## Variabilität von Lebenszyklen und Metapopulationsstruktur - Überlebensstrategien von Arten in einer dynamischen Umwelt

Martin DIETERICH

### 1 Einleitung

Die Dynamik von Ökosystemen ist ein zwar offenkundiger aber nur schwer faßbarer und damit sowohl in der Forschung als auch bei der Umsetzung naturschutzfachlicher Konzepte bisher eher vernachlässigter Faktor. Dabei wurde der Schutz dynamischer Prozesse von der International Union for Conservation of Nature (IUCN) bereits 1980 als eines der Grundziele des Naturschutzes definiert (IUCN 1980). Die Entwicklung und Umsetzung von Konzeptionen zum Schutz dynamischer Prozesse bleibt somit eine der zentralen Herausforderungen künftiger Naturschutzarbeit (PLACHTER 1992a).

Die Entwicklung biologischer Systeme vollzieht sich im Spannungsfeld von Optimierung (Individualebene) einerseits und der Erhaltung größtmöglicher Plastizität und damit Anpassungsfähigkeit (Art- oder Populationsebene) andererseits (EL-DREDGE 1985). Dieses Spannungsfeld bewirkt Unschärfe in der Voraussagbarkeit des Verhaltens und der Entwicklung biologischer und damit auch ökologischer Systeme.

Die Sicherung der Anpassungsfähigkeit von Populationen und Arten zählt nicht zu den traditionellen Arbeitsgebieten des Naturschutzes. Traditionelle Wirkungsfelder des Naturschutzes sind vielmehr der konservierende Schutz ausgewählter Arten und Biotope. Ausschließlich konservierende Strategien sind jedoch auf Dauer zur Erhaltung der biologischen Systemen eigenen Dynamik nicht ausreichend (REMMERT 1991, PLACHTER 1992b).

Zur nachhaltigen Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts (§ 1 BNG) gehört vielmehr auch die Bereitstellung von Entwicklungsspielräumen für Arten und Biotope. Schutzstrategien müssen ausreichend breit angelegt sein, damit Raum für Sukzession oder gestaltende Faktoren wie z. B. natürliche Katastrophenereignisse bleibt.

Zur Robustheit von Schutzkonzepten gehört insbesondere auch die Sicherung des Wiederbesiedlungspotentials nach lokalem Aussterben von Populationen. Diese Forderung entspricht den aus dem Metapopulationskonzept abgeleiteten Vorstellungen von der Dynamik natürlicher Populationen im Gleichgewicht zwischen Aussterbe- und Wiederbesiedlungsvorgängen (vgl. Den BOER 1986a, HANSKI & GILPIN 1991, HARRISON 1991).

## 2 Plastizität als Arterhaltungsstrategie

Plastizität ist die im Genom von Individuen oder im Genpool von Arten bzw. Populationen angelegte Variationsbreite in der Ausprägung von morphologischen, physiologischen oder ethologischen Merkmalen. Plastizität ist somit Grundvoraussetzung für Anpassungsfähigkeit. In einer durch permanente Veränderung von Lebensraumparametern geprägten Umwelt ist Plastizität ein Faktor von grundlegender Bedeutung für die langfristige Erhaltung einer Population oder Art.

Genetische Variabilität entscheidet über die Fähigkeit einer Population, sich an geänderte Umweltbedingungen anpassen zu können (LEHMKUHL 1984, HOVESTADT et al. 1991). Entsprechend hängt das Entwicklungspotential einer Art von deren genetischer Variationsbreite ab (ALLENDORF & LEARY 1986). Empirische Untersuchungen deuten darauf hin, daß kleine isolierte und damit genetisch eher einförmige Populationen einem erhöhten Aussterberisiko unterliegen (FRITZ 1979, TOFT & SCHOENER 1983, PIMM et al. 1988).

Nach WIENS (1977) führen Schwankungen von Umweltparametern zu unregelmäßigen Zyklen in der Variationsbreite der Ausprägung von Merkmalen. Ressourcenknappheit ("ecological crunch") bewirkt eine Einengung phänotypischer Variation, während in Zeiten reichlich verfügbarer Ressourcen die Variationsbreite der Merkmalsausprägung innerhalb der betroffenen Population wieder zunimmt. Optimierung im Sinne einer effizienteren Nutzung verfügbarer Ressourcen und Erhaltung von Plastizität ergänzen sich. Die Anpassungsfähigkeit ist damit im Modell von Wiens der Optimierung in ihrer Bedeutung für die Arterhaltung gleichgestellt.

