

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

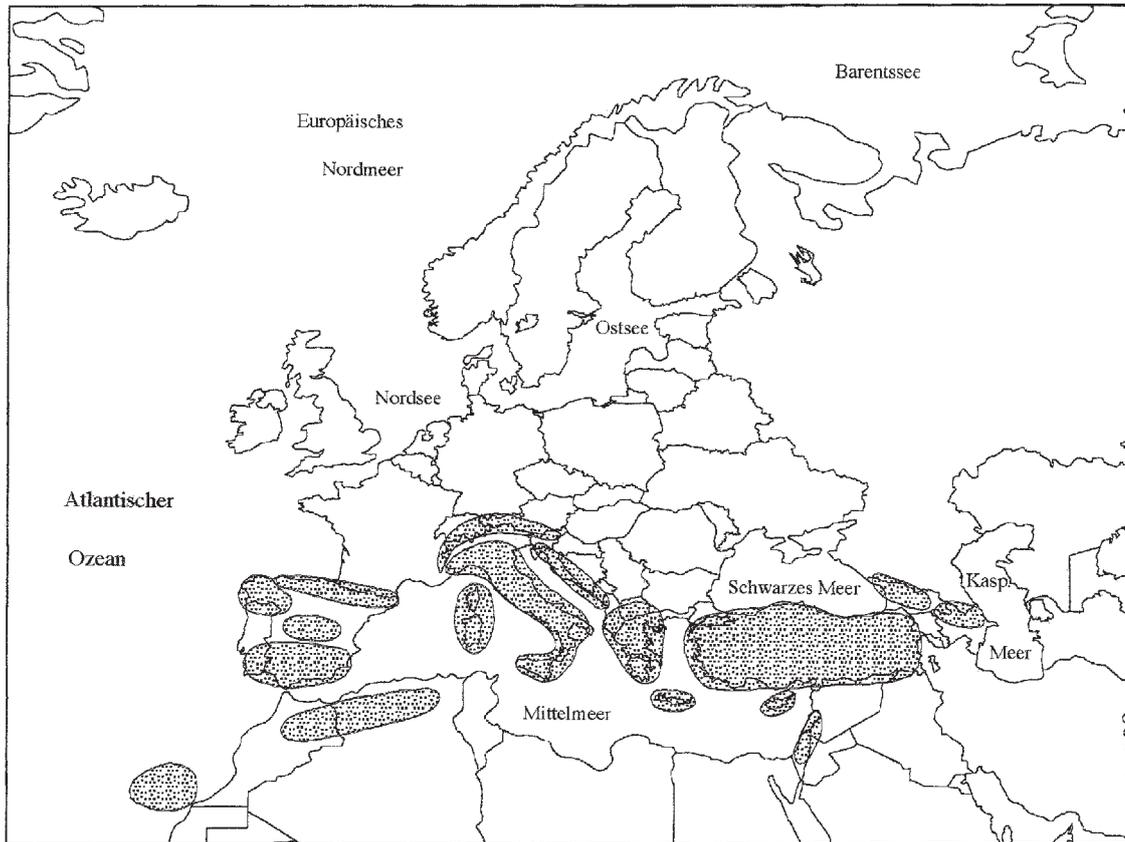


Abbildung 1
Die Zentren kleinarealer und endemischer Wirbeltierarten in der westlichen Palaearktis

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).**

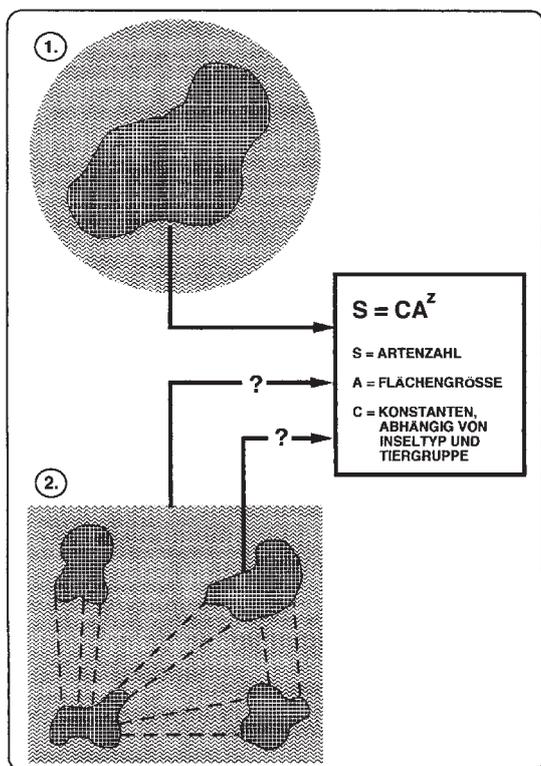


Abbildung 2

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.

