Die »ethologische Nische«, ein Schlüsselproblem im Biotop- und Artenschutz

Von Wolfgang Scherzinger

Abstract: Species conservation and habitat protection restricted to the base of ecological criterias fail to notice the importance of ethological criterias in choice of actual location of an individual animal – like geomorphology, habitat structure, social connexion or tradition, disturbance and shyness to man.

Einleitung

Naturschutz ist keine Wissenschaft – und deshalb beschäftigen sich auffallend wenige Wissenschaftler mit Problemen der Sicherung von Arten und deren Lebensräumen. – Naturschutz ist aber ohne wissenschaftliche Erkenntnisbasis undenkbar. Er orientiert sich gegenwärtig vor allem an Gesichtspunkten der Ökologie und Landschaftsplanung. Das Arbeitsgebiet der Ökologie kann Habitatkriterien aus dem Verbreitungsmuster einzelner Arten herauslesen. Es gibt bereits Computer-Modelle, die ein hypothetisches Bild von Biotopangebot, Flächenkapazität und Siedlungsstruktur für bestimmte Landschaftsräume entwickeln können (z. B. Nationalpark Berchtesgaden, D'OLEIRE 1990, ANL-Referat). Diese Entwürfe sind eindrucksvoll, im Detail aber häufig falsch, da die Reduktion auf Habitatparameter wie Klima, Vegatation und Nahrung für eine Kalkulation der aktuellen Standortwahl von Tieren eben nicht ausreichend spezifische Informationen liefert.

Die Ethologie gilt – in der Praxis – noch nicht als ernst zu nehmender Partner, und doch gibt es eine Fülle praxisorientierter Aufgaben, die überhaupt nur aus der Wechselbeziehung von Lebensraum und Verhalten beantwortet werden können: In Fragen der Wiederansiedlung, der Biotopgestaltung, vor allem aber der Konzeption von Schutzgebieten für den Artenschutz kann die Kenntnis arttypischen Verhaltens ausschlaggebend für den Planungserfolg sein. (Als Versuch, auf diese freie Nische in der Ethologie hinzuweisen, hielt ich bereits 1987 eine Vorlesung zur »Bedeutung der Ethologie für den wissenschaftlichen Artenschutz« ab).

Ethologische Kriterien der Standortwahl

Artspezifische Lebensräume setzen sich aus Habitat-Bausteinen zusammen: Der Wald ist z. B. – als Wohngebiet zahlreicher Tierarten – keine Lebensraum-Einheit, sondern ein komplexes Gefüge solcher »Bausteine«, die erst durch Anordnung und Textur zum Monotop der Einzelart werden. Die Biotopqualität wird demnach aus der Qualität der Textur bzw. den Proportionen der Einzelbausteine in ihrer Kombination – und nicht aus der Qualität einzelner Faktoren – bestimmt.

Das Problem der Standortwahl mündet in der individuellen Leistung eines Tieres, die wesentlichen Parameter qualitativ richtig zu bewerten und deren bestmögliche Kombination zu erkennen. Am Beispiel der Verbreitung des Uhus *(Bubo bubo)* im Inneren Bayerischen Wald lassen sich als wesentliche Habitatelemente darstellen: Felsgebiete zur Brut, Waldanteil als Deckung, Freiflächen zur Jagd, entsprechendes Beuteangebot, wobei Wasserflächen das winterliche Beuteangebot wesentlich bereichern (vgl. SCHERZINGER 1987). In der schematischen Darstellung (Abb. 1) nimmt das Angebot an Felswänden und Waldflächen mit steigender Seehöhe zu, das an Beute, Wasserflächen und Freiflächen aber ab. – Der Uhu wählt hier als optimalen Standort den Schnittpunkt der Angebotsverteilung bei rund 500 m NN, wo Uferfelsen bzw. Steinbrüche mit ausreichend Wald in Verbindung stehen und die Jagdgebiete noch günstig sind.

Möglichkeiten der Wahlentscheidung

Die individuelle Verrechnung der Einzelkriterien zur Standortwahl erscheint sehr komplex, zeitaufwenig und mit hohem Fehlerrisiko behaftet. Die meisten Wildtiere haben deshalb Suchmuster entwikkelt, um diesen Prozeß abzukürzen oder einzusparen. Im Folgenden seien sechs Möglichkeiten der Wahlentscheidung herausgestellt:

1. Entscheidung nach Versuch und Irrtum

Männliche Kreuzottern *(Vipera berus)* queren auf ihrer Jugendwanderung z. T. weite Strecken durch biotop-untaugliche Gebiete (z. B. geschlossener Wald, Siedlungen), bis sie mehr oder minder zufällig auf geeignete Freiflächen wie Wiesen, Moore oder einen Kahlschlag treffen.

2. Entscheidung nach Eignungs-Indikation

Die Indikation der Eignung eines Standortes ist am deutlichsten durch die aktuelle Anwesenheit von Artgenossen gegeben. Lockvögel im Gebüsch, Lockenten am Wasser und einfache Taubenattrappen am Feld werden seit jeher in Jagd und Vogelfang eingesetzt (vgl. BUB 1969).

Der Artenschutz bedient sich der Attrappen von Artgenossen z. B. zur Imitation besetzter Reiher- oder Waldrappkolonien, um Wildvögel zur Ansiedlung zu stimulieren (vgl. WWF-Film zum Waldrapp, U. HIRSCH 1979).

Aber bereits Aufenthalts- und Benutzungsspuren von Artgenossen – wie Kotflecken von Uhu oder Greifvögeln an Felswänden, Horste von Reihern, Greifvögeln, Saatkrähen, Nistunterlage aus Gewöllen der Schleiereulen in Gebäuden etc. können Neuankömmlingen als Hinweis der Habitattauglichkeit dienen. Bei Ansiedlungsversuchen lassen sich solche Eignungs-Hinweise zur Attraktion freilebender Tiere gezielt manipulieren (BOCK, FREY & SCHERZINGER 1987).

