



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



**Heft 1, 1998**

Einzelverkaufspreis 12,- DM



**NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE IN BRANDENBURG**

**Impressum**

**Herausgeber:** Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Referat Öffentlichkeitsarbeit

**Schriftleitung:** LUA/Abteilung Naturschutz  
Dr. Matthias Hille  
Barbara Kehl

**Beirat:** Dietrich Braasch  
Dr. Martin Flade  
Dr. Bärbel Litzbarski  
Dr. Annemarie Schaepe  
Dr. Thomas Schoknecht  
Dr. Dieter Schütte  
Dr. sc. Friedrich Manfred Wiegank  
Dr. Frank Zimmermann

**Anschrift:** Landesumweltamt Brandenburg  
Abt. N, PF 601061,  
14410 Potsdam  
Tel. 0331/277 62 16  
Fax 0331/277 61 83

Autoren werden gebeten, Manuskripte in Maschinenschrift (wenn möglich auf Diskette – WP-Fließtext) an die Schriftleitung zu senden. Fotos nach Absprache. Autoren erhalten einige Exemplare des betreffenden Heftes. Die Redaktion behält sich eine Überarbeitung eingesandter Beiträge in Abstimmung mit den Autoren vor. Bereits in anderen Zeitungen veröffentlichte Beiträge können nur in besonderen Fällen berücksichtigt werden.

**Redaktionsschluß:** 13.10.1997  
**Titelgestaltung:** Rohde/Zapf  
**Gesamtherstellung,**  
**Vertrieb:** UNZE-Verlagsgesellschaft mbH  
Alt Nowawes 83a  
14482 Potsdam  
Tel. 0331/74 75 6 - 0  
Fax 0331/74 75 6 - 20

**ISSN:** 0942-9328

**Bezugsbedingungen:**  
Jährlich erscheinen 4 Hefte.  
Bezugspreis im Abonnement: 16,- DM pro Jahrgang  
Abonnementsbestellungen sind an den Verlag zu richten.  
Sonderhefte sind nicht Bestandteil des Abonnements.  
Der Einzelpreis wird jeweils gesondert festgesetzt. Er schließt die Zustellkosten ein. Bestellungen sind an den Verlag zu richten. Die Lieferung erfolgt nach Zahlung einer Vorausrechnung.

Namentlich gekennzeichnete Beiträge geben nicht unbedingt die Meinung der Redaktion wieder.

**Titel:** Titel: „Wildtier in Menschenhand“  
Wolfswelpen  
Zeichnung: Micha Dudek, nach R. Dudek

**Rücktitel:** Die „order in council“ zum Schutz des Delphins „Pelorus Jack“ aus dem Jahre 1904

**Vignetten:** Micha Dudek (4-36, 68, 74, 79, 80, 86, 89, 92, 97, 104, 107)  
Dietrich Dolch (32, 42-52, 63, 71, 98, 103, 108), Jana Teubner (60), Roland Boll (38, 64, 77) aus „Buch der Hege“ Bd. 1 Haarwild, Hrsg. H. Stubbe, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin

Diese Zeitschrift ist auf Papier aus 100 % Sekundärfasern mit nordischem Umweltzeichen gedruckt.

**Auflage:** 1.700 Expl.

# Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg

## 7. Jahrgang

## Heft 1, 1998

### Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz

## Inhaltsverzeichnis

MICHAEL STUBBE Geschichte und Perspektiven des Säugetierschutzes	4
DIETRICH DOLCH Der Landesfachausschuß Säugetierkunde Brandenburg/Berlin – Organisation, Arbeitsweise und Ergebnisse	16
ANJA WEIDLING, MICHAEL STUBBE Feldhamstervorkommen in Abhängigkeit vom Boden	18
KERSTIN SELUGA Vorkommen und Bestandssituation des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt - Historischer Abriß, Situation und Schlußfolgerungen für den Artenschutz	21
ULRICH WEINHOLD Zur Methodik radiotelemetrischer Untersuchungen am Feldhamster ( <i>Cricetus cricetus</i> L. 1758) im Freiland	26
LEO BACKBIER Der Feldhamster in Niederländisch Limburg	29
RESOLUTION zur Rettung des Feldhamsters <i>Cricetus cricetus</i> L., 1758 – Tier des Jahres 1996	32
ULRICH ZÖPHEL Stand und Probleme der Fledermauskartierung in Ostdeutschland	32
KURT FRANKE, DIETRICH HEIDECKE Das Biber-Betreuernetz in Sachsen-Anhalt	36
GOTTFRIED KOHLHASE Biberhof Torgau – Lernort in der Natur	37
JAN LANGBEIN, KLAUS-M. SCHEIBE, KNUT EICHHORN Untersuchungen zur Aktivitätsrhythmik beim europäischen Wildschaf ( <i>Ovis ammon musimon</i> ) – Möglichkeiten der Indikation von „Störungen“	38
HOLGER MEINIG Zur Artenverarmung von Kleinsäugercoenosen städtischer Ballungsräume	42
MATHIAS HERRMANN Verinselung der Lebensräume von Carnivoren – von der Inselökologie zur planerischen Umsetzung	45
AXEL SCHMIDT Zur Verbreitungsgeschichte der Gartenspitzmaus <i>Crocidura suaveolens</i> in Ostdeutschland	49
DIETER KÖHLER Aspekte der Ethökologie und deren Bedeutung für den Schutz der Wasserspitzmaus ( <i>Neomys fodiens</i> )	52
DIETRICH VON KNORRE Wie sicher können Wald- ( <i>Sorex araneus</i> ) und Schabrackenspitzmaus ( <i>Sorex coronatus</i> ) bei Gewöllanalysen erkannt werden ?	55
MARCUS PRIBBERNOW Biometrische Untersuchungen an Waldspitzmäusen ( <i>Sorex araneus</i> Linné, 1758) und Schabrackenspitzmäusen ( <i>Sorex coronatus</i> Millet, 1828)	58

**HANS-WERNER MATERNOWSKI**

Die Erfassung von Igel-Verkehrspfaden im Altkreis Oranienburg und weiteren Teilbereichen des Landes Brandenburg – ein Beitrag zur Lösung faunistischer Fragestellungen

**HANS-JÜRGEN KAPISCHKE**

Zum Erscheinungsbild der Wiederbesiedlung von bestellten Äckern durch den Maulwurf (*Talpa europaea*)

**KLAUS M. SCHEIBE, REINHOLD R. HOFMANN, UWE LINDNER**

Rekonstruktion natürlicher Ökosysteme unter Berücksichtigung der ursprünglichen Größsäuger-Artengemeinschaft – Chancen für großräumigen Naturschutz

**JUTTA KNAPP, MATHIAS HERRMANN**

Artenschutzprojekt der Wildkatze: Der lange Weg von der Forschung zur Umsetzung

**HEIKE FREYTAG-GRUNERT, RÜDIGER SCHRÖPFER**

Aktionsplan für eine Wiederansiedlung der Sumpfmaus *Microtus oeconomus* (PALLAS, 1776) in Nordwestdeutschland

**MANFRED WÖFL**

Der Luchs (*Lynx lynx*) in Bayern – Umgang mit einem Großraubtier

**DIETRICH HEIDECKE, WALTER RIECKMANN**

Die Nutria – Verbreitung und Probleme – Position zur Einbürgerung

**JOHANNA SIEBER**

20 Jahre nach der Wiederansiedlung: Biber-Management unvermeidlich?

RUNDTISCHGESPRÄCH zum Thema Wiederansiedlungen

**MICHAEL SCHNEIDER**

Räuber-Beute-Systeme in heterogenen Lebensräumen – Zur Relevanz neuer theoretischer Konzepte in Landschaftsökologie und Naturschutz

**JÜRGEN GORETZKI**

Interessenkonflikt Rotfuchs

**UDO STIEBLING**

Der Rotfuchs, *Vulpes vulpes* (L., 1758), im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin: Erste Ergebnisse zur Populationsdichtebestimmung und Nahrungsökologie unter dem Aspekt des Artenschutzes

**HEINZ LITZBARSKI**

Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie

RUNDTISCHGESPRÄCH zum Interessenkonflikt Fuchs

**CARINA VOGEL**

Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an einem Fischotter *Lutra lutra* L., 1758 in Mecklenburg-Vorpommern

**DIETRICH DOLCH, JENS TEUBNER, JANA TEUBNER**

Haupttodesursachen des Fischotters – *Lutra lutra* (L., 1758) im Land Brandenburg in der Zeit von 1990 bis 1994

**JENS TEUBNER, JANA TEUBNER, DIETRICH DOLCH**

Vorstellungen zur Entwicklung eines Fischreusentyps für den Fischotterschutz

**OLAF ZINKE**

Fischotterverluste in der Westlausitz und angrenzenden Gebieten in den Jahren 1985 bis 1995

**INGRID HUCHT-CIORGA**

Vergleichende Beobachtungen zur Habitatnutzung von Luchsen (*Lynx lynx*) im Bayerischen Wald/Deutschland und im Berner Oberland/Schweiz

**HANS-HEINRICH KRÜGER**

Zum Vorkommen und zur Ausbreitung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) im Südsolling

**BEATRIX WUNTKE, INGO LUDWIG, MARCUS PRIBBERNOW**

Regionale und saisonale Unterschiede im Beutetierspektrum brandenburgischer Schleiereulen

**Liebe Leserinnen und Leser,**

das erste Heft dieses Jahres veröffentlicht die Beiträge einer gemeinsamen Tagung des Landesumweltamtes Brandenburg und des Bundesfachausschusses Mammalogie beim Naturschutzbund Deutschland.

Diese Tagung, die verschiedene Partner des Säugetierschutzes unter einem Dach vereinte, sowohl ehrenamtlich wie auch beruflich engagierte Säugetierforscher und Ökologen, hatte unter anderem das Ziel, die Integration der wissenschaftlichen Bemühungen zu Forschung und Säugetierschutz zusammenzuführen. Angesichts der globalen und regionalen Probleme, die sich für den Lebensraum- und Artenschutz gegenwärtig abzeichnen, betrachteten es das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg und das Landesumweltamt Brandenburg als eine Aufgabe von besonderer Bedeutung, die erste Tagung dieser Art und ihre Ziele zu unterstützen. Das soll auch mit der Veröffentlichung der überarbeiteten Beiträge geschehen. Daraus erklärt sich die Herausgabe dieses thematischen Heftes. Um dem Anliegen der Tagung gerecht zu werden, finden Sie, liebe Leserinnen und Leser, neben den Fachbeiträgen in diesem Heft auch Rundtischgespräche und Poster, den jeweiligen Themenblöcken zugeordnet.

Aufgrund des ungewöhnlichen Umfangs des Heftes, der höhere Kosten verursacht, mußte die Schriftleitung nach Möglichkeiten einer bescheideneren Form der Ausstattung suchen. Wir hoffen, daß dieses Heft dennoch bei unseren Lesern Anklang findet.

Ab der nächsten Ausgabe erwartet Sie wieder die bisherige Ausstattung von N und L.

Schriftleitung



60

63

64

68

71

74

77

79

80

80

86

89

92

97

98

101

102

103

104

107

108

MICHAEL STUBBE

# Geschichte und Perspektiven des Säugetierschutzes

Schlagwörter: Säugetierschutz, Historie, Säugetierschutzwarten, Gesetzgebung, Forschungsbedarf



## 1. Einleitung

Um die historischen Wurzeln des Säugetierschutzes zu ergründen, muß man weit in die Menschheitsgeschichte zurückgehen. Es sind Nutzung und Erhaltung des Wildtieres durch Domestikation hier ebenso wie ganz besonders die Haustierwerdung des Wolfes gegen Ende der Jüngerer Altsteinzeit vor etwa 12 000 Jahren zum Schutze des Menschen selbst, zum Schutz eines Hominiden aus der Ordnung Primates, vor seinen Konkurrenten, Artgenossen oder Feinden unter die Lupe zu nehmen. Mit der Geschichte dieser jahrtausendealten Beziehung hat sich in jüngster Zeit BENECKE (1994) in einer sehr gelungenen Monographie auseinandergesetzt. Der Mensch, der so vielfältigen Nutzen vom Haustier hat und letzten Endes seine Kultur nur mit der Hilfe des Haustieres errichten konnte, hat die Pflicht, nicht als Tyrann über der übrigen Welt zu stehen, sondern diese nicht nur neben sich bestehen zu lassen, sondern auch zu pflegen (BAVINK 1941). Naturschutz treiben, heißt gleichzeitig sich selbst nützen! Auch Menschenschutz ist Säugetierschutz! – ein aktuelles weltweites Thema hoher Brisanz.

Außer zum Haushund und Hauspferd hat der Mensch ein besonders inniges Verhältnis zu Delphinen entwickelt, weil sie unmittelbar Menschen vor dem Ertrinken retteten und wie keine andere wildlebende Säugetiergruppe zum Teil abenteuerliche Berichte initiierten (PETZOLD 1979). Griechische Münzen (aus Syrakus um 480 v. Chr.) und römische Siegel zeigten bereits Delphindarstellungen. So tauchen auch Delphine schon in den Fabeln Äsops (um 600 v. Chr.) als Menschenretter auf. Auch **Aristoteles** (384-321 v. Chr.) zitiert in seiner „Historia animalium“ (um 330 v. Chr.) zeitgenössische Chronisten, die von der leidenschaftlichen Zuneigung der Delphine berichten. In seiner „Naturalis Historia“ erwähnt der Römer **Plinius, der Ältere**, daß zur Zeit des Kaisers Augustus in der Nähe Neapels ein Delphin den Sohn eines Fischers täglich auf seinem Rücken über eine Meeresbucht zur Schule trug. Sein Neffe **Plinius, der Jüngere**, sowie weitere griechische Geschichtsschreiber oder Schriftsteller wie **Plutarch** und **Oppianus** haben sich ebenfalls ausführlich mit der Delphin-Mensch-Beziehung beschäftigt.

Zwischen 1888 und 1912 erlangte der Delphin „Pelorus Jack“ in der durch Klippen und Untiefen von Seefahrern gefürchteten Cookstraße, zwischen den beiden Hauptinseln Neuseelands, Berühmtheit. Er geleitete Schiffe sicher durch diese Meerenge und am

26.09.1904 erließ die Regierung Neuseelands eine in der Geschichte einmalige Verordnung (order in council) zum Schutz dieses Einzeltieres der Art *Grampus griseus* (Rundkopfdelphin). Für fünf Jahre wurde jedermann untersagt, diesen Delphin in der Cookstraße oder den angrenzenden Buchten, Sunden und Wasserarmen zu fangen und bei Zuwiderhandlungen eine für die damalige Zeit hohe Geldstrafe angedroht. Leider ist dieses innige Delphin-Mensch-Verhältnis heute durch den jährlichen Massenmord an Delphinen in Treibnetzen der Hochseefischerei nur noch mit einem peinlichen Schamgefühl zu zitieren. Mark Twain prägte den Ausspruch: „Der Mensch ist das einzige Tier, das erröten kann oder sollte.“

Säugetierschutz bedeutet heute aus anthropozentrischem Blickwinkel Erhaltung der durch *Homo sapiens* hochgradig gefährdeten Biodiversität. Der vor allem durch den Menschen bewußt oder unbewußt heraufbeschworenen Artenverarmung wird versucht, mit regionalen und nationalen gesetzlichen Bestimmungen und internationalen Konventionen entgegenzuwirken, Gemüter zu beruhigen, Prophylaxe und Kosmetik zu betreiben, oft genug eher Papiertiger zu züchten als den Ernst des evolutiven Eingriffs durch den Menschen tatsächlich zu begreifen oder Glauben zu schenken. Artenverarmung ist ein heimlicher schleichender Prozeß, der von vielen Menschen unbemerkt bleibt, ebenso wie das Ozonloch unsichtbar und nicht greifbar ist.

Von Gustav **Kirk** wurde 1967 der Terminus *Theriophylaxe* geprägt, der Erhaltung, Bewahrung und Schutz der Säugetiere in ihrer Gesamtheit umfaßt. Die Notwendigkeit des Säugetierschutzes basiert im wesentlichen heute auf den ungezügelten Eingriffen des Menschen in den Naturhaushalt, mit dem er selbst unentrinnbar verbunden ist. Seine Verantwortung gegenüber der Natur und deren Bewahrung ist eine späte Erkenntnis, die ihre Wurzeln in ethischen, kulturellen, wissenschaftlichen, ästhetischen, sozialen, religiösen, wirtschaftlichen, medizinischen, rechtlichen, erzieherischen, moralischen und anderen Erwägungen hat, was dringend einer tiefen philosophischen Durchdringung bedarf (vgl. WOLTERS 1995).

Kirk gründete weit vorausblickend 1970 die Europäische Gesellschaft für Säugetierschutz e. V. und die Zeitschrift „Säugetierschutz“, deren Durchsetzungskraft und Wirkung jedoch nur sehr begrenzt spürbar wurde. Auf europäischem Podium ist das von Jochen **Niethammer** und Franz **Krapp** herausgegebene „Handbuch der Säugetiere Europas“

ein bedeutender Eckpfeiler für den Säugetierschutz auf wissenschaftlicher Grundlage. Ebenso sind die gegenwärtigen Bemühungen zur Herausgabe eines Europäischen Säugetieratlas durch Anthony J. **Mitchell-Jones**, Friederike **Spitzenberger** (STUBBE u. STUBBE 1995) auch in Motivation für den Säugetierschutz Europas sehr zu begrüßen. Wir hoffen, mit der in der Endphase stehenden Erarbeitung der Säugetierfauna Ostdeutschlands dem Säugetierschutz ebenfalls wichtige Impulse zu geben.

Dieser Beitrag kann nur ganz subjektiv und lückenhaft ein Thema bearbeiten und an ausgewählten Beispielen Sachverhalte und Ideen ordnen oder synthetisieren. Dabei steht der Säugetierschutz in Deutschland im Mittelpunkt, ohne jedoch den Blick für das internationale Geschehen zu verlieren. Somit kann jeder Einzelne weitere Mosaiksteine in dieses Netz einfügen.

## 2. Arbeitshypothese

Kann die Kulturevolution des Menschen der Devastierung der Biodiversität Einhalt gebieten? Gibt es überhaupt Schwellen – oder Karenzwerte des Artentodes, die dem Menschen in seiner ungedrosselten Reproduktion, Dispersion, Dismigration und verschwennderischen Lebensraumnutzung Beschränkungen auferlegen können? Erkenntnisse der Populationsökologie führen auch beim Menschen nicht an intraspezifischen biotischen wachstumsbegrenzenden Faktoren vorbei. Entsprechende „Gewitterwolken“, beladen mit Aids, BSE, Ebola-Virus etc., aber auch zunehmende Sterilität sind nicht nur am Horizont aufgezogen, sie berühren uns bereits hautnah. Wir betreiben seit Generationen aus anthropozentrischer Sicht eine Prophylaxe, deren durchgreifender Erfolg eher negativ als positiv in weiter Perspektive zu beurteilen ist. Nach wie vor regieren Gewinn-sucht, Verdrängung und Biotopverlust über klarer Erkenntnis im ungeschriebenen Gesetz oder dem Codex der Selbsterhaltung. Das beste Beispiel grenzenloser Verschwendung fruchtbarster Ackerflächen für überquellenden Luxus einer Wohlstandsgesellschaft mit immer neuen Gewerbegebieten, Autohäusern, Tankstellen und Supermärkten mit der oft wohlwollenden Zustimmung von Gemeinderäten und Parlamenten aller Ebenen erlebt jeder einzelne in seiner Umgebung. Zerschneidung der Landschaft und Verkehrsexplosion, Isolation und Gendriff stehen dem Säugetierschutz entgegen. War die Entwicklung der Landwirtschaft zu Beginn des 19. Jahrhunderts ein positiv stimulierendes Ele-

ment der mitteleuropäischen Landschaft (PLACHTER 1991), so nachteilig wirkten sich spätere Entwicklungen auf den Naturhaushalt aus.

Der nachhaltigen ökologisch vertretbaren Landnutzung unter den Bedingungen der Intensivlandwirtschaft kommt künftig auch für den Säugetierschutz erstrangige Bedeutung zu. Zur Erhaltung von Biodiversität müssen EU-Maßnahmen (Flächenstilllegung) ärmere und bessere Standorte (Böden) gleichermaßen einbeziehen (SUCCOW 1993). Auf die Energie- und Stoffflüsse und die latente natürliche Regelungsdynamik, die von der anthropogen gesteuerten Stabilität und Labilität überlagert wird, geht W. **Haber** (1980) ein. Hinzu kommt als interdisziplinäre Herausforderung der Naturschutzforschung die schwerpunktmäßige Vernetzung populationsökologischer und populationsgenetischer, einschließlich sozio-biologischer Fragen (NEUHÄUSER, STUBBE, SCHUH 1990) sowie die Rückkopplung zum sozio-ökonomischen Verhalten des Menschen, welches die Prüfung der Umsetzbarkeit von Erkenntnissen in naturschutzstrategisches und -politisches Handeln berücksichtigen muß (MADER 1987).

Säugetierschutz erwächst dem humanistischen Verständnis einer ganz kleinen Minderheit. Säugetierschutz wurde nötig, um biologische Ressourcen zu erhalten und diese nutzen zu können. Jagd und Jäger schlossen sehr früh den Vertrag der Nachhaltigkeit, da Nutzung ohne Schonung, Abschöpfung ohne Reproduktion undenkbar sind. Mit der Konvention von Rio wird ein neues ethisches Paradigma (WOLTERS 1995), das der Erde als Ganzes eine „innere Werthhaftigkeit“ zuerkennt, propagiert und zur offiziellen UN-Ethik erhoben.

### 3. Historisches

Daß Ausrottung von Säugetieren dennoch unmittelbare Folge menschlichen Zugriffs und gnadenloser Verfolgung war, ist historisch belegt und durch unvorstellbaren Raubbau an Naturressourcen und Wildererturn sowie organisiertes Verbrechen Alltagsgeschichte. So begegnete der Mensch noch Mammut und Wollhaarnashorn und zehnte die Bestände. Die Urmenschen von Bilingales, *Homo erectus*, und ihre Jagdtierfauna (vor ca. 350 000 Jahren) werden eindrucksvoll von MANIA u. DIETZEL (1980) dargestellt. Waldelefant, Waldnashorn, Wildpferd, Höhlenlöwe, Wisent, Ur, Hirsch und Biberarten gehörten zu den Beutetieren. Die Megafauna verschwand in erstaunlich kurzer Zeit mit dem Vordringen des modernen Menschen (overkill-Hypothese). Hierzu liegt eine vorzügliche Zusammenstellung von BUNZEL-DRÜKE, DRÜKE u. VIERHAUS (1995) vor. Von führenden Paläontologen werden die Hauptprozesse des Aussterbens der eiszeitlichen Großsäuger im nördlichen Eurasien jedoch auf Klimaveränderungen zurückgeführt (climate-change Hypothese). Die altpaläolithischen Wildbeuter und Jäger haben niemals den Bestand der eiszeitlichen

Tierwelt gefährden können (KAHLKE 1981). Erst im späten Paläolithikum hat der Mensch mit seiner fortgeschrittenen Technik und spürbaren Zunahme seiner Siedlungsdichte in den Prozeß des klimabedingten Aussterbens der Großsäugtiere regional, besonders in deren Rückzugsgebieten mit relativ geringen Populationsdichten, verstärkt eingegriffen.

Artentod hat es in der Evolution immer gegeben. Es muß der philosophischen Aufbereitung dieses Sachverhaltes vorbehalten bleiben, den Menschen mit seinem Handeln und seiner Vernunft und eigenen Evolution hier glaubhaft als natürliches Element oder Störenfried einzuordnen. Das Verschwinden des Urs (1627), die Ausrottung der Stellerschen Seekuh und anderer prächtiger Tiergestalten wie Quagga (1878) und Blaubock (um 1800) geht auf ihn zurück.

Wenn wir uns in diesem Jahr des 250. Todestages von Georg Wilhelm **Steller** (1709 – 1746) erinnern, wird uns die ganze Tragik der Ausrottungsgeschichte der Riesenseekuh wieder bewußt. Sichernten die Seekühe mit ihrem Fleisch, Fett und „ihrer Milch“ 1741 einst das Leben einiger Schiffbrüchiger der im sibirischen Winter auf den Kommandeursinseln gestrandeten Mannschaft um den in russischen Diensten stehenden Dänen und Kapitän Vitus Bering (der selbst dem Skorbut erlag), so betrüblicher ist es, daß bereits 1768 die letzte *Hydrodamalis gigas* dem Menschen zum Opfer fiel, obwohl Steller noch folgendes schrieb: „Die Menge dieser Tiere um diese einzige Insel ist so groß, daß die Einwohner in Kamtschatja sich davon beständig allein ernähren können“.

Der sich entwickelnde Handel und die Expansion des Menschen mit gewollten oder ungewollten Tierverfrachtungen und Fälschungen beförderte vielfach den Ausrottungsprozeß endemischer Arten. Aber auch die Jagd auf Pelztierarten führte weltweit zu erheblichen Bestandseinbußen. 1911 kam es zwischen den Anliegerstaaten des Nordpazifik zu einer ersten internationalen Vereinbarung zum Schutz des nördlichen Seebären (*Callorhinus ursinus*), womit Artenschutz und Nutzung einen tragfähigen Kompromiß schlossen. 1949 wurde in Washington das Fischereiabkommen für den Nordatlantik abgeschlossen, das auch die Limitierung der Verfolgung von Sattelrobbe (*Phoca groenlandica*) und Klappmütze (*Cystophora cristata*) einschloß. „So paradox es klingen mag, eine sinnvolle wirtschaftliche Nutzung der Wildtiere ist auf die Dauer gesehen wohl in den meisten Gebieten die einzig sichere Möglichkeit der Arterhaltung auch außerhalb der Nationalparks und ähnlicher Schutzgebiete“ (KIRK 1968).

Die Wiedergeburt der menschlichen Seele in der Gestalt von Tieren bewirkte in einigen Religionen ein sehr tiefes Mensch-Tier-Verhältnis, das für andere Glaubensrichtungen kaum nachvollziehbar ist. Es rettete in einigen Regionen der Erde vielen Arten das Überleben. Andererseits wurden auch Säugetierarten (wie Steinbock, Nashorn, Moschustier u. a.) zu „wandelnden Apotheken“ (HEDIGER 1948), was zu starker Gefährdung führte. Die

„Bächlersche Regel“ besagt, daß stenöke Arten dann besonders gefährdet sind, wenn Teile ihres Körpers in den Augen des Volksmythos bzw. abergläubischer Menschen als Heilmittel gelten (KRUMBIEGEL 1955).

Im alten Ägypten galten schädlingstilgende Arten wie Igel, Schleichkatzen und Katzen als heilig. Auch Wiesel kam als Nagetiervorzehrer besonderer Schutz zu (KIRK 1968). Von GESNER (1669) wurde gleiches aus dem Mittelalter für die Wiesel in der Schweiz berichtet: „Theils Bauersleute haben die Wieselein gar lieb und werth/dieweil sie allerley Mäuß/als Ratten/wilde Mäuse/Feldmäuse/Schärmäuse und dergleichen fressen.“

200 Jahre später setzt sich der Hallenser Zoologieprofessor Christoph G. A. **Giebel** (1869) in seiner „Landwirtschaftlichen Zoologie“ erneut für den Schutz des Wiesels als nützliches Tier ein, was in Deutschland wiederum erst 100 Jahre später mit der Unterschutzstellung des Mauswiesels im Jahre 1955 in der DDR gelang, aber bis heute kein Allgemeinut deutschen Naturschutzrechtes ist. Wir bemühten uns mit großem Erfolg um nachhaltigen Mauswieselschutz durch Ausschlußmöglichkeiten bei Fallensystemen für den Wieselfang (STUBBE 1990). Auch dieses Beispiel zeigt, daß wissenschaftliche Erkenntnis zur gesetzlichen Einmischung von Tierarten und deren Vollschutz oft Jahrzehnte oder Jahrhunderte benötigt. Dies gilt in besonderen Maße auch für den Fledermausschutz. Gegenwärtig steht das Mauswiesel in allen neuen deutschen Bundesländern sowie in Rheinland-Pfalz und Berlin unter Jagdschutz. Dieser muß dringend im gesamten Areal durchgesetzt werden (STUBBE u. STUBBE 1997).

Erste Empfehlungen zum Schutz von Insektivoren gehen auf L. **Oken** (1838), S. **Nilsson** (1847) und von Friedrich **von Tschudi** (1854) zurück. Der gesetzliche Insektivorenschutz setzte erst relativ spät im 20. Jahrhundert ein. Eine Ausnahme machte Holland, wo seit 1880 der Igel und die Feldspitzmaus unter gesetzlichen Schutz gestellt wurden.

Der Igelschutz hat heute, besonders unter den hohen Mortalitätsraten im Straßenverkehr neue wirksame Ansätze für die Erhaltung und Förderung der Art, zu erarbeiten. Die Einrichtung von Rettungswegen in Parks, Grüngürteln und ausgeräumten Landschaften ist für den artspezifischen Schutz dringender denn je erforderlich. Zu den bekanntesten Vertretern des Igelschutzes gehörten Bernhard **Grzimek** (1909–1987) und Walter **Poduschka** (1922–1996).

Im Rahmen dieses Beitrages ist an Arnold Freiherr **von Vietinghoff-Riesch** (1895–1962) zu erinnern, der uns durch seine Studien an der Rauchschnalze und am Siebenschläfer sowie die Gründung der Vogelschutzstation Neschwitz (1930) zu nachhaltiger Leistung anspornt. Er habilitierte sich 1936, also vor 60 Jahren, in Tharandt mit der Schrift „Bedeutung des Naturschutzes bei der Wiedererweckung verschütteter Werte im Walde“.

Längst haben Zoologische Gärten das Flair einer Menagerie abgelegt und sich sehr ernst-

haft der Vermittlung biologischen Wissens sowie der Rettung bedrohter Arten zugewandt. Für den Säugetierschutz hat u. a. die Erhaltung des Milu oder Père-David-Hirsches und Przewalskipferdes Geschichte geschrieben (vgl. auch MARTIN 1975).

Die Führung internationaler Zuchtbücher hat wesentlich zur Erhaltung genetischer Vielfalt beigetragen. In diesem Kontext wird an anderer Stelle auf Kurt **Priemel** eingegangen. Aber ebenso ist hier die große deutsche Säugetierforscherin Erna **Mohr** (1894-1968) zu nennen, deren Arbeiten, Engagement und Sachkenntnis in großer Breite dem Säugetierschutz immer wieder Impulse verliehen haben. Für den Wisentschutz haben besonders polnische Forscher wie August **Dehnel** (Bialowieża), R. **Graczyk** (Poznan) u. a. sowie in Rußland M.A. **Zablockij** (Prioksko-Terrasnyj Zapovednik), Andrej G. **Bannikov** (1915-1985), Vladimir G. Heptner (1901-1975) u. a. große Verdienste erlangt.

In diesem Zusammenhang ist auf einige große Wildgehege zu verweisen. So legte Friedrich **von Falz-Fein** (1863-1920) in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts in der Ukraine in Askania Nova (heute Biosphärenreservat) weiträumige Steppenschutzgebiete an, um Reservate für einheimische und fremde Tierarten zu schaffen. 1914 wurde er für seine Leistungen vom Zaren in den Adelsstand erhoben. Der Lainzer Tiergarten bei Wien wurde schon 1770 auf einer Fläche von 2 600 ha unter der Herrschaft von Maria Theresia eingefriedet. Auf eine ähnliche Historie greift die Gründung des Favoriteparks Ludwigsburg und des Sauparks Springe zurück (NIETHAMMER 1963). Zur Historie des Biber-schutzes ist zu sagen, daß bereits 1886 die Prinzessin Eugenie **von Oldenburg**, Gutsbesitzerin, ca. 25 km vom heutigen Zentrum des berühmten Staatlichen Woronescher Naturschutzgebietes entfernt, offenbar infolge der Ausrottung der bodenständigen Population fünf Biber aus Weißrußland als Grundpopulation an den Gewässern dieses Schutzgebietes freiließ und den totalen Schutz anordnete (STUBBE 1997 b). Stellvertretend für die Leistungen der deutschen Zoologischen Gärten ist an dieser Stelle an Heinrich **Dathe** und sein Lebenswerk im Tierpark Berlin zu erinnern (H. STUBBE 1989).

Umsiedlungen und Neueinbürgerungen sind mit größter Sorgfalt vorzunehmen, um Faunenfälschungen tunlichst zu vermeiden und genetisches Material nicht schlagartig zu „vernichten“, aber auch, um Artenschutz nicht zu gefährden. Die Fehlentwicklungen mit dem passiven oder aktiven Vordringen von Marderhund, Waschbär und Mink sind dafür beredte Beispiele. Es ist das große Verdienst von Günther **Niethammer** (1963) gewesen, die Einbürgerung von Säugetieren (und Vögeln) in Europa in einer großartigen Übersicht zusammengestellt zu haben. Insgesamt ist jedoch infolge vieler Negativbeispiele sehr kritisch zu prüfen, was die Einbürgerung für den Säugetierschutz gebracht hat (s. a. BUMP 1970, KING 1984, LEVER 1985). Es ist darüber hinaus sehr sorgfältig zwischen Einbürgerung und Wiedereinbürgerung zu

unterscheiden. Von 1925 bis 1970 wurden in Rußland (ehem. Sowjetunion) 600 000 Jagdtiere, darunter 45 Säugetierarten, umgesiedelt (PAVLOV et al. 1973). **Saveljev** (1996) listet für die ehemalige UdSSR sogar 56 Arten auf, die aus wirtschaftlichen oder Schutzgründen umgesiedelt worden sind. Das Hauptmotiv sollte heute sein, unwiederbringbare Werte der Biodiversität, besonders bedrohte Arten, zu erhalten. Nach Schätzungen von **Boyer und Brown** (1986) beabsichtigt man in den USA auf 70 % des Territoriums die künstliche Ansiedlung jagdbarer Wildtiere zu intensivieren. Die Tätigkeit der „National Wildlife Rehabilitators Association“ ist auf dieses Ziel ausgerichtet, welches aus ökologischer Sicht mehr als widersinnig ist, sofern nicht zwingende Gründe der Arterhaltung vorliegen (s. a. GRIFFITH et al. 1989) oder es Wiedereinbürgerungsprojekte sind.

Hinzuweisen ist auf Oskar L. **Tesdorpf** (1854-1933), der zwischen 1903 und 1907 in der Gohrde und im Harz sein leidenschaftlich verfolgtes Ziel auf Erhaltung des Muffelwildes und dessen Einbürgerung in deutschen Wildbahnen durchsetzte (WUTTKY 1963).

#### 4. Jagd – Vorreiter des Artenschutzes

Die sich vor allem im Mittelalter herausfordernden Jagdregalien des Adels und der Landesherren sorgten für die Erhaltung der nutzbaren Jagdtierfauna, weniger für die Erhaltung wehrhafter oder konkurrierender Raubsäugetiere. Somit ist es lange vor der Formierung einer Naturschutzbewegung den Jagdinteressen von geistlichen und weltlichen Landesfürsten zu verdanken, daß Wildtiere erhalten blieben. Es sind Grundsätze, die auf populationsökologischer Grundlage bis in unsere Tage auf wildbiologischem Gebiet fortgeschrieben und wissenschaftlich untermauert wurden und heute die Leitsätze mo-



Abb. 1  
Günther Niethammer (1908-1974)  
Foto: Archiv des Museums A. Koenig Bonn

derner Wildbewirtschaftung im Rahmen der Jagdgesetzgebung darstellen.

In diesem Zusammenhang ist besonders auf Johann Matthäus **Bechstein** (1757-1822) hinzuweisen, der 1795 zu Waltershausen/Thüringen die welterste Vereinigung von Wald- und Wildforschern sowie Naturnutzern mit der „Societät für Forst- und Jagdkunde“ gründete. Das Ideengut des Arten- und besonders auch des Säugetierschutzes formierte sich eher als im allgemeinen nachzulesen ist. Es ist eine Historie, die die Leistungen Bechsteins berücksichtigen und die neu aufgearbeitet werden muß. Der Naturschutz hat seine Wurzeln im tiefen Verständnis des Naturhaushaltes in unseren Wäldern, im Dialog von Nutzung und langfristiger Reproduktion, aber auch der Freude des Menschen an den Schönheiten der Natur und dem bewußten Erleben einer faszinierenden Vielfalt des Lebendigen. Bechstein faßte seinen Erkenntnisstand in der „Waldbeschützungslehre“ (Gotha 1818) zusammen. BECHSTEIN wurde unter anderem durch die Ausrottung gefährdeter Tiere dazu veranlaßt, den Schutz gewisser Arten als integrierenden Bestandteil des Forstwesens anzustreben. Seine Tierschutzkonzeption soll schon 1820 ein Projekt zur Erhaltung des Steinbocks in Italien maßgeblich beeinflusst haben. Die Entwicklung der Nachhaltigkeitswirtschaft kann als eines der bedeutendsten Vermächtnisse europäischer Kultur an die gesamte künftige Menschheit gesehen werden (HENNIG 1996 a).

Bechstein besaß hervorragende Kenntnisse auf dem Gebiet der Zoologie, sowohl zur Biologie der jagdbaren Arten als auch zur Ornitho- und Entomofauna. Er wurde durch sein Elternhaus früh geprägt und seine Neigungen zur Schönheit der Natur, aber auch zur Jagd und zur Erziehung von Kindern zum bewußten Tiererlebnis entwachsen diesem Naturverständnis. Von seiner Grundeinstellung zum Tier- und Jagdschutz sowie der Liebe zum Tier angeregt, verfaßte Bechstein seine „Kurze, aber gründliche Musterung aller bisher mit Recht oder Unrecht von den Jägern als schädlich geachteten und getödeten Tiere“, die 1792 in Gotha erschien und „allen Naturforschern zur Prüfung und allen Forstkollegien, Forstämtern, Förstern und Jägern zur Berührung“ vorgelegt wurde.

BECHSTEIN geht bei seinen Betrachtungen vom Ganzheitsprinzip der Natur aus. Diese tiefe humanistische Grundeinstellung durchzieht sein ganzes Lebenswerk: „daß kein Glied in dem großen freyen Naturstaate umsonst sey“. Er setzt sich für eine völlige Neubewertung tradierter Vorstellungen von Schädlich- und Nützlichkeits ein. Für ihn wird die naturwissenschaftliche Erkenntnis zum obersten Gesetz, so daß er sich offen gegen Ausrottung und Schießertum ausspricht: „Entweder man muß ... den Förstern und Jägern Gelegenheit verschaffen, sich die nötigen naturhistorischen Kenntnisse zu verschaffen ... oder es werden einstweilen bey den Forstkollegien und Forstämtern Naturalienkabinette notwendig ...“. 1798 hielt Bechstein selbst eine Vorlesung in seinem Forstinstitut in Waltershausen „Über die Einführung von Schonzeiten für jagdbare



Abb. 2  
J. M. Bechstein (1757–1822)  
Aus PFAUCH et al. (1972)

Tiere". Für ihn war es ein wichtiges Anliegen, durch eigene Untersuchungen einheimische bedrohte Tierarten vor der Ausrottung zu bewahren.

Das in drei Auflagen herausgegebene und bereits erwähnte Buch „Kurze, aber gründliche Musterung aller ... Thiere“ gilt als erste wichtige Schrift für den Artenschutz. Bechstein weist auf den großen Nutzen der Fledermäuse durch den Verzehr von forstschädlichen Insekten hin. In seinen Betrachtungen zu den Raubtieren geht er auf das Große Wiesel ein, welches nach genauen Beobachtungen 8 000 Mäuse gegenüber einem Auerhennenei vertilgt. Die Harmlosigkeit des Dachses wird beschrieben, dessen Nützlichkeit herausgestellt und die bisherige irrtümliche Verfolgung dieser Tierart kritisiert. Diese Erkenntnisse schlugen sich sehr schnell zu Gunsten des Säugetierschutzes in der Jagdgesetzgebung nieder, wie lediglich am Beispiel des Dachses gezeigt werden soll.

Nach den „Allgemeinen Richtlinien bei Verpachtung fiskalischer Jagden vom 20. Juli 1866“ galt in Preußen für den Dachs ein neunmonatiger Jagdschutz: „Dachse darf der Forstschutzbeamte innerhalb seines Schutzbezirkes fangen. Um diese immer seltener werdende Wildgattung, welche überhaupt nicht als Raubzeug zu behandeln ist, zu erhalten oder zu vermehren, steht dem Oberförster oder den höheren Vorgesetzten jedoch frei, auch außerhalb der in § 1 der vorstehenden Jagdverpachtungs-Bedingungen für den Dachs auf den 1. Dezember bis ultimo September festgesetzte Schonzeit das Fangen oder Erlegen der Dachse zeitweise ganz zu untersagen. Das Graben derselben darf nur in der Art stattfinden, daß das Zerstören der Hauptbaue vermieden wird und es ist daher jedesmal die spezielle Erlaubniß des Oberförsters erforderlich ... Das nächtliche Hetzen des Dachses ist gänzlich untersagt. Ebenso ist das Schießen des Dachses auf dem Anstande am Baue, da hierbei erfahrungsgemäß viele Dachse angeschossen den Bau erreichen und dann verlorengehen, verboten“.

Im Gesetz über die Schonzeit des Wildes vom



Abb. 3  
Titelseite von Bechsteins Publikation aus dem Jahre 1792

26. Februar 1870 war der Dachs vom 1. Oktober bis 30. November jagdbar. Zuwiderhandlungen wurden mit 5 Talern bestraft. Nach der Preußischen Jagdordnung vom 15. Juli 1907 verkürzte sich die Schonzeit um zwei Monate, daß heißt, sie währte vom 1. Januar bis 31. August. Außerdem gab es eine Klausel, nach der die Schonzeit der Dachse aufgehoben werden konnte. Das Reichsjagdgesetz vom 3. Juli 1934 legte nach MEHLHARDT (1947) eine Bejagung vom 1. Juli bis zum 15. Januar, das Bundesjagdgesetz vom 1. August bis 31. Oktober, fest. In der DDR war die Zeit der Bejagung sehr sinnvoll auf die Zeit vom 1. Oktober bis 31. Dezember beschränkt, da eine Entnahme im August/September keine Nutzung bedeutete (STUBBE 1989). Hier muß die Jagdgesetzgebung künftig progressive Naturschutzpolitik schreiben (vgl. HOFMANN u. STUBBE 1997). Es ist bemerkenswert, daß der Fuchs gleich dem Wolf und Bären schon im Sachsenspiegel (1215) vom Schutz ausgenommen und ihn jedermann töten durfte. Infolge der großen ökologischen Anpassungsfähigkeit und eines beachtlichen Reproduktionspotentials ist die Art der häufigste Wildcanide in Eurasien geblieben. Bereits vor über hundert Jahren (1883) schrieb Raoul von Dombrowski (1833-1896):

„Eine gewisse Species von Forstwirthen und Nationalökonomem glaubte für die Schonung des Fuchses eine Lanze brechen zu sollen, während ihn die Jäger für vogelfrei erklärt und ihn unbarmherzig verfolgt. Zwischen den beiden Extremen jedoch, der Schonung und der Ausrottung, gibt es eine Mittelstraße; der gerechte echte Waidmann wird sie ohne Wegweiser zu finden wissen und auf derselben wohl auch dem berufenen Naturforscher begegnen.“

Bereits 1875 wurde der Allgemeine Deutsche Jagdschutz-Verein gegründet, zu dessen Zielen Schutz und Erhaltung der wildlebenden Tierwelt gehörten. 1904 begann auf Anregung des ADJV in Deutschland die Wildmarkenforschung.

Für den Baummarter ist belegt, daß es Anfang unseres Jahrhunderts (1913) seitens der Forstwirtschaft aktive Schutzbemühungen für diese seltener gewordene Marderart gab (BUTZECK 1989, GRAF 1994). Die Entwicklung des Baummarterbestandes und das erforderliche Schutzmanagement in der DDR wurde von STUBBE (1984) analysiert.

Es gibt aus den letzten Jahrzehnten für Deutschland keinen belegten Fall, daß durch Jagd in oder außerhalb von Schutzgebieten eine Tierart in ihrem Bestand bedroht oder ausgerottet wurde. Das Gegenteil ist der Fall, Jäger in den Reihen aktiven Naturschutzes haben wesentlichen Anteil an der Erhaltung von bedrohten Tierarten und Lebensraumschutz (vgl. auch HENNIG 1996 b). Eines von vielen Beispielen ist die von der Landesjägerschaft Niedersachsen in Norden-Norddeich 1971 gegründete Seehundaufzucht- und Forschungsstation, an der Winhold **Schumann** hervorragende Arbeit geleistet hat.

Weitere Aufnahmestationen für Jungrobben befinden sich heute in Friedrichskoog (seit 1985 in Trägerschaft des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein und der Gemeinde), in den Tiergroten Bremerhaven (staatliche Einrichtung), in Esbjerg/Dänemark (staatliche Einrichtung) sowie in den Niederlanden in Pieterburen (private Einrichtung) und Ecomare auf Texel (Museum). Die Rückführung aufgegriffener Jungrobben (Heuler) hat für die Stabilisierung der wildlebenden Seehundpopulation heute keine Bedeutung. Deshalb

darf Touristenattraktion nicht zur Tabuisierung natürlicher Vorgänge, sehr wohl aber zur weitgespannten Umwelterziehung genutzt werden.

## 5. Fledermäuse als „Conservateure“ unserer Wälder

Als Zeitgenosse Bechsteins setzte sich besonders auch der Frankfurter Medizinalrat J. Ph. A. **Leisler** (1722-1813) schon nachhaltig für den Chiropterschutz ein (ALTUM 1872). Am 2. Januar 1813 schrieb **Leisler** an den bekannten Forstmann von **Wildungen** (zit. auch bei KIRK 1968):

„Ich kann diese Gelegenheit nicht vorbeigehen lassen, ohne Ihnen diese ungebührlich verachteten, ja oft verfolgten Thiere bestens zu empfehlen, da sie, wie ich versichern kann, im eigentlichsten Sinne Conservateurs der Wälder sind. Denn sie nähren sich hauptsächlich von solchen Nachtschmetterlingen, deren Larven die vorzüglichsten Verheerungen in unseren Wäldern anzurichten können, und da wir ausser der Nachtschwalbe (*Caprimulgus europaeus*) keine nächtlichen Thiere haben, welche die Fledermäuse in dieser nützlichen Jagd unterstützen; so erhellet hieraus unwidersprechlich, dass unsere schönen Wälder bald entlaubt dastehen würden, wenn meine Conservateurs zu sorgen aufhörten, da die nicht häufigen Nachtschwalben allein nur sehr wenig würden ausrichten können. – Ich kann Ihnen einen überzeugenden Beweis hiervon liefern. Seit einigen Jahren wurden in den hiesigen Forsten (um Hanau) einige tausend alte Eichen, auf Befehl der Franzosen, gefällt, und da dies zu der Zeit geschah, da die Fledermäuse ihren Winterschlaf hielten; so befanden sich oft mehrere hundert in einem einzigen hohlen Aste, die dann muthwillig getödtet wurden, statt dass man sie, um ihren Schlaf fortsetzen zu können, in einen anderen hohlen Baume hätte einquartieren sollen. Der Erfolg hiervon war, dass die Processionsraupe (*Bombyx processionea*, L.) in den Gegenden, wo jene Bäume weggehauen worden, so ungeheuer sich vermehrt hat, dass im vorigen Jahre ganze Wälder von ihr entlaubt wurden und die schönsten Eichbäume kahl wie Besenreiser dastanden. – So viel ich als Laie in der Forstwirtschaft, von Männern vom Handwerke habe erfahren können, ist noch in keiner Verordnung die Beschützung und Erhaltung der Fledermäuse befohlen worden. Ihnen bleibt also die Ehre vorbehalten, dieses zuerst zu bewirken, welches um so nothwendiger sein dürfte, da dem Vorurtheil des ungebildeten Haufens nicht leicht entgegen gearbeitet werden kann, wenn nützliche Wahrheiten nicht zugleich durch höhere Autorität ein desto nachdrücklicheres Gewicht erhalten. Noch bemerke ich, dass die Gefrässigkeit der Fledermäuse so gross ist, dass die Zwergfledermaus (*Vespert. Pipistrellus*) in 1 1/2 Stunden 71 Fliegen bei mir in Gefangenschaft verzehrte, und *Vespert. serotinus* (der Spätling) in einer halben Stunde 12 Maikäfer frass. Wie viel schädliche Insecten werden also nicht schon nur von einem dieser nützlichen Thiere während der Sommermonate vertilgt!“

1817 veröffentlichte Heinrich **Kuhl** (1797-1821) unter Einschluß der Ideen und Aufzeichnungen seines Lehrers **Leisler** in Hanau die vielfach zitierte Monographie „Die deut-

schen Fledermäuse“. Der Nutzen der Chiropteren für Forstwirtschaft und Obstbau wird dabei herausgestellt.

1830 wurde der aus Königsberg stammende Julius Theodor Christian **Ratzeburg** (1801-1871) zum Professor der gesamten Naturwissenschaften an die neu geschaffene Forstakademie zu Eberswalde berufen. Er weist in seinen forstentomologischen Werken wiederholt auf die Rolle der Fledermäuse hin und fordert den Schutz höhlentragender Bäume.

Der Breslauer Constantin Wilhelm Lambert **Gloger** (1803-1863) baute die ersten Fledermauskästen. Seine Schriften „Kleine Ermahnung zum Schutze nützlicher Thiere“ (1858) und „Die nützlichsten Freunde der Land- und Forstwirtschaft unter den Thieren“ (1858) müssen in diesem Zusammenhang unbedingt genannt werden (HINKEL u. MATZ 1995).

Auch Ch. G. A. **Giebel** (1869) setzte sich in dem schon genannten Werk für die besondere Schonung der Chiropteren ein. Er gehört mit zu den ersten, die dies so deutlich in der Öffentlichkeit formulierten (STUBBE, 1989). Dies gelang durch Gesetz in Holland bereits 1880, in Ungarn 1901 und Salzburg 1909, in Finnland 1923, in Preußen aber erst mit einer Schutzverordnung vom 10.03.1933 und für Gesamtdeutschland erst mit dem Reichsnaturschutzgesetz von 1935 (HINKEL u. MATZ 1995).

Im internationalen Fledermausschutz erlangte die Ausweisung der Carlsbadhöhlen in Neumexiko (USA) zum Nationalpark im Jahre 1930 besonderes Aufsehen. Infolge des DDT-Einsatzes sank die Anzahl der dort lebenden Guanofledermäuse (*Tadarida mexicana*) von 9 Mio. auf ca. 200 000 Tiere (EISENTRAU 1957, SCHÖBER 1983). Die in den 20er Jahren in Florida (Sugarloaf Key) gebauten Fledermaustürme dienten wohl kaum einem längerfristigen Schutz mit dem Ziel der Moskitobekämpfung durch Chiropteren, waren aber dennoch bemerkenswerte Überlegungen und Zeitdokumente.

Auf dem umfassenden Schutz von Fledermäusen in Winterquartieren und Wochenstuben sowie die Einrichtung von Kastenrevieren kann hier nicht eingegangen werden. Dennoch muß an dieser Stelle auf die Verdienste von Bodo **Stratmann**, Hubert **Roer**, Günter **Natuschke**, Willi **Issel**, Joachim **Haensel**, Klaus **Richarz**, Wilfried **Schober**, Erwin **Kulzer**, Günter **Heise**, Axel **Schmidt**, Monika **Braun** und vielen anderen im Fledermausschutz der letzten Jahrzehnte herausragenden Persönlichkeiten verwiesen werden (u. a. STUBBE 1989). Inzwischen gibt es ein umfangreiches Management und in Sachsen-Anhalt seit geraumer Zeit ein Infomobil zur Propagierung des Schutzes von Fledermäusen. Mit dem privat finanzierten Fahrzeug soll ein neues Bewußtsein für die gefährdeten Fledermausarten geweckt werden (Bernd **Ohlendorf**).

Daß heute alte Wehrmächtsbunker der 40er Jahre (Ostwall bei Posen, Nietoperek/Poznan), stillgelegte Bergwerkstollen oder moderne Bauwerke und Brückenpfeiler (Levens-

aauer Hochbrücke westlich von Kiel) plötzlich im Interesse des Säugetierschutzes stehen, ist eher zufällig als gewollt, aber in künftige Überlegungen von Architekten für Säugetierschutzgerechtes Bauen einzubeziehen. Bergbaubehörden sollten überall aktive Partner des Fledermausschutzes sein.

1991 ist ein Agreement zum Schutz wandernder Fledermausarten Europas im Rahmen der Bonner Konvention erarbeitet worden, das den Schutz von Lebensräumen und Quartieren besonders bedrohter Arten zum Ziel hat und sich gegen fledermaustoxische Pestizide sowie gegen das bewußte Töten und Fangen ausspricht. In Bristol (England) wurde ein spezielles Sekretariat für dieses internationale Abkommen eingerichtet, welches das „Eurobat Chat“-Mitteilungsblatt herausgibt.

## 6. Formierung gesetzlichen Artenschutzes in Deutschland

Die Geschichte des Naturschutzes in Deutschland beginnt im allgemeinen mit der industriellen Revolution in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts. Durch eine Reihe wichtiger Publikationen zur Säugetierfauna wurden Erkenntnisse angereichert, die vor allem den Einfluß des Menschen auf Veränderungen der Fauna spürbar werden ließen.

Als wichtiger Wegbereiter hat Alexander von **Humboldt** (1769-1859) einen unverrückbaren Platz in der Begriffswertung des „Naturdenkmals“ erlangt. Wenige Jahrzehnte später prägte Ernst **Haeckel** (1834-1919) 1866 den Begriff „Ökologie“.

Zwischen 1864 und 1869 veröffentlichte Alfred Edmund **Brehm** (1829-1884) eines der bedeutendsten Volkslesebücher, sein „Illustriertes Thierleben“ in sechs Bänden, von



Abb. 4  
Horst Siewert (1902-1943)  
Aus SCHERPING (1950)

denen die ersten beiden den Säugetieren gewidmet waren. Er konnte auf das sieben Jahre zuvor erschienene Werk von Johann H. **Blasius** (1857) zurückgreifen, das nach Bechsteins „Gemeinnütziger Naturgeschichte“ zu einem bedeutenden Standardwerk der Säugetierforschung des 19. Jahrhunderts wurde. Von Vater Brehm (Christian Ludwig) ist bekannt, daß er darauf achtete, „daß Alfred auch beobachtete, sammelte, für die Wissenschaft brauchbare Jagdbeute streng auswählte und schutzbedürftige Tiere schonte“ (HAEMMERLEIN 1985).

1875 entstand der „Deutsche Verein zum Schutze der Vogelwelt“, aus dem 1907 der „Verein Jordsand“ hervorging. Schon um 1870 wurden in den USA die ersten Nationalparke gegründet (Yellowstone 1872). Bernard **Altum** (1824–1900), seit 1869 Lehrer für Forstzoologie an der Forstakademie Eberswalde schrieb zu diesem Zeitpunkt (1872) seine wichtige „Forstzoologie, I. Säugethiere“, die erneut Forst und Jagd als wichtige Glieder des Säugetierschutzes herausstellte. Ebenso ist auf das von Carl **Struck** (1832-1898) 1876 herausgegebene Buch „Die Säugethiere Mecklenburgs mit Berücksichtigung ausgestorbener Arten“ zu verweisen. Struck wirkte als Gymnasiallehrer in Waren (Müritz) und gründete 1866 mit Freiherrn H. von **Maltzan** das Warener Naturkundemuseum. Über die Anfänge der Säugetierkunde in Mecklenburg-Vorpommern hat LABES (1989) die wesentlichen Fakten zusammengestellt.

1880 wurde von Ernst **Rudorff** die Schrift „Über das Verhältnis des modernen Lebens zur Natur“ verfaßt und prinzipiell bereits die gleiche Misere wie in unseren Tagen, 100 Jahre später, beklagt. Durch Wilhelm **Wetekamp** wurde 1898 im Preußischen Landtag die Forderung auf gesetzlichen Schutz für die Denkmale der Entwicklungsgeschichte der Natur im Interesse von Forschung und Erziehung erhoben. In Fortführung dieser Diskussion wurde der Direktor des Danziger Museums, Hugo **Conwentz** (1855–1922), mit der Ausarbeitung einer Denkschrift zur „Gefährdung der Naturdenkmale und Vorschläge zu ihrer Erhaltung“ beauftragt, die er 1904 vorlegte. Es wurden Leitlinien modernen Naturschutzes entwickelt. Mit der 1906 in Preußen eingerichteten „Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege“ begann in Deutschland der Staatliche Naturschutz. Leider hatte dies keine einheitliche Naturschutzgesetzgebung zur Folge. Diese erfolgte erst 1935 durch das Reichsnaturschutzgesetz.

1909 kam es zur Gründung des Vereins für Naturschutz und 1925 zum Ersten Deutschen Naturschutztag (26.–28.7.1925). Als Begründer der Naturschutztage gilt Walter **Schoenichen**. Nach 1945 wurde diese Bewegung von Hans **Klose** und Hans **Krieg** weitergeführt, in der DDR wurde sie vom Kulturbund aufgegriffen. In der DDR kam es am 4.8.1954 zur Verabschiedung des Naturschutzgesetzes und 1970 zu jener des Landeskulturgesetzes. Das Bundesnaturschutzgesetz trat 1976 in Kraft. Gegenwärtig wird an einer Novellierung gearbeitet.



Abb. 5  
Hans Stubbe (1902–1989)  
Foto: N. Franke

Bereits 1926 gab es ein Naturschutzgesetz in Sachsen-Anhalt. Mit der Thüringer Jagdverordnung von 1926 wurde erstmals in Deutschland die Hege zur Pflicht des Jagdrechts erhoben.

Aus der Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege ging 1935 die Reichsstelle für Naturschutz und 1953 das Institut für Landschaftspflege und Naturschutz hervor. Aus der späteren Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie entwickelte sich 1993 das Bundesamt für Naturschutz. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit wurde 1986 etabliert.

Die starke Gefährdung des Wisentbestandes führte durch das Engagement von Kurt **Priemel** 1923 zur Gründung der „Internationalen Gesellschaft zur Erhaltung des Wisents“ am Zoologischen Garten Frankfurt/Main. Bis 1922 wurden im Internationalen Zuchtbuch nur noch 56 Wisente erfaßt (FLOERICKE 1930). Mit der Gründung der Forschungsstätte „Deutsches Wild“ Werbellinsee-Schorfheide erfolgte 1934 unter Forstmeister Horst **Siewert** die Einrichtung eines Wisentgeheges.

Diese spätere Stiftung Schorfheide sollte den von den Fortschritten der Kultur bedrohten Tier- und Pflanzenarten als Schutzgebiet dienen (NIETHAMMER 1963). Mit den Wirren des 2. Weltkrieges brachen diese Bemühungen wieder in sich zusammen. An dieser Stelle ist daran zu erinnern, daß 1938 als Institut der Forstlichen Hochschule die Forschungsstelle für Jagdkunde Eberswalde eingerichtet wurde, an der Joachim **Beninde** (1905–1939) bedeutende Forschungen am Rotwild initiierte.

Der Säugetierschutz in der DDR bedarf an anderer Stelle einer ausführlichen Aufarbeitung und Würdigung. Es gelang, Forschungsergebnisse innovativ für den Säugetierschutz gezielt umzusetzen. Es war das besondere Verdienst des Forschers und Wissenschaftsorganitors Hans **Stubbe** (1902–1989), des langjährigen Leiters der Arbeitsgemeinschaft für Jagd- und Wildforschung, mit dem „Buch der Hege“ Naturnutzern ökologisches Grundwissen im Sinne nachhaltigen Ressourcenschutzes zu vermitteln: Naturschutz bedeutet Lebensschutz (H. STUBBE 1990). Ihm und Hermann **Meusel** ist die Gründung des Instituts für Landesforschung und Naturschutz in Halle und seiner Filialen zu verdanken. Er gilt außerdem als Initiator der Idee zur Schaffung eines Netzes von Wildforschungsgebieten, die als Freilandlaboratorien beispielhafte und kaum wieder erreichbare Datendokumentationen lieferten. H. Stubbe setzte sich mit großem Engagement für die Schaffung der einzigen, 1958 gegründeten zoologischen Forschungsstätte in der Akademie der Wissenschaften, der Forschungsstelle für Wirbeltierforschung am Tierpark Berlin (DATHE 1989), sowie für den Erhalt und Ausbau von Vogelschutzwarten ein. Bereits 1963 ist in einer Geburtstagslaudatio (Beitr. Vogelkd. 9) nachzulesen: „Sie haben für die Zoologie mehr getan als mancher Zoologe“.

Heute basiert Säugetierschutz auf Paragraphen des Bundesjagd- und Bundesnaturschutzgesetzes, vor allem der Bundesartenschutzverordnung, die detaillierte Festlegungen zum Schutz, zur Aus- und Einfuhr, zur Haltung, Zucht und Vermarktung enthält. Es betrifft jene Arten, die unter das Washingtoner Artenschutzabkommen fallen oder die nach EG-Recht auch bei uns geschützt sind. Sie enthält außerdem jene Arten, die in Deutschland „besonders geschützt“ oder „vom Aussterben bedroht“ sind. Die Wirksamkeit der genannten Verordnung ist begrenzt, da sie nicht gleichzeitig ein Instrument des Lebensraumschutzes ist! Sie schützt die Arten lediglich vor dem direkten menschlichen Zugriff (Fangen, Sammeln oder Stören). Gegen Eingriffe der Forstwirtschaft, von Baumaßnahmen und Verkehrsplanungen etc. bietet dieses Gesetz keine Handhabe (PRIMACK 1995). In der gleichen Literaturquelle ist nachzulesen und mit Nachdruck zu unterstreichen, daß sich die Fachleute einig sind, daß durch Sammeln nur ganz wenige Arten gefährdet wurden und werden können. Auf diesem Sektor erschweren langwierige Genehmigungsverfahren oder starke Einschränkungen (selbst für Fledermausmuen oder nicht erfolgreich bebrütete Vogeleier) aber die Arbeit von Wissenschaftlern und von vielen ehrenamtlichen Faunisten, denen der Naturschutz den Großteil des Wissens über die einheimische Fauna verdankt. Es ist der Öffentlichkeit nicht vermittelbar, warum bei bestimmten Genehmigungsverfahren zwei oder gar drei verschiedene Verwaltungsbürokratien bemüht werden müssen und diese erhebliche Personalkapazitäten binden, warum z. B. ein Biologielehrer erst schriftlich eine Genehmigung beantragen muß, um die Kaulquappe eines Lurches im Unterricht zu zeigen und einer Kiesgrube entnehmen zu können, während der Betreiber

der Anlage die Grube jederzeit abpumpen oder planieren kann; warum der Kleinnagerfang für einen Biologen einer Genehmigung bedarf, während der Forst- oder Landwirt jederzeit Giftköder ausbringen oder durch Umbruch Elementarkatastrophen größten Ausmaßes ohne besondere Erlaubnis herbeiführen kann. Hier muß Verhältnismäßigkeit Vorrang bekommen und der Biologe klare Kompetenzen seines Berufsbildes wahrnehmen können, die in einem Berufscodex mit hoher ethischer Verantwortung gegenüber dem Lebendigen verankert werden sollten und müssen!

