

FLÄCHENANSPRUCH VON TIERPOPULATIONEN ALS KRITERIUM FÜR MAß- NAHMEN DES BIOTOPSCHUTZES UND ALS DATENBASIS ZUR BEURTEILUNG VON EINGRIFFEN IN NATUR UND LANDSCHAFT

Michael Mühlenberg und Th. Hovestadt

ABSTRACT

The life range of an animal population is determined by A) the area requirement of reproductive units and B) by the viable population size. The former varies due to individually different and seasonally fluctuating home range sizes and is in addition strongly influenced by habitat quality. Population survival depends on deterministic as well as stochastic events and can therefore be estimated only with limited probability. A certain limitation of risk factors can be achieved by enlargement of the population size, increase in number of suitable habitats and reduction of isolation between inhabited areas.

To determine the size of a "minimum viable population" (MVP) a "population vulnerability analysis" (PVA) is used as most important data base. The objective of a MVP (e.g. "95 % survival probability for the next 100 years) determines the necessary environmental conditions. For special demands in practical implementation a method which allows faster predictions was developed.

A target species should be selected to give quantitative reasons for the protection of areas. Criteria for the selection of target species for conservation were developed which should be modified according to regional conditions. The concept of target species can also be used to quantify the evaluation of habitats scientifically, which is also an important step for management practices.

The analysis of the data for selected species demonstrates the high variability of the area requirements, above all due to different habitat quality. For a MVP the area requirement is much higher than so far assumed (e.g. much more than 10 km² for a passerine species). It is not possible to define a generally valid catalogue for the area requirements of species.

keywords: *life ranges, population vulnerability analysis, minimum viable population, habitat evaluation, target species for conservation, area requirement, conservation strategy*

Die Untersuchung des Flächenanspruchs von Tierpopulationen ist wegen folgender Gesichtspunkte wichtig: (a) Nachdem das Aussterben der Arten nicht nachläßt, erhebt sich die Frage nach den Möglichkeiten im Naturschutz, **quantitative Forderungen** zu begründen. (b) Da selbst gezielte Schutzmaßnahmen sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben der Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind, muß man sich fragen, wieviel an Umweltverschmutzung reduziert werden muß, damit der Artenschutz verwirklicht werden kann. Der "Extensivierungsspielraum" an sich reicht nicht aus. Die Frage nach dem Flächenanspruch schließt den Gedanken einer "mindestens notwendigen" Flächensicherung ein.

Der **Flächenbedarf einer Tierpopulation** wird bestimmt durch (A) den Raumbedarf der Reproduktionseinheit, und (B) der Größe einer überlebensfähigen Population. (A) variiert durch die individuell und im Jahresverlauf schwankenden Aktionsraumgrößen und die unterschiedliche Habitatqualität. Die Überlebensfähigkeit (B) einer Population ist von Zufallsprozessen abhängig und daher nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit abschätzbar. Vier verschiedene (nicht anthropogene) Faktoren können selbst in einem geeigneten Habitat zum Aussterben von

Populationen führen: (a) demographische und (b) genetische Zufallsprozesse, (c) Umweltschwankungen und (d) (Natur)katastrophen. Eine Absicherung gegen diese Risikofaktoren wird durch Vergrößerung der Population, Erhöhung der Zahl geeigneter Habitate und Verringerung der Isolierung zwischen den bewohnten Flächen erreicht.

Eine Mindestforderung (**Minimalareal** = die mindest notwendige Fläche, die geschützt werden muß) kann nur an der sog. "minimum viable population" bemessen werden. Die Gefährdungsgradanalyse ("population vulnerability analysis") für eine bestimmte Tierart liefert die notwendigen Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße und Lage der Flächen, die für die Zukunftssicherung einer Population unter natürlichen Bedingungen (z.B. "mit 95%iger Wahrscheinlichkeit die nächsten 50 Jahre überlebensfähig") notwendig sind.

Sowohl beim konstruktiven Artenschutz wie auch für die Schadensbegrenzung bei Eingriffsregelungen sollte eine **Zielart** ausgewählt werden, damit die Flächensicherung eindeutig quantitativ begründet werden kann. Die Auswahl einer Zielart erfolgt nach Kriterien wie überregionaler Gefährdungsgrad, Schlüsselart, Chancen der Populationsicherung und wird regional nach den bestehenden Voraussetzungen (Vorkommen, Habitatangebot, Regionalplan) angepaßt. Die wesentlichen Aspekte eines Zielarten-Konzeptes sind:

- Der Flächenbedarf für Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen wird an den Überlebensaussichten einzelner Tierpopulationen bemessen,
- die Zukunftssicherung muß natürliche Bedingungen (nicht ständige Stützmaßnahmen) voraussetzen,
- die Analyse von Risikofaktoren bildet die Grundlage für die Abschätzung der Zukunftsaussichten,
- es sind wissenschaftlich begründete, quantitative Aussagen möglich,
- durch die Sicherung von Flächen mit geeigneter Habitatqualität profitieren viele weitere Arten von den Schutzmaßnahmen.

Es entsteht ein künftiger **Forschungsbedarf** vor allem zu den Gefährdungsgradanalysen ausgewählter Zielarten. Für die praktische Umsetzung sind die Aufstellung einer regional angepaßten Zielartenliste, Habitateignungsanalysen und die Entwicklung von Populationsmodellen für Zielarten von seiten der biologischen Wissenschaft nötig.

EINLEITUNG

Mit folgender Übersicht soll ein zweijähriges Projekt, gefördert vom BMFT innerhalb des Schwerpunkts "Bodenschutz" in seinen wesentlichen inhaltlichen Aussagen vorgestellt werden. Das Projekt wurde gemeinsam von der Ökologischen Station der Universität Würzburg in Fabriksteichach (federführend Prof. Dr. M. MÜHLENBERG) und Prof. Dr. G. KAULE (Lehrstuhl Landschaftsökologie, Universität Stuttgart) und Dr. H. ELLENBERG (Abt. Ökologie und Wildbiologie im Institut für Weltforstwirtschaft, BFA Hamburg) durchgeführt (1987-1989). Das Projekt war primär der Literaturlauswertung und Konzeptentwicklung gewidmet, eigene Feldforschung innerhalb des Projekts war daher sehr eingeschränkt (ausgeführt von ELLENBERG über die räumliche Verteilung der Elster (*Pica pica*) und deren Ursachen). Das Projekt diente daher als eine Vorstudie für künftige Forschungen auf dem Gebiet des Arten- und Biotopschutzes.

Von der gesamten Auswertung und Diskussion des bisherigen Kenntnisstandes werden hier nur einige wichtige Gedanken vorgetragen, wegen der Aktualität dieser Konzepte für den Natur- und Umweltschutz die Vorschläge zur praktischen Umsetzung dieser Ergebnisse aber vergleichsweise ausführlicher beschrieben. Die gesamte Darstellung unserer Arbeit wurde vom BMFT über die KFA-Jülich im März 1991 veröffentlicht.

Übersicht

1. Begründung für das Projekt
2. Zielsetzung des Projekts
3. Scheinbare Alternativen

4. Auseinandersetzung mit einem Katalog von Angaben über den minimalen Flächenbedarf einzelner Tierarten.
 - 4.1 Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen
 - 4.2 Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten
 - 4.3 Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen
5. Erkenntnisse aus der Inselbiogeographie und die Grenzen der Anwendbarkeit für den Naturschutz
6. Übernahme des Konzeptes der "minimalgroßen überlebensfähigen Populationen" (MVP)
7. Zukunftssicherung von Populationen als Zielvorgabe: Das Zielartenkonzept
8. Gefährdungsgradanalysen (PVA) für die Praxis: Eine neue Sicht der Habitatbewertung und die Anwendung des Zielartenkonzepts in Eingriffsregelungen und Artenschutzmaßnahmen
 - 8.1 Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von Populationen
 - 8.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt
 - 8.3 Durchführung von konstruktiven Artenschutzmaßnahmen
 - 8.4 Zur Ausführung einer Schnellprognose
9. Forschungsbedarf
10. Literaturdokumentation

1. BEGRÜNDUNG FÜR DAS PROJEKT

Im Rahmen der Schwerpunktförderung "Bodenschutz" vom BMFT haben wir die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft bearbeitet.

Der anhaltende Verlust von Arten läßt Zweifel an der Effizienz des derzeitigen Natur- und Umweltschutzes aufkommen. Ein wissenschaftliches Fundament erscheint angesichts limitierter Geldmittel und sehr beschränkter Verfügbarkeit von Naturschutzflächen unbedingt erforderlich, um Maßnahmen nach ihrer Qualität zu bewerten und ihrer Dringlichkeit auszuwählen. Selbst gezielte Schutzmaßnahmen können aber sinnlos werden, wenn die Voraussetzungen für das Überleben der Arten oder Lebensgemeinschaften nicht gegeben sind. Für die Sicherung des Naturhaushalts und das Fortbestehen der Arten wird daher immer wieder die Frage gestellt, wieviel an Umweltverschmutzung reduziert werden muß, damit der Artenschutz verwirklicht werden kann. Eine gewisse Euphorie entstand im Naturschutz durch den erhofften Flächengewinn über die durch die EG-Wirtschaft (Überschußproduktion) veranlaßte Extensivierung. Ganz gleich, ob man einzelne Flächen stilllegt oder großflächig die Intensität der Bewirtschaftung im Agrarraum mit den negativen Folgen der Eutrophierung (siehe z.B. ELLENBERG 1987) und Bodenbelastung durch Pestizide (siehe z.B. UMWELTBUNDESAMT 1986, HUTCHINSON, MEEMA 1987) reduziert, der "Extensivierungsspielraum" reicht in keinem Fall für die Lösung der Naturschutzprobleme aus (HAMPICKE 1988).

Daher müssen Prioritäten gesetzt werden und die ökologische Forschung bekommt die Frage aufgezwungen, wie groß die Mindestflächen sein müssen, damit ein Schutz der Arten und bestimmter Ressourcen noch gewährleistet ist.