3. Entscheidung nach Tradition

Wildtiere können relativ risikoarm auf eine Wahlentscheidung verzichten, wenn sie Aufenthaltsgebiete ihrer Artgenossen traditionell übernehmen. Beispiele für tradierte Wanderstrecken gibt es zahlreich (Gänse, Weißstorch etc., vgl. HEDIGER 1967, GWINNER 1990). SOUTHERN (1970) beschreibt die Übernahme erfolgreicher Jagdwarten durch junge Waldkäuze *(Strix aluco)* von deren Eltern. Im Nationalpark Bayer. Wald wurde über telemetrische Kontrolle die hohe Konstanz der jährlichen Wanderrouten, Sommer- und Wintereinstände beim Rothirsch *(Cervus elaphus)* bestätigt, die über Jahre anhält, obwohl durch Abschuß einer Teilpopulation nähere und günstigere Lebensräume frei geworden wären (SCHRÖDER & GEORGII 1984). Die Weitwanderstrecken der Rentiere bzw. Karibus *(Rangifer rangifer* bzw. *R. caribou)* wie der Gnus *(Connochaetus)* sind sehr formstarr tradiert, weshalb gravierende Lebensraumveränderungen – wie Bau von Stauseen, Pipelines – meist unausweichliche Hindernisse bedeuten, die zum katastrophalen Untergang ganzer Populationsteile führen können!

4. Entscheidung nach Biotop-Prägung

Daß Habitatpräferenzen entsprechend individueller Erfahrung während einer sensiblen Phase festgelegt werden können, hat HESS (1973) z. B. für Stockenten *(Anas platyrhynchus)* belegt: So entscheidet der Aufenthalt am zweiten Lebenstag (Verlassen des Brutplatzes) über die spätere Brutplatzwahl der erwachsenen Ente (Schilf, Gebüsch, Baumhöhle, Gebäude)! Nach Versuchen im Alpenzoo/Innsbruck entwickeln junge Blau- und Tannenmeisen *(Parus caeruleus* u. *P. ater)* ihre »arttypische« Nische jeweils individuell im Laufe der Jugendentwicklung: So ließ sich

die typische Laubwahl-Art Blaumeise auf eine Nadelwald-Präferenz, wie sie für Tannenmeisen arttypisch erscheint, prägen – und umgekehrt (THALER, E., mündl.).

Im Artenschutz lassen sich Probleme der Brutplatzakzeptanz ausgewilderter Jungvögel aus der Gefangenschaftszucht über Prägungsexperimente lösen: So versuchte G. TROMMER (SPERBER, G., mündl.) junge Wanderfalken *(Falco peregrinus)* aus einer »Felsbrüter«-Population zur Annahme von Baumhorsten als brutreife Falken zu bringen, indem er die Jungvögel über Adoptionsverfahren in Baumhorste von Mäusebussard *(Buteo buteo)* oder Habicht *(Accipiter gentilis)* einbrachte. Prägung auf den Brutplatztyp dürfte auch beim Rauhfußkauz *(Aegolius funereus)* vorliegen, dessen Junge, wenn sie in einer Spechthöhle aufgewachsen sind, künstliche Bruthöhlen – im Vergleich zu Jungen aus Nistkastenbruten – nur sehr zögernd zur eigenen Brut annehmen (z. B. FRANZ, A., mündl.).

5. Entscheidung nach Orts-Prägung

Die Komplexizität der Suchstrategie kann für das Individuum auf ein Minimum reduziert werden, wenn z. B. der individuelle Geburtsort für die eigene Fortpflanzung aufgesucht wird. Dieser Entscheidungsmodus benötigt keine Informationen über die aktuelle Habitatqualität, sondern schließt auf die Standorteignung aus der Tatsache der eigenen, erfolgreichen Jugendentwicklung. Punktgenaue Rückkehr zum Ort der Larvenentwicklung ist z. B. für Erdkröten *(Bufo bufo)* bestätigt (BLAB 1986; meist fälschlich als »Laichplatz-Tradition« beschrieben). Haben sich in den Jahren bis zum Fortpflanzungsalter wesentliche Habitatmerkmale nachteilig verändert, so hindert dies meist weder Rückkehr noch Ablaichen: Grasfrösche z. B. *(Rana temporaria)* laichen im Bayerischen Wald trotz für Laich und Larven letaler Gewässerversauerung! (Der Schwellenwert für erfolgreiche Reproduktion liegt derzeit bei pH 5,5, soweit keine zusätzlichen Negativkriterien wie Beschattung, Strömung auftreten; Abb. 2, SCHERZINGER in Vorb.).

6. Entscheidung nach »angeborenem« Suchmuster

Das individuelle Entscheidungsrisiko wird minimal, wenn das Erkennen geeigneter Standorte an Hand abstrahierter Merkmale stammesgeschichtlich erworben wurde. Das Folgen entlang Leitlinien in der Landschaft, die Nutzung bestimmter orographischer Geländepunkte und das Erkennen von günstigen Vegetations-Strukturen für Migration, Einstand, Überwinterung, Nestbau etc. kann zu verblüffender Identität voneinander unabhängiger Standortwahl verschiedener Individuen führen, die nicht an Lernen gebunden ist, was HEINROTH (1955) als »Biotopzwang« bezeichnete.