## 7. Blick über die Grenzen

Es ist wichtig zu wissen, daß Säugetierschutz in Zentralasien eine lange Tradition hat. Dies läßt sich anhand der Jagdgesetzgebung bis in das frühe Mittelalter zurückverfolgen (ZEVGMID u. DAWAA 1973). Der verstärkte Säugetierschutz begann in der 2. Hälfte des 16. Jahrhunderts mit der Intensivierung des Pelzhandels. Bereits 1778 wurde das bewaldete Bergmassiv Bogd-ul in der südlichen Umgebung Ulan-Bators zum Naturschutzgebiet erklärt und die Jagd auf alle Tierarten verboten (DAWAA 1967; ZEVGMID, STUBBE, DAWAA 1974; STUBBE 1996 b). Die Zusammenarbeit deutscher und mongolischer Säugetierforscher und -schützer führte in dieser Traditionslinie zur Realisierung eines sehr erfolgreichen internationalen Naturschutzprojektes zur Sicherung des Bestandes des Zentralasiatischen Bibers in der Westmongolei (STUBBE u. DAWAA 1983).

Neben dem Zobel und der Saiga gehörte in der früheren Sowjetunion auch der Biber zu den Arten sehr erfolgreichen Säugetierschutzes. Innerhalb weniger Jahrzehnte wurden die Restbestände der genannten Arten durch strengen Schutz und Wiedereinbürgerungskampagnen zu gesicherter Existenz und wirtschaftlicher Nutzung geführt. Für den Biber erwarb sich im Woronescher Naturschutzgebiet Leonid Sergeevič **Lavrov** (1911-1992) internationale Anerkennung (STUBBE u. ROMAŠOV 1992). Für weitere Säugetierarten wurden große Schutzgebiete eingerichtet, z. B. für den Wisent, Zobel, Desman, Seeotter u. a. So grandios die Erfolge des Biber-schutzes sind, so umfassend sind die nicht wiedergutmachbaren Fehler bei der Durchmischung verschiedener Unterarten in mehreren europäischen Ländern gewesen; ein Paradebeispiel dafür, wie man es gerade nicht praktizieren sollte.

Ein Meilenstein europäischen Säugetierschutzes fällt in das Jahr 1868. Auf Betreiben von Maximilian Sila **Nowicki** (KIRK 1987) wurden durch Beschluß des galizischen Parlaments in Lvov am 05.10.1868 in der Tatra Murmeltier und Gemse unter Schutz gestellt. Auf internationalem Parkett ist hervorzuheben, daß bereits im Mai 1900 die Kolonialmächte Deutschland und Großbritannien zu einer ersten Konferenz zum Schutz jagdbarer Wildarten Afrikas nach London einluden. Zu einer ersten Vereinbarung kam es jedoch erst nach einer erneuten Londoner Konferenz

**Tabelle 1: Internationale Konventionen, die den Säugetierschutz tangieren**

12.10.1940	Convention on Nature Protection and Wildlife Preservation in the Western Hemisphere (Washington)
02.12.1946	International Convention for the Regulation of Whaling (Washington). – Mit einem Ergänzungsprotokoll vom 19.11.1956 (Washington)
09.02.1957	Interim Convention on the Conservation of North Pacific Fur Seals (Washington). – Mit Ergänzungsprotokollen vom 08.10.63 (Washington), vom 07.05.76 (Washington) und 14.10.80 (Washington)
01.12.1959	Antarctic Treaty (Washington). Mit Ergänzungsprotokoll vom 04.10.1991 (Madrid)
15.09.1968	African Convention on the Conservation of Nature and Natural Resources (Algier)
02.02.1971	Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat (Ramsar). – Mit Ergänzungsprotokoll vom 03.12.82 (Paris)
11.02.1972	Convention for the Conservation of Antarctic Seals (London)
23.11.1972	Convention for the Protection of the World Cultural and Natural Heritage (Paris)
03.03.1973	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES (Washington). Mit Änderungsbestimmungen vom 03.04.1983 (Gaborone)
15.11.1973	Agreement on the Conservation of Polar Bears (Oslo)
23.06.1979	Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (Bonn)
19.09.1979	Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern)
20.05.1980	Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (Canberra)
24.01.1982	Protocol Agreement on the Conservation of Common Natural Resources (Khartoum)
03.04.1982	Protocol concerning Mediterranean Specially Protected Areas (Geneva)
08.06.1982	Benelux Convention on Nature Conservation and Landscape Protection (Bruxelles)
16.04.1983	Agreement for Cooperation and Consultation between the Central African States for the Conservation of Wild Fauna (Libreville)
21.06.1985	Protocol concerning Protected Areas and Wild Fauna and Flora in the Eastern African Region (Nairobi)
09.07.1985	ASEAN Agreement on the Conservation of Nature and Natural Resources (Kuala Lumpur)
18.03.1986	European Convention for the Protection of Vertebrate Animals used for Experimental and other Scientific Purposes (Strasbourg)
24.11.1986	Convention for the protection of the Natural Resources and Environment of the South Pacific Region (SPREP Convention) (Nouméa)
21.09.1989	Protocol for the Conservation and Management of Protected Marine and Coastal Areas of the South-East Pacific (Paipa/Columbia)
18.01.1990	Protocol concerning Specially Protected Areas and Wildlife to the Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region (Kingston)
16.10.1990	Agreement on the Conservation of Seals in the Wadden Sea (Bonn)
07.11.1991	Convention concerning the Protection of Alps (Salzburg)
04.12.1991	Agreement on the Conservation of Bats in Europe (London)
17.03.1992	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Sea (New York)
05.06.1992	Convention for the Conservation of the Biodiversity and the Protection of Wilderness Areas in Central America (Managua)
05.06.1992	United Nations Convention on Biological Diversity (Rio de Janeiro)

1933, welche die „International London Convention for the Protection of African Flora and Fauna“ verabschiedete, die am 14.1.1936 in Kraft trat. Erstmals wurde für einen Erdteil ein globales Schutzrecht verbrieft. Es wurden „Schutzgebiete“ (wichtige Nationalparke) ausgeschieden, verbesserte Festlegungen zum Jagd- und Wildschutz getroffen sowie eine Kategorie von Tierarten mit Vollschutz, eine andere mit Teilschutz festgelegt.

KIRK (1968) hat diese Historie sorgfältig zusammengestellt.

Nach 20 Jahren folgte 1953 die dritte Konferenz zum Schutz der Fauna und Flora Afrikas in Bukavu, welche die Londoner Konvention überarbeitete, aber erst 1965 in Kampala (Uganda) sich weiter zu einer „Afrikanischen Konvention zur Erhaltung des Wildes durch kontrollierte Nutzung“ formieren konnte, die 1968 in Algier in Kraft trat. 1983 und 1985

gab es weitere Übereinkommen zum Schutz der afrikanischen Fauna (vgl. Tab. 1).

Bereits 1940 schlossen die amerikanischen Staaten die „Convention on Nature Protection and Wildlife Preservation in the Western Hemisphere“, in welche der Schutz wichtiger Säugetierarten integriert wurde: *Trichechus latirostris*, *Enhydra lutris*, *Rangifer caribou sylvestris*.

In der Geschichte des gesetzlich verankerten internationalen Säugetierschutzes erlangte das Internationale Abkommen zur Begrenzung des Walfanges (Washington 1946) besondere Bedeutung, das in der Folgezeit immer wieder unterlaufen wurde und die wenigen Walfangnationen ins Zentrum weltweiter Kritik rückte. Die Washingtoner Artenschutzübereinkommen von 1973 über den internationalen Handel mit gefährdeten Tier- und Pflanzenarten sowie die Bonner Konvention von 1979 zum Schutz wandernder Tierarten sind Marksteine der weiteren internationalen Verständigung (siehe Tab. 1).

Zahlreiche nationale und internationale Organisationen setzen sich heute für den Säugetierschutz ein, die bekanntesten unter ihnen der WWF, die IUCN, Greenpeace, die Zoologische Gesellschaft Frankfurt und zahlreiche andere. Es ist dabei immer wieder zu hinterfragen, wo es an staatlicher Fürsorge mangelt und inwieweit nicht ein fester Prozentsatz des Bruttosozialproduktes in den Umwelt- und Artenschutz zur Erhaltung der Biodiversität zurückfließen muß. Unvergessen bleiben aus deutscher Sicht in diesem internationalen Kontext des Säugetierschutzes die Leistungen von Bernhard und Michael **Grzimek** (1959) sowie das Lebenswerk von Heinz **Sielmann**.

Ein europäisches Naturschutzjahr 1995 muß schlußfolgernd aus der Konferenz von Rio (1992) Bilanz ziehen, sich der menschlichen

Verantwortung für die Natur programmatisch stellen und aus Feigenblättern Wurzeln und Bäume wachsen lassen (STUBBE 1996). Hierfür gibt es über das Bundesumweltministerium (BMU) und das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gute Ansätze. Der internationale und nationale Austausch von Informationen, zahlreiche Säugetierschutzsymposien und Projekte in aller Welt haben Regierungen aufgerüttelt, wesentlich mehr als bisher zur Erhaltung der Biodiversität an Ideen und vor allem Finanzen beizutragen. In diesem Sinne ist auf folgende Tagungen in jüngster Vergangenheit hinzuweisen: „Seminar on the management of small populations of threatened mammals“ (Sofia 1993, publ. by the Council of Europe 1994, Environmental encounters No. 17), Säugetierschutz in der Slowakei „Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku“ (1994 in Banská Bystrica, 1995 in Zvolen, beide Bände 1995 in Banská Bystrica publ.).

## 8. Status quo-Analyse – erste Gedanken

Was haben wir im regionalen Säugetierschutz Ostdeutschlands gegenwärtig erreicht? Für fast alle Insektivoren- und Chiropterenarten zeichnet sich ein negativer Populationstrend ab, einige Arten scheinen ihre Bestände stabilisiert zu haben, für den größten Teil der Arten überhaupt ist die Kenntnis des dynamischen Verhaltens sehr bescheiden, so daß ganz konkrete Einschätzungen zur Farce werden (STUBBE u. STUBBE 1995). Die Situation des Feldhasen, aber auch jene des Wildkaninchens haben sich dramatisch zum Negativen entwickelt. Die Jagdverbände haben sich gegenwärtig zu einem Bejagungsverzicht des Hasen ausgesprochen. Die gegenwärtige Landnutzung der meisten Land-

wirtschaftsbetriebe ist infolge der Optimierung von Technik, Ernte, Umbruch und Biozideinsatz weitgehend säugetierfeindlich. Sie trägt zur gravierenden Verarmung von Biodiversität bei. Neue Ansätze eines umweltfreundlichen Managements sind dringend an Pilotbeispielen zu erkunden. Hierbei kommen der Strukturierung der Agrarlandschaft (Hecken, Hegebüsche) ebenso wie der Herbst-/winterlichen Stoppelbrache bei nächstjährigen Sommerkulturen und der Reduzierung des Biozideinsatzes erstrangige Bedeutung zu. Welche Rolle den Wirkstoffen in Herbiziden (Dicarboximide u. a.) als Fruchtbarkeitsblockern zukommt, ist mit größter Aufmerksamkeit zu verfolgen (STUBBE 1997).

Unter den Nagern finden wir mit dem Biber das Paradebeispiel erfolgreichen Säugetierschutzes. Die Art quitiert dankbar den Schutz und die Förderung durch den Menschen. Es ist die einzige relativ gut kontrollierte Art mit gesicherten Zahlen für den Gesamtbestand. Hier hat sich das Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität vor allem mit Rudolf **Piechocki**, Karl **Uhlenhaut** und Dietrich **Heidecke** und den zahllosen Monitoring-Mitarbeitern bleibende Verdienste erworben. Sie konnten auf dem Wirken der „Dessauer Schule“ von Hermann **Friedrich** (1859–1929), Gustav **Hinze** (1879–1972), Kurt **Wuttky** (1902–1991) und so markanter Persönlichkeiten und Biberväter wie Franz **Abendroth** (1902–1978), Gustav **Laue** (1887–1977) und Leopold **Fuchs** (1905–1988) aufbauen.

Der Tiermaler Ernst **Zehle** (1876–1940) rief bereits in den 20er Jahren zur Gründung eines Biberschutz-Vereins nach dem Vorbild des Wisentschutz-Vereins auf (FLOORICKE 1927). Erst durch eine Regierungsverordnung von 1915 (Friedrich II. Herzog von Anhalt) stand der Biber unter Schutz. Auf die Vorschläge von Max **Behr** (1857–1934) wurden von der 1920 gegründeten Vogelschutzstation Steckby aus in den 20er Jahren an der Elbe Biberrettungshügel angelegt. Auch seinen Nachfolgern im staatlichen Vogelschutz, Martin **Herberg** (1883–1966) und Max **Dornbusch**, war gleichzeitig der Biberschutz ein besonderes Anliegen. Das Biberschutzgebiet bei Lödderitz gehört zu den ältesten Reservaten, die speziell dem Säugetierschutz in Deutschland dienen.

Die Ideen von E. Zehle wurden erst Mitte der 50er Jahre umgesetzt, als K. Wuttky, H. Dathe (Tierpark Berlin), G. Hinze, F. Abendroth und R. Piechocki den Arbeitskreis „Schutz und Erhaltung des Mittelbe-Bibers“ gründeten, der später im „Arbeitskreis zum Schutz der vom Aussterben bedrohten Tierarten“ aufging (vgl. STUBBE 1983). In diesem Zusammenhang ist auch an das Wirken von Hans **Schiemenz** (1920–1990), der jahrelang den Arbeitskreis leitete, zu erinnern.

Die progressive Entwicklung des Bestandes der Hausratte im Verlauf der letzten Jahrzehnte, die an das massive Wachstum von Haustierbeständen und die Resistenz gegenüber einigen Rodentiziden gebunden war, wird von zweifelhafter Existenz sein. Dies gilt



Abb. 6  
Amtmann Max Behr mit seiner „Fotokanone“ (Deutsche Fotothek Dresden)

auch für den vorübergehenden Populationschub der Nutria, der durch unverantwortliche Freisetzen und eine Reihe milder Winter gefördert, verursacht wurde. Am gravierendsten ist der Ausrottungsprozeß des Feldhamsters vorangeschritten, über dessen Status wir gegenwärtig relativ gut unterrichtet sind. Hier herrscht Forschungs- und Handlungsnotstand, der nicht verpaßt werden darf, falls wir die Art als wichtiges Glied vieler Nahrungsketten nicht endgültig verlieren wollen. Über die großräumige Dynamik und den exakten Status der meisten Kleinnauger wissen wir nichts. Die jährlich wiederkommenden Elementarkatastrophen des Ackerumbruchs können an den besten r-Strategen der offenen Landschaft nicht spurlos vorbeiziehen. Hier ist besonders auf **George** (1995) hinzuweisen, der die dramatischen Veränderungen der Landnutzung, des Inputs an Stickstoff und Agrochemikalien sowie der Reduzierung von Ernteverlusten und Uniformierung der angebauten Kulturen zusammengefaßt hat und die Entwicklung seit 1990 analysiert.

Um die Erforschung und Kartierung von Schläfervorkommen haben sich in den letzten Jahrzehnten besonders **Martin Görner** (Jena), **Winfried Schulze** (Sangerhausen) und **A. Bitz** (Mainz) bemüht. Auf Vietinghoff-Riesch wurde bereits verwiesen. In Bezug auf den Säugetierschutz gelang es Görner, die „Arbeitsgruppe Artenschutz Thüringen e. V.“ zu gründen und den Atlas der bedrohten Tierarten Thüringens sowie die Zeitschrift „Artenschutzreport“ herauszugeben. Für Sachsen ist auch an das große Engagement von **Rudolf Zimmermann** in der Schläferforschung zu erinnern.

Bei den Raubsäufern ist der Populationsstrend recht unterschiedlich zu beurteilen. Während Rotfuchs und Steinmarder in ihren Beständen deutlich zugenommen haben, ist der Trend für Fischotter und kleine Musteliden einschließlich Iltis eher negativ, für den Fischotter besonders dramatisch. Die Notwendigkeit eines Monitorings ist für diese Art besonders zwingend, um Grundlagen für einen progressiven Schutz durchzusetzen (STUBBE 1993). Erste Schutzbemühungen führten in der ehemaligen DDR zur Einrichtung von Fischotter-Schongebieten. Hier hat **Bruno Weber** (Haldensleben) gemeinsam mit der Bezirksarbeitsgruppe Artenschutz unter **D. Heidecke** im Bezirk Magdeburg wichtige Pionierarbeit geleistet. Den Fischotterschutz in Niedersachsen und den internationalen Verbund der Otterforschung hat besonders die „Aktion Fischotterschutz e. V.“ mit **Claus Reuther** vorangebracht. Er und **Antal Festetics** organisierten 1979 in Göttingen das 1. Internationale Fischotter-Kolloquium.

Im deutschen Raum sind Otterschutz und Feldforschung darüber hinaus u. a. mit folgenden Namen verbunden: **Peter Allgeyer**, **Hermann Ansorge**, **Steffen Behl**, **Udo Binner**, **Steffen Butzeck**, **Gerhard Creutz**, **Volker Dienemann**, **Dieterich Dolch**, **C. Engstfeld**, **Frank Fiedler**, **Imke Hodl-Rohn**, **Thomas Hofmann**, **Alfred Hundrieser**, **Werner Jorga**, **Peter Kalenbach**, **Gerhard Klafs**, **Reinhard Klenke**,

**Christian Klouda**, **Wolfgang Köhler**, **Heinz Kubasch**, **Ralph Labes**, **Stefan Labes**, **Heidi Mau**, **Franziska Neubert**, **Norbert Prauser**, **Peter Raschig**, **Holm Riebe**, **Horst Ruthenberg**, **Reinhard Schipke**, **Ralf Schreyer**, **Axel Schmidt**, **Horst Schröder**, **Rüdiger Schröpfer**, **Michael Striese**, **Jürgen Tamke**, **Jens Teubner**, **Klaus Thiele**, **Werner Tschirch**, **Heiko Uthleb**, **Paul Vogt**, **Siegfried Waurisch**, **Ursula Wilmering**, **Olaf Zinke**.

Der Dachsbestand hat spürbare Depressionen überwunden und erreicht fast überall wieder eine gesicherte Anzahl. Durch die bedeutende Verdichtung des Straßennetzes und die Verkehrsexplosion sind beträchtliche Mortalitätsraten zu verzeichnen.

Im Wildkatzenschutz sind gute Erfolge erzielt worden. Es ist auf die Arbeiten von **Rudolf Piechocki** sowie das Engagement von **Frank Raimer**, **Harro Möller**, **Günter Worel** und **Ursula Heinrich** hinzuweisen. Über die Zoologischen Gärten Magdeburg, Thale (Hexentanzplatz) sowie die Forschungsstation Wiesenfelden wurden Tiere zur Einbürgerung in Bayern bereitgestellt.

Der Luchs hat auf deutschem Boden im Nationalpark Sächsische Schweiz (BUTZECK et al. 1988, RIEBE 1994), im Bayerischen Wald und im Pfälzer Wald wieder Fuß gefaßt. Über die weitere Verbreitung wird gegenwärtig intensiv diskutiert. Sowohl **Ulrich Wotschikowsky** (1978) als auch **Antal Festetics** (1978) haben sich nachhaltig mit der Wiedereinbürgerung des Luchses beschäftigt und auf bedeutenden Symposien Bilanz gezogen. Im ostdeutschen Raum ist in Beziehung zum Luchsschutz und Säugetierschutz auch auf das Wirken von **Alfred Willy Boback** und **Dieterich Graf** hinzuweisen. Im Luchs- und im Wolfsschutz ist eine enge Zusammenarbeit mit den uns benachbarten Ländern anzustreben. Das erste deutsch-polnische Symposium über wandernde Säugetierarten fand im Oktober 1993 in Frankfurt (Oder) statt (STUBBE 1994).

Die Neubürger Marderhund, Mink und Waschbär reagieren mit weiterem Arealgewinn und steigenden Beständen. Es sind Entwicklungen, die nicht im Sinne des Schutzes der autochthonen Fauna stehen, andererseits offenbar jedoch nicht aufzuhalten sind.

Um die Erforschung des Schweinswals und die Sicherung der Totfunde aller Wal- und Robbenarten an der ostdeutschen Ostseeküste hat sich **Gerhard Schulze** am Meeresmuseum Stralsund besonders verdient gemacht. Für die westliche Ostsee gelang dies in hervorragender Weise **Wolfgang Schultz** am Institut für Haustierkunde der Universität Kiel. An diesem Institut hat **Günther Heidemann** besonders in der Robbenforschung über viele Jahre engagiert gewirkt.

Die Schalenwildbestände haben überall von der Bewirtschaftung in ihrem Artbestand profitiert und gelten einhellig im Rahmen des Säugetierschutzes als gesichert. Dies darf jedoch nicht vertuschen, daß in zunehmendem Maße Landschaftsfragmentierung Isolate schafft, die den lokalen Artentod provoziert. Das Rotwild ist jene Großwildart, die in Deutschland diesen Druck besonders zu

spüren bekommt. Diese Situationsschilderung kann und soll nur ein ganz flüchtiger Streifzug sein.

## 9. Vision und Wirklichkeit

In diesem Zusammenhang ist auf die vom Europarat in Straßburg in Auftrag gegebene Studie zum Stand und den Ursachen der Gefährdung von Säugetierarten zu verweisen. Sie wurde von **C. J. Smit** und **A. van Wijngaarden** (1976) im Europarat eingebracht und 1981 unter dem Titel „Threatened Mammals of Europe“ als Supplementband in das Handbuch der Säugetiere Europas aufgenommen. Der Status der gefährdeten Arten wird heute in allen einschlägigen Monographien (s. a. BURTON and PEARSON 1987) sowie den Rotbüchern und Roten Listen so gut es geht aufgearbeitet (s. a. NOWAK et al. 1994).

Die Arbeit der International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) und seiner Specialist Groups hat in den letzten Jahren bemerkenswerte Akzente gesetzt! Eine beachtliche Anzahl wurde auf dem Säugetiersektor etabliert. Spezifische Publikationsreihen legen Zeugnis engagierter Arbeit ab.

Wir brauchen in den deutschen Ländern endlich Säugetierschutzwarten, die sich den Fragen des Monitorings widmen und langzeitökologisches Datenmaterial anreichern, verdichten und programmatisch wirksam werden lassen. Ohne die Etablierung dieser staatlichen Institutionen und ein Kooperationsnetz mit den Feldforschern und Naturschutzorganisationen bleibt Säugetierschutz im regionalen, nationalen und internationalen Rahmen ein Wunschdenken. Ich rufe hier und heute alle deutschen Naturschutzministerien dazu auf, über die Ausweisung von Säugetierschutzwarten nachzudenken. Die besten Voraussetzungen hierfür hat das Land Brandenburg mit der Naturschutzstation Zippelsförde des Landesumweltamtes. Und es kann nicht sein, daß man eine Station nicht so benennen kann, weil es diese Kategorie in der Gesetzgebung nicht gibt. Dann muß man diese Kategorie um den Terminus „Staatliche Säugetierschutzwarte“ und auch „Staatliche Insektenschutzwarte“ neben den fest etablierten Staatlichen Vogelschutzwarten erweitern. Das ist Umsetzung von Rio und der so gepriesenen Biodiversitätskonvention.

Die Aufgaben von Staatlichen Säugetierschutzwarten sind klar zu definieren. Verschiedene Säugetierarten, besonders die bedrohten, bieten sich für ein Langzeitmonitoring geradezu an. Hierher gehören u. a. die Chiropterenarten. Artenschutzprogramme bedürfen der ständigen Überwachung und Aktualisierung! Besonders unsere Thüringer Fledermausforscher sind hier auf einem progressiven Weg.

Was sich aus den Erfahrungen des von uns organisierten internationalen Monitorings „Greifvögel und Eulen Europas“ als wichtigem Pilotprojekt auf der Ebene von Populationen und Zönosen mit gegenwärtig über 300 Referenzflächen in 13 europäischen Län-

dern in dieser Hinsicht an Grundforderungen gezeigt hat, ist folgendes (GEDEON 1994): Ein derartiges Monitoring muß

- kontinuierlich sein und über ein stabiles Mitarbeiternetz verfügen,
- Jahr für Jahr in den gleichen Kontrollgebieten erfolgen oder dort in regelmäßigen Intervallen von einigen Jahren wiederholt werden,
- in seiner Methodik vergleichbar sein,
- so viele Arten wie möglich einschließen,
- weite Landesteile abdecken,
- alle Habitate, sowohl optimale als auch marginale, berücksichtigen,
- kurzfristige wie auch langfristige Populationsveränderungen aufzeigen,
- statistisch zuverlässig sein,
- effizient und
- national sowie international kompatibel sein.

Wissenschaftlicher Vorlauf für das europäische Haus ist dringend erforderlich. Staatliche Säugetierschutzwarten sind keine isolierten abstrusen Gebilde, sondern fest in das staatliche, ehrenamtliche, wissenschaftlich-organisatorische Netz auf regionaler, nationaler und internationaler Ebene eingebunden. Derartige Einrichtungen sind größtenteils nicht neu zu schaffen, sondern aus dem vorhandenen Pool biologischer Einrichtungen in den Ländern mit klarer Zielrichtung zu profilieren. Der Blick ist auf neue zukunftssträchtige Fragestellungen zu richten.

Der Schutz von Lebensräumen ist mit der Schaffung von Großschutzgebieten mit Nationalparks und Biosphärenreservaten auf guten Wegen. Die diesbezüglichen Bemühungen in den letzten Tagen der DDR und in den heutigen ostdeutschen Bundesländern durch Michael **Succow**, Lebrecht **Jeschke**, Hans-Dieter **Knapp** und viele Mitstreiter sind heute bereits eine einmalige historische Leistung von unermeßlicher Reichweite. Die Schaffung von Korridoren zur Vernetzung von Naturreservoiren ist nichts Utopisches. Grünbrücken über Verkehrsadern haben für den Säugetierschutz längst ihre Feuertaufe bestanden. Die Landesentwicklungspläne haben besonders für den Naturschutz der Zukunft eine große Herausforderung zu realisieren. Hier muß und kann sich die Forstwirtschaft mit dem Konzept der erhaltenden Naturnutzung im Sinne der naturphilosophischen Richtung der „Organik“ voll einbringen (HENNIG 1996 a). Erstmals für Deutschland wurde 1996 in Mecklenburg-Vorpommern in den Großschutzgebieten die Forstwirtschaft der Naturschutzverwaltung zugeordnet, ein bis vor kurzem noch unvorstellbares Modell.

Säugetierschutz und Umwelterziehung sind untrennbar miteinander verbunden. Hierher gehört auch die Einbettung der Forschung und ihrer Methoden, die der Säugetierschutz zur progressiven Weiterentwicklung braucht. Hier sei an das großartige Wirken von Martin **Eisentraut** erinnert, der in den 30er Jahren die Fledermausberingung in Deutschland einführte. Es kann nicht sein, daß seit Jahrzehnten bewährte Feldmethoden, wie Telemetrie, Markierung, Beringung oder der kon-

trollierte Abfang in sehr kleinen Größenordnungen und die biomedizinische Beprobung oder Nutzung durch Jagd immer wieder in Frage gestellt werden und Feldforschung schließlich unmöglich wird oder bürokratische Hürden einen Aufwand darstellen, der dem Biologen das Know how entreißt und seine berufliche Qualifikation in Frage stellt. Der Mediziner stellt keinen behördlichen Antrag zur Behandlung eines neuen Patienten oder zur Ausstellung eines Rezeptes.

Es ist zu hoffen, daß die Deutsche Gesellschaft für Säugetierkunde e. V. (DGS) (gegründet 1926), die nunmehr auch den Säugetierschutz in ihrem Statut verankert hat, sich wesentlich aktiver in der Durchsetzung von Grundprämissen und methodischen Rahmenbedingungen der ökologischen Erforschung von Säugetieren einbringt. Es ist Rüdiger **Schröpfer** zu verdanken, das Positionspapier der DGS zu „Markierungsmethoden und damit verbundene Handhabungen, die nicht einer Bewilligungspflicht für Tierversuche gemäß Tierschutzgesetz vom 26.2.1993 unterliegen“ weit vorangebracht zu haben. Er gilt darüber hinaus als Initiator des seit 15 Jahren jährlich stattfindenden Marderkolloquiums, eines Forums für Säugetierschutz und Erforschung von Musteliden.

Nicht hoch genug muß die Arbeit der Zoologischen Gärten für die Umwelterziehung und den weiteren Aufbau von Erhaltungszuchten gewertet werden. Hier bedarf es einer weiteren Profilierung und des partnerschaftlichen Austausches zwischen Wissenschaft, Naturschutz und breitester Volksbildung und gesicherter finanzieller Förderung.

Zur Umsetzung des Säugetierschutzes gehört im besonderen Maße die Arbeit der Verbände, die koordinierte Zusammenarbeit mit Behörden und wissenschaftlichen Institutionen, mit einer Programmatik, die nicht behindert, sondern progressiv nach vorne gerichtet ist und Spannungsfelder abbaut. Säugetierschutz benötigt eine solide populationsökologisch ausgerichtete Grundlagenforschung. Ohne dieses Wissen ist Säugetierschutz nicht existent. Totfunde vom Aussterben bedrohter Arten müssen als Zeitzeugen und gesellschaftliches Eigentum in dafür prädestinierten wissenschaftlichen Einrichtungen der Nachwelt erhalten bleiben. Hierfür sind schnellstmöglich die gesetzlichen Grundlagen zu überarbeiten bzw. neu zu schaffen.

Die Leistungen der säugetierökologischen Feldforschung und des Säugetierschutzes in Deutschland sowie deren Organisation sind vielfältiger Natur. Über ein geschlossenes Wirken muß weiter nachgedacht werden.

Mit der Tagung „Methoden feldökologischer Säugetierforschung“ und unseren Symposien zur Populationsökologie verschiedener Säugetiergruppen sowie von Greifvogel- und Eulenarten haben wir ein Signal gesetzt. Zumindest für den ostdeutschen Raum und für jene Bundesländer, aus denen neuere Säugetierfaunen vorliegen, sind wir einigermaßen und dennoch sehr lückenhaft über den gegenwärtigen Stand und die Situation von Forschung, Ausbildung, Schutz und somit

praktische Umsetzung informiert. Zur Historie der Säugetierforschung in den östlichen Ländern haben wir mehrmals die wesentlichen Fakten zusammengetragen (STUBBE 1983, STUBBE et al. 1991, STUBBE u. STUBBE 1995). Diese Daten sind zu vervollständigen. Es wird ein erster, sicher unvollständiger Überblick an Institutionen, Verbänden und Gesellschaften in Deutschland gegeben, die sich in vielen Aufgabenbereichen dem Säugetierschutz widmen. Einzelpersonen und Zoologische Gärten sind zunächst nicht erfaßt worden. Ein Verzeichnis von 39 Zoos, 68 weiteren Tierparks und 63 Wildparks ist soeben in dem Buch „Deutschland Safari“ von F. Jantschke (1996) im Hallwag Verlag Bern publiziert worden.

Wir sollten diese Tagung nutzen, um mit dem Gefühl der persönlichen Bereicherung, aber auch der Zusammengehörigkeit, künftige Aufgaben des Säugetierschutzes in Angriff zu nehmen. Um an der Pyramide des Säugetierschutzes und dem Progress der ökologischen Feldforschung zu bauen, sollen zwei Resolutionen bzw. Empfehlungen eingebracht werden:

1. Rettung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) als gefährdetster Säugetierart der offenen Landschaft Deutschlands
2. Empfehlung zum Aufbau von Staatlichen Säugetierschutzwarten in den deutschen Bundesländern.

Darüber hinaus fehlt in Deutschland ein Forschungsinstitut, das wie in Bialowieża/Polen oder Brno/Tschechien Säugetierforschung in einer großen disziplinären Breite, vor allem auf ökologischem Gebiet betreibt.

Neue Denk- und Experimentalansätze betreffen heute nicht nur Lebensraumansprüche kleiner oder besonders geschützter Arten, sie gelten in besonderem Maße auch der Wiederherstellung halbnatürlicher Systeme, in denen diverse große Pflanzenfresserarten die Landschaft mitgestalten können. Die grundlegende Literatur hierzu haben BUNZEL-DRÜKE, DRÜKE u. VIERHAUS (1995) zusammengetragen. Folgt man derartigen Ansätzen, so ist künftig (vgl. auch SCHERZINGER 1995 a, b) zwischen waldbaulich tragbaren Schalenwildlichten in den Forsten der Holzproduktion und der Dichte in größeren Naturreservaten als lebensraumgestaltendes Element zu unterscheiden, was als Ergänzung zum herkömmlichen Naturschutz verstanden werden muß. Ohne den Menschen wäre Mitteleuropa heute wahrscheinlich eine halboffene Wald-Weidelandschaft. Besonders der Nationalpark „Unteres Oderetal“ (Forschungsbericht SCHRÖPFER u. STUBBE 1996) könnte im länderübergreifenden Kontext für derartige Großexperimente eine Basis darstellen. Zur Einbeziehung der Bergbau-Folgelandschaft als Lebensraum für eine neue Großsäuger-Artengemeinschaft haben HOFMANN u. SCHEIBE 1994 eine Projektskizze vorgelegt (zit. bei BUNZEL-DRÜKE et al. 1995, vgl. auch HOFMANN 1995).

Großflächige Schutz- und Vorrangräume für den Arten-, Biozönose- und Landschafts- sowie Prozeßschutz als Strategie des Natur-

schutzes werden von PLACHTER und REICH (1994) gefordert, wobei die Zielobjekte des Artenschutzes nicht nur seltene und gefährdete Arten, sondern ebenso Arten mit hoher funktionaler Bedeutung sein sollten. Um dynamische Prozesse zur Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes zu sichern, verdient der Prozessschutz höchste Beachtung.

Bechsteins Ideengut ist heute so aktuell wie vor 200 Jahren. Der tiefen ökologischen Durchdringung von Ressourcenschutz und -nutzung haben wir uns in der Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e. V. sowie zuvor in der Arbeitsgemeinschaft für Jagd- und Wildforschung sowie jeder einzelne in dem ihm am sinnvollsten erscheinenden Wirkungskreis gestellt, und wir werden diese Verantwortung, verbunden mit den Forst- und Jagdpraktikern sowie Land- und Wassernutzern als wichtige Verbündete modernen Säugetierschutzes und allen anderen ernsthaft an der Erhaltung der Biodiversität interessierten Naturnutzern, in die Zukunft tragen. In der breiten Mitwirkung und Umsetzung des Ideengutes modernen Wildtierschutzes auf solider wissenschaftlicher Grundlage, bei der Mobilisierung und Koordination der Mitarbeiterbasis kommt dem Naturschutzbund Deutschlands (NABU) eine besondere Verantwortung zu!

## Danksagung

Ergänzende Hinweise sind folgenden Personen und Institutionen zu danken: Dolch, D. (Alt Ruppin), Görner, M. (Jena), Labes, R. (Schwerin), Ansoerge, H. (Görlitz), Haensel, J. (Berlin), Böttger, R. (Halle/Saale), Heidecke, D. (Halle/Saale), Schwarz, J. (Klempelshagen), Grummt, W. (Berlin), Orr-Ewing, D. (Glasgow), Stubbe, C. (Eberswalde), Schipke, R. (Wartha), Heyne, P. (Mücka), Zehle, S. (Hamburg), Meyke, F. (Wellington/Neuseeland), Baumgarten, L. (Halle/Saale), Schmidt, CH. R. (Frankfurt/Main), von Frisch, O. (Braunschweig), Krapp, F. (Bonn), Poduscka-Aigner, Ph. (Staatz-Kautendorf), David, A. sowie dem Archiv der Zeitschrift „Wild und Hund“ (Hamburg), Deutsche Fotothek Dresden, Museum für Naturkunde und Vorgeschichte Dessau, Kreismuseum Haldensleben, Agentur Okapia Frankfurt/Main, Heinz-Sielmann-Stiftung Hannover.

Dieser Beitrag wurde aus eigener Sicht zusammengestellt in dem Streben und Bemühen um Integration, Ausgleich und Verständigung von und zwischen nur scheinbar widerstreitenden Interessensphären, aber vor allem aus den Erfahrungen als Naturschützer und Naturnutzer, Wirbeltierökologe und Universitätsprofessor, als Wildbiologe und Jagdpraktiker, als Säugetierforscher und Vorsitzender einer wissenschaftlichen Gesellschaft (GWJF), als einfaches Mitglied von Naturschutzbund Deutschland (NABU) und Deutscher Gesellschaft für Säugetierkunde (DGS), als Mitglied einer Specialist Group der IUCN, als Mitglied des erweiterten Präsidiums eines Landesjagdverbandes, als Mitglied eines ministeriellen Naturschutzbeirates und Kommissionsmitglied in Beiratsgremien zweier

bundesdeutscher Ministerien und Sachverständiger der deutschen CITES-Kommission sowie erfahrener Expeditionist in der Erforschung biologischer Ressourcen Zentralasiens und Leiter von Projekten internationaler Tragweite. Ich habe mit diesem Katalog einen Teil meines integrativen Wirkens aufgelistet, um zu zeigen, daß es auch ohne Interessenkonflikte zwischen Schutz und Nutzung von Naturressourcen geht. Um in diesem Sturm zu bestehen, braucht man erstklassige Lehrer, eine Mannschaft, eine Schule begeisterter junger und alter Säugetierforscher, interdisziplinäres Denken, Partner im persönlichen und beruflichen Bereich, die durch dick und dünn gehen, Kooperation und Zielstrebigkeit, aber auch Faszination, Leidenschaft und Vision zur Leistung eines Gemeinschaftswerkes, zur Verantwortung für gesellschaftlichen Fortschritt und Erhaltung von Biodiversität. Mein Dank gilt all denen, die in meiner Nähe an der Förderung des Säugetierschutzes mitgearbeitet haben oder mit denen wir seit vielen Jahren freundschaftlich verbunden in einem Boot sitzen. Unsere Stärke ist nicht die Emotion, es sind solide fachliche und sachliche Leistungen, Ergebnisse harter Forschungsarbeit, mit denen wir überzeugen müssen. Säugetierforschung ist Grundlage des Säugetierschutzes.

## 10. Summary

The roots of mammal conservation go a long way back in human history. The great carnivores and several larger mammal species were exterminated with the advent of modern man and improved hunting methods. Important meaning was given to targeted mammal protection by Johann Matthäus Bechstein. In 1795 he founded the Society for the Service of Forestry and Hunting in Waltershausen in Thuringia (Societät für Forst- und Jagdkunde) and this provided a firm basis for the unification of forest, game, hunting and mammal conservation.

The commercial management of wild animal populations has made a significant contribution towards the conservation of game animals. Today the protection of mammals involves the maintenance of highly threatened biodiversity. Fragmentation of the countryside, the traffic growth explosion, isolation and the loss of genetic diversity such as through the impoverishment of the range of prey species stand against the conservation of mammals.

To protect particularly threatened species today it is legitimate to build mammal protection measures; for example the construction of metal bars across the entrances to bat roosts, the building of corridors and green bridges, and the placement of safety islands in areas threatened by deep flooding. In the USA it has been demonstrated and proven that in Europe in the future species and habitat protection will need a considerably better legal link. To protect several mammal species there is an urgent requirement for further research. The setting up of mammal protection bureaus (Säugetierschutzwarten) and the

establishment of long term European monitoring programmes must be urgently brought forward. Species threatening with extinction must be preserved for posterity. For these reasons a better legal framework is required. International conventions which are concerned with species and habitat protection are assuming an increasing importance.

Wildlife conservation is the protection of life itself. Mammals and habitats can only be protected in the future through large scale protected and priority areas integrated with the countryside and the legal framework. Population ecology and field research form the absolute and inalienable basis for mammal conservation.

### Literatur

- ALTUM, B. 1872: Forstzoologie. I. Säugethiere. -Berlin  
 BAVINK, B. 1941: Ergebnisse und Probleme der Naturwissenschaften. -Leipzig  
 BECHSTEIN, J. M. 1792: Kurze, aber gründliche Musterung aller bisher mit Recht oder Unrecht von dem Jäger als schädlich geachteten und getödeten Thiere. -Gotha:-  
 BENECKE, N. 1994: Der Mensch und seine Haustiere. -Stuttgart. -572 S.  
 BLAB, J. 1986: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. -Bonn, Bad-Godesberg. -479 S.  
 BLASIUS, J. H. 1857: Fauna der Wirbelthiere Deutschlands. -Bd. 1 Naturgeschichte der Säugethiere. -Braunschweig. -549 S.  
 BOYER, D. A.; BROWN, R. D. 1988: A Survey of Translocation of Mammals in the United States 1985. In: NIELSEN, L.; BROWN, R. D. (eds.): Translocation of Wild Animals. -Milwaukee. -Kingsville: 1-11  
 BUMP, G. 1970: Acclimatization of Game Animals in the United States. -Trans. Int. Congr. Game Biol. 9: 136-141  
 BUNZEL-DRÜKE, M.; DRÜKE, J.; VIERHAUS, H. 1995: Wald, Mensch und Megafauna. -LÖBF-Mitteilungen 4/1995: 43-51  
 BURTON, J.A.; PEARSON, B. 1987: Rare Mammals of the World. -London. -240 S.  
 BUTZECK, ST. 1989: Bemerkungen zur historischen Entwicklung des Populationstrends von Baum- und Steinmarder - *Martes martes* (L.), *Martes foina* (ERXLEBEN). -Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P39): 371-386  
 BUTZECK, St.; STUBBE, M.; PIECHOCKI, R. 1988: Beiträge zur Geschichte der Säugetierfauna der DDR. Teil 2: Der Luchs (*Lynx lynx* Linné 1758). -Hercynia N.F. 25: 144-168  
 DATHE, H. 1989: Worte des Dankes. -Milu 7: 21-29  
 DAWAA, N. 1967: Die Säugetiere des mongolischen Naturschutzparkes Bogdo-Ul Berge. -Säugetierk. Mitt. 15: 332-337  
 DOMBROWSKI, R. v. 1883: Der Fuchs: Monographischer Beitrag zur Jagd-Zoologie. -Wien. -  
 EISENTRAUT, M. 1957: Aus dem Leben der Fledermäuse und Flughunde. -Jena. -175 S.  
 FALZ-FEIN, W. v. 1930: Askania Nova. Das Tierparadies. -Neudamm. -356 S.  
 FESTETICS, A. 1978: Der Luchs in Europa - Verbreitung, Wiedereinbürgerung, Räuber-Beute-Beziehung. -Greven  
 FLOERICKE, K. 1927: Aussterbende Tiere. -Stuttgart. -80 S.  
 FLOERICKE, K. 1930: Wisent und Elch. -Stuttgart. -80 S.  
 GEBHARDT, L.; SUNKEL, W. 1954: Die Vögel Hessens. -Frankfurt/M.  
 GEDEON, K. 1994: Monitoring Greifvögel und Eulen - Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. -Jber. Monitoring Greifvögel und Eulen Europas, 1. Ergebnisstand (Halle/Saale): 1-118  
 GEORGE, K. 1995: Neue Bedingungen für die Vogelwelt der Agrarlandschaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung. -Orn. Jber. Mus. Heineanum 13: 1-25  
 GESNER, K. 1669: Allgemeines Thierbuch. -Frankfurt/M. -398 S.  
 GRAF, D. 1994: Über erste Schutzbestrebungen für Beutegreifer in den Wäldern der Sächsischen Schweiz. -Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz 17: 78-83

- GRIFFITH, B.; SCOTT, J.M.; CARPENTER, I.W.; REED, C. 1989: Translocation as a species conservation tool: status and strategy. -Science 245: 477-480
- GRZIMEK, B. 1969: Wildes Tier – weißer Mann. -Leipzig
- GRZIMEK, B.; GRZIMEK, M. 1959: Serengeti darf nicht sterben. -Berlin. -336 S.
- HABER, W. 1980: Natürliche und agrarische Ökosysteme -Forderungen für ihre Gestaltung. -Landwirtschaftl. Forsch., Sonderheft 37: 1-11
- HEDIGER, H. 1948: Corona amicorum, Festgabe zum 80. Geburtstag von Emil Bächler. -St. Gallen. -23 S.
- HENNIG, R. 1996 a: Nachhaltwald oder Nationalpark? -Forst und Holz 51: 163-168
- HENNIG, R. 1996 b: Jagd und Jägerschaft in der Kultur 2000. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 21: 27-35
- HERRE, W. 1968: Erna Mohr t. -Z. Säugetierk. 33: 257-261
- HINKEL, A.; MATZ, N. 1995: Kurzer Abriss der Geschichte des Fledermausschutzes in Europa. -Säugetierk. 25: 11-18
- HINTZSCHE, W.; NICKOL, TH. (eds.) 1996: Die Große Nordische Expedition. Georg Wilhelm Steller (1709-1746), ein Lutheraner erforscht Sibirien und Alaska. -Ausstellungskatalog der Franckeschen Stiftungen zu Halle. -Gotha. -347 S.
- HINZE, G. 1937: Biber in Deutschland. -Berlin. -HOFMANN, R.R. 1995: Zur Evolution der großen Pflanzenfresser und ihre nahrungsökologische Einnischung in der heutigen Kulturlandschaft. -Eine neue Chance für europäische Großsäuger nach 5000 Jahren. -Jagd + Hege 27 (6): 4-9
- HOFMANN, Th.; STUBBE, M. 1997: Der Dachs (*Meles meles*) als Jäger und Gejagter – seine Stellung im Ökosystem und im Gesetz. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 22: 231-235
- KAHLKE, H. D. 1981: Das Eiszeitalter. -Leipzig, Jena, Berlin
- KING, C. 1984: Immigrant killers: introduced predators and the conservation of birds in New Zealand. -Oxford
- KIRK, G. 1968: Säugetierschutz. -Stuttgart. -216 S.
- KIRK, G. 1987: Mammal Protection in Eastern Europe. In: K. B. STERLING (ed.): An International History of Mammalogy. -Bel Air: 153-182
- KNAPP, H. D. 1992: Rote Listen gefährdeter Pflanzen- und Tierarten in den neuen Bundesländern. -Schr.-R. Vegetationskd. 23: 11-16
- KOLLIBAY, P. 1906: Die Vögel der Preußischen Provinz Schlesien. -Breslau. -KRUMBIEGEL, I. 1955: Biologie der Säugetiere. -Krefeld und Baden-Baden. -884 S.
- LABES, R. 1989: Von den Anfängen der Säugetierkunde in Mecklenburg. -Säugetierk. Inf. 3 (13): 81-90
- LEVER, CH. 1985: Naturalized Mammals of the World. -London and New York. -487 S.
- MADER, H.-J. 1987: Gedanken zum Selbstverständnis der Naturschutzforschung. -Natur und Landschaft 62(10): 418-420
- MANIA, D.; DIETZEL, A. 1980: Begegnung mit dem Urmenschen. -Leipzig, Jena, Berlin. -163 S.
- MARTIN, R. D. (ed.) 1975: Breeding Endangered Species in Captivity. -London – New York – San Francisco
- MEHLHARDT, D. 1947: Der Dachs. -Berlin-Kleinmachnow. -NEUHÄUSER, P.; STUBBE, M.; SCHUH, J. 1990: Verhaltensbiologische und soziologische Aspekte der Populationsdynamik von Großsäugern. -Hercynia N. F. 27: 101-126
- NIETHAMMER, G. 1962: Arnold Frhr. v. Vietinghoff-Riesch t. -J. Orn. 103: 294-296
- NIETHAMMER, G. 1963: Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. -Hamburg und Berlin. -319 S.
- NILSSON, S. 1847: Skandinavisk fauna. Del 1. Däggdjuren. -Lund
- NOWAK, E. 1989: Verzeichnis der in der Bundesrepublik Deutschland herausgegebenen Roten Listen gefährdeter Tiere und Pflanzen. -Schr.-R. Landschaftspf. u. Natursch. 29: 307-321
- NOWAK, E.; BLAB, J.; BLESS, R. 1994: Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. -Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 42 (Bonn Bad-Godesberg). -191 S.
- OKEN, L. 1838: Allgemeine Naturgeschichte für alle Stände. -Stuttgart
- PAVLOV, M. P. et al. 1973/74: Acclimatization of Game Animals and Birds in the USSR. -Part I and II, Kirov
- PETZOLD, H.-G. 1979: Rätsel um Delphine. -Wittenberg Lutherstadt. 155 S.
- PFAUCH, W.; RÖDER, R. 1972: Johann Matthäus Bechstein (1757-1822). -Südthür. Forsch. 7(8): 1-124
- PLACHTER, H. 1991: Naturschutz. -Stuttgart, Jena
- PLACHTER, H.; REICH, M. 1994: Großflächige Schutz- und Vorrangräume: eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. -Veröff. PAÖ 8: 17-43
- PRIMACK, R. B. 1995: Naturschutzbiologie. -Heidelberg-Berlin-Oxford. -713 S.
- PUCEK, T. 1964: August Dehnel, his life and work. -Acta Theriol. 8: 1-10
- RATZEBURG, J. T. C. 1895: Lehrbuch der Mitteleuropäischen Forstinsektenkunde. 8. Aufl. -Wien
- RIEBE, H. 1994: Zum Status des Luchses, *Felis lynx lynx* L. im Elbsandsteingebirge – die Luchsnachweise der letzten sechzig Jahre. -Beitr. zur Tierwelt des Elbsandsteingebirges. -Schriftenreihe des NP Sächsische Schweiz (2): 73-88
- SAVELJEV, A. P. 1996: Künstliche Ansiedlung von Jagdtieren - Ein Atavismus oder eine Notwendigkeit in der Mensch-Natur-Beziehung. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 21: 255-259
- SCHERPING, U. 1950: In memoriam Horst Siewert. -Wild und Hund (11): 163
- SCHÖBER, W. 1983: Mit Echolot und Ultraschall. Die phantastische Welt der Fledertiere. -Leipzig. 211 S.
- SCHOENICHEN, W. 1954: Naturschutz, Heimatschutz. -Stuttgart. -259 S.
- SMIT, C. J.; WIJNGAARDEN, A. van 1981: Threatened Mammals in Europe. -Suppl. Vol. Handbuch der Säugetiere Europas (eds. J. NIETHAMMER, F. KRAPP). -Wiesbaden. -259 S.
- SPITZENBERGER, F. (ed.) 1988: Artenschutz in Österreich. -Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Bd. 8. -Wien. -STRUCK, C. 1876: Die Säugetiere Mecklenburgs mit Berücksichtigung ausgestorbener Arten. -Neubrandenburg. -99 S.
- STUBBE, H. 1989: Laudatio zur Vollendung des 75. Lebensjahres von Prof. Dr. hc. Heinrich Dathe am 7.XI.1985. -Milu 7: 4-9
- STUBBE, H. 1990: Die Einheit von Landeskultur, Naturschutz, Jagd – Grundlage der Bewirtschaftung und Hege der Wildbestände. In: Buch der Hege. Bd. 1 Haarwild 5. Aufl. VII-XIV -Berlin. 766 S.
- STUBBE, M. 1983: Erarbeitung ökofaunistischer Grundlagen für die Erstellung eines Handbuchs über die Säugetiere der DDR. -Säugetierk. Inf. 2: 5-12
- STUBBE, M. 1984: Die Bewirtschaftung der beiden Marderarten in der DDR. -Wildbiol. Wildbewirt. 3: 456-467
- STUBBE, M. 1989 a: Halle (Saale) in seiner Bedeutung für die Fledermauserforschung. -Populationsökologie von Fledermausarten. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/20 (P 36): 9-55
- STUBBE, M. 1989 b: Die ökologischen Grundlagen zur Bewirtschaftung des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in der DDR. -Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P 39): 543-552
- STUBBE, M. 1990: Buch der Hege. Bd. 1. 5. Aufl. -Berlin. -706 S.
- STUBBE, M. 1993: Monitoring Fischotter – Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. -Tiere im Konflikt 1: 3-10
- STUBBE, M. 1994: Deutsch-polnisches Symposium über wandernde Säugerarten. -Säugetierk. Inf. 3 (18): 610
- STUBBE, M. 1996a: Zum 200. Gründungsjubiläum der „Societät für Forst- und Jagdkunde“. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 21: 9-12
- STUBBE, M. 1996b: Naturschutz in der Mongolei – eine nationale und internationale Herausforderung. In: ERDMANN, K.-H. (ed.): Internationaler Naturschutz. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 281-308
- STUBBE, M. 1997a: Naturressourcen der offenen Landschaft und ihre Perspektiven. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 22: 9-14
- STUBBE, M. 1997b: 70 Jahre Staatliches Woronescher Naturschutzgebiet. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 22: 382
- STUBBE, M.; DAWAA, N. 1983: Akklimatisation des Zentralasiatischen Bibers – *Castor fiber birulai* SEREBRENNIKOV, 1929 – in der Westmongolei. -Erforsch. biol. Ress. MVR (Halle/Saale) 2: 3-92
- STUBBE, M.; HEIDECHE, D.; STUBBE, C.; GÖRNER, M. 1991: Künftige Aufgaben der Säugetierökologie in den östlichen Ländern Deutschlands. -Säugetierk. Inf. 3 (15): 321-329
- STUBBE, M.; ROMAŠOV, V.A. 1992: Zum Gedenken an den russischen Biberforscher Leonid Sergeevič LAVROV (1911-1992). -Semiaquatische Säugetiere. -Halle/Saale: 465-467
- STUBBE, M.; STUBBE, A. 1995: Säugetierarten und deren fieldökologische Erforschung im östlichen Deutschland. -Methoden fieldökol. Säugetierforsch. 1: 407-454
- STUBBE, M.; STUBBE, A. 1997: Das Mauswiesel – bejagt oder geschützt? – seine Stellung im Ökosystem und im Gesetz. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 22: 257-262
- SUCCOW, M. 1993: Landnutzungspolitik ist Naturschutzpolitik. -Naturschutz heute 25/3: 28-31
- TSCHUDI, F. von 1854: Das Tierleben der Alpenwelt. 6. Aufl. 1961. -Leipzig. -571 S.
- WEINITZSCHE, H. 1987: Naturschutz und Landnutzung. -Jena. -293 S.
- WOLTERS, G. 1995: „Rio“ oder die moralische Verpflichtung zum Erhalt der natürlichen Vielfalt – zur Kritik einer UN-Ethik. -Gaia 4 (4): 244-249
- WOTSCHIKOWSKY, U. 1978: Der Luchs, Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa. -Spiegelau. -159 S.
- WUTTKY, K. 1963: Der Verlauf der Einbürgerung des Muffelwildes im Osthaz, dargestellt nach den Aktenunterlagen. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 3: 23-38
- ZEVEMID, D.; DAWAA, N. 1973: Die seltenen Großsäuger der Mongolischen Volksrepublik und ihr Schutz. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 13: 87-106
- ZEVEMID, D.; STUBBE, M.; DAWAA, N. 1974: Das neue mongolische Jagdgesetz vom 6. Januar 1972, die Naturschutzgebiete und Wirbeltierarten der MVR. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 14: 3-36

#### Verfasser

Prof. Dr. Michael Stubbe  
Institut für Zoologie  
Martin-Luther-Universität  
Domplatz 4, PF Universität  
Halle/Saale  
D-06099



### „Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg“

Sonderheft 1995 jetzt zu einem verminderten Preis von 9,- DM zu erhalten beim

Landesumweltamt Brandenburg  
Abt. N, PF 601061, 14410 Potsdam

sowie bei der  
UNZE Verlagsgesellschaft mbH  
Alt Nowawes 83 a  
14482 Potsdam

DIETRICH DOLCH

# Der Landesfachausschuß Säugetierkunde Brandenburg/Berlin

## – Organisation, Arbeitsweise und Ergebnisse

Schlagwörter: Säugetierschutz, Naturschutzbund, Landesfachausschuß, Arbeitsweise, Ergebnisse



### 1. Vorwort

Das Thema der Tagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“ ist gleichzeitig ein Programm. Es beinhaltet neben vielen anderen Gesichtspunkten auch den des Brückenschlags zwischen wissenschaftlicher Grundlagenforschung und dem, im Idealfall auf dieser Grundlage aufzubauen, Schutz. Erstgenannte ist in der Regel an Universitäten, Hochschulen und wissenschaftlichen Instituten angesiedelt. Letztes wird durch Behörden und Verbände vertreten und verwirklicht.

Die Rahmenbedingungen gibt der behördliche Naturschutz des Bundes und der Länder vor. Eine im Idealfall sensibilisierte und interessierte Öffentlichkeit nimmt Einfluß, einerseits auf den Umfang der Schaffung der Grundlagen, andererseits auf die Rahmenbedingungen für deren Umsetzung. Diese und die Mitwirkung bei der Ausfüllung des Rahmens ist eine ganz wesentliche Aufgabe des Verbandsnaturschutzes. Damit er diese auch richtig wahrnehmen kann, ist fachlich fundiertes Wissen notwendig, verbunden mit entsprechendem Engagement.

Aber, und das sei nochmals ausdrücklich betont, das Fachwissen in den Verbänden muß Basis auch des Verbandsnaturschutzes sein. Das soll ein Beispiel verdeutlichen: Wenn Verbandsnaturschutz sich dafür einsetzt, den Elbebiber wieder an der Elbe anzusiedeln, verliert er nicht nur seine Glaubwürdigkeit, sondern, und das ist fast noch schlimmer, macht sich lächerlich.

Vor diesem Hintergrund erscheint mir diese Tagung, die Vertreter aus allen Bereichen, den wissenschaftlichen Einrichtungen, den Behörden, den Verbänden und andere Interessierte zusammenführt, von ganz besonderer Bedeutung.

### 2. Organisation

Der Erfolg auf bestimmten Gebieten, auch dem des Säugetierschutzes, wird von Organisationsformen und -strukturen beeinflusst. In Brandenburg gibt es eine starke Fachgruppe Säugetierschutz auf Landesebene und länderübergreifend zusammen mit Berlin. Schwerpunkte der Arbeit sind dabei Fledermausschutz und -forschung, Biberbetreuung, Kleinsäugerforschung und Otterschutz. Die Anfänge reichen nunmehr über 30 Jahre zurück (DOLCH 1989). Schon mit der 1965 auf DDR-Ebene gegründeten Arbeitsgruppe

Fledermausforschung und -schutz begann auch eine Zusammenarbeit auf Bezirksebene. Die Kooperation war locker, die Anzahl der Beteiligten gering, die Ergebnisse bescheiden und die Arbeit auf Fledermäuse begrenzt. Das änderte sich mit der verstärkten Wiederbesiedlung der Mark durch den Elbebiber ab Ende der 60er Jahre. Das von Dr. Heidecke auf DDR-Ebene geknüpfte Netz der ehrenamtlichen Biberbetreuer (HEIDECKE 1985), für welches er engagierte Naturschutzleute unterschiedlichen fachlichen Interesses gewann, überzog, der Verbreitung des Bibers folgend, auch nach und nach weite Teile Brandenburgs. Mit der Arbeit dieser ehrenamtlichen Helfer, von denen einige sich mit den Jahren zu ausgesprochenen Spezialisten entwickelten, konnte die Wiederbesiedlung recht genau verfolgt und dokumentiert werden. Dieses Beispiel, in dem eine große Gruppe begeisterter Laien, angeleitet von einem organisationsbefähigten, unermüdlichen und kompetenten Fachmann, der über viele Jahre, eigentlich schon Jahrzehnte, eine kontinuierliche Arbeit leistet, ist in Deutschland und vermutlich darüber hinaus einzigartig. Dies könnte und sollte für weitere Vorhaben, auch für solche der Säugetierforschung und des -schutzes, Modellcharakter haben.

Auch auf anderen Gebieten fanden sich Interessenten: so z. B. bei Untersuchungen zur Verbreitung von Kleinsäugetieren, hervorgegangen aus Gewölluntersuchungen zur Ernährung unserer Eulen, und zur Verbreitung des Fischotters, ausgelöst durch die Umfrage von Prof. Stubbe zur Situation der Art in der DDR. Allmählich verstärkte sich das Interesse an säugetierkundlichen Arbeiten und dabei der Wunsch nach engerer Zusammenarbeit, nach Austausch von Ergebnissen und deren Zusammenfassung. Hinzu kam, daß eine Vertretung der Säugetierinteressen innerhalb des Artenschutzes immer dringender wurde. Als Folge dieser Entwicklung entstand im Februar 1986 die „Bezirksarbeitsgruppe Säugetierschutz“ im damaligen Bezirk Potsdam. Sie wurde von 65 Personen gegründet.

In den übrigen Bezirken Brandenburgs, in Cottbus, Frankfurt (Oder) und auch in Ostberlin gab es keine vergleichbaren Strukturen, die ein so umfangreiches Spektrum bündelten. Dort arbeiteten „Einzelkämpfer“ oder kleine Gruppen, die sich fast ausschließlich dem Fledermausschutz widmeten.

Nach der Wende 1989 stand auch hier die Frage: wie weiter? Es bestand Einmütigkeit darüber, daß die bewährte fachliche Zusam-

menarbeit erhalten bleiben soll, die jedoch den veränderten Strukturen, so z. B. der bevorstehenden Länderbildung angepaßt werden muß und das zur Durchsetzung der von den säugetierkundlich Interessierten vertretenen Interessen ein starker Naturschutzverband als Partner wünschenswert sei. Andere Fachgruppen standen in den neuen Bundesländern damals vor ähnlichen Problemen.

Die Säugetierfreunde Brandenburgs und Berlins, genauer gesagt Ostberlins, schlossen sich am 20.4.91 in Prieros (40 Teilnehmer) zum Landesfachausschuß Säugetierkunde Brandenburg/Berlin (LFA) zusammen und dem Naturschutzbund Deutschland (NABU) an. Ihm gehören heute etwa 100 Personen an, von denen etwa 70 bis 80 % im NABU organisiert sind. Die traditionellen Arbeitsgruppen haben Bestand. Erfreulicherweise wuchs aber auch das Interesse für andere Arten, wie Igel, Siebenschläfer, Wolf, Hamster, Baumratter, Maulwurf und weitere.