2. ZIELSETZUNG DES PROJEKTS

Die kritische Auseinandersetzung mit dem bisherigen Kenntnisstand über den Raumbedarf von Tieren haben wir dazu benutzt, grundlegende Erkenntnisse über den Flächenanspruch langfristig existenzfähiger Tierpopulationen zu sammeln und auszuwerten. Dazu war es zunächst notwendig, Methoden zu entwickeln, um Flächenansprüche von Tierpopulationen zu bestimmen. Dann mußte analysiert werden, was man unter einer "langfristig existenzfähigen Tierpopulation" zu verstehen hat. Mit dieser Frage verbunden sahen wir die Notwendigkeit, einen kritischen Überblick über die Kriterien zur Bewertung von Habitaten zu geben (z.B. für Eingriffs- und Ausgleichsregelungen) und eigene Vorschläge zu einer Habitatbewertung unter Berücksichtigung populationsökologischer Erkenntnisse auszuarbeiten.

Von seiten der Planung im Natur- und Landschaftsschutz aus erwartete man im einzelnen eine Dokumentation der Flächenansprüche einzelner Arten und für das Verständnis dieser Problematik eine Dokumentation der relevanten Literatur.

Anstelle eines Katalogs von sog. "Minimalarealen" haben wir andere Vorstellungen zur Bestimmung des Flächenanspruchs von Tierpopulationen entwickelt (s. "Zielartenkonzept" und Habitatbewertung, Kap. 8). Wir haben uns zusätzlich innerhalb dieses Projektes bemüht, auch zur Umsetzung der Erkenntnisse bei Planungen und Durchführung von Maßnahmen Stellung zu nehmen und neue Konzepte vorzuschlagen. Des weiteren ergeben sich aus dem in Deutschland neuen Ansatz von Bewertungskriterien auch ein verstärkter Forschungsbedarf, den wir im Schlußkapitel (Kap. 9) konkret erläutern.

Die Aktivitäten im Naturschutz dürfen sich nicht darauf beschränken, mit einer Bewertung lediglich qualitativ schlechtere Habitate für den Verbrauch durch andere Nutzungsformen auszuzeichnen, so wie es derzeit die Praxis in der Eingriffs-Ausgleichsregelung scheinbar verlangt. Um nicht falsch interpretierbare Daten für eine Naturschutzpraxis zu liefern, die mit verschiedenen Ansätzen Landschaftsteile und Lebensgemeinschaften in eine vom Menschen erfundene Rangfolge einzuordnen versucht, haben wir ein Konzept erarbeitet, in dem die Wissenschaft dazu beiträgt, im Natur- und Umweltschutz quantitative Forderungen zu begründen. Das Instrumentarium für die Praxis ist der Umgang mit Tierarten (speziell mit Gefährdungsgradanalysen und sog. Schnellprognosen, Kap. 8), auf die sich die Argumentation stützt.

3. SCHEINBARE ALTERNATIVEN

Es wird im Kapitel 6 ausführlich erläutert, daß die Frage nach dem Flächenanspruch von Tierpopulationen nicht nur artspezifisch beantworten werden muß, sondern auch von der Definition der Überlebensfähigkeit dieser Population abhängt. Dies wird häufig als zu spezielle Berücksichtigung einer Art angesehen, da doch die meisten Arten in ihrer Existenz gefährdet sind und ganze Lebensgemeinschaften zu verschwinden drohen.

Es wird immer wieder davon gesprochen, daß man mit dem Ziel "etwas für alle Arten" zu tun, sich nicht nur auf einzelne Tierpopulationen konzentrieren kann, sondern die Lebensräume als ganzes, also Ökosysteme und damit die "Vielfalt" als solche schützen sollte. Während schon relativ gut ausgearbeitete Prioritätslisten über Ökosysteme und deren räumliche Verteilung existieren (siehe z. B. KAULE 1986), bleibt für deren Schutz aber die Frage nach der Qualität der Ökosysteme und ihrer Mindestgröße zur Sicherung ihrer Funktionen ("Naturhaushalt") ungelöst. Bisher wird ein Buchenwald auch dann als Ökosystem "Buchenwald" gekennzeichnet, wenn z. B. die Spechte fehlen würden. Ebenso sagt der Begriff "Trockenrasen" als Lebensraum nichts darüber aus, wieviel Wildbienenarten im speziellen Fall dort leben und in welcher Individuendichte die Arten dort vorkommen. Eine quantitative Aussage über die Minimalfläche eines solchen Lebensraumes ist nur möglich anhand einer Schätzung der Überlebensfähigkeit der in ihm lebenden Organismen. Eine wichtige Funktion von Organismen in einem Ökosystem, die Primärproduktion der grünen Pflanzen zu zersetzen, ist viel weniger an Flächengröße gebunden als die Überlebensfähigkeit einzelner Tierarten. So gibt es keine Vorgaben, wie groß ein Ökosystem mindestens sein muß. Wir sind deshalb darauf angewiesen, die Raumansprüche überlebensfähiger Tierpopulationen in einem hierarchischen Aufbau (etwa entsprechend den verschiedenen Trophieebenen bzw. Körpergrößen-Klassen) zu berechnen. Da Ökosysteme offene Systeme sind, lassen sie sich nur willkürlich räumlich abgrenzen (siehe HOVESTADT 1989).

4. AUSEINANDERSETZUNG MIT EINEM KATALOG VON ANGABEN ÜBER DEN MINIMALEN FLÄCHENBEDARF EINZELNER TIERARTEN

4.1. Relevante Parameter des Flächenbedarfs von Tierpopulationen

Zur Bestimmung des Flächenanspruchs einzelner Tierpopulationen benötigt man als wichtigste Informationen Angaben über den Aktionsraum, die Dichte, die Verbreitungsstanz der Tiere und die Größe der Tierpopulation.

4.2. Detaillierte Informationen zur Biologie einzelner Arten

Um beispielhaft für verschiedene Tiere umfassende Informationen zu sammeln, haben wir im Projekt eine Reihe von sog. Kleingutachten zur Biologie einzelner Arten an entsprechende Fachexperten vergeben. Für die Auswahl der Arten waren verschiedene Gründe ausschlaggebend: Wir wollten beispielhaft Vertreter kleiner und großer Körpergröße, herbivorer und carnivorer Lebensweise und verschiedener Tierklassen bearbeiten lassen.

Das meiste Spezialwissen über unsere Fragestellung existiert über die Gruppe der Vögel. Von poikilothermen Landwirbeltieren (Reptilien, Amphibien) gibt es nur in sehr beschränktem Maße ausreichende Kenntnisse und im Vergleich zur Artenzahl noch schlechtere Kenntnisse über die Wirbellosen. Natürlich richtete sich die Auswahl der Tierarten auch nach den zur Verfügung stehenden Wissenschaftlern.

4.3. Ein Katalog über die "Minimalflächen": Flächenanspruch von Tierpopulationen als Wahrscheinlichkeitsaussagen

Mit der Tabelle 1 haben wir die wichtigsten Informationen zu den Parametern des Flächenbedarfs in Zahlenangaben zusammengefaßt.

Eine derartige Tabelle mag der Erwartungshaltung der Planer in der Landschaftsgestaltung und im Naturschutz entsprechen. Speziell in der Spalte "Flächenbedarf für ca. 100 Paare" erhoffen sich die Planer für ihre Gutachten zu Eingriffs-/ Ausgleichsregelungen oder Habitatbewertung die gewünschten Zahlen wie aus einem Katalog herauslesen zu können, ohne eine detaillierte Analyse nötig zu haben. Die hohe Variabilität der Faktoren führt aber zu einem breiten Spektrum der Angaben, das für konkrete Planungen nur in willkürlicher Weise ausgewählt und verwendet werden kann. Das ist aber nicht das Ziel eines wissenschaftlichen Beitrags. Wir lehnen derartige Zahlenangaben für die konkrete Planung daher entschieden ab. Eine Festschreibung der Zahlenangaben für einzelne Tierarten ist von biologischer Seite her unmöglich. Die bleibende Unsicherheit der Angaben und die Wahrscheinlichkeitsaussagen in den einzelnen Spalten beruhen schwerpunktmäßig auf folgenden Sachverhalten:

- (1) Die **Habitatqualität** und damit das Ressourcenangebot variiert örtlich und zeitlich. Die von den Ressourcen abhängigen Tiere passen sich in weiten Grenzen mit ihren Aktionsräumen und Populationsdichten an.
- (2) Angaben über die **Verbreitungsstanz** benötigen eine Definition des gemessenen Zeitraumes. Es herrscht keine Einigkeit darüber, ob man die Entfernungen, in denen sich Jungtiere von ihren Eltern ansiedeln, vergleichen möchte oder auch Wiederfunde adulter Tiere im Laufe ihres Lebens mit einbezieht. I.d.R. weiß man auch nicht, ob wiedergefundene Tiere zum genetischen Austausch zwischen Teilpopulationen beigetragen oder neue Populationen gegründet haben.
- (3) Die Kernfrage, für eine wie große **Individuenzahl** der Flächenbedarf berechnet werden soll, kann nicht im voraus und nicht verbindlich beantwortet werden! Diese Frage läßt sich wissenschaftlich mit einer Wahrscheinlichkeitsaussage beantworten; die zugrunde liegenden Untersuchungen sind Gefährdungsgradanalysen einzelner Populationen. Die benötigten Informationen und Probleme ihrer Bearbeitung werden ausführlich im Kapitel 6 über die minimalgroßen überlebensfähigen Populationen (MVP) behandelt und müssen die jährlichen Schwankungen, die allen Populationen eigen sind (siehe MÜHLENBERG 1990) berücksichtigen.

5. ERKENNTNISSE AUS DER INSELBIOGEOGRAPHIE UND DIE GRENZEN DER ANWENDBARKEIT FÜR DEN NATURSCHUTZ

Die Inselbiogeographie wurde begründet von MACARTHUR und WILSON (1967) und beschäftigt sich in erster Linie mit dem Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl. Aus diesen Erkenntnissen hat man versucht, für die Größe und Gestaltung von Schutzgebieten wissenschaftlich begründete Vorschläge abzuleiten (z.B. WILSON und WILLIS 1975, DIAMOND und MAY 1976). Nach der "passive-sampling hypothesis" von CONNOR und McCOY (1979) führt bereits statistisch gesehen eine größere Individuenzahl auf größerer Fläche auch zu einer höheren Artenzahl.

