©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeiträge 5/91, 45 – 51 ● Akad. Natursch. Landschaftspfl. (ANL) – Laufen/Salzach 1991

Biotopverbundsysteme und das Mosaik-Zyklus-Konzept

Franz Bairlein

Die Entwicklung zur heutigen Kulturlandschaft führte zu einer starken Verinselung der Landschaft: zunehmender Verlust naturnaher Lebensräume und zahlreiche Barrieren, z. B. Verkehrswege, land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen oder Siedlungen, hatten eine immer stärkere Zerstückelung und Isolation dieser Lebensräume zur Folge. Die in Abb. 1 dargestellten Beispiele sind charakteristisch für wohl alle intensiv genutzten Kulturlandschaften dieser Erde, und gelten hier für wohl jegliche potentiell naturnahen Lebensräume.

Die primäre Folge dieser Verinselung der Landschaft, der zunehmenden Isolation und Kleinflächigkeit naturnaher Biotope ist der Verlust an Vielgestaltigkeit und die Unterteilung von ehemals meist zusammenhängenden Artbeständen in viele kleine Subpopulationen. Die Konsequenzen aus dieser Unterteilung und Verkleinerung der lokalen Populationen sind Erhöhung der genetischen Drift und Erhöhung der Inzucht und somit Verlust der genetischen Vielfalt und langfristiges Aussterben (BURGMAN et al. 1988, LOESCHKE 1988 a, b, PIMM et al. 1988, SEITZ 1989, WIENS 1976, WILCOX & MURPHY 1985). Die Sicherung ausreichender genetischer Vielfalt und damit der evolutiven Anpassungsfähigkeit der betroffenen Arten muß deshalb das zwingende, langfristige Ziel modernen Naturschutzes sein (LOESCHKE 1988 a, b).

Zu verwirklichen ist dies durch den Aufbau ausreichend vernetzter, ausreichend großer und ausreichend vielfältiger Biotopverbundsysteme (MADER 1985, SCHMIDT 1984).

Für die Entwicklung und Pflege solcher Vernetzungssysteme nennt SCHMIDT (1984) fünf Grundprinzipien: Erweiterung vorhandener Schutzgebiete auf notwendiges Minimalareal, Entwicklung und Neuschaffung von Vernetzungsflächen, Förderung der Folgeentwicklung (Sukzession) auf diesen Flächen, Schaffung zahlreicher Trittsteinbiotope und Schaffung von Pufferzonen. In der derzeitigen Praxis der

