auf die Integrationskraft der heimischen Flora. - *Natur*, 2,
50-54

KOWARIK, I. (1996):
Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Be-
wertung. - *Texte (Umweltbundesamt Berlin)*, 58/96, 119-155

6.4 Umweltchemikalien

GEMMEKE, H. (1991):
Pflanzenschutzmittel und Vogelbestand - Ort, Zeit und
Umfang der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel
in der Kulturlandschaft. - *Nachrichtenblatt des Deutschen
Pflanzenschutzdienstes*, 43(3), 48-52

——— (1992):
Chemische Pflanzenschutzmittel in der Agrarlandschaft
(Ort, Zeit, Umfang) und ihre Bedeutung für die Vogelwelt.
- *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für
Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem*, 280, 36-72

IDE, I. & WATERMANN, B. (1995):
Hormonelle Verwirrung. Meeresverschmutzung. - *Watten-
meer International*. Ausgabe Deutschland, 13(1), 12-13

KLEEMEYER, H. (1995):
Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. - *Watten-
meer International*. Ausgabe Deutschland, 13(4), 22-24

MACKINNON, D. S. & FREEDMAN, B. (1993):
Effects of Silvicultural Use of the Herbicide Glyphosate on
Breeding Birds of Regenerating Clearcuts in Nova Scotia,
Canada. - *Journal of Applied Ecology*, 30(3), 395-406

MISCH, A. (1992):
*Chemical Reaction in the Animal Kingdom. - World Watch
(English Edition)*, 5(4), 34-36

6.5 Versauerung

ALPHEI, J. BONKOWSKI, M. KOCH, M. & SCHAUER-
MANN, J. (1993):
Reaktionen von Mikroflora und Tieren des Bodens auf ex-
perimentelle Manipulationen des Niederschlagswassers ein-
es Fichtenforstes. - *Forstarchiv*, 64, 4, 194-201

ANONYMUS (1989):
20 Jahre Nationalpark. Der Regen bringt den Artentod. -
Natur, 12, S.16

DORKA, V. (1994):
*Unter allen Wipfeln ist Ruh... Das unspektakuläre Sterben
des Waldes. - Natur und Umwelt*, 74(4), S. 20-22, 24, 26-
27

HARVEY, H. H. & JACKSON, D. A. (1996):
Acid Stress and Extinction of a Spring-Spawning Fish Po-
pulation. - *Acid Reign '95?'. Proceedings from the 5th In-
ternational Conference on Acidic Deposition: Science &
Policy*, Vol. 2, Lake Acidification, Natural Versus Anthro-
pogenic Acidification, Long Term Trends, Acidification
and Heavy Metals, Nutrient Deposition and Effects, Fres-
hwater Liming and Soil Mitigation, 383-388

HARVEY, H. H.; ADRIANO, D. C. & JOHNSON, A. H.
(1989):
Effects of Acidic Precipitation on Lake Ecosystems. - *Ad-
vances in Environmental Science*, 2, 137-164

HOFFMANN, R. (1990):
Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fischfau-
na. - *Laufener Seminarbeiträge*, 4/90, 80-84

MARTHALER, R.; GEBHARDT, H. & LINNENBACH, M.
(1989):
Gewässerversauerung. Gefahr für den Lebensraum der
Bachforelle. - *Biologie in unserer Zeit*, 19(1), 22-24

PREUSS, K.H. (1988):
Saurer Regen - tote Seen. Zusatzstress Sinkender pH-Wert
löst vermehrt Schwermetalle aus dem Gewässerbett. For-
scher befürchten Aussterben des Tierbestands. - *VDI-Nach-
richten*, 42(13), S. 27

SANDOEY, S. & ROMUNDSTAD, A. J. (1996):
Liming of Acidified Lakes and Rivers in Norway. An At-
tempt to Preserve and Restore Biological Diversity in the
Acidified Regions. - *Acid Reign '95?'. Proceedings from
the 5th International Conference on Acidic Deposition:
Science & Policy*, 2, 997-1002

SCHMIDT, P. A. (1993):
Veränderung der Flora und Vegetation von Wäldern unter
Immissionseinfluss. - *Forstwissenschaftliches Centralblatt*,
112(4), 213-224

6.6 Eutrophierung

BÖHME, M. (1994):
Langzeitveränderungen in der Makrophytenbesiedlung von
eutrophierten Seen um Berlin. - *DGL Deutsche Gesell-
schaft für Limnologie e.V.*. Erweiterte Zusammenfassun-
gen der Jahrestagung 1994, I, 345-348

ELLENBERG, H. (1992):
Eutrophierung als wesentliches 'Hintergrund-Problem' für
wildlebende Organismen in Mitteleuropa. - *Mitteilungen
aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forst-
wirtschaft Berlin-Dahlem*, 280, 73-94

NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE (1989):
Eutrophierung - das gravierendste Problem im Naturschutz?
Expertengespräch. - *NNA-Berichte*, 2(1), 70 S.