So suchten im Bayer. Wald ausgewilderte

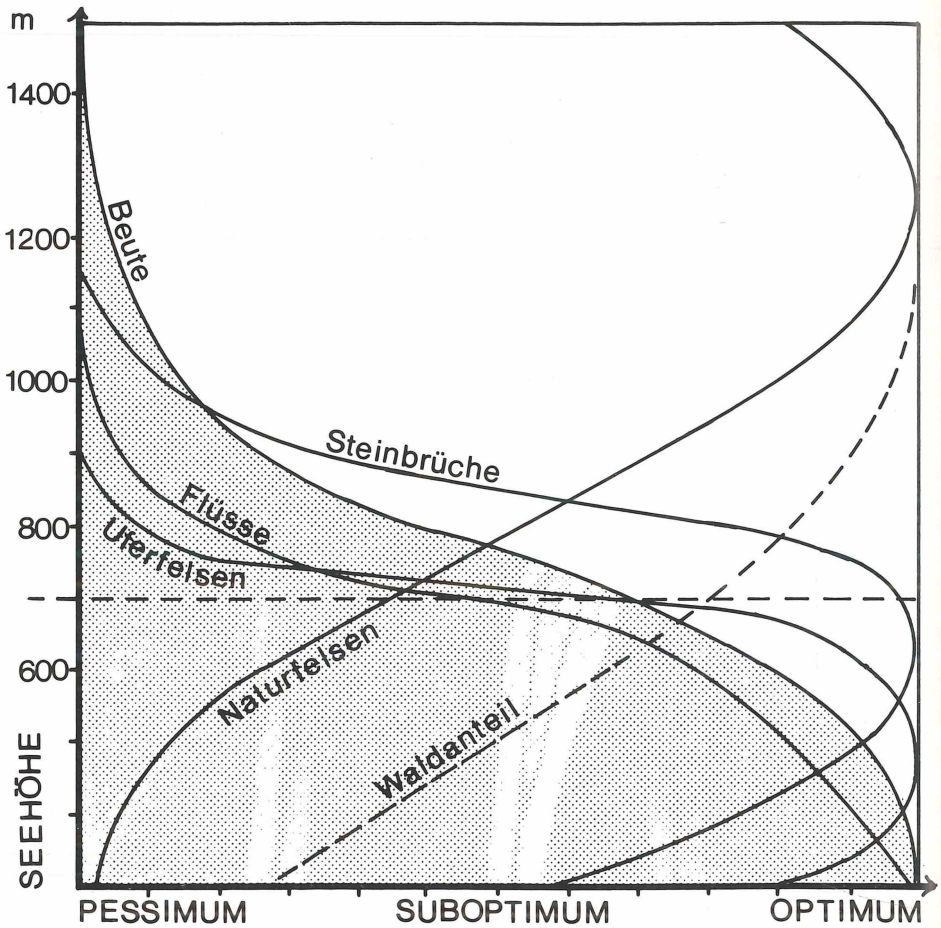

Abb. 1: Schema der Höhenverteilung essentieller Habitatkriterien des Uhus im Bayerischen Wald. – Die Art bevorzugt die Höhenstufe um 500 m, wo der örtlich optimale Schnittpunkt zwischen Beutedichte, Brutfelsenangebot, Walddeckung, Freifläche und Gewässer gegeben ist (aus SCHERZINGER 1987 a)

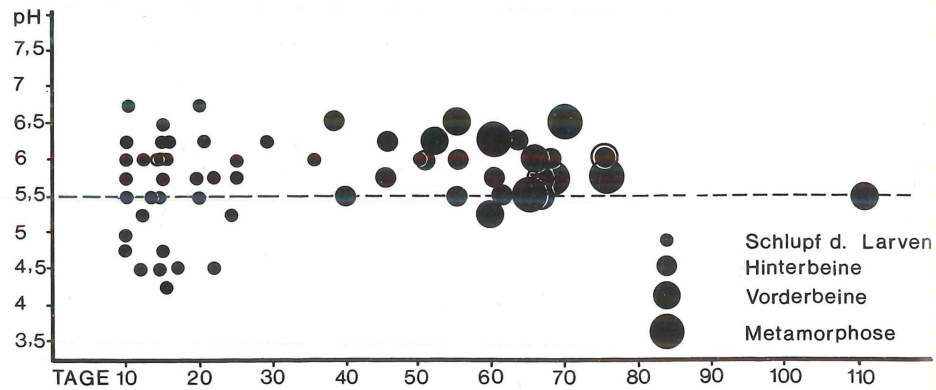

Abb. 2: Grasfrösche sind nicht in der Lage, die aktuelle Laichplatzqualität zu erkennen. Bei Absenkung des pH-Wertes durch Gewässerversauerung unter 5,5 gehen deshalb im Bayerischen Wald Laich und Larven in großer Zahl zu Grunde (aus SCHERZINGER, W., in Vorb.)

Habichtskäuze *(Strix uralensis)* 70 Jahre nach dem Aussterben der Ursprungspopulation identische Orte der ehemaligen Verbreitung im Böhmerwald auf (SCHERZINGER 1987 b). Eine »traditionelle« Ortswahl ist wegen der Seltenheit der Einflüge auch bei der Brutplatzwahl von Sumpfohreulen *(Asio flammeus)* in Mitteleuropa ausgeschlossen: Die Eulen erkennen offensichtlich an Geländemarken potentiell geeignete Feuchtgebiete, auch wenn diese längst trockengelegt oder umgeackert – und damit als Bruthabitat völlig ungeeignet sind! In der massiv gestörten Kulturlandschaft werden die Vögel Opfer eines evolutiv erfolgreichen Suchbildes (SCHERZINGER 1983).

Derartige »Fehlleistungen« geben klare Hinweise auf den jeweiligen Entscheidungsmodus. Gerade die Erwartung der Öko-Ethologie, daß sich Wildtiere hinsichtlich ihrer Wahl an Standort, Nahrung und Partner möglichst optimal verhalten sollten, wird häufig dort enttäuscht, wo die Entscheidung an Hand stark reduzierter Auswahlkriterien oder abstrahierter Merk-

male getroffen wird. Diskrepanzen treten vor allem in anthropogen geschädigten Lebensräumen auf, wo die natürliche Textur der Monotop-Bausteine verzerrt bzw. deren Proportionen gestört wurden:

So gilt der Fischotter *(Lutra lutra)* als Indikator für fischreiche, unbelastete Gewässer. Im Bayer. Wald bevorzugt die Art den Oberlauf der Bergbäche mit sehr klarem Wasser und hohem Deckungsgrad der Ufervegetation (MAU 1989). Infolge der »sauren« Niederschläge sind Fische aber in ebendenselben Bachabschnitten ausgestorben (Höhenlimit für Bachforellen – *Salmo trutta* – derzeit bei 700–750 m NN, vgl. HOCH 1984)! Der Otter nutzt demnach Merkmale sauberer Forellengewässer als Indikation für Fischreichtum (und nicht umgekehrt), – ein Entscheidungsmodus, der durch den Schadstoffeintrag ad absurdum geführt wird.

Analogbeispiele wie vom Grasfrosch, der in toxischem Wasser laicht und vom Rothirsch, der aus Tradition im Suboptimalbereich verharrt, wurden bereits ausgeführt. – Auch Birkhühner *(Tetrao tetrix)*, die in Finnland zur Bestandsanhebung während der Wintermonate mit reichlich Hafer gefüttert werden, treten in eine ethologische Mausefalle: Sie bevorzugen das leicht erreichbare, nicht limitierte und energiereiche Futter gegenüber ihrer natürlichen Knospennahrung – und riskieren dabei Reproduktionseinbußen auf Grund eines Mangels an wesentlichen Inhaltsstoffen im Getreide! Die Winterfütterung führte letztlich zum Bestandsrückgang (WILLEBRAND 1987).

Der ökologisch beschreibbare Standort einer Tierart ist das Ergebnis ethologischer Standortwahl. Verhaltenskriterien entscheiden daher über Verbreitung, Abundanz und Diversität von Tierarten – unter den aktuellen Voraussetzungen von Flora, Fauna, Flächengröße und menschlichem Einfluß – als ein letzter Filter (Abb. 3). Daraus können sich Diskrepanzen zwischen einer gebotenen Biotopfläche und der tatsächlichen Besiedlung durch Wildtiere ergeben.

