



UFZ-Bericht

UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 2/2001

Naturschutz und Verhalten

Internationales Symposium am Zentrum
für Naturschutz der Universität Göttingen

Herausgeber:

Eckhard Gottschalk¹, Andreas Barkow¹,
Michael Mühlenberg¹ und Josef Settele²

¹Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen

²UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

PB Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume

RS

01

535 MA

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



00408981

Naturschutz und Verhalten

**Internationales Symposium am Zentrum für Naturschutz
der Universität Göttingen**

Herausgegeben von

Eckhard GOTTSCHALK¹, Andreas BARKOW¹, Michael MÜHLENBERG¹ & Josef SETTELE²

¹ Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, Von Sieboldstr. 2, 37075 Göttingen

² UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Archiv

Inhalt

Vorwort	VI
Autorenverzeichnis	VIII

Themenschwerpunkt
„Problematik der Wiederansiedlung“

Auswildern oder Abwarten? – Fallstudien zu Tagfaltern	1
Josef SETTELE & Frank DZIOCK	
Ethologische Begleitforschung – ein Erfolgskriterium bei Wiederansiedlungen heimischer Wildtiere	11
Wolfgang SCHERZINGER	
Artenschutz für Fischadler – Nestlinge verfrachten oder Erstbrüter anlocken?	19
Daniel SCHMIDT	
Wildbiologie und Naturschutz am Beispiel Luchs: seine Wiederansiedlung in den Ostalpen	23
Antal FESTETICS	
Zur Auswahl der Herkunft und Elterntiere beim nordrhein-westfälischen Programm zur Wiedereinbürgerung des Atlantischen Lachses <i>Salmo salar</i> L.	29
Gottfried SCHMIDT	
Cues for specific ethological adaptations of the Rothschild's Mynah (<i>Leucopsar rothschildi</i>) to the natural environment	39
Walter A. SONTAG	
Verhaltensbiologische Untersuchungen an Przewalskipferden in einem Semireservat – was können wir für Wiederansiedlungsprojekte lernen?	45
Klaus Manfred SCHEIBE, Anne BERGER, Klaus BUDRAS, Julia BULL, Knut EICHHORN, Martin DEHNHARD, Beate KALZ, Barbara LANGE, Bianka PATAN, Annemarie SCHEIBE, Christian SIELING, Wolf Jürgen STREICH, Sonja WEBER	

Themenschwerpunkt „Habitatnutzung und Naturschutz“

Gutes Habitat – schlechtes Habitat? Beurteilung der Habitatqualität am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (<i>Platycleis a. albopunctata</i>)	53
Eckhard GOTTSCHALK & Michael MÜHLENBERG	
Konkurrenz oder Koexistenz von Aeshniden an Krebscherengewässern im Westhavelland	59
Anne KRAWUTSCHKE	
Der Einfluß der Habitatqualität auf den Reproduktionserfolg und das Abwanderungsverhalten von Schleiereulen	65
Beatrix WUNTKE & Ingo LUDWIG	
Das Verhaltenssystem des Rauhußkauzes (<i>Aegolius funereus</i>) und seine Bedeutung für den Artenschutz	73
Ortwin SCHWERDTFEGER	
Peregrine Falcon and Kestrel in urban environments (the case of Warsaw)	81
Lukasz REJT	
Ökologie, Verhalten und Schutz des Haseluhns <i>Bonasa bonasia</i> im Böhmerwald (Sumava, Tschechien)	87
Siegfried KLAUS	
Wildgänse in der Kulturlandschaft – Chancen und Grenzen der Habituation	95
Hans-Heiner BERGMANN & Volkhard WILLE	
Zur Beziehung zwischen Abundanz und Habitatqualität: Fangraten territorialer Gelbbartbülbuls <i>Andropadus latirostris</i>	103
Matthias WALTERT & Michael MÜHLENBERG	

Themenschwerpunkt
„Freie Themen mit Bezug zur Verhaltens- und
Naturschutzforschung“

Prädationsraten an Vogelnestern in Hecken	111
Andreas BARKOW, Franz BAIRLEIN & Michael MÜHLENBERG	
Prädation auf Wiesenbrüter in Brandenburg: Untersuchungsmethoden und erste Ergebnisse	117
Jochen BELLEBAUM	
Einfluß des Verhaltens auf Monitoringmethoden: Beispiele an Wirbeltieren in Westafrika	123
Michael MÜHLENBERG & Matthias WALTERT	
Fischneozoen im Rhein – Historische Entwicklung und aktuelle Trends	135
Wolfgang HILTSCHER, Egbert KORTE & Anton LELEK	
Quo vadis raccoon? New visitors in our backyards – on the urbainzation of an allochtone carnivore in Germany	143
Ulf HOHMANN, Stefanie VOIGT & Uwe ANDREAS	
Pilotprojekt Braken: Langzeitstudie über die Entwicklung einer Population von Erdkröten (<i>Bufo bufo</i> L.) in einem Ersatzlaichgewässer führt zu positiven Ergebnissen	149
Heike PASSENHEIM, Richard PODLOUCKY & Ingo SCHLUPP	
DNA-Analyse an Kotproben – Ein nichtinvasives Verfahren zur Feststellung von Verwandtschaft und genetischer Variabilität in Tierpopulationen	155
Uta-Dorothee IMMEL, Susanne HUMMEL & Bernd HERRMANN	
Migrationsverhalten bei der Europäischen Sumpfschildkröte (<i>Emys orbicularis</i>, LINNAEUS 1758) in Litauen und Konsequenzen für Schutzmaßnahmen	161
Martina Anne-Claire MEESKE & Kryzysztof Jakub RYBCZYNSKI	

Vorwort

Vom 4.-7. Oktober 1999 fand am Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen das 5. Internationale Symposium der Ethologischen Gesellschaft statt. Im Rahmen der Fachtagung 'Naturschutz und Verhalten' kamen theorie- und anwendungsbezogen arbeitende Wissenschaftler zusammen, um Ergebnisse ihrer Forschungstätigkeit aus den Bereichen der Ethologie und Naturschutzforschung auszutauschen und zu diskutieren.

Es war erklärtes Ziel der Tagung, ein Forum zu schaffen, das die weitreichenden Aspekte der Verhaltensökologie dem angewandten Arten- und Biotopschutz zugänglich macht. Damit sollte eine Schnittstelle geboten werden, die die Verwendung von Forschungsergebnissen im Naturschutz forciert. Das Programm enthält Beiträge aus der Forschung und dem praktischen Naturschutz und hat den Anspruch, einen aktuellen Abriss der Forschung und der Naturschutzdiskussion widerzuspiegeln. Aus diesem Grund haben die einzelnen Referate entsprechend der Naturschutz-Problematik, neben der ethologischen Ausrichtung, eine deutliche ökologische Komponente.

Die Tagung in Göttingen umfaßte ein Programm von 34 Referaten, 3 Postern und einer Exkursion in den Nationalpark Hainich. Thematisch war die Tagung in die Schwerpunktthemen „Problematik der Wiederansiedlung“ (4.10.) und „Habitatnutzung und Naturschutz“ (5.10.) eingeteilt. Der dritte Tagungstag stand für „Freie Themen mit Bezug zur Verhaltens- und Naturschutzforschung“ zur Verfügung. Der Einteilung in diese Themenschwerpunkte folgt die Gliederung im vorliegenden Band der UFZ-Berichte (vgl. Inhaltsverzeichnis).

Ein seit Jahrzehnten andauernder und weltumspannender Artenschwund erzeugt Handlungsbedarf. Mit der Einrichtung von Naturschutzgebieten ist ein wichtiger aber längst nicht hinreichender Schritt zur Sicherung vieler vom Aussterben bedrohter Arten getan. Veränderungen in unserer Lebensweise (z.B. schonenderer Umgang mit wichtigen Ressourcen wie Wasser und Boden durch Verminderung des Einsatzes von Giften, Dünge- oder Bleichmitteln) aber auch neue Erkenntnisse und Sichtweisen im Management von Naturschutzgebieten führen zum Teil recht schnell zur Verbesserung der Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen. Die (Wieder-) Herstellung potentiell geeigneter Habitate wirft dann vielfach die Frage auf, ob durch gezielte Wiederansiedlung (-versuche) der einen oder anderen Art bei ihrer Reetablierung geholfen werden soll. Auswildern oder Abwarten? Vor dem Hintergrund dieser Frage stehen die Beiträge im ersten Block der Tagung.

Die Bereitstellung, Wiederherstellung oder Pflege von Habitaten, die das Überleben bedrohter Arten sichern soll, bedarf der genauen Kenntnis artspezifischer Lebensraumansprüche. Die Erforschung der Nutzung des Habitats, die Identifizierung der Schlüsselressourcen, die Analyse von Räuber-Beute-Beziehungen oder die Kenntnis populationssteuernder Konkurrenz- und Koexistenzverhältnisse sind zentrale Gegenstände einer modernen Verhaltensökologie, deren Ergebnisse für die Umsetzung und Steuerung angewandter Naturschutzforschung unentbehrlich sind. Aus diesem Grund entschieden wir uns, für den zweiten Tagungstag das Schwerpunktthema Habitatnutzung und Naturschutz einzuführen.

Die Veranstaltung der Tagung (und der gering gehaltene Beitrag für die Teilnahme wie auch die vorliegende Publikation) war durch die finanziellen Unterstützung folgender Einrichtungen möglich:

- Präsident der Universität Göttingen
- Ethologische Gesellschaft e.V.
- Sparkasse Göttingen
- ENERGIE Aktiengesellschaft
Mitteldeutschland
- UFZ Leipzig-Halle GmbH

Hierfür sei an dieser Stelle herzlichst gedankt.

Des weiteren ist den Angestellten des Zentrums für Naturschutz für umfangreiche Hilfe bei der Planung, Organisation und Durchführung der Tagung zu danken, sowie den einzelnen Autoren für die Zusendung vieler interessanter Beiträge und die reibungslose Zusammenarbeit.

Göttingen/Leipzig, im Dezember 2000

Eckhard Gottschalk,
Andreas Barkow,
Michael Mühlenberg,
Josef Settele

Autorenverzeichnis

<i>Name</i>	<i>Adresse</i>
Barkow, Andreas	Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 37075 Göttingen, Tel. 0551-395637, barkow@gwdg.de
Bellebaum, Jochen	Goethering 18, 16303 Schwedt/Oder, Tel. 03332-411570
Bergmann, Prof. Dr., Hans-Heiner	AG Gänseforschung, FB Biologie/Chemie; Ethologie, Universität Osnabrück, Barbarastr. 11, 49076 Osnabrück
Dziock, Frank	UFZ Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel.: 0341-235-2533, Fax –2435, dziock@pro.ufz.de
Festetics, Prof. Dr. Dr., Antal	Inst. f. Wildbiologie u. Jagdkunde der Uni Goettingen, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen, Tel. 0551-39-3621, Fax: -3628
Gottschalk, Dr., Eckhard.	Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 37075 Göttingen, Tel. 0551-395637, egottsc1@gwdg.de
Hiltscher, Wolfgang	Inst. f. Wildbiologie u. Jagdkunde der Uni Göttingen, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen
Hohmann, Dr., Ulf	Inst. f. Wildbiologie u. Jagdkunde der Uni Göttingen, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen
Immel, Uta-Dorothee	Max-Planck-Institute for Evolutionary Anthropology, Department of Primatology, Inselstrasse 22, 04103 Leipzig, immel@eva.mpg.de
Klaus, Siegfried	Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abt. Naturschutz und Landschaftspflege, Prüssingstr. 25, 07745 Jena
Krawutschke, Anne	Zool. Institut und Museum, Martin-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg
Hiltscher, Wolfgang	Inst. f. Wildbiologie u. Jagdkunde, AG Angewandte Fischökologie, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen
Meeske, Martina Anne- Claire	Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 37075 Göttingen, Tel. 0551–392314, mmeeske@gwdg.de
Mühlenberg, Prof. Dr., Michael	Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 37075 Göttingen, Tel. 0551-399291, mmuehle@gwdg.de
Passenheim, Heike	Zoologisches Institut und Museum, Martin-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg, Tel.: 040-428383871, heike_passenheim@public.uni-hamburg.de
Rejt, Dr., Lukasz	Institute of Zoology PAS, Wilcza 64, 00-679 Warszawa / Polen
Scheibe, Dr., Klaus	Inst. f. Zoo- u. Wildtierforschung, PF 601103, 10252 Berlin
Scherzinger, Dr., Wolfgang	Nationalpark Bayerischer Wald, Freyunger Str. 2, 94481 Grafenau
Schmidt, Dr., Daniel	Im Brückle 17, 72116 Mössingen, daniel.b.schmidt@t-online.de
Schmidt, Dr., Gottfried	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Leibnitzstr. 10, 45659 Recklinghausen
Schwerdtfeger, Dr., Ortwin	Quellenweg 4, 37520 Osterode am Harz, Tel. 05522 - 5184, o.schwerdtfeger@gmx.de
Settele, PD Dr., Josef	UFZ Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Tel. 0341-235-2003, Fax –2534, settele@pro.ufz.de
Sontag, Walter A.	Trubelgasse 19/24, A - 1030 Wien, Tel. +43 - 1 - 7986980, seidel@pflaphy.pph.univie.ac.at
Wuntke, Dr., Beatrix	Institut für Biologie, Humboldt-Universität Berlin, Invalidenstr. 43, 10115 Berlin, Tel. 030-20938649, beatrix=wuntke@biologie.hu-berlin.de
Waltert, Matthias	Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 37075 Göttingen, Tel. 0551-392313 oder -395639, mwalter@gwdg.de

Auswildern oder Abwarten ? - Fallstudien zu Tagfaltern

Josef SETTELE & Frank DZIOCK

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig; Germany; settele@pro.ufz.de; dziock@pro.ufz.de

1 Einführung

Tagfalter werden als zentrale Artengruppe im Naturschutz regelmäßig erfaßt und bewertet. Auch zählen sie zu den Artengruppen mit einem (v.a. in Nord-Europa) überproportionalen Rückgang. So sind z.B. in den Niederlanden bereits 21% der Arten (meist in diesem Jahrhundert) ausgestorben und 46% zeigen dort einen bereits lange andauernden Abwärtstrend (VAN SWAAY 1990), der sich zum Vergleich bei den Vögeln „nur“ auf 26% der Arten beläuft.

Noch mehr als in Mitteleuropa erfreuen sich Tagfalter besonders im Vereinigten Königreich (UK) einer extrem hohen Beliebtheit (vielleicht vergleichbar den Aktivitäten im Bereich der Ornithologie in Deutschland), die sich z.B. in der großen Verbreitung und zahlenmäßig überwältigenden Mitgliedschaft in der „Butterfly Conservation“ zeigt. Nicht zufällig sind aus Großbritannien daher auch extrem viele Beispiele für die aktive Wiederansiedlung (also „Auswilderung“) von, aber auch viele Beispiele für sehr gute Grundlagenforschung an Tagfaltern bekannt. OATES & WARREN (1990) berichten von mindestens 323 Auswilderungs- oder Wiederansiedlungsversuchen bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland, wobei die meisten bekanntgewordenen bis dahin zwischen 1980 und 1988 stattfanden. Abbildung 1 gibt die Gesamtzahl der Versuche und die Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in den bis 1988 wieder ausgestorbenen Fällen wieder, während in Abbildung 2 die

zwischen 1985 und 1988 noch überlebenden dargestellt sind.

Im Folgenden sollen mehrere Fallbeispiele im Zusammenhang mit der (Wieder)Ansiedlung bzw. dem Auswildern von Tagfaltern kurz zusammengefaßt werden. Hierbei soll ein Bogen gespannt werden von extrem aufwendigen aktiven Maßnahmen bis hin zum passiven Abwarten. Unter erstgenanntem liegen mehrere gut dokumentierte Beispiele vor: in Großbritannien die Wiedereinbürgerung von *Glaucopteryx (Maculinea) arion* (siehe weiter unten) und *Lycaena dispar* (PULLIN et al., 1995) und in den Niederlanden von *Glaucopteryx (Maculinea) nausithous* und *G. (M.) teleius* (WYNHOFF, 1998). Passiver sind im relativen Vergleich zwar die Maßnahmen zum Wachtelweizen-Schneckenfalter (*Melitaea athalia*) in Großbritannien einzustufen, aber dennoch lag bei Ihnen ein intensives Management von Flächen zugrunde, die in enger Nachbarschaft zu den wenigen noch bestehenden Populationen zu finden waren (vgl. WARREN, 1987). Als Beispiele für eine eher beobachtende Grundhaltung, die ebenso die Wiederbesiedlung von Habitaten durch Tagfalter dokumentieren konnte, bzw. erwarten läßt, werden Fallstudien zum einen zu *Hesperia comma* (wiederum aus UK; C.D. THOMAS & JONES, 1993) und zum anderen zu den wiesenbewohnenden Bläulingen *G. nausithous*, *G. teleius* und *L. dispar* (mit einer Fallstudie aus Deutschland; SETTELE, 1998) vorgestellt.

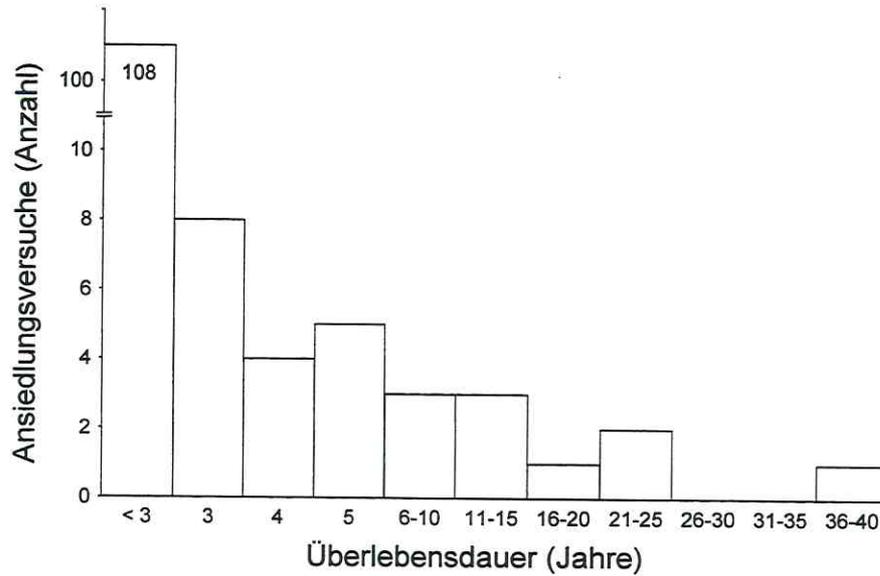


Abbildung 1: Gesamtzahl der Auswanderungs- und Wiederansiedlungsversuche bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland und Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in Fällen, in denen sie bis 1985/1988 wieder ausgestorben war (aus OATES & WARREN, 1990)

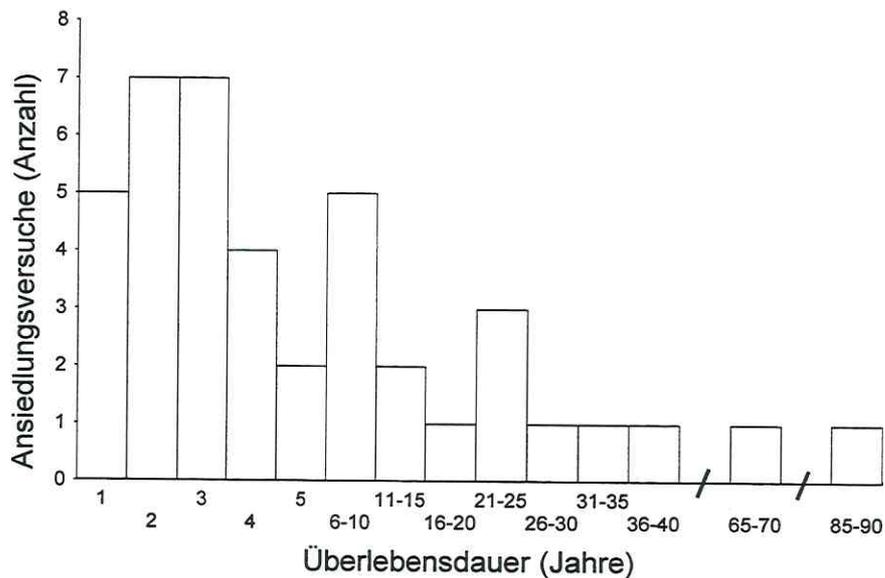


Abbildung 2: Gesamtzahl der Auswanderungs- und Wiederansiedlungsversuche bei Tagfaltern in Großbritannien und Irland und die Dauer der Anwesenheit der jeweils ausgesetzten Population bzw. Kolonie in Fällen, in denen sie bis 1985/1988 überlebte (aus OATES & WARREN, 1990)

2 Fallbeispiel „aufwendiges Auswildern“: der Thymian-Ameisenbläuling *Glaucopsyche (Maculinea) arion* in Großbritannien (nach PULLIN, 1996)

G. arion zählte seit jeher zu den gefährdetsten Tagfaltern in UK. Von 1850 bis 1970 wurde für deren Schutz mehr Aufwand als für jede andere Art betrieben. Hierbei wurde früh erkannt, daß Populationen auch in Biotopen schnell ausstarben, die sich optisch nicht verändert haben und die die beiden zentralen Requisiten der Art aufwiesen, nämlich die Larvenfraßpflanze (Thymian) und Ameisen der Gattung *Myrmica*. Hieraus wurde die Hypothese abgeleitet, daß Habitatveränderungen für den Rückgang nicht verantwortlich zu machen sind. Um 1920 erfolgte schließlich die Einzäunung und Bewachung einer Hauptpopulation zum Schutz vor Sammlern (die als Hauptursache für den Rückgang betrachtet wurden). Doch nach nur 5 Jahren war die Population ausgestorben, während unbewachte Populationen noch weiter existierten. Folglich war klar geworden, daß Sammler nicht die wesentliche Rückgangsursache darstellen konnten. Die teuren Aufwendungen aber, die letztgenannte ausschließen sollten, hielten auch Herbivore fern, was zu einer Veränderung der Vegetationsstruktur durch Sukzessionsprozesse führte. Von 1930 bis 1970 wurden weitere Maßnahmen ergriffen. So erfolgte die Ausweisung von 5 Naturschutzgebieten speziell für diese Art, doch alle Populationen starben aus. Es war schließlich nur noch 1 Kolonie übriggeblieben, als eine intensive Erforschung der Ökologie der Art durch Jeremy THOMAS begann.

Als Ergebnisse der Forschung konnte schließlich festgestellt werden, daß nicht alle Arten der Gattung *Myrmica* als Wirtsameise geeignet waren, sondern ausschließlich die Art *Myrmica sabuleti*. Diese war in ausreichender Zahl aber nur an sehr warmen Lokalitäten zu finden (Süd-

Exposition, Grashöhe unter 3cm; vgl. Abb. 7). Somit war nunmehr klar, daß für den Rückgang in Großbritannien und Nord-Europa mehrere Ursachen verantwortlich waren:

- die Aufgabe der Beweidung steiler, ungedüngter Grünlandbereiche,
- der Kaninchen-Rückgang durch Myxomatose, und, sobald das Gras höher wächst,
- die Verdrängung der geeigneten Wirtsameise durch andere *Myrmica*-Arten.

Da dieser Sachverhalt bis dato unbekannt war, bestand für die intensive Beweidung der Lebensräume keine Veranlassung. Dieses Wissen kam für die Populationen von *G. arion* in Großbritannien zu spät. Die Art ist dort 1979 ausgestorben.

In der Folgezeit erfolgten Habitat-Rekonstruktionen über längere Zeiträume (ab den 1970er Jahren), bevor schließlich eine Wiederansiedlung mit Tieren aus Schwedischen Populationen (im sogenannten „Site X“; vgl. Abb. 3) erfolgte. Hierfür wurde 1983 ein erstes Experiment gestartet, worauf im Jahr 1984 immerhin noch 7 Falter gesichtet werden konnten. Weitere Tiere wurden 1985 und 1986 ausgesetzt, sowie 1986 zusätzliche 200 Larven (siehe Pfeil in Abb. 3). 1987 konnten schließlich 75 Adulte und 1988 150-200 Tiere als Nachkommen gezählt werden (vgl. geschätzte Entwicklung der Eizahlen seit 1983 in Abb. 3). Mittlerweile sind insgesamt 5 Bereiche besiedelt, wobei die Entwicklung eine gewisse Dynamik zeigt, die auch Aussterbeereignisse umfaßt (vgl. Abb. 4).

Als Resümee dieser Aktivitäten bleibt festzuhalten, daß die **Wiederansiedlung erfolgreich, Aufwand und Kosten aber immens waren**, und zwar um Größenordnungen höher als sie bei wissenschaftlich fundierten Schutzmaßnahmen vor dem Aussterben gewesen wären (THOMAS, 1996).

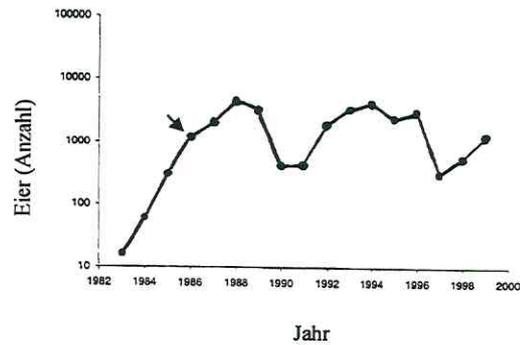


Abbildung 3: Geschätzte Entwicklung der Populationsgröße von *G. arion* auf dem „Site X“, dem ersten Habitat auf dem die Art in Großbritannien 1983 wieder eingeführt wurde (J.A. THOMAS, pers. Mitt.).

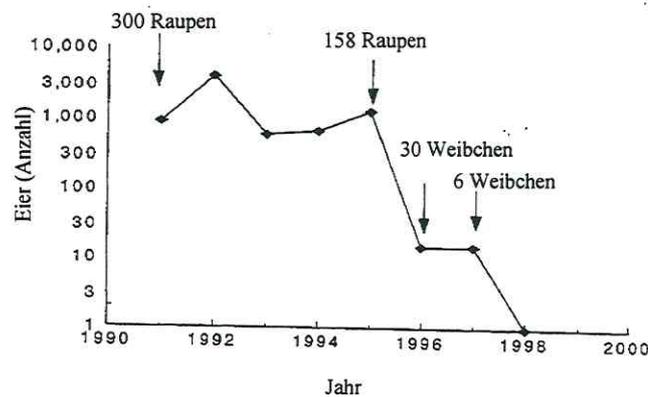


Abbildung 4: Geschätzte Entwicklung der Populationsgröße (Eier) von *G. arion* im Habitat „The Camp“, mit Angabe der Anzahl und Stadien der eingeführten Individuen (J.A. THOMAS, pers. Mitt.).

3 Fallbeispiel „aufwendiges Habitatmanagement und Abwarten“: Wachtelweizen-Scheckenfalter (*Melitaea athalia*) in UK

Diesem Fallbeispiel liegen die Studien von Martin WARREN (1987) zugrunde. Die Entwicklung wurde von PULLIN (1996) zusammengefasst. Für den Scheckenfalter war in Großbritannien eine weit geringere Mobilität festgestellt worden, als bis dato für viele Falter angenommen. Ein starker Rückgang war zu beobachten, der auch das Aussterben in 2 Naturschutzgebieten umfasste, die eigens zu dessen Schutz ausgewiesen

wurden. Es war bekannt, daß die Raupen ihre Fraßpflanze in waldartigen („woodland“) Beständen eines frühen Sukzessionsstadiums nutzt, so diese Pflanzen über mehrere Jahre hinweg einen geeigneten Zustand aufweisen. Es wurden daraufhin neue geeignete Habitate entwickelt, die aber unbesiedelt blieben, außer wenn die Habitate nur 300-500 m von der nächsten Kolonie entfernt lagen. Konsequenterweise wurden die Habitate so entwickelt, daß sie durch die Falter gut erreichbar waren. *Melitaea athalia* hat folglich mittlerweile stabile Populationen in Großbritannien aufbauen können.

4 Fallbeispiel „geduldiges Abwarten“: Komma-Dickkopffalter in Großbritannien (*Hesperia comma*)

Der Komma-Dickkopffalter erreicht die Nordgrenze seiner Verbreitung im Süden Englands. Dort werden ausschließlich warme Mikroklimata an südexponierten Hängen besiedelt. Die Eiablage erfolgt (in Nord-Europa) an eher kümmerlichen Exemplaren des Schafschwingels (*Festuca ovina*) in der Nähe offener Bodenstellen (J.A. THOMAS et al., 1986). Die Habitats wurden traditionellerweise intensiv beweidet, zunächst durch Schafe, später durch Kaninchen. In den 1950er Jahren war ein starker Rückgang der

Kaninchen durch Myxomatose und verringerte Beweidung durch Schafe zu beobachten, was in der Konsequenz einen starken Rückgang von *H. comma* durch veränderte Biotopstrukturen nach sich zog.

Später ging jedoch die Myxomatose wieder zurück und z.T. wurden neue Beweidungskonzepte realisiert. Dadurch konnte sich *H. comma* allmählich erholen und eine langsame Wiederbesiedlung ehemaliger Habitats war zu beobachten (siehe Abb. 5). Hier könnte die (passive) Wiederbesiedlung durch ein intensiveres Beweidungsprogramm noch weiter beschleunigt werden (C.D. THOMAS & JONES, 1993).

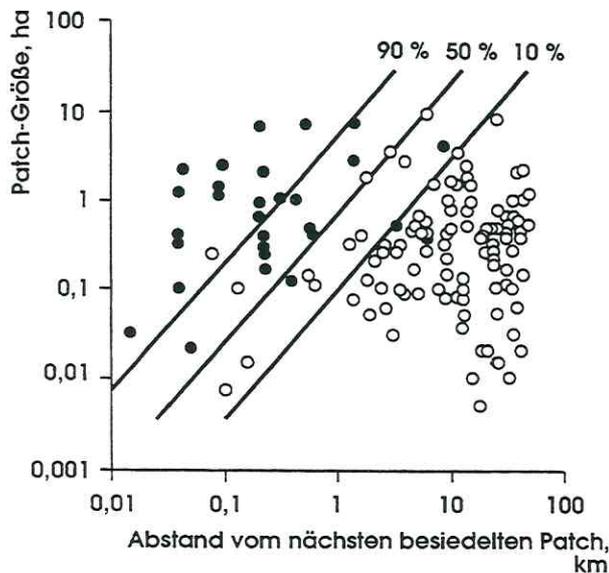


Abbildung 5: (Wieder-)Besiedlung leerer Habitat-Patches durch den Komma-Dickkopffalter *Hesperia comma* auf Magerrasen im Südosten Englands von 1982 bis 1991; in Abhängigkeit vom Abstand vom nächsten besiedelten Patch und von der Patch-Größe.

Gefüllt: 1982 leere, 1991 besetzte Patches; Leer: 1982 leere und auch 1991 nicht besetzte Patches; %-Angaben: Häufigkeit der Kolonisierung, berechnet auf Basis logistischer Regression (aus SETTELE, 1999; verändert nach C.D. THOMAS & JONES, 1993).

5 Fallbeispiel „entspanntes Abwarten“: Bläulinge in der Pfälzischen Rheinebene *G. nausithous*, *G. teleius*, *Lycaena dispar*)

Von SETTELE (1998) wurden in der Pfälzischen Rheinebene die Bläulinge *G. nausithous*, *G. teleius* und *L. dispar*, die alle in den Anhängen der FFH aufgelistet sind, über mehrere Jahre studiert. Im Gegensatz zu den oben vorgestellten Fallbeispielen liegen die Vorkommen dieser 3 Arten näher am Kerngebiet der Verbreitung. Lebensräume im Gebiet (vgl. Abb. 6) sind Wiesen und Weiden unter „ordnungsgemäßer Landwirtschaft“, die in der Regel keinen besonderen Schutzstatus aufweisen. Fraßpflanzen der Rau-pen sind Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*; bei *G. nausithous* und *G. teleius*) bzw. nicht-saure *Rumex*-Arten (bei *L. dispar*). Die Arten zeichnen sich im Gebiet durch eine höhere Mobilität aus, als für viele Falter bislang angenommen (vgl. Settele et al. 1996) und weisen typische Metapopulationsstrukturen auf, d.h. es treten regelmäßig Kolonisations- und Extinktionsereignisse auf (siehe SETTELE, 1998).

Um die entscheidenden Populationsparameter für das Besiedlungspotential der Tiere in der Untersuchungsregion abzuschätzen, wurde das Inzidenz-Funktions-Modell von HANSKI (1994) eingesetzt. Grundlage hierfür bildeten die Präsenz/Absenz-Daten für ca. 300 Patches über mehrere Jahre. Dieses Vorgehen wurde gewählt, weil Kolonisationswahrscheinlichkeiten nur experimentell (sehr großer Aufwand für Wiederbesiedlungsexperimente mit entsprechenden Wiederholungen) oder über große Datensätze (wie in vorliegendem Beispiel) analysierbar sind.

Als Ergebnis der Studien kann festgestellt werden, daß zumindest *G. nausithous* und *L. dispar* mit der Landnutzung blendend zurechtkommen. Sie sind im Prinzip in der gesamten Landschaft zu erwarten (siehe Abb. 6), so vor allem die Mahd und/oder die Beweidung zeitlich und/oder räumlich paßt. Generell kann davon ausgegangen

werden, daß ungemähte Restflächen immer im einen oder anderen Jahr übrigbleiben und somit ein Überleben ermöglichen.

6 Generelle Überlegungen und Diskussion

6.1 Wissenschaftliche Ansätze beim Schutz von Tagfaltern

In diesem Abschnitt soll die Wiederansiedlung im Gesamt-Kontext wissenschaftlicher Ansätze zum Schutz von Tagfaltern (an)diskutiert werden.

Grundvoraussetzung aller Schutzansätze sind umfassende **Kartierungen** und intensives **Monitoring**. Dies wird vor allem auch aus allen Ländern belegt, die erfolgreiche Schutzprogramme auflegten (v.a. Großbritannien und NL). Nur daraus läßt sich das Ausmaß von Veränderungen (z.B. Populationsgrößen und Verbreitung) quantifizieren. Nur wenn das Muster der Veränderung bekannt ist (und dies ist oft unerwartet, siehe z.B. oben erwähnte Studie zu den Bläulingen in der Pfälzischen Rheinebene), liegen die nötigen Informationen vor, um das Problem adäquat in Angriff nehmen und bewältigen zu können. Derartige Voraussetzungen sind in Deutschland nur sehr begrenzt gegeben (z.B. in guten Ansätzen für Baden-Württemberg in EBERT & RENNWALD, 1991)

Ein weiterer zentraler Punkt ist die **Berücksichtigung regionsspezifischer Phänomene**. Populationschwankungen und die Stabilität von Populationen (J.A. THOMAS et al., 1998) können sich genauso wie z.B. die Mobilität (SETTELE et al., 1996) im Kerngebiet der Verbreitung völlig von den Bedingungen zum Rand der Verbreitung hin unterscheiden. Letztgenanntes gilt selbstverständlich auch für Habitatansprüche der Arten und deren Realisierung (siehe Abb. 7). Des weiteren kann die Landschaftsstruktur entscheidend sein und die Habitate können sich von einer

relativ kontinuierlichen Verbreitung hin zu starker Isolation und Fragmentierung geographisch unterscheiden. Die Berücksichtigung solcher Phänomene ist in Deutschland nur sehr begrenzt möglich, da für nahezu keine Art entsprechende populationsbiologische Erkenntnisse in ausrei-

chendem Umfang vorliegen. Selbst für ein und dieselbe Art sind generelle Empfehlungen schwierig und nur geographisch begrenzt übertragbar (vgl. J.A. THOMAS et al., 1998).

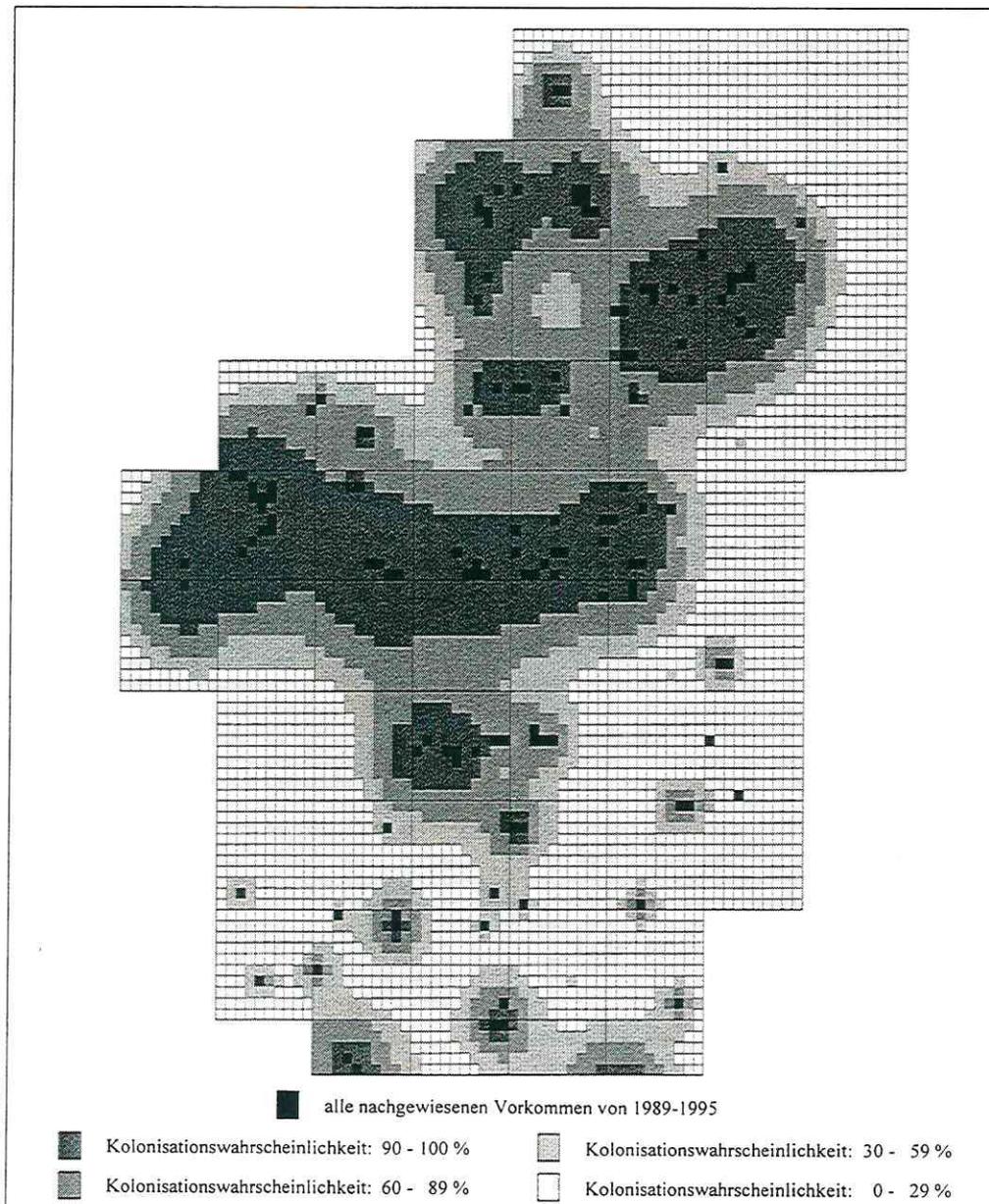


Abbildung 6: Wahrscheinlichkeit der Kolonisation von 500 m-UTM-Quadranten durch *Glaucopsyche nausithous* in der Pfälzischen Rheinebene (Zeitraum: 25 Jahre; aus SETTELE, 1998, 1999).

Grundannahmen: mittlere Wanderstrecke von 2 km und Besiedlungsfaktor 40 (d.h., wenn 40 Individuen einen Patch erreichen, wäre die Kolonisationswahrscheinlichkeit 50 %; vgl. Herleitung in HANSKI, 1994)

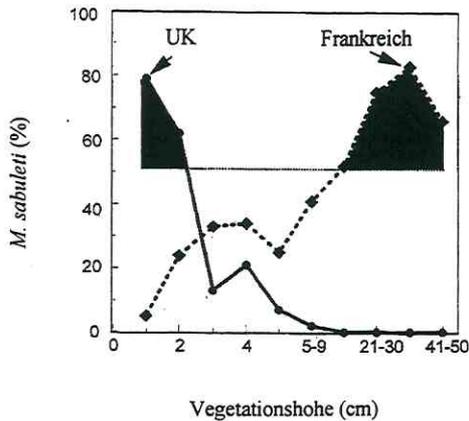


Abbildung 7: Nischenunterschiede von *M. sabuleti* (der Wirtsameise von *G. arion*) und *G. arion* in *G.-arion*-Habitaten in Großbritannien und in Zentral-Frankreich. (nach THOMAS et al., 1998)

Die Frühjahrs- und Sommertemperaturen sind in Zentral-Frankreich etwa 3°C höher als in Großbritannien (nur in den dunklen Bereichen sind die Bedingungen für *G. arion* geeignet; nach J.A. THOMAS, 1996). [Auf der y-Achse ist der prozentuale Anteil angegeben, den *M. sabuleti* an Ködern unter den Raupenfraßpflanzen *Thymus* bzw. *Origanum* einnimmt.]

Schließlich drängt sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit nationaler Strategien auf, vor allem dann, wenn daraus eine hohe Priorität für den Schutz **seltener** Arten (oder deren Wiederansiedlung) resultiert, selbst wenn diese in anderen Regionen (z.T. selbst in nicht allzuweiter Entfernung) häufig sind. Extrem deutlich wird dies bei aktiv wieder eingeführten Arten wie *G. arion* in Großbritannien (siehe oben) oder *G. nausithous* und *G. teleius* in den Niederlanden (WYNHOFF, 1998).

Derartige Prioritätensetzungen finden sich auffällig häufig an den – häufig klimatisch bedingten - Verbreitungsgrenzen der Arten. Gerade dort kommt es aber viel eher zur Ausbildung instabiler Populationen (Beispiel Variationskoeffizient der Populationsschwankun-

gen von *Maniola jurtina* in UK, siehe J.A. THOMAS et al., 1994), die schwierig und damit nur teuer zu erhalten sind.

Es drängt sich hier häufig der Verdacht auf, daß **Wiederansiedlungen als Naturschutzmaßnahmen oft getarnte Spielwiesen der Wissenschaft darstellen.**

6.2 Subjektive Wertung zum Thema „Abwarten oder Auswildern“

a) Wiederansiedlung für ökologische Grundlagenforschung: Die Wiederansiedlung ist ein zentraler Punkt für die Abschätzung von Kolonisationspotentialen (ansonsten nur indirekte Ableitung z.B. über Inzidenzmodelle möglich).

b) Wiederansiedlung als Naturschutzmaßnahme: Die Stellung in einer Prioritätenliste würde sich auf naturwissenschaftlichem Hintergrund etwa folgendermaßen darstellen:

- 1) zuerst gute Faunistik
- 2) fundierte Einschätzung von Populationstrends
- 3) Habitatanalysen zum Schutz bestehender Populationen (in vielen Fällen sind die Nischen der Präimaginalstadien enger und stärker ephemeral als angenommen)
- 4) Habitatanalysen für Wiederansiedlung

4.1) passive Ansiedlung („Abwarten“) aus Landschaftskontext

4.2) aktive Ansiedlung („Auswildern“) v.a. über längere Distanzen

Die Stellung in einer solchen Prioritätenliste ist letztlich aber eine **gesellschaftliche Entscheidung**. Obwohl zunächst ökonomisch „unvernünftig“, kann die erfolgreiche Wiederansiedlung einer zuvor ausgestorbenen Art für die Anliegen des Naturschutzes mehr bringen als die Erhaltung einer Art, da die Vermarktung wesentlich **öffentlichkeitswirksamer** erfolgen kann (Beispiel Thymian-Ameisenbläuling in UK).

Dank

Für die Bereitstellung wichtiger Informationen bedanken wir uns bei Jeremy Thomas (ITE - Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK) und Andrew Pullin (University of Birmingham, UK). Ein Dankeschön auch an Eckhard Gottschalk und Michael Mühlenberg für die Einladung zur Veranstaltung. Ferenc Kassai (Zoologisches Museum, Budapest, Ungarn) half bei der Vor-/Auf-Bereitung einiger Abbildungen.

Literatur

- Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 + 2: Tagfalter I + II. Ulmer, Stuttgart.
- Hanski, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63, 151-162.
- Oates, M.R. & M.S. Warren (1990): A review of butterfly introductions in Britain and Ireland. – A contract report for the Joint Committee for the Conservation of British Insects (JCCBI), funded by the World Wide Fund for Nature.
- Pullin, A.S. (1996): Restoration of Butterfly Populations in Britain. *Restoration Ecology* 4, 71-80.
- Pullin, A.S., I.F.G. McLean & M.R. Webb (1995): Ecology and conservation of *Lycaena dispar* – British and european perspectives. In: A.S. Pullin (ed.): *Ecology and Conservation of Butterflies*. Chapman & Hall, London, 150-164.
- Settele, J. (1998): *Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis*. Teubner, Leipzig & Stuttgart.
- Settele, J. (1999): II-5.2 Isolation und Metapopulation. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed, Landsberg, 1-14.
- Settele, J., K. Henle & C. Bender (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5, 187-206.
- Thomas, C.D. & T.M. Jones (1993): Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology* 62, 472-481.
- Thomas, J.A. (1996): The case for a science-based strategy for conserving threatened butterfly populations in the UK and North Europe. In: J. Settele, C. Margules, P. Poschlod & K. Henle (eds.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht, 1-6.
- Thomas, J.A., C.D. Thomas, D.J. Simcox & R.T. Clarke (1986): The ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. *Journal of Applied Ecology* 23, 365-380.
- Thomas, J.A., D. Moss & E. Pollard (1994): Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species' ranges. *Ecography* 17, 215-220.
- Thomas, J.A., R.T. Clarke, G.W. Elmes & M.E. Hochberg (1998): Population dynamics in the genus *Maculinea* (Lepidoptera: Lycaenidae). In: J.P. Dempster & I.F.G. McLean (eds.): *Insect population dynamics in theory and practice*. Chapman & Hall, London, 261-290.
- Van Swaay, C.A.M. (1990): An assessment of the changes in butterfly abundance in the Netherlands during the 20th century. *Biological Conservation* 52, 287-302.
- Warren, M.S. (1987): The ecology and conservation of the Heath Fritillary butterfly *Mellicta athalia*. (1): Host selection and phenology. (2): Adult population structure and mobility. (3): Population dynamics and the effect of habitat management. *Journal of Applied Ecology* 24, 467-513.
- Wynhoff, I. (1998): Lessons from reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. *Journal of Insect Conservation* 2, 47-57.

Ethologische Begleitforschung - ein Erfolgskriterium bei Wiederansiedlungen heimischer Wildtiere

Wolfgang SCHERZINGER

Nationalpark Bayerischer Wald, Freyunger Str. 2, 94481 Grafenau

Zusammenfassung

Wiederansiedlung stellt die Möglichkeit zur Renaturierung der heimischen Fauna, soweit sich die Lebensräume noch eignen. Ein Großteil der durchgeführten Projekte folgt dem Grundsatz „je mehr desto besser“ und nimmt den Verlust großer Stückzahlen freigesetzter Wildtiere in Kauf. Diese Rigorosität zusammen mit meist geringer Effizienz haben Auswilderungsprojekte - gerade in Naturschutzkreisen - in Mißkredit gebracht. Um Mißbrauch auszuschließen, wurden national/international Kriterienlisten zu dieser Artenschutz-Methodik aufgestellt, die aber ausschließlich formalen Inhalts - und für die praktische Projektgestaltung wenig hilfreich - sind.

Das Referat zeigt am Beispiel eigener Projekte aus dem Nationalpark Bayerischer Wald mit Uhu, Habichtskauz und Auerhuhn, daß Qualität vor Quantität gehen muß! Auf der Basis ethologischer Beobachtungen konnten Trainingsprogramme, das richtige Freilassungsalter, die günstigste Auswilderungstechnik und Hilfestellungen bei der nachfolgenden Betreuung entwickelt werden, die die Erfolgsquote deutlich anhoben - auch bei den „schwierigen“ Arten.

Einführung

Nahezu alltäglich erreichen uns alarmierende Meldungen vom Rückgang bedrohter Tierarten in unseren Landschaften bis hin zum Aussterben in ihren bisherigen Verbreitungsgebieten. Für eine relativ kleine Auswahl lokal verschwundener Arten kann die Wiederansiedlung eine reelle Chance als Schutzmaßnahme sein, vorausgesetzt, daß die betreffenden Lebensräume in Qualität und Ausdehnung noch artgerecht sind. Dies trifft speziell Wildtiere, die nicht durch Lebensraumzerstörung sondern durch Überjagung bzw. unmittelbare Verfolgung verdrängt worden waren (wie große Greifvögel und Eulen, große Prädatoren und Huftiere sowie Biber, Wasservögel etc.). Eine solche Faunen-Renaturierung ist nicht nur aus dem Blickwinkel der Wiederherstellung möglichst ursprünglicher

Biodiversität von Bedeutung, sondern auch zur Sicherung möglichst naturnaher Entwicklungen in Großschutzgebieten - wie z.B. Nationalparks (im Sinne von „Prozeßschutz“).

Gleichzeitig birgt die Freisetzung von Wildtieren als Artenschutzmaßnahme auch das Risiko zum Mißbrauch, wenn z.B. dadurch die wirklichen Umweltprobleme nur kaschiert werden (Alibi-Aktionismus z.B. in Ansiedlungsversuchen von Birkhühnern in abgetorften Mooren). Daneben veranlaßt die Vielzahl sehr teurer und erfolgloser Projekte die meisten Naturschutzbehörden und -verbände zu größter Zurückhaltung - bis zur Ablehnung - von Wiederansiedlungsvorhaben, was sich in den diversen „Empfehlungen“ besonders deutlich widerspiegelt, die vorwiegend als Verhinderungs-Instrument formuliert sind (vgl. ANL 1981), - dem Praktiker jedenfalls keine

Hilfestellung bieten. Das Scheitern derartiger Projekte ist häufig auf die Überschätzung des verbreiteten Ansatzes „die Masse macht's“ (man müßte nur genug Tiere rauslassen, dann werden schon einige durchkommen!) bei gleichzeitiger Unterschätzung der etho-ökologischen Aspekte zurückzuführen. Beispielhaft seien Erfahrungen mit eigenen Projekten zur Wiederansiedlung bzw. Bestandsaufstockung großer Vogelarten im Nationalpark Bayerischer Wald - mit über 15-jähriger Laufzeit - vorgestellt, bei denen die Verhaltensbeobachtung z.T. erhebliche Verbesserungen der Ansiedlungsergebnisse ermöglichte. Insgesamt umfaßt meine bisherige Tätigkeit die jeweilige Vermehrung in Gefangenschaft und Freisetzung von 100 Uhus - *Bubo bubo* (1972-1985), 147 Kolkkraben - *Corvus corax* (1974-1999), 189 Habichtskäuzen - *Strix uralensis* (1975-1999), 396 Auerhühnern - *Tetrao urogallus* (1985-1999); (eine Zuchtstation für Fischotter - *Lutra lutra* - mußte nach 8-jährigem Betrieb - trotz guter Nachzuchten - aus Kostengründen geschlossen werden).

Krisenfälle der Verhaltensentwicklung bei nachgezüchteten Vogelarten

Da die Entnahme von Wildtieren für Umsiedlungen in nur wenigen Fällen verantwortbar (z.B. Steinbock, Rothirsch, Nashörner) oder zielführend erscheint (z.B. Feldhühner, Fische, Krebse), muß beim Großteil der Wiederansiedlungsprojekte auf Gefangenschafts-Nachzuchten zurückgegriffen werden (vgl. SCHERZINGER 1991a). Die Nachzucht freilandtauglicher Jungtiere stellt jedoch meist deutlich höhere Ansprüche als die bloße Vermehrung sonst freilebender Wildtiere in menschlicher Obhut. Im Wesentlichen muß man folgende Phänomene beachten:

Deprivation

Eine unzureichende Verhaltensentwicklung während der Ontogenese kann

a) durch Mangelernährung ausgelöst werden: Bei Liebhaberzüchtern und z.T. auch in der Falknerei

wird häufig energiearmes und einseitiges „Billigfutter“ eingesetzt, womit Vogeljunge z.B. zwar einen arttypischen Phänotyp entwickeln, hinsichtlich des Verhaltensinventars jedoch ganz erhebliche Ausfälle bzw. Anomalien aufweisen können. Über entsprechende Vergleichsserien während ihrer Nestlingszeit unterschiedlich ernährter Turmfalken, Amseln und Meisen konnte THALER (1978 u. 1992, zit. in CURIO 1992) überdurchschnittliche Aggression und Unfähigkeit zu normalen Kontakten im innerartlichen Sozialverhalten bei Deprivationstieren aufzeigen.

b) durch mangelnde Umweltreize induziert werden: Zoo-Nachzuchten, die in einer „reizlosen“ Umwelt erlebnis- und strukturarmer, oft auch weitgehend abgeschirmter Gehege aufwachsen, erreichen mitunter keine arttypische Entwicklung des Nervensystems, was sich sogar in Proportionen und Masse des Gehirns niederschlagen kann! Derartige Deprivationseffekte, die - auch körperlich gesund erscheinenden - Jungtieren die Lösung komplexer Aufgaben deutlich erschweren, wurden bei Enten, Tauben, Mardern, Füchsen etc. nachgewiesen (EBINGER & LÖHMER 1985, EBINGER, RÖHRS & POHLENZ 1989). Dem Tierhalter erwächst hier ein schwer lösbarer Konflikt, wenn er einerseits zur Maximierung der Reproduktionsleistung möglichst jedes Verlustrisiko senken will,- z.B. durch Handaufzuchten, Abschirmung vor Streß und Störungen, vor allem Predation und Parasitierung,- andererseits eine möglichst naturnahe Aufzucht in einer anregenden Umgebung gewährleisten soll. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Waldhühner (*Tetraonini*), bei denen ein quantitativer Nachzuchterfolg erst durch besondere Berücksichtigung von Störungsfreiheit und Hygiene gelang - ganz auf Kosten der Qualität des Nachwuchses (vgl. ASCHENBRENNER 1985, SCHERZINGER 1989)!

Prägung

ist ein während der Ontogenese zeitlich eng begrenzter Lernvorgang, der bereits in frühem Alter Präferenzen für das Adulttier festlegen kann.

a) So wählen Stockenten-Weibchen (*Anas platyrhynchos*) z.B. nach HESS (1973) den Nistplatz-Typ, der ihrem eigenen Geburtsort am besten entspricht; diese Prägung ist bereits am 2. Lebenstag abgeschlossen! Ganz analog konnte SCHADEN (1992) eine Materialpräferenz bei der Brutplatzwahl von Schleiereulen (*Tyto alba*) feststellen, die während ihrer Nestlingszeit jeweils auf eine Umgebung aus Brettern, Ziegeln oder Strohballen geprägt worden waren. Zur Vermeidung witterungsbedingter Aufzuchtverluste wurden Auerhuhnkücken in den Anfangsjahren des Nationalpark-Projektes bis zur zweiten Lebenswoche in oder an Gebäuden aufgezogen. Aus Rückmeldungen subadult freigesetzter Hühner gibt es Hinweise, daß diese später als Adulttiere in Ortschaften bzw. an und in Gebäuden Schutz, Geborgenheit und Brutplatz suchten! Um das Risiko von Fehlprägung gering zu halten, erfolgt die Aufzucht heute - vom Schlupf weg - nur noch unter freiem Himmel.

b) Ebenso störend kann für ein Artenschutzprogramm die Prägung auf einen artfremden Sozial- oder Sexualpartner sein, wie es beim Einsatz von Ammen möglich ist. In einem spektakulären Projekt zur Steigerung des Reproduktionserfolgs beim hochgradig bedrohten Schneekranich (*Grus americana*) wurden z.B. die häufigen Kanadakraniche (*Grus canadensis*) als Ammen eingesetzt, mit dem bestürzenden Erfolg, daß die Adoptivkinder zu Bastardierung neigten (Round-Table IOC/Ottawa 1986)! Auch bei dem Wiederansiedlungsprojekt mit Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) im Nationalpark stellte sich die Frage, ob die Integration von Jungtieren aus der Gefangenschaftszucht im Freiland durch eine Adoption von Nestlingen durch freilebende Waldkäuze (*Strix aluco*) verbessert werden könnte. Bei der Erprobung entsprechender Aufzuchtbedingungen im Gehege kam es aber nicht nur zur Prägung auf die Ammenart als Sozialpartner, sondern auch zur Hybridisierung - über gleich 3 Generationen (SCHERZINGER 1983)!

c) Im Zusammenhang mit dem Großeinsatz nachgezüchteter Uhus für die Wiederansiedlung

in verwaisten Arealen Deutschlands wurde ernsthaft diskutiert, wieweit die Eulen vor ihrer Freisetzung einer Beuteprägung auf das jagdschädliche „Raubzeug“ ausgesetzt werden sollten, damit das Artenschutzprojekt zur Förderung des Uhus gleichzeitig mit einer Reduktion von Waschbären und verwilderten Katzen verknüpft werden könne! Tatsächlich zeigen die meisten Eulen eine klare Präferenz für die gewohnte Beute, eine irreversible Festlegung auf bestimmte Beutetiere, wie sie einer Prägung entspräche, ist aber real nicht belegt - und wäre gerade für den Uhu als Spitzenpredator äußerst riskant.

Reifung

Soweit überlebenswichtige Verhaltensweisen „angeboren“ bzw. genetisch präformiert sind, kann es für Freilassungsexperimente ausschlaggebend sein, deren Reifungs-Zeitpunkt möglichst genau zu kennen.

a) Das trifft insbesondere für die Beuteerwerbshandlung bei Predatoren zu, die - wie im Beispiel der Eulen (*Strigidae*)- in ihren Einzelteilen zwar „angeboren“ ist, in ihrer arttypischen bzw. funktionellen Verknüpfung aber einer Reifung unterliegt. Dieser Prozeß kann auch durch „Beutefangtraining“ nicht beschleunigt werden. Nach Testreihen an Jungtieren sind Steinkäuze (*Athene noctua*) oder Uhus (*Bubo bubo*) erst Ende des 3. Lebensmonats bzw. mit rund 100 Tagen in der Lage, selbständig Beute zu machen, was dementsprechend dem günstigsten Freisetzungsalter entspricht (vgl. SCHERZINGER 1974, ILLE 1983).

b) Bei risikoarmer Aufzucht von Auerhuhnkücken in möglichst hygienischem - und damit kaum strukturierten - Umfeld, zeigen die Hühner später als Ausgewachsene typischerweise einen völligen Ausfall von Verhaltensweisen einer artgemäßen Strukturnutzung, indem sie nicht aufbaumen: Sie übernachten - selbst bei Schneelage - auf dem Waldboden und gehen damit nicht nur ein hohes Predationsrisiko ein sondern sind auch außer Stande, das Nahrungsangebot in den Baumkro-

nen zu nutzen. Wie einfache Versuche während der Kückenaufzucht zeigten, muß dieser Verhaltenskomplex nicht gelernt werden, doch bedarf er bestimmter Umweltreize, um eine entsprechende Reifung in Gang zu setzen! In der Praxis genügt es, den Kücken spätestens ab 10. Lebenstag Steine, Äste, Holzklötze, Rasenstücke etc. als Strukturen zum Steigen, Klettern, Aufbaumen und Springen zu bieten, um eine arttypische Verhaltensentwicklung zu sichern (SCHERZINGER 1989).

Lernen

spielt während der Jugendentwicklung eine zentrale Rolle, was speziell bei Tierarten, die landläufig als „primitiv“ eingestuft werden, weil sie wesentliche Kenntnisse „instinktiv“ beherrschen sollten, häufig unterschätzt wird. So wird die Nahrungswahl bei jungen Waldhühnern in deutlich stärkerem Maße durch das Vorbild der Mutter bestimmt, so daß es zu lokaler Traditionsbildung kommen kann (vgl. Futtertradition bei Graugans, in FRITZ & BISENBERGER 1999). Entsprechend muß Hühnern aus der Hand- oder Ammenaufzucht vor ihrer Freilassung die Möglichkeit zum Kennenlernen nahezu aller wichtigen Nahrungspflanzen geboten werden,- untrainierte Tiere verhungern andernfalls selbst im günstigsten Biotop! Daraus resultiert ein hoher Pflegeaufwand zur Vorbereitung der Junghühner, wobei eine rohfaserreiche Pflanzenkost gleichzeitig die notwendige Ausbildung des Verdauungstraktes bewirkt, wie sie für die Verwertung der energiearme Kost im Auerhuhnbiotop Voraussetzung ist.

Sozialisation

Wenn die ethologischen Zusammenhänge im Detail auch völlig unklar sind, so seien hier unter dem Begriff der „Sozialisation“ alle Verhaltensentwicklungen zusammengefaßt, die einer engen Bindung der Jungtiere an deren Mutter bedürfen. Erwähnt sei hier das Phänomen, daß z.B. Auerhühner aus der Handaufzucht erhebliche Ausfälle bei der Reproduktion zeigen (wie Verlegen der

Eier, frühzeitiger Abbruch der Bebrütung, unaufmerksames Führen der Küken), alles Leistungen, die sie nicht am Vorbild lernen könnten! Da unter Gefangenschaftsbedingungen meist nur wenige Hennen ihre Küken selbst erbrüten, wurden im Nationalpark-Projekt ersatzweise Zwergghennen als Ammen geboten. Die bisherigen Ergebnisse bestätigen den Qualitätsgewinn durch diese Maßnahme, wobei zusätzlich auch Aufmerksamkeit, Reaktionsgeschwindigkeit und Feindverhalten bei Feindbegegnung positiv beeinflusst werden: So sollten Waldhühner vor Bodenfeinden typischerweise fliehen, vor Luftfeinden aber sich drücken (Diskussion in CURIO 1992). Hennen- bzw. Ammen-aufgezogene Küken beherrschen diese überlebenswichtige Differenzierung, selbst wenn die Henne kein Vorbild in Alarmsituationen abgibt.

Streßwirkungen

Für den Erfolg von Auswilderung bzw. Ansiedlung freigesetzter Wildtiere können abrupte Veränderungen des Umfeldes (Umsiedlung, Freilassen in unbekanntes Gebiet, Vergesellschaftung mit unbekanntem Artgenossen, Einsatz unbekanntem Pflegepersonals) außerordentlich nachteilig sein. So ist das Freilassen „aus dem Transportkarton“ nur bei sehr robusten Arten zu verantworten; Auerhühner können z.B. für Stunden in einer Art „Schreckstarre“ verharren, verenden mitunter in dieser Position bzw. sind eine leichte Beute. Im Projekt des Nationalpark Bayer. Wald wird deshalb bei Umsiedlung in neue Gehege ein Set gewohnter Strukturen mitgenommen (z.B. Futter-schale, Sitzastanordnung).

Überraschend zeigte die Dispersion freigesetzter Junguhus, daß sich z.B. das Störungs-niveau am Aufzuchtort mit der jeweiligen Abwanderungs-entfernung korrelieren ließ: So verblieben die in völlig abgeschirmten Zuchtgehegen aufgewachsenen und ebenda im Alter von rund 3 Monaten ausgewilderten Uhus in rund 12-15 km Umkreis zum Freilassungsort. Jungvögel, die in einem naturnahen Großgehege mit Besucherverkehr aufgewachsen waren, wanderten hingegen im

Mittel 59 km weit ab; die größten Entfernungen legten Eulen zurück, die - im günstigen Freilassungsalter - aus Liebhaberzuchten zur Adoption übernommen worden waren (im Mittel 84 km, maximal 124 km; SCHERZINGER 1987). Letztere Jungtiere entwickelten keinerlei Ortsbindung an den Freilassungsort.

Beim Habichtskauz verstreichen Subadulte noch im ersten Herbst über meist große Entfernungen, was die Begründung eines örtlichen Vorkommens erheblich erschwert. Da diese Tendenz ab dem zweiten Herbst erloschen scheint, bleiben adult freigelassene Eulen i.R. im Auswilderungsgebiet - müssen wegen verminderter *fitneß puncto* Beuteerwerb aber weiterhin mit Futter versorgt werden. Durch eine Kombination der beiden Altersklassen ließ sich sowohl die Ansiedlung von wenigstens 5 freifliegenden Brutpaaren im Auswilderungsgebiet als auch eine Etablierung von Habichtskäuzen im benachbarten Böhmerwald erreichen.

Projektgestaltung auf der Basis ethologischer Erfahrungen

Grundsätzlich empfiehlt sich Naturbrut bzw. Aufzucht durch die eigenen Eltern bei der Gewinnung von Tieren für die Auswilderung bzw. Ansiedlung vor der Handaufzucht. Bei Übernahme von Jungvögeln aus Tiergärten oder Zuchtstationen kann die Adoption durch „Zieh- eltern“ vor Ort sehr hilfreich sein: So nahm ein freilebendes Kolkrabenpaar wenigstens 10 freigelassene Jungraben zu seinen eigenen 3 Jungen und führte diese übergroße Familie erfolgreich durch den Sommer.

Wichtig ist in jedem Fall das günstigste Freilassungsalter, das bei Eulen mit dem Reifungsabschluß der Beuteerwerbshandlung gegeben ist (rund 3 Monate-Alter), beim Auerhuhn erst im Spätherbst liegt, wenn auf Grund eines weitgehend abgeschlossenen Wachstums von Gefieder und Körpermasse der Bedarf an hochwertigem Futter deutlich absinkt und die Hühner zur Knospenaufnahme in den Baumkronen übergehen

(rund 4 Monate-Alter). Besonders wichtig erschien bei dieser Vogelgruppe die mehrwöchige Gewöhnung an das natürliche Umfeld sowie ein möglichst störungsfreier Übergang zum Freileben (z.B. ohne Fang oder Heraustreiben der Tiere). In jedem Fall erwies sich die Versorgung der Tiere nach der Freisetzung als erfolgsfestigend. Dies betrifft z.B. das Futterangebot für Jungeulen, damit deren Kondition während ihrer explorativen Phase unabhängig vom Jagderfolg bleibt (Uhu, Habichtskauz) - oder ein regelmäßiges Aufsuchen der sich im Freiland bereits autark ernährenden Auerhühner, um diesen den gewohnten Sozialkontakt mit dem Pfleger zu bieten. Unter Berücksichtigung etwaiger Prägungsphänomene wurden die Aufzucht- und Freilassungsstandorte grundsätzlich in Lebensraum-typische Situationen gelegt; darüberhinaus wurden die räumlichen Distanzen der Eulen-Gehege so gewählt, daß die freigelassenen Jungvögel benachbarte Stationen über Stimmkontakt unschwer finden konnten.

Zusammenfassend sei betont, daß es für Wiederansiedlung und Bestandsaufstockung keine Einheitsrezepte geben kann, vielmehr jedes Projekt art- und ortsspezifisch konzipiert werden muß. Die Kriterien für ein derartiges Management dürfen sich dabei nicht auf Formalismen beschränken (z.B. Genehmigungen, Herkunftsfrage) sondern müssen sich im gleichen Maße an Ökologie und Verhalten der Tiere orientieren. Zur Projektgestaltung werden daher nicht nur fundierte Kenntnisse über Mindestpopulationsgrößen, Nahrungs- und Flächenbedarf benötigt sondern ebenso über die artspezifische Leistungsfähigkeit des Verhaltens, damit abgeschätzt werden kann, was die Tiere „angeborenermaßen“ mitbringen, bzw. was über Reifungs-, Prägungs- bzw. Lernprozesse erworben werden muß, denn schließlich müssen wir die Entscheidungen zur Standortwahl und die Fähigkeit zur Einnischung als Verhaltensleistungen der Wildtiere anerkennen (vgl. „ethologische Nische“; SCHERZINGER 1991 b)!

Tab. 1: Empfehlungen zur Ansiedlung / Wiederansiedlung von Tieren.

Bis auf die Spalten B.1 - 6 sind die - größtenteils formalen - Kriterien eher als Verhinderungsinstrument denn als Hilfestellung für das Artenschutzmanagement konzipiert (nach ANL 1981)

A.1	Keine Einbürgerung fremdländischer / standortfremder Arten
A.2	Keine Wieder-Einbürgerung
B.1	Wiederansiedlung nur in geeigneten Biotopen des ursprünglichen Verbreitungsgebietes
2	Keine konkurrierenden Programme (z.B. mit Konkurrenten, Predatoren)
3	Rückgangsursachen müssen bekannt - und beseitigt - sein
4	Optimierung der Auswilderung und Integration unter Beachtung des natürlichen Verhaltens
5	Langfristige Vorbereitung durch Biotopgestaltung (Freilassungsorte, Umfeld)
6	Vorstudie durch experimentelle Auslotung der Effektivität von Methodik und Logistik
7	Keine Wiederansiedlung von Arten, die sich über natürliche Zuwanderung etablieren könnten
8	Keine Entnahme von Tieren aus bedrohten Wildbeständen
9	Nur entsprechende Herkünfte (Unterarten, Ökotypen)
10	Beachtung des gesetzlichen Rahmens (Tier- und Artenschutz)
11	Wissenschaftliche Erfolgsprognose
12	Zeitliche Begrenzung des Projektes
13	Betreuung und Überwachung wissenschaftliches Monitoring
14	Akzeptanzwerbung durch Öffentlichkeitsarbeit und breite Information
15	Nationale und internationale Koordination
16	Dokumentation

Auch wenn es Tatsache ist, daß Ansiedlungen mitunter gelangen, die schlecht bis gar nicht vorbereitet waren - und umgekehrt gut durchdachte Projekte mißlingen können, so verpflichtet allein unsere Verantwortung gegenüber den lebenden Tieren, die wir in ein solches „Experiment“ einsetzen, die jeweils bestmöglichen Erfolgchancen anzustreben. Die bisherigen Projekte im Nationalpark Bayer. Wald zwangen jedenfalls zu permanenter Fortentwicklung der Aufzucht- und Freisetzungsmethode,- und für das viele „Lehrgeld“ bin ich dankbar.

Literaturverzeichnis

- ANL (Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 1981): Empfehlungen zur Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Kolloquium Augsburg
- ASCHENBRENNER, H. (1985): Rauhfußhühner, Schaper/Hannover: 153 S.
- CURIO, E. (1992): Hilfen für wildlebende Vogelpopulationen und ethologische Erkenntnisse für die Erhaltungszucht. Vortrag II. Symp. Erhaltungszuchtprogr. für bedrohte Papageien/Detmold: 12 S.
- EBINGER, P. & R. LÖHMER (1985): Zur Hirn- und Körpergewichtsbeziehung bei Stock- und Hausenten. Zool. Anz. 214: S. 285-290
- EBINGER, P., M. RÖHRS & J. POHLENZ (1989): Veränderungen von Hirn- und Augengrößen bei wilden und domestizierten Truthühnern (*Meleagris gallopavo* L., 1758). Z. zool. Syst. Evolut.-forsch. 27: S. 142-148

Tab. 2: Check-Liste für Wiederansiedlungen

	<i>Kriterium</i>	<i>Merkmal</i>
1.	Rückgangsursachen	Direkte Verfolgung, indirekte Benachteiligung, Biotopverlust
2.	r-Strategen k-Strategen	Generationswechsel und Vermehrung = rasch Generationswechsel und Vermehrung = langsam
3.	Ökologische Nische	Stenökologie vs. Euryökologie
4.	Ethologische Nische	Strukturen, Störungen, Inner- und zwischenartliche Beziehungen
5.	Raumansprüche	Flächenbedarf (Reviere), Siedlungsdichte, Minimumpopulation, Metapopulation
6.	Tiermaterial	Wildfänge / Nachzucht, geographisch-taxonomische Herkunft, ethologisch-ökologische Eignung
7.	Jungenentwicklung	Handaufzucht, Naturnahe Aufzucht, Eltern- oder Ammenkontakt
8.	Auswilderung	Am Geburtsort / Umsiedlung, abrupte Freisetzung, allmähliche Auswilderung
9.	Integration	Lebensraumeingliederung, Dispersion / Ortsbindung
10.	Überwachung	Betreuung nach Freisetzung, Monitoring, akzeptanzfördernde Öffentlichkeitsarbeit

FRITZ, J. & A. BISENBERGER (1999): Traditionsbildung in der Graugansschar der Konrad-Lorenz Forschungsstelle Grünau. *Öko-L.* 21: S. 23-26

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

ILLE, R. (1983): Ontogenese des Beutefangverhaltens beim Steinkauz (*Athene noctua*). *J. Ornith.* 124: S. 133-146

SCHADEN, G. (1992): Der Einfluß von Früherfahrung auf die Nistplatzwahl bei Schleiereulen (*Tyto alba guttata*). *Egretta* 35: S. 58-68

SCHERZINGER, W. (1974): Die Jugendentwicklung des Uhus (*Bubo bubo*) mit Vergleichen zu der von Schneeule (*Nyctea scandiaca*) und Sumpfohreule (*Asio flammeus*). *Bonner zool. Beitr.* 25: S. 123-147

SCHERZINGER, W. (1983): Beobachtungen an Waldkauz-Habichtskauz-Hybriden (*Strix aluco* x *Strix uralensis*). *Zool. Garten/Jena* 53: S. 133-148

SCHERZINGER, W. (1987): Der Uhu *Bubo bubo* L. im Inneren Bayerischen Wald. *Anz. ornith. Ges. Bayern* 26: S. 1-51

SCHERZINGER, W. (1989): Die Nachzucht freilandtauglicher Auerhühner. *Gef. Welt* 113: S. 121-124

SCHERZINGER, W. (1991 a): Allgemeine Aspekte zur Eignung von Tieren aus der Gefangenschaftszucht für Wiederansiedlungsprojekte. In: Bund Natursch. Bayern (Hrsg.): Die Wildkatze und ihre Wiedereinbürgerung in Bayern. *Wiesenfelder Reihe* 8: S.16-27

SCHERZINGER, W. (1991 b): Die „ethologische Nische“, ein Schlüsselproblem im Biotop- und Artenschutz. *Seevögel (Sonderh. „Naturschutz u. Verhalten“)* 12: S. 93-99

THALER, E. (1978): Probleme bei der Bebrütung und Aufzucht von Sperlingsvögeln (*Passeres*). *Gef. Welt* 78/3: S. 41-44

1

Artenschutz für Fischadler – Nestlinge verfrachten oder Erstbrüter anlocken?