6.7 Landwirtschaft

BASEDOW, T. (1989):
Die Bedeutung von Pestizidanwendungen für die Existenz
von Tierarten in der Agrarlandschaft. - *Schriftenreihe für
Landschaftspflege und Naturschutz*, 29, 151-168

BOLTE, D. & DENKER, W. (1988):
Landwirtschaft - Auswirkungen moderner Produktionsme-
thoden auf die Artenvielfalt und den Boden am Beispiel
des Grünlandes. - In: *BODENÖKOLOGISCHE ARBEITS-
GEMEINSCHAFT BREMEN E.V. BUND FÜR UMWELT
UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND, LANDES-
VERBAND BREMEN E.V. (BREMER NATURSCHUTZ-
GESELLSCHAFT) (Hrsg.): Lebensraum Boden in Gefahr.
Für den Erhalt der Regenerationsfähigkeit des Bodens. -
Bodenökologische Arbeitsgemeinschaft Bremen (Selbst-
verlag)*, 107-111

KÖRNER, H. (1990):
Der Einfluss der Pflanzenschutzmittel auf die Faunenviel-
falt der Agrarlandschaft (unter besonderer Berücksichti-
gung der Oberfläche der Felder). - *Bayerisches Landwirt-
schaftliches Jahrbuch*, 67(4), 76-496

REISSENWEBER, F. (1990):
Veränderungen des Brutbestandes ausgewählter Vogelarten (1965-1989) der "Glender Wiesen" (Stadt Coburg, Oberfranken) in Abhängigkeit vom Strukturwandel in der Landwirtschaft - Bedeutung des Gebietes für den Artenschutz heute. - Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 13, 205-215

WINK, M. (1992):
Zur Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft. - Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, 280, 95-108

6.8 Fischerei

BRENDEL, F. (1992):
Gammelige Geschäfte. Die Industriefischerei plündert die Nordsee. - Greenpeace Magazin (3), 44-47

MIERSCH, M. (1991):
Kleine Netze für kleine Fische. Artenschutz. - Natur, 3, S. 57

RUF, A. (1988):
Naturverarmung durch Fischerei. Fischerei verändert die Artenzusammensetzung der Wattenmeerfauna. "Sandkorallen" und Austern sind in den letzten 60 Jahren vollständig verschwunden. - Wattenmeer International. Ausgabe Deutschland, 6(1), S. 10

STÖPEL, B. (1992):
Kleine Fische für fette Schweine. In den Mägen von Schweinen, Hühnern und Lachsen verschwinden Millionen Tonnen zermahlener Fische - und fehlen den Meerestieren. - Greenpeace Magazin, (2), 38-39

VORFELDER, J. (1990):
Die Fischerei plündert die Meere. Ohne Skrupel. Professionell und kurzsichtig. Überfischung. - Greenpeace Magazin, II, 8-15

6.9 Waldwirtschaft

ABEGG, B. (1993):
Hat die heutige Waldbewirtschaftung tatsächlich die Artenvielfalt verringert? - Natur und Mensch, 35(5), 200-204

6.10 Versiegelung

WIRTH, W. (1988):
Ökologische Grenzen der Versiegelung - Artenverdrängung auf unversiegelten Flächen. - Informationen zur Raumentwicklung, 8/9, 523-527

7. Strategien zum Schutz der Artenvielfalt

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1996):
Wie schützt man die genetische Vielfalt? - Artenschutzreport, 6, 74

PLACHTER, H. (1997):
Naturschutz im Abseits. - Biologie in unserer Zeit, 27. Jhg. (5), 306-316

REBHAN, H. (1986):
Titel: Wiedereinbürgerung gefährdeter Arten in Oberfranken: Kritische Anmerkungen aus der Sicht einer Naturschutzbehörde zur gegenwärtigen Situation. - Artenschutzreport, (6), 60-63

SALWASSER, H. (1991):
In search of an ecosystem approach to endangered species conservation. - In: KOHM, K. A. (Ed.) (1991): Balancing on the brink of extinction. The Endangered Species Act and lessons for the future. - Island Press, Washington, 247-265