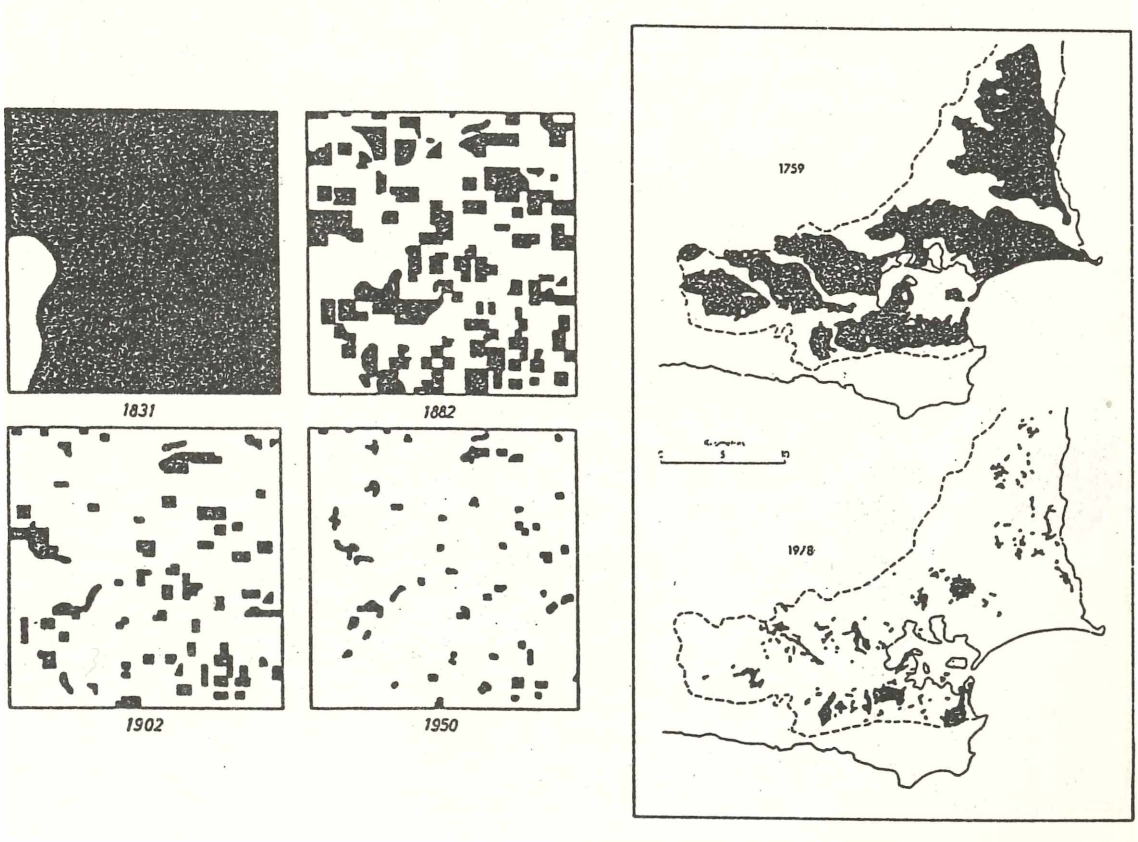


Abbildung 1

Beispiele für Habitat-Fragmentierung.
Links: Veränderungen im Waldbestand (schwarz) eines 100 km² großen Gebietes in Wisconsin/USA (aus: LOESCHKE 1988 a).
Rechts: Veränderungen im Bestand an Heideflächen (schwarz) in SE-Dorset/England (aus: WEBB 1984).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Entwicklung von Biotopvernetzungen, werden nun in der Regel nach Struktur und Vielfalt recht ähnliche Biotope miteinander vernetzt, und zudem meist nur auf lokaler oder regionaler Ebene. Abgesehen von der zweifelsohne wichtigen lokalen und regionalen Bedeutung solcher Maßnahmen wird sich die Sicherung der genetischen Variation vieler Arten (LOESCHKE 1988 a, b) nur in einem überregionalen Rahmen realisieren lassen. Gerade für die Entwicklung solcher überregionaler Biotopverbundsysteme sind aber zusätzliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen, die im besonderen Maß das evolutionsbiologische Potential möglichst vieler Arten langfristig sichern lassen.

Eine besondere Rolle dürfte hier dem Verständnis und der Umsetzung der Theorie des „Mosaik-Zyklus-Konzeptes" zukommen (vergl. REMMERT 1987, 1988, 1990). Langfristig scheint ein „ökologisches Gleichgewicht" bzw. ein Klimaxstadium nämlich darin zu bestehen, daß desynchrone Phasen eines Entwicklungszyklus räumlich nebeneinander existieren. Die „ökologische Stabilität" beruht dann in der **Dynamik** des gesamten Zyklus und nicht in dem „status quo" irgendeiner dieser Phasen.

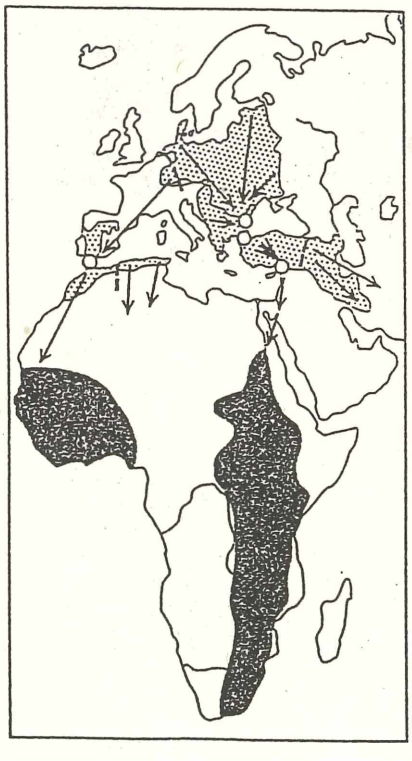
Somit kann das Ziel des langfristig orientierten Naturschutzes nur die Bewahrung des Nebeneinander von verschiedenen Lebensräumen bedeuten, auch wenn diese vermeintlich wenig miteinander zu tun haben (z. B. Grasbiotope und Wälder; vergl. REMMERT 1988).

Langfristig ist der Erhalt (Schutz) eines reichen, vernetzten Mosaiks an Lebensräumen und der darin möglichen und notwendigen stabilisierenden, zyklischen Dynamik der Systeme erfolgreicher als die Konservierung einzelner aktueller, spezifischer Einzelzustände unter Ignoranz dynamischer Vorgänge oder von Sukzessionsprozessen. Die Notwendigkeit und Bedeutung solcher zunächst konservierenden Maßnahmen für mehr kurz- bis mittelfristige Ziele (z. B. im speziellen Artenschutz zur Sicherung einzelner Brutplätze oder Artstandorte) wird dadurch jedoch nicht in Frage gestellt.

Vielmehr können sie die Grundlage für die Verwirklichung des langfristigen Zieles sein. Insbesondere gilt dies für solche Artenschutzprogramme, die eine überörtliche Flächensicherung erfordern (ERZ 1981) und zudem die Bewahrung eines Mosaiks aus verschiedenen Biotopen benötigen, weil der jährliche Lebenszyklus der betrachteten Arten in verschiedenen Lebensräumen abläuft. Dies kann bei permanent residenten Arten der Wechsel zwischen lokal benachbarten, verschiedenen Habitaten für Fortpflanzung, Ernährung und/oder Überwinterung sein (z. B. Auerhuhn, REMMERT 1987; Feldlaufkäfer, WELLING 1989), oder bei wandernden Arten der Wechsel zwischen, auch geographisch, unterschiedlichen Lebensräumen.

Bei z. B. vielen Amphibien erfordern Schutzmaßnahmen die regionale Vernetzung von Laichgewässern, Nahrungsgebieten, Winterplätzen und Wanderhabitaten (BLAB 1986, GLANDT 1989, REH & SEITZ 1989).