Die LFA haben in Brandenburg durch je einen Vertreter im Beirat beim Landesvorstand Sitz und Stimme. Da der Beirat an allen Vorstandssitzungen teilnimmt und an den meisten Entscheidungen mitwirkt und diese miträgt ist gewährleistet, daß die Fachkompetenz der verschiedenen LFA von vornherein Berücksichtigung findet.

Trotz aller „Wenn“ und „Aber“ hat sich die damalige Entscheidung des Zusammengehens mit dem NABU auch aus jetziger Sicht als richtig erwiesen. Ob diese positive Bilanz auch noch nach einigen Jahren so ausfällt, wird ganz wesentlich davon abhängen, wie sich der Verband zukünftig zur Qualität der Facharbeit positioniert. Jüngste Entwicklungen auf Bundesebene lassen zumindest Zweifel an der kontinuierlichen Weiterentwicklung der naturschutzfachlichen Arbeit aufkommen und befürchten, daß diese naturschutzpolitischen Aspekten geopfert werden könnte. Beide Ebenen der Arbeit sind für verantwortungsvollen und erfolgreichen Verbandsnaturschutz unverzichtbar.

Mit dem Landesumweltamt Brandenburg hat sich eine gute Zusammenarbeit mit der für den Säugetierschutz verantwortlichen Naturschutzstation in Zippelsförde entwickelt.

### 3. Arbeitsweise und -ergebnisse

Im Abstand von ca. zwei Jahren kommt der Landesfachausschuß zu einer Tagesveranstaltung zusammen.

Auch in zweijährigem Rhythmus werden die an Fledermaus, Otter und Biber Interessierten zu eintägigen Fachtagungen, also Vortragsveranstaltungen mit genügend Raum für den fachlichen Erfahrungsaustausch, eingeladen. Diese Zusammenkünfte werden gemeinsam mit der Naturschutzstation in Zippelsförde durchgeführt.

Jährlich finden mehrere Arbeitstagungen der regionalen Arbeitsgruppen statt (Abb. 1). Die des ehemaligen Bezirks Potsdam führt ihre Veranstaltung an einem Wochenende im Juli durch, untersucht in kleinen Gruppen dabei ein ausgewähltes Territorium intensiv auf Fledermausquartiere und bezieht andere Säugetiere, wie Steinmarder, Igel und Maulwurf, in die Untersuchung mit ein. Dabei werden auch Gewölle mit aufgesammelt, die dann anschließend von Mitgliedern des LFA analysiert werden und deren Ergebnisse unsere Datenbasis erweitern. So wurden in den letzten 12 Jahren bei diesen Veranstaltungen etwa 300 exakte Artnachweise, in der Regel Quartiernachweise, von 14 Fledermausarten erbracht und „nebenbei“ noch etwa 35 000 Beutetiere aus Gewöllen analysiert. Die wertvollsten Nachweise dabei sind Wochenstuben von Mopsfledermaus, Kleiner Bartfledermaus, Fransenfledermaus und Großem Mausohr. Außerdem ergaben diese Untersuchungen eine Vielzahl von Hinweisen zu weiteren Sommer- und Winterquartieren; 1996 waren es allein über 60, denen dann im Nachhinein die örtlichen Mitglieder nachgehen und vielfach abklären. Die „Südbrandenburger“ Gruppe führt jährlich noch eine spezielle Winterquartiererfassung durch.

Der Landesfachausschuß hat im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg den Säugetierpart der „Roten Liste der bedrohten Tierarten Brandenburgs“ erstellt.

Der Bearbeitungsstand bei der Erfassung der Kleinsäugetiere mit Hilfe der Gewöllanalyse hat inzwischen in Brandenburg einen beachtlichen Stand erreicht (DOLCH u. TEUBNER 1995). An diesem Ergebnis sind Mitglieder des LFA ganz wesentlich beteiligt.

Besonders schlagkräftig und erfolgreich war bisher die „Zunft der Fledermausfreunde“. Motor sind hier neben anderen die zum Teil über 20 Jahre tätigen sechs Fledermausberinger. Eine Vielzahl wissenschaftlicher Publikationen aus diesem Kreis sind ebenso sichtbarer, vorweisbarer Erfolg wie die Vielzahl betreuter Fledermauskastenreviere, gesicherter Sommer- und Winterquartiere, letztere vor allem als sinnvolle Abrüstungsmaßnahme nach der Wende; aus vormalig militärisch genutzten Bunkern werden Fledermauswinterquartiere. Der LFA ist Projektträger für die Überwachung und ganzjährige Nutzung ausgewählter Fledermauswinterquartiere in Brandenburg.

Die langjährige und umfassende Betreuung der Biberreviere ist aber hier ebenso zu nennen wie die Einrichtung großflächiger Monitoringflächen zur Überwachung der in Brandenburg noch fast flächendeckenden Fischotterbestände.

## 4. Ausblick

Das große Ziel aller Säugetierfreunde Brandenburgs und Berlins ist eine Säugetierfauna des Landes. In dieser soll der Wissensstand über Verbreitung, biologische Grunddaten und Ökologie der Säugetiere im säugetierreichsten Bundesland Deutschlands umfassend dokumentiert werden. Die Artbearbeiter, von denen die meisten Mitglied des LFA sind, arbeiten schon intensiv daran. Diese Säugetierfauna des Landes wird es uns ermöglichen, den Status der einzelnen Arten besser einschätzen zu können. Damit wird die Grundlage gebildet für erfolgversprechende Schutzmaßnahmen für gefährdete Arten und notwendiges Management bei anderen. Auch hier, so hoffen wir, bürgt die gute naturschutzfachliche Zusammenarbeit zwischen NABU und LUA, Verband und Behörde, gesichert durch die Naturschutzstation in Zippelsförde, für den Erfolg.

Optimistisch sind wir auch deshalb, weil diese Organisationsform Kontinuität über Jahre, ja sogar Jahrzehnte garantiert. Das ist deshalb so, weil die dabei geleistete Arbeit ehrenamtlich ist und damit in der Regel unabhängig von kurzatmigen Projekten und bei der noch nach wie vor nicht das Geld, sondern das Interesse der Beteiligten dominiert. Besonders wichtig war und ist, daß der LFA immer auch durch ausgewiesene Fachleute ermutigt wurde und Unterstützung bekam. Insbesondere seien hier die Mitarbeiter der Martin-Luther-Universität in Halle, Professor Dr. M. Stubbe und Dr. D. Heidecke genannt.

## 5. Summary

The State Committee of Mammalogy Brandenburg/Berlin (Landesfachausschuß Mammalogie Brandenburg/Berlin) of the German Nature Conservation Association (Naturschutzbund Deutschland) unites a large number of people both of the federal state of Brandenburg and from Berlin interested in protecting mammals.

The main fields of work are the bat research and bat protection, caring for beavers, protecting otters and registering small mammals. The structure of the organisation and the methods of the State Committee are described in this paper.

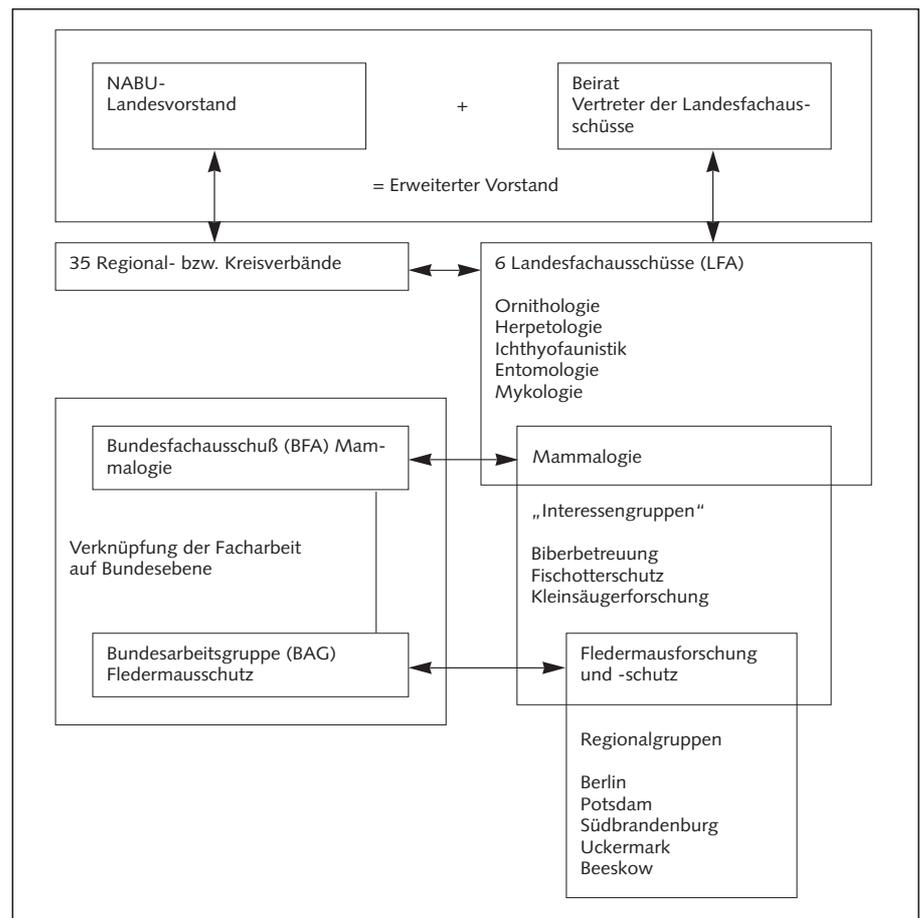
### Literatur

DOLCH, D. 1989: Entwicklung, Arbeitsweise und -ergebnisse der Bezirksarbeitsgruppe Säugetierschutz des Bezirkes Potsdam - Populationsökologie von Fledermausarten: -Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/20 (P36) 57-80.

DOLCH, D. u. TEUBNER, J. 1995 : Die Erfassung von Säugetieren mit Hilfe der Gewöllanalyse. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4(3): 32-35  
HEIDECKE, D. 1985: Ergebnisse der Biberforschung und im praktischen Biberenschutz in der Deutschen Demokratischen Republik. -Z. angew. Zool. 72: 205-211  
VERZEICHNIS der Artbearbeiter der Säugetierfauna Brandenburgs. -Mitteilungen des LFA Mammalogie 1/1994

### Verfasser

Dr. Dietrich Dolch  
Dorfstraße 2 d  
D-16818 Radensleben



ANJA WEIDLING, MICHAEL STUBBE

# Feldhamstervorkommen in Abhängigkeit vom Boden

Schlagwörter: Feldhamster, Vorkommen, Bauverteilung, Boden, Hamsterschutz



## Einleitung

Der Feldhamster *Cricetus cricetus* (L., 1758) konnte in der Vergangenheit als Bewohner der offenen Landschaft und Kulturfolger des Menschen zeit- und gebietsweise Massenvermehrungen erreichen. Der Schaden für die Landwirtschaft war in solchen Gebieten erheblich. Unter den heutigen Bedingungen stellt die Agrarlandschaft in Mitteleuropa für den Hamster nur noch einen suboptimalen Lebensraum dar, wie es der Rückgang des Feldhamsters besonders seit den 60er Jahren und verstärkt in den letzten zehn Jahren deutlich zeigt. Die Rückgangsursachen liegen in den veränderten landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (u.a. SAINT GIRONS 1973, PIECHOCKI 1979, WENDT 1983, 1989, PELZERS et al. 1984, WEIDLING 1996).

Nur unter optimalen Bedingungen hinsichtlich der von der landwirtschaftlichen Produktion relativ unabhängigen Faktoren wie Klima, Relief und besonders auch Boden konnte die Art Feldhamster bis heute unter den Bedingungen der landwirtschaftlichen Industrieproduktion und der EU-Agrarpolitik überleben. Mit vorliegender Arbeit wurden deshalb die heutigen Habitatanforderungen des Feldhamsters an den Boden sowohl großflächig anhand der Verbreitung des Feldhamsters im früheren Bezirk Potsdam (Brandenburg) als auch kleinflächig mittels Präferenz und Meidung einzelner Bodentypen und Bodenarten in einem Untersuchungsgebiet im Nordharzvorland (Sachsen-Anhalt) untersucht.

## 1. Untersuchungen in Sachsen-Anhalt

### 1.1 Untersuchungsgebiet und Methode

Im Nordharzvorland, im Randgebiet der Magdeburger Börde, erfolgten 1993–1995 Kartierungen von Hamstervorkommen im Agrarraum der direkten Umgebung des Havelwaldes (Kr. Aschersleben-Staßfurt). Klimatisch befindet sich dieses Gebiet im Mitteldeutschen Trockengebiet. Eine Zusammenfassung zum Gebiet gibt STUBBE (1971).

Es wurden alle Hamsterbaue, getrennt nach „belaufen“, „verlassen“, „zweifelhaft belaufen“ mit Angabe der Anzahl der Fallröhren und Schlupflöcher, kartiert. Die Kartierungen erfolgten im Frühjahr/Frühsummer (Kartierung der Winterbaue) bzw. nach der Ernte im Spätsommer/Herbst für die Erfassung der Sommerbaue. Diese Karte wurde mit der Bo-

denkarte der Reichsbodenschätzung (1936) verglichen.

Anhand dieser großflächigen Kartierung wurden drei Untersuchungsflächen ausgewählt, die die größte Hamsterbaudichte aufwiesen. Auf diesen Feldern erfolgte eine Einmessung der Baue nach optischen Landmarken, Fahrgassen und Schrittmaß so genau wie möglich.

Auf der Untersuchungsfläche „Wartweg“ (Bodentyp: Braunerde-Tschernosem) wurde die Bauverteilung mit den Ergebnissen der Reichsbodenschätzung verglichen. Es sind auf diesem Feld Flächen mit der Schätzung L1Lö, L2Lö und L3Lö vorhanden. Das geologische Ausgangsmaterial für die Bodenbildung ist in jedem Fall Löß (Lö), die Bodenart ist Lehm (L). Nach der Bodenschätzung gibt es jeweils 7 mögliche Zustandsstufen. Auf diesem Feld kommen nur die 3 besten (1-3) vor. Aufgrund des Flächenanteils der einzelnen Zustandsstufen am Feld konnte ein Index I aus der Anzahl in jeder Zustandsstufe gefundener Baue (x) dividiert durch die erwartete Anzahl von Bauern bei Gleichverteilung (E) gebildet werden. Dieser Index I beschreibt bei einem Wert > 1 eine Präferenz und bei < 1 eine Meidung dieser Zustandsstufe.

## 1.2 Ergebnisse

### 1.2.1 Hamstervorkommen und Bodentyp

Die Untersuchungsflächen mit höherer Hamsterdichte befanden sich auf den besseren Böden – v. a. tiefgründigen Rendzinen und Schwarzerden. Auf reinen Verwitterungsböden und skelettreichen Verwitterungsböden befand sich auf einer Fläche von mehr als 10 ha maximal ein bzw. kein einziger Hamsterbau. Diese Böden wurden, verglichen mit den tiefgründigeren, besseren Böden, nur in äußerst geringem Maße vom Feldhamster genutzt.

### 1.2.2 Bauverteilung und Reichsbodenschätzung

Auf dem Feld „Wartweg“ mit einer ermittelten Winterbaudichte von 1,3/ha und Sommerbaudichte 1994 von 2,15 sowie 2,95/ha 1995 waren die Hamsterbaue nicht gleichmäßig auf die drei Zustandsstufen der Bodenschätzung, die alle zur Anlage von Hamsterbauen genutzt wurden, verteilt (Tab. 1, 2).

Sowohl bei den Winterbauen als auch bei den Sommerbauen ergibt sich eine deutliche

**Tabelle 1: Verteilung der Feldhamsterwinterbaue 1995 (n = 26) des Feldes „Wartweg“ auf die Bodenschätzungen in Abhängigkeit von deren Flächenanteil**

$$\text{Index I} = \frac{x}{E}$$

Ergebnisse der Reichsbodenschätzung	Flächenanteil (%)	erwartete Anzahl Baue bei Gleichverteilung (E)	reale Anzahl Baue (x)	Index I
L1Lö	32,6	8,5	15	1,76
L2Lö	39,5	10,3	9	0,87
L3Lö	27,9	7,2	2	0,28

**Tabelle 2: Verteilung der Feldhamstersommerbaue 1994 (n = 43) und 1995 (n = 74) des Feldes „Wartweg“ auf die Bodenschätzungen in Abhängigkeit von deren Flächenanteil**

$$\text{Index I} = \frac{x}{E}$$

Ergebnisse der Reichsbodenschätzung	Flächenanteil (%)	erwartete Anzahl Baue bei Gleichverteilung (E)		reale Anzahl Baue (x)		Index I	
		1994	1995	1994	1995	1994	1995
L1Lö	45,4	19,5	33,6	27	46	1,4	1,4
L2Lö	33,6	14,5	24,9	12	20	0,8	0,8
L3Lö	21,0	9	15,5	4	8	0,4	0,5

Präferenz für die beste Zustandsstufe 1 (Index  $I > 1$ , Tab. 1, 2), die einen neutralen, humosen Boden mit hoher Nutzwasserkapazität darstellt, der locker und tiefgründig durchwurzelt ist (SCHEFFER; SCHACHTSCHABEL 1989). Gleichzeitig wird die schlechteste vorhandene Stufe 3, ein zunehmend verwitterter, versauerter und/oder verdichteter Boden, gemieden (Index  $I < 1$ , Tab. 1, 2). Die Zustandsstufe 2 wird annähernd flächenproportional genutzt (Index  $I$  um 1, Tab. 1, 2). Diese Präferenzen und Meidungen sind bei den Winterbauen deutlicher ausgeprägt als bei den Sommerbauen, da der Index der Winterbaue mit  $I = 1,76$  eine größere Präferenz von L1L0 als der der Sommerbaue ( $I = 1,4$ ) angibt und die Meidung von L3L0 mit  $I = 0,28$  bei den Winterbauen deutlicher als mit 0,4 und 0,5 bei den Sommerbauen ist (Tab. 1, 2).

### 1.3 Diskussion

Verwitterungsböden und skelettreiche Verwitterungsböden sind ungeeignet für die Anlage von Erdbauen. Das Vorkommen einzelner Hamsterbaue auf diesen Böden läßt sich möglicherweise auf kleinräumige Inhomoge-

nitäten und unterschiedliche Bodenausprägungen im Zusammenhang mit dem Relief zurückführen. Die Felder mit höherer Hamsterdichte befanden sich nur auf Flächen mit höherer Bodenqualität, tiefgründigen Rendzinen und Schwarzerden. In der Börde im Kreis Haldensleben deckt sich die nördliche Verbreitungsgrenze des Hamsters sogar nahezu mit der Lößgrenze und damit dem Vorkommen von Schwarzerdeböden (WEBER 1960). Im Gegensatz dazu konnten VOHRALÍK u. ANDERA (1976) in der Tschechoslowakei beim Vergleich großflächiger Bodentypen keinen Zusammenhang zwischen Bauverteilung und Bodentyp feststellen, obwohl GRULICH (1975) dort eine bevorzugte Besiedlung der Schwarzerden sowie Gleyböden fand. In den Niederlanden fand LENDERS (1985) auch keinen Zusammenhang zwischen der Siedlungswahl des Hamsters und dem Bodentyp, wohl aber der Bodenart.

Nach LENDERS (1985) erfolgt die Auswahl des Bodens zur Bauanlage nach der Beschaffenheit der obersten Bodenschicht, dem A-Horizont. Bevorzugt werden in den Nieder-

landen dabei Tongehalte von 5 bis 10 % und Lehmgehalte von 20 bis 30 %. Diese bieten im Gegensatz zu Sand genug Halt und verhindern das Stagnieren von Wasser im Bau. In der Tschechoslowakei wurde ebenfalls eine strikte Meidung der sandigen Böden und eine Bevorzugung der lehmig-tonigen und lehmigen Böden festgestellt (GRULICH 1975). Demzufolge ist vor allem die Bodenart ausschlaggebend. Der Humusgehalt hatte dagegen keinen nachweisbaren Einfluß auf die Verteilung der Hamsterbaue (LENDERS 1985). Auf unseren Untersuchungsflächen befanden sich jedoch die Standorte der Hamsterbaue bevorzugt auf der besten Zustandsstufe der Reichsbodenschätzung und damit auf Böden mit einem mächtigeren und humushaltigeren Ah-Horizont. Hingegen wurden schlechtere Zustandsstufen gemieden. Schwarzerden haben einen Ap/Ah-Horizont von mindestens 40 cm Mächtigkeit und bieten dadurch den besten Schutz vor dem Eindringen von Bodenfrost in tiefere Bodenbereiche. Die tieferen Winterbaue mit den großen Vorratskammern müssen einen guten Schutz vor der kalten Witterung bieten. Andererseits sollten sie eine ausreichende Luftzirkulation sowie minimale Luftfeuchtigkeit gewährleisten, da sonst die Vorräte verschimmeln würden. Auch hier wirken sich mächtige Humushorizonte positiv aus und erhöhen die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Überwinterung.

Die deutlichere Abhängigkeit der Standorte der Winterbaue von der Bodenschätzung ist mit den größeren Ansprüchen an die tief angelegten, lange genutzten Baue zu erklären. Im Sommer sind die Ansprüche infolge der klimatisch günstigeren Jahreszeit wesentlich geringer, dadurch können zeitweilig auch ungünstigere Böden genutzt werden. Ein großer Teil der Sommerbaue sind auch Neben- oder Schutzbaue zusätzlich zum Hauptbau (KARASEVA u. SHILJAEVA 1965, GÓRECKI 1977).

## 2. Untersuchungen im früheren Bezirk Potsdam des Landes Brandenburg

Die früher großflächig zusammenhängende Verbreitung des Feldhamsters in Mitteleuropa war v. a. auf die Lößgebiete beschränkt, da tiefgründige Löß- und Lehm Böden zur Anlage der Baue notwendig sind (PETZSCH 1950). Der Feldhamster kann aber auch auf schlechteren Böden wie den pleistozän geprägten Diluvialböden Brandenburgs vorkommen (FEILER 1989; DOLCH 1992, 1995). Auf diesen für den Hamster ungünstigeren Böden kann die Bodenabhängigkeit der Hamstervorkommen besonders gut untersucht werden.

Der Rückgang des Hamsters in Brandenburg ist besonders für den ehemaligen Bezirk Potsdam gut dokumentiert (FEILER 1989; DOLCH 1992, 1995).

Zu Beginn dieses Jahrhunderts gab es noch gebietsweise Massenvorkommen in den

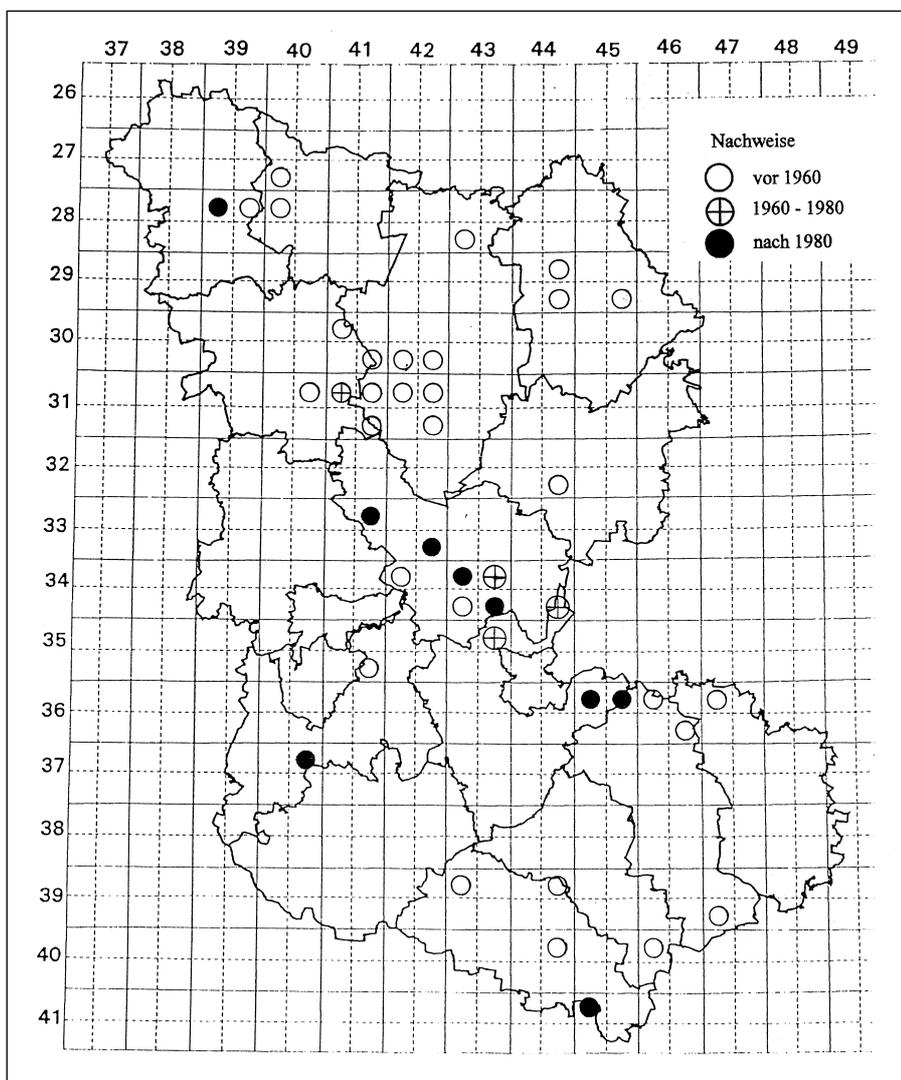


Abb. 1  
Verbreitungskarte des Feldhamsters im ehemaligen Bezirk Potsdam DOLCH 1992, 1995, ergänzt nach DOLCH mdl. 1996

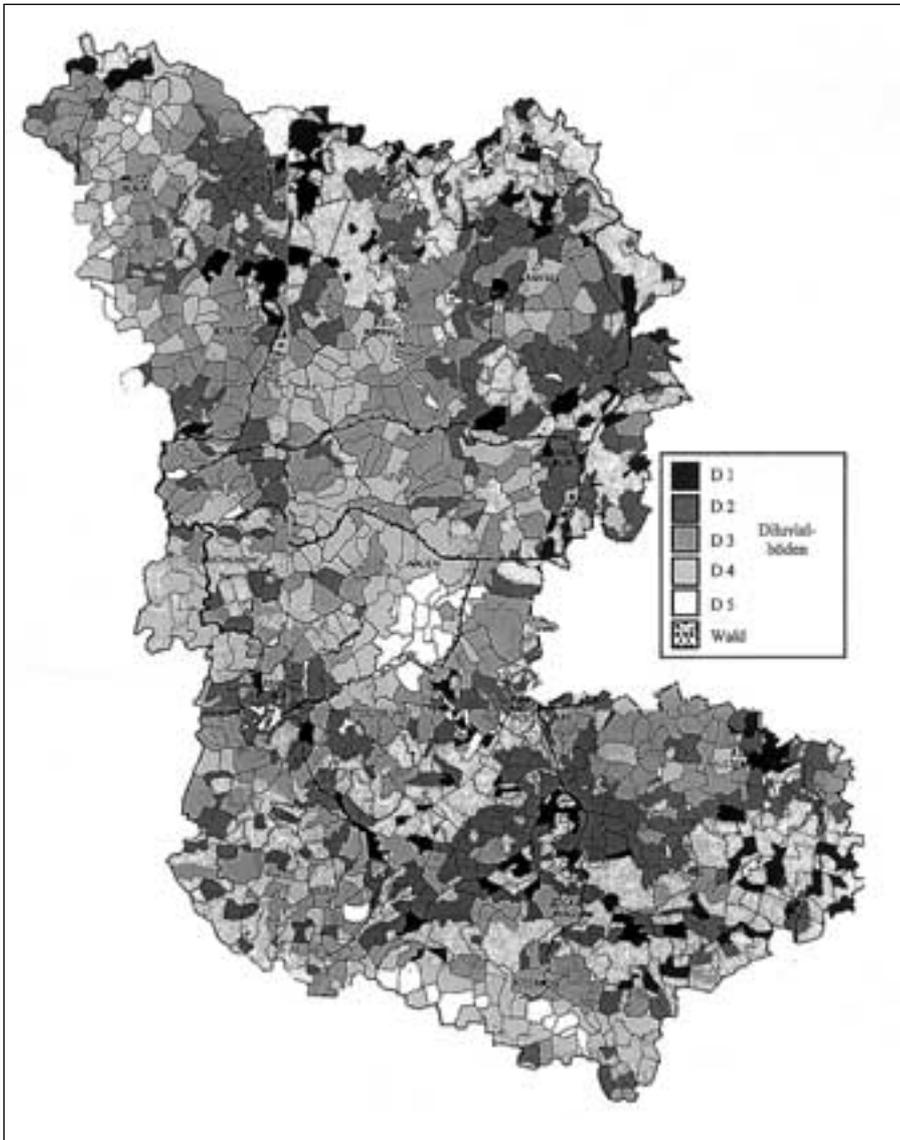


Abb. 2  
Ausschnitt der Karte der natürlichen Standorteinheiten der DDR aus ROUBITSCHKE 1969

Kreisen Neuruppin/Kyritz und Gransee (DOLCH 1992, 1995), diese Kreise (Neuruppin, Kyritz) galten zusammen mit den Kreisen Nauen und Wittstock auch noch in den 60er Jahren als Befallsgebiete, in denen zur Schadensabwendung eine gezielte Bekämpfung erfolgte (MASURAT u. STEPHANS 1960, 1963, 1964, 1965, MASURAT et al. 1966, 1967).

Die Nachweise aus jüngerer Zeit verteilen sich auf vier Schwerpunktgebiete (DOLCH 1992, 1995; Abb. 1):

- \* Prignitz (Kreis Pritzwalk), früher bis in den Kreis Wittstock
- \* Kreis Brandenburg
- \* Teltower Platte (FEILER 1989)
- \* Nauener Platte bis 1989.

Hinzu kommen Einzelnachweise von Hamsterbauen südlich von Nauen (THIELE 1995 mdl.) und aus dem Fläming bis zum Jahr 1993 (MEISSNER 1995, mdl. nach DOLCH 1996; mdl.).

## 2.1 Methode

Eine Nachweiskarte der Hamstervorkommen des früheren Bezirkes Potsdam wurde mit ei-

ner Karte der 24 natürlichen Standorteinheiten der DDR (ROUBITSCHKE 1969) verglichen. Diese wurden anhand der Bodengene- und dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung in vier Gruppen zusammengefaßt. Jede Gruppe wurde in sechs Stufen (1 bis 6) unterteilt, wobei die Stufe 6 die jeweils ackerbaulich günstigste ist. In Brandenburg kommen nur Diluvialböden (D) vor. Diese wurden nach zunehmenden Tongehalten und steigenden Ackerwertzahlen geordnet.

## 2.2 Ergebnisse

Im früheren Bezirk Potsdam kommen Böden der Kategorie D1 bis D5 vor (Abb. 1), die ackerbaulich günstigste Stufe D6 fehlt. D5 enthält lehmige Sandböden und stark lehmige Böden, D4 reicht von lehmig über Sand bis anlehmig.

Alle ehemaligen Hamstervorkommen befinden sich auf Böden mit höheren Tongehalten und Ackerwertzahlen, fast ausschließlich auf D4 und D5 (Abb. 1 und 2). Da es sich um eine kleinmaßstäbige Karte auf Gemeindebasis handelt, ist nicht auszuschließen, daß Hamstervorkommen, die nach der Abb. 2 auf D3-

Flächen liegen, vor Ort D4-Flächen zugeordnet werden müssen. Böden der Standorteinheit D5 kommen vor allem bei Nauen und im Fläming vor. Genau in diesen Gebieten befanden sich die letzten gehäuften Nachweise bzw. die Nachweise aus der jüngsten Zeit nach 1990.

## 2.3 Diskussion

Obwohl es sich bei diesem Vergleich nur um eine relativ grobe Bodenkarte auf Gemeindebasis handelt, läßt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Hamstervorkommen mit den besseren Böden feststellen. Die jüngsten Hamsternachweise decken sich mit Gebieten, in denen großflächiger bessere Böden vorkommen, also gehäufter Auftreten von D5-Flächen. Demzufolge bilden bessere Böden mit Tongehalten zwischen 20 % (lehmiger Sand SL) und 40 % (Lehm L) das Rückzugs- und Überlebensgebiet des Hamsters (s. a. LENDERS 1985). Aufgrund der Bodenbeschaffenheit wird die Verbreitung des Feldhamsters im früheren Bezirk Potsdam kaum flächendeckend, sondern diskontinuierlich und nur selten geschlossen gewesen sein.

## 3. Praktische Anwendungen für den Hamsterschutz

Aus diesen Ergebnissen läßt sich für den Feldhamsterschutz folgendes ableiten:

1. Die besten Böden stellen Rückzugsgebiete für den Feldhamster dar, der besonders in Ostdeutschland einen großflächigen Arealverlust und einen extremen Dichterückgang zu verzeichnen hat.
2. Eine gezielte Suche nach Hamstervorkommen ist möglich. Sie sollte anhand von Bodenkarten erst kleinmaßstäbig zur Eingrenzung eines groben Untersuchungsgebietes (z. B. Landesbodenkarten) und dann großmaßstäbig zur genauen Eingrenzung der zu betrachtenden Flächen (Bodenschätzungen auf Meßtischblattbasis) erfolgen.
3. Schutzmaßnahmen sollten auf die besseren Böden (Bodenart lehmiger Sand bis Lehm) mit Feldhamstervorkommen beschränkt werden. Bei kleinräumig großen Bodenunterschieden sollten nur die allerbesten Böden in Maßnahmen zum Hamsterschutz (z. B. Ausgleichszahlungen für hamsterschonende Bewirtschaftung in Sachsen-Anhalt) einbezogen werden. Nachbarflächen zu Hamstervorkommen müssen bei relativ einheitlich guten Böden für Migrationen und Dismigrationen in solche Programme einbezogen werden.
4. Derzeit ist eine Neubesiedlung schlechterer Böden nicht zu erwarten. Deshalb und aufgrund der unzureichend bekannten Habitatanforderungen des Feldhamsters sollten keine Aus- und/oder Umsiedlungen erfolgen. Wenn ein Feld ohne Hamsterbesatz ist, liegen sicherlich Gründe dafür vor, z. B. eine schlechtere Bodenqualität.

## 4. Summary

The distribution of burrows of the Common hamster (*Cricetus cricetus* L.) in the surrounding of the Hakel wood in the Land Sachsen-Anhalt were analysed in dependence of the soil type. In the former district Potsdam (Land Brandenburg) the decline of the hamster and its present distribution were compared with an agricultural soil map. Both investigations show that the Common hamster prefer the agricultural best soils with high portions of clay and silt. The distribution of burrows directly depends on the soil quality. These results were discussed with special links to hamster conservation.

### Literatur

DOLCH, D. 1992: Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg. Dissertation Univ. Halle-Wittenberg. -273 S.  
 DOLCH, D. 1995: Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirks Potsdam. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderh. -96 S.  
 FEILER, M. 1989: Daten zur Verbreitung des Hamsters (*Cricetus cricetus* L.) im Bezirk Potsdam. -Veröff. Potsdam Mus 30: Beitr. Tierwelt Mark XI: 127-130  
 GÖRECKI, A. 1977: Energy flow through the common hamster population. -Acta theriol. 22: 25-66  
 GRULICH, I. 1975: Zum Verbreitungsgebiet der Art *Cricetus cricetus* Mamm. in der Tschechoslowakei. -Zool. Listy 24 (3): 197-222  
 LENDERS, A. 1985: Het voorkomen van de hamster *Cricetus cricetus* L., 1758 in relatie tot bodemtextuur en bodemtype. -Lutra 28: 71-94  
 KARASEVA, E.V. u. SHILJAEVA, L.M. 1965: Stroenie nor obyknovennogo chomjaka v zavisimosti ot ego vozrasta i sezona goda. -Bull. Moskauer Ges. der Naturforscher Abt. Biol. 70 6: 30-39

MASURAT, G. u. STEPHANS, S. 1960: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen in den Jahren 1958 und 1959 im Bereich der DDR. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 141-178,  
 MASURAT, G. u. STEPHANS, S. 1963: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen im Jahre 1962 im Bereich der Deutschen Demokratischen Republik. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 185-215  
 MASURAT, G. u. STEPHANS, S. 1964: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen im Jahre 1963 im Bereich der Deutschen Demokratischen Republik. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 141-166  
 MASURAT, G. u. STEPHANS, S. 1965: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen im Jahr 1964 im Bereich der Deutschen Demokratischen Republik. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 154-177  
 MASURAT, G.; PESCHEL, R. u. STEPHANS, S. 1966: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen im Jahre 1965 im Bereich der Deutschen Demokratischen Republik. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 121-142  
 MASURAT, G.; PESCHEL, R. u. STEPHANS, S. 1967: Das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturpflanzen im Jahre 1966 im Bereich der DDR. -Nachrichtenbl. f. d. Dt. Pflanzenschutzdienst: 137-168  
 PELZERS, E.; COENDERS, F. u. LENDERS, A. 1984: Enige achtergronden van de toename van hamsters (*Cricetus cricetus* L.) in Zuid-Limburg 1879-1915. -Naturh. Maandblad 73(11): 207-213  
 PETZSCH, H. 1950: Der Hamster. Die Neue Brehm-Bücherei. 1. Aufl. Akadem. Verlagsgesellsch. Geest u. Portig K.G. Leipzig. A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt. -55 S.  
 PIECHOCKI, R. 1979: Über den Rückgang des Aufkommens an Hamsterfellen in der DDR. -Brühl 20: 11-13

ROUBITSCHKEK, W. 1969: Standortkräfte in der Landwirtschaft der DDR. Agrargeographische Gemeindefest. 1. Aufl. VEB Hermann Haack Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha/Leipzig. -103 S.  
 SAINT GIRONS, M.-C. 1973: *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758), le Hamster commun ou Hamster gris. In: Les Mammifères de France et du Benelux. -Paris: 309-313  
 SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. 1989: Lehrbuch der Bodenkunde. 12. neubearb. Aufl. v. SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K.-H. u. SCHWERTMANN, U. Ferdinand Enke Verlag. -Stuttgart. -419 S.  
 STUBBE, M. 1971: Wald-, Wild- und Jagdgeschichte des Hakel. -Arch. Forstwes. 20:115-204  
 VOHRALIK, V. u. ANDERA, M. 1976: Rozšíření křečka polního *Cricetus cricetus* (L.) v Československu. -Lynx Praha N. S. 18: 85-97  
 WEBER, B. 1960: Der Hamster und seine Verbreitung im Kreis Haldensleben. -Jshr. Kreismus. Haldensleben 1: 57-62  
 WENDT, W. 1983: Zur Bestandssituation des Feldhamsters *Cricetus cricetus* L. in der DDR. -Säugetierkd. Inf. 27: 86-90  
 WENDT, W. 1989: Feldhamster *Cricetus cricetus* L.. In: STUBBE, H. Hrsg.: Buch der Hege Bd. 1 Haarwild: 667-684  
 WEIDLING, A. 1996: Zur Ökologie des Feldhamsters *Cricetus cricetus* L.; 1758 im Nordharzvorland. Diplomarbeit Univ. Halle-Wittenberg. -120 S.  
 Bodenschätzungskarten 1:10 000 auf Meßtischblattgrundlage (Meßtischblatt 4133, 4134, 4233, 4234). -Halle

### Verfasser

Anja Weidling  
 Prof. Dr. Michael Stubbe  
 Institut für Zoologie/AG Tierökologie  
 Martin-Luther-Universität  
 PF Universität Domplatz 4  
 D-06099 Halle/Saale

KERSTIN SELUGA

# Vorkommen und Bestandssituation des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt

## – Historischer Abriss, Situation und Schlußfolgerungen für den Artenschutz

Schlagwörter: Hamster (*Cricetus cricetus*), Bestandsentwicklung, Agrarlandschaft, Artenschutz, Sachsen-Anhalt

## 1. Einleitung

Betrachtet man das ausgedehnte Gebiet zwischen Elsaß und Jenissej, in dem Feldhamster (*Cricetus cricetus* L.) vorkommen, so gehören Mittel- und Westeuropa bereits zu den äußersten westlichen Vorposten am Rand des Gesamtareals, das sich hauptsächlich auf die Schwarzerdezone Osteuropas und Asiens konzentriert. Aufgrund der heterogenen geomorphologischen und edaphischen Gegebenheiten in Mitteleuropa und der starken Abhängigkeit der Hamsterbesiedlung von diesen Faktoren beschränken sich die Vorkommen des Feldhamsters hier auf die klimatisch und edaphisch günstigsten Regionen. Hieraus resultiert ein in kleinere

und größere Exklaven aufgelöstes Verbreitungsbild (WERTH 1936).

In den tiefgründigen Lößzonen Mitteldeutschlands existiert ein größeres zusammenhängendes Vorkommen außerhalb des geschlossenen Areal der Art (Abb. 1). Kennzeichnend für diesen Raum waren stets sehr hohe Populationsdichten. Diese Sonderstellung Mitteldeutschlands ist die Folge der kontinental geprägten klimatischen Bedingungen im mitteldeutschen Trockengebiet und der ausgezeichneten Bodenqualität, die einem tief grabenden Steppentier wie dem Feldhamster optimale Lebensbedingungen bieten. Hinzu kam die bereits frühzeitig und großflächig betriebene Ackernutzung in den Bördelandschaften, die

ein reiches Nahrungsangebot auf kleinstem Raum erzeugte.

Der Feldhamster kam demzufolge auch in Sachsen-Anhalt seit Jahrhunderten verbreitet und häufig vor. Auch hier machte sich jedoch der seit etwa 30 Jahren als Folge der zunehmenden landwirtschaftlichen Intensivierung in ganz Europa konstatierte negative Bestandstrend (vgl. SMIT u. VAN WIJNGAARDEN 1981) bemerkbar. Im folgenden sollen kurz einige Daten zur ehemaligen Verbreitung und Häufigkeit des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt und schließlich zur heutigen Situation im Gebiet angeführt werden. Bezüglich Recherche und Auswahl der Quellen wird kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben.



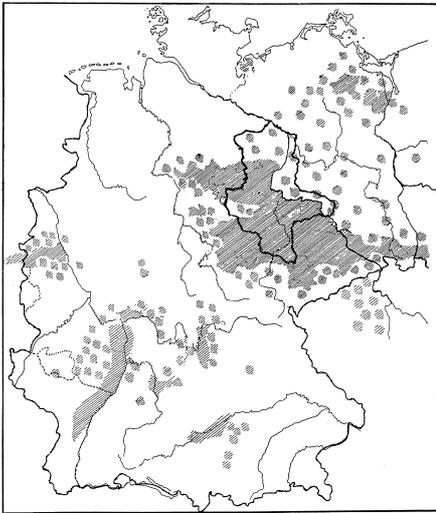


Abb. 1  
Die Verbreitung des Feldhamsters in Deutschland, nach WERTH (1936).

## 2. Historischer Abriss

### 2.1 Situation bis zum Ende des 19. Jahrhunderts

Bereits SULZER (1774) erwähnte für das heutige Gebiet Sachsen-Anhalts, daß Hamster im Herzogtum Magdeburg, daneben im „Anhaltinischen und Quedlinburgischen“ sowie bei Halberstadt und Blankenburg zu finden seien. Nach Angaben von SCHULZE (1890) kamen Feldhamster zum Ende des vergangenen Jahrhunderts in der Magdeburger Börde und südlich des Harzes „häufig“, um Aschersleben „gemein“ vor. Daneben werden Funde für Quedlinburg und Halle und das Nordharzvorland um Osterwieck und Hornburg angeführt. Mit Sicherheit waren dies jedoch nicht die einzigen Vorkommen auf dem heutigen Territorium des Landes Sachsen-Anhalt, denn schon NEHRING (1894) kommt nach seinen umfangreichen Recherchen zu dem Schluß, man könne „den ganzen mittleren und südlichen Teil der Provinz Sachsen, sowie auch den grösseren Teil des Herzogtums Anhalt als ein bevorzugtes Wohngebiet des Hamsters bezeichnen“. Während ihm in der Altmark selbst keine Funde bekannt waren, wurde die Art von etwa Neu-Haldensleben an südlich häufig gefunden, ebenso in der Magdeburger Börde, um Magdeburg, Oschersleben, Halberstadt und Aschersleben. Auch zwischen Thüringer Wald und Harz sowie um Zeitz waren Hamster weit verbreitet. Insgesamt ergibt sich damit eine nahezu vollständige Besiedlung des linkselbischen Teiles von Sachsen-Anhalt, mit Ausnahme der Harzhochfläche und der Sandgebiete der Altmark (Abb. 2). Dieses Verbreitungsbild dürfte der aufgrund geologischer und edaphischer Bedingungen im Gebiet potentiell möglichen Besiedlung recht nahekommen. Häufig war das Vorkommen von Feldhamstern mit hohen Populationsdichten gekoppelt. Im Flugblatt der Landwirtschaftskammer für die Provinz Sachsen findet sich um die Jahrhundertwende die Anmerkung, daß

„viele Gegenden der Provinz Sachsen sowie der benachbarten Staaten fast beständig unter der Hamsterplage zu leiden“ hätten. Allein in der Stadtfur von Wanzleben wurden demnach im Frühjahr 1898 14 500 Hamster gefangen, um Aschersleben im Frühjahr des Jahres 1900 sogar 177 500 Stück. In der Gleinaer Flur fing ein einziger Hamsterfänger innerhalb eines Monats im Frühherbst 7 800 Hamster. Da eine Dichte von 5 Hamstern pro Morgen, d. h. 20 je ha, sehr häufig gewesen sein soll, werden diese Zahlen verständlich.

### 2.2 Situation von 1900 bis 1965

Das in der umfangreichen Arbeit von WERTH (1936) aufgeführte Verbreitungsbild des Hamsters entspricht etwa der Situation im Zeitraum von der Jahrhundertwende bis zum Anfang der 30er Jahre (Abb. 3). Es beruht auf den Daten von NEHRING (1894), ergänzt um aktuelle Befunde und Daten des deutschen Pflanzenschutzdienstes aus den Jahren 1905 bis 1932.

Sachsen-Anhalt war auch in dieser Zeit wohl links der Elbe mit Ausnahme des Harzes bis auf die Höhe des nördlichen Kreises Haldensleben noch durchgängig besiedelt. In der Altmark und im rechtselbischen Raum sind vom Hauptverbreitungsgebiet abgeschnittene Exklaven-Vorkommen auf kleinräumig von den Bodenverhältnissen her geeigneten Standorten vermerkt. Über die bereits oben angeführten Fundorte hinaus werden Weißenfels (massenhaft) und Halle (sehr zahlreich) genannt. Daneben soll die Art auch in der Altmark „ziemlich verbreitet und relativ zahlreich“ gewesen und rechtselbisch bei Jerichow vorgekommen sein. Ob der gesamte altmärkische Raum tatsächlich einmal besiedelt wurde, ist unklar. Bei WEBER (1960) finden sich jedoch Hinweise, daß im Kreis Haldensleben zwischen 1915 und 1930 in mehreren Perioden Hamster auch weit nördlich der Lößgrenze auf Sandböden vorkamen.

Zurückgeführt wird dies auf eine eventuelle Ausbreitung nach Norden infolge vorausgegangener Massenvermehrungen. Es ist daher durchaus möglich, daß auch in den nördlicheren Regionen verstärkt Hamsterbeobachtungen erfolgten. Zumindest zwei altmärkische Vorkommen um Genthin und bei Jerichow konnten nach 1950 noch belegt werden. Angaben zur Häufigkeit des Hamsters aus dieser Zeit sind rar, nicht zuletzt durch den zeitweiligen Zusammenbruch des deutschen Pflanzenschutzdienstes infolge der beiden Weltkriege. Das Flugblatt Nr. 10, zuerst vom Kaiserlichen Gesundheitsamt und später von der Biologischen Reichsanstalt für Land- und Forstwirtschaft herausgegeben, wies stets auf den immensen Schaden hin, den der Hamster zu verursachen imstande ist, und forderte nachdrücklich zur unablässigen Hamsterbekämpfung auf. Jährlich kamen rund 2 Mio. Hamsterfelle, die überwiegend aus Deutschland stammten, in den Handel. Von den Pflanzenschutzämtern wurden 1927, 1929 bis 31, 1937 und 1939 auf sachsen-anhaltinischem Gebiet verstärktes Hamsterauftreten und starke Schäden an den landwirtschaftlichen Kulturen vermerkt. Mitte der 50er Jahre stellten sich die sachsen-anhaltinischen Hamstervorkommen entsprechend Abb. 4 dar. Die Darstellung beruht auf den Meldungen des Pflanzenschutzdienstes der DDR, der die Daten zum Auftreten von landwirtschaftlichen Schädlingen überwiegend auf der Basis der Kreisterritorien erfaßte. Aus schwach besiedelten Kreisen erfolgten allerdings über Jahre hinweg keine Meldungen des Pflanzenschutzdienstes, so daß nur aus der Summe der Meldungen, nicht aber aus den jährlich erstellten Karten Rückschlüsse zu ziehen sind. Im Vergleich zu 1936 zeigt sich keine wesentliche Arealverschiebung. Der nördliche Kreis Haldensleben ist nicht mehr besiedelt, jedoch kommt es 1955 bis 60 noch einmal zu Ausbreitungsvor-

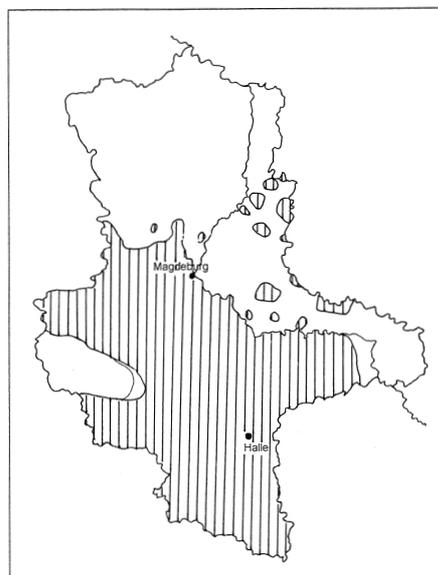


Abb. 2  
Die Verbreitung des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt zum Ende des 19. Jahrhunderts, nach NEHRING (1894).

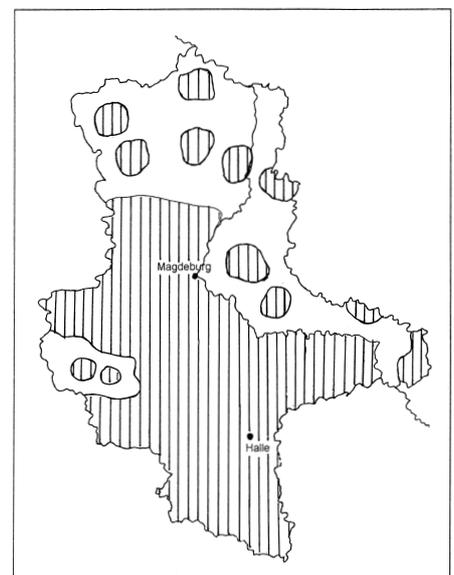


Abb. 3  
Die Verbreitung des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt zwischen 1905 und 1936, nach WERTH (1936).

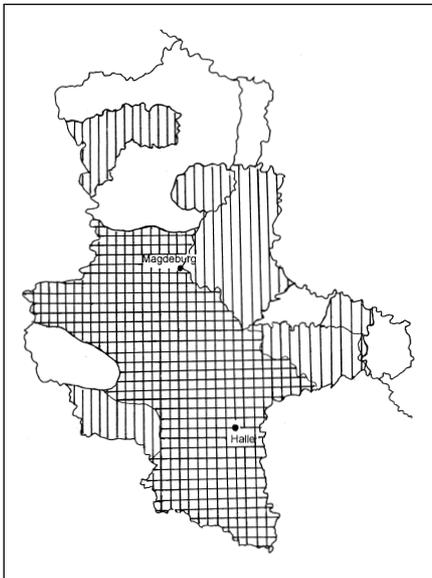


Abb. 4  
Die Verbreitung des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt zwischen 1950 und 1960, nach MÜLLER (1960), ergänzt. In der doppelt schraffierten Zone war starkes Hamsterauftreten zu verzeichnen.

stößen in nördliche und westliche Richtung (WEBER 1960). Die Lage der Nachweispunkte im rechtselbischen Raum erscheint nicht identisch zu früheren Autoren. Da keinerlei Ortsangaben vorliegen, war eine Nachprüfung bisher nicht möglich. Im altmärkischen Raum sind unter der durch das Kreisraster verzerrten Darstellung die gleichen Exklaven zu vermuten, die bereits in früheren Zeitabschnitten besiedelt waren.

Ständig oder zeitweise starkes Hamsterauftreten war in den 50er Jahren auf mehr als zwei Dritteln der Fläche in den heutigen Grenzen Sachsen-Anhalts zu verzeichnen

**Tabelle 1: Anzahl aufgekaufter Hamsterfelle in Sachsen-Anhalt<sup>1)</sup>**

Jahr	aufgekaufte Hamsterfelle
1950	500 000
1951	1 335 000
1952	2 484 634
1953	2 218 199
1954	1 328 263
1955	908 227
1956	1 249 353
1957	1 948 792
1958	1 806 812
1959	964 889
1960	464 768
1961	268 168
1962	720 477
1963	760 639
1964	1 085 670
1965	796 889
1966	1 277 332

<sup>1)</sup> Originaldaten veröffentlicht bei MÜLLER (1960), HUBERT (1968) und im Nachrichtenblatt für den Deutschen Pflanzenschutzdienst, andere Quellen nennen für 1950–53 z.T. abweichende Zahlen

(Abb. 4). Das Auftreten der höchsten Dichten ist nahezu identisch mit dem Vorhandensein von Schwarzerdeböden im Gebiet.

Vor allem in den Jahren 1951 bis 54, 1956 bis 58 und 1964/66 schnellte die Anzahl abgelieferter Hamsterfelle in die Höhe (Tab. 1), ebenso wurden Schäden größeren Ausmaßes gemeldet. 1952 wurden z. B. betroffene Getreideschläge zu 10 bis 90 %, Erbsen zu 10 bis 70 % und Ölfrüchte bis zu 100 % geschädigt. Der durch Hamster verursachte Ernteausfall wurde dabei allein im Kreis Oschersleben (heute Teil des Bördekreises) auf 72 000 Dezitonnen (600 000 DM) beziffert. Auch MÜLLER (1960) schildert eindrücklich die großen Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen, die durch Hamster verursacht wurden. Aus den Kreisen Dessau, Wittenberg, Roßlau und Gräfenhainichen kamen in den 50er Jahren noch in geringer Anzahl Hamsterfelle zur Ablieferung, danach nicht mehr.

Fang- und Fellstatistiken sind, wenn die Umstände ihrer Entstehung und zeitgeschichtliche Ereignisse (wie z. B. mehrfacher Wechsel der Organisation des Hamsterfanges, der Fangprämierung und der Erfassungsmodalitäten, Möglichkeit der Abgabe der Felle im Nachbarkreis, z. T. Fellschmuggel großen Ausmaßes) nicht genauer bekannt sind, in ihrer Aussagekraft stark fehlerbehaftet und können falsch interpretiert werden (vgl. WEBER 1982). Ab 1952 wurde wegen des ständigen Mangels an Hamsterfallen bereits die chemische Bekämpfung mit Schwefelkohlenstoff angewandt, was sich indirekt (in einer Abnahme der Fangzahlen) ebenfalls in der Fangstatistik niederschlägt. Aufgrund ihrer eingeschränkten Aussagekraft sollen die angeführten Zahlen zum Fellaufkauf daher nur beispielhaft für das Ausmaß der direkten anthropogenen Eingriffe in die Hamsterpopulation stehen, die jahrzehntelang stattgefunden haben. Ebenfalls zu beachten ist, daß diese hohe jährliche „Abschöpfung“ weitgehend kompensiert werden konnte, solange keine einschneidenden Veränderungen im Lebensraum selbst stattgefunden hatten. Bereits PETZSCH (1950) vertrat die Ansicht, den intensiven Methoden der modernen Landwirtschaft sei der Hamster nicht mehr gewachsen. Zwar traten bei starkem Befall noch Mitte der 60er Jahre häufig Dichten von 30 bis 50 Bauen je ha auf, die Fangzahlen in Sachsen-Anhalt bewegten sich allerdings nur noch um die Millionengrenze (HUBERT 1968). In Relation zum hohen Organisationsgrad des Hamsterfanges ist dies bereits deutlich weniger als die oben angeführten 2 Mio., wenn berücksichtigt wird, daß die ehemaligen Bezirke Halle und Magdeburg, aus denen mit geringen Gebietsumlagerungen das jetzige Land Sachsen-Anhalt hervorging, mehr als 90 % des Hamsterfellaufkommens der DDR stellten und diese die wirtschaftlich bedeutendsten Hamstervorkommen innerhalb Deutschlands besaß.

### 2.3 Situation um 1980

Zu Beginn der 80er Jahre erfolgte eine Erhebung des Hamstervorkommens als schriftli-

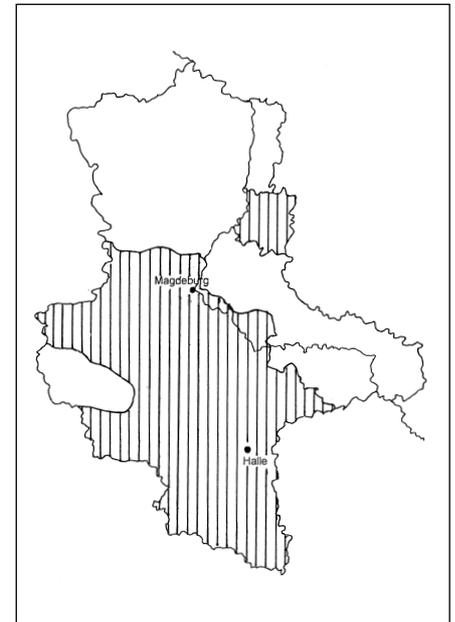


Abb. 5  
Die Verbreitung des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt um 1979, nach WENDT (1984), verändert.

che Umfrage bei den Kreisnaturschutzbeauftragten durch WENDT (1984). Die hieraus abgeleitete Verbreitung um 1979 bezieht sich wieder auf Kreisgebiete als Grundlage (Abb. 5). Deutlich ist der Rückgang von Nachweisen aus der Altmark, nur zwei Nachweise im Kreis Genthin sind verbürgt. Bis auf ein Vorkommen westlich von Zerbst fehlen auch Nachweise aus dem rechtselbischen Raum. Begleitend zu drastischen Schrumpfungen des mitteldeutschen Hamsterareals im sächsischen Raum deutet sich somit auch ein Rückzug der Art von isolierten und weniger geeigneten Standorten in Sachsen-Anhalt an. Die Kerngebiete des mitteldeutschen Vorkommens, das Harzvorland und die Magdeburger Börde sind jedoch noch dicht besiedelt (vgl. WENDT 1984). Bei Dichtebestimmungen durch den Pflanzenschutzdienst wurden hier von 1980 bis 1983 im Frühjahr bis zu 25 und im Herbst bis zu 80 Bauen je ha ermittelt, eine Dichte von 10 Bauen je ha kam nicht selten vor. In den jährlichen Berichten über das Auftreten der wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der Kulturpflanzen im Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes für das Gebiet der DDR ist der Feldhamster jedoch letztmalig bereits im Jahr 1972 erwähnt. 1974 wurde die Art aus der Liste der gefährlichen Pflanzenschädlinge gestrichen.

Eine starke Abnahme der Populationsdichte hatte sich in den Kreisen Sangerhausen, Zeitz, Weißenfels, Merseburg und im Saalkreis (JENTZSCH 1988, UNRUH 1987, WENDT 1984) vollzogen. Lokal betraf eine ähnliche Entwicklung auch Gemarkungen innerhalb der Dichtezentren. Während hier der Hamsterfang innerhalb weniger Jahre völlig zum Erliegen kam, da er nicht mehr lohnte, wurde er vielerorts noch bis 1990 (Inkrafttreten der Bundesartenschutzverordnung im Beitrittsgebiet) weitergeführt.

### 3. Gegenwärtige Situation

Die in Abb. 6 enthaltenen Feldhamster-Nachweise im Meßtischblatt-Quadranten-Raster entstammen einer Fragebogen-Erhebung des Zoologischen Institutes der Martin-Luther-Universität Halle bzw. wurden durch Befragungen, Kartierungen und Literaturswertung erhalten. Nachweise vor 1985 bzw. aus der Literatur wurden nur aufgenommen, wenn eine Zuordnung nach Meßtischblatt-Quadranten möglich war.

Die jüngsten Funde konzentrieren sich in den ehemaligen Dichtezentren im nördlichen und nordöstlichen Harzvorland und in der Magdeburger Börde. Daneben liegen jedoch auch südlich des Harzes und um Naumburg, d. h. im Übergangsbereich zum ebenfalls noch weiträumig besiedelten Thüringer Becken (vgl. ZIMMERMANN 1995), zahlreiche Funde vor. Der Norden und Osten Sachsen-Anhalts blieben bisher ohne jeden aktuellen Nachweis. Nur eine Beobachtung gelang D. HEIDECKE im Jahr 1991 bei Jerichow. Aus dem mittleren und südlichen Sachsen-Anhalt gibt es zwar neuere Nachweise, daneben jedoch nur sehr lange zurückliegende Funde. Dies sind zum größten Teil Regionen, in denen schon Anfang der 80er Jahre eine Abnahme der Populationsdichte konstatiert wurde. Der Trend zur Auflösung ehemals zusammenhängender Vorkommen scheint sich demnach in den vergangenen 15 Jahren fortgesetzt zu haben.

Die Feststellung von Hamstervorkommen wird natürlich umso schwieriger, je zerstreuter die Art vorkommt und je geringer ihre Siedlungsdichte ist. Auch Landwirte wissen heutzutage oft nicht, daß auf ihren Feldern noch Hamster leben. Bei andauernder Suche sind daher sicher noch weitere Meldungen zu erwarten. Da eine ähnlich negative Entwicklung der Hamsterbestände jedoch auch in anderen Regionen Deutschlands stattgefunden hat (vgl. u. a. DOLCH 1995, POTT-DÖRFER u. HECKENROTH 1994, VOITH 1990, ZIMMERMANN 1995), ist nicht anzunehmen, daß sich die dargestellte Situation damit wesentlich verändert.