SCHÄFER, M. (1997):
Biologische Vielfalt unter ökologischen Gesichtspunkten - wieviel Vielfalt ist nötig? - Schriftenreihe des BML "Angewandte Wissenschaft", Heft 465 "Biologische Vielfalt in Ökosystemen, 240-252

SCOTT, M. J.; BLAIR, C.; SMITH, K.; ESTES, J. E. & CAICCO, S. (1991):
Gap analysis of species richness and vegetation cover: An integrated biodiversity conservation strategy. - IN: KOHM, K. A. (Ed.) (1991): Balancing on the brink of extinction. The Endangered Species Act and lessons for the future. - Island Press, Washington, 282-297

UNITED STATES MAN AND THE BIOSPHERE PROGRAM (MAB) (Hrsg.) (1995):
The United States Man and the Biosphere Program (Das Umweltprogramm der USA 'Mensch und Biosphäre'). - 26 S.

HOVESTADT, T. (1990):
Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. - Natur und Landschaft, 65(1), 3-8

8. Abkommen zur Sicherung der Artenvielfalt

AUER, M. (1991):
UN-Konventionsentwurf zum Schutz der "biologischen Vielfalt". Ein internationaler Vorstoß zur Erhaltung der Arten und Lebensräume. - Naturschutz und Landschaftsplanung, 23(5), 200-201

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (1995):
Bericht der Bundesregierung zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in der Bundesrepublik Deutschland. - Umweltpolitik, 48 S.

GLOWKA, L.; BURHENNE-GUILMIN, F. & SYNGE, H. (1994):
A Guide to the Convention on Biological Diversity. A Contribution to the Global Biodiversity Strategy (Ein Führer zur Konvention über die biologische Vielfalt). - Environmental Policy and Law Paper, 30, 161 S.

KOHM, K. A. (Ed.) (1991):
Balancing on the brink of extinction. The Endangered Species Act and lessons for the future. - Island Press, Washington, 318 S.

PERRINGS, C.; FOLKE, C. & MAELER, K.-G. (1992):
The Ecology and Economics of Biodiversity Loss: The Research Agenda. - Ambio, 21 (3), 201-211

SOTHMANN, L. (1989):
Eine EG Richtlinie für Europas Natur. - Nationalpark, 63, 24-27

SUPLIE, J. (1996):
Streit auf Noahs Arche - Zur Genese der Biodiversitätskonvention. - Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Forschungsschwerpunkt Technik, Arbeit, Umwelt. Papers, 95-406, 88 S.

9. Literatur zum Aussterben von Arten außerhalb Mitteleuropas

ALPERT, P. (1993):
Conserving Biodiversity in Cameroon. - Ambio, 22(1), 44-49

ALTHERR, S. (1996):
Affenhaus im Regenwald - Ein Projekt zur Rettung der seltensten Affen der Welt. - Ökozidjournal, 12, 48-50