Internationale Verbundsysteme erfordert dagegen der Schutz der Lebensgrundlagen für viele Zugvögel. Zugvögel sind in besonderem Maße in ihren Beständen bedroht (BERTHOLD et al. 1986). So ist z. B. unter den Brutvögeln Baden-Württembergs der Anteil an gefährdeten Arten bei den Langstreckenziehern mit 71 % erheblich höher als bei den Kurzstreckenziehern oder Standvögeln (57 bzw. 49 %; HÖLZINGER 1987). Wirkungsvolle Schutzmaßnahmen erfordern hier im besonderen staatenübergreifende Maßnahmen, die die Sicherung einer ausreichend großen Anzahl an



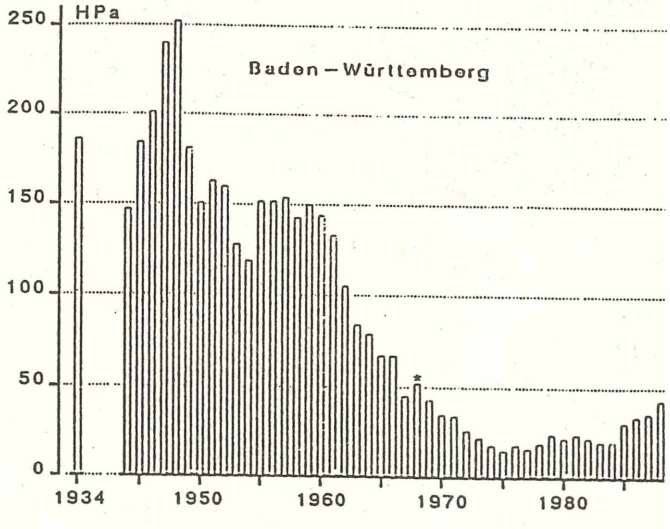


Abbildung 2

Links: **Brutgebiete** (gepunktet), **Zugwege** (Pfeile) **und Winterareale** (schwarz) **des Weißstorchs** (aus: HÖLZINGER 1987). Rechts: **Bestandsveränderungen brütender Weißstörche** (HPa) **in Baden-Württemberg.** Die Stabilisierung des Bestandes seit 1975 ist die Folge von Auswilderungen von Gefangenschaftsvögeln (beginnend 1968; STERN); die Wildpopulation ist nahezu ausgestorben (aus: BAIRLEIN 1990).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

entsprechenden Biotopen in den Brut-, Durchzugs- und Überwinterungsgebieten ermöglichen. Drei Beispiele mögen dies verdeutlichen.

1. Weißstörche (*Ciconia ciconia*; Abb. 2), deren wildlebende Bestände in Europa seit Jahren z. T. sehr stark rückläufig sind und deshalb dringende Schutzkonzepte benötigen (BAIRLEIN 1990, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1986, RHEINWALD et al. 1989), brauchen als Bruthabitate extensive Niederungsgebiete mit einem für sie reichhaltigen Nahrungsangebot (SCHNEIDER 1988), insbesondere auch an Regenwürmern für die Aufzucht der frischgeschlüpften Jungen (CREUTZ 1985). Auf ihrem Zug in die afrikanischen Winterquartiere benötigen Weißstörche eine Kette von adäquaten Rastplätzen. Ihr Winterareal schließlich erstreckt sich hauptsächlich über die afrikanischen Kurzgras-Savannen, wo sie insbesondere von einem reichen Angebot an Großinsekten, vor allem Heuschrecken oder den Larven des Afrikanischen Heerwurms, abhängig sind (DALLINGA & SCHOENMAKERS 1987, SCHULZ 1988). Jüngste Untersuchungen machen wahrscheinlich, daß der Verlust dieser winterlichen Nahrungsgrundlage (vor allem bedingt durch übertriebene Heuschreckenbekämpfung) ein wesentlicher Faktor beim Rückgang des Weißstorchs ist (DALLINGA & SCHOENMAKERS 1987, KANYAMIBWA &SCHIERER 1990, BAIRLEIN 1990).

2. Viele andere Zugvögel benötigen als Treibstoff für ihre langen Flüge große Mengen Fett. Die Anlage dieser Fettdepots, die in nicht wenigen Fällen bis zu einer Verdoppelung des normalen Körpergewichtes führen kann (z. B. BAIRLEIN 1987, BERTHOLD 1975) erfolgt dabei vornehmlich in Rastgebieten entlang der Zugwege, besonders unmittelbar vor langen Flugetappen. Europäische Gartengrasmücken, Dorngrasmücken, Fitisse oder Gartenrotschwänze beispielsweise, die im tropischen W-Afrika überwintern und somit die Sahara zu überwinden haben, vollziehen ihre hierfür nötige Fettdeposition während des Herbstzuges besonders in Rastgebieten des westlichen Mittelmeerraumes, in S-Spanien und NW-Afrika (Abb. 3; BAIRLEIN 1988). Hier benötigen sie an Insekten und Beeren reiche Rastplätze. Der Verlust dieser „Tankstellen" kann durch Schutzmaßnahmen in den Brutgebieten nicht kompensiert werden.

3. Viele Limikolen und Gänse, die in der hohen Arktis brüten, benötigen ausreichende Nahrungs- und Ruhemöglichkeiten im Wattenmeer der Nordsee (Abb. 4): Nicht nur, daß sie sich hier ihre für den Rückzug in diese Brutgebiete benötigten Fettdepots anfressen, auch ihr folgender Bruterfolg ist vielfach von der Konstitution abhängig, die sie sich bei ihrem Aufenthalt im Wattenmeer erwerben können (PROKOSCH 1988, DRENT et al. 1981, PIENKOWSKI & EVANS 1984).