In Einzelbeispielen seien Verhaltenskriterien aufgezeigt, die für diese Nutzungseinschränkung verantwortlich sind. Sie verkomplizieren Artenschutzprognosen erheblich und machen grundsätzliche Kenntnisse artspezifischer Verhaltensreaktionen – neben der Autökologie – notwendig, wobei erschwerend eine breite regionale Variation hinzukommen kann. – Wildtiere, speziell wegen ihrer Stenökie bedrohte Arten, widersetzen sich einer planerischen Generalisierung!

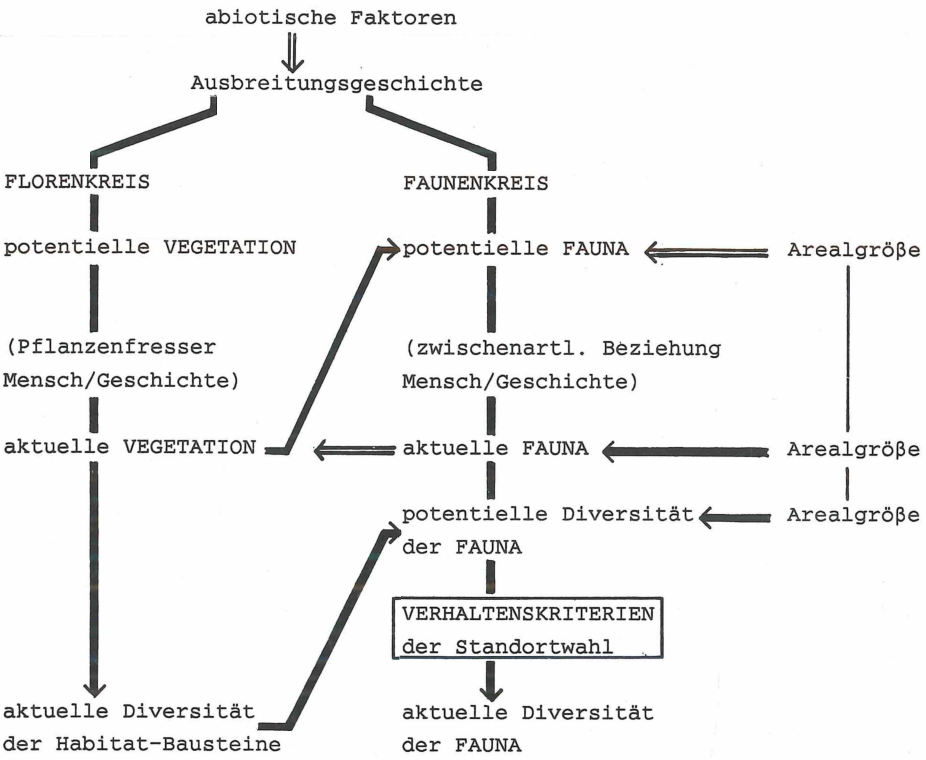

Abb. 3: Verhaltenskriterien der Standortwahl bestimmen – wie ein letzter Filterblock –, wieweit das aktuelle Lebensraum-Potential tatsächlich besiedelt und genutzt wird

1. Einschränkung durch Orographie

Auerhühner *(Tetrao urogallus)* nutzen im Inneren Bayer. Wald bevorzugt ostexponierte Hangschultern und Kuppen als Balzplatz (Abb. 4). Vermutlich erreicht der Hahnengesang hier einen optimalen Wirkungsgrad bei gleichzeitiger Optimierung der Feindvermeidung (Richtung des Sonnenaufgangs). Möglicherweise können auch die Hennen die Plätze entlang orographischer Leitlinien leichter finden. – Bei Störung dieser kritischen Gebiete kommt es zu Auflösung der Balzgemeinschaft und Reproduktionsausfall, da Alternativstandorte – zumindest im Mittelgebirge – nicht angenommen werden (SCHERZINGER 1976). Als Konsequenz wurde daher im Auerhuhngebiet des Nationalparks ein Wegegebot für Wanderer ausgesprochen.

2. Einschränkung durch Grenzlinien

Waldgebiete mit optisch markanten Grenzlinien (wie Waldrand gegen Wiesen, Kahlschlag oder jüngere Altersklassen, Schneisen, Forststraßen und Geländekanten) erleichtern dem Sperlingskauz *(Glaucidium passerinum)* die Abgrenzung seines Reviers. Dementsprechend wird seine Siedlungsdichte – unter anderem – von der strukturellen Fragmentierung des Waldmantels bestimmt: Bei hoher Dichte solcher Grenzlinien, wie z.B. im hochmontanen Nadelwald der Alpentäler, genügen der Art im Mittel 0,75 qkm/Revier (SCHERZINGER 1970). In der weitaus homogeneren Waldlandschaft des Mittelgebirges im Bayer. Wald sind Grenzlinien selten, weshalb der Kauz hier – bei sonst vergleichbaren Waldverhältnissen – im Mittel 1,25 qkm/Revier verteidigt (SCHERZINGER 1974).

3. Einschränkung durch Vegetationsstruktur

Der Ursprungsbiotop des Auerhuhnes liegt in der zentralasiatischen Taiga, die meist von lichtem Kiefernwald dominiert wird. Das große Waldhuhn hat Lokomotion, Ernährung, Feindvermeidung, Balz etc. zur Gänze an die Struktur dieser lückigen, schütter bestockten Nadelwälder mit weiträumigem Stand und ausreichendem Deckungsangebot angepaßt, so daß es die wesentlich üppigeren, dichteren und zum Teil nahrungsreicheren Waldgebiete Mitteleuropas nur auf Sonderstandorten mit analoger Strukturierung besiedeln kann (SCHERZINGER 1989). Daraus resultiert eine einschneidende Beschränkung von Auerhuhnvorkommen auf sehr alte, reife bzw. zerfallene Nadelwälder zwischen 140 und 400/500 Jahren, wie sie im Wirtschaftswald meist nicht repräsentiert sind. Bei der Standortwahl geht dem Auerhuhn Strukturangebot vor Nahrungsangebot, womit es sich außerstande setzt, die relativ reichen Nahrungsressourcen jüngerer Bestände zu nutzen. Besonders deutlich wird diese Präferenz in den sommerkühlen Hochlagenwäldern des bayerisch-böhmischen Grenzgebirges, wo eine arttypische Waldstruktur schlechten edaphischen wie klimatischen Verhältnissen gegenübersteht, so daß der Auerhuhnbestand über Jahre ohne Reproduktion blieb (SCHERZINGER 1988)!