Die Überlebensstrategien vieler Arten temporärer Gewässer sind in besonderem Maße durch Variabilität in den Lebenszyklen und in der Habitatwahl ausgezeichnet. Plastizität ist die beste Anpassung für die erfolgreiche Besiedlung solcher Lebensräume (WIGGINS et al. 1980, BOULTON & SUTER 1986). Dies läßt sich am Beispiel der Fauna tempo-

rärer Fließgewässer im Westen der Vereinigten Staaten (US-Bundesstaat Oregon) zeigen.

Die im jährlichen Turnus wiederkehrende Sommertrockenheit induziert in temporären Fließgewässern eine ökosystemare Dynamik, die sich in der Sukzession verschiedener aquatischer oder semi-aquatischer Habitattypen (Kleinbach, Sommertümpel, Staunässebereiche) manifestiert. Das Ergebnis der Sukzession verschiedener Habitattypen innerhalb weniger Monate ist eine im Vergleich zum permanenten Überlauf deutlich höhere Artenzahl in temporären Gewässerabschnitten (Tab. 1). Hier tragen neben typischen Fließgewässerorganismen auch auf Sommertümpel oder Staunässebereiche angewiesene Arten zur Vielfalt der Zoozönose bei.

Die alljährliche Trockenperiode prägt die Lebensbedingungen für aquatische Organismen in temporären Bächen. Entsprechend finden sich Anpassungen zur Überdauerung oder Vermeidung der sommerlichen Trockenperiode in den Lebenszyklen der diese Habitate bewohnenden Arten. So sind Eier in der Regel zur Überdauerung der Sommertrocknis befähigt. Zudem kann zumindest für Eintagsfliegen

eine beschleunigte Larvalentwicklung mit zunehmender Länge der Photoperiode nachgewiesen werden. Dies ermöglicht es spät geschlüpften Individuen, ihre Entwicklung auf Kosten der Körpergröße noch vor der sommerlichen Trockenphase abzuschließen.

Temporäre Fließgewässer sind ein Lebensraum, der durch unvorhersagbare Katastrophen charakterisiert ist. Insbesondere Regenmangel im Frühjahr kann zur vorzeitigen Austrocknung der Bäche und einem Massensterben von Gewässerorganismen in den betroffenen Abschnitten führen. Eine außergewöhnliche Trockenheit führte im Frühjahr 1990 zur streckenweisen Austrocknung der Untersuchungsgewässer in Oregon.

Die in den Waldbächen (WBach1 und WBach2) nur um 4-5 % verkürzte Fließperiode reduziert dort die Emergenz der als EPTC-Gruppe zusammengefassten Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera) und Wasserkäfer (Coleoptera) um bis zu 48 %. Dagegen ergab sich bei den durch kurze Lebenszyklen ausgezeichneten Dipteren (vorwiegend Chironomiden)

Taxonomische Gruppe	WBach1	WBach2	PermBach
Ephemeroptera	6	5	10
Plecoptera	16	12	17
Andere Gruppen <sup>1</sup>	2	3	3
Coleoptera	5	5	5
Trichoptera	14	15	17
Diptera Tipulidae	33	40	16
Trichoceridae	3	4	1
Simuliidae	7	5	2
Psychodidae	4	3	1
Ceratopogonidae	13	14	8
Dixidae	4	4	4
Empididae	11	14	5
Andere Gruppen <sup>2</sup>	3	2	2
Gesamtartenzahl	121	126	91

<sup>2:</sup> Chaoboridae, Pelecorhynchidae, Ptychopteridae, Dolichopodidae

Tabelle 1

Vergleich der Artenzahlen (benthische Aufsammlungen und Emergenz) zwischen zwei temporären (WBach1 und WBach2) und einem permanenten (Perm-Bach) Fließgewässer im MacDonald Forest, Oregon, USA

	WBach1	WBach2	FBach
Fließdauer	- 5	- 4	- 31
EPTC-Gruppe	- 48	- 19	- 45
Chironomidae	60	98	- 74
Andere Dipteren	2	18	- 89
Gesamtfang	24	63	- 73

