©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeiträge 5/91, 30–42 ● Akad. Natursch. Landschaftspfl. (ANL) – Laufen/Salzach 1991

Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes

Wolfgang Scherzinger

Die Erkenntnis, daß alle Erscheinungen in unserem kosmischen System unaufhörlichen Prozessen unterliegen, wurde bereits von den griechischen Philosophen des Altertums eindeutig formuliert: PANTA RHEI – alles ist im Fluß; es gibt keine Zustände sondern nur Entwicklungsabläufe. Unentwegte Änderungen der Umweltbedingungen – seien sie periodisch wie Tag und Nacht oder zyklisch wie die Jahreszeiten – führen zu permanenter Veränderung der Biotopverhältnisse. Diese bedeuten steten Selektionsdruck, den die Tierarten mit Anpassung beantworten. Die Dynamik des Naturgeschehens ist das Fundament evolutiver Entwicklung und Voraussetzung für die Vielfalt der Arten (vgl. FRANKEL u. SOULE 1981, HENNIG 1982, ERZ 1985, FRANK 1986).

Die Mosaik-Zyklus-Theorie beschreibt den sukzessiven Wechsel unterschiedlicher Biotoptypen auf identischer Fläche, die nach einer bestimmten Phasensequenz wieder zur Ausgangssituation kehrt, wobei auf benachbarten Flächen adäquate Zyklen – phasenverschoben und asynchron – ablaufen. Das daraus resultierende Mosaik stellt in seiner Gesamtheit ein hochdiverses Biotopgefüge dar, dessen Proportionen ganz entscheidend Artendiversität und Abundanz der Fauna bestimmen (Remmert 1985, 1988 a, b, 1989). Dieses Phänomen wurde zunächst an Waldgesellschaften beschrieben, wo der Phasenwechsel zwischen Altholz, Sturmwurf und Verjüngung sehr augenfällig ist (LEIBUNDGUT 1978; bei MAYER et al. 1979 = „Zyklus verschiedener Sukzessionsphasen", bei PETERKEN 1981 = Phasenwechsel mit „Rotation der Baumarten", bei AMMER u. UTSCHICK 1988 = „nach Sukzessions-Perioden rotierendes Biotopflächensystem").

Ausgereifte Urwaldbestände der Mischwaldstufe Mitteleuropas sind charakterisiert durch einen kleinräumigen Wechsel der „Mosaikflächen", was ihre außerordentliche Artenfülle bedingt (Flechten, Pilze, Insekten, Vögel; vgl. SCHRÖDER 1983 b, BIBELRIETHER 1983, ARBEITSK. FORSTL. LANDESPFL. 1984, SCHERZINGER 1986). In seiner Gesamtheit entspricht das Urwaldmosaik der sogenannten „Klimax", in der sich der Wald über große Zeiträume durch innere Verjüngung stets erneuert, ohne in seinem Gesamtbild zu altern. Dieses idealisierte Bild des Dauerwaldes wurde zum Leitbild der naturgemäßen Forstwirtschaft, denn es versprach „Stabilität" trotz hoher Eigendynamik (vgl. BERNADOTTE 1977, SCHREMPF 1978, LEIBUNDGUT 1982, BIBELRIETHER 1975, 1982, 1983, MEISTER SCHÜTZE u. SPERBER 1984, MAYER et al. 1986, ROTTMANN 1986, SCHEIRING 1986, RALL 1987, AMMER u. UTSCHICK 1986, 1988). Nutzungsbedingt können das Tempo der Rotation sowie Größe und Verteilung der Mosaik-patches im Wald zu Gunsten der Artenvielfalt noch gesteigert werden (GOSSOW 1976, PETERKEN 1981, SCHRÖDER 1983 b, MAGERL 1985, BAUER 1988), woraus manche Artenschützer die Forderung ableiten, auch Naturwaldgebiete zur Maximierung der Artenvielfalt zu pflegen (vgl. ARBEITSK. FORSTL. LANDESPFL. 1984, SCHEIRING 1986, AMMER u. UTSCHICK 1988).

Die ökologischen Ausgangsbedingungen für den Artenschutz sind demnach:

1. die Dynamik der Biotopsukzession, von der Vegetationszusammensetzung und -strukturen, räumliche Ausdehnung und Veränderungstempo der Einzelflächen abhängen;
2. die periodische bzw. zyklische Wiederkehr des Ablaufes, der meist auch durch katastrophale Zäsuren gekennzeichnet ist und mit einem Wechsel der Leitarten in der Vegetation, der Flächenverteilung und deren Proportionen etc. einhergehen kann;
3. das räumliche Nebeneinander unterschiedlichster Phasen parallel – aber asynchron – laufender Zyklen.

Das Naturgeschehen läuft in sehr komplexen Raum-Zeit-Mustern ab, die sowohl endogen durch systemimmanente Konditionen (wie z. B. das Altern der Waldbäume; REMMERT 1985) als auch exogen durch Störkräfte außerhalb der Lebensgemeinschaft (wie z. B. Sturmereignisse, Überschwemmungen) gesteuert werden (vgl. PICKET u. WHITE 1985).

Die dynamische Naturauffassung impliziert damit völlig zufällige Entwicklungen, die Voraussagen bezüglich Qualität, Flächenausdehnung und Langlebigkeit von Lebensgemeinschaften nur in sehr grobem Rahmen zulassen. Die Konsequenzen für eine ökologisch orientierte Naturschutzkonzeption sind noch nicht einmal ansatzweise diskutiert – geschweige denn, praxisorientiert durchdacht. Biotop- und Artenschutz dieser Dimension entziehen sich weitgehend der legislativen und praktischen Planung und widersprechen zur Gänze der politischen Notwendigkeit zur klaren Zielvorgabe im heutigen Naturschutz. – Es fehlt daher auch nicht an Mahnern, die im steten Arten-turnover des Sukzessionsgeschehens eine Qualitätsminderung der Biotope sehen (vgl. RINGLER 1981, AMMER u. UTSCHICK 1988).

Klassischer Artenschutz

Artenschutz zielt auf die Erhaltung des gesamten Artengefüges einer Region bzw. Nation ab. Der zoologische Artenschutz betrifft im Grundsatz alle wildlebenden Tieraten, soweit ihnen das biotische Potential der standörtlichen Vielfalt Lebensraum ermöglicht. Das Bundes-Naturschutzgesetz macht hier keinen Unterschied zwischen ursprünglichen, natürlichen oder an-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

thropogenen Vorkommen, wie auch die Definition von „einheimisch" alle Kulturfolger, Neusiedler und selbst eingebürgerte Arten aufnimmt (THIELCKE 1978, BLAB 1979, PLÄN 1988).

BLAB et al (1984) schätzen den Artenreichtum unserer Tierwelt auf rund 50 000 Arten. Wenigstens 30 – 40 % der heimischen Wirbeltiere sind im Zuge von Rodung und Kultivierung eingewandert (BAUER 1988). Die Diversität erreichte im kleinräumigen Mosaik aus Kultur- und Naturland zur Zeit der Dreifelderwirtschaft bzw. der vorindustriellen Landnutzung ein Maximum (THIELCKE 1978, MAGERL 1985, RAAB 1987). Diese ökologische Potenz gilt noch heute als Maßstab für Artenschutzmaßnahmen, wie sie nur über eine enorme Breite an Sonderbiotopen, seltenen Sukzessionsstadien und rein anthropogenen Standorten gesetzt werden können. In der Praxis müssen die Investitionen auf relativ wenige Arten bzw. Artengruppen beschränkt bleiben: bedrohte Arten, ökologisch wie ökonomisch relevante Arten, Wirbeltiere, Großinsekten (HEYDEMANN 1980, SANDER 1980, PLÄN 1988), wobei die Auswahl von Indikatorarten, mit „Stellvertreterfunktion" am effektivsten erscheint (vgl. ELLENBERG 1981, SCHERZINGER 1982, REICHHOLF 1987): z. B Fischotter, Schwarzspecht, Auerhuhn, Steinkauz, Brachvogel, Wiesenweihe, Braunkehlchen, Moorfrosch, Huchen, Großschmetterlinge, Libellen, Heuschrecken etc.

Nach Überwindung des monistischen Ein-Art-Schutzes, der sich aus der jagdlichen Hege ableitet, gilt Artenschutz heute allgemein als Synonym für die Sicherung von Artengemeinschaften durch Biotopschutz (z. B. PARKER et al. 1979, DAHL 1980, SCHERZINGER 1982, SCHREINER 1982, BLAB 1984, MAGERL 1985, PLÄN 1988). Der Arbeitsschwerpunkt der Naturschutzbehörden und Artenschutzverbände liegt daher in Flächensicherung und Biotopgestaltung für bedrohte Arten. Sowohl quantitativ als auch qualitativ sind bisherige Maßnahmen völlig unzureichend (vgl. HEYDEMANN 1980, BERTHOLD, QUERNER u. WINKLER 1988), müßten ja praktisch für alle Artengemeinschaften bzw. Biotoptypen ausreichend große Schutzgebiete zur Verfügung stehen. Mit gegenwärtig wenig mehr als 1 % der bundesdeutschen Landesfläche können die heutigen Naturschutzgebiete diese Vielfalt gar nie in autarken Populationen aufnehmen. Die Direktive der Artensicherung muß daher auch auf Wirtschaftsflächen ausgedehnt werden. Derzeit läuft eine Fülle von Programmen – wie Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion, Erhaltung der Unkrautflora auf Ackerrandstreifen, Reduktion von Dünger- und Maschineneinsatz, Aufwertung der Brache, Erhöhung der forstlichen Umtriebszeit, Belassen von Totholz im Wald, Sicherung von Sonderstrukturen (Steinbrüche, Waldtümpel, Quellfluren, Hecken etc.). Diese Biotopschutz-Leistungen müssen i. R. über Ausgleichs- und Fördermittel teuer bezahlt werden. Alle diese Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen zielen letztlich auf die Rückführung des Biotopangebotes auf den Status der Nachkriegszeit bzw. des ausgehenden 19. Jahrhunderts ab (vgl. THIELCKE 1978, RIEDERER 1983, BERTHOLD, QUERNER u. WINKLER 1988), – wobei subjektive Zielvorstellungen deutlich dominieren (REMMERT 1988).