- ANONYMUS (1989):
Wildlife. ICBP Launches Protect the Parrots Campaign. - Europe Environment. Environment Policy, 330, S.13
- ANONYMUS (1991):
Letzte Mönchsrobber in Gefahr. Marokko. - Naturschutz heute, 23(2), S.13
- ANONYMUS (1992):
Rote Liste der bedrohten Tierarten Japans. - Natur und Landschaft, 67(6), S. 302
- ANONYMUS (1995):
Arktis. Ansturm auf die letzten Schätze. - Natur, 2, 18-23
- ANONYMUS (1997):
Das System bricht zusammen. Ein geheimes Gutachten bescheinigt deutschem Holzbetrieb verheerende Auswirkungen auf Pygmäen und den Wald. - Regenwald Report, 1, 4-5
- ARBEITSGEMEINSCHAFT REGENWALD UND ARTENSCHUTZ (1990):
Naturerbe Regenwald. Strategien und Visionen zum Schutz der tropischen Regenwälder. - Ökozid, 6, Focus-Verlag, 241 S.
- BIERMANN, F & HARDTKE, M. (1997):
Tod im Korallenriff. Die 'Regenwälder der Meere' drohen zu sterben. - Ökozidjournal, 13, 2-13
- BROWN, D. E. (1985):
The Grizzly in the Southwest. Documentary of an Extinction. - University of Oklahoma Press, 274 S.
- BROWN, K. S., JR. & BROWN, G. G. (1992):
Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. - In: WHITMORE, T. C. & SAYER, J. A. (Eds.) (1992): Tropical Deforestation and Species Extinction. - Chapman & Hall, London, 120-142
- BRÜNIG, E. F. (1991):
Der Tropische Regenwald im Spannungsfeld 'Mensch und Biosphäre'. - Geographische Rundschau, 43(4), 224-230
- CHADWICK, D. H. (1991):
Out of time, out of space: Elephants. - National Geographic, 5, 2-49
- COLLINS, M. (Hrsg.) (1990):
Die letzten Regenwälder. - Reise- und Verkehrsverlag GmbH, Berlin, 200 S.
- (1990):
The Last Rain Forests (Die letzten Regenwälder). - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) - The World Conservation Union, Mitchell Beazley, London/GB, 200 S.
- COMMON, M. S. & NORTON, T. W. (1992):
Biodiversity: Its Conservation in Australia. - Ambio, 21(3), 258-265
- COOK, A. G. JANETOS, A. C. & HINDS, W. T. (1990):
Global Effects of Tropical Deforestation. Towards an Integrated Perspective. - Environmental Conservation, 17(3), 201-212
- CORLETT, R. T. (1988):
Bukit Timah. The History and Significance of a Small Rain-forest Reserve. - Environmental Conservation, 15(1), 37-44
- DAY, D. (1992):
The whale war. - Grafton Publishing, St. Albans/GB, 206 S.
- DEIMER, P. (1992):
Keine Gnade für die Wale. - Kosmos, 88(10), 72-73
- EHRlich, P. R. & WILSON, E. O. (1991):
Biodiversity Studies: Science and Policy. - Science, 253, 758-762
- ESSER, J. (1989):
Warum sind tropische Regenwälder schutzwürdig? - Kieler Geographische Schriften, 73, 17-29
- ETZBACH, M. (1993):
Der lange Weg zu einer internationalen Waldkonvention: UN-Konferenz 'Umwelt und Entwicklung' in Rio de Janeiro. - Ökozidjournal, 5, 9-13
- FRIEDRICH, M. (1997):
Das Kahlschlag-Komplott. Regenwald. - Greenpeace Magazin, 4, 26-27
- GASKI, A. L. & JOHNSON, K. A. (1996):
Prescription for Extinction: Endangered Species and Patented Oriental Medicines in Trade. - Traffic, Washington D.C. (u.a), 300 S.
- GLAUBRECHT, M. (1993):
Korallensterben im Pazifik. - Naturwissenschaftliche Rundschau, 46(4), 151
- GLEICH, M. F. (1990):
Ein Land geht den Bach runter. Madagaskar. - Natur, 3, 64-76
- GREENPEACE E. V. (1988):
Countdown für den Regenwald. - Greenpeace. Sonderheft, 16 S.
- HAIGHT, R. G. (1995):
Comparing Extinction Risk and Economic Cost in Wildlife Conservation Planning in Wildlife Conservation Planning. - Ecological Applications, 5 (3), 767-775
- HEIM, S. (1991):
Handel mit der Artenvielfalt. - Gen-ethischer Informationsdienst, 72(11), 14-16
- HENNE, G. (1996):
Viele Wünsche, wenig Geld. Schwerpunkt Dritte Welt. - Gen-ethischer Informationsdienst, 12(115), 38-42
- HEYWOOD, V. H. & STUART, S. N. (1992):
Species extinction in tropical forests. - In: WHITMORE, T.C. & SAYER, J. A. (Eds.) (1992): Tropical Deforestation and Species Extinction. - Chapman & Hall, London, 92-117
- HOLLOWAY, M. (1993):
Bewirtschaftung des Regenwaldes. - Spektrum der Wissenschaft, 9, 70-77
- HURST, P. (1990):
Rainforest Politics. Ecological Destruction in South-East Asia. - Zed Books, London/GB, 303 S.
- INTERNATIONAL COUNCIL FOR BIRD PRESERVATION (1992):
Threatened birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book. - Cambridge/GB, 1150 S.
- JANZEN, D. H. (1994):
Tropische Regenwälder. Die am stärksten bedrohten Ökosysteme der Tropen. - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 152-159