Daniel SCHMIDT

Im Brückle 17; 72116 Mössingen; e-mail: Daniel.B.Schmidt@t-online.de

Einführung

Der Fischadler (*Pandion haliaetus*) stand im Verlauf des 20. Jahrhunderts in Mitteleuropa zweimal kurz vor der Ausrottung durch den Menschen. In Westdeutschland war das Brutvorkommen seit 1963 vorübergehend erloschen (Schmidt 1995), dagegen konnte sich in Ostdeutschland ein kleiner Restbestand dauerhaft halten. Inzwischen hat sich die verbliebene Brutpopulation von der früheren Verfolgung und Vergiftung mit Pestiziden gut erholt, so daß es zu einem steten Wachstum des Bestandes kommt. Die Zahl der in Deutschland horstenden Paare wuchs von 147 im Jahr 1988 auf 346 im Jahr 1998, hat sich also innerhalb der letzten 10 Jahre mehr als verdoppelt (Schmidt 1999). Trotzdem verläuft die Wiederbesiedlung ehemaliger Brutgebiete besonders in Westdeutschland sehr langsam, so daß es ab Anfang der 1990er Jahre nur zu wenigen Brutansiedlungen in Niedersachsen und zu einer in Bayern kam. Verschiedene andere Wiederbesiedlungen durch einzelne Paare am Rande des Verbreitungsgebietes, z.B. auf der Insel Rügen oder in Thüringen (Auerswald 1995), sind nach wenigen Jahren wieder erloschen oder nicht dauerhaft von Bruterfolg begleitet.

Um die Rückkehr des Fischadlers in viele Regionen Deutschlands zu beschleunigen oder langfristig zu sichern, haben sich verschiedene Initiativen gebildet, die durch praktizierten Artenschutz tätig geworden sind. Es handelt sich bei diesen Initiativen um Vertreter von Naturschutzverbänden, behördlichen Einrichtungen oder Privatpersonen. Im Vordergrund ihrer Aktivitäten steht dabei das Anbringen von

Nisthilfen. In Baden-Württemberg und in Bayern wurde hingegen auch die aktive Wiedereinbürgerung diskutiert, ohne daß es aber bislang zu entsprechenden Projekten kam.

Im folgenden sollen daher zwei Methoden zur Wiederansiedlung von Fischadlern vorgestellt und in ihrer Wirksamkeit verglichen werden. Die Ausführungen basieren auf Erfahrungen aus einem mehrjährigen Forschungs- und Artenschutzprojekt am Fischadler, das am Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen durchgeführt wurde. Mit den Ausführungen wird nicht Partei für oder gegen die eine oder andere Methode ergriffen oder die Frage nach dem Sinn ihrer Anwendung gestellt, es sollen vielmehr die verhaltensbiologischen Hintergründe zur Beurteilung der Methoden erörtert werden.

Verfrachtung

Die erste Methode ist die Verfrachtung von nahezu flüggen Nestlingen an vorgesehene zukünftige Brutplätze und ihre dortige Freilassung. Die Methode basiert auf der Tatsache, daß junge Fischadler häufig in die Nähe des Ortes zurückkehren, an dem sie selbst flügge wurden, um dort zu brüten. Da Fischadler als Zugvögel einige Wochen nach dem Flüggewerden den elterlichen Horst verlassen und sich auf den Zug begeben, ist die Methode außerdem dadurch gekennzeichnet, daß man nur wenige Wochen im Jahr mit den praktischen Arbeiten an den Vögeln beschäftigt ist. Mit einer Nestlingsverfrachtung verkürzt man die mehrere Tausend Kilometer weiten Zugstrecken um

wenige Hundert Kilometer, da Einbürgerungsgebiete in der Regel südlich von den bereits bestehenden Brutgebieten liegen. Flüge Fischadler erlernen den Fischfang nicht von ihren Eltern, sondern haben den Fanginstinkt angeboren, so daß die verfrachteten Jungvögel nach geringfügiger Zufütterung und nach kurzer Zeit selbständig werden. Durch die Entnahme der Jungvögel nach mehreren Wochen Nestlingszeit ist außerdem ein weitestgehend natürliches Aufwachsen der Jungvögel in den elterlichen Horsten gewährleistet. Bei der Freilassung von jungen Fischadlern werden immer wieder auch adulte Fischadler in Wiederansiedlungsgebiete gelockt, da die Vögel in der Brutzeit untereinander Kontakt suchen, und tragen somit zum Erfolg der Maßnahmen bei. In den USA wurde die Methode der Nestlingsverfrachtung an Fischadlern in mehreren Bundesstaaten erfolgreich durchgeführt und hat zur Etablierung von inzwischen anwachsenden Brutpopulationen geführt. Da Fischadler relativ anspruchslos in Bezug auf Fischgewässer und Brutplätze sind, konnten solche Projekte sogar an Stauseen mit intensiver Freizeitnutzung oder in innerstädtischen Großparks stattfinden (vgl. Martell 1995). In Europa läuft ein derartiges Projekt seit wenigen Jahren in Großbritannien, wo schottische Fischadlernestlinge nach Mittelengland verbracht werden.

Nisthilfen

Die zweite Methode ist die Errichtung von Nisthilfen in Form von Kunsthorsten, um Fischadler zur Brut anzulocken. Nistplattformen werden in großer Zahl in vielen Ländern innerhalb der Brutgebiete des Fischadlers angeboten, meist um Erstbrüterpaare in Bestandslücken zu locken, vielfach aber auch zur Stabilisierung von bestehenden Horsten oder um Alternativhorste anzubieten. In Finnland beispielsweise sind ca. 40 % aller Fischadlerhorste auf Nisthilfen angelegt worden, bei einer Populationsgröße von ca. 1200 Paaren. Generell wird das Angebot an geeigneten Nistplätzen als der limitierende Faktor für die Populationsdichte des Fischadlers angesehen. Es kann den

Nisthilfen daher eine hohe Bedeutung als Steuerinstrument der kleinräumigen Fischadlerverbreitung zukommen. Diese Bedeutung erhält allerdings dadurch eine Einschränkung, daß die Besetzung von Kunsthorsten durch Fischadler meist nur in unmittelbarer Nähe zu bereits bestehenden Brutvorkommen erfolgt. Der Grund hierfür liegt darin, daß junge, unerfahrene Fischadler bei ihrer ersten Horstplatzsuche bevorzugt die Nähe benachbarter Fischadler suchen, beziehungsweise alte, bereits bestehende Horste übernehmen. Oft gelingt es jungen Fischadlern auch nicht, bei ihrem ersten Horstbauversuch, einen stabilen Horst zu errichten, der nicht abstürzt. In solchen Situationen bestehen die größten Erfolgsaussichten, durch eine Nisthilfe ein Fischadlerpaar zur Brut an einen Ort zu binden. In großen Entfernungen von mehreren zig bis hundert Kilometern vom nächsten Brutplatz entfernt werden Nisthilfen nur äußerst selten angenommen. Die wenigen Beispiele erfolgreicher Besetzungen in solchen Situationen existieren nur dort, wo sich Fischadler während des Durchzugs wiederholt und über längere Zeit aufgehalten haben, zum Beispiel in der Nähe von Bitterfeld in Sachsen-Anhalt (Röber & Schmidt 1998). Im Rahmen der vom ILN Singen durchgeführten Arbeiten an Fischadlern wurden in mehreren Regionen Deutschlands, das heißt innerhalb und außerhalb des ostdeutschen Brutgebietes über 40 Nisthilfen angebracht, von denen nur ein geringer Teil von Fischadlern besetzt wurde. Bei allen angenommenen Kunsthorsten handelte es sich um Plätze, die in unmittelbarer Nachbarschaft zu bereits besetzten Horsten lagen. Es ist weiterhin anzumerken, daß die Errichtung von geeigneten Nisthilfen nur Spezialisten möglich ist, die über ausreichende Kenntnisse, Erfahrung und handwerkliche Fähigkeiten verfügen.

Abschlußkommentar

Zusammenfassend und als Kommentar läßt sich formulieren, daß einerseits die derzeitige Zunahme des Fischadlerbestandes in Deutschland keine Artenschutzmaßnahmen auf

Bundesebene zwingend notwendig macht. Die natürliche Wiederausbreitung der Brutpopulation ohne direkt manipulierende Eingriffe zu verfolgen, ist außerdem ein wissenschaftlich sehr interessantes Thema. Andererseits bietet sich durch aktive Maßnahmen die Chance, den positiven Trend zu verstärken und somit auch dem Naturschutz durch erfolgreiche Arbeit Auftrieb zu verleihen. Da es in den vergangenen Jahren immer wieder zu schlecht durchgeführten Wiedereinbürgerungsversuchen mit Vogelarten gekommen ist, wird die Diskussion um eine Nestlingsverfrachtung durch Voreingenommenheit belastet und somit derzeit nicht weitergeführt. Das Angebot an Nisthilfen weitab von bestehenden Brutplätzen bedarf vorab einer genauen Abwägung, da derartige Maßnahmen nur selten erfolgreich sind und sich dadurch leicht der Kritik aussetzen.

Literatur

- Auerswald, J. (1995): Zur Rückkehr des Fischadlers *Pandion haliaetus* als Brutvogel nach Thüringen.- Vogelwelt 116: 191-192.
- Martell, M. (1995): Osprey *Pandion haliaetus* reintroduction in Minnesota, USA.- Vogelwelt 116: 205-207.
- Röber, G. & D. Schmidt (1998): Brutansiedlung des Fischadlers im Landkreis Bitterfeld. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 35(1): 11-16.
- Schmidt, D. (1995): Zur ehemaligen Brutverbreitung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Westdeutschland. - Vogelwelt 116: 173-176.
- Schmidt, D. (1999): Untersuchungen zur Populationsbiologie und Habitatnutzung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Deutschland. – ILN-Werkstattreihe 6 (zugl. Diss. Univ. Halle/Wittenberg): 1-100.



Abb. 1: Fischadler mit Beute (Foto: D. Nill).

Wildbiologie und Naturschutz am Beispiel Luchs: seine Wiederansiedlung in den Ostalpen

Antal FESTETICS

Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen

Zusammenfassung:

Die Wiederansiedlung des Luchses in den Ostalpen hat das Institut für Wildbiologie der Universität Göttingen in den 70er Jahren durchgeführt. Ausgesetzt wurden insgesamt 9(6:3) Wildfänge aus den Nordkarpaten. Das Vorhaben war sowohl handlungsorientiert (Artenschutz) als auch erkenntnisorientiert (Forschung). Die Erfassung des Raum-Zeit-Systems der Luchse erfolgte mit Hilfe der Radiotelemetrie und durch winterliches Ausfährten. Berichtet wird in knapper Form über Ablauf und Ergebnisse des Göttinger Luchsprojektes als Beispiel für Wildbiologie und Naturschutz.

Das Göttinger Luchsprojekt in den Alpen hat, was die Intensivphase betrifft, 6 Jahre gedauert, und zuvor hatten wir 2 Jahre zur Vorbereitung in den Alpen und Karpaten gebraucht. Von den hier aufgezählten Komponenten des Wiederansiedlungsvorhabens sind besonders Motivation (Menschen) und Wildfänge (Luchse) hervorzuheben (Tab. 1). Die Begleitforschung darf nicht als Selbstzweck, sondern sollte als zeitlich benutztes Hilfsmittel einer Artenschutzmaßnahme verstanden werden. Von den Kriterien die wir in der Planungsphase der Luchs-Wiederansiedlung erarbeitet haben (Abb. 1), sind der ‚Existenz‘-Faktor für den Luchs (Biotop, einschließlich Beuteangebot!) und die „Erfolgs“-Kontrolle (Begleitforschung) für das Vorhaben besonders wichtig.

Als Standort für das Eingewöhnungsgehege wurde Turrach (in 1.600 m Meereshöhe) in den Ostalpen beim Dreiländereck Steiermark-Kärnten-Salzburg im Grenzbereich des Natio-

nalparks Nockberge ausgewählt. Wir haben vorher in den slowakischen Karpaten mit einem hand-zahmen Luchs Bewegungsabläufe und Beutefangszeneen simuliert, um die Spurenbilder und Risse in freier Wildbahn rekonstruieren und deuten bzw. bestimmen zu können.

Ein Jahr nach der ersten Luchs-Auswilderung in Turrach fand in der nächstgelegenen Stadt Murau das vom Göttinger Institut organisierte „1. Internationale Luchs-Kolloquium“ statt, welches die Weltnaturschutzorganisation IUCN zu ihrer offiziellen Veranstaltung erklärt hat. Die Referate hielten Luchsexperten aus neun europäischen Staaten. Das Kolloquium war eine wichtige wissenschaftliche aber auch naturschutzpolitische Schützenhilfe für unser Vorhaben. Die Ergebnisse sind in Buchform erschienen: FESTETICS, A. Ed./1978: „Der Luchs in Europa. Verbreitung, Wiedereinbürgerung, Räuber-Beute-Beziehung“ (355 Seiten, Kilda-Verlag, Greven).

Tabelle 1: Phasen des Projektes

I. VORBEREITUNG (2 JAHRE)	II. DURCHFÜHRUNG (6 JAHRE)
<p><u>A. Alpen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Kriterienkatalog • Biotopanalyse • Standortwahl • Genehmigung • Geldbeschaffung • Motivation • Schulung <p><u>B. Karpaten</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Freilandstudien • Arbeit mit zahmen Fuchs • Partnerschaftsvertrag • Wildfänge • Quarantäne 	<p><u>C. Alpen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Transport und Quarantäne • Auswilderung (1977) • Funkpeilung • Ausfahrten • Riss-Meldungen • Motivation • Pressemeldungen • Luchs-Kolloquium (1978) • Fortsetzung • Auslaufphase (seit 1982) <p><u>D. Göttingen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Auswertung • Veröffentlichung

KRITERIEN DER WIEDERANSIEDLUNG

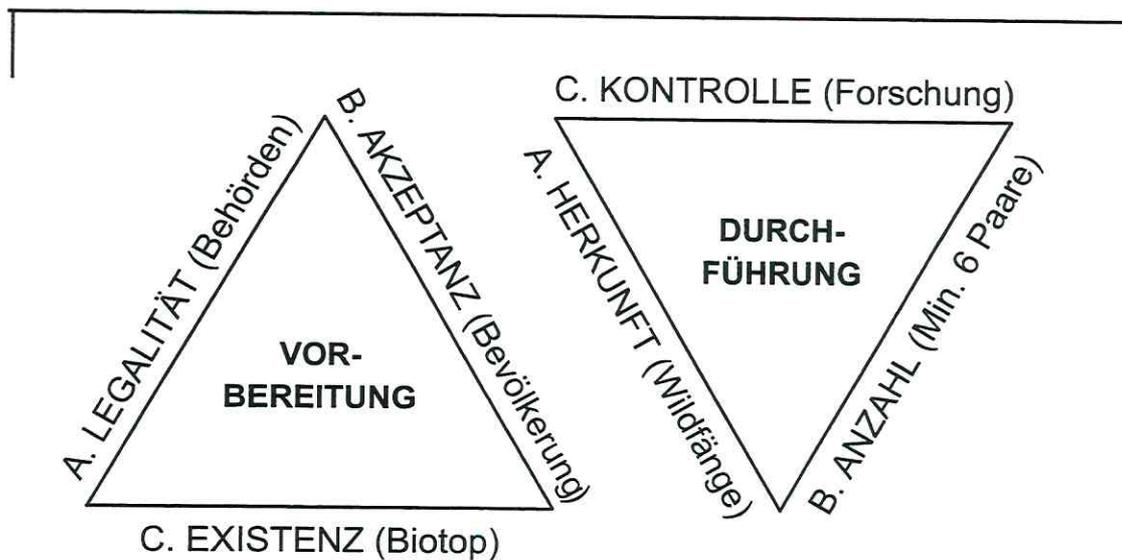


Abb. 1: Kriterien der Wiederansiedlung

Das Göttinger Luchsvorhaben in den Alpen war damals in mehrfacher Hinsicht ein Pilotprojekt mit Pioniercharakter, vor allem was die Methoden und die Mitwirkenden betrifft: So ist die Radiotelemetrie erstmals überhaupt bei der Auswilderung eines Raubtieres und erstmals im Hochgebirge erprobt bzw. eingesetzt worden. Die Funkortung sendermarkierter Luchse erfolgte zu Fuß und per Auto, aber auch aus dem Flugzeug dann, wenn die Funkverbindung, durch die Vertikalstrukturen der Gebirgszüge bedingt, unterbrochen war und deshalb Suchflüge nötig waren. Das Ziel der Begleitforschung war

- das Raum-Zeit-System der Luchse unmittelbar nach ihrer Freilassung zu erkunden,
- aus dem Aktivitätsmuster der Luchse ihre Lebensweise zu rekonstruieren und
- eventuell verendete Tiere rechtzeitig auffinden, um die Todesursache klären zu können.

Wir stellten uns die Frage, wie geht die Einpassung, das „Besitzergreifen“ der Luchse in einem Milieu vor sich, in dem die Art zwar heimisch, aber seit mehr als 100 Jahren nicht mehr anwesend ist; infolgedessen die von uns ausgewilderten Luchse vorerst keinen „Territorialdruck“ von Artgenossen zu spüren bekommen, und sie somit in ein „intraspezifisches Vakuum“ stoßen. Werden sie deshalb abwandern oder bleiben? Wie geht die „territoriale Etablierung“ bei Luchsen vor sich und welche Rolle spielen dabei Biotop und Beuteangebot? Zum einen sollten dabei die technischen Schwierigkeiten, die das Hochgebirge stellt, überwunden werden, zum anderen aber galt es die Forschung selbst als Störfaktor zu minimieren. Ein Beispiel für die radiotelemetrische Erfassung von vier sendermarkierten Luchsen im weiteren Umfeld des Auswilderungsgebietes ist in **Abb. 2** ersichtlich. Das wichtigste Ergebnis war, dass die Tiere nach der Freilassung und im darauffolgenden Winter relativ ortstreu waren und nicht weit weg abgewandert sind.

Das circadiane Aktivitätsmuster der Luchse hat uns deutlich gemacht, dass sie polyphasisch leben, also keineswegs nur nachts unterwegs sind, wie bisher angenommen. Luchse durch-

streifen ihren gesamten Wohnraum im Laufe von 15 bis 30 Tagen im Pirschgang, mit täglichen Wegstrecken zwischen 5 km und 10 km. Sie markieren ihre Routen mit Harn und durch die beständige Begehung der Wechsel entsteht ein System von Luchspfaden als Leitlinien, die zahlreiche Orientierungspunkte des standortstreuen Luchses miteinander verbinden, und zu denen dieser regelmäßig zurückkehrt. Die Aktionsräume können sich intersexuell, aber auch intrasexuell teilweise überlappen. Die Harnmarkierung informiert Artgenossen, aber grenzt sie nicht aus. Es gilt beim Luchs das Prinzip „vermeiden statt vertreiben“ also eine nur „relative Territorialität“.

Erstmals wurde in diesem Projekt aber auch das winterliche Ausfährt im Gebirge erprobt, was in den lawinengefährdeten Hochalpen bei extrem hohen Schneelagen ungleich schwieriger ist, als im Mittelgebirge. Die Spurentaxation ist mehr, als nur eine Bestätigung des Luchses – sie ermöglicht auch die Rekonstruktion seines Revierganges und seines Beutefangverhaltens. In den ersten 3 Jahren nach der Wiederansiedlung waren bei unserer Feldforschung in den Alpen abwechselnd 4 bis 5 Mitarbeiter aus Göttingen im Einsatz. In den darauffolgenden 3 Jahren waren es hauptsächlich Studenten aus Österreich, die bei unserem Vorhaben mitgewirkt haben. Wichtige Hilfsquellen zur Deutung des Verhaltens im Freiland waren

1. die an verschiedenen Gatterluchsen gewonnenen Erkenntnisse, welche teilweise, aber keineswegs zur Gänze übertragbar sind (Konvergenz-Methode);
2. die indirekten Zeichen im Freiland, wie Radiotelemetrie-Signale, Spuren im Schnee und Risse, die mit entsprechender Erfahrung und Phantasie (aber gerade deshalb mit der nötigen Vorsicht!) eine Nachvollziehbarkeit bzw. Deutung ermöglichen (Rekonstruktionsmethode);
3. Versuche mit einem handzahmen Luchs im Freiland (im Gebirge) in der Gestalt von inszenierten bzw. simulierten Bewegungsabläufen und Beutefanghandlungen.

Diese haben sich als sehr aufschlussreich erwiesen, sind als Methode der klassischen Verhaltensforschung seinerzeit von Konrad Lorenz mit freifliegenden Graugänsen entwickelt und wurden später am Göttinger Wildbiologie Institut erstmals an Schalenwild angewandt: (Experimentelle Methode).

Die Einpassung der ausgewilderten Luchse in dem neuen Wohnraum erfolgte in drei Phasen (Abb. 3):

In der Initialphase (A) haben die Beutetiere der Luchse (z.B. Rehe) im Allgemeinen noch keine persönliche „Luchserfahrung“. Die Folgen sind höhere Schalenwildverluste und Ausbreitung, aber noch keine Vermehrung der Luchse.

In der Phase der Etablierung (B) ist das Wild bereits scheu geworden und die Luchse verlieren deshalb ihr Beuteinteresse mehr auf Weidenvieh (z.B. Schafe). Die Folgen sind in der Regel geringere Schalenwildverluste und eine spürbare Vermehrung der Luchse.

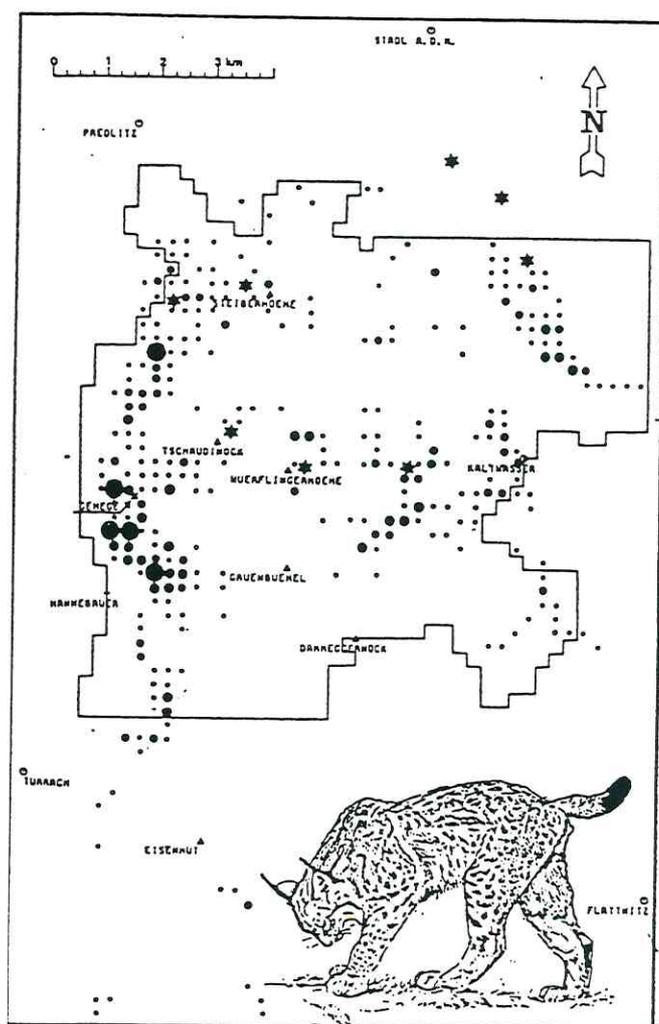


Abb. 2: Beispiel für die radiotelemetrische Erfassung von vier sendermarkierten Luchsen im weiteren Umfeld des Auswilderungsgeheges



Abb. 3: Drei Phasen der Einpassung ausgewilderter Luchse im neuen Wohnraum

In der Phase der Stabilisierung (C) schließlich breiten sich die Luchse weiter aus, ihre Bestandsdichte wird dadurch geringer und in dieser biocöologischen Ausgleichsphase „normalisiert“ sich im Allgemeinen das Verhältnis Jäger – Gejagte zwischen Luchsen und ihren Beutetieren. Dieses hier schematisch und vereinfacht wiedergegebene Modell kann auch als ein dialektisches Dreieck von These-Antithese-Synthese angesehen werden.

Die Horrormeldungen von Rehverlusten durch Luchse relativieren sich, wenn ihre Zahl a.) auf den Raum-Zeit-Faktor und b.) auf die (geschätzte) Höhe der Rehbestände bezogen wird. So gesehen, hatten unsere Luchse in Turrach etwa 2-3% der Rehpopulation erbeutet, während rund 12% der Rehe allein dem Straßenverkehr zum Opfer fiel.

Das Verbreitungsbild des Luchses in Österreich (Abb. 4) macht das Kerngebiet seines Siedlungs-

areals nach der Auswilderung und die Vorstöße einzelner Luchse in Nachbargebiete deutlich. Luchse, die früher aus dem Norden (slowakische Karpaten) nach Österreich hinüberwechselten, wurden allesamt erschossen und als „seltenes Waidmannsheil“ bejubelt. Zwei Jahre nach der ersten Aussetzung haben unsere 9 Luchse in den Ostalpen eine Fläche von insgesamt rund 58.000 Hektar und im vierten Jahr (einschließlich Nachwuchs) etwa 100.000 Hektar als Wohn- und Streifgebiet benutzt. Rechnet man einzelne Luchse dazu, die sich maximal bis zu 150 km vom Ansiedlungsort entfernt haben, so war das von Luchsen zeitweilig besiedelte Gesamtareal 6 Jahre nach der Auswilderung rund 500.000 Hektar groß.

Drei Luchse wurden im Laufe der ersten 5 Jahre von Jägern erschossen bzw. in Schlageisen getötet und die Dunkelziffer dürfte weitere 2 bis 3 Abschüsse betragen. Um Verluste dieser Art auszugleichen, ist es vorrangig wichtig, durch

Aussetzung weiterer Luchse am selben, bewährten Ort eine Bestandesstützung vorzunehmen. Dies umso mehr, als die Wiederansiedlung in Turrach lehrreich und erfolgreich war. Seitdem bestehen bereits auch Kontakte zwischen unseren und den in Slowenien angesie-

delten Luchsen. Zuletzt hatten wir schließlich 1994 einen weiblichen Luchs mit zwei Jungen im Kerngebiet Turrach dort angetroffen, wo seinerzeit (also immerhin vor 17 Jahren!) die Auswilderung stattgefunden hat!

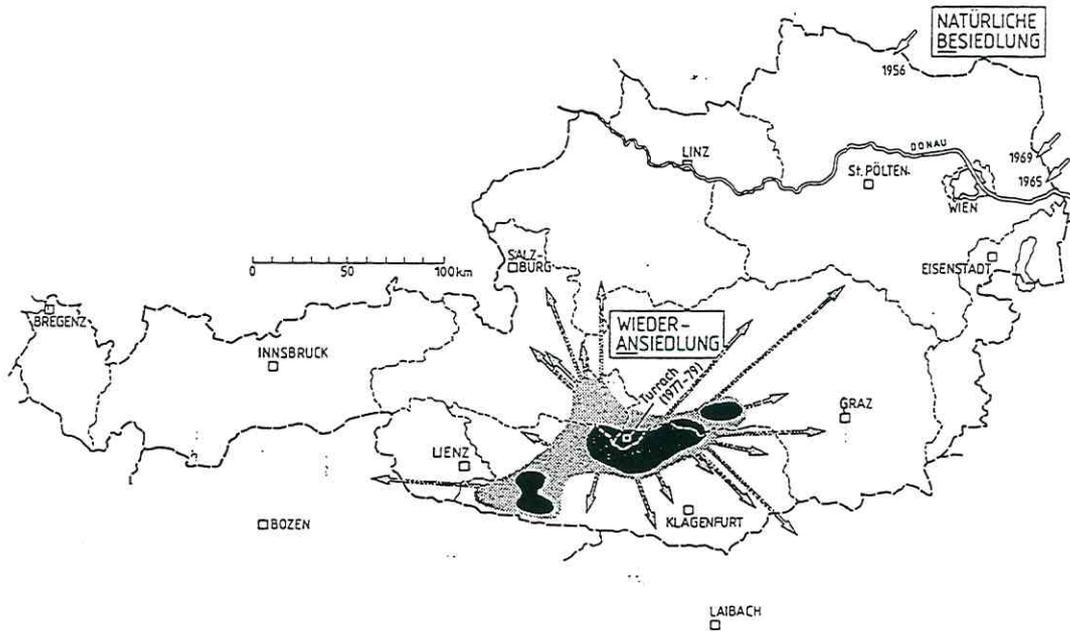


Abb. 4: Verbreitungsbild des Luchses in Österreich

Zusammenfassend kann festgestellt werden: Die Ansiedlung des Luchses ist handlungsorientiert, seine Erforschung ist erkenntnisorientiert. Unser Motto war nicht: „weil wir Luchsforschung betreiben wollen, setzen wir Luchse aus“, sondern es lautete vielmehr: „wenn wir Luchse aussetzen wollen, dann müssen wir auch projektbegleitende Forschung betreiben“. Die Forschung ist eine Folge, aber nicht die Ursache von Wiederansiedlungen.

Der Luchs hat sich, was seine Anwesenheit und seine Wirkung betrifft, als „auffallend unauffällig“ erwiesen. Er hat weder die Hoffnung von Förstern erfüllt, mit seiner Hilfe die Schäl- und Verbißschäden minimieren zu können, noch die Befürchtung von Jägern bestätigt, wegen des

Luchses nicht mehr lustvoll waidwerken zu können. Das „Luchsproblem“ hat sich weniger als ein ökologisches, sondern vielmehr als ein psychologisches Problem erwiesen. Alte Feindbilder und Angstträume kehrten zurück. Durch die Heimkehr des Luchses sind aber weder Rotwild noch Rotkäppchen existentiell bedroht, ja nicht einmal Bambi, obwohl das Rehwild in Mitteleuropa zu seiner Hauptbeute gehört.

Zur Auswahl der Herkünfte und Elterntiere beim nordrhein-westfälischen Programm zur Wiedereinbürgerung des Atlantischen Lachses *Salmo salar* L.

GOTTFRIED W. SCHMIDT

Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen,
Leibnitzstr. 10, 45659 Recklinghausen

Einleitung

1986 beschlossen die für die Belange des Rheins zuständigen Umweltminister der einzelnen Anlieger-Staaten, das „Aktionsprogramm Rhein“ mit dem Ziel für das Jahr 2000: „Das Ökosystem des Rheins soll in einen Zustand versetzt werden, bei dem heute verschwundene, aber früher vorhandene höhere Arten (z.B. der Lachs) im Rhein als großem europäischen Strom wieder

heimisch werden können“ (IKSR 1987). Die Wiedereinbürgerung des Lachses ist damit Zweck und Maßstab für ökologische Verbesserungen und zugleich Maßnahme des Artenschutzes. Die weiteren Ausführungen werden sich auf Aspekte, die mit der Wiedereinbürgerung des Lachses verbunden sind, beschränken.

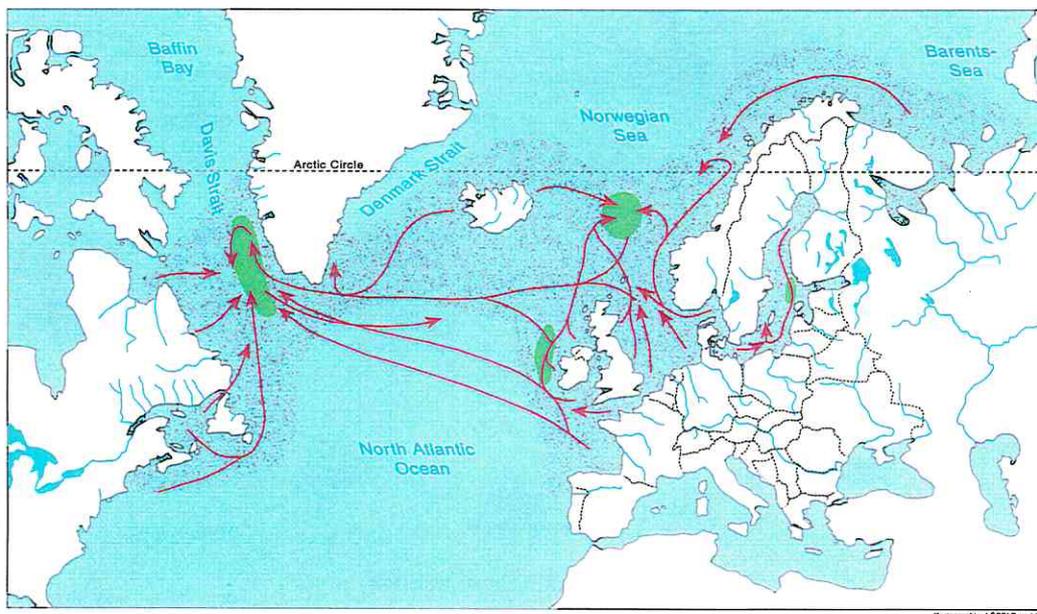


Abb.1: Verbreitung (punktiert) sowie Hauptwanderwege (Pfeile) und wichtigste Weidegründe (grün) von *Salmo salar* (aus SCHMIDT 1996 n. MILLS 1989, SHEARER 1992, u.a.)

Der Atlantische Lachs

Salmo salar LINNÉ, 1758, ist ein anadromer Wanderfisch. Sein natürliches Verbreitungsgebiet erstreckt sich über weite Bereiche des Nordatlantik, einschließlich dessen Randmeere (Abb. 1). In Deutschland beherbergten ursprünglich alle größeren Flüsse, die in Nord- und Ostsee münden, starke Lachspopulationen. Als Folge zu starker Wasserverschmutzung und der Unterbrechung der Wanderwege der Fische vom Meer bis in die Oberläufe der Fließgewässer durch Wehre nahmen ab etwa Mitte des 19. Jahrhunderts die Lachsbestände überall drastisch ab und seit etwa 1950 war die Art in ganz Deutschland nicht mehr nachzuweisen.

Die Laichgebiete des Lachses liegen im Meta- und Hyporhithron unserer Fließgewässer, also in der unteren Forellen- und in der Äschenregion. Das eigentliche Laichhabitat sind flache, mäßig

angeströmte Kies- und Geröllbänke oberhalb flacher Strecken mit turbulenter Strömung, sog. Rauschen. Die Laichzeit beginnt etwa Anfang November und erstreckt sich bis Ende Dezember. In anderen Regionen kann sie früher beginnen oder später enden.

Zur Eiablage wirft der Rogner flache Gruben im Gewässersediment aus. Nach der Besamung wird der Laich mit dem Aushub einer neuen Grube zugedeckt. Die Entwicklung der Eier dauert mehrere Wochen. Je nach Temperatur schlüpfen die Dottersacklarven im März oder April. Sie verbleiben im Sediment bis der Dottersack weitgehend aufgezehrt ist. Etwa 3-6 Wochen nach dem Schlüpfen emergieren die nun schwimmfähigen Brütlinge und verteilen sich im Bereich der unterhalb des Geleges liegenden Rauschenstrecke. Jeder Jungfisch besetzt ein Revier von wenigen m², das er gegen Konkurrenten verteidigt.

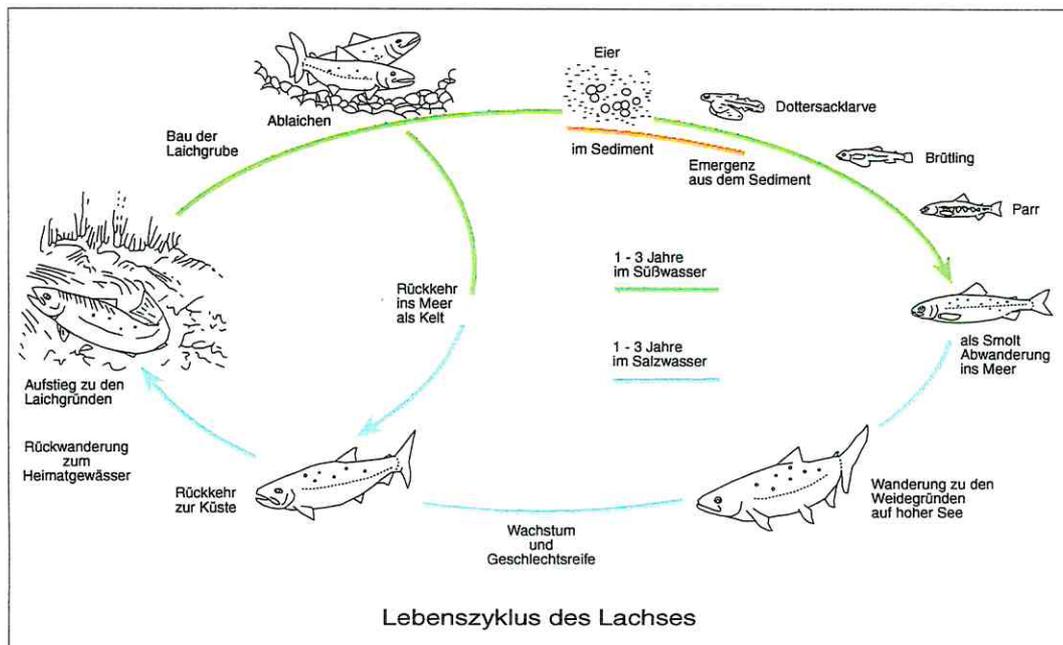


Abb. 2: Lebenszyklus des Lachses (die für das Leben im Süßwasser und im Meer angegebenen Jahre sind Durchschnittswerte für das gesamte Verbreitungsgebiet, weitere Erläuterungen im Text)

Er ernährt sich nun von Kleintieren, vor allem der Gewässerdrift. Bei extremen Niedrig- und Hochwässern, sowie im Winter zieht sich der Junglachs in Stellen mit tieferem Wasser zurück. Im Frühjahr des zweiten oder dritten Lebensjahres wird er zum sog. Smolt und wandert ins Meer ab. Dort unternimmt der Fisch weite Wanderungen zu Gebieten mit reichlichem Nahrungsangebot (Abb.1) und frisst dann vor allem kleine Fische, wie Lodde, Sprotte und Junghering, sowie pelagischen Krebse. Letztere verleihen seinem Fleisch die charakteristische rote Farbe. Nach ein bis drei Jahren Meeresaufenthalt kehrt das nun geschlechtsreif gewordene Tier zum Laichen in das Gewässer zurück, aus dem es als Jungfisch abgewandert war (Abb.2). Der Atlantische Lachs kann im Gegensatz zu den pazifischen Lachsen mehrmals ablaichen. Wegen der großen Strapazen, vor allem während des Aufstiegs im Süßwasser, und des hohen Befischungsdruckes ist der Anteil der Individuen, die ein zweites Mal ablaichen, nur noch sehr gering (siehe auch MILLS 1989, SHEARER 1992 u.a.).

Kurzer Überblick über das NRW-Lachsprogramm

Der nordrhein-westfälische Beitrag zum Lachsprogramm am Rhein konzentriert sich im Wesentlichen auf das Rhein-Subsystem der Sieg, da, wie insbesondere Untersuchungen von MARMULLA (1992) belegen, dort der Lebensraum nach dem Aussterben des ursprünglichen Bestandes wieder geeignet ist, ja landesweit die besten Voraussetzungen für *Salmo salar* vorhanden sind. Da wegen der großen Entfernung zu den verbliebenen Lachspopulationen eine Neuan siedlung im Rheingebiet durch natürliche Ausbreitung in absehbarer Zeit nicht zu erwarten ist, sind Maßnahmen zur künstlichen Wiederansiedlung der Art sinnvoll. **Ziel** ist eine sich selbst

erhaltenden Population. (vgl. SCHMIDT 1991 u. 1996).

Die **Umsetzung** des Lachs-Programms an der Sieg erfolgt in NRW in enger Zusammenarbeit zwischen der früheren Landesanstalt für Fischerei NRW, heute Fischereidezernate der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF), mit der Sieg Fischerei-Genossenschaft Hennef (SFG), besonders engagierten Anglern der im Bezirk Sieg des Landesfischereiverbandes Nordrhein e.V. zusammengeschlossenen Vereine und dem Staatlichen Umweltamt (StUA) Köln, Außenstelle Bonn. Teilaspekte werden von freiberuflichen Experten bearbeitet. In Rheinland-Pfalz, das in seinem Siegabschnitt seit 1991 ebenfalls Lachsbesatz vornimmt, werden die Maßnahmen nur von freiberuflichen Kräften im Auftrag der Oberen Fischereibehörde Koblenz durchgeführt.

Wegen der komplexen Biologie des Lachses ist Initialbesatz über mehrere Jahre erforderlich. Kleinere Mengen von einjährigen Junglachsen wurden bereits 1988 in die nordrhein-westfälischen Siegzuflüsse Bröl und Agger eingesetzt (STEINBERG & LUBIENIECKI 1991). Parallel dazu begannen vertiefende Untersuchungen zur Eignung der Sieg als Lachsgewässer durch MARMULLA (1992, 1993). In den Folgejahren wurde der **Initialbesatz** allmählich stark ausgeweitet. Ab 1994 sind es jährlich über 0,5 Mio Brütlinge (Abb.3; vgl. auch SCHNEIDER 1999 u. SCHMIDT & FELDHAUS 1999). Damit werden Mengen erreicht, die bei „normalen“ Überlebensraten die für den Bestandserhalt mindestens nötigen Zahlen von Rückkehrern aus dem Meer gewährleisten sollen. Ab 1993 stammen benötigten Eier überwiegend von irischen Populationen. Die an die Eier gestellten Anforderungen werden weiter unten dargelegt. Die Besatzmaßnahmen werden von **Erfolgskontrollen** und anderen Untersuchungen begleitet.

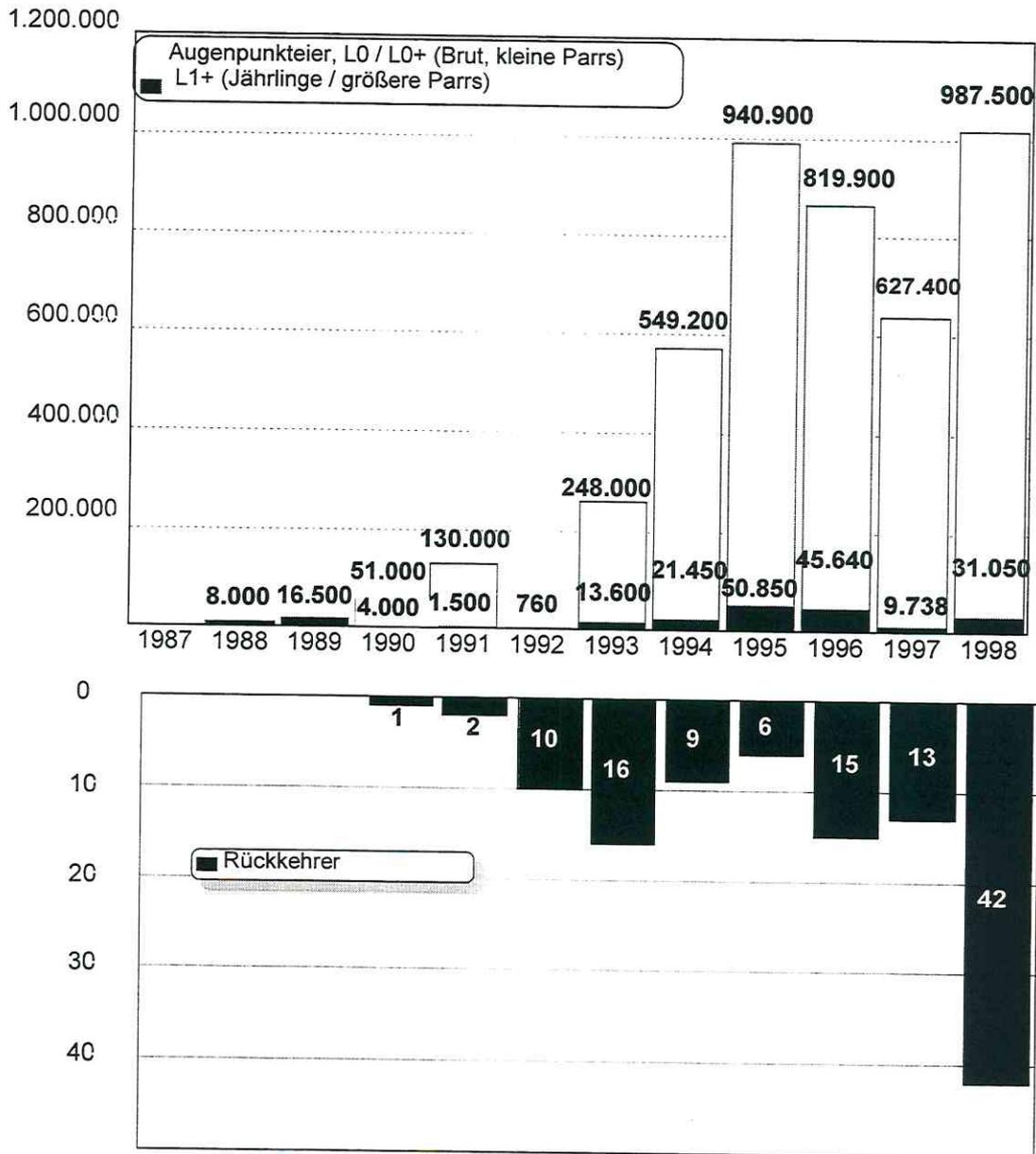


Abb. 3: Lachsbesatz (Brut u. Parrs bzw. L0 u. L1) sowie Anzahl der Nachweise adulter Lachse im Sieg-System (Nordrhein-Westfalen u. Rheinland-Pfalz) seit 1988.

Die bisherigen Nachweismethoden für die adulten Lachse (Rückkehrer) erlauben noch keine repräsentative Aussagen. Da diese Fische überwiegend bei Bedingungen aufsteigen, bei denen die bisherigen Erfassungsmethoden nicht einsetzbar sind (Hochwasser, Wassertrübung, nachts) dürften in Wirklichkeit deutlich mehr Lachse aufgestiegen sein (aus: SCHMIDT & FELDHAUS 1999).

Die Besatzmengen erscheinen auf den ersten Blick sehr groß. Man muss jedoch bedenken, dass die Überlebensraten bis zur Geschlechtsreife bzw. bis zur Vollendung des individuellen Lebenszyklus äußerst gering sind. Bei natürlichen Lachsbeständen der britischen Inseln erreicht von 100 Eiern durchschnittlich nur ein Tier das Smoltstadium. Allein in den ersten vier Monaten nach der Emergenz gehen 88% der Brütlinge zu Grunde (MILLS 1989).

1990 konnte in dem Siegzfluss Bröl der erste adulte Lachs im Rheinsystem seit rund vier Jahrzehnten nachgewiesen werden (STEINBERG et al. 1991). Seitdem sind in der Sieg in jedem Jahr adulte Lachse festzustellen (Abb. 3). Bis Ende gab es 114 Meldungen. Die Gesamtzahl der **Rückkehrer** dürfte jedoch weit höher liegen, ihre Erfassung ist aus technischen Gründen bislang noch nicht möglich.

In der Laichsaison 1993/94 konnte, ebenfalls erstmalig seit vielen Jahrzehnten im Rheinsystem und in ganz Deutschland, eine erfolgreiche **natürliche Fortpflanzung** von *Salmo salar* durch den Fund lebender Dottersacklarven im Siegsystem nachgewiesen werden (SCHMIDT et al. 1994). Seitdem gibt es dort noch weitere Hinweise auf eine, zumindest gelegentliche, natürliche Fortpflanzung der Art. Damit ist der Nachweis erbracht, dass Lachse in unseren Gewässern wieder zur natürlichen Fortpflanzung kommen und somit ihren Lebenszyklus vollenden können.

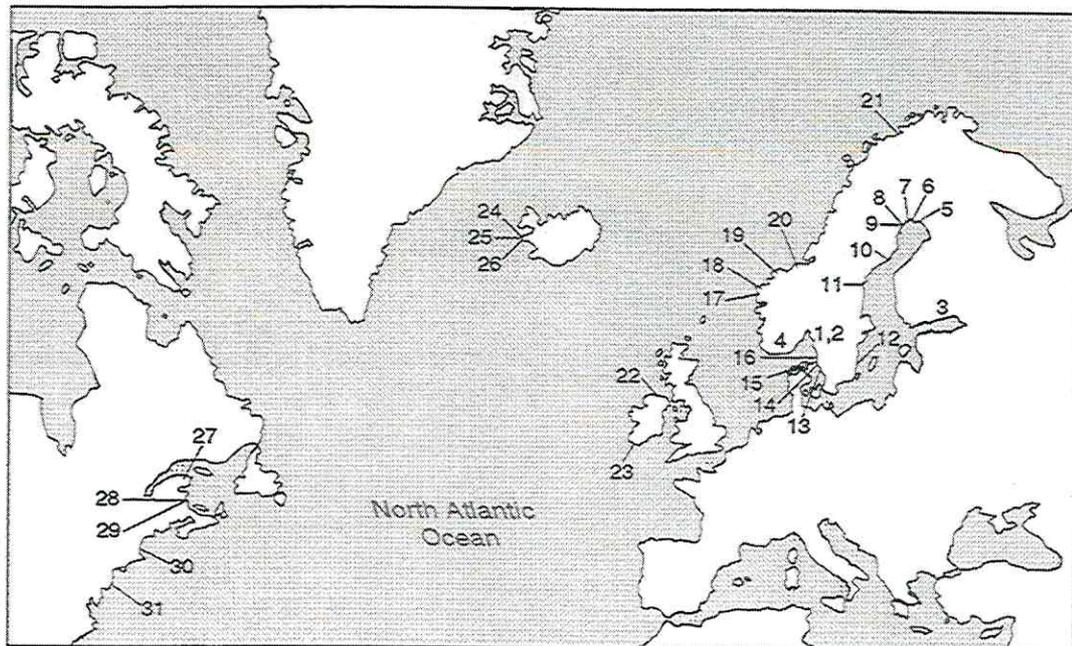
Bestimmte **Habitatmängel**, insbesondere zu hohe Anteile von Feinpartikeln und teilweise zu geringe Sauerstoff-Konzentrationen im Interstitial der Laichsubstrate, können gegenwärtig jedoch eventuell noch einen Engpass für eine ausreichende natürliche Fortpflanzung bilden, der Anlass zu Sorgen bietet (NEUMANN et al. 1998 u. INGENDAHL 1998, 1999). Dazu kommt stellenweise immer noch die Unterbrechung der Wanderwege der Fische durch unüberwindbare Wehre. Weitere abwassertechnische und wasserbauliche Ver-

besserungen sind daher notwendig und in Nordrhein-Westfalen in den nächsten Jahren vorgesehen (vgl. MURL 1998).

Auswahl der Herkünfte und Elterntiere

Das Konzept des Wiedereinbürgerungsprogramms orientiert sich möglichst eng an entsprechenden natürlichen Abläufen. Dabei spielen Herkunft und Vorgeschichte der Elterntiere eine besonders Rolle. In Anbetracht des ursprünglich enormen Verbreitungsgebietes der Art in Europa und Nordamerika käme auf den ersten Blick eine große Zahl von Herkunftspopulationen in Betracht. Der Lachs neigt jedoch stark dazu, zum Laichen in das Gewässer zurückzukehren, aus dem er als Jungfisch in das Meer abgewandert ist und hat im Laufe der Zeit an die jeweiligen Heimatgewässer besonders angepasste, genetisch unterscheidbare Populationen entwickelt (Abb. 4). Daher müssen dem alten Rheinlachs genetisch und ökologisch am nächsten stehenden Herkünfte Vorrang haben.

Die früheren Lachspopulationen in Maas, Weser, Elbe, Themse usw., von denen Neueinwanderer bei einer natürlichen Wiederausbreitung der Art in den Rhein wahrscheinlich am ehesten kämen, sind, wie die des Rheins, seit langem erloschen. Die übrigen Wildlachs-Bestände im Einzugsbereich der Nordsee, dem biogeographisch nächstliegenden Raum, sind inzwischen so geschrumpft, dass keine Eier für das Rheinprogramm abgegeben werden können. Lachse aus dem Ostseeraum sowie von Nordeuropa und Nordamerika stehen der sog. südborealen Form von *Salmo salar*, zu der der frühere Rheinlachs zweifellos gehörte, genetisch relativ fern (s. STAHL 1987). Die verbliebenen französischen Wildbestände sind ebenfalls zu klein. Außerdem gibt es z.Z. in manchen der genannten Gebiete akute seuchenhygienische Probleme. Aus diesen Gründen werden die für das nordrhein-westfälische Lachsprogramm benötigten Eier derzeit nur aus Irland bezogen.



Kartographie: LÖBF/ Dez. 14.4

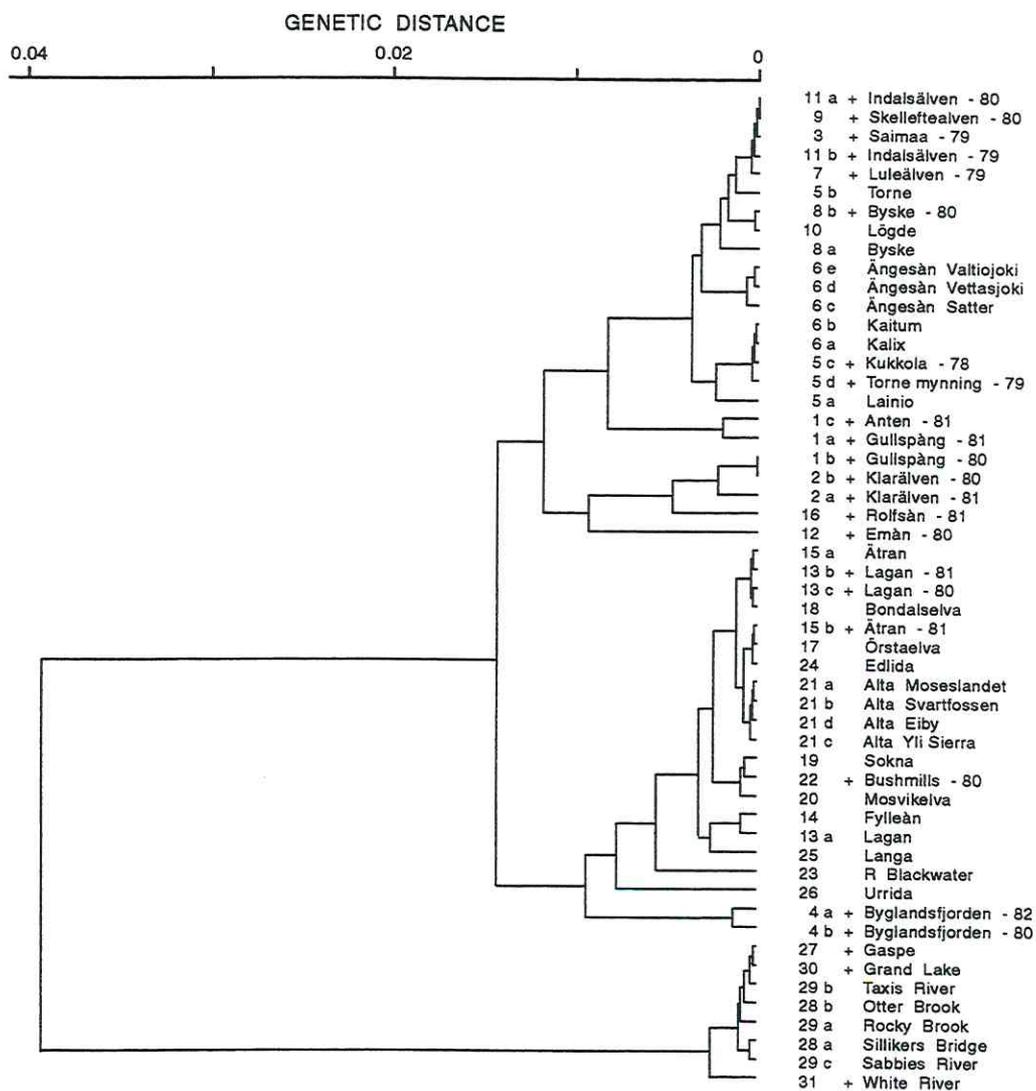


Abb 4: Dendrogramm (UPGMA) für die genetischen Distanzen von 29 natürlichen Populationen von *Salmo salar* im Vergleich zu 24 Zuchtstämmen (+), aus STAHL (1987)

Im Hinblick auf die Qualität der Elternfische, von denen Eier zum Initialbesatz für eine Wiedereinbürgerung verwendet werden sollen, kann man mehrere Abstufungen definieren:

Reine Wildlachse, also solche, deren Bestände sich ausschließlich durch natürliche Reproduktion erhalten;

Bestände, die durch sog. Ranching gestützt werden. Dabei werden die aus dem Meer zum Laichen in die Flüsse aufsteigenden, freilebenden Laichfische gefangen und künstlich vermehrt. Die F1-Generation wird dann als Jungfisch wieder in das Ausgangsgewässer „zurückgesetzt“.

Tiere von sog. Genbanken bzw. Elternfischhaltungen, die ihr gesamtes Leben in Gefangenschaft verbringen, aber nicht speziell für die Aquakultur gezüchtet werden, bei denen die Nachkommen also als Besatzmaterial für freie Gewässer dienen sollen. Hierbei gibt es beträchtliche qualitative Unterschiede. Je nach Niveau des genetischen Managements sowie der Intensität und Generationenfolge der künstlichen Aufzucht, ferner der Art der Haltung der Laichfische usw. treten in der Regel größere genetische Veränderungen auf als beim üblichen Ranching.

Farmlachse, die wie andere Haustiere über Generationen einer gezielten Selektion für Ziele der Aquakultur (z.B. Mastleistung) unterworfen werden.

Je nachdem, welcher Anteil der Rückkehrer künstlich vermehrt wird und je nach der Zeitdauer, die der Jungfisch künstlich aufgezogen wird, können bereits beim Ranching unbeabsichtigte genetische Veränderungen auftreten. Zu Wildfischen hinzugesetzte genetisch verarmte Fische können die genetische Fitness und damit die Überlebensfähigkeit des Wildbestandes reduzieren (KRUEGER et al. 1981, CROSS & KING 1983, VERSPOOR 1988, WAPLES 1991, CROZIER & KENNEDY 1993, CROZIER et al. 1997 u.a.). In

Deutschland ist dieses Problem derzeit besonders bei dem von zahlreichen Anglern mit viel Engagement betriebenen Ranching von Meerforellen aktuell. Abgesehen von der bei diesem Fisch aus Artenschutzgründen ohnehin zu bezweifelnden Notwendigkeit derartiger Hilfsmaßnahmen, wies LEHMANN (1998) auf die dabei häufig zu beobachtende Vernachlässigung populationsgenetischer Erfordernisse, z.B. Verwendung von zu wenig Männchen, hin.

Bei Farmlachsen sind durch unbeabsichtigte und vor allem beabsichtigte Selektion sowie durch andere Begleiterscheinungen der Gefangenschaftshaltung die genetischen Veränderungen gegenüber Wildfischen am stärksten (z.B. JONSSON et al. 1991, HEGGBERGET et al. 1993). Bei der künstlichen Vermehrung und Aufzucht nicht benötigte Erbanlagen können durch genetische Erosion verloren gehen. Nach Auswilderung haben solche Fische entsprechend geringen Reproduktionserfolg. Inzucht kann bereits in der F1-Generation zu deutlich reduzierter genetischer Variabilität führen. Durch gezielte Zucht ist außerdem die genetische Verdriftung bestimmter Anlagelinien möglich, z.B. im Hinblick auf Temperaturtoleranz und Wachstumsleistung. Die Bedingungen der künstlichen Aufzucht bewirken jedoch nicht nur genetische Veränderungen. Individuelle Erfahrungen und Prägungen verursachen bei Lachsen auch Verhaltensänderungen, die nicht genetisch fixiert sind, z.B. verändertes Aggressionsverhalten gegenüber Artgenossen. Nach Auswilderung wirkt sich das ebenfalls negativ auf die Überlebenschancen und den Reproduktionserfolg aus (JONSSON et al. 1990, FLEMING & GROSS 1992, RUZZANTE 1994, FLEMING et al. 1996, 1997, KALLIO-NYBERG & KOLJONEN 1997 u.a.). Wie FLEMING et al. (1996) nachwiesen, hatten Farmlachs-Rogner im Vergleich mit Wildfischen derselben ursprünglichen Herkunft nur etwa ein Drittel des Reproduktionserfolges, Farmlachs-Milchner sogar nur etwa 1-3 % Eier

von Farmlachsen sind daher für Wiedereinbürgern am wenigsten geeignet. Wegen der großen Zahlen freigesetzter Farmlachse gibt es inzwischen dennoch große Probleme für viele lokale Wildpopulationen (HEGGERGET et al. 1993 u.a.)

Als Beispiel für eher unbeabsichtigte Selektion bei der künstlichen Aufzucht sei auf die Beckenhaltung während des Parr-Stadiums verwiesen. Von Natur aus ist der junge Lachs in diesem Lebensstadium ein streng territorialer Einzelgänger, der sein kleines Revier intensiv gegen Konkurrenten, auch der eigenen Art, verteidigt. Im stets zu engem Becken wird der Fisch dagegen gezwungen, mit zahlreichen gleichalten Artgenossen auf engstem Raum, ohne die geringste Möglichkeit für eine Revierabgrenzung, zusammen zu leben. Die „besten Kämpfer“, also die Tiere, die im freien Lebensraum ihr eigenes Territorium am erfolgreichsten behaupten, werden hier am meisten benachteiligt. Sie sind dem größten Stress unterworfen und unterliegen deshalb am ehesten weiteren haltungsbedingten Ausfällen. Werden dagegen künstlich aufgezogene Junglachse, die durch intensive Fütterung usw. stärker abgewachsen sind als gleichaltrige Wildlinge derselben Herkunft, in freie Gewässer ausgesetzt, können sie dort kleinere wilde Altersgenossen verdrängen, sind aber ihrerseits stärker von Fressfeinden bedroht, da sie nicht gelernt haben, sich vor ihnen zu verbergen (SAEGROV & SKILBREI 1996, WHORISKEY et al. 1996 u.a.).

Wie schon erwähnt, sind Eier von Wildachsen aus Flüssen, die dem Rhein biogeographisch und ökologisch einigermaßen nahestehen, praktisch nicht mehr erhältlich. Daher sind auch beim NRW-Programm manche Kompromisse erforderlich. Der genetische Polymorphismus darf jedoch keine Einengungen haben, die außerhalb des natürlichen Schwankungsbereiches liegen. Nach dem direkten Einzugsbereich der Nordsee kommt Irland als Herkunftsregion zweifellos am ehesten in Betracht. Im Hinblick auf die Qualität der Elternfische sind Eier von Ranching-Beständen

die zweitbeste Lösung. Dabei sollten die Tiere möglichst lange frei gelebt haben, also möglichst jung in den natürlichen Lebensraum gelangt sein. Bis zu einer ausreichenden natürlichen Reproduktion des neuen Rhein- bzw. Sieglachses ist vorgesehen, künftig - zumindest einen Teil der Rückkehrer - künstlich zu vermehren, also als Übergangslösung auch hier Ranching zu betreiben. Auf diese Weise sollen die allochthonen Individuen, die vom Besatz bis zur Rückkehr in den neuen Heimatfluss die besten Anpassungen zeigten, besonders gefördert werden. Selbstverständlich wird dies unter Berücksichtigung der genetischen Erfordernisse (vgl. KRUEGER et al. 1981, THORPE 1988 u.a.) erfolgen.

Literatur

- CAZEMIER, W.G., MARMULLA, G., ROCHE, P. and SCHMIDT, G.W. (1996): Preliminary evaluation of the restoration programme „Salmon 2000“, part of the Rhine Action Programme, 1987 - 1996. - Contribution Nr. CM 1996/T:5 to the 84th Statutory Meeting, Annual Science Conference, of the International Council for the Exploration of the Sea, Theme session on Anadromous and Catadromous Fish Restoration Programmes: Time for Evaluation. Reykjavik 27.9. - 4.10.1996, 30 pp.
- CROSS, T. F. & KING, J. (1983): Genetic effects of hatchery rearing in Atlantic salmon. - *Aquaculture* 33: 33-40.
- CROZIER, W.W. & KENNEDY G.J.A.(1993): Marine survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the River Bush, Northern Ireland. - In: MILLS, D.(ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies*, pp. 139-162. Fishing News Books, Oxford.
- CROZIER, W.W., MOFFET, I.J.J. & KENNEDY, G.J.A.(1997): Comparative performance of native and non-native strains of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) ranches from the River Bush, Northern Ireland. *Fisheries Research* 32: 81-88.
- FLEMING, I. A. & GROSS, M. R. (1992): Reproductive behaviour of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): does it differ? - *Aquaculture* 103: 101-121.
- FLEMING, I.A., JONSSON, B., GROSS, M.R. & LAMBERG, A. (1996): An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild salmon. - *J. Appl. Ecol.* 33: 893-905.

- FLEMING, I.A., LAMBERG, A. & JONSSON, B. (1997): Effets of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. - Behavioral Ecol. 8:470-480.
- FLEMING, I.A. & EINUM, S. (1997): Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. - ICES J. Mar. Sci. 54: 1051-1963.
- HEGGERBERGET, T. G., JOHNSEN, B. O., HINDAR, K., JONSSON, B., HANSEN, L. P., HVIDSTEN, N. A. & JENSEN, A. J. (1993): Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. Fisheries Research 18: 123-146.
- INGENDAHL, D. (1998): Der Reproduktionserfolg von Großsalmoniden in nordrhein-westfälischen Lachsgewässern. - Untersuchungsauftrag d. LÖBF NRW, Fischereidezernat, D-57399 Kirchhundem-Albaum, 66 S.
- INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. Diss. Univ. Köln 1999, 172 S.
- IKSR (1987): Aktionsprogramm Rhein. - Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigungen (Hrsg.), Koblenz, 18 S.
- JONSSON, B., JONSSON, N. & HANSEN, L. P. (1990): Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? - Behav. Ecol. Sociobiol. 26: 225-230.
- JONSSON, B., JONSSON, N. & HANSEN, L. P. (1991): Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery-reared Atlantic salmon in nature. - Aquaculture 98: 69-78.
- KALLIO-NYBERG, I. & KOLJONEN, M.-L. (1997): The genetic consequence of hatchery-rearing on life history traits of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): a comparative analysis of sea-ranched salmon with wild and reared parents. - Aquaculture 153: 207-224.
- KRUEGER, C.C., GHARETT, A.J., DEHRING, T. R. & ALLENDORF, F.W. (1981): Genetic aspects of fisheries rehabilitation programs. - Can. J. Fish Aquat. Sci. 38: 1877-1881.
- LEHMANN, J. (1998): „Meer- und Bachforelle des Rheinsystems“ - Eine populationsgenetische Studie für den Artenschutz - Resümee und Folgerungen aus den Untersuchungsergebnissen des Vertragsprojektes zwischen der LÖBF NRW und dem Zoologischen Institut I der Universität Heidelberg. - LÖBF-Mitteil. Nr.1/98: 81-84.
- MARMULLA, G. (1992): Die Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer. - Landesanstalt f. Fischerei Nordrhein-Westfalen, Kirchhundem-Albaum, 121 S.
- MARMULLA, G. (1993): Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer Phase II. - Hrsg. Landesanstalt für Fischerei NRW in Zusammenarbeit m.d. Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V., 48 S.
- MILLS, D. (1989): Ecology and Management of Atlantic Salmon. - Chapman & Hall, London, New York; 351 pp.; ISBN 0-412-32140-8.
- MURL (1998): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen - Ein Landesprogramm zur Wiedereinbürgerung weit wandernder Fischarten und Neunaugen. - Hrsg. Ministerium f. Umwelt, Raumordnung u. Landwirtsch. NRW, Düsseldorf, 26 S.
- NEUMANN, D., INGENDAHL, D., MOLLS, F. & NEMITZ, A. (1998): Lachswiedereinbürgerung in NRW: Biologische Engpässe und Vorschläge für zukünftige Maßnahmen. - Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Nr2/1998: 20-25.
- RUZZANTE, D.E. (1994): Domestication effects on aggressive and schooling behavior in fish. - Aquaculture 120: 1-24.
- SAEGROV, H. & SKILBREI, O.T. (1996): May stocking programs effect the predator stocks and decrease the survival of the wild Atlantic salmon juveniles? - Contribution Nr. CM 1996/T:24 to the 84th Statutory Meeting, Annual Science Conference, of the International Council for the Exploration of the Sea, Theme session on Anadromous and Catadromous Fish Restoration Programmes: A Time for Evaluation. Reykjavik 27.9. - 4.10.1996; 9 pp.
- SCHMIDT, G. W. (1991): Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in den Rhein-Nebenfluß Sieg. - Fischökologie 5: 35-42.
- SCHMIDT, G.W.(1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg.. - In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, Recklinghausen. Bd. 11: 5-151; ISBN 3-89174- 023-9.
- SCHMIDT, G.W. & FELDHAUS, G. (1999): Erste Wiedereinbürgerung des Lachses im Siegsystem. - Tagungsband z. 2. Internat. Rhein-Symposium „Lachs 2000“, S. 96-102. IKSR, Koblenz.
- SCHMIDT, G. W., LEHMANN, J. & MARMULLA, G. (1994): Natürliche Fortpflanzung des Lachses (*Salmo salar*) wieder in Deutschland. - Natur u. Landschaft 69: 213.
- SCHNEIDER, J. (1999): Wiedereinbürgerung des Lachses in Saynbach, mittlerer Sieg und Wisper. Tagungsband z. 2. Internat. Rhein-Symposium „Lachs 2000“, IKSR, Koblenz; S. 121-126.

- SHEARER, W. M. (1992): The Atlantic salmon. Natural History, Exploitation and Future Management. - Fishing News Books, Oxford; ISBN-0-85238-188-3; 223 pp.
- STAHL, G. (1987): Genetic population structure of Atlantic salmon. - In: RYMAN & UTTER (eds.): Population genetics and fishery management. Univ. of Washington Press, Seattle WA, p. 121-140.
- STEINBERG, L. & LUBIENIECKI, B. (1991): Die Renaissance der Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) und erste Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses (*Salmo salar* L.) in Nordrhein-Westfalen. - Fischökologie 5: 19-33.
- STEINBERG, L., MARMULLA, G., SCHMIDT, G. W. & LEHMANN, J. (1991): Erster gesicherter Nachweis des Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Sieg seit über drei Jahrzehnten. - Fischökologie aktuell 5: 2-3.
- THORPE, B. E. (1988): Salmon enhancement: Stock discreteness and choice of material for stocking. - In: MILLS & PIGGING (eds.): Atlantic salmon - planning for the future. Croom Helm Ltd. London & Sidney, p. 373-388. ISBN 0-7099-5108-6.
- VERSPLOOR, E. (1988): Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish Aquat. Sci. 45: 1686-1690.
- WAPLES, R. S. (1991): Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific North-West. - Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 48 (suppl. 1): 124 - 133.
- WHORISKEY, F., BANGSGAARD, L. & BROWN, K. (1996): Integration of satellite reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr to the Upsalquitch river, New Brunswick. - Contribution Nr. CM 1996/T:3 to the 84th Statutory Meeting, Annual Science Conference, of the International Council for the Exploration of the Sea, Theme session on Anadromous and Catadromous Fish Restoration Programmes: A Time for Evaluation. Reykjavik 27.9. - 4.10.1996; 10 pp.

Cues for specific ethological adaptations of the Rothschild's Mynah (*Leucopsar rothschildi*) to the natural environment

Walter A. SONTAG jr.

Konrad-Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung, Savoyenstr. 1a, A-1160 Vienna, Austria

Keywords: Rothschild's Mynah, Black-collared Starling, habitat use, ground use measure, limited ground activity measure, profound ground activity measure.

Abstract. Space use by two South Asian sturnids, the highly threatened Rothschild's Mynah (RM) and the related Black-collared Starling (BS), was investigated in a spacious aviary. Total time spent on the ground was generally lower in RM than in BS, but frequency of ground visits was significantly higher in RM. However, evidence from "profound ground activity measures" based on passing through small openings between the aviary compartments strongly suggests less ground activity in RM. With respect to RM, the findings are consistent with living in relatively open forest as described from the natural habitat in Bali. Additionally, behavioural patterns of RM were observed that point to possible anti-predator adaptations of this conspicuous, cave-nesting species. After leaving the nest-box for the first time, juvenile RM regularly shifted between the nest and the environment offered. Also, silent parental feeding of young was observed outside the nest.

Hinweise auf spezifische ethologische Anpassungen des Balistars (*Leucopsar rothschildi*) an den ursprünglichen Lebensraum. - Der Balistar, ein endemischer Sturnide im Westen Balis, ist als Folge von Habitatverlust und direkter Verfolgung im Freiland mittlerweile fast völlig ausgerottet (21 Individuen, 1998) und existiert lediglich in Menschenobhut noch in nennenswerter Zahl. Obwohl *Leucopsar* zur Gruppe der in offenen Habitaten vorkommenden Starenvögeln um die Gattungen *Sturnus* und *Acridotheres* gehört, bilden intakte Trockenwälder auf Bali den ursprünglichen Lebensraum des Balistars. Unter experimentellen Bedingungen wurde nach möglichen spezifischen Anpassungen an Raumeigenschaften gesucht. Dazu wurde in einer geräumigen Voliere am Balistar und dem relativ nah verwandten, in offenen Habitaten und ebenfalls in Südasien lebenden Schwarzhalbsstar (*Gracupica nigricollis*) vor allem die Nutzung unterschiedlicher Gehegebereiche geprüft. Die Bodennutzung variierte beim Balistar - offensichtlich situationsbedingt - beträchtlich. Allerdings war die Bodennutzung (Gesamtaufenthaltsdauer auf dem Boden) des Balistars insgesamt geringer als bei der Vergleichsart, obwohl die Rate der Bodenbesuche (ein "relatives Bodenaktivitätsmaß") beim Balistar signifikant höher lag als beim Schwarzhalbsstar. Doch zeigte auch das Passieren der Bodendurchgänge zwischen den beiden Volierenabteilen, ein "strenges Bodenaktivitätsmaß", eine deutlich reduzierte Inanspruchnahme des Bodenanteils durch Balistare an. Insgesamt deuten die Befunde (a) auf eine Anpassung des Balistars an Waldbiotope, wobei allerdings (b) auch der Boden noch in beachtlichem Maße genutzt werden kann. Weiterhin wurden in der Aufzuchtphase juveniler Balistare Hinweise auf ethologische Anpassungen dieser weitgehend weiß befiederten Art gegenüber Freißfeinden gefunden.