Wofür auch immer, Pflege zielt letztlich stets auf die Stabilisierung spezifischer Biotoptypen zur Artensicherung ab: Streuwiesenmahd, Heideabplaggen, Heckenrückschnitt, Schilfbrand, Entbuschung oder Beweidung werden eingesetzt, um Veränderungen in der Vegetation – und damit der Biotopqualität – zu unterbinden. (Die Fülle einschlägigen Schrifttums zur Landes- und Landschaftspflege und Biotopgestaltung kann hier nicht repräsentativ zitiert werden). Pflegeprogramme in der freien Landschaft lassen sich klar dem statischen Naturschutzkonzept subsummieren, das auf die Sicherung von Zuständen und der Verhinderung von Veränderungen über Konservierung oder Management abzielt (SCHERZINGER 1990). Die Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder haben diesen Weg – mit Verboten jeglicher Veränderung des aktuellen Zustandes – festgeschrieben.

Im Kontrast zur scheinbar langfristig „stabilen" Feldflur steht die auffällige Dynamik des Waldes: Der Wechsel zwischen Altholz, Kahlhieb und Verjüngung ist für Vegetation und Fauna derart drastisch, daß die Naturschutz-Relevanz natürlich ablaufender Sukzessionen von Forstleuten auch viel früher erkannt wurde (ZERLE 1989). Die Waldfauna ist keine ökologische Einheit, da sich die Biotopqualität des Waldes permanent ändert, vielmehr sind ihre Einzelarten und Artengruppen unterschiedlichen Sukzessionsphasen zugeordnet (vgl. LEIBUNDGUT 1978, MAYER et al. 1979, Abb. 1 und 6).

Die Freifläche – als Ausgangspunkt – kann z. B. für Arten der Steppe, Tundra oder Uferzone attraktiv sein. Der abgeschlossene Wald ist relativ gleichförmig und lichtarm und vorwiegend für Bewohner der Baumkronen nutzbar. Altert der Waldbestand, so reißt das Kronendach auf, ein vielfältiges Angebot in der Krautschicht, an Totholz und Verjüngung steigert den Reichtum potentieller Nischen. In der Plenter- und Zerfallsphase erreicht die faunistische Diversität ein Maximum (SPERBER 1982, SCHRÖDER 1983 b, ARBEITSK. FORTSL. LANDESPFL. 1984, BAUER 1988, SCHERZINGER 1989, BERGWELT 1989).

Der Großteil spezialisierter – und bedrohter – Tierarten lebt in sehr jungen (Zusammenbruchs-, Pionier- und Verjüngungsphase) bzw. in sehr alten Wäldern (Plenter- und Zerfallsphase), weshalb der Artenschutz möglichst hohe Anteile dieser wichtigen Phasen anstreben sollte (PARKER et al. 1979). Konkret empfehlen PARKER et al. (1979; Blue Mountains) ein Flächenmosaik mit Waldgebieten, die in 50-, 140- und 240-jähriger Umtriebszeit bewirtschaftet werden, um jeweils ein Optimum für Wapitihirsche, Großspechte und Artendiversität der Wirbeltiere zu ermöglichen. Ein Management im Wald sollte sich auf die künstliche Stabilisierung bzw. Imitation besonders wertvoller Sukzessionsstadien konzentrieren. Der ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1984) hat in diesem Sinne einen Leitfaden zur „Biotoppflege im Wald" herausgegeben, um waldbewohnenden Fledermäusen, Vogelarten, Bockkäfern, Holzwespen und Ameisen dauerhafte Refugien zu sichern. Ganz allgemein wird von einem Mehr an Naturnähe im Wald eine Steigerung seiner artenschützerischen Bedeutung erwartet (vgl. SINNER u. BRÜNNER 1989, BERGWELT 1989).

Trotz des Wissens um die Dynamik wurde – selbst von Forstleuten – das stabilisierende Pflegekonzept einer statisch-ausgelegten Naturschutzstrategie auch für Wälder übernommen (vgl. BIBELRIETHER 1983). Es kommt vor allem bei Schutzprogrammen für Bewohner kurzlebiger Sukzessionsphasen zum Ausdruck: Z. B. gilt es zur Sicherung des Haselhuhnvorkommens in den Mittelgebirgen, Kronenschluß und Altern des Waldes zu verhindern bzw. die Pionierve-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

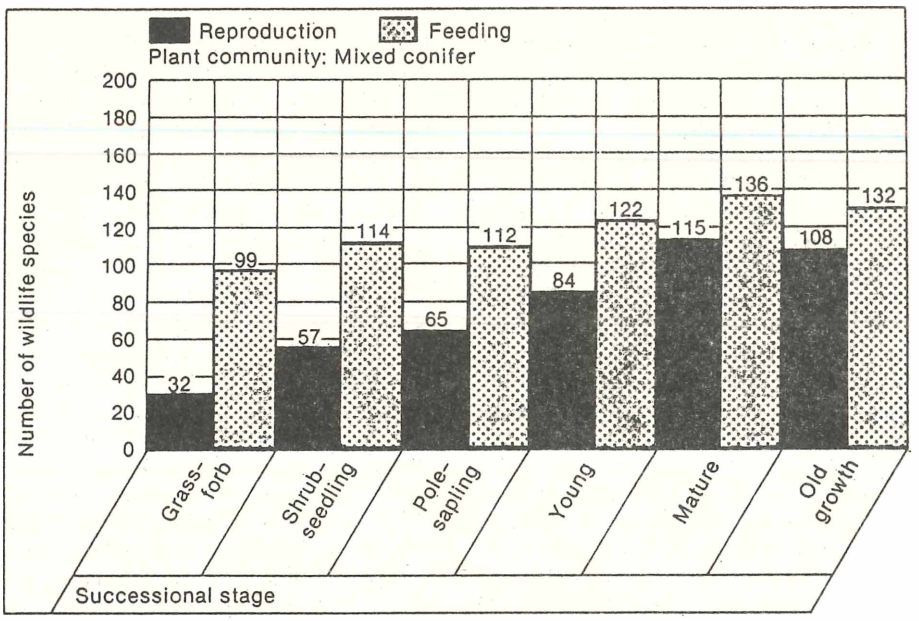

Abbildung 1

Diversität der Tierarten als Funktion des Wald-Bestandsalters:
Die Sukzessionsphasen des Waldes unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Artenvielfalt markant. Mit zunehmendem Bestands-Alter nimmt nicht nur die Artenzahl, sondern vor allem die der Spezialisten zu. (Beispiel Nadelmischwald; aus PARKER et al. 1979).

getation dauerhaft zu machen. Am drastischsten gelingt diese Biotoppflege über die Niederwaldbewirtschaftung mit nur 20-jähriger Umtriebszeit (SCHMIDT-FASEL 1987, ASCH u. MÜLLER 1989; vgl. Sicherung des spezifischen Artenspektrums im Mittelwald bei BECK 1986). Zur dauerhaften Imitation von Waldbrandsukzessionen für das Kragenhuhn *(Bonasa umbellus)* arbeitete GULLION (1984; Abb. 2) eine Aspenbewirtschaftung in 40-jährigem Umtrieb aus. Umgekehrt empfehlen KLAUS u. BOOK (1988) die Verzögerung der Waldverjüngung in der Plenter- und Zerfallsphase zur Biotopsicherung für das Auerhuhn. Selbst die mit großem Aufwand erstellte Waldfunktionsplanung der Bayer. Staatsforstverwaltung kartierte Waldbiotope als dauerhafte Einheiten – ohne Berücksichtigung der hohen Walddynamik, die zu naturgegebener Biotopveränderung führt (AMMER u. UTSCHIK 1988). Letztlich zielt auch das Schalenwild-Management primär auf einen statischen Gleichgewichtszustand zwischen Wald und Wild ab, wobei – je nach Interessenslage – ein baumartenreicher Wald mit geringer Wilddichte bzw. eine hohe Wilddichte mit vertretbarer Waldbelastung angestrebt wird.
Erstere Version wird am ehesten im naturnahen Plenterwald, zweitere im Altersklassenwald mit hohem Anteil an Verjüngungsflächen erreicht (z. B. HABER 1977, BERNADOTTE 1977, BURSCHEL 1977, SCHRÖDER 1983 b, SCHEIRING 1986, RALL 1987, BAUER 1988).
Die Diskrepanz zwischen dem statisch-orientierten Wunsch nach Stabilität und der hoch dynamischen Wirklichkeit im Naturgeschehen hat zu zahlreichen Wirrnissen und Irrtümern in der Naturschutzpolitik geführt (FRANK 1986, ZERLE 1989). Hier sei lediglich auf das mißverständliche Vokabular der Forstleute hingewiesen, die den Naturwald als „stabil", den Wirtschaftswald – wegen seiner rascheren Abfolge der Sukzessionsphasen – hingegen als „labil" einstufen. Folgerichtig erwarten sie von naturnahem Waldbau und entsprechender Waldpflege ein Höchstmaß an Naturnähe und damit die maximale „Stabilität" des Waldes! Dieser Stabilitätsbegriff ist aber mit dem der Ökologie nicht deckungsgleich sondern – aus der einseitigen Sicht nachhaltiger Holznutzung – auf die Langlebigkeit von Bäumen und die Kontinuität der Waldbestände gemünzt (SCHREMPF 1978, PETERKEN 1981, BIBELRIETHER 1975, 1983, ARBEITSK. FORSTL. LANDESPFL. 1984, AMMER u. UTSCHICK 1988, ROTTMANN 1988, POPP 1989, BOHN et al. 1989). Im „stabilen" Wirtschaftswald stehen Zuwachs und Ernte – nicht aber die Energieflüsse – im Gleichgewicht (SCHEIRING 1986). Entsprechend wird die Sukzessionsphase mit der ökonomisch günstigsten Holzproduktion als „Optimalphase" bezeichnet, die nicht mit dem ökologischen Optimum der Waldentwicklung (Zerfallsphase) übereinstimmt.
Klassische Pflegeprogramme für den Biotop- und Artenschutz zielen auf Stabilität bzw. Statik ab. Die natürliche Vielfalt an Lebensräumen und Arten ist aber – evolutiv – aus einem permanenten Entwicklungsprozeß hervorgegangen. Pflege richtet sich damit nicht nur gegen die natürliche Entwicklung, sie kann auch die Fülle an Sonderstandorten, wie sie über natürliche Sukzessionsvorgänge entstehen, weder in ihrer vollen Bandbreite herstellen noch dauerhaft fixieren (SCHREINER 1982, REMMERT 1985, RAAB 1987, PLÄN 1988, AMMER u. UTSCHIK 1988). Die Sicherung natürlicher Prozesse, das „Laufenlassen" von Sukzessionen wird daher heute – im Rahmen eines dynamischen Naturschutzkonzeptes – vermehrt gefordert (PETERKEN 1981, RIEDERER 1983, MAGERL 1985, RAAB 1987, POPP 1988, PLÄN 1988, BERGWELT 1989, AMMER et al. 1989). Dynamische Konzepte können sowohl gestaltend (Sukzessionsabläufe auf anthropogenen Standorten, z. B. Stauseen) als auch abschirmend-bewahrend sein (natürliche Entwicklung unbeeinflußter Lebensgemeinschaften, z. B.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