Zur gegenwärtigen Siedlungsdichte lassen sich für das Nordharzvorland und die Börde als gegenwärtige Siedlungsschwerpunkte ungefähre Angaben machen. Von 1985 bis 1991 wurden bei analogen Zählungen des Pflanzenschutzdienstes nur noch maximal 9 (Frühjahr) bzw. 16 (Herbst) Baue gefunden. Das Auftreten des Hamsters konnte allgemein nur noch als schwach eingestuft werden, lediglich einzelne Flächen ragten mit stärkerer Besiedlung heraus. Zwischen 1993 und 1996 wurden bei eigenen Kartierungen fast ausschließlich Dichten von weit unter 1 bis etwa 2 Baue je ha gefunden. Flächen bis zu 30 ha waren ohne einen einzigen Hamsterbau. Selbst der einmalig ermittelte Maximalwert von 8 Bauern je ha entspricht nur etwa einem Fünftel der Dichte, die 1980 bis 1983 in der Region auf dichtbesiedelten Schlägen auftrat.

Der Feldhamster wird inzwischen nicht nur bundesweit (Kat. 2, stark gefährdet), son-

dern auch in Sachsen-Anhalt (Kat. 3, gefährdet) auf der Roten Liste geführt (NOWAK et al. 1995, HEIDECKE u. STUBBE 1992).

### 4. Diskussion und Schlußfolgerungen für den Artenschutz

Der Feldhamster ist eines der wenigen heimischen Säugetiere, die nach der vom Menschen geschaffenen strukturreichen Kulturlandschaft vergangener Jahrhunderte auch die intensiv genutzten Ökosysteme der modernen Agrarlandschaft besiedeln konnten. Bis vor etwa 30 Jahren schien die Art aufgrund ihres hohen Fortpflanzungspotentials und des breiten nutzbaren Nahrungsspektrums mit den aus der zunehmend mechanisierten und chemisierten Bewirtschaftung resultierenden Veränderungen des Lebensraumes noch Schritt halten zu können. Der stetige Rückgang der Art hatte jedoch bereits begonnen (PIECHOCKI 1979). Daß dies erst spät erkannt wurde, liegt zum einen darin begründet, daß die Populationsdichte des Feldhamsters durchaus starke jährliche und mehrjährige Schwankungen aufweisen kann.

Das Ziel der umfassenden Hamsterbekämpfung der DDR war zudem eine Bestandsreduktion, die Fraßschäden und Ernteverluste möglichst minimierte, und nicht die Ausrottung des Feldhamsters. Es war gar nicht vorstellbar, diese anpassungsfähige und vermehrungsfreudige Art jemals an den Rand der Ausrottung bringen zu können. Und schließlich verlief der Rückgangsprozeß zeitlich und räumlich stark versetzt, so daß die staatlichen Stellen der DDR erst durch das ständig abnehmende Fellaufkommen ab den 70er Jahren aufmerksam wurden.

Die primäre Ursache dieser Entwicklung wird in den Veränderungen der landwirtschaftlichen Produktionsweise gesehen, wobei die starke anthropogene Dezimierung beschleunigend gewirkt haben könnte. Der nochmalige Bestandsabfall in Harzvorland und Magdeburger Börde nach dem Auslaufen der Bekämpfungsmaßnahmen im Jahr 1990 unterstreicht jedoch nachdrücklich, daß die Grenzen der Kompensationsfähigkeit des Feldhamsters inzwischen überschritten sind. Die Auswirkungen der gegenwärtig betriebenen Landwirtschaft auf die sensiblen Perioden im Jahreszyklus des Feldhamsters sind an anderer Stelle ausführlich diskutiert wor-

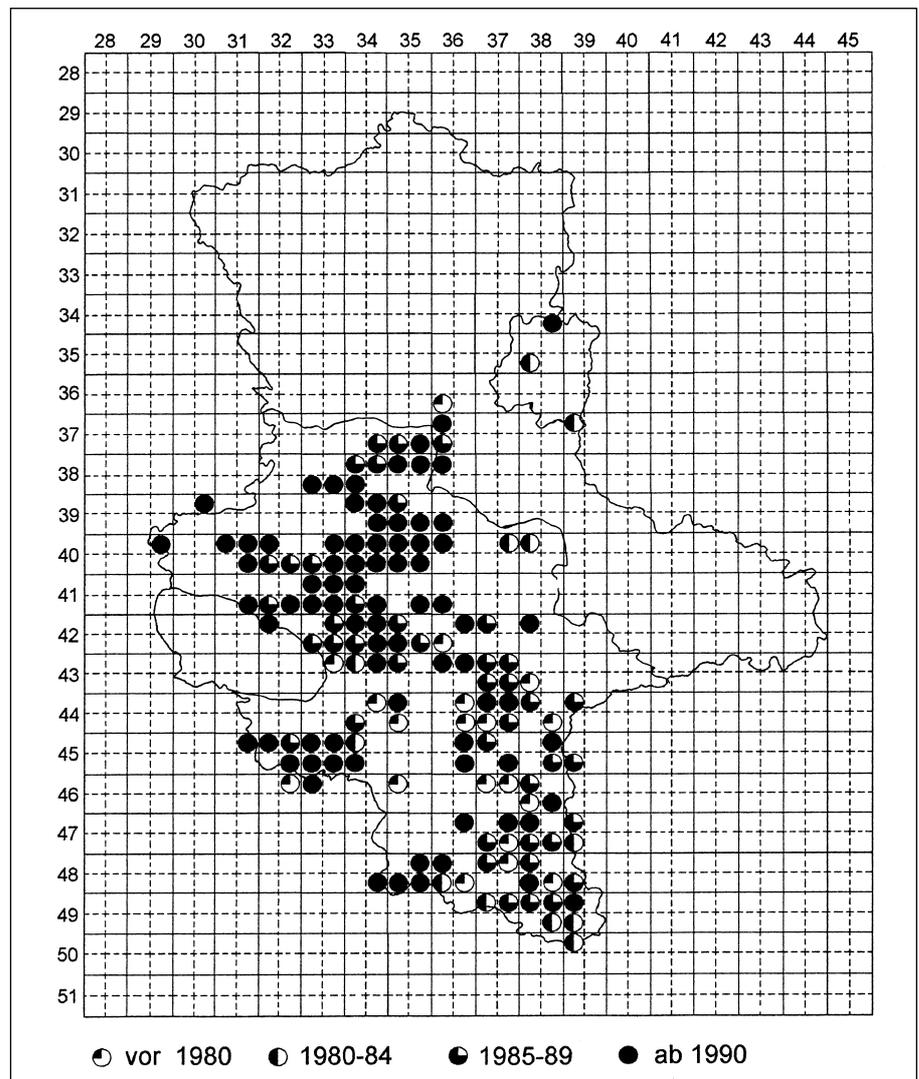


Abb. 6  
Gegenwärtig vorliegende Nachweise des Feldhamsters in Sachsen-Anhalt.

den: unzureichender Vorratseintrag im Spätsommer durch schnellen Ernteverlauf und sofortige Stoppelberäumung; Auspflügen der Jungtiere bei zu großer Pflugtiefe; Veränderung der Fruchtfolgen und des Anbauspektrums, wodurch sich die Verfügbarkeit von Nahrung und einer schützenden Vegetationsdecke im Jahresverlauf extrem verschlechtert hat; Schlaggrößen, die den Aktionsradius der Tiere weit übersteigen (vgl. PIECHOCKI 1979, SELUGA 1996, WEIDLING 1996, WENDT 1984, 1991).

Für den Schutz des Feldhamsters, eines der charakteristischsten Tiere der mitteleuropäischen Agrarlandschaft, ergibt sich somit ein grundlegendes Problem:

Die Art kommt in Mitteleuropa fast ausschließlich auf intensiv genutzten Agrarflächen vor, gerade diese sind aber bislang Stiefkinder im Naturschutz. Zum einen gelten diese Flächen nicht als wertvoll, da sie ökologisch stark verarmt und ständigen chemischen und mechanischen Eingriffen ausgesetzt sind. Andererseits sind die Möglichkeiten der Einflußnahme zu Zwecken des Naturschutzes stark eingeschränkt, da nach § 1 (3) Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) die ordnungsgemäße Land- und Forstwirtschaft den Zielen des Naturschutzes dient. Sie stellt somit nach § 8 (7) folgerichtig auch keinen Eingriff in Natur und Landschaft dar und wird von den Schutzvorschriften für besonders geschützte Arten (§ 20f) entbunden. Obwohl die besonders geschützte Art Feldhamster eigentlich nur vor ihrem „Hauptfeind“, der ordnungsgemäßen Landwirtschaft geschützt werden müßte, ist dies praktisch in Deutschland kaum möglich. Auf zugelegten Rückzugsflächen, z. B. Stilllegungsflächen, läßt sich die Art nicht erhalten, da Getreideäcker und Feldfutterschläge stets bevorzugt besiedelt werden. Dazu kommt, daß die Mobilität der Tiere relativ groß ist und die Population nicht zu klein sein darf, da eine hohe natürliche Mortalität zu verzeichnen ist. Gegenwärtig sind eigentlich nur zwei Wege denkbar, um dem Feldhamster eine Chance zum Überleben zu geben. Zum einen sind das Ausgleichszahlungen für eine angepaßte, hamsterfreundliche Bewirtschaftung einzelner Flächen (z. B. spätere Stoppelberäumung, Verzicht auf tiefe Bodenbearbeitung). In Sachsen-Anhalt ist dies seit 1995 möglich.

Den relativ hohen Zuwendungen von mindestens 800 DM je ha stehen jedoch noch mangelnde Akzeptanz der Landwirte und personelle Probleme bei der Durchführung von Kontrollmaßnahmen gegenüber. Gegenwärtig ist dies die einzige greifbare Möglichkeit, etwas für den Feldhamster zu tun. Ob es sinnvoll ist und zur Erhaltung der Art ausreicht, mit hohem Finanzaufwand inmitten einer suboptimalen Umwelt lebensfreundlichere Inseln zu schaffen, ist allerdings fraglich. Auf lange Sicht müssen andere Wege beschritten werden. Das Umdenken zu einer generellen Extensivierung in der Landwirtschaft hat erst begonnen, aber nur so kann die zur Produktionslandschaft herabgewürdigte Feldflur wieder zu einem Lebensraum werden – nicht nur für Feldhamster.

## 5. Summary

This paper presents a survey about the heavy decline of area and abundance of the common hamster (*Cricetus cricetus*) inside the territory of saxony-anhalt. Data from literature and archives, but also new field data and up-to-date-records from the common hamster are shown. Reasons of endanger and possibilities of conservation for the species are discussed.

### Literatur

ANONYMUS 19XX: Auf welche Weise soll der Hamsterplage gesteuert werden? -Flugblatt der Landwirtschaftskammer für die Provinz Sachsen: 1-15  
DOLCH, D. 1995: Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirks Potsdam. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brandenburg 3 (Sonderh.): 37  
HEIDECHE, D.; STUBBE, M. 1992: Rote Liste der Säugetiere des Landes Sachsen-Anhalt. -Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1: 9-12  
HUBERT, K. 1968: Erfahrungen mit der Hamsterbekämpfung in den Bezirken Halle und Magdeburg. -Hercynia N. F. 5(2): 181-192  
JACOBI, A. 1901: Die Bekämpfung der Hamsterplage. -Flugblatt Nr. 10 der Biol. Abt. für Land- und Forstwirtschaft im Kaiserlichen Gesundheitsamt: 1-4  
JENTZSCH, M. 1988: Zur Säugetier-Fauna des Kreises Sangerhausen. -Beitr. z. Heimatforschung 9: 31-32  
LANDESPFLANZENSCHUTZAMT Sachsen-Anhalt: Archivmaterialien  
MÜLLER, K. R. 1960: Der Hamster und seine Bekämpfung. Biol. Zentralanstalt der Akademie d. Landwirtschaftswiss. Berlin. -Flugblatt Nr. 30: 1-27  
NACHRICHTENBLATT f. den Deutschen Pflanzenschutzdienst. Jg. 1921-39, 1946-90  
NEHRING, A. 1894: Die Verbreitung des Hamsters (*Cricetus vulgaris*) in Deutschland. -Archiv f. Naturgesch. 60(1): 15-32

NOWAK, E.; HEIDECHE, D.; BLAB, J. 1994: Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Säugetiere (Mammalia). In: NOWAK, E.; BLAB, J.; BLESS, R. (eds.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. -Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Natursch. 2: 27-58  
PETZSCH, H. 1950: Der Hamster. -Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag. -Wittenberg Lutherstadt. -56 S.  
PIECHOCKI, R. 1979: Über den Rückgang des Aufkommens an Hamsterfellen in der DDR. -Der Brühl (Leipzig) (4): 11-13  
POTT-DÖRFER, B.; HECKENROTH, H. 1994: Zur Situation des Feldhamsters in Niedersachsen. -Natursch. Landschaftspf. Niedersachs. 32: 5-23  
SCHULZE, E. 1890: Verzeichniss der Säugetiere von Sachsen, Anhalt, Braunschweig, Hannover und Thüringen. -Z. Naturwiss. 63: 7-112  
SCHWARTZ, M. 1920: Der Hamster. -Flugblatt Nr. 10 der Biol. Reichsanstalt für Land- und Forstwirtschaft: 1-4  
SELUGA, K. 1996: Untersuchungen zu Bestandssituation und Ökologie des Feldhamsters, *Cricetus cricetus* L. 1758, in den östlichen Bundesländern Deutschlands. -Dipl.-Arbeit Univ. Halle  
SMIT, C. J.; VAN WIJNGAARDEN, A. 1981: Threatened Mammals in Europe. Akad. Verlagsges. -Wiesbaden.  
SULZER, F. G. 1774: Versuch einer Naturgeschichte des Hamsters. - neu hg. v. H. Petzsch. Verlag Naturkunde. -Hannover, Berlin-Zehlendorf (1949). -197 S., 15 Tafeln  
UNRUH, M. 1987: Beitrag zur Säugetierfauna des Kreises Zeit. Eine faunistische und populationsökologische Studie. -Dipl.-Arbeit Univ. Halle  
VOITH, J. 1990: Bestandserfassung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) in Bayern. -Bayrisches Landesamt für Umweltschutz. -28 S.  
WEBER, B. 1960: Der Hamster und seine Verbreitung im Kreis Haldensleben. -Jschr. Krs.mus. Haldensleben 1: 57-62  
WEBER, W. 1982: Zur Reproduktion und Populationsdynamik des Hamsters, *Cricetus cricetus* LINNE, 1758. -Dipl.-Arbeit Univ. Halle  
WEIDLING, A. 1996: Zur Ökologie des Feldhamsters *Cricetus cricetus* L., 1758 im Nordharzvorland. -Dipl.-Arbeit Univ. Halle  
WENDT, W. 1984: Chronobiologische und ökologische Studien zur Biologie des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) unter Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Belange. -Diss. Univ. Halle  
WENDT, W. 1991: Der Winterschlaf des Feldhamsters *Cricetus cricetus* (L., 1758) - energetische Grundlagen und Auswirkungen auf die Populationsdynamik. -Populationsökologie von Kleinsäugerarten. -Wiss. Beitr. Univ. Halle 1990/34 (P 42): 67-78  
WERTH, E. 1936: Der gegenwärtige Stand der Hamsterfrage in Deutschland. -Arbeiten aus der Biol. Reichsanstalt f. Land- u. Forstwirtschaft. 21: 201-253  
ZIMMERMANN, W. 1995: Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) in Thüringen - Bestandentwicklung und gegenwärtige Situation. -Landschaftspf. Natursch. Thür. 32: 95-100

Verfasserin

Kerstin Seluga

Brucknerstraße 3

D-06110 Halle/Saale

## Wo gibt es noch Feldhamster in Brandenburg?

Auf der Gesamttagung Säugetiere des LFA im November 1997 vollzog Anja Weidling das Verschwinden des Feldhamsters in Brandenburg seit Beginn dieses Jahrhunderts bis in die 90er Jahre nach. Seit 1990 gibt es nur noch vier Fundortbestätigungen, drei davon in der Umgebung von Nauen (Havelland).

Die Ursachen für den drastischen Rückgang des Feldhamsters sind in der Einführung moderner landwirtschaftlicher Produktionsmethoden zu suchen. Hierzu zählen vor allem der Einsatz schwerer Maschinenteknik, das

Tiefpflügen, die schnelle und verlustarmer Ernte mit anschließendem Stoppelumbruch, der verstärkte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldüngung. Die Lebensbedingungen für den Feldhamster in der heutigen Agrarlandschaft sind generell nur noch als suboptimal einzuschätzen, so daß er sich lediglich in den hinsichtlich Klima und Boden am besten geeigneten Gebieten noch halten kann.

Zum Schutz des Feldhamsters sollten Stoppelrestflächen bleiben, besiedelbare Ackerandstreifen sowie Feldgehölze oder Schutzstreifen erhalten und mehrjährige Futterkulturen gefördert werden.

Der Schutz der letzten Bestände setzt eine genaue Kenntnis der Verbreitung voraus. Aus diesem Grund ist jede Beobachtung, sei es nun ein Sichtnachweis, ein Gewölffund, der Fund eines Baues oder Verkehrsopfers, sehr wichtig. Deshalb wird um Meldung aller Beobachtungen (auch älterer) an die Naturschutzstation Zippelsförde (Landesumweltamt Brandenburg) gebeten (16827 Alt Ruppiner, Tel./Fax: 033933/70816).

Aus den „Mitteilungen des Landesfachausschusses Säugtierkunde Berlin – Brandenburg“ (LFA) 1/1998

ULRICH WEINHOLD

# Zur Methodik radiotelemetrischer Untersuchungen am Feldhamster (*Cricetus cricetus* L. 1758) im Freiland

Schlagwörter: Radiotelemetrie, *Cricetus cricetus*, Vorversuche, Freilandstudie

## 1. Einleitung

Der Feldhamster (*Cricetus cricetus* L. 1758) ist ein typischer Vertreter unserer Kulturlandschaft. Als Konsument zahlreicher Vegetabilien, vor allem aber von Kulturpflanzen und aufgrund seines hohen Reproduktionspotentials wird der Hamster auch heute noch vielerorts als Schädling gehandelt.

Heutzutage ist der „Schädling“ Feldhamster jedoch bedeutungslos, und die Gründe für die inzwischen landesweit erfaßte Abnahme der Bestände (WENDT 1984, VOITH 1990, POTT-DÖRFER u. HECKENROTH 1995, ZIMMERMANN 1995, SELUGA 1996, WEINHOLD 1996b) sind nur zum Teil wissenschaftlich untersucht. Obwohl viel über die allgemeine Biologie des Hamsters gearbeitet wurde, weiß man wenig über die Autökologie dieses Tieres und seine Beziehungen zur modernen Agrarlandschaft. So fehlen z. B. Daten zur räumlichen Organisation, zum Migrationsverhalten, zur Ressourcennutzung und dem jahreszeitlichen Rhythmus im Freiland. Im Rahmen einer mehrjährigen Studie über die Ökologie des Feldhamsters auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen im Ballungszentrum Mannheim-Heidelberg werden zu diesen und weiteren Fragen Daten erhoben. Dies stellt hohe Anforderungen an die im Freiland anzuwendende Methodik, da der Hamster aufgrund seiner meist nocturnen Lebensweise kaum zu beobachten ist. Neben den klassischen Methoden der Freilandforschung, wie Fang-Wiederfang und Bautenzählungen, werden seit 1994 Feldhamster erstmalig während des gesamten Jahres radiotelemetriert. Im folgenden sollen die für die Telemetrie von Feldhamstern wichtigsten methodischen Kriterien und Erfahrungen vorgestellt und für etwaige Folgestudien, im Sinne eines Erfahrungsberichtes, nutzbar gemacht werden.



Abb. 1  
Halsbandsendertypus, der für die Vorversuche und später im Freiland verwendet wurde.

## 2. Material und Methode

### 2.1 Auswahl der Sender

Auf dem internationalen Markt gibt es mittlerweile zahlreiche Anbieter und Hersteller von radiotelemetrischen Geräten. Sender für Kleinsäuger gehören bei gut sortierten Firmen ebenso zum Angebot wie Sender für Vögel und Fische. Da Feldhamster bisher nur mit thermosensiblen Implantatsendern und unter kontrollierten Bedingungen zur Studie des Winterschlafes telemetriert wurden (LENDERS et al. 1986, SCHMITT 1992, WENDT 1995, WASSMER u. WOLLNIK 1997), diese Art der Telemetrie sich aber für das Freiland nicht empfiehlt, müssen schon bei der Anschaffung der Sender und ihrer Anbringung am Tier bestimmte Kriterien in Betracht gezogen werden:

- mögliche Beeinträchtigungen für das Tier
- unkomplizierte Applikation unter Freilandbedingungen
- Gewicht des Senders
- Lebensdauer der Sender.

In der folgenden Tabelle (Tab. 1) sind die im Hinblick auf die Lebensweise und Biologie des Feldhamsters gängigsten Applikationssysteme unter den oben genannten Gesichtspunkten vergleichend aufgeführt. Gewicht und Lebensdauer der Sender sind Größen,

die sich gegenseitig beeinflussen. Für das Gewicht als limitierenden Faktor gibt es bereits Grenzwertangaben (KENWARD 1987), sie sind daher nicht in der Tabelle aufgeführt. So wird für Tiere über 50 g Körpergewicht eine maximale Zuladung von 4 bis 6% empfohlen. Dies würde bei einem 300 g schweren Hamster ein Sendergewicht von bis zu 18 g zulassen. Damit läge auch die batterieabhängige Lebensdauer mit etwa 20 Monaten fest. Allgemein gilt jedoch, stets die geringstmögliche Zuladung zu verwenden, welche eine erfolgreiche Durchführung des Versuchs noch erlaubt (KENWARD 1987).

Die gewünschte Lebensdauer eines Senders orientiert sich jedoch auch an der Versuchsplanung, ob z. B. Individuen über einen längeren oder kürzeren Zeitraum untersucht werden sollen. Im vorliegenden Fall bestand die Absicht, Feldhamster während ihrer gesamten Aktivitätsperiode zu telemetrieren, so daß Sender mit einer Lebensdauer von 6 Monaten bei einem Gewicht von 5 g und einer Reichweite von 500 bis 1000 m als ausreichend angesehen wurden.

Nach Abwägung der einzelnen Applikationstypen fiel die Entscheidung zugunsten des für Säuger am häufigsten verwendeten Typs, den Halsbandsender (hier: Modell Fa. Biotrack, UK).

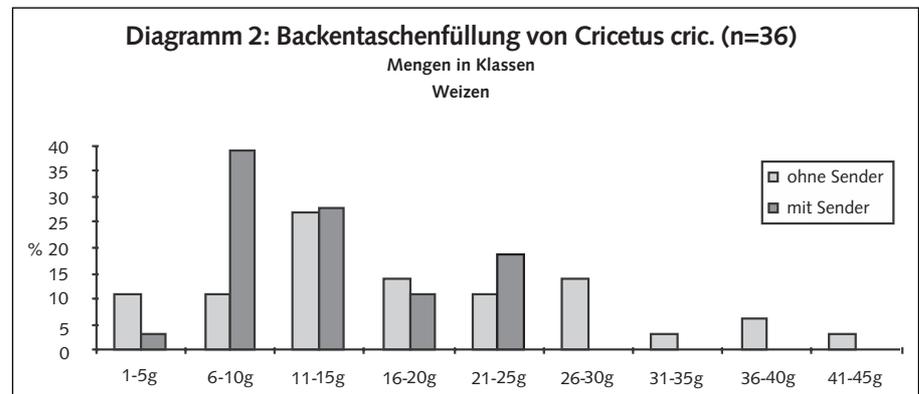
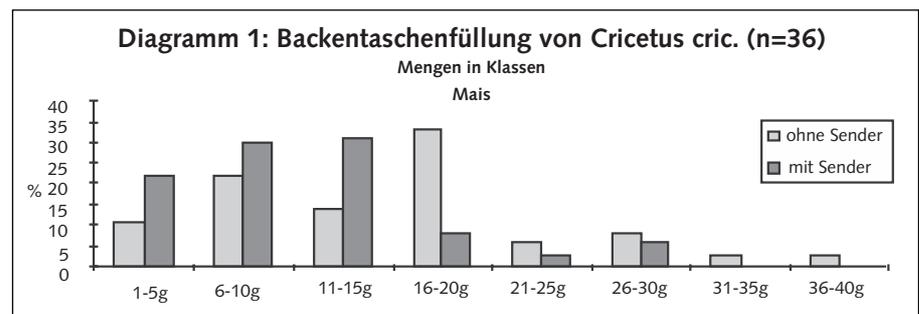


Abb. 2

## 2.2 Halsbandverträglichkeit

Um die in Tab. 1 genannten möglichen Beeinträchtigungen für das Tier zu untersuchen, wurden in einem Vorversuch zunächst zwei gekäfigte Feldhamster mit Sendern (Abb. 1) versehen. Das Anlegen des Halsbandes geschah unter leichter Äthernarkose. Für einen Zeitraum von acht Wochen wurde das Verhalten der Tiere und deren Wohlbefinden nahezu täglich überprüft. Eine Gewichtskontrolle nach vier und acht Wochen gab Aufschluß über den Ernährungszustand der Hamster. Parallel dazu wurden die Tiere auf etwaige Entzündungen der Haut am Hals untersucht.

Fütterungstests mit neun Tieren sollten im weiteren Verlauf der Voruntersuchungen abklären, ob das Halsband den Gebrauch der Backentaschen behindert oder sogar die Sammeltätigkeit unterbindet. Zu diesem Zweck wurden Versuche mit zwei verschiedenen Getreidekorngößen (Mais und Weizen) durchgeführt. Die vom Hamster jeweils eingetragene Menge (Ausgangsmenge 60 g), unabhängig vom Füllgrad der Backentaschen, wurde gemessen und die Einzelwerte anschließend in Klassen (5 g Intervalle) zusammengefaßt. Pro Tier wurden je vier Tests mit und ohne Halsbandsender durchgeführt, so daß für jede Versuchsreihe bei neun Tieren 36 Einzelwerte zur Auswertung kamen.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Halsbandverträglichkeit

Wie aus Tab. 2 hervorgeht, konnten während der acht Wochen dauernden Voruntersuchungen keine durch den Halsbandsender hervorgerufenen gesundheitlichen Beeinträchtigungen der beiden Tiere festgestellt werden. Die Feldhamster zeigten unmittelbar nach dem Anlegen des Senders keinerlei Abwehrreaktionen, wie sie z. B. bei Eichhörnchen (KENWARD 1987) beschrieben werden. Dies hängt sicherlich mit der Narkose zusammen, welche ein für das Tier weitgehend streßfreies Anbringen erlaubt. Auch in den folgenden Tagen und Wochen konnten bei den Kontrollen keine gegen das Halsband gerichteten Verhaltensweisen beobachtet werden. Die Nahrungsaufnahme und damit verbunden der Ernährungszustand, welcher anhand der Messung des Körpergewichts nachvollzogen werden kann, blieb stabil.

### 3.2 Backentaschen

Ein Hauptaugenmerk galt neben der generellen Halsbandverträglichkeit den Backentaschen.

Es zeigte sich, daß die Hamster ihre Backentaschen in gewohnter Manier benutzten. Je nach Motivation füllten sie diese unterschiedlich stark. In manchen Fällen wurde auch nur eine Backentasche genutzt. Das gleiche Verhalten demonstrierten die Tiere auch nach der Entsenderung, so daß ein störender Einfluß des Halsbandes auf die Sammeltätigkeit nicht offensichtlich wurde.

Aus den Diagrammen 1 und 2 (Abb. 2) wird deutlich, daß die Tiere, während sie einen

**Tabelle 1: Vergleichende Auflistung der gängigsten Applikationstypen für Telemetriesender unter Berücksichtigung ihrer möglichen Auswirkungen auf den Feldhamster**

Applikationstyp	Applikation und bisherige Verwendung	Potentielle Beeinträchtigungen für <i>Cricetus cricetus</i> .
Implantat	Peritoneal oder subcutan. Bei verschiedenen Tiergruppen erprobt.	Sepsis nach Operation. Mehrtägige Entnahme des Tieres aus seiner natürlichen Umgebung zur Erfolgskontrolle der Operation. Postoperative Mortalität bedingt durch Abstoßungsreaktionen.
Rucksack	Geschirr wird über die Vorderextremitäten gezogen und vor der Brust befestigt, Sender liegt dorsal. Wird für Vögel und Primaten angewandt (KENWARD 1987).	Eingeschränkte Bewegungsfreiheit, Behinderung der Grabtätigkeit. Abschürfungen der Haut an Achseln, Brust und Rücken durch Hängenbleiben an Wurzeln und Engstellen. Hautirritationen durch Verschmutzung des Geschirres.
Aufklebbarer Sender	Sender wird an vorher kahlasierter Stelle dorsal, cranial oder caudal aufgeklebt, oder direkt auf Fell/Gefieder geklebt. Wird häufig für Vögel und Fledermäuse eingesetzt. Bei Säugern nur für Kurzzeitstudien einsetzbar (KENWARD 1987).	Hautirritationen durch Klebstoff. Beeinträchtigung der Thermoregulation durch Rasur. Verletzungen der Haut bei wühlenden Formen durch Abreißen und Hängenbleiben an Wurzelwerk oder Engstellen.
Halsband	Befestigung am Hals, Sender liegt ventral. Wird am häufigsten für Säuger aller Größen angewandt (KENWARD 1987).	Behinderung der Backentaschen. Hautirritationen durch Abschürfungen. Strangulation durch Hängenbleiben an Wurzelwerk.

Halsbandsender trugen, nicht die maximalen Füllmengen erreichten, wie in den Tests ohne Sender (Mais: Max. 36 g ohne Sender, 28 g mit Sender, Weizen: Max. 42 g ohne Sender, 25g mit Sender). Da sich die Backentaschen bis über die Schulterblätter ausdehnen, wird der caudale Teil durch das Halsband eingeeengt und steht somit als „Stauraum“ nicht mehr zur Verfügung. Es wird jedoch ebenfalls ersichtlich, daß die maximale Ausnutzung der Backentaschen bei beiden

Korngößen eine untergeordnete Rolle spielt, denn sowohl mit, als auch ohne Sender liegen weit über 50 % der Werte in einem Bereich von 6 bis 20 g an eingetragenen Getreide pro Test.

Mittelt man die vier Einzelwerte pro Versuchstier und Test und prüft diese auf Signifikanz, so ergibt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Backentaschenfüllungen mit und ohne Sender ( $p < 0,01$  zweiseitig, Mann-Whitney)

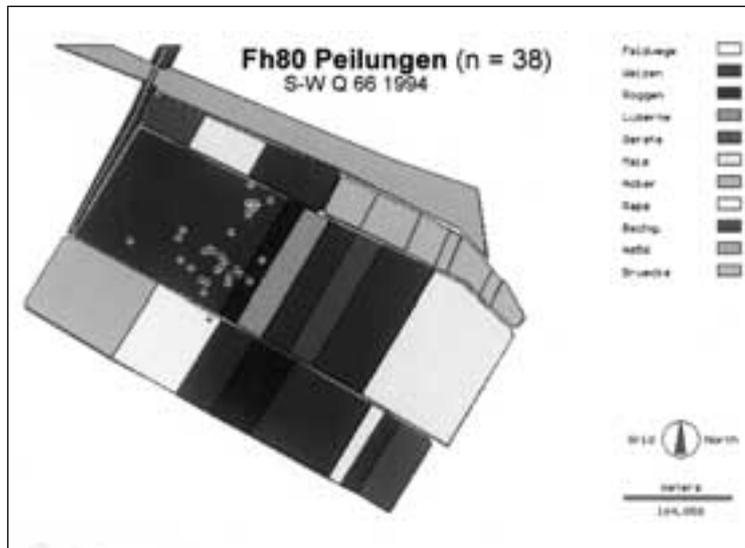
**Tabelle 2: Körpergewichte der Versuchshamster im Vorversuch als Parameter für den Ernährungszustand und Notizen zur Halsbandverträglichkeit**

Datum	Fh. 1 Gewicht	Fh. 2 Gewicht	Verträglichkeit Halsband
23.02.1994 (Besenderung)	253g	320g	kein Wert
23.03.1994 (Kontrolle)	253g	304g	gut (ohne Befund)
21.04.1994 (Entsenderung)	333g	362g	gut (ohne Befund)

**Tabelle 3: Senderfrequenz, Gewicht und Geschlechtsverteilung der ersten vier Sendertiere zu Beginn der Studie im Juni 1994 (m = männlich, w = weiblich)**

Datum/Uhrzeit	Senderfrequenz (Khz)	Körpergewicht (g)	Geschlecht
14.06.1994/06:20	150	341	m
14.06.1994/19:25	120	303	w
14.06.1994/20:35	80	370	m
14.06.1994/21:00	60	344	w

Abb. 3  
Verteilung der  
einzelnen  
Lokalisationen  
für ein adultes  
Männchen  
(fh80plot.bmp).



## 4. Erprobung im Freiland

Der positive Verlauf der Vorversuche, vor allem in Hinblick auf die Halsbandverträglichkeit und Akzeptanz sowie die Backentenschennutzung, lassen eine Verwendung von Halsbandsendern an Feldhamstern im Freiland zu. Nach Abschluß der Vorversuche wurden zunächst vier Feldhamster im Freiland gefangen und besendert.

Die Tiere wurden mit Wippfallen direkt vor ihren Bauen gefangen, anschließend leicht mit CO<sub>2</sub> sediert, um ein streßfreies Anlegen des Senders zu ermöglichen, vermessen, gewogen und wieder an den Bauen ausgesetzt. Besendert wurden nur Hamster, deren Körpergewicht 200 g nicht unterschritt, so daß sich bei einem Sendergewicht von 5 g eine maximale Zuladung von 2,5 % ergab.

Mit Hilfe der Sender konnten nicht nur die Aufenthaltsorte der Tiere während ihrer Aktivitätsphasen bestimmt, sondern auch der Wechsel von Bauen und das individuelle Schicksal verfolgt werden. So wurde von zwei Tieren (s. Tab. 4) nach geraumer Zeit lediglich der gänzlich unversehrte Sender wiedergefunden. Da die Sender auf der ungeschützten Ackerkrume lagen und auch ein Wiederfang nicht gelang, liegt der Verdacht nahe, daß beide Individuen Beutegreifern zum Opfer fielen.

Bereits gebrauchte, unversehrte Sender konnten wieder verwendet werden.

### 4.1 Peilungen

Ortungen wurden von den Feldgrenzen aus mittels Triangulation (AMLANER u. McDONALD 1980, KENWARD 1987, WHITE u. GARROT 1990) ermittelt und auf einer Grundkarte mit Maßstab 1:2500 eingetragen. Die Peildistanz lag meist zwischen 50 bis 100 m und ermöglichte die genauesten Lokalisationen. Bei größeren Entfernungen wurde versucht, sich der Signalquelle so weit zu nähern, daß eine sichere Peilung vorgenommen werden konnte. Dabei dienen die Feldraine zwischen den Kulturen als Pfade, so daß ein Eindringen in die Kultur selbst nicht vonnöten war. Die eigene Position im Gelände wurde mit einem Pedometer bestimmt. War eine genaue Lokalisation aufgrund der Feldgröße oder Distanz zur Signalquelle nicht möglich, konnte lediglich der Aktivitätsstatus und die Feldfrucht, in welcher sich das Tier aufhielt, notiert werden. Jedes Tier wurde mindestens einmal pro Peilgang geortet. Die Auswertung der Peilkoordinaten wurde mit Hilfe der Programme IDRISI und Ranges V durchgeführt.

### 4.2 Ende der Aktivitätsperiode

Nach Abschluß der Erntearbeiten wurden die Hamster wiedergefangen, um ihre körperliche Verfassung wie auch den Zustand der Sender zu kontrollieren.

Beide Feldhamster sowie ein weiteres am 3.8.1994 neu gefangenes Tier beendeten, wie aus Tab. 6 ersichtlich, Anfang September ihre oberirdischen Aktivitäten und überwinterten mit Halsbandsender erfolgreich. Trotz der begrenzten Lebensdauer der Sender von

**Tabelle 4: Untersuchungszeitraum und Verbleib der vier Sendertiere im Jahr 1994**

Nr. Tier (entspricht der Senderfrequenz)	Zeitspanne in Tagen (Zeitraum)	Gründe für Abbruch/ Unterbrechung
Fh 60	82 (14.06.-5.09.94)	Sender gefunden
Fh 80	82 (14.06.-5.09.94)	Winterschlaf
Fh 100	82 (14.06.-5.09.94)	Winterschlaf
Fh 120 (1. Tier)	41 (14.06.-25.07.94)	Sender gefunden

**Tabelle 5: Kontrollfang von zwei Sendertieren aus dem Freiland etwa acht Wochen nach der Besenderung**

Nr. Tier (entspricht der Senderfrequenz)	Datum/Uhrzeit	Körpergewicht (g)/ Verfassung	Körpergewicht (g) bei Besenderung	Zustand Sender
Fh 80	11.08.1994/6:00	395 kein halsbandbedingter Befund	370	gut, Antenne geknickt.
Fh 150	16.08.1994/6:15	348 kein halsbandbedingter Befund	341	Antenne abgebissen, Sender ausgetauscht. Jetzt Fh 100.

**Tabelle 6: Übersicht über den Erhebungszeitraum 94/95 von drei Feldhamstern, die 1994 erstmalig besendert wurden**

Nr. Tier (entspricht der Senderfrequenz)	Erhebungszeitraum in Monaten (Zeitspanne)	Weiterer Verlauf	Lebensdauer des Senders in Monaten
Fh 80	12 (14.06.94-16.06.95)	Ende Winterschlaf zwischen 24.03.-16.04.95, Wiederfang und Senderaustausch am 2.05.95, Totfund am 16.06.95	11
Fh 100 (vormals 150!)	12 (14.06.94-6.06.95) Neuer Sender (100) am 16.08.94!	Ende Winterschlaf mit Bauwechsel am 3.03.95, danach keine oberirdische Aktivität feststellbar, Tier vermutlich im Bau verstorben.	10 (Signal Sender 100 am 6.06.95 erloschen)
Fh 120 (3. Tier)	7 (3.08.94-24.03.95)	Ende Winterschlaf am 24.03.1995, danach keine weiteren Daten, Tier verschollen.	6 (Signal am 3.03.95 erloschen)

6 Monaten waren im Frühjahr 1995 noch zwei von drei Sendern aktiv, so daß das weitere Schicksal von zwei Tieren unmittelbar nach der Überwinterung verfolgt werden konnte.

## 5. Summary

To obtain data about spatial organisation, habitat use and migration of the common hamster, a radio telemetric field study was carried out in June 1994, following trials with captive animals. Initially 4 animals were tagged with 5 g collar tags with a signal range of approx. 500 m. Bearings were taken with a hand held 3-element yagi antenna within a distance of 50 – 100 m from the signal source. The experiences made so far show that this method does not seem to influence the animals fitness in the wild. Three individuals hibernated successfully, showing that food gathering for winter storage is not disturbed by the collar tags, thus verifying trial results. Mortality and injuries due to the tags were not observed. The study shows that common hamsters can be successfully

radiotracked using collar tags. It further proves that with the aid of radio telemetry it is possible to get more detailed and long term information about this mostly nocturnal animal which is hard to observe in the wild.

### Literatur

AMLANER, Ch. J. u. MACDONALD, D. W. 1980: A handbook on biotelemetry and radiotracking. - Pergamon Press, Oxford. -804 S..  
KENWARD, R. E. 1987: Wildlife Radio Tagging. - Academic Press, London. -222 S.  
LENDERS, A. 1986: Temperaturvoelige Radiotelemetrie als Onderzoekmethode bij de Hamster *Cricetus cricetus* (L. 1758). -Lutra, Vol. 29, S. 261-267  
POTT-DÖRFER, P. u. HECKENROTH, H. 1994: Zur Situation des Feldhamsters in Niedersachsen. - Natursch. u. Landschaftspf. Nieders. 32: 5-23  
SULZER, F. G. 1774: Versuch einer Naturgeschichte des Hamsters. - Neu hrsg.v. Dr. H. Petzsch. Verlag Naturkunde. -Hannover u. Berlin-Zehl. 1949. -197 S..  
SCHMIDT, B. 1992: Telemetrische Erfassung von Körpertemperatur und Gesamtaktivität beim Europäischen Feldhamster (*Cricetus cricetus*) unter natürlichen Umweltbedingungen. -Dipl. Universität Konstanz. -112 S..  
SELUGA, K. 1996: Untersuchungen zur Bestandssituation und Ökologie des Feldhamsters, *Cricetus cricetus* L. 1758, in den östlichen Bundesländern Deutschlands. - Diplomarbeit Univ. Halle-Wittenberg, 120 S..  
VOITH J. 1990: Bestandserfassung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Bayern. -Bayer. Landesamt f. Umweltsch. -S..

WASSMER, Th. u. WOLLNIK, F. 1997: Timing of Torpor Bouts during Hibernation in European Hamsters (*Cricetus cricetus* L.). -Comparative Physiology B. 167, S. 270-279.

WEINHOLD, U. 1996 b: Die Verbreitung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) in Baden-Württ. -Z. Säugetierkd. Vol. 61. Sonderh.70. Jahrestag.: 69-70  
WENDT, W. 1984: Chronobiologische und ökologische Studien zur Biologie des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) unter Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Belange. -Diss. Fak. Naturwiss. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg. -147 S.

WENDT, W. 1995: Telemetrische Körpertemperaturmessungen an wachen und winterschlafenden Feldhamstern (*Cricetus cricetus* L. 1758). -Säugetierkd. Inf. 4 (19): 33-43

WHITE, G. C. u. GARROT, R. A. 1990: Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data, 373 S. -Academic Press. -London

ZIMMERMANN, W. 1995: Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) in Thüringen-Bestandentwicklung und gegenwärtige Situation. -Landschaftspflege und Naturschutz 32 (4): 95-100

### Verfasser

Ulrich Weinhold  
Zoologisches Institut  
der Universität Heidelberg  
Im Neuenheimer Feld 230  
D-69120 Heidelberg

LEO BACKBIER

## Der Feldhamster in Niederländisch Limburg

Schlagwörter: Feldhamster, Bestandsaufnahme, Rückgang, Artenschutz, Niederländisch Limburg

Die Basis für ein Artenschutzprogramm bildet eine umfangreiche Bestandsaufnahme. Die Verbreitung der Art und die Populationsgröße im Untersuchungsgebiet müssen hinreichend genau bekannt sein. Es ist festzustellen, ob die Population von sich aus benachbarte Gebiete erneut besiedeln kann. Darüber hinaus ist für ein Artenschutzprogramm unabdingbar, die Ursachen, weshalb die Tierart im Verbreitungsgebiet an den Rand des Aussterbens geraten ist, zu erforschen.

Im Verbreitungsgebiet des Feldhamsters in Südlimburg leben fast 700 Einwohner pro qm<sup>2</sup>. Mittellimburg dagegen ist wesentlich dünner besiedelt.

Die Landwirtschaft ist im Vergleich zu den neuen Bundesländern sehr intensiv. Im Süden ist die Landschaft hügelig, mit einem geringen Waldanteil und sich abwechselnden Wiesen und Äckern. Die Böden sind humusarmer Löß. Im nördlichen Teil des Verbreitungsgebietes ist die Landschaft leicht wellig. In den höher gelegenen Gebieten überwiegen sandhaltige Lehmböden. Hier ist der Anteil der Äcker größer.

### 1. Bestandsaufnahme

In der niederländischen Provinz Limburg (NL) wurde mehrfach über Vorkommen des Feldhamsters publiziert (HUSSON 1949, VAN MOURIK 1962, PELZERS u. LENDERS 1985,

LENDERS u. PELZERS 1986, KREKELS u. Gubbels 1996).

Die Verbreitung wurde meist, soweit bekannt, an Hand von Feldhamsterbauen nach der Ernte auf Getreideäckern und Meldungen von Dritten ermittelt. Die Bestandserhebung 1994 fand in jenen Gebieten statt, in denen in den letzten Jahren noch Feldhamsterbaue gefunden worden waren.

In den Niederlanden kommt der Feldhamster nur in Limburg vor. Es war ursprünglich ein geschlossenes Vorkommen, das etwa die Linie Roermond und Mönchen-Gladbach erreichte (Abb. 1).

Nördlich von Roermond, z. B. in der Nähe von Venlo, wurden vereinzelt Feldhamsterbaue und Totfunde gemeldet (BACKBIER u. GUBBELS).

### 2. Ursachen des Rückgangs

1962 und 1994 erfolgte die Bestandserfassung nur während der Sommermonate. 1980 und 1985 dagegen wurden während dieses langen Zeitraumes sämtliche Funde von Feldhamsterbauen registriert. Daraus erklärt sich die etwas weitere Verbreitung in dieser Zeitspanne.

Bei der Bestandserhebung 1994 wurden ausnahmsweise auf einer Fläche von 2 km<sup>2</sup> eine Baudichte von mehr als 10 km<sup>2</sup> gefunden, je-

doch auf 45 % der Fläche war nur ein Feldhamsterbau pro km<sup>2</sup>.

Aber bei einer Kontrolle 1996 wurde nach der Ernte in beiden Konzentrationsgebieten von 1994 kein einziger Feldhamsterbau gefunden. Es ist an Hand dieser Ergebnisse festzustellen, daß der Feldhamster in Limburg sehr stark bedroht ist. Daran ändert auch nicht,

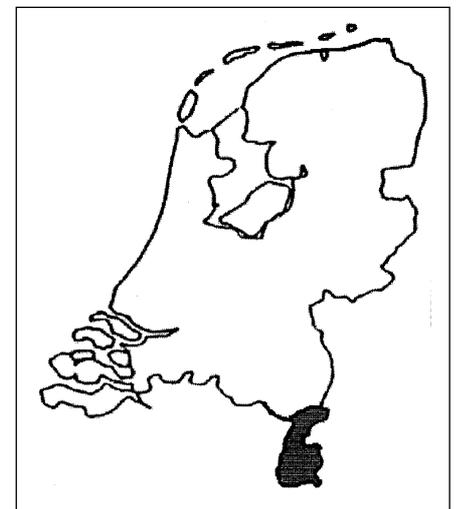


Abb. 1

In Limburg gab es ursprünglich ein geschlossenes Vorkommen, das etwa die Linie Roermond und Mönchen-Gladbach erreichte.



daß später noch eine etwas größere Population westlich von Aachen im Grenzgebiet zu Deutschland aufgefunden wurde.

Es stellte sich heraus, daß der Bestand dieser Art nicht nur mit einem substantiellen Populationsrückgang verbunden ist, sondern auch der Status als Kulturfolger gelitten hat. Kulturfolger können als nicht-domestizierte Art, anthropogen geschaffene Möglichkeiten zum Nahrungserwerb und zur Besiedlung besser als andere Arten nutzen. Bisher wurden in Limburg Bestandsaufnahmen des Feldhamsters immer nach der Ernte auf Äckern durchgeführt. Man glaubte jahrzehntelang, daß die Äcker den eigentlichen Feldhamsterbiotop darstellen.

Als wichtigste pflanzliche Ernährungsgrundlage wurde Getreide angenommen, sowohl die Samen wie auch im Frühjahr und Sommer die grünen Pflanzenteile.

Darüber hinaus wurde er als ortstreu angesehen.

Inzwischen werden jedoch immer häufiger auch andere Biotope als Fundort von Feldhamstern gemeldet.

Man kann heute an Hand von fundiertem Grundlagenwissen verschiedene Ursachen aufzählen, weshalb der Feldhamster bedroht ist:

- In Limburg wurde von Sachverständigen schon immer das **Tiefpflügen** als eine Bedrohung des Hamsters angesehen. In den südlich gelegenen Lößgebieten wird fast ausschließlich bis zu 25 cm Tiefe gepflügt. Im nördlichen Vorkommen, wo lehmige Sandböden vorherrschen, wird oft tiefer gepflügt.

Das bedeutet das jähe Ende für so manchen sommerlichen Feldhamsterbau.

In Westeuropa waren bisher keine Winterbaue des Feldhamsters gefunden worden. Von Limburg war nicht genau bekannt, wie tief Winterbaue sind. Hier sind die Winter weniger kalt als im Osten (LENDERS u. PELZERS 1984), und deshalb bieten auch flacher liegende Baue ausreichend Frostschutz.

Neuerdings wurden mehrere Winterbaue im südlichen Verbreitungsgebiet in Limburg gefunden, die mehr als 1 m Tiefe erreichen (GUBBELS et al, 1994c). Der tiefste Bau in der Limburger Börde erreichte 3,30 m. Im nördlichen Verbreitungsgebiet befindet sich etwa 1 m unter dem lehmigen Sandboden eine eisenhaltige Schicht (Ortstein). Deshalb können dort die Winterbaue nicht so tief angelegt werden (LENDERS mündl.).

- Als weitere Ursache für den Rückgang des Feldhamsters wurde die **Gülledüngung** auf Äckern bisher kaum oder gar nicht erwähnt (vgl. SCHÖPFER 1974).

In den Niederlanden werden fast 15 Mio Schweine und etwa 4 Mio Rinder (ANON. 1990) gehalten. Seit alters her ist bekannt, daß man Feldhamster mit Jauche oder Gülle vertreiben kann. Wenn im Frühjahr eine zentimeterdicke Schicht aus Gülle vor dem Pflügen auf den Äckern liegt, wie es vor einigen Jahren noch an einigen Stellen auf Feldern in Limburg innerhalb des Verbrei-

tungsgebietes des Feldhamsters der Fall war, ist es zwecklos, dort nach der Ernte zu suchen.

Gülle vertreibt übrigens nicht nur den Feldhamster, sondern auch andere Säugetiere. Gefördert wird nur das Wachstum von Gräsern und Getreide, nicht aber das der düngungsempfindlichen Ackerwildflora.

- Getreideäcker werden bis zu neunmal im Jahr mit selektiv wirkenden **Herbiziden**, **Fungiziden**, **Wachstumsregulatoren** und **Insektiziden** während der Frühlingsmonate gespritzt. In den Niederlanden werden im Durchschnitt pro Jahr und Hektar 20 kg aktiver Wirkstoff auf landwirtschaftlicher Nutzfläche verbraucht gegenüber 4,2 kg/J/ha in den alten Bundesländern Deutschlands (REIJNDERS 1991).

Der direkte Beweis der Tötung oder der Beeinflussung des Feldhamsters durch Agrochemikalien kann nur selten, meist nicht oder nur schwer erbracht werden.

Nach Ausbringung dieser Mittel sind wohl aber die Folgen ohne weiteres bemerkbar. Insbesondere die Anwendung solcher Mittel mit breiter Wirkung, wie Fungizide oder Insektizide, sind ein Grund dafür, daß nach der Ernte kein einziger bewohnter Feldhamsterbau auf dem Getreideacker vorhanden ist.

- Bei der Auflistung der **Futterpflanzen** des Feldhamsters (z. B. PETZSCH 1950) werden auch Kartoffeln und Rüben erwähnt. Diese werden in Westeuropa ausschließlich unter strikt ökonomischen Gesichtspunkten angebaut. Damit ist verbunden, daß eine Unmenge landwirtschaftlicher Schutzmittel aufgebracht werden. Dadurch können diese Futterquellen vom Hamster nicht oder nur bedingt genutzt werden. So werden z. B. auf Kartoffeln 60 bis 80 kg oder auf Zuckerrüben 10 bis 20 kg/J/ha aktive Schutzmittel verbraucht (REIJNDERS 1991). Daneben gibt es in den Ackerbaugebieten eine stark eingeschränkte Fruchtfolge (GUBBELS et al. 1994b), die das Nahrungsangebot für den Hamster weiter einengt.

Ob Mais ungeeignet ist für den Feldhamster, bleibt vorerst noch unklar. So wird Mais sehr spät gesät, sehr stark mit Herbiziden behandelt und mehrmals mechanisch bearbeitet, nachdem er vorher kräftig mit Gülle gedüngt wurde. An den Maispflanzen wurden bis jetzt keine Fraßschäden von Feldhamstern beobachtet. Auch Baue des Feldhamsters wurden in Maisäckern bisher nicht gefunden. Dennoch ist im Herbst das Sammeln von Maiskörnern durch Feldhamster beobachtet worden.

Die Schlaggröße ist noch günstig und beträgt weniger als 8 ha (ANON. 1990). Sie ist damit recht gering gegenüber denen der neuen Bundesländer Deutschlands.

- Als ein weiteres Problem für den Rückgang der Art muß die **Bewirtschaftung des Ackerrandes** gesehen werden. Heutzutage wird immer über den Ackerrand hinaus gepflügt; außerdem wird dieser oft reichlich mit Herbiziden und Gülle mitversorgt.

Rodentizide kommen, insbesondere bei Hackfrüchten, am Ackerrand voll zum Einsatz. Böschungen werden im Frühjahr teilweise sogar völlig tot gespritzt.

Ackerränder mit Wildkräutern gibt es kaum noch in den Agrargebieten.

Wenn man Wintergetreidefelder im Frühling untersucht, findet man dort fast keine oder gar keine Ackerwildkräuter.

Diese sind jedoch wichtige Äsungspflanzen für eine Vielzahl hier lebender Tiere.

Der Verlust an dikotylen Kräutern in der Ackerlandschaft hat deshalb besonders einschneidende Folgen.

Der Biotop Acker ist durch Extreme gekennzeichnet. So ist er nach dem Pflügen eine Wüste und vor der Ernte des Getreides vielfach ein Schlaraffenland.

Im Frühjahr sind die während des Winterschlafes abgemagerten Feldhamster besonders auf Futter angewiesen. Die nur mit niedriger Vegetation bestockten Felder bieten den nahrungssuchenden Tieren wenig Versteckmöglichkeiten. Deshalb sind die Hamster auf die Deckung an den verbliebenen Acker- und Wiesenrändern, auf Böschungen und Hohlwegen angewiesen.

In Limburg gibt es seit Jahren Diskussionen über den Wert der Böschungen, Wegränder und Hohlwege als wichtige Sekundärbiotop für den Feldhamster.

Das jährlich wiederholte Mähen von Böschungen und Wegrändern ist nur für Feld- und andere Wühlmäuse günstig, für die übrige Flora und Fauna jedoch eine Katastrophe. Die durch das regelmäßige Mähen entstehende geschlossene Graswurzelschicht wird vom Feldhamster nicht mehr besiedelt, denn er bevorzugt offenen Boden, um seine Baue anzulegen. Wenn man die Bedeutung der Acker- und Wegränder und damit die ökologische Infrastruktur der Feldflur unterschätzt, übersieht man einen wichtigen Teilbiotop des Feldhamsters. Eine intakte ökologische Infrastruktur sollte in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten Stabilität bedeuten.

GEORGE (1995) fand z. B. eine Reihe Ursachen, weshalb nach der Wende, im Jahre 1990 in den neuen Bundesländern Bestände bestimmter Vogelarten in den Ackergebieten stark zurückgingen. Seine Befunde stimmen mit unseren Erkenntnissen überein.

Daß der Boden der offenen Landschaft keinen hohen Stellenwert in den Augen der Verwaltung und der Politiker hat, ist nicht nur ein westeuropäisches Problem.

Die Folge davon ist, daß in den Ballungsgebieten Wohnsiedlungen, neue Industriegelände und Freizeitanlagen vorzugsweise auf nicht verseuchten Böden angelegt werden. Das hat einen enormen Flächenverbrauch zur Folge. Dieser engt den besiedelbaren Raum für den Feldhamster immer wieder weiter ein. Als weitere Folge steigt der Grundpreis. Das wiederum führt dazu, daß der verbleibende Agrarraum intensiv genutzt werden muß.

### 3. Problem der Bestandsaufstockung

Feldhamster sind in der heutigen Agrarlandschaft zu sehr zum Wandern zwischen den Futterquellen gezwungen – sie wurden zu Nomaden in einer Kultursteppe. Die modernen landwirtschaftlichen Produktionsmethoden lassen fast keine ständige Besiedlung der Ackerbiotope über längere Zeitabschnitte mehr zu. Der Feldhamster von heute ist daher in Limburg ein Tier, das vielfach übersehen wird, denn in Böschungen, Ackerrandstreifen usw. ist er nur unvollständig, mit großem Einsatz an Zeit und etwas Glück nachzuweisen. Die Restvorkommen weisen geringe Populationsdichten auf und sind verstreut. Wegen des ständigen Nomadisierens hat er nicht genügend Gelegenheit, seinen Wintervorrat anzulegen. Erhöhte Wintersterblichkeit, vor allem bei Jungtieren und Weibchen, kann die Folge sein. Außerdem ist anzunehmen, daß die schleichende Vergiftung seiner verbleibenden Futterquellen den Feldhamster überdies besonders anfällig für Krankheiten macht und seine Reproduktion negativ beeinflusst.

Die Methoden des Artenschutzes sollten der Erhaltung und Wiederherstellung vollwertiger Biotope dienen. Ohne sie ist jedes Artenschutzprogramm von vornherein zum Scheitern verurteilt.

Es ist wichtig, den voneinander isolierten Restpopulationen die Möglichkeit zu geben, sich zu festigen und zu vergrößern. Dazu sind ökologische Strukturen in der Landschaft notwendig, die dem Feldhamster Nahrung bieten und den Biotopverbund zwischen den einzelnen Subpopulationen sichern, um ein Überwechsell zu ermöglichen.

Ansonsten läuft der Feldhamster ohnehin über kurz oder lang Gefahr, wegen genetischer Verarmung bei geringer Reproduktion und kleinsten Beständen, begünstigt durch lokale Katastrophen, gebietsweise auszusterben. Die vorgesehene ökologische Strukturverbesserung dient darüber hinaus einem großen Teil von Fauna und Flora.

In Limburg gibt es Gegenden, wo der Feldhamster jetzt nicht ohne weiteres in der Lage ist, verlorenes Terrain wieder zu besiedeln, weil Siedlungen, Verkehrswege und Industriegelände zu dicht ineinander verschachtelt sind, und den Biotopverbund nachhaltig zerstört haben.

Die Situation des Feldhamsters in Flandern, Wallonien und im Rheinland kann zur Zeit nicht beurteilt werden, weil dort bis jetzt keine so umfangreichen Bestandsaufnahmen wie in Limburg stattfanden. Teilbestandsaufnahmen in den genannten Gebieten lassen eine ähnliche Situationen wie in Limburg vermuten.

### 4. Artenschutz für Feldhamster

Maßnahmen im Zuge des Artenschutzprogramms Feldhamster, die jetzt in Limburg angelaufen sind, haben bisher nur eine Teilverbesserung des Ackerbiotops zum Ziel. Er-

reicht werden soll aber eine komplexe Lösung, die sichert, daß auch die übrige, meist sehr stark bedrohte Ackerfauna und -flora vom Artenschutz des Feldhamsters profitieren kann.

Das wichtigste Kapitel des Artenschutzprogramms ist ein Ackerrandstreifenprogramm für Teile des Südlimburger Lößgebietes mittels finanzieller Ausgleichsmaßnahmen für die Bauern. Es wird dort versucht, den Bestand des Feldhamsters zu stabilisieren.

Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist aber, daß Ackerbrachen, die im Rahmen von EU-Landwirtschaftsprogrammen auch in Limburg laufen, bis jetzt nur ausnahmsweise für ein paar Monate vom Hamster besiedelt wurden! Im restlichen Verbreitungsgebiet gibt es eine andere besondere Form des Hamsterschutzes.

Dort erhalten die Landwirte eine Zuwendung von 200 Gulden/Jahr, wenn sie um bewohnte Hamsterbaue auf jeden Einsatz von Agrochemikalien und auf die Ernte verzichten. Die auf den ersten Blick begrüßenswerte Maßnahme hat allerdings den Nachteil, daß diese Vegetationsinseln auch attraktiv für Prädatoren sind und daß dadurch der Feldhamster trotzdem gefährdet ist (BACKBIER u. GUBBELS 1997).

Das Artenschutzprogramm soll mittels Monitoring kontrolliert und verfolgt werden. Wir haben die Situation des Feldhamsters schon öfter in der Presse und im Rundfunk ausgiebig darstellen können. Ein Falblatt und eine Ausstellung sind vorhanden. Naturschutzvereine bitten regelmäßig um Vorträge usw.

Die Niederländische Regierung hat zwar die Konvention von Bern und die Habitatrichtlinie unterschrieben, die Umsetzung in einen wirksamen Schutz der Feldhamsterbiotope und der -vorkommen läßt leider immer noch auf sich warten. Dieses Manko wirkt negativ auf die untergeordneter Behörden. Man ist zu sehr von gutem Willen einzelner Mitarbeiter abhängig. Erwähnt werden muß auch, daß der Feldhamster noch oft in nicht von Flurbereinigung geschädigten Gebieten vorkommt, die für Industrie, Wohnsiedlungen oder Straßenbau vorgesehen sind oder in Stadtnähe liegen. Dort ist das Tier praktisch ungeschützt.

Der Feldhamster steht in den Niederlanden zwar in der Roten Liste, allerdings ohne den Status einer bedrohten oder gar gefährdeten Art.

### 5. Fazit

Es ist festzustellen, daß in der hochentwickelten Agrarlandschaft der Feldhamster zwar ein Tier von Feld und Flur ist, aber kein abschließliches Ackertier mehr sein kann.

Gibt es Feldhamster in den Niederlanden, dann dort, wo Böschungen, Waldränder und Hohlwege oder ein einsichtiger Bauer, der extensiv wirtschaftet, zu finden sind.

Die freie Landschaft wird bisher als ein vermeintlich unerschöpfliches Reservoir angesehen und bedenkenlos verbraucht.