Tabelle 2

Effekt von Frühjahrstrockenheit auf den Gesamtfang (Individuen) in drei temporären Bächen. Prozentuale Änderung der Fließdauer (Tage mit Durchfluß an jeweils 10 Probepunkten) und Fanghäufigkeit (Emergenz, jeweils 10 Probepunkte) im Vergleich der Jahre 1989 und 1990 (nach DIETERICH 1992)

sogar ein leichter Anstieg der Individuenzahlen im durch Trockenheit geprägten Untersuchungsjahr. Beim Wiesenbach (FBach) waren alle untersuchten Gruppen von der hier deutlicher ausgeprägten Verkürzung der Fließperiode betroffen (Tab. 2). Stärkere Auswirkungen der Trockenheit auf die EPTC-Gruppe sind nur deshalb nicht zu verzeichnen, weil die im Wiesenbach dominierende Art (Baetidae: Centroptilum elsa) ihre Entwicklung in sehr kurzer Zeit durchlaufen kann.

Über 90 % der Gesamtemergenz von Eintagsfliegen und Steinfliegen in den temporären Waldbächen entfällt auf die Arten Paraleptophlebia gregalis, Ameletus n. sp., Ostrocerca foersteri und Soyedina interrupta. Mit Ausnahme von 0. foersteri haben die genannten Arten extrem variable Lebenszyklen (Tab. 3). Es kann gezeigt werden, daß die angeführte Variabilität in den Lebenszyklen durch Umweltparameter induziert wird. Über mindestens 5 Monate im Jahr konnten in benthischen Aufsammlungen (Besiedlungssubstrate) Junglarven (etwa 1.-3. Häutungsstadium) von P. gregalis, Ameletus n. sp. und S. interrupta nachgewiesen werden. Die Emergenzperiode erstreckt sich bei den genannten Arten über wenigstens 6 Monate oder verteilt sich, wie im Fall von S. interrupta, auf eine Hauptemergenz im Frühjahr und eine Nebenemergenz im Herbst (KERST & ANDERSON 1974).

Vom Auftreten der sehr frühen Larvenstadien kann auf das Vorhandensein überdauerungsfähiger Eier im gleichen Zeitraum geschlossen werden. Entsprechend sorgen ausgedehnte Emergenzperioden zumindest bei den Eintagsfliegen für kontinuierlichen Nachschub an überdauerungsfähigen Eiern. Die Präsenz überdauerungsfähiger Stadien über lange Zeiträume verringert die Anfälligkeit der Population gegenüber unvorhersagbaren Katastrophenereignissen und reduziert damit deren Aussterberisiko.

Die beobachtete Variabilität in den Lebenszyklen wird ergänzt durch Variabilität in der Habitatwahl. In einem der Waldbäche (WBach1) wurden der temporäre Überlauf und die an diesen anschließende permanente Sektion vergleichend-faunistisch untersucht. Die für temporäre Gewässer typischen Arten finden sich auch in der Emergenzaufsamm-

lung aus dem permanenten Bereich. So wurden, umgerechnet auf Fänge pro Quadratmeter, 27,1% aller *P. gregalis*, 1,3 % aller *Ameletus* n. sp., 6,8 % aller *O. foersteri* und 58,0 % aller *S. interrupta* im permanenten Gewässerabschnitt gefangen.

S. interrupta ist in Staunässebereichen temporärer Gewässer besonders häufig anzutreffen. Diese fast semiterrestrischen Naßstellen fehlen im temporären Überlauf von Waldbach 1. Daher ist bei dieser Art der Anteil an Individuen aus dem permanenten Abschnitt am Gesamtfang außergewöhnlich hoch.

Im Falle eines frühzeitigen Austrocknens des temporären Oberlaufs kann dieser Abschnitt, ausgehend von der kleinen Population im permanenten Bereich, jederzeit neu besiedelt werden. Bei experimenteller Verlängerung der Fließperiode in einem ephemeren Wassergraben (Durchfluß nur unmittelbar nach Regenereignissen) parallel zur permanenten Sektion von WBachl, erfolgt dort eine rasche Besiedlung durch die charakteristischen Arten temporärer Fließgewässer.

Die Präsenz von Individuen im suboptimalen (permanenten) Lebensraum ist somit als Sicherung gegen ein mögliches Aussterben der Population aufgrund einer nicht vorhersagbaren Katastrophe zu interpretieren. Diese Sicherung funktioniert nur, wenn die veranlagte Plastizität der Individuen oder Population aufgrund der Gegebenheiten des bewohnten Lebensraumes auch tatsächlich ausgeschöpft werden kann.