Introduction

The Rothschild's Mynah, an endemic sturnid in W Bali, is highly endangered. Due to habitat loss and directed captures (i.e. pet trade, trapping for aviculturists) (Taynton & Jeggo 1988) and despite re-introduction measures, the free-living population has dramatically decreased to 21 individuals in the Bali Barat N.P. (NW Bali) in 1998 (including 12 individuals re-introduced in the same year) (Pagel 1999). Over the past years, however, five managed captive populations totalling an estimated 1200 individuals have been established (Pagel 1999). Hence, for the present the survival of the species mainly depends on the captive breeding population.

Under natural conditions *Leucopsar* inhabits light to moderately dense dry primary forest with a grass layer that may range from low to savannah-like cover depending on the type of the forest (e.g. von Plessen 1926, West & Pugh 1986). It is not found in seasonal or moist primary forest, both of which also occur in Bali (van Helvoort et al. 1985). Our knowledge on (possible) adaptations to *Leucopsar's* natural habitat is poor. The potential effects of the mainly white plumage therefore remain uncertain and the actual extent of the threat by natural predators remains obscure and speculative (e.g. Horton 1999, Pagel 1999 for birds of prey supposed as potential predators), although von Plessen (1926) mentioned flock-guarding by a "sentinel". The reason(s) why *Leucopsar* failed to accept any of the 69 offered artificial nest-boxes (Pagel 1999) are also not understood. Still few is known on habitat requirements under natural situations.

In line with this, it appears useful to investigate environmental and space preferences of captive individuals under experimental conditions, having *Leucopsar's* forest preferences in mind. Strikingly, *Leucopsar* belongs to the *Sturnus-Acridotheres* complex (cf. Sontag 1992), which generally comprises starlings inhabiting open habitats. Therefore, another member of this group of

sturnids was chosen for comparison: the Black-collared Starling (*Gracupica nigricollis*), a South Asian open habitat sturnid occurring geographically and climatically relatively close to the Rothschild's Mynah's range. The Black-collared Starling was also observed in the field in Thailand. Moreover, typical forest-living sturnids (*Gracula*, *Ampeliceps*), much less closely related to *Leucopsar*, were studied in the primary forest in Thailand. First results of the experimental study undertaken at the Institut für Vergleichende Verhaltensforschung in Vienna supported the hypothesis that Rothschild's Mynahs use the ground and other low parts of their aviary less than Black-collared Starlings (Sontag 1991, 1992). The present, more specific contribution analyzes strata use, in particular ground use, by several bird groups in a spacious aviary. The relative importance of strata for *Leucopsar* is discussed, and previously unreported behaviour that may be specifically adaptive for *Leucopsar* is presented.

Subjects, Aviary and Methods

The *aviary* consisting of two compartments and partly roofed in was spacious (5.25 x 6.7 x 2.06-2.51 m), richly structured and supplied with vegetation (more details in Sontag 1991); the "ground surface to height relation" was well balanced for the starlings' normal behaviour.

Test parameters: The total time the birds spent on the ground per observation-session served as the "ground use measure", the frequency of ground visits as the "restricted activity measure", and passing through two small permanent openings on the ground between the two compartments (cf. Sontag 1991) as the "profound activity measure". The feeding-sites on the ground were placed near the big, permanently open door connecting the two compartments but distinctly apart from the other (small) openings. It is therefore justified to view passing through the small openings a priori as an appropriate measure for the utilization of

ground-level "habitat components" in the aviary rather than attraction to a specific feeding-site.

Subjects: 2 adult and 2 juvenile/subadult Rothschild's Mynahs (RM), 2 adult Black-collared Starlings (BS). *Observed groups:* Group I (= **G I**): 2 ad. RM, 2 ad. BS; observation-sessions (= os): 20 lasting 39 to 127 min. Group II (= **G II**): 2 ad. RM, 2 juv./subad. RM, 2 ad. BS; os: 9-12[14] lasting 22-71[156] min. Group III (= **G III**): 2 subad. RM (scarcely distinguishable from ad. RM), 2 ad. BS; os: 12 lasting 60 min. each.

Group sizes were kept small and aviary size was, by far, big enough to avoid significant interspecific aggression; likewise, with respect to habitat use, no other interspecific interdependency was directly discernible.

Results and Discussion

Although BS generally spent more time on the ground than both ad. and subad. RM, considerable differences were found between G I, II, and III in the **total time** spent on the ground **per observation-sessions** (see also Sontag 1991).

In G I (Fig. 1a), no significant difference in total ground use was detected between RM and BS. A relatively high degree of ground utilization in RM was expected at least in part (cf. G II and G III), because in G I the RM were in the reproductive phase; this included feeding the unfledged young staying in the nest-box. However, the percentage total (i.e. sum of percentage values of all os) the BS spent on the ground (571.9) was clearly higher than in the RM (391.7). In G II (Fig. 1b), the juv./subad. RM had already left the nest, becoming or actually being totally independent. In this group, the BS spent significantly more time on the ground than the ad. RM, and the total time-amounts the fledged RM were recorded on the ground were between the BS and ad. RM values. The percentage total for ground visits was again highest in BS (343.4 vs. 271 in subad. RM, and 190.6 in ad. RM; $N_1 = N_2 = N_3 = 12$). In G III (Fig. 1c), the BS (percentage total PT: 409.5; $N = 12$) stayed on the ground significantly more than the

subad. RM (PT: 228.5; $N = 12$), which were then almost indistinguishable from adult conspecifics. Thus, RM generally (in two groups significantly) used the ground less than BS. Concordantly, PT for all groups amounted to 851 in RM (using G II mean from adults and subadults) and 1324.7 in BS ($N_1 = N_2 = 44$). These findings fit the assessment of BS occurring in open habitats (own obs. in Thailand) and RM living in the forest (see above).

A strict and stable interspecific distinction was found concerning the **frequency of stays** on the ground (i.e. aviary floor). Despite its less extensive ground use in general (see above), RM visited the ground more often than BS (for G I: $p < 0.00001$, $n = 40$; for G II: $p < 0.03$ for ad. RM vs. BS, $n = 28$, and $p < 0.02$ for subad. RM vs. BS, $n = 28$; for G III: $p < 0.01$, $n = 24$; U test). This finding leads to two conclusions. Firstly, regular and common ground visits strongly suggest that ground use is an integral part of the general habits of RM. Moreover, as the variance of single ground-stays is low or relatively low in RM (cf. Sontag 1992 and in prep.), visiting frequency is a "restricted" but reliable measure of ground activity in this species. Thus, the higher ground visiting rate in RM compared to BS (which is found in open habitat) indicates that, secondly, the floor stratum even represents a relevant habitat component for RM. This part of the habitat may be used for well-defined purposes such as exploitation of food resources as was observed in this aviary. Short ground-stays, characteristic of RM, (Sontag 1992) are also consistent with specific but confined activities performed on the ground.

In contrast to the high visiting frequency (providing a relative ground-activity measure), the **small openings** between the aviary compartments were used by RM only occasionally, and much less than by BS: BS passed through almost 300 times, ad. and subad. RM altogether only c. 30 times. Moreover, relating passing-frequency to the total time spent on the ground per observation-session typically (in part even significantly) yielded a lower *ground visiting duration/passing-frequency*

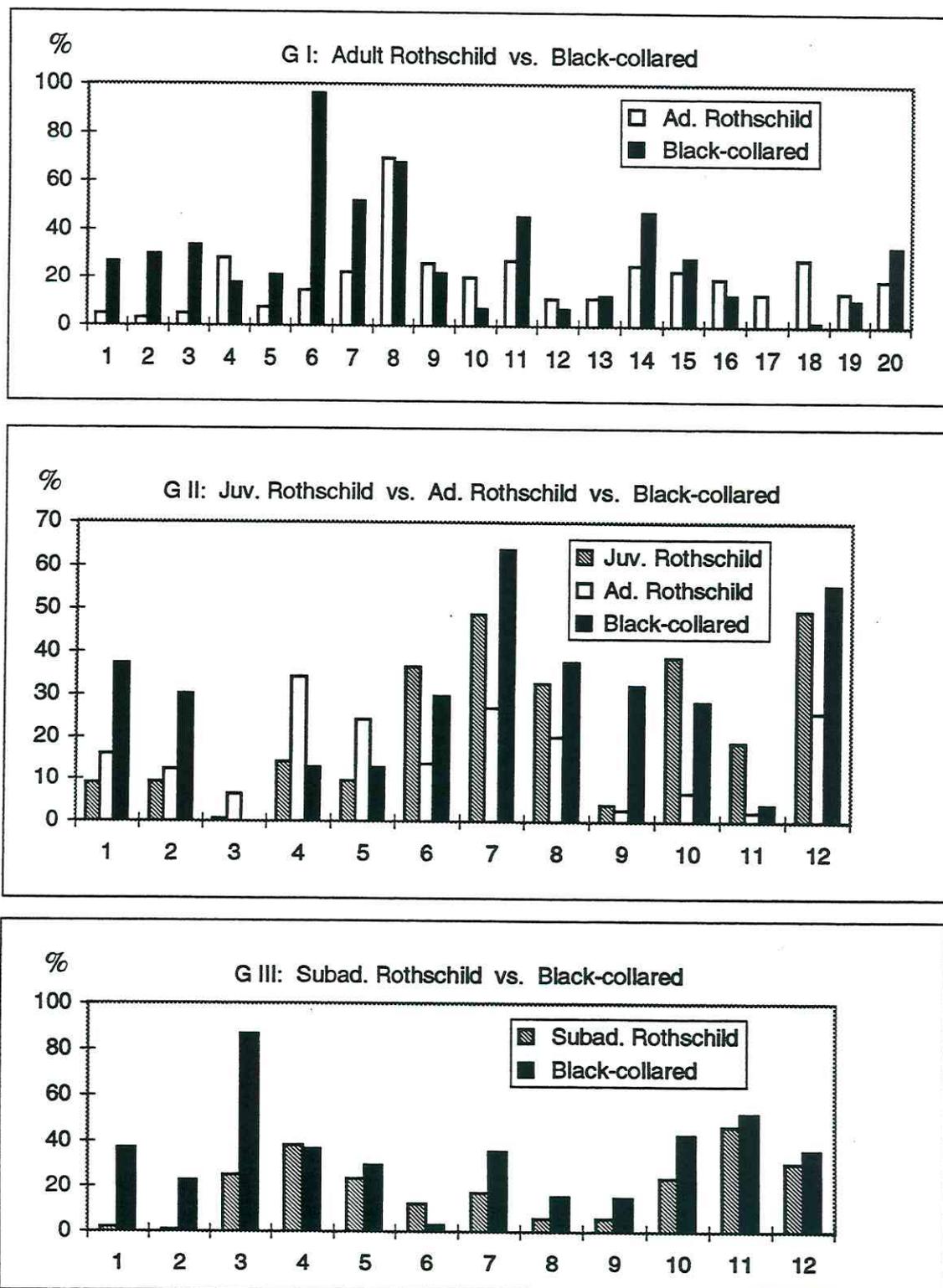


Fig. 1. Total time (in % of observation periods) spent on the ground in the studied groups.

Interspecific differences were significant in G II (only between adult Rothschild's Mynahs and Black-collared Starlings) and G III (U test). For more details on data and statistical analysis see Sontag (in prep.). x-axis: observation sessions; y-axis: total time (in %) on the ground. a (top): G I; b (middle): G II; c (bottom): G III.

[Gesamtaufenthaltszeiten (in % der Beobachtungsdauern) auf dem Boden in den Untersuchungsgruppen. Interspezifisch signifikante Unterschiede fanden sich in Gruppe II (nur zwischen den adulten Bali- und den Schwarzhalstaren) und Gruppe III (U-Test). Ergänzende Angaben zu Datenmaterial und statistischem Vorgehen bei Sontag (in Vorb.). x-Achse: Beobachtungssitzungen; y-Achse: Gesamtaufenthaltszeiten (in %) auf dem Boden. a (oben): Gruppe I; b (Mitte): Gruppe II; c (unten): Gruppe III.]

quotient for BS, although their time totals on the ground were higher than in RM (see above). A detailed quantitative analysis will be presented elsewhere. Based on the "profound activity measures", BS clearly perform a considerable part of their activity on the habitat floor, and RM do so much less than BS. This is supported by behavioural observations (Sontag, in prep.).

Both species nested in the experimental aviary, RM using a nest-box and BS building a free-standing nest. **Specific behavioural elements** which may be regarded as possible anti-predator adaptations were observed in the RM nest-leaving/fledgling stage. On the 26th day after hatching a juv. RM was seen outside the nest for the first time. Surprisingly, between day 26 and 31 after the first chick had hatched (= FCH), the young RM regularly returned to the nest-box (i.e. shifted between the nest-box and the aviary "habitat"). To my knowledge, such a behaviour has never been mentioned in RM literature before. On day 32 after FCH, nest return by the offspring was recorded only in the evening. As their largely white plumage makes RM conspicuous (according to Sieber 1978, p. 105), and juveniles additionally are less experienced, juvenile nest return may be considered as a specific adaptation to predator avoidance. Moreover, fledglings were seen to be fed in silence, supporting the predator avoidance hypothesis. Morphologically, a dark tinge partially on the white wing area of juvenile/subadult RM may also have a certain protective function against visually oriented predators. In the tropics, white plumage dominating the individual's external appearance may tolerate selective pressure in forest better than in other habitats, and the above-mentioned traits may promote the plumage's effectiveness. H. Winkler (pers. comm.) stresses that the occurrence of birds with white plumage is more likely in the canopy than in the lower stratum. The findings on ground use (i.e. restricted overall time spent on the ground, in general; restricted activity on the ground; short - though

frequent - ground stays) appear to be consistent with that.

General Conclusions

Although this investigation is based on few individuals only, a wealth of concurrent and converging results obtained in a spacious aviary strongly supports the hypothesis that RM utilize the ground less than BS, a species belonging to the same sturnid group. This and other findings concerning strata utilization (Sontag 1991, 1992, in prep.) suggest that RM are more dependent on trees and forest compared with BS, and are consistent with the habitat type of *Leucospa* in Bali. Preservation and recovery of the largely vanished forest is therefore most urgent. Juvenile nest return after FCH, parental feeding of juvenile offspring outside the nest in silence, flock-guarding by "sentinels" (von Plessen 1926), and rejection of artificial nest-boxes in the wild (see Pagel 1999) point to a potential crucial role of anti-predator strategies in this apparently conspicuous species. Captive breeding programmes should take space (structure) preferences (e.g. for upper aviary strata) and particular features (e.g. juvenile behaviour in the post-nestling stage) into account, especially if individuals are designated to be re-introduced into the wild.

Acknowledgements

I am grateful to Prof. Dr. W. M. Schleidt for supporting me, Dr. H. Hoi for useful comments on the manuscript and Dr. M. Stachowitsch and A. Barkow for constructive comments and improving my English. I am deeply indebted to A. Seidel for help with statistical analysis and using software. The investigation was in part supported by a grant from the Austrian FWF.

Literature

- van Helvoort, B. E., M. N. Soetawidjaya & P. Hartojo (1985): The Rothschild's Mynah (*Leucopsar rothschildi*) - a case for captive or wild breeding? ICBP, Cambridge.
- Horton, J. (1999): A trip to see the Bali Starling. Avicult. Mag. 105 (2): 54-56.
- Pagel, Th. (1999): Der Balistar: Seine Heimat, Biologie, Haltung und Zucht sowie die Bemühungen um seine Erhaltung. Z. Köln. Zoo 42 (2): 55-78.
- Baron von Plessen, V. (1926): Verbreitung und Lebensweise von *Leucopsar rothschildi* Stres. Orn. Monatsber. 34: 71-73.
- Sieber, J. (1978): Freilandbeobachtungen und Versuch einer Bestandsaufnahme des Bali-Stars *Leucopsar rothschildi*. J. Ornithol. 119: 102-106.
- Sontag, W. A., jr. (1991): Zur Habitatnutzung beim Balistar (*Leucopsar rothschildi*): Vergleich mit einer nahverwandten Referenzart. Seevögel (Hamburg) 12, Sonderheft 1: 111-113.
- Sontag, W. A., jr. (1992): On habitat utilization in various South Asian starlings (Sturnidae). Mitt. Zool. Mus. Berl. 68 Suppl.: Ann. Orn. 16: 115-123.
- Taynton K. & D. Jeggo (1988): Factors affecting breeding success of Rothschild's Mynah *Leucopsar rothschildi* at the Jersey Wildlife Preservation Trust. Dodo 25: 66-76.
- West, C. C. & P. B. Pugh (1986): Breeding and Behaviour of Rothschild's Mynah *Leucopsar rothschildi* at Jersey Wildlife Preservation Trust. Dodo 22: 84-97.

Verhaltensbiologische Untersuchungen an Przewalskipferden in einem Semireservat - was können wir für Wiederansiedlungsprojekte lernen?

Klaus Manfred SCHEIBE, Anne BERGER, Klaus*. BUDRAS, Julia BULL, Knut EICHHORN, Martin DEHNHARD, Beate KALZ, Barbara** LANGE, Bianka* PATAN, Annemarie SCHEIBE, Christian SIELING, Wolf Jürgen STREICH & Sonja WEBER

Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Postfach 601103, 10252 Berlin

*Freie Universität Berlin, Institut für Veterinär-Anatomie, Berlin

**Humboldt-Universität Berlin, Institut für Biologie, Invalidenstr. 43, 10115 Berlin

Zusammenfassung

Im Semireservat Schorfheide wurde langfristig die Anpassung einer Gruppe zoogeborener Przewalskistuten an naturnahe Lebensbedingungen verfolgt. Dabei wurden gruppenspezifische und individuelle Eigenschaften untersucht, die für das Überleben unter natürlichen Bedingungen von Bedeutung sein können. Beobachtungen betrafen Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung, Vigilanz und Feindvermeidung und die Raumnutzung; speichertelemetrisch wurden Aktivität und Nahrungsaufnahme gemessen, auf einem stationären Meßplatz langfristig Lebendmasse und Wasseraufnahme verfolgt. Die Entwicklung der Hufe wurde gemessen und die Fortpflanzungsaktivität an Hand von Kotanalysen bestimmt.

Die Ergebnisse weisen auf die Bedeutung langfristiger, allmählicher Anpassung an naturnahe Bedingungen hin; spezielle Erfahrungen können durch gezieltes Training gefördert werden. Ebenso erscheint eine sorgfältige Auswahl geeigneter Individuen notwendig, um Leiden von Tieren zu vermeiden und den Erfolg von Ausbürgerungen zu sichern.

Einleitung

Przewalskipferde sind im ursprünglichen Verbreitungsgebiet ausgestorben und wurden seit Beginn des Jahrhunderts in Zoos erhalten. Derzeit wird ihre Wiedereingliederung in natürliche Ökosysteme angestrebt. Natürliche Selektionsfaktoren konnten unter Zoobedingungen nicht oder nur eingeschränkt wirken. Tradierungen mußten abbrechen und die Tiere sind an die jeweiligen Zoostandorte akklimatisiert. Daher ist es notwendig zu fragen, welchen Risikofaktoren Przewalskipferde beim Übergang vom Zoo zum Freiland ausgesetzt sind, über welche Umweltanpassungen sie noch verfügen, wie wichtige Eigenschaften in der Population variieren und welche Anpassungen und Erfahrungen neu aufgebaut

und erworben werden müssen. Nur wenn verlorene Anpassungen rechtzeitig wiedererworben werden, kann dem Prinzip „Qualität vor Quantität“ (Scherzinger 2001) entsprochen und gewährleistet werden, daß die betreffenden Tiere auch wirklich ihre ursprüngliche ökologische Nische im natürlichen Biotop besetzen können. Erst dann kann das „Arche Noah - Prinzip“ (Geist 1995) realisiert und gleichzeitig dem Tierschutz von Wildtieren (Scheibe u. Richter 1999) entsprochen werden. In Semireservaten sollen Gruppen von Przewalskipferden ganzjährig ohne Zufütterung und möglichst ohne menschlichen Einfluß gehalten werden. Damit bietet sich die Möglichkeit für vielfältige wissenschaftliche Fragestellungen (Zimmermann 1997).

Material und Methoden

Das Semireservat Schorfheide-Liebenthal befindet sich ca. 70 km nördlich von Berlin inmitten eines Waldgebietes. Das Reservat ist 0,42km² groß und besteht aus einer grasbestandenen Freifläche mit einem kleinen Anteil Kiefernwald und einem Randstreifen Eichen-Buchen Mischwald. Im nördlichen Teil befindet sich ein Vorgehege mit Tränke und Salzlecke. Das Gehege liegt auf einer flachen Kuppe mit lehmigem Boden. Zwischen April 1992 und Mai 1993 wurde eine Herde von 12 zoogeborenen Stuten zusammengestellt (Jungstuten im Alter bis zu zwei Jahren, ein Tier, Alina, 4 Jahre alt). Zwischen 1996 und 1997 wurden 6 Stuten entnommen und 5 Jungstuten in die Herde eingegliedert.

Visuelle Beobachtungen erfolgten von fünf Hochsitzen am Rande des Reservates aus. Während der ersten 2,5 Jahre wurden an 38 Tagen über je 8h und in 12 Ganztagesbeobachtungen für jedes Tier die Grundverhaltensweisen sowie der Aufenthaltsort in Normprotokollen erfaßt (point sampling). Kontinuierliche Verhaltensregistrierungen wurden ganzjährig an 4 Tieren mit dem Speichertelemetriesystem ETHOSYS (Scheibe et al. 1998, Berger et al. 1999) durchgeführt und hinsichtlich der jahreszeitlichen Variation sowie der Tages- und Ultradianrhythmik analysiert. Zur Bewertung der Zeitreihen der Aktivität diente der Kopplungsgrad (LKG) als Belastungsindikator (Scheibe et al. 1999). Er kennzeichnet Regelmäßigkeit und rhythmische Funktionsabstimmung. Die monatliche Hornproduktion und der Abrieb wurden mit Hilfe von Markierungen auf den Hufen an Hand von Fotos bestimmt. Ein automatischer Meßplatz (Scheibe et al. 1998) diente der Registrierung von Wasseraufnahme und Lebendmasse. Zusätzlich beobachteten wir, welche Tiere die Zugrichtung der Herde zum Wasserplatz beeinflussten. In fünf Perioden von 4-6 Wochen wurden zweimal wöchentlich von allen Tieren Kotproben gesammelt und reproduktive Aktivität durch die Bestimmung von Progesteron (5 β -Pregnan-3 α ,20 α -Diol, Enzym-Immunoassay) ermittelt. Während der Probensammlung wurde für jeweils 8h täglich

Unruhe, ungewöhnliche soziale Interaktionen und Lautgebung als potentielle Anzeichen sexueller Aktivität erfaßt und ein Index für die relative Häufigkeit (ISB) ermittelt (Scheibe et al. 1999). Zum Vergleich des Vigilanzverhaltens mit Hauspferden in naturnaher Haltung dienten kontinuierliche Focus-Beobachtungen. Vegetationsstrukturen im Semireservat wurden bestimmt (Dierschke 1994) und die Nutzung durch Präferenzindices (Jacobs 1974) bestimmt. Diese Präferenzindices dienten auch zur Beurteilung der Nutzung von Grobstrukturen (Randstreifen, Ruheplätze, Vorgehege, Wald, Freifläche).

Ergebnisse

Während des ersten Sommers, Herbstes und Winters im Semireservat ließ die tägliche Nahrungsaufnahmedauer keine klare saisonale Variation erkennen und variierte stark zwischen den einzelnen Tieren. Im folgenden Sommer fiel die Nahrungsaufnahmedauer stark ab, um im frühen Herbst wieder anzusteigen. Über den Winter blieb sie auf hohem Niveau, im folgenden Frühling erreichte sie mit dem ersten Aufwuchs ihr Maximum. Im nächsten Sommer wiederholten sich der sommerliche Abfall und der herbstliche Anstieg der Nahrungsaufnahmedauer. Die Variation zwischen den Tieren verringerte sich nach dem ersten

Winter deutlich. Telemetrisch gemessene Aktivität und Nahrungsaufnahmedauer ergaben zusammen mit der Lebendmassevariation eine sinnvolle jahreszeitliche Beziehung (Abb.1). Die Huf-Hornbildung folgte wie die Körpermasse einem Jahresgang und war in der zweiten Sommerhälfte am stärksten. Schnellgewachsenes „Sommerhorn“ hatte eine geringere Dichte und Festigkeit als langsamgewachsenes „Winterhorn“. Die Hufmarkierungen zeigten, daß es etwa ein Jahr dauerte, bis neugebildetes Horn den unteren Huftrand erreichte. Die Regulation der Hufgröße erfolgte durch Ausbrüche und Abrieb. Die Hornverluste waren im Sommer am stärksten. Für Ausbrüche schien die Grenze zwischen festem und weichem Horn eine fördernde Rolle zu spielen.

Fortpflanzungsbezogenes Verhalten war mit Ausnahme der winterlichen Beobachtungsperiode zu allen Jahreszeiten zu beobachten, allerdings auf geringem Niveau (Tab. 1). Zyklische Ovarialaktivität trat bei allen Tieren im Frühjahr 1995 und 1997 auf. Selbst im Winter zeigten noch mehr als die Hälfte der Tiere Zyklen. Auffällig war der geringe Prozentsatz im Frühjahr-Sommer 1996, hier wurden nur bei $\frac{1}{4}$ der Tiere typische zyklische Variationen des fecalen Progesterons gefunden. Die tägliche Wasseraufnahme variierte im Jahresdurchschnitt zwischen den einzelnen

Tieren von 2,4 l bis 8,3 l. Die Tiere konnten mittels Clusteranalyse nach der Wasseraufnahmemenge in drei Gruppen eingeordnet werden. Nach der Trinkhäufigkeit ergab sich eine geringfügig veränderte Einordnung. Die Wasseraufnahme war weder mit der Körpermasse noch mit der sozialen Rangordnung korreliert. Tiere mit hoher Wasseraufnahme zeigten die Tendenz, die Herde in Richtung zur Wasserstelle zu führen. Hohe Temperatur und hohe Trockensubstanzgehalte der Nahrung steigerten die Wasseraufnahme.

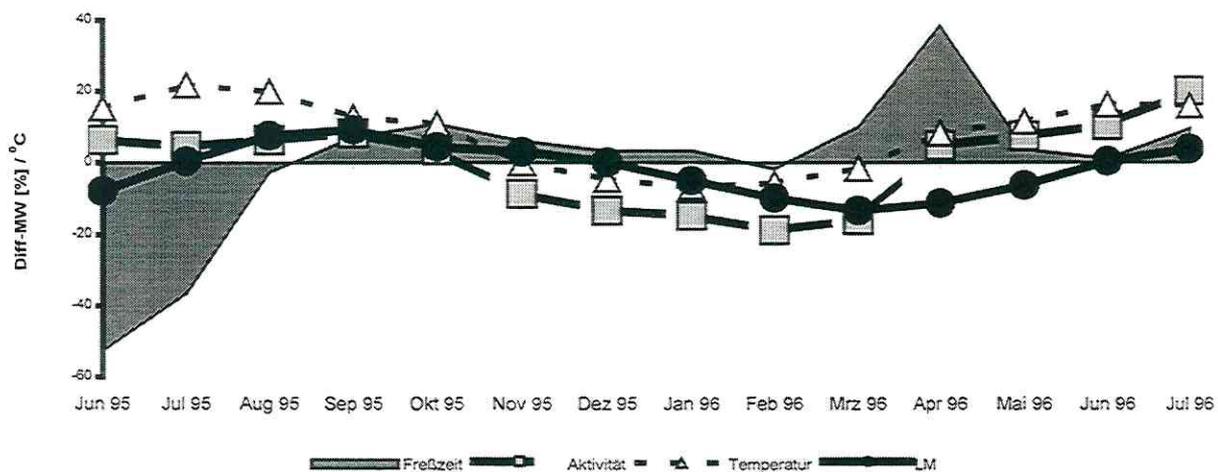


Abb. 1: Jahreszeitliche Variation von Nahrungsaufnahmedauer, motorischer Aktivität (kontinuierliche telemetrische Messung) und Lebendmasse (LM) (Prozentuale Abweichung vom Jahresmittel) und Lufttemperatur (°C).

Tab. 1: Sexualverhalten (ISB) und zyklische Ovarialaktivität (zyklische Variation faecalen Progesterons)

Monat / Jahr	ISB [%]	zyklische Ovarialaktivität [%]
Apr. / Mai 1995	20,9	100
Mai / Juni 1996	13,0	25
Okt. / Nov. 1996	13,5	88
Jan. / Febr. 1997	3,1	63
Apr. / Mai 1997	18,2	100

Das Vigilanzverhalten schien nicht besonders ausgeprägt. Nachts konnten zuweilen alle Tiere beieinander liegend beobachtet werden. Focus-Beobachtungen zum Vigilanzverhalten zeigten, daß die Tiere etwa 50% der Beobachtungszeit unaufmerksam waren. Tags lag das Aufmerksamkeitsverhalten der Przewalskipferde höher als bei Hauspferden in Koppelhaltung, nachts waren Hauspferde aufmerksamer (Abb. 2). Zur Beurteilung des Feindvermeidungsverhaltens wurde ein Modellversuch mit einem Hütehund (Border-Colli) durchgeführt. In einer ersten Konfrontation während des Grasens nahmen ihn die Pferde erst aus ca. 10m Entfernung wahr und reagierten dann mit unkoordinierter Flucht. Die Leitstute führte anschließend die Herde mehrmals auf den sitzenden Hund zu und löste in einiger Entfernung Fluchtverhalten aus, dabei verbesserte sich die Koordination der Herde sichtlich. Als nach einer Stunde der Hund erneut auf die jetzt ruhende Herde zugeschickt wurde, nahmen ihn die Pferde auf ca. 300m Entfernung wahr, schlossen sich eng zusammen und griffen ihn wohlkoordiniert an.

Die harmonische rhythmische Struktur der motorischen Aktivität von Przewalskipferden in Zoohaltung wies vor dem Transport ins Semireservat LKGs nahe 100% auf. Sie verringerten sich bis auf 15% nach dem Transport ins Semireservat und stellten sich langfristig auf Werte um 70% ein (Abb. 3). Die Kopplungsgrade der langfristig angepaßten Tiere variierten im Semireservat zwischen 100% und ca. 60%, sie verringerten sich auf Werte unter 20% als während der Jagdzeit in der Umgebung häufig Schüsse fielen. Als im Mai 1996 in ca. 1 km Entfernung ein Schießstand eingerichtet wurde, von dem Schüsse im Semireservat laut zu hören waren, reduzierten sich bei allen registrierten Tieren die Kopplungsgrade ebenfalls bis auf 20%. Bei einem Tier lagen die Kopplungsgrade langfristig wesentlich niedriger als bei allen anderen Individuen. Dieses Tier hatte oft auffällig lange Hufe und Ausbrüche erfolgten später als bei den übrigen Tieren. Höhere Kopplungsgrade fielen in Zeiträume, in

denen sich der Zustand der Hufe normalisierte. Sie blieben trotzdem unter dem Niveau der übrigen Tiere (max. 36 %).

Im Semireservat bildeten die Pferde sehr schnell ein System von Wechsellern aus, die bevorzugte Ruheplätze und Weideflächen miteinander verbinden. Während der 24-h Beobachtungen registrierten wir jeweils 3-5 Rundwanderungen im Reservat. Die von der Herde zurückgelegte Wegstrecke betrug im Mittel 5,95 km/Tag. Im Ergebnis von Beweidung, Ruheverhalten und Lokomotion entstand auf der anfangs weitgehend homogenen Grasfläche eine kleinräumige Strukturierung der Vegetation, mit dichten, hochaufwachsenden Grasbeständen mit Hochstauden, kurzen Grasbeständen mit hohem Kleeanteil bis zu offenen Sandflächen auf den Ruheplätzen. Die unterschiedliche Nutzung der verschiedenen Vegetationsstrukturen wies die Bevorzugung der frischen Grasbestände aus. Wenn die Fläche nach ihrer funktionellen Struktur (Schutzstrukturen, Ruheplätze, Vorgehege etc.) unterteilt wurde, bevorzugten die Tiere in besonderen Wetterlagen den Wald und windschattenspendende Randstrukturen. Nach den Vegetationsstrukturen ergab sich aber insgesamt eine klare Meidung des Waldes und eine Bevorzugung des *Lolio-Cynosoretum* und des *Festucetum ovinae*. Alle anderen Pflanzengesellschaften wurden mehr oder minder neutral bewertet, Grasland mit hochaufgewachsenen Gräsern gemieden.

Diskussion

Eine Tierart kann langfristig nur unter dem Einfluß natürlicher Selektionsfaktoren erhalten werden. Die Wiedereinbürgerung von Tierarten in den natürlichen Lebensraum dient damit sowohl der Rekonstruktion ökologischer Zusammenhänge als auch der Arterhaltung. Obwohl mehrere Projekte sich mit der Auswilderung von Przewalskipferden befassen, bestehen immer noch Defizite im Wissen über Verhalten, Umwelanpassung und Anpassungsfähigkeit der Art, die den Erfolg solcher Vorhaben beeinflussen können (van Dieendonck et al. 1996).

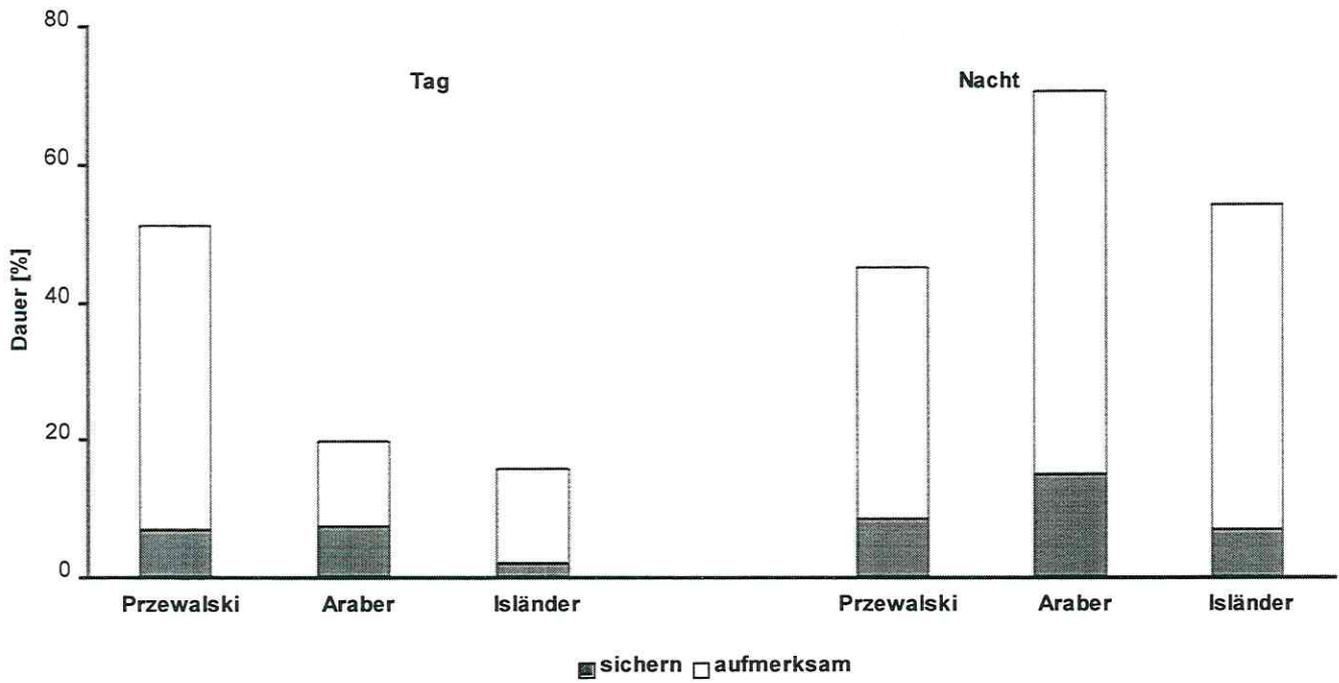


Abb. 2: Vigilanzverhalten (Sichern und allgemeine Aufmerksamkeit) bei Tag und bei Nacht von Przewalskipferden in Semireservaten und Hauspferden in Koppelhaltung. Fokus-Tier Beobachtung.

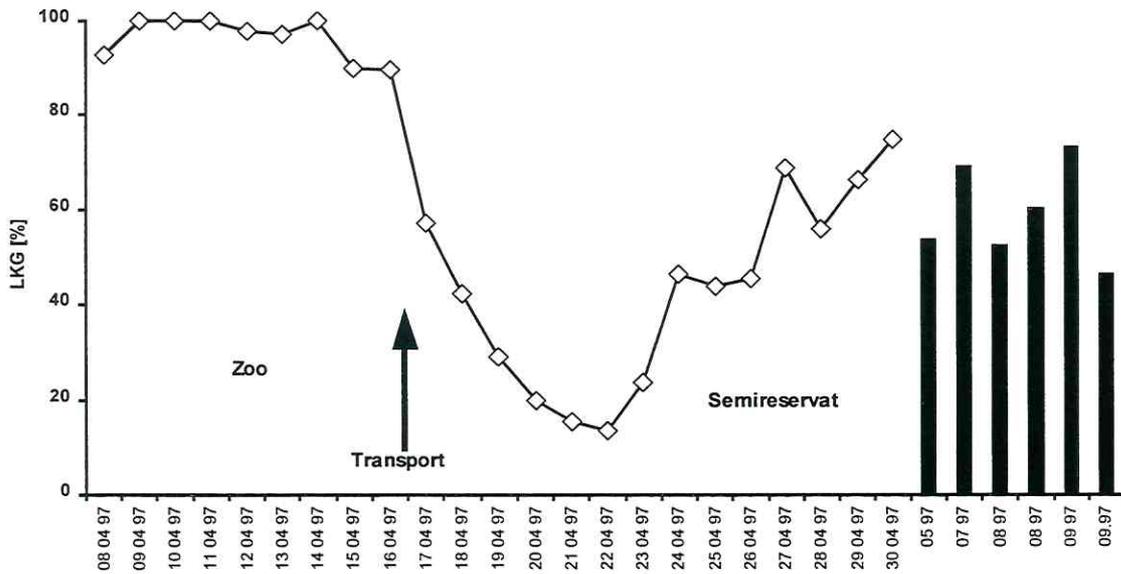


Abb. 3: Kopplungsgrade (Aktivität) bei einem Przewalskipferd in Zoonhaltung und nach dem Transport ins Semireservat

Jahresrhythmen sind eine entscheidende endogene Komponente der Umwelanpassung einer Tierart und betreffen primär die Fortpflanzung (Aschoff 1955). Durch die zunehmende Nahrungsaufnahme im Herbst werden Körperreserven aufgebaut, die dann im Winter trotz hoher Nahrungsaufnahmedauer und verringerter Aktivität allmählich wieder verbraucht werden. Mit dem ersten Aufwuchs setzt kurzzeitig intensive Nahrungsaufnahme ein, allerdings wird Körpermasse erst in der zweiten Jahreshälfte durch die ansteigende Nahrungsaufnahme aufgebaut. Einen solchen Jahresgang des Verhaltens brachten die Przewalskipferde nicht aus der Zoonhaltung mit. Dies wurde auch im ersten Jahr in Reservaten in der Mongolei beobachtet (van Dierendonck et al. 1996). Wahrscheinlich erfordert es mindestens ein Jahr, um den Jahresgang des Verhaltens neuen Lebensbedingungen anzupassen. Erfolgt eine Umstellung zwischen allzu stark unterschiedlichen Bedingungen, können Tiere mit unzureichender Kondition in den Winter gehen, Verluste in Folge unzureichender Anpassung an den örtlichen Jahresgang sind dann möglich.

Die Regulation der Huflänge scheint eng mit dem Jahresgang der Kondition verbunden zu sein. Bei einem Tier war die Huflängenregulation wesentlich schlechter als bei den übrigen Tieren. Seine Bewegung und sein Aktivitätsmuster waren langfristig beeinträchtigt. Individuen mit unvollkommener Huflängenregulation sollten nicht in Auswilderungsprogramme einbezogen werden.

Auch bei Equiden ist die Fortpflanzung ein saisonaler Prozeß, dessen Zeitgeber die Variation der täglichen Lichttaglänge ist (Sharp u. Ginther 1975, Fraser 1992). Bei Hauspferden und bei gut an ihre Lebensbedingungen angepaßten Populationen von Przewalskipferden, wie bei der Population von *Askania Nova*, liegen die Geburten im Frühjahr und Sommer, sexuelle Aktivität ist auf den Sommer konzentriert (Monfort et al. 1994, Steklenev 1995). In Zoo-Gruppen wurden auf der nördliche Hemisphäre Geburten zu allen Jahres-

zeiten registriert, der Schwerpunkt liegt im Mai (Zimmermann und Kolter, pers. comm). Unsere Analysen erfaßten die potentielle Variationsbreite, wie sie nur an nicht gedeckten Stuten erkannt werden kann. Sie wiesen auf eine relativ geringe Ausprägung der Saisonalität hin. Somit spielt es möglicherweise eine bedeutende Rolle, auf welche Jahreszeit ein Tier durch die erste Konzeption festgelegt wird und ob dies zur örtlich günstigsten Jahreszeit erfolgt.

Für Tiere aus ariden Gebieten muß eine natürliche Selektion auf geringen Trinkwasserbedarf angenommen werden. Die letzten Beobachtungen freilebender Przewalskipferde belegten die Bindung der Herden an Wasserstellen und die Begrenzung des Zuganges zu diesen Wasserstellen sah Bannikov (1967) als eine wesentliche Ursache für das Aussterben in freier Wildbahn an. Die hier beobachtete individuelle Wasseraufnahme liegt verglichen mit dem Wasserbedarf von Hauspferden relativ niedrig (Heilmann 1985). Wichtiger ist die Häufigkeit der Tränkenutzung. Wenn einzelne Tiere die Herde häufig zum Aufsuchen einer Wasserstelle veranlassen, wird im Freiland der Aktionsraum und damit die zur Verfügung stehende Nahrung für die ganze Herde begrenzt. Außerdem erhöht die häufige Anwesenheit an Wasserstellen die Wahrscheinlichkeit einer Konfrontation mit Prädatoren. Für zukünftige Auswilderungen können daher Verfügbarkeit und Verteilung der Wasserstellen und das Wasseraufnahmeverhalten eine wichtige Rolle spielen. (Scheibe et al. 1998).

Vigilanzverhalten ist die Voraussetzung für erfolgreiche Flucht und damit ein besonders wichtiges Element der Feindvermeidungsstrategie von Pflanzenfressern (Underwood 1982, Scheel 1993). Im ursprünglichen Lebensraum spielen Wölfe auch als Prädatoren für Hauspferde eine Rolle und sie können auch unter Przewalskipferden Verluste verursachen (Bouman 1998). Im Semireservat zeigten die Przewalskipferde kein höheres Vigilanzverhalten als Hauspferde unter naturnahen Haltungsbedingungen. Der Hunde-

versuch zeigte die Bedeutung einer ersten Erfahrung für die Ausbildung von Vigilanz und die Ausbildung von koordiniertem Anit-Prädatorverhalten. In natürlichen Populationen werden solche Erfahrungen von Generation zu Generation tradiert. Diese Tradierung ist mit Sicherheit bei Zootieren unterbrochen. Es erscheint also sinnvoll, ein gewisses vorbereitendes Training von Feindvermeidungsverhalten in Auswilderungsprojekte einzubeziehen, um Erfahrungsdefizite auszugleichen.

Eine stabile Tages- und Ultradianrhythmik scheint typisch für belastungsarme Lebensbedingungen zu sein (Mayes und Duncan 1986). Unterschiedliche Belastungen führen zu Veränderungen rhythmischer Muster und zur Störung der Abstimmung zwischen verschiedenen organismischen Zeitfunktionen (Aschoff et al. 1967, Stöhr 1986, Scheibe et al. 1999). Verglichen mit der Zoonhaltung stellt das Leben in einem Semireservat höhere Anforderungen an Anpassungsfähigkeit und Reaktionsbereitschaft, die zu geringerer Ausprägung harmonischer Komponenten im Aktivitätsspektrum führen (Berger et al. 1999). Die Haltung im Semireservat entwickelt die Anpassungsfähigkeit und entspricht eher dem Leben im natürlichen Lebensraum. Die zeitliche Übereinstimmung von häufigen Schüssen, gestörter Aktivitätsstruktur und gestörten Fortpflanzungszyklen, die im Mai/Juni 1996 registriert wurden, lassen einen ursächlichen Zusammenhang vermuten (Scheibe et al. 1999).

Von der Herde wurden feste Muster der Raumnutzung etabliert. Sie ließ eng umschriebene Bereiche mit kurzem, frischen Gras (bes. *Lolium perenne*) und Klee (*Trifolium repens*) entstehen, die dann gezielt präferiert wurden. Im Winter wurden überständige Gräser und Kräuter auf im Sommer gemiedenen Bereichen genutzt. Von den Bäumen wurden Rinde und Blätter saisonal genutzt. Hochstauden und Kräuter entwickelten sich auf den im Sommer gemiedenen Bereichen. Przewalskipferde erweisen sich so als allogene Ökosystemgestalter (ecosystem-engineers, Jones et al. 1994) und damit als wesentliche Elemente

der offenen Landschaft. Wind in Kombination mit Kälte oder Regen modifizieren die Standortwahl (Zervanos u. Keiper 1979). Als Schutzstrukturen wurden Täler oder der Windschatten des Waldes aufgesucht. Hitze und Insektenbelastung kann Schutzsuche im Wald veranlassen.

Semireservate ermöglichen vielfältige Untersuchungen und Experimente, die die Kenntnisse über die betreffende Tierart vertiefen. Solche Untersuchungen können dazu beitragen, die mit einer Auswilderung verbundenen möglichen Probleme vorab zu erkennen. Sie können Wege aufzeigen, wie die Eignung von Individuen für Auswilderungen beurteilt werden kann, wie in kontrollierter und geschützter Haltung aufgewachsene Tiere Traditionen aufbauen, um auf ein Leben im natürlichen Lebensraum vorbereitet zu sein. Als Ergebnis kann die Notwendigkeit eines allmählichen, langfristigen Überganges vom Zoo zu natürlichen Lebensbedingungen mit der Möglichkeit zu Anpassung und Erfahrungsgewinn herausgestellt werden.

Literatur

- Aschoff J. (1955): Jahresperiodik der Fortpflanzung bei Warmblütern. *Studium generale* 8, 742-776.
- Aschoff, J.; Gerecke, U.; Wever, R. (1967): Desynchronization of human circadian rhythms. *Jap. J. Physiol.*, 17, 450-457
- Bannikov, A. G. (1967): Der Bestand des Przewalskipferdes in der freien Natur. *Equus* 1:243-245,
- Berger, A.; Scheibe, K.M.; Eichhorn, K.; Scheibe, A.; Streich, J. (1999): Diurnal and ultradian rhythms of behaviour in a group of Przewalski horse (*Equus ferus przewalskii*), measured through one year under semi-reserve conditions. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 64, 1-17
- Bouman, I. The reintroduction of Przewalski horses in the Hustain Nuruu Mountain Steppe Reserve in Mongolia. *Niederlandsche Commissie voor Internat. Naturbescherming, Mededelingen* No. 32
- Dierschke, H. *Pflanzensoziologie*. Stuttgart, 1994
- Fraser A.F. (1992): *The behaviour of the horse*. CAB International, Oxon 1992
- Geist, V. (1995): Rescuing species and ecosystems. in: Norton, B.G.; Hutchins, M.; Stevens, E.F.; Maple, T. (1995): *Ethics in the Ark. Zoos, animal welfare,*

- and wildlife conservation. Smithsonian Instit. Press, Washington, 93-101
- Heilmann, M. (1985): Das Wasseraufnahmeverhalten von Pferden in Abhängigkeit von Fütterung und Leistung. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover
- Jacobs, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 74, 413-417
- Jones, C.G.; Lawton, J.H.; Shachak, M. 1994: Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386
- Mayes, E.; Duncan, P. (1986): Temporal patterns of feeding behaviour in free-ranging horses. *Behav.*, 96, 1-2: 105-129
- Monfort S.L.; Arthur N.P.; Wildt D.E. (1994): Reproduction in the Przewalski's Horse. in: Boyd, L.; Houpt, K. (eds.) *Przewalski's Horse*. State University of New York Press, Albany: 173-193.
- Scheel, D. (1993): Watching for lions in the grass: the usefulness of scanning and its effects during hunts. *Anim. Behav.* 46, 695-704
- Scheibe, K.M.; Richter, Th. (1999): Tierschutz für Wildtiere? Probleme, Motive, Grundlagen, Ausblicke. in: „Tierschutz und Wildtiere“ DVG - Fachtagung Nürtingen, 4. 3. -5.3. 1999, Verl. d. Deutschen Veterinärmedizinischen Gesellschaft, Gießen 1999, 2-17
- Scheibe, K.M.; Schleusner, Th.; Berger, A.; Eichhorn, K.; Langbein, J.; Dal Zotto, L.; Streich, W.J. (1998): ETHOSYS® - new system for recording and analysis of behaviour of free-ranging domestic animals and wildlife. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 55, 195-211
- Scheibe, K.M.; Eichhorn, K.; Streich, W.J. (1998): Recording the watering behaviour of free-ranging Przewalski horses (*Equus przewalski* POLJAKOV, 1881) in a semireserve. in: Penzel, T.; Salmons, S.; Neuman, M.: *Biotelemetry XIV*, Proc. XIV Intern. Symp. on Biotelemetry, Marburg 1998, 341-346
- Scheibe, K.M.; Eichhorn, K.; Kalz, B.; Streich, W.J.; Scheibe, A (1998): Water Consumption and Watering Behavior of Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in a Semi-reserve. *Zoo Biology* 17, 181-192
- Scheibe, K.M.; Berger, A.; Langbein, J.; Streich, W.J.; Eichhorn, K. (1999): Comparative analysis of ultradian and circadian behavioral rhythms for diagnosis of biorhythmic state of animals. *Biol. Rhythm. Res.* 30, 1-18
- Scheibe, K. M.; Dehnhard, M.; Meyer, H. H.D.; Scheibe, A. (1999): Noninvasive monitoring of reproductive function by determination of faecal progesterone and sexual behaviour in a herd of Przewalski mares in a semireserve. *Acta Theriologica*, in press
- Scherzinger, W. (2001): Ethologische Begleitforschung - ein Erfolgskriterium bei Wiederansiedlungen heimischer Wildtiere. In: E. Gottschalk, A. Barkow, M. Mühlenberg & J. Settele (Hrsg.): *Naturschutz und Verhalten*. UFZ-Bericht 2/2001: 11 - 17. UFZ Leipzig-Halle, Leipzig.
- Sharp, D.C.; Ginther, O.J. (1975): Stimulation of follicular activity and estrous behaviour in anestrus mares with light and temperature. *Journal of Animal Science* 41: 1368-1372.
- Steklenov E. P. 1995. Reproduction of the Przewalski's horse under semi-wild management in the South Ukraine. *Vestnik Zoologii*: 2-3, 58-64.
- Stöhr, W. (1986): Heart rate of tree shrews and its persistent modification by social contact. in: Schmidt, T.H.; Dembroski, T.M.; Blümchen, G. (Eds.): *Biological and psychological factors in cardiovascular disease*. Springer Heidelberg, 491-499
- Underwood, R. (1982): Vigilance behaviour in African antelopes. *Behaviour* 79, 81-107
- Van Dierendonck, M. C.; Wallis De Vries, M. F. W.; Jollenpad, C. S. (1996): Ungulate reintroductions: Experiences with the Takhi or Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. *Conserv. Biol.* 10:728-740, 1996.
- van Dierendonck, M.C., Bandi, N., Batdorj, D., Dürgerham, S., Munkhtsog, B. (1996): Behavioural observations of reintroduced Takhi or Przewalski horses (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 50: 95-114.
- Zimmermann, W. (1997): Die Bedeutung von Semi-reservaten für das EEP Przewalskipferd. *Zoo Mag. Nordrhein-Westfalen* 3: 70-75
- Zeeb, K. 1959: Das Verhalten des Pferdes bei der Auseinandersetzung mit dem Menschen. *Sägetierkundl. Mitt.* 7, Sonderh.
- Zervanos, S.M.; Keiper, R.R. (1979): Seasonal home ranges and activity patterns of feral Assateague Island ponies. Symposium on the ecology and behavior of wild and feral equids. Univ. of Wyoming, Laramie

Gutes Habitat – schlechtes Habitat?

Beurteilung der Habitatqualität am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis a. albopunctata*)

Eckhard GOTTSCHALK & Michael MÜHLENBERG

Zentrum für Naturschutz der Universität, Von Sieboldstr. 2, D-37075 Göttingen

Einleitung

Die meisten Organismen leben in einer heterogenen Umwelt und können eine gewisse Bandbreite der Umweltfaktoren tolerieren. Nicht alle Konstellationen sind gleichermaßen günstig. Besonders deutlich wird die Auswirkung unterschiedlicher Habitatqualitäten beim Betrachten von Source- und Sink-Habitaten, die ganz unterschiedliche Bilanzen der demographischen Parameter aufweisen (PULLIAM 1988, WATKINSON & SUTHERLAND 1995). Nachhaltige Konzepte des Artenschutzes sollten die Bedeutung, die Habitate unterschiedlicher Eigenschaften für das Überleben einer Population haben, einschätzen können.

Welche Parameter geben Auskunft über die Habitatqualität? Am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis a. albopunctata*) werden unterschiedliche Ansätze zur Beurteilung der Habitatqualität vorgestellt: anhand der Populationsdichte, anhand von Verhaltensbeobachtungen zur Habitatnutzung und anhand der Populationsdynamik. Zwei unterschiedliche Flächen, ein Volltrockenrasen und ein Halbtrockenrasen sollen auf verschiedene Weise in ihrer Bedeutung für das Überleben einer Population beurteilt werden. Die Einschätzungen der Habitatqualität fallen nicht identisch aus und werden gegeneinander abgewogen.

P. a. albopunctata ist eine wärmeliebende Heuschrecke, die in Mitteleuropa vorwiegend Trockenrasen und ähnliche Habitate bewohnt. In der Roten Liste der BRD wird die Art als „gefährdet“ geführt (INGRISCH & KÖHLER 1998).

Untersuchungsflächen

Im Rahmen einer Studie zur Habitatbindung und Populationsökologie der Art wurden verschiedene Untersuchungen auf zwei Hauptuntersuchungsflächen durchgeführt, die sich in ihren Habitateigenschaften deutlich unterscheiden. Beide liegen in Franken und sind voneinander ca. 50 km entfernt. Die wichtigsten Wetterparameter (Niederschlagsmenge und Jahresmitteltemperatur) unterscheiden sich nicht. Beide Flächen sind ca. 1 ha groß. Der wesentliche Unterschied besteht im Untergrund und damit in der Vegetation:

Die Untersuchungsfläche bei Hammelburg im Tal der fränkischen Saale hat Unteren Muschelkalk als geologischen Untergrund und die Vegetation läßt sich als fragmentarisch ausgebildete Gesellschaft des Xerobromion ansprechen. Die Vegetationsdeckung ist überwiegend gering und liegt bei 50%, Teilflächen weisen eine dichtere Vegetation auf.

Die Untersuchungsfläche bei Prappach liegt am Westabhang der Haßberge. Der Untergrund ist Keuper und die Vegetation ist dem Mesobromion zuzuordnen. Aufgrund der Nutzung (Mahd im Spätsommer und gelegentliche Beweidung) sind Charakterarten sowohl der beweideten, als auch der gemähten Halbtrockenrasen vorhanden. Die Deckung der Vegetation ist wesentlich höher als auf der Fläche „Hammelburg“. Die Deckungswerte liegen überwiegend bei mehr als 90 %, nur kleinflächige Bereiche sind lückiger mit Deckungswerten unter 70%.

1. Populationsdichte

Ein mögliches Maß für die Qualität eines Habitates ist die Dichte der Individuen, die in diesem Habitat gleichzeitig leben können. Ein Habitat das reich an Ressourcen ist, bietet auf gleicher Fläche Lebensraum für mehr Individuen und sein Beitrag zur Erhalt der Population ist größer, als der einer Fläche, die eine geringere Individuendichte aufweist.

Methoden

Es wurde die Populationsgröße von *P. a. albopunctata* auf den Untersuchungsflächen bestimmt. Da beide Flächen ca. 1 ha groß sind, lassen sich die Zahlen direkt als Populationsdichte vergleichen. Die Populationsgrößen wurden 1993 mittels Fang-Wiederfang bestimmt. Auf Transekten mit 2m Abstand wurden die gesamten Flächen begangen und die wegspringenden Tiere gefangen und individuell mit einem Lackstift (Edding 780) markiert, indem ihnen eine Zahl auf den Flügel geschrieben wurde. Auf der Fläche Hammelburg wurde an 17 Tagen gefangen und markiert, auf der Fläche Prappach an 13 Tagen. Die Fangtermine liegen zwischen Anfang Juli und Ende September. Die Populationsgröße wurde nach JOLLY (1965) berechnet.

Ergebnisse

Auf der Fläche bei Hammelburg wurden 1752 Tiere gefangen, davon 777 Tiere als Erstfänge markiert, die Wiederfangrate betrug 0,57. Auf der Fläche bei Prappach wurden 2149 Tiere gefangen, davon 1244 als Erstfänge markiert, die Wiederfangrate betrug 0,46

Die berechneten Populationsgrößen im Juli waren in Hammelburg knapp 700 Tiere und in Prappach ca. 1500 Individuen. In den nächsten beiden Jahren vergrößerte sich dieser Unterschied noch, weil die Populationsgröße von *P. albopunctata* in Hammelburg weitgehend konstant blieb, sich in Prappach aber verdoppelte.

2. Habitatnutzung

Verhaltensbeobachtungen zur Habitatnutzung sollten durch Klärung der folgenden Frage Aufschluß über die Habitatqualität geben: Welches sind Habitatbereiche, die für wichtige Phasen im Entwicklungszyklus der Art genutzt werden? Anhand dieser Schlüsselfaktoren der Habitateignung soll die Qualität eines Habitates beurteilt werden. Der Entwicklungszyklus der wärmeliebenden *P. albopunctata* ist in Mitteleuropa ein Wettlauf mit der Zeit. Warmes Mikroklima, das eine rechtzeitige Entwicklung gewährleistet, ist der wichtigste Schlüsselfaktor der Habitateignung (GOTTSCHALK 1998, GOTTSCHALK et al. 1999). Es wurden Beobachtungen zum Eiablageverhalten durchgeführt. Zum Verständnis der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche der einheimischen Heuschreckenarten trägt vor allem die Kenntnis der Bedingungen bei, die die Eier für ihre Entwicklung benötigen (z.B. INGRISCH 1986a, 1986b, WINGERDEN et al. 1991). Heuschrecken haben eine langsame Embryonalentwicklung, die einen wesentlichen Zeitraum im Entwicklungszyklus der Arten einnimmt. Selbst bei konstanter Optimaltemperatur von 24°C dauert die Entwicklung der Eier von *P. albopunctata* 7 Wochen, bei 18°C 11 Wochen bis zur finalen Diapause (INGRISCH 1986a).

Während Larven und Imagines zu einem gewissen Grad Einfluß auf die Bedingungen haben, denen sie unterliegen (z.B. durch Thermoregulationsverhalten), sind die Eier unweigerlich den Umständen ihres Ablageortes ausgesetzt. Sie sollten also besonders empfindlich auf die Eigenschaften des Habitates reagieren. Geeigneten Eiablagestellen kommt oft eine Schlüsselrolle der Habitateignung zu (z.B. CHERRILL & BROWN 1992, MARZELLI 1995, RECK 1993). Das Verhalten, das Aufschluß über die Habitateignung verschafft, ist demnach die Habitatwahl bei der Eiablage.

Die Vegetation der Untersuchungsfläche Prappach ist kleinräumig heterogen. Welche Bereiche sucht *P. albopunctata* zur Eiablage auf?

Methoden

Da *P. albopunctata* nachts Eier legt, wurden die Tiere mit einer reflektierenden Folie („Scotch lite“ der Firma 3M) markiert (Methode beschrieben von HELLER & HELVERSEN 1990). Die selbstklebende Folie wurde in Form eines kleinen Fähnchens an der Hintertibia befestigt. Zur Markierung wurde 1995 an vier Tagen Anfang August die gesamte Untersuchungsfläche Prappach tagsüber gleichmäßig in Schleifen mit 4 m Abstand begangen und jedes Weibchen, das gefangen werden konnte, mit einer Folie versehen. Nach Einbruch der Dunkelheit wurde die Fläche wiederum gleichmäßig abgegangen (an sechs Terminen zwischen dem 15. und 22. August 1995) und die Tätigkeit jedes im Lichtkegel der Lampe reflektierenden Weibchens registriert. Stellen, an denen ein Weibchen seinen Legebohrer weitgehend vollständig einführte, wurden markiert. Tagsüber wurde der Ort auf Eier kontrolliert und die horizontale Vegetationsdichte erfaßt. Dazu wurde eine gerasterte Pappe in zufälliger Ausrichtung der Himmelsrichtung senkrecht an den Eiablagepunkt gestellt und die horizontale Dekkung eines 10 cm breiten Vegetationsstreifens von 20 cm Länge (10 cm links und 10 cm recht der Einstichstelle) in 10%-Schritten geschätzt. Es wurde nur die Deckung von 0-10 cm Höhe ausgewertet, da sie oberhalb schnell abnahm, und eine Differenzierung unterschiedlicher Vegetationsdichten weniger deutlich wurde. Zum Vergleich wurde die Vegetationsdeckung an 100 Zufallspunkten in gleicher Weise erfaßt.

Weibchen, die beim Bohren mit dem Legesäbel beobachtet wurden, wurden anschließend markiert, um Mehrfachbeobachtungen zu vermeiden und damit die Unabhängigkeit der Stichproben zu gewährleisten.

Ergebnisse

Während sechs nächtlicher Begehungen wurden 194 Weibchen aufgesucht, von denen 22 Eiablageverhalten zeigten. An 10 dieser 22 Einstichstellen konnten Eier gefunden werden. Es wurden alle Einstichstellen in die Auswertung einbezogen, auch wenn keine Eier gefunden werden

konnten. In diesem Fall war der Platz offensichtlich von einem Weibchen bezüglich der Vegetationsstruktur als geeignet eingestuft worden, dann aber erst aufgrund der Substrateigenschaften doch nicht mit einem Ei belegt worden.

Obwohl die gesamte Fläche bei der Markierung und bei der Nachsuche gleichmäßig begangen wurde, konzentrierten sich die beobachteten Eiablagen an zwei Stellen: An einer südwest-exponierten Böschung, die aufgrund ihrer Steilheit trotz des anhaltenden Regens im Frühjahr (und des daher üppigen Wachstums der Vegetation im Habitat) eine lückige Vegetationsstruktur bewahrt hatte und an einer kaum geneigten Stelle, die nur mit sehr niedriger Vegetation (v.a. *Hieracium pilosella*) bewachsen war.

Die meisten Eier wurden in den Boden gelegt (19 Beobachtungen, davon 7 mit Eifund), der zum Teil von einer dünnen Mooschicht bedeckt war. Ein Weibchen legte ein Ei in trockenen Kaninchenkot (u. 11 weitere in den Boden). Weitere Ablageorte waren eine Rosengalle und zweimal ein Samenstand (*Trifolium montanum* und *Centaurea scabiosa*), jeweils mit Eifunden. Die zuletzt genannten drei Ablageorte befanden sich im Gegensatz zu den anderen in 15-40 cm Höhe und in dichter Vegetation.

Auf der Untersuchungsfläche Hammelburg sind viele Eier in den halbkugeligen Moospolstern von *Tortella inclinata* (wächst nicht in Prappach) zu finden. Auch morsches Holz wird belegt.

Wie sich die Vegetation an den Eiablageorten von der der Zufallspunkte unterscheidet, zeigt Abb 1.

Zur Eiablage suchen die Weibchen von *P. albopunctata* Stellen mit lückiger Vegetation auf. Der Unterschied der Vegetationsdeckung zwischen Eiablagepunkten und Zufallspunkten ist signifikant ($p < = 0,001$, Mediantest). Drei der vier Eiablagen in einer Vegetation von mehr als 60% Deckung erfolgten nicht am Boden, sondern darüber (Samenstände, Rosengalle), so daß auch diese Ablageorte besonnt waren.

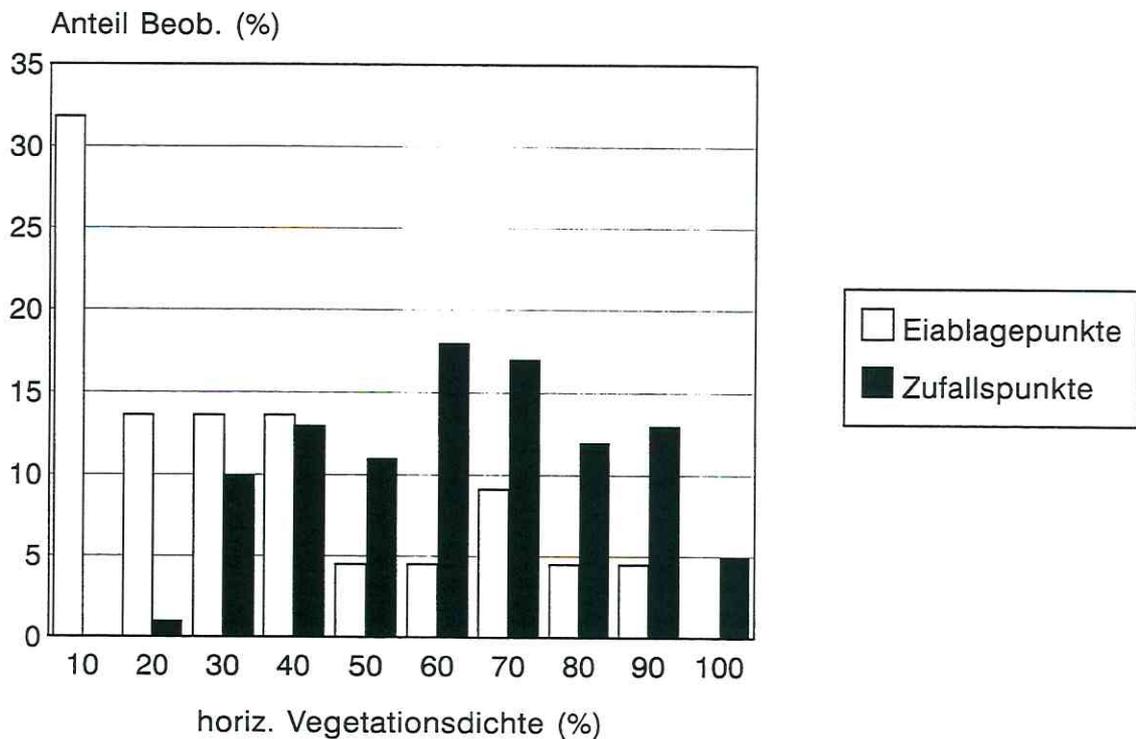


Abb. 1: Verteilung der Eiablagepunkte von *P. albopunctata* (n=22) und der Zufallspunkte (n=100) auf die Klassen der Vegetationsdichte auf der Untersuchungsfläche Prappach.

Es wurde am Eiablage- oder Zufallspunkt die horizontale Dichte eines Vegetationsstreifens von 10 cm Breite und 20 cm Länge in 0-10 cm Höhe geschätzt. Die Vegetationsdeckung an den Eiablagepunkten ist signifikant geringer ($p < 0,001$, Mediantest).

3. Populationsdynamik

Die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population hängt von den auftretenden Schwankungen der Populationsgröße ab. Ein Vorkommen mit geringer Populationsdynamik stirbt bei gleicher durchschnittlicher Populationsgröße mit geringerer Wahrscheinlichkeit aus als ein Vorkommen mit einer starken Populationsdynamik. Wollen wir die Habitatqualität nach der Überlebenswahrscheinlichkeit, die die Population in betreffendem Habitat hat, beurteilen, so müssen wir gerade bei Arten, die zu starken Schwankungen der Populationsgröße durch wechselnde Umwelteinflüsse neigen, die Populationsdynamik über einen längeren Zeitraum untersuchen.

Methoden

GOTTSCHALK (1997) zeigt, daß man bei einer standardisierten Begehung (Transekte im Abstand von 2 Metern, wie oben beschrieben) einen konstanten Teil der Population fängt. Auf beiden Flächen ist dieses ca. 1/5 der Population, der erfaßt wird. Die Schätzung der Populationsgrößen erfolgte auf den beiden Untersuchungsflächen von 1994 bis 1999 anhand dieser geeichten Transektbegehungen 1-2 Wochen nach der Imaginalhäutung von ca. 90% der Tiere, in der Regel Anfang Juli, bei schönem Wetter. Mit der Fang-Wiederfang-Schätzung von 1993 liegen nun Populationsgrößendaten aus 7 Jahren vor.

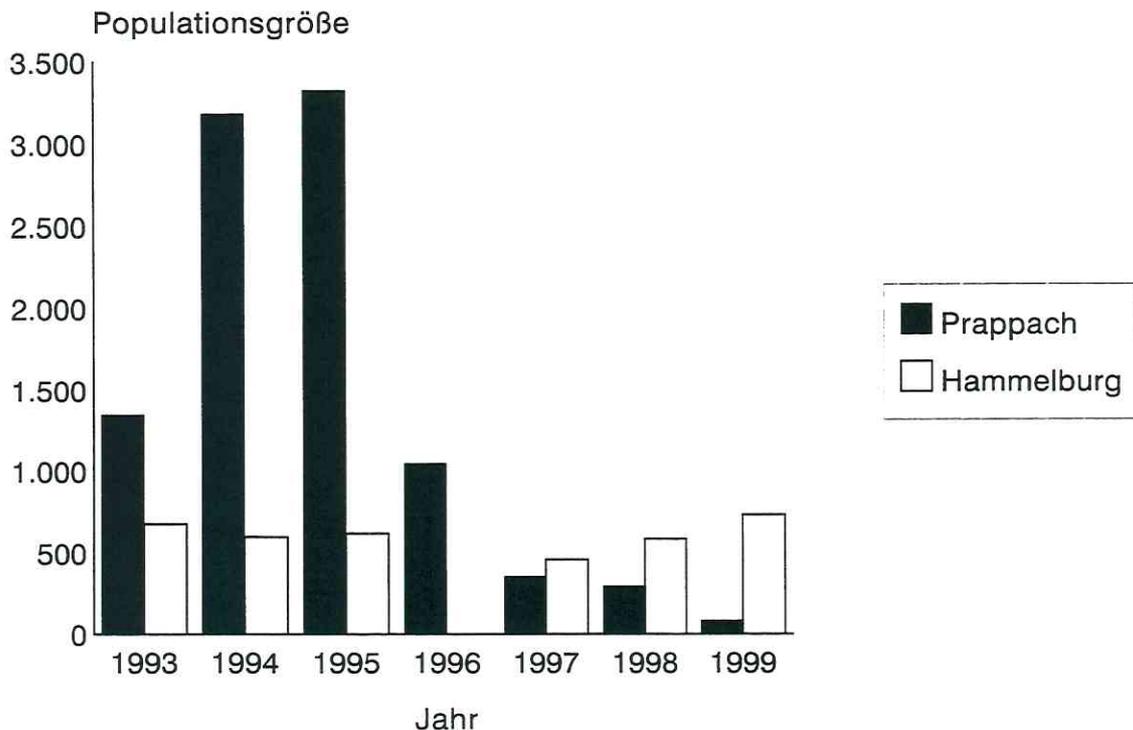


Abb. 2: Populationsgröße von *P. albopunctata* auf zwei Untersuchungsflächen in den Jahren 1993-1999. 1996 wurde die Populationsgröße in Hammelburg nicht bestimmt.

Ergebnisse

Die Populationsgröße auf zwei Untersuchungsflächen ist in Abb. 2 dargestellt. Sie ist auf dem Volltrockenrasen bei Hammelburg für eine Insektenpopulation erstaunlich konstant und unterliegt auf dem Halbtrockenrasen bei Prappach einer starken Dynamik.

Diskussion

Kriterium für die Beurteilung der Habitatqualität ist die Überlebensfähigkeit der Population in einem Habitat bzw. der Beitrag den das Habitat zum Überleben einer größeren Gesamtpopulation liefert.

Die drei Ansätze zur Beurteilung der Habitatqualität ergeben keine einheitlichen Ergebnisse.

Eine einjährige Erfassung der Populationsgrößen spricht dem Halbtrockenrasen bei Prappach die bessere Habitatqualität zu, weil die Populationsdichte und die Populationsgröße dort gut das Doppelte betragen.

Die Verhaltensbeobachtung zur Habitatnutzung bei der Eiablage spricht für vegetationsfreie Bodenstellen als Schlüsselfaktor der Habitateignung. Diese sind auf dem Volltrockenrasen bei Hammelburg in wesentlich höherem Maße vorhanden (Vegetationsdeckung um 50%) als auf dem Halbtrockenrasen (Vegetationsdeckung um 90%). Deshalb sollte die Hammelburger Fläche die bessere Habitatqualität aufweisen.