### Literatur

- ANONYMUS 1990: Statistisch Jaarboek 1990. Centraal Bureau voor de Statistiek, 's-Gravenhage
- BACKBIER, L.; GUBBELS, E.; WEIDLING, A. u. WEINHOLD, U. 1977: Der Hamster, eine schwer bedrohte Tierart (in Vorb.)
- BACKBIER, L.A.M. u. GUBBELS, E.J. 1997: Säugetiere als Prädatoren des Hamsters (*Cricetus cricetus*) im westlichen Verbreitungsgebiet. Stichting Hamsterwerkgroep Limburg
- GEORGE, K. 1995: Neue Bedingungen für die Vogelwelt der Agrarlandschaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung. -Orn. Jber. Mus. Heineanum 13: 1-25
- GUBBELS, E.J.; GUBBELS, J.E.; GUBBELS-BROERS, S.L.M. u. Backbier, L.A.M. 1994a: De Korenwöf *Cricetus cricetus*. I. Een eerste verkenning. Natuurhistorisch Maandblad 83: 164-167
- GUBBELS, E.J.; BACKBIER, L.A.M. u. GUBBELS, J.E. 1994b: De Korenwöf, *Cricetus cricetus*. II. Winterwaarnemingen. -Natuurhistorisch Maandblad 83: 212-215
- GUBBELS, E.J.; BACKBIER, L.A.M.; GUBBELS, J.E. u. GUBBELS, J.S. 1994c: Korenwöf *Cricetus cricetus*. III. Winterburchten. -Natuurhistorisch Maandblad 83: 231-236
- HUSSON, A.M. 1949: Over het voorkomen van de Hamster *Cricetus cricetus* (L), in Nederland. Publ. -Natuurhistorisch Genootschap in Limburg. Reeks II: 13-54
- LENDERS, A. u. PELZERS, E. 1983: Reconstructie van een hamsterburcht. -Natuurhistorisch Maandblad 72: 93-99
- LENDERS, A. u. PELZERS, E. 1986: Distribution of the common hamster (*Cricetus cricetus* L.) in the Netherlands. -Z. f. Säugetierkunde. 51: 90-96
- Mourik, W.R. van 1962: De Hamster, *Cricetus cricetus* (L) in Nederland. R.I.V.O.N., Bilthoven, Nederland, 56 pp. plus bijlagen
- PELZERS, E. u. LENDERS, A. 1985: Verspreidingsonderzoek naar de hamster (*Cricetus cricetus* L.) in Nederland. H.V.R., St. Odiliënberg, 16 pp. plus bijlagen
- Petzsch, H. 1950: Der Hamster. -Die Neue Brehm-Bücherei. Leipzig, Wittenberg. -55 S.
- REIJNDERS, L. 1991: Bestijdingsmiddelen. Boom. -Meppel
- SCHRÖPFER, R. 1973: Zum Vorkommen des Feldhamsters (*Cricetus cr. cricetus* Linné 1758) in der norddeutschen Tiefebene. -Natur und Heimat 33(4): 97-99

### Verfasser

Leo Backbier  
van Galenstraat 64  
NI-6163 XW Geleen



Nur noch kleiner Restbestand!  
Zum Preis von 6,- DM zu beziehen  
über UNZE Verlag GmbH,  
Alt Nowawes 83 a,  
14482 Potsdam

AN DIE FORSCHUNGSRESSORTS DER KULTUS- UND UMWELTMINISTERIEN DER ÖSTLICHEN BUNDESLÄNDER DEUTSCHLANDS SOWIE NIEDERSACHSENS, BADEN-WÜRTTEMBERGS, BAYERNS UND RHEINLAND-PFALZ

NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND UND LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG

## Resolution zur Rettung des Feldhamsters *Cricetus cricetus* L., 1758 – Tier des Jahres 1996



Die Teilnehmer der 1. Fachtagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“ des Bundesfachausschusses Mammalogie des Naturschutzbundes Deutschlands und des Landesumweltamtes Brandenburg vom 16.05. bis 19.05.1996 in Schmerwitz (Hoher Fläming) bringen ihre tiefe Sorge um die Erhaltung des Feldhamsters, einer der gefährdetsten Säugetierarten der Agrarlandschaft Deutschlands, zum Ausdruck.

Der Feldhamster ist seit Jahrtausenden eine Leit- und Charakterart der mitteleuropäischen und besonders der mitteleuropäischen Fauna und offenen Landschaft.

Die fortschreitende Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und der rapide Zusammenbruch der Biodiversität an Nutzpflanzen veränderte den Lebensraum derart, daß die Anpassungsfähigkeit des Hamsters ihre Grenzen erreichte. Besonders schnelle und verlustarme Aberntung der Felder mit sofortigem Stoppelumbuch, die großflächige

ge Bewirtschaftung und die verarmte Fruchtfolge wirkten und wirken sich negativ auf den Hamsterbestand aus. Dies führte seit Ende der 60er Jahre zu einer stark rückläufigen Populationsentwicklung. Dieser Prozeß nimmt gegenwärtig gravierende Ausmaße an. Vielerorts ist der Hamster inzwischen verschwunden und selbst in den ehemaligen Schwerpunktgebieten wie dem nördlichen Harzvorland, der Magdeburger Börde und dem Thüringer Becken kaum noch in stabilen Populationen anzutreffen. Der Hamster gilt als Indikator einer gesunden Landschaft.

Ohne sofortige Schutzmaßnahmen wird sich dieser Trend weiter fortsetzen. Die Art ist bereits jetzt bundesweit „stark gefährdet“ und in mehreren Bundesländern „vom Aussterben bedroht“ (Rote Liste der Wirbeltiere der BRD 1994). Trotz seiner Volkstümlichkeit ist über die Lebensweise des Hamsters noch Vieles unbekannt. Kenntnisse zur Ökologie der Art sind jedoch unerlässlich, um effiziente

Schutz- und Managementkonzeptionen zu entwickeln! Diesbezügliche Forschungsvorhaben sollten daher schnellstmöglich an mehreren Institutionen in Angriff genommen und finanziell von den Ländern mit Restbeständen von Feldhamstern nachhaltig unterstützt werden. Rettung von Biodiversität ist Umsetzung der Konvention von Rio de Janeiro!

Schmerwitz, den 16.5.1996

Kontaktadresse für alle an einem Forschungsverband interessierten Landesministerien:

Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Arbeitsgruppe Tierökologie  
Prof. Stubbe  
Domplatz 4,  
PF Universität  
D-06099 Halle/Saale

ULRICH ZÖPHEL

## Stand und Probleme der Fledermausmarkierung in Ostdeutschland

Schlagworte: Fledermausmarkierung, Artenschutz, Populationsökologie, Freizeitforschung, Säugetiere

### 1. Einleitung

Die Fledermausforschung mit der dabei eingesetzten Beringungsmethode ist ein Gebiet, auf dem Freizeitforscher maßgebliche Beiträge leisten. Deshalb soll es hier ausführlicher dargestellt werden. Schon aus der Gefährdungssituation der Artengruppe ergibt es sich, daß sich die Beringer in ihrer Arbeit in besonderem Maße dem Schutzgedanken verpflichtet fühlen müssen und selbst auch aktiv beim Schutz der einheimischen Arten tätig sind.

Die Fledermausmarkierung blickt auf ostdeutschem Boden auf eine geradezu welthistorische Tradition zurück. In Brandenburg begann M. Eisentraut 1932 parallel zu Experimenten in den USA damit und beringte bis 1950 über 7 000 Mausohren (EISENTRAUT 1960a). Er richtete im Zoologischen Museum

der Universität Berlin eine Markierungszentrale ein und gewann weitere Beringer für die Arbeit.

### 2. Fledermausmarkierung in der DDR

Die Entwicklung der Fledermausmarkierung in der DDR wird nur im Überblick dargestellt, für eine ausführliche Übersicht s. ZÖPHEL und HIEBSCH (1994).

Nach dem Krieg wurden Fledermausringe ab 1951 zunächst von der Vogelwarte Radolfzell ausgegeben und in geringem Umfang auch in Ostdeutschland verwendet. Ab 1960 setzte die Zentralstelle für die Fledermausberingung die Arbeit wieder unter Leitung von M. Eisentraut am Zoologischen Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig in Bonn

fort (s. EISENTRAUT 1960b). Die Koordinierung der Fledermausberingung in Ostdeutschland übernahm in Abstimmung die Zweigstelle Dresden des Institutes für Landschaftsforschung und Naturschutz Halle. Das entsprach dem Profil dieser 1953 gegründeten und mit Naturschutzforschung befaßten Einrichtung der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. In Zusammenarbeit mit 6 bis 11 Beringern organisierte in Dresden Herr H. Richter die Arbeit. Es wurden die vom Museum Alexander Koenig ausgegebenen Ringe verwendet und die Beringungs- und Wiederfunddaten für Ostdeutschland dokumentiert und parallel nach Bonn übermittelt.

Der Fortgang der politischen Ereignisse verhinderte die weitere Zusammenarbeit beider Einrichtungen. Ohne die Bildung einer selbst-



ständigen Beringungszentrale hätte die Fledermausmarkierung in Ostdeutschland nicht fortgeführt werden können.

Für die Fledermausmarkierung in der DDR erwies es sich als vorteilhaft, daß mit dem Erlaß der Beringungsanordnung vom 30.01.1964 eine klare gesetzliche Basis bestand. In der Beringungsanordnung sind bestimmte Anforderungen an die Beringer festgeschrieben. Auf mehr traditioneller Basis haben sich die Beringerprüfungen und die regelmäßigen Arbeitstagungen der Beringer entwickelt, die wesentlich zur Qualifikation der einzelnen Beringer und ihrer Arbeit beitragen. Bewährt hat sich auch die Praxis zur Zulassung der Beringungsanwärter. Die Bewerber sollten schon längere Zeit im Fledermausschutz aktiv tätig sein. Dadurch bestehen zumeist gute Vorkenntnisse, und das Schutzanliegen wurde verinnerlicht. Direkte Voraussetzung für die Zulassung als Beringer war das Absolvieren eines zweitägigen Lehrganges, der mit einer Prüfung abgeschlossen wurde (u. a. Artenkenntnis, Fertigkeiten bei der Beringung, gesetzliche Grundlagen).

Eine wichtige Bedingung für die Entwicklung abgestimmter Beringungsprogramme und den Kontakt unter den Beringern waren die seit 1965 in zweijährigem Rhythmus und an wechselnden Orten durchgeführten Beringertagungen. Neben dem Bericht der Zentrale (s. HIEBSCH 1971, 1973, RICHTER 1968) waren die Diskussion anstehender Probleme, der Erfahrungsaustausch, Exkursionen und besonders auch Fachvorträge die Schwerpunkte. Herr H. Hiebsch, der 1971 die Aufgaben der Beringungszentrale übernahm, vermittelte die Leitlinien der Arbeit an die ehrenamtlich tätigen Beringer mit der nötigen Sensibilität. Ursprünglich war die Beringungstätigkeit auf die Erkundung des Zugverhaltens der Arten ausgerichtet und konzentrierte sich zunächst noch stark auf die Winterquartiere. Anfang der 1970er Jahre wurde die Markierungstätigkeit im Winterhalbjahr auf ausgewählte Quartiere beschränkt.

Zur gleichen Zeit begannen stärker populationsökologisch ausgerichtete Untersuchungen, bei denen die waldbewohnenden Fledermausarten einen Schwerpunkt bildeten. Zur Erforschung der Populationsbiologie der Rauhhautfledermaus und des Abendseglers wurden wichtige Beiträge geleistet (z. B. HACKETHAL u. OLDENBURG 1984, HEISE 1982, 1985, SCHMIDT 1984, 1990, STRATMANN 1978). Im Zusammenhang mit der Untersuchung der „Waldfledermäuse“ sammelten gerade die Beringer umfangreiche Erfahrungen bei der Gestaltung von Fledermauskästen und ihrem praktischen Einsatz (z. B. HAENSEL u. NÄFE 1982).

In der Mitte der 1970er Jahre setzte sich im Fledermausschutz stärker die Idee des Biotopschutzes durch und in die Untersuchungen wurden bestandsverändernde Faktoren einbezogen. Besonders im Blick auf gebäudebewohnende Fledermausarten gewann auch unter den Beringern der praktische Quartierschutz und die Betreuung der bekannten Quartiere weiter an Aufmerksamkeit.

In der zweiten Stufe der Zentralkartierung (HIEBSCH 1983, HIEBSCH u. HEIDECHE 1987) schlug sich auch der bedeutende Anteil an faunistischer Forschungsarbeit nieder, der von den Beringern geleistet wurde und durch die gekoppelte Arbeit von Beringungs- und Kartierungszentrale direkt in dieses Projekt einfließ.

Über die Markierung hinaus bemühte sich ein Großteil der Beringer um eine Bestandsüberwachung durch genaue Zählungen in den Quartieren und die Ermittlung des Reproduktionserfolges (z. B. OLDENBURG u. HACKETHAL 1989, TRESS et al. 1989) sowie um die Aufklärungsarbeit zum Fledermausschutz. Eine zentrale Bedeutung erhielt die Schriftenreihe NYCTALUS. Zwischen 1960 und 1995 sind u. a. in dieser Zeitschrift etwa 90 Beiträge über Fledermausvorkommen und ihren Schutz erschienen, deren Autoren vorrangig Beringer sind.

### 3. Stand der Fledermausmarkierung und wichtige Ergebnisse

Im Zeitraum von 1960 bis 1995 wurden im Einzugsbereich der Beringungszentrale ca. 118 000 Fledermäuse markiert. Die Abb. 1 gibt einen Eindruck von den jährlichen Anteilen. Nach der Anlaufphase bis zum Beginn der 1970er Jahre pegelte sich die jährliche Beringungszahl etwa zwischen 3 000 und 4 000 Markierungen ein und ist jetzt auf reichlich 5 000 angestiegen. Die erhöhten Zahlen für die Jahre 1969 und 1985 sind auf eine Änderung des Meldeturnus zurückzuführen.

Von den zugelassenen Beringern haben insgesamt 50 Personen Markierungen an Fledermäusen vorgenommen. Sie sind überwiegend

Freizeitforscher. Beringungsprogramme von Forschungseinrichtungen gab es in Ostdeutschland kaum. Damit ist der Umfang der Arbeit stark vom Freizeitfond und einem hohen Maß an Enthusiasmus abhängig. Seitens der Zentrale wurde gefordert, die Beringung auf klar umschriebene Untersuchungsprojekte zu konzentrieren.

Die Beharrlichkeit der Mitarbeiter bei der Bearbeitung ihrer Beringungsprogramme ist ein großes Plus der Freizeitforscher und zugleich eine Notwendigkeit für populationsökologische Untersuchungen an den relativ langlebigen Fledermäusen. Über 50 % der Beringer haben in Untersuchungszeiträumen von mehr als 8 Jahren mit ihrer Beringungs- und Kontrolltätigkeit wertvolle Datenserien erarbeitet. Im Rahmen der zeitlich meist eng befristeten Projekt-Forschung wäre das kaum möglich gewesen. Von Beginn an sind die Herren G. Natuschke und J. Haensel ununterbrochen dabei. Nur 12 Beringer (ca. 25 %) haben eine sporadische Arbeit geleistet.

Der Beringungsanteil der einzelnen Arten (Tab. 1) spiegelt nur sehr bedingt deren wirkliche Häufigkeit wider, sondern er wird deutlich durch die Spezialisierung der Beringer auf einzelne Arten, den Kenntnisstand ihrer Lebensgewohnheiten und die angewandte Untersuchungsmethodik überprägt.

Sinn erhält die Beringung erst durch Wiederfunde. Vom Gesamtmaterial liegen über 25 000 vor. Nach der Anzahl schwankt der Anteil zwischen etwa 2 % bei der Nordfledermaus und 52 % beim Mausohr. Das ist aber an sich wenig aussagekräftig, da kurzfristige Wiederfänge des gleichen Individuums darin eingeschlossen sind. Für die Bearbeitung detaillierter Fragestellungen ist das verwendbare Material oft um ein Vielfaches geringer. Der Anteil der Tot-Wiederfunde liegt bei etwa 1 % der beringten Tiere oder, um ein

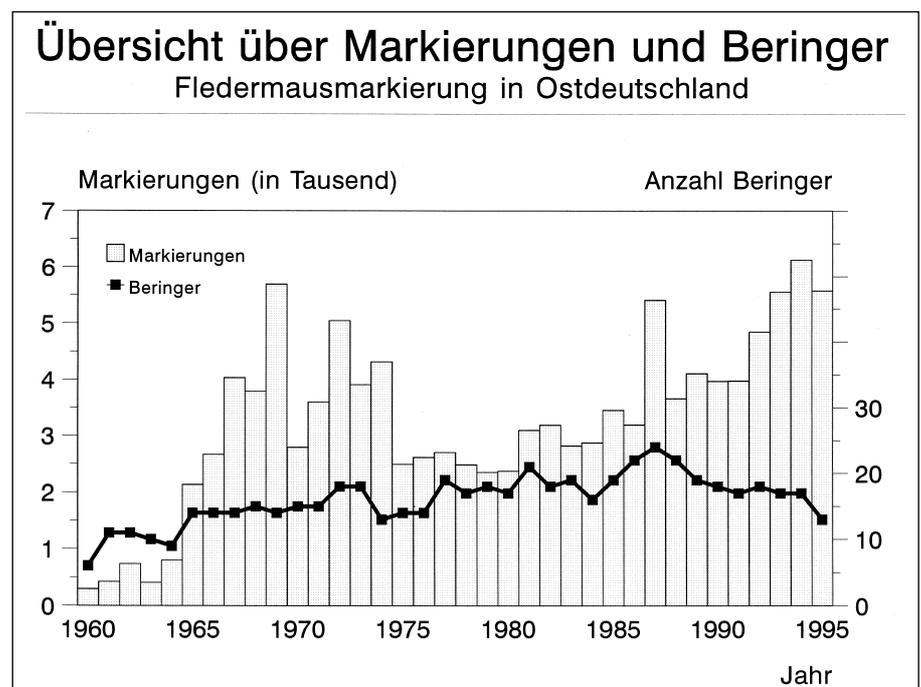


Abb. 1

Anzahl der jährlich in Ostdeutschland markierten Fledermäuse und Anzahl der aktiven Beringer

**Tabelle 1: Anzahl der von 1960 bis 1995 markierten Individuen der einzelnen Fledermausarten**

Fledermausart	Anzahl der Beringungen	% der Beringungen
Wasserfledermaus ( <i>Myotis daubentoni</i> )	23 226	19,6
Gr. Mausohr ( <i>Myotis myotis</i> )	19 688	16,6
Rauhhaufledermaus ( <i>Pipistrellus nathusii</i> )	18 889	16,0
Zwergfledermaus ( <i>Pipistrellus pipistrellus</i> )	18 822	15,9
Gr. Abendsegler ( <i>Nyctalus noctula</i> )	11 654	9,8
Braunes Langohr ( <i>Plecotus auritus</i> )	8 519	7,2
Fransenfledermaus ( <i>Myotis nattereri</i> )	6 965	5,9
Breitflügel-fledermaus ( <i>Eptesicus serotinus</i> )	2 141	1,8
Gr. Bartfledermaus ( <i>Myotis brandti</i> )	1 926	1,6
Kl. Bartfledermaus ( <i>Myotis mystacinus</i> )	1 643	1,4
Mopsfledermaus ( <i>Barbastella barbastellus</i> )	1 347	1,1
Graues Langohr ( <i>Plecotus austriacus</i> )	1 103	0,9
Nordfledermaus ( <i>Eptesicus nilssonii</i> )	897	0,8
Kl. Abendsegler ( <i>Nyctalus leisleri</i> )	851	0,7
Bechsteinfledermaus ( <i>Myotis bechsteini</i> )	340	0,3
Teichfledermaus ( <i>Myotis dasycneme</i> )	155	0,1
Zweifelfledermaus ( <i>Vespertilio murinus</i> )	134	0,1
Kl. Huifeisennase ( <i>Rhinolophus hipposideros</i> )	124	0,1
<b>Summe</b>	<b>118 424</b>	<b>100,0</b>

weiteres Beispiel zu nennen, der der Fern-Wiederfunde (> 100 km) der Rauhhaufledermaus bei 0,4 %, d. h. 1 von 250 beringten Tieren.

Umstritten ist besonders die Beringung im Winterquartier. Ihr Anteil wurde durch die Konzentration auf eine begrenzte Zahl von Winterquartieren tendenziell eingeschränkt und liegt gegenwärtig bei ca. 40 %. Da ab November mit den bisher angewandten Methoden bei den meisten Arten auch keine exakte Altersbestimmung mehr möglich ist, ist die Aussagefähigkeit des so gesammelten Materials hinsichtlich Lebensdauer und Populationsstruktur eingeschränkt. Jedoch können einige Fragestellungen, so etwa bei den beiden Bartfledermausarten, der Fransen- und Mopsfledermaus bisher nur mit Winterberingung angegangen werden, da zu wenige, für die Beringung geeignete Sommerquartiere bekannt sind. Die vorliegenden Erfahrungen geben keine Hinweise dafür, daß durch die mit der Beringung verursachten Störungen höhere Verluste in den Winterquartieren auftreten würden.

Eine exakte Altersbestimmung ist eine wesentliche Voraussetzung für viele populationsökologische Fragestellungen. Ein wachsender Beringungsanteil sicher bestimmter Jungtiere, der jetzt fast 50 % erreicht, entspricht dem Bestreben der Zentrale. Dabei muß auch zukünftig berücksichtigt werden, daß für statistisch verwertbare Aussagen ein Mindestumfang an Beringungen nicht unterschritten werden darf und die hohe Jugendmortalität einen entsprechenden Datenumfang erfordert, um in höheren Altersklassen überhaupt noch Wiederfunde tätigen zu können.

Durch die Markierungszentrale erfolgte Ende der 1980er Jahre eine Auswertung der vorliegenden Wiederfunddaten hinsichtlich populationsökologischer Parameter. Die Ergebnisse sind bisher für das Mausohr und die Zwergfledermaus publiziert worden (STEF-

FENS u. HIEBSCH 1989, STEFFENS et al. 1989), wobei bei der zweiten Art schon die Grenzen einer statistischen Auswertung deutlich wurden.

#### 4. Fledermausmarkierung in Ostdeutschland seit der deutschen Einheit

Zum Fortgang der Fledermausmarkierung im vereinten Deutschland wurde bei einem Gespräch zwischen den Vertretern beider Zentren am 5.6.1991 in Bonn vereinbart, die Arbeit in den traditionellen Einzugsgebieten fortzusetzen. Mit der Auflösung der Akademieeinrichtungen der einstigen DDR gemäß Einigungsvertrag per 31.12.1991 ging die Dresdner Zentrale in das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie über. Verhandlungen zur Regelung der Organisation der Fledermausmarkierung in den neuen Bundesländern sind zwischen den Umweltministerien der ostdeutschen Länder im Gange. Gegenwärtig werden die Kosten für die Fledermausmarkierung in den fünf Bundesländern von Sachsen allein getragen. Aufgrund dieser Situation ist es momentan nur möglich, die bestehenden Beringungsprogramme fortzuführen und die laufenden Wiederfundmeldungen zu bearbeiten. Das ist nicht ohne einen zusätzlichen persönlichen Einsatz möglich, da von den Mitarbeitern in der Naturschutzabteilung des Sächsischen Landesamtes vielfältige Aufgaben zu bewältigen sind und hier die personelle Situation im bundesweiten Vergleich besonders ungünstig ist.

Inzwischen ist es gelungen, die Bearbeitung der Wiederfundmeldungen vollständig rechnergestützt zu erledigen und einen Teil der vorliegenden Wiederfunde in eine Datenbank aufzunehmen. Dadurch verbessern sich zukünftig die Recherchemöglichkeiten sehr. Umfangreichere Arbeiten zur Aufbereitung

von Daten, die über die Prüfung von Beringungsdaten in geplanten Veröffentlichungen hinausgehen, können aber gegenwärtig nicht geleistet werden. Neben dieser Arbeit wurde die gute Tradition der Beringertagungen beibehalten und bisher sind zwei Tagungen durchgeführt worden (1992 in Lindow und 1994 in Beeskow).

Der Text für ein Abkommen über das Betreiben der Beringungszentrale zwischen den fünf neuen Bundesländern liegt seit längerem vor. Er orientiert sich am Länderabkommen zur Vogelberingungszentrale, das vor einiger Zeit abgeschlossen wurde. Der Entwurf fand – z. T. mit geringfügigen Änderungswünschen – die Zustimmung der Umweltministerien aus vier Ländern. Das Abkommen soll so gestaltet werden, daß ein Beitritt weiterer Länder möglich ist. Mit dem Abschluß und dem Inkrafttreten des Abkommens wird sich die Arbeitsfähigkeit der Markierungszentrale erheblich verbessern. Das betrifft die personelle Situation, denn es ist vorgesehen, einen Sachbearbeiter (Teilzeit) einzustellen. Auf dieser Grundlage wird es auch möglich, neue Beringungsprogramme und die Qualifikation von Beringungsanwärtern wieder aufzunehmen sowie auf Anforderung der beteiligten Länder bestimmte Aufbereitungen und Auswertungen vorzunehmen. Weiterhin ist vorgesehen, einen Beirat mit Ländervertretern zu bilden, der die Vorgabe der wissenschaftlichen Aufgabenstellung formuliert und die Grundsätze für die organisatorisch-technische Durchführung der Fledermausberingung festlegt.

Die Genehmigungsverfahren zur Fledermausmarkierung werden in den einzelnen Ländern unterschiedlich gehandhabt. Gegenwärtig ist die Markierungszentrale in diese Verfahren nicht einbezogen. Ein Antragsverfahren für Markierungen von Mopsfledermäusen in Thüringen, das sich schon über einen längeren Zeitraum hinzieht, zeigt all die Probleme, die mit dem gegenwärtigen Übergangszustand und dem Fehlen klarer Regelungen verbunden sind. Auch durch Beschlüsse des geplanten Beirates würde es möglich, für die Genehmigungsverfahren eine Angleichung und größere Klarheit zu erreichen. Es ist sicherlich sinnvoll, sich für den Verfahrensablauf an der Vogelberingung zu orientieren. In Sachsen wurde im September 1995 als dem ersten Bundesland eine Vogelberingungsverordnung erlassen, die sich allerdings erst in der Praxis bewähren muß. Bei der Vogelberingung erfolgt die Antragstellung für die Zulassung von Beringern und für die Verlängerung der Beringungserlaubnis durch die Zentrale. Damit ist gesichert, daß die Beringungsprogramme von der Zentrale ausgearbeitet wurden oder mit dieser abgestimmt sind.

Im Zusammenhang mit der Erarbeitung von Beringungsprogrammen, der Formulierung des wissenschaftlichen Forschungsbedarfes und der Nutzung von Vorteilen und Spezifika der ehrenamtlichen und universitären Forschung bestände für die Zukunft eine Möglichkeit darin, laufende Untersuchungen der ehrenamtlichen Beringer mit Diplomarbeiten

oder Dissertationen zu verknüpfen. Die Möglichkeiten sind besonders dort gut, wo sich kleine Arbeitsgruppen bilden. Hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang auch die externen Promotionen von HEISE (1992) und SCHMIDT (1992) an der Universität Halle (Saale). Es ist aber bedauerlich, daß in weitere, inzwischen abgeschlossene oder begonnene Qualifizierungsarbeiten die Markierungszentrale nicht einbezogen wurde (TU Dresden, Universität Halle). Aus einer Zusammenarbeit würden sicherlich beide Seiten einen Nutzen ziehen.

Vom Bundesfachausschuß (BFA) „Fledermaus-schutz“ des Naturschutzbundes Deutschland (NABU) wurde ein Positionspapier zur Fledermausberingung erarbeitet, an dessen Formulierung sich die Markierungszentrale maßgeblich beteiligte. Nach ausführlicher Diskussion verkörpert dieser Anforderungskatalog die Ansichten der Landesfachaus-schüsse der im BFA beteiligten Bundesländer. Erfreulich ist, daß sich auch neue Forschungsvorhaben, die vom Bund initiiert werden, ausdrücklich der Markierung als einer Untersuchungsmethode bedienen. Das steht auch mit dem Regionalabkommen zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa (vom 04.12.91) im Rahmen der Bonner Konvention zum Schutz wandernder Tierarten in direkter Übereinstimmung, wonach Forschungsprogramme im Zusammenhang mit der Erhaltung und Hege von Fledermäusen gefördert werden sollen. Im Forschungs- und Entwicklungs-Vorhaben „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“ des Bundesamtes für Naturschutz (12/95 bis 05/98) sind Untersuchungen zum Zugverhalten von Abendsegler und Flughautfledermaus u. a. mit Hilfe der Beringung vorgesehen. Mehrere Beringer aus Ostdeutschland beteiligen sich an diesem Projekt.

## 5. Summary

In East Germany, bats are ringed by honorary collaboratives. Between 1960 and 1995

these collaboratives marked approximately 118 000 bats. Currently some 5 000 animals are ringed every year.

Until 1992 the ringing campaigns were coordinated by the Institute of Conservation and Environmental Studies in Dresden („Zweigstelle des Instituts für Landschaftsforschung und Naturschutz“) in co-operation with the Department of Bat Marking („Zentralstelle für Fledermausmarkierung“) in Bonn. In 1992 the Saxon State Authority of Environment and Geology („Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie“) continued the bat ringing campaigns. This paper outlines the current state of its work and research.

Future activities will take into account the excellent experiences of the past and continue organising the adequate events, e.g. the regular Conference of Bat Ringers every two years. We consider the incorporation of this experience into explicit guidelines as most important. An agreement on establishing and running a central bat marking authority is being prepared.

### Literatur

- EISENTRAUT, M. 1960a: Die Wanderwege der in der Mark Brandenburg beringten Mausohren. -Bonn. zool. Beitr. 11: 112-123  
 EISENTRAUT, M. 1960b: Die Fledermausberingung, ihre Entwicklung, ihre Methode und ihre Bedeutung für die wissenschaftliche Forschung. -Bonn. zool. Beitr. 11: 7-21  
 HACKETHAL, H. u. OLDENBURG, W. 1984: Beobachtungen und Überlegungen zur Fortpflanzungsbiologie der Flughautfledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling und Blasius, 1839). -Nyctalus (N.F.) 2: 72-78  
 HAENSEL, J. u. NÄFE, M. 1982: Anleitungen zum Bau von Fledermauskästen und bisherige Erfahrungen mit ihrem Einsatz. -Nyctalus (N.F.) 1: 327-348  
 HEISE, G. 1982: Zu Vorkommen, Biologie und Ökologie der Flughautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) in der Umgebung von Prenzlau (Uckermark), Bezirk Neubrandenburg. -Nyctalus (N.F.) 1: 281-300  
 HEISE, G. 1985: Zu Vorkommen, Phänologie, Ökologie und Altersstruktur des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in der Umgebung von Prenzlau/Uckermark. -Nyctalus (N.F.) 2: 133-146  
 HEISE, G. 1992: Ergebnisse populationsökologischer Untersuchungen am Abendsegler (*Nyctalus noctula* Schreber, 1774). -Dissertation Halle. -72 S.  
 HIEBSCH, H. 1971: Bericht über die Fledermausmarkierung in den Jahren 1969-1971. -Nyctalus (3): 55-59

- HIEBSCH, H. 1973: Bericht über die Fledermausmarkierung im Jahre 1973/74. -Nyctalus (5): 1-5  
 HIEBSCH, H. 1983: Faunistische Kartierung der Fledermäuse in der DDR. Teil 1. -Nyctalus (N.F.) 1: 489-503  
 HIEBSCH, H. u. HEIDECKE, D. 1987: Faunistische Kartierung der Fledermäuse in der DDR. Teil 2. -Nyctalus (N.F.) 2: 213-246  
 OLDENBURG, W. u. HACKETHAL, H. 1989: Zur Bestandsentwicklung und Migration des Mausohrs, *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) (Chiroptera: Vespertilionidae), in Mecklenburg. -Nyctalus (N.F.) 2: 501-519  
 RICHTER, H. 1968: Stand der Fledermausberingung in der Deutschen Demokratischen Republik. -Milu 2: 343-347  
 SCHMIDT, A. 1984: Zu einigen Fragen der Populationsökologie der Flughautfledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling und Blasius, 1839). -Nyctalus (N.F.) 2: 37-58  
 SCHMIDT, A. 1990: Fledermausansiedlungsversuche in ostbrandenburgischen Kiefernforsten. -Nyctalus (N.F.) 3: 177-207  
 SCHMIDT, A. 1992: Phänologisches Verhalten und Populationseigenschaften der Flughautfledermaus *Pipistrellus nathusii* (Keyserling und Blasius, 1839) in Ostbrandenburg. -Dissertation Halle. -88 S.  
 STEFFENS, R. u. HIEBSCH, H. 1989: Populationsökologische Beiträge aus langjähriger Fledermausberingung und Wiederfindauswertung am Beispiel des Mausohrs (*Myotis myotis*). In: HANÁK, V.; HORÁČEK, J. u. GAISLER, J. (Hrsg.): European bat research 1987. Charles Univ. Press. -Praha: 543-550  
 STEFFENS, R.; HIEBSCH, H. u. WÄCHTER, A. 1989: Methodische Ansätze und Ergebnisbeispiele der Fledermauswiederfindauswertung. In: HEIDECKE, D. u. STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie von Fledermausarten. -Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 20: 339-354  
 STRATMANN, B. 1978: Faunistisch-ökologische Beobachtungen an einer Population von *Nyctalus noctula* im Revier Ecktannen des StFB Waren (Müritz). -Nyctalus (N.F.) 1: 2-22  
 TRESS, C.; TRESS, J. u. HENKEL, F. 1989: Methodik und Ergebnisse der Bestandskontrolle von *Myotis myotis*. In: HEIDECKE, D. u. STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie von Fledermausarten. -Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg 20: 139-155  
 ZÖPHEL, U. u. HIEBSCH, H. 1994: Fledermausmarkierung in Ostdeutschland - Erfahrungen und Perspektiven. -Nyctalus (N.F.) 5: 27-36

### Verfasser

Dr. Ulrich Zöphel  
 Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
 Wasastr. 50  
 D-01445 Radebeul

## Konversionsflächen in Brandenburg – einmalige Artenvielfalt bei Fledermäusen?

Netzfänge, die auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Jüterbog/Ost (TF, MTB/Q 3946/3) 1997 durchgeführt wurden, zeigten sehr bemerkenswerte Ergebnisse zur Fledermausfauna. Die Fänge erfolgten über einem kleinen Quelltümpel, ca. 20 x 50 m messend. Die Fangzeiten lagen im Mai und Juli; es wurde in 4 Nächten gefangen. Dabei konnten 14 der 17 bisher in Brandenburg nachgewiesenen Fledermausarten an diesem einen Fangplatz festgestellt werden. Zu den einzelnen

Fangterminen wurden zwischen 5 und 11 Arten sowie 16 bis 59 Tiere gefangen. Darunter waren (neben anderen seltenen und sehr seltenen Arten) auch die in Brandenburg als sehr selten anzunehmende Bechstein- (*Myotis bechsteini*) und Nordfledermaus (*Eptesicus nilssoni*). Beide Arten zeigten deutliche Hinweise für eine im Gebiet erfolgte Reproduktion, die bislang in Brandenburg nicht bekannt war.

Weitere Fangergebnisse: Großer Abendsegler (*Nyctalus noctula*), Kleiner Abendsegler (*Nyctalus leisleri*), Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*), Braunes Langohr (*Plecotus auritus*), Graues Langohr (*Plecotus austriacus*), Breitflügel-Fledermaus (*Eptesicus*

*serotinus*), Großes Mausohr (*Myotis myotis*), Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*), Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*), Große Bartfledermaus (*Myotis brandti*), Kleine Bartfledermaus (*Myotis mystacinus*).

Die Ergebnisse sind ein „Nebenprodukt“ eines vom Landesumweltamt Brandenburg unterstützten Projektes zur Statusabklärung der Nordfledermaus in Brandenburg. Es wird gemeinsam von der NABU-Fachgruppe der Mammalogen des Landkreises Teltow-Fläming und der Naturschutzstation Zippelsförde durchgeführt.

Nach D. Steinhäuser, D. Dolch „Mitteilungen des Landesfachausschusses Säugetierkunde Brandenburg – Berlin“ 2/1997

KURT FRANKE, DIETRICH HEIDECHE

# Das Biber-Betreuernetz in Sachsen-Anhalt

Schlagwörter: Biber, Artenschutz, Bestandserfassung



## 1. Einleitung

Wenn heute Naturschutzverbände zu Patenschaften für den Biber oder andere gefährdete Tierarten aufrufen und für die Bundesgartenschau 1999 in Magdeburg eine Elbebiberfamilie zum Maskottchen gewählt wird, so kommt damit die Bedeutung von Akzeptanz und Lobby einer Tierart im öffentlichen Meinungsbild für deren Überlebenschance zum Ausdruck. Und in der Tat dokumentieren Leidensweg und Rettung der Elbebiber, daß die einzige in Mitteleuropa erhalten gebliebene Biberpopulation – zudem eine eigenständige Unterart – ihre Existenz dem Einsatz engagierter Naturschützer und einer ihr wohlgesonnenen breiten Öffentlichkeit verdankt. So verweist HINZE (1934) auf die bereits von Friedrich Wilhelm I. von Preußen erlassenen Schutzbestimmungen für den Biber. Dem Wirken von FRIEDRICH, BEHR und MERTENS sind die Einführung ganzjähriger Schonzeiten und weiterer Schutzzerlasse zu Beginn unseres Jahrhunderts zu verdanken.

Ausgelöst wurden diese Erlasse durch überzeugende Dokumentationen zur präkeren Bestandssituation und aufklärende Artikel über Biologie, Lebensweise, ökologische und kulturelle Bedeutung sowie Möglichkeiten des Schutzes und der Lebensraumerhaltung (Schutz der Auen, Pflanzung von Weiden, Errichtung von Rettungshügeln). Das Ergebnis war ein Wiedererstarken der Population, die 1939 auf ca. 400 Biber geschätzt wurde.

## 2. Arbeitskreis Biberfreunde

Als nach dem zweiten Weltkrieg der Elbebiber abermals arg in Bedrängnis geriet, bildete sich um HINZE, HINSCHKE, WUTTKY, ABENDROTH, HELD und WANCKELI der Arbeitskreis Biberfreunde, der bald Anschluß an den Arbeitskreis zum Schutz vom Aussterben bedrohter Tiere am Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz Halle fand. Seine Aktivitäten lösten eine kontinuierliche Überwachung der letzten Bibervorkommen, die beispielgebende Todesursachenforschung durch Piechocki und eine erste (leider mißglückte) Biberumsiedlung an die Müritz aus. Mit dem ersten Naturschutzgesetz der DDR 1954 wurde der Biber als vom Aussterben bedrohte Art unter Schutz gestellt und nachfolgend ab 1957 wurden die wertvollsten Vorkommensgebiete zu Natur- und Landschaftsschutzgebieten erklärt.

In den damaligen Bezirken Halle und Magdeburg entwickelte sich in Zusammenarbeit von Naturschutzverwaltungen und Kreisnaturschutzbeauftragten ein festes Netz ehren-

amtlicher Betreuer von Biberrevieren, das wesentliche Impulse von W. Horn (Naturschutzverwaltung Magdeburg) erhielt.

## 3. Arbeitsgruppe Biberschutz

Mit der Gründung der Biologischen Station Steckby (vormals und heute wieder Staatliche Vogelschutzstation) übernahm diese 1970 auf Empfehlung des Arbeitskreises zum Schutz vom Aussterben bedrohter Tiere Koordinationsaufgaben für Biberschutz und -forschung. Aufbauend auf der traditions- und erfahrungsreichen Tätigkeit des Biber-Betreuernetzes entfaltete sich unter Anleitung durch die Biologische Station Steckby ein breites Forschungsprogramm. Die jährlichen Biberzählungen wurden zur methodisch verfeinerten Kartierung mit einheitlicher Symbolik ausgebaut und auf alle Bezirke mit Bibervorkommen ausgedehnt. Bereits 1972 beteiligten sich 170 ehrenamtliche Helfer an der Betreuung von 135 durchschnittlich 5 bis 10 km<sup>2</sup> großen Kartierungsabschnitten. Jeder Mitarbeiter erhielt jährlich Kartierungsblätter, eine Arbeitsanleitung mit Signaturliste und von Jahr zu Jahr unterschiedliche Fragebögen zur Erfassung historischer, ökologischer u. a. Daten zum Revier. Neben dieser Aufgabe sorgten die Betreuer für eine Überwachung der Biberansiedlungen, Aufklärung der Öffentlichkeit und Habitatpflege in Zusammenarbeit mit Landeignern und -nutzern (Wasser-, Forst- und Landwirtschaftsbetrieben) sowie für die Bergung tot aufgefundenen Biber zur Untersuchung im Zoologischen Institut der Martin-Luther-Universität.

Aus diesem sinnvollen Zusammenwirken von Naturschutzbehörden und -helfern, landnutzenden Einrichtungen, Bürgern (Anwohnern) und wissenschaftlichen Einrichtungen entstand ein effizientes Schutzsystem für den Elbebiber. Alle über das Betreuernetz ermittelten Daten, einschließlich der Angaben zur aktuellen Schutzsituation, fanden ihren Niederschlag in mehreren Forschungsberichten, Publikationen und Empfehlungen für Schutzmaßnahmen (DORNBUSCH u. RICHTER 1972, HEIDECHE u. DORNBUSCH 1978, Handlungsrichtlinien für Biberchongebiete in der DDR 1975). Auf deren Grundlage entstand zum Habitatschutz ein umfassendes Netz von Naturschutz- und Biberchongebieten vorrangig im Gebiet der mittleren Elbe, die u. a. zum Bestandteil der für die Kreisgebiete erstellten Landschaftspflegepläne wurden. Die Ergebnisse der jährlichen Biberzählungen und ökologischen Grundlagenforschung wurden im jährlich erscheinenden Mitteilungsblatt der Arbeitsgruppe Biberschutz publiziert und

in dieser Form wie auf jährlichen Arbeitstagen allen ehrenamtlichen Mitarbeitern zugänglich gemacht. Dieser ständige Konsens zwischen Forschung und praktischer Naturschutzarbeit darf als wichtigste Motivation zur ehrenamtlichen Tätigkeit im Biberschutz bezeichnet werden.

## 4. BAG Artenschutz

In der zweiten Hälfte der 70er Jahre erfuhr die Aufgabenstellung einen Wandel. Während die Biologische Station Steckby vorrangig das Management der Biberumsiedlungen wahrnahm, entwickelte sich die ehrenamtliche Tätigkeit zu stärkerer Eigenständigkeit. Mit Ausdehnung der Biberpopulation entstanden bezirkliche Arbeitsgruppen im Rahmen der Bezirksarbeitsgruppen (BAG) Artenschutz. Neben ihrer Betreuungs- und Kartierungstätigkeit waren die ehrenamtlichen Helfer zunehmend bei der Beratung für biotoperhaltende Maßnahmen und Konfliktlösungen vor Ort gefragt. Sie gaben Anleitung für die Dränierung von Biberdämmen, den Gehölzverbißschutz in Gärten, Winterfütterungen, Pappel- und Weidenpflanzungen sowie forstliche Einschlagsplanung. All diese Aufgaben werden bis zum heutigen Zeitpunkt weiterhin kontinuierlich wahrgenommen und dies bei ständiger Ausdehnung und Zunahme der Biberpopulation, wobei sich der Kreis der Gebietsbetreuer nicht wesentlich vergrößerte. Nicht zuletzt ist dieser andauernden, intensiven, ehrenamtlichen, unbezahlten Tätigkeit mit engagierter Überzeugungsarbeit in der Öffentlichkeit, Freizeitverzicht und Duldsamkeit in der eigenen Familie, die höchste Anerkennung verdient, im Laufe der letzten 25 Jahre eine Verdoppelung der Zahl der Biberansiedlungen in Sachsen-Anhalt zu verdanken.

## 5. Arbeitskreis Biberschutz

Nach der Wende differenzierte sich der Arbeitskreis Biberschutz in weitgehend selbständige Landesarbeitsgruppen. Weiterhin zentral angeleitet (Martin-Luther-Universität Halle), bildete sich, orientiert am Brandenburger Beispiel, der Arbeitskreis Biberschutz im Naturschutzbund Deutschland (NABU) Sachsen-Anhalt. Mit den Kreis-Reformen wurde das Kartierungssystem verändert. Unter Beibehaltung der inzwischen ausgereiften Kartierungsmethodik wurde das Revierkataster nach Meßtischblatt-Quadranten geordnet. Die Erhebungsdaten (Status der einzelnen Reviere und ökologische Parameter) werden PC-gestützt gespeichert und sind beliebig geordnet abrufbar. Somit ist es möglich, eine schnelle Übersicht, geordnet nach Kreisgebieten oder Gewässersy-

stemen, zu erhalten. Für das Jahr 1995 wurden auf 70 Meßtischblattquadranten von 100 Betreuern 721 Biberreviere mit 1 760 Bibern ermittelt, d. h., daß von jedem Betreuer durchschnittlich 7 Reviere, im konkreten Fall 4 bis 20 Reviere, kontrolliert und die Beobachtungen der zentralen Auswertung zugeleitet wurden. Die jährlichen Arbeitstagen 1994 in Kamern, 1995 in Schlaitz, 1996 in Bertingen verliehen vielen Mitarbeitern neue Impulse. In einigen Kreisen konnte hierdurch die Tätigkeit im ehrenamtlichen Biberschutz aufs Neue aktiviert und Nachwuchs als Ersatz für krankheits- und altershalber ausscheidende Mitarbeiter gewonnen werden.

Abschließend sei an dieser Stelle allen Biberbetreuern für ihre beispielgebende, langjährige ehrenamtliche Tätigkeit zum Schutz des Bibers und die lückenlosen Dokumentation seiner Bestandsentwicklung herzlich gedankt. Ihre ehrenamtliche Tätigkeit wird auch zukünftig eine der tragenden Säulen des Biberschutzes bleiben. Denn allein gesetzlicher Schutz genügt nicht, wird er nicht mit Leben erfüllt und aktiv umgesetzt.

## 6. Summary

The formation of the beaver conservation group and its sequel of success is portrayed. Early beaver conservation started with the publications by FRIEDRICH 1890 and the activities of BEHR and has developed since 1960 into an extensive network of voluntary conservationists. Public relations work, permanent control of beaver territories combined with annual census and the active support by the beaver-management secured a stable population development. Currently, there are about a 100 group members monitoring 1760 beavers in 720 settlements.

### Literatur

- Behandlungsrichtlinien für Biberschongebiete der DDR. -Naturschutzarb. Berlin u. Brand. 11 (1975) (1): 26-29  
 DORNBUSCH, M. u. RICHTER, J. 1972: Maßnahmen zum Schutz und zur Hege des Elbebibers. -Beilage Naturschutzarb. Berlin u. Brand. 8(2): 2-4  
 DORNBUSCH, M.; GÖRNER, M. u. HEIDECHE, D. 1983: Beiträge zum Artenschutz, Programme zum Schutz ausgewählter Tierarten. -Separatdruck ILN Halle. -56 S.  
 FRIEDRICH, H. 1894: Die Biber an der mittleren Elbe. Baumann. -Dessau

- HEIDECHE, D. u. DORNBUSCH, M. 1978: Verbreitung und Ökologie, Schutz und Förderung des Elbebibers *Castor fiber albus* Matschie (1907) in der DDR. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 18: 151-160  
 HEIDECHE, D. 1983: Bestandsituation des Elbebibers und Schutzmaßnahmen in der DDR. -Mitt. BAG Artenschutz Magdeburg 6 (2): -8 S.  
 HEIDECHE, D. 1984: Arbeitsanleitung zur Biberbestandserfassung und -kartierung. -Mitt. BAG Artenschutz Magdeburg 7(2): -6 S.  
 HEIDECHE, D. 1985: Ergebnisse und Probleme beim Schutz des Elbebibers. -Naturschutzarb. Berlin u. Brand. 21(1): 6-12  
 HEIDECHE, D. u. DORNBUSCH, M. 1986: ökologisch begründetes Artenschutzprogramm Elbebiber - *Castor fiber albus* Matschie, 1907. In: GÖRNER, M.: Verzeichnis der Säugetiere der DDR und Angaben zu ihrem Schutzstatus. -Säugetierk. Inf. 2: 383-386  
 HINZE, G. 1934: Unsere letzten deutschen Biber. Dünhaupt. -Dessau  
 HINZE, G. 1950: Der Biber. Akademie-Verlag Berlin: 4-6, 20-36 S.

Verfasser

Kurt Franke  
 Marienstraße 1  
 D-06785 Oranienbaum

Dr. Dietrich Heidecke  
 Ahornweg 3  
 D-06179 Bennstedt

GOTTFRIED KOHLHASE

## Biberhof Torgau – Lernort in der Natur

Schlagwörter: Biberhof Torgau, Öffentlichkeitsarbeit, Biberbetreuer

Am 18. Februar 1995 eröffnete der sächsische Umweltminister A. Vaatz das Naturschutzzentrum (NSZ) am Großen Teich Torgau, das Mitglieder und Freunde des Naturschutzbundes Deutschland (NABU) in einer zweijährigen Ausbauzeit aus einem reparaturbedürftigen Wohnhaus errichteten.

Damit entstand erstmals in Deutschland ein Naturschutzhaus, das als Schwerpunkt seiner Öffentlichkeitsarbeit den Biber in den Mittelpunkt stellt.

Daß es gerade im Kreis Torgau angesiedelt wurde, liegt in dem reichhaltigen Bibervorkommen und den jahrzehntelangen Erfahrungen im Schutz mit dieser Tierart im Kreis. Für die Errichtung des Biberhofes waren weitere wesentliche Gründe die Schutzbedürftigkeit des Bibers und die Sicherung seines Lebensraumes durch eine Vielzahl verschiedener Maßnahmen sowie deren Kontrolle. Nicht zuletzt beeinflussten die Fachgruppe „Elbebiber“ nach der Wende im Altkreis Torgau sowie der NABU-Kreisverband die Entscheidung für die Errichtung und den Standort des Biberhofes.

Mit einer Besucherzahl von 2 217 wurde 1995 ein Ergebnis erreicht, das nur schwerlich zu überbieten ist. Die große Resonanz bei Jung und Alt für die Naturschönheiten des Kreises, insbesondere den Elbebiber, wurde von den Verantwortlichen des Hauses und dem NABU-Kreisvorstand mit großer Freude aufgenommen. Nicht umsonst beharrte der

NABU auf diesem für die Öffentlichkeitsarbeit so günstigen Standort mit einem Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung, das unmittelbar vor den Toren der Stadt Torgau liegt und gleichzeitig eine so großartige Natur bietet.

Insbesondere für Kinder, Schüler und Jugendliche werden altersgerechte Vorträge, Exkursionen, Naturführungen sowie Projekt-tage gestaltet. Sehr interessiert und begeistert sind natürlich die Kinder, wenn es die „Natur pur“, also „zum Anfassen“ gibt. Eine solche Situation ist für sie z. B. das Fangen und Bestimmen von Fischen in NABU-Teichen, das „Biberstreicheln“, das Aufsuchen von Biberburgen und -staudämmen sowie Erkennen von Vogelstimmen am Großen Teich. Gerade die Vögel sind in diesem Feuchtgebiet zahlreich. Über 100 Vogelarten brüten in diesem strukturreichen Feuchtgebiet und noch einmal soviel sind als Gäste anzutreffen. In den Herbst- und Wintermonaten finden sich bis zu 20 000 Wildgänse auf dem Gewässer ein.

Für die Tätigkeit des Naturschutzzentrums interessieren sich jedoch nicht nur Naturfreunde oder die Schulen aus dem Heimatkreis und aus Sachsen, sondern auch aus den anderen Bundesländern und dem Ausland gibt es Anfragen zum Besuch und Wünsche zur Unterstützung in Naturschutzfragen. Zu den wichtigsten Aufgaben des NSZ gehört der Aufbau des Biberbetreuernetzes und die

Anleitung seiner Mitglieder. Erst ein flächendeckendes Betreuernetz gewährleistet den praktischen Schutz des Nagetieres und verhindert Konfliktsituationen Biber – Mensch bzw. hilft diese zu lösen.

Besonders die bestehenden Fachgruppen „Ornithologie“, „Elbebiber“, „Fledermäuse“ und „Süßwasserfische“ leisten einen wichtigen Beitrag zum Artenschutz. Spezialisten betreuen z. B. Weiß- und Schwarzstorch, Austernfischer und Brachvogel, Fischotter und Bachneunauge sowie Lurche. Jährlich ist vom NSZ der Bau eines 2 Kilometer langen Lurchschutzaunes abzusichern. Gegenwärtig bemüht sich der NABU-Kreisverband durch Flächenkauf für Biber und Kranich den Lebensraum zu sichern, da oft nur in dieser Weise die Konflikte mit der Landwirtschaft und weiteren Land- sowie Wassernutzern im Interesse der Tiere gelöst werden können.

Verfasser

Gottfried Kohlhasse  
 Leiter des Naturschutzzentrums  
 Biberhof Torgau  
 Dahlemer Straße 19  
 D-04860 Torgau

JAN LANGBEIN, KLAUS-M. SCHEIBE, KNUT EICHHORN

# Untersuchungen zur Aktivitätsrhythmik beim europäischen Wildschaf (*Ovis ammon musimon*)

## – Möglichkeiten der Indikation von „Störungen“



Schlagwörter: Mufflon, *Ovis ammon musimon*, Speichertelemetrie, Aktivitätsmuster, Geburt

### 1. Einleitung

Für ein erfolgreiches Wildtiermanagement in den heutigen, anthropogen überformten Naturräumen, ist die Kenntnis der räumlichen und zeitlichen Organisation des Verhaltens der Tiere eine wesentliche Voraussetzung. Während durch den Einsatz moderner Methoden der Verhaltensregistrierung (Nacht-sichttechnik, Verhaltenstelemetrie) in den letzten Jahren umfangreiche Informationen zur Raumnutzung von Wildtieren erarbeitet werden konnten (CEDERLUND 1989; GREEN u. BEAR 1990; DUBOIS et al. 1992; SCHMIDT 1992; BOITANI et al. 1994; DUBOIS et al. 1994), sind die Kenntnisse zur zeitlichen Strukturierung des Verhaltens bei vielen Arten noch lückenhaft. Dies liegt vor allem an den Voraussetzungen, die für die fundierte Analyse der Zeitmuster des Verhaltens erforderlich sind. Wildtiere müssen sich in ihrer natürlichen Umwelt in zumindest zwei extern vorgegebenen zeitlichen Dimensionen orientieren, der Tages- und der Jahreszeit. Dies bedeutet, daß die Datenerfassung langfristig (möglichst über geschlossene Jahreszyklen) und in kurzen, möglichst äquidistanten Meßintervallen erfolgen muß (SCHUH 1977; LANGBEIN et al. 1997). Gleichzeitig kommt es darauf an, eine Beeinflussung der Tiere durch die Datenerfassung selbst zu minimieren. Bisher liegen in Deutschland nur wenige Arbeiten zur Zeitstruktur des Verhaltens heimischer Großsäuger in ihrem natürlichen Lebensraum vor, die diesen Ansprüchen gerecht werden (WITT 1980; GEORGII 1981; GEORGII 1984). In der vorliegenden Arbeit wurde im Rahmen eines Pilotprojektes die langfristige und kontinuierliche Registrierung von Aktivitäts- und Nahrungsaufnahmeverhalten freilebender, weiblicher Mufflons (*Ovis ammon musimon pallas*, 1811) realisiert. Dabei kam das neu entwickelte Speichertelemetriesystem Ethosys zum Einsatz (SCHEIBE et al. 1995). Neben der Untersuchung der tageszeitlichen Struktur des Verhaltens soll im Rahmen des Projektes die Wirkung jahreszeitlicher Einflüsse und externer „Störgrößen“ analysiert werden.

### 2. Material und Methode

Das Verbreitungsgebiet der untersuchten Mufflonpopulation liegt im Nordosten des Landes Brandenburg (52°59' nördlicher Breite, 13°50' östlicher Länge) und hat eine Ausdehnung von etwa 890 ha. Geologisch gehört es zu den Talsandterrassen des Cho-

liner Endmoränenbogens. Etwa 70 % des Gebietes sind mit forstlichen Kulturen (*Pinus silvestris*, *Populus tremula*) bestanden (BRIEDERMANN 1992). Die Population wurde 1980 durch die Aussetzung von vier Tieren (2/2) begründet. Drei der Tiere stammten aus dem Einstandsgebiet Alexisbad (Ostharz), ein Tier kam aus dem Tierpark Hoyerswerda (BRIEDERMANN 1993a). Im Jahre 1993 wurde der Gesamtbestand auf 135 Tiere geschätzt (LE PENDU et al. 1995).

Zur Verhaltensmessung wurde das Speichertelemetriesystem Ethosys eingesetzt. Dieses System ermöglicht die simultane Erfassung der motorischen Aktivität und des Nahrungsaufnahmeverhaltens bei freilebenden Wildtieren. Ein Meßsystem (300 g) in Halsbandform registriert über interne Beschleunigungs- und Lagesensoren Gesamtaktivität, Nahrungssuchverhalten und Nahrungsaufnahme des Untersuchungstieres. Die Information über das jeweilige Verhalten wird

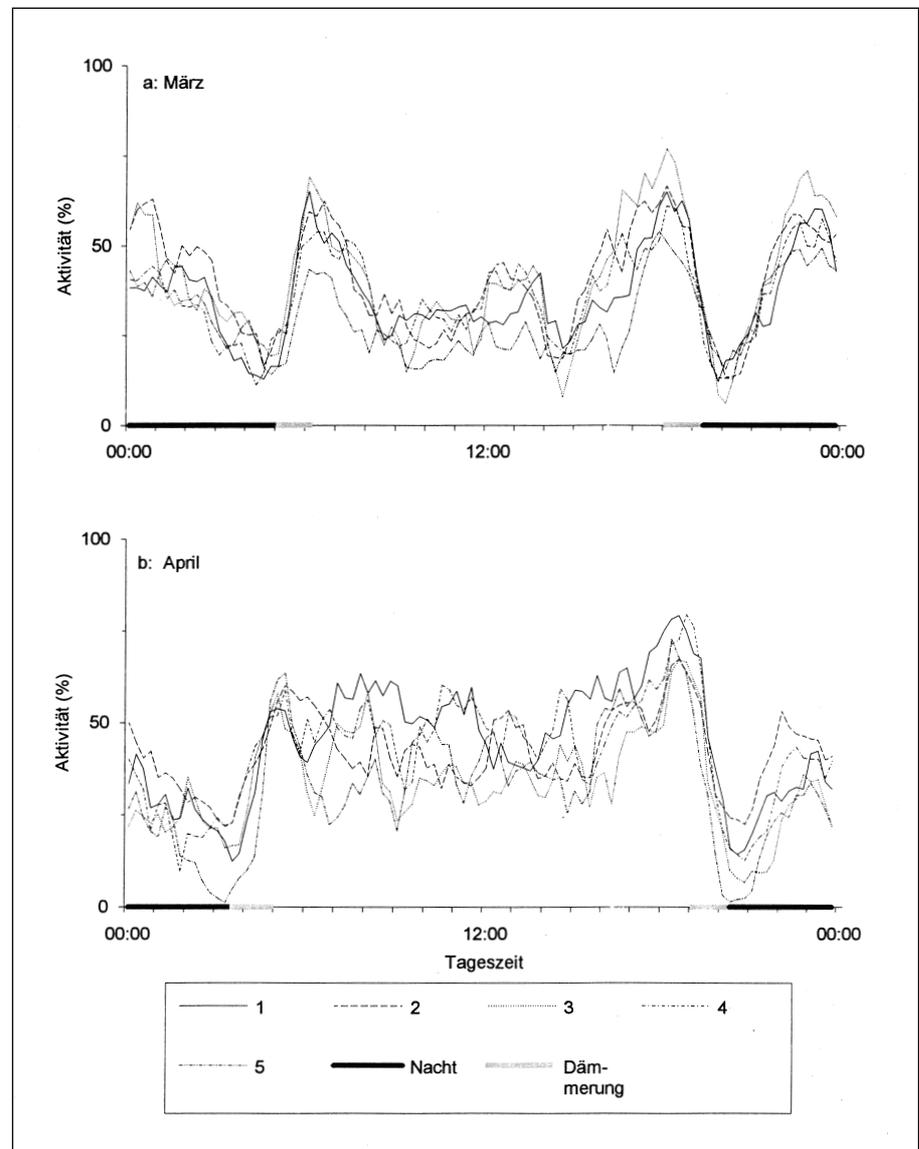


Abb. 1 Die mittleren monatlichen Tagesmuster der Aktivität von fünf Muffelschafen in den Monaten März (a) und April (b). Die Verhaltensregistrierung erfolgte mit dem Speichertelemetriesystem Ethosys. Der Darstellung liegen Meßintervalle von 15 Minuten zugrunde. Die Nachstunden sind als schwarze und die Dämmerungsperioden als graue Balken über der Abszisse aufgetragen.

sekundlich registriert. Nach Ablauf eines fest eingestellten Speicherintervalls (in dieser Untersuchung 15 Minuten) wird ein summarischer Gesamtwert für die einzelnen Verhaltensweisen berechnet und im Halsband gespeichert. Zum Auslesen der in den Meßhalsbändern gespeicherten Verhaltensdaten über Funk dient eine solarenergiegespeiste Datenübernahmestation. Die Installation dieser Station erfolgt zweckmäßigerweise an einem von den Untersuchungstieren regelmäßig aufgesuchten Ort, wie z. B. einer Salzlecke (wie in dieser Arbeit). Zur Übertragung der Verhaltensdaten von der Datenübernahmestation auf den PC existiert eine spezielle Software. Dabei wird für jedes Halsband eine Monatsdatei (dBase-Format) auf der Grundlage der voreingestellten Meßintervalllänge angelegt, in die die registrierten Verhaltensdaten einsortiert werden. Zur ausführlichen technischen Beschreibung des Systems liegen verschiedenen Publikationen vor (SCHEIBE et al. 1995; SCHLEUSENER

1995). Im Februar 1995 wurden fünf freilebende Mufflonschafe der oben genannten Population mit dem Speichertelemetriesystem Ethosys ausgerüstet. Angaben zu den Untersuchungstieren sowie die Zeiträume der Verhaltensregistrierung sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Datenübernahmestation wurde durch eine 24-Stunden-Videoüberwachung gefilmt. Zur Beleuchtung in den Nachtstunden dienten mehrere Infrarotscheinwerfer. Die Aufzeichnung erfolgte durch einen time-lapse Videorekorder. Die Videos lieferten Informationen über die Häufigkeit der Anwesenheit von Mufflons an der Salzlecke und über auffällige Veränderungen im Verhalten der Tiere, wie etwa längere Phasen der Abwesenheit, sichtbare Anzeichen von Krankheiten oder das Führen eines Lammes nach der Geburt. Anhand der Videoaufzeichnungen konnten wir nachweisen, daß alle Tiere in der Zeit zwischen dem 21.3. bis 12.4. ein Lamm gesetzt hatten. Die statistische Auswertung der registrierten

Verhaltensdaten erfolgte unter Verwendung der Softwareprogramme INSTAT 2.03 und SPSS für Windows 6.0.

### 3. Ergebnisse

Die Präzision der Verhaltensmessung mit Ethosys wurde an Hausschafen in Weidehaltung überprüft. Für den Zusammenhang zwischen dem elektronisch gemessenen Verhalten (mit Ethosys) und parallel durchgeführten visuellen Beobachtungen ergaben sich bei allen Halsbändern und für alle erfaßten Verhaltensweisen hochsignifikante Korrelationen (LANGBEIN et al. 1995).