### 3 Metapopulationsstruktur

Der Begriff der Metapopulation geht auf LEVINS (1970) zurück. Unter einer Metapopulation versteht man eine aus mehreren, räumlich getrennten Teilpopulationen aufgebaute Gesamtpopulation. Der Austausch von Individuen zwischen den Teilpopulationen ist eingeschränkt. Ein Austausch findet jedoch grundsätzlich statt.

Die Dynamik von Metapopulationen ist durch die Fluktuation der Individuenzahlen innerhalb von Teilpopulationen und daran gekoppelte Aussterbeprozesse, sowie die von überlebenden Teilpopulationen ausgehende Wiederbesiedlung geeigneter Habitate gekennzeichnet. Asynchrone Fluktuation

Tabelle 3

Plastizität in Lebenszyklen und Habitatwahl bei Eintagsfliegen und Steinfliegen aus temporären Fließgewässern. Den Angaben liegen benthische Aufsammlungen (Besiedlungssubstrate) und Emergenzfänge von 20 Probepunkten zugrunde. Aufsammlungen erfolgten in 2 - 6 wöchigem Abstand über einen Zeitraum von 2 Jahren.

Art	Junglarven	Emergenz	
P. gregalis	ganzjährig	April - November	
Ameletus n. sp.	Oktober - Februar	März - August	
O. foersteri	Dezember - Februar	März - Mai	
S. interrupta	Mai - Dezember	März - Mai September - November	

von Individuenzahlen innerhalb verschiedener Teilpopulationen führt zu einer insgesamt stabilen Metapopulation. Dagegen ist das Aussterberisiko für Metapopulationen mit synchroner Fluktuation der Teilpopulationen deutlich erhöht (den BOER 1981, den BOER 1986b).

Der Schwerpunkt der Metapopulationsforschung liegt in der Ermittlung der Rahmenbedingungen für das Gleichgewicht zwischen Aussterbe- und Wiederbesiedlungsvorgängen (HANSKI & GILPIN 1991). Die teilweise oder vollständige Zerstörung von Lebensräumen und die Errichtung von Ausbreitungsbarrieren können zu Störungen im dynamischen Gleichgewicht einer Metapopulation führen. Die teilweise Zerstörung von Lebensräumen führt zur Verkleinerung von Teilpopulationen und damit zu einer Erhöhung des Aussterberisikos aufgrund demographischer oder genetischer Prozesse (SJÖR-GREN 1991). Entsprechende Effekte können bei der Fragmentierung von Lebensräumen auftreten. Ausbreitungsbarrieren verringern die Chancen für die Wiederbesiedlung geeigneter Biotope und können damit zum Niedergang einer Metapopulation beitragen. Indirekt führt auch Habitatzerstörung durch Ausdünnungseffekte und die daraus resultierende Zunahme der Distanz zwischen geeigneten Lebensräumen zur Abnahme von Wiederbesiedlungsraten.

Ungeklärt ist, inwiefern die dynamische Struktur von Metapopulationen auch der Erhaltung von Plastizität dienen kann. Es ist jedoch bemerkenswert, daß LEVINS (1970) sein Metapopulationsmodell vor dem Hintergrund der Frage nach der Entstehung von Altruismus innerhalb des Rahmens der klassischen, auf Anpassung durch Auslese beruhenden Evolutionstheorie entwickelt hat. Der die Überlebens- bzw. Fortpflanzungschancen des Einzelindividuums verringernde Altruismus ist sicherlich die am weitesten gegen die Selektion im Sinne eines "Survival of the Fittest" gehende Expression von Plastizität.

GILPIN (1991) errechnet einen raschen Verlust an genetischer Variabilität beim angenommenen Zerfall einer großen einheitlichen Gesamtpopulation in zahlreiche mehr oder weniger isolierte Teilpopulationen. Der Verlust an Variabilität ergibt sich in Gilpins Modell aus Inzuchteffekten innerhalb der jeweiligen Teilpopulationen.

Es ist jedoch fraglich, inwiefern einfache Populationsmodelle die komplexen Wechselwirkungen innerhalb von Metapopulationen erfassen und darstellen können. Metapopulationen in ihrer klassischen Ausprägung sind durch häufiges und zufälliges Aussterben von Teilpopulationen und anschließende Wiederbesiedlungsvorgänge gekennzeichnet (den BOER 1981, HANSKI & GILPIN 1991). Es erscheint als wahrscheinlich, daß durch diese stochastischen Prozesse eine gerichtete Optimierung innerhalb der Gesamtpopulation verlangsamt und damit Plastizität erhalten wird.