4. Einschränkung durch Störgeräusche

Wirbeltiere, die in unübersichtlichem Gelände leben, wie z.B. die Jungwald- und Gebüschbewohner Reh *(Capreolus capreolus)* und Haselhuhn *(Bonasa bonasia)*, müssen zur Feindüberwachung des Umfeldes ihr Gehör spezialisieren. Eine akustische Feindsicherung funktioniert

Abb. 4: Auerhühner bevorzugen im Mittelgebirge des Bayerischen Waldes ostexponierte Kuppen und Hangschultern zur Balz, wie sie auch von Wintersportlern bevorzugt aufgesucht werden. Aus der strengen orographischen Bindung der Balzplätze ergibt sich eine besonders hohe Störungsempfindlichkeit an diesen Orten (aus SCHERZINGER 1976)

vor lautem Hintergrundrauschen aber nicht, weshalb Rehe z.B. rauschende Bachufer meiden, obwohl dort ein besonders hochwertiges Nahrungsangebot lockt (SPERBER, G. mündl.). – Das sichert begehrten Nahrungspflanzen (wie Weiden, Aspen, Lattich) ein Überleben am Bergbach.

Das Gehör des Haselhuhnes vermag selbst bei strömendem Regen die Geräusche herannahender Schritte von denen einer blätterwendenden Amsel zu unterscheiden. Mit wachsendem Tourismus nahm im Nationalpark lokal auch die Lärmbelästigung durch Autoverkehr zu. Trotz gleichbleibender Biotopqualität sind Haselhühner an Orten mit ständig hohem Lärmpegel verschwunden – vermutlich wegen der Schwächung ihrer Fähigkeit zur akustischen Feindkontrolle durch das gesteigerte Hintergrundrauschen (SCHERZINGER 1979).

5. Einschränkung durch Territorialität

Zur optimalen Ressourcen-Ausnutzung passen die meisten Tierarten ihre Siedlungsdichte dem jeweiligen Nahrungsangebot – soweit als möglich – an. Ein limitierender Faktor kann dabei die hohe Bereitschaft zur Revierverteidigung stellen. So behalten Sperlingskäuze auch bei hohem Nahrungsangebot eine Mindest-Reviergröße von etwa 0,5 km^2 bei, weshalb ihre Dichte selbst durch zusätzliche Fütterung z.B. nicht angehoben werden könnte (vgl. SCHERZINGER 1974).

Im Nationalpark kam es 1986 infolge einer Sturmkalamität von 1983 zur Massenvermehrung des Fichtenborkenkäfers *(Ips typographus)*, der bisher etwa 200 ha Nadelwald zum Opfer fielen. Der Dreizehenspecht *(Picoides tridactylus)* als absoluter Borkenkäferspezialist (GLUTZ & BAUER 1980) konnte seine Brutpaardichte keineswegs zur Ausnutzung des immens gestiegenen Beuteangebots adäquat anheben: Auf einer 100-ha-Probefläche großteils abgestorbenen Fichtenwalds brüteten 1989 fünf Paare dieser spezialisierten Art – im Vergleich zur vorherigen Dichte von ein bis zwei Brutpaaren (SCHERZINGER 1982). Der Steigerung der Brutpaardichte um das 2,5- bis 5fache bei den Beutegreifern steht eine Steigerung der Beutedichte um mehr als das Millionenfache gegenüber! – Eine angemessene Räuberdichte wurde hier – zum Teil – durch hohe innerartliche Aggression verhindert.

6. Einschränkung durch Sozialkonnex

Die nachbarliche Nähe von Artgenossen kann Vorteile beim Entdecken von Beute und von Feinden haben bzw. das Predationsrisiko senken. Viele Tierarten leben daher in Kolonien (z.B. Möwen, Gänsegeier, Flamingos, Lummen etc.). Geeignete Brut- und Nahrungsgebiete, die von der Kolonie zu weit entfernt sind und selbst nicht aktuell kolonisiert werden können, bleiben daher auch bei guter Habitat-Qualität unbesetzt. – Aber auch territoriale, nicht-soziale Arten suchen häufig die Nähe von Artgenossen auf – und errichten ihre Reviere nicht, wie man erwarten könnte, am jeweils optimalen Punkt mit größtmöglichem Streifgebiet: So ist für den Rauhfußkauz eine Clusterbildung benachbarter Brutpaare typisch. Die Männchen dieser Gruppen stehen in Rufkontakt und lassen große – gleichwertige – Biotopflächen unbesidelt (SCHWERDTFEGER 1984)! – Vermutlich ist die Nähe zu Weibchen, die ihre Bruthöhle bzw. den Partner für Schachtelbruten spontan wechseln können, wichtiger als eine konkurrenzfreie Ausbeutung der Ressourcen.

7. Einschränkung durch Kommensalismus

Für Nahrungswahl oder Nahrungsaufnahme hochspezialisierte Tierarten sind mitunter von anderen Arten abhängig, die ihnen die Nahrungsquelle erst erschließen: Bei dem Wiederansiedlungsprojekt für Bartgeier *(Gypaetus barbatus)* in den österreichischen Alpen wurden gezielt Standorte gewählt, wo andere Aasfresser wie Kolkrabe *(Corvus corax)*, Gänsegeier *(Gyps fulvus)* oder auch Steinadler *(Aquila chrysaetos)* vorkamen. Als spezialisierter Vertilger ganzer Knochen und Hautfetzen steht der Bartgeier am Ende der Sukzessionsreihe am Aas, wobei die reaktionsschnellen Raben zur Risiko-Abschätzung vorgelassen werden, die Gänsegeier den Kadaver öffnen und Adler, Raben oder Füchse das Muskelfleisch abtragen (FREY 1988, THALER, E. mündl.). Ein Ansiedlungserfolg wäre ohne diese Kommensa-

len – auch bei günstigen Habitatbedingungen – merklich geringer zu kalkulieren.

8. Einschränkung durch Dispersionsmuster

Zur Inzuchtmeidung und optimalen Verteilung der Mitglieder einer Art bzw. auch zur Ausweitung einer Population haben die einzelnen Tierarten sehr unterschiedliche Migrations-Strategien und Dispersions-Muster entwickelt. Im Einzelfall können sie Versuche zum Artenschutz über Wiederansiedlung gefährden:

So differiert das Dispersionsverhalten der Auerhühner nach Alter und Geschlecht. Während Altvögel und junge Hähne mehr oder minder ortstreu sind, verstreichen junge Hennen über große Distanzen (ROLSTAD 1989). Bei der Auswilderung von Junghühnern im Harz errichtete man daher mehrere Freilassungszentren, um ein Netz gegenseitiger Kontakte zu erzielen (HAARSTICK 1984).