Die 24-Stunden-Muster der motorischen Aktivität und der Nahrungsaufnahme in den Monaten März und April sind in Abbildung 1 und 2 dargestellt. Zwischen beiden Verhaltensparametern bestand eine enge Beziehung. Die berechneten Korrelationskoeffizienten lagen zwischen 0,9775 und 0,9970 ( $p < 0,0001$ ). Im März (Abb. 1a und 2a) zeigten die Tagesmuster für alle Muffelschafe fünf gleichmäßig über den Tag verteilte Aktivitätsschübe. Die Phasen höchster Aktivität lagen in den Zeiträumen der Morgen- und Abenddämmerung. Dabei war der abendliche Aktivitätsschub sowohl in der zeitlichen Länge als auch in seiner Intensität stärker ausgeprägt. Insgesamt fielen 12 bis 15% der Tagesgesamtaktivität in die Zeit der Dämmerung. Der morgendliche Aktivitätsbeginn und das abendliche Aktivitätssende waren mit der nautischen Dämmerung (Sonne 12% unter dem Horizont) synchronisiert. Am Morgen begannen die Schafe etwa 30 Minuten nach dem Hellwerden aktiv zu werden. Am Abend verringerten sie die Aktivität zeitgleich mit Einbruch der Dunkelheit. Die Maxima dieser beiden Aktivitätsschübe fielen mit dem Zeitpunkt von Sonnenauf- bzw. -untergang zusammen. Eine weitere Aktivitätsphase geringerer Intensität lag in der Zeit zwischen 12:00 bis 14:00 Uhr. Ausgeprägte Ruhephasen zeigten alle Tiere vor der Morgen- und nach der Abenddämmerung. Morgens in der Zeit zwischen 3:00 und 5:00 Uhr und abends von 19:30 bis 21:30 Uhr. Auch in den Nachtstunden waren die Muffelschafe aktiv. Zwei Aktivitätsphasen lagen in der Zeit zwischen 21:30 bis 23:30 Uhr und 0:30 bis 03:00 Uhr. Die Aktivität in den Nachtstunden erreichte in etwa dieselbe Höhe wie in den Hauptaktivitätsschüben während der Dämmerungsperioden. Das relative Verhältnis von Aktivitätsanteilen am Tag und in der Nacht (bezogen auf die tatsächliche Länge von Tag und Nacht) lag für alle Tiere bei etwa eins (Tier 1 = 1,12; Tier 2 = 0,99; Tier 3 = 1,04; Tier 4 = 1,16; Tier 5 = 0,81). Dabei zählten zur Nacht die Stunden zwischen nautischer Dämmerung am Abend und nautischer Dämmerung am Morgen.

Im April fand ein umfassender Umbau der 24-Stunden-Muster des Verhaltens gegenüber dem Vormonat statt (Abb. 1b und 2b). Übereinstimmung in den Tagesmustern der einzelnen Untersuchungstiere bestand nur noch für die Lage von Aktivitätsbeginn am Morgen und Aktivitätssende am Abend und

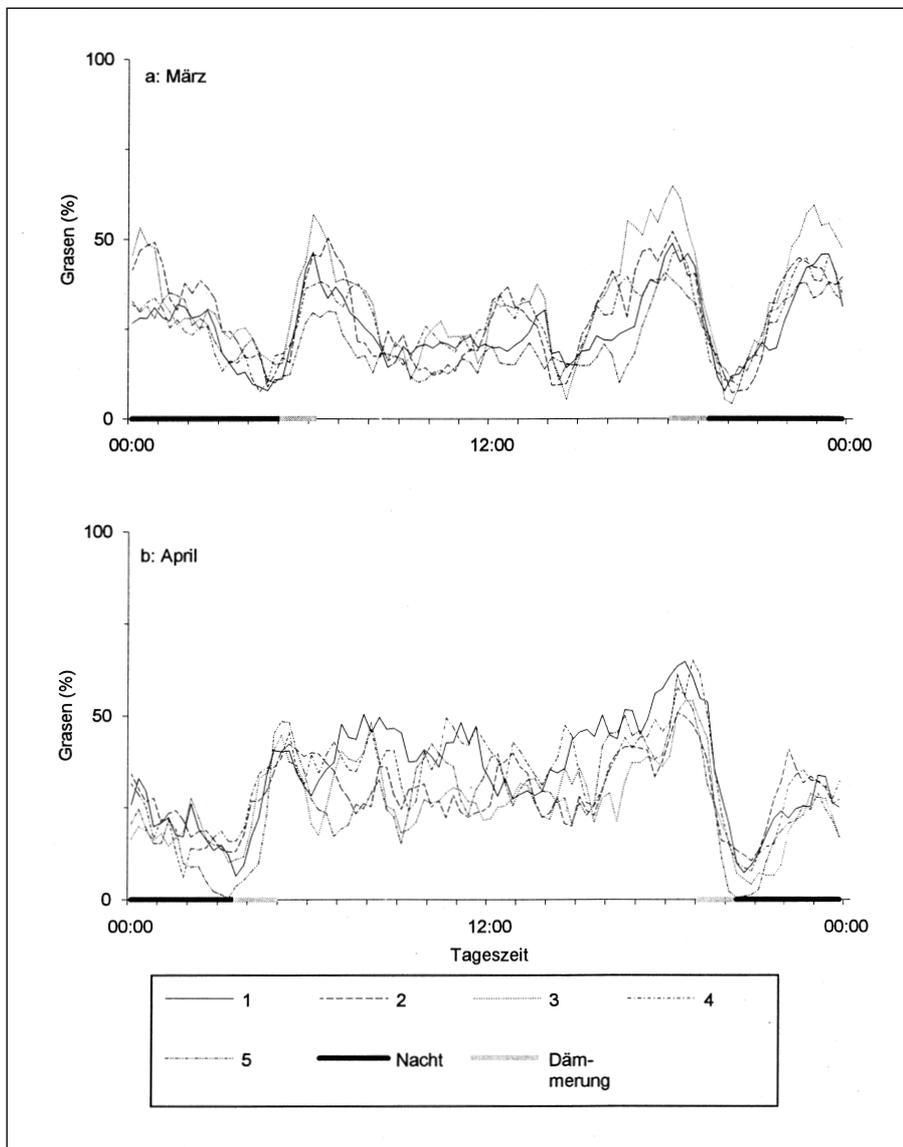


Abb. 2 Die mittleren monatlichen Tagesmuster der Nahrungsaufnahme von fünf Muffelschafen in den Monaten März (a) und April (b). Die Verhaltensregistrierung erfolgte mit dem Speichertelemetriesystem Ethosys. Der Darstellung liegen Meßintervalle von 15 Minuten zugrunde. Die Nachtstunden sind als schwarze und die Dämmerungsperioden als graue Balken über der Abszisse aufgetragen.

hinsichtlich der nächtlichen Aktivitätsperiode. Eine klar strukturierte Abfolge von Aktivitäts- und Inaktivitätsphasen fanden wir im April nicht mehr. In den Hellstunden traten eine Vielzahl kleinerer Aktivitätsschübe zu individuell unterschiedlichen Zeiten auf. In den Nachtstunden zeigten die Tiere nur noch eine Aktivitätsperiode in der Zeit zwischen 21:30 und 02:00 Uhr. Die Aktivität in der Hellzeit war gegenüber dem März erhöht. Das relative Verhältnis von Tages- zu Nachtaktivität lag deutlich über eins (Tier 1 = 1,85; Tier 2 = 1,23; Tier 3 = 1,77; Tier 4 = 1,80; Tier 5 = 2,16). Die Synchronisation zwischen Aktivitätsbeginn und -ende und der Dämmerung hatte sich verringert. Morgens begannen die Tiere erst 20 Minuten nach der nautischen Dämmerung aktiv zu werden und abends stellten sie die Aktivität bereit 20 Minuten vor Einbruch der Dunkelheit ein. Die Hauptaktivitätsphasen veränderten ihre zeitliche Lage im Tagesgang in Abhängigkeit vom Untersuchungsmonat. Der Abstand zwischen den Aktivitätsperioden in der Morgen- und Abenddämmerung vergrößerte sich entsprechend der zunehmenden Tageslänge. Die beiden nächtlichen Aktivitätsphasen zeigten dagegen in den kürzeren Nächten im April die Tendenz, zu einer einzigen Aktivitätsperiode zu verschmelzen. Im März waren die Schafe 7 bis 10 Stunden pro 24 Stunden aktiv. Davon wendeten sie 5 bis 7 Stunden für die Nahrungsaufnahme auf (Tabelle 2). Im April stiegen bei drei Schafen die Tagesgesamtaktivität und die Zeit der Nahrungsaufnahme gegenüber dem Vormonat an (Mann-Whitney Test;  $p < 0,01$ ). Der Anteil der Nahrungsaufnahmezeit an der Gesamtaktivität lag für die Tiere in beiden Untersuchungsmonaten zwischen 70 und 80 %.

#### 4. Diskussion

Mit dem neuentwickelten Speichertelemetriesystem Ethosys ist die langfristige und simultane Erfassung unterschiedlicher Verhaltensparameter an freilebenden Großsäugern möglich. Besonders hervorzuheben ist die absolute Kontinuität und die hohe Dichte der Meßwerterfassung mit diesem System, die mit keiner anderen, gegenwärtig verfügbaren Technik (Radiotracking, Satellitenortung) erreicht wird. In der hier vorliegenden Untersuchung registrierten wir das Verhalten von fünf freilebenden Mufflonschafen über insgesamt 412 Tiertage mit 39552 Datensätzen. Ethosys ist für viele Fragestellungen, die die Langzeitregistrierung integrativer Verhaltenskomponenten freilebender Wildtiere voraussetzen, eine ideale Technik. Einschränkend muß gesagt werden, daß sich dieses System zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht für die Erfassung des Verhaltens migrierender Arten eignet, da das Auslesen der in den Halsbändern gespeicherten Informationen nur an bestimmten, im Gelände fest installierten Stationen erfolgt. Diese Stationen müssen von den Tieren in bestimmten Abständen (alle 3 bis 4 Wochen) aufgesucht werden. Reaktionen der Untersuchungstiere auf das Meßhalsband, das zusätzlich auch

Tabelle 1: Angaben zum Alter und zu den Zeiträumen der Verhaltensregistrierung bei fünf freilebenden Muffelschafen der Population bei Niederfinow (nordöstliches Brandenburg). Zur Verhaltensmessung wurde das Speichertelemetriesystem ETHOSYS eingesetzt.

Tiere	Alter	Zeitraum der Verhaltensmessung	
		März	April
Nr. 1	3	01.-31.	01.-24.
Nr. 2	5	01.-31.	01.-30.
Nr. 3	5	01.-31.	01.-11./18.-30.
Nr. 4	3	01.-31.	01.-30.
Nr. 5	5	01.-31.	01.-20.

Tabelle 2: Tagesbudgets der Aktivität und der Nahrungsaufnahme für fünf Muffelschafe der Population bei Niederfinow (Angaben in Stunden) in den Monaten März und April. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten für das jeweilige Tier signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsmonaten (Mann-Whitney-Test;  $p < 0.01$ ).

Tier	Aktivität		Nahrungsaufnahme	
	März	April	März	April
1	8.66 <sup>a</sup>	10.70 <sup>b</sup>	6.09 <sup>a</sup>	8.22 <sup>b</sup>
2	9.72 <sup>a</sup>	10.13 <sup>b</sup>	6.99 <sup>a</sup>	6.99 <sup>a</sup>
3	9.57 <sup>a</sup>	8.17 <sup>b</sup>	7.76 <sup>a</sup>	6.34 <sup>b</sup>
4	8.67 <sup>a</sup>	10.19 <sup>b</sup>	6.49 <sup>a</sup>	7.97 <sup>b</sup>
5	7.21 <sup>a</sup>	7.78 <sup>a</sup>	5.30 <sup>a</sup>	6.27 <sup>b</sup>

noch mit optischen Sichtmarken versehen war, konnten wir zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung feststellen. Anders als in den Arbeiten von BAMBERG am Damwild (1985; 1987) gab es auch bei der Reintegration der besenderten Tiere in bestehende Sozialverbände kein Problem. Die Tiere konnten teilweise schon am Tag nach dem Anlegen des Halsbandes in Begleitung anderer, nichtmarkierter Tiere an vertrauten Plätzen (Salzlecke) beobachtet werden. Dies ist im Vergleich zu den oben erwähnten Untersuchungen erwähnenswert, da auch beim Mufflon dem optische Sinn eine herausragende Bedeutung bei der Wahrnehmung der Umwelt zukommt (NIETHAMMER u. KRAPP 1986; BRIEDERMANN 1993a; TOMICZEK u. TÜRCKE 1995). Die schnelle Wiedereingliederung der Halsbandtiere in ein Rudel hat seine Ursache wahrscheinlich in der hohen Sozialappetenz die für Mufflons nachgewiesen wurde (BRIEDERMANN 1993b).

Ein hoher Grad der Synchronisation zwischen motorischer Aktivität und Nahrungsaufnahmeverhalten wurde zuerst für pflanzenfressende Großsäuger in Menschenhand nachgewiesen (SAMBRAUS 1978; PORZIG u.

SAMBRAUS 1991; LANGBEIN u. NICHELMANN 1993). Man kann davon ausgehen, daß ähnlich enge Zusammenhänge auch für wildelebende Wiederkäuerarten bestehen (JARMAN u. JARMAN, 1973; GEORGII 1981; NICHELSON u. Husband 1992). Von manchen Autoren wird Aktivitäts- und Nahrungsaufnahmezeit sogar gleichgesetzt (SPINAGE 1968; BEIER u. McCULLOUGH 1990). Bedingt durch den relativ geringen Nährstoffgehalt pflanzlicher Nahrung sind Grassfresser während der gesamten Aktivitätszeit überwiegend mit der Nahrungssuche und -aufnahme beschäftigt. Andere Verhaltensweisen wie etwa Komfortverhalten, Sozialverhalten, Sexualverhalten und Spielverhalten nehmen nur einen vergleichsweise geringen Teil des Tages ein. Saisonal bedingte Veränderungen in der Aktivitätszeit werden zu meist durch das jahreszeitlich veränderte Nahrungsangebot und die Verdaulichkeit der verfügbaren Nahrung induziert (CEDERLUND 1989; CEDERLUND et al. 1989).

Die enge Kopplung zwischen der endogen gesteuerten Verhaltensrhythmik und dem natürlichen Hell-Dunkel-Wechsel (ASCHOFF 1954) konnte bereits für verschiedene Wild-

wiederkäuer nachgewiesen werden: (Gemse – BRIEDERMANN 1967; Steinbock – FOX et al. 1992; Schneeziege – PEDEVILLANO u. WRIGHT 1987; Wildziege – NICHELSON u. HUSBAND 1992; Rothirsch – GEORGII 1981; GEORGII 1984; SEMIADI et al. 1993). Während in vielen Untersuchungen der Zeitpunkt von Sonnenauf- und -untergang als der entscheidende Zeitgeber für die Synchronisation von Verhaltensrhythmik und Umweltperiodizität angesehen wird (HOEFS 1974; ERKINARDO et al. 1983; SKOGLAND 1984; COLLINS u. SMITH 1989), hat für das Mufflon die nautische Dämmerung diese Funktion. Wildschafe, die sich in erster Linie optisch orientieren (TOMICZEK u. TÜRCKE 1995), beginnen und beenden ihre Aktivitätsphasen in den Dämmerungsperioden etwa zeitgleich mit dem Hell- bzw. Dunkelwerden. Bei Untersuchungen an Rothirschen in den Alpen kam GEORGII (1981) zu ähnlichen Ergebnissen. Daß diese Kopplung am Abend stärker ausgeprägt ist, hat wahrscheinlich ernährungsphysiologische Ursachen. Nach der langen abendlichen Freißphase ist der Pansen bei allen Tiere gut gefüllt, und mit Einbruch der Dunkelheit beginnt eine längere Ruhephase, die in erster Linie dem Wiederkauen dienen dürfte. Einen einheitlichen Beginn der Ruheperiode am Abend stellte auch KOCH (1968) bei Rindern in extensiver Weidewaltung fest. Am Morgen ist die in den Nachtstunden aufgenommene Nahrung noch nicht vollständig verdaut, so daß die morgendliche Aktivitätsphase zeitlich verzögert zum Hellwerden und für die einzelnen Tiere auch weniger einheitlich beginnt. Die Bedeutung des natürlichen Hell-Dunkel-Wechsels für die Zeitstruktur des Verhaltens wird auch durch die variable Lage der nächtlichen Aktivitätsschübe deutlich. Ergebnisse anderer Untersuchungen zeigen, daß in den sehr kurzen Dunkelphasen im Juni überhaupt keine Nachtaktivität mehr auftritt (LANGBEIN et al. 1997). Erst ab Juli etabliert sich erneut ein mitternächtlicher Aktivitätspeak, der mit zunehmenden Länge der Nacht ab September in zwei getrennte Aktivitätsphasen übergeht (KOCH 1968; KOVALCIKOVA u. KOVALCIK 1978; LANGBEIN et al. 1996). In den ersten 3 bis 4 Wochen nach der Geburt wird die Verteilung der Aktivität über den Tag, sowie die Verhaltensrhythmik des Schafes weitgehend durch das Lamm bestimmt. Seine Prägung auf das Muttertier erfolgt innerhalb der ersten 3 bis 4 Lebenstage (TSCHANZ 1962; BRIEDERMANN 1989). Dabei spielt für das Lamm die Wahrnehmung optischer und akustischer Reize die entscheidende Rolle. Darüber hinaus muß das Jungtier in engem Kontakt zur Mutter seinen Lebensraum kennenlernen. Auch die Auswahl der richtigen Futterpflanzen wird an der Seite der Mutter gelernt (BRIEDERMANN 1993a). Eine Verlagerung der Aktivität in die Hellzeit hilft bei der Realisierung dieser Prozesse. In den ersten 3 bis 4 Lebenswochen bestimmt das Lamm auch die Anzahl und die Länge der täglichen Saugakte (POINDRON et al. 1993; POINDRON et al. 1994; L'Heureux et al. 1995). Erst nach dieser Zeit gibt

zunehmend die Mutter vor, wann und wie lange das Lamm trinken darf (SHAKLETON u. HAYWOOD 1985; ALADOS u. ESCOS 1988; FESTA-BIANCHET 1988). Somit ist die Verhaltensrhythmik des Muttertieres in den ersten Wochen nach der Geburt durch die individuell noch sehr verschiedenen Rhythmen von Aktivität und Nahrungsaufnahme der einzelnen Lämmer beeinflusst. Entsprechend finden wir in den Aktivitätsmustern im April eine Vielzahl kurzer Aktivitätsschübe geringer Intensität und große individuelle Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungstieren.

Tierarten, die ursprünglich tagaktiv sind, können infolge unterschiedlicher Störfaktoren mehr oder weniger stark Verhaltensanteile in die Nachtstunden verlagern (BÖTTCHER u. BRIEDERMANN 1989; GREEN u. BEAR 1990; SCHMIDT 1992). Solche Störgrößen können z. B. hohe Umgebungstemperaturen, eine starke Insektenbelastung oder auch ein hoher Grad anthropogen bedingter „Störungen“ im Lebensraum sein (Tourismus, Jagd) (BEIER u. McCULLOUGH 1990; MAUBLANC et al. 1992; HAYES u. KRAUSMAN 1993). In der untersuchten Population wurden hohe Anteile an Nachtaktivität in Monaten festgestellt, in denen keiner dieser Faktoren direkt einwirkte. Allerdings muß berücksichtigt werden, daß sich bei einer sehr langen Jagdsaison (August – Februar) die Abschlußzahlen für das Muffelwild in der untersuchten Population in den letzten drei Jahren etwa verdoppelt haben. Wir schlußfolgerten, daß der hohe Anteil an Nachtaktivität im Monat März, der im Gegensatz zu bisherigen Aussagen zur Aktivitätsrhythmik beim Muffelwild steht (PFEFFER 1967; TOMICZEK u. TÜRCKE 1995), eine direkte Folge der intensiven jagdlichen Verfolgung darstellt. Frühere Untersuchungen haben gezeigt, daß die Tiere der untersuchten Population auch in anderen Monaten (Juli bis September) in den Nachtstunden sehr aktiv sind (LANGBEIN et al. 1996). Dies spricht für eine hohe Plastizität im Verhalten der Wildschafe. Inwieweit diese Verhaltensverlagerungen beim Mufflon reversibel sind, wie z. B. für das Wildschwein nachgewiesen werden konnte (BRIEDERMANN 1971), läßt sich in letzter Konsequenz nur in „ungestörten“ Populationen überprüfen.

## 5. Summary

We continuously recorded motor activity and feeding behaviour of five female mouflon sheep (age 3 to 5 years) of a population at Niederfinow (Germany, State Brandenburg) during March and April 1995. For data collection we used the storage-telemetry-system ETHOSYS. The main component is an electronic collar (weight 300 gram) which records the animal behaviour every second and summarised the data over a period of 15 minutes. Whenever the animal visits a special „link-station“ (e.g. at a salt lick), the stored data is transferred from the collar to the station. We calculated the daily pattern of activity and grazing over a period of one month. We found significant correlations

between motor activity and grazing for all animals. The daily activity of the sheep was 7 to 10 hours. 70 to 80 per cent was spent for grazing. We found a high degree of synchronisation between the behaviour patterns and the natural light-dark-cycle. We assumed this cycle to be the dominant zeitgeber for the animals in their habitat. The structure of the daily patterns in March were identical for all sheep. The main activity periods were shown at dawn and dusk as well as before and after midnight. Significant resting periods happened before dawn and after dusk. There was no difference in the relative amount of motor activity between day and night. The almost complete change of the behaviour patterns in April were discussed in relation to physiological and behavioural changes caused by lambing.

## Literatur

- ALADOS, C.L. u. ESCOS, J. 1988: Parturition dates and mother-kid behaviour in Spanish ibex (*Capra pyrenaica*) in Spain. -J. Mamm. 69: 172-175  
 ASCHOFF, J. 1954: Zeitgeber der tierischen Jahresperiodik. -Die Naturwissenschaften 41: 49-55  
 BAMBERG, F. 1985: Untersuchungen zu gefangenschaftsbedingten Verhaltensänderungen beim Damwild (*Cervus dama*, Linné, 1758). -Beitr. z. Wildbiol.: 5  
 BAMBERG, F.B. 1987: Zur Verwendung von Halsbandsendern in der Biotelemetrie beim Damwild. -Z.f. Jagdwiss. 33: 71-77  
 BEIER, P. u. McCULLOUGH, D.R. 1990: Factors influencing white tailed deer activity patterns and habitat use. -Wildlife Monographs 109: 1-51  
 BOITANI, L.; MATTEI, L.; DOMITILLA, N. u. CORSI, F. 1994: Spatial and activity patterns of wild boar in Tuscany, Italy. -J. Mamm. 75: 600-612  
 BÖTTCHER, W. u. BRIEDERMANN, L. 1989: Der Einfluß von Verhaltensweisen des Muffelwildes auf seine Bejagung. -Beitr. z. Jagd- und Wildforsch. 16: 43-48  
 BRIEDERMANN, L. 1967: Zum Ablauf der sommerlichen Aktivitätsperiodik des Gamswildes (*Rupicapra r. rupicapra* [L. 1758]) in freier Wildbahn. -Der Zool. Garten 33: 279-305  
 BRIEDERMANN, L. 1971: Ermittlungen zur Aktivitätsrhythmik des europäischen Wildschweines (*Sus s. scrofa* L.). -Der Zool. Garten 40: 302-327  
 BRIEDERMANN, L. 1989: Beobachtungen zum Geburtsverhalten und zur Mutterfamilienbildung beim Mufflon (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782). -Beitr. z. Jagd- und Wildforsch. 16: 112-116  
 BRIEDERMANN, L. 1992: Ergebnisse von Untersuchungen zur Reproduktion des Mufflons (*Ovis ammon musimon*). -Z. f. Jagdwiss. 38: 16-25  
 BRIEDERMANN, L. 1993a: Unser Muffelwild. Verlag Neumann-Neudamm. -Morschen-Haina  
 BRIEDERMANN, L. 1993b: Über die Spuren früher Domestikation oder später innerartlicher Kreuzung beim europäischen Mufflon *Ovis ammon (orientalis) musimon* Pallas, 1811. -Beitr. z. Jagd- und Wildforsch. 18: 39-51  
 CEDERLUND, G. 1989: Activity patterns in moose and roe deer in the north boreal forest. -Holarctic Ecology 12: 39-45  
 CEDERLUND, G.; BERGSTROM, R. u. SANDGREN, F. 1989: Winter activity pattern of females in two moose populations. -Can. J. Zool. 67: 1516-1522  
 COLLINS, W.B. u. SMITH, T.S. 1989: Twenty-four hour behaviour patterns and budgets of free ranging reindeer in winter. -Rangifer 9: 2-8  
 DUBOIS, M.; GERARD, J.-F. u. MAUBLANC, M.-L. 1992: Seasonal movements of female Corsican mouflon (*Ovis ammon*) in a mediterranean mountain range, southern France. -Behav. Processes 26: 155-166  
 DUBOIS, M.; BON, R.; CRANSAC, N. u. MAUBLANC, M.-L. 1994: Dispersal patterns of corsican mouflon ewes: importance of age and proximate influences. -App. Anim. Behav. Sci. 42: 29-40  
 ERKINARDO, E.; HEIKURA, K.; LINDGREN, E.; PULLIANINEN, E. u. SULKAVA, S. 1983: Studies on the daily activity of semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus* L.) and wild forest reindeer (*Rangifer t. fennicus* Lonnb.) in eastern Finland. -Acta Zool. Fennica 175: 29-31

FESTA-BIANCHET, M. 1988: Nursing behaviour of big-horn sheep correlates of ewes age, parasitism, lamb age, birthday and sex. -Anim. Behav. 36: 1445-1454  
 FOX, J.L.; SINHA, S.P. u. CHUNDAWAT, R.S. 1992: Activity patterns and habitat use of ibex in the Himalaya mountains of India. -J. Mamm. 73: 527-534  
 GEORGII, B. 1981: Activity patterns of female red deer in the Alps. -Oecologia 49: 127-136  
 GEORGII, B. 1984: Activity pattern of free ranging red deer (*Cervus elaphus* L.). -Acta Zool. Fennica 172: 81-83  
 GREEN, R. A. u. BEAR, G.D. 1990: Seasonal cycles and daily activity patterns of Rocky Mountain Elk. -J. Wildl. Manage. 54: 272-279  
 HAYES, L. C. u. KRAUSMAN, P.R. 1993: Nocturnal activity of female desert mule deer. -J. Wildl. Manage. 57: 897-904  
 HOEFES, M. 1974: Food selection by Dall sheep. In: GEIST, V. und WALTHER, F. (Hrsg.): The behaviour of ungulates and its relation to management. Morges: 759-786  
 JARMAN, W.V. u. JARMAN, P.J. 1973: Daily activity of impala. -East Afr. Wildl. J. 11: 75-92  
 KOCH, G. 1968: Ethologische Studien an Rinderherden unter verschiedenen Haltungsbedingungen. -Schriftenreihe des Max Planck Institutes für Tierzucht und Tierernährung. -Mariensee: 35  
 KOVALCIKOVA, M. u. KOVALCIK, K. 1978: Ethologic regime of heifers at all seasonal breeding on pastures. -Scientific Papers of Res. Inst. Anim. Prod. at Nitra 16.  
 L'HEUREUX, N.; LUCHERINI, M.: FESTA-BIANCHET, M. u. JORGENSON, J.T. 1995: Density-dependent mother-yearling association in bighorn sheep. -Anim. Behav. 49: 901-910  
 LANGBEIN, J. u. NICHELMANN, M. 1993: Differences in behaviour of free ranging cattle in the tropical climate. -Appl. Anim. Behav. Sci. 37: 197-209  
 LANGBEIN, J.; SCHEIBE, K.-M. u. EICHORN, K. 1995: Langzeiterfassung und biorhythmische Feinanalyse der Aktivität beim europäischen Wildschaf. -Orn. Beob. 92: 353-357  
 LANGBEIN, J.; SCHEIBE, K.-M.; EICHORN, K.; LINDNER, U. u. STREICH, J. 1996: Application of a new activity-data-logger for monitoring free ranging animals. -App. Anim. Behav. Sci. 48: 115-124  
 LANGBEIN, J.; SCHEIBE, K.-M. u. EICHORN, K. 1997: Verhaltensmuster und Budgets einzelner Verhaltensweisen bei freilebenden europäischen Wildschafen (*Ovis ammon musimon* Pallas, 1811). -Z. f. Jagdwissenschaft. 43: 35-47

LE PENDU, Y.; BRIEDERMANN, L.; GERARD, J.F. u. MAUBLANC, M.L. 1995: Inter-individual associations and social structure of a mouflon population (*Ovis orientalis musimon*). -Behav. Processes 34: 67-80  
 MAUBLANC, M. L.; DUBOIS, M.; TEILLAND, P. u. CUGNASSE, J.M. 1992: Effects of recreational and hunting activities on the mouflon (*Ovis ammon musimon*) population of Caroux-Espinous. In: SPITZ, F.; JANEAU, G.; GONZALES, G. u. AULAGNIER, S. (Hrsg.): Ungulates 91. S. 611 - 615. Proceedings of the international Symposium Ungulates 91. Toulouse September 2 - 6, 1991  
 NICHELSON, M.C. u. HUSBAND, T.P. 1992: Diurnal behavior of the agrimi, *Capra aegagrus*. -J. Mamm. 73: 135-142  
 NIETHAMMER, J. u. KRAPP, F. 1986: Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/II Paarhufer. Aula Verlag, Wiesbaden: 433-449  
 PEDEVILLANO, C. u. WRIGHT, G. 1987: The influence of visitors on mountain goat activities in Glacier National Park, Montana. -Biol. Conserv. 39:1-11  
 PFEFFER, P. 1967: Le mouflon de Corse (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782); position systematique, ecologie et ethologie comparees. -Mammalia 31:5-251  
 POINDRON, P.; NOWAK, R.; LEVY, F.; PORTER, R. H. u. SCHAAL, B. 1993: Development of exclusiv mother-young bonding in sheep and goat. -Oxford Re. Repr. Biol. 15: 311-364  
 POINDRON, P.; CABA, M.; GOMORA, A. P.; KREHBIEL, D. u. BEYER, C. 1994: Responses of maternal and non-maternal ewes to social and mother-young separation. -Behav. Process. 31: 97-110  
 PORZIG, E. u. SAMBRAUS, H. H. 1991: Nahrungsaufnahmeverhalten landwirtschaftlicher Nutztiere. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH: 164-175  
 SAMBRAUS, H.H. 1978: Nutztierethologie. Verlag Paul Parey. -Berlin-Hamburg: 146-151  
 SCHEIBE, K.-M.; EICHORN, K.; SCHLEUSINGER, Th.; BERGER, A. u. LANGBEIN, J. 1995: Biorhythmic analysis of behaviour of free ranging domestic and wild animals by means of a new storage telemetry System. In: CRISTALLI, C.; AMLANER, C. J. u. NEUMANN, M. R. (Hrsg.) Biotelemetry. XIII. S. 271-276. Proceedings of the Thirteenth International Symposium on Biotelemetry, Williamsburgh (USA), March 26 - 31, 1995  
 SCHLEUSENER, TH. 1995: Gerätesystem Ethosys zum automatischen Erfassen ethologischer Daten an Nutz- und Wildtieren. In: STUBBE, M.; STUBBE, A. u. HEI-DECKE, D. (Hrsg.) Methoden feldökologischer Säugetierforschung. Bd. 1. Wiss. Beitr. Univ. Halle: 45-50  
 SCHMIDT, K. 1992: Über den Einfluß von Fütterung und Jagd auf das Raum-Zeit-Verhalten von alpinem Rotwild. -Z. f. Jagdwiss. 38: 88-100  
 Schuh, J. 1977: Biorhythmen und ihre Bedeutung für die Wildbiologie. -Beitr. z. Jagd- u. Wildforsch. 10: 308-314  
 SEMIADI, G.; MUIR, P.D.; BARRY, C.J.; VELTMAN, C.J. u. HODGSON, J. 1993: Grazing pattern of sambar deer (*Cervus unicolor*) and red deer (*Cervus elaphus*) in captivity. -New Zealand J. Agric. Res. 36: 253-260  
 SHAKLETON, D. M. u. HAYWOOD, J. 1985: Early mother-young interactions in California bighorn sheep, *Ovis canadensis californica*. -Can. J. Zool. 63: 868-875  
 SKOGLAND, T. 1984: Wild reindeer foraging-niche organization. -Holartic Ecol. 7: 345-379  
 SPINAGE, C.A. 1968: A quantitative study of the daily activity of the Uganda defassa waterbuck. -East. Afr. Wildl. J. 6: 89-93  
 TOMICZEK, H. u. TÜRCKE, F. 1995: Das Muffelwild. 3. Auf. Verlag Paul Parey. -Hamburg, Berlin  
 TSCHANZ, B. 1962: Über die Beziehung zwischen Muttertier und Jungen beim Mufflon (*Ovis aries musimon*, Pall.). -Experientia 18: 187-190  
 WITT, H. 1980: Beiträge zur Biologie des Mufflon (*Ovis ammon musimon*, Schreber 1782). Diss., Christian Albrecht Universität zu Kiel

Verfasser  
 Dr. Jan Langbein  
 Institut für Angewandte Agrarökologie  
 FG Nutztierökologie  
 Wilhelm-Stahl-Allee 2, Haus 5  
 D-18196 Dummerstorf

Dr. sc. Klaus-M. Scheibe  
 Knut Eichhorn  
 Institut für Zoo- und Wildtierforschung  
 im Forschungsverbund Berlin e.V.  
 Alfred-Kowalke-Str. 17  
 D-10315 Berlin

HOLGER MEINIG

## Zur Artenverarmung von Kleinsäugercoenosen städtischer Ballungsräume

Schlagworte: Isolation, Verinselung, Artenverarmung, Insectivora, Rodentia

### 1. Einleitung

Während bei größeren Säugern, wie beispielsweise den Carnivoren, die Auswirkungen von Lebensraumverinselungen relativ einfach durch Befragung der Jagdberechtigten, Spurensuche oder Baukontrolle nachzuweisen sind (s. HERRMANN, dieser Band), waren diese bei den Kleinsäugern aus den Ordnungen Insektenfresser und Nagetiere bislang kaum erfassbar.

Erst durch die Einführung biochemischer und molekularbiologischer Methoden sind die Auswirkungen meßbar geworden. Durch den Nachweis herabgesetzter Heterozygotie (verringertes Genbestand) verinselter Populationen gegenüber Populationen aus einem geschlossenen, mehr oder minder homogen strukturierten Verbreitungsgebiet wurden erste Auswirkungen sichtbar. So konnte bei ei-

ner durch landwirtschaftliche Nutzung isolierten Population der Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) in der Soester Börde (Nordrhein-Westfalen) in nur 5 km Entfernung vom geschlossenen Verbreitungsgebiet, bereits eine signifikante Reduktion des Heterozygotiewertes festgestellt werden (ALF 1995). Ob dies aber tatsächlich langfristig zu einem Ausfall der Art im betreffenden Gebiet führen wird, ist nicht prognostizierbar.

In vielen städtischen Ballungsräumen gibt es heute große Parkanlagen oder auch mehr natürlichen Vegetationsverhältnissen entsprechende Naherholungsgebiete, über deren Kleinsäugerbestände nur wenig bekannt ist. Diese Grünflächen sind durch Straßen und Bebauung vom Umland abgeschnitten. Es muß davon ausgegangen werden, daß sie für Kleinsäuger noch viel weniger als die Inselhabitate in der Agrarlandschaft im Laufe

von Migrationen erreichbar sind. Im Rahmen verschiedener Untersuchungen habe ich mich mit den Kleinsäugergesellschaften solcher, über lange Zeiträume hinweg isolierter Gebiete faunistisch befaßt, genetische Untersuchungen stehen noch aus.

### 2 Untersuchungen von Kleinsäugercoenosen

#### 2.1 Hardt/Wuppertal Gebietsbeschreibung

Zentral in Wuppertal liegt die 36 ha große Parkanlage „Hardt“. In diesem Park gibt es eine Vielzahl von Habitattypen, von Buchenalthölzern über Streuobstwiesen bis zu klassischen Parkbereichen. Die Hardt ist seit ca. 200 Jahren vom Umland abgeschnitten. Bis ca. 1870 war das Gebiet ackerbaulich, durch Wohnbebauung oder als Steinbruch genutzt.



Danach wurde es in eine zentrale Parkanlage umgewandelt.

**Material und Methode**

Wenn man lange Zeit in einem Landschaftsraum gefangen hat, weiß man nicht nur, welche Arten vorkommen, sondern man entwickelt auch eine Vorstellung, welche Arten in den jeweiligen Habitattypen anzutreffen sind. Ich habe 15 Jahre direkt an dieser Parkanlage gewohnt und jede Maus aufgesammelt, die tot zu finden war. Außerdem wurde intensiv mit Schlagfallen und Bodenfallen das gesamte Angebot an Habitattypen während 5 Jahren abgefangen. Bei einer Gegenüberstellung der möglichen und der tatsächlichen Vorkommen ergibt sich das aus Tab. 1 zu entnehmende Bild.

**Ergebnisse**

Am augenfälligsten ist das Fehlen des Maulwurfs (*Talpa europaea*). Besonders hinweisen möchte ich auch auf das Fehlen der Rotzahnspeizmäuse (Gattung *Sorex*) (der ökologische „Waldspeizmaustyp“ wird im atlantisch geprägten Landschaftsraum im wesentlichen durch die Schabrackenspeizmaus *Sorex coronatus* vertreten, MEINIG 1991) und der Kleinwühlmaus (*Microtus subterraneus*). Erd- (*Microtus agrestis*) Feld- (*M. arvalis*) und Schermaus (*Arvicola terrestris*) konnten nur auf einer Teilfläche, einer Streuobstwiese, nachgewiesen werden.

Auch die beiden Carnivorenarten Steinmarder (*Martes foina*) und Iltis (*Mustela putorius*), von denen regelmäßige Beobachtungen aus nur 1 500 m Entfernung vorliegen, nutzten die Parkanlage lange Zeit nicht als Streifgebiet. Erst im April 1994 wurde ein überfahrener Iltisrude gefunden, im April 1996 zum ersten Mal ein Steinmarder beobachtet. Diese Entwicklung hängt wahrscheinlich mit den steigenden Dichten der beiden Arten in diesem Teil des Rheinlandes zusammen. Hermelin (*Mustela erminea*) und Mauswiesel (*M. nivalis*) treten nach wie vor nicht auf.

**2.2 Berger Mühlental/Bochum Gebietsbeschreibung**

Das Naturschutzgebiet „Berger Mühlental“ liegt zwischen den Ruhrgebietsstädten Bochum und Herne in Nordrhein-Westfalen. Die Fläche des Naturschutzgebietes beträgt 18 ha, es wird von einem Landschaftsschutzgebiet von 220 ha umgeben. Bis ca. 1850 wurde das Gebiet überwiegend ackerbaulich und zur Weidewirtschaft genutzt und war fast waldfrei. Ab 1900 prägte der Bergbau das Bild. Verbliebene Waldbestände wurden abgeholzt und die Abwässer der Kohlewäsche wurden in den Bach geleitet: pro Jahr 40 000 t phenolhaltiger Schlamm. Dieser wurde ab 1906 in die Kanalisation geleitet. Ab 1920 wurde aufgeforstet (alle Angaben aus ZEHNTER et al. 1991). Fast alle heutigen Waldbestände stammen aus dieser Zeit.

**Material und Methode**

Im Berger Mühlental wurde während zweier Jahre mit Schlag- und Bodenfallen gefangen. Außerdem konnte auf Material aus Barberfallen von vier Jahren aus Praktikumsveranstaltungen der Ruhr-Universität Bochum zurückgegriffen werden (GALFOFF, mündl.

**Tabelle 1: Potentielle und tatsächliche Vorkommen von Kleinsäugern in der Parkanlage „Hardt“, Wuppertal/Nordrhein-Westfalen<sup>1</sup>**

Maulwurf	<i>Talpa europaea</i>	-
Schabrackenspeizmaus	<i>Sorex coronatus</i>	-
Zwergspeizmaus	<i>Sorex minutus</i>	-
Hauspeizmaus	<i>Crocidura russula</i>	+
Rötelmaus	<i>Clethrionomys glareolus</i>	+
Schermaus	<i>Arvicola terrestris</i>	+
Kleinwühlmaus	<i>Microtus subterraneus</i>	-
Feldmaus	<i>Microtus arvalis</i>	+
Erdmaus	<i>Microtus agrestis</i>	+
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	+
Hausmaus	<i>Mus domesticus</i>	+
Wanderratte	<i>Rattus norvegicus</i>	+
Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>	+

<sup>1</sup> (eigene Daten)

**Tabelle 2: Potentielle und tatsächliche Vorkommen von Kleinsäugern im NSG „Berger Mühlental“, Bochum/Nordrhein-Westfalen<sup>1</sup>**

Maulwurf	<i>Talpa europaea</i>	+
Schabrackenspeizmaus	<i>Sorex coronatus</i>	-
Zwergspeizmaus	<i>Sorex minutus</i>	-
Wasserspeizmaus	<i>Neomys fodiens</i>	-
Hauspeizmaus	<i>Crocidura russula</i>	+
Rötelmaus	<i>Clethrionomys glareolus</i>	+
Schermaus	<i>Arvicola terrestris</i>	+
Kleinwühlmaus	<i>Microtus subterraneus</i>	-
Feldmaus	<i>Microtus arvalis</i>	+
Erdmaus	<i>Microtus agrestis</i>	+
Zwergmaus	<i>Micromys minutus</i>	-
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	+
Hausmaus	<i>Mus domesticus</i>	+
Wanderratte	<i>Rattus norvegicus</i>	+
Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>	+

<sup>1</sup> (eigene Daten, Ruhr-Universität Bochum)

Mitt.). Beobachtungen und Totfunde wurden ebenfalls einbezogen.

**Ergebnisse**

Nach der Habitatausstattung könnten noch zwei Arten mehr als in der Parkanlage „Hardt“ auftreten: Wasserspeizmaus (*Neomys fodiens*) und Zwergmaus (*Micromys minutus*). Beide konnten nicht nachgewiesen werden (Tab. 2).

Der Maulwurf tritt auf. Dagegen fehlen auch hier wieder die Rotzahnspeizmäuse und die Kleinwühlmaus.

**3. Diskussion**

Durch Isolation bedingte Störungen sind über die Vollständigkeit oder Nicht-Vollständigkeit der zu erwartenden Kleinsäugercoenose erfaßbar.

Am einfachsten zu erfassen und bereits am längsten bekannt ist, daß der Maulwurf stark isolierte Innenstadtbereiche früher oder später aufgeben muß (z. B. JOHANNESON-GROSS 1987, RAHM u. DIETRICH 1987). Negativ-Nachweise bei mausartigen Kleinsäugern sind nur nach langen und intensiven Untersuchungen absicherbar. Hierfür möchte ich einige Beispiele anführen.

Auf einer ca. 200 m<sup>2</sup> großen Teilfläche der Parkanlage „Hardt“ (Wuppertal/Nordrhein-

Westfalen) wurden 5 Bodenfallen (Tiefe 45 cm, Durchmesser 20 cm) installiert. Diese wurden während 5 Jahren, von 1987 bis 1991, jeweils im September 30 Tage (150 Fangnächte/Jahr) lang betrieben. Die Ergebnisse schwanken von Jahr zu Jahr erheblich und zeigen ein Bild der Populationsentwicklung und Dichte der Hauspeizmaus (*Crocidura russula*) im jeweiligen Jahr (Abb. 1). Bei nur einem Untersuchungsjahr könnte man zu falschen Rückschlüssen kommen.

Eine andere Fläche, ebenfalls in Wuppertal, wurde 1975 nach dem Bau einer Autobahn als Parkanlage eingerichtet. Ab 1987 wurde die Pflege extensiviert. In den folgenden 5 Jahren konnten in 5 Fällen des oben beschriebenen Typs ausschließlich Feldmäuse (*Microtus arvalis*) nachgewiesen werden und das auch nur, wenn die Fläche relativ trocken war (Abb. 2). Im Untergrund der Parkanlage ist Lehm vom Autobahnbau eingebracht worden, so daß nach starken Niederschlägen das Wasser häufig bis kurz unterhalb der Grasnarbe ansteht und so die Feldmaus die Fläche nur in trockenen Perioden von der Autobahnböschung aus besiedeln kann. Besonders bei der Feldmaus ist auch zu berücksichtigen, daß ihr Auftreten oder Fehlen auf einer suboptimalen Fläche davon abhängen kann, ob sich die Art großräumig gerade in einer

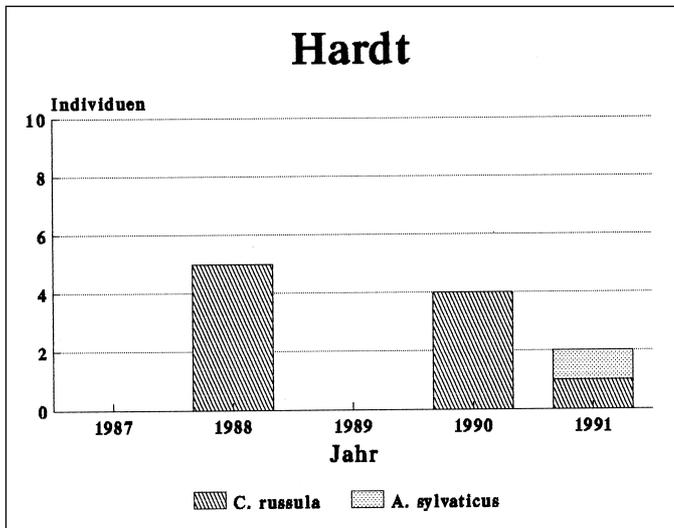


Abb. 1  
Fänge der Hausspitzmaus (*Crocicidura russula*) und der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) auf einer Probefläche des Untersuchungsgebietes „Hardt“/Wuppertal von 1987 bis 1991. Weitere Erläuterungen im Text.

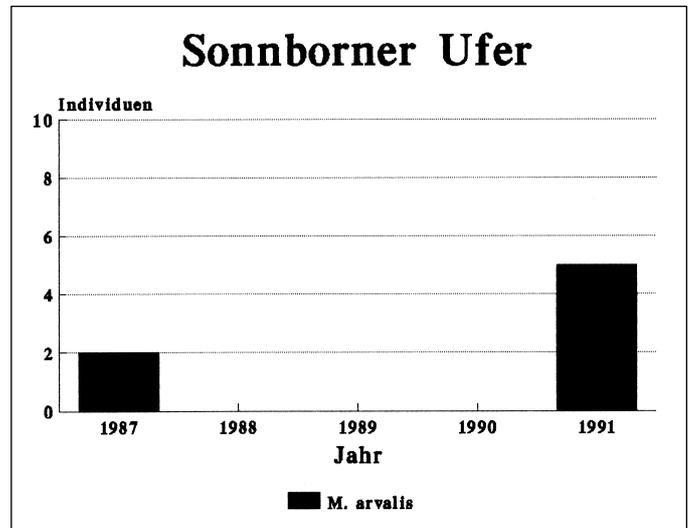


Abb. 2  
Fänge der Feldmaus (*Microtus arvalis*) auf einer Probefläche in Wuppertal von 1987 bis 1991. Weitere Erläuterungen im Text.

Gradation befindet oder nicht. Eine Stichprobe im Herbst 1995 ergab, daß inzwischen auch Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) und Maulwurf (*Talpa europaea*) die Fläche besiedelt haben. Die Besiedlungsvorgänge aus der freien Landschaft, die in diesem Fall möglich sind, dauern noch an, eine Beurteilung der Fläche als Kleinsäugerlebensraum ist immer noch nicht abschließend möglich. Andere Arten treten in so geringen Dichten auf, daß sie nur schwierig nachzuweisen sind bzw. unter der Nachweisgrenze liegen. Im Rahmen einer faunistischen Kartierung konnte 1986 im Liesertal bei Daun (Rheinland Pfalz) die Sumpfspitzmaus (*Neomys anomalus*) nachgewiesen werden (MEINIG u. RADERMACHER 1989). Es handelte sich um den dritten Nachweis der Art im Regierungsbezirk Trier. Während einer anderen Untersuchung bei Wittlich, ebenfalls im Liesertal in einer Luftlinienentfernung von 25 km, wurden 1990 Habitate entdeckt, die ein Vorkommen der Sumpfspitzmaus wahrscheinlich machten. Trotz intensiver Fangversuche und Gewöllanalysen dauerte es drei Jahre, bis ein Nachweis in einer Gewöllprobe gelang. Untersuchungen, die tatsächlich das Fehlen von Arten nachweisen sollen, müssen über mehrere Jahre, mit verschiedenen Fallentypen und nach Möglichkeit unter Einbeziehung von Totfunden und Gewöllanalysen vorgenommen werden.

Das Fehlen der Arten in den Untersuchungsgebieten „Hardt“ und „Berger Mühlenental“ ist wahrscheinlich weniger auf genetische Verarmung als vielmehr auf die Unfähigkeit einiger Arten, Flächen wieder zu besiedeln, wenn ihre Habitatansprüche eigentlich wieder gedeckt wären, zurückzuführen. Auffällig ist das Fehlen der Rotzahnspezies, die ein noch geringeres Wiederbesiedlungspotential zu besitzen scheinen als der Maulwurf und das der Kleinwühlmaus.

Bodenfallenfänge zeigen gegenüber anderen Fallentypen eine hohe „Spitzmauslastigkeit“ (vgl. BOYE u. MEINIG 1997), so daß tatsäch-

lich davon ausgegangen werden kann, daß die Arten fehlen. Dies könnte im Sozialverhalten der streng territorial organisierten Rotzahnspezies (z.B. CROIN MICHIELSEN 1966) begründet sein, was sich stark von dem der Hausspitzmaus unterscheidet (CANTONI u. VOGEL 1989). Dieses dürfte auch zu der relativen Resistenz der Hausspitzmaus gegenüber Aussterbeereignissen in stark isolierten Gebieten führen (BURGMANN et al. 1992).

Das Fehlen der Kleinwühlmaus in den Flächen hängt wahrscheinlich auch mit ihrer sozialen Struktur in punktuell verbreiteten Familiengruppen und ihrem gegenüber anderen Wühlmäusen nur geringen Reproduktions- und damit Wiederbesiedlungspotential zusammen.

Die oben angeführten Ergebnisse veranschaulichen, zu welcher dauerhaften Artenverarmung die zunehmende Verinselung der Landschaft durch die menschliche Bautätigkeit führt. Sie sollen nicht als Argumentationsbasis dazu dienen, isolierte Flächen mit verschwundenen Arten zu „bereichern“, sondern vor Augen führen, wie arm unsere Umwelt bei weiterem Landschaftsverbrauch unweigerlich werden wird. Dem sollte nach Möglichkeit entgegengewirkt werden; bestehenden Isolationen sollte, wo immer möglich, durch vernetzende Maßnahmen, auch im innerstädtischen Bereich, entgegengewirkt werden.

#### 4. Summary

The disappearing of small mammal species in long-time isolated innercity areas is documented. Mole (*Talpa europaea*), red-toothed shrews (genus *Sorex* and *Neomys*), common pine vole (*Microtus subterraneus*) and harvest mouse (*Micromys minutus*) seem to be very susceptible to extinction. Possible reasons and the difficulties in making sure a small mammal species really is not occurring in a certain area, are discussed.

#### Literatur

- ALF, R. 1995: Untersuchung zur genetischen Struktur von isoliert lebenden Populationen der Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis* (MELCHIOR 1834)) in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. -Diplomarbeit Univ. Bonn. -83 S.  
BOYE, P. u. MEINIG, H. 1997: Amphibienlandfallen aus der Sicht des Säugetierschutzes. In: HENLE, K. u. VEITH, M. (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. -Mertensiella 5: 365-376  
BURGMANN, M.; CANTONI, D. u. VOGEL, P. 1992: Shrews in suburbia: an application of Goodmann's extinction model. -Biol. Conserv. 61: 117-123  
CANTONI, D. u. VOGEL, P. 1989: Social organization and mating system of free-ranging, greater white-toothed shrews, *Crocicidura russula*. -Anim. Behav. 38: 205-214  
CROIN MICHIELSEN, N. L. 1966: Intraspecific and interspecific competition in the shrews *Sorex araneus* L. and *Sorex minutus* L. -Arch. néerl. Zool. 17: 73-174  
HERRMANN, M. 1997: Die Verinselung der Lebensräume von Carnivoren - von der Inselökologie zur planerischen Umsetzung. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brandenburg (i. diesem Heft)  
MEINIG, H. 1991: Zur Verbreitung und Ökologie von *Sorex araneus* L., 1758 und *S. coronatus* MILLET 1828 (Mammalia, Insectivora) im Kreis Mettmann und in der Stadt Wuppertal. -Jber. naturw. Ver. Wuppertal 44: 5-14  
MEINIG, H. u. RADERMACHER, H. 1989: Zwei neue Nachweise der Sumpfspitzmaus (*Neomys anomalus*) aus der Eifel. -Decheniana 142: 44-46  
JOHANNESON, K. 1987: Sind Städte Maulwurfswüsten? Ein Beitrag zur urbanen Verbreitung von *Talpa europaea* L. In: KLÖS, H.; FRÄDRICH, G. H. u. NIEMITZ, C. (Hrsg.): 61. Hauptvers. d. D. Ges. Säugetierkunde. Vorträge u. Posterdemonstrationen. Parey Verlag. -Hamburg u. Berlin: 24  
RAHM, U. u. DIETRICH, H. R. 1987: Wildlebende Säugetiere in der Stadt Basel. -Verh. d. Naturforsch. Ges. Basel 97: 1-16  
ZEHNTER, H.-C.; PETERS, U. u. BEZOLD, F. 1991: Das Naturschutzgebiet Tuppelsberg/Berger Mühle im Norden Bochums. -Selbstverlag: - 24 S.

Verfasser

Holger Meinig  
Haller Straße 52a  
D-33824 Werther

MATHIAS HERRMANN

# Verinselung der Lebensräume von Carnivoren

## – Von der Inselökologie zur planerischen Umsetzung

Schlagworte: Inselökologie, Populationsgefährdungsgrad-Analyse, Carnivoren, Artenschutz, Planung

### 1. Einleitung

Von 16 einheimischen Carnivorenarten Deutschlands, stehen 8 in der Roten Liste als ausgestorben oder gefährdet (NOWAK, HEI-DECKE u. BLAB 1994). Früher war die jagdliche Verfolgung die häufigste Ursache für das Aussterben von großen Säugetierarten. Die Rückkehr von ausgestorbenen Arten wie Wolf (PROMBERGER u. SCHRÖDER 1994, HARTLEB 1998) und Luchs (HERRMANN 1997, WÖLFL 1997) zeigt, daß bei der Jagd ein Prozeß des Umdenkens eingesetzt hat. Zunehmend treten aber andere Gefährdungsursachen in den Vordergrund. Die Zerstörung von Habitatstrukturen und die Schmälerung der Nahrungsbasis steht heute insbesondere bei kleinen Säugetierarten an erster Stelle der Gefährdungsursachen. Die Überlebenschancen der großen Arten werden zusätzlich durch die Zerschneidung und Zersiedelung der Landschaft vermindert (SHAFFER 1981). Warum die Verinselung von Lebensräumen für Carnivorenarten gefährlich sein kann und wie dieses Thema bei Planungsfragen aufgegriffen werden kann, soll im folgenden dargestellt werden. Bisher standen in diesem Zusammenhang Fragen der Schutzgebietskonzeption im Vordergrund (GILPIN 1980, HIGGS u. USHER 1980, SIMBERLOFF u. ABELE 1982, BURKEY 1989, HERRMANN 1991a). Hier soll gezeigt werden, daß populationsökologische Effekte von Barrieren auch bei Fragen der Eingriffsplanung berücksichtigt werden müssen.

### 2. Flächengröße und Artenzahl

MACARTHUR und WILSON (1967) legten die Grundsteine der Theorie der Inselökologie. Inzwischen wurde anhand vieler Beispiele der Zusammenhang zwischen Artenzahl und Inselgröße untersucht (DIAMOND u. MAY 1980, SIMBERLOFF 1976, COLE 1981, HOVESTADT et al. 1992). Es gilt: je größer die Fläche einer Insel, desto größer die Artenzahl. Als Faustregel kann gelten, daß eine Verzehnfachung der Fläche eine Verdoppelung der Artenzahl erlaubt (WILCOX 1980, KURT 1983). Je effektiver die Barriere zwischen den Inseln ist, desto unwahrscheinlicher ist eine natürliche Wiederbesiedlung (BROWN u. KODRIC-BROWN 1977, SIMBERLOFF u. ABLE 1982, BURKEY 1989). Inzwischen hat sich gezeigt, daß dieser Zusammenhang nicht nur für Inseln im Meer gilt (BROWN 1971, MATTHIAE u. STEARNS 1981), sondern daß sich isolierte Lebensräume an Land hinsichtlich ihrer Artenzahl eben-

so verhalten (Abb. 1). Bedeutet dies aber auch, daß einzelne Arten verschwinden, wenn die Biotopinseln in der Kulturlandschaft immer kleiner werden? Nationalparks können als Natur-Inseln in der Kulturlandschaft verstanden werden. NEWMARK (1987) untersuchte in 14 nordamerikanischen Nationalparks, wieviel Säugetierarten nach deren Ausweisung ausgestorben sind. Er kam zu dem erschreckenden Ergebnis, daß in 12 der 14 Nationalparks auch nach der Unterschutzstellung Säugetierarten ausstarben. Auf einen Zusammenhang mit der Flächengröße deutet hin, daß desto mehr Arten ausstarben, je kleiner der Nationalpark war. Auch diese Untersuchung bestätigte den exponentiellen Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl, eine Verzehnfachung der Flächengröße führte etwa zu einer Halbierung der Aussterberate.

### 3. Durch Verinselung der Lebensräume bedingte Gefährdungsursachen

Wenn dieser Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl zutrifft, bedeutet dies aber auch für jede einzelne Art, daß die Wahrscheinlichkeit auszusterben zunimmt, wenn ihr Lebensraum und damit ihre Populationsgröße verkleinert wird. Welche Gefährdungsfaktoren sind abhängig von der Populationsgröße? In erster Linie sind populationsgenetische Effekte als Gefährdungsfaktoren zu nennen, die von der Populationsgröße abhängen.

Die genetische Vielfalt ist ein wichtiges Maß für die Vitalität von wildlebenden Populationen. Nur wenn eine ausreichende Vielfalt von Allelen in einer Population vorhanden ist, kann sichergestellt werden, daß auch seltene Umweltereignisse, wie z. B. Seuchenzüge, nicht zum Aussterben der Art führen. Daß sich Krankheitserreger in genetisch vielfältigen Populationen schlechter ausbreiten als in genetisch einheitlichen Populationen, ist bekannt. Sind die Populationen klein, nimmt die genetische Vielfalt schneller ab als sie durch Mutationen neu entstehen kann. FRANKLIN (1980) hat für Säugetiere einen Richtwert angegeben: mindestens 500 Individuen sind notwendig, um die genetische Vielfalt innerhalb einer Population zu erhalten. Kurzfristig kann die Populationsgröße auch unter diesen Wert absinken. Wird aber eine effektive Populationsgröße von unter 50 reproduzierenden Tieren unterschritten, ist nicht nur eine genetische Verarmung, sondern es sind auch negative Folgen von Inzucht (RALLS et al.

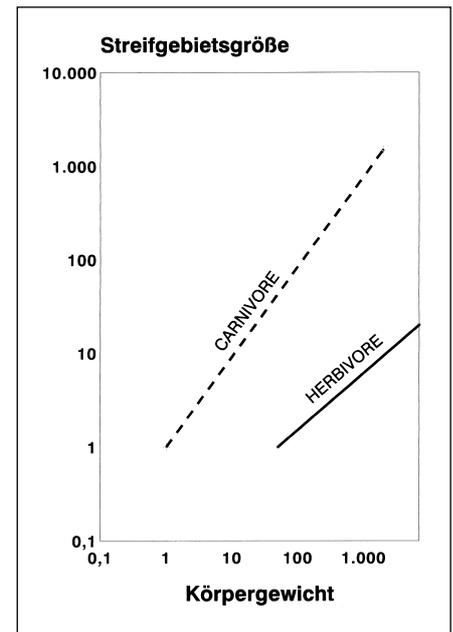


Abb. 1  
Zahl der Säugetierarten auf unterschiedlich großen Hochplateaus in den westlichen USA (nach BROWN 1971)

1986) zu befürchten. Wie diese aussehen, ist jedem Tierzüchter bekannt. Sinkt die Zahl der Tiere in einer Population unter 10, kommt eine hohe Gefährdung durch Zufallsprozesse (GILPIN u. SOULE 1986) hinzu. So ist beispielsweise die Wahrscheinlichkeit groß, daß in derartig kleinen Populationen in einer Generation nur Männchen oder Weibchen auftreten oder alle Tiere der Population von einer Naturkatastrophe hinweggerafft werden. Weitere Faktoren, die nicht direkt mit der Populationsgröße in Zusammenhang stehen, aber mit zunehmender Verkleinerung und Isolierung geeigneter Lebensräume als Gefährdungsfaktoren in den Vordergrund rücken, sind die Zerschneidung der Streifgebiete von Individuen, die entlang der Barrieren leben und die erhöhte Mortalität bei Wanderungen zwischen Inseln. Auf diese Gefährdungsfaktoren soll im folgenden noch eingegangen werden.

### 4. Das Konzept der minimalen überlebend-fähigen Population

SHAFFER (1981) zeigt auf der Basis der oben dargestellten Zusammenhänge einen Weg, mit dem sich die minimale Größe einer überlebend-fähigen Population berechnen läßt.