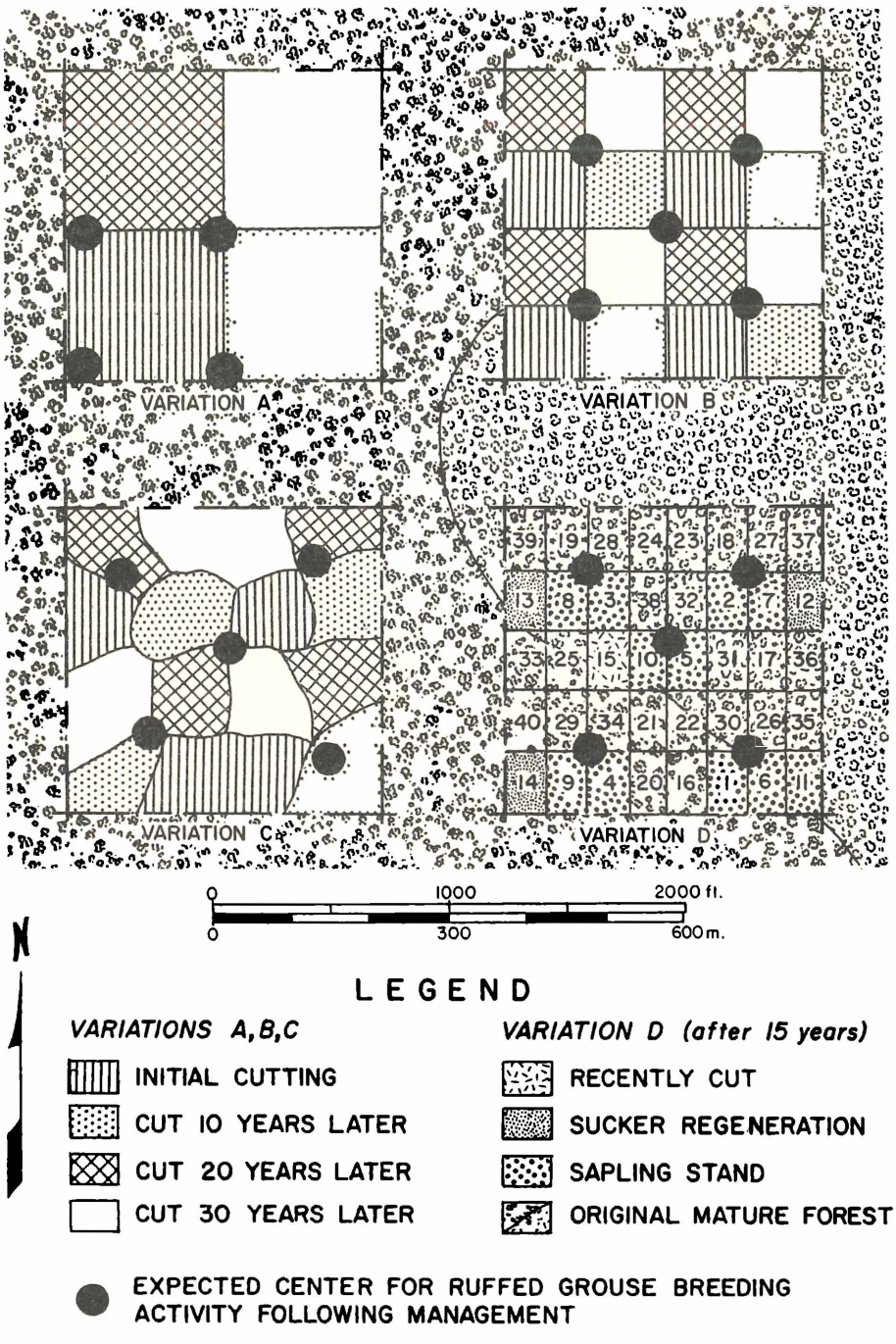

Abbildung 2

Managementplan zur Optimierung der „patchiness" durch raschen Waldumtrieb zur Biotopgestaltung des Kragenhuhns. (Aspenregeneration; aus GULLION 1984).

Nationalparke; SCHERZINGER 1990). Da im allgemeinen selbst Naturschutzgebiete regulär bewirtschaftet werden (ZUKRIGL 1982), sind dynamische Schutzziele auf wenige Sonderflächen beschränkt und z. B. ein Charakteristikum von Nationalparken und Naturwaldreservaten (HEISS 1986, AMMER und UTSCHIK 1988, BIBELRIETHER u. SCHREIBER 1989).

Die Artenschutzpraxis stellt sogenannte „Sukzessionsflächen" auf Abbauflächen, Truppenübungsplätzen, Dammschüttungen, Straßenböschungen oder Brachland der natürlichen Besiedlung zur Verfügung (SCHREINER 1982, RIEDERER 1983, STRUNZ 1988). Im Wald kommt vor allem der sukzessiven Besiedlung von Totholz eine hohe artenschützerische Bedeutung zu (PARKER et al. 1979, SPERBER 1982, SPEIGHT 1986), doch betont AULEN (1982), daß die freie Entfaltung des Waldes grundsätzlich andere Nischen ermöglicht als der gelenkte Forst. Dynamische Artenschutz-Ziele sollten daher auch im Wirtschaftswald weitestmöglich umgesetzt werden (PETERKEN 1981, SPERBER 1983, ARBEITSK. FORSTL. LANDESPFL. 1984, BOHN et al. 1989).

Die forstliche Praxis versucht dies mit Hilfe von „Altholzinseln", kleinen Altholzflächen von 0,5 – 5,0 ha, in denen Bäume ihre natürliche Altersgrenze erreichen dürfen, so daß den Spezialisten für Alt- und Totholz wenigstens punktuell Überlebenschancen bleiben (STEIN 1978, BERCK u. STEIN 1980, PETERKEN 1981, BOHN et al. 1989). In erster Linie profitieren davon große Spechte und andere Höhlenbrüter) sowie Fledermäuse und holzbewohnende Insekten (PAR-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

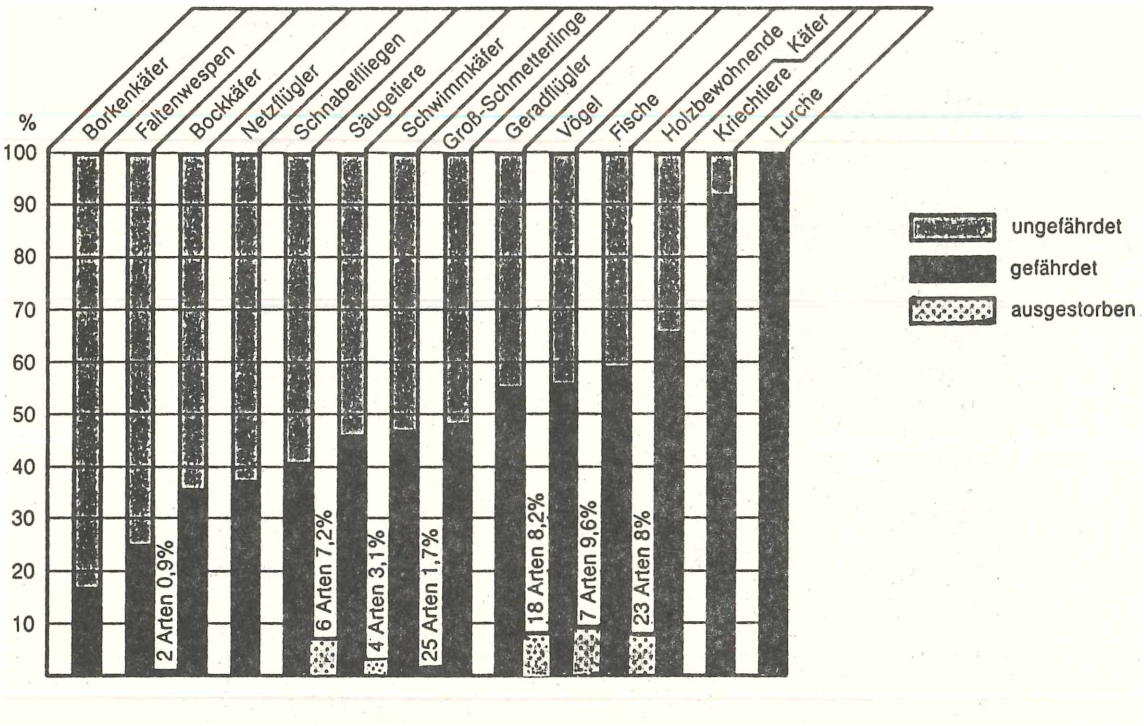

Abbildung 3

Xylobionten zählen zu der am stärksten bedrohten Gilde der Waldfauna. Als Ubiquisten im totholzreichen Naturwald fehlt ihre Nische in der Regel im Wirtschaftswald. Altholzinselprogramme und eine neue „Totholz-Philosophie" sollen dem Artenschutz entgegen kommen. (Beispiel *Fauna austriaca*; aus KATZMANN u. SCHROM 1986).

KER et al. 1979, AULEN 1982, TAAKE 1988, WIESNER 1988, Abb. 3). Doch selbst auf diesen Minimumarealen flammt die Diskussion auf, ob die Dynamik ungesteuerter Entwicklung nicht zeitgerecht abgebrochen werden sollte, solange das Holz noch wirtschaftlich verwertbar sei (vgl. STEIN 1987, AMMER u. UTSCHICK 1988)! Effektiver scheint die Ausweisung von „Naturwaldreservaten", doch wurden diese – unabhängig ihrer faunistischen Bedeutung – ausschließlich nach pflanzensoziologischen Gesichtspunkten begründet und es wird auch hier – wegen der geringen Flächengröße – eine maximale „Stabilisierung" schützenswerter Zustände durch Pflege diskutiert (IUFRO-Kongr./Gmunden 1988).