Im Lebenszyklus der Zugvogelarten sind also mosaikartig ganz unterschiedliche Lebensraumansprüche gegeben. Schutzkonzepte für wandernde Tierarten können somit wirkungsvoll nur dann sein, wenn sie international angelegt sind und alle Aspekte der Jahresökologie im gesamten Lebensraum der Arten entsprechend berücksichtigen. Benötigt werden deshalb Schutzkonzepte, die staatenübergreifend in einem Verbundsystem eine genügend große Zahl von geeigneten Biotopen gleichwertig in den Brut-, Durchzugs- und Überwinterungsgebieten sichern. Noch so gut gemeinte Schutzbemühungen in z. B. den Brutgebieten bleiben wirkungslos, wenn wesentliche Gefährdungsursachen auf dem Zug oder in den Winterquartieren bestehen.

Für einen möglichst umfassenden, integrativen Naturschutz sind aber solche einzelnen Artenschutzmaßnahmen nicht ausreichend. Zur Sicherung maximaler biologischer Diversität ist ein Biotopverbundsystem erforderlich, das gerade die Vielfalt und Heterogenität der Lebensräume beinhaltet.

Die Bewahrung aller noch vorhandenen, naturnahen Biotope ist hierfür zwingende Voraussetzung. In einem umfassenden Biotopverbundsystem haben sie **die** zentrale Rolle. Diese Flächensicherung muß dabei

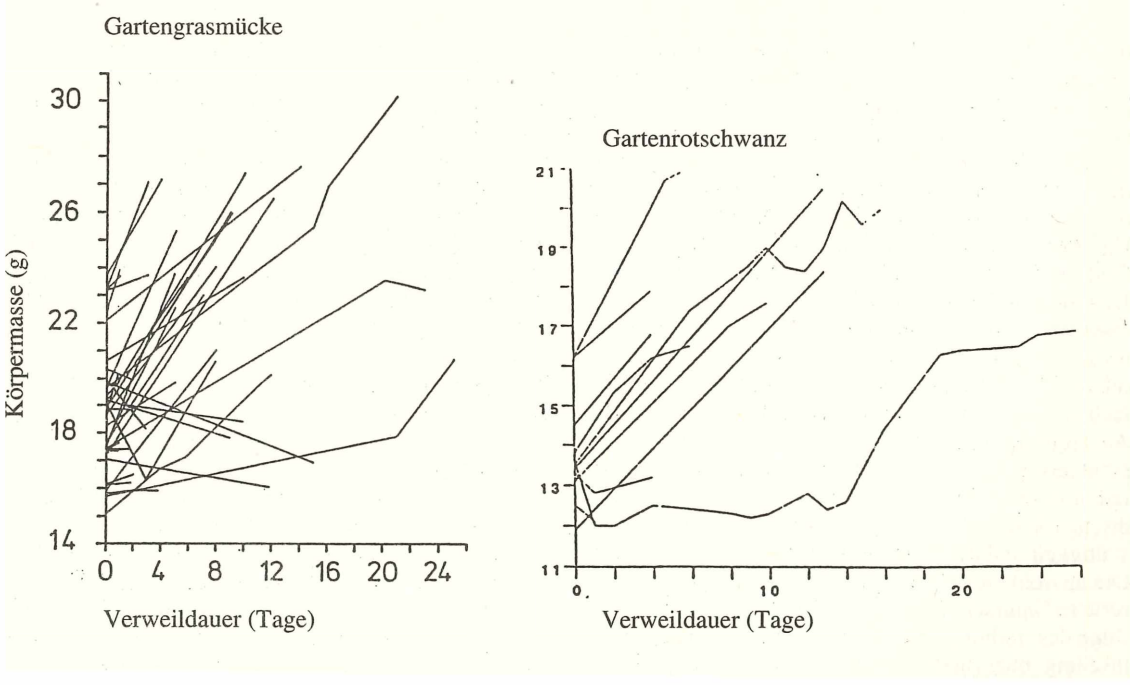


Abbildung 3

Gewichtsveränderungen individueller Gartengrasmücken (links) **und Gartenrotschwänze** (rechts) während ihres Aufenthaltes in einem N-algerischen Rastgebiet (aus: BAIRLEIN 1987, 1988).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