Um die minimale überlebensfähige Population zu berechnen, muß definiert werden welche Aussterberate in Kauf genommen wird. Sie kann willkürlich z.B. auf 99 % Überlebenswahrscheinlichkeit in 1 000 Jahren festgelegt werden. Um alle für die Berechnung notwendigen Informationen einzubeziehen, ist eine Analyse des Populationsgefährdungsgrades (SOULE 1986, HOVESTADT et al. 1992) notwendig. Unter den spezifischen Umständen ist zu prüfen, ob die Konzepte für die Umsetzung in die Praxis taugen (SIMBERLOFF u. ABELE 1976, CAUGHLEY 1994). In einer Populationsgefährdungsgrad-Analyse für eine Art ist eine Vielzahl von Faktoren, wie z. B. der Heterozygotiegrad der Population, das Paarungssystem, die Generationslänge, das Verbreitungsverhalten, die Populationsstrategie (r-k) und Dichteschwankungen und die Struktur der Metapopulationen zu berücksichtigen (LEVIN et al. 1984, CONNER 1988, HANSKI u. GILPIN 1991). Wie bei biologischen Systemen häufig zu beobachten ist, wirkt eine Vielzahl von Faktoren in verschiedener Weise auf die betroffene Population. Wie diese Faktoren wirken, ist nur in Ansätzen verstanden, so daß es sehr aufwendig ist, eine exakte Zahl zu ermitteln, wie groß die minimale überlebensfähige Population unter den spezifischen Bedingungen sein muß (DIAMOND 1976). Langfristige Untersuchungen wären notwendig, um das Puzzle der biologischen Faktoren richtig zu verstehen. Auf der anderen Seite schreitet die Fragmentierung der Lebensräume in der Kulturlandschaft unaufhaltsam voran. Weitere Arten sind vom Aussterben bedroht. Dies macht es notwendig, trotz aller Bedenken, für Planungsprozesse Richtwerte zur Verfügung zu stellen. Beispielrechnungen für einzelne Faktoren der Populationsgefährdungsgradanalyse zeigen, daß die von FRANKLIN (1980) angegebenen Zahlen von 50 bzw. 500 Tieren sehr niedrig angesetzt sind (HOVESTADT et al. 1992, KORN 1994). Sie sollen in Ermangelung besserer Zahlen jedoch für Planungsfragen als Mindestwerte zu Grunde gelegt werden.

Welche Arten sind in der Kulturlandschaft durch Verinselung in besonderem Maße gefährdet? Generell gilt, daß der Flächenanspruch von Carnivoren höher ist als der von Herbivoren oder Omnivoren (Abb. 2) und daß der Flächenanspruch mit der Kör-

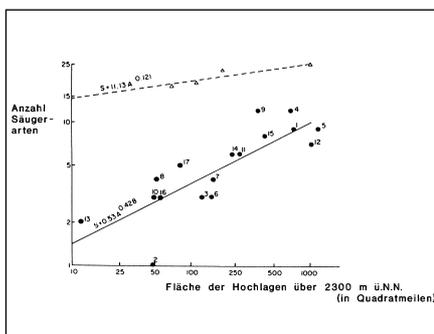


Abb. 2  
Flächenanspruch von Carnivoren und Herbivoren  
(nach SCHOENER 1968)

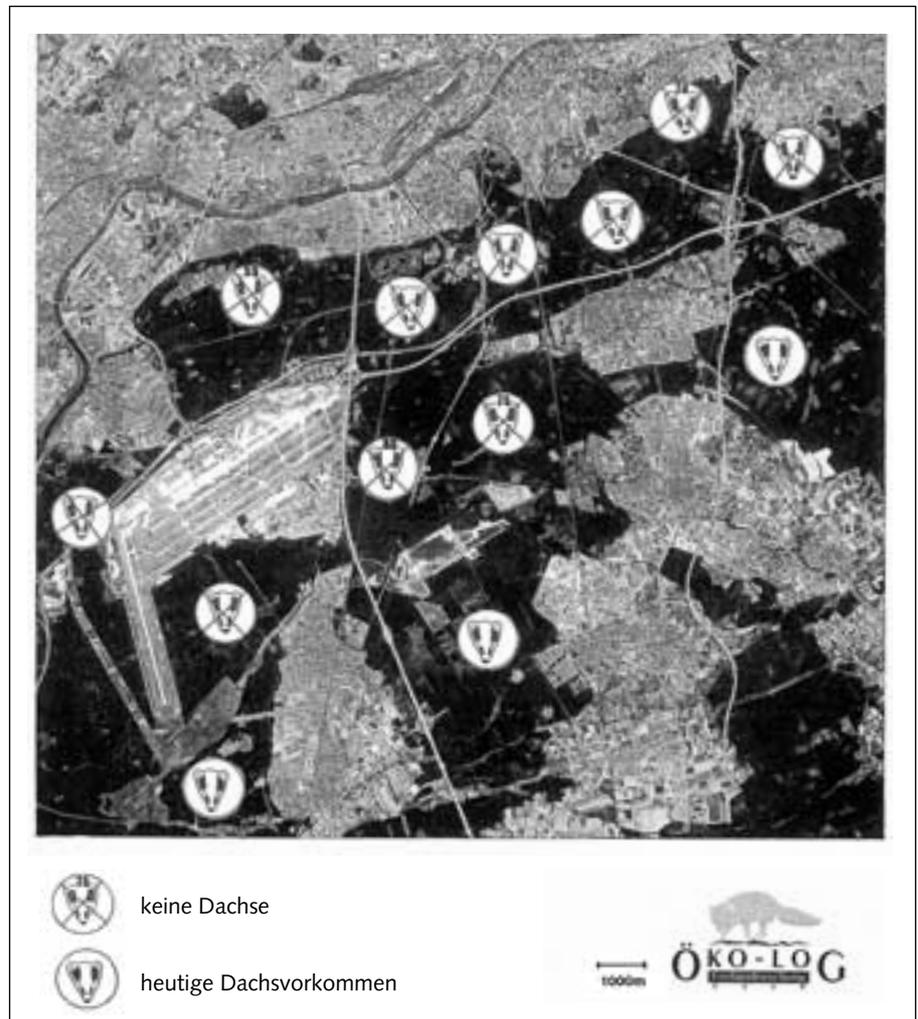


Abb. 3  
Dachsvorkommen in dem von Autobahnen zerschnittenen Waldgebiet südlich Frankfurts

pergröße zunimmt (SCHOENER 1966). Deshalb sind insbesondere die großen Carnivoren geeignete Zielarten (MÜHLENBERG 1989, RECK et al. 1991), wenn es um den Schutz großräumig zusammenhängender Lebensräume geht (KORN 1994).

## 5. Beispiel 1: Der Dachs

Dachse (*Meles meles*) sind in Deutschland weit verbreitet. Der durch Tollwut und Baubegasung verursachte Populationszusammenbruch ist inzwischen weitgehend kompensiert und die meisten geeigneten Lebensräume sind wieder besiedelt. In Bereichen, wo Dachse heute noch fehlen, gibt es andere Ursachen. Dachse scheinen empfindlich auf eine Fragmentierung ihrer Lebensräume zu reagieren (AARIS-SOERENDSEN 1987, MULDER 1989, HERRMANN 1991b, LANKESTER et al. 1991). Dabei sind die Zerschneidung der Reviere durch Straßen und die hohe Verkehrsmortalität die wichtigsten Faktoren. VAN DEN ZEE et al. (1992) konnten belegen, daß der Rückgang des Dachses mit der Dichte des Straßennetzes korreliert. Deshalb wurden Dachse als Indikatorart gewählt, als es um die Untersuchung und Darstellung der Auswirkung von Barrieren auf das Artenspektrum im Stadtwald Frank-

furt/M. ging (HERRMANN u. MÜLLER-STIEß 1992). Der Stadtwald Frankfurt/M. ist im Norden und Westen durch die Siedlungsgürtel entlang des Rheins und Mains begrenzt, im Südosten ist er über Trittsteine mit den Waldgebieten des Rodgau verknüpft. Fünf mehrspurige Schnellstraßen (B40a, A5, B43, B459, B46) zerschneiden den Stadtwald in Nord-Süd-Richtung. Im Süden durchschneidet die A3 das Waldgebiet von Ost nach West. Zusätzlich führen mehrere gezäunte Bahnlinien und zweispurige Straßen durch das Waldgebiet (Abb. 3). Die ersten Autobahnen (A3, A5) wurden bereits in den 30er und 40er Jahren gebaut. Die übrigen mehrspurigen Straßen wurden seit Ende der 60er Jahre fertiggestellt. Heute zählt man allein am Frankfurter Kreuz 270 000 Fahrzeuge pro Tag. Die heute von Fernstraßen umschlossenen Waldinseln sind zwischen 2 und 1208 ha groß. Geht man von einer Dichte von 2 Tieren/100 ha aus (STUBBE 1989), so könnten zumindest 6 bis 24 Dachse in den fünf größten Waldinseln (332 bis 1208 ha) leben. Diese potentiellen Populationsgrößen liegen aber in einem Bereich, in dem eine akute Gefährdung durch Zufallsereignisse und Inzucht gegeben ist. Die Erfassung der Dachsvorkommen im Stadtwald Frankfurt/M. zeigte dann auch das befürchtete Er-

gebnis. Keine dieser Waldinseln weist heute noch Dachsvorkommen auf (Abb. 3), obwohl der Raum fröher von Dachsen besiedelt war und die Habitats als geeignet einzustufen sind. Ein Gebiet von insgesamt 7700 ha war zum Zeitpunkt der Erfassung (1992) ohne Dachsvorkommen. Die nächsten bewohnten Dachsbau befinden sich ca. 10 km entfernt in Waldgebieten bei Mörfelden und Dietzenbach, wo mindestens 2 000 ha unzerschnittene Waldfläachen zur Verfügung stehen und eine Anbindung an andere Waldgebiete gegeben ist. Die letzten Dachse verschwanden im Nordwesten des Stadtwaldes, der seit den 40er Jahren schon durch Straßen isoliert war, bereits 1959. 1970 wurde noch ein Dachs im Ostteil geschossen, der seit Ende der 60er Jahre vollständig von Straßen umschlossen ist. Im südlichen Teil des Stadtwaldes gibt es seit 1975 keine Nachweise von Dachsen mehr. Mindestens drei Dachse, die versuchten, in das Waldgebiet einzuwandern, wurden in den letzten 10 Jahren an den Straßen, die den Stadtwald umgeben, überfahren.

**Planungshinweise:**

Anhand des Beispiels „Dachs“ wurde der schleichende Artenschwund in einem stark zerschnittenen Waldgebiet für die Öffentlichkeit nachvollziehbar dargestellt. Es wurde auf die Bedeutung hingewiesen, die die Wiederherstellung von Verbindungswegen für die Arten in diesem Raum hat. Eine der wichtigsten Forderungen war, daß Tierpassagen

über die Verkehrswege gebaut werden müssen, um die Waldgebiete wieder miteinander zu vernetzen. Den ausgestorbenen Arten soll damit die Chance der Rückkehr gegeben werden und weitere Verluste aufgrund der Isolation von Lebensräumen sollen vermieden werden.

**6. Beispiel 2: Der Luchs**

Seit 1993 werden immer wieder Luchse (*Lynx lynx*) im Pfälzerwald beobachtet. Inzwischen sind von BERTHOLD (1997) und dem Büro ÖKOLOG über 100 Meldungen zusammengetragen worden. Die Fläche, aus der diese Hinweise stammen, umfaßt derzeit etwa 1 000 km<sup>2</sup>. Die Gründerpopulation ist jedoch klein (<10 Tiere), und es stellt sich die Frage, inwieweit der derzeit besiedelte Raum für den Aufbau einer überlebensfähigen Population ausreicht und ob eine Vernetzung bisher isolierter Vorkommen notwendig ist. Wenn man von einer Dichte von 0,8 bis 1,3 Luchsen pro 100 km<sup>2</sup> (BREITENMOSER et al. 1996) ausgeht, ergibt sich ein Flächenbedarf von 37 500 bis 62 500 km<sup>2</sup> für eine Population von 500 Tieren. Alle Gebiete, in denen der Luchs in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten wiederangesiedelt wurde, bzw. in die er wieder einwanderte, sind deutlich kleiner. Im Pfälzerwald und in den Nordvogesen stehen maximal 3 000 km<sup>2</sup> Lebensraum für den Luchs zur Verfügung. Dies wird etwa 25

bis 40 Tieren ein Überleben ermöglichen (Abb. 4). Um nicht zu stark durch Zufallsprozesse gefährdet zu sein, sollte die Population möglichst schnell über die Mindestzahl von 10 Tieren anwachsen und den gesamten zur Verfügung stehenden Lebensraum besiedeln. Da die Gefahr von Inzuchteffekten sinkt, wenn einzelne Tiere zwischen den Populationen wandern, ist die Sicherstellung von Wanderkorridoren vordringlich. Die Population erscheint langfristig nur überlebensfähig, wenn es gelingt, die Barrieren (z. B. Autobahn A4 bei Sarverne, A36 bei Mulhouse) ausreichend durchlässig zu gestalten. Eine Vernetzung über die Südvogesen und den Jura muß bis in die Alpen reichen, um die Population langfristig oberhalb von 500 Tieren zu stabilisieren.

**Planungshinweise**

Für den Artenschutz bedeutet dies, daß als wichtige Grundlage für die Abschätzung der Gefährdung der Population die Migrationsrate zwischen den Metapopulationen ermittelt werden muß. Der Schutz bzw. die Wiederherstellung von Wanderkorridoren ist eine der wichtigsten Maßnahmen um eine langfristig überlebensfähige Population zu erhalten. Deshalb wurde die Erstellung eines Vernetzungskonzeptes als vordringlich empfohlen. Das Beispiel Luchs zeigt aber auch deutlich, daß die Größe der gesamten Schutzgebiete nicht ausreicht um für überlebensfähige Teilpopulationen einen ausreichenden Lebens-

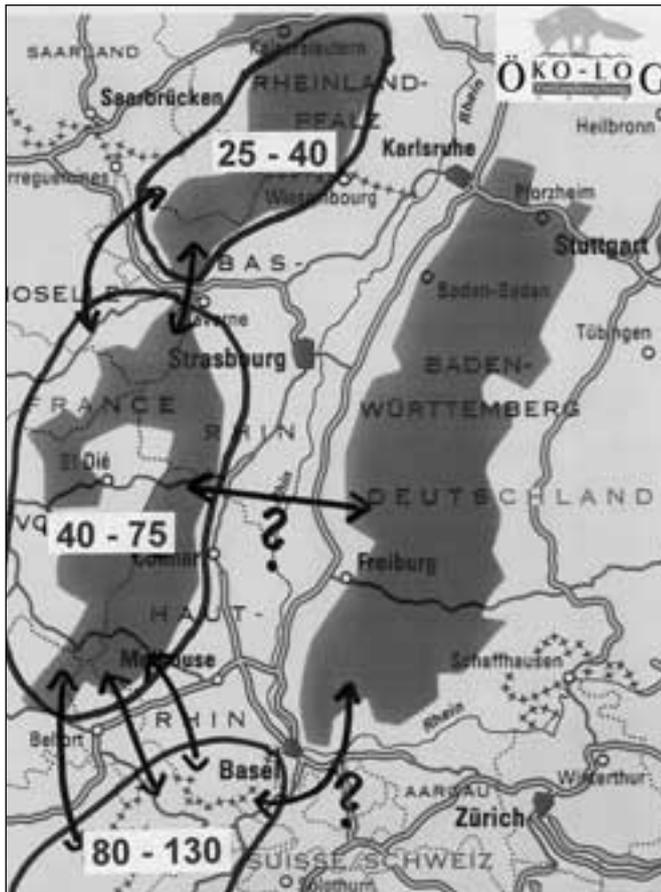


Abb. 4 Für Luchse geeignete Areale entlang der Oberrheinebene, angestrebte Bestandszahlen und Vernetzungsmöglichkeiten

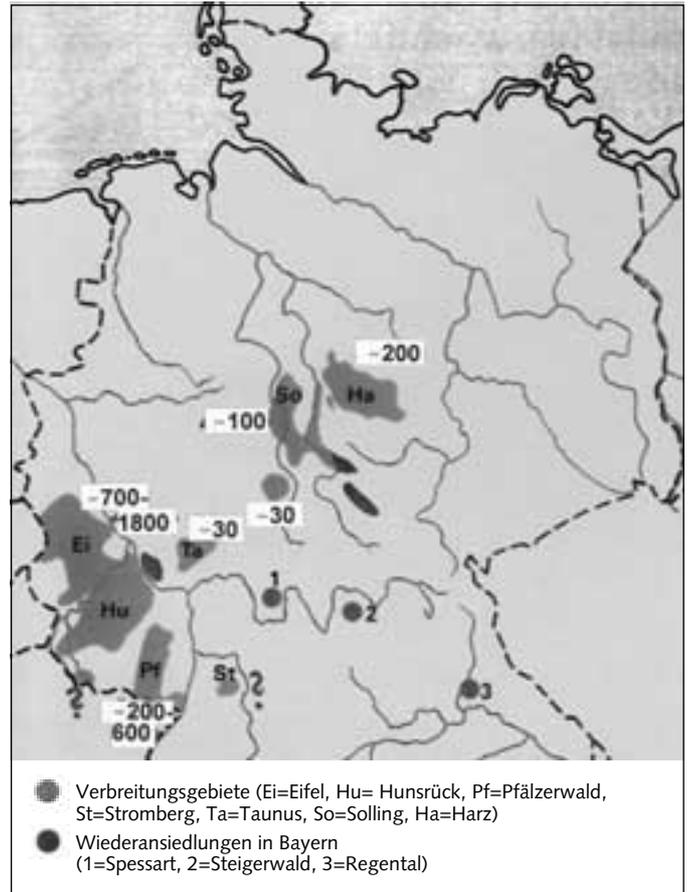


Abb. 5 Verbreitung der Wildkatze in Deutschland (geschätzter derzeitiger Bestand)

raum zu bieten. Die Ausarbeitung und Umsetzung eines Schutzkonzeptes, daß den ganzen potentiellen Lebensraum und die Ansprüche der Landnutzer berücksichtigt, ist deshalb notwendig. Aufgrund der geringen Individuenzahl der Gründerpopulation wurde empfohlen zu prüfen, welche Möglichkeiten es gibt, möglichst schnell den Zielbestand zu erreichen.

## 7. Beispiel 3: Die Wildkatze

Die Wildkatze (*Felis silvestris*) besiedelt heute in Deutschland weniger als 10% ihres ursprünglichen Areals (Abb. 5). Die Verbreitung ist auf mehrere, vollständig isolierte, Inselareale beschränkt. Das Vorkommen in Südwestdeutschland und den angrenzenden Ländern (Nordostfrankreich, Ostbelgien, Luxemburg) ist das letzte bedeutende Rückzugsareal in Mitteleuropa (STAHL u. ART-ROIS 1995). Ziel des von ÖKO-LOG durchgeführten Artenschutzprojektes Wildkatze (KNAPP u. HERRMANN 1997) ist es, Schutzmaßnahmen für diese Population zu entwickeln. Die Population im Pfälzerwald wird auf 200 bis 600 Tiere geschätzt. Sie setzt sich in den Nordvogesen fort. Die Populationen in Eifel und Hunsrück umfassen zusammen etwa 700 bis 1 800 Tiere. Da diese Populationen zu den größten mitteleuropäischen Wildkatzenpopulationen gehören, kommt ihnen für den Erhalt der genetischen Vielfalt ein besonderer Stellenwert zu. Die Zahl der Tiere liegt aber nicht deutlich über dem von FRANKLIN (1980) genannten Mindestwert von 500 Tieren. Deshalb darf dieses Verbreitungsgebiet der Wildkatze keinesfalls weiter von Barrieren, wie sie große Straßen darstellen, zerschnitten werden (KNAPP u. HERRMANN 1998). FRENCH et al. (1988) und KITCHENER et al. (1992) vermuten aufgrund ihrer morphometrischen Ergebnisse, daß in Schottland in Phasen, in denen die Wildkatzenpopulation stark dezimiert und auf ein kleines Areal beschränkt waren, eine Vermischung mit Hauskatzen stattfand. Kleine isolierte Populationen der Wildkatze sind also nicht nur durch genetische Verarmung und Inzucht, sondern auch durch die Hybridisierung mit Hauskatzen gefährdet. Da in der von uns untersuchten südwestdeutschen Population derzeit noch keine Anzeichen für eine Vermischung gefunden wurden, kommt dem Erhalt dieser, zum letzten großen mitteleuropäischen Verbreitungsareal gehörenden Population eine besondere Bedeutung zu. Offensichtlich wirken aber nicht nur Verkehrswege als Ausbreitungsbarrieren. Mehrere Waldgebiete unseres Untersuchungsraumes sind, obwohl das Nahrungs- und Strukturangebot günstig ist, in den Randzonen nicht von Wildkatzen besiedelt. Gemeinsam ist diesen Bereichen, daß es sich jeweils um bevorzugte Ausflugsgebiete großer Städte (z. B. Pfälzerwald bei Bad Dürkheim) handelt. Wir vermuten deshalb, daß die starke touristische Erschließung die Randzonen selbst großer Waldgebiete für die Wildkatze ungeeignet machen können. Bei der Berech-

nung der Flächen, die für die minimalen überlebensfähigen Populationen zu Verfügung stehen, müssen solche Randzonen berücksichtigt werden.

### Planungshinweise

Die Landesplanung hat im Verbreitungsgebiet der Wildkatze besonderes Augenmerk auf die Sicherung von großräumig unzerschnittenen Bereichen zu legen. An den Verkehrswegeneubau in den betroffenen Gebieten sind besonders strenge Kriterien zu legen. Weitere Barrieren können die ganze Art in ihrem Verbreitungszentrum gefährden, deshalb sind Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen nicht vorstellbar.

## 8. Grenzen des Konzeptes der minimalen überlebensfähigen Populationen

Die genaue Abschätzung der minimalen überlebensfähigen Populationen stößt bis heute auf Schwierigkeiten, da die notwendigen Grundlageninformationen für kaum eine Population vorliegen oder nur mit hohem Aufwand erhoben werden können. Außerdem sind in diesem Konzept bis heute eine ganze Anzahl von Problemen nicht endgültig gelöst. Beispielhaft sei hier auf folgende Fragen hingewiesen:

- Wie groß muß eine Population sein, damit evolutive Prozesse ablaufen können?
- In welchem Zusammenhang steht Evolutionsgeschwindigkeit und Inzucht in Metapopulationen?
- Wie wirkt der Genaustausch zwischen Metapopulationen auf die Überlebensfähigkeit?
- Warum weisen manche Arten auch nach populationsgenetischen Flaschenhälsen eine hohe genetische Diversität auf und bauen trotz Inzucht vitale Populationen auf?
- Inwieweit verhindern Barrieren zwischen Metapopulationen die Ausbreitung von Krankheitserregern und tragen so zum Überleben der Art bei?
- In welchem Ausmaß dürfen Areale mit Reproduktionsüberschuß und Areale mit fehlender Reproduktion im Raumanspruch der minimal überlebensfähigen Population vertreten sein?

Trotz dieser ungeklärten Fragen wird das Konzept der minimalen überlebensfähigen Population als ein geeignetes Instrument angesehen, wenn es um den Schutz von großflächigen Lebensräumen geht. Orientiert sich die Planung an den Raumansprüchen großer Carnivorenarten, sind auch ausreichend große Lebensräume für kleinere Arten sichergestellt. Das Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population sollte zukünftig bei Planungsprozessen stärker berücksichtigt werden. Ein Wildtierkorridorsystem, wie es beispielsweise in der Schweiz derzeit erarbeitet wird, könnte helfen, die Vorkommen großer Carnivorenarten und ein Stück Lebensvielfalt in Deutschland zu sichern.

## 9. Summary

The theory of the island biogeography predicts, that on large islands in general the number of species is higher than on small island. This has been proofed by many studies, also in terrestrial ecosystems. It is known, that the risk of extinction increases with decreasing population size of a species. In particular large carnivores, having large territories, are endangered by isolation. The concept of the minimal viable population will help to understand the negative influences of the isolation and may help to draw rough guidelines for conservation practice. Such rough guidelines are necessary, because the destruction and isolation of the habitats increases fast. Nevertheless, the limit, using the concept of the minimal viable population in conservation, are discussed.

Three examples of using the concept of the minimal viable population are given:

1. Because it is known that in isolation badger populations are highly vulnerable, this species was selected to focus habitat fragmentation by main roads in an woodland area south of Frankfurt/Main. During the study, it turned out that badgers have become extincted in an area of 7700 ha.
2. There are several observations indicating that the lynx reestablished in the paladian forest since 1993. Because the area is not large enough to give space for a viable population, the needs of migration corridors for lynx in the Rhein-area has to be pointed out.
3. The wildcat population in south-west Germany, north-east France, Luxemburg and Belgium ist the only population in central Europe having more individuals than determined for a minimal viable population. The risk of isolating these population by main roads was pointed out in a species conservation plan.

### Literatur

- AARIS-SOERENSEN, J. 1987: Past and present distribution of badgers (*Meles meles*) in the Copenhagen area. *Biological Conservation* 41:159-165
- BERTHOLD, F. 1997: Der Luchs im Pfälzerwald. Sonderheft Ministerium für Umwelt und Forsten
- BREITENMOSER, C.; BREITENMOSER, U.; CAPT, S.; TESTER, U. u. ROCHAT, N. 1996: Der Luchs und wir. -Schweizer Naturschutz spezial 6. SBN. -35 S.
- BROWN, J. H. 1971: Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography (945). -*The American Naturalist* 105 (945): 467-478
- BROWN, J. H. u. KODRIK-BROWN, A. 1977: Turn-over rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. -*Ecology* 58: 445-449
- BURKEY, T. V. 1989: Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. -*OIKOS* 55: 75-81
- CAUGHLEY, G. 1994: Directions in conservation biology. -*Journal of animal ecology* 63: 215-244
- COLE, B. J. 1981: Colonizing abilities, island size, and the number of species on archipelagoes (5). -*The American Naturalist* 117(5): 629-638
- CONNER, R. N. 1988: Wildlife populations: minimally viable or ecologically functional. -*Wildlife Society Bulletin* 16: 80-84
- DIAMOND, J. M. 1976: Island Biogeography and Conservation: Strategies and Limitations. -*Science* 193: 1027-1029
- DIAMOND, J. M. u. MAY, R. M. 1980: Island biogeography. In: MAY, R. M. (Hg.): *Theoretische Ökologie*. Verlag Chemie Weinheim: 147-16

FRANKLIN, J. R. 1980: Evolutionary change in small populations. In: SOULE, M. E. u. WILCOX, B. A. (Hg.): Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective Sunderland. -New York: 135-150

FRENCH, D. D.; CORBETT, L. K. u. EASTERBEE, N. 1988: Morphological discriminants of Scottish wildcats (*Felis silvestris*), domestic cats (*F. catus*) and their hybrids. -Journal of Zoology 214: 235-259

GILPIN, M. E. 1980: Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. -Nature 285: 567-568

GILPIN, M. E. u. SOULE, M. E. 1986: Minimum viable populations: processes of species extinctions. In: SOULE, M. E. (Hg.): Conservation Biology: 19-34

HANSKI, I. u. GILPIN, M. 1991: Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. -Biological Journal of the Linnean Society 42: 3-16

HARTLEB, K. U. 1996: Der Wolf kommt zurück - was gibt es zu tun? -1. Fachtagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“ Naturschutzbund Deutschland/Landesumweltamt Brandenburg. -Schmerwitz (16.5.-19.5.96) (unveröff.)

HERRMANN, M. 1991a: Raumspruch von Säugetierpopulationen im Hinblick auf Schutzgebietsplanung. -Naturraum Harz - Die Hefte 8: 46-60

HERRMANN, M. 1991b: Säugetiere im Saarland (Verbreitung, Gefährdung, Schutz). Michel Verlag. -Ottweiler. -166 S.

HERRMANN, M. 1997: Wiederansiedlung von Luchsen im Pfälzerwald. Sonderheft Ministerium für Umwelt und Forsten.

HERRMANN, M. u. MÜLLER-STIESS, H.: Biotopkartierung Stadtwald Frankfurt/M. Unveröffentl. Gutachten.

HIGGS, A. J. u. USHER, M. B. 1980: Should nature reserves be large or small? -Nature 285: 568-569

HOVESTADT, T.; ROESER, J. u. MÜHLENBERG, M. 1992: Flächenbedarf von Tierpopulationen. Forschungszentrum GmbH. -Berichte aus der ökologischen Forschung 1. -Jülich. -277 S.

KITCHENER, A. C.; LYNCH, J. M. u. MCRIST, S. 1992: Morphological and genetic discriminants of European wildcats (*Felis silvestris*) in Britain. In: Council of Europe: Seminar on the Biology and Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*). -Strasbourg: 68-70

KNAPP, J. u. HERRMANN, M. 1998: Artenschutzprojekt Wildkatze - der lange Weg von der Forschung zur Umsetzung. -Natursch. u. Landschaftspf. i. Brand. (dieser Bd.)

KORN, H. 1994: Genetic, demographic spatial, environmental and catastrophic effects on the survival probability of small populations of mammals. In: REMMERT, H. (Hg.): Minimum Animal Populations. Springer Verlag. Berlin: 33-49

KURT, F. 1983: Die Gen-Falle. -Natur 11: 37-45

LANKESTER, K.; APELDOORN, R. v.; MEELIS, E. u. VERBOOM, J. 1991: Management perspectives for populations of the eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. -Journal of applied Ecology 28: 561-573

LEVIN, S. A.; COHEN, D. u. HASTINGS, A. 1984: Dispersal strategies in patchy environments. -Theoretical Population Biology 26: 165-191

MAC ARTHUR, R. H. u. WILSON, E. O. 1967: The Theory of Island Biogeography. Haward Univ. Press -Princeton. -192 S.

MATTHIAE, P. E. u. STEARNS, F. 1981: Mammals in forest islands in southeastern Wisconsin. In: BURGESS, R. L. u. SHAMPE, D. M. (Hg.): Forest Island Dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag. -New York: 55-66

MÜHLENBERG, M. 1989: Freilandökologie (2. Auflage). Quelle u. Meyer. -Heidelberg: -430 S.

MÜLDER, J. L. 1989: Effects of roads on badger (*Meles meles*) and stoat (*Mustela erminea*) populations in the Netherlands - A research program. Abstract of Papers and Posters, Fifth International Theriological Congress. -Rome 2: 613

NEWMARK, W. D. 1987: A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. -Nature 325: 430-432

NOWAK, E.; HEIDECHE, D. u. BLAB, J. 1994: Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Säugetiere (Mammalia) In: Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. -Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 42. -190 S.

PROMBERGER, C. u. SCHRÖDER, W. 1992: Wolfes in Europe - status and perspectives. Proceedings Workshop Wolfes in Europe. WGM Selbstverlag. -Obermergau

RALLS, K.; HARVEY, P. H. u. LYLES, A. M. 1986: Inbreeding in natural populations of birds and mammals. In: SOULE, M. E. (Hg.): Conservation Biology: 35-56

RECK, H.; HENLE, K.; HERMANN, G.; KAULE, G.; MATTHÄUS, G.; OBBERGÖLL, F.-J.; WEISS, K. u. WEISS, M. 1993: Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. In: HENLE, K. u. KAULE, G. (Hg.): Arten- und Biotopschutzforschung

für Deutschland. -Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 347-353

SCHOENER, T. W. 1968: Sizes of feeding territories among birds. -Ecology 49: 123-141

SGW (Schweizerische Gesellschaft für Wildbiologie) 1996: Projekt: Wildtierkorridore Schweiz. -wild-info 5: 3-4

SHAFFER, M. L. 1981: Minimum Population Sizes for Species Conservation (2). -BioScience 31(2):131-134

SIMBERLOFF, D. 1976: Experimental zoogeography of islands: effects of island size (4). -Ecology 57(4): 629-643

SIMBERLOFF, D. u. ABELE, L. G. 1982: Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation (1). -The American Naturalist 120(1): 41-50

SIMBERLOFF, D. u. ABELE, L. G. 1976: Island biogeography theory and conservation practice. -Science 191: 285-286

SOULE, M. E. 1986: Conservation Biology. Sunderland. -New York. -421 S.

STAHL, P. u. ARTOIS, M. 1995: Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the mediterranean rim. Council of Europe Press. -Strasbourg. -123 S.

STUBBE, H. 1989: Buch der Hege. Verlag Harri Deutsch. Frankfurt. -705 S.

WILCOX, B. A. 1980: Insular ecology and conservation (An Evolutionary-Ecological Perspective). In: SOULE, M. E. U.; WILCOX, B. A.; BRUCE, A. Conservation Biology (An Evolutionary-Ecological Perspective), Sunderland. -New York: 95-118

WÖLF, H. 1998: Der Luchs in Bayern - Umgang mit einem Großraubtier. -Natursch. u. Landschaftspf. i. Brand. (dieser Bd.)

ZEE, v. d. F. F.; WIERTZ, J.; BRAAK, C. J. F. T. u. APELDOORN, R. C. v. 1992: Landscape change as a possible cause of the badger (*Meles meles* L.) decline in the Netherlands. -Biological Conservation 61:17-21

Verfasser  
Mathias Herrmann  
ÖKO-LOG Freilandforschung  
Hof 30  
D-16247 Parlow

AXEL SCHMIDT

## Zur Verbreitungsgeschichte der Gartenspitzmaus *Crocidura suaveolens* in Ostdeutschland

Schlagwörter: Gartenspitzmaus (*Crocidura suaveolens*), Verschleppungsverbreitung, Klimaerwärmung, geographische Schädelhöhlenverteilung, Ostdeutschland

### 1. Einleitung

Das südpaläarktische Verbreitungsgebiet der Gartenspitzmaus zieht sich streifenförmig vom Atlantik (Spanien, Westfrankreich, Marokko) durch Europa und Asien bis zum Stillen Ozean (Korea, Japan).

Die ersten Nachweise der Gartenspitzmaus für Ostdeutschland stammen aus Sachsen (1926). Für die 30er Jahre konnte hier auf ein „ansehnliches Vorkommen“ geschlossen werden (RICHTER 1963). In diese Zeit (1936 bis 1940) fielen auch die ersten Nachweise für Brandenburg, die überwiegend östlich der Oder lagen (Reppen, Frankfurt [O.], Küstrin, Lagow; STEIN 1940). Die nächsten Funde kamen aus Trebus bei Fürstenwalde (STEIN

1957), der Dubrow bei Königswusterhausen (SCHNURRE 1961) und Oderberg (RICHTER 1963; Abb. 1). Bei der Festlegung der westlichen Verbreitungsgrenze gliederte RICHTER (1963) Südwestsachsen bis über die Grenze zu Thüringen (Caselwitz) und Ostbrandenburg bis Küstrin dem Areal der Gartenspitzmaus zu und ging offensichtlich von der üblichen Annahme einer durchgehenden, jedoch nicht ausreichend dokumentierten Besiedlung aus (Abb. 2). Das bestätigte sich in der Folgezeit nicht. In Brandenburg konnten in den folgenden Jahrzehnten lediglich in der Nähe des alten Fundortes Frankfurt (Oder) und nördlich der sächsischen Vorkommen neue Nachweise erbracht werden (Abb. 3; FIEBIG et al. 1988, SCHMIDT 1977b, 1987),

während in weiten Gebieten trotz aufmerksamer Suche keine Nachweise gelangen (südl. Oderbruch, Region Eisenhüttenstadt, Spreewald, Westbrandenburg, Berlin (West); BANZ 1985, E. Grimmberger, SCHMIDT 1987, WENDLAND 1971).

### 2. Arealausdehnung und Siedlungsverdichtung in Ostdeutschland

Zwischen 1976 und 1985 kamen weitere Funde am Rande der bekannten Arealteile dazu, in der Oberlausitz, in West- und Südbrandenburg, im östlichen Mittelbrandenburg und in Ost-Berlin. Besonders auffällig



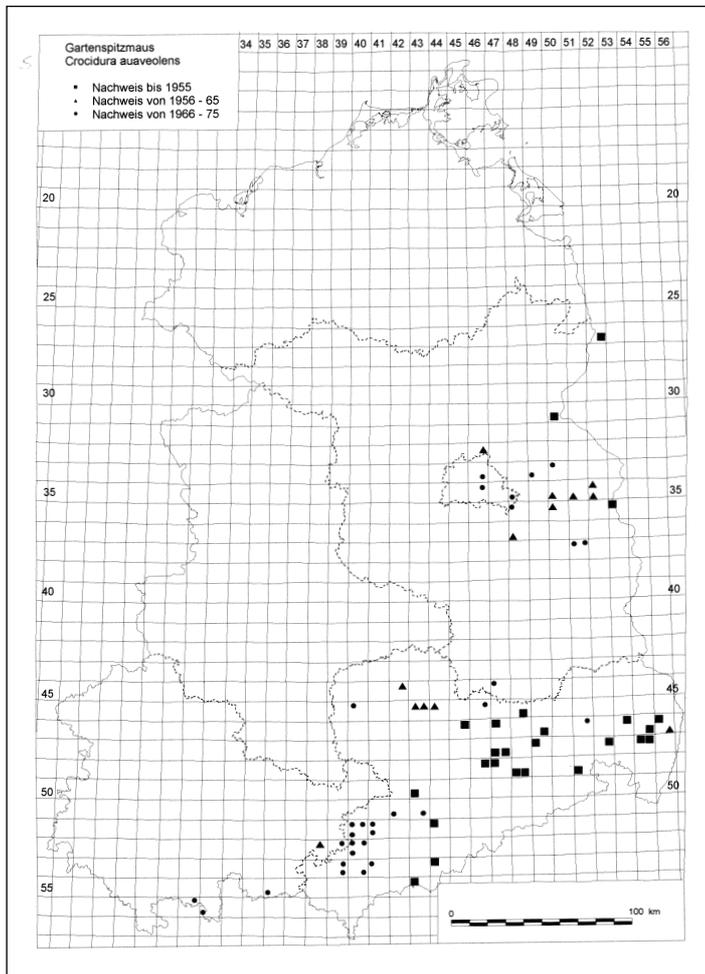


Abb. 1  
Nachweise der  
Gartenspitzmaus  
in Ostdeutschland  
und Westpolen  
bis 1955.

waren die Neufeststellungen in der weiteren Umgebung des alten Fundortes Oderberg (Nordostbrandenburg), westlich von Berlin (West) und westlich der Elbe in Sachsen-Anhalt (Abb. 4; ANSORGE 1994, BANZ 1985, FIEBIG et al. 1988, DOLCH 1985, JORGA 1980, GAWLIK u. BANZ 1982, GRIMMBERGER 1981, LITZBARKI u. JASCHKE 1986). Diese Entwicklung wurde im darauf folgenden Jahrzehnt (1986 bis 1995) noch weit übertroffen, indem massenhaft Fundorte westlich und nördlich Berlins, in Nordostbrandenburg und Westsachsen hinzukamen (Abb. 4; BICKENBACH 1990, DOLCH 1995, DÜRR et al. 1989 u. 1991, LITZBARKI et al. 1993, MATERNOWSKI 1992, SCHIMMELPFENNIG 1995, SCHÖBER 1990, WORSCHÉCH 1994 u. schr.). Daneben verdienen mehrere Funde zwischen den alten Siedlungsgebieten Sachsens und Ostbrandenburgs sowie weit im Westen registrierte Funde (Klebitz, Südwestmecklenburg-Vorpommern; H. J. Kapischke und Calbe, Sachsen-Anhalt; M. Wunschik) Aufmerksamkeit. Auch im Osten wurde die Südgrenze von Mecklenburg-Vorpommern überschritten und mit Pasewalk der nördlichste Fundort in Mitteleuropa dokumentiert (BLOHM u. HEISE i. Dr., EICHSTÄDT u. EICHSTÄDT 1989, EICHSTÄDT u. LEMKE 1988, ERFURT u. STUBBE 1986, HEISE 1988, HUNDRIESER 1989). Nach der chronologisch aufgearbeiteten Verbreitungsgeschichte läßt sich eine Ausbreitung (SCHMIDT 1987) bis in die heutige Zeit

erkennen, die sogar noch voll im Fluß ist und durch die Klimaerwärmung (z. B. MUNR 1994, 1995) beschleunigt wird. Dabei verlief die Ausbreitung im Osten (kontinentalere Klimatönung) schneller als im Westen. Hier am Nordand des Arealis fehlt der Zusammenhang von Lebensräumen, die von der Gartenspitzmaus besiedelt werden können, so daß ein kontinuierliches, aktives Vor-

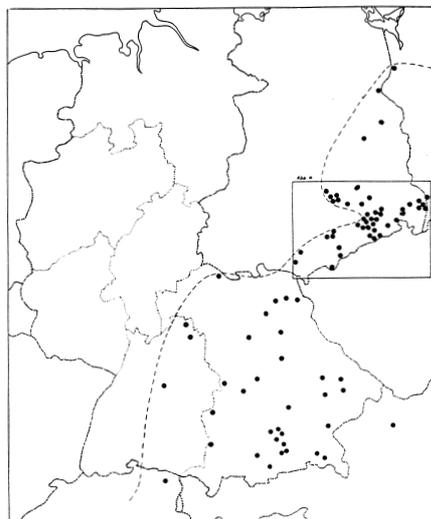


Abb. 2  
Nachweise der Gartenspitzmaus im nordwestlichen Arealteil und Entwurf der westlichen Verbreitungsgrenze; aus RICHTER 1963.

rücken während der Ausbreitung nicht möglich war. Immer wieder ging die Besiedlung einer Region von isolierten Fundorten aus, an denen sich wahrscheinlich nach Verschleppung durch den Menschen (Transport von Erde, Kompost, Gärtnerei- und Baumschulware, Schutt u. ä., SCHMIDT 1987; Anthropochorie) Populationsinseln bildeten, die schließlich mit benachbarten zusammenwuchsen (Abb. 1, 3, 4). Die Voraussetzung für eine hohe Rate der Verschleppung, hohe Dichte in den alten Siedlungsgebieten (SCHMIDT 1987), war in den letzten beiden Jahrzehnten besonders gut gegeben, denn es häuften sich auffällig heiße und trockene Sommer.

### 3. Anthropochorie als Ursache für die Verschiedenheit benachbarter Populationen

Eine Ausbreitung durch Anthropochorie bringt es mit sich, daß die Gründer von Populationsinseln außerhalb des Arealis ganz zufälliger und obwohl benachbart, völlig verschiedener Herkunft sein können. Schon früher war aufgefallen, daß die Schädelänge (Codybasallänge [Cb]) brandenburgischer Gartenspitzmäuse mit der von polnischen und slowakisch-mährischen etwa gleich ist, während die von sächsischen, böhmischen, bayrischen und südwesteuropäischen untereinander sehr ähnlich ist, jedoch zu den erstgenannten einen deutlichen Abstand hat (SCHMIDT 1977b). Die Mittelwertunterschiede der Cb von Schädeln aus Ostbrandenburg zu denen aus Polen und Nordostbrandenburg sind nicht signifikant ( $a > 50\%$ , t-Test), auch nicht die aus Westbrandenburg zu denen aus Westsachsen ( $a > 25\%$ ) bzw. der Oberlausitz ( $a > 5\%$ ) sowie die zwischen Schädeln aus der Oberlausitz und Westsachsen ( $a > 5\%$ ). Dagegen sind die Differenzen zwischen der Serie aus Nordwestbrandenburg zu denen aus Nordost- und Ostbrandenburg hoch gesichert ( $a < 0,1\%$ ), desgleichen die zwischen Ostbrandenburg und Westsachsen ( $a < 0,1\%$ ). Wahrscheinlich signifikant ist die Differenz zwischen Herkünften aus Ostbrandenburg und der Oberlausitz ( $a < 2\%$ ; Abb. 5).

Entsprechend der zufälligen Herkunft und Genausstattung der wenigen, jeweiligen Populationsgründer fehlt auch eine klineale Variation völlig. Die Unterschiede dürften sich nur langsam verwischen, da die Populationsdichten in den Verbreitungsinseln schnell ansteigen und eine genetische Durchmischung nur am Rande nach Populationsvereinigungen oder durch Einschleppen anderer Herkünfte erfolgen kann. Diese Verhältnisse treffen auch auf das europäische Verbreitungsgebiet nördlich des mediterranen Arealteils zu. Hier ist eine Entscheidung zur klinealen Änderung der Größe „vorerst nicht sicher zu treffen“ und es ist „schwierig, Unterarten abzugrenzen“ (VLASAK u. NIETHAMMER 1990).

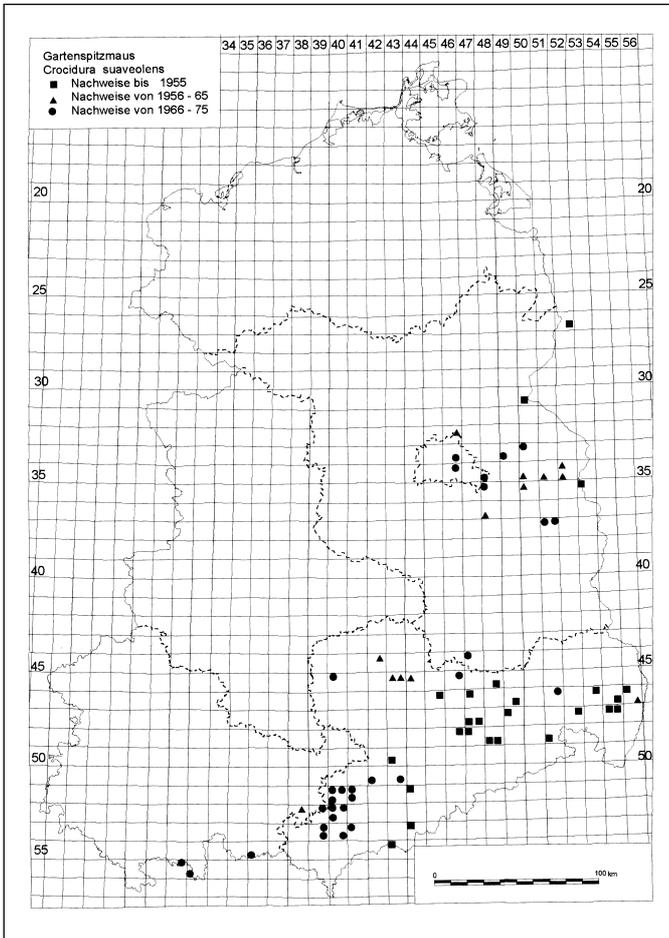


Abb.3  
Nachweise der Gartenspitzmaus bis 1955 (Quadrat), von 1956 bis 65 (Dreieck) und 1966 bis 75 (Punkte).

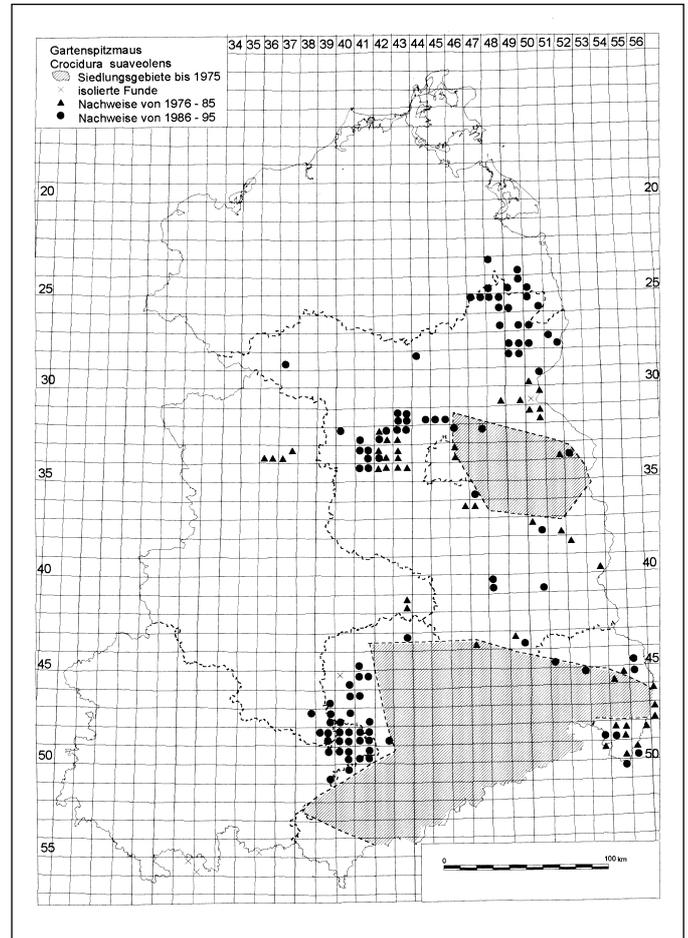


Abb.4  
Nachweise der Gartenspitzmaus von 1976 bis 85 (Dreiecke) und von 1986 bis 95 (Punkte) außerhalb der Siedlungsgebiete bis 1975 (schraffiert, isolierte Fundorte als x).

#### 4. Erhöhung der Populationsdichte

Über den Anstieg der Populationsdichte in den letzten Jahrzehnten (Sommerwitterungen) bzw. nach Erscheinen in einem unbesiedelten Gebiet geben Langzeituntersuchungen von Schleiereulengewölln Auskunft, wenn jährliche Populationschwankungen durch Bildung von Jahresgruppen nicht mehr in Erscheinung treten. Während der Gartenspitzmausanteil in alten Gewölluntersuchungen (bis in die 70er Jahre) im Durchschnitt 0,082 % (n=57336) betrug, stieg er in neuerer Zeit auf 0,135 % (n=71300; ERFURT u. STUBBE 1987). In Westbrandenburg stieg er nach der Neubesiedlung von durchschnittlich 0,11 % (1986 bis 89, vorher 0 %) über 0,38 % (1990 bis 1993) auf 1,22 % (1994 bis 1995; JASCHKE 1995).

#### 5. Fallbeispiele für Anthropochorie

Einige Einzelfunde zeigen besonders deutlich, daß sie durch Verschleppung verursacht worden sind. In Strausberg fand I. Tetzlaff ein Tier auf dem asphaltierten Sportplatz im Neubaugebiet in der Nähe von Arbeiten zur Schaffung von Grünanlagen. Bei Finsterwalde wurde 1 Tier auf einer Rekultivierungsfläche

des Bergbaus angetroffen (I. Landeck). W. Maternowski stellte die Gartenspitzmaus neu in Lehnitz, Kr. Oberhavel, „nach umfangreichen Erdtransporten aus dem Raum Nauen“ fest. Der Gipfel der Landeskrone bei Görlitz (ca. 420 m), von dem Nachweise vorliegen, ist durch den breiten Laubwald des Berges (ca. 1 km) von Lebensräumen der Gartenspitzmaus getrennt (REISE u. HANELT 1991). In Görlitz-Nord wurde 1 Tier im 5. Stock eines Plattenneubaus gefunden (H. Ansorge). Da entsprechende Transportabläufe (s. o.) bis zur Wende von Bayern nach Thüringen und von Brandenburg nach Berlin (West) fehlten, gibt es keine Besiedlungshinweise für Thüringen von Süden aus und blieb Berlin (West) bis Ende 1992 ganz unbesiedelt (SCHMIDT 1987, KÖHLER 1996).

#### 4. Summary

In East Germany the Lesser white-toothed shrew is further increasing its distribution area assisted by climactic warming and anthropochorie. Following the foundation and growth of population islands new areas of distribution have developed (mosaik concentration). Through the chance nature of origin and gene equipment there is no cline variation of features north of the Mediterranean distribution area.

#### Danksagung

Neben der zitierten Literatur wurden neue, unveröffentlichte Angaben berücksichtigt. Allen Damen und Herren wird hiermit herzlichst gedankt: H. Ansorge, J. Blank, T. Blohm, P. Borkenhagen, D. Dolch, T. Dürr, E. Grimm-

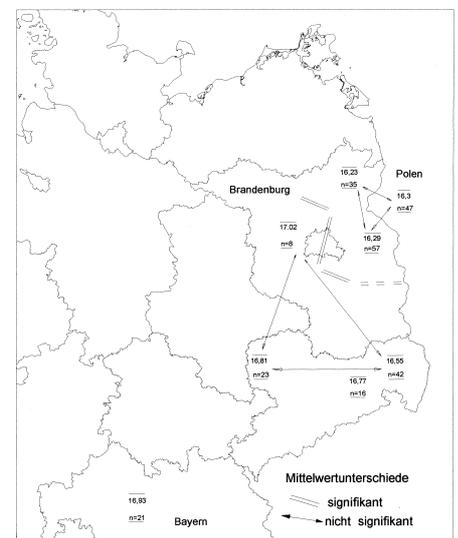


Abb.5  
Geographische Variation der Condylobasallänge der Gartenspitzmaus.

berger, G. Heise, B. Höntzsch, H. J. Kapischke, R. Labes, S. Labes, W. Maternowski, W. Mädlow, H. Meinig, C. Miera, H. Miethe, M. Müller, G. Natuschke, P. Neubauer, A. Meissner, G. Pelz, M. Pribbernow, H. Riebe, K. Thiele, K. Worschech, M. Wunschik, O. Zinke.

#### Literatur

ANSORGE, H. 1994: Datenliste Gartenspitzmaus *Crocicidura suaveolens* (unveröff.)  
 BANZ, K. 1985: Zur Verbreitung der Gartenspitzmaus, *Crocicidura suaveolens* (Pallas), und der Feldspitzmaus, *Crocicidura leucodon* (Herm.), in Berlin und Umgebung. -Milu 6: 463-471  
 BICKENBACH, E. 1990: Erstnachweis der Gartenspitzmaus *Crocicidura suaveolens* (PALLAS) im Kreis Luckau. -Biolog. Stud. Luckau 19: 106  
 BLOHM, T. u. HEISE, G. 1996 i. Dr.: Weitere Funde der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) in der nördlichen Uckermark. -Saug. Inform.  
 CREUTZ, G. 1966: Die Wirbeltiere des Neschwitzer Parkes. -Aufsätze zu Vogelsch. u. Vogelkd. 2: 42-64  
 DOLCH, D. 1985: Neue Fundorte der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*). -Saug. Inform. 2(9): 254  
 DOLCH, D.; DÜRR, T.; HAENSEL, J.; HEISE, G.; PODANY, M.; SCHMIDT, A.; TEUBNER, J. u. THIELE, K. 1992: Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Hrsg. Min. f. Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. Unze Verlag. -Potsdam: 13-20  
 DOLCH, D. 1995: Beiträge zur Säugerfauna des Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirkes Potsdam. -Natursch. u. Landschaftspflege Brandbg. Sonderh. -95 S.  
 DÜRR, T.; JASCHKE, M. u. THIELE, K. 1989: Neue Erkenntnisse über die Verbreitung der Feldspitzmaus (*Crocicidura leucodon*) und Gartenspitzmaus (*C. suaveolens*) im Bezirk Potsdam. -Veröff. Potsdam Mus. Beitr. z. Tierwelt d. Mark 11: 104-112  
 DÜRR, T.; THIELE, K. u. JASCHKE, M. 1991: Zur Verbreitung der Garten- (*Crocicidura suaveolens*) und der Feldspitzmaus (*C. leucodon*) im Bezirk Potsdam. -Populationsök. Kleinsäugerarten. -Wiss. Beitr. Univ. Halle 34: 33-37  
 EICHSTÄDT, W. u. EICHSTÄDT, H. 1989: Die Säugetiere des Kreises Pasewalk. -Natur u. Natursch. i. Mecklbg. -Vorp. 27: 19-64  
 EICHSTÄDT, W. 1991: Zum Vorkommen der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) im Osten des Bezirkes Neubrandenburg. -Populationsök. Kleinsäugerarten. Wiss. Beitr. Univ. Halle 34: 39-42  
 EICHSTÄDT, W. u. LEMKE, H. 1988: Zur Verbreitung der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*). -Naturschutzarb. Mecklenbg. 31(2): 44  
 ERFURT, J. u. STUBBE, M. 1986: Die Areale ausgewählter Kleinsäugerarten in der DDR. -Hercynia N. F. 23 (3): 257-304  
 GAWLIK, M. u. BANZ, K. 1982: Zur Nahrungsökologie der Waldohreule (*Asio otus*, L.) innerhalb des Berliner Stadtgebietes. -Beitr. Vogelkd. 28: 275-288  
 GÖRNER, M. 1973: Ergebnisse von Gewöllanalysen der Schleiereule (*Tyto alba*) im südthüringischen Grabfeld. -Hercynia N. F. 10: 127-142  
 GÖRNER, M. 1975: Interessante Kleinsäugernachweise (Insektivora und Chiroptera) aus Uhgewöllen. -Veröff. Mus. Gera 2(3): 131-132  
 GÖRNER, M. 1977: Weitere Nachweise der Sumpfspitzmaus (*Neomys anomalus*), der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) und der Kleinäugigen Wühlmaus (*Pitymys subterraneus*) im Süden der DDR. -Faun. Abh. 6: 219-224  
 GÖRNER, M. 1979: Zur Verbreitung der Kleinsäuger im Südwesten der DDR auf der Grundlage von Gewöllanalysen der Schleiereule (*Tyto alba* Scop.). -Zool. Jb. Syst. 106: 429-470  
 GRIMMBERGER, E. 1981: Nördlichster Nachweis der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) in der DDR. -Naturschutzarb. Berlin u. Brandbg. 17(2): 58  
 JASCHKE, M. 1991: Ergebnisse der Kleinsäugerkartierung im Bezirk Potsdam. -Populationsökologie von Kleinsäugerarten. -Wiss. Beitr. Univ. Halle 34: 207-216  
 JASCHKE, W. 1995: Zur Ausbreitung und Etablierung von Feldspitzmaus (*Crocicidura leucodon* [Herrmann 1780]) und Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens* [Pallas 1811]) im westlichen Brandenburg. -Natursch. u. Landschaftspf. in Brdbg. 4 (4): 33-35  
 KAPISCHKE, H. J. 1989: Kleinsäuger (Insektivora et Rodentia) aus Possendorf (Kreis Freital). -Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden 16: 183-186  
 KÖHLER, D. 1996: Nachweis der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens* Pallas 1811) im Westen Berlins. -Berliner Naturschutzblätter 40 (1): 480-482  
 KRAUSS, A. 1977: Ergebnisse ernährungsbiologischer Forschung am Waldkauz (*Strix aluco* L.). -Beitr. Vogelkd. 23 (6): 313-329  
 LITZBARSKI, H. u. JASCHKE, M. 1986: Erste Ergebnisse der Gewölluntersuchungen im Rahmen der kleinsäugerfaunistischen Kartierung im Bezirk Potsdam. -Mitt. Bezirksarbeitsgr. Artenschutz 1: 18-41  
 LITZBARSKI, H.; JASCHKE, W.; SCHÖPS, A. 1993: Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. -Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg. 1: 26-30  
 MATERNOWSKI, H. W. 1992: Erste Funde der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) im Nordwesten Berlins. -Saug. Inform. 3 (16): 465  
 MUNN (Hrsg.) 1994: Klimaschutzbericht Land Brandenburg. -Potsdam: 1-34  
 MUNN (Hrsg.) 1995: Klimaveränderungen wirken sich auch auf das Land Brandenburg aus. Presseinformation RASCHIG, P. 1986: Ein Beitrag zur Kleinsäugerfauna der Kreise Jessen und Herzberg (Elster) auf der Grundlage von Gewöllsammlungen. -Naturschutzarb. Berl. u. Brandenburg. 22(3): 79-82  
 REINL, S. 1975: Die Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens mimula* Pallas 1811) in Leipzig gefunden. -Nat. u. Naturges. Lipensis 3: 60

REISE, H. u. HANELT, M. 1991: Ökofaunistik und populationsdynamische Aspekte der Kleinsäuger eines Basaltberges in der Oberlausitz. In: Populationsökologie von Kleinsäugerarten. -Wiss. Beitr. Univ. Halle 34: 299-309  
 RICHTER, H. 1963: Zur Verbreitung der Wimperspitzmause (*Crocicidura*, Wagler, 1832) in Mitteleuropa. -Abh. u. Ber. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden 26(10): 219-242  
 SCHIMMELPFENNIG, R. 1995: Zur Kleinsäugerfauna des Truppenübungsplatzes Döberitz - Ermittlung typischer Theriozöosen. -Method. feldök. Säugetierforsch. 1. -Wiss. Beitr. Univ. Halle: 295-302  
 SCHMIDT, A. 1976: Zur Bestimmung der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens* (PALLAS)) und Feldspitzmaus (*C. leucodon* (HERMANN)) nach Schädelmerkmalen. -Abh. u. Ber. Mus. Maurit. Altenburg 9: 149-152  
 SCHMIDT, A. 1977a: Zur Ernährungsökologie der Schleiereule, *Tyto alba* Scopoli. -Beitr. z. Vogelkd. 23(4): 233-244  
 SCHMIDT, A. 1977b: Neue Funde der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) im Osten der DDR. -Naturschutzarb. Berlin u. Brandbg. 13(3) 67-71  
 SCHMIDT, A. 1987: Weitere Funde der Gartenspitzmaus (*Crocicidura suaveolens*) im Bezirk Frankfurt (Oder). -Naturschutzarb. Berl. u. Brandenburg. 23(1): 17-24  
 SCHNURRE, O. 1961: Lebensbilder märkischer Waldkäuze (*Strix aluco* L.). -Milu 1: 83-124  
 STEIN, G. H. W. 1940: Zur Verbreitung einiger Kleinsäugertiere in der Mark. -Märk. Tierwelt 4: 186-190  
 STEIN, G. H. W. 1957: Zur Ökologie norddeutscher Gartenspitzmäuse. -Säugetierkd. Mitt. 4: 130  
 SYKORA, W. 1973: Gelbhalsmäuse, *Apodemus tauricus flavicollis* (Melchior) in Nisthöhlen flußferner Hartholzauen und naturnah bestockter Bachtälchen. -Abh. u. Ber. Naturkd. Mus. Maurit. Altenburg 8: 77-80  
 VLASAK, P. u. NIETHAMMER, J. 1990: *Crocicidura suaveolens* (Pallas, 1811) - Gartenspitzmaus. In: NIETHAMMER, J. u. KRAPP, F.: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 3/1: 397-428  
 WENDLAND, V. 1971: Die Wirbeltiere West-Berlins. -Sitzungsber. d. Ges. Naturforsch. Freunde zu Berlin (N.F.) 11: 5-128  
 ZÖPHEL, U. 1985: Kleinsäugerfunde im Bezirk Karl-Marx-Stadt durch Analyse von Schleiereulengewöllen. -Naturschutzarb. u. naturkundl. Heimatforsch. in Sachsen 27, 24-35

Die Abbildung in der Vignette S. 49, 52 zeigt die Feldspitzmaus

Verfasser

Dr. Axel Schmidt  
 Storkower Straße 11  
 D-15848 Beeskow

DIETER KÖHLER

## Aspekte der Ethökologie und deren Bedeutung für den Schutz der Wasserspitzmaus *Neomys fodiens*

Schlachworte: Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens*, Mammalia, Verhaltensökologie, Artenschutz

### 1. Einführung

Die größte einheimische Spitzmausart, die Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens*, ist wegen ihrer semiaquatischen Lebensweise ein interessanter Bestandteil unserer Fauna. Sie besitzt eine Reihe morphologischer Anpassungen, die es ihr ermöglichen, sich in diesem

Habitat zu behaupten. Charakteristisch sind u.a.: Borstensäume entlang der Zehen, ein Borstenkiel an der Schwanzunterseite, speziell strukturierte Grannenhaare und ein dichtes hydrophobes Fell.