Ausschlaggebend ist nun die Bewertung der Flächen anhand der Populationsdynamik, weil das Ausmaß der auftretenden Populationsschwankungen wesentlich die Größe einer überlebensfähigen

higen Population (Minimum Viable Population, MVP (SHAFFER 1981)) bestimmt. Zwar treten auf der Prappacher Fläche zeitweise sehr viel mehr Individuen auf, als auf der Hammelburger, aber teilweise auch sehr viel weniger. Die Populationszahlen in Hammelburg sind erstaunlich konstant und dort ein Garant für die Überlebensfähigkeit der Art. Das Überleben der Population entscheidet sich in den schlechten, kühlen Jahren und in diesen ist der Volltrockenrasen mikroklimatisch das bessere Habitat. Der Halbtrockenrasen hat eine wesentlich höhere Kapazität und bietet in warmen Jahren sehr viel mehr Tieren Lebensraum, die starke wetterbedingte Dynamik kann aber den Bestand der Art in Prappach gefährden. Ein Populationsmodell macht plausibel, daß *P. albopunctata* in den Haßbergen nur als Gesamtpopulation Bestand hat, die viele weitere Vorkommen neben der Prappacher Fläche umfaßt (POETHKE et al. 1996).

Danksagung

Diese Arbeit wurde vom BMBF (Förderkennzeichen 0339522 A) gefördert.

Literatur

- CHERRILL, A.J. & BROWN, V.K. (1992): Ontogenetic changes in the micro-habitat preferences of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the edge of its range. *Ecography* 15(1). 37-44.
- GOTTSCHALK, E. (1997): Die Mäander-Transektmethode. Ein vereinfachtes Verfahren zur Bestimmung der Populationsgröße am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*). *Articulata* 12(1). 31-35.
- GOTTSCHALK, E. (1998): Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*, GOEZE 1778) (Orthoptera: Tettigoniidae). Eine Grundlage für den Schutz der Art. Cuvillier-Verlag, Göttingen. 91 S.
- GOTTSCHALK, E., SCHMELLER, D., HEIDENREICH, A. (1999): PVA-Fallbeispiel 3: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*). Kapitel 6.5.4 in AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTLELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Ulmer -Verlag, Stuttgart. 172-179.
- HELLER, K.G. & HELVERSEN, O.V. (1990): Survival of a Phaneropterid bush-cricket studied by a new marking technique (Orthoptera: Phaneropteridae). *Entomol. Gener.* 15(3), 203-208.
- INGRISCH, S. (1986 a): The plurennial life cycles of the European Tettigoniidae. 1. The Effect of temperature on embryonic development and hatching. *Oecologia* 70. 606-616.
- INGRISCH, S. (1986 b): The plurennial life cycles of the European Tettigoniidae. 3. The Effect of drought and the variable duration of the initial diapause. *Oecologia* 70. 624-630.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. l.). In BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bad Godesberg. 252-254.
- JOLLY, G.M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. *Biometrika* 52. 225-247.
- MARZELLI, M. (1995): Habitatansprüche, Populationsdynamik und Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*) auf einer Renaturierungsfläche. Diss. Univ. Würzburg. 142 S.
- POETHKE, H.J., GOTTSCHALK, E. & SEITZ, A. (1996): Gefährdungsanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5. 229-242.
- PULLIAM, H.R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132(5). 652-661.
- RECK, H. (1993): Haben Tierbauten eine Bedeutung als Habitatbausteine für den Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricanus* L. 1758)? *Articulata* 8(1). 45-51.
- SHAFFER, M.L. (1981): Minimum viable population sizes for species conservation. *Bioscience* 31. 131-134
- WATKINSON, A.R., & SUTHERLAND, W.J. (1995): Sources, sinks and pseudo-sinks. *J. Animal Ecology* 64, 126-130.
- WINGERDEN, van W.K.R.E., MUSTERS, J.C.M. & MAASKAMP, F.I.M. (1991): The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia* 87. 417-423.

Konkurrenz oder Koexistenz von Aeshniden an Krebsscherengewässern im Westhavelland

Anne KRAWUTSCHKE

Stolper Str. 17; 22145 Hamburg

Zusammenfassung

Im Westhavelland wurden sechs Aeshniden-Arten (Odonata: Anisoptera) in Hinblick auf ihre unterschiedlichen Einnischungsmechanismen an Gräben mit Krebsscherenbewuchs und ihr interspezifisches Verhalten untersucht. Das Maß ihrer Koexistenz wurde über Daten zur Larvalentwicklung, zur Emergenz und zum Verhalten der Imagines festgestellt. Während die meisten der untersuchten Arten aufgrund ihrer räumlichen und zeitlichen Einnischung koexistieren konnten, schlossen sich individuenreiche Vorkommen der Arten *Aeshna isosceles* O.F. Müller und *Aeshna viridis* Eversmann am gleichen Gewässer gegenseitig aus.

Die Anzahl der koexistierenden Arten hing von der Vielfalt der Habitatstrukturen und dem Sukzessionsstadium der Krebsscherenbestände ab. Aus naturschutzfachlicher Sicht ergeben sich daher Vorschläge für schonende Pflegemaßnahmen an den Gräben, die für den Erhalt ihrer Funktion als Aeshniden-Lebensraum notwendig sind.

1. Einleitung

Während die Autökologie einzelner Aeshniden-Arten schon mehrfach Gegenstand umfangreicher Untersuchungen war (z. B. CORBET 1957, KAISER 1969 und 1974, INDEN-LOHMAR 1997), ist noch wenig über die synökologischen Beziehungen zwischen den Aeshniden bekannt. Das Vorkommen mehrerer Arten einer Familie an einem Gewässer lässt eine unterschiedliche räumlich-zeitliche Einnischung der in Größe, Nahrungswahl und Habitatwahl ähnlichen Arten vermuten, durch die eine Koexistenz möglich wird. Anhand von Untersuchungen zu den Habitatpräferenzen, zur Larvalökologie, zur Emergenz und zur Imaginalaktivität werden die Einnischungsmechanismen der Arten an den untersuchten Gewässern herausgearbeitet. Aufgrund der ermittelten Habitatanprüche der einzelnen Aeshniden-Arten und deren interspezifischen Beziehungen werden

abschließend die Naturschutzmaßnahmen erörtert, die für den Erhalt der Funktion der Krebsscherengräben als Aeshniden-Lebensraum notwendig sind.

2. Methoden

Es wurden die Emergenz, das Verhalten der Imagines sowie die Larvalökologie der einzelnen Arten untersucht. Die Sukzessionsstadien der Gräben wurden über die Dichte des Krebsscherenbewuchses und die Größe der Pflanzen sowie über den Sauerstoffgehalt und die Trübe des Wassers miteinander verglichen.

Die Emergenz der an den Gräben vorkommenden Aeshnidenarten wurde zwischen Mai und Ende August registriert. Dazu wurden die Ufervegetation und die Krebsscherenpflanzen alle zwei Tage an festgelegten Grabenabschnitten nach Exuvien abgesucht. Die Beobachtung des Verhaltens der

Imagines fand an sonnigen, warmen Tagen während der gesamten Flugzeit der Tiere statt.

Für die Ermittlung der Larvenabundanzen in den Gräben wurden in den Monaten August bis Oktober Kescherfänge im Bereich der Kriebsscherenrasen durchgeführt.

In den Enclosure-Versuchen zur Prädation zwischen den Aeshniden wurden Larven unterschiedlicher Arten und Größe zusammen in speziellen, mit Gaze-Löchern versehenen Eimern im Graben für mehrere Wochen ausgesetzt, so dass natürliche Umweltbedingungen herrschten, eine Prädation von außen aber ausgeschlossen werden konnte.

3. Untersuchungsgewässer

Die Untersuchungen wurden im Naturpark Westhavelland in Brandenburg an vier verschiedenen Gräben mit Kriebsscherenbewuchs durchgeführt, die im Bereich der Havelniederung nahe des Witzker Sees (Gräben der Hundewiesen HW 1 und HW 2 und bei Milow (Gräben an der Berglanke BL 1 und BL 2) lagen. An den Hundewiesen standen die Gräben im Biotopverbund mit weiteren Kriebsscherengräben und lagen in direkter Waldnähe.

Die Gräben befanden sich in unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Der Graben im Initialstadium (HW 2) zeichnete sich durch eine geringe Deckung und Höhe der Kriebsscherenpflanzen aus.

Das Wasser war klar und wies eine hohe Sauerstoffsättigung (67-82 %) auf. An den Kriebsscherenbewuchs grenzten direkt offene Wasserflächen. Zwei Gräben befanden sich im beginnenden (HW 1) bzw. vollen Optimalstadium (BL 2) mit dichtem Bewuchs und kräftigen, hoch gewachsenen Pflanzen. Am Graben HW 1 kamen noch offene Wasserflächen vor, die Sauerstoffsättigung des Wassers beider Gräben lag zwischen 35-80 %. Das Degenerationsstadium war im vierten Graben (BL 1) erkennbar an einer mäßigen Deckung des Kriebsscherenbewuchses, kleinen Pflanzen, trübem Wasser mit H₂S-Geruch und einer mangelnden Sauerstoffsättigung über den ganzen Sommer hinweg (1-13 %). Es gab keine offenen Wasserflächen an diesem Graben.

4. Ergebnisse

4.1 Emergenz

Von den Arten *Aeshna isosceles*, *A. viridis*, *A. grandis* L. und *A. mixta* Latreille wurden Exuvien in größeren Anzahlen an den Gräben gefunden (Tab. 1). Aus ihnen ließ sich ableiten, dass jeweils ein oder zwei Arten in den Gräben zahlenmäßig dominierten. An den Gräben HW 1 und 2 waren dies die Arten *Aeshna viridis* und *Aeshna grandis* (nur an HW 1). *Aeshna isosceles* dominierte an den Gräben BL 1 und 2, am sauerstoffarmen, zugewachsenen Graben BL 1 zusammen mit *Aeshna mixta*.

Tab. 1: Summen der an den untersuchten Grabenabschnitten geschlüpften Aeshniden, in Klammern die nicht vollständig erfaßte Emergenz von *Aeshna isosceles* an den Gräben HW 1 und HW 2, grau unterlegt sind die jeweils dominanten Arten, HW = Gräben der Hundewiesen, BL = Gräben an der Berglanke.

Graben / Art	<i>Aeshna isosceles</i>	<i>Aeshna viridis</i>	<i>Aeshna grandis</i>	<i>Aeshna mixta</i>
HW 1	(8)	125	78	10
HW 2	(1)	154	15	28
BL 1	63	18	0	99
BL 2	150	7	0	3

4.2 Verhalten der Imagines

4.2.1 Paarungsstrategie

Es konnten generell zwei unterschiedliche Paarungsstrategien der Männchen beobachtet werden, die bei den Arten in Abstufungen ausgeprägt waren. Zum einen gab es die Strategie des Suchfluges nach Weibchen, wobei die Männchen entlang des Ufers flogen und immer wieder kurz in die Ufervegetation eintauchten. Zum anderen wurden von den Männchen über dem Graben Reviere ausgebildet, in deren Grenzen sie patroullierten. Sie warteten dort auf Weibchen, die zur Eiablage an das Gewässer kamen. Sie zeigten territoriales Verhalten, indem sie ihr Revier gegen eindringende Männchen, auch z. T. durch Luftkämpfe, verteidigten (vgl. CORBET ET AL 1960). Ein eindeutiger Suchflug wurde von Männchen der Art *Brachytron pratense* O.F. Müller durchgeführt. *Aeshna mixta* zeigte zum Teil einen Suchflug, häufig wurden aber auch Reviere abgegrenzt und schwach verteidigt, wobei keine Kämpfe geführt wurden.

Die Männchen der Art *Aeshna viridis* bildeten kurzzeitig Reviere über den Krebscherenrasen aus, verteidigten diese aber ebenfalls schwach. *Aeshna isosceles* zeigte hingegen deutlich territoriales Verhalten, indem die Männchen über längere Zeit klar abgegrenzte Reviere über mit Krebschere bewachsener Wasserfläche ausbildeten. Diese wurden gegen alle eindringenden Männchen durch Verfolgung und Kampf verteidigt. Genauso aggressiv verteidigte *Anax imperator* Selys die über offener Wasserfläche gebildeten Reviere, in denen die Männchen stetig patroullierten. Die Männchen der Art *Aeshna grandis* zeigten sich hingegen selten am Gewässer und jagten meist auf Waldlichtungen oder entlang des Waldsaumes.

4.2.2 interspezifisches Verhalten

Die Weibchen der Aeshniden besuchten die Gewässer im wesentlichen zur Eiablage, welche ohne interspezifische Interaktionen ablief.

Gezielte Interaktionen waren nur zwischen den Männchen der einzelnen Arten zu beobachten, die sich länger am Gewässer aufhielten. Aufgrund ihrer auf das Frühjahr bzw. den Herbst beschränkten Flugzeiten und ihrer vorwiegend auf den Suchflug ausgerichteten Paarungsstrategie interagierten die Arten *Brachytron pratense* und *Aeshna mixta* nicht mit den anderen Aeshniden-Arten. *Aeshna grandis* beanspruchte keinen Raum am Gewässer und wurde daher selten in Interaktionen mit andern Arten beobachtet.

Interspezifische Wechselwirkungen traten vorwiegend zwischen den Arten *Aeshna isosceles*, *Aeshna viridis* und *Anax imperator* auf, die sich im Ausmaß ihrer Territorialität und Aggressivität voneinander unterschieden. *Aeshna isosceles* verfolgte Männchen der anderen Arten meist nach kurzem Kampf bis an die Reviergrenzen oder darüber hinaus und schloss damit ein räumlich und zeitlich gleiches Vorkommen vor allem der Art *Aeshna viridis* aus. Diese Art zeigte mit ihrer geringeren Territorialität auch eine niedrigere Aggressivität gegenüber den anderen Männchen und konnte diese wenn überhaupt nur kurzzeitig aus dem Revier verjagen. *Anax imperator* verteidigte mit einer ähnlichen Aggressivität wie *Aeshna isosceles* das Revier und verjagte nach kurzen Kämpfen alle anderen Männchen daraus. Da die beiden Arten sich aber räumlich in ihrer Revierbildung unterschieden (über offenem Wasser oder über Krebscherenbewuchs), trafen sie meist nur an den Reviergrenzen zusammen und schlossen sich nicht gegenseitig am Gewässer aus.

4.3 Larvenanteile in den Gewässern

Die Anteile der einzelnen Arten an den in den Gräben gefangenen Aeshniden-Larven zeigten eine Dominanz von entweder *Aeshna isosceles* oder *Aeshna viridis*. Die beiden Arten traten nicht im gleichen Graben in hohen Anteilen auf (Tab. 2). Die Larvenfunde bestätigen die bei der Emergenz festgestellten Dominanzverhältnisse.

Tab. 2: Anzahlen und Anteile (in %) der in den Gräben HW 1, HW 2 und BL 1+2 im Sept. 1999 gekescherten Aeshniden-Larven (ohne zweite Generation *A. isosceles*), grau unterlegt ist jeweils die dominierende Art.

Graben	Σ	<i>B. pratense</i>	<i>A. isosceles</i>	<i>A. viridis</i>	<i>A. grandis</i>
HW 1	18	0	11,1	66,7	22,2
HW 2	20	0	5	70	25
BL 1 + 2	16	6,3	93,7	0	0

4.4 Prädation der Larven: Enclosure-Versuche

In den Versuchen zeigte sich, dass die größeren Larven (ab ca. 25 mm Länge) vor allem dann die kleinen Larven (bis ca. 16 mm) fressen, wenn keine Krebscheren-pflanze im Enclosure enthalten war, die Versteckmöglichkeiten hätte bieten können.

Aufgrund des unterschiedlichen Lebenszyklus treten im Herbst junge Larvenstadien der sich direkt aus dem Ei entwickelnden Arten *Aeshna isosceles*, *Anax imperator* und *Brachytron pratense* auf. Im Frühjahr sind dagegen die Arten durch Prädation gefährdet, die den Winter im Eistadium überdauern und erst danach schlüpfen. Es sind dies die Arten *Aeshna viridis*, *Aeshna grandis* und *Aeshna mixta*. Alle Arten bis auf *Aeshna mixta* benötigen mehrere Jahre zur Larvalentwicklung, so dass im Herbst zwei Larvengenerationen von *Aeshna isosceles* im Gewässer gefunden wurden.

4.5 Habitatpräferenzen

Aus allen Untersuchungen zur Flugaktivität der Imagines und zur Emergenz ließen sich die für das Vorkommen der einzelnen Arten entscheidenden Habitatfaktoren zusammenstellen, die hier nur in Kürze ohne die Darstellung von Einzelergebnissen zusammengefasst werden können. Für die Eiablage und den Aufenthalt von *Aeshna grandis* am Gewässer stellte sich die direkte Nähe eines Waldes als Jagd- und Ruhestätte als entscheidend heraus. Wahrscheinlich waren aus diesem Grund keine Imagines an den Gräben der

Berglanke anzutreffen. *Anax imperator* fehlte hier ebenfalls, da die in der Sukzession weit fortgeschrittenen Gräben keine offenen Wasserflächen für die Revierbildung mehr aufwiesen. Die mangelnde Sauerstoffsättigung des Wassers des Grabens BL 1 trug vermutlich zu den niedriger als in anderen Gräben ausfallenden Schlupferfolgen der Arten *Aeshna isosceles* und *Aeshna viridis* bei. Die dicht wachsenden Krebscherenpflanzen selbst wurden obligat von der Art *Aeshna viridis* und fakultativ von der Art *Aeshna isosceles* für die Eiablage und den Schlupf genutzt. Die ausgeprägte und standorttypische Ufervegetation der Gräben an der Berglanke aus Schilf, Rohrglanzgras und Seggen dienten für ca. 75 % der Larven der Art *Aeshna isosceles* als Schlupfsubstrat sowie der besonders an diesen Gräben fliegenden Art *Brachytron pratense* als Windschutz (vgl. OTT 1991).

5. Diskussion

Fast alle der untersuchten Aeshniden-Arten koexistierten durch räumliche oder zeitliche Einnischungsmechanismen (siehe Tab. 3). Unterschiedliche Paarungsstrategien der einzelnen Arten und eine Nutzung unterschiedlicher Räume am Fortpflanzungsgewässer dienten der räumlichen Einnischung. Als zeitliche Einnischung sind die jahreszeitlich verschiedenen Flugaktivitäten der Imagines anzusehen (siehe Tab. 3). Diesen Faktor nennt auch PETERS (1992) als entscheidend für die Koexistenz von Aeshniden, die in ihren Habitatpräferenzen übereinstimmen.

Tab. 3: Flugzeit, Maß und Ort der Revierbildung sowie Paarungsstrategie der untersuchten Aeshniden-Arten, grau unterlegt sind die Parameter, die jeweils für die Einnischung der Art als entscheidend herausgearbeitet wurden.

	<i>Brachytron pratense</i>	<i>Aeshna isosceles</i>	<i>Aeshna viridis</i>	<i>Aeshna grandis</i>	<i>Aeshna mixta</i>	<i>Anax imperator</i>
Flugzeit	11.05.-7.06.	28.05.-3.08.	10.07.-19.08.	23.07.-3.09.	17.08.-12.10.	7.06.-18.08.
Revierbildung	keine	ausgeprägt	kurzzeitig	keine	schwach	ausgeprägt
Revierort	-	über <i>Stratiotes</i>	über <i>Stratiotes</i>	-	über offenem Wasser und <i>Stratiotes</i>	über offenem Wasser
Paarungsstrategie	Suche	Terri-torialität	Terri-torialität	Suche?	Territoria-lität und Suche	Terri-torialität

Zwischen den Imagines der Arten *Aeshna isosceles* und *Aeshna viridis* wurde deutliches Konkurrenzverhalten um den Raum am Gewässer festgestellt. Die Männchen der Art *Aeshna isosceles* erwiesen sich darin als aggressiver und konnten so meist die Männchen der anderen Art vom Gewässer verdrängen. Eine Erklärung für die ähnliche, aggressive Verhalten hervorrufende Raumnutzung dieser beiden Arten könnten die geringe Überschneidung ihrer geographischen Verbreitung sein (ASKEW 1988), die eine räumlich getrennte Einnischung am Gewässer im Laufe der Evolution nicht erforderlich gemacht hat.

Die Untersuchungen zur Larvalentwicklung der Arten zeigte, dass sich die in den Gräben dominierenden Arten *Aeshna isosceles*, *Aeshna viridis* und *Aeshna grandis* wahrscheinlich schon auf Larvenebene negativ beeinflussen. Obwohl von allen Arten die Eiablage an allen Gräben beobachtet wurde, bildeten sich klare Dominanzen von *Aeshna viridis* und *Aeshna grandis* einerseits sowie *Aeshna isosceles* andererseits aus, die vermutlich auf die gegenseitige Prädation bedingt

durch die unterschiedliche Larvalentwicklung zurückzuführen sind. Auch BEUTLER (1985) stellte in einer Untersuchung der Schlupfraten von Aeshniden fest, dass meist in einem Gewässer eine Art sichtlich dominierte. Nach seiner Aussage ist es für eine Aeshniden-Art schwer, sich in Gewässern anzusiedeln, die bereits von großen Larvenkolonien anderer Aeshniden-Arten besiedelt sind. Möglicherweise schließen sich also die genannten Arten aufgrund der Aggression zwischen den Imagines und der Prädation der Larven gegenseitig nahezu aus.

Die nur wenig unterschiedlichen Habitatfaktoren an den Gewässern können nicht als Erklärung für die Dominanz jeweils einer Art dienen, da sich *Aeshna viridis* und *Aeshna isosceles* in ihren Ansprüchen an abiotische Faktoren kaum unterscheiden. Die gute Wasserqualität an den Gräben der Hundewiesen kann das Vorkommen von *Aeshna isosceles* nicht negativ beeinflussen.

Die geschilderten Habitatpräferenzen der Arten machen deutlich, dass eine möglichst hohe Vielfalt der Biotopausstattung und ein Krebscheren-

bewuchs im Optimalstadium im Wechsel mit offenen Wasserflächen und sowie eine hohe Sauerstoffversorgung des Wassers das Vorkommen einer artenreichen Aeshniden-Gemeinschaft begünstigen. Diese Vielfalt muss durch eine gezielte Pflege der Kriebsscherengräben erhalten werden, um eine Verlandung der Gräben zu verhindern. SCHWAB (1994) sowie KÖCK & HANDKE (1996) empfehlen dafür eine abschnittsweise und halbseitige Räumung der Gräben in einem Abstand von ca. 6-7 Jahren, wenn die Kriebsscherenbestände degenerieren. Eine häufigere Räumung beeinträchtigt die Libellenpopulationen mit mehrjähriger Entwicklung negativ. Die Räumung sollte erst in den Monaten Oktober oder November stattfinden, wenn die meisten Wirbellosen ihre Reproduktionsphase beendet haben, die Temperaturen aber noch ausreichend hoch sind, als dass die Tiere aus dem Räumgut in das Gewässer zurückwandern können. Der angestrebte Zustand ist das parallele Vorkommen verschiedener Sukzessionsstadien der Kriebsscherenbestände innerhalb eines Grabensystems. Zugunsten des Erhaltes eines typischen Uferrohrstrichs sollte eine Mahd der Grabenränder nur alle zwei bis drei Jahre durchgeführt werden.

5. Literatur

- ASKEW, R. R. (1988): The dragonflies of Europe.- 291 S., Harley, Colchester.
- BEUTLER, H. (1985): Freiland-Daten zur Koexistenz von Aeshnidenlarven.- Entomologische Nachrichten und Berichte 29: 73-76.
- CORBET, P. S. (1957): The life-history of the emperor dragonfly *Anax imperator* Leach (Odonata: Aeshnidae).- Journal of Animal Ecology 26: 1-69.
- CORBET, P. S. ET AL (1960): Dragonflies.- 260 S., Collins, London.
- INDEN-LOHMAR, C. (1997): Sukzession, Struktur und Dynamik von Libellenpopulationen an Kleingewässern, unter besonderer Berücksichtigung der Ökologie von *Aeshna cyanea* (Müller, 1764).- Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Dissertation.
- KAISER, H. (1969): Regulation der Individuendichte am Paarungsplatz bei der Libelle *Aeshna cyanea* durch „zeitliches Territorialverhalten“.- Zoologischer Anzeiger, Suppl. 33, Verhandlungen der Zoologischen Gesellschaft: 79-85.
- KAISER, H. (1974): Verhaltensgefüge und Temporalverhalten der Libelle *Aeshna cyanea* (Odonata).- Z. Tierpsychol. 34: 398-429.
- KÖCK, B. & U. HANDKE (1996): Grabenräumung im Nordvieland, Endbericht.- 187 S., Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen.
- OTT, J. (1991): Populationsökologische Untersuchungen an Großlibellen (Anisoptera) unter besonderer Berücksichtigung der Edellibellen (Aeshnidae).- Universität Kaiserslautern, Dissertation.
- PETERS, G. (1992): Koexistenz und relative Häufigkeit von Aeshnidenkolonien im zentralen Mitteleuropa (Anisoptera, Aeshnidae).- Entomologische Nachrichten und Berichte 36: 145-151.
- SCHWAB, U. (1994): Lebensraumtyp Gräben.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.10.- 135 S., Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München.

Der Einfluß der Habitatqualität auf den Reproduktionserfolg und das Abwanderungsverhalten von Schleiereulen

Beatrix WUNTKE¹⁾ & Ingo LUDWIG²⁾

¹⁾ Institut für Biologie, Humboldt-Universität, Invalidenstr. 43, 10115 Berlin; Germany

²⁾ Kirschenallee 1a, 14778 Schenkenberg; Germany

Zusammenfassung

Brutökologische, sowie Beringungs- und Wiederfunddaten von Schleiereulen, die in 3 Regionen des Landes Brandenburg als Nestlinge zwischen 1989 und 1998 beringt wurden, zeigen regionale Unterschiede im mittleren Bruterfolg (zur Verfügung standen die Daten von 1993-96), in der Ansiedlungsentfernung und auch in der Zahl der im Gebiet sich ansiedelnden Tiere. Dabei treten bei niedrigem mittleren Bruterfolg die weitesten Abwanderungen auf, die auch deutlich über dem Mittelwert für alle im Land Brandenburg erfaßten Schleiereulenbruten liegen. Der mittlere Grünlandanteil in den Bruthabitaten liegt mit 30 bis 40 % deutlich über Werten, die bei einem Bezug auf den Landkreis erhalten werden und belegt die Präferenz der Eulen für solche Flächen, die auch bevorzugt zur Jagd genutzt werden. Das Bruthabitat des Gebietes mit dem niedrigsten mittleren Bruterfolg weisen im Vergleich die höchste mittlere Schlaggröße auf – 20 ha. Bei Einbezug des kleinräumigen Aktionsradius' der Hauptbeutetiere der Schleiereulen und der durch die saisonalen Arbeiten auf den Landwirtschaftsflächen bedingten Zusammenbrüche der Kleinsäugerpopulationen, scheinen Flächen mit durchschnittlich 10 ha Größe bessere Rückzugs- und Wiederbesiedlungsmöglichkeiten für die Kleinsäuger zu bieten, als Flächen mit über 20 ha.

Als entscheidende Habitatparameter ergeben sich aus den vorliegenden Untersuchungen der Grünlandanteil im Bruthabitat und die mittlere Schlaggröße. Die Vielfalt der angebauten Feldfrüchte ist mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls ein Qualitätsmerkmal des Bruthabitats, läßt sich aber aufgrund mangelnder Variationsbreite in den Untersuchungsgebieten nicht absichern.

Einleitung

Für weiträumig verbreitete Arten mit spezifischen Lebensraumsansprüchen, wie die Schleiereule (*Tyto alba*), lassen sich innerhalb des Verbreitungsgebietes aufgrund der inhomogenen Verteilung geeigneter Habitate Subpopulationen unterscheiden. Die unterschiedliche Verfügbarkeit entscheidender Ressourcen im jeweiligen Lebensraum ist eine Ursache für die Herausbildung bzw. Veränderung des Dispersionsverhaltens von Tieren (Dieckmann et al., 1999). So

sollten sich Unterschiede zwischen den Subpopulationen hinsichtlich ihres Reproduktionserfolgs und der Abwanderungsstrategien der Jungvögel auf Parameter, die die Habitatqualität mitbestimmen, zurückführen lassen. Dazu wurden Daten zur Habitatcharakterisierung, brutbiologische Daten und Wiederfunddaten beringter Jungeulen aus verschiedenen Regionen des Landes Brandenburg vergleichend ausgewertet.

Material und Methode

Bei der Sichtung des Datenmaterials der Vogelwarte Hiddensee zu Schleiereulenringfunden im Land Brandenburg fiel auf, daß es mehrere, auch landschaftlich abgrenzbare Großräume innerhalb des Landes Brandenburg gibt, für die über etliche Jahre hinweg eine hohe Anzahl von Nestlingsberingungen und auch eine relativ hohe Anzahl von Wiederfunden vorliegen. Da in zweien dieser Gebiete auch eigene Untersuchungen zu brut- und nahrungsökologischen Fragen durchgeführt wurden und aus einem dritten zumindest Gewöllanalysen vorlagen und damit auch Brutplätze bekannt waren, wurden diese Gebiete miteinander verglichen. In allen 3 Gebieten befinden sich Teilflächen des Monitorings Eulen und Greifvögel der MLU Halle (Mammen & Stubbe, 1995), so daß auch die daraus bisher veröffentlichten Daten herangezogen werden konnten. Daneben wurden zur landwirtschaftlichen Charakterisierung der Untersuchungsgebiete Daten des Statistischen Landesamtes des Landes Brandenburg genutzt. Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den 3 Gebieten.

Für alle 3 Gebiete wurden mittels Auswertung von Luftbildern der vom Landesumweltamt Brandenburg im Frühjahr 1992 durchgeführten Befliegung, sowie anhand direkter Begehung folgende Parameter der Bruthabitate erfaßt: Anteil landwirtschaftlicher Fläche, Grünlandanteil und durchschnittliche Schlaggröße. Als Bruthabitat wurde dabei in Anlehnung an Literaturangaben (Glutz von Blotzheim & Bauer, 1980; Bunn et al., 1982; Michelat & Giraudoux, 1991) ein Gebiet im Umkreis von 1km um den eigentlichen Brutplatz angesehen.

Für das Gebiet 3 konnten darüber hinaus noch weitere Parameter erhoben werden. Hier wurde im Rahmen des vom BMBF und der DBU geförderten Projektes „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Landschaft“ von 1994 bis 1997 die Schleiereule als Zielart in einem ca. 1000 km² großen Gebiet der Uckermark intensiv untersucht. Schwerpunkt waren die Erfassung brutökologischer Daten, wie Brutplatzbesetzung und Bruterfolg, und nahrungsökologische Fragestellungen,

bei denen sowohl eine telemetrische Ermittlung der Jagdgebiete, als auch eine Charakterisierung der Bruthabitate und umfangreiche Aufsammlungen und Analysen von Gewöllen stattfanden (Wuntke & Ludwig, 1995; Franke, 1996; Lorenz, 1996; Platz, 1996; Wuntke et al., 1998).

Für die Angaben zur Dismigration wurden die dankenswerterweise bereitgestellten Beringungs- und Wiederfunddaten der Vogelwarte Hiddensee für 1989 bis 1998 hinsichtlich Abwanderrichtung, Abwanderentfernung und Einwanderung gebietsfremder Eulen ausgewertet. Da es um die Dismigration und Ansiedlung der Jungvögel ging, wurden nur Wiederfunde nestjung beringter Eulen nach über 300 Tagen in die Auswertung einbezogen. Eine Reihe von Publikationen belegt, daß die Abwanderung hauptsächlich im 1. Herbst und Winter nach dem Flüggewerden erfolgt (Sauter, 1956; Schönfeld et al., 1977; Kneis, 1981; Glutz von Blotzheim, 1979; Wuntke & Ludwig, i. Dr.). So kann davon ausgegangen werden, daß Wiederfunde, die nach mehr als 300 Tagen erfolgen, zu einem hohen Prozentsatz die Brutansiedlung der Jungeulen widerspiegeln.

Ergebnisse

Von 4260 im Land Brandenburg nestjung beringten Schleiereulen liegen bisher 430 Wiederfunde vor, das entspricht einer Wiederfundrate von 10 %.

Für die 3 näher untersuchten Gebiete faßt Tabelle 2 die aus den Beringungs- und Wiederfunddaten gewonnenen Informationen zusammen. Die Angaben zur Siedlungsdichte stammen aus den Berichten des Monitorings Greifvögel und Eulen (Stubbe & Mammen, 1994, Mammen & Stubbe, 1995, 1996; Stubbe, 1997). Aufgrund der hohen Standardabweichungen lassen sich die Unterschiede zwischen den Gebieten hinsichtlich des mittleren Bruterfolgs und der durchschnittlichen Ansiedlungsentfernung der Jungvögel nicht statistisch absichern.

Tab. 1: Übersicht zu den untersuchten Gebieten

	Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 3
Bezeichnung	Havelniederung	Rhin-Fehrbelliner Luch	Raum Angermünde
Kreiszuordnung/ Abkürzung	Potsdam-Mittelmark/ PM	Havelland/ HVL	Uckermark/ UM
Fläche (ca.)	1000 km ²	1000 km ²	1000 km ²
in die Auswertung eingeflossene Daten	- Bestandskontrollen (NABU) - Beringungsdaten - Angaben zur Habitatqualität - allgemeine Gebietscharakteristik	- Monitoring (P. Haase) - Beringungsdaten - Angaben zur Habitatqualität - allgemeine Gebietscharakteristik	- Monitoring (H. Schmidt) - Beringungsdaten - Angaben zur Habitatqualität - allgemeine Gebietscharakteristik

Tabelle 2: Aus den Ringwiederfinden ermittelte Angaben zur Dismigration nestjunger Schleiereulen im Land Brandenburg

	Gebiet 1 PM	Gebiet 2 HVL	Gebiet 3 UM	Land Brandenburg 14 Landkreise
Siedlungsdichte	1,4 BP/100 km ²	1,5 BP/100 km ²	1,5 BP/100 km ²	Keine Angabe
Mittlerer Bruterfolg = Zahl flügger Juv. (1993-96)	4,64 + 1,6 n = 95	4,35 + 1,6 n = 110	4,08 + 1,6 n = 93	4,28
Mittlere Ansiedlungs- entfernung	43,8 + 65,5 km	45,3 + 79,2 km	70,5 + 93,0 km	49,0 km
% Ansiedlungen im Gebiet	41 n = 17	40 n = 10	50 n = 8	-
Anzahl Einwanderer aus anderen Regio- nen Brandenburgs	8	11	0	-
Anzahl Ferneinwanderer	0	6	0	-
Richtungsbevor- zugung bei Abwanderung?	Keine signifikante Richtungs- bevorzugung	Keine signifikante Richtungs- bevorzugung	Keine signifikante Richtungs- bevorzugung	Keine signifikante Richtungs- bevorzugung

Tab. 3: Charakteristische Parameter der untersuchten Schleiereulenbruthabitate im Vergleich zu den jeweiligen Landkreisen

	Gebiet 1 PM	Gebiet 2 HVL	Gebiet 3 UM	Land Brandenburg
Anteil landwirtschaftlicher Fläche im Landkreis	30%	60 %	50 %	44 %
Anteil landwirtschaftlicher Fläche in den ausgewerteten Bruthabitaten	70 %	80 %	70 %	-
Anteil Grünland im Landkreis	8,4 %	25,8 %	7,5 %	9,2 %
Anteil Grünland in den ausgewerteten Bruthabitaten	44 %	32 %	41 %	-
durchschnittliche Schlaggröße in den ausgewerteten Bruthabitaten	14 ha	12 ha	20 ha	keine Angabe

Tab. 4: Beispiel für die jährlichen Schwankungen der Brutpaarzahlen im uckermärkischen Untersuchungsgebiet (nach Schmidt, unveröffentl.; Stubbe & Mammen, 1994) und Vergleichsdaten zur Nahrungssituation für 1995 und 1996 (nach Mensch & Watzke, unveröffentl.)

	1992	1993	1994	1995	1996
Brutpaarzahl	28	18	31	27	17
Feldmausbestand auf Grünland (standardisierte Fallenfänge)	-	-	-	132	4
Feldmausbestand auf Brachland (standardisierte Fallenfänge)	-	-	-	640	12

Die Daten zur Charakterisierung des Bruthabitats faßt Tabelle 3 zusammen. Dabei wurden je Gebiet 5 über mehrere Jahre hinweg besetzte Brutplätze ausgewertet.

Tabelle 5 zeigt, daß zwischen dem Grünlandanteil im Bruthabitat und dem über mehrere Jahre gemittelten Bruterfolg an einem Brutplatz (ob es

sich dabei auch stets um dasselbe Brutpaar handelte, ist nicht abgesichert) eine statistisch signifikante, positive Korrelation besteht.

Für die Beziehung von mittlerem Bruterfolg und der Schlaggröße im Bruthabitat konnte eine bei der Testung der zur Verfügung stehenden Werte von 6 Brutplätzen eine negative Korrelation nachgewiesen werden ($r = -0,77$; sign. mit $p = 0,05$).

Tab. 5: Beziehung zwischen dem Grünlandanteil im Bruthabitat und dem über 4 Jahre (1992-95) gemittelten Bruterfolg (entspricht der Zahl flügger Jungeulen) für uckermärkische Schleiereulen-brutplätze (nach Wuntke, unveröff.)

Brutplatz	% Grünland	Mittlerer Bruterfolg	Korrelationskoeffizient
Steinhöfel	13,9	4,0	0,693 (sign., p = 0,05)
Schmiedeberg	14,7	4,0	
Görlsdorf	27,6	4,8	
Kummerow	42,1	6,0	
Bruchhagen	45,0	4,3	
Biesenbrow	66,0	5,3	
Stendell	66,3	5,3	
Welsow	67,3	5,3	

Diskussion

Trotz intensiver Beringung von Schleiereulen im Land Brandenburg geben die vorliegenden Wiederfunddaten nur erste Hinweise zum Einfluß der Habitatqualität auf das Abwanderungsverhalten der Jungvögel. Die Siedlungsdichten liegen alle im Vergleich zu Literaturangaben im unteren Bereich des Spektrums (Schönfeld et al., 1977; Stubbe & Mammen, 1994) und auch der mittlere Bruterfolg spricht für suboptimale Habitate. Während der Jahresbruterfolg in einem Gebiet stark von klimatischen Gegebenheiten und dem aktuellen Nahrungsangebot bestimmt wird, zeichnet sich bei einer Mittelwertbildung über mehrere Jahre der Einfluß der Habitatqualität ab, so daß der niedrige Wert im Gebiet 3 auch eine schlechtere Habitatqualität widerspiegelt. Die telemetrischen Untersuchungen ergaben eine Bevorzugung von Feuchtgrünland zur Jagd (Franke, 1996), auch der Vergleich der Angaben in Tabelle 3 belegt, daß die Schleiereulen innerhalb des Gebietes solche Habitate auswählen, die einen Grünlandanteil zwischen 30 und 40 % aufweisen.

Da die starken jährlichen Schwankungen der Siedlungsdichten (Tab. 4) zeigen, daß das Nahrungsangebot der limitierende Faktor für die Zahl der Brutpaare in den Gebieten ist, kann die

Ansiedlungsentfernung der jungen Schleiereulen auch als Maß für die Verfügbarkeit geeigneter Habitate angesehen werden. Auch hierbei schneidet das Gebiet 3 am schlechtesten ab. Die von den dortigen Jungeulen im Mittel zurückgelegten 70 km liegen weit über dem Mittelwert für das gesamte Land Brandenburg (vgl. Tab. 2). Allerdings ist die Tatsache, daß 50 % der Jungeulen offensichtlich im Gebiet verbleiben, damit schwer in Einklang zu bringen. Zumal in den beiden anderen Gebieten der Prozentsatz gebietstreuer Tiere niedriger liegt. Es kann nur vermutet werden, daß bei einer verstärkten Kontrolle der Altvögel an den Brutplätzen auch für die beiden anderen Gebiete mehr Nachweise von Gebietstreue erfolgen. In der Uckermark wurden durch die telemetrischen Untersuchungen verstärkt Altvögel gefangen und somit auch Nachweise beringter Vögel erbracht, während im allgemeinen über 80 % der Wiederfunddaten von Totfunden stammen (Schönfeld, 1974; Wuntke & Ludwig, im Druck). Auch liegt die Zahl der zur Auswertung gekommenen Ringfunde mit 8 in der Uckermark sehr niedrig und läßt nur vorsichtige Interpretationen der Daten zu, die mit weiteren Wiederfunddaten untersetzt bzw. ausgebaut werden müssen.

Hinsichtlich des Einflusses der Habitatqualität auf den Bruterfolg haben sich Grünlandanteil im Bruthabitat und mittlere Schlaggröße als geeignete Bewertungsparameter herausgestellt (vgl. Tab. 5). Die Zahl der angebauten Feldfrüchte ist an und für sich auch ein guter Indikator, aber im Zuge der Umgestaltung der Landwirtschaft im Osten Deutschlands seit 1990 ist eine derart gravierende Verringerung eingetreten, daß die nun noch auftretenden Schwankungen keinen Einfluß mehr haben. So fanden sich in dem uckermärkischen Untersuchungsgebiet zwischen 1994 und 1997 Werte von 5 bis 7, während vor 1990 in den ostdeutschen Landwirtschaftsbetrieben zwischen 15 und 25 Fruchtarten angebaut wurden (Stubbe, i.Dr.). Eine hohe Vielfalt von Feldfruchtarten bietet den Beutetieren der Schleiereulen Ausweichgebiete, von denen aus sie Flächen wiederbesiedeln können. Den Hauptteil der Beute stellen Wühlmäuse mit einem Anteil von 75 bis 95 % in der Nestlingsnahrung (Platz, 1996; Wuntke et al., 1998). Da Kleinsäuger einen relativ geringen Aktionsradius haben, sind Rückzugsräume innerhalb geringer Entfernungen notwendig, um ein stetiges Nahrungsangebot für die Schleiereulen zu sichern. Das erklärt den positiven Wert von mittleren Schlaggrößen um 10, die unter dem in weiten Teilen der ostdeutschen Landwirtschaft (noch) üblichen Großschlägen liegen. Somit belegen diese Untersuchungen indirekt auch die schon von anderen Autoren als Ursache für den Bestandsrückgang vermuteten Nahrungsengpässe (Illner, 1988, De Bruijn, 1994), die zu einem hohen Maße durch die Art und Weise der Landbewirtschaftung verursacht sind.

Literatur

- Brandt, T. & Seebaß, Ch. (1994): Die Schleiereule. Ökologie eines heimlichen Kulturfolgers. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bunn, D.S., Warburton, A.B. & Wilson, R.D.S. (1982): The Barn Owl. Poyser, Calton.
- De Bruijn, O. (1994): Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats im Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82, 1 – 109.
- Dieckmann, U., O'Hara, B. & Weisser, W. (1999): The evolutionary ecology of dispersal. *TREE* 14, 3, 88 - 90.
- Franke, K. (1996): Telemetrische Untersuchungen zum Aktionsraum von Schleiereulen (*Tyto alba*) während der Reproduktionsphase. Wiss. Hausarbeit, Humboldt-Univ., Berlin.
- Glutz von Blotzheim, U.N. (1979): Zur Dismigration junger Schleiereulen (*Tyto alba*). *Orn.Beob.* 76, 1-7.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. Wiesbaden.
- Illner, H. (1988): Langfristiger Rückgang von Schleiereule *Tyto alba*, Waldohreule *Asio otus*, Steinkauz *Athene noctua* und Waldkauz *Strix aluco* in der Agrarlandschaft Mittelwestfalens 1974 - 1986. *Vogelwelt* 109 (4), 145 - 151.
- Kneis, P. (1981): Zur Dismigration der Schleiereule (*Tyto alba*) nach den Ringfunden. *Ber. VW Hidd.* 1, 31 - 59.
- Lorenz, C. (1996): Tageseinstände von Schleiereulen während der Reproduktionsphase in der uckermärkischen Agrarlandschaft: Habitatanalyse und Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. Wiss. Hausarbeit, Humboldt-Univ., Berlin.
- Mammen, U. & Stubbe, M. (1995): Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 7. MLU, Halle.
- Mammen, U. & Stubbe, M. (1996): Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 8. MLU, Halle.
- Michelat, D. & Giraudoux, P. (1991): Dimension du domaine vital de la Chouette effraie *Tyto alba* pendant la nidification. *Alauda*, 59 (3), 137 - 142.
- Platz, M. (1996): Untersuchungen zur Brutbiologie eines Schleiereulenpaares (*Tyto alba*) unter besonderer Berücksichtigung des Nahrungserwerbs in der Agrarlandschaft. Diplomarbeit, Freie Univ./Humboldt-Univ. Berlin.
- Pribbernow, M. (1996): Nahrungsökologische Untersuchungen an Schleiereulen (*Tyto alba*, Scopoli 1769) in der Uckermark unter dem Aspekt saisonaler und brutbiologischer Einflüsse. Diplomarbeit, Humboldt-Univ. Berlin.
- Sauter, U. (1956): Beiträge zur Ökologie der Schleiereule (*Tyto alba*) nach den Ringfunden. *Vogelwarte* 18 (3), 109 - 151.
- Schönfeld, M., Girbig, G. & Sturm, H. (1977): Beiträge zur Populationsdynamik der Schleiereule, *Tyto alba*. *Hercynia N.F.*, Leipzig 14, (3), 303 - 351.

- Stubbe, M. (1997): Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 9. MLU, Halle.
- Stubbe, M. & Mammen, U. (1994): Jahresbericht zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 6. MLU, Halle.
- Stubbe, M. (im Druck): Eröffnungsvortrag zur Tagung „Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten.
- Taylor, I. (1994): Barn Owls: Predator-prey relationships and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wuntke, B. & Ludwig, I. (1995): Bruthabitate der Schleiereule *Tyto alba* im Land Brandenburg. Orn. Beob. 92, 321 - 323.
- Wuntke, B., Ludwig, I. & Pribbernow, M. (1998): Saisonale und regionale Unterschiede im Beutetierspektrum brandenburgischer Schleiereulen (*Tyto alba*). Naturschutz Landschaftspf. Brandenburg 1, 108 - 110.
- Wuntke, B. & Ludwig, I. (im Druck): Zur Dismigration in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern beringter Schleiereulen im Zeitraum 1986 - 1995. Populationsökologie Greifvögel & Eulen.

Das Verhaltenssystem des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*) und seine Bedeutung für den Artenschutz

Ortwin SCHWERDTFEGER

Quellenweg 4; 37520 Osterode am Harz; Germany; <http://www.o-schwerdtfeger.de>

Zusammenfassung

Das Verhaltenssystem des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*) und seine Bedeutung für den Artenschutz.

Im Harz werden seit 1979 populationsökologische Untersuchungen am Rauhußkauz durchgeführt. Auf einer Fläche von 200 qkm werden alle Bruten erfasst, die Altvögel durch Fang und Beringung fast vollständig identifiziert und die relevanten Umwelteinflüsse registriert. Eine verhaltensökologische Analyse zeigt, dass sich das Sozialverhalten, das Reproduktionsverhalten und das Dismigrationsverhalten zu einem Verhaltenssystem ergänzen, mit dem der Rauhußkauz trotz jährlich schwankenden Beuteangebots seine Existenz sichern und seine Reproduktion optimieren kann. Hierzu müssen die Brutgebiete aber spezielle Eigenschaften haben, die über die Habitatansprüche der Art hinausgehen. Nur dann können sich Teilpopulationen artgerecht entwickeln und zur Stabilität der Metapopulation beitragen.

Summary

The behavioural system of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) and its significance for species conservation

In the course of population ecological studies on Tengmalm's Owl in the Harz mountains all broods have been recorded since 1979. In the study area of 200 km² also the relevant influences of the environment have been registered. Furthermore, males and females have been identified almost completely by capture and ringing. An eco-ethological analysis of the results shows, that social behaviour, reproduction behaviour and dismigration compose a system with which the Tengmalm's Owl is able to secure his existence and to achieve an optimal reproduction despite yearly changing food conditions. But for this, the breeding areas must have special qualities that go beyond the habitat requirements of the species. Only under these circumstances can the population of a species develop in a natural way and contribute to the metapopulation's stability.

1 Einleitung

Bei der Beurteilung der Gefährdung einer Tierart und bei der Planung von Artenschutzmassnahmen bezieht man sich hauptsächlich auf Habitatansprüche und auf Bestandszahlen, die durch faunistische Methoden bestimmt oder geschätzt

werden. Das artspezifische Verhalten wird dabei kaum berücksichtigt. Das mag daran liegen, dass das Verhalten heimischer Tierarten noch zu wenig bekannt ist. Es kann aber auch sein, dass dem Verhalten zu wenig Bedeutung beigemessen wird.

Im Rahmen langjähriger populationsökologischer Studien am Rauhfußkauz (Abkürzung Rz) im Harz konnte das Verhaltenssystem erkannt werden, das der Rz entwickelt hat, um trotz jährlich schwankenden Beuteangebots seine Existenz zu sichern und eine genügend hohe Reproduktion zu erzielen. Dabei wurde deutlich, dass Bestandszahlen dieser Eulenart erst aufgrund der Kenntnis ihres Verhaltens artgerecht beurteilt werden können.

2 Gebiet und Methode

Der Harz besteht in Höhenlagen über 500 m ü. NN weitgehend aus Fichtenmonokulturen, die weiträumig gleiche Altersklassen aufweisen. Durch das langfristige ökologische Waldenerneuerungsprogramm „LÖWE“ wird seit 10 Jahren die Waldstruktur kleinflächig verändert und der Laubholzanteil großflächig durch Buchenanpflanzungen erhöht.

Der Rz brütet hauptsächlich in Schwarzspechthöhlen. Diese Spechte zimmern ihre Höhlen im Harz fast nur in Buchen. Größere Buchenbestände befinden sich nur in tieferen Lagen. Dort ist aber der Waldkauz stark vertreten und deshalb weicht der Rz in höhere Lagen aus. In den Fichtenwäldern gibt es zwar genügend Beute aber keine Bruthöhlen.

Nach Aufhängen von 200 Nistkästen wurde das Gebiet in wenigen Jahren vom Rz besiedelt. In dieser „Nistkastenpopulation“ ergeben sich ideale Untersuchungsbedingungen. Um Brutgeschehen und Umwelteinflüsse vollständig zu erfassen, werden die Bruten häufig kontrolliert. Dabei werden die in den Bruthöhlen deponierten Beutetiere nach Art und Anzahl registriert. Die Altvögel werden gefangen und beringt. Ihr Alter kann aufgrund einer Staffelmäuser der Handschwingen bestimmt werden, was bei anderen Vogelarten nicht möglich ist.

3 Verhalten

3.1 Beute und Reproduktion

Die Brutbiologie des Rz ist wie bei allen Greifvogel- und Eulenarten stark vom Beuteangebot abhängig. In Abb.1 ist die Gelegegröße und als Säulen der Zahlenanteil der Wühlmäuse und Waldmäuse an der Depotbeute aufgetragen. Die Jahresmittelwerte beider Größen korrelieren signifikant miteinander. Dies gilt auch für die ausfliegenden Jungen und den Mäuseanteil. Der zu 100 % fehlende Anteil entfällt auf Vögel, Spitzmäuse und Bilche. Diese Beutetiere können als Ersatzbeute angesehen werden. Denn in Jahren, in denen ihre Anteile groß und damit die Mäuseanteile klein sind, sind Gelegegröße und Bruterfolg des Rz gering.

Beim Rz versorgt nur das Männchen die Brut mit Beute. Dabei bringt es zeitweise mehr, als vom Weibchen und von den Jungen gefressen wird (s. SCHWERDTFEGER 1991a). Dabei wird der Rz diejenigen Arten bevorzugt schlagen, die gerade am häufigsten vorkommen.

Die Säulen setzen sich aus den Anteilen von Erdmäusen, Rötelmäusen und Waldmäusen (mit Gelbhalsmäusen) zusammen. Während der Anteil der Rötelmäuse weitgehend konstant bleibt, verändern sich die anderen Anteile. Zunächst schwankt die Gelegegröße entsprechend dem Anteil der Erdmause. Der Waldmausanteil verläuft gegenläufig. Dann schwankt die Gelegegröße synchron mit dem Waldmausanteil. Ab 1988 wird also das Brutgeschehen durch die Häufigkeit der Waldmäuse bestimmt.

Der Rückgang der Erdmause und die Zunahme der Waldmause wird bereits eine Folge der Waldveränderungen im Harz sein. Dies zeigt, dass sich der Rz ohne weiteres auf eine andere Tierart als Hauptbeute umstellen kann. Durch die Beute des Rz ergeben sich also Informationen über Zusammensetzung und Dynamik der Kleinsäuger.

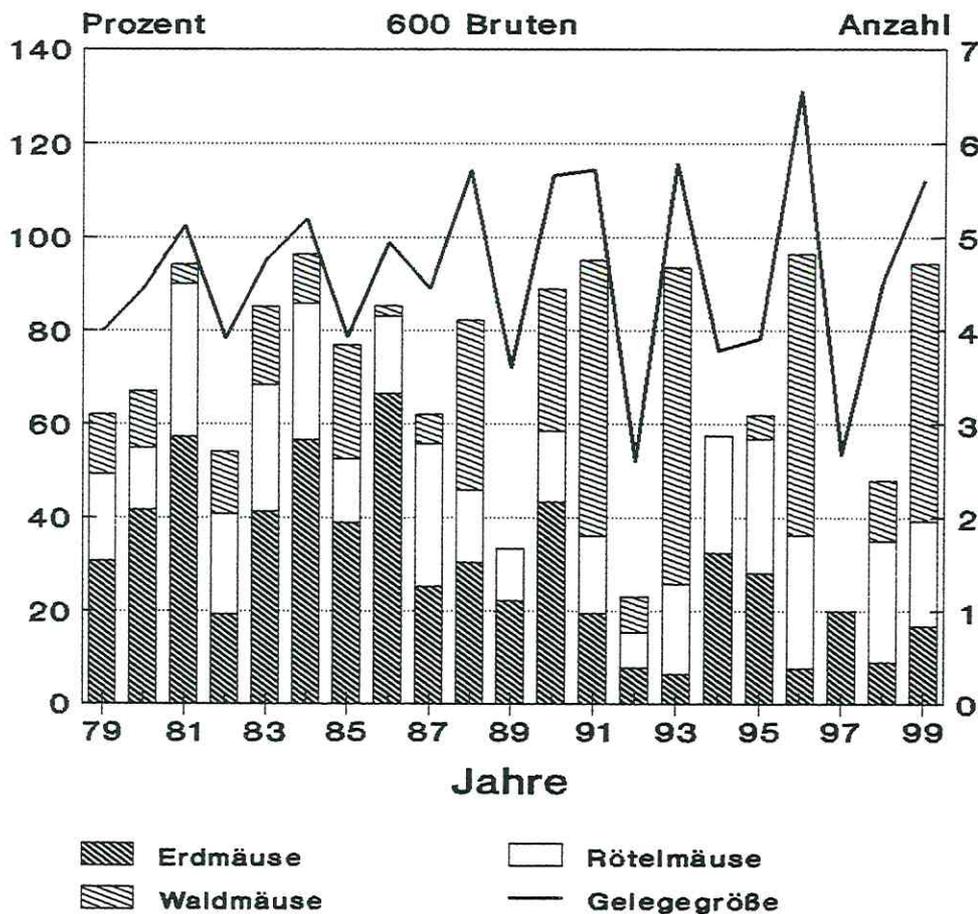


Abb. 1: Gelegegrößen des Raufußkauzes und Mäuseanteile in der Depotbeute im Harz 1979-1999.

3.2 Reproduktionsverhalten und lokale Dispersionsdynamik

Ab Februar ist der markante Balzgesang des Rz-Männchens zu hören. Der in der Dämmerung beginnende Gesang wird von exponierten Stellen aus vorgetragen. Zwischendurch werden Höhlen angefliegen. Beim Erscheinen eines Weibchens singt das Männchen fast ohne Unterbrechung und bietet in den Höhlen Beute an. Nach der Verpaarung hört der Balzgesang auf.

In guten Mäusejahren gibt es Männchen, die mit 2 Weibchen gleichzeitig Bruten in „Bigynie“ durchführen, wobei die Brutplätze in der Regel

weiter als 500 m voneinander entfernt sind. Zweitbruten von Männchen nach gelungener Brut sind kaum möglich, da das Männchen die Jungen nach dem Ausfliegen weiter mit Beute versorgt. Dadurch haben aber die Weibchen die Möglichkeit, mit einem Junggesellen in „Bian-drie“ eine Zweitbrut zu beginnen. Ersatzbruten kommen bei Weibchen und auch bei Männchen vor, allerdings mit anderen Partnern.

Da die Nistkästen gleichmäßig über das Gebiet verteilt sind, ergeben sich Aussagen zur artspezifischen Dispersionsdynamik. In Jahren mit schlechtem und mittlerem Mäuseangebot sind die Balz- und Brutplätze über das gesamte Gebiet verteilt mit Abständen von mehreren

Kilometern, wobei vereinzelt Häufungen auftreten können. Bei nachfolgenden Jahren mit gutem Mäuseangebot werden die Lücken zwischen den Plätzen aufgefüllt und es kommt zu Häufungen oder kettenförmigen Aneinanderreihungen der Brutplätze auf „Hörweite“.

Die Präsenz des Rz im gesamten Brutgebiet kommt dadurch zustande, dass die meisten Männchen ein Home range von mehreren Quadratkilometern Fläche haben. Die jeweiligen Brutreviere sind dann Teile davon, die sich von Jahr zu Jahr verändern. Dadurch können sich Gebietsüberschneidungen mehrerer Männchen ergeben (SCHWERDTFEGER 1999).

3.3 Fluktuationen

Im Untersuchungsgebiet werden im Durchschnitt 85 % der Männchen und 95 % der Weibchen gefangen. Dadurch kann die Ansiedlung eigener Jungvögel sowie das Verschwinden und Einwandern von Altvögeln festgestellt werden. Aus der Analyse der Altersstruktur ergeben sich die durchschnittlichen jährlichen Mortalitätsraten (SCHWERDTFEGER 1991b). Damit ist es möglich, die Emigration und Immigration bei beiden Geschlechtern zu quantifizieren.

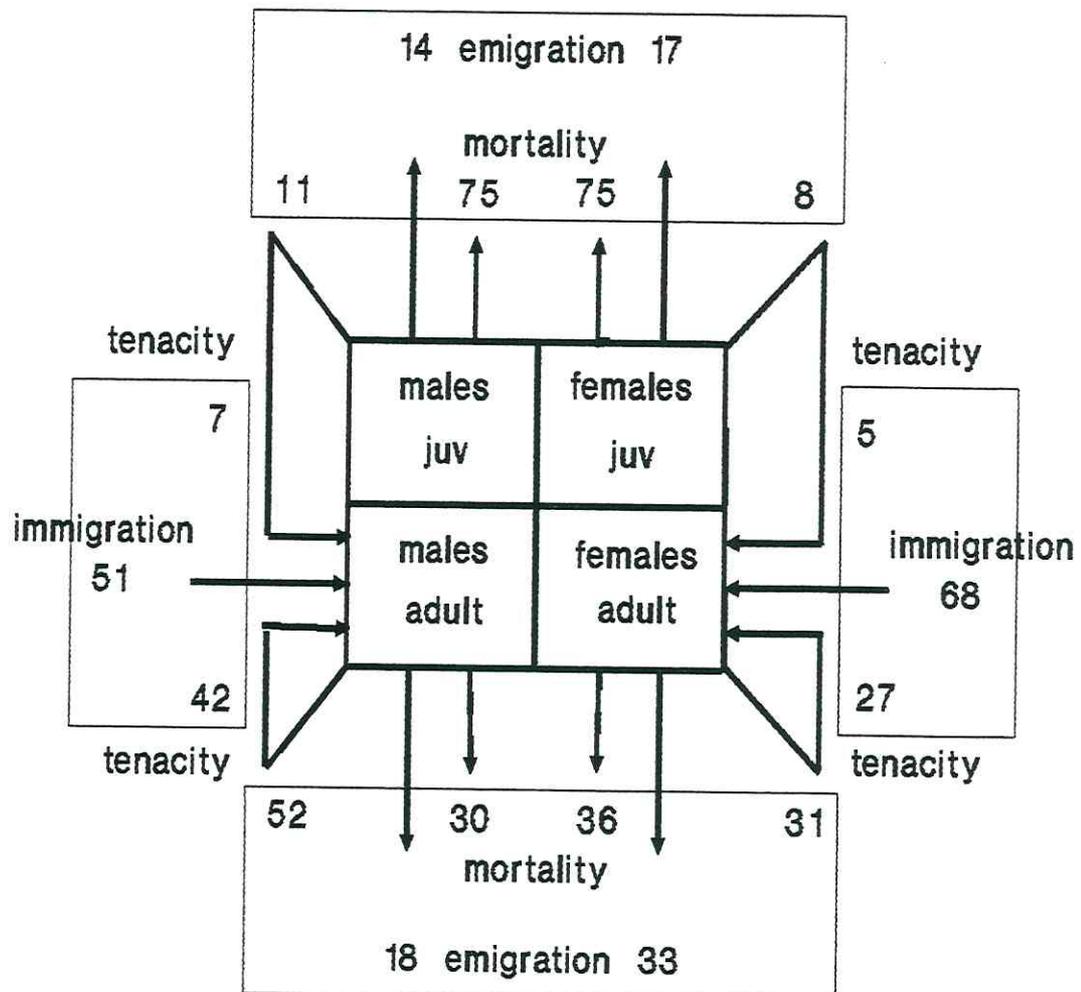


Abb. 2: Mittlere jährliche Individuenveränderung des Rauhfußkauzes im Harz 1979-1991 (Immigration, Gebietstreue, Emigration und Mortalität in Prozent)

In Abb. 2 sind die Durchschnittswerte für die Jahre 1979 - 91 in einem Flussdiagramm zusammengestellt (s. SCHWERDTFEGER 1994). Die Brutpopulation und die ausfliegenden Jungvögel sind durch 4 Rechtecke gekennzeichnet. Die hiervon wegzeigenden Pfeile stellen die sterbenden und abwandernden, die hinzeigenden Pfeile die zuwandernden Rz dar. Die geburtsortstreuen Jungvögel und die gebietsstreuen Altvögel sind durch zurücklaufende Pfeile markiert. Die Zahlen geben die jeweiligen Prozentwerte an.

Bei adulten Männchen tritt die Gebietstreue häufiger auf, bei den Weibchen dagegen das nomadische Verhalten. Hier zeigt sich, dass der Rz neben dem Geschlechtsdimorphismus bezüglich Größe und Masse auch über einen Verhaltensdimorphismus verfügt.

Die Entfernungen bei Ansiedlungen und Umsiedlungen können nur durch Beringung festgestellt werden. Die Chancen für Totfunde betragen nur 1 %, für Wiederfänge 5 % bei jungen und 15 % bei adulten Weibchen. Männchen werden in anderen Gebieten nur vereinzelt gefangen. Im Harz sind die Umsiedlungsentfernungen bei Weibchen signifikant grösser als bei Männchen. An- und Umsiedlungen von mehreren hundert Kilometern sind bei Weibchen zwischen fast allen Brutgebieten Mitteleuropas nachgewiesen worden.

Die in Abb. 2 dargestellten Sachverhalte bezogen sich auf die Mittelwerte mehrerer Jahre. Die Fluktuationen zwischen bestimmten Jahren sind aber von den aktuellen Veränderungen des Beuteangebots abhängig (s. SCHWERDTFEGER 1996). Werden die Nahrungsbedingungen besser, so bleiben im Vergleich zu den Durchschnittswerten mehr Jungvögel und Altvögel im Brutgebiet. Es wandern auch verhältnismässig viele ein. Werden die Nahrungsbedingungen schlechter, so verlassen dagegen viele Alt- und Jungvögel das Gebiet und es wandern kaum Rz ein. In Mäuse-Gradationsjahren gibt es verhältnismässig viele Käuze, die nur in diesem Jahr im Gebiet brüten (SCHWERDTFEGER 1993).

Hierbei zeigen sich unterschiedliche Strategien: Die meisten Männchen bleiben auch bei schlechter werdenden Nahrungsbedingungen im Gebiet und „warten“ auf ein gutes Jahr. Die meisten Weibchen verlassen das Gebiet. Dadurch können sie Gebiete erreichen, in denen die Nahrungsbedingungen günstiger sind, sodass kurzfristig bessere Überlebens- und Reproduktionschancen bestehen. Allerdings sind sie auf dem Weg dorthin durch Prädatoren stärker gefährdet als ortstreu Käuze. Das ist wohl auch der Hauptgrund für ihre höhere Mortalität.

3.4 Globale Dispersionsdynamik

Doch wie werden umherstreifende Rz auf ein Gebiet aufmerksam, in dem gerade gute Nahrungsbedingungen herrschen und das auch für den Rz geeignet ist? Hierbei spielt offenbar die hohe Balzaktivität der älteren ortstreuen Männchen eine entscheidende Rolle. Neu ankommende Weibchen werden durch Anbieten von Beute zur Brut veranlaßt. Aber auch neue, vor allem junge Männchen siedeln sich in der Umgebung an (SCHWERDTFEGER 1993).

In Abb. 3 sind die mittleren Gelegegrößen und die Brutanzahlen aufgetragen. Dabei sind die Maßstäbe so gewählt worden, dass die Gesamtmittelwerte auf gleicher Höhe liegen. 1984 und 1991 fanden bei hoher Gelegegröße - also gutem Mäuseangebot - tatsächlich sehr viele Bruten statt. Es gibt aber auch andere Jahre mit hoher Gelegegröße wie 1988 und 1996, in denen erheblich weniger Bruten getätigt wurden.

Dies kann daran liegen, dass umherstreifende Rz dieses Gebiet nicht finden oder sich in anderen Brutgebieten ansiedeln, in denen ebenfalls gute Bedingungen herrschen. Denn bei der Dismigration sind Richtung und Entfernung zufallsbedingt.

Eine geringe Zahl von Bruten kann auch auf ein ungünstiges Geschlechterverhältnis zurückzuführen sein. So waren zu Beginn der Brutsaison

im März und April 1993 und 1996 nur halb so viele Weibchen wie Männchen im Gebiet vorhanden. In beiden Jahren konnten allerdings die meisten Junggesellen, die weiter balzten, später doch noch eine Brut durchführen, und zwar mit einwandernden Weibchen, die bereits woanders gebrütet hatten.

Ein Mangel an Brutvögeln kann aber auch daran liegen, dass es in der Metapopulation zu wenige Käuze gibt. Wichtige Informationen dazu ergeben sich aus der Altersbestimmung. Bisher wurden 300 verschiedene Männchen und 430 verschiedene Weibchen erfasst, von denen 84 % der Weibchen und 78 % der Männchen nicht im Untersuchungsgebiet aufgewachsen waren und somit aus verschiedenen Brutgebieten

eingewandert sein mussten. Diese sind also eine Stichprobe aus der mitteleuropäischen Metapopulation des Rz.

Während in den achtziger Jahren die Altersstruktur weitgehend eine Exponentialverteilung darstellte (SCHWERDTFEGER 1991b), ist dies in den letzten Jahren nicht mehr der Fall. Die einzelnen Geburtsjahrgänge sind sehr unterschiedlich vertreten, einige fast gar nicht mehr. Das lässt vermuten, dass der Bruterfolg in den letzten Jahren auch in anderen Gebieten nur gering war (SCHWERDTFEGER in Vorb.).

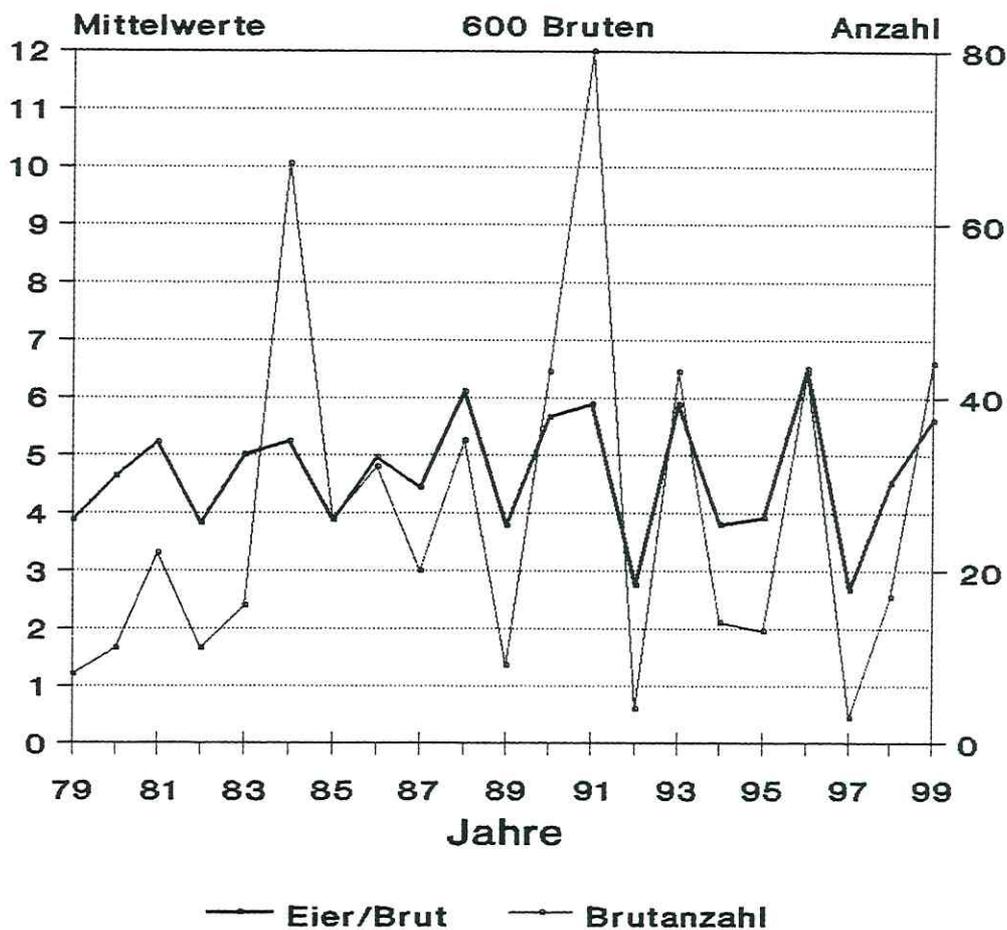


Abb. 3: Gelegegröße und Anzahl der Bruten beim Rauhfußkauz im Harz 1979-1999.

4 Bestandserfassung und Artenschutz

Aus diesen Ergebnissen folgt:

- a) Die alleinige Registrierung der Gesangsaktivität läßt nur ungenaue Schätzungen des Brutbestandes zu. Denn in der Regel singen die unverpaarten Männchen.
 - b) Stabile Brutgebiete entstehen nur dort, wo der Waldkauz kaum vorkommt. Dies sind vor allem größere zusammenhängende Nadelholzbestände und Mischwälder mit hohem Nadelholzanteil. Für isoliert stattfindende Einzelbruten bestehen nur geringe Erfolgchancen.
 - c) Ideal sind Gebiete mit einer Größe von mindestens 40 qkm. Hier greift das geschilderte Verhaltenssystem, denn hier können sich ortstreue Männchen halten. Mäusegradationen können durch Vervielfachen des Brutbestandes optimal genutzt werden.
 - d) Eine hohe Reproduktion kann in einer Population allerdings nur erreicht werden, wenn genügend Höhlen vorhanden sind. Das Höhlenangebot ist ein entscheidender, die Brutanzahl begrenzender Faktor.
 - e) Hohe Reproduktionen in einer Teilpopulation kommen aufgrund des ausgeprägten Dismigrationsverhaltens auch anderen Brutgebieten und damit der Metapopulation zugute.
- Für Gebiete, in denen systematisch Daten erfasst werden, gilt ferner :
- e) Gelegegröße und Depotbeute ermöglichen Aussagen über die Dynamik der Kleinsäugerfauna. Diese „Indikatorfunktion“ kann auch zur Überprüfung der Wirkung von Waldstrukturveränderungen genutzt werden.
 - f) Gelegegröße, Brutanzahl und Altersstruktur einer Population ermöglichen Aussagen über Eigenschaften der Metapopulation und können dadurch eine „Monitorfunktion“ erfüllen..

5 Literatur

- SCHWERDTFEGGER, O. 1984: Verhalten und Populationsdynamik des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*). Vogelwarte 32: 183 - 200.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1988: Modell zur Dispersionsdynamik des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*). Proceedings International Centennial DO-G Meeting, Current Topics in Avian Biology. Bonn 1988: 241 - 247.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1990: Die Bedeutung populationsökologischer Kenntnisse für den Artenschutz am Beispiel Rauhußkauz (*Aegolius funereus*). Vogel und Umwelt 6: 10 - 21.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1991a : La signification du depot de proies dans le mode de reproduction de la Chouette de Tengmalm. Rapaces Nocturnes: 243 -245.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1991b : Altersstruktur und Populationsdynamik beim Rauhußkauz. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2. Wissenschaftliche Beiträge Universität Halle: 493 - 506.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1993: Ein Invasionsjahr des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*) im Harz - Eine populationsökologische Analyse und ihre Konsequenzen für den Artenschutz. Ökologie der Vögel 15: 121 - 136.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1994: The Dispersion Dynamics of Tengmalm's Owl in Central Europe. Raptor Conservation Today. World Work. Group on Birds of Prey a. Owls: 543 - 550.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1996: Wie optimiert der Rauhußkauz (*Aegolius funereus*) seine Reproduktionsrate ? Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 3. Wissenschaftliche Beiträge Universität Halle: 365 - 376.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1997: Höhlennutzung und lokale Dispersionsdynamik beim Rauhußkauz (*Aegolius funereus*). Thüring. Landesanst. für Umwelt, Naturschutzreport 13: 50 - 60.
- SCHWERDTFEGGER, O. 1999: Geschlechterverhältnis und Balzaktivität beim Rauhußkauz (*Aegolius funereus*). Eulen-Rundblick Nr. 48/49: 32 - 36.