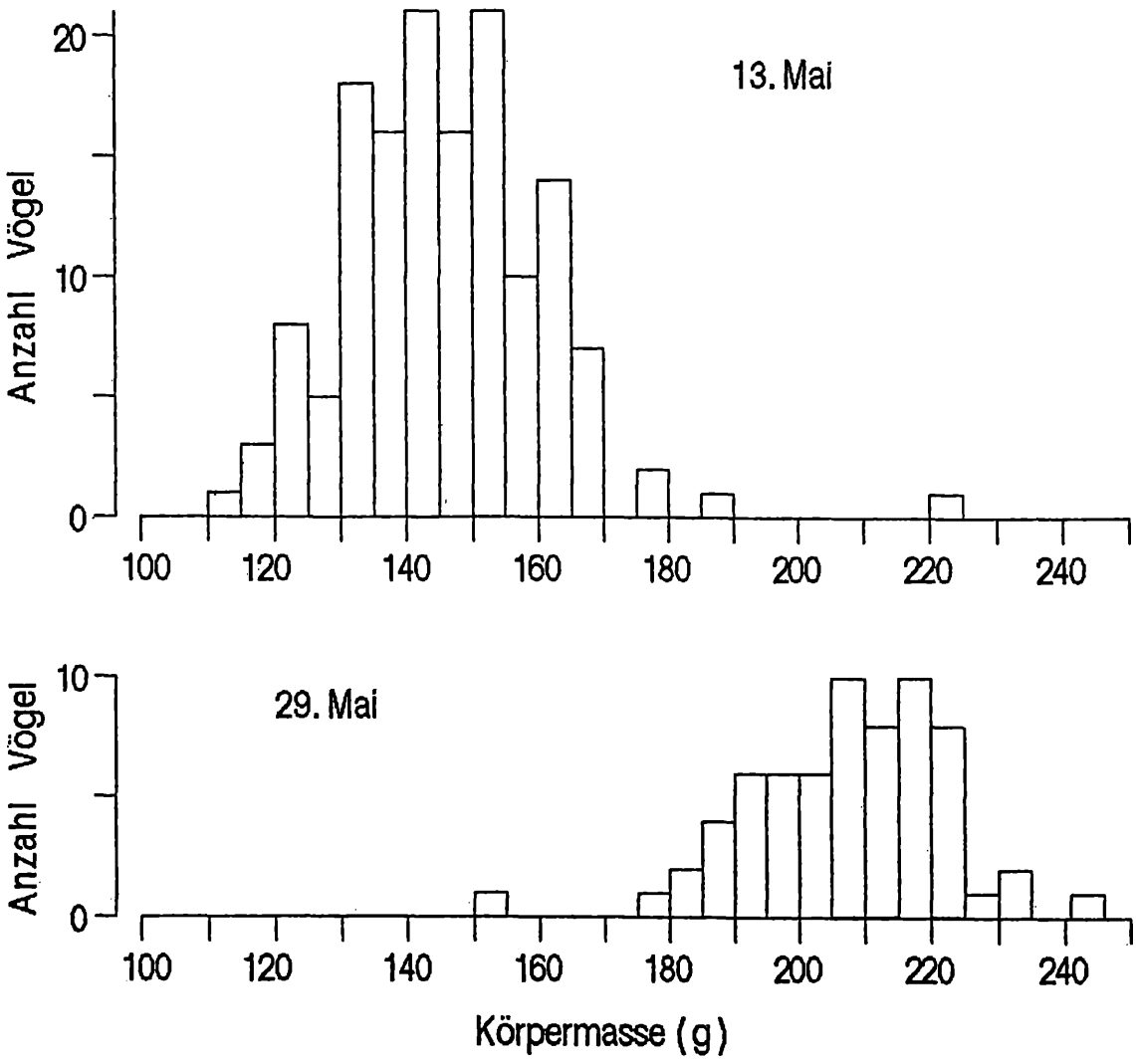


Abbildung 4

Fettdeposition von Knutts während ihrer Frühjahrsrast im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (nach PROKOSCH 1988).

deutlich über die für spezifische Artenschutzmaßnahmen erforderliche (z. B. ERZ 1981) hinausgehen und auch solche Flächen beinhalten, für die gegenwärtig noch keine vordergründigen Artenschutzansprüche bestehen. Im Sinne der Mosaik-Zyklus-Theorie sind dies gerade auch verschiedene Sukzessionsstadien bzw. Jungphasen (REMMERT 1984, 1988).

Daneben kommt aber in der derzeitigen Zivilisationslandschaft der Entwicklung und Neuschaffung von Biotopen außerhalb bisheriger Schutzgebiete (ERZ 1981) eine zunehmend größere Bedeutung zu. Viele noch naturnahe Lebensräume existieren nur mehr als relativ kleinflächige Restbiotope und/oder sind vielfach so weit voneinander entfernt, daß das natürliche Ausbreitungspotential vieler Pflanzen- und Tierarten nicht ausreicht, diese Entfernungen und damit die Isolation zu überwinden. Ihre Kleinflächigkeit verhindert die langfristige Sicherung der erforderlichen Vielgestaltigkeit und der dynamischen Prozesse (Zyklizität). Die ausschließliche Bewahrung solcher Landschaftsreste in Naturschutzgebieten oder Naturdenkmalen im Zuge des traditionellen Naturschutzes würde die Verinselung eher noch verstärken als sie überwinden (DEIXLER 1984).

In einem Konzept der Vernetzung von verschiedenen Lebensräumen zum Erhalt einer langfristigen „Mosaik-Zyklus-Stabilität" ist deshalb die Entwicklung der Restbiotope zu ausreichend großen Schutzgebieten und die großflächige Neuschaffung von entsprechenden Biotopen eine besondere Herausforderung für den Naturschutz in der Kulturlandschaft. Möglichkeiten hierfür schaffen vor allem Flächenstillegungen im Agrarraum (ABN 1988), Nutzungsänderungen in der Waldwirtschaft („naturgemäßer Waldbau") und die großflächigen Rekultivierungen von Abgrabungs- und Verkippungsflächen (BAIRLEIN et al. 1989, BRADSHAW 1984, WILDERMUTH & KREBS 1983).