- JUNGHANSS, Burkhard (1997):
Fünf nach Zwölf für den Tropenwald. - Kosmos, 93 (3), 59-65
- KAISER, D. (1989):
Wir töten, was wir lieben. Das Geschäft mit geschützten Tieren und Pflanzen (2. Aufl.). - Hoffmann und Campe, Hamburg, 356 S.
- LEADER-WILLIAMS, N. ALBON, S. D. & BERRY, P. S. M. (1990):
Illegal Exploitation of Black Rhinoceros and Elephant Populations. Patterns of Decline, Law Enforcement and Patrol Effort in Luangwa Valley, Zambia. - *Journal of Applied Ecology*, 27(3), 1055-1087
- LOHMANN, L. (1992):
Who Defends Biological Diversity? Conservation Strategies and the Case of Thailand. - *Ecologist*, 21(1), 5-13
- LUGO, A. E. (1994):
Schätzungen des Rückganges der Artenvielfalt tropischer Wälder. - WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 76-89
- LUGO, A. E.; PARROTTA, J. A. & BROWN, S. (1993):
Loss in Species Caused by Tropical Deforestation and Their Recovery Through Management. - *Ambio*, 22(2/3), 106-109
- MIERSCH, M. (1990):
Therapie mit toten Tieren. Wie Aberglaube zum Artenkiller wird. Die asiatische Naturheilkunde hat sich zur schlimmsten Bedrohung für viele seltene Tierarten entwickelt. - *Natur*, 12, 52-56, 58
- MILLER, K. & TANGLEY, L. (1991):
Trees of Life. Saving Tropical Forests and Their Biological Wealth. - World Resources Institute Guide to the Environment, 218 S.
- MILNER-GULLAND, E. J. & LEADER-WILLIAMS, N. (1992):
A Model of Incentives for Illegal Exploitation of Black Rhinos and Elephants: Poaching Pays in Luangwa Valley, Zambia. - *Journal of Applied Ecology*, 29(2), 388-401
- MINCKLEY, W. L. & DEACON, J. E. (Ed.) (1991):
Battle against Extinction. Native Fish Management in the American West. - The University of Arizona Press, Tucson, 517 S.
- MORDI, A. R. (1989):
The Future of Animal Wildlife and Its Habitat in Botswana. - *Environmental Conservation*, 16(2), 147-156
- MÜLLER, H.H. (1989):
Beitrag zur Avifauna der Chatham Islands (Neuseeland). - *Seevögel*, 10(4), 47-62
- MULVANEY, K. (1988):
Wale und Menschen. - *Natur*, 60, 21-23
- MYERS, N. (1988):
Tropischer Regenwald. Die grüne Lunge der Welt. - *Greenpeace-Nachrichten*, 2, 6-16
- (1990):
Die Bedeutung der Genressourcen in den Tropenwäldern. - *AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift*, 45(1/2), 12-13
- (1994):
Tropische Wälder und ihre Arten. Dem Ende entgegen? - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verl., Heidelberg, 46-52
- NAKOTT, J. (1996):
Der letzte Kampf der Tiger. Zucht im Reagenzglas - Artenschützer im Streit. - *Bild der Wissenschaft*, 33 (11), 67-76
- OCHSE, K. (1988):
Aktion am Mitsubishi-Kai. Japans Walschlächter stechen in See. 300 Minkwale sollen zu angeblich wissenschaftlichen Zwecken getötet werden. - *Greenpeace-Nachrichten*, 2, 18-19
- (1988):
Mord an den grauen Riesen für Ketten, Nippes und Klaviertasten. - *Greenpeace-Nachrichten*, 2, 17
- ORIANI, G. H. & DIRZO, R. (Hrsg.) (1996):
Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests. - *Ecological Studies*, 122, 200 S.
- PERRINGS, C. & OPSCHOOR, H. (1994):
The Loss of Biological Diversity: Some Policy Implications. - *Environmental and Resource Economics*, 4(1), 1-11
- PERRINGS, C. & PEARCE, D. (1994):
Threshold Effects and Incentives for the Conservation of Biodiversity. - *Environmental and Resource Economics*, 4(1), 13-28
- PIMM, S. L.; MOULTON, M. P. & JUSTICE, L. J. (1995):
Bird extinctions in the central Pacific. - In: LAWTON, J. H. & MAY, R. M. (1995): Extinction Rates. - Oxford University Press, New York, 75-87
- RAUH, W. (1988):
Madagaskar, "Evolution ohne Vorbilder". - *Naturwissenschaften*, 75(1), 8-17
- RAVEN, P. H. (1994):
Unsere schwindenden Tropenwälder. - In: WILSON, E. O. (Hrsg.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 141-144
- REICHHOLF, J. H. (1991):
Der unersetzbare Dschungel. Leben, Gefährdung und Rettung des tropischen Regenwaldes. - BLV, München, 207 S.
- RIEDE, K. (1990):
Artenod im Regenwald. Ausmass und Tempo des Artenschwunds. - *Ökozidmagazin*, 1, 2-7, 10-11
- SADER, S. A. & JOYCE, A. T. (1988):
Deforestation Rates and Trends in Costa Rica, 1940 to 1983. - *Biotropica*, 20 (1), 11-19
- SAHRHAGE, D. (1992):
Nutzung der lebenden Ressourcen in den Polarmeeren. - *Geographische Rundschau*, 44(4), 217-222
- SAMWAYS, M. J. (1995):
Southern hemisphere insects: their variety and the environmental pressures upon them. - 17. Symposium of the Royal Entomological Society, Harpenden/GB 1993, 7.-10.Sep.: Insects in a Changing Environment, Academic Press, New York, 297-320
- SCHMALTZ, J. (1992):
Die Zerstörung der natürlichen Wälder im argentinischen Patagonien. - *Forst und Holz*, 47(11), 307-310
- SCHMIDBAUER, B. (1991):
Zustand der Tropenwälder ist besorgniserregend. Die aktuelle Bilanz. - *AFZ - Allgemeine Forstzeitschrift*, 46(8), 419-421