Hier steht einem dynamischen Naturschutzkonzept im Walde nämlich ein weiteres Mißverständnis im Wege: Aus der relativen Langlebigkeit des Klimax-Stadiums im Urwald wurde nicht nur dessen „Stabilität" und ein Streben aller jüngeren Sukzessionsphasen nach einem Höchstmaß an Stabilität postuliert (UTSCHICK 1982) sondern in der Klimax auch ein Endpunkt der Waldentwicklung gesehen (vgl. REMMERT 1988 b). Daraus resultiert – in breiter Übereinstimmung der Forstwissenschaftler – das Bemühen, den idealen Endzustand auch in gestörten Waldgebieten so schnell als möglich herbeizuführen und ihn so lange als möglich zu halten (z. B. BIBELRIETHER 1975, 1983, SCHEIRING 1986). Diese Zielsetzung wurde selbst im Nationalpark Bayerischer Wald lange Zeit verfolgt (BIBELRIETHER 1983 b), ist dort heute überwunden, liegt aber dem aktuellen Entwicklungsplan für den Nationalpark Berchtesgaden zu Grunde (RALL 1987), obwohl gerade diese Schutzgebietskategorie zur Gänze einer Sicherung natürlicher Dynamik dienen soll (vgl. SCHERZINGER 1990). Da weiters nur das – ökologisch wie ästhetisch bedeutende – Klimax-Stadium als „eigentlicher Urwald" eingestuft wird (REMMERT 1988 a), zielen auch die Bewertungskriterien für die Naturnähe von Wäldern ausschließlich auf diesen Sukzessionstyp ab. – Als wesentliche Urwaldmerkmale gelten daher: hoher Holzvorrat (auch an Totholz), alte und skurrile Einzelbäume, große Altersspanne bei geringem Verjüngungsanteil, hohe Baumartenvielfalt bei maximaler Durchmischung und ein hoher Strukturreichtum durch Stufigkeit und Schichtung (z. B. PETERKEN 1981, UTSCHICK 1982, BIBELRIETHER 1982, 1983, AMMER u. UTSCHICK 1986, 1988, BOHN et al. 1989).

Damit ist einer dynamischen Betrachtung ein Riegel vorgeschoben, da die Potenz jüngerer Waldbestände zur natürlichen Entwicklung nicht im selben Maße bewertet wird. Vielmehr zeigen Präventivpläne, daß katastrophenartige Einschnitte der Waldsukzession – auch in Schutzgebieten – grundsätzlich als widernatürlich bekämpft werden sollten (z. B. Feuer: OTTO 1975, Sturm: ROTTMANN 1986, Insekten: RALL 1987).

In dieser naturschutz-strategischen Fehlentwicklung ist – als Überkompensation – eine streng „puristische" Haltung zur Sicherung unbeeinflußter Walddynamik begründet. Sie sieht das Laufenlassen auto-dynamischer Prozesse – per se – als Maxime des Naturschutzes, unabhängig der qualitativen und quantitativen Veränderungen der Waldbiotope. Da sie aber das Schutzziel auf die Sicherung ökologischer Basisfunktionen des Energieflusses reduziert und die faunistische Vielfalt des Waldes als „entbehrlich" bzw. „unbedeutend" eingestuft (vgl. SCHRÖDER 1983 a, MEISTER, SCHÜTZE u. SPERBER 1984, THIELE 1984) ist sie aus der Sicht der vielfältigen Aufgaben der Schutzgebiete ausgesprochen gefährlich (SCHERZINGER 1990) bzw. für den umfassenden Artenschutz indiskutabel.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Annäherung an ein umfassendes Artenschutzkonzept

Der klassische Artenschutz ist wegen seines statischen Ansatzes zu einseitig, um die umfassenden Aufgaben erfüllen zu können. Erste Ansätze zu einem dynamischen Naturschutzkonzept sind noch sehr unreif und großteils inkonsequent, da sie meist eingleisige Sukzessionsreihen implizieren. Das Mosaik-Zyklus-Konzept versucht erstmals, die gesamte Komplexizität des Naturgeschehens in ein Bild zu setzen, wobei es bisherige Erklärungsmodelle für natürliche Entwicklungsreihen wie Sukzessionsphänomene und patch-Dynamik unschwer integrieren kann. Durch Akzeptanz endogener Steuergrößen der Vegetation geht sie noch einen wesentlichen Schritt weiter, wobei eine strikte Trennung der Steuerung nach endogen/exogen der komplexen Vernetzung sicher nicht gerecht würde. Vielmehr müssen viele Phänomene – wie z. B. Insektenkalamitäten – synergistisch betrachtet werden.
Das Mosaik-Zyklus-Konzept ist ein Theorem mit hoher Relevanz für die Naturschutz- bzw. Artenschutzpraxis. Als neue Gesichtspunkte gegenüber der traditionellen Konzeption von Schutzgebieten sind hervorzuheben:

1. Qualität

Die potentielle Biotopqualität kann als Entwicklungsaspekt mit bewertet werden, so daß eine Schutzgebietsabgrenzung nicht mehr ausschließlich nach dem „status quo" aktuell schutzwürdiger Flächen vorgenommen werden muß (vgl. Kritik bei ZERLE 1989). – Die ökologische Wertanalyse im Nationalpark Bayerischer Wald vergleicht z. B. den aktuellen Waldzustand mit dem Leitbild der Klimaxphase. Die Differenz gilt als Maß an Naturferne. Somit mußt sich die Ausweisung des besonders geschützten „Kernbereichs" auf aktuell „naturnahe" Bestände beschränken (AMMER u. UTSCHIK 1986). Der dynamische Aspekt kam hingegen bei den Planungen für Naturwaldreservate in Hessen und den Nationalpark Hintergebirge/O.Österr. zum Tragen (HEISS 1986, SCHERZINGER, briefl.).

Im Rahmen der Zukunftsvorsorge muß die Biotopsicherung die Schutzgebiete von morgen festlegen (WIESNER 1988). Überalterte Wälder, wie sie uns besonders schützenswert erscheinen, werden zusammenbrechen. Ein Totalverlust an Altholzarten kann dann nur durch langfristige Vorbereitung „nachwachsender" Flächen abgefangen werden. Diese Mobilität von einem biotopgerechten Mosaikstein zum nächsten ist im natürlichen Ablauf vorgesehen (REMMERT 1988 a).

2. Zeit

Die Kontinuität der Biotopmosaike ist begrenzt. Je nach Tempo der sukzessiven Veränderungen ist die artspezifische Eignung von Teilflächen des Gesamtmosaiks nur kurz- (z. B. Rohböden) oder langfristig (z. B. Optimalphase im Bergwald). Entsprechend selten bzw. häufig werden diese Biotoptypen während der Zyklik auftreten (Abb. 4). Ein repräsentatives Angebot an kurzlebigen Standorten benötigt deshalb wesentlich größere Anstrengungen als bei langlebigen Komplexen. MAYER et al. (1979) kalkulierten für die Umtriebszeit eines Zyklus im Bergmischwald (Rothwald/N.Österr.) 500 – 700 Jahre. Addiert man z. B. die Lebensspanne für die Auerhuhn-relevanten Sukzessionsphasen im Urwald (Zerfallsphase, Verjüngungsphase), so kann dieser typische Bewohner lückiger Altbestände bestenfalls 30 % der Gesamtspanne eines Mosaikfeldes nutzen (vgl. SCHERZINGER 1989). Große Pflanzenfresser (Rothirsch, Reh; ursprünglich auch Elch, Auerochse, Tarpan) sind auf die 8 % der Laufzeit von Verjüngungsflächen beschränkt, was bereits ihre Seltenheit im Naturwald beleuchtet (REMMERT 1985, BAUER 1988). Mittelgroßen Spechten hingegen (z. B. Bunt- und Dreizehenspecht) stehen wenigstens 56 % zur Verfügung (Terminal- und Zerfallsphase). Ausgesprochene Waldsteppen-Elemente (z. B. Wendehals, Ziegenmelker, Waldohreule) können bestenfalls das Endstadium der Zerfallsphase (2 – 5 %) nutzen, soweit sie nicht erst im Zuge der Exploitation in den Wald kamen (BAUER 1988). Unklar ist die ursprüngliche Nische des Sperbers, da deckungsreiche Dickungen nur geringen Anteil am natürlichen Zyklus haben (Initialphase 8 %). In jedem Fall entscheidet die Vielzahl gleichzeitig laufender Zyklen und deren räumliche Anordnung über die Migrationsmöglichkeiten bei örtlichem Biotopverlust.
Der Zusammenbruch von Biotoptypen durch Überalterung der Vegetation (endogen), Kalamitäten (endogen und exogen) bzw. katastrophale Sturm- oder Brandereignisse (endogen und/oder exogen) kann als natürliches Ereignis gewertet werden, auf das z. B. Waldsysteme vorbereitet sind – und nicht unbedingt die Rache der Natur an früheren Waldbau-Sünden (vgl. OTTO 1975, HABER 1977, LEIBUNDGUT 1978, ROTTMANN 1986, MAYER 1986, REMMERT 1988 a).
Nach ROTTMANN (1986) werden identische Waldstandorte der BRD etwa alle 30 Jahre von Orkanböen heimgesucht. Die Sturmgefährdung steigt mit dem Baumalter, mit der Baumhöhe und der „Rauhigkeit" des durchbrochenen Kronendaches – alles Merkmale der Reifephase. Im Nationalpark Bayerischer Wald demonstrierte die Ausbreitung der Fichten-Borkenkäfer, daß die Kalamität ab einer bestimmten Populationsdichte – unselektiv – auch naturnahe Mischwälder betrifft (Bericht FORSTL. VERSUCHSANST. BAYER. STAATSFORSTVERW. 1989), die im allgemeinen als resistent gelten (vgl. SCHRÖDER 1983 b). Soweit Katastrophen als natürliches Ereignis auftreten, sind sie Bestandteil natürlicher Prozesse, ihre Bekämpfung oder Verhinderung stellte sich daher gegen den Naturablauf bzw. ein dynamisches Naturschutzkonzept (REMMERT 1987, SCHERZINGER 1990). (Die Verhinderung von Waldbränden hat z. B. in Amerika zu „unnatürlich" alten Waldgesellschaften geführt; GULLION 1984). In wirklicher Konsequenz kam dieses Schutzprinzip bisher nur im Nationalpark Bayerischer Wald zur Realisierung (BIBELRIETHER u. SCHREIBER 1989).