Allein schon die dadurch gegebene Standortvielfalt ist eine Chance, verschiedene Lebensräume großflächig neu zu schaffen. Bei der großflächigen Neuschaffung von Biotopen, z. B. von Waldflächen, gilt es jedoch, eine Gleichaltrigkeit großer Bestände zu vermeiden. In der forstlichen Rekultivierung kann das gruppenmäßige Einbringen standortgerechter, unterschiedlich schnell wüchsiger Baumarten und die Integration von Freiflächen die Möglichkeiten schaffen zu einer späteren Differenzierung und dem erforderlichen Nebeneinander von verschieden alten Vegetationseinheiten. Eine Zerschneidung dieser Flächen durch ein enges Wegenetz oder durch Erholungseinrichtungen ist unbedingt zu vermeiden. Im Sinne einer beschleunigten

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Besiedelbarkeit durch Pflanzen- und Tierarten bzw. rascheren Renaturierung können Teilflächen bestimmte Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen erfahren (z. B. GLÜCK 1989, WOLF 1989). In jedem Fall sind aber die standortspezifischen Eigenschaften zu berücksichtigen und ein ökosystemarer Ansatz zu verfolgen (HEYDEMANN 1988, WEIDEMANN 1989). Andere Flächen sollten aus jeglicher Gestaltung und Pflege herausgenommen werden, um Spontanbesiedlung und eine naturnahe Sukzession zu ermöglichen. Um diese natürliche Kolonisation solcher neu entstandener Biotope zu sichern, gilt es, das natürliche Artenpotential in nächster Umgebung der späteren Maßnahmen zu bewahren. Hierfür sind vor Beginn einer Abgrabung ausreichende Refugien zu sichern und anschließend in größtmöglicher Raumnähe und ohne Barrieren (z. B. Wege) mit den neuen Lebensräumen zu vernetzen.

Das über solche verschiedenen Maßnahmen mögliche Nebeneinander mehrerer verschiedener Lebensräume gründet dann die erforderliche zyklische Dynamik wohl eher als großflächige Einheitlichkeit. Die Neuschaffung von Biotopen auf stillgelegten, bisher bewirtschafteten Agrarflächen dürfte in vielen Fällen begrenzt sein durch deren gegenüber manchen naturnahen Standorten vielfach noch erhöhten Nährstoffgehalt. Für die Gründung und langfristige Sicherung von Lebensräumen und Lebensgemeinschaften oligotropher Standorte, z. B. Magerwiesen, sollten deshalb vornehmlich Abgrabungs- und Verkippungsflächen berücksichtigt werden. Planung und Ausführung der Verkippung können so vorgenommen werden, daß auf bestimmten Flächen besonders nährstoffarme Rohböden, z. B. durch einen höheren Anteil an armen Sanden, Kiesen oder Tonen, verkippt und aus jeglicher Nutzung herausgenommen werden.

Dort, wo großflächige (Neu-)Gestaltungen von Mosaik-Strukturen derzeit nicht möglich sind, gilt es, verschiedene kleinflächigere Einzelbiotope so zu vernetzen, daß sie als Gesamtkomplex dem Mosaik-Konzept genügen. An ausreichend benachbarten Standorten sollten beshalb besonders die verschiedenen Phasen eines Zyklus gegründet werden, so daß sich im Konnex dieser Phasen eine längerfristige, ökologische Stabilisierung entwickeln kann.

Bei der Entwicklung der Restlebensräume und der Neuschaffung von Biotopen stellen sich drei zentrale Fragen:

1. nach der erforderlichen Arealgröße,
2. nach deren gegenseitigem Abstand und
3. nach der notwendigen Anzahl von adäquaten Arealen im Biotopverbund.

1. Ungeachtet der zunehmenden Beispiele, daß mehrere kleine Schutzgebiete zusammen oftmals mehr Arten aufweisen als ein einziges großes Schutzgebiet gleicher Fläche und kleinflächige Schutzgebiete durchaus eine Bedeutung haben für einzelne spezifische Gesichtspunkte (z. B. BLAKE & KARR 1984, BURGMAN et al. 1988, DIAMOND & MAY 1976, SIMBERLOFF & ABELE 1982), muß es das Ziel sein, möglichst großflächige Schutzgebiete einzurichten (DIAMOND & MAY 1976, HEYDEMANN 1981, REMMERT 1984, u.v.a.). Diese müssen wenigstens so groß sein, daß in ihnen alle Phasen wenigstens eines vollständigen Mosaik-Zyklus nebeneinander existieren können. Die minimale Gesamtfläche setzt sich damit zusammen aus den Minimalarealen der einzelnen Zyklusphasen, die sich ihrerseits aus den Minimalarealen der darin vorkommenden Arten ergeben. Die minimalen Flächenansprüche für einen mehr ökosystemaren Schutzansatz liegen damit erheblich über denen für einzelne spezifische Artenschutzmaßnahmen.

2. Der Abstand zwischen solchen großflächigen Schutzgebieten muß so gering wie möglich sein und wenigstens so bemessen sein, daß für jede einzelne Zyklusphase ein Austausch mit den benachbarten Gebieten und verwandten Zyklusphasen möglich ist. Der maximale Abstand ergibt sich dann aus dem Abstand für die in ihrem Austausch am meisten limitierte Phase.