Im Rahmen des Auswilderungsversuches mit Uhus im Nationalpark zeigten sich unterschiedliche Dispersionsmuster in Abhängigkeit zur individuellen Erfahrung der Jungvögel am Freilassungsort: Von 28 Wiederfunden (bei 100 Freilassungen) entfernten sich Uhus, die in störungsfreien Gehegen – nahezu ohne menschlichen Kontakt – aufgewachsen und ebenda freigesetzt worden waren, im Mittel nur 12 bis 15 km. Uhus, die im großen Schaugehege mit lebhaftem Publikumsverkehr aufwuchsen und ebenda freigesetzt worden waren, wanderten im Mittel 59 km weit ab. Zoogeborene Uhus, die uns zur Auswilderung überbracht worden waren, verstrichen mit durchschnittlich 84 km am weitesten (SCHERZINGER 1987a). – Offensichtlich war die Intensität der Ortsbindung von Störungsfreiheit am Ort der Jugendentwicklung und dem Aufbau eines »Heimatgefühls« – nicht aber von der jeweiligen Habitatqualität – abhängig.

9. Einschränkung durch Scheuheit

Das Spannungsfeld zwischen Störungen durch Menschen und der Scheuheit der Wildtiere ist sowohl aus der Sicht der Etho-Ökologie als auch der Artenschutzpraxis weitgehend unbearbeitet. Aktuell wächst das Problem durch steigenden Tourismus, extrem in attraktiven Schutzgebieten wie einem Nationalpark: Große Biotopflächen hoher Qualität werden von störungsempfindlichen Arten verlassen bzw. bleiben unbesiedelt, wenn sie von Wanderern, Skifahrern, Anglern, Bootsfahrern oder Drachenfliegern intensiv frequentiert werden (vgl. REICHHOLF 1970). Die Fluchtdistanz empfindlicher Arten übertrifft häufig den Radius der Schutzgebiete – bzw. der von Wegen unzerschnittenen Flächen innerhalb eines Schutzgebietes –, so daß diese nicht als Refugien fungieren können. (Im Nationalpark Bayer. Wald wird die 130 km² große Waldfläche von 200 km Wanderwegen, 100 km Forststraßen und rund 50 km weiteren Wegen und Steigen durchschnitten, weshalb die maximale nicht-fragmentierte Fläche bloß 100 ha – im Mittel etwa 30 ha – beträgt.)

Der Abbau der Menschenscheu erscheint vor allem für die großen Wirbeltierarten ein vordringliches Problem; dabei ist erschwerend, daß »Störung« nicht verallgemeinernd definiert werden kann, sondern in ihrer Wirkung auf das Wildtier jeweils von aktuellem Umfeld und individueller Erfahrung etc. abhängt. Störung kann daher nur aus der Reaktion der Tiere (physiologisch, ethologisch, »fitness«) erkannt und nur für den Einzelfall quantifiziert werden.

Aus dem Blickwinkel des Ethologen ist die Frage nach dem Ursprung von Scheuheit und dem Feindbild des Menschen wichtig. – Sicher falsch ist die verbreitete Auffassung, daß Menschenscheu natürlich und ein wesentliches Merkmal von Wildtieren – im Gegensatz zum Haustier – sei (BOGNER 1979). Dieser Unsinn wurde sogar in die offizielle Definition zur Unterscheidung wilder und domestizierter Damhirsche *(Dama dama)* in Gehegehaltung aufgenommen: »Individuen sonst freilebender Wildtierarten in Gefangenschaft sind als Wildtiere einzustufen, so lange sie die Hand des Menschen scheuen.« – Tatsache ist, daß Wildtiere in menschenleeren bzw. jagdfreien Gebieten dem Menschen ohne Scheu begegnen, ihn – wie auf Galapagos – zum Teil geradezu ignorieren.

Als möglichen Weg einer Differenzierung des Problems sehe ich folgende Abstufung:

a) Verhaltensprogramm zu Feind- und Fluchtreaktion fehlt:

Hier wären Arten einzuordnen, die in feindfreiem Raum leben (z.B. Galapagos Inseln, Neuseeland) und im Laufe ihrer Stammesgeschichte ein Feindverhalten nicht nötig hatten oder verloren haben (z.B. Landleguan – *Conolophus subcristatus*, Riesenschildkröte – *Geochelone elephantopus*, Galapagos Kormoran – *Nannopterum harrisi*, Kakapo). Diese Tiere sind auch bei akuter Bedrohung nicht in der Lage, zweckmäßig zu reagieren (z.B. Massenabschlachtung von Schildkröten, Dronte), wiewohl JUNGIUS & HIRSCH (1979) über ein Herzfrequenz-Monitoring bei brütenden Tölpeln und Fregattvögeln Streßwirkung durch Annäherung von Personen nachweisen konnten.

b) Feindverhalten nur für den Risikobereich entwickelt:

Inselbewohner, die an Land ohne Feinddruck leben, im Meer aber Predatoren ausgesetzt sind, zeigen mitunter ein differenziertes Programm: So scheuen die Meerechsen *(Amblyrhnus cristatus)* auf Galapagos und die Pinguine (z.B. *Aptenodytes)* in der Antarktis weder Mensch noch Landtiere, zeigen aber eine ausgereifte Feindreaktion gegenüber Beutegreifern im Meer (Haie bzw. Robben; EIBL-EIBESFELD 1960).

c) Verhaltensprogramm nur für die tierliche Feindfauna ausgeprägt:

In menschenleeren Naturräumen scheuen manche Wildtiere den Menschen nicht, da er weder über Selektionsdruck noch über individuelle Erfahrung wirksam werden konnte. Besonders auffällig zeigt sich diese natürliche Vertrautheit bei den sonst so scheuen Waldhühnern in Nordamerika (z.B. Fichtenwaldhuhn – *Dendragapus canadensis*; ROBINSON 1980) und Ostsibirien (z.B. Sichelhuhn – *Falcipennis falcipennis* – KLAUS & ANDREEV 1990).

Eine Rückkehr zu diesem ursprünglichen Verhältnis ist auch für störungsempfindliche Individuen bzw. Populationen möglich, wenn ihre Scheu vor dem Menschen auf anhaltende Verfolgung begründet war und diese Ursache beseitigt werden konnte. Aus Schutzgebieten, Wildreservaten, Parkanlagen etc. kennt man diese verblüffende – streng ortsgebundene – Vertrautheit (Steinbock – *Capra ibex* im Nationalpark Gran Paradiso, Rothirsch im Schweizer Nationalpark, Seelöwen – *Zalophus californianus* auf Galapagos, Greifvögel an der Autobahn etc.; vgl. WEBER 1982, NIEVERGELT 1977). Dieser »Nationalpark-Effekt« ist allerdings auf Tiere beschränkt, deren Feindreaktion als Verhaltensanpassung über individuelles oder tradiertes Lernen erworben wurde. Er wirkt nicht bei langfristiger Selektion auf Scheuheit.

d) Feindbild Mensch:

Wirbellose Arten differenzieren häufig nicht zwischen tierlichem und menschlichem Feind. Sie reagieren auf Annäherung potentiell gefährlicher Lebewesen grundsätzlich mit Tarnen, Flucht etc. (z.B. Galapagos Krabbe – *Grapsus grapsus).* Hier seien deshalb nur Beispiele eingebracht, wo Menschen als Feind bzw. Störung auftreten und daraus Artenschutzprobleme resultieren.