Tab. 1: Zahlenangaben zu wichtigen Parametern des Flächenbedarfs für ausgewählte Tierarten. Stichwortartig sind in der Spalte "Besonderheiten" Schlüsselfaktoren für den Flächenbedarf der jeweiligen Tierart angegeben.

Tierart	Aktionsraumgröße	Dichten	Verbreitungsdistanz	Flächenbedarf für ca. 100 Paare	Besonderheiten
	Unterschiede in Altersklassen, Geschlecht, sozial. Status, saisonale Schwankungen, Habitatqualität	Habitatqualität; Insellage; Räubereinfluß	Abhängig von Zeitdauer, Altersklassen Extremwerte i Durchschnitt (Wahrscheinlichk.-aussagen)	Ne (effektive Populationsgr.) soziale Gruppen; Größe von überlebenschfähigen Populationen?	
Kleiber	1 - 4 ha	1 - 6 T/10 ha	? bis 100 km	≈ 1.000 ha	Habitatqualität bes. geringes Dispersal dichteabhängig von Rabenkrähe und Habicht
Mittelspecht	10 ha	0,2 - 18/10 ha	< 10 km	≈ 2.000 ha	
Elster	5 - 10 ha			10. - 50.000 ha	
Sperber	10 - 3500 ha	40 - 80 P/100 km ²	1-265 km	≈ 20.000 ha	Temp. u. Regen i. April, DDT
Steinkauz	10 - 3500 ha	0,5 - 1P/100 km ²	(? bis 30 km)	≈ 20. - 30.000 ha	
Uhu	1.2 - 2.000 ha	1P/80 - 110 km ²	? 40 km	≈ 1.000.000 ha	
Graugans		1-2P/100 ha		≈ 10.000 ha	Kombination versch. Habitate, Fortpfl.stör-anfällig
Gemsen	100 - 300 ha		große Dispersion	> 6.000 ha (20 R)	demogr. Stochastizität Tollrut + Bekämpfung -) 60 % Verlust
Rotfuchs	400 - 1.600 ha	0,2 - 2 Fam/km ²	3 - 100 km	≈ 20.000 ha	
Hermelin	2 - 250 ha	3 - 10/100 ha	schnelle Dispersion	≈ 5.000 ha	gr. Dichteschwankungen verursa. durch Beute
Mauereidechse	5 - 60 m ²	1T/3 - 40 m ²	< 0,1 km	2 - 5 ha	alle Pop. räuml. isol.
Segelfalter	100 - 200 ha	2T/ha	2 - 3 km	50 - 600 ha	

MACARTHUR und WILSON (1967) stellten als Erklärungsmodell über die Abhängigkeit der Artenzahl von der Flächengröße die sog. Gleichgewichts-Hypothese auf. In ihr ist eine für den Naturschutz überaus wichtige Erkenntnis über den Arten-Turnover enthalten: lokales Aussterben und Wiederbesiedeln sind häufige und natürliche Vorgänge. Da auch die Theorie voraussagt, daß Flächenverkleinerung zu einem Verlust an Arten führt, glaubte man nun auch einen theoretischen Hintergrund zu haben, sog. Minimalareale für Tierpopulationen wissenschaftlich bestimmen zu können.

Wirklich zwingende Management-Regeln sind aber aus der Theorie der Inselbiogeographie nicht ableitbar, es sei denn die triviale Feststellung, "mehr Habitat ist besser als weniger Habitat" (SIMBERLOFF 1988). Die Gründe für eine derartige Einschränkung der Anwendbarkeit der Gleichgewichtshypothese (GGH) im Naturschutz liegen in folgenden Argumenten:

Die einzige betrachtete Größe ist die lokale Artenzahl und sie bildet das entscheidende Kriterium für die Auswahl von Schutzgebieten. Nach ihrem Ansatz erlaubt keine der Hypothesen Aussagen über das Schicksal bestimmter Arten oder die Erhaltung überregionaler Diversität. Dies ist aber häufig das ausdrückliche Ziel von Naturschutzbemühungen (DIAMOND 1976;

SIMBERLOFF und ABELE 1982; JANZEN 1983; NOSS 1983;). Arten die selten, für das Ökosystem wichtig, oder aus anderen Gründen von besonderer Bedeutung sind, finden keine andere Berücksichtigung als gewöhnliche und häufige Arten, obwohl sie von vorrangigem Gewicht für den Naturschutz sind (DIAMOND und MAY, 1976; RAPAPORT et al. 1986).

Fläche ist nur ein Faktor, der die Artenzahl in einem Habitat bestimmt. Wir haben deshalb auch keinerlei direkte Anhaltspunkte, wie groß eine Fläche sein muß, um eine bestimmte Zahl von Arten langfristig zu erhalten, sondern nur wieviel Arten eine Fläche bestimmter Größe im Vergleich beherbergen kann. In der Diskussion um die Gestaltung von Schutzgebieten wurde immer wieder unzulässigerweise aus der letzteren Erkenntnis auf die erste Fragestellung geschlossen.

Eine weitere Schwäche der Inselökologie für die Entwicklung konstruktiver Schutzkonzepte liegt im Mangel einer Prognosemöglichkeit für die zukünftige Entwicklung der Artenzahl bzw. des Bestandes einzelner Arten. Schutzgebietsstrategie sollte sich an eindeutig formulierbaren Zielen ausrichten und sich um die langfristige Erhaltung ausreichender, natürlicher Lebensgrundlagen einzelner gefährdeter Arten bemühen, die für charakteristische Lebensräume typisch sind, die einen hohen Raumanpruch haben, oder die von besonderer Bedeutung für eine große Zahl anderer Arten sind (McCOY 1983; REED 1983; BLAKE und KARR 1984; LYNCH und WHIGHAM 1984; SIMBERLOFF 1986; SOULÉ und SIMBERLOFF 1986; ZIMMERMAN und BIERREGAARD 1986; NEWMARK 1986; SIMBERLOFF und ABELE 1976; CONNOR und McCOY 1979; BOECKLEN und SIMBERLOFF 1986; LOVEJOY und OREN 1981).

Zusammenfassend ergeben sich folgende Schlußfolgerungen aus der Inselbiogeographie für den Naturschutz:

- (1) Große Flächen können mehr Arten erhalten als kleine Flächen. Dieser Satz ist an sich banal, aber für den Naturschutz dennoch von entscheidender Bedeutung. Erhalt von Fläche ist für den Naturschutz durch keine andere Maßnahme ersetzbar, es sei denn wir finden uns mit einer "Zootierhaltung" in freier Wildbahn ab.
- (2) Eine Reduktion der Flächengröße zieht unweigerlich eine Reduktion des Artenbestandes bzw. den "Austausch" (Ersatz) von spezialisierten Arten durch Generalisten nach sich. Damit führt Habitatfragmentierung zu einem starken Verlust sensibler Arten. Dies ist in vielen Fällen (zunächst) nicht mit einer Reduktion der lokalen Artenvielfalt, sondern mit einer regionalen Vereinheitlichung der Artenbestände und somit mit einem Verlust der gamma-Diversität bis hin zur Verminderung der regionalen Diversität (epsilon-Diversität, s. WIENS 1989) verbunden. Selbst bei Festschreibung der derzeitigen Situation oder bei einer geringfügigen Verbesserung ist mit einem Fortgang des Artenschwundes zu rechnen.
- (3) Je kleiner die Flächen, um so häufiger sterben die Populationen lokal aus. Lokales Aussterben ist eine häufige und natürliche Erscheinung in Übereinstimmung mit den dynamischen Eigenschaften natürlicher Ökosysteme (z.B. Sukzession, "Katastrophen"). Für keine Art kann aus ihrem Vorkommen in einem Gebiet sicher geschlossen werden, daß in einem Habitat noch ausreichende Bedingungen für eine gesicherte Existenz "vorliegen". Bei dem Vorkommen kann es sich um ein kurzes Gastspiel oder um "living deads" handeln. Die traurige Entwicklung der meisten Naturschutzgebiete spricht für diese Interpretation.
- (4) Der derzeitige Kenntnisstand der Inselbiogeographie läßt keine Aussage über die optimale Form, Lage und Zahl der Schutzgebiete bei vorgegebener Gesamtfläche zu (SLOSS-DEBATTE, WILCOX, MURPHY 1985; HIGGS, USHER 1980; BURKEY 1989). Die Antwort auf diese Frage wird für einzelne Arten verschieden ausfallen.
- (5) Die Situation von Schutzgebieten in der heutigen Kulturlandschaft ist kaum mit der ozeanischer Inseln zu vergleichen. Unterschiede bestehen für Habitatinseln vor allem:
 - a. in der raschen Veränderung der gesamten ökologischen Rahmenbedingungen (e.g. Flächengröße, Isolation, Umgebung und/oder Habitatqualität);
 - b. durch die Existenz starker Randeffekte mit ständigem Zustrom von habitatfremden Arten- bzw. Habitatgeneralisten;

- c. durch den Mangel an Besiedlungsquellen (Festland) für die (gefährdeten) Habitatspezialisten;
 - d. durch das Fehlen eines Artengleichgewichts. Diese Unterschiede führen zu starken Verschiebungen im Beziehungsgefüge der Arten und zu einer Veränderung, meist Verschlechterung der Habitatqualität.
- (6) Kenntnisse über die Habitatanforderungen, Biologie, Populationsökologie und Interaktionen mit anderen Arten sind die wesentliche Vorbedingung für einen Naturschutz, der gefährdete Arten erhalten kann und somit die regionale Artenvielfalt bewahrt.

6. ÜBERNAHME DES KONZEPTES DER "MINIMALGROßEN ÜBERLEBENSFÄHIGEN POPULATIONEN" (MVP)

Die Zielsetzung im Naturschutz ist es, dem Aussterben von Populationen entgegenzuwirken. Grundsätzlich wissen wir, daß kleinere Populationen eher aussterben als große bzw. daß Populationen auf kleinen Flächen eher aussterben als Populationen, die große Flächen bewohnen. Dies läßt sich deutlich an den Folgen der zunehmenden Verkleinerung und Isolierung geeigneter Lebensräume (Habitatfragmentierung) erkennen, die vermutlich heute die wesentlichste Ursache für den Verlust von Arten ist (TERBORGH 1974; SOULÉ 1983; SALWASSER et al. 1984).