3. Wieviele (Schutz-)Gebiete im Minimum notwendig sind, um maximale biologische Diversität und somit langfristige „Stabilität" zu sichern, ist kaum bekannt. Für australische Feuchtgebiete kamen MARGULES et al. (1988) nach theoretischen Erwägungen zu dem Ergebnis, daß 75 % der derzeitigen Feuchtgebiete erhalten werden müßten, um alle Feuchtgebietstypen und Habitateigenschaften zu bewahren.

Fazit

Die theoretischen Grundlagen für die Anwendung des Mosaik-Zyklus-Konzeptes in der Planung und Durchführung von Biotopverbundsystemen sind wohl weitgehend einsichtig. Die langfristige Bewahrung maximaler biologischer Diversität erfordert den Erhalt und die Entwicklung von ausreichend großen und vielfältigen Lebensraummosaiken, in denen die natürlichen dynamischen Prozesse ablaufen können. Zukünftiger Naturschutz sollte deshalb mehr die Sicherung dieser Prozesse verfolgen als nur die konservierende Bewahrung einzelner Facetten. Der Planung und Entwicklung von Biotopverbundsystemen kommt hierbei eine besondere Rolle zu, auch wenn derzeit noch ein erheblicher Forschungsbedarf zu den Grundlagen hierfür besteht. Umso zwingender ist deshalb die unmittelbare Notwendigkeit zu einer möglichst umfassenden Sicherung aller noch vorhandenen naturnahen oder potentiell naturnahen Biotope und zu kontinuierlichen Begleituntersuchungen (HÄNGGI 1989, HEYDEMANN 1988), um die Maßnahmen zur Realisation der skizzierten Naturschutzziele fortzuentwickeln.

Literatur

ARBEITSGEMEINSCHAFT BERUFLICHER UND EHRENAMTLICHER NATURSCHUTZ (Hrsg) (1988):
Flächenstillegung und Extensivierung für Naturschutz. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 41: 1 – 212.

BAIRLEIN, F. (1987):
The migratory strategy of the Garden Warbler: a survey of field and laboratory data. – Ring & Migr. 8, 59 – 72.

—— (1988):
Herbstlicher Durchzug, Körpergewichte und Fettdeposition von Zugvögeln in eine Rastgebiet in N-Algerien. – Vogelwarte 34: 237 – 248.

—— (1990):
Population studies of White Storks *(Ciconia ciconia)* in Europe, with special reference to the western population. In. Proc. Symposium „Population studies in birds: their relevance for conservation and management", Tour du Valat 1988 (in press).

BAIRLAIN, F., FOLLMANN, G., MÖHLENBRUCH, N. & WOLF, G. (1989):
Aufgaben und Zielsetzung der heutigen forstlichen Rekultivierung. – Natur u. Landschaft 64: 462 – 464.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

BERTHOLD, P. (1975):
Migration: control and metabolic physiology. In: FARNER D. S. & J. R. KING (Hrsg.) Avian Biology, Vol. V, Academic Press, London, New York, pp 77 – 128.

BERTHOLD, P., FLIEGE, G., QUERNER, U. & WINKLER, H. (1986):
Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. – J. Orn. 127: 397 – 437.

BLAB, J. (1984):
Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Kilda, Greven.

—— (1986):
Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Kilda, Greven.

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.

BRADSHAW, A. D. (1984):
Land restoration: now and in the future. – Proc. R. Soc. London B 223: 1 – 23.

BURGMAN, M. A., AKCAKAYA, H. R. & LOEW, S. S. (1988):
The use of extinction models for species conservation. – Biol. Conserv. 43: 9 – 25.

CREUTZ, G. (1985):
Weißstorch. – Neue Brehm-Bücherei, Ziemsen, Wittenberg.

DALLINGA, H. & SCHOENMAKERS, M. (1987):
Regional decrease in the number of White Storks *(Ciconia ciconia)* in relation to food resources. – Colonial Waterbirds 10: 167 – 177.

DEIXLER, W. (1984):
Gedanken zur Realisierung eines Vernetzungskonzepts und mögliche Instrumentarien. – Laufener Seminarbeitr. 7/1984: 49 – 56.

DIAMOND, J. M. & MAY, R. M. (1976):
Island biogeography and the design of natural reserves. In: MAY, R. M. (ed.). Theoretical Ecology. S. 163 – 186. Blackwell, Oxford.

DRENT, R., EBBINGE, B. & WEIJAND, B. (1981):
Balancing the energy budgets of arctic-breeding geese throughout the annual cycle: a progress report. – Verh. orn. Ges. Bayern 23: 239 – 264.

ERZ, W. (1981):
Flächensicherung für den Artenschutz. Grundbegriffe und Einführung. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 31: 7 – 20.

GLANDT, D. (1989):
Amphibienschutz in der Agrarlandschaft – Probleme und Lösungsansätze. – Verh. Ges. Ökologie 19/1: 75 – 76.

GLÜCK, E. (1989):
Waldbodenverbringung: Zoologische Aspekte. – Natur u. Landschaft 64: 456 – 458.

HÄNGGI, A. (1989):
Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten. – Natur u. Landschaft 64: 143 – 146.

HEYDEMANN, B. (1981):
Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 31: 21 – 51.

—— (1988):
Anforderungen des Naturschutzes in agrarische Extensivierung und Flächenstillegung. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 41: 81 – 92.