Über Jahrhunderte dauernde Verfolgung der Großraubtiere führte z.B. beim Wolf *(Canis lupus)* zu genetisch festgelegter Menschenscheu, die bei Gehegetieren über Zähmung abgebaut werden kann (HEDIGER 1961), z.B. nach dem Ausbruch des Wolfsrudels aus dem Großgehege im Nationalpark aber wieder voll zur Geltung kam (ZIMEN 1976). Eine derartige »angeborene« Scheu ist aktuell irreversibel und kann nur über Generationen wieder abgebaut werden.

Bei erfahrungsbedingter, individuell erworbener Scheu kann – wie bereits erwähnt – die Störwirkung des Menschen innerhalb weniger Jahre gänzlich verlorengehen. Am leichtesten fällt es intelligenten Arten, die z.B. zwischen Jägern und Wanderern differenzieren können (Rabenkrähe – *Corvus corone*, in FESTETICS 1978). Deutlich wird dieser Effekt vor allem bei Wiederansiedlungsprogrammen mit gezüchteten Tieren, die selbst keine schlechte Erfahrung mit Menschen gemacht hatten: So verhalten sich ausgewilderte Auerhühner wesentlich vertrauter und nutzen Uhus und Wanderfalken auch Gebäude zur Brut (vgl. FÖRSTEL 1984).

Schwieriger ist der Abbau der Menschenscheu bei Arten, die ihre Feindreaktion traditionell – über Lernen am Vorbild – weitergeben, so daß die Nachkommen, selbst ohne eigene Negativerfahrung, scheu werden! Die Störungsempfindlichkeit hält in diesen Fällen auch noch nach Einstellung direkter Verfolgung an. Beim freilebenden Auerhuhn erscheint eine Unterbrechung der Überlieferungskette z.B. nur möglich, wenn jeglicher Menschenkontakt während der Führungszeit vermieden wird und so die Henne keinen Anlaß hat, vor Menschen zu warnen (SCHERZINGER 1986).

Ein ethologisch orientierter Artenschutz kann die Störwirkung durch Menschen über eine Beeinflussung des Lebensraumes und des tierlichen Verhaltens dämmen. Als Verbesserungen im Biotop sind z.B. Sichtschutzpflanzungen vor Wegen, Loipen, Aussichtstürmen, Bootsrouten zu empfehlen, da eine Anhebung der Sicherheit durch Deckung die Fluchtdistanz verringern kann. Die Störquelle selbst läßt sich durch Konstanz der Wege und Frequenzen reduzieren (z.B. Wegegebot, feste Wanderzeiten), da dann eine Gewöhnung der Wildtiere sehr viel leichter erfolgt (z.B. Waldohreule – *Asio otus*). Große Ruhezonen und Rückzugsräume sowie adaptierte Jagdmethoden helfen, das Feindverhalten innerhalb nur einer Generation zu verändern. Das Einschleusen vertrauter Individuen in eine scheue Population kann prinzipiell erfolgversprechend sein. Eine gezielte Selektion auf Zahmheit wurde bei Wiederansiedlungsprogrammen vereinzelt diskutiert, erscheint insgesamt aber riskant.

Folgerungen

Wenn auch anekdotenhaft, so sollte diese Aufstellung deutlich machen, wie weit Verhaltenskriterien der Standortwahl das aktuelle Verbreitungsbild der Individuen bzw. Populationen bestimmen. Diese Kriterien müssen daher bei der Planung und Ausweisung von Schutzgebieten, bei Artenschutzprogrammen, Wiederansiedlung etc. zusätzlich zu den ökologischen Ansprüchen der Arten berücksichtigt werden. – Hier öffnet sich ein wichtiges Arbeitsfeld für den praxisorientierten Ethologen.

Die Summe ethologisch bedingter Phänomene der Standortwahl möchte ich – in Ergänzung und Gegenüberstellung zum Begriff der »ökologischen Nische« – als »ethologische Nische« bezeichnen, um die enge Verbindung zwischen der ökologischen Planstelle und den ethologischen Standortkriterien herauszustellen. – Wenn der Umfang des Nischenbegriffs neuerdings auch stark ausgeweitet wurde und die Ableitung der »ökologischen« wie der »ethologischen Nische« nicht adäquat ist, so sehe ich einen semantisch-didaktischen Vorteil der Hervorhebung des ethologischen Anteils, der jeder Wahlentscheidung – und damit der Arealnutzung – zugrunde liegt.

Für die Artenschutzpraxis ergeben sich aus der Verknüpfung ökologischer und ethologischer Aspekte wesentliche Folgerungen:

1. Der arttypische Lebensraum muß detaillierter beschrieben werden – unter Berücksichtigung der lokalen Konditionen (z.B. Nahrungstradition beim Auerhuhn, Prägung auf einen Höhlentyp beim Rauhfußkauz).

2. Ethologische Aspekte müssen bei der Einstufung der Habitatqualität aufgenommen werden (z.B. traditionelle Nutzung suboptimaler Bereiche beim Rothirsch, Präferenz struktureller vor edaphischer Eignung von Wäldern beim Auerhuhn).

3. Bei Ausweisung von Schutzgebieten, Reservaten etc. sind neben den ökologischen Kriterien zusätzliche Erhebungen über Störungen, Jagddruck (auch historisch) etc. erforderlich.

4. Das Biotopmanagement muß über die Standortqualität auch Abschirmung von Störungen, Migrationskorridore, Clusterbildung benachbarter Reviere etc. berücksichtigen.

5. Vorrangig sind Maßnahmen zum Abbau der Menschenscheu.

6. Da der Kenntnisstand über Wechselwirkungen von Lebensraum und Anpassungspotential für viele Arten nicht ausreicht, ist vermehrte Grundlagenforschung auf etho-ökologischer Basis für die Artenschutzpraxis zu fordern.

Mit diesem Beitrag hoffe ich, ein kleines Fenster im »Elfenbeinturm« der Ethologie aufgestoßen zu haben und die Bedeutung sowie Verantwortung, die die Ethologie für die Artensicherung hat, deutlich gemacht zu haben.