Nach EHRLICH (1986) sind Arten mit relativ breiten Lebensraumansprüchen eher zur "Invasion" bis-

her nicht besiedelter Lebensräume befähigt als spezialisierte Arten. EBENHARD (1991) überträgt dieses Prinzip auf die Ebene der Metapopulation. Danach sind Individuen mit hoher Plastizität in ihren Lebensraumansprüchen besonders zur Neuoder Wiederbesiedlung geeigneter Habitate im von der Metapopulation eingenommenen Gesamtraum befähigt. Eine mögliche "Selektion für Plastizität" als Folge der Dynamik von Metapopulationen bleibt im Modell von GILPIN (1991) unberücksichtigt. Die Metapopulationsforschung ist ein relativ junges aber für den Naturschutz überaus wichtiges Teilgebiet der Populationsbiologie (SEITZ 1991). Aus dem Studium der Dynamik von Metapopulationen können modellhaft Aussagen zu Aussterbemechanismen und damit dem effektiven Schutz von Arten erwartet werden (SJÖGREN 1991, SEITZ 1991). Dazu wird es allerdings, bedingt durch die Zufälligkeit und relative Seltenheit von Aussterbeereignissen, gezielter und intensiver Forschung über zum Teil lange Zeiträume bedürfen.

In der ökologischen Langzeitforschung und damit auch in der umfassenden Analyse ökosystemarer Dynamik bestehen große Defizite (PLACHTER 1992c). Es ist zu befürchten, daß diese Defizite in einem zunehmend vom schnellen Machbarkeitsdenken geprägten gesellschaftlichen und politischen Umfeld auch in Zukunft bestehen bleiben.

## 4 Folgerungen für den Naturschutz

Von einer statischen Sichtweise gekennzeichnete und ausschließlich auf die optimale Ausbildung von Lebensräumen ausgerichtete Naturschutzstrategien sind nicht ausreichend, um langfristig die Anpassungsfähigkeit von Arten oder Populationen in einer von Dynamik bestimmten Umwelt zu erhalten. Die Variabilität von Lebenszyklen ist an die Verfügbarkeit verschieden ausgeprägter Lebensraumparameter gebunden und läßt sich dauerhaft nicht in kleinräumigen Reservatsinseln sichern.

Zudem kann suboptimalen Lebensräumen eine wichtige Refugialfunktion zukommen. So können, wie beispielhaft dargestellt, die Arten temporärer Fließgewässer langfristig nur im Komplex optimaler Lebensraum (temporärer Gewässerabschnitt) und suboptimaler Lebensraum (permanenter Gewässerabschnitt) wirksam geschützt werden. Geringe Individuenzahlen im suboptimalen Lebensraum lassen daher nicht notwendigerweise einen Rückschluß auf die Bedeutung eines solchen Habitats für den Schutz einer Population oder Art zu.

Mit der Forderung nach einem Schutz ökologischer Prozesse wird dem vergleichsweise griffigen Konzept vom Individuen- und Biotopschutz ein nur schwer fassbares und kaum abgrenzbares Konzept des Schutzes landschaftlicher Dynamik zur Seite gestellt. Dabei kann gerade die natürliche Dynamik zum Tod von Individuen geschützter und bedrohter Arten oder sogar zum Aussterben lokaler Populationen führen. Der Schutz ökologischer Dynamik wird daher der Öffentlichkeit und Politikern wesentlich

schwerer zu vermitteln sein, als der Schutz vorzeigbarer Individuen und Biotope.

Die Propagierung von Strategien ist jedoch ein der Entwicklung innerfachlicher Zielsysteme nicht nur zeitlich nachgeordneter Schritt. Es geht im Rahmen einer eigenständigen Fachplanung des Naturschutzes zunächst primär um die Einbeziehung dynamischer Prozesse in den innerfachlichen Abgleich zwischen teilweise konkurrierenden Zielsystemen. Unter Berücksichtigung dynamischer Aspekte sind naturraumbezogene Leitbilder für Landschaften zu entwickeln. Diese Leitbilder dienen dann als Referenz für die Entwicklung und Nutzung einzelner Landschaftsausschnitte (PLACHTER 1992b). In die auf der Grundlage der Fachplanung erstellten Entwicklungskonzepte ist dann letztendlich auch der Schutz ökosystemarer Dynamik eingebunden. Die Konzepte zum Schutz ökosystemarer Dynamik gelangen damit nicht als abstrakte Theorien, sondern als konkrete Planungen in die öffentliche Diskussion.