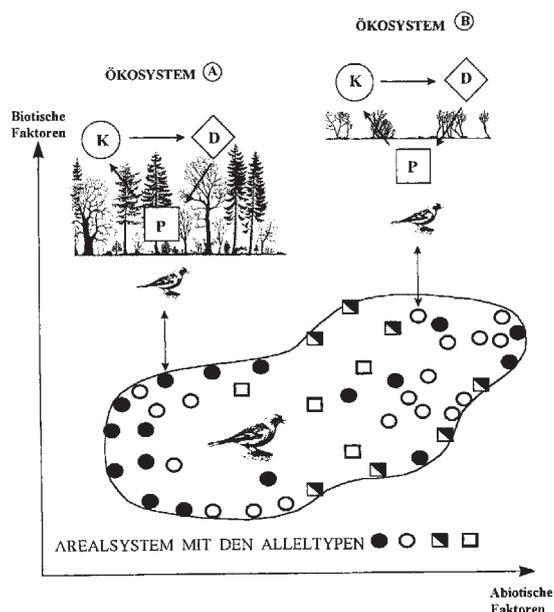


Abbildung 3

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 Spezifikationsfaktoren 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 & WHITHAM 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 Arealndynamik

„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 Marchantheria (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 bezweifle 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

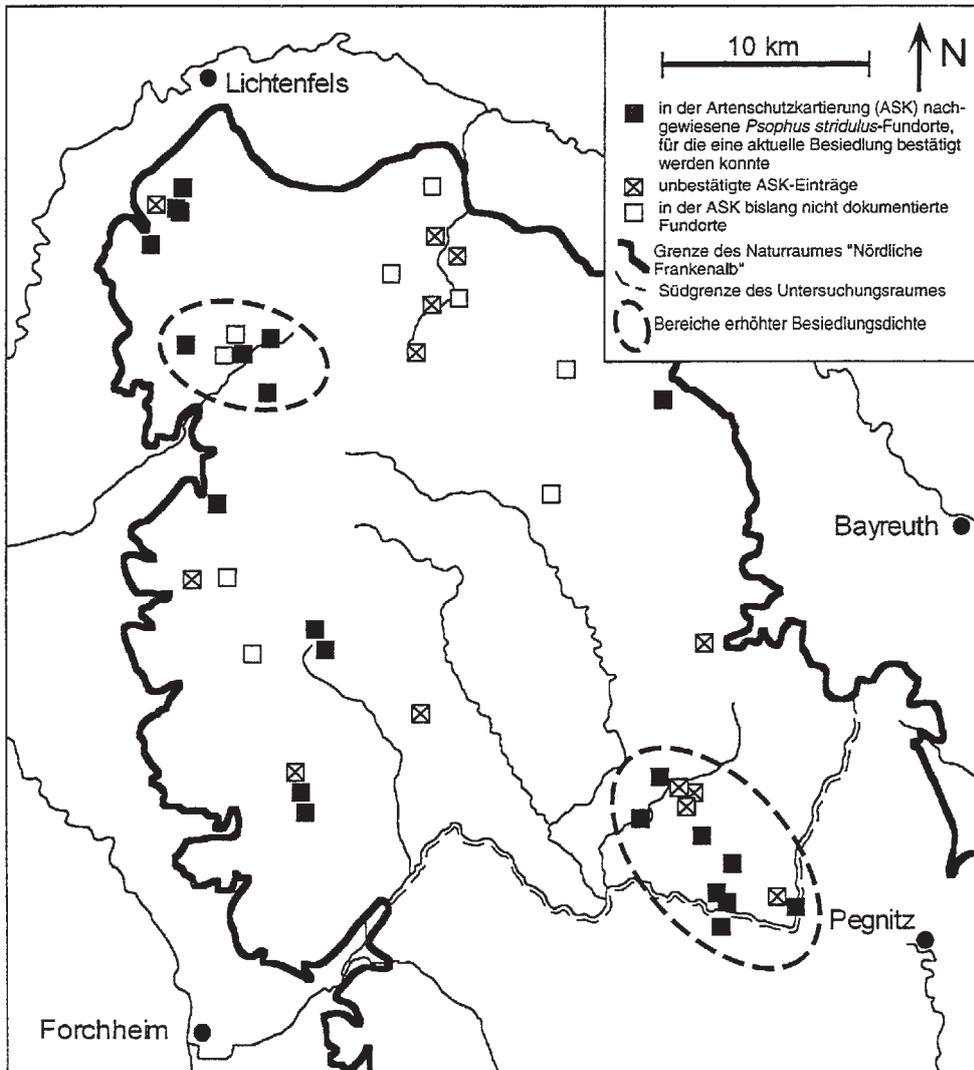


Abbildung 4
Populationsstatus von *Psophus stridulus* westlich von Bayreuth nach den Untersuchungen von STERNAD (1998)