PEREGRINE FALCON AND KESTREL IN URBAN ENVIRONMENT - THE CASE OF WARSAW

Lukasz REJT

Institute of Zoology PAS, Wilcza 64, 00-679 Warszawa, Poland

1 Introduction

Global expansion of urban development and reduction of natural habitats are responded by synurbization of animal wildlife — more and more animal populations colonise cities and adjust to urban conditions (Luniak 1998). Cities destroy original habitats but also create new, unoccupied ecological niches which could be colonised by „synurbizable” animal species — e.g. Blackbird, Wood Pigeon, Magpie, ducks and the others. Their urban populations are distinguish from the rural ones by several specific ecological, behavioural and in some cases even by somatic features. Among the most spectacular of them there are much higher densities of population, more sedentary life, prolonged breeding seasons, higher longevity and tameness toward man (Andrzejewski et al. 1978, Luniak 1998).

For many people birds of prey are closely bound to wilderness. But all over the world more than 20 species utilise urban environment. Vultures, kites or falcons are attracted to such habitats by available food sources and/or suitable nesting places, several are undoubtedly more common in towns than anywhere else, and presumably prefer town life (Brown 1978). Among central-European birds of prey process of synurbization is far advanced in two falconid species — the Peregrine Falcon and the Kestrel. Both of them regularly inhabited cities for at least 100 years. The oldest case of Peregrine nesting in human settlements were documented in Copenhagen in years 1809 and 1810 and Norfolk — about 1810 (Luniak 1995). Nesting of Kestrels in built-up areas was first reported probably from Vienna in mid-XIX century

(Kolazy 1878 in Plesnik 1991). But the name of this bird — in Latin (*tinunculus* = the bell-ringer) and some European languages (Turmfalke, for instance) suggests its long common history with humans and buildings.

2 Falcons in Warsaw: Nesting places

First observations of Peregrines in Warsaw are from the middle of XIX c. It was described an example of long time individual every-year wintering during the period 1840s–1860 (Taczanowski 1882). According to literature one pair probably nested in ruins of the city in 1950s (Luniak et al. 1964). Since 1998, first time after more than 40 years of absence Peregrines have nested on highest building in the centre of Warsaw almost 200 m above the ground which is probably the highest nest site ever known from urban areas. To compare, in North American cities Peregrines bred on elevation equal to XIII–L floor (ca 39–150 m), XXX predominately (Groskin 1952, Cade & Bird 1990). Outside the urban areas, on cliffs Peregrines nest generally up to 100 m (Brown 1978, Ratcliffe 1980).

Peregrine appearance in Warsaw was a result of reintroduction efforts initiated two years earlier when the female was hacked. In 1998 falcons used a niche inside the building where one infertile egg was laid (Rejt 1998). Since 1999 Peregrines have utilised artificial nest-box located at the same place.

Before II World War Kestrels were seen in Warsaw occasionally (Luniak et al. 1964). In the beginning of 1970s, Kestrel population in the city was increasing. Similar occurrence in post-war period was established for another countries in

central Europe — Czech Republic for instance (Plesnik 1985). It is noticeable that Kestrels decline in many rural areas (Cramp & Simmons 1980). This seems to be caused by intensification of farming (and decrease of vole number), unification of cultivation, copses' reduction as well as poor weather conditions during winter and shooting.

The number of Kestrels in Warsaw nowadays is estimated on about 70 pairs. Majority of them (ca 40 pairs) breed central part of the town. They prefer high altitudes for nesting. It is noticeable that urban falcons locate their nests significantly higher than these in natural landscape (Pikula et al. 1983, Plesnik 1991). In Warsaw, similar to other European cities Kestrels do not use abandoned nests on trees, which are often utilised by rural population of this species. In Rome natural nest sites were used in 2.5% (Salvati et al. 1999a). Urban Kestrels occupies many categories of nest sites. In Warsaw they nest in empty vent-holes, windows, cracks of the wall, oriels, even such extraordinary place as power plant ventilator. Sometimes they use old nest of Pigeons and Jackdaws located on window-still or in wall-holes.

For urban Kestrel populations characteristic is high rate of nest reoccupation. In Warsaw 95% of nests were reoccupied, similar to Rome (94.3%, Salvati et al. 1999b) where a long-term investigations had been performed. It must be emphasised that in natural conditions few old nests of corvids or another Kestrel-sized birds survive to be used a second or third time (Village 1990). In farmlands in vicinity of Rome value of nest reoccupation was equal 57.1% (Salvati et al. 1999b). In the towns places suitable for nesting are accessible during decades or even hundred years. Of course every year in towns some suitable places are destroyed, too. First of all by repair or demolition of the buildings. But in Warsaw, for instance, these „disappeared” places compose only about 7% of all nesting places.

3 The diet

3.1 The Kestrel

Analysis of above 2000 pellets collected during last three years indicated that in the diet of Warsaw Kestrels mammals were the most common prey — they compose 70% of items. Microtine voles (40%) dominated among them. Murids: rats, mice and harvest mice comprised only 4% of all victims. Voles domination in Kestrels diet was clear appreciable twice a year — in the spring (then they composed about half of prey) and in the autumn (more than 80%). Birds were the second main group of prey — 28% of items, captured mostly in July (41%) and January (33%). The most common were sparrows and, suprisingly — swifts. There are some data concerned swifts captured by Kestrels in flight but most swifts in Warsaw were probably young birds captured while sitting on the roofs or parapets just after leaving nests, or in rainy days. Reptiles occurred rarely in pellets — they composed only 2% of all prey items mainly in May. Noticeable that prey composition of Warsaw Kestrels were very stable and differences between years do not exceeded 1%–2%.

Very important food sources in Warsaw were insects. This group of prey was present in about 50% of autumnal pellets and composed mostly of *Coleoptera* (59%). Among insects captured by Kestrels were numerous specimens of *Gryllidae* and *Tettigonidae* — the families which prefer natural habitats. Increasing frequency of insect remains in kestrels diet was closely bound to increasing proportion of vole prey found in pellets.

Above data on Kestrels diet were estimated for the total population. Many differences in diet composition in various sites were observed. It applied particularly noticeable to portion of birds in diets of different pairs. For instance in one place birds comprised 10% of items and at the same time at the another nest they composed more than 30%. In the spring (April-May) after analysis of diet composition from 6 selected nests a strong correlation between proportion of birds in Kestrel diet and building density in 500 m radius from nest was found (birds/dense building $r = 0.92$, $p = 0.0094$). In the summer (June-August)

this correlation tested for 7 nests was very weak ($r = 0.45$, $p = 0.3123$). Kestrels inhabiting centre of the city probably had more chances to catch a bird — in the spring high abundance of small passerines and their activity (a tooting, nest-building etc.) were a conducive factor (breeding density of small birds in suburbs are significantly lower — Luniak 1996). Turning-point takes place in the summer. Then a lot of fledglings could be caught in centre as well as in outskirts of the city.

3.2 *The Peregrine falcon*

The composition of the Peregrines prey is opportunistic and there are considerable individual differences in this respect between pairs or particular birds as it is known from Berlin, Prague, Rome and North American cities (Cade & Bird 1990, Schneider & Wilden 1994, Schneider 1995, Ranazzi 1995, Bell et al. 1996, Peske 1997). In the center of Warsaw during the last two years more than 150 remains of prey of 20 species was collected. Feral pigeons (which formed 34% of prey) and thrushes (20%) dominated among items followed by skylarks (8%), concrakes and swifts (5%). Each Golden oriole, ruff, kingfisher or spotted crane composed 1% of all remains found; shrikes, woodcocks up to 3%. Species composition of prey was significantly different on various floors of that building. Among birds found on altitude of 64 m ($n = 62$) majority (58%) of all items were pigeons followed by thrushes (11%) and concrakes (6%). On highest floors (above 130 m, $n = 85$) dominated thrushes composed 31% of prey, less numerous were pigeons (19%) and skylarks (14%). In the falcon nest located above 180 m among prey remains dominated swifts (36%) and pigeons (21%, $n = 14$).

78% of prey biomass was composed by feral pigeons (62%), thrushes (10%) and woodcocks (6%); the portion of the rest prey species did not exceed 5%. Majority of prey (about 82%) weighted more than 100g, similar to the results of other authors (Schneider & Wilden 1994).

This indicate that Peregrines in Warsaw generally preyed upon the feral pigeons — especially in the winter and the summer. In the latter season falcons hunted also on swifts. However during

migration periods, mainly in autumnal they utilized thrushes, woodcocks, concrakes and skylarks — birds migrating through falcon hunting territory. It is hard to say if Peregrines catch the prey alive or use a corps of birds striking the Palace of the Culture. In the fact majority of prey items were nocturnal migrants. This suggests the latter mentioned possibility. However some papers described nocturnal Peregrines hunting on birds migrating over lighted cities (Cade & Bird 1990, Cade et al. 1996).

4 Conclusions

1. Warsaw Kestrels excellent utilise nesting places offered by a city. Sometimes they make of course a bad choice — but rate of loses of eggs or nestlings generally do not exceed this in natural landscape and sometimes are significantly lower. After Czech long-term investigations it is known that urban breeding populations are less variable in number than rural ones. In cities Kestrel populations are very stable, sedentary and then reach high density (Plesnik 1990, 1991, Mizera et al. 1998).
2. Although urban Kestrels generally prey upon the rodents cough in outskirts, similar to rural ones, in towns they have a possibility to use an optional rich food source — birds. In Warsaw Kestrels prey on them at least twice a year — in breeding season and in the winter, when density of small birds increase in towns. In some cases we can name a particular Kestrel as a bird-hunter.
3. Peregrines in Warsaw utilise the most numerous group of prey — pigeons. It is a well known fact. But town can offer them an additional food — migratory birds striking the high buildings.
4. As it is known from literature that both, the number of eggs laid and the number of young fledged are equal or a little bit higher in the town than in farmland Kestrels (Plesnik 1990, Salvati 1999b). However in some years, so called „vole years” rural Kestrels could achieve the same parameters as urban Kestrels do but it is rather rare case. In Warsaw 3.1–4.8 fledglings/pair have been recorded in recent years. These results are

similar to data from Czech Republic (4.2 fledglings/pair, Plesnik 1990) and Rome (3.0–3.4) results (Salvati 1999a).

Disadvantages of urban life are mainly associated with life-threatening circumstances when the young falcons are developing their ability to fly (Cade & Bird 1990). The main cause of losses of Kestrel fledglings in Warsaw are failures during the first flight or failures of too young birds from too small nest holes. Collisions with power lines, ventilators, wires and other artificial structures can be the reason of death, too. As well as mentioned above repair and demolitions of the buildings.

The Peregrines in towns can be under the strong influence of contamination threat (by eating strychninpoisoned pigeons or because of high lead concentrations reported from urban birds, for instance). But as we know from preliminary results, there were a very low (if any) level of contaminations in the eggs collected from Peregrine nest in Warsaw. However, the cause of juvenile Peregrine's death was *E. coli* infection.

Urban development is in expansion. Year after year towns will be more and more widespread. A chance for persistence have species able to adjust to the urban conditions. Among them — Peregrines and Kestrels.

5 Literature

- Andrzejewski R., Babińska -Werka J., Gliwicz J., Goszczyński J. 1978. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient. *Acta Theriol.* 23: 341–358.
- Bell D. A., Gregoire D. P., Walton B. J. 1996. Bridge use by Peregrine Falcons in the San Francisco Bay area. In: Bird D. M., Varland D. E., Negro J. J. *Raptors in urban landscapes*. Academic Press, pp. 3–13.
- Betleja J. 1992. [The occurrence of the Kestrel *Falco tinnunculus* in Upper Silesia in 1988–1991.] *Ptaki Śląska* 9: 61–69.
- Brown L. 1978. *British birds of prey. A study of Britain's 24 diurnal raptors*. Wiliam Collins Sons & Co Ltd, Glasgow.
- Cade T. J., Bird D. M. 1990. Peregrine Falcons *Falco peregrinus* nesting in an urban environment: a review. *Canadian Field-Naturalist* 104: 209–218.
- Cade T. J., Martell M., Redig P., Septon G. A., Tordoff H. B. 1996. Peregrine Falcons in urban North America. In: Bird D. M., Varland D. E., Negro J. J. *Raptors in urban landscapes*. Academic Press, pp. 13–23.
- Chmielewski S., Dombrowski A., Kot H., Rzepała M. 1996. [Numbers of birds of prey in the agricultural landscape of the region of Mazowsze and Southern Podlasie.] *Not. orn.* 37: 39–53.
- Cramp S., Simmons K. E. L. (eds.). 1980. *Handbook of the Birds of Europe the middle East and North Africa*. Oxford University Press.
- Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. [Birds of Silesia. Faunistic monograph.] University of Wrocław.
- Groskin H. 1952. Observations of duck hawks nesting on man-made structures. *Auk* 69: 246–253.
- Kolesnykov A. D. 1979. [Birds of prey and owls of South-eastern Ukraine.] *Ornitologija* 14: 77–83.
- Kuznetsov A. V. 1998. [Biocenological bond patterns in Common Kestrel and Hooded Crow.] *Sovremennaya ornitologija* 7: 193–202.
- Luniak M., Kalbarczyk W., Pawłowski W. 1964. [Birds of Warsaw]. *Acta orn.* 8: 175–285.
- Luniak M. 1995. The Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in cities — the background for its planned reintroduction in Warsaw. *Acta orn.* 30: 53–62.
- Luniak M. 1996. Inventory of the avifauna of Warsaw — species composition, abundance and habitat distribution. *Acta orn.* 31: 67–80.
- Luniak M. 1998. [Synurbization — the adjustment of animals to urban development.] In: Barczak T., Indykiewicz P. (eds.). *Urban fauna*. Bydgoszcz, pp. 13–19.
- Mizera T., Maciorowski G., Śliwa P. 1998. [Breeding birds of prey in Poznań during the years 1992–1997, preliminary report]. In: Barczak T., Indykiewicz P. (eds.). *Urban fauna*. Bydgoszcz, pp. 141–146.
- Nardo A. 1998. Il Gheppio *Falco tinnunculus* nella provincia di Venezia: distribuzione e popolazione. In: Bon M., Mazzavilla F. (eds.). *Atti 2 Con. Faun. Ven.* 83–85.
- Pererva V. I. 1979. [Ecology of falcons in Tersek, Naurzum sanctuary.] *Ornitologija* 14: 115–125.

- Peške L. 1997. Úspěšné vyhníždění sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*) v Praze v roce 1996. *Buteo* 9: 109–114.
- Pikula J., Beklova M., Kubik V. 1984. The nidobiology of *Falco tinnunculus*. Praha.
- Plesnik J. 1985. [Ekology of urban population of the Kestrel *Falco tinnunculus*.] In: Sitko J., Trpak P. (eds.). *Dravci* 1985. 161–192 pp.
- Plesnik J. 1991. nest sites and breeding density of the population of the European Kestrel *Falco tinnunculus* in Pardubice. *Acta Soc. zool. Bohemoslov.* 55: 45–59.
- Plesnik J. 1990. Long-term study of some urban and extra-urban populations of the Kestrel *Falco tinnunculus* L. In: Stasny K., Bejcek V. (eds.). *Bird census and atlas studies*. Prague.
- Ranazzi L. 1995. Dati preliminari sul regime alimentare del Falco pellegrino *Falco peregrinus* a Roma. *Avocetta* 19: 122.
- Ratcliff D. 1980. *The Peregrine Falcon*. Calton, England, 416 pp.
- Rejt Ł. 1998. [Reintroduction of Peregrine falcon *Falco peregrinus* in Warsaw (1996–1998).] *Mysłstwo ptasze*: 36–39.
- Salvati L., Manganaro A., Fattorini S., Piatella E. 1999a. Density, nest spacing, breeding success and diet of a Kestrel *Falco tinnunculus* urban population. *Alauda* 67: 47–52.
- Salvati L., Manganaro A., Fattorini S., Piatella E. 1999b. Population features of Kestrel *Falco tinnunculus* in urban, suburban and rural areas in Central Italy. *Acta orn.* 34: 53–58.
- Schneider R. 1995. Der Wanderfalke *Falco peregrinus* als Brutvogel in der Grosstadt — Neue Chancen für eine vom Aussterben bedrohte Tierart? *Ornit. Beob.* 92: 315–319.
- Schneider R., Wilden I. 1994. Choice of prey and feeding activity of urban Peregrine Falcons *Falco peregrinus* during the breeding season. W: Meyburg B.-U., Chancellor R. D. (eds.). *Raptor Conservation Today*. WWGBP, The Pica Press.
- Village A. 1990. *The Kestrel*. T & A D Poyser.
- Taczanowski W. 1882. [Polish birds]. vol.1. Kraków.

Ökologie, Verhalten und Schutz des Haselhuhns *Bonasa bonasia* im Böhmerwald (Sumava, Tschechien)

Siegfried KLAUS

Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Prüssingstr. 25, 07745 Jena, Germany

Abstract

Since 1972 the distribution, abundance and habitat use of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* has been studied in a 100 km² area of the Bohemian Forest (Sumava, Czech Republic). Along fixed routes (80 km) reactions of the grouse to imitations of the males territorial song as well as indirect indications (dust bathing sites, feathers, droppings, tracks) were recorded. Hazel Grouse densities varied between 2.4 and 5.4 home ranges / km². No statistical significant trend in numbers was found within 28-years of the study. Frequency of occupancy of home ranges was highest in habitats rich in alder (79%), followed by habitats rich in birch and/or hazel (64%), beech (59%), and rowan (49%). These differences were statistically significant ($0.01 < p < 0.05$, Fisher's problem test). Home ranges were patchily distributed in the cultivated forests.

Zusammenfassung

Seit 1972 werden auf einer 100 km² großen Kontrollfläche des Böhmerwaldes (Sumava, Tschechische Republik) Verteilung, Abundanz und Habitatnutzung des Haselhuhns *Bonasa bonasia* untersucht. Entlang fester Routen (80 km) werden jährlich einmal alle Reaktionen auf eine Klangattrappe (Imitation des Reviergesangs) sowie indirekte Hinweise (Staubbadeplätze, Losung, Spuren, Federn) kartiert. Die Abundanzwerte schwankten im Verlaufe von 28 Jahren zwischen 2,4 und 5,4 Wohngebieten / km². Die Indizes der Häufigkeit (besiedelte/kontrollierte Wohngebiete) ließen eine leichte Abnahme erkennen (nicht signifikant). Die Konstanz der Besiedlung war in Erlenbachtälern mit reicher Vegetation am höchsten (Antreffwahrscheinlichkeit 79%), geringer in Habitaten mit Birken und/oder Hasel (64%), mit Buchen (59%) und im kargen Bergfichtenwald (50%) am niedrigsten. Die Unterschiede waren signifikant (Fishers Problem-Test: $0,01 < p < 0,05$). Die meisten Wohngebiete wiesen in der forstlich genutzten Waldlandschaft eine geklumpfte Verteilung auf.

1. Einleitung

Als typischer Vertreter borealer Wälder ist das Haselhuhn vermutlich gleichzeitig mit dem Nadelwald nach der letzten Eiszeit in Europa eingewandert, wo es Nadel- und Mischwälder der Ebene und des Gebirges bis zur Baumgrenze in den Alpen und Karpaten besiedelt. Während sich der Haselhuhnrückgang in Deutschland bereits nach

1900 rapide vollzog und aus vielen früheren Arealteilen die Art verschwand, hielt sie sich im Grenzgebirge Böhmerwald - Bayerischer Wald bis heute (Glutz von Blotzheim et al. 1973, Scherzinger 1976, Klaus 1996). Neben den Alpen befindet sich hier das stabilste und individuenreichste Vorkommen Mitteleuropas (Klaus 1995), während die isolierten Vorkommen im Rheinischen Schieferge-

birge und im Schwarzwald in starkem Rückgang begriffen sind (Bergmann et al. 1996). Da Langzeitbeobachtungen zur Bestandsentwicklung des Haselhuhns in Mitteleuropa nahezu völlig fehlen (Ausnahme Schwarzwald, Asch & Müller 1989), war es ein Ziel der Arbeit, diese Lücke am Beispiel eines für unsere Mittelgebirge repräsentativen Lebensraumes zu schließen. Außerdem waren die Klärung der Habitatansprüche und der Konstanz der Besiedlung durch Haselhühner Gegenstand des Interesses.

2. Beobachtungsgebiet und Methoden

Während der 28-jährigen Beobachtungszeit wurde das Kontrollgebiet jährlich einmal aufgesucht (Ausnahmen: 1974, 1978, 1983) und entlang fester Routen (80 km lang) mit einer Klangatmosphäre (Lockpfeife, vgl. Swenson 1991) das Revierverhalten der Vögel ausgelöst, bzw. nach indirekten Nachweisen wie Sandbadestellen, Mauserfedern, Rupfungen, Trittsiegel in Schlamm oder Schnee und die charakteristischen Exkremente gesucht und diese kartiert. Herbst oder Frühjahr waren die bevorzugten Zeiten für diese Kontrollen. Die Vögel verteidigen dann ihre Reviere und sind besonders aktiv. Das Kontrollgebiets erstreckt sich von den Tallagen um Rejstejn (Unterreichenstein) über Kasperske Hory (Bergreichenstein) bis in die Hochlagen um Horská Kvilda (Innergefeld) und Filipova Hut (Philippshütten) in Höhen zwischen 500 bis 1250 m über NN.

Die Kontrollstrecken wurden so ausgewählt, daß alle für den Böhmerwald typischen Lebensräume etwa gleich häufig berührt werden. Sie reichen von den Erlenbachtälern der tiefsten Lagen über die haselstrauch- und birkenreichen Mittelhänge, die für den Böhmerwald typischen Bergmischwaldbestände aus Fichte, Tanne und Buche (durch die forstliche Nutzung heute meist Buchen-Fichtenmischbeständen), bis in die Bergfichtenwaldgebiete der Hochlagen, wo auf Felsköpfen oder im Randbereich der zahlreichen Hochmoore Eberesche, an Mooren auch Moorbirke bei hoher

Schneelage genügend Winternahrung in Form von Kätzchen und Knospen bieten.

Der Quotient aus der Anzahl besetzter und der Zahl kontrollierter Haselhuhnwohngebiete liefert ein Maß für die jährliche Haselhuhn - Häufigkeit. Daneben wurde auf Teilflächen auch die Gesamtbesiedlung ermittelt. Mit einem quantitativen Verfahren wurden die vom Haselhuhn besiedelten Habitate analysiert und mit 100 Zufallsorten verglichen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 In Mitteleuropa die Ausnahme - ein stabiler Haselhuhnbestand

Noch ehe meine Untersuchungen begannen, hatte Kucera (1975) im gleichen Gebiet die Bestandsentwicklung des Haselhuhns verfolgt. Er fand von 1963 bis 1971 eine zwar schwankende, im statistischen Mittel aber stetig zunehmende Größe der vom ihm untersuchten Teilpopulation (Abb. 1). Die Gründe dafür sind einleuchtend: Die Aussiedlung der deutschen Bewohner nach dem 2. Weltkrieg bedingte die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung in weiten Teilen des Böhmerwaldes. Zum Teil wurden die Flächen der natürlichen Sukzession überlassen, und es wuchsen je nach Feuchtigkeit des Standorts erlen-, hasel-, espen- oder birkenreiche Waldbestände auf, meist im Wechsel mit Fichtenaufforstungen, die ganz im Gegensatz zur damals in Deutschland üblichen Durchforstungspraxis (Aushieb aller "Unhölzer") außerordentlich laubholzreich sind. Nach 1963 wuchsen diese neuen Waldbestände gerade in das haselhuhnuntaugliche Alter hinein. Bereichert wurde der Haselhuhnlebensraum auch durch die Ausdehnung der im Böhmerwald verbreiteten Hecken entlang der Lesesteinrücken und Besitzgrenzen. Diese ausufernden Heckenstrukturen bildeten Korridore, die auch isolierte Waldinseln für das Haselhuhn erreichbar machen (Sewitz & Klaus 1997). So

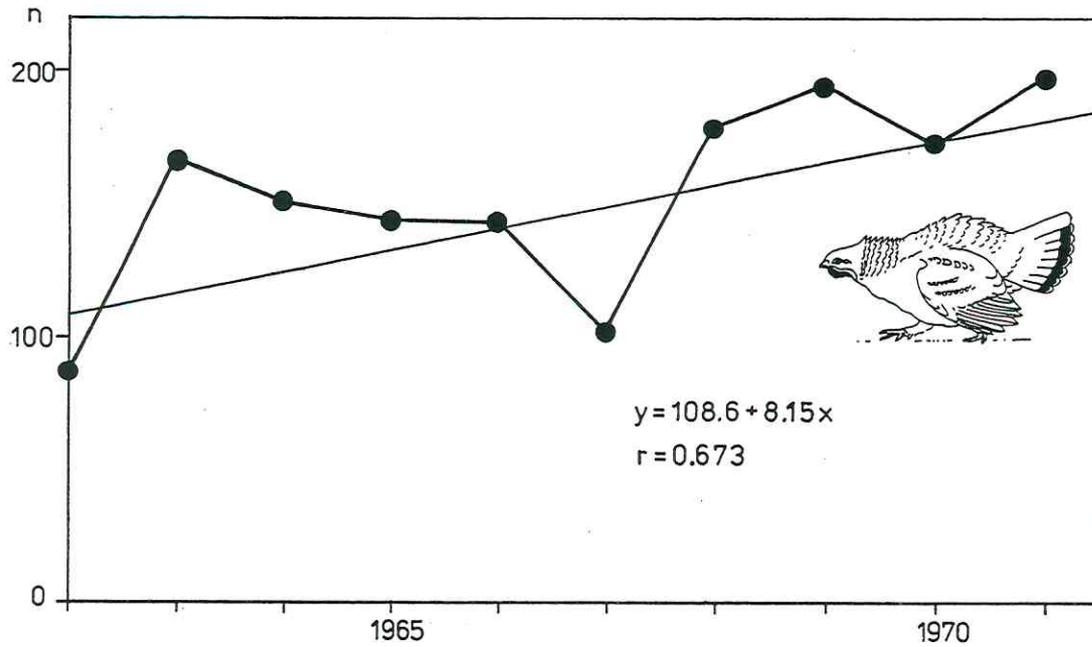


Abb. 1: Haselhuhnbestandsentwicklung auf einer 200 km² großen Kontrollfläche (1963-1997) nach Kucera (1975)

Fig. 1: Number of Hazel Grouse found by Kucera (1975) in his 200 km² study area in 1963-1971

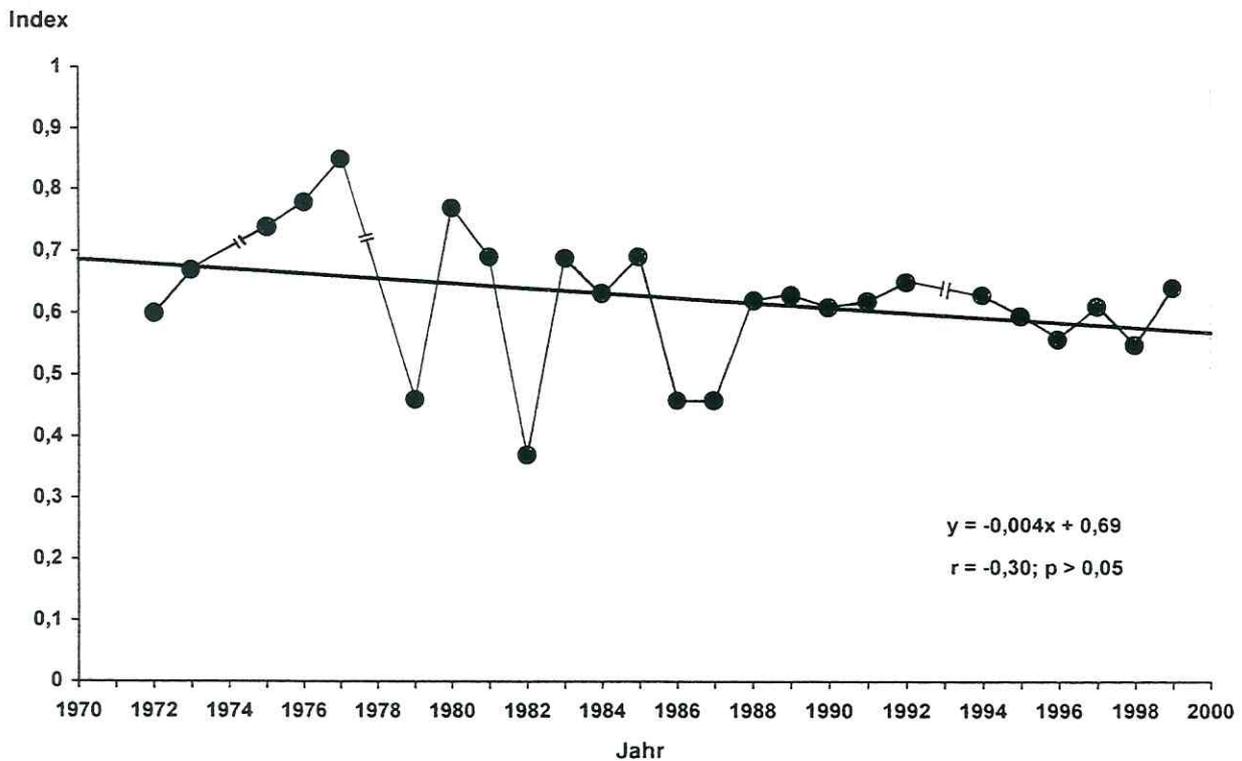


Abb. 2: Haseluhnsiedlungsdichte (Indexwerte: besetzte / kontrollierte Wohngebiete) zwischen 1972 und 1999.

Fig. 2: Index of Hazel Grouse density 1972- 1999 (occupied territories / examined ones)

kam es neben einer Erhöhung der Siedlungsdichte auch zu einer Ausweitung des Haselhuhnareals im gesamten Böhmerwald. Dies beweist, daß auch zu Zeiten, in denen Haselhuhnbestände fast überall in Europa abnahmen, die Art durchaus zunehmen kann, wenn die Lebensräume auf großer Fläche geeigneter werden!

Betrachtet man die Bestandsentwicklung seit 1972 bis heute (Abb. 2), so wird zwar eine leichte Abnahme deutlich, sie ist aber statistisch nicht signifikant. Die geringe Abnahme ist durch das Herauswachsen mancher Waldbestände aus dem für Haselhühner optimalen Alter erklärbar. Lokal hat auch die forstliche Beseitigung von beigemischten Laubholzarten aus Fichtenpflanzbeständen zugenommen, womit dem Haselhuhn die Winternahrungsbasis entzogen wird. Daß Haselhühner einförmige, hallenartige Bestände ohne Deckung am Boden oder Fichtenreinbestände meiden, die im Winter keine Laubbaumarten enthalten, ohne deren Knospen und Kätzchen Haselhühner nicht überleben können, ist aus der Literatur bekannt (Bergmann et al. 1996).

3.2 *Wie konstant werden Wohngebiete durch Haselhühner besiedelt?*

Wenn Jahr für Jahr die gleichen Haselhuhnwohngebiete kontrolliert werden, erhält man leicht Antwort auf die Frage, wie konstant eigentlich Haselhühner an bevorzugten Habitatstrukturen festhalten. So zeigte es sich, daß ein Teil der überprüften Wohngebiete ist seit nunmehr 28 Jahren fast alljährlich besetzt ist. Natürlich sind das nicht die gleichen Individuen - Haselhühner sind außerordentlich kurzlebige Tiere, sondern geeignete Lebensräume werden bei Ausfall des Revierbesitzers - meist durch Beutegreifer bedingt - umgehend wieder besiedelt.

Neu war der Befund, daß die Wohngebiete um so regelmäßiger besetzt sind, je reicher die Vegeta-

tion des jeweiligen Lebensraumes ist. Abb. 3 demonstriert diesen Effekt: Die Wohngebiete entlang der Erlenbachtäler mit hoher Artendiversität der Baum-, Strauch- und Krautschicht, die im Winter nicht nur die beliebte Kätzchennahrung, sondern im Jahresverlauf auch eine reiche Bodenvegetation bieten, weisen mit 79% (bei 100 Kontrollen war in 79 Fällen das Wohngebiet besetzt) die höchste Besiedlungskonstanz auf, gefolgt von den hasel- und birkenreichen Lagen der Mittelhänge (64% Besiedlungswahrscheinlichkeit), die sich ebenfalls durch eine hohe Artenvielfalt der Baum-, Strauch- und Krautschicht auszeichnen. Geringer ist die Konstanz der Besiedlung in Fichten-Buchenforsten, bzw. in den Bergmischwaldresten. Sie liegt bei 59%. Noch geringer ist die Konstanz der Besiedlung der höchsten Lagen (49%) mit Eberesche als einziger Winternahrungsbaumart. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Waldtypen sind statistisch gesichert (Fishers Problemtest). Somit ist die Wahrscheinlichkeit der Besiedlung durch Haselhühner von der höhenbedingten Änderung der Baumartenmischung abhängig und spiegelt den Wechsel der wichtigsten Winternahrungsbaumarten von Erle über Birke/Hasel zu Buche und Eberesche im Böhmerwald wider.

Dieser Befund hat auch für Schutzmaßnahmen Bedeutung: So kommt der Erhaltung bzw. Wiederherstellung der typischen Vegetation der Erlenbachtäler eine besondere Rolle. Als Populationsüberschuß produzierende "Quellbiotop" ermöglichen sie die Besiedlung von schlechteren Habitaten, sogenannten „Populationssenken". Darüber hinaus bilden die Gewässernetze mit ihren bachbegleitenden Weichholzsäumen ideale Voraussetzungen für die Habitatvernetzung. Dies gilt grundsätzlich auch für andere Haselhuhnvorkommen in unseren Mittelgebirgen, aber auch in den Alpen.

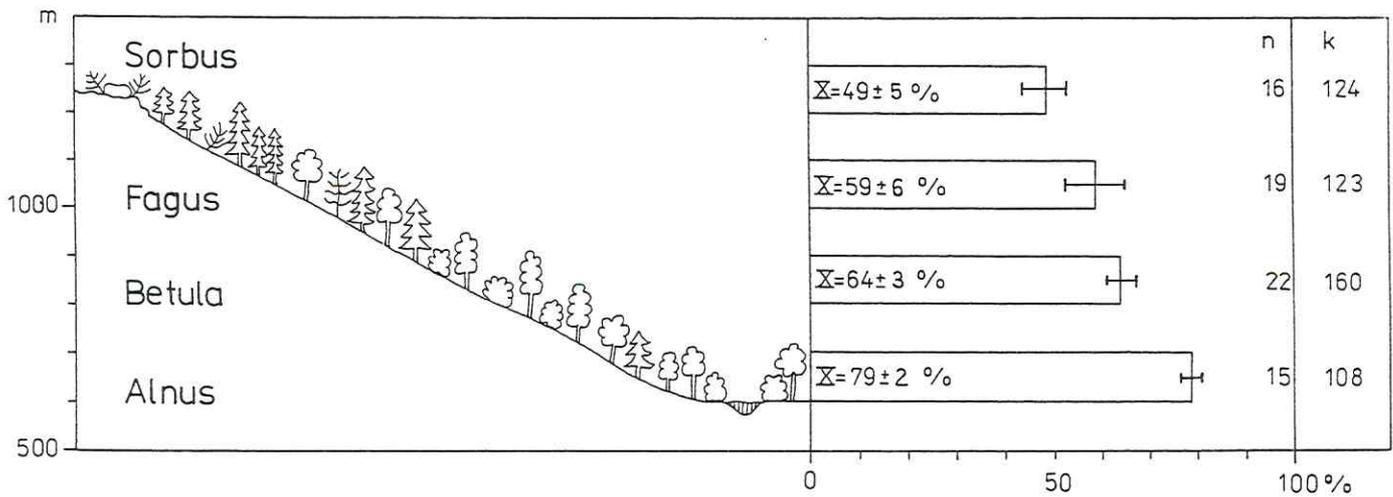


Abb. 3: Häufigkeit der Besetzung von Haselhuhn-Wohngebieten (% aller Kontrollen): Die Zahlen in den horizontalen Säulen geben die Häufigkeit der Wohngebieten-Besetzung durch das Haselhuhn in unterschiedlichen Höhenlagen und Waldtypen (klassifiziert nach den jeweils dominierenden Winternahrungsbaumarten) wieder: n - Anzahl der untersuchten Wohngebiete pro Habitattyp, k - Anzahl aller Kontrollen im Verlaufe der Untersuchungsjahre 1972-1995

Fig.3: Frequency of the occupation of home ranges (%) by Hazel Grouse in different habitat types (classified with respect to the dominant winter food tree species): n- number of territories found in a given habitat type , k-number of controls (k= n x years). Differences between the means of the occupation frequency are statistically significant (0.01 < p < 0.05, Fisher's problem test)

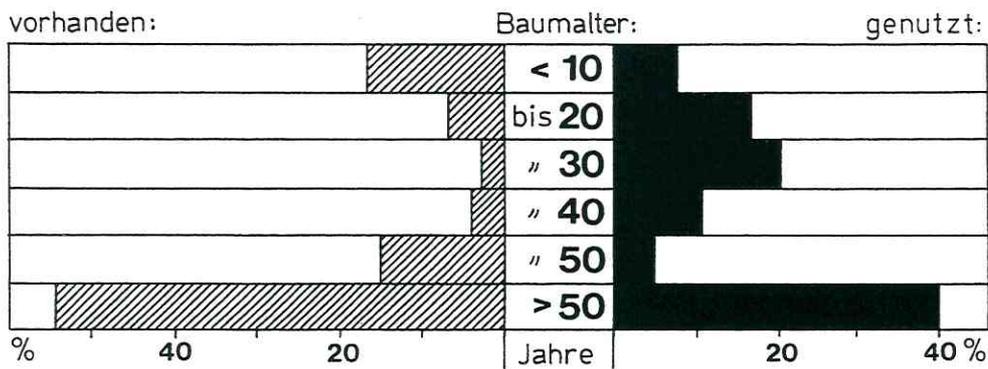


Abb. 4: Angebot (schraffiert) und Nutzung (schwarz) von unterschiedlich alten Waldbeständen im Böhmerwald durch das Haselhuhn (in %). Verglichen wurden 90 Wohngebiete mit 100 zufällig verteilten Kontrollorten. Die Vögel nutzen den Jungwald und mehrschichtige Altbestände

Fig. 4: Age classes of forests used by Hazel Grouse (% of observations, right part) compared with % of age classes found at 100 control sites (left part)

3.3 Ökologische Besonderheiten der Hasel- huhnlebensräume

Im Laufe der Jahre wurden über 100 Haselhuhn-
wohngebiete gefunden und 60 davon nach einem
von Swenson & Klaus (in Vorbereitung, vgl.
Sewitz & Klaus 1997) entwickeltem Verfahren
hinsichtlich ihrer Waldzusammensetzung quanti-
tativ untersucht. Wie zu erwarten, häuften sich im
Altersklassenwald die Haselhuhnwohngebiete in
Jungbeständen, die zwischen 11 und 40 Jahren
alt waren. Immerhin befanden sich aber 40 % in
Altbeständen mit Lücken, in denen unterschied-
lich alte Verjüngungsinseln reichlich Deckung
boten. Zweischichtige Bestände, in denen unter
dem Schirm der Altbäume neben der Verjüngung
der Baumarten Sträucher, z. B. Hasel oder
Hirschholunder wachsen, genügen den Bedürf-
nissen des Haselhuhns ebenfalls. Gemieden
werden vor allem uniforme über 50-jährige
Bestände oder reine Nadelholzmonokulturen
(Abb. 4).

Baumartenvielfalt ist ein weiteres Merkmal der
Haselhuhnlebensräume im Böhmerwald (Abb. 5).
Geht man im Herbst durch die unteren Hanglagen
- etwa im Gebiet um Bergreichenstein - so fällt
die Buntheit der Wälder überall ins Auge. So
wachsen in den Tälern bis zu 14 verschiedene
Baumarten neben- und übereinander. Kleinflä-
chige Nutzung - meist in Form von Kleinkahl- oder
Streifenschlägen - und Belassen von viel Laub-
holz in den aufwachsenden Nadelholzpflan-
zungen sind das Geheimnis des böhmischen Hasel-
huhnvorkommens, besonders in den tieferen
Lagen. Die ungemein laubholzreichen Rand-
strukturen schaffen darüber hinaus die nötige
Vernetzungskorridore zwischen den haselhuhn-
tauglichen Habitaten.

3.4 Schutz

Grundlagenforschung an bedrohten Arten sollte
immer zu praktischen Konsequenzen für deren
Schutz führen. Das Haselhuhn profitiert sowohl
vom Prozeßschutz in Nationalparks - Lücken
und artenreiche Jungwüchse nach Sturmwurf und
Käferfraß sind ideale Haselhuhnlebensräume. Sie
entsprechen wahrscheinlich dem primären
Lebensraum dieser Art. Haselhühner können aber
durch naturnah betriebene Forstwirtschaft geför-
dert werden, die bisher auch in den Wirtschaftfor-
sten des Böhmerwaldes - außerhalb des heutigen
Nationalparks Sumava auf größerer Fläche reali-
siert wurde. Allerdings mehren sich gerade heute
die Anzeichen für intensivere forstliche Eingriffe
im Böhmerwald - im und außerhalb des National-
parks. Besonders alarmierend, weil mit moder-
nem forstökologischem Handeln unvereinbar und
bisher auch wenig praktiziert, ist die neuerliche
Entfernung von Laubhölzern aus den jungen
Fichtenbeständen. Hier muß rasch Aufklärung
einsetzen, für die unsere Forschung die nötigen
Argumente liefern sollte.

Wir haben daher die Ergebnisse tschechischen
Forstleuten vorgestellt und unsere Schutzvor-
schläge in konzentrierter Form ins Tschechische
übersetzt an die Forstbehörden geleitet. Die
Ergebnisse und Verbreitungskarten erhielt auch
die Verwaltung des Nationalparks Sumava . So
hoffen wir, daß das Haselhuhn als Charakterart
dem Böhmerwald - inner- und auch außerhalb
des Nationalparks Sumava - erhalten bleiben
möge.

Danksagung

Die Arbeiten wurden ab 1991 durch einen Förder-
betrag des Fonds der Chemischen Industrie, ab
1998 im Rahmen eines DFG-Projekts, das den
Vergleich von Ökologie und Verhalten von Hasel-
huhn, Chinahaselhuhn *Bonasa sewerzowi* und
dem neuweltlichen Kragenhuhn *Bonasa umbellus*
zum Ziel hat, partiell unterstützt.

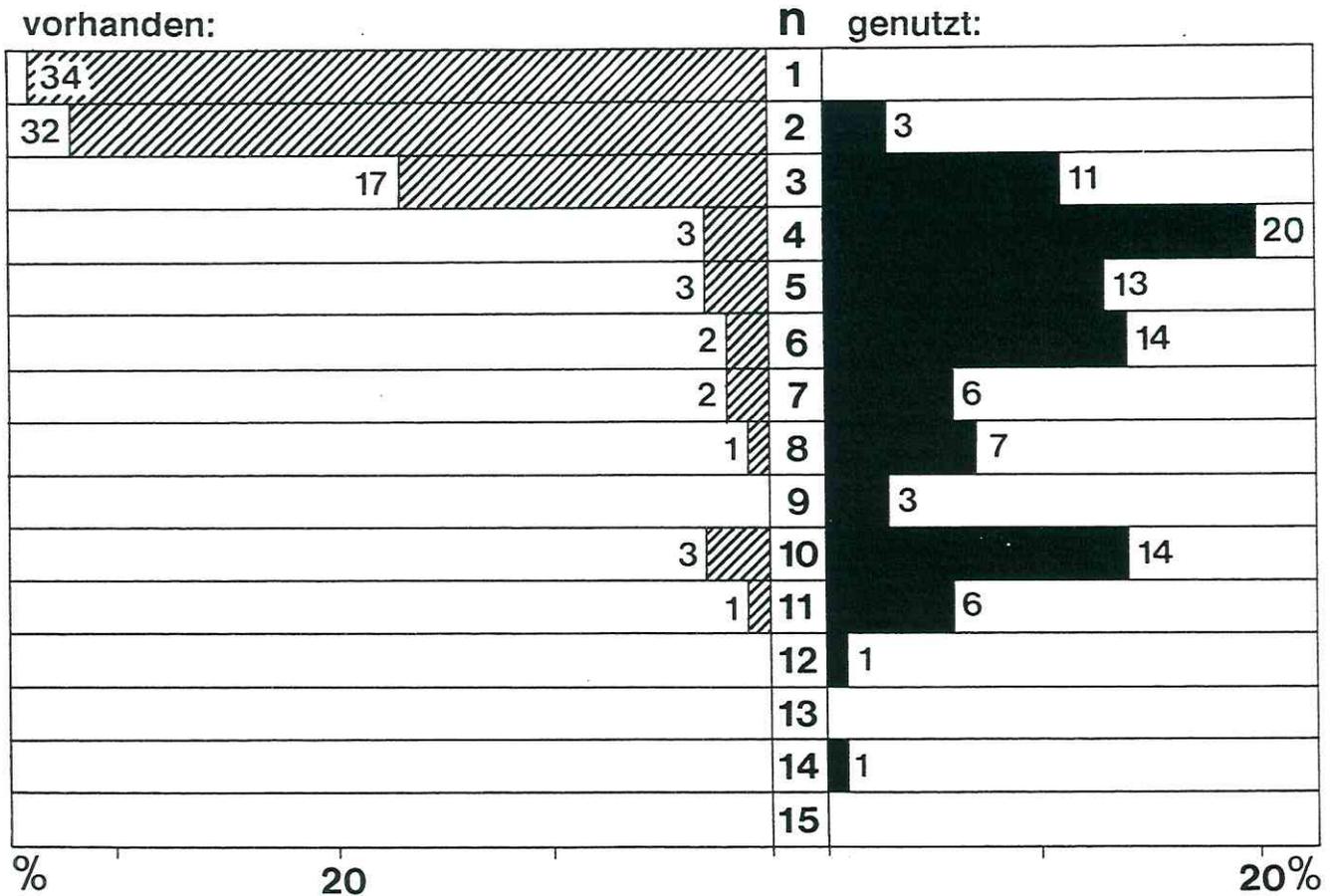


Abb. 5: Angebot (schraffiert, 100 Zufallsflächen) und Nutzung (schwarz, 90 Wohngebiete) durch das Haselhuhn von Waldteilen mit n Baumarten. Zahlen an den Säulen geben % aller Fälle an. Haselhühner bevorzugen Flächen mit größerer Baumartendiversität. Sie meiden Monokulturen.

Fig. 5: Number of tree species found in home ranges of Hazel Grouse were indicated at the base of the columns (right part, % of all home ranges) compared with the number of tree species at control sites (% of all sites, left part)

Literatur

Asch, T. & G. Müller (1989): Haselwild in Baden-Württemberg.-Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (Hrsg.). Stuttgart

Bergmann, H.-H., S. Klaus, F. Müller, W. Scherzinger, J.E. Swenson & J. Wiesner (1996): Die Haselhühner. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, (4. Aufl.)

Glutz von Blotzheim, U., K. Bauer & E. Bezzel (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 5, Frankfurt

Klaus, S. (1995): Hazel Grouse in the Bohemian Forest: Results of a 20-year study. In: Jenkins, D. (ed.). Proc. intern. Symp. Grouse 6: 27-33. World Pheasant Association, Reading, UK. and Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ozzano dell'Emilia, Italy

Klaus, S. (1996): Hazel Grouse in the Bohemian Forest: results of a 24-year-long study.- Silva Gabreta 1: 209-219

Klaus, S. (1997): Zur Situation der waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia*,

Auerhuhn *Tetrao urogallus* und Birkhuhn *Tetrao tetrix* in Deutschland. Ber. z. Vogelschutz 35: 27-48.

Kucera, L. (1975): Verbreitung und Populationsdichte von Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im westlichen Teil von Sumava (CSSR) – Orn. Mitt. 27: 160-169

Scherzinger, W. (1976): Rauhfußhühner.- Schriftenreihe Nationalpark Bayer. Wald

Sewitz, A. & S. Klaus (1997): Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn.- Beitr. Jagd- und Wildforschung 22: 263-276.

Swenson, J. (1991): Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn.- Orn. Fenn. 68: 57-65

Wildgänse in der Kulturlandschaft - Chancen und Grenzen der Habituation

Hans-Heiner BERGMANN & Volkhard WILLE¹⁾

Fachbereich Biologie/Chemie, Universität Osnabrück,
Barbarastr. 11, D-49069 Osnabrück, e-mail: bergmann@biologie.uni-osnabrueck.de

¹⁾ Gefördert durch das Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt

Abstract:

Wild geese in agricultural landscapes: Chances and limits of habituation

Staging wild geese and other animal life in agricultural landscapes are able to habituate to repeated harmless disturbance, i.e. reduce preexisting reactions to low level or zero. By this mechanism, reaction and flight distances can be minimized also to agricultural, leisure-time and research activities of human beings. Although being stimulus specific habituation is a very general phenomenon allowing for the long-term co-existence of wildlife with man's activities in one and the same area.

However, habituation is inhibited in cases of very strong stimuli and when individuals suffer from high arousal, such as moulting birds. Neither is habituation possible to hunting or other harmful events. In the case of hunting, reactions even to normally harmless stimuli appear to be intensified and generalized as a side-effect. Investigations into the long-term effects of habituation and contra-productive disturbance are seriously needed.

Key-words: habituation, hunting, tourism, disturbance, wild geese, agriculture, management

Einführung

Wenn Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons* und *A. fabalis*) oder andere Wildgansarten im Herbst aus ihren arktischen oder nordischen Brutgebieten kommend in ihren mitteleuropäisch-atlantischen Rast- und Überwinterungsgebieten eintreffen, begegnen sie einer Vielzahl von anthropogenen Reizsituationen oder Störreizen, die sie aus ihrer Brutheimat nicht oder kaum kennen. Hier wimmelt es von Kraftfahrzeugen aller Art, von Flugzeugen, Radfahrern, Spaziergängern,

teilweise auch von Jägern, die ihnen nach dem Leben trachten (Übersicht: STOCK et al. 1994).

Würden sie auf alle diese Reize intensiv reagieren, so bliebe ihnen keine Zeit für andere wichtige Lebensfunktionen. Würden sie allen solchen Reizsituationen weiträumig ausweichen, so bliebe ihnen kaum noch Raum zum Nahrungserwerb und zum Rasten. Lernfähige Organismen haben aber Mittel, um wiederholten Reizsituationen bestimmter Art zu begegnen. Dazu gehört vor allem die Habituation.

Was ist Habituation?

Tiere - einschließlich des Menschen - können ihre Reaktion auf bestimmte Reize mindern, wenn die Reize sich häufig wiederholen, wenn sie nicht sehr stark sind und nicht von einer positiven oder negativen Konsequenz gefolgt werden (GLASER 1968, BUCHHOLTZ 1973). Je spezifischer, d. h. je weniger variabel derartige Reize sind, die auf den Organismus einströmen, desto spezifischer ist auch die Habituation. Eine Veränderung der externen Reizsituation oder aber auch der inneren Situation des reagierenden Tieres kann dabei sogleich wieder zur vollen Auslösung der Reaktion führen. Habituation ist aber auch gegenüber varianten, ja sogar gegenüber Signalen der innerartigen Kommunikation möglich. Bei varianten Signalen nimmt sie allerdings mehr Zeit in Anspruch (ZUCCHI 1979).

Habituation als negatives Lernen wird üblicherweise im Deutschen mit dem Begriff Gewöhnung wiedergegeben. Unglücklicherweise reicht aber das Begriffsfeld von "Gewöhnung" weiter als das des Wortes Habituation. Gewöhnung bedeutet wenigstens in der Umgangssprache auch positive Lernprozesse, z. B. "Ich habe mich an das Zigarettenrauchen gewöhnt". Solche Prozesse sind hier nicht gemeint. Daher wird in dieser Arbeit im allgemeinen der Begriff Habituation vorgezogen.

Es geht im folgenden also allein um negatives sensorisches Lernen, d.h. die Minderung der vorgegebenen Reaktionen in Bezug auf eine bestimmte Reizsituation. Dabei ist nicht etwa afferente, zentrale oder periphere Ermüdung gemeint. Ermüdung unterscheidet sich von Habituation dadurch, dass sie rasch wieder aufgehoben ist und generalisierte Wirksamkeit hat. Habituation dagegen kann als reizspezifischer Lernprozess dauerhafte Folgen haben (BUCHHOLTZ 1973, FRANCK 1997).

Eine auf einem Getreidefeld aufgestellte Vogelscheuche erzielt in den ersten Tagen nach der Aufstellung die gewünschte Wirkung. Schon nach wenigen Tagen verringern sich die Distanzen, die die zu verscheuchenden Tiere ihr gegenüber einhalten. Sie können später auf minimale Beträge

zusammenschrumpfen. Mit Hilfe zahlreicher beweglicher Plastikfahnen ist es allerdings gelungen, Pfeifenten (*Anas penelope*) einen Winter lang von Winterweizenflächen fernzuhalten. Dabei waren Ausweichflächen in der Nähe vorhanden (LANE & NAKAMURA 1996).

Den Habituationseffekt kann man auch mit der Aufstellung einer Eulenattrappe erzielen: Das durch sie ausgelöste Hassen der Singvögel lässt nach wenigen Tagen merklich nach (HINDE 1970). Ist die Attrappe beweglich oder mit Geräusch gekoppelt, verläuft die Habituation langsamer, aber sie führt zum gleichen Ergebnis. Auch wiederholte Knallgeräusche lösen nach einiger Zeit keine Reaktion mehr aus. Jeder, der Scheuchen irgendeiner Art in der Landwirtschaft einsetzt, macht hierzu bittere Erfahrungen. Diese beziehen sich auf Wildgänse auf Wintersaatflächen genauso wie auf andere mögliche Konkurrenten, die der Mensch zu verscheuchen trachtet. Nachfolgend werden einige Beispiele beschrieben, wie Wildgänse mit unterschiedlichen anthropogenen Reizsituationen umgehen und welche Rückschlüsse daraus aus Sicht des Naturschutzmanagements zu ziehen sind.

Eine Chance für den Tourismus: der Nationalparkeffekt

Der Tourismus, insbesondere bestimmte damit verbundene Freizeitaktivitäten wie z. B. Wasser- und Luftsport (Fallschirmspringen), stellt eine bedeutende Störreizquelle für Wildtiere dar (FRENZEL & SCHNEIDER 1987, INGOLD 1999, INGOLD et al. 1992, KOEPFF & DIETRICH 1986). Eine besondere gegensinnige Bedeutung kommt in dieser Hinsicht allerdings dem sogenannten Nationalparkeffekt zu. Gegenüber Besuchern, die sich an vorgegebene Wege halten, sind Wildtiere wie Alpenmurmeltiere (*Marmota marmota*), Gamsen (*Rupicapra rupicapra*) und Alpensteinböcke (*Capra ibex*) unter Umständen denkbar unempfindlich. Sie lassen die Besucher auf geringe Distanzen an sich heran. Bedingung ist allerdings, dass die Tiere nicht bejagt werden. Andernfalls verlieren sie ihre Scheu nicht.

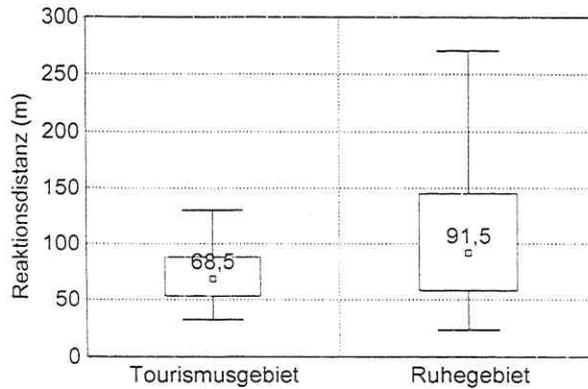


Abbildung 1: Reaktionsdistanz für "kurzes Aufmerken" bei Wildgänsen in einem durch Tourismus geprägten Gebiet und in einem Gebiet ohne Tourismus.
 Unterschiede sind hoch signifikant (Mann Whitney U-Test $n_1 = 100$, $n_2 = 58$, $p < 0,001$). Aus WILLE (2000)

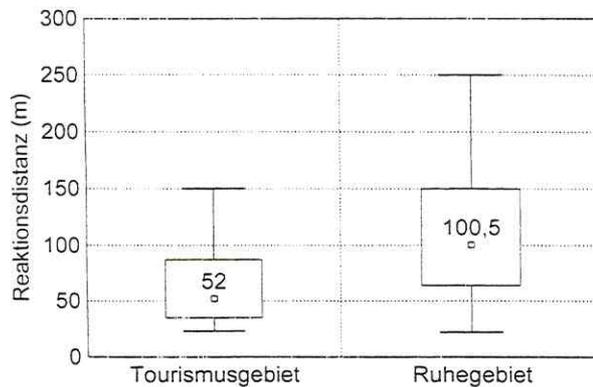


Abbildung 2: Reaktionsdistanz für "intensives Aufmerken" bei Wildgänsen in einem durch Tourismus geprägten Gebiet und in einem Gebiet ohne Tourismus.
 Unterschiede sind hoch signifikant (Mann Whitney U-Test $n_1 = 54$, $n_2 = 128$, $p < 0,001$). Aus WILLE (2000)

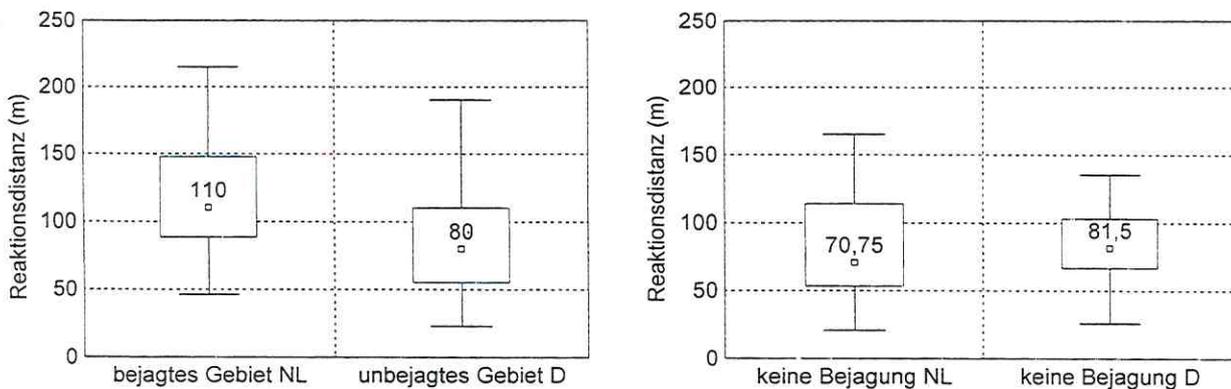


Abbildung 3: Unterschiede der Reaktionsdistanz für "kurzes Aufmerken" im bejagten und unbejagten Teil des Untersuchungsgebietes. Gepoolte Daten der Winter 1994/95, 1996/97, 1997/98 und 1998/99. Links während der Jagdzeit in den Niederlanden, rechts nach Ende der Jagdzeit.

Während der Jagdzeit unterscheiden sich die Reaktionsdistanzen hoch signifikant (Mann-Whitney U-Test: $n_1 = 72$, $n_2 = 128$, $p < 0,001$) danach nicht mehr (Mann-Whitney U-Test: $n_1 = 76$, $n_2 = 32$, $p > 0,05$).
 Aus WILLE (2000)

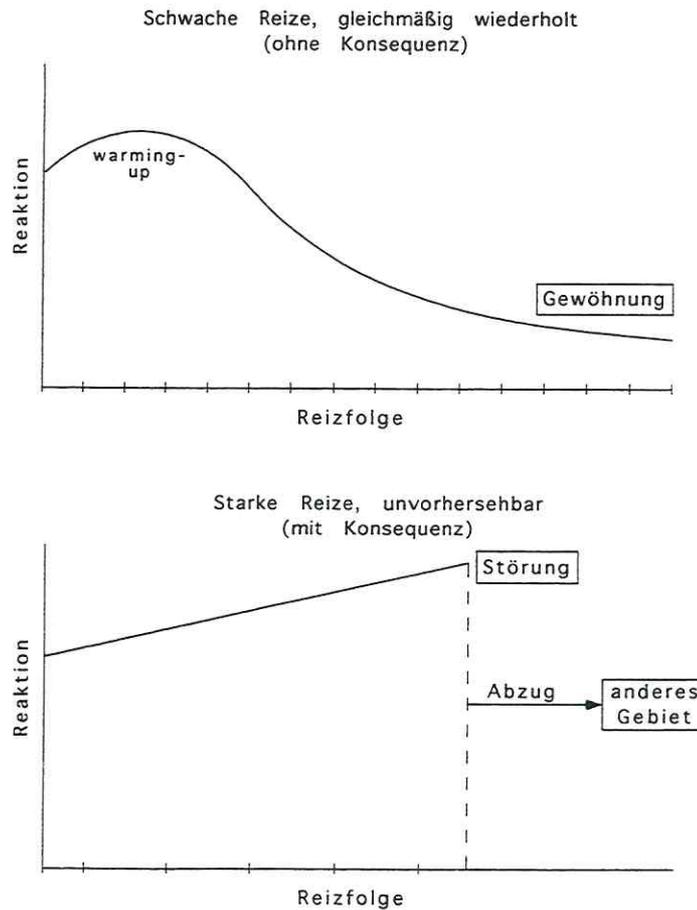


Abbildung 4: Modellhafte Darstellung der Reaktionen von Wildgänsen auf unterschiedliche Reizklassen. Die warming-up oder warm-up-Phase geht in manchen Fällen der Habituation voraus.
(Original)

Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons*, *A. fabalis*) reagieren auf Annäherung eines störenden Reizes wie z. B. eines Kraftfahrzeugs mit einer Kaskade von Verhaltensweisen: Sie heben zuerst kurzzeitig den Kopf (schwaches Aufmerken), dann anhaltender (über 10 s, starkes Aufmerken), dann beginnen sie davonzulaufen, schließlich erheben sie sich in die Luft und fliegen ab (WILLE 1995, für Ringelgänse, *Branta bernicla* s. BERGMANN et al. 1994). Die Distanzen, auf die ein Störobjekt die einzelnen Verhaltensweisen auslöst, nennen wir Reaktionsdistanzen. Wenn die Vögel davonlaufen oder davonfliegen, sprechen wir von Fluchtdistanz. WILLE (2000) fand in einem Überwinterungsgebiet von Gänsen am Niederrhein, dass die Reaktionsdistanzen für Aufmerken in einem stark von Touristen besuchten

Gebiet geringer waren als in einem schwach gestörten Gebiet (Abb. 1, 2).

Einfluss der Jagd

Wenn von zwei in demselben Gebiet Nahrung suchenden Gänsetrupps der eine des Morgens bejagt worden ist, der andere aber nicht, so zeigt der bejagte Trupp besonders im Laufe des Vormittags, aber in gewissem Ausmaß auch noch über den ganzen Tag hin, erhöhte Handlungsbereitschaft zu Fluchtverhalten (WILLE 1995, 2000). Dieser Unterschied erlischt, sobald die Jagdzeit beendet ist (Abb. 3). Es sei betont, dass die erhöhte Reaktionsbereitschaft nicht jagdspezifisch war. Sie ließ sich gegenüber einem sich in maßvollem Tempo annähernden Kraftfahrzeug mit dem Beobachter messen.

Das hat erhebliche Konsequenzen für die Raumnutzung der Vögel (zusammenfassend bei RIDDER 1999, WILLE 2000), da die Wildgänse zu allen Strukturen, von denen Störreize ausgehen (Wege, Straßen, Ortschaften), umso mehr zu ereignishaften Störreizen, erhöhte Reaktions- und Fluchtdistanzen einhalten.

Diskussion

Habituation als Chance

Die Minderung der Reaktionen gegenüber wiederholten harmlosen Reizsituationen bedeutet eine Lebensnotwendigkeit für alle Tiere, besonders wenn sie in Gemeinschaft mit dem Menschen leben wollen, der die Natur durch Verkehrswege kleinräumig zerteilt und mit seiner Allgegenwärtigkeit konfrontiert. Für Wildgänse und andere große Tiere, die als Weidegänger die offene Landschaft nutzen wollen oder müssen, ist diese Verhaltensänderung von besonderer Wichtigkeit. Haben sie erst einmal erkannt, dass die unbewegliche Vogelscheuche oder die sich bewegenden Fußgänger, Radfahrer, Kraftfahrzeuge und Flugkörper harmlos sind, so lassen sie sich nicht mehr dadurch stören und nutzen das riesige Nahrungsangebot, das unsere Kulturlandschaft ihnen bietet, flächig aus (WILLE, unveröff.). Habituation ist unter geeigneten Bedingungen selbst an so starke Reize wie landende und startende Hubschrauber möglich (Dr. B. EBBINGE, mündl. Mitt.).

Über den genauen zeitlichen Verlauf des zugrunde liegenden Habituationsprozesses und die Einflussgrößen, die ihn im Freiland bestimmen, haben wir noch keine Kenntnis. Die Wirkung des Habituationsmechanismus unter Freilandbedingungen steht aber nach einer Reihe von Befunden außer Frage (Übersicht bei KELLER 1992). Für Naturliebhaber beinhaltet Habituation die Chance, die Tiere aus der Nähe in Ruhe wahrnehmen zu können.

Grenzen der Habituation

Habituation kann nur in einem gewissen Arbeitsbereich funktionieren. Wird dieser über- oder unterschritten, tritt die Reaktion wieder auf. Habituierte Seehunde (*Phoca vitulina*) achten auf

vorbeifahrende Schiffe nicht, wenn diese nicht eine Mindestdistanz unterschreiten. Geschieht dies oder wird die gleichmäßige Fahrt unterbrochen, so kann Flucht der gesamten ruhenden Seehundgruppe vom Ruheplatz ausgelöst werden (GARTMANN et al. 1995). Habituierte Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) an einem touristisch genutzten See verlassen ihre Nester erst dann fluchtartig, wenn ein Boot sich auf eine Distanz von wenigen Metern nähert (KELLER 1989). Dann nehmen sich die Brutvögel nicht mehr die Zeit, ihr Gelege zuzudecken, so dass es anschließend gegenüber fliegenden Beutegreifern stärker gefährdet ist. Brütende Hoatzins (*Opisthocomus hoazin*) in Ecuador gewöhnen sich an vorbeifahrende Touristenboote, obwohl ihre Herzschlagfrequenz eine Reaktion anzeigt. Die Jungvögel sind jedoch weniger habituiert, vielleicht auch weniger ortsgebunden, und flüchten bei Annäherung des Bootes ins Wasser, so dass sie Energieaufwand, Gefährdung durch Feinde und Verdriftung weg von den Eltern riskieren (MÜLLNER, mündl. Mitt.). In allen genannten Fällen wird eine bestehende Toleranzgrenze der Gewöhnung überschritten.

Starke Reize und solche, die stärkere nachteilige Konsequenzen für das Individuum nach sich ziehen, sind nicht gewöhnbar (Übersicht bei BUCHHOLTZ 1973). Zu den nicht habituierten Reizen gehören solche, die für das Individuum das Überleben oder den Fortpflanzungserfolg in Frage stellen. Der brütende Großbrachvogel (*Numenius arquata*) kann sich nicht an den Fuchs gewöhnen, der ihm oder seinen Küken nach dem Leben trachtet. Auch hoch sensibilisierte Individuen wie mausernde flugunfähige Gänse und Enten können sich nicht so leicht an Reize gewöhnen, wie sie es zu anderen Zeit im Jahreszyklus tun (ENGLÄNDER & BERGMANN 2000, MOSBECH & GLADER, Ms.).

Auch an hoch variable Reizsituationen kann ein Organismus nicht habituiert werden. Bei einer Population des Amerikanischen Seeregenpfeifers (*Charadrius melodus*) haben FLEMMING et al. (1988) die Auswirkungen menschlicher Freizeitaktivität an der Küste studiert. An Küstenabschnitten mit geringer Besucherfrequenz ergab sich ein Brut-

erfolg von 1,8, bei hoher Besucherfrequenz ein solcher von nur 0,5 flüggen Jungvögeln pro Paar. Ursachen waren verringerte Nahrungsaufnahme und vermehrtes Sichern bei den Jungvögeln, die auch weniger häufig von den Eltern gewärmt wurden. Ein ungelinkter Tourismus kann daher zu Störungen auf der Ebene der Population führen.

Die stärkste Störwirkung geht wohl von der Jagd aus, die nicht aus Versehen, sondern gezielt tötet (BERGMANN im Druck). An die Effekte der Jagd sollte sich kein Lebewesen, das davon betroffen ist, gewöhnen. Noch mehr: Wenn sie eine gewisse Häufigkeit und Intensität überschreitet, verhindert sie u.U. Habituation auch an harmlose Situationen. Hier entsteht eine generalisierte Sensitivierung, die die Reaktions- und Fluchtdistanzen auch gegenüber beliebigen Reizsituationen für eine gewisse Zeit erhöht (Abb. 4; WILLE 1995, 2000). Aus diesem Grund verhindert die Bejagung, wenn sie mit hohem Jagddruck ausgeübt wird, die friedliche Koexistenz der Wildtiere mit den Menschen.

Forschungsbedarf

Habituation ist bisher hauptsächlich im Labor untersucht worden (GLASER 1968, zusammenfassend BUCHHOLTZ 1973, BERGMANN 1987). ZUCCHI (1979) hat Habituation an arteigene Alarmrufe beim Buchfinken (*Fringilla coelebs*) sowohl im Labor als auch im Freiland experimentell analysiert. Allgemein stark wirkende Reize wie das Auftauchen eines Greifvogels machen die schon erreichte spezifische Habituation augenblicklich wirkungslos.

Trotz dieser Kenntnisse benötigen wir noch mehr Information über die Reaktionen von Wildtieren in der Kulturlandschaft. Selbst für den oben genannten Nationalparkeffekt gibt es kaum Belege, sondern vorwiegend allgemeine Erfahrungen. Bei den Wildgänsen müssen wir genauer wissen, welche Reize generalisierend sämtliche Schwellen heruntersetzen und welche zu reizspezifischer Habituation führen. Unter bestimmten Bedingungen gibt es auch Gewöhnung an starke Reize wie das Auftauchen eines Helikopters.

SOSSINKA & NIEMANN (1994) haben Anzeichen derartiger Habituation bei Entenvögeln nicht festgestellt.

Ferner ist uns der soziale Einfluss auf das Habituationsgeschehen unbekannt. Gänse sind soziale Tiere. Bringen neu ankommende nicht habituierte Individuen Unruhe in das Geschehen, wirkt sich die Ruhe der schon habituierten Artgenossen auf die Neuankömmlinge aus oder werden Kompromisse gemacht?

Dringend benötigt werden auch Kenntnisse über den Zeitverlauf der verschiedenen Reizwirkungen. Nach welcher Zeit beginnt eine Habituation, gibt es eine vorübergehende Sensitivierung, über welche Zeit hin wirkt sich die Störung durch die Jagd aus? All dies hat Konsequenzen für das Verhalten der Vögel, für ihre Raumnutzung und damit für die Kapazität des Ökosystems, letztlich auch für die Schädigung, die die Vögel in der Landwirtschaft verursachen können, und für die Chancen und Möglichkeiten einer friedlichen Koexistenz der Wildtiere mit dem wirtschaftenden und sich erholenden, auch mit dem forschenden Menschen.

Zusammenfassung

Überwinternde Wildgänse und andere Tiere der Kulturlandschaft können sich an wiederholte harmlose Störsituationen gewöhnen, so dass auch die Reaktions- und Fluchtdistanzen gegenüber dem wirtschaftenden, sich erholenden und forschenden Menschen stark verringert werden. Diese Habituation tritt nicht gegenüber sehr starken Reizen auf und auch nicht dann, wenn die Tiere durch innere Prozesse wie die Mauser stark sensibilisiert sind. Habituation ist ebenfalls nicht an Jagd und andere mit stark nachteiligen Konsequenzen für das Individuum behafteten Reizsituationen möglich. Bejagung scheint sogar die Reizschwellen gegenüber anderen Störreizen zu senken, die sonst habituierungsfähig sind. Untersuchungen über die Langzeitwirkungen von Habituation und auch der ihr entgegenreagierenden Störwirkungen stehen noch aus.

Dank

E. GOTTSCHALK und H. KRUCKENBERG danken wir für eine kritische Durchsicht des Manuskripts, W. ENGLÄNDER für Hilfe mit dem Abstract.