3. Raum

Die Flächengröße der Biotopmosaike hängt von den Störungsfaktoren, den Standortsbedingungen und der Waldgesellschaft ab. Allgemein sind im monotonen Nadelwald der Subalpinstufe großflächig-gleichförmige Bestände zu erwarten, die über Katastrophen zur Verjüngung gebracht werden (patches bis zu 100 km^2 groß; REMMERT 1987, 1988 a). Flächige Zusammenbrüche sind im einschichtigen, artenarmen Nadelforst die Regel, wobei standortfremde Monokulturen (Fichte, Kiefer) besonders gefährdet sind (OTTO 1975, ROTTMANN 1986). Im montanen Mischwald sind hingegen flächige Zusammenbrüche die Ausnahme (MEISTER, SCHÜTZE u. SPERBER 1984, SCHEIRING 1986). Die Regenerationsflächen betragen im naturnah-gestuften Klimaxwald höchstens

FF	V	DICKUNGSP.	SCHLU.	OPTIMALPHASE	PLENTERPHASE "KLIMAX"	ZERFALLSPHASE	ZUSAM.B.	F/V
(2)	2	10 %	5 %	20 %	33 %	22 %	8 %	=600 J
		Haselhuhn Sperber	Buntsp. (Sperb)	Buntspecht Dreizehenspecht Habicht Zwergschnäpper (Schwarzspecht) (Hohltaube)	Buntspecht Dreizehenspecht Weißrückenspecht Schwarzspecht Hohltaube Rauhfußkauz Habicht Trauerschnäpper (Sperlingskauz) (Auerhuhn) (Haselhuhn)	Buntspecht Dreizehenspecht Weißrückenspecht Schwarzspecht Hohltaube Rauhfußkauz Sperlingskauz Waldkauz Habicht Schreiadler Gartenrotschwanz Trauerschnäpper Baumpieper (Grauspecht)	Buntspecht Dreizehensp. Schwarzsp. Grauspecht Grünspecht Wendehals Waldkauz Habichtskauz Waldohreule Mäusebussard Wespenbuss. Haselhuhn Auerhuhn Baumpieper Heidelerche	

Abbildung 4

Lebensdauer und Biotopqualität der Sukzessionsphasen des natürlichen Waldes sind außerordentlich verschieden. Die faunistisch besonders wertvollen Phasen des reifen und sich auflösenden Waldbestandes beherbergen das Gros bedrohter Altholzspezialisten. Die übliche Umtriebszeit von 120 – 140 Jahren schließt sie weitgehend aus. (Zeitangaben in Anlehnung an MAYER et al. 1979).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

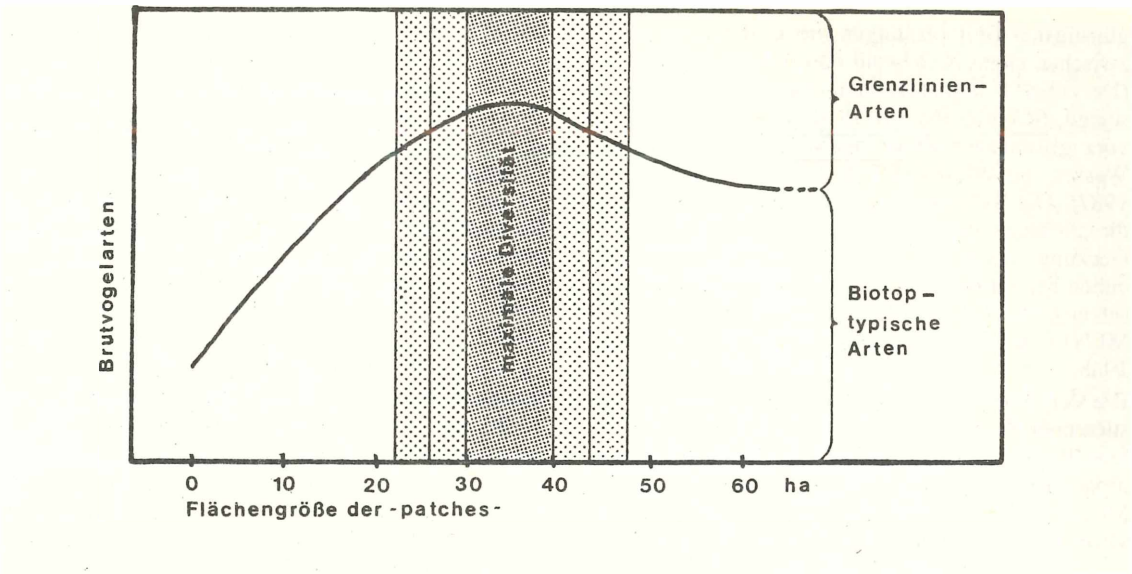

Abbildung 5

Flächengröße und Grenzlinieneffekt steuern die zoologische Artenvielfalt auf den Mosaikflächen des Waldes („patches") **in gegenläufiger Wirkung.** Das relative Optimum liegt im Nadelmischwald z. B. bei 34 ha (Blue Mountains; aus PARKER et al. 1979).

eine Baumlänge im Durchmesser (= 0,2 – 0,3 ha), BIBELRIETHER 1982; ca. 1 ha im Tropenwald, REMMERT 1988 a).

Die Flächenproportionen im Mosaik sind für die faunistische Potenz eines Waldgebietes von großer Bedeutung. Wegen der engen Bindung der meisten Tierarten an ganz bestimmte Strukturmerkmale bzw. Reifestadien der Sukzession (PARKER et al. 1979) fungiert eine abgegrenzte Mosaikfläche wie ein isoliertes Biotopstück. Demnach gelten für jedes Mosaiksteinchen die Beziehungen der Arten-Areal-Kurve (REICHHOLF 1980, vgl. RINGLER 1981): Je größer die Fläche, desto eher kann sie auch spezialisierte und große Tierarten tragen (z. B. Schwarzstorch, Auerhuhn, Schreiadler, Habichtskauz, Weißrückenspecht im Bayerischen Wald; SCHERZINGER 1986, vgl. WASNER 1983). Für den Auwald am Unteren Inn kalkulierte REICHHOLF (1986) eine kritische Größe von 80 ha für isolierte Waldparzellen. Dort kann der Artenverlust durch Fragmentierung selbst bei guter Vernetzung der Teilflächen bis zu 80 % ausmachen! SCHREINER (1987) empfiehlt daher 200 ha als Richtwert für Schutzgebiete (vgl. 50 ha für Naturwaldreservate und 10 000 ha für Waldnationalparke bei BOHN et al. 1989).

Die Wirkung der Wald-Fragmentierung ist neuerdings – speziell für die Großkahlschlaggebiete Skandinaviens – gut belegt: Unzerschnittene Waldgebiete sind reicher an Großvögeln, in stark zerteilten Waldflächen verschwinden die typischen Altholzarten – trotz örtlich gleichbleibender Biotopqualität – (in der Reihenfolge: Greifvögel, Eulen, Auerhuhn, Spechte, Braunbär, Luchs), die Ubiquisten nehmen dafür zu (Review in ANDREN 1986). Die Erschließung bisher unzerschnittener Urwaldgebiete an der amerikanischen Westküste erhöhte das Aussterberisiko für den Fleckenkauz *(Strix occidentalis)* derart, daß als Schutzmaßnahme die Sicherung von jeweils 10 km^2 unzerteilter Urwalfläche pro Beobachtungspunkt diskutiert wird (GUTIERREZ u. CAREY 1985, MÜLLER-SCHICK 1989).

Grenzen sehr unterschiedlich geformte „patches" aneinander, können entlang solcher Grenzlinien Tierarten siedeln, die gleichzeitig sehr verschiedene Vegetationstypen nebeneinander benötigen (Abb. 2). Für das Auerhuhn gilt z. B. eine klare Korrelation zwischen Grenzlinienreichtum pro Fläche und Siedlungsdichte (KLAUS u. BOOK 1988). Der „edge-effect" steigert Diversität und Abundanz der Waldfauna (GOSSOW 1976), gleichzeitig allerdings auch das Risiko der Predation (GULLION 1984). Kleine Waldabteilungen können von Beutegreifern wirksam durchsucht werden, weshalb der Feinddruck im stark fragmentierten Wald unverhältnismäßig hoch ist (Eindringen von Rabenvögeln, Effektivität des Habichts; vgl. ANDREN u. ANGELSTAM 1985). Die positiven Effekte von Wald-Flächengröße und Grenzlinien im Wald schließen einander gegenseitig aus. Das relative Optimum liegt nach PARKER et al. (1979) bei patches mit durchschnittlich 34 ha (Abb. 5). Bei sehr kleinen patches in enger Verzahnung, wie sie für die Klimax-Phase im Bergmischwald typisch ist, fällt nicht nur der Inseleffekt weg, sondern wirkt sich der kleinräumige Reichtum unterschiedlichsten Strukturangebotes sehr positiv auf die Artenvielfalt aus (Effekt der „patchiness").

Eine Bestandserhebung von Brutvögeln in den Urwaldreservaten des Bayerischen Waldes weist die sehr alten, durch Plenterstruktur oder beginnenden Zerfall reich gestuften patches im Bergmischwald als besonders artenreich aus (22 Vogelarten auf 0,25 ha Rasterflächen; SCHERZINGER 1986). Das unmittelbare Nebeneinander sehr verschieden reifer patches erlaubt eine Fülle an „Nischen", wobei selbst konträre Ansprüche (z. B. Höhlenbrüter – Buschbrüter, Stammabsucher – Wartenjäger) auf identischer Fläche befriedigt werden können (SCHERZINGER 1989).