Ziel der naturschutzfachlichen Planung sollte es sein, die für einen Naturraum charakteristischen Lebensraumtypen dort in einem Spektrum von optimaler bis suboptimaler Ausprägung bzw. in einer möglichst großen geographischen Variationsbreite zu erhalten oder gegebenenfalls zu entwickeln.

Hier sind Verbesserungen auch bereits auf der Basis bestehender Schutzkonzepte möglich. So wird bei der Pflege von Kalkmagerrasen oftmals an Standorten, auf denen große Flächen verfügbar sind, eine relativ starke Verbuschung toleriert. Dagegen werden kleinräumige Flächen relativ intensiv freigepflegt. Letzendlich entsteht durch die Pflege ein mehr oder weniger einheitlich verbuschter bzw. von Randgehölzen beeinflußter Magerrasen. Um die gewünschte Vielfalt in der Ausprägung von Magerrasen bezüglich des Verbuschungsgrades zu erreichen, müßte deshalb gerade dort, wo große Flächen zur Verfügung stehen, zumindest in Teilbereichen auch großflächig entbuscht werden.

Die Qualität von Lebensräumen wird unter anderem durch deren Flächengröße bestimmt. Eine großflächige Ausprägung von Lebensraumtypen resultiert nach der Metapopulationstheorie in einer höheren Tragekapazität bezüglich der Zahl von Teilpopulationen und damit einer insgesamt höheren Stabilität der Metapopulation selbst (den BOER 1981). Allerdings besteht für die standorttypischen Arten, wenn nur eine oder wenige großräumige Siedlungsflächen verfügbar sind, eine besonders große Abhängigkeit von der Permanenz und relativen Konstanz bezüglich der Lebensbedingungen innerhalb der wenigen verfügbaren Habitate. Es ergibt sich eine hohe Anfälligkeit gegenüber klimatischen und damit die Gesamtfläche der jeweiligen Habitate betreffenden Veränderungen.

Die Verteilung von aus naturschutzfachlichen Gründen förderungswürdigen Lebensraumtypen in jeweils kleinflächiger Ausprägung über den gesamten Naturraum erlaubt dagegen eine bessere Ausschöpfung der gegebenen geographischen Variationsbrei-

te. Hieraus ergibt sich eine Streuung des Aussterberisikos von Teilpopulationen über eine größere Bandbreite von Umweltbedingungen. Allerdings unterliegen dann, entsprechend den gängigen Theorien der Populationsbiologie (vgl. GILPIN 1991), die jeweiligen Teilpopulationen, bedingt durch die geringeren Individuenzahlen, einem höheren Aussterberisiko aufgrund demographischer oder genetischer Prozesse.

Der Konflikt zwischen Flächengröße und Flächenvielfalt kann letzendlich nur fallspezifisch gelöst werden. Vielfach wird es aufgrund bestehender Nutzungen die eindeutige Alternative zwischen weniflächengleich gen großen und vielen kleinen naturschutzfachlichen Vorrangflächen nicht geben. Vom Ansatz her sind Absolutlösungen im Sinne oder" ohnehin auszuschließen. eines "entweder Allerdings sollte tendenziell bei naturnahen Landschaftstypen die Großräumigkeit, bei stark kulturund damit störungsgeprägten Landschaftstypen die Vielfalt der Ausprägung im Vordergrund der naturschutzfachlichen Planungen stehen.

Neben der Qualität der Lebensraumausprägung ist die Sicherung des Verbundes von Biotopen ein wesentliches Ziel der naturschutzfachlichen Planung. Durch den Biotopverbund soll die Möglichkeit des Austausches von Individuen zwischen Teilflächen gefördert und das Wiederbesiedlungspotential erhalten werden. Die Zahl der Ausbreitungsbarrieren hat in Mitteleuropa in den vergangenen Jahrzehnten insbesondere durch Verkehrswegebau deutlich zugenommen (REICHELT 1979). Daher gilt generell, daß die Schaffung durchgehender Barrieren im Rahmen naturschutzfachlicher Planungen zu vermeiden ist.

Bislang unveröffentlichte englische Studien belegen eine teilweise hohe Barrierewirkung von Hekken für die Laufkäfer- und Spinnenfauna landwirtschaftlicher Flächen. Dies entspricht den Befunden von THIELE (1964), der nur 2 von insgesamt 20 in Feldern unzutreffenden Arten auch im Innern einer 10 m tiefen Hecke nachweisen konnte.