- SCHÜCKING, H. & WOLTERS, J. (1990):
Schutz für den Regenwald. Ein Memorandum zur Verantwortung und zum Handlungsbedarf der Bundesrepublik Deutschland für den Erhalt der verbleibenden tropischen Regenwälder. - In: MEYER-PETERS, H. (1990): Schutz für den Regenwald. Ursachen der Zerstörung und Konzepte zur Rettung. - Verlag Die Werkstatt, Göttingen, 9-36
- SHORT, J. & TURNER, B. (1996):
A Test of the Vegetation Mosaic Hypothesis: A Hypothesis to Explain the Decline and Extinction of Australian Mammals. - Ecosystem Management. Selected Readings (Ökosystem-Management), 223-235
- SIMBERLOFF, D. (1986):
Are We on the Verge of a Mass Extinction in Tropical Rain Forests? - In: ELLIOTT, D. K. (Ed.) (1986): Dynamics of Extinction. - John Wiley & Sons, New York u. a., 165-180
- SMITH, N. J. H. & SCHULTES, R. E. (1990):
Deforestation and Shrinking Crop Gene-pools in Amazonia. - Environmental Conservation, 17(3), 227-234
- STÖPEL, B. (1991):
Leben und Tod auf Bali. Meeresschildkröten sterben zu Tausenden. - Greenpeace Magazin, 2, 40-41
- (1991):
Seekühe. Motorboote, Fischernetze, Öl. Gefahren für sanfte Sirenen. - Greenpeace Magazin, 4, S.38
- (1997):
Gejagte Jäger. Haie. - Greenpeace Magazin, 2, 34
- SUGIMURA, K. S. (1988):
The Role of Government Subsidies in the Population Decline of Some Unique Wildlife Species on Amami Oshima, Japan. - Environmental Conservation, 15(1), 49-57
- TRILLMICH, F. (1992):
Conservation Problems on Galapagos. The Showcase of Evolution in Danger. - Naturwissenschaften, 79(1), 1-6
- VANCLAY, J. K. (1993):
Saving the Tropical Forest: Needs and Prognosis. - Ambio, 22(4), 225-231
- WHITMORE, T. C. & SAYER, J. A. (1992):
Deforestation and species extinction in tropical moist forests. - In: WHITMORE, T. C. & SAYER, J. A. (Eds.) (1992): Tropical Deforestation and Species Extinction. - Chapman & Hall, London, 1-14
- (Eds.) (1992):
Tropical Deforestation and Species Extinction. - Chapman & Hall, London, 153 S.
- WILKEN, W.; FISCHER, W. F. & MEYER, T. (1997):
Zu Besuch bei Moby Dick. Wale. - Natur, 71/72 (10), 38-51
- WOOG, F. (1992):
Kein Platz im Paradies. Menschliche Naturzerstörung und immense Artenschutzbemühungen haben die Hawaii-Gans zum doppelten Symbol werden lassen. - Naturschutz heute, 24(1), 38-39
- ZIBURSKI, A. (1992):
Die Rosenbäume von Nepal. Noch kann man die überwältigende Blüte der Rhododendren im Himalaya bewundern - wohl nicht mehr lange. - Kosmos, 88(4), 34-40