Damit gewinnt auch die räumliche Zuordnung der Einzelflächen des Mosaiks an Bedeutung für die Artensicherung, gelten ja gerade jene Tierarten, die eine Vielfalt unterschiedlicher Biotopelemente auf engem Raum benötigen, als Problemarten im Naturschutz (REMMERT 1988 a). So benötigt der Schwarzspecht im Bergmischwald – als klassische Leitfigur für den Artenschutz im Wald – einerseits alte Buchen zum Höhlenbau, andererseits Nadelwälder mit sonnigen Freiflächen zur Ameisenjagd (z. B. SCHERZINGER 1981). Entsprechend findet auch der Sperlingskauz die

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

günstigsten Biotopbedingungen an der Schnittstelle zwischen altem Nadelwald (Bruthöhle), Stangenholz (Deckung/Schlafplatz) und offenen Freiflächen (Mäusejagd; SCHERZINGER 1970, 1974). Der Uhu bevorzugt hingegen Kreuzungspunkte von Wald, Fels, Wasser und Wiesen (FREY 1973, SCHERZINGER 1987). Die Biotopqualität für Waldhühner ist durch die „Strategie der kurzen Wege" bestimmt, die gute Deckung, weite Sicht, besonnten Waldboden mit Vaccinien bei geringer Waldverjüngung etc. zur Voraussetzung hat (MÜLLER 1974, SCHRÖDER, ZEIMENTZ u. FELDNER 1981, KLAUS u. BOOK 1988).

Die Verschneidung des zeitlichen Ablaufs parallel existierender Zyklen und die räumliche Gliederung der jeweiligen Einzelflächen bestimmt letztlich die Biotopqualität für die Lebensgemeinschaft im Gesamt-Mosaik. Diese Sichtweise verlangt völlig neue Ansätze an ein Artenschutzkonzept.

4. Zyklus

Mit der sukzessiven Änderung von Strukturen, Vegetation, Mikroklima etc. auf der Einzelfläche geht auch ein permanenter „turnover" in der Fauna vor sich (z. B. PARKER et al. 1979, REMMERT 1988 a). Die natürliche Dynamik stößt also immer wieder bereits etablierte Arten ab; die Entwicklungsprozesse gefährden damit laufend andere Artengruppen (RINGLER 1981). Herkömmliche Artenschutzvorstellungen, die fest umschriebene Örtlichkeiten zur Lebensraumsicherung bedrohter Arten heranziehen, lassen sich daher mit dynamischen Schutzkonzepten nicht vereinbaren – hier ist alles im Fluß, die Entwicklung mehr schlecht als recht voraussagbar (Abb. 6). Artenschutz unter dem Aspekt des Mosaik-Zyklus-Konzept kann daher nicht mit kleinen und isolierten Einzelflächen operieren, wie das unser gegenwärtiges Schutzgebietssystem vorsieht. Die schützenswerten Arten wären nur zu rasch verschwunden, die weitere Besiedlungssukzession durch die umliegende Nutz- und Industrielandschaft aber blockiert. Schutzgebiete, die der Sicherung natürlicher Prozesse dienen – wie etwa Nationalparke – müssen daher sehr großflächig konzipiert werden und ausreichend Einzelflächen im Verbund heranziehen, um – innerhalb eines Gesamtmosaiks – jeweils den kompletten Zyklus repräsent zu halten (PARKER et al. 1979, REMMERT 1987, 1988 a, WIESNER 1988, AMMER u. UTSCHICK 1988).

Die Größe solcher Schutzgebiete läßt sich aus der Dimension der einzelnen Mosaiksteinchen, der Laufzeit der einzelnen Sukzessionsphasen und der Gesamtdauer des standortstypischen Zyklus grob kalkulieren. So erlaubt z. B. die hohe Dichte kleiner „patches" im Bergmischwald die Beschränkung auf 120 – 200 ha pro Naturwaldschutzgebiet (derzeit werden für Naturwaldreservate in Bayern durchschnittlich 30 ha; BERGWELT 1989; im Bundesdurchschnitt aber lediglich 2 – 5 ha ausgeschieden! ARBEITSK. FORSTL. LANDESPFL. 1984). Im artenarmen Nadelwald der Subalpinstufe wird das Minimumareal bei etwa 100 km² liegen (vgl. REMMERT 1987). Für den zoologischen Artenschutz werden aber wegen des Raumbedarfs der höheren Tiere, deren Populationen in weitgehend isolierten Schutzgebieten stets über der kritischen Dichte liegen sollten, wesentlich größere Flächen bzw. Verbundsysteme benötigt (vgl. ANDREN 1986).

Hier liegen bisher nur wenige Erfahrungen vor: Im Nationalpark Bayerischer Wald riß ein Sturmereignis 1983 eine große Zahl von Lichtungen und Schneisen in den Bergwald. Der Flächenverlust war mit rund 95 ha für die Altholzfauna sicher geringer anzusehen als der Gewinn durch Freiflächen, Grenzlinien und Totholz. Seit 1986 breitet sich – vom Sturmholz ausgehend – eine Borkenkäferkalamität aus, der Fichtenbestände über etwa 60-Jahre-Alter auf mindestens weiteren 185 ha zum Opfer fielen (Ber. FORSTL. VERSUCHSANST. BAYR. STAATSF. VERW. 1989). Dieses Naturereignis reduzierte das Biotopangebot für Altholzbewohner im Nationalpark um wenigstens 30 %, da eine große Zahl von Überhältern, Altholzinseln und isolierten Altbeständen davon betroffen war. (Die Größe dieser Reliktbiotope war für Auerhühner bereits an der untersten Toleranzgrenze, für den Schwarzspecht noch nutzbar). Bei der ohnehin geringen Siedlungsdichte vieler Bergwaldtiere führt derartiger Biotopverlust an die kritische Dichte. Nach einer – vorläufigen – Kalkulation würde ein Verzicht auf Ausgleichsmaßnahmen im Nationalparkvorfeld zur Stützung bedrohter Arten den Verlust von 25 % der aktuellen, bzw. 40 % der potentiellen Wirbeltierfauna riskieren (SCHERZINGER 1989, 1990)! Die Nationalpark-Fläche von 130 km² müßte deshalb auf wenigstens 600 – 800 km² erweitert werden, um dem Artenschutzauftrag unter natürlichen Entwicklungsbedingungen des Bergwaldes gerecht werden zu können!

Das Mosaik-Zyklus-Konzept als Baustein der Naturschutz-Strategie

Natur- und Artenschutz sind als Gegengewicht zu Natur- und Artenverbrauch durch Landnutzung entstanden. Die gegenwärtigen Schutzkonzeptionen können das wachsende Gefährdungspotential nicht mehr kompensieren, selbst wenn die Zahl an Schutzgebieten angehoben würde. Die statisch orientierten Konzepte verlangen steigende Investitionen für Pflege und Gestaltung von Biotopen, und bleiben doch ein steter Kampf gegen die Natur. Naturschutz, der ausschließlich auf Management beruht, wird unglaubwürdig (PLÄN 1988). Die Erwartungen an ein dynamisch orientiertes Konzept – als naturadäquat – sind groß, doch fehlen ökologische Basiskenntnisse über natürliche Prozesse weitgehend! Hier wird ein praxisorientierter Wissenschaftszweig aus Ökologie, Ethologie, Genetik und Populationsbiologie etc. zur Voraussetzung, da der bisherige Naturschutzschwerpunkt in der Landschaftspflege dem Dynamik-Konzept nicht gerecht werden kann.

Das Mosaik-Zyklus-Konzept zeigt vorläufige Konsequenzen für eine zukünftige Artenschutzpolitik auf. Zum einen macht es deutlich, warum unser „Sparprogramm" im Flächenschutz so wenig zur Artensicherung beitragen konnte. Die eindrucksvolle Palette notwendiger Biotoptypen – für Auerhühner, Schwalbenschwanz oder Flußkrebs – kann auf nur 1 % der Landesfläche nicht repräsentiert werden. Die natürliche Dynamik widersetzt sich noch dazu häufig der Stabilisierung von Biotopen durch Pflege (vgl. HEYDEMANN 1980), außerdem lähmt in den meisten Naturschutzgebieten ein Kompromiß mit Land- und Forstwirtschaft, Jagd, Fischerei und Tourismus den eigentlichen Schutzzweck (BERTHOLD, QUERNER u. WINKLER 1988).

Zum anderen wurde klargelegt, daß natürliche Prozesse – für sich – bereits schutzwürdig sind und darüber