Es ist gängige Praxis, schützenswerte Flächen mit durchgehenden Hecken gegen die umgebende Landschaft abzuschirmen. Insbesondere bei Grünländern kann dadurch der gewünschte faunistische Austausch zwischen Lebensraumtypen unterschiedlicher Ausprägung unterbunden oder stark eingeschränkt werden. Die Anlage von Hecken sollte daher generell unter Berücksichtigung möglicher Barrierewirkungen erfolgen. Eine entsprechende Durchlässigkeit von Gehölzstreifen ist insbesondere dort einzuplanen, wo Hecken nicht mit dem Ziel einer Vernetzung von Waldinseln, sondern als Strukturelement in die Landschaft eingebracht werden

Täler sind überaus wichtige Korridore für die Ausbreitung von Arten und Individuen (BRESINSKY 1965). Die Funktion der Täler als Ausbreitungskorridore sollte daher in der naturschutzfachlichen Planung eine besondere Berücksichtigung finden. Hierzu sind extensiv genutzte Freiflächen ausrei-

chender Tiefe zwischen landwirtschaftlich genutzten Intensivkulturen und den in der Regel vorhandenen Hangwäldern planerisch zu sichern und langfristig zu erhalten.

Die Sicherung der zur Arterhaltung in einer dynamischen Umwelt unabdingbaren Anpassungsfähigkeit erfordert ebenso wie die Erhaltung ausreichend großer und damit langfristig stabiler Metapopulationen großräumig angelegte, letztendlich die Gesamtfläche einbeziehende Naturschutzstrategien. Solche Naturschutzstrategien müssen nicht von Grund auf neu entworfen werden, sondern können aus bestehenden Konzepten und unter Einbeziehung vorhandener Schutzflächen entwickelt werden.

Die Abhängigkeit der die Dynamik biologischer Systeme einbeziehenden Schutzkonzepte von der Verfügbarkeit großer Flächen steht im Gegensatz zum weltweit weiterhin dramatischen Bevölkerungswachstum. Es ist die Frage, ob der Naturschutz weitreichende Konzepte mit Aussicht auf Umsetzung und dauerhafte Beibehaltung entwikkeln kann, ohne sich mit der Problematik des fortschreitenden Bevölkerungswachstums auseinanderzusetzen. Für den angelsächsischen Sprachraum haben gerade in jüngster Zeit namhafte Naturschutzwissenschaftler diese Frage durch entsprechende Veröffentlichungen mit einem klaren und überzeugenden "Nein" beantwortet (u.a. EHRLICH & EHRLICH 1990, MEFFE, EHRLICH & EH-RENFELD 1993, MYERS 1993).

### Literatur

### ALLENDORF, F. W. & LEARY, R. F. (1986):

Heterozygosity and fitness in natural populations of animals. In M. E. SOULÉ (Hrsg.): Conservation Biology. Sinauer Assoc., Sunderland, Massachusetts.

## BOULTON, A. J. & SUTER, P. J. (1986):

Ecology of temporary streams - an Australian perspective. S. 313-327 in P. De DECCKER und W. D. WILLIAMS (Hrsg.): Limnology in Australia. CSIRO/Junk Publishers, Melbourne and The Netherlands.

## BRESINSKY, A. (1965):

Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelementes im Vorland nördlich der Alpen. - Ber. Bay. Bot. Ges., 38: 5-67.

#### Den BOER, P. J. (1981):

On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. Oecologia, 50: 39-53.

### ——(1986a):

What can carabid beetles tell us about dynamics of populations. S. 315-330 in P. J. den BOER, M. L. LUFF, D. MOSSAKOWSKI & F. WEBER (Hrsg.): Carabid Beetles - their adaptations and dynamics. Fischer, New York.

## ---- (1986b):

Environmental heterogeneity and the survival of natural populations. S. 345-356 in H. H. W. VELTHUIS (Hrsg.): Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology; Universitätsdruckerei Utrecht, Utrecht.

### DIETERICH, M. (1992):

Insect community composition and physicochemical processes in summer-dry streams of western Oregon. - Dissertation, Oregon State University, Corvallis.

### EBENHARD, T. (1991):

Colonizations in metapopulations: a review of theory and observations. - Biol. J. Linn. Soc., 42: 105-121.