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 zugrundeliegen. 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 Langfristtrends. 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 Langfristtrends 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-

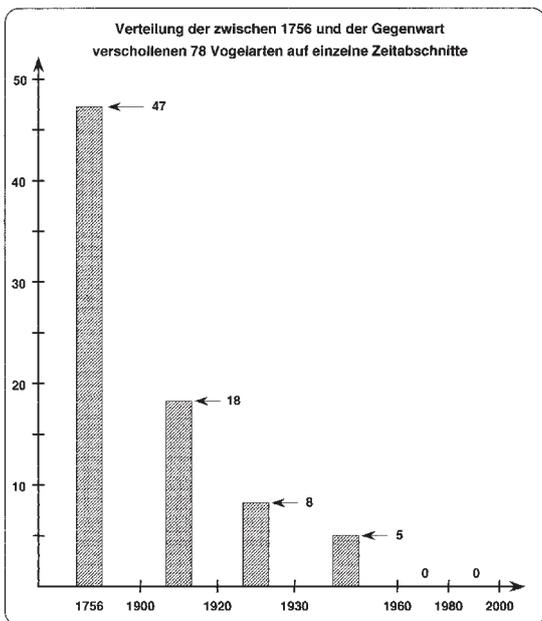


Abbildung 5

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

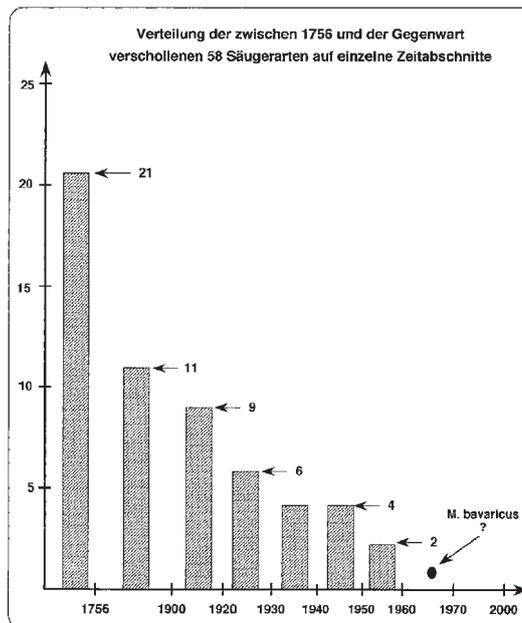


Abbildung 6

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 *Troglodytes aedon* 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 mühselige 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 (Biozönosen) 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 (*Aburamis 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. RAHBEK (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 Ha-
ven und London.
- MARTIN, P. & WRIGHT, H. (1967):
Pleistocene Extinctions. The Search for a Cause. Yale Uni-
versity 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, Ox-
ford 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, dar-
gestellt am Hammelsberg bei Perl. - Faun.-Flor. Notizen
Saarland.
- (1971):
Centers of Dispersal of terrestrial Vertebrates in the
Neotropical realm. Biogeographica, Verl. Junk, Den Ha-
gue.
- (1972):
Centres of Dispersal and Evolution in the Neotropical Re-
gion. 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. Verhdl. 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 Hop-
kins 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 mitt-
leren Amazonas, am Beispiel der Ilha de Marchantheria.
Dissertation, Inst. f. Biogeographie, Universität des Saar-
landes, Saarbrücken.
- PIMM, S.; M. MOULTON & L. JUSTICE (1995):
Bird extinctions in the central Pacific. - In: Extinction Ra-
tes, 75-87, Oxford Univ. Press.
- PIMM, S.; RUSSELL, G., GITTLEMAN, J. & T. BRO-
OKS (1995):
The Future of Biodiversity. - Science 269: 347-350.
- POTT, R. (1989):
Die Formierung von Buchenwaldgesellschaften im Umfeld
der Mittelgebirge Nordwestdeutschlands unter dem Ein-
fluss 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 Sy-
stematics 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 *Psophus 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. PARTRIDGE & 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

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)