Wie groß muß eine Population sein bzw. welche Rahmenbedingungen (Habitatqualität, sowie die Größe und Lage der Flächen auf denen die Population lebt) müssen existieren, damit eine Population mit hoher Wahrscheinlichkeit über einen langen Zeitraum überleben kann?

Zur Beantwortung dieser Frage ist ein genaueres Verständnis der neben den deterministischen Aussterbeursachen natürlichen Zufallsereignisse erforderlich. Eine Reihe von Zufallsereignissen können Ursachen für das Aussterben von Lokalpopulationen sein. Wir können davon ausgehen, daß durch die zunehmende Verinselung und Verkleinerung der Populationen stochastische Einflüsse an Bedeutung für das Aussterben zunehmen. Letztlich sind es sogar diese stochastischen Faktoren, die den Flächenanspruch einer langfristige lebensfähigen Population bestimmen.

Das Konzept der "*minimalgroßen überlebensfähigen Population*" (MVP für "*minimum viable population*") erlaubt den Flächenbedarf quantitativ zu untersuchen: *Eine MVP für eine bestimmte Art in einem bestimmten Habitat ist die kleinste isolierte Population mit einer definierten Überlebenschance (z.B. 95 %) über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre) unter Berücksichtigung der absehbaren Effekte von demographischen und genetischen Zufallsprozessen, Umweltschwankungen und Naturkatastrophen auf die Population* (nach SHAFFER 1981).

Mit Blick auf die erforderlichen Rahmenbedingungen, können wir die Definition auch anders formulieren: Wir sprechen von einer MVP, wenn die Rahmenbedingungen der Population ein Überleben mit definierter Wahrscheinlichkeit über einen bestimmten Zeitraum (z.B. 100 Jahre mit 95%iger Wahrscheinlichkeit) ermöglichen. Bei dieser Formulierung wird unmittelbar klar, daß es nicht nur eine, sondern viele MVP's geben kann. Damit ist auch eine flexible Handhabung des Konzepts in der Planung gewährleistet.

Das MVP-Konzept kombiniert Erkenntnisse aus der Populationsökologie mit Bedürfnissen des Naturschutzes: Man interessiert sich weniger für den gegenwärtigen Status als für die Zukunftschancen, und genau diese werden im MVP-Konzept untersucht.

Die Festlegung eines Überlebenskriteriums wäre z.B.: "Die Population soll so groß sein, daß sie mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die nächsten 100 Jahre überdauert". Sie ist im wesentlichen willkürlich und in der Definition austauschbar. Das festgelegte Überlebenskriterium (Definition) wird weniger aus fachlichen Gesichtspunkten, sondern vor allem aus den Zielen, die sich die Gesellschaft für den Naturschutz gesetzt hat, bestimmt. Buchstäblich genommen, verlangt § 1 des BNG, daß es von jeder Tierart in der BRD mindestens eine Population mit nahezu unbegrenzter Überlebenswahrscheinlichkeit gibt (etwa 99,99 % über 1000 Jahre). In der MVP-Definition werden die absehbaren Effekte von demographischer und genetischer Stochastizität, von Umweltschwankungen und von Naturkatastrophen erwähnt. Dies sind Fak-

toren (z.B. ein strenger Winter), die die Entwicklung einer Population beeinflussen und eventuell zum Aussterben einer Population führen können. Wir bezeichnen sie deshalb zusammenfassend als Risikofaktoren. Im Rahmen einer "Risikoanalyse für Populationen" (PVA, nach "Population Vulnerability Analysis") untersuchen wir die Bedeutung dieser Risikofaktoren unter Berücksichtigung der vorgegebenen Rahmenbedingungen und im Lichte der Biologie der betrachteten Art.

Wir können eine Risikoanalyse benutzen, um die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population unter den aktuellen oder unter veränderten Rahmenbedingungen zu bestimmen. Genauso können wir aber die Größe einer Population - und die dafür erforderlichen Rahmenbedingungen - ermitteln, die das MVP-Kriterium erfüllen.

Unter Umgehung der aufwendigeren Risikoanalyse können wir die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population z.T. schon aus beobachtbaren Eigenschaften der Population selbst abschätzen. Insbesondere das Ausmaß der Populationsdynamik und die Populationsstruktur (räumliche Verteilung), gepaart mit basalen Informationen über Populationswachstum und Verbreitungsverhalten können wir zu einer Abschätzung des Risikos heranziehen. Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens kann auch durch die Möglichkeit der Rekolonisierung entscheidend verringert oder beseitigt werden, wenn Besiedlungsquellen in geeigneter Entfernung vorhanden sind.

Für die praktische Durchführung einer Gefährdungsgradanalyse (PVA) müssen folgende Informationen gesammelt und ausgewertet werden (vgl. MARCOT et al. 1988):
(Für alle Werte sollte kurz die zugrunde liegende Methode erwähnt werden und vor allem, soweit möglich, eine Fehlerabschätzung (Vertrauensbereich) mit angegeben werden.)

zum Bestand:

1. Aktuelle Verbreitung und Abundanz der betreffenden Zielart.
2. Bestandsentwicklung der letzten Jahrzehnte (Wo sind Vorkommen erloschen, soweit bekannt aus welchen Gründen? Wo fanden Neu- oder Wiederbesiedlungen statt?).
3. Deterministische Gefährdungsursachen wie Lebensraumzerstörung oder direkte Verfolgung.

zum Raumanspruch:

4. Sozial- und Reproduktionsgemeinschaft der Art zum Überleben des Individuums und kleinste Anzahl der Individuen, die eine funktionierende soziale oder reproduktive Einheit bilden.
5. Schwankungsbereich und Mittelwert der Aktionsraumgröße (home range) für die soziale bzw. reproduktive Einheit und ihre saisonalen Veränderungen. Abhängigkeit dieser Variablen von der Habitatqualität (vergl. Punkte 19-21).
6. Gesamtes in der Lebenszeit benötigtes Gebiet (life range) mit Spezialbedürfnissen (z.B. Nistbaum, Salzlecken etc.). Welche Überlappung besteht zwischen Individuen?
7. Wie groß ist das verteidigte Gebiet (Territorium)? Werden Nahrungs- und/oder Brutterritorien verteidigt? Welche Unterschiede bestehen zwischen Alter und Geschlecht bzw. sozialem Status?

zur Populationsbiologie:

8. Absolute Populationsgröße (möglichst aus mehreren Jahren).
9. Maximal (kurzfristig) im Habitat erreichbare Populationsgröße (kann über der langfristigen carrying capacity liegen).
10. Populationsaufbau nach Alter und Geschlecht.
11. Demographische Variationen wie Fortpflanzungsrate, Überlebensrate, Alter der ersten und letzten Reproduktion. Abhängigkeit dieser Variablen von Habitatmerkmalen (vgl. Punkt 20 und 21).
12. Sterberaten und Geburtsraten nach Alter und Geschlecht (Lebensstafeln), bzw. Nettofortpflanzungsrate (in Abhängigkeit von der Populationsdichte):
$$r: dN/dt = rN \quad \text{bzw.} \quad R: N_{t+1} = N_t \cdot R$$
13. Individuelle Fortpflanzungserfolge (getrennt nach Altersgruppen) und ihre Varianz (Nachkommen, wenn möglich, nach Männchen und Weibchen getrennt).

14. Paarungs- und Brutsystem (Monogamie, Polygamie, Ortstreue, Brutpflege).
15. Bestimmung der effektiven Populationsgröße (Zahl der den Genpool beeinflussenden Individuen) und Schätzen des Inzuchtkoeffizienten, um Verluste genetischer Variation abzuschätzen.
16. Verbreitungsverhalten innerhalb des Habitats bzw. der Population (Wie weit brüten Jungtiere von ihren Eltern weg? Informationen nach Möglichkeit trennen nach Geschlecht, Alter, eventuell Habitatqualität und Populationsdichte).
17. Struktur der Metapopulation: Ist die Art bereits jetzt in Teilpopulationen zergliedert? Welcher Austausch an Individuen besteht derzeit zwischen den Teilpopulationen? Tragen die einwandernden Individuen zum Genaustausch bei? Wie groß sind Ein- und Auswanderungen?
18. Interaktionen mit anderen Arten wie Konkurrenten, Räubern, Parasiten, Beutetieren oder Nahrungspflanzen.

zur Habitatqualität:

19. Primärhabitat und Substrat zur Reproduktion und Aufzucht.
20. Art, Menge, Qualität und Anordnung von Mikrohabitaten, die das Überleben und die Reproduktion fördern.
21. Habitatqualitäten, die für die Nahrungsaufnahme genutzt werden.
22. Dynamik des Habitats (Gehen die Habitate z.B. im Rahmen von Sukzessionen ständig verloren bzw. wann und wo entstehen neue?).

zur Einschätzung der zukünftigen Entwicklung:

Evaluierung der Punkte 1-22 und folgende weitere Informationen:

23. Größe, Zahl und Lagebeziehungen der genutzten Habitate.
24. Identifizierung und Kartierung geeigneter Habitate.
25. Verbreitungsfähigkeit und maximaler Abstand zwischen geeigneten Habitaten für Interaktionen. Dazu kann in erster Näherung für die Praxis die Darstellung derjenigen Fläche sinnvoll sein, die sich aus einem Kreis mit dem Radius der halben möglichen Verbreitungsdistanz ergibt.
26. Einschätzung der Isolationseffekte infolge Fragmentierung der Habitate. Barrierewirkung von natürlichen und anthropogenen Landschaftsstrukturen. Welche Strukturen in der Landschaft fördern den individuellen Austausch zwischen den Teilpopulationen?
27. (seltene) Umweltkatastrophen, z.B. Waldbrände, Überschwemmungen, Epidemien, Einführung faunenfremder Tiere, aber auch Umweltkatastrophen aus Menschenhand (aber keine permanenten Umweltveränderungen wie Überbauung oder Habitatveränderung, das gehört zu deterministischen Gefährdungsgründen). (Angaben über seltene Katastrophen sind wohl nur als begründete Schätzung möglich).