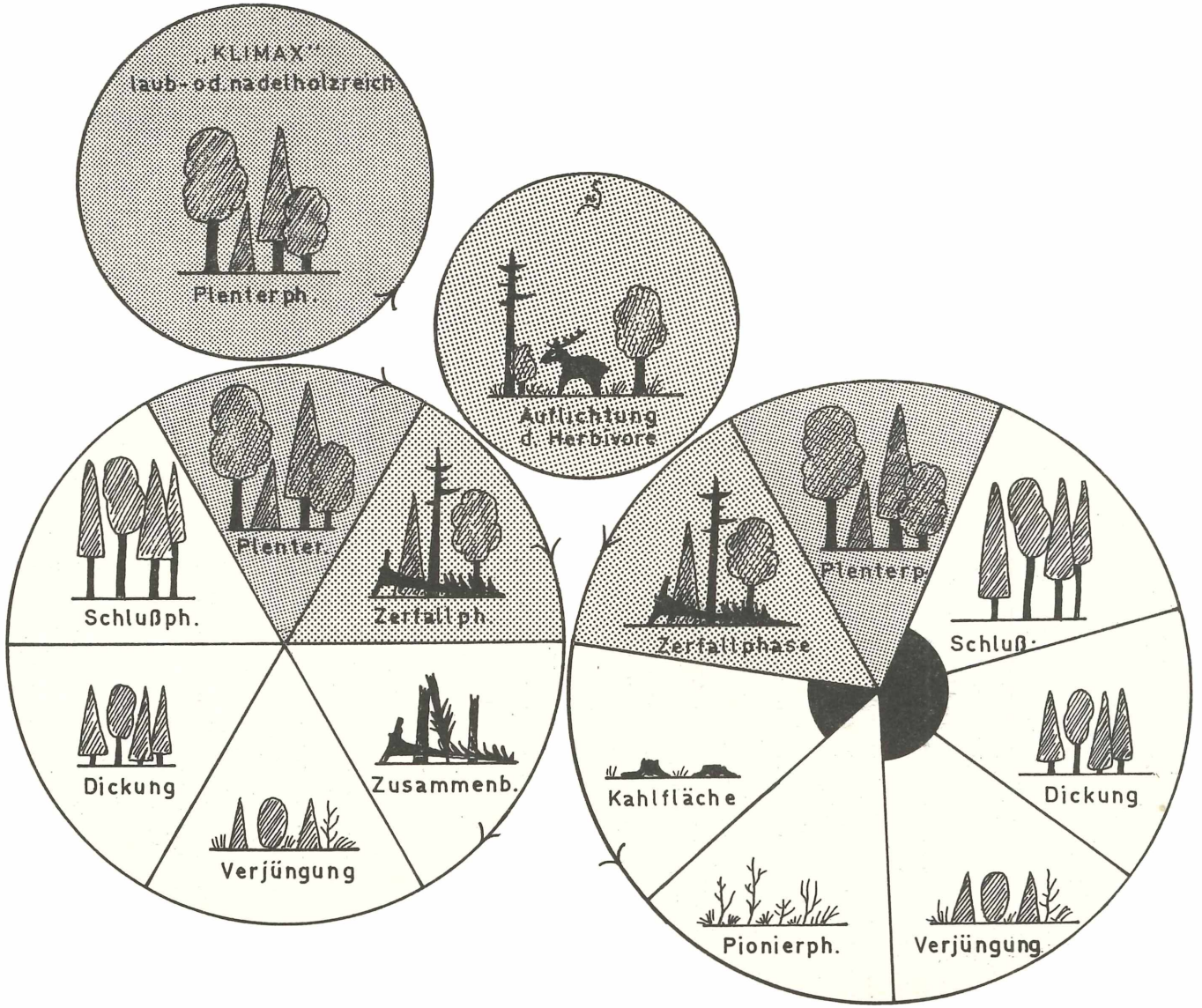

Abbildung 6

Nach der Mosaik-Zyklus-Theorie wird die Waldentwicklung sowohl durch innere (z. B. Altersgrenze der Bäume, Nährstoffauslaugung, gegenseitig Wuchshemmung) **als auch äußere Faktoren** (Feuer, Sturm, Überschwemmung) **gesteuert.** Der Weg des Zyklus ist daher vielfältig und nicht vorhersagbar. Überalterung, Sturm und Insektenkalamitäten beenden die Bewaldungsphase im natürlichen Zyklus mit Zusammenbruch, während Kahlflächen am ehesten bei Waldbränden entstehen. (Hervorhebung der faunistisch bedeutenden Phasen durch Punktraster, im Wirtschaftswald repräsentierte Sektoren schwarz markiert; aus SCHERZINGER 1989).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

hinaus eine Fülle von Sonderbiotopen erbringen, die über Pflegemaßnahmen nicht bereitgestellt werden können. Die Sicherung ganzer Sukzessions-Zyklen über große Flächenmosaike wird nur in wenigen Großschutzgebieten möglich sein. Bisher sind aber selbst Nationalparke in Deutschland zu klein, um ihren vollwertigen Beitrag zur Artensicherung zu leisten.
Die Propagierung dynamischer Schutzkonzepte im Gegensatz zur statischen Betrachtung des klassischen Naturschutzes sollte nicht zur Polarisierung von Alternativen führen (vgl. ZERLE 1989). Vielmehr werden wir ein pluralistisches System unterschiedlichster Strategien zur Sicherung der Artenvielfalt benötigen:
Vorstellbar ist ein komplexes Verbundsystem aus Schutzgebieten, die der Sicherung natürlicher Entwicklungen dienen. Diese müßten zur Abpufferung drastischer Biotopveränderungen – über ein Zonierungskonzept – mit Managementflächen verbunden sein, die ausschließlich der Sicherung seltener Biotope als Artenschutzmaßnahme dienen (vgl. SCHERZINGER 1990). Benötigt wird demnach ein Netzwerk aus Schutzgebieten, Trittsteinen und Korridoren mit großen „Dynamikflächen" und entsprechenden „Stabilisierungsflächen" dazwischen (vgl. HEYDEMANN 1986, REICHHOLF 1987, BOHN et al. 1989, AMMER et al. 1989). Nach groben Kalkulationen werden z. B. etwa 5 % der Fläche Bayerns für Naturschutzgebiete (SCHREINER 1987) und wenigstens 10 % der Landesfläche zur Sicherung der heutigen Artenvielfalt benötigt (DAHL 1980, MAGERL 1985). Diese Marke muß weiterhin angestrebt werden, beträgt z. B. die Fläche aller Schutzgebiete Bayerns nur 120 000 ha (1986) im Vergleich zu 530 000 ha an überbauter Fläche (Straßen, Gebäude; = 7,5 %; Pressemeldung BAYER. STAATSMIN. UMWELTFRAGEN, Südd. Zeitung vom 3.1.1990). Keinesfalls kann dabei auf das bisherige Instrumentarium der Artenschutzförderung auf Landwirtschaftsflächen („Extensivierung"), im Forst („Altholzinseln", naturgemäßer Waldbau) oder in den Gemeinden („Naturgarten", Brache) verzichtet werden (vgl. BERTHOLD, QUERNER u. WINKLER 1988, BOHN et al. 1989).
Das Mosaik-Zyklus-Konzept ist also keine Alternative zum herkömmlichen Naturschutz, sondern eine wesentliche Erweiterung, da in einem zukünftigen Artensicherungsprogramm Statik und Dynamik der faunistischen Besiedlung einander wirksam ergänzen müssen.

Zusammenfassung

Artenschutz zielt auf die Erhaltung des gesamten Artengefüges einer Region ab. Der klassische Biotop- und Artenschutz bemüht sich, besonders günstige Entwicklungsstadien der Biotope durch Lenkung und Pflege zu stabilisieren. Im Naturgeschehen gibt es aber keine Zustände und keine Stabilität. Naturschutz auf der Basis wissenschaftlicher Ökologie muß die natürliche Dynamik implizieren.
Die Vielfalt an Biotopen und Sonderstandorten, wie sie zur Sicherung ursprünglicher, kulturfolgender und rein anthropogener Artengemeinschaften Voraussetzung ist, kann außerdem über Biotoppflege allein nicht erreicht werden. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten sind auf junge, kurzlebige oder sehr alte, ausgereifte Sukzessionsstadien der Vegetation angewiesen, die nur im Rahmen natürlicher Prozesse entstehen.
Das Mosaik-Zyklus-Konzept beschreibt den sukzessiven Wechsel der Biotopbedingungen auf identischer Fläche, die langfristig zur Ausgangssituation zurückkehren, wobei adäquate Zyklen auf benachbarten Flächen phasenverschoben und asynchron ablaufen. Es stellt wesentliche Gesichtspunkte für die Artenschutzpraxis heraus:
Die Flächensicherung darf nicht auf aktuell schutzwürdige Gebiete beschränkt bleiben, sondern muß die Entwicklungs-Potenz zukunftsträchtiger Areale mit bewerten. Die Lebensdauer einzelner Sukzessionstypen ist begrenzt. Eine flächenbezogene Festschreibung von Artenschutzzielen ist daher langfristig nicht möglich. Der „Zusammenbruch" von Lebensgemeinschaften ist natürlich. Er bedeutet nicht das Endstadium der Entwicklung sondern eine Zwischenphase des Gesamtzyklus. Sogenannte „Katastrophen" sollten daher in Schutzgebieten weder verhindert noch bekämpft werden.
Die Flächenproportionen benachbarter Biotoptypen entscheiden über Dispersionsmöglichkeiten innerhalb des Gesamtmosaiks und die Arten-Diversität (patchiness, Grenzlinien, Arten-Areal-Beziehung). Der Zyklus verursacht einen permanenten Arten-turnover, der in isolierten Flächen zum Artenverlust führt, da die Neubesiedlung blockiert ist. Schutzgebiete, die der Sicherung dynamischer Naturereignisse gewidmet sind, müssen daher sowohl sehr groß sein, als auch eine maximale Anzahl von patches in verschiedener Sukzessionsphase beinhalten, damit der gesamte Zyklus erfaßt wird.
Eine Naturschutz-Strategie kann nicht im fortgesetzten Kampf gegen die natürlichen Prozesse verharren, sie muß dieser Dynamik folgen. Ein zukünftiges Konzept ist als komplexes Verbundsystem von „Dynamikflächen" und „Stabilisierungsflächen" vorstellbar. Das Mosaik-Zyklus-Konzept bietet keine Alternative zum herkömmlichen Naturschutz, es zeigt wesentliche Ergänzungen auf.

Literatur

AMMER, U., MICKSCH, J. u. PLOCHMANN, R. (1989): Naturschutz und Forstwirtschaft – Versuch einer Bilanz der Tagung der Evangelischen Akademie in Tutzing. – Forstwiss. Centralbl. 108: 343 – 349.

ANDREN, H. u. ANGELSTAM, P. (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. – Oikos 45: 273 – 277.

ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1984): Biotop-Pflege im Wald. – Kilda/Greven: 230 S.

ASCH, TH. u. MÜLLER, G. (1989): Haselwild in Baden Württemberg. – Schutzgem. Dtsch. Wald/Stuttgart: 71 S.

AULEN, G. (1982): The importance of natural forest for the Swedish fauna. IUFRO Tagung/Wien: 8 MS.

BAUER, K. (1988): Natur- und Wirtschaftswald. In: SPITZENBERGER, F.: Artenschutz in Österreich. Österr. Bundesmin. Umwelt, Jugend u. Familie/Grüne Reihe Bd. 8: 19 – 41.

BECK, P. (1986): Der Mittelwald – ein räumliches Mosaik verschiedener Ökosysteme. – Allg. Forst Z. 47: 1170 – 1171.

BERCK, K. H. u. STEIN, J. (1980): Was erwarten die privaten Naturschutzverbände von der Forstverwaltung des Landes Hessen?. – Vogel u. Umwelt 1: 59 – 69.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

BERGWELT, R. (1989):
Naturschutz und Forstwirtschaft aus der Sicht der obersten Naturschutzbehörde. – Forstwiss. Centralbl. 108: 310 – 318.

BERNADOTTE, L. (1977):
Wald und Wild. – Schriftenr. Dtsch. Rat f. Landespflege 27: 409 – 415.

BIBELRIETHER, H. (1975):
Stabile, gesunde Wälder – eine Forderung der Umweltvorsorge. – Unser Wald 75/5: 4 – 6.

—— (1983):
Wald und Naturschutz. In: STERN, H., BIBELRIETHER, H., PLOCHMANN, R., SCHRÖDER, W. u. SCHULZ, H.: Rettet den Wald. – Heyne/München: 444 S.

BIBELRIETHER, H. u. SCHREIBER, R. (1989):
Die Nationalparke Europas. – Süddeutscher Verlag/München: 240 S.

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. u. SUKOPP, H. (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Kilda/Greven.