Literatur

- BERGMANN, H.-H. (1987): Die Biologie des Vogels. Aula, Wiesbaden
- BERGMANN, H.-H., M. STOCK & B. TEN THOREN (1994): Ringelgänse - arktische Gäste an unseren Küsten. Aula, Wiesbaden
- BUCHHOLTZ, C. (1973): Das Lernen bei Tieren. Fischer, Stuttgart
- ENGLÄNDER, W. & H.-H. BERGMANN (2000): Le Tadorne de Belon. LPO, St. Yrieix
- FLEMMING, S.P., R.D. CHIASSON, P.C. SMITH, P.J. AUSTIN-SMITH & R.P. BANCROFT (1988): Piping Plover status in Nova Scotia related to its reproductive and behavioural responses to human disturbances. *J. Field Ornithol.* 59: 321-330
- FRANCK, D. (1997): Verhaltensbiologie. 3. Aufl. Thieme, Stuttgart
- FRENZEL, P. & M. SCHNEIDER (1987): Ökologische Untersuchungen an überwinternden Wasservögeln im Ermatinger Becken (Bodensee): Die Auswirkungen von Jagd, Schifffahrt und Freizeitaktivitäten. *Orn. Jahresh. Baden-Württemberg* 3: 53-79.
- GARTMANN, S., M. KRÖGER, G. MÖSSINGER, K. TAPKEN, M. WOLBERS & H.-H. BERGMANN (1995): Strand oder Sandbank? - Wie nutzen Seehunde (*Phoca vitulina*) ihren Lebensraum? *Seevogel* 16: 50-52
- GLASER, E.M. (1968): Die physiologischen Grundlagen der Gewöhnung. Thieme, Stuttgart
- HINDE, R. A. (1970): Behavioural habituation. In: HORN, G., R. A. HINDE: Short-term changes in neural activity and behaviour. Cambridge Univ. Press, Cambridge 1970.
- INGOLD, P. (Hrsg.) (1999): Freizeitaktivitäten und Naturschutz. Symposium "Freizeitaktivitäten und Naturschutz" vom 18. Februar 1998.
- INGOLD, P., B. HUBER, B. MAININI, H. MARBACHER, P. NEUHAUS, A. RAWYLER, M. ROTH, R. SCHNIDRIG & R. ZELLER (1992): Freizeitaktivitäten - ein gravierendes Problem für Tiere? - *Orn. Beob.* 89: 205-216.
- KELLER, V. (1992): Schutzzonen für Wasservögel zur Vermeidung von Störungen durch Menschen: wissenschaftliche Grundlagen und ihre Umsetzung in die Praxis. *Orn. Beob.* 89: 217-223
- KELLER, V. (1995): Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel - eine Literaturübersicht. *Orn. Beob.* 92: 3-38
- LANE, S. J. & K. NAKAMURA (1996): The effect of night grazing by wigeon (*Anas penelope*) on winter sown wheat in Japan and the efficacy of black plastic flags as scaring devices. *Agricult. Ecosyst. Env.* 59: 81-87
- MOSBECH, A. & C. GLAHDER (1988): Assessment of helicopter disturbance on moulting Pinkfooted geese and Barnacle Geese in Jameson Land. Unpubl. ms.
- SOSSINKA, R. & J. NIEMANN (1994): Störungen von Entenvögeln durch Hubschrauber nach Untersuchungen an der Weserstaustufe Schlüsselburg. *Artenschutzreport* 4: 19-21
- STOCK, M., H.-H. BERGMANN, H.-W. HELB, V. KELLER, R. SCHNIDRIG-PETRIG & H.-C. ZEHNTER (1994): Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 49-57
- WILLE, V. (1995): Störwirkungen auf das Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons* und *A. fabalis*). Diplomarbeit Univ. Osnabrück
- WILLE, V. (2000): Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen. Dissertation Univ. Osnabrück.
- WILLE, V. & H. - H. BERGMANN (in Vorb.): Auswirkungen der Bejagung auf Raumnutzung, Distanzverhalten und Aktivitätsbudget überwinternder Bläss- und Saatgänse am Niederrhein. *Vogelwelt*.
- ZUCCHI, H. (1979): Gewöhnung an Signale der innerartlichen Kommunikation beim Buchfinken *Fringilla coelebs* L. (Aves, Passeriformes, Fringillidae) unter Freiland- und Laborbedingungen. Diss. Marburg/L. 1979.

Zur Beziehung zwischen Abundanz und Habitatqualität: Fangraten territorialer Gelbbartbühlbuls *Andropadus latirostris*

Matthias WALTERT & Michael MÜHLENBERG

Zentrum für Naturschutz der Universität, Von Sieboldstr. 2, D-37075 Göttingen

Zusammenfassung

In einem Sekundärwald der Elfenbeinküste wurden für eine territoriale Population des Gelbbartbühlbuls *Andropadus latirostris* Fangraten, Wiederfangraten und biometrische Daten in einer durch Forstmaßnahmen gestörten Parzelle sowie einer unbehandelten (ungestörten) Kontroll-Parzelle, beide je 16 ha, ermittelt. Daten wurden über einen Zeitraum von 1 ½ Jahren erhoben. Die auf der Fläche erfaßte Population (Erstfangzahlen) nahm während der Untersuchung von 49 auf 59 Individuen zu, die Art war am Ende der Untersuchung die häufigste mit Japannetzen erfaßte Vogelart. Obwohl zum Zeitpunkt der höchsten Populationsdichte (Juli/August 1997) die Fangrate in der gestörten Fläche höher lag, war der Prozentsatz dort wiedergefangener Tiere, sowie das Durchschnittsgewicht signifikant niedriger. Bei wiedergefangenen Tieren fanden sich außerdem Hinweise auf eine geringere Aktionsraumgröße. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Winkers Bewegungsmodell (Winker *et al.* 1995).

Einleitung

In Umweltverträglichkeitsstudien werden häufig Vögel als Indikatoren verwendet. Neben qualitativen avifaunistischen Daten, spielen auch quantitative Angaben eine große Rolle, besonders wenn Auswirkungen von scheinbar geringen Änderungen im Habitat untersucht werden sollen. Beispielsweise werden Auswirkungen von Störungen auf Vogelfaunen von Regenwäldern häufig über Netzfangdaten abgeschätzt (z.B. Lambert 1992, Johns 1992, Holbech 1996, Dranzoa 1998). Fangraten von Unterwuchsvögeln gelten als gute Indikatoren für Habitatqualität (z.B. Wong 1985). Hohe Populationsdichte/Fangrate wird dabei mit guter, niedrigere Abundanz aber mit schlechter Habitatqualität gleichgesetzt (Lambert 1992, Johns 1992).

Daß es jedoch Ausnahmen von dieser Regel gibt, wurde von Winker *et al.* (1995) eindrucksvoll belegt. In einem einfachen graphischen Modell beschreiben die Autoren die Habitatnutzung territorialer Arten bei hohen Dichten im Verhältnis zur Verfügbarkeit von Optimalhabitaten. Sie

belegen anhand eines Beispiels, daß Fangraten mit Habitatqualität auch invers korrelieren können (s.u.). Wir fanden Hinweise auf die Gültigkeit dieses Modells anhand einer Population des Gelbbartbühlbuls *Andropadus latirostris* in einem Sekundärwald der Elfenbeinküste. Diese sollen im folgenden vorgestellt werden.

Winkers Bewegungsmodell

Territorialität ist das bei Vögeln verbreitetste soziale System, es wird evolutiv als ein Mechanismus angesehen, der sich aufgrund hoher intraspezifischer Konkurrenz entwickelt. Starke artspezifische Konkurrenz führt bei zunehmender Populationsdichte in der Regel dazu, daß von sozial schwächeren Individuen mehr und mehr suboptimale Habitate besetzt werden. Wie sich eine solche Situation auf Bewegungsraten auswirken kann, zeigt Abb. 1 (nach Winker *et al.* 1995). Das Diagramm zeigt die potentiellen Bewegungsmuster und Anteile territorialer Individuen von drei aneinander grenzenden Habitattypen.

pen unterschiedlicher Qualität: Im Optimalhabitat (a) sollte ein hoher Prozentsatz an Individuen territorial sein, während dieser Prozentsatz in den jeweils anderen Habitaten (b und c) entsprechend geringer sein dürfte. Im optimalen Habitat dürfte ein eher geringer Turnover an Individuen stattfinden (viele territoriale Individuen, die bodenständig sind, effektiv ihre Ressourcen nutzen und geringe Bewegungsraten aufweisen), während in weniger geeigneten Habitaten ein höherer Turnover an Individuen stattfinden sollte (wenig territorialbodenständige Individuen, viele Individuen die sich ständig auf der Suche nach geeigneteren Habitaten befinden). Bei einer solchen Konstellation

könnten Fangraten in optimalen Habitaten sogar niedriger als in sub-optimalen Habitaten sein (Habitatqualität und relative Abundanz invers korreliert). Hohe Fangraten im suboptimalen Habitat können auch durch dort seßhafte rangniedere Individuen verstärkt werden, die dazu gezwungen sind, über eine größere Fläche verteilte Ressourcen zu nutzen. Das Modell von Winker *et al.* (1995) wurde anhand von Studien an Vögeln und Kleinsäugetern (Mäuse und Hörnchen) entwickelt und soll ein allgemeines Denkmodell für das Verhalten territorialer Wirbeltiere unter hohen Dichten sein.

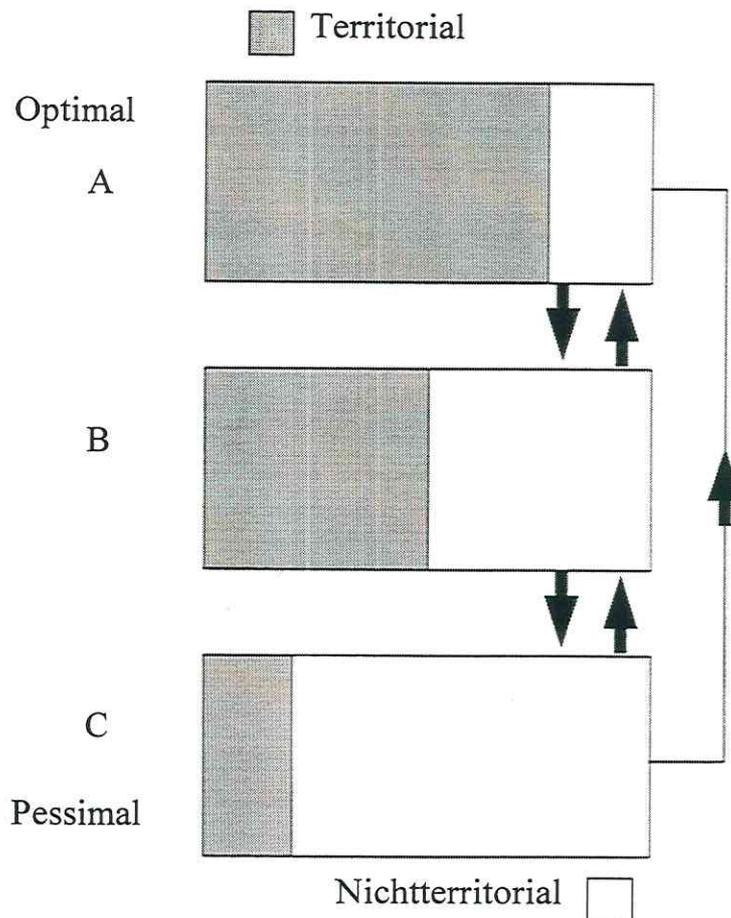


Abb.1: Modellvorstellungen über die Bewegungen nichtterritorialer Individuen zwischen (A) optimalen, (B) suboptimalen und (C) pessimalen Habitaten (aus Winker *et al.* 1995)

Untersuchungsobjekt und Methoden

Der Gelbbartbühl *Andropadus latirostris* ist ein beeren- und arthropodenfressender Bühl (Pycnonotidae) der Unterholzavifauna von afrikanischen Primär- und Sekundärwäldern (siehe Mattes & Gatter 1989, Keith *et al.* 1992, Abb. 2). Die Geschlechter können anhand des Gefieders nicht unterschieden werden. Sein Territorialverhalten wird als sehr variabel beschrieben: während männliche Gelbbartbühls in Gabun zur Ausbildung von Balzarenen (Leks) neigen und nur die unmittelbare Nestumgebung verteidigen (Brosset 1981, 1982), scheinen bisher untersuchte Populationen in Kenya, Uganda und im Oberguinea-Wald monogam und territorial zu sein (Keith *et al.* 1992, Lens *et al.* 1996, Holbech 1992). Besonders in halbimmergrünen Waldgebieten mit Holzeinschlag erreicht die Art sehr hohe Abundanzen (Holbech 1992, Dranzoa 1998).

Im Bossematié-Wald, einem halbimmergrünen Wald der Côte d'Ivoire, in dem zwischen 1960 und 1990 stark Holz eingeschlagen wurde (siehe Waltert 1999, Waltert *et al.* 1999) wurden Gelbbartbühls in zwei angrenzenden Waldparzellen mit Japannetzen erfaßt. Eine der Parzellen (behandelte Parzelle) erscheint deutlich gestört und besitzt - teilweise aufgrund einer durchgeführten Auflichtungsmaßnahme - eine deutlich lückigere Mittelschicht und stark verdichteten Unterwuchs im Vergleich zu der anderen nicht forstlich behandelten (ungestörten) Kontrollfläche. Die Netzfang-Untersuchungen wurden dem Aufwand nach standardisiert während dreier Untersuchungsperioden durchgeführt (Februar-März 1996, September-Oktober 1996, Juli-August 1997). Aufgrund der vorliegenden Mauser- und Brutfleckdaten, wird angenommen, daß die beiden letzten Untersuchungsperioden innerhalb der Brutperiode des Gelbbartbühls liegen (Waltert unveröff.). Auf jeder Parzelle wurde eine Gesamtfläche von je 16 ha mit Hilfe einer 102 m langen Netzfanganlage, bestehend aus 17 Einzelnetzen, befangen. Die Anlage wurde während

jeder Untersuchungsperiode an acht Gitterpunkten (100 m Raster) pro Untersuchungsfläche jeweils für 24 Stunden installiert. Fangorte von Gelbbartbühls wurden auf sechs Meter genau (Länge eines Einzelnetzes) notiert.

Ergebnisse

Während der drei Untersuchungs-Perioden wurden 707 Vögel (49 Arten) individuell beringt, davon 103 Gelbbartbühls. Die jeweils während einer Untersuchungsperiode erfaßte Population nahm zwischen Februar/März 1996 und Juli/August 1997 von 49 auf 59 Tiere zu. Während die Erstfang- und Wiederfangzahlen auf beiden Flächen in der zweiten Untersuchungsperiode (September-Oktober 1999) vergleichbar waren, gab es in 1997 einen proportionalen Unterschied zwischen der Anzahl gefangener Individuen und dem Anteil an Wiederfängen zwischen den beiden Teilflächen (Abb. 3): Von 31 in der Kontrollfläche präsenten Individuen waren 16 Tiere Erstfänge und 15 Wiederfänge aus der Vorjahresperiode (65 % der 23 dort in 1996 präsenten Tiere). In der forstlich behandelten Fläche wurden etwas mehr, 40 Tiere, gefangen, davon waren jedoch nur 7 Wiederfänge aus dem Vorjahr, das sind 18 %. Dieser proportionale Unterschied zwischen den Fang- und Wiederfangzahlen ist signifikant (Kreuztabelle, $\chi^2_{1FG} = 4.04$, $p = 0.044$). Da dies als Hinweis auf Unterschiede im Anteil territorialer Individuen zu werten ist, wurden auch die Gewichte der in beiden Parzellen präsenten Individuen näher untersucht. Das durchschnittliche Gewicht der in der Kontrollfläche gefangenen Gelbbartbühls lag um 1 g (Mittelwert unbehandelte Parzelle: 25,9 g, Mittelwert behandelte Parzelle: 24,9 g) höher. Auch dieser Unterschied ist signifikant (Mann-Whitney *U*-test, ein-seitiges $p = 0,016$). Einen weiteren Hinweis darauf, daß die gestörte Fläche von sub-optimaler Qualität für Gelbbartbühls ist, findet man beim Vergleich der mittleren Entfernung der Fangorte von in den jeweiligen Teilflächen wiedergefangenen Individuen. Bei geringerer Habitatqualität sollten Terri-

torieninhaber größere Aktionsräume besitzen. Wenn dies der Fall ist, sollte man auch erwarten, daß sich die mittlere Entfernung zwischen aufeinanderfolgenden Fangorten erhöht. Tatsächlich lag die mittlere Entfernung zwischen den Fangorten der in den beiden Perioden September-Oktober 1996 und Juli-August 1997 gefangenen Tiere in

der unbehandelten Kontrollfläche bei 126,8 m (n=15), in der behandelten Fläche jedoch bei 178,1 m (n=7) (Abb. 4). Obwohl dies kein statistisch absicherbarer Unterschied ist, stimmt dieser Trend mit der Annahme überein, daß die gestörte Parzelle von geringerer Qualität für die Art ist.



Abb.2: Adulter Gelbbartbühlül *Andropadus latirostris* aus dem Bossematié Wald, Côte d'Ivoire. Der deutsche Name leitet sich von den über Kinn und Kehle verlaufenden gelben Streifen ab, die bei intraspezifischen Auseinandersetzungen aufgerichtet werden können.

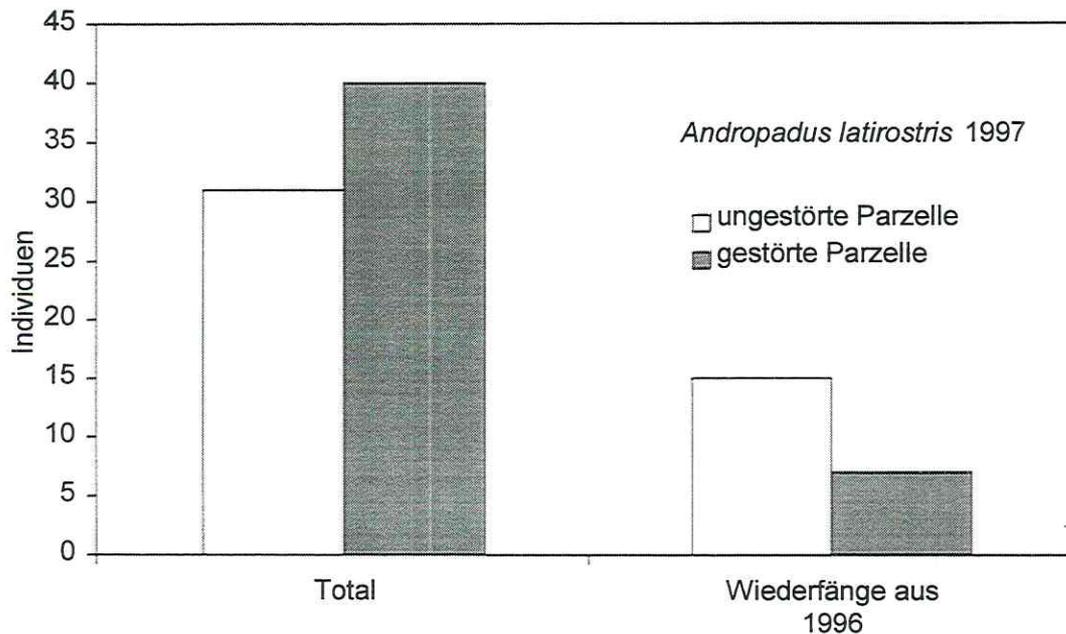


Abb. 3: Fangzahlen von *Andropadus latirostris* in zwei 16-ha Untersuchungsflächen im Sekundärwald der Elfenbeinküste während der Untersuchungsperiode Juli/August 1997.

Dargestellt sind Gesamtzahl Individuen (Total) und Anzahl wiedergefangener Individuen von jeweils 23 zuvor markierten Tieren (Wiederfänge aus 1996). Der proportionale Unterschied ist signifikant (Kreuztabelle, $\chi^2_{1FG}=4,04$, $P=0,044$).

Diskussion

Hohe Siedlungsdichten in sub-optimalen Habitaten wurden mehrfach an territorialen Kleinsäugetieren nachgewiesen (States 1976, Van Horne 1982). Bei den Besiedlern suboptimaler Habitats handelt es sich meist um juvenile oder rangniedere Tiere (Van Horne 1982). Unsere Ergebnisse an Gelbbarbühlbülis stimmen auch mit den Resultaten von Winker *et al.* (1995) überein. Diese registrierten an überwinternden Walddrosseln *Catharus mustelinus* in Störflächen gegenüber Kontrollflächen erhöhte Bewegungsraten (=Fangraten) der nichtterritorialen (sub-ordinierten) Individuen. In der Studie wurden territoriale Tiere (eingestuft anhand Telemetrie, Farbberingung, oder Wiederfangdaten) wegen möglicher Misinterpretation durch erhöhte Netzscheue aus der Analyse entfernt. Auch in unserer Studie könnte theoretisch Netzscheue Wiederfangergebnisse beein-

flussen. Daß dies der Fall war, ist jedoch unwahrscheinlich: Die Netzfanganlagen waren insgesamt nur jeweils 22 Stunden an einem Ort aufgebaut (davon schon 12 Nachtstunden), das ist halb soviel wie in vielen anderen Tropenwald-Studien nötig war, um einen signifikanten Rückgang der Fangraten zu verzeichnen. Außerdem wurden neue Netzstandorte in einem Mindestabstand von 100 m gewählt und zwischen aufeinanderfolgenden Fangperioden lagen mehrere Monate. Daß Netzscheue bei unserer Untersuchung wohl keine Rolle spielte, läßt sich auch aus der Tatsache schließen, daß die Wiederfangraten gerade in der Kontrollfläche erhöht waren, dort, wo eigentlich Netze leichter zu erkennen sein müßten, gerade wenn territoriale Tiere anwesend sind. Aufgrund dessen scheinen daher Unterschiede in der Territorialität tatsächlich vorzuliegen.

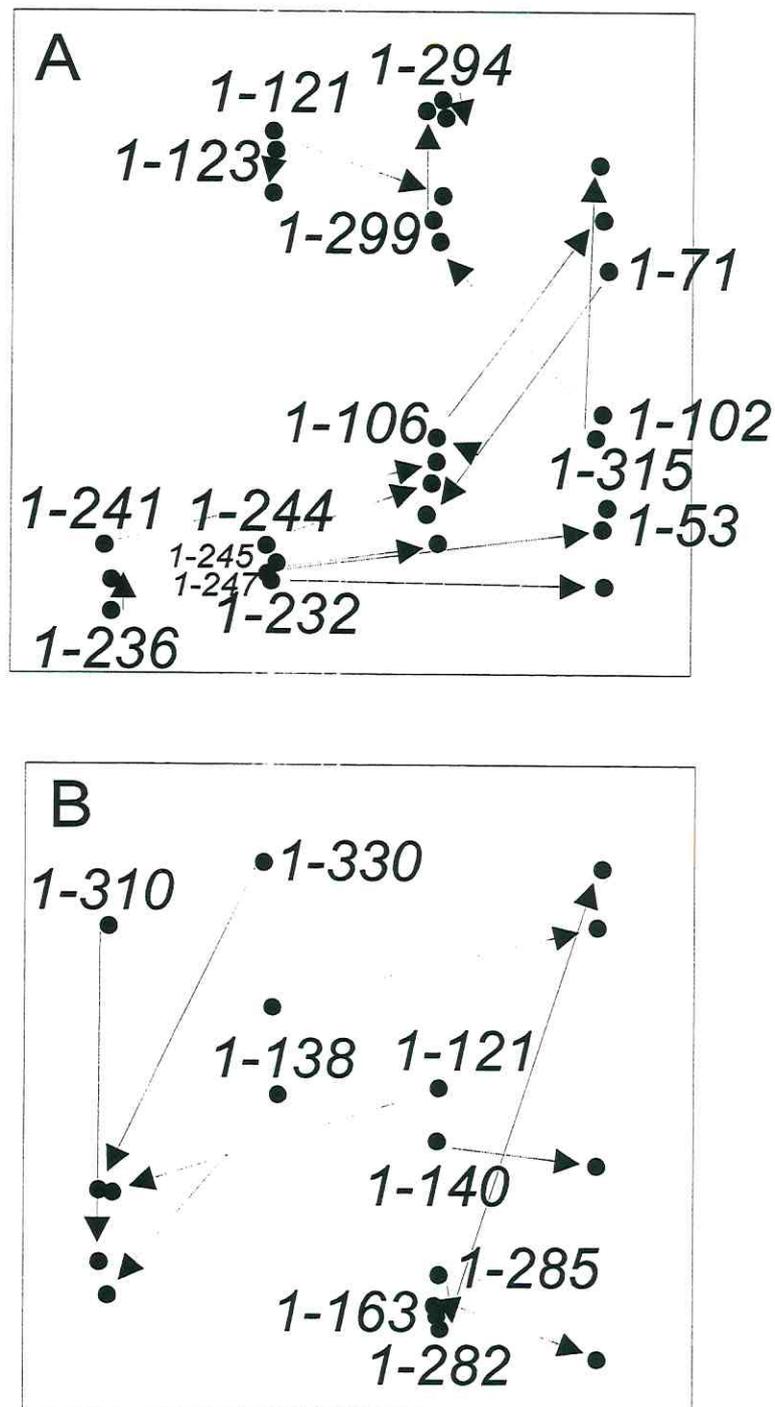


Abb. 4: Bewegungsmuster wiedergefangener Gelbbarbühlbuls *Andropadus latirostris* in (A) Kontrollparzelle (n=15) und (B) gestörter Parzelle (n=7), Netzfangdaten aus aufeinanderfolgenden Untersuchungsperioden. Netzfänge wurden mit Hilfe einer Netzfanganlage (102m) durchgeführt, Flächengröße jeweils 16 ha (je 400x400 m, je 8 Standorte) (Nummern entsprechen Ringnummern).

Über mögliche Ursachen für die unterschiedlichen Eignung der untersuchten Waldparzellen läßt sich derzeit nur spekulieren. In unserem Fall spielt möglicherweise interspezifische Konkurrenz eine Rolle (z.B. Robinson & Terborgh 1995). Ein im Habitat ebenfalls häufiger *Andropadus* Bülbül ist der Grünbülbül *A. virens*. Dieser ist morphologisch ähnlich, hat etwa die gleiche Größe, ein ähnliches Nahrungsspektrum (Früchte und Insekten) und nutzt ebenfalls die unteren Wald-Straten (Gatter 1998). Im Gegensatz zum Gelbbarbülbül ist er auch in der Lage, im weitgehend waldfreien Kulturland der Waldzone überlebende Populationen zu bilden (siehe auch Gatter 1998, Kofron & Chapman 1995). Er besiedelt im Untersuchungsgebiet vor allem offenere, lückigere Vegetation, wie manuell aufgelichtete Forstplantagen oder Wegränder in hoher Dichte. In der forstlich behandelten Parzelle überschneidet sich das Vorkommen beider Arten. Bei *Andropadus* Arten scheint tatsächlich interspezifische Konkurrenz Habitatwahl zu beeinflussen: so besiedelt *Andropadus virens* im Bereich des Lama-walds/Benin, wo der Gelbbarbülbül fehlt (Waltert & Mühlenberg 1999), auch weitgehend geschlossene Waldflächen. Fundierte Daten über interspezifische Interaktionen zwischen den beiden Arten existieren bisher jedoch nicht. Auch über andere wichtige Habitatfaktoren (Nahrung, Nahrungssubstrat, Nistplatz, etc.) kann leider nur spekuliert werden, da die Aut-Ökologie afrotropischer Waldvögel erst in Ansätzen bearbeitet ist.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden gefördert von der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) mit Unterstützung der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW). Für die Kooperation vor Ort danken wir der SODEFOR, vor allem Herrn Gbanzai, sowie den Herren Dr. H.-J. Wöll, Dr. H. Fickinger und Dr. W.E. Waitkuwait. Beim Netzfang behilflich waren Heleen Fermon, Walter Jetz, Aka Kouadio, Fane Adama sowie Karim.

Literatur

- Brosset, A. (1981): Occupation du milieu et structure d'une population du bulbul forestier *Andropadus latirostris* (Pycnonotidae). *L'Oiseau et R.F.O.* **51**: 115-125.
- Brosset, A. (1982): The social life of the African Forest Yellow-whiskered Greenbul *Andropadus latirostris*. *Z. Tierpsychol.* **60**: 239-255.
- Dranzoa, C. (1998): The avifauna 23 years after logging in Kibale National Park, Uganda. *Biodiversity and Conservation* **7**: 777-797.
- Gatter, W. (1998): *Birds of Liberia*. Pica Press, Mountfield. 320 pp.
- Holbeck, L.H. (1992): *Effects of selective logging on a rainforest bird community in western Ghana*. Masterarbeit, Universität Kopenhagen.
- Holbeck, L.H. (1996): *Faunistic diversity and game production contra human activities in the Ghana high forest zone with reference to the Western Region*. Dissertation Universität Kopenhagen.
- Johns, A.D. (1992): Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Phil. Trans. R. Soc. Londo.* **B 335**: 437-442.
- Keith, S., Urban, E.K. & Fry, H.C. (1992): *Birds of Africa, Vol.4*. London, Academic Press.
- Kofron, C.P. & Chapman, A. (1995): Deforestation and bird species composition in Liberia, West Africa. *Trop. Zool.* **8**: 239-256.
- Lambert, F.R. (1992): The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Phil. Trans. R. Soc. London.* **B 335**: 443-457.
- Lens, L., Nasirwa, O., Nemeth, E. & Bennun, L. (1996): Response to simulated intrusions by territorial Yellow-whiskered Greenbuls *Andropadus latirostris*. *Ibis* **138**: 561-563.
- Mattes, H. & Gatter, W. (1989): Jahresperiodik und Biometrie von *Andropadus latirostris* Strickland (Aves: Pycnonotidae) in Liberia. *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A* **429**: 1-10.
- Robinson, S.K. & Terborgh, J. (1995): Interspecific aggression and habitat selection by Amazonian birds. *J. Animal Ecol.* **64**: 1-11.
- States, J.B. (1976): Local adaptations in chipmunk (*Eutamias amoenas*) populations and evolutionary potential at species borders. *Ecol. Monogr.* **46**: 221-256.
- Van Horne, B. (1982): Niches of adult and juvenile deer mice (*Peromyscus maniculatus*) in seral stages of coniferous forest. *Ecology* **63**: 92-103.
- Waltert, M. (im Druck): Forest management and the distribution of understorey birds in the Bossematié

- Forest, Ivory Coast. Proceedings of the 9th Panafriean Ornithological Congress 1996, Accra, Ghana. *Ostrich (Suppl.)*.
- Waltert, M. & Mühlenberg, M. (1999): Notes on the avifauna of the Noyau Central, Forêt Classée de la Lama, Republic of Benin. *Malimbus* 21: 82-92.
- Waltert, M., Yaokokoré-Beibro, K.H., Mühlenberg, M. & Waitkuwait, W.E. (1999): Preliminary check-list of the birds of the Bossematié area, Ivory Coast. *Malimbus* 21: 93-109.
- Winker, K.; Rappole, J.-H.; Ramos, M.-A. (1995): The use of movement data as an assay of habitat quality. *Oecologia* 101: 211-216.
- Wong, M. (1985): Understory birds as indicators of regeneration in a patch of selectively logged West Malaysian rain forest. In: *Conservation of Tropical Forest Birds, ICBP Tech. Pub. No. 4* (A.W. Diamond und T.E. Lovejoy, Hrsg.) S. 249-263. Cambridge: ICBP/Birdlife International.

Prädationsraten an Vogelnestern in Hecken

Andreas BARKOW* **, Franz BAIRLEIN** & Michael MÜHLENBERG*

* Zentrum für Naturschutz, Universität Göttingen, Von-Siebold-Str.2, 37075 Göttingen

** Institut für Vogelforschung 'Vogelwarte Helgoland', An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven

Einleitung

Vor dem Hintergrund der Bewertung von Habitaten aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung als Lebensstätte und Reproduktionsraum für Vögel, ist die Kenntnis brutökologischer Zusammenhänge in einzelnen Biotoptypen von elementarem Wert (z.B. BAIRLEIN 1996, GRAJETZKY 1993). Prädation wirkt auf demographische Prozesse und wird u.a. von Habitatstrukturen (SUAREZ et al. 1997, MARTIN & ROPER 1988) und von der Dichte der potentiellen Beute beeinflusst (MARINI & WEALE 1997, HOI & WINKLER 1994). Übertragen auf das Habitat Hecke, als eine lineare Gehölzstruktur mit relativ hoher Besiedlungsdichte durch Vögel (z.B. KUJAWA 1997, FLADE 1994, PUCHSTEIN 1980), sollte hier ein vergleichsweise hoher Prädationsdruck auf Vogelnester zu erwarten sein.

Die in dieser Studie behandelten Fragen lauten:

- Wie hoch ist der Prädationsdruck auf Vogelnester in Hecken?
- Inwieweit wird der Bruterfolg dadurch vermindert?
- Gibt es artspezifische Unterschiede bezüglich Prädation und Bruterfolg?
- Auf welche Räuber sind Nestverluste zurückzuführen?
- Lassen sich räumliche Muster erkennen?

Methodik

1998 und 1999 wurden an Hecken in der Kulturlandschaft um Göttingen (Süd-Niedersachsen) brutbiologische Daten häufiger Singvögel erhoben, um Bruterfolg und Prädationsverluste zu bestimmen. Zur Ermittlung des relativen Prädationsdrucks exponierten wir 252 Kunstnester in etwa 0,5m Höhe mit je einem Wachteile in 42 Hecken für die Dauer einer Woche (April und Mai 1999). Zur Beschreibung der Hecken wurden folgende Parameter aufgenommen:

- Länge, Breite und Krautsaum der Hecke [m];
- Überhälter [Anzahl auf 100m];
- Doppelhecke, Heckenverbund [ja/nein; m];
- Siedlungsnähe, Waldnähe [m];
- Wegedichte, Heckendichte [m/ 10ha];
- Heckenzustand [geschlossen, lückig, stark lückig in %];
- Angrenzende Nutzung: Acker, Brache, (Wiese, Weide, Wald) [%].

Zur Feststellung von Beziehungen zwischen den aufgeführten unabhängigen Variablen mit der abhängigen Variablen 'Anzahl ausgeraubter Nester' wurde eine Diskriminanzanalyse durchgeführt. Die Ermittlung der Nesträuber verlief über die Kopplung von Kameras mit den in den Kunstnestern ausgelegten Eiern. Zu diesem Zweck wurden zusätzliche Kunstnester aufgestellt, die nicht in die quantitative Analyse eingingen. Die Kameras kamen während der gesamten Brutperiode zum Einsatz.

Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum wurden 169 Nester gefunden. Der über alle Arten gemittelte Bruterfolg (mind. 1 Jungvogel flügge) liegt bei 26%. Der Anteil nachweislich ausgeraubter Nester beträgt 52%. Amsel und Singdrossel haben 8,3 (n=24) bzw. 11,8% (n=17) Bruterfolg bei Prädationsraten von etwa 80 bzw. 70% (Weitere Nester gehen durch andere Ursachen verloren). Nach einer einfachen Populationsberechnung, unter Berücksichtigung der Mortalität von Adulten und Juvenilen im Verlauf eines Jahres (Literaturwerte), würde der Bestand der Amseln und Singdrosseln auf 70% des Vorjahres absinken.

Der 1999 erzielte Bruterfolg der Goldammer (28%, n=18) reicht trotz einer Prädationsrate von 61% aus, um mit durchschnittlich 1,17 ausgeflogenen Jungvögeln pro Nest die vorgefundene Populationsgröße im Folgejahr zu erhalten.

Von den Kunstnestern wurden 74% innerhalb der jeweils einwöchigen Expositionszeit ausgeraubt. Als Prädatoren an Kunstnestern haben Elster und Eichelhäher einen Anteil von über 90% (Tab.1). Im April und Mai treten vor allem Elstern (70%) in Erscheinung, während Eichelhäher im Juni und Juli die meisten Nester ausfressen (77%).

Die Analyse des Einflusses der Heckenparameter auf den Verlust von Wachteleiern in den Kunstnestern erbrachte folgendes Ergebnis (Diskriminanzanalyse mit $F(4,36)=3,288$; $p<0,0214$; 63,4% der Fälle klassifiziert):

- Die Nester in den Hecken werden mit erhöhter Wahrscheinlichkeit ausgeraubt, wenn
- die Hecke von einem dichten Wegenetz umgeben ist;
- die Hecke isoliert steht (Parameter Waldnähe korreliert negativ);
- die Entfernung zur nächsten Siedlung gering ist;
- der Anteil von Brache als angrenzende Nutzungsform gering ist.

Tab.1: Durch Fotos dokumentierte Entnahme von Wachteleiern an Kunstnestern zwischen April und Juli 1999 in der Heckenlandschaft um Göttingen.

Art	April und Mai	Juni und Juli	Anteil gesamt
Elster	14	3	52 %
Eichelhäher	4	10	42 %
Feldsperling	1	-	3 %
Iltis	1	-	3%
Summe	20	13	



Abb. 1: Reich strukturierte Kulturlandschaft bei Göttingen, mit Hecken und Waldrand in Winterweizen und Bracheflächen. (Foto: Barkow)



Abb. 2: Eichelhäher frißt Wachtelei aus exponiertem Kunstnest, Göttingen 1999. (Foto: Barkow)

Diskussion

Der Prädationsdruck auf Nester offen brütender Vogelarten ist in Hecken sehr hoch. Über die Hälfte aller kontrollierten Nester wurden ausgeraubt, wobei für Amsel und Singdrossel der Verlust noch weit höher liegt. Der geringe Bruterfolg dieser frühbrütenden Waldarten ist auf einen ausgesprochen hohen Prädationsdruck zu Beginn der Brutperiode zurückzuführen. Später brütenden Arten, wie z.B. der Goldammer, gelingt es, ausreichend Nachkommen grosszuziehen, um ihre Bestandsgröße bei durchschnittlicher Mortalität für das folgende Jahr zu halten. Nester sind zu Beginn der Brutperiode in Hecken schlechter zu verstecken (v.a. aufgrund noch fehlender Vegetationsentwicklung krautiger Pflanzen und spät einsetzender Beblätterung der Sträucher), als im Mai oder Juni. Drosseln brüten auch in den Feldhecken regelmäßig bereits im April. Über 95% dieser 'Aprilnester' gehen verloren. Auch bei der Goldammer ist die zweite Brut erfolgreicher. LILLE (1996) findet in einer vierjährigen Studie in der ersten Brutphase der Goldammer (Median am 23. Mai) 1,2 und bei der zweiten Brut 2,3 flügge Junge pro Nest ($n=50$), obwohl die Gelege der ersten Brut größer sind (4,1 zu 3,7 Eier pro Nest). Vor allem die früh angelegten Bodennester sind von Prädation und Witterungseinflüssen betroffen (LILLE 1996).

Prädation vermindert den Bruterfolg von Heckenbrütern in starkem Maße, was jedoch von Arten der halboffenen Kulturlandschaft kompensiert werden kann, wohingegen der Bruterfolg von Singdrossel und Amsel zu gering ist, um eine angenommene Heckenvogelpopulation zu erhalten. Diese Arten sind auf Zuwanderung angewiesen.

Die im Experiment mit den Kunstnestern ermittelte Prädationsrate liegt etwa in der Größenordnung der beobachteten Nestverluste durch Räuber. Die Bedeutung der Studien mit Kunstnestern liegt aber ohnehin in dem Vergleich von Prädationsraten zur Beschreibung von Prädationsmustern oder zur Unterscheidung mehr oder weniger prädationsgefährdeter Strukturen. Aus

den an Kunstnestern gemachten Fotos folgt, dass die hier präsentierten Resultate auf Elster und Eichelhäher (70% bzw. 20% Anteil im April und Mai) als Hauptprädatoren zu beziehen sind. Somit können die Ergebnisse des Experiments in der Kenntnis der Räuber interpretiert werden.

Alle in der Analyse als relevant auftretenden Parameter heben die Bedeutung der Umgebung der Hecke und damit deren landschaftlichen Einbettung hervor. Faktoren, die die Struktur der Hecke beschreiben, treten als Einflussgröße, für die Wahrscheinlichkeit, dass die Nester in der Hecke ausgeraubt werden, zurück.

Elstern nutzen zur Nahrungssuche in der Agrarlandschaft neben Bracheflächen bevorzugt Feldwege (eig. Beobachtungen) und erlangen darüber einen Zugang zu den im Saumbereich der Hecken aufgestellten Kunstnestern. Nester in Hecken, die in weiter Entfernung zum Wald stehen oder nicht an andere Hecken angrenzen, werden ebenfalls häufiger ausgefressen. Elstern scheinen in der Feldflur weitgehend isoliert stehende Gehölzstrukturen zu nutzen, und meiden Wald-ränder (MARTENS & HELB 1999). Diese Parameter dürften im Juni-Juli an Bedeutung verlieren, wenn vor allem Eichelhäher als Prädatoren an den Nestern auftreten, da diese aus den Wäldern kommend in die Hecken eindringen, um dort nach Beute zu suchen.

Die Nähe zur nächsten Siedlung als wichtiger Faktor dafür, dass in einer Hecke relativ mehr Nester ausgeraubt werden, entspricht Befunden, die hohe Dichten der Elster vor allem in Siedlungsbereichen feststellen (z.B. MARTENS & HELB 1999). Dieses könnte insofern Auswirkungen auf die umgebende Landschaft haben, als dass siedlungsnah gelegene Strukturen von den Elstern zur Nahrungssuche aufgesucht werden. Brachen sind die von Elstern bevorzugten Flächen zur Nahrungssuche in der Agrarlandschaft (KOOIKER & Buchow 1998, eig. Beobachtungen). Gerade im zeitigen Frühjahr konnten wir keine (!) Beobachtungen von nahrungssuchenden Elstern auf den zahlreichen Ackerflächen um Göttingen machen. So ist es denkbar, dass das Vorhandensein von

Bracheflächen indirekt Vogelbruten schützt, weil die Elstern nicht auf konzentrierte Nahrungssuche in oder entlang der Hecken angewiesen sind.

Nestprädation ist ein Aspekt vieler komplexer Räuber-Beute Beziehungen, in denen nicht nur der Räuber von der Beute profitiert. Prädatoren wirken selektierend und treiben somit die Evolution der erbeuteten Arten. Ökologisch betrachtet sind diese Mechanismen weder verzichtbar noch ersetzbar und bedürfen nicht der Regulation von außen.

Dank

Bei der Durchführung der Feldarbeiten zu dieser Studie haben Anna Fellechner, Imme Dirks, Silke Mallorni, Petra Hülper, Katrin Lehmann, Thomas Klüter, Werner Piper, Ulrike Köhler, Eckhard Gottschalk, Angie Görlich, Uli Gottschalk, Thomas Schäfer, Frank Wichmann und Siemone Anders mitgeholfen. Vielen Dank für euer Engagement. Für Unterstützung bei der Auswertung der Daten ist Stefan Suchi besonders zu danken.

Die Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt durchgeführt.

Literatur

- Bairlein, F. (1996): Ökologie der Vögel: Physiologische Ökologie - Populationsbiologie - Vogelgemeinschaften - Naturschutz. G. Fischer Verlag
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, 879S.
- Grajetzky, B. (1993): Bruterfolg des Rotkehlchens *Erithacus rubecula* in Hecken. Vogelwelt 114: 232-240
- Hoi, H. & Winkler, H. (1994): Predation on nests: a case of apparent competition. *Oecologia* 98: 436-440
- Kooiker, G. & Buchow C. V. (1999): Die Elster - Ein Rabenvogel im Visier. Aula-Verlag Wiebelsheim, 144S.
- Kujawa, K. (1997): Relationships between the structure of mid-field woods and their breeding bird communities. *Acta Orn.* 32: 175-184
- Lille, R. (1996): Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 150S.
- Marini, M.A. & Weale, M.E. (1997): Density- and frequency-dependent predation of artificial bird nests. *Biol. J. for the Linnean Society*
- Martens, J. & Helb, H.W. (1999): Wissenschaftliche Begleituntersuchung an Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) in Rheinland-Pfalz. *Pollichia-Kurier* 15(1): 6-10
- Martin, T.E. & Roper, J.J. (1988): Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit Thrush. *The Cooper Ornithological Society* 90: 51-57
- Puchstein, K. (1980): Zur Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft mit einer ornithologischen Bewertung der Knickstrukturen. *Corax* 8: 62-106
- Suarez, A.V., Pfennig, K.S. & Robinson, S.K. (1997): Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. *Conserv. Biol.* 11: 928-935

Prädation auf Wiesenbrüter in Brandenburg: Untersuchungsmethoden und erste Ergebnisse

Jochen BELLEBAUM

Goethering 18, 16303 Schwedt/Oder

Einleitung

Seit den 1980er Jahren werden zahlreiche Feuchtgrünlandgebiete in Deutschland extensiv genutzt, um die typische Fauna und Flora dieser Gebiete zu erhalten. Trotzdem hält der Bestandsrückgang vieler Wiesenvögel an (Nehls 1996, Woike 1999). Als wichtigste Ursache für ihren Bestandsrückgang in Europa gilt der zu geringe Bruterfolg (Beintema et al. 1995).

In den 1990er Jahren wurde verstärkt über Verluste durch Prädatoren diskutiert. Neben den schon traditionellen Forderungen nach Bekämpfung von Raben- bzw. Nebelkrähe (*Corvus corone*; hierzu Mäck et al. 1999) fordern manche Autoren die Bekämpfung des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*; Litzbarski 1998). Die Notwendigkeit und Wirksamkeit der empfohlenen, meist jagdlichen Maßnahmen wird aber noch kontrovers diskutiert (Steiof & Altenkamp 1999, Litzbarski & Litzbarski 1999). Die Rolle von Prädatoren ist in Brandenburg von besonderem Interesse, da hier mit Großtrappe (*Otis tarda*), Wachtelkönig (*Crex crex*) und Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) drei weltweit bedrohte Bodenbrüter vorkommen. Deshalb sind Untersuchungen zur Prädation in Feuchtgebieten mit unterschiedlichem Wasserregime Bestandteil eines F & E-Vorhabens zum Wiesenvogelschutz (Boye 1998).

Untersuchungsmethoden

Untersuchungen der Prädatorenbestände und der Schlupf- und Bruterfolge beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) erfolgen 1993-2000 im Naturschutzgebiet „Untere Havel Nord“ und 1998-2000 im Nationalpark „Unteres Odertal“. Es handelt sich um große Feuchtgrünlandgebiete auf Auen- und Niedermoorstandorten, die als Feuchtgebiete Internationaler Bedeutung und EU-Vogelschutzgebiete ausgewiesen sind (Zimmermann & Ryslavy 1998) und seit den 1990er Jahren durch Flächenankauf, Wiedervernässung und Extensivierung der Grünlandnutzung naturschutzgerecht entwickelt werden (Haase 1994, Vössing & Gille 1994).

Zur Ermittlung des Schlupferfolgs werden Nester während der Bebrütung gesucht und ihre Standorte möglichst unauffällig markiert. Nachdem das Gelege verlassen wurde, können Verlustursachen durch Spuren am Nest bestimmt werden (Schoppenhorst 1996, Duiven 1999). Ein Nachteil der Methode liegt darin, daß gewöhnlich nur 30-40% der ausgeraubten Gelege verwertbare Spuren aufweisen (eig. Beob., Köster et al. 2000). Viele Prädatoren tragen alle Eier weg, so daß keine Schalenreste zu finden sind. Fußspuren fehlen auf Grünland gewöhnlich. Landwirtschaftliche Arbeiten lassen dagegen immer Spuren zurück.

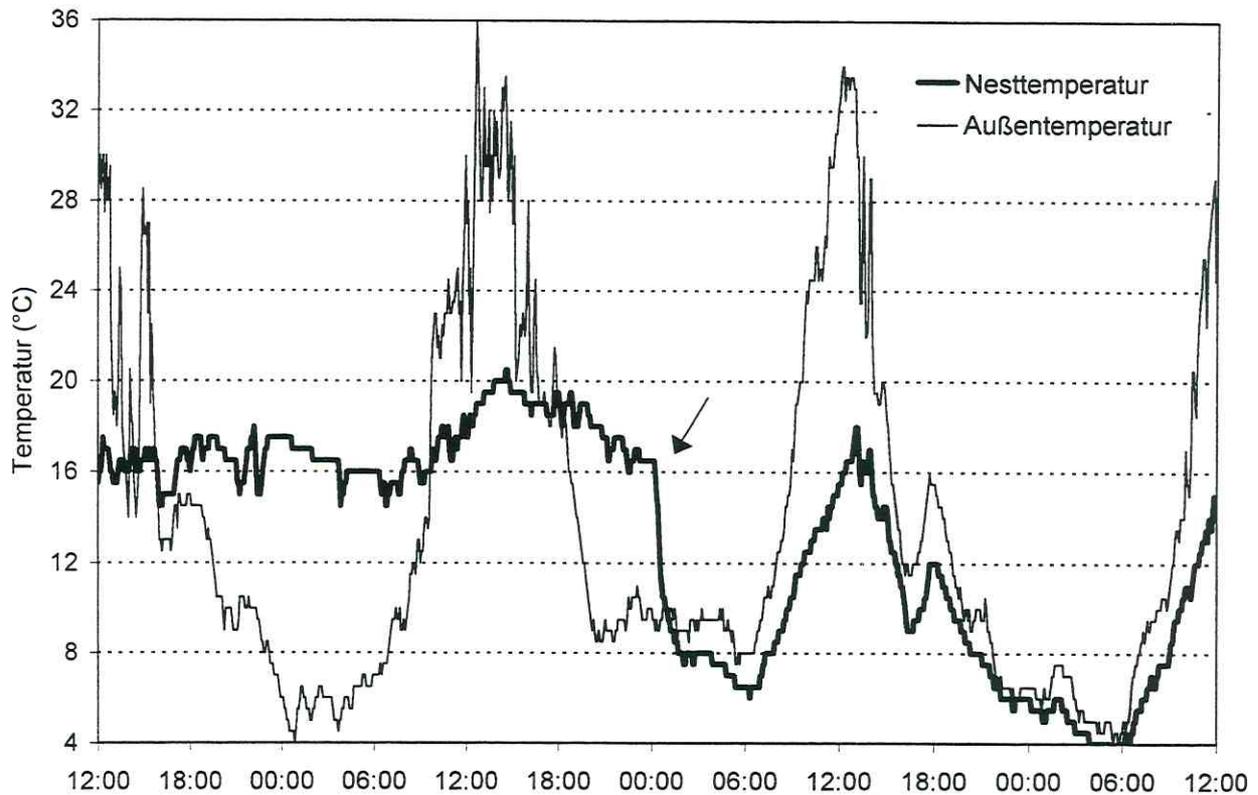


Abb. 1: Temperatur im Nest und Differenz zur Außentemperatur, ermittelt mit Thermologger (Ausschnitt einer mehrtägigen Meßreihe). Das Gelege wurde in der zweiten Nacht um ca. 0:15 Uhr ausgeraubt (Pfeil).

Eine wichtige Information liefert dann der Verlustzeitpunkt, der sich durch kontinuierliche Messung der Nesttemperatur feststellen läßt. Dazu wird ein Temperaturfühler in der Nestmulde unter den Eiern platziert. Ein angeschlossener Datalogger zeichnet in Abständen die Temperatur auf („Thermologger-Methode“). Wenn das Gelege verlassen wird, werden anstelle der relativ konstanten Nesttemperatur Werte gemessen, die dem Tagesgang der Außentemperatur entsprechen (Abb. 1). Da Kiebitze nach Teilverlusten die übriggebliebenen Eier häufig weiter bebrüten (eig. Beob.), ist zu diesem Zeitpunkt das letzte Ei geraubt oder der brütende Vogel geschlagen worden. Nächtliche Verluste ohne Zerstörung der Nestmulde sind zweifelsfrei Raubsäugern (*Carnivora*) zuzuschreiben. Während der hellen Tagesstunden kommen dagegen sowohl Vögel als auch teilweise tagaktive Raubsäuger wie

Fuchs und Hermelin (*Mustela erminea*) als Prädatoren infrage. Eine Bestimmung des Prädatoren ist auch mit der Thermologgermethode nur anhand von Schalenresten möglich. Genauere Daten zum Anteil einzelner Prädatorenarten und zum möglichen Auftreten verschiedener Prädatoren am selben Nest sind nur durch eine kontinuierliche Videoüberwachung der Gelege zu erhalten (Blühdorn mündl.). Wegen des größeren Aufwandes wird diese Methode in Brandenburg nicht angewandt.

Um Verlustraten zwischen Jahren oder Gebieten vergleichen zu können, ist die Berechnung der täglichen Überlebensrate nach Mayfield (1961) mit einer ausreichenden Stichprobengröße nötig (Beintema et al. 1995).

Ergebnisse

Die Gelegeverluste durch Prädatoren sind in beiden Gebieten mindestens in einigen Jahren so hoch, daß die Reproduktion zum Selbsterhalt einer Brutpopulation ohne Zuwanderung noch nicht ausreicht (Bellebaum in Vorb.).

Nach Nestspuren überwiegen die durch unbestimmbare Prädatoren verlorenen Gelege (Abb. 2). Mit der Thermologgermethode konnte dagegen im Unteren Odertal in 7 von 10 Fällen der Gelegeraub auf Raubsäuger zurückgeführt werden (Abb. 3), wobei an keinem der untersuchten Gelege ausreichende Schalenreste zur Bestimmung des Prädators gefunden wurden. Faßt man alle Gelege zusammen, sind 1999 im Unteren Odertal 14 Gelege durch Füchse und andere Raubsäuger, aber nur drei nachweislich durch Rabenvögel verlorengegangen. Indirekt läßt sich die Bedeutung von Raubsäufern für Gelegeverluste auch durch den Vergleich mit Kleinsäugerbeständen feststellen. Zyklische Schwankungen v.a. der Feldmaus (*Microtus arvalis*) können mittelbar den Bruterfolg von Bodenbrütern beeinflussen, wenn Raubsäuger bei einem Zusammenbruch der Feldmauspopulation vermehrt Vögel und Gelege als Alternativbeute nutzen (vgl. Marcström et al. 1988). Dieser Zusammenhang zwischen Kleinsäufern und Prädation ließ sich auch an der Unteren Havel feststellen (Tab. 1; Bellebaum et al. in Vorb.).

Diskussion

Der Einsatz künstlicher Gelege zur Bestimmung von Prädationsraten und Prädatoren ergibt überwiegend Artefakte, insbesondere sind Rabenvögel als Prädatoren überrepräsentiert (Willebrand & Marcström 1988, Major & Kendal 1996). Deshalb kann der Einfluß einzelner Prädatorenarten nur anhand echter Gelege ermittelt werden. Die Gelege des Kiebitzes eignen sich dazu besonders, da dessen Bestände im Gegensatz zu Rückgängigen in der umliegenden Agrarlandschaft in den brandenburgischen Schutzgebieten stabil sind (Ryslavý et al. 1999) und einzelne Nestkontrollen gewöhnlich nicht zum Verlassen der Gelege führen.

Die Kontrolle von Nestern ohne technische Hilfsmittel wie Thermologger ermöglicht Aussagen über die Höhe der Gelegeverluste und die Anteile von Verlusten durch Landwirtschaft einerseits und Prädation andererseits. Zur Bestimmung der beteiligten Prädatorenarten reicht sie jedoch nicht aus. Andererseits sind große Stichproben für eine zuverlässige Berechnung der Schlupferfolge nötig (Beintema et al. 1995). Für eine bezahlbare, aber verlässliche Feststellung der Bruterfolge und eine erste Eingrenzung der Verlustursachen in der Betreuung von Schutzgebieten empfiehlt sich deshalb, den Einsatz von Thermloggern an ausgewählten Nestern mit einer Kontrolle von möglichst vielen weiteren Gelegen zu kombinieren.

Tab. 1: Tägliche Überlebensrate von Kiebitzgelegen nach Mayfield (p) in Abhängigkeit von Bestandsschwankungen der Feldmaus (nach Analysen von Gewöllen der Schleiereule *Tyto alba*) im NSG „Untere Havel Nord“ 1997-1999.
Zur Berechnung der Überlebensrate (nach Beintema & Müskens 1987) wurden Verluste durch Rabenvögel oder Landwirtschaft nicht berücksichtigt.

Jahr	Anzahl Wirbeltiere in Gewöllen	Biomasseanteil <i>Microtus arvalis</i>	Anzahl Gelege	p -Wert \pm sd
1997	674	53 %	37	0,955 \pm 0,0098
1998	164	63 %	36	0,964 \pm 0,0092
1999	355	72 %	36	0,966 \pm 0,0082

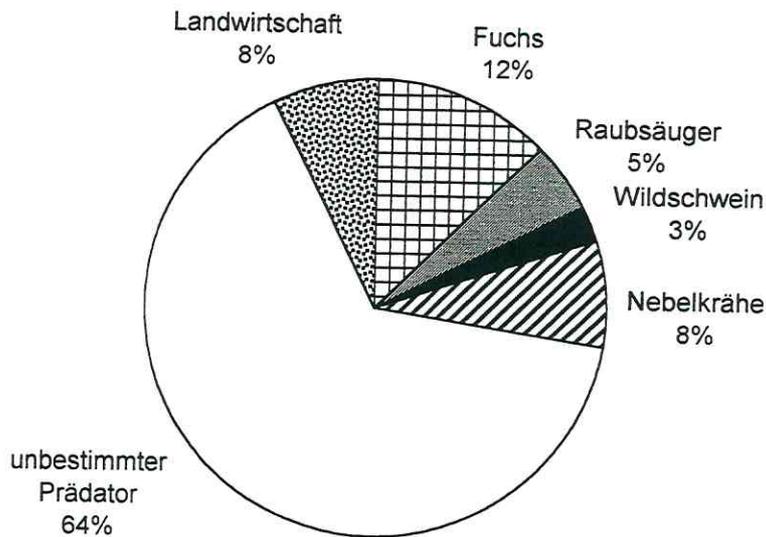


Abb. 2: Verlustursachen von 40 Kiebitzgelegen nach Spuren am Nest im Nationalpark „Unteres Odertal“ 1999.

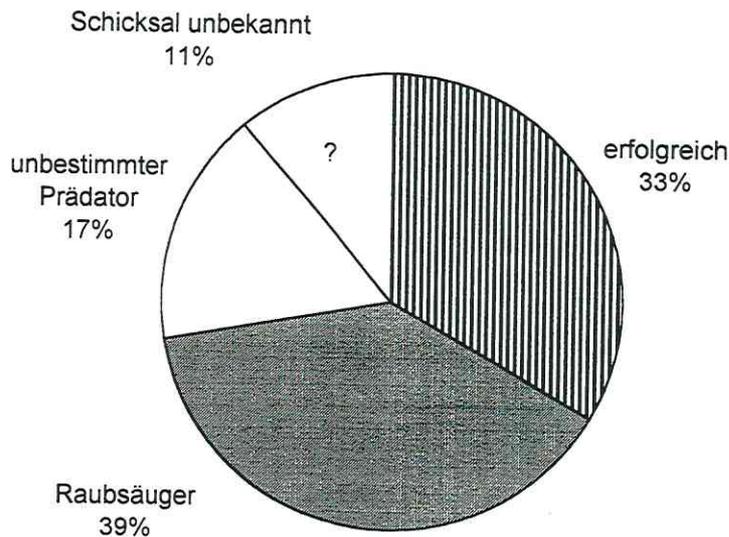


Abb. 3: Schicksal von 18 Kiebitzgelegen, die mit Thermloggern überwacht wurden, im Nationalpark „Unteres Odertal“ 1999.

Die Mehrzahl der Gelegeverluste durch Prädatoren geht in Brandenburg offensichtlich auf Raubsäuger zurück, der Einfluß von Rabenvögeln ist deutlich geringer. Dasselbe stellten schon Beintema & Müskens (1987) für die Niederlande fest. Andere Studien zeigen, daß Rabenvögel

auch bei hoher Siedlungsdichte nur einen geringen Anteil an Gelegeverlusten haben, so daß sich aus der Anzahl bestimmter Prädatoren keinesfalls einfach auf ihren Anteil an den Gelegeverlusten schließen läßt (Eikhorst & Bellebaum in Vorb., Köster et al. 2000).

Die stabilen Kiebitzbestände in den beiden Untersuchungsgebieten (bei gleichzeitigem Rückgang außerhalb) und das regelmäßige Auftreten von Ersatzgelegen belegen erste Erfolge der 1991 ergriffenen Schutzmaßnahmen durch Wiedervernässung und Vertragsnaturschutz (Bellebaum unveröff.). Auch die Gelegeverluste durch Landwirtschaft konnten in den Schutzgebieten bereits erheblich vermindert werden. Die Gebiete sind jedoch bisher keine sicheren Überschuß (Source-)Habitats, was zur langfristigen Stabilisierung der Brutbestände nötig ist (Beintema 1991). Um dies in Zukunft zu erreichen, ist die genaue Kenntnis der Verlustursachen eine wichtige Voraussetzung.

Ob eine Fuchsreduzierung mit jagdlichen Methoden möglich ist, ist zweifelhaft (Kaphegyi 1998, Mooij 1998), zudem widerspricht eine intensive Fuchsbejagung zur Zug- und Brutzeit von Wasservögeln häufig den Schutzzielen. Dies gilt auch für die Untersuchungsgebiete. Die Bestände der übrigen Raubsäuger sind durch jagdliche Methoden noch weniger zu beeinflussen. Welche Maßnahmen zur Sicherung ausreichender Bruterfolge notwendig sind, läßt sich am besten durch den mehrjährigen Vergleich von Bruterfolgen, Verlustursachen und Raubsäugerdichten in unterschiedlich genutzten Feuchtgebieten herausfinden.

Danksagung

Die Untersuchungen im Unteren Odertal sind Teil eines F & E-Vorhabens des Bundes, betreut vom Bundesamt für Naturschutz, und erfolgen im Auftrag des Landesbundes für Vogelschutz (LBV) und der Nationalparkverwaltung „Unteres Odertal“. Für Unterstützung bei der Feldarbeit danke ich W. Dittberner und S. Fischer.

Literatur

- Beintema, A.J. (1991): What makes a meadow bird a meadow bird? Wader Study Group Bulletin 61, Supplement: 3-5.
- Beintema, A.J., O. Moedt & D. Ellinger (1995): Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels. Haarlem.
- Beintema, A.J. & G.J.D.M. Müskens (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Boye, P. (1998): Wachtelkönig, Uferschnepfe, Erdmaus und Rotfuchs – Über die Ziele, Inhalte und Perspektiven eines BfN-Forschungsprojektes zum Wiesenvogelschutz. *Ber. Vogelschutz* 36: 137-139.
- Duiven, A.G. (1999): Weidevogels en predatie. Land-schapsbeheer Nederland, Utrecht.
- Haase, P. (1994): Die Entwicklung der Landnutzung an der Unteren Havel. *Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg* 3 (4) – 4 (1): 4-11.
- Kaphegyi, T.A.M. (1998): Fuchsreduktion zum Schutz gefährdeter Waldhühnerpopulationen im Schwarzwald: eine sinnvolle Managementmaßnahme? *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* 1: 102-108.
- Köster, H., G. Nehls & K.-M. Thomsen (2000): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitz in Schleswig-Holstein. *Corax* 18: im Druck.
- Litzbarski, H. (1998): Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. *Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg* 7: 92-97.
- Litzbarski, B. & H. Litzbarski (1999): Entgegnung zu "20 Jahre Artenschutz für die Großstrappe *Otis tarda* in Brandenburg - eine kritische Bilanz". *Vogelwelt* 120: 173-183.
- Mäck, U., Jürgens, M.-E., Boye, P., Haupt, H. (1999): Aaskrähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in Deutschland. *Natur u. Landschaft* 74: 485-493.
- Major, R.E. & C.E. Kendal (1996): The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298-307.
- Marcström, V., R.E. Kenward & E. Engren (1988): The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *J. Anim. Ecol.* 57: 859-872.
- Mayfield, H. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- Mooij, J.H. (1998): Zum Einfluß von Biotopeignung und Prädatoren auf die Bestände einiger Niederwildarten. *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.* 23: 161-178.
- Nehls, G. (1996): Der Kiebitz in der Agrarlandschaft - Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. *Ber. Vogelschutz* 34: 123-132.
- Ryslavý, T., E. Hoffmann & P. Haase (1999): Naturschutzfachliche Bewertung der Wiesenbrüterförderung im Land Brandenburg. In: *Berichte aus der Arbeit 1998 - Jahresbericht des Landesumweltamtes Brandenburg*: 48-54.

- Schoppenhorst, A. (1996): Methodik zur Erfassung der Bruterfolge ausgewählter Wiesenbrüter im Bremer Raum im Rahmen eines integrierten Populationsmonitorings. Bremer Beitr. Naturkunde u. Naturschutz 1: 19-26.
- Steiof, K. & R. Altenkamp (1999): 20 Jahre Artenschutz für die Großstrappe *Otis tarda* in Brandenburg - eine kritische Bilanz. Vogelwelt 120: 163-172.
- Vössing, A. & H. Gille (1994): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Unteres Odertal, Brandenburg. Natur u. Landschaft 69: 323-331.
- Willebrand, T. & V. Marcström (1988): On the danger of using dummy nests to study predation. Auk 105: 378-379.
- Woike, M. (1999): Feuchtwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen: Standortbestimmung und Perspektiven. LÖBF-Mitteilungen 1999 (3): 83-90.
- Zimmermann, F. & T. Ryslavy (1998): Europäische Vogelschutzgebiete in Brandenburg – Einführung. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg 7: 167-168.

Einfluß des Verhaltens auf Monitoringmethoden: Beispiele an Wirbeltieren in Westafrika¹

Michael MÜHLENBERG & Matthias WALTERT

Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, Von Siebold Str. 2, D-37075 Göttingen

Zusammenfassung

Der Status von Populationen kann nur dann eingeschätzt werden, wenn ihre Populationsdynamik bekannt ist. Die Erfassung von Trends verlangt eine möglichst präzise Bestimmung der Populationsgröße im Verlaufe mehrerer Jahre. Lange Beobachtungsreihen können aber nur von lokalen Personalkräften durchgeführt werden. Wir haben mit antrainierten Dorfbewohnern in der südöstlichen Elfenbeinküste mit Unterstützung durch die GTZ und ihrem Partner SODEFOR (Forstbehörde) ein "community-based biomonitoring" zur Erfassung von rund 50 Vogel- und Säugerarten etabliert, von dem wir nun seit 5 Jahren eine lückenlose Erfassung der Populationsdichten erhalten. Als Programm zur Auswertung benutzen wir "Distance Sampling". Obwohl dieses Programm die eingegebenen Beobachtungsdaten mühelos verrechnet, sind sowohl für die Eingabe von Daten als auch für die Interpretation der Ergebnisse Kenntnisse über die Biologie der behandelten Arten notwendig. Es werden Beispiele angeführt, in denen das saisonale Aktivitätsmuster, regionales Zugverhalten und Beobachter-Einflüsse zu einer Über- oder Unterschätzung der wahren Populationsdichte führen. Wenn das Verhalten der Monitorarten berücksichtigt wird, liefert Distance Sampling überprüfbare, sehr wertvolle Daten über die Populationsentwicklung, die mit anderen Methoden bei vergleichbarem Aufwand nicht in gleicher Qualität erreicht werden können.

Einleitung

Der Schutz der Arten ist davon abhängig, daß man die Entwicklung ihrer Populationen richtig einschätzen kann. Langfristig sind standardisierte Monitoring-Programme dazu geeignet, die entsprechenden Daten zu bekommen (z.B. KOSKIMIES & VÄISÄNEN 1990, GOLDSMITH 1991, HEYER et al. (eds.) 1994, JAMES et al. 1996, ROBBINS 2000). In tropischen Wäldern sind Monitoringprogramme von Wirbeltieren aufgrund der geringen Dichten sowie des kryptischen Verhaltens der meisten Arten ein besonders

schwieriges Unterfangen und nur durch kontinuierliche Datenaufnahmen zu lösen. Wir haben uns für die Methodik des Distance Sampling (BUCKLAND et al. 1993) entschieden, da nur in diesem Programm auch ein Übersehen der Objekte "erlaubt" ist und nicht selber subjektiv und pauschal eingeschätzt werden muß. Es bietet zusätzlich den Vorteil, die Qualität der Beobachtungsdaten mit Hilfe des Programms selbst überprüfen zu können. Auch wenn das bereits aus dem Internet abrufbare Programm (<http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance>) leicht

¹ Mit Unterstützung durch die GTZ und SODEFOR

dazu verführt, alle Beobachtungsdaten der Rechenprozedur zu unterwerfen, möchten wir anhand einiger Beispiele zeigen, daß eine rein standardisierte Anwendung für verschiedene Tierarten ohne Kenntnisse über artspezifisches Verhalten zu Mißinterpretationen führen kann. Unsere Erfahrungen beruhen auf einem Monitoring an rund 50 Vogel- und Säugerarten in tropischen Wäldern des Südostens der Côte d'Ivoire, welches durch lokale Kräfte nun seit mehr als 5 Jahren ohne Unterbrechung durchgeführt wird ("community-based monitoring"). Die Wissenschaftlichkeit der Ergebnisse haben wir vor Ort auch mit anderen Methoden überprüft.

Projektregion und Rahmenbedingungen

Der Südosten der Côte d'Ivoire gehört zum westafrikanischen Regenwaldgürtel. Die Elfenbeinküste zählt allerdings zu den Ländern, die mit ihrer Abholzungsrate und Konvertierung des tropischen Regenwalds an der Weltspitze liegen. Die jährliche Abholzungsrate wurde für die letzten Jahrzehnte mit ca. 6,5 % angegeben (LUGO 1988). In verbliebenen Waldinseln wurde mehrmals Holz exploitiert. Diese Wälder stehen unter Staatsschutz ("forêts classées") und werden mit Hilfe der GTZ² in Kooperation mit der SODEFOR rehabilitiert (WAITKUWAIT 1992, MÜHLENBERG et al. 1995). Sie umfassen insgesamt eine Fläche von mehr als 2000 km². Der Prozess der Rehabilitation wird mit einem ökologischen Begleitprogramm beobachtet und gegebenenfalls korrigiert. Wichtigster Bestandteil der ökologischen Begleitung ist ein Biomonitoring mit lokalen Kräften, die vom Projekt antrainiert wurden und von der SODEFOR³ Arbeitsverträge erhalten haben. Die meisten Beispiele beziehen sich auf den 222 km² großen Forêt de Bossematié, ca. 200 km nördlich von Abidjan gelegen. Ein systematisches Biomonitoring mit standardisierter Methode läuft seit

1994, so daß jetzt für viele Arten Auswertungen über einen Zeitraum von 5 Jahren vorliegen.

Etablierung des Biomonitoring-Programms und Auswahl der Monitorarten

Zur Durchführung des Biomonitoring wurden sog. ökologische Teams ("équipes écologiques") aus jeweils drei Personen gebildet: ein ehemaliger Jäger als Beobachter, ein zweiter Beobachter und ein Ersatzmann, von denen mindestens die letzten beiden gut lesen und schreiben können müssen. 16 Transekte à 2 km sind im Bossematié-Wald in der gesamten Fläche verteilt, lokal aber zufällig in das Gelände gelegt. Nimmt man an, daß für manche Tiere bis 200 m rechts und links der markierten Transekte Entdeckungen möglich sind, dann ergibt sich eine Beobachtungsfläche von etwa 6% des Waldes. Jeder Transekt wird einmal im Monat begangen, zur Aufnahme von Spuren getrennt von den Sicht- und Hörwahrnehmungen zwischen 7 und 9 Uhr morgens. Wichtigste Datenaufnahme ist die Entfernungsschätzung der entdeckten Tiere nach der Methode des Distance Sampling (BUCKLAND et al. 1993). Vorteile und Einschränkungen durch den Einsatz lokaler Kräfte sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Dies betrifft auch die Auswahl der Monitorarten. Sie müssen alle sicher unterschieden werden können und eine eindeutige Schreibweise für die Lokalnamen bekommen. Sehr seltene Arten werden selbst in einer Jahresstichprobe (16 Transekte x 2km x 12 Begehungen = 384 Transektkilometer) zu wenig entdeckt, so daß eine Schätzung mit der Berechnung nach Distance Sampling bei weniger als 60 Entdeckungen nicht in Frage kommt. Weit mehr als die Hälfte aller Vogelentdeckungen sind Hörwahrnehmungen, die Stimmen der Vogel-Monitorarten müssen also bekannt und trainiert sein. Wir haben knapp 30 Vogel- und ca. 25 Säugerarten ausgewählt. Es wurde versucht, möglichst Arten, die als Waldbewohner bekannt sind, in die Liste mit aufzunehmen. Zusätzlich sollte berücksichtigt werden, daß Arten aus jeder vertikalen Schicht des Waldes vertreten sind, wie Arten des Kronendachs, des Unterholz-Stratums oder bevorzugt

² Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Eschborn

³ Société pour le développement des plantations forestières, Abidjan

am Boden lebend. Nur wenige Familien sind vollständig mit allen vorkommenden Arten vertreten (z.B. alle Nashornvögel [Bucerotidae], alle Primaten). Die meisten Arten gehören zur ursprünglichen Waldfauna, es sind aber auch sog. "Negativindikatoren" (LOUETTE et al. 1995) in der Monitorliste enthalten, die erst durch die fleckenhafte Zerstörung des Waldes aus Plantagen oder Offenland in den Bossematié einwandern konnten (z.B. der Bülbül *Pycnonotus barba-*

tus). Habitatwahl der Arten und Gesamtfauna sind uns durch zusätzliche Studien gut bekannt (WALTERT et al. 1999). Die Methodik des Distance Sampling soll hier in ihrer standardgemäßen Durchführung nicht weiter erläutert werden, da sie gut beschrieben ist (BUCKLAND et al. 1993) und international auch in Tropenwäldern angewendet wurde (z.B. HEYDON & BULLOH 1997, PLUMPTRE & REYNOLDS 1994, BOOSE et al. 1998).

Tab. 1: Vergleich eines in Tropenwäldern von Spezialisten bzw. Lokalkräften durchgeführten Vertebraten-Monitorings

	Ansätze im Vergleich	
	"Scientist-based"	"Community-based"
Datenaufnahme	Tiergruppen-Spezialisten	Trainierte Lokalkräfte, zumeist aus Jägern rekrutiert
Monitor-Arten	erweitertes Set: darunter seltene Arten und Habitatspezialisten	begrenztes Set: Flagship-Arten, jagdbare Arten, endemische Arten
Sicherung kontinuierlicher Datenaufnahme	gering	hoch
Kosten	hoch	gering
Akzeptanz durch Anrainer	gering	hoch
Statistische Verwertbarkeit	hoch, doch abgesicherte Trends bei seltenen Arten schwierig nachzuweisen	Trends bei häufigeren Arten leichter nachweisbar

Auswertungsbeispiele von Distance Sampling aus dem Bossematié

In Abb. 1 geben wir die Populationsentwicklung der Kongotaube *Columba uncinata* aus dem Bossematié wider. Wir erklären uns den abnehmenden Trend damit, daß sich die Populationsdichte auf die für diese Taube schlechte Habitatqualität einstellt. Vielleicht wird diese Art in dem Wald aussterben. Die Taube benötigt große zusammenhängende, geschlossene Waldflächen (URBAN et al. 1986), ihre Abnahme könnte die zeitlich verzögerte Reaktion auf Fragmentierung

und Isolation widerspiegeln, die man von vielen Arten kennt (LIGON & STACEY 1996, BROOKS et al. 1999).