### EHRLICH, P. R. (1986):

Which animals will invade? S. 79-95, MOONEY, H. A. & DRAKE, J. A.: Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. - Springer, New York.

### EHRLICH, P. R. & EHRLICH, A. H. (1990):

The population explosion. - Simon & Schuster Inc., New York.

### ELDREDGE, N. (1985):

Unfinished synthesis - Biological hierarchies and modern evolutionary thought. - Oxford University Press, New York-Oxford.

### FRITZ, R. S. (1979):

Consequences of insular population structure: distribution and extinction of spruce grouse populations. - Oecologia, 42: 57-65.

### GILPIN, M. (1991):

The genetic effective size of a metapopulation. - Biol. J. Linn. Soc., 42: 165-175.

## HANSKI, I. & GILPIN, M. (1991):

Metapopulation Dynamics: brief histroy and conceptual domain. - Biol. J. Linn. Soc., 42: 3-16.

### HARRISON, S. (1991):

Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. - Biol. J. Linn. Soc., 42: 73-88.

## HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991):

Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Ber. ökol. Forsch. 1. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich.

## INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN) (1980):

World conservation strategy. Report prepared by the International Union for Conservation of Nature and Natural Ressources (IUCN), 1196 Gland, Switzerland.

### KERST, C. D. & ANDERSON, N. H. (1974):

Emergence patterns of Plecoptera in a stream in Oregon, USA. - Freshwater Biol., 4: 205-212.

### LEHMKUHL, J. F. (1984):

Determining size and dispersion of minimum viable populations for land management planning and species conservation. - Environ. Management, 8: 167-176.

### LEVINS, R. (1970):

Extinction. S. 77-107 in: GERSTENHABER, M. (Hrsg.): Some mathematical problems in biology. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.

## MEFFE, G. K., EHRLICH, A. H. & EHRENFELD, D. (1993):

Human population control: the missing agenda. - Cons. Biol., 7: 1-3.

### MYERS, N. (1993):

Population, environment, and development. - Environ. Cons., 20: 205-216.

PIMM, S. L., JONES, H. L. & DIAMOND, J. M. (1988): On the risk of extinction. - American Naturalist, 132: 757-785.

### PLACHTER, H. (1992a):

Naturschutzkonforme Landschaftsentwicklung zwischen Bestandssicherung und Dynamik. Seiten 143-198 in: Landschaftspflege - Quo vadis. - Tagungsbericht der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.

### ---- (1992b):

Der Beitrag von Arten- und Biotopschutzprogrammen zu einem zeitgemäßen Naturschutz. - Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, 100: 15-22.

### ---- (1992c):

Ökologische Langzeitforschung und Naturschutz. - Veröff. PAÖ, 1: 59-96.

### REICHELT, G. (1979):

Landschaftsverlust durch Straßenbau. - Natur und Landschaft, 54: 335-338.

### **REMMERT (1991):**

The mosaic-cycle concept of ecosystems. - Ecol. Studies 85, Berlin.

### SJÖGREN, P. (1991):

Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). - Biol. J. Linn. Soc., 42: 135-147.

### SEITZ, A. (1991):

Introductory remarks: Population biology, the scientific interface to species conservation. S. 1-13 in SEITZ, A. & LOESCHKE, V. (Hrsg.): Species conservation: a population biological approach. - Birkhäuser Verlag, Basel.

#### THIELE, H. U. (1964):

Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. - Z. Morphol. ökol. Tiere, 53: 537-586.

### TOFT, C. A. & SCHOENER, T. W. (1983):

Abundance and diversity of corb spiders on 106 Bahamian islands: biogeography at an intermediate trophic level. - Oikos, 41: 411-426.

### WIENS, J. A. (1977):

On competition and variable environments. - American scientist, 65: 590-597.

## WIGGINS, G. B., MACKAY, R. I. & SMITH, I. M. (1980):

Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. Arch. Hydrobiol. Suppl., 58: 97-206.

### Anschrift des Verfassers:

Dr. Martin Dieterich
Fachbereich Biologie - Naturschutz
Philipps-Universität Marburg
Karl-von-Frisch-Straße
D-35032 Marburg

# **ZOBODAT - www.zobodat.at**

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: <u>Laufener Spezialbeiträge und Laufener</u>

Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: <u>3 1995</u>

Autor(en)/Author(s): Dieterich Martin

Artikel/Article: Variabilität von Lebenszyklen und

Metapopulationsstruktur - Überlebensstrategien von Arten in einer

dynamischen Umwelt 9-15