7. ZUKUNFTSSICHERUNG VON POPULATIONEN ALS ZIELVORGABE: DAS ZIELARTENKONZEPT

Um die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen langfristig gewährleisten zu können, bedarf es laufender Kontrollen ihrer Erfolge. Kontrollen sind nur dann möglich wenn die angestrebten Ziele eindeutig formuliert werden.

Wir glauben, daß das Schutzziel in der langfristigen Sicherung von Populationen durch Erhalt ihrer *artspezifischen Lebensgrundlagen* unter Freilandbedingungen liegt. Unter dieser Voraussetzung kann man "Repräsentanten" bestimmter Biotope als Zielarten (vgl. MÜHLENBERG 1989) auswählen. An diesen Zielarten können Fachleute mit wissenschaftlichen Methoden die Qualität der Schutzmaßnahmen eindeutig durch die jeweiligen Zukunftsprognosen bewerten und eventuell Nachbesserung der Schutzmaßnahmen empfehlen.

Die Zukunftssicherung der Arten setzt eine weitgehende Reduzierung allgemeiner Belastungen, wie z.B. Bodenbelastung durch Eutrophierung und Chemikalieneinsatz oder Veränderungen im Wasserhaushalt, voraus. Da eine derartige Reduzierung auf absehbare Zeit nicht vollständig möglich ist, ist ein kontinuierliches Monitoring der Zielarten erforderlich, um negative Bestandsentwicklungen rechtzeitig zu erkennen und geeignete Gegenmaßnahmen einzuleiten (vgl. MÜHLENBERG 1990).

Je nach Flächenanspruch einer langfristig überlebensfähigen Population gibt es verschiedene Vollzugsebenen, auf denen wirkungsvolle Schutzmaßnahmen ergriffen werden können:

Tab. 2:

Vollzugsebene	Zielart-Beispiel	(Rote Liste BRD)
mit Landwirten	Schlanke Windelschnecke (<i>Vertigo heldi</i>)	1
einzelne Kommunen	Kleiner Schillerfalter (<i>Apatura ilia</i>)	3
in Landkreisen	Ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>)	1
in Bundesländern	Fischotter (<i>Lutra lutra</i>)	1
im gesamten Bundesgebiet	Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)	1

Über die Kriterien zur Auswahl von Zielarten haben wir einen Prioritäten-Katalog erstellt, der auch eine regionale Anpassung an lokale Gegebenheiten berücksichtigt (vgl. MÜHLENBERG 1989).

Von den Schutzmaßnahmen für die Zielarten profitieren dann weitere gefährdete Arten. Im Falle des Ortolans z.B. Schwarzstirnwürger, Rotkopfwürger, Wendehals, Steinkauz, Gartenschläfer, diverse Schmetterlingsarten der Obstbäume sowie Spinnen und Käfer der Feldraine. Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet den Schutz einer ganzen Fläche mit ihrer Lebensgemeinschaft. Wir sprechen von Biotopschutz durch Sicherung von Zielarten.

Das bisher vorhandene Wissen reicht durchaus aus, um auch sofort geeignete Schutzmaßnahmen in die Wege zu leiten, eine begleitende Forschung und Beobachtung ist aber unerlässlich um eine Anpassung und Optimierung der Maßnahmen in der Zukunft zu ermöglichen.

Die Finanzausgaben für die Schutzmaßnahmen umfassen drei Bereiche mit den dafür in Frage kommenden Geldgebern. Auf Bundesebene wären Maßnahmen zur Habitatgestaltung, die eventuell den Ankauf der Flächen durch das BMU einschließen, Entschädigungen und Maßnahmen zur Strukturänderung in der Land- und Forstwirtschaft durch das BML zu finanzieren (etwa 75% der Kosten). Das BML wäre auch für eventuell erforderliche Pflegemaßnahmen zuständig (etwa 20% der Kosten), die insgesamt aber möglichst gering gehalten werden sollten. Das BMFT wäre für die Finanzierung der begleitenden Forschung verantwortlich (etwa 5% der Kosten). Der Gesetzgeber schließlich hätte das geeignete gesetzliche Instrumentarium für einen wirkungsvollen Naturschutz bereitzustellen.

Wir möchten betonen, daß es nach dem Zielartenkonzept in erster Linie darauf ankommt, geeignete Flächen in ausreichendem Umfang zur Verfügung zu stellen. Das bedeutet zunächst Sicherung der vorhandenen Flächen - möglichst durch Kauf - reichen die Flächen dazu nicht aus, so müssen entsprechende Habitate nach bestem Wissen neu geschaffen werden. Direkte Stützungsmaßnahmen für die Zielart, z.B. Ausbringen von Nistkästen, Horstbewachung, Bekämpfung von Konkurrenten oder Feinden und viele der zur Zeit durchgeführten Pflegemaßnahmen, sind *nicht* Bestandteil des Zielartenkonzepts.

Das Konzept der Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung hat dann gute Erfolgsaussichten, wenn es mindestens über einen Zeitraum von zwei Legislaturperioden verfolgt wird. Eine solche Zeitdauer ist für die Ermittlung wichtiger Daten über das Ausmaß und die Ursachen

jährlicher oder unregelmäßiger Größenschwankungen einzelner Populationen als ein absolutes Minimum anzusehen.

Die erforderliche Präzision der Untersuchungsergebnisse aus Feldstudien und die Entwicklung von Theorien und Modellen, die für ihre Interpretation nötig sind, ist eine große Herausforderung an die moderne ökologische Forschung. Wir müssen uns darauf einstellen, daß derartige Schutzmaßnahmen mit begleitender Forschung erhebliche Geldmittel erfordern. Als Ergebnis können wir einen wirkungsvolleren Schutz unserer Natur, eine größere Durchsichtigkeit der Ausgabe von Steuergeldern und einen Anschluß der deutschen ökologischen Forschung an den internationalen Standard erwarten.

8. GEFÄHRDUNGSGRADANALYSEN (PVA) FÜR DIE PRAXIS: EINE NEUE SICHT DER HABITATBEWERTUNG UND DIE ANWENDUNG DES ZIELARTENKONZPTES IN EINGRIFFSREGELUNGEN UND ARTENSCHUTZMAßNAHMEN

8.1. Habitatbewertung anhand der Zukunftschancen von Populationen

Die Notwendigkeit, "objektive Bewertungsmethoden" zu entwickeln, wird darin gesehen, besonders wertvollen Habitaten auch den ihnen gemäßen besonderen Schutzstatus verleihen zu können (SUKOPP 1971). Deshalb wurde und wird immer wieder versucht, Habitateigenschaften zu finden, die sich im Sinne einer "intakten Umwelt" bewerten lassen. Dieses Problem kann bis jetzt nicht als gelöst betrachtet werden, vielleicht läßt es sich so gar nicht lösen. Viele vermeintlich wichtige Kriterien für intakte Lebensräume werden gegeneinander abgewogen und verrechnet, so daß am Ende einer Bewertungsprozedur niemand wissen kann, im Sinne welcher Populationen tatsächlich bewertet wurde. Habitate sind zu komplexe Systeme, als daß ein Versuch, sie in eine lineare Reihe steigender Qualität zu bringen, erfolgreich sein kann. Unserer Auffassung nach ist es nicht sinnvoll, verschiedene Habitate mit dem immer gleichen, schematisierten Bewertungsverfahren zu beurteilen.

Das bedeutet, daß als erster Schritt die Frage des Zieles zu klären ist. Welche Habitateigenschaften will man zu welchem Zweck bewerten. Es ist natürlich möglich und legitim, Aspekte wie Erholungs- Freizeit- und Erziehungswert, Bedeutung für die Forschung, Natürlichkeit sowie Repräsentanz eines Lebensraumes zur Grundlage einer Habitatbewertung zu machen. CHANTER und OWEN (1976) entwickelten beispielsweise für Naturschutzgebiete einen Index für die Besucherzufriedenheit. Dagegen ist prinzipiell nichts einzuwenden. Welchen Blickwinkel man letztlich wählt, bleibt immer eine Frage des einzelnen Falles und kann nicht generell im voraus entschieden werden. Es ist jedoch unserer Ansicht nach angesichts der bedrohlichen Lage, in der sich viele unserer einheimischen Arten befinden, in den meisten Fällen sicherlich wichtiger, zur Verfügung stehende Mittel möglichst direkt in die Sicherung bedrohter Arten zu investieren, als darauf zu vertrauen, mit "natürlichen", "repräsentativen" oder "wissenschaftlich interessanten" Lebensräumen bedrohten Arten ausreichend helfen zu können. Wir betrachten deshalb "Habitatbewertung" ganz unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes. Der Wert steigt und fällt mit dem Beitrag des Gebietes für die Überlebensfähigkeit von Populationen bedrohter Arten.

Unter dem Zielaspekt des Artenschutzes ergibt sich die sinnvolle Übereinkunft, daß der Wert eines Lebensraumes dann besonders hoch einzuschätzen ist, wenn er gefährdeten Arten für eine möglichst lange Zeit Überleben und Weiterentwicklung gewährleisten kann. Wert ist hier im Sinne von Schutzwürdigkeit zu verstehen.

Dabei ist selbstverständlich zu vermuten, daß in den meisten Fällen die ausgewählten Zielpopulationen bedrohter Arten in "naturnahen", "intakten" oder "ökologisch wertvollen" Lebensräumen im allgemeinen bessere Zukunftsaussichten haben als in Gebieten, die zerstückt, verschmutzt oder zubetoniert sind. Folglich hat die Betrachtung und die Bewertung eines Lebensraumes auf der Ebene bedrohter Populationen meistens auch positive Konsequenzen im Sinne intuitiver Bewertung der Habitatqualität. Der Unterschied ist nur der, daß wir mit unserem Ansatz sozusagen eine oder einige wenige ausgewählte, gefährdete Populationen selbst

"entscheiden" lassen, was ein "intakter Lebensraum" ist, und uns nicht mehr den Kopf darüber zu zerbrechen brauchen, ob ein Gebiet natürlich, wissenschaftlich wertvoll, voll von seltenen Rote-Liste-Arten oder repräsentativ ist. Schlägt man diesen Weg ein und betrachtet Lebensräume dementsprechend hinsichtlich ihrer Eignung, zur Zukunftssicherung gefährdeter Population beizutragen, so ergeben sich daraus folgende Konsequenzen für das "Bewertungsproblem":

Die geeigneten Kriterien zur Beurteilung der Habitatqualität lassen sich direkt aus der Biologie der betreffenden Art ableiten. Es ist Aufgabe der Ökologie, Fragen nach den Beziehungen zwischen der Habitatqualität und der Entwicklung von Populationen im Einzelfall zu erforschen.