Die beiden Beispiele der Populationsentwicklung von Affen (*Cercopithecus petaurista* und *C. campbelli*) in Abb. 2 und 3 deuten auf eine positive Entwicklung des Rehabilitationsprozesses im Bossematié-Wald hin. Der Wildererdruck hat nachgelassen, sehr langsam schließen sich mit Sekundärwuchs einige Lücken im Wald. Beide Arten sind als Waldbewohner in der Lage, auch Sekundärwälder zu besiedeln (OATES 1998).

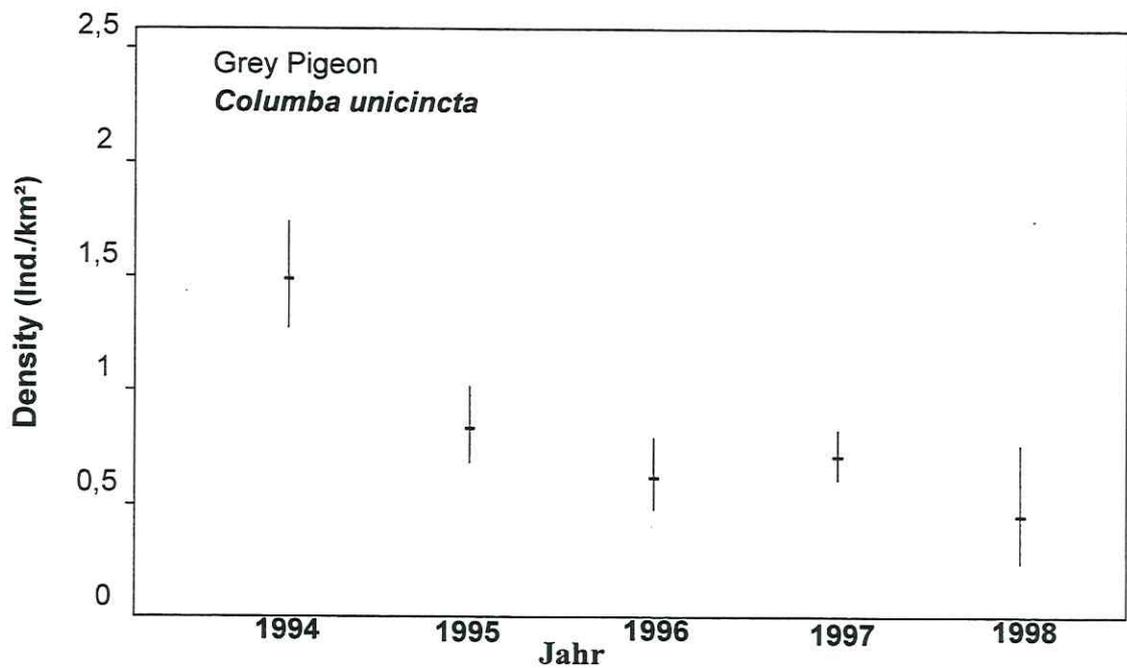
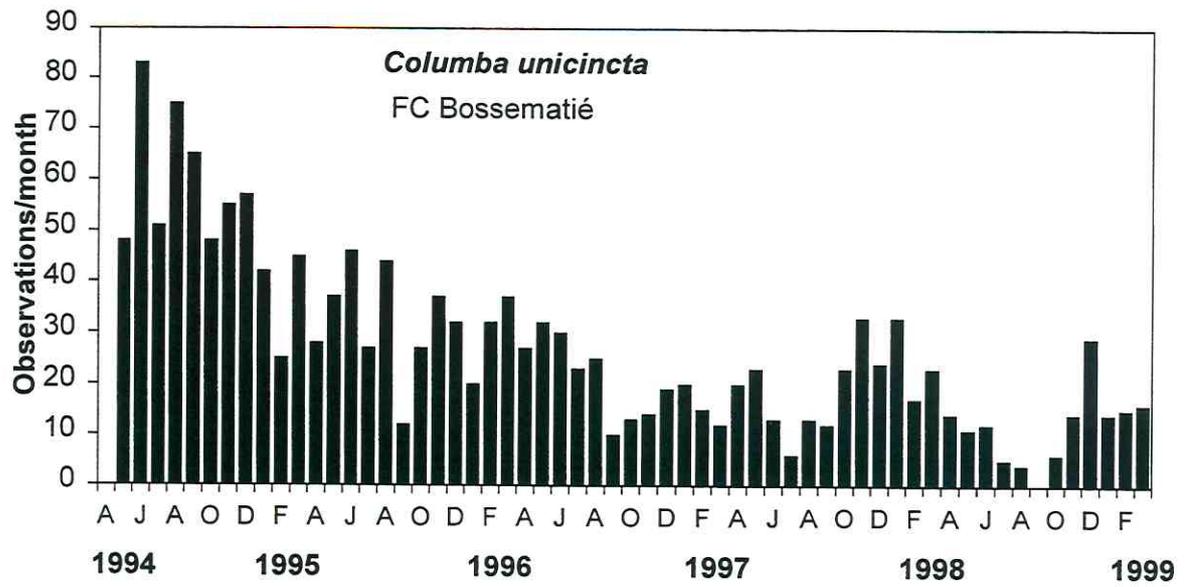


Abb. 1: Populationsentwicklung der Kongotaube *Columba uncinata* nach Distance Sampling - Daten aus dem Biomonitoring des Bossematié-Waldes, Côte d'Ivoire. Der abnehmende Trend in den Jahren 1994 bis 1996 ist signifikant.

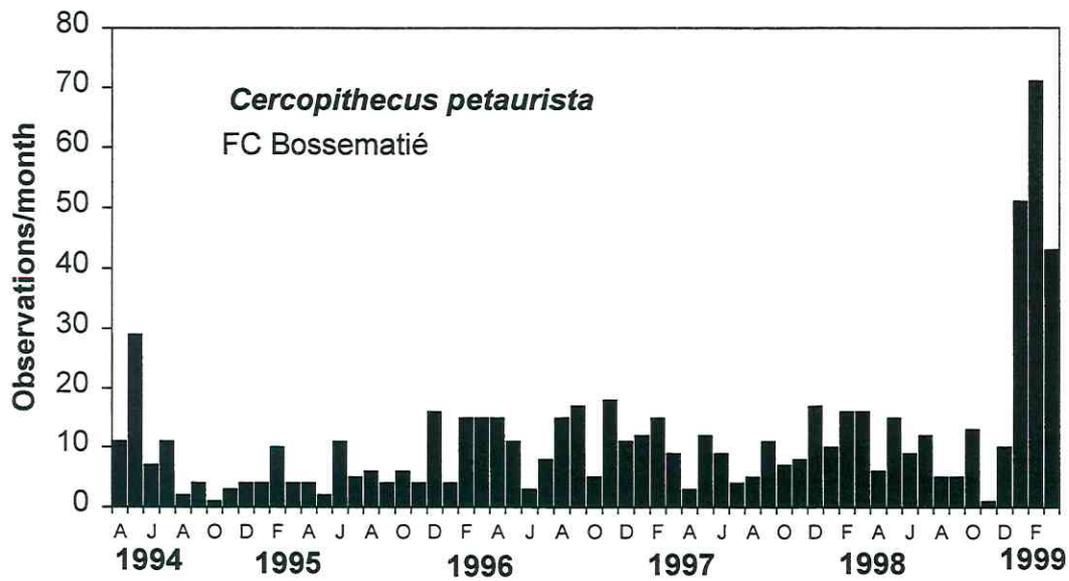


Abb. 2: Populationsentwicklung einer Meerkatzenart (*Cercopithecus petaurista*) im Bossematié Wald von 1994 bis 1999.

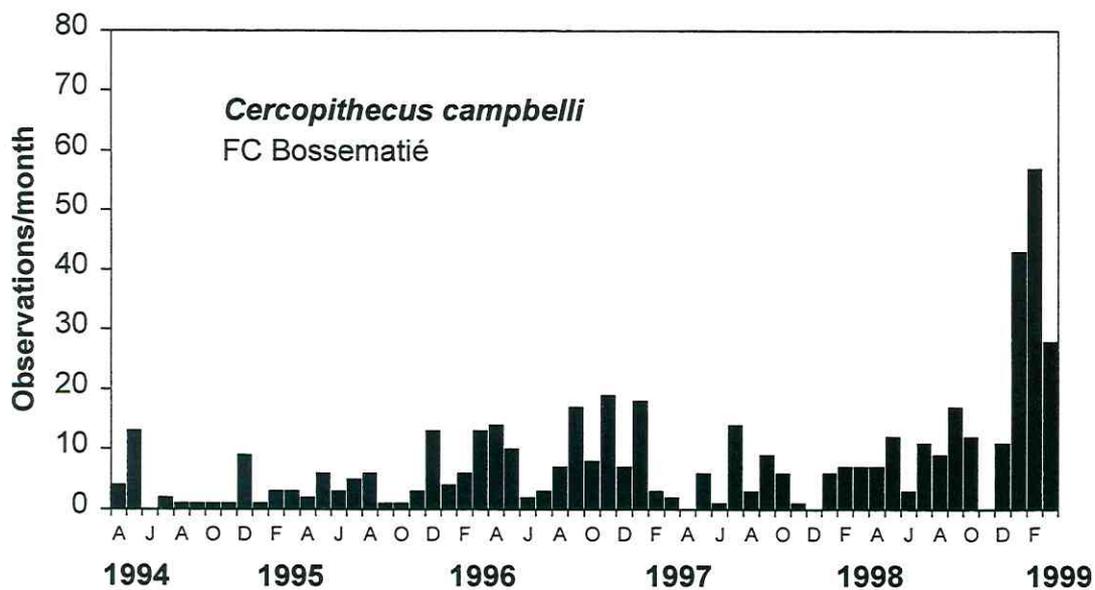


Abb. 3: Populationsentwicklung einer Meerkatzenart (*Cercopithecus campbelli*) im Bossematié Wald von 1994 bis 1999.

Probleme einer schematischen Anwendung

Probleme bei einer standardisierten Anwendung des Distance Sampling – Auswertungsprogramms können durch folgende Verhaltensweisen der Tiere entstehen:

Fluchtverhalten der Tiere

Es gehört zu einer Voraussetzung des Distance Sampling, daß die Objekte auf der Transektlinie bzw. in unmittelbarer Nähe dieser Linie nahezu mit Sicherheit entdeckt werden. Flieht ein Tier vor dem Beobachter, bevor es entdeckt wird, führt das im Protokoll dazu, daß sich die meisten Beobachtungen nicht in der ersten, sondern erst in einer weiteren Entfernungsklasse häufen. Rechnerisch ergibt sich daraus eine deutliche Unterschätzung der wahren Populationsdichte. Unsere Daten über den Maxwell-Ducker (*Cephalophus monticola*) aus dem Bossematié-Wald mögen als Beispiel dienen (Abb. 4).

In der Tab. 2 sind aus der Literatur bekannte und mit anderer Methodik ermittelte Dichtewerte für diese Art zusammengestellt. Möglicherweise liegen die wahren Siedlungsdichten im Bossematié um das 10fache höher und wären dann immer noch im Vergleich zu geschlossenen Wäldern sehr niedrig. Da dauerhaft angelegte Transektlinien auch von Wilderern benutzt werden können, erhöht sich möglicherweise die Fluchreaktion der Ducker auf den Transekten.

Wenn aber ein *bias* dadurch entsteht, daß die Objekte von der Transektlinie attrahiert werden, also nicht gleichmäßig oder zufällig im Gelände verteilt sind, führt die Berechnung zu einer Überschätzung der Populationsdichte. In den Tropenwäldern neigen Katzenartige und manche Huftiere, Transekt-Fußwegen zu folgen. Sie könnten dadurch auch mit ihrer Verteilung einen *bias* verursachen. Auch Fruchtbäume stellen über einen längeren Zeitraum für viele Fruchtfresser Attraktionspunkte dar, welche die Verteilung der Beobachtungen beeinflussen.

Saisonalität

Über die monatlichen Transektkontrollen erhalten wir auch ein gutes Bild über phänologische

Erscheinungen, die im Verhalten der einzelnen Arten begründet sind. Wenn wir aus einem oder mehreren Monaten keine Registrierungen für eine Art haben, müssen wir diese Monate auch aus der Berechnung mit Distance Sampling auslassen (Nullwerte würden die Jahresberechnung falsch beeinflussen). Zwei Beispiele aus dem Bossematié-Wald (Abb. 5a und b und Abb. 6 a und b) sollen zeigen, wie Saisonalität zwar artspezifisch gedeutet werden muß, das Programm DISTANCE aber die schwankenden Beobachtungshäufigkeiten durchaus ausgleichen kann. Dadurch, daß Distance Sampling die Dichten aus der Funktion der Entdeckungswahrscheinlichkeit ermittelt, ist das Übersehen der Objekte bis zu einem gewissen Prozentsatz möglich, es ist die Grundlage für die Berechnung und entspricht der Realität.

Wir deuten die Saisonalität der Beobachtungen am Einsiedlerkuckuck als tatsächliche Dichteschwankungen in den einzelnen Wäldern, da von dieser Art innerafrikanische Regen-/Trockenzeiterwanderungen bekannt sind (GATTER 1997, FRY et al. 1988, ELGOOD et al. 1994). Der Kuckuck weicht zu trockenen Bedingungen aus und verläßt den Bossematié-Wald. In der Tab. 3 spiegeln die Dichteschätzungen in der Tat die saisonbedingten unterschiedlichen Zahlen der Kuckucke im Bossematié-Wald wider. Im feuchteren Mabi-Wald sammeln sich die Kuckucke zur Trockenzeit (November bis Januar).

Auch der Waldparadiesfliegenschnäpper *Terpsiphone rufiventer* wird saisonal sehr unterschiedlich häufig registriert (Abb. 6a). Von dieser Art wissen wir aber, daß sie als insektivore Art resident ist (Standvogel), also im Wald bleibt und sich ihre Dichte nicht ändern sollte. Die Berechnung nach DISTANCE bestätigt diese Annahme, die Populationsdichten unterscheiden sich nicht zwischen Trocken- und Regenzeit (siehe Tab. 3 und Abb. 6b). Gerade dieses letzte Beispiel ist ein Beleg für die Stärke des DISTANCE-Programm. Allein von der Beobachtungshäufigkeit auf die Dichte der Art oder auch ihrer relativen Abundanz zu schließen, würde zu Fehlurteilen führen.

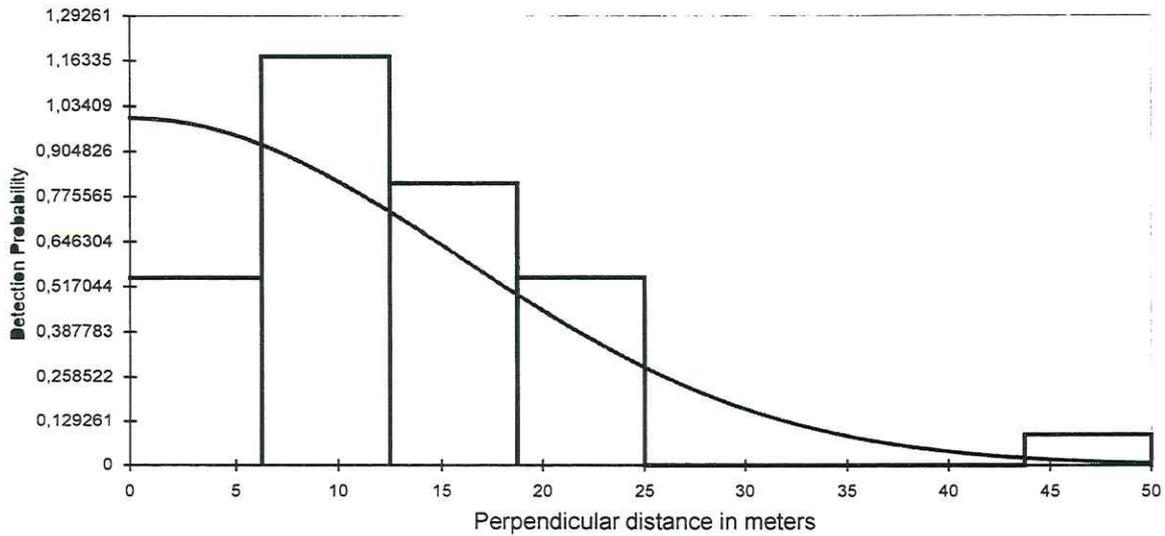


Abb. 4: Entdeckungswahrscheinlichkeit des Maxwell-Duckers *Cephalophus monticola*, Bossematié-Forest, Daten von 12 Begehungen gepoolt (n=35).

Tab. 2: Telemetrisch ermittelte Siedlungsdichten von Maxwell- und Blauduckern (*Cephalophus monticola/maxwelli*) in verschiedenen afrikanischen Wäldern, im Vergleich zu unseren DISTANCE-Daten (Unterschätzung aufgrund Beobachtereinfluß, grau).

	Dichte [1/km ²]	Habitat
Newing 1989 - 1991	63	Primärwald W Côte d'Ivoire
Newing 1989 - 1991	79	Sekundärwald E Côte d'Ivoire
Dubost 1980	68-72	Primärwald Gabun
Bowland & Perrins 1994	270	Küstenwald Südostafrika
Nett 1999	16,5	Stark degradiertes Sekundärwald, E Côte d'Ivoire
unsere Studie (DISTANCE)	2 - 3,2	Stark degradiertes Sekundärwald, E Côte d'Ivoire

Territorialität

Ein Problem stellen grundsätzlich die Wiederholungen von Stichproben für die Auswertung dar. Da eine gute DISTANCE-Berechnung über 60 Entdeckungen pro Objekt (z.B. eine Art) verlangt, neigt man zum Poolen der Daten, um bei selteneren Arten genügend Daten zu erhalten. Beim Poolen wird die Annahme der Unabhängigkeit der

Einzelbeobachtung verletzt, deswegen ist eine sensible Analyse der Varianz notwendig (BUCKLAND et al. 1993). Das Beispiel vom Waldparadiesschnäpper in Abb. 7a und b verdeutlicht aber eine Fehlermöglichkeit, die wir durch die Territorialität dieser Art erklären. In (a) haben wir eine Überhöhung der Beobachtungsdaten in der ersten Entfernungsklasse, was zu einer Über-

schätzung der Populationsdichte führt. Die Überhöhung kommt durch ein an der Nulllinie des Transektes gelegenes Revier des Vogel zustande, der dadurch immer wieder angetroffen wird. In (b) liegt die Verteilung der Beobachtungsdaten näher am Modell der DISTANCE-Berechnung.

Die schwach besetzte erste Entfernungsklasse (Nulllinie) wird eine Unterschätzung der Populationsdichte verursachen. Die jeweiligen Berechnungsergebnisse sind in Tab. 4 wiedergegeben.

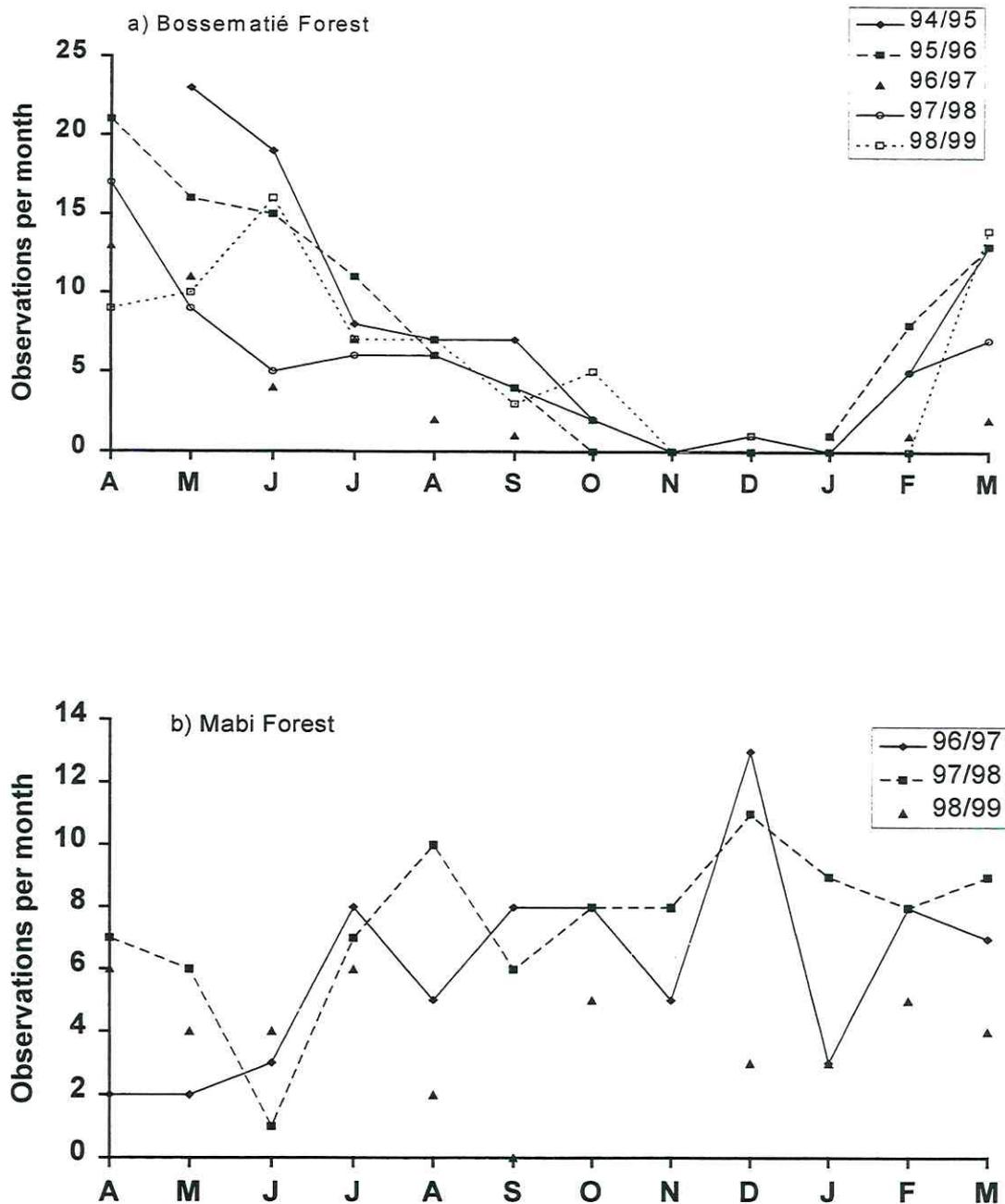
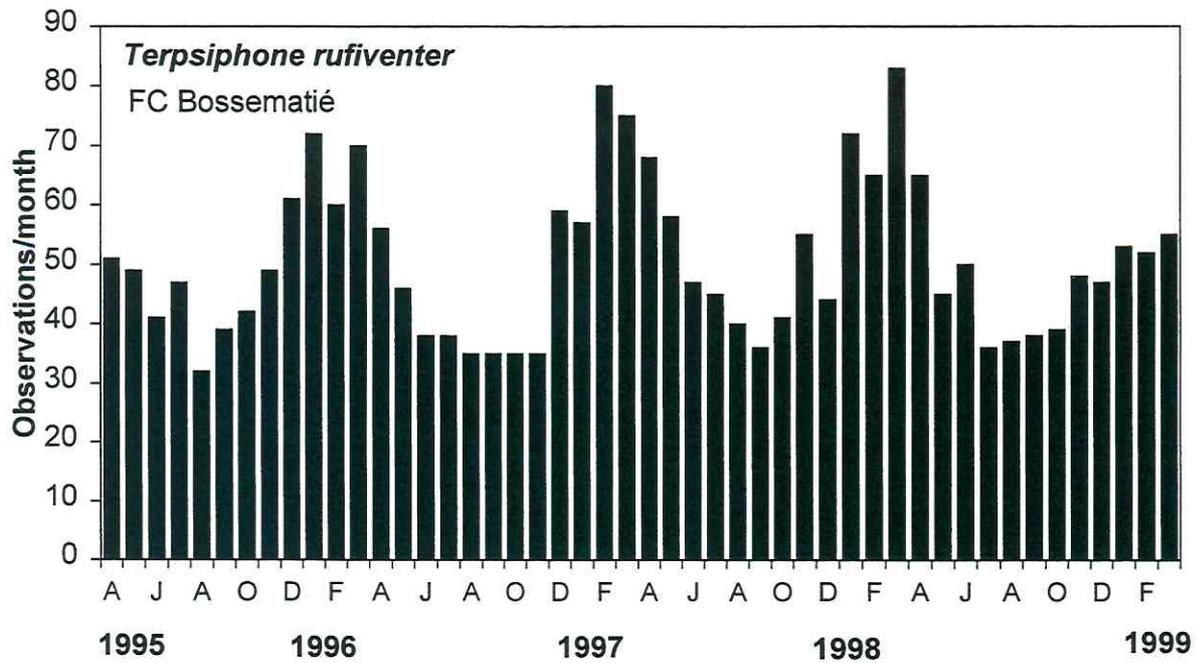


Abb. 5a und b: Saisonales Auftreten des Einsiedlerkuckucks *Cuculus solitarius* in a) halbimmergrünen und b) immergrünen Regenwald der Elfenbeinküste.

a) Monatliche Beobachtungshäufigkeit



b) Siedlungsdichten

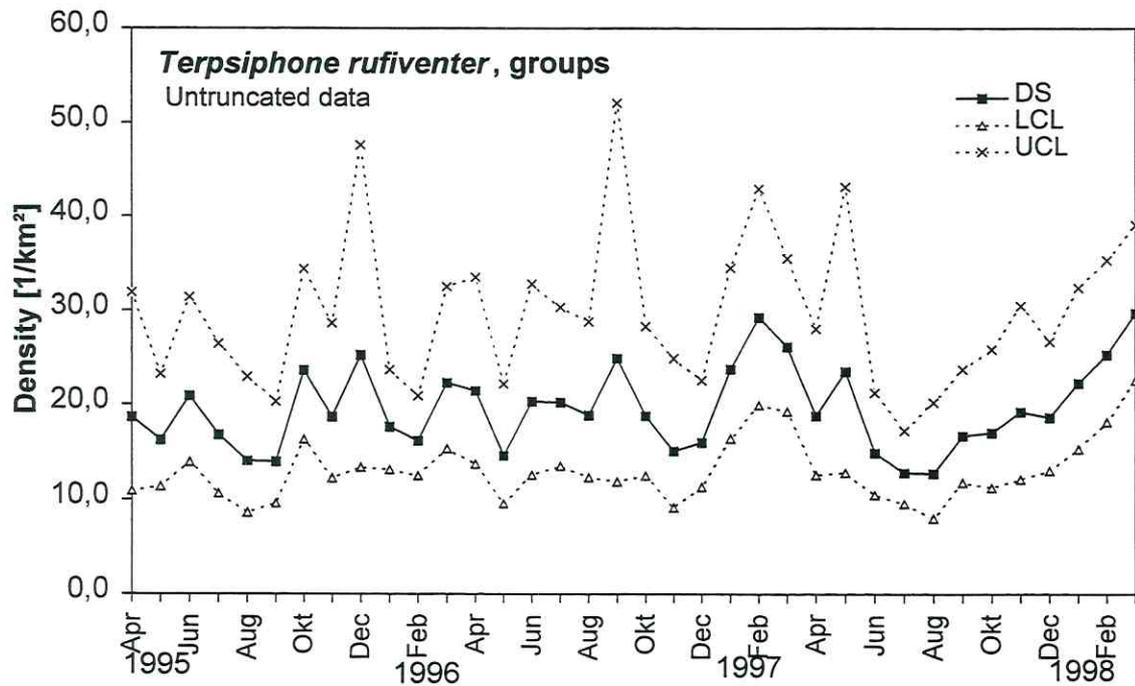


Abb. 6a und b: Monatliche Beobachtungshäufigkeit (a) und mit DISTANCE berechnete Siedlungsdichte DS (b) des Waldparadiesschnäppers *Terpsiphone rufiventer* im Bossematié-Wald. Die obere und untere Kurve begrenzen den 95%igen Vertrauensbereich.

Tab. 3: Antreffhäufigkeiten (n) und Siedlungsdichten ($DS \pm C.I.$) von *Cuculus solitarius* (a) und Waldparadiesschnäpper *Terpsiphone rufiventer* (b), jeweils zu Beginn (März) und gegen Ende (September) der Regenzeit, berechnet mit Hilfe von Distance Sampling, Beobachtungsjahr 1996.

	(a)		(b)	
	<i>Cuculus solitarius</i>		<i>Terpsiphone rufiventer</i>	
	Zugvogel		Standvogel	
	März-Mai	Juli-September	März	September
Antreffhäufigkeit (n)	30	9	60	35
Dichte (DISTANCE)	0,5	0,2	22,3	24,9
95% Confidence interval	(0,2 - 1,5)	(0,0-0,6)	(15,3-32,5)	(11,9-52,1)

Schlußfolgerung

Distance Sampling ist für ein Monitorprogramm eine besonders geeignete Methode der Datenaufnahme und -verarbeitung. Sie läßt sich durch die im Programm vorgesehene eigene Analyse kritisch beurteilen, überprüfen und statistisch absichern. Die Langfristigkeit der Datenaufnahme kann durch trainierte Lokalkräfte gewährleistet werden. Mindestens die Phänologie der beobachteten Arten muß bekannt sein, damit Nullwerte im

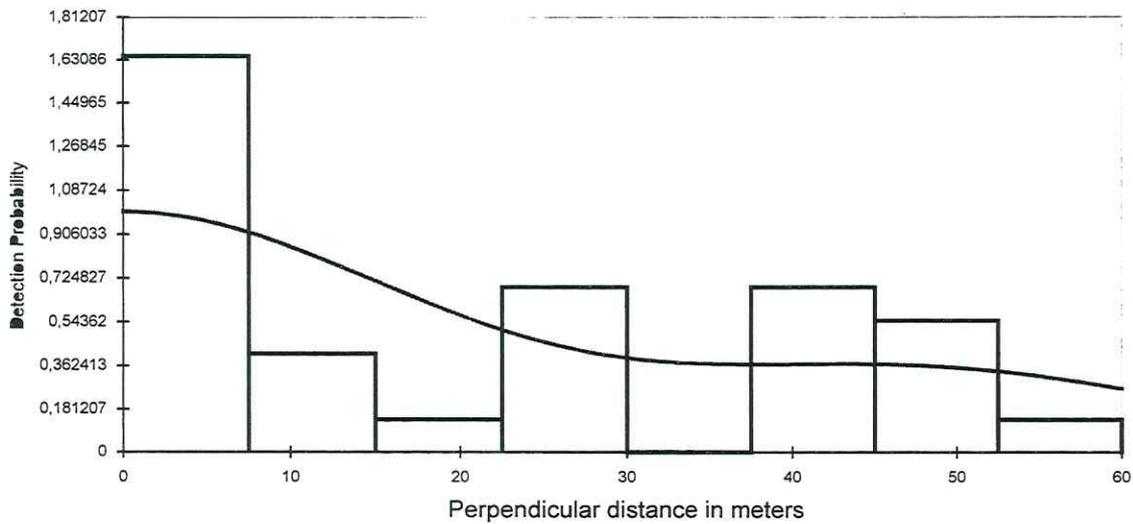
Zusammenlegen der Daten (*Poolen*) für die Jahresberechnung ausgeklammert werden können. Für jede Art wird verlangt, daß die Daten kritisch geprüft und danach erst interpretiert werden. Abweichungen vom Modell können nur mit Kenntnis der Biologie der Arten erklärt und gegebenenfalls später in der Methodik der Datenaufnahme korrigiert werden.

Tab. 4: Berechnungsergebnisse nach DISTANCE von zwei unterschiedlich gepoolten Datensätzen über die Dichtenschätzung des Waldparadiesschnäppers *Terpsiphone rufiventer* im Bossematié-Wald der Elfenbeinküste.

Siehe zur weiteren Erläuterung die Abb. 7a und b. DS = Gruppendichte, % CV = Varianzkoeffizient, df = Freiheitsgrade, 95% Konfidenzintervall = mit 95%iger Wahrscheinlichkeit liegt die wahre Populationsdichte zwischen den angegebenen Werten.

	Gepoolte Daten Begehungen über 12 Monate auf dem gleichen Transekt	Nicht-gepoolte Daten jeweils eine Begehung auf 12 Transekten
Dichte	20,235	12,951
Varianzkoeffizient	28,75	22,57
Freiheitsgrade	29	34
95% Konfidenzintervall	11,371 - 36,007	8,2329 - 20,372

a) mit Mehrfachbegehungen



b) ohne Mehrfachbegehungen

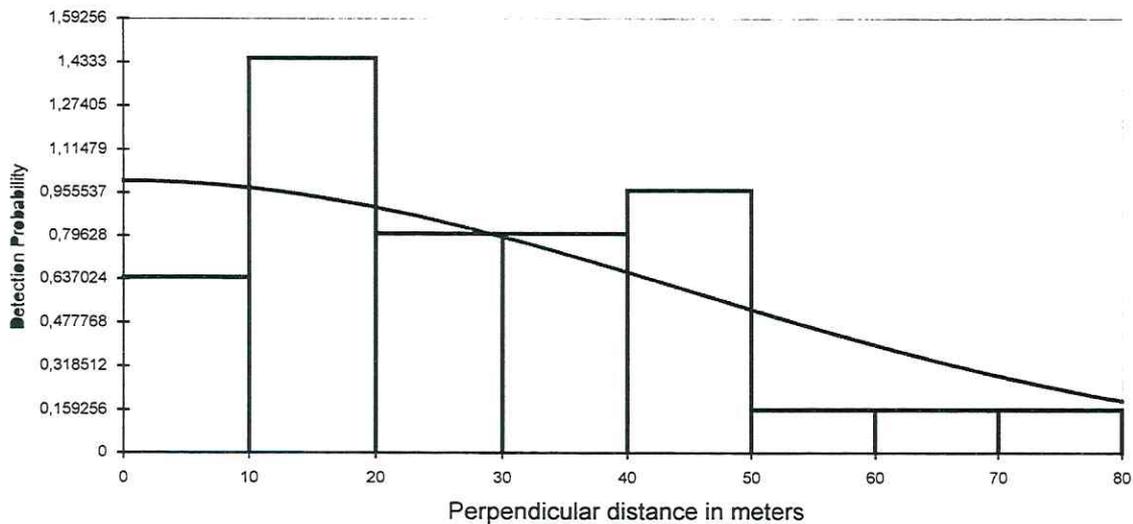


Abb. 7a und b: Mögliche Auswirkungen des "Poolens" von Daten aus Mehrfachbegehungen. In a) besteht der Datenpool aus 12 Begehungen ein und desselben Transektes im Verlauf eines Jahres (Bossematié-Wald, 1998, Transekt Nr. 11). Die Stichprobengröße ("effort") entspricht damit einem 24 km langen Transekt. In b) haben wir die gleiche Stichprobengröße von 12 Begehungen, aber jeweils von einem verschiedenen Transekt (Bossematié-Wald, Mai 1998).

Literatur

- BOOSE, E.R.; BOOSE, E.F.; LEZBERG, A.L. (1998): A practical method for mapping trees using distance measurements. *Ecology* 79 (3), 819-827.
- BROOK, T. M., PIMM, S. L. & OYUGI, J. O. (1999): Time Lag between Deforestation and Bird Extinction in Tropical Forest Fragments.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P. & LAKE J. L. (1993): Distance Sampling. Chapman & Hall, London, 446 pp.
- ELGOOD, J.H., HEIGHAM, J.B., MOORE, A.M., NASON, A.M., SHARLAND, R.E. & SKINNER, N.J. (1994): The Birds of Nigeria. Checklist 4 (2nd ed.). British Ornithologist's Union, Tring.
- FRY, C. H., KEITH, S. & URBAN E. K. (1988): The birds of Africa. Vol. III. Academic Press, London.
- GATTER, W. (1998): Birds of Liberia. Pica Press, Mountfield. 320pp.
- GOLDSMITH, F. B. (1991): Monitoring for conservation and ecology. Chapman & Hall, London. 267 pp.
- HEYDON, M.J.; BULLOH, P. (1997): Mousedeer densities in a tropical rainforest: the impact of selective logging. *Journal of Applied Ecology* 34 (2), 484-496.
- HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., MC DIARMID, R. W., HAYEK, L. C. & FOSTER, M. S. (1994): Measuring and monitoring biological diversity - standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington. 364 pp.
- JAMES, F. C., MC CULLOCH, C. E. & WIEDENFELD, D. A. (1996): New approach to the analysis of population trends in land birds. *Ecology* 77, 13-27.
- KOSKIMIES, P. & VÄISÄNEN, R. A. (1990): Monitoring Bird Population. Zoological Museum Helsinki. 143 pp.
- LIGON, J.D.; STACEY, P.B. (1996): Land Use, Lag Times and the Detection of Demographic Change: The Case of the Acorn Woodpecker. *Conservation Biology* 10 (3), 840-846.
- LOUETTE, M.; BIJNENS, L.; UPOKI AGENONG'A, D.; FOTSO, R.C. (1995): The utility of birds as bioindicators: case studies in Equatorial Africa. *Belg. J. Zool.* 125 (1)Brüssel, , 157-165.
- LUGO, A. E. (1988): Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. Pages 58 - 70 in: E. O. Wilson, ed. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- MÜHLENBERG, M., SLOWIK, J., WÖLL, H. & E. WAITKUWAIT (1995): Strategies for restoration of tropical forests that incorporate wildlife protection; an example from the Ivory Coast, West Africa. In: Bissonette, J. A. & P. R. Krausmann: Integrating people and wildlife for a sustainable future. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, 413-417.
- OATES M. (1998): The distribution of Cercopithecus monkeys in West African forests. In: Gautier-Hion, A., Bourliere, F., Gautier, J. P. & Kingdon J. A primate radiation: evolutionary biology of the African guenons. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- PLUMPTRE, A.J.; REYNOLDS, V. (1994): The effect of selective logging on the primate populations in the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology* 31, 631-641.
- ROBBINS, C. S. (2000): Thirty years of breeding bird survey in North America. *Society for Conservation Biology Newsletters*, 7 (1), 12.
- URBAN, E. K., FRY, C. H. & KEITH, S. (1986): Birds of Africa, Vol. II. Academic Press, London. P. 469.
- WAITKUWAIT, W. E. (1992): Le projet pilote rehabilitation de forets dans la region de l'est foret classée de la bossematié (FCB). Bericht an die GTZ, unveröffentlicht. 24 pp.
- WALTERT, M., YAOKOKORE-BEIBRO, K.H., MÜHLENBERG, M. & WAITKUWAIT, W.E. (1999): Preliminary checklist of the birds of the Bossematié area, SE Ivory Coast. *Malimbus* 21 (2): 93-109.

Fischneozoen im Rhein - Historische Entwicklung und aktuelle Trends

Wolfgang HILTSCHER¹, Egbert KORTE² & Anton LELEK³

¹ Institut für Wildbiologie & Jagdkunde, AG Angewandte Fischökologie, Universität Göttingen, Büsgenweg 3, D-37077 Göttingen

² Forschungsinstitut Senckenberg, Sektion Ichthyologie II & Fischökologie, Senckenbergallee 25, D-60325 Frankfurt am Main

³ Forschungsinstitut Senckenberg, Sektion Ichthyologie II & Fischökologie, Senckenbergallee 25, D-60325 Frankfurt am Main und Institut für Wildbiologie & Jagdkunde, AG Angewandte Fischökologie, Universität Göttingen, Büsgenweg 3, D-37077 Göttingen

Zusammenfassung

Die Einbürgerung von Fischneozoen im Rheineinzugsgebiet wird zeitlich in drei Phasen gegliedert und jeweils einige ihrer Exponenten werden vorgestellt. Sichere Prognosen über ihre zukünftige Populationsentwicklung sind nicht möglich. Einbürgerungen sind daher im Sinne von Vorsorge restriktiv zu handhaben.

Einige bislang gängige Annahmen über die Auswirkungen von Fischneozoen auf autochthone Fischartengemeinschaften sind auf diejenigen des Rheins nicht übertragbar. Ihr Allgemeingültigkeitsanspruch ist weiter zu hinterfragen und gegebenenfalls zu revidieren.

Die Gründe für die Etablierung/Nichtetablierung eines Fischneozoons sind aufgrund der häufigen qualitativen Kongruenz bedingender Faktoren (*i.e.* taxonomische Zugehörigkeit, geographische Herkunft, historischer Einbürgerungszeitpunkt, trophische Stellung) in einem Taxon bislang nicht zu identifizieren.

Der Rhein-Main-Donau-Kanal wird zu einem einmaligen Faunentausch zwischen zwei bislang getrennten Flußsystemen führen. Es ist zu erwarten, daß 17 Fischarten der Donau in das Rheineinzugsgebiet einwandern werden. Szenarien über die ökologischen Auswirkungen existieren bislang nicht. Eine koordinierte Begleitforschung zu diesem Prozeß fehlt.

Einleitung und Problemstellung

Ältestes Beispiel für die Einbürgerung einer gebietsfremden Fischart ist die des Karpfens (*Cyprinus carpio* L.) aus dem Donauroum nach Italien und Griechenland durch die Römer (Balon 1969). Als vorzügliche Fastenspeise in klösterlichen Teichen gezüchtet, fand er im Mittelalter in ganz Mitteleuropa Verbreitung. Der definitiven Festlegung für den Status „Neozoa“ auf das Jahr 1492 (Arbeitsgruppe Neozoa 1996) fol-

gend, wäre der Karpfen in Mitteleuropa mithin nicht als solcher zu bezeichnen, sehr wohl hingegen in Nordamerika und Australien, wo er erst im 19. Jh. eingeführt wurde (Courtenay *et al.* 1984, McKay 1984). Der Status „Neozoa“ gilt hingegen auch bei uns für eine ganze Reihe von Fischarten unterschiedlicher Taxonomie und Herkunft sowie Historie, Intention und Bewertung ihrer Einbürgerung.

Im Weiteren soll versucht werden, eine raumzeitliche Systematik der Einbürgerung sowie Erfolg oder Mißerfolg derselben herauszuarbeiten. Bereits das Beispiel des Karpfens und seine je unterschiedliche Bedeutung als kulinarischer Genuß hier sowie *noxious species* andernorts (Brumley 1991) weisen auf die Schwierigkeiten einer - raumzeitlichen Subjektivität unterworfenen - Wertung von Neozoen hin. Es wird versucht, sich einer solchen zu enthalten. Der Fokus der Ausführungen wird auf dem Einzugsbereich des Rheins liegen.

Einbürgerung von Fischneozoen im Rhein - Zeitliche Gliederung

1. Phase: Ende 19. / Anfang 20. Jahrhundert

Die erste Welle der Einbürgerung fremdländischer Fischarten steht in zeitlicher Nähe zum Aufkommen zeitgenössischer Natur- und Umweltbewegungen, wie den aus der Arbeiterbewegung entstandenen „Naturfreunden“ und der bürgerschaftlich orientierten Heimatschutzbewegung. Sie waren gesellschaftliche Gegenreaktionen zu den dramatischen Umweltbelastungen, die sich als Folge des wirtschaftlichen Aufschwungs in der damaligen Zeit einstellten. Die Situation der Flüsse und der hiervon abhängigen Binnenfischerei war katastrophal (Kluge & Schramm 1986).

Zur Kompensation dieses ökologischen, seinerzeit aber eher als berufsständisches Problem aufgefaßten Desasters wurden während der Zeit von 1880 bis 1930 in Europa mindestens 16 gebietsfremde Fischarten - *quasi* als fischereiliche Konkursverwalter - weit überwiegend aus Nordamerika eingeführt. Federführend hierbei war in Deutschland der Fischzüchter Max von dem Borne (1826-1894) (Arnold 1990). Seinen Bestrebungen ist es zu verdanken, daß etliche nordamerikanische Fischarten der Familien *Salmonidae*, *Centrarchidae* und *Ictaluridae* auf ihre Europa-tauglichkeit überprüft wurden - die wenigsten dieser Arten waren hierbei erfolgreich. Entgegen der Zielsetzung konnten sich Fischneozoen der Familie *Salmonidae* im Rheineinzugsgebiet nur lokal etablieren. Dies gilt für den Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) und die

Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). Ihre große Präsenz beruht zuvorderst auf Besatzmaßnahmen. Einbürgerungsversuche mit pazifischen Lachsen waren ausnahmslos Fehlschläge (Vivier 1955). Bemerkenswerterweise gilt dies auch für den Huchen (*Hucho hucho* L.), der in den 50er Jahren im Rhein als „Lachsersatz“ eingebürgert werden sollte (Schindler 1957).

Wenig erfolgreich waren auch Vertreter der beiden nordamerikanischen Familien *Centrarchidae* und *Ictaluridae*. Von ersterer ist einzig der Gemeine Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus* L.) verbreitet und sind lokal begrenzte, temporäre Massenvermehrungen bekannt (Korte 1999). Von der Familie *Ictaluridae* konnten im Rheineinzugsgebiet Katzenwels (*Ictalurus nebulosus* LeSueur) sowie Schwarzer Katzenwels (*Ictalurus melas* Rafinesque) nachgewiesen werden. Es wird angenommen, daß mit der Einführung des Marmorwelses (*Ictalurus punctatus* Rafinesque) in Teichwirtschaften Mitteleuropas dieser inzwischen auch im Rhein vorkommt.

Der Zander (*Stizostedion lucioperca* L.), ein ost-europäisches Faunenelement, ist einer der wenigen Top-Prädatoren, der erfolgreich innerhalb mitteleuropäischer Fischartengemeinschaften etabliert werden konnte. Seine Einbürgerung gelang allerdings erst mit Einsetzen einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität und wiederholten Besatzmaßnahmen in den 70er und 80er Jahren.

2. Phase: Die 50er und 60er Jahre

Mit den Bestrebungen zur Restaurierung eutropher Seenökosysteme durch *top-down*-Intervention in das trophische Beziehungsgefüge, wurden drei Arten der Familie *Cyprinidae* aus Ostasien in Mitteleuropa eingeführt. Ziel der Besatzmaßnahmen mit Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella* Cuvier & Val.), Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix* Cuvier & Val.) und Marmor-karpfen (*Aristichthys nobilis* Richardson) war die Bekämpfung des mit der Eutrophierung der Gewässer einhergehenden verstärkten Makrophytenwuchses („Verkrautung“) und der Zunahme

der Phytoplanktonbiomasse („Algenblüten“) (Besch *et al.* 1984). Angelvereine haben für eine weite Verbreitung des Graskarpfens gesorgt. Entgegen bisheriger Annahme (Scheer 1966, Cross 1969) wird inzwischen eine erfolgreiche Reproduktion desselben im Rhein nicht mehr kategorisch ausgeschlossen (Korte 1999).

Mit Importen der genannten Cypriniden gelangte eine ostasiatische Kleinfischart, der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva* Schlegel), innerhalb der letzten 30 Jahre über Rumänien nach Westeuropa. Im Rhein wurde er erstmals 1987 nachgewiesen (Lelek & Köhler 1989).

3. Phase: Die 80er und folgenden Jahre

Die mit der Thulla'schen Rheinkorrektion einsetzende Degradierung des Rheins von einem bedeutenden Salmonidengewässer mit prosperierender Binnenfischerei zu einem staugeregelten, verödeten Abwasserkanal wurde in der zweiten Hälfte des 20. Jhs. begleitet von katastrophalen Fischsterben (Lelek & Buhse 1992, Tittizer & Krebs 1996). Eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität setzte erst mit der Inbetriebnahme von Abwasseraufbereitungsanlagen in den 70er Jahren ein. Die Wiederbesiedlung des Stroms mit Fischen erfolgte über Besatzmaßnahmen, vorzugsweise aus osteuropäischen Staaten. In den 80er Jahren führte dies neben einer Stabilisierung der Zanderbestände wahrscheinlich zur Einschleppung der Zährte (*Vimba vimba* L.) und gezielten Einführung des Rapfens (*Aspius aspius* L.) (Lelek 1987). Letzterer konnte sich im Rhein und einigen seiner Nebenflüsse inzwischen massenhaft vermehren (Freyhof 1997, Korte 1999). Der Zusammenbruch der Sowjetunion brachte in den 90er Jahren Erleichterungen in den wirtschaftlichen Beziehungen zu osteuropäischen Staaten und einen erheblichen Importanstieg von teils irrtümlich deklarierten Besatzfischen. Wahrscheinlich diesem Umstand ist es zu schulden, daß mit Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus* Lukasch) und Zobel (*Abramis sapa* Pallas) inzwischen zwei weitere Donaufischarten im Rhein nachgewiesen werden konnten (Korte 1999).

Diskussion und Ausblick

Eine Diskussion über Neozoen ist gemeinhin eine solche über deren Auswirkungen auf autochthone Arten und Strukturen - üblicherweise als krasse Überzeichnung in Kategorien von Nutzen und Schaden (s. hierzu die vorzügliche Diskussion Reichholf 1996, Disko 1996, Reichholf 1997, Disko 1997). Mangels valider Kenntnisse über Adaptions- und Einnischungsprozesse ist eine Diskussion über Fischneozoen in einer derartigen Qualität eine solche *ad infinitum*. Sie wird erst beendet sein, wenn ideologiebehaftete Klischees validen Erkenntnissen über eben solche Fragen weichen - von diesen Erkenntnissen sind wir jedoch weit entfernt! Hier sollen drei Aspekte diskutiert werden.

Widersprüchlichkeiten oder Alles halb so schlimm?

Etablierungen, seien sie lokal begrenzt wie bei Sonnenbarsch, Katzenwels und Blaubandbärbling oder expansiv wie bei Zander und Rapfen, erfolgten im Rheineinzugsgebiet eher unspektakulär - und sie stehen damit im Widerspruch zu gängigen Lehrmeinungen. So findet die Annahme, daß zu Schaden gehende Fischneozoen insbesondere solche mit einer r-Strategie seien, hier keine Bestätigung - die genannten Arten lassen sich, obgleich zu Massenvermehrungen neigend, nicht als solche einordnen.

Lokale Massenvermehrungen wie solche des Sonnenbarsches und auch das unerwartet gehäufte Auftreten des Rapfens werden hier bislang eher als adaptive Strategie an günstige abiotische Umweltbedingungen diskutiert, nicht aber eine dem Fischneozoon immanente aggressive Konkurrenzskraft zugeschrieben. Damit verbunden ist jedoch keinerlei prognostische Aussage. Es kann nämlich nicht ausgeschlossen werden, daß unter entsprechenden Umweltkonstellationen eine lokale Massenvermehrung in eine expansive Form übergeht und der Fischneozoon aus seiner bislang indifferenten sozioökonomischen Positionierung heraus- und als *noxious species* in Erscheinung tritt. Aus Vorsorgegründen ist daher bei Neozoen prinzipiell eine restriktive Sichtweise (und forschende Neugier) angebracht.

Tab. 1: Etablierung von Fischneozoen im Rheineinzugsgebiet
(differenziert nach Familienzugehörigkeit, Herkunft und trophischer Stellung)

Taxon	Herkunft	Einbürg.-Phase	troph. Stellung	etabl.?
Familie Salmonidae				
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> Walbaum	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Oncorhynchus kisutch</i> Walbaum	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Oncorhynchus keta</i> Walbaum	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	+
<i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchell	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	+
<i>Hucho hucho</i> L.	O.-Eu.	2	Sek.-K. 2. G.	-
Familie Centrarchidae				
<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Micropterus dolomieu</i> Lacépède	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Ambloplites rupestris</i> Lacépède	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Pomoxis nigromaculatus</i> LeSueur	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	-
<i>Lepomis gibbosus</i> L.	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Lepomis cyanellus</i> Rafinesque	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	+
Familie Cyprinidae				
<i>Aspius aspius</i> L.	O.-Eu.	3	Sek.-K. 2. G.	+
<i>Carassius auratus</i> L.	O.-Eu.	0	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Vimba vimba</i> L.	O.-Eu.	3	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Abramis sapa</i> Pallas	O.-Eu.	3	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Gobio albipinnatus</i> Lukasch	O.-Eu.	3	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Pseudorasbora parva</i> Schlegel	Asien	2	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Ctenopharyngodon idella</i> Cuv. & Val.	Asien	2	Primär-K.	-
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> Cuv. & Val.	Asien	2	Primär-K.	-
<i>Aristichthys nobilis</i> Richardson	Asien	2	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Pimephales promelas</i> Rafinesque	N.-Am.	3	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Umbra pygmaea</i> DeKay	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	+
Sonstige Familien				
<i>Stizostedion lucioperca</i> L.	N.-Am.	1	Sek.-K. 2. G.	+
<i>Ictalurus nebulosus</i> LeSueur	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Ictalurus melas</i> Rafinesque	N.-Am.	1	Sek.-K. 1. G.	+
<i>Gambusia affinis</i> Baird & Girard	N.-Am.	0	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Huso huso</i> L.	O.-Eu.	3	Sek.-K. 1. G.	-
<i>Acipenser ruthenus</i> L.	O.-Eu.	3	Sek.-K. 2. G.	+

N.-Am. = Nordamerika, O.-Eu. = Osteuropa; 0 = keiner Einbürgerungsphase zugeordnet; Sek.-K. 1. G., Sek.-K. 2. G. = Sekundärkonsumenten 1. und 2. Grades, Primär-K. = Primärkonsument; + = etabliert, - = nicht etabliert).

Dem aktuellen Stand der Diskussion folgend, bedingt die Komplexität tropischer Fischartengemeinschaften eine höhere Stabilität und größere Elastizität gegenüber Neozoen als sie solchen in temperierten Gewässern zu eigen ist. Und auch hier sind die Autoren eher geneigt gegenteiligen Ansichten zu folgen. Immerhin erfolgte der bislang wohl spektakulärste Zusammenbruch einer autochthonen Fischartengemeinschaft im tropischen Viktoria-See nach Einbürgerung des Nilbarsches (*Lates niloticus* Cuvier & Val.) (Witte *et al.* 1992). Auch der an hohe Erwartungen geknüpfte Einsatz des Moskitofisches (*Gambusia affinis* Baird & Girard) zur Bekämpfung von Stechmücken in subtropischen und tropischen Gewässern hat neben großen Erfolgen zu der Erkenntnis geführt, daß dieser durch Konkurrenz und Prädation erhebliche Auswirkungen auf die autochthone Kleinfischfauna haben kann - bishin zur Extinktion von Populationen (Myers 1965, Coad 1980, Bence 1988, Goodsell & Kats 1999). Von der Realität derartiger Szenarien blieben die Fischartengemeinschaften im Rheineinzugsgebiet hingegen bislang verschont.

150-jährige „Einbürgerungstradition“ und kaum Erkenntnisse

Auf der Suche nach Allgemeingültigkeiten und Prognostischem müssen die Autoren bekennen, daß trotz einer 150-jährigen „Einbürgerungstradition“ eine Faktorenuweisung für den Erfolg/Mißerfolg von Einbürgerungen bislang nicht möglich ist. Die Gründe liegen in der häufig auftretenden qualitativen Kongruenz bedingender Faktoren in einem Taxon (s. Tab. 1). So ist nicht zu entwirren, ob der relative Mißerfolg der Salmoniden auf ihre überwiegend nordamerikanische Herkunft, einen Einbürgerungszeitpunkt mit ungünstigen Umweltqualitäten oder darauf, daß es sich um Salmoniden handelt, zurückzuführen ist. Gleiches gilt für den Erfolg der Donaufischarten im Rhein. Die erst nach Einsetzen einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität und wiederholten Besatzmaßnahmen gelungene Einführung des Zanders deutet an, daß erfolgreiche Einbürgerungen das Erreichen und Halten

qualitativer Mindestumweltstandards voraussetzen. Dies würde bedeuten, daß heute ein Großteil dessen, was als Zierde in Aquarium oder Gartenteich beginnt, im Freiland als etablierte Neozoen-Population seine fragwürdige Vollendung finden wird.

Der Rhein-Main-Donau-Kanal - ein beispielloses faunistisches Experiment

Mit dem Rhein-Main-Donau-Kanal wurden zwei seit den Eiszeiten getrennte Flußsysteme und Faunengebiete verbunden und mit dem zu erwartenden Faunentausch ein in Europa einmaliges Experiment begonnen. Umso unverständlicher ist das bisherige Fehlen einer koordinierten Begleitforschung zu diesem Prozeß.

Es wird erwartet, daß langfristig 17 Arten aus der Donau über den Main in den Rhein einwandern werden, allzumal in den letzten Jahrzehnten allgemein eine westwärts gerichtete Ausbreitungstendenz von Arten aus dem osteuropäischen und -asiatischen Raum feststellbar ist (Holcik & Hensel 1972, Lelek 1996). Inzwischen konnte vereinzelt die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas), ein Faunenelement der Ponto-Kaspisch-Aralischen Provinz, im Main nachgewiesen werden (Adam & Schwevers 1999, mündl. Mitt.). Damit scheint ihre bereits in den 30er Jahren des 20. Jhs. dokumentierte westwärts gerichtete Arealausdehnung via Rhein-Main-Donau-Kanal über die Donau hinaus nach Westeuropa auch heute noch anzuhalten. Es wird vermutet, daß ihr mit der Flußgrundel (*Gobius fluviatilis* Pallas) in Bälde ein weiterer Vertreter der Familie Gobiidae folgen wird.

Über die Auswirkungen der erwarteten Einwanderung von Donaufischarten auf die Rhein-Ichthyozönose existieren bislang keine Szenarien, wie sie für die Donau-Ichthyozönose am Beispiel des Meerneunauges (*Petromyzon marinus* L.) und Aals (*Anguilla anguilla* L.) inzwischen skizziert wurden. Es wird angenommen, daß Hybridisierungen zwischen Arten der Familie Cyprinidae

insbesondere mit der Zäherte und zwischen dem Genus *Abramis* zunehmen werden.

Vor dem Hintergrund der aufgezeigten Kenntnisdefizite über die Etablierung von Fischneozoen im Rheineinzugsgebiet erscheint die Fortsetzung der in den letzten Jahren aufgenommenen Arbeiten über die Dynamik der Fischartengemeinschaften in Rhein und Donau (s. hierzu Balon et al. 1986, 1992 sowie Köhler & Lelek 1992) und ihre Einbindung in ein langfristig angelegtes Monitoringprogramm notwendig.

Literatur

- Arbeitsgruppe Neozoa 1996: „Stuttgarter Thesen“ zur Neozoen-Thematik. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope - Situationsanalyse. - Landsberg, 311-312.
- Arnold, A. 1990: Eingebürgerte Fischarten: Zur Biologie und Verbreitung allochthoner Wildfische in Europa. - Wittenberg Lutherstadt.
- Balon, E.K. 1969: Studies on the wild carp *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. I. New opinions concerning the origin of the carp. - *Prace Laboratoria rybarstva* 2, 99-120.
- Balon, E.K., Crawford, S.S. & Lelek, A. 1986: Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the recent Rhein-Main-Donau connection. - *Env. Biol. Fishes* 15, 243-271.
- Balon, E.K., Crawford, S.S. & Lelek, A. 1992: Die Fische der oberen Donau: Taxonomische Merkmale, Größen- und Gewichtsvariablen vor der Vollendung des Rhein-Main-Donau-Kanals. - *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg* 148, 1-52.
- Bence, J.R. 1988: Indirect effects and biological control of mosquitoes by mosquitofish. - *J. Appl. Ecol.* 25, 505-521.
- Besch, W.K., Hamm, A., Lenhart, B., Melzer, A., Scharf, B. & Steinberg, C. 1984: Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes. - Landsberg/Lech.
- Brumley, 1991: Cyprinids of Australasia. In: Winfield, I.J. & Nelson, J.S. (eds.): *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation*. - London, 264-283.
- Coad, B.W. 1980: Environmental change and its impact on the freshwater fishes of Iran. - *Biol. Conserv.* 19, 51-80.
- Courtenay, W.R., Hensley, D.A., Taylor, J.N. & McCann, J.A. 1984: Distribution of exotic fishes in the continental United States. In: Courtenay, W.R. & Stauffer, J.R. (eds.): *Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes*. - Baltimore, 41-77.
- Cross, D.G. 1969: Aquatic weed control using grass carp. - *J. Fish Biol.* 1, 27-30.
- Disko, R. 1996: In dubio contra reum! Mehr Intoleranz gegen fremde Arten. - *Nationalpark* 93, 38-42.
- Disko, R. 1997: „Grauhörnchen für Bayern“. - *Nationalpark* 96, 43-46.
- Freyhof, J. 1997: Ökologische Zusammenhänge zwischen Lebensraumstrukturen und der Fischgemeinschaft der Sieg. - Untersuchung i.A. Ministerium f. Umwelt, Raumordnung & Landwirtschaft NRW, Bonn.
- Goodsell, J.A. & Kats, L.B. 1999: Effect of introduced mosquitofish on Pacific treefrogs and the role of alternative prey. - *Conserv. Biol.* 13, 921-924.
- Holcik, J. & Hensel, K. 1972: [Handbook of Ichthyology.] - Bratislava.
- Kluge, T. & Schramm, E. 1986: Wassernöte: Umwelt- und Sozialgeschichte des Trinkwassers. - Aachen.
- Köhler, C. & Lelek, A. 1992: Die Fischfauna des Rheins: Analyse der Artengemeinschaften sowie Daten zur Morphometrie und Meristik der vorkommenden Arten. - *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg* 148, 53-153.
- Korte, E. 1999: Bestandsentwicklung der Fischarten der hessischen Rheinaue 1994-1997 - Reproduktionsstrategien, Jungfischauftreten, Gefährdung, Entwicklungstendenzen. - Schriftenreihe Hessische Landesanstalt f. Umwelt Heft 268.
- Lelek, A. 1987: *Threatened Fishes of Europe*. - Wiesbaden.
- Lelek, A. 1996: Die allochthonen und die beheimateten Fischarten unserer großen Flüsse - Neozoen der Fischfauna. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): *Gebietsfremde Tierarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope - Situationsanalyse*. - Landsberg, 197-215.
- Lelek, A. & Buhse, G. 1992: *Fische des Rheins - früher und heute*. - Berlin.
- Lelek, A. & Köhler, C. 1989: Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988). - *Fischökologie* 1, 47-64.
- McKay, R.J. 1984: Introductions of exotic fishes in Australia. In: Courtenay, W.R. & Stauffer, J.R. (eds.): *Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes*. - Baltimore, 177-199.
- Myers, G.S. 1965: *Gambusia, the fish destroyer*. - *Trop. Fish Hobby.* 13, 31-32.
- Reichholf, J.H. 1996: In dubio pro reo! Mehr Toleranz für fremde Arten. - *Nationalpark* 91, 21-26.

- Reichhoff, J.H. 1997: „Sine ira et studio“. - Nationalpark 95, 19-21.
- Scheer, D. 1966: Nutzbarmachung einer „Ökologischen Nische“. - Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 16, 1409-1414.
- Schindler, O. 1957: Freshwater Fishes. - London.
- Tittizer, T. & Krebs, F. (Hrsg.) 1996: Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen. - Berlin.
- Vivier, P. 1955: Sur l'introduction des salmonides exotiques en France. - Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 12, 527-535.
- Witte, F., Goldschmidt, T., Goudswaard, P.C., Ligtoet, W., van Oijen, M.J.P. & Wanink, J.H. 1992: Species extinction and concomitant ecological changes in Lake Victoria. - Neth. J. Zool. 42, 214-232.

Quo vadis raccoon? New visitors in our backyards - On the urbanization of an allochthone carnivore in Germany

Ulf HOHMANN*, Stefanie VOIGT° & Uwe ANDREAS*

* Gesellschaft für Wildökologie und Naturschutz (GWN), Göttingen; info@gwn.de

° Zentrum für Naturschutz, Universität Göttingen

Introduction

Raccoons are known for their affinity to humane settings (Hadidian et al. 1991). In America where raccoons are native, the first study on urban raccoon populations was carried out by Schinner & Cauley (1974) and Hoffmann & Gottschang (1977) in Cincinnati, Ohio. They found high raccoon densities of up to 177 individuals per 100 ha. With home ranges of urban raccoon measuring less than 5 ha they were extremely small compared to home ranges averaging several hundred hectares for their forest dwelling conspecifics (Kaufmann 1982, Hohmann et al. 2000). Raccoons occurring in metropolitan areas like Washington, D.C. (Sherfy & Chapman 1980; Hadidian et al. 1991; Riley et al. 1998) or Toronto, Ontario (Rosatte et al. 1992) live also in high densities of 85 to 125 individuals per 100 ha.

After the successful introduction of raccoons to Europe in 1934 (Müller-Using 1959) the first urban raccoon litter was recorded in 1951 in Fritzlar, 20 km from the original release site in northern Hesse. To our knowledge recordings of raccoons in German cities and villages have become more common within the last 20 years. Since 1980 raccoons also occur in the northeast of France in the town Laon (Léger 1999).

During a research project on space utilization of woodland raccoons in southern Lower Saxony two out of 24 radio-collared raccoons had visited human settlements on a regular basis (Hohmann 1998). We checked one of these areas, Bad Karlshafen in northern Hesse, more closely and

found that many other unmarked raccoons were using this town. The objective of this paper is to present first results on population size of urban raccoons and public attitudes in Europe using Bad Karlshafen as an example.

Study Area & Methods

Bad Karlshafen is situated in the Weser valley in northern Hesse (51°41'N; 9°30'E). The climate is oceanic. The annual average temperature is approx. 9° C. Bad Karlshafen is an old town of 2,516 inhabitants and covers an area of 90 ha. It is divided by the Weser River into a larger southern part (57 ha) and a smaller northern part (33 ha). The northern part ("Gartenstadt") is inhabited by 578 citizens and is a typical residential community divided into 147 tracts of private property, some shops, a railway station and a campground. The "Gartenstadt" is surrounded by forest in the north, east and west and bordered by the river in the south, and can thus be considered as an isolated urban island.

The study of the population size of the raccoons in the "Gartenstadt" was conducted by a capture-recapture approach. We distributed 30 traps over an area of 26.4 ha, producing a trap density of 1.14 trap per hectare. 25 traps (83.3 %) were located on private properties, 4 traps (13.3 %) in industrial areas along railway lines or in abandoned warehouses and one trap (3.3 %) on a camping site. Traps were baited with commercial pet food once per day. After a pre-baiting period of approx. two weeks traps were set for 11 successive days (10 nights). Traps were checked

two times per night, once at midnight and once at dawn, yielding a total of 20 trap checks per 10-day trapping period. During the first trapping period (6.9.1999 - 16.9.1999) we operated all 30 traps. Due to high trapping success and signs of trap shyness in the first period, we decided to operate only 50 % of all traps during the next two trapping periods (30.9.1999 - 10.10.1999 and 27.10.1999 - 6.11.1999). To use all 30 traps to the same extent we switched the setting regime each day from 15 traps one day to the other 15 the following day.

Upon capture each raccoon was sexed, aged, weighed and marked with a microchip, inserted subcutaneously between the shoulder blades. We classified two age classes: juveniles (< one year) and non-juveniles (> one year). In some cases tooth wear could be used to identify individuals several years old (Grau et al. 1970). To examine the individuals we fixed in front of the trap a wired cone-cage. When the trap door opened the raccoon on trying to escape had to enter the

wired cone. The narrow tip of the cone prevented the animal from moving and it could be easily handled (Fig. 1; details in Voigt 2000). To test the reliability of the chips we additionally cut off the hairs at the tip of the tail. Recaptures were thus recognized firstly by the tail and secondly by checking the chip number with a receiver. Handling procedure lasted approx. 10 minutes for new captures and approx. one minute for recaptures. Thus, depending on capture success and the number of new captures each check of the traps lasted between 30 minutes and more than two hours (average = 53 min.). Estimation of population size was calculated by the program CAPTURE (White et al. 1982) using the Model (M_{th}), which considers time variation and individual heterogeneity (Moore & Kennedy 1985). Additionally, during and after trapping a survey was carried out in which we asked property owners about their attitudes towards raccoons as an urban wild animal (details in Voigt 2000).



Fig. 1: After a raccoon was captured we opened the trap door and the animal entered a wired cone. In this cone it could be easily handled. (Picture: Ingo Bartussek)

Results

Trapping

During 1.200 trap nights (operated traps x operated nights x trap checks) 25 individual raccoons were captured 75 times (Table. 1). None of the recaptured raccoons lost its transponder. Individual maximal time span between recaptures was on the average 13 days (min = 2 days; max = 28 days). All raccoons were caught on private properties. Most of the individuals were non-juvenile females (44 %), followed by juvenile females (24 %), non-juvenile males (20 %) and juvenile males (12 %). Among the non-juvenile females 36 % showed elongated and pigmented nipples indicating reproduction (Sanderson & Nalbandov 1973). Average weight of non-juvenile females was 6.4 kg. Non-juvenile males weighed 7.97 kg. Female and male juveniles averaged 3.96 kg. The weights of three males which were older than two years were 8.7 kg, 8.73 kg, 9.5 kg, and the corresponding value for one older female was 8.8 kg.

In the first trapping period we had already caught 84 % of the total number of all captured individuals. The pooled recapture rate of 3 varied greatly between individuals (range = 0 - 12; SD = 2.14). Trapping success decreased from September to November. We captured an average of two raccoons per trap check in the first trapping period, 1.5 raccoons per trap check in the sec-

ond, and 0.2 raccoon per trap check in the final period. The portion of adult raccoons decreased from 71 % in the first to 33 % in the final one.

Because of low sample size in the last two trapping periods, density estimations for a single trapping period are only valid for the first one with 41 captures (55 % of all captures). For this trapping period we estimated a mean population size of 25 individuals (SE = 3,17) with an upper limit of 36 (95 % confidence interval). Taking into account the trap area of 26.4 ha, the studied raccoons reached a local density of approx. 95 raccoons per 100 ha urban habitat.

Survey

We interviewed a total of 119 out of the 147 home owners of the "Gartenstadt" in Bad Karlshafen on raccoons. All of them were aware of the raccoons in the village and 75,6 % had even observed raccoons or found signs of them in their own garden or backyard. 89 % of those interviewed did not consider raccoons a problem, although 33 % believed that raccoons had opened their garbage bags and 52 % claimed that raccoons had plundered their fruit trees. If asked how raccoons should be treated, 9.2 % replied that raccoons should be managed or reduced. 34.5 % interviewed had no opinion, 24.4 % did not feel disturbed, 12.6 % accepted them and 19.3 % found raccoons cute or nice.

Table 1: Raccoon capture success in an urban island of Bad Karlshafen (26.4 ha), Germany, September-November 1999. Yearlings and older raccoons are classified as adult.

Trapping period	Traps set simultaneously	Total captures	Individuals per trapping period	Individuals pooled	Recapture rate	Pooled recapture rate	Sex ratio M : F	Age ratio A : J
1 (6.9.-16.9.)	30	42	21	21	2	2	1 : 2	2.5 : 1
2 (30.9.-10.10.)	15	29	14	25	2.07	2.84	1 : 2.5	1.3 : 1
3 (27.10.-6.11.)	15	4	3	25	1.33	3	1 : 2	1 : 2
Summary		75		25	3		1 : 2.17	1.77 : 1

M: male; F: female; A: adult; J: juvenile

Discussion

Although a density of approx. one raccoon per hectare in an urban area falls within the scale measured in other urban habitats (see Riley et al. 1998), those values reflect more a local and temporal concentration of raccoons rather than a crude population density (see Seidensticker et al. 1988). This is due to the fact that the total range used by the raccoons is certainly larger than the area covered by the trap net. Previous evidence from radio-tracking data (Hohmann 1998) and visual observations confirmed for example, that the trapped raccoons spent the daytime outside the village in the nearby woods for denning. If we include those denning areas in our calculations, the given density will be several times lower. On the other hand, almost all of the raccoons were captured in private housing units and not a single raccoon in an industrial area. This indicates that the areas in which the traps were set cover different levels of raccoon concentration. If we exclude industrial areas, which were seldomly or never used (9.5 ha), the calculated local densities on the study area are almost doubled. Private housing units are positively selected by raccoons because they usually provide a high abundance of fruit trees, garbage, compost piles or pet food leftovers (Hoffmann and Gottschang 1977; Rosatte et al. 1991; Riley et al. 1998). Moreover, they provide excellent access to earthworms on the closely mowed lawns (Rosatte et al. 1991). If food abundance seems to be the major reason for raccoon concentrations in urban areas we should expect body conditions of urban raccoons to be better than that of their forest-dwelling counterparts. Compared with individuals captured in the adjacent forest between September and January (data from Hohmann 1998), non-juvenile urban males were indeed 20 % ($n_{\text{forest}} = 5$; $n_{\text{urban}} = 5$) and non-juvenile urban females 10 % heavier ($n_{\text{forest}} = 5$; $n_{\text{urban}} = 11$). From this point of view the sudden drop in capture success from the second trapping period in October to the third trapping period in November might be food related. Especially fruits are an extremely important food source for urban raccoons (Riley et al. 1998). In September and the first half of October plums,

apples, peaches, and blackberries were profuse, whereas from late October on this food source had been exploited completely by man and animals (mere trap shyness or trap boredom will not sufficiently explain this sudden decline in trap success).

It is known that raccoons do not have a pronounced sex-specific capture probability (Moore & Kennedy 1985; Riley et al. 1998). Our results showing a female biased sex-ratio possibly reflect a higher attachment by adult females to food sources than by adult males, as already shown by Gehrt & Fritzell 1998 (see also Hohmann 1998). In a patchy environment this could lead to a spatial concentration of females. Because an urban area like the study area in question can be regarded as a patchy food habitat for raccoons, higher numbers of adult females in comparison to adult males can be expected. The adult-biased age ratio that was otherwise found might not be related to any true demographic feature in the trapped population. This effect could also be the result of a higher capture probability of females leading their young, because the likelihood that a mother enters the traps first is presumably greater. The low proportion of breeding females among the non-juvenile females (36 %) was surprising. This might be partly due to the fact that 10 out of the 11 captured non-juvenile females showed almost no tooth wear and were possibly yearlings. Females of this age-class are known for their lower breeding rate compared to older ones (Fritzell et al. 1985).