Literatur

BLAB, J. (1986),: Biologie, Ökologie und Schutz der Amphibien. 150 S., Kilda/Greven.

BOCK, W., H. FREY & W. SCHERZINGER (1987): Gutachten zur Präsentation von Wildtieren im »Tierfreigelände« eines Nationalpark Donau-Auen bei Petronell. 80 S., Auen-Planung/Wien.

BOGNER, H. (1979): Die nutztierartige Haltung von Damwild zur Fleischproduktion in Gehegen. – ANL Tagungsber. 7: 30–36.

BUB, H. (1969): Vogelfang und Vogelberingung, IV. Neue Brehm-Bücherei 409, Ziemsen/Wittenberg-Lutherstadt.

EIBL-EIBESFELD, I. (1960): Galapagos, die Arche Noah im Pazifik. München.

FESTETICS, A. (1978): Jäger und Gejagte – über das sogenannte »Räuber-Beute-Verhältnis« bei Mensch und Tier. – In: Der Luchs in Europa, 5–74. Kilda/Greven.

FÖRSTEL, A. (1984): Baum- und Gebäudebruten beim Uhu *Bubo bubo*. – Anz. orn. Ges. Bayern 23: 242.

FREY, H. (1988): Artenschutzprojekt »Bartgeier«. – Vogelschutz in Österreich 2: 43–46.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, Aula/Wiesbaden.

GWINNER, E. (1990): Bird migration. 429 S., Springer/Berlin–Heidelberg–New York.

HAARSTICK, K.-H. (1984): The reintroduction of the Capercaillie *Tetrao urogallus*, in the Harz from 1975–1983, an experiment and a contribution for protecting species of the Low-Saxonian Forestry Admistration, Western Germany. – In WPA – 3. Int. Grouse Symp./York-Proc.: 385–400.

HEDIGER, H. (1961): Tierpsychologie im Zoo und im Zirkus. 430 S., Reinhardt/Basel.

HEDIGER, H. (1967): Die Straßen der Tiere. 313 S. Vieweg/Braunschweig.

HEINROTH, O. (1955): Aus dem Leben der Vögel. 156 S., Springer/Berlin–Göttingen–Heidelberg.

HESS, E. (1973): Prägung. 542 S., Kindler/München.

HOCH, J. (1984): Fische ganz unten. – Nationalpark 42/1: 41.

JUNGIUS, H. & U. HIRSCH (1979): Herzfrequenzänderungen bei Brutvögeln in Galapagos als Folge von Störungen durch Besucher. – J. Orn. 120: 299–310.

KLAUS, S. & S. ANDREEV (1990): Urwaldzyklik in Ostsibirien, Magadan. – Nationalpark 65/4 (im Druck).

MAU, H. (1989): Ergebnisse einer Fischotter-*(Lutra lutra* L.) Kartierung im bayerischen Grenzraum. – Staphia/Linz 20: 139–152.

NIEVERGELT, B. (1977): Steinböcke – scheu oder vertraut? – Nationalpark 15/3: 11–15.

REARDEN, J. (1987): Die letzten Tage des Kakapo. – Geo/Hamburg 1978/4: 88–102.

REICHHOLF, J. (1970): Der Einfluß von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am unteren Inn. – Vogelwelt 91: 68–72.

ROBINSON, W. (1980): Fool hen. The Spruce Grouse in the Yellow Dog Plains. 221 S., Univ. Wisconsin Press.

ROLSTAD, J. (1989): Autumn movement and spacing of adult and subadult common Capercaillie in relation to habitat and social behaviour. 12 S., Agric. Univ. Norway/Trondheim.

SCHERZINGER, W. (1970): Zum Aktionssystem des Sperlingkauzes *(Glaucidium passerinum* L.). – Zoologica 118: 120 S.

SCHERZINGER, W. (1974): Zur Ökologie des Sperlingskauzes *Glaucidium passerinum* im Nationalpark Bayerischer Wald. – Anz. orn. Ges. Bayern 13: 121–156.

SCHERZINGER, W. (1976): Rauhfußhühner. – Schriftenr. Bayer. Staatsm. ELF 2: 71 S.

SCHERZINGER, W. (1979): Zum Feindverhalten des Haselhuhnes *(Bonasa bonasia)*. – Vogelwelt 100: 205–217.

SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte in Nationalpark Bayerischer Wald. – Schriftenr. Bayer. Staatsm. ELF 9: 119 S.

SCHERZINGER, W. (1983): Zwickmühle Kulturlandschaft. – Nationalpark 38/1: 42–44.

SCHERZINGER, W. (1986): Aus Erfahrung scheu. – Nationalpark 53/4: 31–32.

SCHERZINGER, W. (1987 a): Der Uhu *Bubo bubo* im inneren Bayerischen Wald. – Anz. orn. Ges. Bayern 26: 1–51.

SCHERZINGER, W. (1987 b): Reintroduction of the Ural Owl in the Bavarian National Park, Germany. – In: Symp. Biology and Conserv. Northern Forest Owls/Winnipeg – Proc.: 75–80.

SCHERZINGER, W. (1988): Fünf nach zwölf für das Auerhuhn im Bayerischen Wald. – Nationalpark 58/1: 8–12.

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

SCHRÖDER, W. & B. GEORGII (1984): Gutachten zur Raumnutzung und Dispersion des Rotwildes *(Cervus elaphus)* im Nationalpark Bayerischer Wald aufgrund telemetrischer Beobachtung. München.

SCHWERDTFEGER, W. (1984): Verhalten und Populationsdynamik des Rauhfußkauzes *(Aegolius funereus)*. – Vogelwarte 32: 183–200.

SOUTHERN, H. (1970): The natural control of a population of Tawny owls *(Strix aluco)*. – J. Zool. 162: 197–285.

WEBER, D. (1982): Ohne Jäger nicht wild. – Nationalpark 37/4: 7–10.

WILLEBRAND, T. (1987): Is artificial feeding of Black Grouse in winter a good management technique? – WPA – 4. Int. Grouse Symp./ Lam: 19 ff.

ZIMEN, E. (1976): Das Wolfsgeschehen im Bayerischen Wald. – Nationalpark 11/3: 5–10.

Anschrift des Verfassers:

Nationalparkverwaltung
Bayerischer Wald
8352 Grafenau

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Seevögel - Zeitschrift des Vereins Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e.V.

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: 12_SB_1991

Autor(en)/Author(s): Scherzinger Wolfgang

Artikel/Article: Die »ethologische Nische«, ein Schlüsselproblem im Biotop- und Artenschutz 93-99