HÖLZINGER, J. (1987):
Einführung zum Artenschutzsymposium Neuntöter. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 7 – 15.

—— (1987):
Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1. Ulmer, Stuttgart.

KANYAMIBWA, S. & SCHIERER, A. (1990):
Effects of the wintering and the breeding conditions on the reproductive success of the White Stork in Alsace (France). Ibis (in press).

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1986):
Artenschutzsymposium Weißstorch. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 43: 1 – 386.

LOESCHKE, V. (1988 a):
Biogeographie und Artenschutz. – Naturw. Rundschau 41: 261 – 265.

—— (1988 b):
Populationsgenetik und Artenschutz. – Naturw. Rundschau 41: 310 – 314.

MADER, H. J. (1985):
Die Verinselung der Landschaft und die Notwendigkeit von Biotopverbundsystemen. – Mitt. LÖLF 4/1985: 6 – 14.

MARGULES, C. R., NICHOLLS, A. O. & PRESSEY, R. L. (1988):
Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. – Biol. Conser. 43: 63 – 76.

PIENKOWSKI, M. W. & EVANS, P. R. (1984):
Migratory behavior of shorebirds in the Western Palearctic. In: BURGER, J. & OLLA, B. L. (eds.): Shorebirds. Migration and foraging behavior. Plenum, New York, London, pp 73 – 123.

PIMM, S. L., JONES, H. L. & DIAMOND, J. (1988):
On the risk of extinction. – Amer. Nat. 132: 757 – 785.

PROKOSCH, P. (1988):
Das schleswig-holsteinische Wattenmeer als Frühjahrs-Aufenthaltsgebiet arktischer Watvogel-Populationen am Beispiel von Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatorola*, L. 1758), Knutt (*Calidris canutus*, L. 1758) und Pfuhlschnepfe (*Limosa lapponica*, L. 1758). Corax 12: 273 – 442.

REH, W. & SEITZ, A. (1989):
Untersuchungen zum Einfluß der Landnutzung auf die genetische Struktur von Populationen des Grasfrosches (*Rana temporaria* L.). – Verh. Ges. Ökologie 18: 793 – 797.

REMMERT, H. (1984):
Zielrichtungen künftiger Forschung zur naturschutzrelevanten Inselökologie. – Laufener Seminarbeitr. 7/84: 86 – 90.

—— (1987):
Sukzessionen im Klimax-System. – Verh. GFÖ 16: 27 – 33.

—— (1988):
Gleichgewicht durch Katastrophen. Aus Forschung und Medizin 1/1988: 7 – 17.

—— (1991):
Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. In: Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. Laufener Seminarbeitr. 5/91, 5 – 15.

RHEINWALD, G., OGDEN, J. & SCHULZ, H. (Hrsg.) (1989):
Weißstorch – White Stork. Proc. I. Int. Stork Conserv Symp. – Schriftenreihe des DDA 10: 1 – 471.

SCHMIDT, A. (1984):
Biotopschutzprogramm NRW. Vom isolierten Schutzgebiet zum Biotopverbundsystem. – Mitt. LÖLF 1/1984: 3 – 9.

SCHNEIDER, M. (1988):
Periodisch überschwemmtes Dauergrünland ermöglicht optimalen Bruterfolg des Weißstorches *(Ciconia ciconia)* in der Save-Stromaue (Kroatien/Jugoslawien). – Vogelwarte 34: 164 – 173.

SCHULZ, H. (1988):
Weißstorchzug. – WWF Umweltforschung 3, Margraf, Weikersheim.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

SEITZ, A. (1989):
Aspekte des Einflusses der Umweltstrukturierung auf die genetische Zusammensetzung von Tierpopulationen. – Verh. Ges. Ökologie 18: 719 – 725.

SIMBERLOFF, D. & ABELE, L. G. (1982):
Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. – Amer. Nat. 120: 41 – 50.

WEBB, N. R. (1984):
Habitat island or habitat mosaic? – Laufener Seminarbeitr. 7/84: 62 – 69.

WEIDEMANN, G. (1989):
Sukzessionslenkung im Agrarraum: Theorie und Empirie (abstract). – Verh. Ges. Ökologie 19/1: 152 – 153.

WELLING, M. (1989):
Ausbreitung und Wanderungsleistung von Feldlaufkäfern (Col.: Carabidae) (abstract). – Verh. Ges. Ökologie 19/1: 104.

WIENS, J. A. (1976):
Population responses to patchy environments. – Ann. Rev. Ecol. Syst. 7: 81 – 120.

WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. (1985):
Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. – Amer. Nat. 125: 879 – 887.

WILDERMUTH, H. & KREBS, A. (1983):
Die Bedeutung von Abbaugebieten aus der Sicht des biologischen Naturschutzes. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 105 – 150.

WOLF, G. (1989):
Probleme der Vegetationsentwicklung auf forstlichen Rekultivierungsflächen im Rheinischen Braunkohlenrevier. – Natur u. Landschaft 64: 451 – 455

Anschrift des Verfassers:

Franz Bairlein
Zoologisches Institut, Physiologische Ökologie,
Universität Köln
Weyertal 119
5000 Köln 41

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: 5_1991

Autor(en)/Author(s): Bairlein Franz

Artikel/Article: Biotopverbundsysteme und das Mosaik-Zyklus-Konzept 45-51