In der Praxis hat GLÜCK (mündl. Mitt.) z.B. folgende Methode der Bestimmung der Habitatqualität entwickelt: Er hängt Nistkästen für Kohl- und Blaumeisen in ein Gebiet und kontrolliert den Erfolg in der Aufzucht der Jungen: Das Ressourcenangebot wird über Gewichtszunahme der gefütterten Jungvögel (Nutzen) und die Flugleistungen der Altvögel (Kosten) gemessen.

Effektiver Naturschutz kann nicht darin bestehen, möglichst unanfechtbar und "objektiv" die verbliebenen naturnahen Flächen in eine Reihe steigender "ökologischer Qualität" zu bringen, damit z.B. der Straßenbau die "schlechtesten" Flächen guten Gewissens für sich beanspruchen darf. Es scheint uns zu defensiv als Naturschutzstrategie und eine Vergeudung von Energie und Fachkompetenz, wenn *der Naturschutz seine höchste Aufgabe darin sieht, den Planern mit "allgemein anerkannten Methoden" ausgesuchte Flächen zu präsentieren, deren Verlust am wenigsten schmerzt.*

8.2 Die Bewertung von Eingriffen in den Naturhaushalt

In den meisten Fällen hat es der Naturschutz mit der Bewertung von Eingriffen in die Natur und eventuell der Entwicklung eines Konzeptes zum Ausgleich des Eingriffes zu tun. Dies erfordert eine ökologische Beurteilung des Eingriffes.

Wir befassen uns vor allem mit den Auswirkungen des Eingriffes auf die Größe und Fragmentierung der betroffenen Gebiete. Auf Grund der im vorigen Kapitel entwickelten Argumente sind wir der Ansicht, daß derartige Eingriffe quantitativ am besten durch eine Analyse bewertet werden können, die die Auswirkungen des Eingriffes auf die Zukunftschancen der betroffenen Populationen untersucht, auch dann, wenn das Ziel eine Beurteilung der Habitatveränderung ist.

In einer ersten Phase ist es erforderlich, eine Bestandsaufnahme in den durch den Eingriff betroffenen Habitaten vorzunehmen. Wir halten es dabei für wichtiger, verlässliche Listen über einzelne Gruppen zu erstellen, als derartige Bestandslisten um weitere taxonomische Gruppen zu verlängern, deren unerforschte Biologie ohnehin eine weitergehende Beurteilung ausschließt (Zeitraum mindestens 1 Jahr).

Aus der Bestandsliste wählen wir die nach Art des Eingriffes potentiell betroffenen Arten aus. In diesem Schritt werden also die Arten ausgeschieden, die nur als gelegentliche Besucher ("Überflieger") in dem Gebiet registriert wurden, und die Arten, die durch die besondere Art des Eingriffes nicht betroffen sind (z.B. würde der Schwarzspecht wohl kaum durch eine Bachkanalisation beeinträchtigt werden). Die Liste der potentiell betroffenen Arten kann für verschiedene Planungsalternativen verschieden ausfallen.

Im nächsten Schritt trennen wir die Liste auf in die Arten, die wir in der regional angepassten Zielartenliste (RAZ); vgl. MÜHLENBERG 1989) finden und den Arten, die nicht in der RAZ auftauchen. Dies sind in der Regel nicht bedrohte Arten oder bedrohte Arten, die in der Region kein wirklich geeignetes Habitat vorfinden.

Für alle Arten führen wir nun eine Schnellprognose (SCHNEP, Kap 8.4) aus. Mit dieser Schnellprognose sollen alle Arten "abgehandelt" werden, für die eine eindeutige Bewertung des Eingriffes möglich ist. Für nicht bedrohte Arten kann eventuell eine Aussage über das Ge-

biet getroffen werden, in dem die Arten durch den Eingriff verschwinden werden bzw. in dem Einbußen in der Populationsgröße hinzunehmen sind. Für bedrohte Arten können eventuell Aussagen über Isolationswirkungen usw. getroffen und zur politischen Entscheidung vorgelegt werden.

Erlaubt die SCHNEP keine sichere Bewertung des Eingriffs, so ist nun für die betroffenen RAZ-Arten die Einleitung einer umfangreichen Risikoanalyse für Tierpopulationen (PVA) erforderlich, sofern dies nicht bereits im Rahmen eines konstruktiven Artenschutzes für die Region geschehen ist (siehe Kap. 8.3). Dies gilt zum Beispiel dann, wenn wir durch den Bau einer Straße die Isolation von zwei Teilpopulationen befürchten, was letztlich zum Erlöschen der Art in der gesamten Region führen kann. Eine PVA sollte auch dann durchgeführt werden, wenn die SCHNEP eine deutliche Verminderung der Zukunftschancen einer RAZ-Art erwarten läßt.

Nach Ausführung der PVA's für die betroffenen Arten ist dann ebenfalls eine Vorlage zur öffentlichen Entscheidung möglich. Diese Vorlage sollte die Auswirkungen der verschiedenen Planungsalternativen und der "Nulllösung" deutlich darlegen: nach Variante A erwarten wir das Verschwinden der Arten 1,2,3 aus einem bestimmten Gebiet, Variante B reduziert die Überlebenswahrscheinlichkeit der RAZ-Art 5 in Niederbayern von 70 % für die nächsten 50 Jahre auf 30 % für die nächsten 50 Jahre.

Schematisch läßt sich eine derartige Behandlung einer Eingriffsregelung folgendermaßen skizzieren:

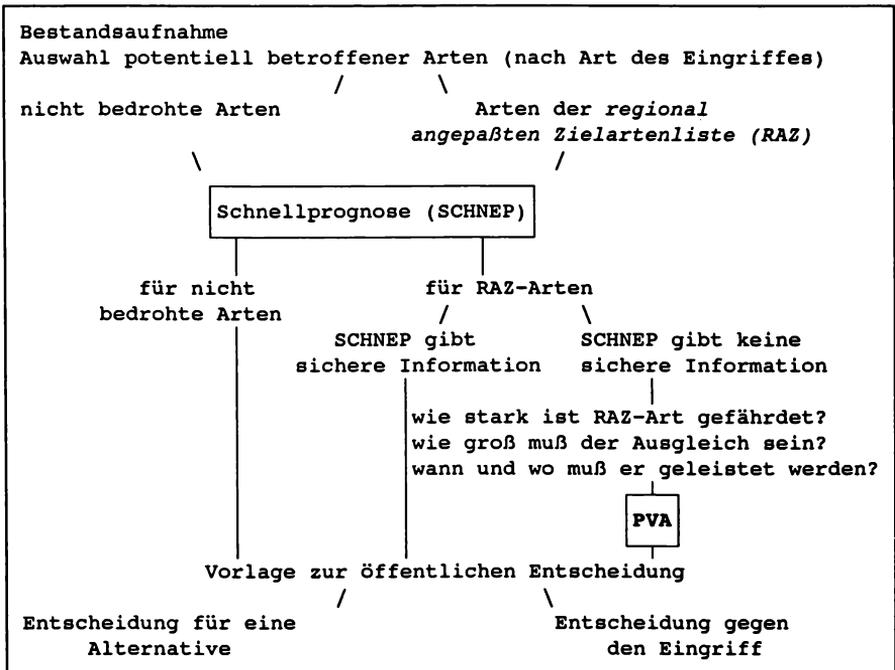


Abb. 1: Habitatbewertung

8.3 Durchführung von konstruktiven Artenschutzmaßnahmen

Ähnlich wie bei der Schadensbegrenzung läßt sich das Vorgehen für eine konstruktive Artenschutzmaßnahme folgendermaßen in einem Flußdiagramm darstellen:

Aufgabe:

- Schutz gefährdeter Arten (Gesetz)
- Ökosystemschutz

Auswahl einer Zielart aus der regional angepaßten Zielartenliste (RAZ)

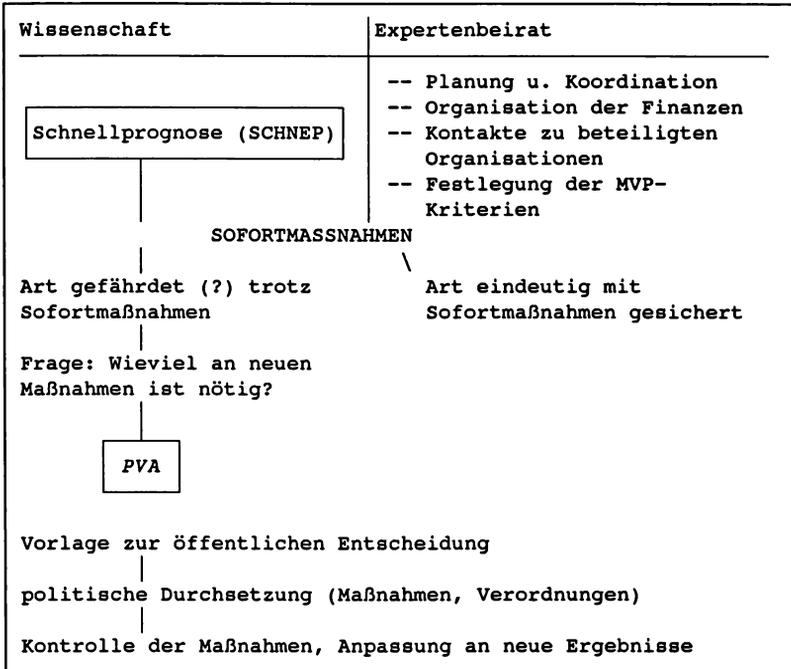


Abb. 2: Fließdiagramm für eine konstruktive Artenschutzmaßnahme

8.4 Zur Ausführung einer Schnellprognose

Die Schnellprognose (SCHNEP) ist sowohl für den konstruktiven Artenschutz, als auch bei der Beurteilung eines Eingriffes der erste wichtige Schritt, der von Seiten der Wissenschaft erfolgen muß. Ziel der SCHNEP ist es, möglichst ohne neue Forschungstätigkeiten zu einer Einschätzung der Zukunftschancen der betreffenden Arten zu gelangen, um gegebenenfalls ohne große zeitliche Verzögerungen einen Sofortmaßnahmenkatalog erstellen zu können.