BOHN, U., BÜRGER, K. u. MADER, H. J. (1989):
Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege. – Natur u. Landschaft 64/9, Beilage: 16 S.

BURSCHEL, P. (1977):
Wald und Wild aus der Sicht des Waldbaus. In: STERN, H., BIBELRIETHER, H., PLOCHMANN, R., SCHRÖDER, W. u. SCHULZ, H.: Rettet den Wald. – Heyne/München: 444 S.

DAHL, J. (1980):
Grundüberlegungen zu Artenschutz und Eingriffsregelung. In: ABN: Grundlagen und Bedingungen für den Artenschutz. – Jahrb. Natursch. Landschaftspfl. 30: 175 S.

ELLENBERG, H. (1981):
Was ist ein Bioindikator?. – Ökol. Vögel 3/Sonderh.: 83 – 99.

FRANK, F. (1986):
Der Mythos vom Gleichgewicht in der Natur. – Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 26: 41 – 56.

FREY, H. (1973):
Zur Ökologie Niederösterreichischer Uhupopulationen. – Egretta 16: 1 – 68.

GOSSOW, H. (1976):
Wildökologie. – BLV/München: 316 S.

GULLION, G. (1984):
Managing northern forest. – Minnesota Agric. Exper. Station/St. Paul, Misceöll. J. Ser. 13/442: 72 S.

GUTIERREZ, R. u. CAREY, A. (1985):
Ecology and management of the Spotted Owl in the Pacific Northwest. USDA Forest Service Gen. Techn. Rep. PNW 185: 118 S.

HABER, W. (1977):
Die Bedeutung des Waldes aus gesamtökologischer Sicht. – Schriftenr. Dtsch. Rat f. Landespflege 27: 422 – 118.

HEISS, G. (1986):
Stichpunktartige Beschreibung und Beurteilung potentieller Waldschutzgebiete im Bundesland Hessen. Gutachten/ 21 MS.

HEYDEMANN, B. (1980):
Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen und Notwendigkeiten ihres Schutzes. In: ABN: Grundlagen und Bedingungen für den Artenschutz. – Jahrb. Natursch. Landschaftspfl. 30: 15 – 90.

—— (1986):
Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. Sympos. – Laufener Sem.beitr. 10/86, 9 – 18; Akadem. Natursch. Landschaftspfl./Laufen.

KLAUS, S. u. BOOK, W. (1988):
Pflegemaßnahmen im Wald unter besonderer Berücksichtigung des Auerhuhnes *(Tetrao urogallus)*. – Veröff. Mus. Gera, Naturwiss. Reihe 15: 28 – 31.

LEIBUNDGUT, H. (1978):
Die Waldpflege. – Haupt/Bern Stuttgart: 204.

—— (1978):
Über die Dynamik europäischer Urwälder. – Allg. Forst Z./ München 78: 686 – 690.

—— (1982):
Europäische Urwälder der Bergstufe. – Haupt/Bern: 308 S.

MAGERL (1985):
Artenschutzkonzept des Bundes Naturschutz in Bayern. Grundsatzpapier; 19 S.

MAYER, H. (1986):
Europäische Urwälder. – Fischer/Stuttgart: 385 S.

MEISTER, G., SCHÜTZE, CH. u. SPERBER, G. (1984):
Die Lage des Waldes. GEO Gruner u. Jahr/Hamburg: 351 S.

MÜLLER, F. (1974):
Territorialverhalten und Siedlungsdichte einer mitteleuropäischen Population des Auerhuhns *Tetrao urogallus major* C. L. BREHM. – Diss. Univ. Marburg: 305 S.

MÜLLER-SCHICK, A. (1989):
David gegen Goliath. Ein Kauz bringt Amerikas Förster in Bedrängnis. – Nationalpark 15/65: 17 – 19.

OTTO, F. (1975):
Waldbrand-Vorbeugung und Bekämpfung. – Kuratorium Waldarb. u. Forsttech./Buchschlag, Mitt. 17: 37 S.

PARKER, L., MOWREY, R., HANSEN, G. u. BELL, B. (1979):
Wildlife habitats in managed forests – the Blue Mountains of Oregon and Washington. US Dep. Agric. Forest Service, Agric. Handbook 553: 512 S.

PETERKEN, G. (1981):
Woodland conservation and management. – Chapman u. Hall/ London, New York: 328 S.

PICKETT, S. u. WHITE, P. (1985):
The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press. Inc.: 472 S.

POPP, D. (1988):
Neue Wege im Naturschutz. – Nationalpark 15: 46 – 48.

—— (1989):
Ansprüche an die Waldwirtschaft aus der Sicht des Naturschutzes. – Forstwiss. Centralbl. 108: 319 – 326.

RAAB, B. (1987):
Leitfaden und Hinweise zur Pflege von LBV-Grundstücken. – Landesbund für Vogelschutz Info.: 12 S.

RALL, H. (1987):
In: BAYER. OBERFORSTDIREKTION MÜNCHEN: Nationalpark Berchtesgaden/Waldinventur und Waldpflegeplanung 1983, 1986; Textteil: 119 S.

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

—— (1986):
Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? – Akadem. Natursch. Landschaftspfl./Laufen; Laufener Sem.beitr. 10/86: 19 – 24.

—— (1987):
Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungsdistanzen. – Forschungs. Sitzungsber. Akad. Raumf. Landespl. 165: 291 – 309.

REMMERT, H. (1985):
Was geschieht im Klimax Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. – Naturwiss. 72: 505 – 512.

—— (1987):
Natural successions – an important goal of nature conservation. – Council of Europe/Strasbourg Environm. encount. ser. 3: 27 – 28.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

—— (1988 a):
Gleichgewicht durch Katastrophen. – Aus Forschung und Medizin/Schering 88: 7 – 17.

—— (1988 b):
Naturschutz. – Springer/Berlin/Heidelberg: 202.

RINGLER, A. (1981):
Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. – Natur u. Landschaft 56/2: 39 – 45.

ROTTMANN, M. (1986):
Wind- und Sturmschäden im Wald. – Sauerländer/Frankfurt: 128 S.

SANDER, R. (1980):
Die Weltstrategie für die Erhaltung der Natur. In: ABN: Grundlagen und Bedingungen für den Artenschutz. – Jahrb. Natursch. Landschaftspfl. 30: 175 S.

SCHEIRING, H. (1986):
Wunder Wald. In: KATZMANN, W. u. SCHROM, W.: Umweltreport Österreich. Kremayr u. Scheriau/Wien: 255 – 281.

SCHERZINGER, W. (1970):
Zum Aktionssystem des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum* L.). Zoologica 41/118.

—— (1974):
Zur Ökologie des Sperlingskauzes im Nationalpark Bayerischer Wald. – Anz. orn. Ges. Bayern 13: 121 – 156.

—— (1981):
Zur Verbreitung des Schwarzspechts *(Dryocopus martius)* im Nationalpark Bayerischer Wald. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Baden Württemberg 20: 51 – 67.

—— (1986):
Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. – Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF 12: 188 S.

—— (1987):
Der Uhu *Bubo bubo* im Inneren Bayerischen Wald. – Anz. orn. Ges. Bayern 26: 1 – 51.

—— (1989):
Biotopansprüche bedrohter Waldvogelarten und ihre Eingliederung in die Waldsukzession. – Stapfia/Linz 20: 81 – 100.

—— (1990):
Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. – Natur u. Landschaft (im Druck).

SCHMIDT FASEL, S. (1987):
Schutz und Verbreitung des Haselhuhnes – *Bonasa bonasia* im Länderdreieck Rheinland Pfalz, Hessen und Nordrhein-Westfalen. Festschr. Staatl. Vogelschutzwarte / Frankfurt: 42 – 60.

SCHREINER, J. (1982):
Rekultivierung von Abbauflächen unter ökologischen Gesichtspunkten. – Natursch. u. Naturparke 107: 41 – 50.

—— (1987):
Der Flächenanspruch im Naturschutz. – Akad. Natursch. Landschaftspfl./Laufen; Ber. ANL 11: 209 – 224.

SCHREMPF, W. (1978):
Analyse der Verjüngung im Fichten-Tannen-Buchen-Urwald Rothwald in Niederösterreich. – Centralbl. ges. Forstwesen/Wien 95: 217 – 245.

SCHRÖDER, W., ZEIMENTZ, K. u. FELDNER, R. (1981):
Das Auerhuhn in Bayern. – Bayer. Landesamt Umweltsch. Schriftenr. 49: 103 S.

SCHRÖDER, W. (1983 a):
Die Tiere des Waldes – Glieder im Ökosystem. In: STERN, H., BIBELRIETHER, H., PLOCHMANN, R., SCHRÖDER, W. u. SCHULZ, H.: Rettet den Wald. – Heyne/München: 444 S.

—— (1983 b):
Ändert sich der Wald, ändert sich die Tierwelt. In: STERN et al.: Rettet den Wald. – Heyne/München: 444.

SINNER, K. u. BRÜNNER, K. (1989):
Vom Forst zum Wald. – Nationalpark 15/65: 20 – 21.

SPEIGHT, M. (1987):
Saproxylic invertebrates. – Council of Europe / Strasbourg Environm. encount. ser. 3: 65 – 66.

SPERBER, G. (1983):
Gesunde Wälder. – Nationalpark 9/40: 4 – 5.

STEIN, J. (1978):
Altholzinseln – ein neuartiges Biotopschutzprogramm im hessischen Wald. – Naturschutz in Hessen/Gräbenstein 2: 15 – 30.

STRUNZ, H. (1988):
Keine Angst vor Brachland. – Nationalpark 14/58: 23 – 27.

THIELE, K. (1984):
Biosphärenreservat Nationalpark Bayerischer Wald. – Dtsch. Nationalkomitee UNESCO Progr. MAB/Bonn: 109 – 119.

WIESNER, J. (1988):
Erhaltung von Altholzkomplexen zum Schutz höhlenbewohnender Tierarten. – Veröff. Mus. Gera; Naturwiss. R. 15: 31 – 34.

ZERLE, A. (1989):
Forstwirtschaft und Naturschutz aus der Sicht der Staatsforstverwaltung. – Forstwiss. Centralbl. 108: 334 – 342.

ZUKRIGL, K. (1982):
Naturwaldreservate. – Steir. Naturschutzbrief 22/1: 2.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang Scherzinger
Guntherstraße 8
D(W)-8351 St. Oswald

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): Scherzinger Wolfgang

Artikel/Article: Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes 30-42