Raccoons living in close vicinity to humans quickly habituate and can lose their shyness. In their search for food they even enter houses and tolerate humans. Houses, mostly abandoned ones, can function as den and litter sites (Hadi-dian et al. 1991). In a single house in Jesberg in northern Hesse 40 raccoons were captured within one year (Hohmann, unpublished). Especially faeces deposited in large amounts in attics can cause considerable damage and restoration costs (Chamberlain et al. 1982). Thus urban raccoons are often regarded as a nuisance. Moreover, raccoons living in high numbers close to humans have a considerable potential to transmit

diseases like rabies, distemper or roundworms (Kazacos 1982; Krebs et al. 1995).

On the other hand, raccoons appearing in backyards or gardens are easy to observe, their behavior is appealing, and they were often classified as cute. We think, that for many people they function as an enrichment of their environment. This might be the major reason for the overall positive response of the citizens interviewed on the study area.

Up to now, urbanization of this species within Europe seems to be restricted to the present core areas of its distribution: Germany and northeast France (Léger, unpublished). Given the ongoing population spread (Lutz 1984), we expect raccoons to occur in more cities and villages. Those urban areas which are surrounded by extended water-rich and broadleaved forests will be especially receptive.

Acknowledgements

We received substantial funding through grants from the Licher Privatbrauerei and the Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), and from the Human Society of the United States (HSUS). This study has been additionally supported by the Magistrat and by the Jagdgenossenschaft of Bad Karlshafen as well as by Teleinject GmbH. We thank the citizens of Bad Karlshafen for giving access permissions to their properties and tolerating our nightly visits. We are also grateful to Wilhelm Blomeyer and Karsten Hupe for their help in building and transporting the traps. We thank Antal Festetics from the Institute of Game Biology of the University of Göttingen, who provided housing and access permission to the research center in Schloss Nienover. For assistance in handling the trapped animals we thank Vera Grenner and Antje Jakob. We thank Ferdinand Rühle for his constructive criticism of the manuscript.

Finally we wish to express our appreciation to Esther Johnen, who accompanied us on our field work tirelessly. Without her inspiration and craftsmanship, this study would probably not have been completed.

Literature cited

- Chamberlain P.A.; M. Caroline & W.A. Wright, 1982: Urban vertebrate pest management: a practical approach. Proc. Great Plains Wildlife Damage Control Workshop 5: 78-96.
- Fritzell, E.K.; G.F. Hubert; B.E. Meyen & G.C. Sanderson, 1985: Age-specific reproduction in Illinois and Missouri raccoons. J. Wildlife Management 49(4): 901-905.
- Gehrt, S.D. & E.K. Fritzell, 1998: Resource distribution, female range dispersion and male spatial interaction: Group structure in a solitary carnivore. J. Anim. Behav. 55: 1211-1227.
- Grau, G.A. & G.C. Sanderson & J.P. Rogers, 1970: Age determination of raccoons. J. Wildlife Management 34: 364-372.
- Hadidian, J.; D.A. Manski & S. Riley, 1991: Daytime resting site selection in an urban raccoon population. In: Wildlife Conservation in Metropolitan Environments (Eds.: L.W. Adams & D.L. Leedy). Natl. Institute for Urban Wildlife, Columbia, U.S.A.: 39-45.
- Hoffmann, C.O. & J.L. Gottschang, 1977: Number, distribution, and movements of a raccoon population in a suburban residential community. J. Mammalogy 58: 623-636.
- Hohmann, U., 1998: Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens (with engl. Summ.). Diss.-Thesis, Univ. Göttingen, Germany: 158 pp.
- Hohmann, U.; M. Kasper & R. Gerhard, 2000: Home range size of adult raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. Zeitschrift für Säugetierkunde, 65 (2).
- Kaufmann, J.H., 1982: Raccoon and Allies. In: Wild Mammals of North America (Eds.: J.A. Chapman & G.A. Feldhamer). Baltimore. John Hopkins Univ. Press: 567-585.
- Kazacos, K.R., 1982: Contaminative ability of *Baylisascaris procyonis* infected raccoons in an outbreak of cerebrospinal nematodiasis. Proc. Helminthol. Soc. Wash 49(1): 155-157.
- Krebs, J.W.; M.L. Wilson & J.E. Childs, 1995: Rabies - epidemiology, prevention, and future research. J. Mammalogy 76(3): 681-694.
- Léger, F., 1999: Le raton-laveur en France. Le Bulletin Mensuel de l'Office national de la chasse 241: 16-37.
- Lutz, W., 1984: Die Verbreitung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im mitteleuropäischen Raum. Z. Jagdwiss. 30: 218-228.
- Moore, D.W. & M.L. Kennedy, 1985: Factors affecting response of raccoons to trap and population size

- estimation. *The Americ. Midl. Naturalist*, 114 (1): 192-197.
- Müller-Using, D., 1959: Die Ausbreitung des Waschbären in Westdeutschland. *Z. Jagdwiss.* 5: 108-109.
- Riley, S.D.; J. Hadidian & D. A. Manski, 1998: Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. *Can. J. Zool.*, 76: 1153-1164.
- Rosatte R.C.; M. J. Power & C.D. MacInnes, 1991: Ecology of urban skunks, raccoons and foxes in metropolitan Toronto. In: *Wildlife Conservation in Metropolitan Environments* (Eds.: L.W. Adams & D.L. Leedy). Natl. Institute for Urban Wildlife, Columbia, U.S.A.: 31-38.
- Rosatte R.C.; M. J. Power & C.D. MacInnes, 1992: Density, dispersion, movements and habitat of skunks (*Mephitis mephitis*) and raccoons (*Procyon lotor*) in metropolitan Toronto. In: *Wildlife 2001: Populations* (Eds.: McCallough & Barrett). Elsevier Science Publishers LTD, Essex, U.K.: 932-944.
- Sanderson, G.C. & A.V. Nalbandov, 1973: The reproductive cycle of the raccoon in Illinois. *Illinois Nat. Hist. Surv. Bull.* 31: 29-84.
- Schinner R.J. & D.L. Cauley, 1974: The ecology of urban raccoons in Cincinnati, Ohio. In: *Wildlife in an urbanizing environment* (Eds.: J.H. Noyes & D.R. Progulske). Planning and Resour. Dev. Ser. No. 28, Holdsworth Nat. Resour. Cent. - Wildlife and Urbanization, Amherst, Mass. U.S.A.: 125-130.
- Seidensticker, J.; A.J.T. Johnsingh; R. Ross; G. Sanders & M.B. Webbs, 1988: Raccoons and rabies in Appalachian Mountain Hollows. *National Geographic Research* 4(3): 359-370.
- Sherfy, C.F. & J.A Chapman, 1980: Seasonal home range and habitat utilization of raccoons in Maryland. *Carnivore* 3(3): 8-18.
- Voigt, S., 2000: Populationsökologische Untersuchung zum Waschbären in der Stadt Bad Karlshafen, Nordhessen. Diplom-Thesis, Universität Göttingen, Germany.
- White, G. C.; D. R. Anderson; K. P. Burnham & D. L. Otis, 1982: Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory Rep. LA-8787-NERP, Los Alamos, New Mexico, USA. 235pp.

Pilotprojekt Braken: Langzeitstudie über die Entwicklung einer Population von Erdkröten (*Bufo bufo* L.) in einem Ersatzlaichgewässer führt zu positiven Ergebnissen

Heike PASSENHEIM*, Richard PODLOUCKY¹ & Ingo SCHLUPP*

*Universität Hamburg, Zoologisches Institut und Museum, Martin-Luther-King Platz 3, 20146 Hamburg, e-mail: Heike_Passenheim@public.uni-hamburg.de / schlupp@uni-hamburg.de

¹ Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Abt. Naturschutz, Am Flugplatz 14, 31137 Hildesheim

Zusammenfassung

Die im Jahr 1999 weitergeführte Langzeitstudie an einem Ersatzlaichgewässer im NSG Braken (Landkreis Stade) konnte zeigen, daß die umgesiedelte Erdkrötenpopulation langfristig stabil ist. Weiterhin konnte besonders im Hinblick auf das Jahr 1999 ein auffallender Anstieg sowohl in der Populationsgröße, als auch in der mittleren Größe und dem mittleren Gewicht der Tiere festgestellt werden.

Summary

In 1999, the long term study of the substitute breeding site at the nature reserve Braken (district of Stade) has been continued, showing that the population of Common toads, that has been translocated there, displays long term stability.

Additionally, focusing in 1999, an significant increase of the population size as well as the average size and weight of the animals has been detected.

Einleitung

Die 1999 weitergeführte Langzeitstudie an einem vor 13 Jahren angelegten Ersatzlaichgewässer für Erdkröten im NSG Braken (Landkreis Stade) sollte zeigen, ob eine zu Beginn umgesiedelte Population sich auch langfristig stabil halten kann. Denn nur, wenn dies der Fall ist, kann das Anlegen von Ersatzlaichgewässern als dauerhafte Lösung im Amphibienschutz angesehen werden. Eine Schutzmaßnahme war notwendig geworden, da die Amphibien bei ihrer Frühjahrswanderung vom Landlebensraum zum Laichgewässer (Komplex aus vier Fischteichen) die Landstraße L124 überqueren mußten. Auf Vorschlag der Fachbehörde für Naturschutz im damaligen Niedersächsischen Landesverwaltungsamt wurde 1986 das

Ersatzlaichgewässer im Bereich des Landlebensraumes der Erdkröten-Population am Rande einer Lichtung innerhalb eines Waldes angelegt. Noch im selben Jahr wurde mit der Umsiedlung der Tiere begonnen. Nachdem in den ersten fünf Jahren intensiv die aktive Umsiedlung selbst und die Reaktion der Erdkröten darauf, sowie die Besiedlung des Ersatzlaichgewässers durch weitere Amphibienarten und andere Tiergruppen dokumentiert wurden (SCHLUPP & PODLOUCKY 1994), sollten die diesjährige und die Untersuchungen der vergangenen Jahre klären, wie die Erdkrötenpopulation langfristig auf die Umsiedlung reagiert.

Material und Methode

Während in den ersten Jahren der Untersuchung durch intensiven Fang an Zäunen die wandernde Population nahezu vollständig erfaßt werden konnte, wurde in den Jahren 1991 bis 1995 und 1999 die Populationsgröße geschätzt. Hierzu wurde der Lincoln-Index (MÜHLENBERG 1989) verwandt, wobei zur individuellen Markierung der Tiere Kleintierohrmarken in den Schwimmhäuten der Hinterfüße befestigt wurden (JUNGFER 1943, HEUSSER 1958, SCHLUPP et al. 1990)

Diese Ohrmarken reißen nach einer gewissen Zeit aus der Schwimmhaut und hinterlassen einen charakteristischen Schlitz, so daß auch nach mehreren Jahren eine Markierung erkennbar ist.

Weiterhin war zu beachten, daß bei Erdkröten eine "Geschlossenheit" der Population, die der Lincoln-Index voraussetzt, nur an wenigen Tagen um den Laichtermin gegeben ist. Mit dieser Methode kann demzufolge nur die adulte und reproduzierende Population erfaßt werden. Jungtiere und Weibchen während einer Reproduktionspause werden nicht berücksichtigt. Anhand der bei Männchen ausgebildeten Brunftschwielen wurde eine Unterscheidung nach Männchen und Weibchen vorgenommen. Weiterhin wurde das Gewicht (digitale Waage) und die Länge (Meßschieber) der gefangenen Tiere bestimmt.

Ergebnisse

Populationsgröße

Für die Erdkrötenpopulation am Braken ergab sich im Jahr 1999 eine Populationsgröße von 1819 Tieren (SD=356). Bis 1990 wurde die Population möglichst vollständig abgefangen (Abb. 1, weiße Balken); ab 1991 mit Hilfe des Lincoln-Index geschätzt (Abb. 2, schwarze Balken). Weiterhin ist zu beachten, daß nicht alle Jahre erfaßt wurden. Die Populationsgröße steigt seit

1993 an (Abb.1), wobei im Jahr 1999 ein bisheriges Maximum erreicht ist.

Morphometrie

Männchen:

Das mittlere Gewicht betrug 1999: 33,5g (SD= 4,6) bei einer Anzahl von 106 untersuchten Tieren (Abb.2). Die mittlere Länge der Männchen betrug 1999: 68,6mm (SD= 3,35), N= 106. Abb.3 stellt hierzu vergleichend die Werte der letzten Jahre dar.

Weibchen:

Das mittlere Gewicht betrug 1999 vor dem Ablai-chen: 64,9g (SD= 12,3) bei 42 untersuchten Tieren. Dies ist der höchste am Braken bisher gemessene Wert (Abb.4). Die mittlere Länge betrug 1999: 81,9mm (SD= 4,55), N= 42. Abb.5 ermöglicht den Vergleich mit den Daten der letzten Jahre.

Diskussion

Die Untersuchung zeigt, daß ein Populationseinbruch ab 1986 unterblieben ist und nun auch nicht mehr umsiedlungsbedingt auftreten wird. Statt dessen ist die Populationsgröße von 1993 bis 1999 stark angestiegen (Abb.1).

Hierfür gibt es mehrere mögliche Gründe:

Erstens könnte es sich bei dem betrachteten Zeitraum um den Ausschnitt einer starken natürlichen Schwankung handeln. Ausgeprägte Bestandsschwankungen in Amphibienpopulationen sind die Regel (z.B. PECHMANN et al. 1991). Aufschluß kann nur die Betrachtung der nächsten Jahre geben. Ein zweiter Grund könnte sein, daß es in den letzten Jahren zu einer geringeren Wintermortalität, als in den Vorjahren gekommen ist. KUHN (1994) beschrieb dies als wichtigen Faktor für Populationsgrößenunterschiede.

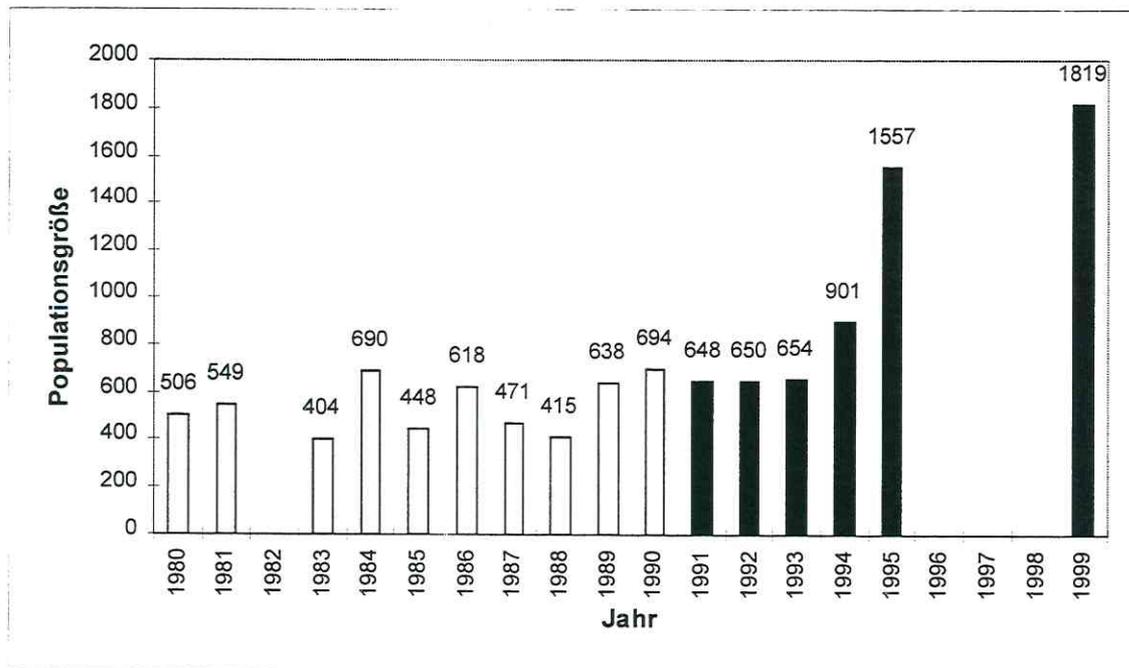


Abb.1: Wanderaufkommen seit 1980.

Weiterhin könnte der Anstieg in einer verbesserten Habitatqualität begründet sein. Nachdem der Braken 1989 als Naturschutzgebiet ausgewiesen wurde, und das Ersatzlaichgewässer damit innerhalb einer Naturwaldfläche (keinerlei Nutzung) liegt, veränderten sich Vegetation und Struktur auf der ehemaligen Mähweide rund um den Teich, sowie im angrenzenden Laubwald (Totholz, Unterwuchs). Auch bei der Fauna gibt es deutliche Verschiebungen. Damit hat sich wahrscheinlich nicht nur das Angebot an Deckungs- und Versteckmöglichkeiten, z.B. vor Raubfeinden, sondern auch das Nahrungsangebot verbessert. Dies könnte nicht nur zu einer erhöhten Überlebenschance der Erdkröten geführt haben, sondern vielleicht auch zum Abblanchen einzelner Erdkröten-Weibchen in mehreren direkt aufeinanderfolgenden Jahren. Die Initiation eines erneuten Ovarialzyklus hängt nämlich von den bis zu einem bestimmten Zeitpunkt angefahrenen Fettreserven ab (z.B. JØRGENSEN 1982).

Die ermittelten morphometrischen Werte (Abb. 2-5) zeigen über die Jahre hinweg nur relativ geringe Schwankungen. Nach der Durchführung einer Zweijahres-Studie, z.B. in den Jahren 1990 und 1991, wäre man zu der Schlußfolgerung gekommen, daß die mittlere Größe der Weibchen stark angestiegen ist (Abb.5). Betrachtet man nun aber die folgenden Jahre, so erkennt man, daß es sich nur um den Teil einer leichten Schwankung handelt. Dies macht deutlich, wie wichtig Langzeitstudien sind.

Demzufolge erlaubt nur Langzeitmonitoring das Auseinanderhalten von Bestandsfluktuationen und langfristigen Trends (KUHNS 1998).

Die mittleren Größen und Gewichte, sowohl der weiblichen, als auch der männlichen Tiere von 1999, ragen allerdings weit aus den Vorjahresschwankungen heraus.

Über die Gründe können an dieser Stelle nur Vermutungen angestellt werden.

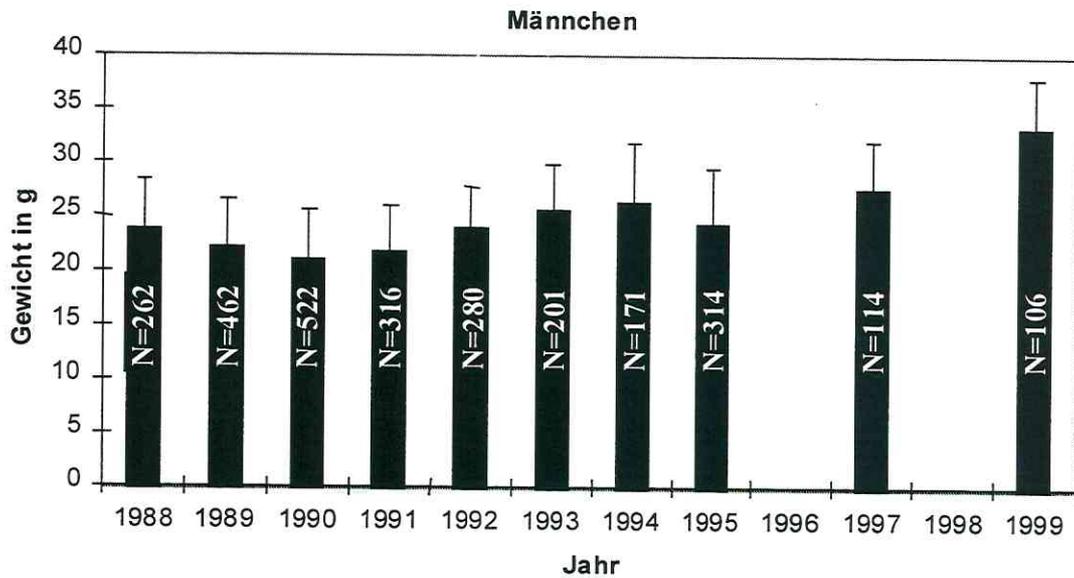


Abb.2: Mittlere Gewichte von Erdkrötenmännchen (g) von 1988 bis 1999

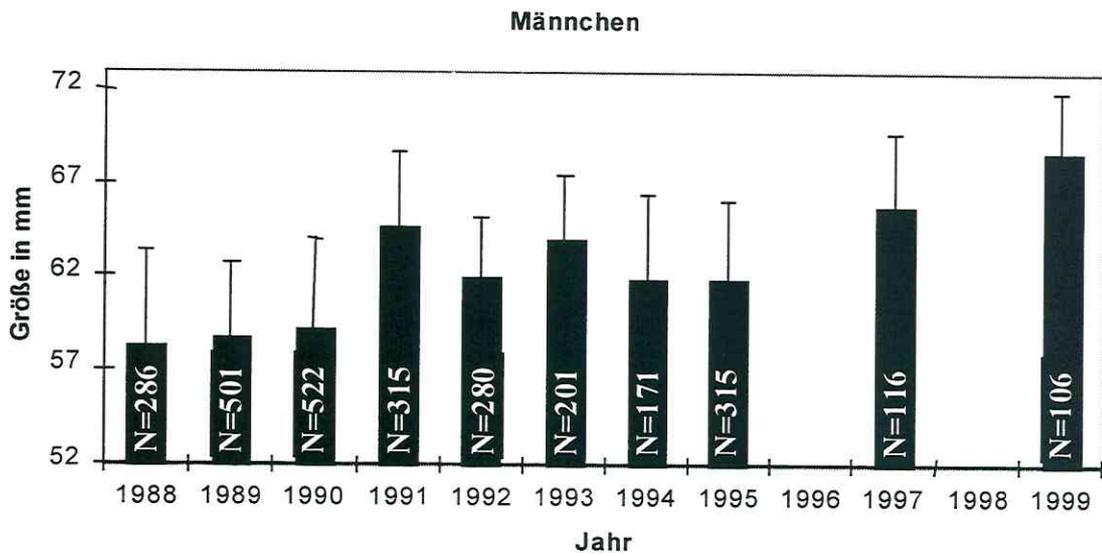


Abb.3: Mittlere Größe der Erdkrötenmännchen (mm) von 1988 bis 1999

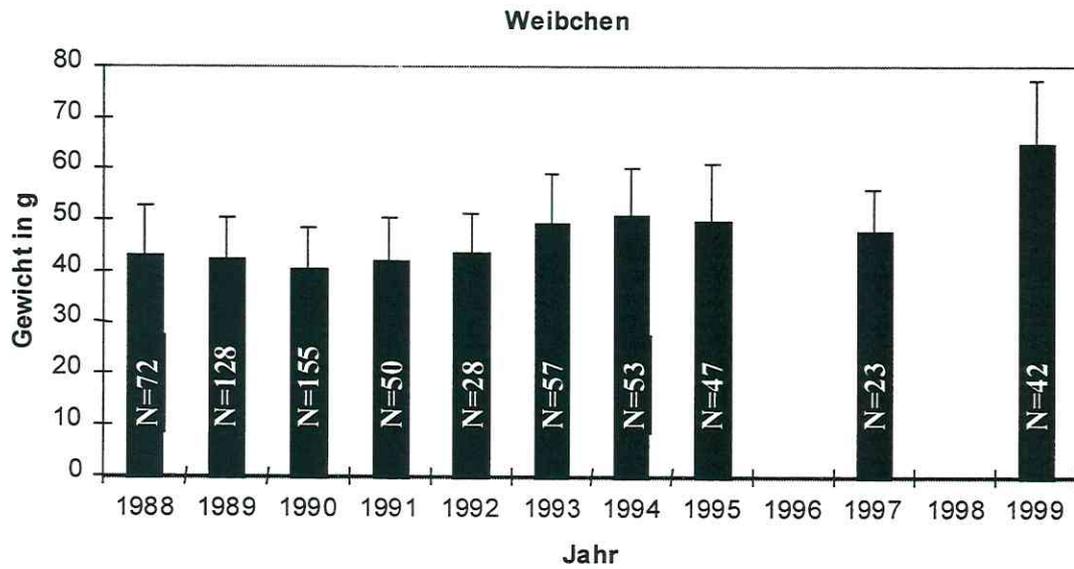


Abb.4: Mittlere Gewichte der Erdkrötenweibchen (g) von 1988 bis 1999

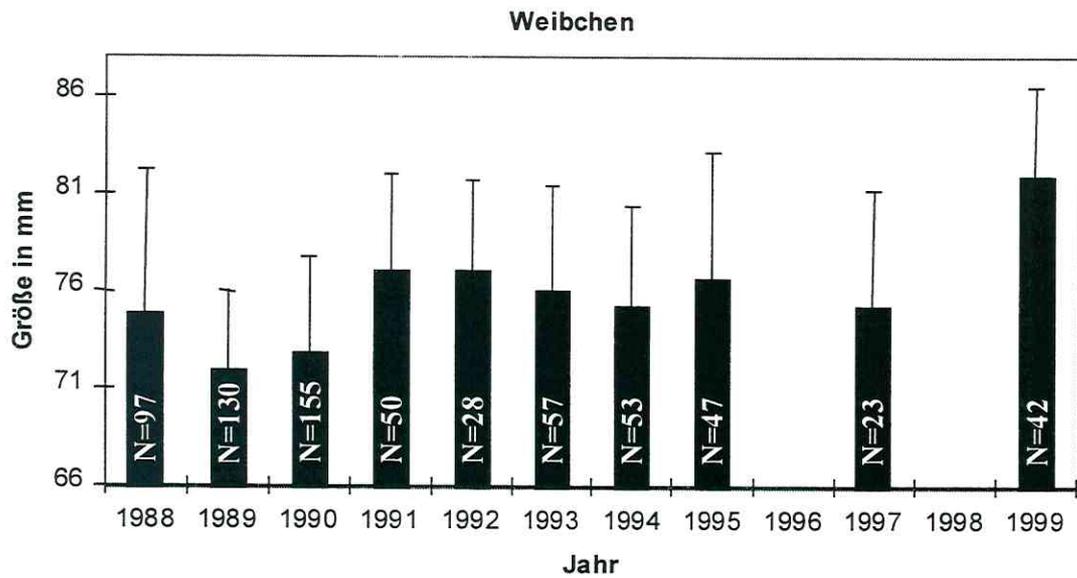


Abb.5: Mittlere Größen von Erdkrötenweibchen (mm) von 1988 bis 1999

Ein Grund könnte sein, daß es sich um eine zufällige demographische Ausnahmesituation handelt, wobei die gefangenen Tiere in diesem Jahr alle älter und damit auch größer und schwerer waren. Zweitens könnte die Unterschutzstellung des Gebietes (siehe oben) zu einem besseren Zustand der Tiere geführt haben. Auch READING (1990) stellte Konditionsunterschiede nicht nur zwischen Populationen, sondern auch innerhalb derselben Population zwischen Jahren fest. Die Ursache vermutete er in unterschiedlicher Nahrungsverfügbarkeit und / oder Habitatqualität.

Erst die Betrachtung der weiteren Entwicklung in den nächsten Jahren wird Aufschluß über die wahren Hintergründe geben können.

Literatur

- HEUSSER, H.(1958): Markierungen an Amphibien.- Vierteljahresschr. Naturforsch. Ges. Zürich 103: 304-320.
- JØRGENSEN, C.B.(1982): Factors controlling the ovarian cycle in a temperate zone anuran, the toad *Bufo bufo*: Food uptake, nutritional state and gonadotropin.- J.Exp.Zool., New York 224: 437-443.
- JUNGFER, W.(1943): Beiträge zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern.- Z.Morph.Ökol.Tiere 40: 117-157.
- KUHN, J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.).-Zeitschrift für Feldherpetologie 1: 3-87.
- KUHN, J. (1998): Life-history Analysen, Verhaltens- und Populationsökologie im Naturschutz: die Notwendigkeit von Langzeitstudien.- Schr.-R.f.Landschaftspfl. u. Natursch. H.58: 93-113.
- MÜHLENBERG, M.(1989): Freilandökologie. Quelle & Meyer Verlag. Heidelberg: 431pp.
- PECHMANN, J.H.K., Scott, D.E., Semlitsch, R.D., Caldwell, J.P., Vitt, L.J. & Gibbons, J.W.(1991): Declining amphibian populations: The problem of separating human impacts from natural fluctuations.- Science 253: 892-895.
- READING, C.J.(1990): A comparison of size and body weights of common toads (*Bufo bufo*) from two sites in Southern England.- Amphibia-Reptilia, Leiden 11: 155-163.
- SCHLUPP, I., PODLOUCKY, R., KIETZ, M. & STOLZ, F.-M. (1990): Pilotprojekt Braken - Erste Ergebnisse zur Neubesiedlung eines Ersatzlaichgewässers durch adulte Erdkröten (*Bufo bufo* L.).- Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 10/1: 12-18.
- SCHLUPP, I., PODLOUCKY, R.(1994): Changes in breeding site fidelity: A combined study of conservation and behaviour in the Common toad, *Bufo bufo*.- Biological Conservation 69: 285-291.

DNA-Analyse an Kotproben - Ein nichtinvasives Verfahren zur Feststellung von Verwandtschaft und genetischer Variabilität in Tierpopulationen

Uta-Dorothee IMMEL*, Susanne HUMMEL** & Bernd HERRMANN**

*Max-Planck-Institute for Evolutionary Anthropology, Department of Primatology, Inselstrasse 22, 04103 Leipzig; Tel. 0341/9952218; Fax: 0341/9952119; email: immel@eva.mpg.de

**Historische Anthropologie und Humanökologie, Institut für Zoologie und Anthropologie, Universität Göttingen, Bürgerstraße 50, 37073 Göttingen

Einleitung

Durch die Etablierung der Polymerase Kettenreaktion (PCR) (Saiki et al. 1985, Mullis & Faloona 1987) und der damit verbundenen Möglichkeit, minimale Mengen DNA spezifisch in vitro enzymatisch zu vervielfältigen, wurde ein elementares und unersetzliches Hilfsmittel für die Forschung entwickelt. Der hohen Sensitivität ist es zu verdanken, daß auch im Spurenbereich vorliegende DNA der Analyse zugänglich wird. Kernstück dieser Technik ist die PCR-gestützte Analyse variabler Mikrosatelliten-DNA, wie sie im chromosomalen Genom aller Tiere und Pflanzen zu finden sind. Zudem konnte durch die Entdeckung und Anwendung kurzer genetischer Markersysteme von bis zu wenigen hundert Basenpaaren Länge selbst degradiertes Material für molekularbiologische Analysen zugänglich gemacht werden. Erfolgreiche Typisierungen unterschiedlicher Biomaterialien wie Blut und Urin (Weichhold et al. 1998), zelluläres Material von einzelnen Haarwurzeln (Wilson et al. 1995) und Knochen (z.B. Hummel et al. 1999) konnten so erfolgreich typisiert werden (z.B. Gill et al. 1995).

Über die Analyse von Mikrosatelliten-DNA ist neben der Identitätsfeststellung die Möglichkeit der Verwandtschaftsanalyse gegeben. Es kann dabei Verwandtschaft im engeren Sinne, als

genealogische Abfolge und Verbindung von Individuen überprüft werden, aber auch die Feststellung von Verwandtschaft auf Gruppen- bzw. Populationsniveau über Frequenzunterschiede der einzelnen Allele der Mikrosatelliten ist möglich.

Dass Probenmaterial Kot steht für Identifikationszwecke zur Verfügung, da aus den im Kot enthaltenen abgeschilferten Intestinalzellen der Darmschleimhaut individualspezifische DNA nachzuweisen ist.

Erfolgreiche Zugänge auf dem Gebiet der DNA-Typisierungen an Kotproben eröffneten Hopwood et al. (1996) und Gerloff et al. (1995) durch die Isolierung spezifischer Sequenzen von Menschen und Primaten durch ein nichtinvasives Verfahren zur Feststellung von Verwandtschaft und genetischer Variabilität. Ende der 90er Jahre gelang es erstmals, intakte Erbsubstanz aus fossilem Kot (Koprolith) zu isolieren (Poinar et al. 1998) und diesen über Sequenzvergleiche als Nachlaß eines vermutlich vor 11.000 Jahren ausgestorbenen Faultieres (*Nothrotheriops shastensis*) zu identifizieren. Damit war ein wichtiger Durchbruch bei der Erforschung ausgestorbener Arten erzielt worden.

In der primatologischen Verhaltensforschung stellt die molekulargenetische Analyse ein wichtiges Instrument dar, jedoch waren durch die bislang übliche invasive Entnahme von Blut, Weichgewebe und Haaren genetische Untersuchungen an wildlebenden Primaten bislang sehr problematisch (Wilson et al. 1995, Nürnberg et al. 1998). Die für die Blutentnahme notwendige Betäubung stellt beispielsweise einen erheblichen Streßfaktor für die Tiere dar (Hiong et al. 1995) und beeinflusst damit die für die ethologischen Fragestellungen und die hormonellen Untersuchungen entscheidenden natürlichen Verhaltensweisen.

Seit langem werden durch ethologische Untersuchungen Zusammenhänge zwischen Lebenslaufstrategien und der sozialen Struktur, sowie dem Dominanzrang und Reproduktionserfolg einzelner Individuen postuliert, deren kausale Verknüpfungen jedoch bislang ausstanden. Durch die Etablierung der nichtinvasiven molekulargenetischen Analysen können durch die genetische Bestimmung von Verwandtschaftsverhältnissen Informationen über Reproduktionserfolge und -strategien sowie Rekonstruktionen der Sozialstrukturen bereitgestellt werden (Laundhardt et al. 1998, Gerloff et al. 1999).

Einen weiteren wichtigen Anwendungsbereich der DNA-Analyse speziell von Fäkalproben bietet das genetische Management und der Bereich der *Conservation Genetics* von bedrohten freilebenden Tierarten und Zoopopulationen (Cunningham et al. 1999, Nxomani et al. 1999). Durch das störungsfreie *Screening* wildlebender Tierpopulationen können Fragestellungen, wie beispielsweise Abschätzungen von Populationsgrößen (Kohn et al. 1999) und ihrer genetischen Variabilität oder auch individueller Reproduktionserfolg auf molekularbiologischem Niveau geklärt werden (Rabrivola et al. 1998, Scheffrahn et al. 1998). Dieses Instrumentarium kann zukünftig bei der Umsetzung von Projekten des Naturschutzes und *Wildlife Managements* Anwendung finden.

DNA-Typisierungen aus Kot von Orang-Utans

Unter diesen Gesichtspunkten sollte die Anwendung und Tauglichkeit der DNA-Analytik zur Rekonstruktion von Verwandtschaft an Orang-Utans (*Pongo pygmaeus* ssp.) (Abb. 1) demonstriert werden. Ferner galt es, die Eignung der für menschliche DNA entwickelten Typisierungssysteme an einer dem Menschen phylogenetisch nahe verwandten und bedrohten Primatenspezies zu überprüfen.

Es wurde DNA aus Kotproben von 31 Individuen der Unterarten Sumatra (*Pongo pygmaeus abelii*) und Borneo Orang-Utans (*Pongo pygmaeus pygmaeus*) extrahiert. Bei den Individuen handelte es sich um Familiengruppen mit bekannten Verwandtschaftsverhältnissen aus den Zoologischen Gärten Berlin, Hamburg, Heidelberg und Köln. Durch den bekannten Verwandtschaftsgrad eines Teils der untersuchten Tiere bot sich eine ideale Möglichkeit zur Verifizierung einer molekularbiologischen Rekonstruktion von Verwandtschaft.

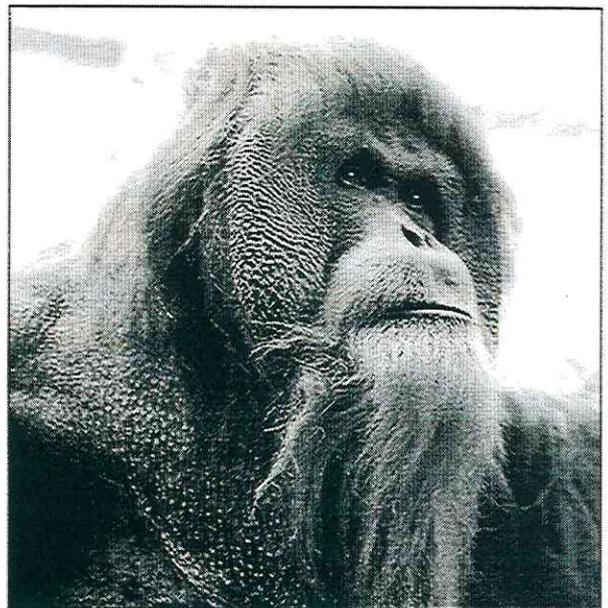


Abbildung 1: Adulter, männlicher Orang-Utan der Subspezies Sumatra Orang-Utan (*Pongo pygmaeus abelii*) des Tiergartens Heidelberg.

Die Kotproben wurden frisch gesammelt und in Ethanol konserviert. Anschließend wurden sie einem speziell hierfür entwickelten Zellaufschluß- und DNA-Reinigungsverfahren unterzogen (vgl. Immel et al. 1999a). Die molekulargenetische Analyse der einzelnen Genabschnitte wurde mit einem aus einem in der Kriminaltechnik gebräuchlichen Kits (AmpF/STR® Profiler Plus™ Multiplex Kit) durchgeführt, das zur Typisierung von menschlicher DNA entwickelt wurde. Das Multiplex-System amplifiziert mehrere Mikrosatelliten sowie dem Amelogeninsystem. Ein Teil der DNA-Extrakte wurden zur Überprüfung des Analyseerfolges elektrophoretisch auf einem Agarosegel aufgetrennt (Abb. 2). Die PCR-Produkte wurden weiteren Verlauf der Analyse mit Hilfe einer Polyacrylamid-Gel-Elektrophorese analysiert (Immel et al. 2000). Methodische Details finden sich in genauerer Ausführung bei Immel et al. 1999a und Immel et al. 1999b.

Diese Methode ermöglicht die Erstellung von genetischen Fingerprints für die verschiedenen Individuen. Am Beispiel der Elektropherogramme in Abbildung 3 läßt sich die Verschiedenheit der allelen Verteilung bei den Orang-Utans verdeutlichen. Über diese genetischen Profile ist die Klärung der biologischen Verwandtschaft innerhalb der Sozietät möglich. In Abbildung 4 sind am Beispiel einer aus dem EEP Zuchtbuch bekannten Genealogie der Kernfamilie mit dem Vater Mano, der Mutter Bini, der Tochter Njamuk und dem Sohn Budi sind die STR-Typisierungsergebnisse in Verbindung mit dem Stammbaum dargestellt. Da die Mikrosatelliten einem codominanten Vererbungsmodus folgen, werden somit jedem direkten Nachkommen genau 50% der Allele der beiden Individuen aus der Elterngeneration vererbt. Betrachtet man sich exemplarisch die Allele der Individuen im System D13S317 zeigt sich, daß die Tochter Njamuk das Allel 9 von der Mutter und das Allel 10 vom Vater geerbt hat. Somit ist eine Verwandtschaft gegeben.

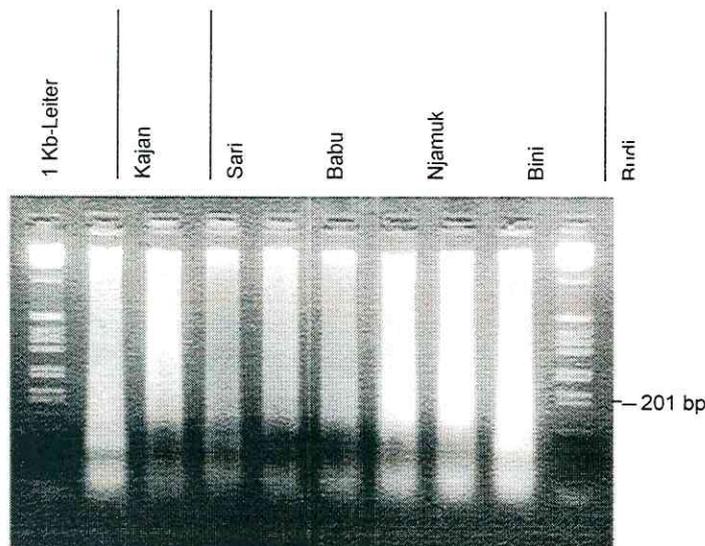


Abbildung 2: Elektrophoretische Auftrennung einiger exemplarisch ausgewählter DNA-Extrakte der Kotproben von Orang-Utans des Zoologischen Gartens Berlin auf einem Agarosegel (2,5%, mit Ethidiumbromid gefärbt). Gemisch aus individualspezifischer DNA und solchen Nukleinsäuren, die aus Nahrungsbestandteilen sowie verdauungsspezifischen Mikroorganismen stammen. Es wurden je 5 µl Extrakt sowie 5 µl 1 Kb-Leiter (vgl. Anhang) eingesetzt. Die Laufzeit betrug etwa 1 h bei 110 V. Belichtung: Blende 11, 3 s, im UV-Durchlicht ($\lambda = 254 \text{ nm}$) unter Verwendung eines Orange-Filters.

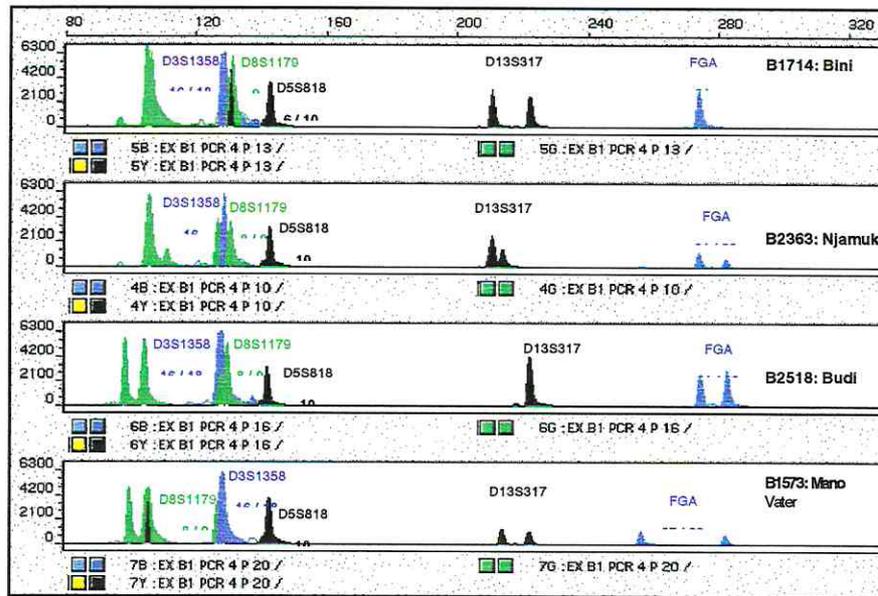


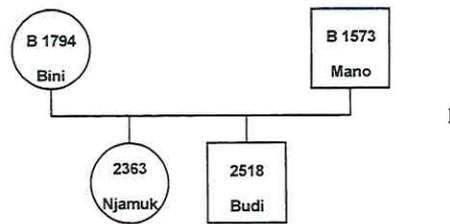
Abbildung 3: Die Genotypen einer Orang-Utan-Familie des Zoologischen Gartens Berlin in Form von Elektropherogrammen der Individuen in Verbindung mit den Typisierungsergebnissen der STR-Systeme des AmpF/STR® Profiler Plus™. Die typisierten Allele resultieren aus den Genotypisierungen mehrerer Einzelamplifikationen. Basierend auf den genetischen Fingerabdrücken wurde bei 31 Orang-Utans die Verwandtschaft untersucht. Es zeigte sich, daß die anhand von Zuchtbüchern aufgestellten Genealogien in vier Familien bestätigt werden konnten. Daten finden sich bei Immel et al. 1999b.

Die Ergebnisse belegten zum einen, daß Kot grundsätzlich als DNA-Quelle für molekulare Analysen geeignet ist. Weiterhin konnte gezeigt werden, daß für humane Individuen entwickelte Analysesysteme zur Typisierung von Mikrosatelliten bei Orang-Utans herangezogen werden können. Die aus dem Zuchtprogramm bekannten Verwandtschaftsverhältnisse der Tiere ließen sich erfolgreich rekonstruieren.

Perspektiven für Ethologie und *Wildlife Management*

Eine besondere Anwendung von DNA-Analysen aus Kotproben liegt im genetischen Management und dem Conservation Genetics Bereich. Durch

die Etablierung von Analysen an Probenmaterial, das nichtinvasiv entnommen werden kann, werden störungsarme Analysen in Wildpopulationen möglich. Damit wird es grundsätzlich durch die Erhebung von Mikrosatellitenallelfrequenzen möglich, einen genetischen "Ist"-Zustand einer Wildpopulation festzustellen. Hierdurch sind z.B. Differenzierungen in Subpopulationen möglich, deren Kenntnis ein wichtiger Aspekt des Conservation Genetics und genetischen Managements sind. So kann beispielsweise die genetische Variabilität innerhalb von Populationen gewahrt und Hybriden vermieden werden.



	D3S1358	FGA	D8S1179	D5S818	D13S317	
Bini B1794	16 / 18	31	9	6 / 10	9 / 12	Bini B1794
Njamuk B2363	16	31 / 33	8 / 9	10	9 / 10	Njamuk B2363
Budi B2518	16 / 18	31 / 33	8 / 9	10	12	Budi B2518
Mano B 1714	16 / 18	27 / 33	8 / 9	10	10 / 12	Mano B 1714

Abbildung 4: Berliner Orang-Utan Genealogie in Verbindung mit den Typisierungsergebnissen der STR-Systeme des AmpF/STR® Profiler Plus™.

Für jedes Individuum wird der Genotyp aufgeführt. In den unter dem Namen folgenden Zeilen sind die für die jeweiligen Individuen determinierten Allele in den STR-Systemen aufgeführt. Allele in Klammern weisen auf unsichere Typisierungen hin. Der rechten und linken Seite der Tabellen können die betreffenden STR-Systeme entnommen werden.

Die Darstellungen der Genealogien wurden basierend auf den demographischen Daten der Zuchtbücher erstellt. Römische Zahlen geben die Generation an.

Diese Untersuchungen haben Modellcharakter für Studien an Wildpopulationen, deren Resultate damit zukünftig in die Konzepte der *Conservation Genetics*, des Naturschutzes und *Wildlife Managements* integriert werden können.

Dank

Für die freundliche Unterstützung und die Bereitstellung des Probenmaterials danken wir den Zoologischen Gärten Berlin, Hamburg, Heidelberg und Köln.

Literatur

- CUNNINGHAM J., HARLEY E.H., O'RYAN C., 1999: Isolation and characterization of microsatellite loci in black rhinoceros (*Diceros bicornis*). *Electrophoresis* 20 (8): 1778-1780.
- GERLOFF U., SCHLÖTTERER C., RASSMANN K., RAMBOLD I., HOHMANN G., FRUTH B., TAUTZ D., 1995: Amplification of hypervariable simple sequence repeats (microsatellites) from excremental DNA of wild living bonobos (*Pan paniscus*). *Molecular Ecology* 4: 515-518.
- GERLOFF U., HARTUNG B., FRUTH B., HOHMANN G., TAUTZ D., 1999: Intracommunity relationships, dispersal pattern and paternity success in a wild living community of bonobos (*Pan paniscus*) determined from DNA analysis of faecal samples. *Proc R Soc Lond [Biol]* 266 (1424): 1189-1195.

- GILL P., KIMPTON C., URQUHART A., OLDROYD N., MILLICAN E.S., WATSON S.K., DOWNES T.J., 1995: Automated short tandem repeat (STR) analysis in forensic casework - a strategy for the future. *Electrophoresis* 16 (9): 1543-1552.
- HIONG L.K., SALE J.B., ANDAU P.M., 1995: Capture of wild orangutans by drug immobilization. In: NADLER R.D., GALDIKAS B.M.F., SHEERAN L.K., ROSEN N. (Hrsg.): *The neglected ape*. 1. Auflage pp 51-59. New York: Plenum Press (1995).
- HOPWOOD A.J., MANNUCCI A., SULLIVAN K., 1996: DNA typing from human faeces. *Int J Legal Med* 108 (5): 237-243.
- HUMMEL S., SCHULTES T., BRAMANTI B., HERRMANN B., 1999: Ancient DNA profiling by megaplex amplications. *Electrophoresis* 20 (8): 1717-1721.
- IMMEL U.-D., HUMMEL S., HERRMANN B., 1999a: DNA Profiling of orangutan (*Pongo pygmaeus*) feces to prove descent and identity in wildlife animals. *Electrophoresis* 20(8):1768-1770.
- IMMEL U.-D., 1999b: DNA-Typisierungen an Kotproben von Orang-Utans (*Pongo pygmaeus* ssp.) - Perspektiven für Ethologie und Wildlife Management. Diplomarbeit.
- IMMEL U.-D., HUMMEL S., HERRMANN B., 2000: Reconstruction of Kinship by Fecal DNA Analysis of Orangutans. *Anthrop Anz* 58: 63-67.
- KOHN M.H., YORK E.C., KAMRADT D.A., HAUGHT G., SAUVAJOT R.M., WAYNE R.K., 1999: Estimating population size by genotyping faeces. *Proc R Soc Lond [Biol]* 266 (1420): 657-663.
- LAUNHARDT K., EPPLEN C., EPPLEN J.T., WINKLER P., 1998: Amplification of microsatellites adapted from human systems in faecal DNA of wild Hanuman langurs (*Presbytis entellus*). *Electrophoresis* 19 (8-9): 1356-1361.
- MULLIS K.B. & FALOONA F.A., 1987: Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase-catalyzed chain reaction. *Methods Enzymol* 155: 335-350.
- NÜRNBERG P., SAUERMAN U., KAYSER M., LANFER C., MANZ E., WIDDIG A., BERARD J., BERCOVITCH F.B., KESSLER M., SCHMIDTKE J., KRAWCZAK M., 1998: Paternity assessment in rhesus macaques (*Macaca mulatta*): Multilocus DNA fingerprinting and PCR marker typing. *Am J Primatol* 44 (1): 1-18.
- NXOMANI C., RIBBINK A.J., KIRBY R., 1999: DNA profiling of *Tilapia guinasana*, a species endemic to a single sinkhole, to determine the genetic divergence between color forms. *Electrophoresis* 20 (8): 1781-1785.
- POINAR H.N., HOFREITER M., SPAULDING W.G., MARTIN P.S., STANKIEWICZ B.A., BLAND H., EVERSLED R.P., POSSNERT G., PÄÄBO S., 1998: Molecular coproscopy: Dung and diet of the extinct ground sloth *Nothrotheriops shastensis*. *Science* 281 (5375): 402-406.
- RABARIVOLA C., MEIER B., LANGER C., BAYART F., LUDES B., RUMPLER Y., 1998: Comparison of genetic variability in wild insular and mainland populations of Eulemur macaco: implications for conservation strategy. *Folia Primatol (Basel)* 69 Suppl 1: 136-146.
- SAIKI R.K., SCHARF S., FALOONA F., MULLIS K.B., HORN G.T., ERLICH H.A., ARNHEIM N., 1985: Enzymatic amplification of beta-globin genomic sequences and restriction site analysis for diagnosis of sickle cell anemia. *Science* 230 (4732): 1350-1354.
- SCHEFFRAHN W., TOMIUK J., BAYES M., 1998: Population genetics and conservation biology in non-human primates. *Folia Primatol* 69 (1): 117-120.
- WEICHHOLD G.M., BARK J.E., KORTE W., EISENMENGER W., SULLIVAN K.M., 1998: DNA analysis in the case of Kaspar Hauser. *Int J Legal Med* 111: 287-291.
- WILSON M.R., POLANSKEY D., BUTLER J., DIZINNO J.A., REPLOGLE J., BUDOWLE B., 1995: Extraction, PCR amplification and sequencing of mitochondrial DNA from human hair shafts. *BioTechniques* 18 (4): 662-669.

Migrationsverhalten bei der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*, LINNAEUS 1758) in Litauen und Konsequenzen für Schutzmaßnahmen

Martina Anne-Claire MEESKE & Krzysztof Jakub RYBCZYNSKI

Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen; Von-Siebold-Str. 2; 37075 Göttingen; Germany;
mmeeske@gwdg.de

Zusammenfassung

Im südwestlichen Litauen wurden Untersuchungen zur Habitatnutzung von *Emys orbicularis* durchgeführt. Aufenthaltsgewässer und Migrationen wurden bestimmt. Die Untersuchungsgewässer besitzen fast nie wasserführende Verbindungen. Nur wenige werden ganzjährig von den Schildkröten bewohnt. Dies wiederum bedingt zwischen Mai und September Gewässerwechsel über Land. Während der Eiablageperiode (Ende Mai bis Ende Juni) suchen die Weibchen geeignete Eiablageplätze in Entfernungen bis zu 1000 m vom Wohngewässer auf.

1. Einleitung

Unter Migrationen sind nach SCHAEFER (1992) regelmäßige Wanderbewegungen bei Tieren mit anschließender Rückwanderung zu verstehen, die durch Jahreszeiten oder Fortpflanzungen ausgelöst werden können. Sie sind demnach Bestandteil einer Überlebensstrategie. Für *Emys orbicularis*, die von Nordafrika, über die Iberische Halbinsel, West-, Mittel- und Osteuropa bis zum Aralsee verbreitet ist (FRITZ 1995, 1996, FRITZ & GÜNTHER 1996), werden in verschiedenen Veröffentlichungen Migrationen beschrieben. FRITZ & GÜNTHER (1996) nennen zwei Typen der Migrationen: 1. Frühjahrswanderungen der Weibchen zu den Eiablageplätzen und 2. Sommer- und Herbstwanderungen evtl. nach Austrocknung des Aufenthaltsgewässers. Ein ähnliches Wanderverhalten beschreibt SNIESHKUS (1994) für Litauen, wo er die größte Zahl wandernder Exemplare im Frühjahr und Herbst beobachtete und dies in Zusammenhang mit Eiablage und Winterruhe

bringt. In der vorliegenden Studie in Litauen war es das Ziel, die Wanderbewegungen der Europäischen Sumpfschildkröte am nördlichen Rande ihrer Arealgrenze zu erfassen und gleichzeitig mögliche Ursachen als Basis für geplante Schutzmaßnahmen zu ermitteln.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im südwestlichen Litauen nahe der nordostpolnischen Grenze (40 km SSW Alytus, Lazdijai-Distrikt; 23°90'E, 54°40'N). Es beinhaltet das 1976 eingerichtete herpetologische Schutzgebiet Kuculishkes und seine Umgebung. Neben neun Gewässern sind vier Eiablageplätze, Feuchtgebiete, Kiefernforste und landwirtschaftlich extensiv genutzte Flächen Bestandteil des Untersuchungsgebietes (siehe Abb. 1). Die Gewässer, hauptsächlich Weiher (siehe Abb. 2) und Tümpel, unterscheiden sich deutlich in Größe [Oberflächen: zwischen 20 m²

(Gewässer D u. E) und 2000-3000 m² (Gewässer A)] und Tiefe [Tiefen: zwischen 10-50 cm (Gewässer D, E, F, H u. J) bis maximal ca. 3 m (Gewässer G)], sowie in Besonnung, Vegetation, Uferstruktur und Nahrungsangebot. Sie liegen in Entfernungen von 100 bis 1200 m zueinander, wobei die wenigsten bei hohen Wasserständen durch überflutete Gebiete miteinander verbunden sind. Die Eiablageplätze mit südlicher Exposition liegen 50-200 m zum nächsten, oft temporären Gewässer und bis zu 1000 m zu den größten Gewässern entfernt.

3. Material und Methoden

Für eine genaue individuelle Erfassung [Vermessung (Methode nach FRITZ 1989, 1992, 1995), Farbmarkierung mit Acrylfarbe (Methode nach

PODLOUCKY mündl. Mittlg. 1996, siehe Abb. 3) und Anfertigung von Fotos] wurden die Tiere mit beköderten Fallen nach SERVAN (1986) und mit unbeköderten und beköderten Reusenfallen (KELLER mündl. Mittlg. 1999) in den Gewässern sowie mit der Hand vornehmlich an Land gefangen. Durch Sichtbeobachtungen, Fang-/Wiederfang und Telemetrie von 21 Tieren (6 Männchen, 15 Weibchen) in verschiedenen Gewässern wurden Gewässerwechsel über Land ermittelt. Bei den telemetrierten Schildkröten wurde auf dem hinteren Bereich des Carapaxes ein Sender (Gewicht: 8-10 g) mit 2-Komponenten-Kleber befestigt (siehe Abb. 3). Mit einem Handscanner Stabo XR 100 und einer H-Adcock-Antenne wurden die Tiere dann dreimal täglich vom Ufer aus lokalisiert oder im Gelände direkt aufgespürt.

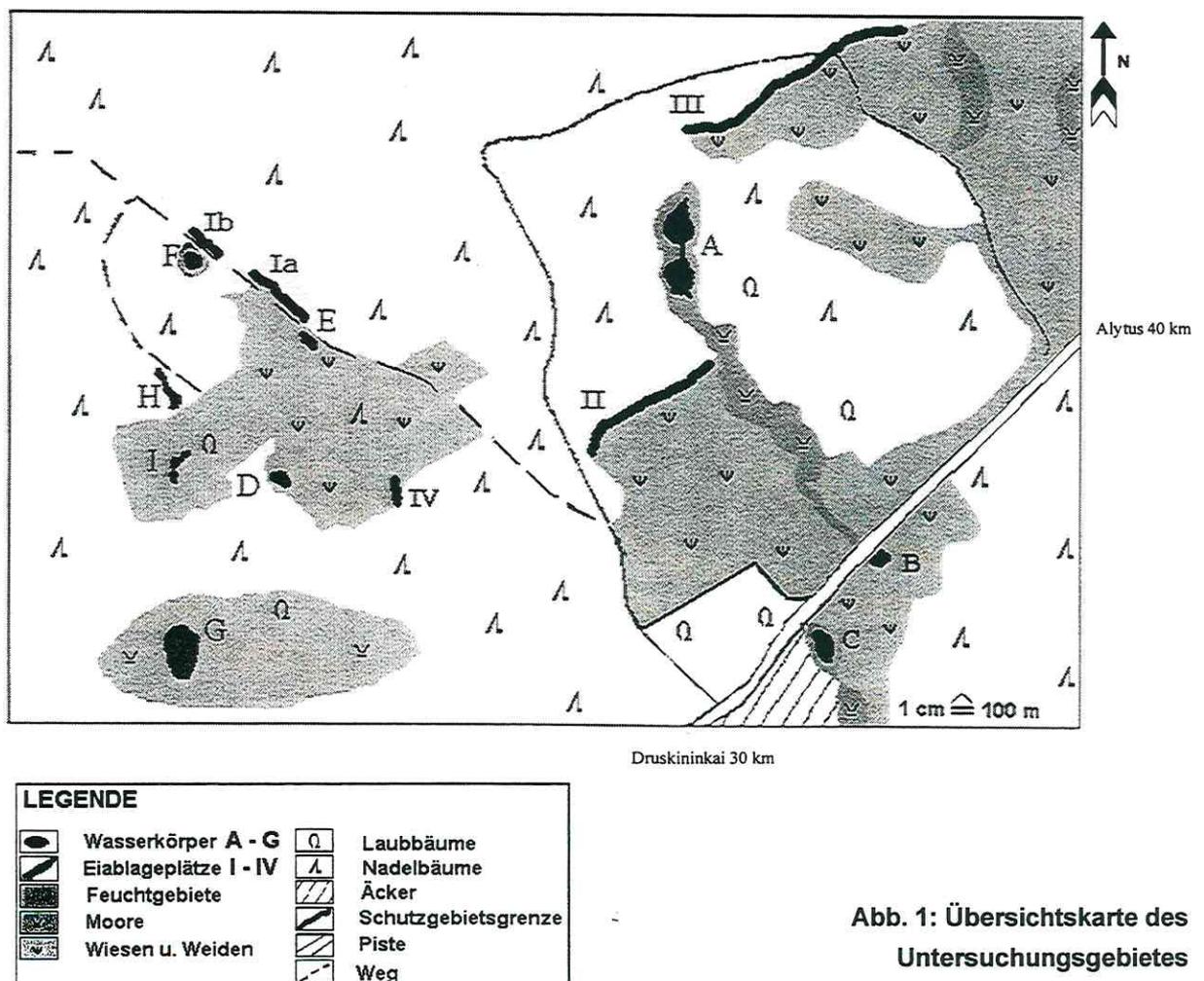


Abb. 1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes



Abb. 2: Blick auf den von *Emys orbicularis* ganzjährig bewohnten, zuwachsenden Hochmoorweiher (Gewässer G)

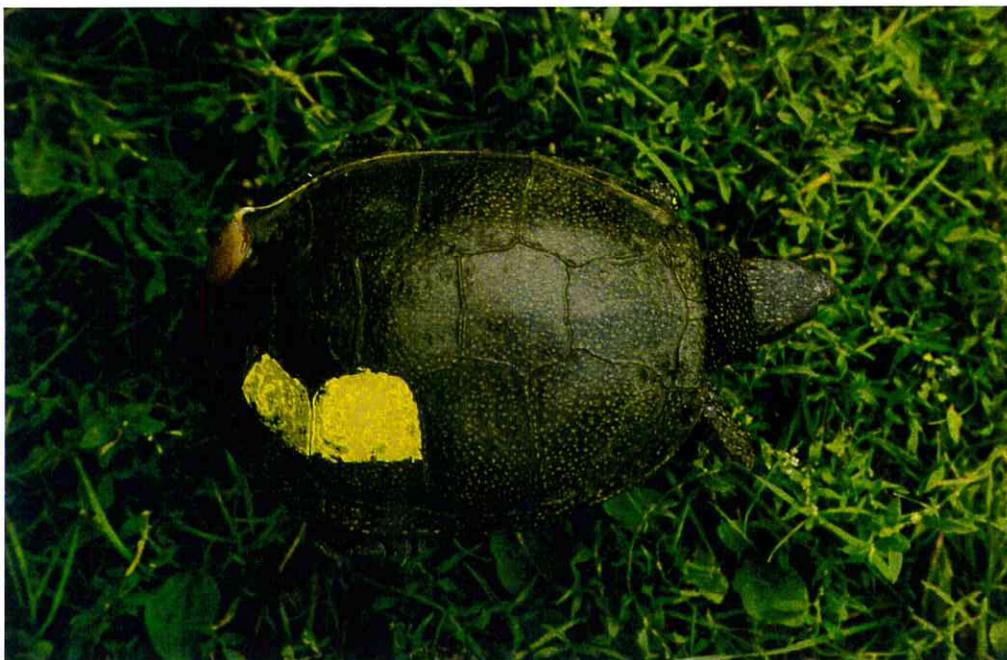


Abb. 3: Besonderes Männchen mit Acrylfarbe markiert

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Funktion der Aufenthaltsgewässer

In den größeren und tieferen Gewässern hielten sich manche Schildkröten das ganze Jahr auf (Gewässer A, C u. G), während die kleineren, flacheren den Tieren nur im Sommer als Aufenthaltsort dienen (Gewässer B, D, E, F, H u. I). Die Konzentration der Individuen außerhalb des Sommers in wenigen Gewässern läßt auf dortige günstigere Überwinterungsbedingungen schließen. In Österreich sucht *Emys orbicularis* in einer Parkanlage ein bestimmtes Gewässer für die Überwinterung aus (KUCHLING 1987). Im Frühjahr begünstigt außerdem das Zusammensein beider Geschlechter in wenigen Gewässern das Finden der Paarungspartner, was auch SNIESHKUS (1994) vermutet. Die Wasserkörper weisen demnach z.T. unterschiedliche Funktionen als Überwinterungs-, Paarungs- oder Sommergewässer auf.

4.2 Art und Zeitpunkt der Migrationen

Bei litauischen Exemplaren von *Emys orbicularis* konnten bisher zwei Typen der Migrationen beobachtet werden:

- **Gewässerwechsel** aufgrund verschiedener Auslöser (Mai bis September) (siehe 4.3)
- **Eiablagemigrationen** während der Eiablagezeit (Ende Mai bis Ende Juni)

Die von FRITZ & GÜNTHER (1996) und von SNIESHKUS (1994) beschriebenen bevorzugten Migrationszeiten konnten mit Ausnahme der Eiablagemigrationen in der vorliegenden Studie nicht bestätigt werden. Die von FRITZ & GÜNTHER (1996) genannten Frühjahrswanderungen aufgrund von Eiablagen können Wanderungen der Männchen nicht erklären (vgl. 4.3).

Da den Artikeln von MEESKE (1997a,b) genauere Informationen zu Eiablagemigrationen derselben Population zu entnehmen sind, wurde im folgenden auf eine Darstellung verzichtet.

4.3 Erläuterungen zu den Migrationen

Die ganzjährig bewohnten Gewässer wurden von einigen Individuen zwischen Mai und Juli z.T.

aber erst nach deutlichem Sinken des Wasserpiegels verlassen und zwischen Juli und September wieder aufgesucht. Die Tiere wandern demnach im Frühling und Frühsommer zum Sommergewässer und im Spätsommer und Herbst zum Überwinterungs- und Paarungsgewässer. So scheinen die ganzjährig bewohnbaren Gewässer nicht den Ansprüchen aller Exemplare im Sommer gerecht werden. Eine zu hohe Individuendichte bewirkt einen intraspezifischen Konkurrenzdruck. Um diesem und dem daraus resultierenden sozialen Streß auszuweichen, wandert ein Teil der Tiere aus und verteilt sich auf die benachbarten Wasserkörper. Dies würde auch erklären, warum einige Individuen das ganzjährig bewohnbare Aufenthaltsgewässer erst bei Verringerung der Wasserfläche gegen ein Sommergewässer tauschen. Auch in der Ukraine wandert *Emys orbicularis* zu Sommergewässern (SZCZERBAK 1998). Litauische Weibchen scheinen das Aufsuchen des Sommergewässers z.T. mit den Eiablagemigrationen zu verbinden.

Manche Exemplare nutzten mehr als ein Sommergewässer, jedoch waren die Auslöser für die Wechsel nicht immer erkennbar. Ähnliches stellten LEBBORONI & CHELAZZI (1991) bei italienischen Tieren fest. Das Austrocknen der Gewässer bedingt zum einen die Wechsel wie es auch in Frankreich (SERVAN 1988, NAULLEAU 1992) und in Italien (LEBBORONI & CHELAZZI 1991, ROVERO & CHELAZZI 1996) beobachtet wurde. In Litauen könnten die verschiedenen Gewässerbedingungen z.B. unterschiedliches Nahrungsangebot oder verschiedene Sonnenbadebedingungen (Gewässer H ist ganztägig in großen Teilen beschattet) mögliche Gründe sein. In kleinen Wasserkörpern mit wenigen Exemplaren kann die Individuendichte durch die Zuwanderung von 1-2 Tieren stark erhöht werden und ursprünglich Ansässige zum Abwandern zwingen. Manche Gewässer dienen evtl. nur als kurzzeitige Zwischenstation bei längeren Überlandwanderungen oder bei mehrtägigen Eiablagemigrationen (vgl. MEESKE 1997b).

Die wechselnden Anforderungen der Schildkröten innerhalb eines Jahres an ihren Lebensraum z.B. aufgrund von Überwinterungen, Paarungen oder Eiablagen scheinen verschiedene Typen der Migrationen zu bewirken.

5. Konsequenzen für Schutzmaßnahmen bei *Emys orbicularis*

Bei der Wiederansiedlung von *Emys orbicularis* bzw. bei der Renaturierung von Gebieten mit im Rückgang begriffenen Populationen sollten die unterschiedlichen Ansprüche der Tiere an ihre Aufenthaltsgewässer berücksichtigt werden. Da, wie im litauischen Beispiel gezeigt, Migrationen eine wichtige Rolle im Jahresverlauf der Tiere spielen können, sollten neben dem Anlegen oder Renaturieren von Gewässern auch günstige Bedingungen für Migrationen Beachtung finden. Um den durch Überlandwanderungen bedingten Streß (erhöhter Prädationsdruck, keine Nahrungsaufnahme möglich, Wasser- u. Energieverlust) zu vermindern, sollten die Gewässer zum einen nur wenige hundert Meter getrennt voneinander liegen und zum anderen durch wasserführende Gräben und Feuchtgebiete miteinander verbunden werden. Schadstoffeinträge in die Gewässer können durch Gewässerschutzstreifen vermindert werden, gleiches würde dann auch für die feuchten Migrationsstrecken gelten.

Bei nicht isolierten *Emys*-Vorkommen sollten kleinere und größere Gewässer als Trittsteine in nicht allzu großen Entfernungen (max. 1 km) Verbindungswege zu Nachbarpopulationen schaffen, um so den wichtigen Individuenaustausch zu erleichtern oder gar erst zu ermöglichen.

Durch die Vorbereitung geeigneter Eiablageplätze in Gewässernähe könnten lange Eiablagemigrationsstrecken verkürzt werden [bis zu 5 km in Polen (FRITZ & GÜNTHER 1996)]. Da nicht alle Weibchen die neu geschaffenen Plätzen annehmen werden (vgl. SCHNEEWEISS & STEINHAEUER 1998), kann durch das Anlegen kleinerer Gewässer an den alten Eiablageplätzen der Streß durch längere Landaufenthalte verringert werden. Diese

Maßnahmen würden nicht zuletzt auch den das Nest verlassenden Schlüpflingen zugute kommen.

6. Danksagung

Ein herzlicher Dank sei all denen ausgesprochen, die das Projekt unterstützt haben bzw. unterstützen. Dazu gehören folgende Institutionen und Organisationen: Deutscher Akademischer Auslandsdienst (DAAD, Hochschulsonderprogramm III), Deutsche Gesellschaft für Herpetologie (DGHT), Dzuku Zinios (litauische Tageszeitung), Green Umbrella, Institute of Ecology (Vilnius), Lietuvos Rytas (litauische Tageszeitung), LRT (erstes litauisches Fernsehprogramm), Meteliai Regional Park Direktion (Meteliai), Ministry of Environment (Vilnius), Naturschutzstation Niederbarnim, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Respublika (litauische Tageszeitung), Tierärztliches Institut der Universität Göttingen, Universitätsbund Göttingen und Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen; sowie folgende Personen: Dr. Linas Balciauskas (Vilnius), Dr. Uwe Fritz (Dresden), Pawel Guzikowski (Gorzow Wlkp.), Dr. Pranas Mierauskas (Vilnius), Slawomir Mitrus (Krakow), Prof. Dr. Mühlenberg (Göttingen), Dr. Ina Pfeiffer (Göttingen), Richard Podlousky (Hildesheim), Dr. Arunas Pranaitis (Meteliai), Norbert Schneeweiss (Niederbarnim) und Dr. Maria Zemanek (Krakow).

7. Literatur

- FRITZ, U. (1989): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758), 1. Eine neue Unterart der Europäischen Sumpfschildkröte aus Kleinasien *Emys orbicularis luteofusca* subsp. nov.. - Salamandra, Bonn, **25** (3/4): 143-168
- FRITZ, U. (1992): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758), 2. Variabilität in Osteuropa und Redefinition von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758) und *E. o. hellenica* (Valenciennes, 1832) (Reptilia: Testudines: Emydidae). - Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden **47** (5): 37-77
- FRITZ, U. (1995): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758), 5a. Taxonomie in Mittel-Westeuropa, auf Korsika, Sardinien, der Apeninnen-Halbinsel und Sizilien und Unterarten-

- gruppen von *E. orbicularis* (Reptilia: Testudines: Emydidae). - Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden **48** (13): 185-242
- FRITZ, U. (1996): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758), 5b. Intraspezifische Hierarchie und Zoogeographie (Reptilia: Testudines: Emydidae). - Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden **49** (3): 31-71
- FRITZ, U. & R. GÜNTHER (1996): Europäische Sumpfschildkröte - *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758). - in GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 518-535
- KUCHLING, G. (1987): Fortpflanzung der Europäischen Sumpfschildkröte, *Emys orbicularis*, unter natürlichen Klimabedingungen Wiens. - ÖGH-Nachrichten **10/11**: 33-36
- LEBBORONI, M. & G. CHELAZZI (1991): Activity patterns of *Emys orbicularis* L. (Chelonia Emydidae) in Central Italy. - Ethology, Ecology & Evolution, **3**: 257-268
- MEESKE, M. (1997a): Nesting ecology of *Emys orbicularis* in South Lithuania. - Acta Zoologica Lituanica, Institute of Ecology, Vilnius, Vol. **7** Biodiversity: 138-142
- MEESKE, M. (1997b): Nesting behaviour of *Emys orbicularis* in South Lithuania. - Acta Zoologica Lituanica, Institute of Ecology, Vilnius, Vol. **7** Biodiversity: 143-150
- NAULLEAU, G. (1992): Study of terrestrial activity and aestivation in *Emys orbicularis* (Reptilia: Chelonia) using telemetry. - Korsos, Z. & Kiss, I. (eds), Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H., Budapest: 343-346
- ROVERO, F. & G. CHELAZZI (1996): Nesting migrations in a population of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) (Chelonia Emydidae) from Central Italy. - Ethology, Ecology & Evolution **8**: 297-304
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie: Ökologie. - 3., überarb. u. erw. Aufl. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 433 S.
- SCHNEEWEISS, N. & C. STEINHÄUER (1998): Habitat use and migrations of a remnant population of the European pond turtle, *Emys o. orbicularis* (LINNAEUS, 1758), depending on landscape structures in Brandenburg, Germany. - in FRITZ, U., U. JOGER, R. PODLOUCKY & J. SERVAN (Hrsg.) (1998): Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. - Mertensiella, Rheinbach **10**: 235-243
- SERVAN, J. (1986): Utilisation d'un nouveau piège pour l'étude des populations de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* (Reptilia: Testudines).- Rev. Ecol. (Terre Vie) **41**: 111-117
- SERVAN, J. (1988): La Cistude d' Europe, *Emys orbicularis*, dans les Etangs de Brenne, France. - Mesogee **48**: 91-95
- SNIESHKUS, E. (1994): Zum Verhalten der Europäischen Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758). - Elaphe, Rheinbach, **2** (3): 11-14
- SZCZERBAK, N.N. (1998): The European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Ukraine. - in FRITZ, U., U. JOGER, R. PODLOUCKY & J. SERVAN (Hrsg.) (1998): Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. - Mertensiella, Rheinbach **10**: 259-266