Die SCHNEP sollte die maximale Dauer von einem halben Jahr nicht überschreiten. Im Rahmen einer Schnellprognose sind zwei Schwerpunkte zu bearbeiten:

Literatúrauswertung: das verfügbare Wissen über die zur Diskussion stehende Art muß recherchiert und berücksichtigt werden.

Sammeln von Daten über die betroffene Population: durch eine grobe Datenerhebung im Gelände und Benutzen lokaler Informationsquellen sollte man sich einen Überblick über den aktuellen Zustand der betroffenen Population verschaffen.

(1) Auswertung von Literatur

- Gibt es schon Hinweise oder klare Aussagen hinsichtlich der **Hauptgefährdungsursachen**? Befinden sich andere Populationen derselben Art an anderer Stelle (Ausland) in ähnlichen Situationen?
- Was ist über **Raumansprüche** bekannt? Wie groß ist der home-range der Individuen in stabilen Populationen? Weiß man, wovon mögliche Variationen der home-ranges abhängen?
- Gibt es Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen **Habitatqualität und Populationsdichte**? An dieser Stelle wäre es eine große Hilfe, wenn zu den in Frage kommenden Arten Habitat-Suitability-Index-Modells vorlägen (Habitateignungs-Indizes für einzelne Arten im Rahmen der Habitatbewertungsverfahren, HEP = habitat evaluation procedure, siehe PEARSALL et al. 1986). Habitatansprüche und die verschiedenen Einflußfaktoren sind - wenn auch nicht in Form von HSI-Modellen - von vielen einheimischen Arten zumindest teilweise dokumentiert.
- Was ist hinsichtlich der **Ausbreitungsfähigkeit** bzw. Ausbreitungsbereitschaft der Individuen einer Population bekannt? Hier werden eine ganze Reihe von Fragen berührt: Welche Tiere verlassen wann und unter welchen Bedingungen den ihnen angestammten Lebensraum, wie weit können sie wandern und wie groß sind die Chancen für die "Auswanderer", sich erfolgreich zu reproduzieren? Welche Landschaftsstrukturen unterstützen (Korridore), welche verhindern (Barrieren) "dispersal"?
- Sind die **Dichteschwankungen** von Populationen dieser Art mehrere Jahre aufgezeichnet worden? Wie stark sind die Fluktuationen und wovon werden sie beeinflusst. Wie schnell können sich Populationen, die bereits durch einen "Flaschenhals" gingen, wieder erholen?
- Schließlich ist es für die Interpretation von groben Census-Daten wichtig zu wissen, um wieviel die **effektive Populationsgröße** (vgl. SCHONEWALD-COX et al. (Edt.) 1983, HARRIS und ALLENDORF 1989) kleiner ist als die Gesamtpopulationsgröße. Dies gilt vor allem für die richtige Einschätzung der genetischen Risiken einer Population.

Bestehen für verschiedene der genannten Punkte große Wissenslücken, so kann man:

1. versuchen, sich an **ökologisch ähnlichen Arten** behelfsweise zu orientieren oder
2. sich **allometrische Gleichungen** zunutze zu machen.

zu 2: Man benutzt die Allometrie, um Unterschiede in Proportionen (von Formen und Abläufen) zu beschreiben und mit Veränderungen der absoluten Körpermasse des Gesamtindividuum zu korrelieren (GOULD 1966). Bei PETERS (1983) und CALDER (1984) finden sich Gleichungen, die die Zusammenhänge zwischen home-ranges und Körpermasse beschreiben. Bei PETERS (1983) und CALDER (1984) sind auch die Beziehungen zwischen Körpergewicht und der Abundanz von Wirbeltierarten dokumentiert, getrennt für Herbivore, Carnivore und Vögel. BELOVSKI und SEOULÉ (1987) nutzen diese Beziehung zur Schätzung von SäugermVPs (95 %ige Sicherheit für hundert und für tausend Jahre).

(2) Sammeln von Daten über die betroffene Population (Grobdaten aus dem Gelände und Nutzen lokaler Information)

Auch für die Erfassung wichtiger Daten im Gelände ist die Zeit der Faktor, der das praktische Vorgehen bestimmt. Man kann innerhalb eines halben Jahres natürlich keine hinreichend gesicherten Daten hinsichtlich Populationsgröße und ihren Schwankungen erwarten. Trotzdem muß versucht werden, zu ersten Abschätzungen zu kommen, die es erlauben, den Zustand der Population so gut wie möglich zu beurteilen. Folgende Aspekte müssen bearbeitet werden:

- Sind konkrete **Gefährdungsursachen** vor Ort bekannt?
- In den gesamten regionalen Habitatgebieten muß eine **grobe Kartierung** des Vorkommens durchgeführt werden. Hier kann man sich - wenn möglich - auf lokale Quellen stützen. In vielen Fällen liegen schon lokal Dokumentationen (oft unveröffentlicht) des Vorkommens gerade "seltener" Arten vor.

- Außerdem muß man sich einen Überblick über die **potentiell für die betreffende Art geeigneten Habitate** verschaffen. Dies sollte aus Zeitgründen mit Unterstützung vorliegender Biotopkartierungen geschehen.
- Es ist für die Einschätzung des Zustandes sehr wichtig, die **Populationsgröße bzw. die Populationsdichte** abzuschätzen. Wenn keine aktuellen Daten hierzu vorhanden sind, so müssen eigene, grobe Erfassungen im Gelände durchgeführt werden. (Hinweise zur Methodik finden sich bei MÜHLENBERG 1989.)
- Nicht minder wichtig ist es, zu wissen, ob und wie die Zielpopulation fragmentiert ist und ob **Individuenaustausch** möglich ist. Auch hierfür gilt, daß lokale Quellen genutzt und ortskundige Fachkräfte befragt werden sollten.

Aus den gesammelten Informationen ist nun eine Prognose zu erarbeiten unter Berücksichtigung von möglicherweise schon geplanten weiteren Eingriffen und Entwicklungen. Deshalb ist es geboten, vor der Prognose sich Einsicht in die Regionalplanung zu verschaffen. Eine Prognose, die schon geplante Entwicklungen außer acht ließe, wäre wertlos.

(3) Erstellen einer Prognose

- a) An erster Stelle einer Prognostizierung der Folgen von vorgesehenen Eingriffen steht die Entscheidung, ob Effekte auf die Population zu erwarten sind, die über die direkten Folgen des Eingriffes hinausgehen. Man würde z.B. sagen, daß die Amsel mit ihrer bekannten flächendeckenden Verbreitung in Wäldern und Parklandschaften durch eine Rodung sicherlich nur auf der betroffenen, begrenzten Fläche verschwinden wird. Ein Effekt auf das Vorkommen in benachbarten Gebieten ist nicht zu erwarten. Für solche Arten muß keine ausdrückliche Risikoabschätzung erfolgen. Die Frage ist hier nur, ob der Eingriff zu lokal begrenztem Verschwinden führt. Diese Entscheidung und ihre Begründung ist Bestandteil der ökologischen Bewertung.
- b) Der nächste Schritt besteht darin, festzulegen, auf welche Einheit sich die Schnellprognose bezieht.
 - Ist die betreffende Population vollständig isoliert, beschränkt sich die Prognose nur auf diese isolierte Population.
 - Besteht nur geringfügiger Individuenaustausch mit anderen Teilpopulationen, so muß auch das Schicksal der Nachbarpopulationen in die Prognose miteinbezogen werden. Die Überlegungen orientieren sich am Konzept der **Metapopulation**.
 - Bei häufigem Individuenaustausch muß die Gesamtpopulation als Einheit der Prognose betrachtet werden.
- c) Beim Erstellen der Prognose müssen Kriterien benutzt werden, die der jeweiligen Art angemessen sind. Das könnte zum Beispiel sein:
 - für große Säuger oder Vögel: die effektive Populationsgröße. MARCOT et al. (1988) haben dazu eine Tabelle als Leitlinie vorgelegt.
 - für viele Insekten erwarten wir nicht, daß für die Zukunftschancen die Populationsgröße per se eine große Rolle spielt (EHRlich 1983). Vielmehr werden hier die Habitatdynamik und das Wiederbesiedlungspotential stärker ins Gewicht fallen. Auch hier könnte eine Tabelle von MARCOT et al. als grobe Leitlinie herangezogen werden.
 - Eine andere Möglichkeit wäre der Zugriff auf schon vorhandene Populationsmodelle (z.B. BELOVSKI und SOULÉ 1987, in Anlehnung an GOODMAN). Natürlich ist der Prognosewert bei allgemein gehaltenen Modellen, in die nur die Wachstumsrate und deren Varianz eingehen, begrenzt.

Es sei betont, daß eine Schnellprognose natürlich nur eine Notlösung darstellt. Sie ist immer nur ein Kompromiß zwischen der gebotenen wissenschaftlichen Gründlichkeit und der drängenden Zeit, die das Warten auf Langzeitstudien nicht zuläßt. Die akute Gefährdung vieler Arten und die unmittelbare Bedrohung durch immer weitere Eingriffe in ihre Lebensräume gebieten schnelles Handeln. Auf der Basis einer Schnellprognose können Sofortmaßnahmen ergriffen werden, die gegebenenfalls nach gründlicheren Untersuchungen (PVA) modifiziert oder ausgeweitet werden müssen.

Zusammenfassend gliedert sich eine Schnellprognose (SCNNEP) in folgende Punkte:

Literaturauswertung und lokale Informationen zu

- direkte Gefährdungsursachen
 - Populationsgröße
 - Raumannsprüche
 - benötigte Habitatqualität
 - Verbreitungsfähigkeit
 - Populationsdynamik (Bestandsentwicklung)
 - effektive Populationsgröße (Multiplikationsfaktor)
- bei fehlender Information:*
- Vergleich mit ökologisch ähnlichen Arten
 - Folgerungen aus allometrischen Gleichungen

Grobdaten aus dem Gelände zu

- Kartierung des Vorkommens
- Zusammenstellung geeigneter Habitate (mit Unterstützung der vorliegenden Biotopkartierung)
- Abschätzen der Populationsgrößen bzw. -dichten
- Erfassung der Entfernung zwischen den Populationen

Einsicht in die Regionalplanung

- erwartete Änderungen

Erstellen einer Prognose

- einschätzen der Zukunftschancen der Population (für verschiedene Planungsalternativen)

9. FORSCHUNGSBEDARF

Ein Forschungsbedarf entsteht v. a. durch die an verschiedenen Handlungs- und Entscheidungsschritten notwendigen Gefährdungsgradanalysen (PVA's) ausgewählter Tierpopulationen. Es sind exemplarische Einzelstudien an Zielarten nach Maßgabe der in Kapitel 6 aufgeführten Fragestellungen nötig. Die herausragenden Punkte, welche an möglichst vielen Arten bearbeitet werden sollten, betreffen die Populationsdynamik, Verbreitungsfähigkeit und Habitatqualität. Für den Handlungsbedarf müssen Modelle für die praktische Umsetzung erarbeitet werden. Grundlage v. a. für die Eingriffsregelungen sollte eine im voraus erarbeitete regional angepaßte Zielartenliste sein.

Stichpunktartig können wir den aus dem Grundproblem des Flächenanspruchs erwachsenden Forschungsbedarf folgendermaßen zusammenfassen:

Populationsdynamik:

- Synchron und asynchrone Schwankungen zwischen Lokalpopulationen (Metapopulationen)
- Häufigkeit und Bedeutung von korrelierten Umwelteinflüssen auf einzelne Lokalpopulationen

Verbreitungsfähigkeit:

- Dispersionsstadien
- unterstützen Strukturen in der Landschaft die Ausbreitung? (Funktion der Korridore?)
- durchschnittliche Ausbreitungsdistanz

Habitatqualität:

- Habitateignungs-Indizes für Zielarten (HSI für RAZ)
- Wirkungen des Randeffekts
- Störanfälligkeit von schutzwürdigen Populationen

Praktische Umsetzung:

- Aufstellung einer regional angepaßten Zielartenliste (RAZ)
- Inzidenzkurven für verschiedene Tiergruppen
- Populationsmodelle für einige Zielarten
- beispielhaftes Großprojekt für eine Zielart auf der Basis von Maßnahmen für eine MVP

10. LITERATURDOKUMENTATION

Die umfangreiche Literatur (über 1100 Titel) wurde in einem Literatur-Verwaltungsprogramm (Lidos) zusammengefaßt und kann als Software am besten über Rechner, (IBM-kompatibel) allgemein genutzt werden.

LITERATUR

- BELOVSKY G.E., SOULE M.E., 1987: Extinction models and mammalian persistence. - In: Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge: 35-57.
- BLAKE J.G., KARR J.R., 1984: Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. - Biol. Conserv. 30: 173-187.
- BOECKLEN W.J., SIMBERLOFF D., 1986: Area-based extinction models in conservation. - In: Elliott, D.K.: Dynamics of Extinction. John Wiley & Sons, New York: 247-276.
- BURKEY T.V., 1989: Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. - Oikos 55: 75-81.
- CALDER W.A., 1984: Size, function, and life history. - Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass. III: 432.
- CHANTER D.O., OWEN D.F., 1976: Nature reserves: a customer satisfaction index. - Oikos 27: 165-167.
- CONNOR E.F., MCCOY E.D., 1979: The statistics and biology of the species-area relationship. - The American Naturalist 113: 791-829.
- DIAMOND J.M., MAY R.M., 1976: Island biogeography. - In: May, R.M.: Theoretical Ecology. Principles and applications. Blackwell scientific Publ., Oxford.
- DIAMOND J.M., MAY R.M., 1976: Biogeographie von Inseln und Planung von Schutzgebieten. - In: MAY R.M. (Hrsg.): Theoretische Ökologie. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach/Florida, Basel: 147-166.
- EHRlich P.R., 1983: Genetics and the extinction of butterfly populations. - In: Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., Mac Bryde, B., Thomas, L.: Genetics and conservation. Menlo Park/CA Benjamin/Cummings: 152-163.
- ELLENBERG H., 1987: Floristic changes due to eutrophication. - In: Ammonia and Acidification 6: 301-308.
- GOULD S.J., 1966: Allometry and size in ontogeny and phylogeny. - Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 41:587-640.
- HAMPICKE U., 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz - Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. - Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 84: 9-35.
- HARRIS R.B., ALLENDORF F.W., 1989: Genetically effective population size of large mammals: an assessment of estimators. - The Journal of the Society for Conservation Biology, Blackwell Scientific Publications 3: 181-191.
- HIGGS A.J., USHER M., 1980: Should nature reserves be large or small? - Nature 285: 568-569.
- HOVESTADT T., 1990: Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. - Natur und Landschaft 65 (1): 3-8.
- HUTCHINSON T.C., MEEMA K.M., 1987: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. - Series G., Ecological Sciences, Vol. 16, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, 652.
- JANZEN D.H., 1983: No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. - Oikos 41: 402-410.

- KAULE G., 1986: Arten- und Biotopschutz. - Ulmer, Stuttgart, 461.
- LOVEJOY T.E., OREN D.C., 1981: The minimum critical size of ecosystems. - In: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M.: Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Paris, Tokyo: 7-12.
- LYNCH J.F., WHIGHAM D.F., 1984: Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. - Biol. Cons. 28: 287-324.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967: The theory of island biogeography. - Princeton University Press, 203.
- MARCOT B.C., HOLTHAUSEN R., SALWASSER H., 1988: An Assessment Framework for Planning for Viable Populations. - Manuscript: 43.
- McCOY E.D., 1983: The application of island biogeographic theory to patches of habitat. - Biol. Conserv. 25: 53-61.
- MÜHLENBERG M., 1989: Freilandökologie. - 2. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 432.
- MÜHLENBERG M., 1990: Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. - Forschungsber. ANL 14: 79-100.
- NEWMARK W.D., 1986: Species-area relationship and its determinants for mammals in western north american national parks. - Biological Journal of the Linnean Society 28: 83-98.
- NOSS R.F., 1983: A regional landscape approach to maintain diversity. - Bioscience 33: 700-706.
- PEARSALL S.H., DURHAM D., EAGAR D.C., 1986: Evaluation methods in the united states. - In: Usher, M.B.: Wildlife conservation evaluation. Chapman and Hall, London, New York: 111- 133.
- PETERS R.H., RAELSON J.V., 1984: Relations between individual size and mammalian population density. - Am. Nat. 124: 498-517.
- RAPAPORT E.H., BORIOLO G., MONJEAU J.A., PUNTIERI J.E., OVIEDO R.D., 1986: The design of nature reserves: a simulation trial for assessing specific conservation value. - Biol. Conserv. 37: 269-290.
- REED T.M., 1983: The role of species-area relationships in reserve choice: a british example. - Biol. Conserv. 25: 263-271.
- SALWASSER H., MEALY S.P., JOHNSON K., 1984: Wildlife population viability: a question of risk. - American Wildlife 49: 421-439.
- SCHONEWALD-COX C.M., CHAMBERS S.M., MC BRYDE B., THOMAS L., 1983: Genetics and conservation. - Menlo Park, Benjamin/Cummings: 722.
- SHAFFER M.L., 1981: Minimum population sizes for species conservation. Bioscience 31: 131-134.
- SIMBERLOFF D., 1986: The proximate causes of extinction. - In: Raup, D. & Jablonski, D.: Patterns and processes in the history of life. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Paris, Tokyo: 259-276.
- SIMBERLOFF D., 1988: The contribution of population and community biology to conservation science. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 19: 473-511.
- SIMBERLOFF D.S., ABELE L.G., 1976: Island biogeographic theory and conservation practice. - Science 191: 285-286.
- SIMBERLOFF D.S., ABELE L.G., 1982: Refuge design and island biogeographic theory: effects on fragmentation. - Am. Nat. 120: 41-50.
- SIMBERLOFF D.S., 1986: Design of nature reserves. - In: Usher, M.B.: Wildlife conservation evaluation. Chapman and Hall, London: 313-337.
- SOULÉ M.E., SIMBERLOFF D.S., 1986: What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? - Biol. Conserv. 35: 19-40.
- SOULÉ M.E., 1983: What do we really know about extinction? - In: Schonewald-Cox, C.M. Chambers, S.M., MacBryde, B. & Thomas, L. (eds.): Genetics and conservation, Menlo Park/CA, Benjamin/Cummings: 11-124.
- SUKOPP H., 1971: Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg 9, 6.
- TERBORGH J.W., 1974: Preservation of natural diversity: The problem of extinction-prone species. - BioScience 24: 715-722.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) 1986/87: Daten zur Umwelt. - Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin, 550.

- WIENS J.A., 1989: The ecology of bird communities. - Vol. 1: Foundations and patterns, 539. Vol. 2: Processes and variations, 316. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- WILCOX B.A., MURPHY D.D., 1985: Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. - Am. Nat. 125: 879-887.
- WILSON E.O., WILLIS E.O., 1975: The genetical structure of population. - Ann. Eugen. 15: 323-354.
- ZIMMERMANN B.L., BIERREGAARD R.O., 1986: Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species area relations to conservation with a case. - J. Biogeogr. 13: 133-143.

ADRESSE

Prof. Dr. M. Mühlenberg
Th. Hovestadt
Ökologische Station
der Universität Würzburg
OT Fabrikshleichach
D-W-8602 Rauhenebrach

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [19 3 1991](#)

Autor(en)/Author(s): Mühlenberg Michael, Hovestadt Thomas

Artikel/Article: [Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft 597-617](#)