Obwohl die Wasserspitzmäuse gegenwärtig nicht so selten sind, wie oft vermutet, und ihr Bestand relativ stabil ausgebildet ist, dürfte

ihre Häufigkeit in früheren Zeiten beträchtlich höher gewesen sein. Ein Umstand, der sich aus älterem Schriftentum ableiten läßt. Zum Beispiel berichtet der „Vogelpastor“ C.L. BREHM (1826) in der von ihm herausgegebenen Zeitschrift ORNIS in einem weniger bekannten, doch sehr eindrucksvollen Artikel über Wasserspitzmäuse. Er beschreibt



u.a. die guten Beobachtungsmöglichkeiten in Nähe menschlicher Siedlungen und gibt darüber hinaus Empfehlungen, wie die Art mit der Büchse zu jagen sei. Auch Anfang dieses Jahrhunderts wird noch von gehäuftem Auftreten der Art berichtet. Veränderungen des Lebensraumes, Fragmentierungen der Landschaft und Verfolgungen führten zum Rückgang. Gegenwärtig ist die Art in den Roten Listen der Bundesländer zu Recht in die Kategorie 3 (gefährdet) eingeordnet.

## 2. Nahrungsverhalten

Ihre Nahrung sucht die Wasserspitzmaus sowohl auf dem Land als auch unter Wasser. Der Anteil aquatischer Beutetiere schwankt zwischen 33 und 95 % (NIETHAMMER 1978 u.a.). Bei der Auswahl der Beuteobjekte betätigt sie sich als typischer Nahrungsopportunist. Es ist daher nicht verwunderlich, daß bei *N. fodiens* das breiteste Beutetierspektrum von 10 untersuchten paläarktischen Spitzmausarten festgestellt wurde (CHURCHFIELD 1994). Dabei wird jedoch eine Selektion betreffs der Größe vorgenommen. Der Vergleich der aufgenommenen terrestrischen Beutetiere zwischen *N. fodiens* und den im Untersuchungsgebiet syntop vorkommenden *Sorex araneus* und *S. minutus* ergab für *N. fodiens* eine Präferenz größerer Beuteobjekte (CHURCHFIELD 1984).

Unter den Beutetieren können Wasserschnecken z. T. einen hohen Anteil einnehmen. Größe und Artzugehörigkeit der Schnecken sind Parameter, die über deren Eignung als Nahrung entscheiden. Das Aufbeißen der Gehäuse der Schlamm- und Schnecke *Stagnicola palustris* z. B. bereitet ihnen weitaus mehr Mühe als das von *Lymnaea stagnalis*. Eine Schalendicke von  $> 0,3$  mm ist für die Tiere nicht zu bewältigen (KÖHLER 1984). Simultanwahlversuche, in denen *N. fodiens* zwischen den beiden o.g. Wasserschneckenarten bzw. zwischen unterschiedlichen Größenklassen von *L. stagnalis* zu unterscheiden hatte, ergaben eine Bevorzugung großer Exemplare. Die genaue Differenzierung der Beute wird unter Wasser i.d.R. nicht vorgenommen, denn die Tiere transportieren nicht selten Steine o.ä. unverwertbare Materialien an Land (KÖHLER 1984).

Die Bestimmung der Behandlungszeit (Beginn Aufbeißen der Schale bis Beendigung des Fressens des Körpers) ergab für 5 Wasserspitzmäuse, daß mit zunehmender Größe der Schneckenschale ( $\leq 25,0$  mm) diese Zeit linear und danach exponentiell anstieg (Abb. 1).

## 3. Lokomotion unter Wasser

Der Tauchvorgang ist energieaufwendig und deshalb versuchen die Tiere, diesen möglichst effektiv zu gestalten. So vermögen sie Beuteaggregationen zu nutzen und erhöhen damit ihre Chancen, in möglichst kurzer Zeit ausreichend Beutetiere aufzunehmen. In Experimenten erlernten sie sowohl die Lage un-

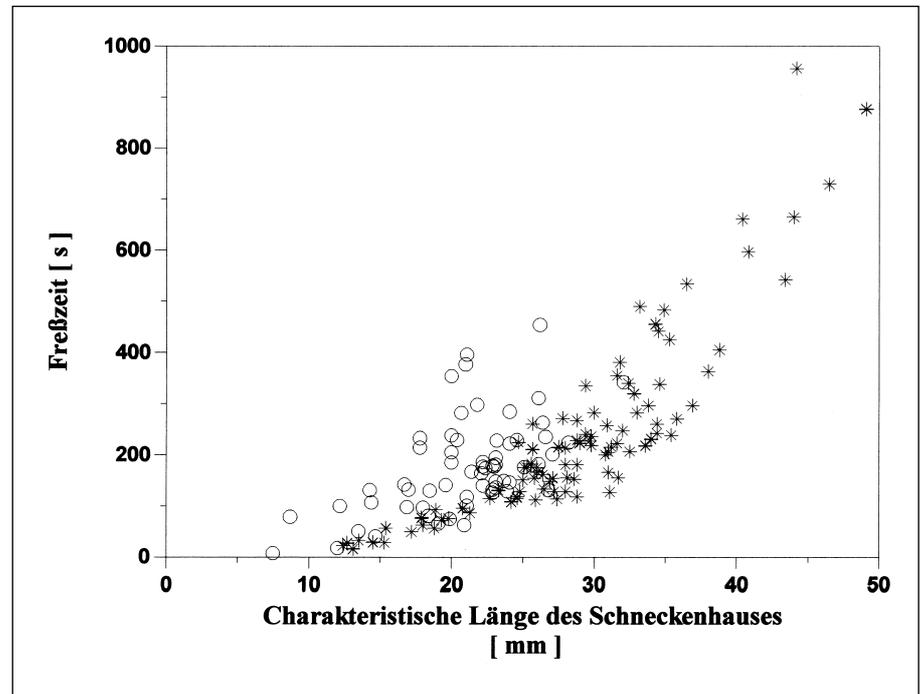


Abb. 1  
Abhängigkeit der Freßzeit (in s) von Gehäusegröße (in mm) der erbeuteten Wasserschnecken  
\* *Lymnaea stagnalis*  
o *Stagnicola palustris*

terschiedlicher Futterorte als auch sich verändernde Schwimmwege zu diesen Futterplätzen. Im Durchschnitt hatten sie nach 42 Versuchen die Position des neuen Futterortes erlernt. Die tauchenden Tiere orientierten sich vermutlich vorrangig mit Hilfe des kinästhetischen Sinnes. Im Nahbereich nutzen sie hauptsächlich ihren Tastsinn.

Die tauchende Wasserspitzmaus besitzt einen Auftrieb von  $0,74 \text{ g/cm}^3$ , das entspricht 38,9 % des Körpergewichtes (KÖHLER 1991a). Das bedeutet, die tauchende Spitzmaus muß mit einem hohen Vortrieb diesen starken Auftrieb überwinden und vermag nicht, wie hin und wieder berichtet, am Gewässerboden entlang zu laufen. Der Auftrieb versetzt sie wiederum in die Lage, Beute von nahezu dem eigenen Gewicht anzulanden. Mit Blei gefüllte 12,8 g schwere Schneckengehäuse brachten Wasserspitzmäuse (Eigengewicht: 16,0 g) noch an die Oberfläche.

Die maximale Tauchzeit betrug in Gefangenschaft im Durchschnitt 11,5 s ( $n = 11$ ) (KÖHLER 1991a). Geographische Unterschiede in der Tauchdauer scheinen, entsprechend den ökologischen Erfordernissen, zu existieren. CHURCHFIELD (1984) ermittelte in England für Tiere, die in flachen Wasserkressebeeten lebten, eine Tauchzeit von 4,0 s. SCHLOETH (1980) registrierte in der Schweiz max. 24 s für Spitzmäuse, die in einem 2 m tiefen Bach nach Nahrung suchten.

Kennzeichnend für die tauchende Wasserspitzmaus ist das silbrige Fell, hervorgerufen durch die zwischen den Haaren verbliebene Luft. Diese hydrophobe Eigenschaft des Fells wird in bedeutendem Maß durch die elektrostatische Aufladung der Haare bewirkt.

Um die Aufladung aufrecht zu halten, kriechen die Tiere nach dem Tauchgang durch dichten Pflanzenbewuchs. Fehlen derartige Möglichkeiten oder streicht man mit einem Antistatiktuch über das Fell, geht diese Eigenschaft verloren und das Fell wird naß.

## 4. Intra- und interspezifisches Verhalten

Die Wasserspitzmaus reagiert, im Gegensatz zu anderen Soricinen, weniger aggressiv gegenüber Artgenossen. Von SANDEN (1933) beobachtete im Winter mehrere Tiere, die sich an einer günstigen eisfreien Stelle dicht beieinander unter Eisbrocken aufhielten. In Untersuchungen mit radioaktiv markierten Wasserspitzmäusen stellte CANTONI (1993) einen Aktionsraum für *N. fodiens* entlang einer ca. 54 m langen Uferlinie fest. Andere Autoren ermittelten 20 bis 24 m (ILLING et al. 1981) bzw. 80 m (RICHTER 1953) und STEIN 1975 errechnete 300 bis 500 m. Die Reviere der einzelnen Tiere überlappen sich im Grenzbereich und erstrecken sich parallel zur Uferlinie. Meist haben sie nur eine geringe Ausdehnung in den uferabgewandten Bereich. Van BEMMEL u. VOESENEK (1984) fingen in einem Abstand von 50 cm vom Ufer nur noch einen Anteil von 6,2 % *N. fodiens*. Diese hohe Uferbindung erklärt die geringe Repräsentanz in den Populationsuntersuchungen an Kleinsäufern. In einer zweijährigen Untersuchung der Kleinsäugerzönose am Ufer eines Fließgewässers ergaben sich folgende Dominanzbeziehungen: *N. fodiens* (35,4 %), *Apodemus agrarius* (34,2 %), *S. araneus* (29,1 %) und *A. flavicollis* (1,3 %). Wie die Brandmaus erreicht die Wasserspitzmaus in diesem Saumbiotop

den eudominanten Status. Nicht berücksichtigt ist die Schermaus, die als Ufergestalter eine wichtige Rolle in der Zoozönose einnimmt. Durch ihre Grabtätigkeit schafft sie auch für *N. fodiens* die erforderlichen Requisiten.

## 5. Lebensraum

Die Bedeutung der Uferstrukturen für die Wasserspitzmaus hat SCHRÖPFER (1983) überzeugend dargestellt. Der Autor konnte nachweisen, daß reichstrukturierte Uferbereiche häufiger aufgesucht werden, und die Spitzmäuse in diesen Bereichen länger verweilen. Strukturärmere Abschnitte werden rasch durchquert. Reichgegliederte, gut strukturierte Ufer bieten den nötigen Schutz vor Feinden. Anzutreffen sind die Wasserspitzmäuse an unterschiedlich gestalteten Uferpartien. An Stellen, wo durch Auskolkungen die Strömung gemindert wird bzw. Flachwasserbereiche vorhanden sind, suchen besonders die an stark strömenden Gewässern lebenden Wasserspitzmäuse bevorzugt nach Nahrung (KÖHLER 1991b). Des weiteren benötigt sie aber auch Uferpartien, die durch einen steileren Böschungswinkel ein direktes Abtauchen vom Ufer aus ermöglichen. Unterschiedliche Strömungsbedingungen sind ein wichtiges Strukturelement für *N. fodiens*. Nach der Habitatwahl ist *N. fodiens* als stenök einzustufen. Obwohl unter Bedingungen der ökologischen Entspannung (ecological release), wie von der Insel Texel (Niederlande) bekannt, die Wasserspitzmaus nicht nur aquatische Lebensräume besiedelt, sondern auch die nicht besetzten Nischen der fehlenden Soriciden (vgl. van LAAR 1981).

## 6. Verbreitung und Populationsdichte

Die Populationsdichte der Wasserspitzmaus ist wesentlich geringer als die der Waldspitzmaus. Für Deutschland ermittelte STEIN (1975) anhand der Auswertung von Gewölluntersuchungen ein Verhältnis von 100 *S. araneus* : 5,1 *N. fodiens*. DOLCH (1995) erhielt nur ein Verhältnis von 100 : 1,0, wobei beträchtliche lokale Schwankungen zu registrieren waren. Es steht jedoch außer Zweifel, daß auch Gewöllanalysen für *N. fodiens* die Bestandssituation nur unzureichend reflektieren. Erforderlich ist die Erfassung der ökologischen Populationsdichte, d. h. die Dichte, die ausschließlich auf die *N. fodiens* zuzugewandene Fläche bezogen wird.

Gegenüber den anderen Soriciden weist *N. fodiens* folgende Vorteile auf:

1. Sie vermag sowohl terrestrische als auch aquatische Nahrung zu nutzen.
2. Physisch ist sie den anderen syntop vorkommenden Arten überlegen.

Damit ergibt sich die Frage, weshalb besitzt die Wasserspitzmaus – trotz der theoretisch bestehenden Möglichkeit – keine weitere Verbreitung.

Ein wichtiger limitierender Faktor ist offenbar der höhere absolute Nahrungsbedarf, der sich besonders in der pessimalen Jahreszeit

auswirkt. Infolge des höheren Körpergewichtes benötigt *N. fodiens* in dieser Jahreszeit, in der Mangel an Kleintieren besteht bzw. diese schwierig aufzuspüren sind, eine größere Anzahl von Beutetieren oder braucht länger als die kleineren *Sorex*-Arten, um sie in ausreichender Menge zu erlangen (vgl. AITCHINSON 1987). Bei den *Sorex*-Arten ist zwar die Relation Körperoberfläche : Körpervolumen ungünstiger, und damit sind die thermischen Verluste größer, jedoch, und das ist entscheidend, benötigen diese für ihren täglichen Energiebedarf die absolut geringere Anzahl von Beuteobjekten. Kalte Winter können somit einen erheblichen Einfluß auf die Abundanz der Population ausüben. Der Winter 1995/96 mit einer außergewöhnlich langen Kälteperiode, geringen Schneelagen und mehrmonatiger Eisbedeckung ließ einen erheblichen Rückgang der Wasserspitzmaus erwarten. Jedoch das Gegenteil war der Fall. Mit einem Fallenbesatz von 17 % konnten im März und April mehr Tiere gefangen werden als nach den milden Wintern der Vorjahre (1994 = 7 %, 1995 = 0 %). Die im Herbst unterbliebene Krautung des Untersuchungsgewässers könnte ein wesentlicher Grund für diesen unerwarteten Effekt gewesen sein.

## 7. Schutzmöglichkeiten

Ursachen für den langfristigen Rückgang sind in erster Linie in Veränderungen der Gewässerstruktur zu suchen und weniger in der direkten Verfolgung durch den Menschen. Eine Verschlechterung der Wasserqualität wird bis zu einem bestimmten Grad toleriert, kann sich aber indirekt über den Rückgang der Beutetiere auf das Vorkommen der Wasserspitzmaus auswirken.

Der Verbau der Gewässerufer zerstört kleinräumige Strukturen und fördert die Isolierung der Metapopulationen. Gewässerunterhaltungsmaßnahmen führen zu erheblichen lokalen Populationseinbrüchen bei verschiedenen Tiergruppen. Diese Maßnahmen, deren Notwendigkeit seit langem umstritten ist, bewirken meist nur eine geringfügige Absenkung des Wasserspiegels. Sie führen aber im Uferbereich, infolge des Maschineneinsatzes zu Zerstörungen der Ufervegetation, Verlust an Kleinstrukturen und zur Verringerung des Makrozoobenthos.

Sie bringen die Vegetation ständig in ein Anfangsstadium mit erheblichen Biomassezuwächsen und unterbinden die Ausbildung von stabilen Folgestadien (WATERSTRAAT 1991). Besonders in naturnahen Fließgewässern und natürlich in Naturschutzgebieten müssen derartige Maßnahmen unterbleiben. Besonders Herbstkrautungen, auch wenn sie unter anderen Aspekten das Mittel der Wahl sind, entwerten diese Uferbereiche bis in den Frühsommer hinein. Erst mit verstärktem Aufkommen der Vegetation eignen sie sich wieder als Lebensraum für *N. fodiens*. Gerade in einer schwierigen Jahreszeit können diese Gewässerbereiche nicht genutzt werden. Weiterhin kann man davon ausgehen, daß *N. fodiens* nicht in der Lage ist, im Winter unter dem Eis zu tauchen und dort nach

Nahrung zu suchen. RUTHARDT (1990) ermittelte im terrestrischen und aquatischen Bereich die gleiche Anzahl von Beuteobjekten, aber im Winter ist an Land die Biomasse größer. Ein ausreichend breiter unbewirtschafteter Gewässerrandstreifen, der genügend terrestrische Nahrung bietet, kann daher während dieser Jahreszeit sehr wichtig sein. Entscheidend ist, daß es gelingen muß, die Fließgewässer entsprechend ihrer ökologischen Bedeutung in unserer Landschaft zu erhalten bzw. ihnen diese Funktion durch Renaturierung oder Revitalisierung und behutsame Pflege wieder zuzuweisen. Dabei sollten insbesondere die folgenden Schwerpunkte berücksichtigt werden (s. GUNKEL 1996, WATERSTRAAT 1991):

- a. Keine Krautungsmaßnahmen in Naturschutzgebieten und naturnahen Fließgewässern, möglichst eine Selbstentwicklung gewähren; falls kein ausreichender Abfluß möglich ist, nur halbseitige und abschnittsweise Gewässerunterhaltungsmaßnahmen.
- b. Belassen von Totholz im Gewässer, da durch diese natürlichen Wehre sich wechselnde Strömungsverhältnisse einstellen, die länger eisfrei bleiben können.
- c. Keine Böschungsarbeiten und Uferbefestigungen, die zu einer Zerstörung der Uferstrukturen führen.
- d. Durch Extensivierung eines mindestens 5 m breiten Uferstreifens sollen naturnaher Verhältnisse erreicht werden.
- e. Arbeiten sind nur in mehrjährigen Abständen auszuführen, um negative ökologischen Folgen zu minimieren.
- f. Kein weiterer Verbau von Gewässern.
- g. Einordnen der Gewässer in langfristige Naturschutzplanungen auf Kreisebene und Erstellen von Gewässerplänen, die die Belange des modernen Naturschutzes umfassend berücksichtigen.

Die Wasserspitzmaus besitzt trotz ihrer stenöken Habitatwahl, eine breite ökologische Valenz und ist durch aus in der Lage, verlorene Habitate wieder zu besiedeln.

## 8. Summary

*Neomys fodiens* is considered to be endangered in all German laender, but it does not be as rare as often reported. On one hand the lack of special investigations leads to this impression and on the other hand in general studies on population density of micromammals or in investigations of owl pellets this shrew is incompletely represented.

In former times *Neomys* was more common, even in the vicinity of human buildings, as written e.g. by C. L. Brehm. Habitat loss by regulation of running waters or destruction of banks and their surrounding are the main causes of its population decrease. During the pessimal seasons this species needs also enough terrestrial food sources, because it may hardly be capable to dive under ice and search for food on the ground under these circumstances. Therefore intact stripes of vegetation along the banks may increase the Water shrew's chance to survive. Besides a

short review of some behavioural aspects recommendations for improving the conditions of the habitat were given.

#### Literatur

AITCHINSON, C.W. 1987: Review of winter trophic relations in soricine shrews. -Mammal. Rev. 17:1-27  
 BREHM, C.L. 1826: Die einheimischen Wasserspitzmäuse. -Ornis 2. Reprint Zentralantiquariat der DDR 1987: 25-56  
 BEMMEL, A.C. van u. VOESENEK, L.A.C.J. 1984: The home range of *Neomys fodiens* (Pennant 1771) in the Netherlands. -Lutra 27: 148-153  
 CANTONI, D. 1993: Social and spatial organization of free-ranging shrews, *Sorex coronatus* and *Neomys fodiens* (Insectivora, Mammalia). -Anim. Behav. 45: 975-995  
 CHURCHFIELD, S. 1984: An investigation of the population ecology of synoptic shrews inhabiting water-cress beds. -J. Zool. 204: 229-240  
 CHURCHFIELD, S. 1994: Foraging strategies of shrews, and the evidence of field studies. In: MERRITT, J.F.; KIRKLAND jr. G.L. u. ROSE, R.K.: Advances in the biology of shrews. -Carnegie Mus Nat. Hist. Spec. Publ. Nr. 18: 77-88  
 DOLCH, D. 1995: Beiträge zur Säugetierfauna des

Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirkes Potsdam. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft 3: 1-95  
 GUNKEL, G. 1996: Renaturierung kleiner Fließgewässer. G. Fischer Jena, Stuttgart. -471 S.  
 ILLING, K.; ILLING R. u. KRAFT, R. 1981: Freilandbeobachtungen zur Lebensweise und zum Revierverhalten der Europäischen Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens* (Pennant 1771). -Zool. Beitr. 27: 109-122  
 KÖHLER, D. 1984: Zum Verhaltensinventar der Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*). -Säugetierkd. Inform. 2: 175-199  
 KÖHLER, D. 1991a: Notes on the diving behaviour of the Water shrew, *Neomys fodiens* (Mammalia, Soricidae). -Zool. Anz. 227: 218-228  
 KÖHLER, D. 1991b: Notizen zum Vorkommen von *Neomys fodiens* am mittleren Jenissej. -Säugetierkd. Inf. 3: 227-234  
 LAAR, V. van 1981: The wadden sea as a zoological barrier to the dispersal of terrestrial mammals. In: WOLFF, W.J. Report 10. Terrestrial and freshwater fauna of the Wadden Sea area: 231-266  
 RICHTER, H. 1953: Zur Kenntnis mittelsächsischer Soriciden. -Z. Säugetierkd. 18: 171-181  
 RUTHARDT, M. 1990: Ein öko-ethologischer Ansatz zur Erklärung der semiaquatischen Lebensweise der Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens* Pennant 1771). Dissertation Universität Osnabrück.

SANDEN v., W. 1933: Die Wasserspitzmaus. In: GUJA: Leben am See der Vögel. -Königsberg:129-143  
 SCHLOETH, R. 1980: Freilandbeobachtungen an der Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens* (Pennant 1771), im Schweizerischen Nationalpark. -Rev. suisse Zool. 87: 937-939  
 SCHRÖPFER, R. 1983: Die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens* Pennant 1771) als Biotopgüteanzeiger für Uferhabitate an Fließgewässern. -Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1983: 137-141  
 STEIN, G.H.W. 1975: Über die Bestandsdichte und ihre Zusammenhänge bei der Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens* (Pennant). -Mitt. Zool. Mus. Berlin 51: 187-198  
 WATERSTRAAT, A. 1991: Unterhaltung, Bewirtschaftung und Ausbau von Fließgewässern - Naturschutz im Spannungsfeld zwischen betriebswirtschaftlichen und ökologischen Anforderungen. 2. Neubrandenburger Wasserkolloquium. -BWK Bd. 1993: 81-92

#### Verfasser

Dr. Dieter Köhler  
 Hänflingsteig 10  
 D-12685 Berlin

DIETRICH VON KNORRE

## Wie sicher können Wald- (*Sorex araneus*) und Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*) bei Gewöllanalysen erkannt werden ?

Schlagwörter: Waldspitzmaus (*Sorex araneus*), Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*), Gewöllanalyse, Schädelmerkmale, Verbreitung

### 1. Einleitung

Seit den inzwischen klassischen Arbeiten von UTTENDÖRFER und MÄRZ zur Ernährung der Greifvögel und Eulen stützt sich die Faunistik der Kleinsäuger in hohem Maße auf die Ergebnisse aus der Analyse von Eulengewöll. Diesbezügliche Befunde sind das Resultat zeitaufwendiger Untersuchungen, die überwiegend von Freizeitforschern, die sich in die Methodik der Gewöllanalyse eingearbeitet haben und die Kleinsäuger nach Zähnen und Schädelfragmenten, somit nach morphologischen Merkmalen unterscheiden, geleistet werden.

Mit der fortschreitenden Entdeckung nahverwandter und daher skelett- bzw. zahnmorphologisch sehr ähnlicher Artenpaare praktisch in allen Familien der heimischen Kleinsäuger ergaben und ergeben sich jedoch für viele Freizeitforscher Grenzen, die ihnen durch ihre technischen Hilfsmittel gesetzt sind. Bislang gelang es jedoch immer wieder durch subtile Untersuchungen, differenzierende morphologische Merkmale zu finden, die mit einfachen Meßinstrumenten objektiv erfassbar sind und damit auch dem nur auf private Mittel angewiesenen Forscher die weitere Arbeit ermöglichen.

Ein besonders schwer zu trennendes Artenpaar bilden die beiden nah verwandten Arten Wald- und Schabrackenspitzmaus, die lange

Zeit nur anhand ihrer Karyotypen oder mit biochemischen Methoden eindeutig differenziert werden konnten. Dank gründlicher Studien, insbesondere von HAUSSER und JAMMOT (1974), PIEPER (1978), HANDWERK (1987), HAUSSER (1990) u. a. gelang es in neuerer Zeit, Schädelmerkmale zu finden, die eine Unterscheidung der beiden Arten mit Hilfe von Diskriminanzfunktionen ermöglichen. Erschwerend kommt jedoch bei diesem Artenpaar hinzu, daß die ausgewählten Meßstrecken eine erhebliche geographische Variation zeigen, weshalb die Befunde nicht unbedenken auf andere Gegenden übertragen werden können.

In einer sehr gründlichen Studie haben TURNI und MÜLLER (1993 und 1996) an einem größeren Material flächendeckend für Baden-Württemberg von biochemisch sicher bestimmten Tieren die morphologischen Schädelmerkmale überprüft und dabei zeigen können, daß beim Vorliegen kompletter Schädel eine sichere Arttrennung mit einer Diskriminanzfunktion möglich ist. Damit läßt sich die bislang bestehende Unsicherheit für

Gewölluntersuchungen, als Voraussetzung für eine flächendeckende Kleinsäugerfaunistik, erheblich reduzieren. Die bereits betonte starke Variabilität der Schädelmerkmale bedingt jedoch, daß immer wieder Funde gemacht werden, deren eindeutige Zuordnung

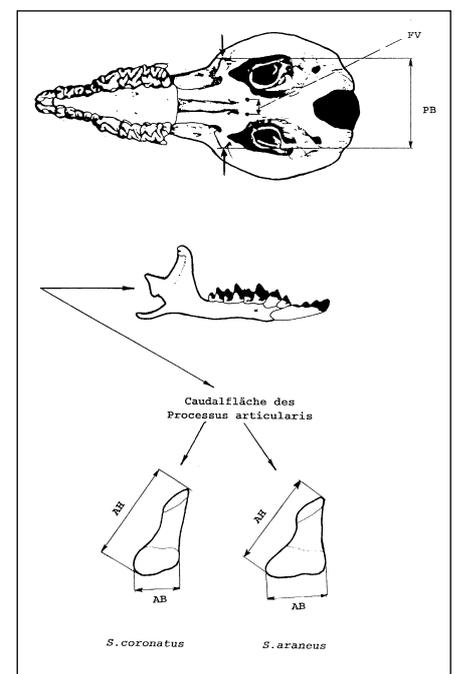
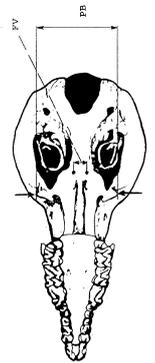


Abb. 1

Verwendete Meßstrecken am Oberschädel (FV = Abstand der Foramina vascularia; PB = Abstand der Postglenoidforastätze) und am Unterkiefer (Caudalfläche des Processus articularis) nach TURNI u. MÜLLER (1996) zur Differenzierung zwischen Wald- und Schabrackenspitzmaus

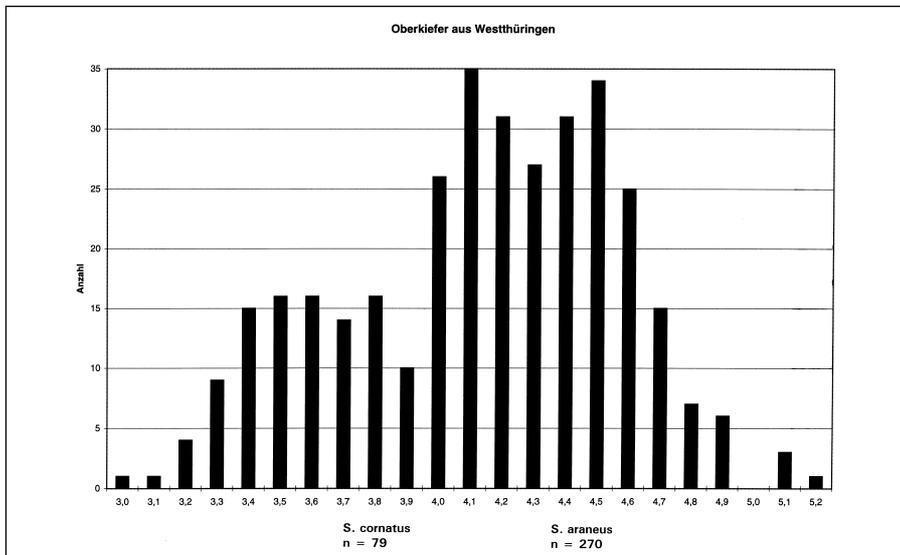


Abb. 2  
Verteilung der Quotienten aus den ermittelten Meßstrecken am Oberkiefer – Überlappungsbereich zwischen 3,7 bis 3,9

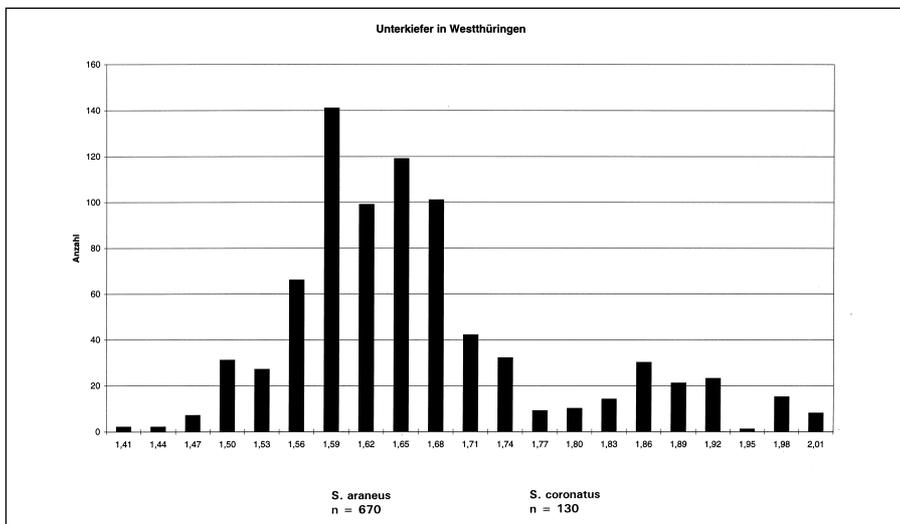


Abb. 3  
Verteilung der Quotienten aus den ermittelten Meßwerten am Unterkiefer – Überlappungsbereich zwischen 1,7 und 1,8

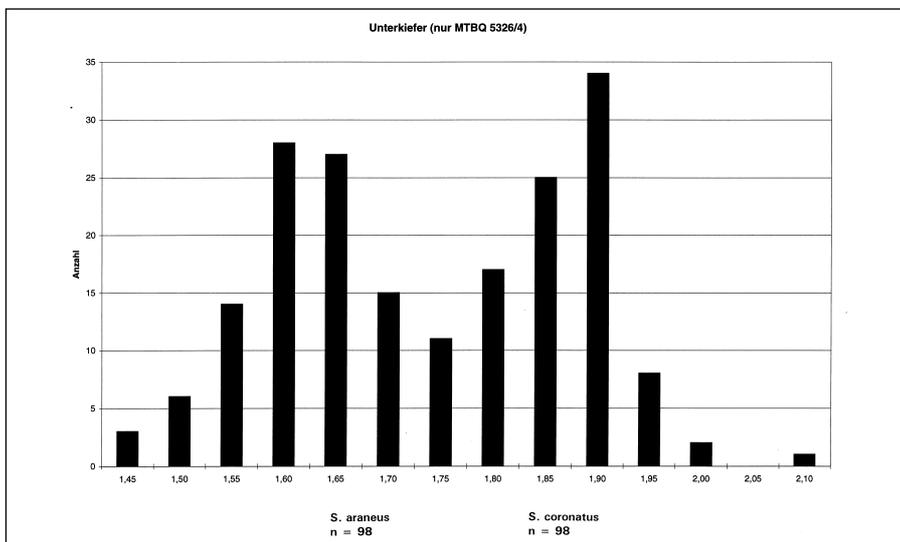


Abb. 4  
Typischer Doppelgipfel von einem Fundort mit sympatrischen Vorkommen von *S. araneus* und *S. coronatus*. MTBQ = Meßtischblattquadrant

Schwierigkeiten bereitet. Werden derartige fragliche Stücke dann als Einzelfunde Fachkollegen zur Überprüfung vorgelegt, sind Fehldiagnosen nicht auszuschließen. Die richtige Determination solcher Schädel kann jedoch relativ leicht erhöht werden, wenn die Variationsbreite der lokalen Serie mit Berücksichtigung findet.

Seit den ersten Nachweisen von *Sorex coronatus* in der hessischen Rhön durch PIEPER (1978) konnte auch mit dem Auftreten dieser Art weiter östlich gerechnet werden – eine Vermutung, die durch die Befunde von ERFURT (1986) sowie ERFURT und STUBBE (1986) offenbar ihre Bestätigung fand. Umfangreichere Messungen an Schädelserien von verschiedenen Thüringer Fundpunkten ließen jedoch Zweifel an den östlich der Rhön erfolgten Nachweisen aufkommen.

Vorliegende Untersuchung erfolgte im Rahmen der Festlegung der östlichen Verbreitungsgrenze von *Sorex coronatus*, deren Verlauf in Thüringen vermutet wurde. Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. J. Erfurt (Halle), der mir in kollegialer Weise seine gesamten fraglichen Serien und Einzelfunde aus dem Bestand der Sammlung des Zoologischen Institutes der Universität Halle heraussuchte und zur Überprüfung zur Verfügung stellte sowie Herrn H. Turni (Tübingen), der mir bei der Einarbeitung in seine Untersuchungsmethode behilflich war.

## 2. Methode und Diskussion

Entsprechend den Angaben bei HANDWERK (1987) sowie TURNI und MÜLLER (1993 u. 1996) wurden zur Diagnose der Oberkiefer der Quotient aus dem Abstand der Postglenoidfortsätze und dem Abstand der Foramina vascularia (Lochmitte) gebildet sowie am Unterkiefer aus den gut meßbaren Strecken (Höhe und Breite) an der Caudalfläche des Processus articularis (genaue Abbildung der Meßstrecken s. TURNI u. MÜLLER 1996) (Abb.1). Nur bei frischem Gewöllmaterial war eine exakte Zuordnung der beiden Kieferhälften und damit eine Bestimmung mit der von TURNI und MÜLLER (1993 u. 1996) mitgeteilten Diskriminanzfunktion möglich. Diese Schädel boten jedoch die Möglichkeit, die lokale Variationsbreite der Quotienten für Ober- und Unterkiefer getrennt zu nutzen und damit auch ältere Gewöllfunde in die Untersuchung einzubeziehen. In der graphischen Umsetzung (Abb. 2 u. 3) ergibt sich jeweils für beide Quotienten an Schädeln aus Westthüringen ein Doppelgipfel, mit einem kritischen, da artlich nicht sicher zu differenzierenden Übergangsbereich. Für die weitere Betrachtung erscheint es jedoch wesentlich, daß an Fundstellen, an denen beide Arten sympatrisch vertreten sind, sie etwa zu gleichen Anteilen in der Liste der Beutetiere nachgewiesen werden konnten (Abb. 4). Offenbar bestehen keine oder nur geringe Unterschiede in den ökologischen Ansprüchen beider Arten. Entsprechende Schlüsse lassen sich auch aus den Beobachtungen von BERGER u. a. (1992) für ihre Befunde aus dem

Westfälischen Bergland ableiten. Zusammen mit den Ergebnissen aus den exakt durch die Diskriminanzfunktion getrennten Schädeln konnte dadurch die lokale Variationsbreite und der Überschneidungsbereich ermittelt werden. Daraus läßt sich folgern, daß in einer eingipfeligen Serie, dessen Hauptgipfel durch die Variationsbreite von *Sorex araneus* gebildet wird auch diejenigen Schädel noch zu *Sorex araneus* gestellt werden müssen, deren

Quotient im Überschneidungsbereich zu *Sorex coronatus* liegt. Werden derartige Schädel jedoch herausgelöst und einzeln betrachtet, so kann dies leicht die Ursache für eine Fehldiagnose sein (Abb. 5). Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, daß die auf der Grundlage der Analyse von Schleiereulengewöllen ermittelte Verbreitungsgrenze von *Sorex coronatus* in der östlichen Rhön und im weiter nördlich angrenzenden Teil Thürin-

gens sich z. T. zwischen benachbarten Dörfern extrem scharf abzeichnet (Abb. 6). Ähnlich deutlich verläuft auch die Nordgrenze der Sumpfspitzmaus (*Neomys anomalus*) in Ostthüringen (v. KNORRE unveröff.). Während an dem einen Fundplatz (Kirchturm) noch der prozentuale Anteil beider Arten auch bei wiederholten Aufsammlungen nahezu 1 : 1 beträgt, fehlt *Sorex coronatus* bereits im Nachbardorf oder ihr Anteil sinkt auf 25 : 1 ab. Durch die räumliche Nähe beider Fundstellen (unter 5 km) kann ein Wechsel der Schleiereule und damit eine Verschleppung dieser einzelnen Spitzmaus dabei nicht ausgeschlossen werden.

	n	MTBQ
1,55 ————— 1,73	14	4841/4
1,50 ————— 1,72	23	5126/4
1,52 ————— 1,70	61	5141/4
1,51 ————— 1,71	20	4526/4
1,46 ————— 1,73 1,80	49	5227/2
1,48 ————— 1,73	36	5227/2
1,48 ————— 2,04	43	5227/3

Abb. 5  
Verteilung der Quotienten von Unterkiefermeßdaten von 7 unterschiedlichen Fundplätzen aus dem Grenzbereich von *Sorex coronatus*. MTBQ 5227/3 mit Nachweisen beider Arten; MTBQ 5227/2 zwei Aufsammlungen, dabei ein Einzelfund von *Sorex coronatus*

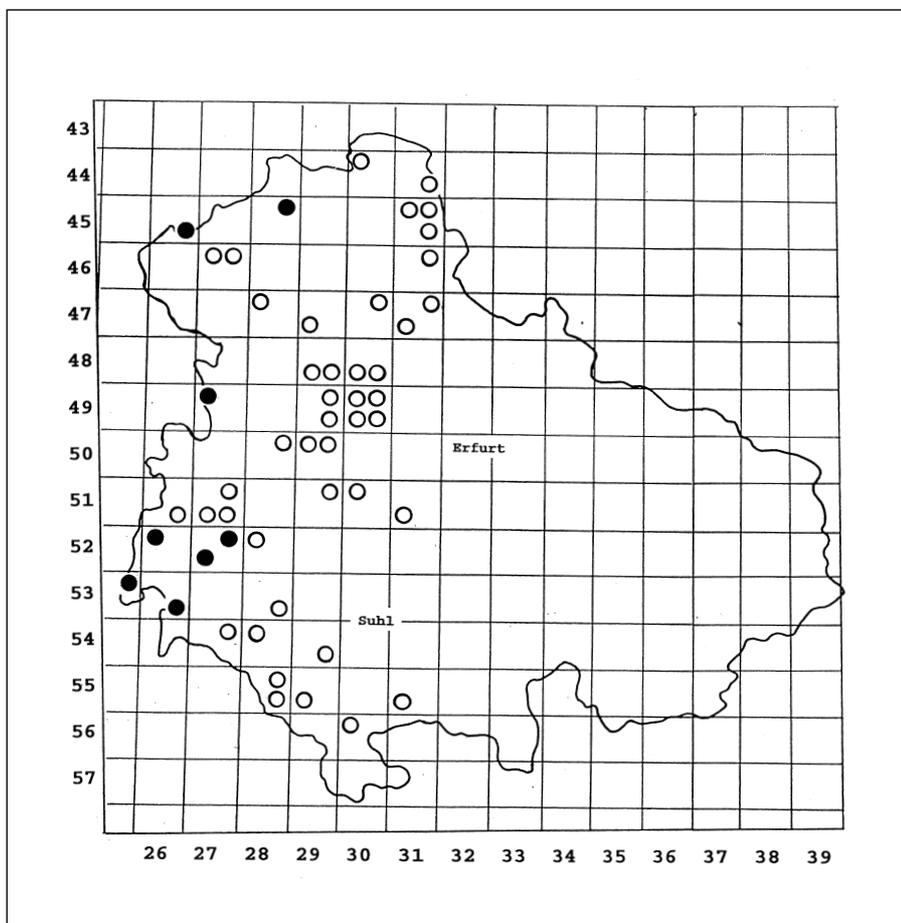


Abb. 6  
Meßtischblattquadranten mit Funden von Gewöllserien im Bereich der östlichen Verbreitungsgrenze der Schabrackenspitzmaus in Thüringen, die auf Vorkommen der beiden Spitzmausarten überprüft wurden. Geschlossene Kreise entsprechen Vorkommen der beiden Arten (*S. coronatus* u. *S. araneus*), offener Kreis nur Nachweis der Waldspitzmaus (*S. araneus*)

### 3. Summary

It is possible to differentiate between *Sorex araneus* and *Sorex coronatus* by the characteristics of their skull. To avoid wrong diagnosis it is necessary to investigate the variety of the measured values and to interpret single finds in the overlapping area of the curves of the two species as extreme values and not as a proof of the other species.

#### Literatur

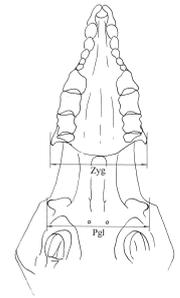
- BERGER, M.; FELDMANN, R.; REHAGE, N.O. u. SKI-BA, R. 1992: Kleinsäugetier-Zönosen bachbegleitender Feuchtgebiete des südwestfälischen Berglandes. -Abh. Westf. Mus. Naturkd. -Münster 54: 1-47
- ERFURT, J. 1986: Nachweis der Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus* MILLET, 1828) für die DDR. -Säugetierkd. Inf. 2 (10): 337-339
- ERFURT, J. u. STUBBE, M. 1986: Die Areale ausgewählter Kleinsäugetierarten in der DDR. -Hercynia N.F. 23: 257-304
- HANDWERK, J. 1987: Neue Daten zur Morphologie, Verbreitung und Ökologie der Spitzmäuse *Sorex araneus* und *S. coronatus* im Rheinland. -Bonn. zool. Beitr. 38: 273-293
- HAUSSER, J. 1990: *Sorex coronatus* MILLET, 1828 – Schabrackenspitzmaus. In: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 3/1. Hrsg.: J. NIETHAMMER u. F. KRAPP, AULA-Verlag Wiesbaden: 279-286
- HAUSSER, J. u. JAMMOT, D. 1974: Etude biométrique des machoires chez les *Sorex* du groupe *araneus* en Europe continentale (Mammalia, Insectivora). -Mammalia 38: 324-343
- PIEPER, H. 1978: Zur Kenntnis der Spitzmäuse (Mammalia, Soricidae) in der Hohen Rhön. -Beitr. Naturkd. Ostthessen 13/14: 101-106
- TURNI, H. u. MÜLLER, E.F. 1993: Unterscheidung von Waldspitzmaus (*Sorex araneus*) und Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*) anhand von Schädelmerkmalen. -Poster anlässlich der 67. Hauptversammlung der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde in Tübingen. Kurzfassung der Vorträge und Posterdemonstration: 71
- TURNI, H. u. MÜLLER, E.F. 1996: Unterscheidung der Spitzmausarten *Sorex araneus* L., 1758 und *Sorex coronatus* MILLET, 1828 mit Hilfe einer neuen Diskriminanzfunktion. -Z.Säugetierkd. 61: 73-92

#### Verfasser

Dr. Dietrich von Knorre  
Friedrich-Schiller-Universität Jena  
Phyletisches Museum  
Vor dem Neutor 1  
D-07743 Jena

MARCUS PRIBBERNOW

# Biometrische Untersuchungen an Waldspitzmäusen (*Sorex araneus* Linné, 1758) und Schabrackenspitzmäusen (*Sorex coronatus* Millet, 1828)



Schlagwörter: Morphologie, Waldspitzmaus (*Sorex araneus*), Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*)  
 Key words: morphology, Common Shrew (*Sorex araneus*), Jersey Shrew (*Sorex coronatus*)

## 1. Einleitung

Die morphologisch sehr ähnlichen Arten *Sorex araneus* (Waldspitzmaus) und *Sorex coronatus* (Schabrackenspitzmaus) lassen sich karyologisch (MEYLAN 1964) wie auch biochemisch (CATZEFLIS et al. 1982) relativ eindeutig trennen. Für felldbiologische Arbeiten größeren Umfangs sind diese Methoden jedoch zu aufwendig. Daher wurde in den letzten Jahren nach geeigneteren Bestimmungsmethoden gesucht.

Äußerlich unterscheiden sich die beiden Arten nur wenig. Zwar sind in der Fellfärbung gewisse Unterschiede erkennbar, die intra-

spezifische und regionale Variabilität ist jedoch zu groß, um die Tiere sicher bestimmen zu können (OLERT 1973, HANDWERK 1987, NEET 1992).

Untersuchungen zur Schädelmorphologie führten zu einer Reihe von biometrischen Merkmalen. So beschreibt OLERT (1973) eine gewisse Differenzierung der Unterzahnreihenlängen, jedoch mit einem relativ großen Überschneidungsbereich.

Mit der von HAUSSER und JAMMOT (1974) entwickelten Diskriminanzfunktion gelang erstmals eine biometrische Trennung des von ihnen untersuchten Schweizer Materials. Allerdings muß die Funktion wegen der geographischen Variabilität beider Arten regionalen angepaßt werden. Außerdem ist die Meßmethode relativ aufwendig, so daß dieses Verfahren für Gewöllanalysen ungeeignet erscheint.

HANDWERK (1987) fand weitere Meßstrecken am Ober- und Unterkiefer, die zur Determination herangezogen werden können. Mit Hilfe von zwei Maßen am Processus articularis erreichte er eine fast vollständige Trennung der beiden Arten. Bisher war aber noch unklar, inwieweit sich diese Methode überregional anwenden läßt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher, die Qualität der vorliegenden Unterscheidungsmerkmale zu prüfen. Neben der Genauigkeit sollte dabei auch die schnelle und einfache Handhabung ein wichtiges Kriterium sein, um die Methoden in umfangreicheren faunistischen Untersuchungen verwenden zu können.

## 2. Material und Methode

Für die Untersuchung wurden 280 Exemplare aus der Sammlung des Museums für Naturkunde Berlin herangezogen. Das Material stammt von verschiedensten Fundorten. Neben Präparaten aus ganz Deutschland sind auch 63 französische und 13 niederländische Tiere enthalten. Anhand dieser heterogenen Zusammenstellung ließ sich gut die überregionale Gültigkeit der Bestimmungsmerkmale testen.

Die Messungen wurden unter einem Stereomikroskop mit Okularmikrometer vorgenommen. Um die Unterschiede zwischen den Merkmalsverteilungen beider Arten zu prüfen, wurde der t-Test (LORENZ 1988) durchgeführt. Da eine Normalverteilung der Daten

Voraussetzung für diesen Test ist, mußte vorher mit Hilfe der Lillifors-Modifikation des Kolmogoroff-Smirnoff-Tests (SACHS 1992) die Wahrscheinlichkeit einer solchen Verteilung ermittelt werden.

## 3. Ergebnisse

Im Laufe der Untersuchung zeigte sich, daß anhand der Schädelform, wie z. B. der von HAUSSER und JAMMOT (1974) angegebenen Neigung des Processus coronoideus, keine eindeutige Unterscheidung zwischen *S. araneus* und *S. coronatus* möglich ist. Erst mit Hilfe von Meßwerten gelang eine Differenzierung zwischen beiden Arten.

Ohne hier auf alle Meßstrecken genauer eingehen zu können, läßt sich festhalten, daß sich mit zwei von HANDWERK (1987) beschriebenen Indices das Material am besten und einfachsten trennen ließ. Die dafür verwendeten 4 Meßstrecken zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Merkmalsverteilungen beider Arten (t-Test,  $\alpha=0,05$ ). Von den 280 untersuchten Individuen konnten damit 97,8 % eindeutig bestimmt werden. Dies gelang trotz der breiten geographischen Verteilung der Fundorte, ohne die Grenzwerte regional anpassen zu müssen.

Nach HANDWERK (1987) ist bei *S. araneus* die Postglenoidbreite (Pgl) meist größer als der Abstand der Maxillarfortsätze (Zyg), bei *S. coronatus* dagegen meist kleiner (Abb. 1). Auch das von mir untersuchte Material zeigt deutliche Unterschiede hinsichtlich dieser Merkmale. Der Überschneidungsbereich der gebildeten Indices beschränkt sich auf den Wert 0,99 (Tab. 1).

Ein weiteres Merkmal leitet sich aus Unterschieden in der Form des Processus articularis ab. In der Kaudalansicht ist bei *S. coronatus* die untere Kaufläche kleiner als bei *S. araneus* und der Gesamtumriß erscheint schlanker. Aus den Maßen Höhe (H) und Breite (B) des Proc. articularis (Abb. 1) ergibt sich ein Index H/B (HANDWERK 1987), der einen relativ geringen Überschneidungsbereich (1,45 bis 1,47) aufweist (Abb. 2).

## 4. Diskussion

In der vorliegenden Untersuchung erwiesen sich die von HANDWERK (1987) beschriebenen Indices Pgl/Zyg und H/B als zuverlässige Bestimmungsmerkmale. Allerdings mußten

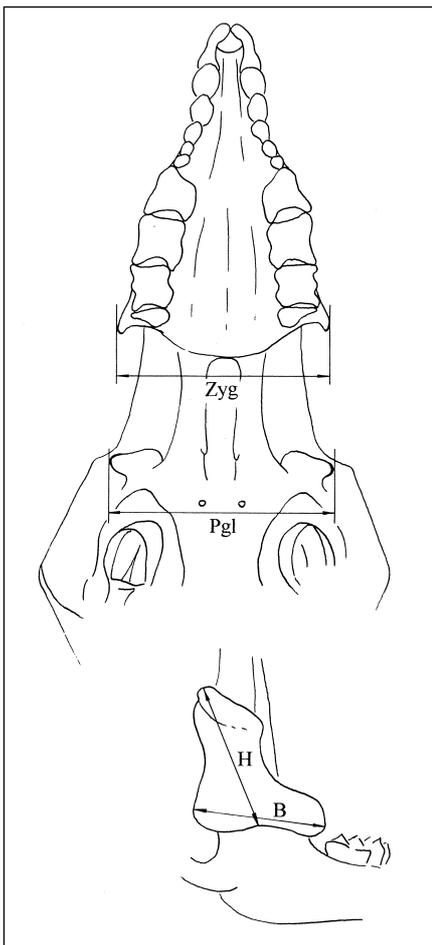


Abb. 1  
 Meßstrecken am Oberkiefer und an der Kaudalfläche des Processus articularis (Schädel von *S. araneus*).

**Tabelle 1: Grenz- und Mittelwerte der Indices Pgl/Zyg und H/B**

Index	n	<i>S. araneus</i>			<i>S. coronatus</i>			min-max
		$\bar{x}$	$\pm s$	min-max	n	$\bar{x}$	$\pm s$	
Pgl/Zyg	113	1,05	0,03	0,99-1,12	89	0,95	0,02	0,88-0,99
H/B	152	1,31	0,06	1,16-1,47	128	1,60	0,08	1,45-1,84

dazu die von ihm angegebenen Grenzwerte etwas abgeändert werden.

Beim Pgl/Zyg-Index ist der Unterschied nicht gravierend. Der hier ermittelte Wert von 0,99 liegt nur geringfügig unter dem von HANDWERK (1987) ermittelten Grenzwert von 1,00. Für den H/B-Index jedoch gibt er einen wesentlich größeren Überschneidungsbereich an (1,44 bis 1,51). Der von mir gefundene Grenzbereich von 1,45 bis 1,47 fällt deutlich kleiner aus.

Eine Ursache könnte möglicherweise die un-

terschiedliche Meßmethode sein. Statt mit einer Schiebelehre wurde in dieser Untersuchung mit einem Okularmikrometer gemessen. Es ist aber nicht auszuschließen, daß die von ihm untersuchten Populationen auch eine größere Variationsbreite aufweisen. Betont werden muß, daß der H/B Index sich am besten für die Bestimmung eignet. Der Proc. articularis ist selten beschädigt, wogegen die Maxillarfortsätze oftmals abgebrochen sind. Außerdem kann in Zweifelsfällen zum Vergleich auch die zweite Mandibel ver-

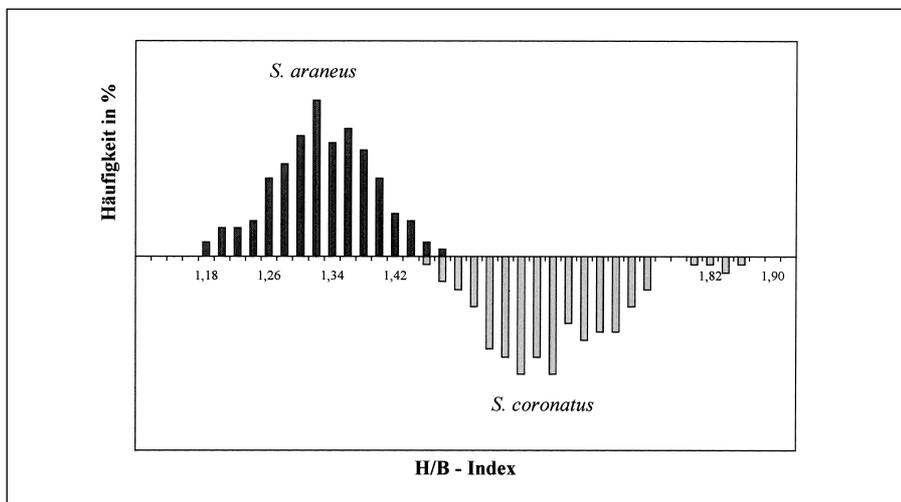


Abb. 2  
Häufigkeitsverteilung der H/B-Indizes beider Arten (*S. coronatus*-Werte gespiegelt).

messen werden. Die beiden Arten *Sorex araneus* und *S. coronatus* lassen sich so mit hinreichender Genauigkeit unterscheiden. Der Meßaufwand ist relativ gering, so daß sich auch umfangreicheres Material, wie es z. B. bei Gewöllanalysen anfällt, schnell bearbeiten läßt. In Anbetracht der Grenzfälle sollte jedoch ein Erstnachweis für ein Gebiet auf mehreren Exemplaren basieren.

## Danksagung

Für die Anregung und Unterstützung bei dieser Arbeit möchte ich mich bei Frau Dr. R. Angermann herzlich bedanken.

## Literatur

- CATZEFELIS, F.; Graf, J.-D.; HAUSSER, J. u. VOGEL, P. 1982: Comparaison biochimique des musaraignes du genre *Sorex* en Europe occidentale (Soricidae, Mammalia). -Z. zool. Syst. Evolut.-forsch. 20: 223-233
- HANDWERK, J. 1987: Neue Daten zur Morphologie, Verbreitung und Ökologie der Spitzmäuse *Sorex araneus* und *Sorex coronatus* im Rheinland. -Bonn. zool. Beitr. 38: 273-297
- HAUSSER, J. u. JAMMOT, D. 1974: Etude biométrique des mâchoires chez les *Sorex* du groupe *araneus* en Europe continentale (Mammalia, Insectivora). -Mammalia 38: 324-343
- LORENZ, R. 1988: Grundbegriffe der Biometrie. 2. Aufl. G. Fischer Verl. -Stuttgart: 160-173
- MEYLAN, A. 1964: Le polymorphisme chromosomique de *Sorex araneus* L. (Mamm., Insectivora). -Rev. suisse Zool. 71: 903-983
- NEET, C. R. 1992: The use of fur colour characters to distinguish the sibling species *Sorex araneus* and *Sorex coronatus* (Insectivora, Soricidae): a field test in a zone of parapatric contact. -Z. Säugetierk. 57: 176-178
- OLERT, I. 1973: Schädelmessungen an rheinischen Wald- und Schabrackenspitzmäusen. -Bonn. zool. Beitr. 24: 366-372
- SACHS, L. 1992: Angewandte Statistik. Springer Verl. -Berlin. -610 S.

Verfasser

Marcus Pribbernow  
Charlottenburger Str. 2  
D-13086 Berlin

## Artenschutzrechtsnovellierung

Am 1.6.1997 trat die neue EG-Artenschutzverordnung VO(EG) Nr. 338/97 in Kraft. Sie tritt an die Stelle der alten VO(EG) Nr. 3626/8. Zusammen mit der ebenfalls neu in Kraft getretenen Durchführungsverordnung 939/97 regelt sie die Überwachung des Handels mit Exemplaren geschützter Tier- und Pflanzenarten.

Die Verordnung ist für alle Mitgliedstaaten der Europäischen Union verbindlich und unmittelbar geltend.

Die Arten des Washingtoner Artenschutzübereinkommen und darüber hinaus weitere geschützte Arten sind in vier Anhängen (A, B, C, D) gelistet. Neu ist die Trennung von in Mitgliedstaaten der EG national geschützten Arten und denen der EG-Verordnung. So sind z.B. alle in der EG beheimateten Greifvogel- und Eulenarten in Anhang A aufgeführt. Einfuhr und Ausfuhr genehmigungspflichtig gelten in Verschärfung der Bestimmungen

des WA für alle Arten der Anhänge A, B, und C.

Vermarktungsmöglichkeiten für legal erworbene, z. B. in Gefangenschaft gezüchtete Exemplare von Anhang-A-Arten, werden über Einzelfallgenehmigungen und Züchterbescheinigungen für die Vermarktung freigegeben. Naturentnommene Exemplare dieser Arten benötigen in bestimmten Fällen eine Transportgenehmigung. Für legal gezüchtete A- und B-Arten fallen nach alter EG-Verordnung vorgeschriebenen CITES-Bescheinigungen weg. Die Länder Brandenburg und Berlin bemühen sich derzeit auf Ebene der Bundesländer um eine mehrheitliche Empfehlung für die Anwendung eines entsprechenden Zuchtnachweisformulars unter anderem um Nachweismöglichkeiten für Inlandsnachzuchten zu erleichtern sowie das Käuferverhalten so zu steuern, daß Inlandsnachzuchten bestimmter Arten naturentnommenen Artgenossen vorgezogen werden und so langfristig Naturentnahmen zurückgefahren werden.

Um den Bezug der neuen EG-Regelungen

zum nationalen Recht herzustellen, trat am 13.6.1997 die Dritte Änderungsverordnung der Bundesartenschutzverordnung in Kraft. Es gelten damit zentrale Vorschriften der Bundesartenschutzverordnung und des Bundesnaturschutzgesetzes überwiegend weiter. So bestehen für die Haltung von Exemplaren geschützter Wirbeltiere nach wie vor Melde-, Kennzeichnungs-, Buchführungspflichten (Letzgenanntes bei kommerziellem Gewerbe). Die Anhänge der geänderten Bundesartenschutzverordnung beinhalten jetzt ausschließlich national besonders geschützte und vom Austerben bedrohte Arten. Die Verbote des § 20 f BNatSchG (Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote) gelten für diese Arten.

Abzuwarten bleiben die Umsetzung von Bestimmungen zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie und die Neufassung des noch gültigen Abschnittes 5 (Artenschutz) des BNatSchG voraussichtlich im Jahr 1998.

F. Plücken

HANS-WERNER MATERNOWSKI

# Die Erfassung von Igel-Verkehrsopfern im Altkreis Oranienburg und weiteren Teilbereichen des Landes Brandenburg

– Ein Beitrag zur Lösung faunistischer Fragestellungen

Schlagwörter: Igel (*Erinaceus europaeus* L.), Verkehrsofper, Mortalität, Oranienburg, Oberhavel



## 1. Einleitung

Die Erfassung der Säugetier-Verkehrsofper ist eine geeignete Methode zur Beantwortung verschiedener faunistischer Fragestellungen. Teilaussagen zur Verbreitung, zur Reproduktion, zum Lebensraum sowie zu Fragen der Siedlungsdichte einzelner Arten lassen sich hieraus herleiten.

Geeignet ist diese Methode allerdings nur bei den Arten, deren Bestimmung relativ leicht ist, denn oft muß die Artbestimmung im Vorbeifahren erfolgen. Der Igel ist, bedingt durch sein charakteristisches Aussehen, hierzu besonders geeignet. STUBBE et al. (1991) empfehlen zur großflächigen Igelkartierung deshalb auch die Erfassung der Verkehrsofper.

Der Igel gehört wohl zu den Säugetierarten, die durch den Straßenverkehr die größten Verluste erleiden. Die Rheinisch-Westfälischen Igel Freunde sprechen in ihren Informationsblättern von 500 000 Igeln, die jährlich in der Bundesrepublik überfahren werden. Diese Angaben beziehen sich aber nur auf die westlichen Bundesländer. Detaillierte Angaben zu kleineren Raumeinheiten fehlen, wobei es gewiß auch regionale Unterschiede gibt.

Bei allen im vorliegenden Beitrag benannten Igeltotfunden wird als Art vom Braunbrustigel (*Erinaceus europaeus* L.) ausgegangen, da für das Gebiet der DDR und daraus resultierend auch für den Altkreis Oranienburg kein nachprüfbarer Beleg des Weißbrustigels (*Erinaceus concolor* M.) aus der Zeit nach 1945 bekannt ist (ANSORGE 1987).

## 2. Ziel- und Fragestellung

Diese Arbeit ist das Resultat einer Fragestellung, die Ende der 80er Jahre aufgrund der vielen verkehrstoten Igel entstand, und die damals lautete: Wie viele Igel werden im Altkreis Oranienburg Opfer des Straßenverkehrs? Der Autor begann dementsprechend im Jahr 1990 mit der kontinuierlichen Erfassung aller Igel-Verkehrsofper. Es schlossen sich schnell weitere Interessierte an.

Die Ziel- und Fragestellungen dieser Erfassung entwickelte sich mit bzw. durch die Arbeit, so daß heute nachfolgende Fragen formuliert werden können:

- Wie viele Igel werden jährlich Opfer des Straßenverkehrs im Kreis Oranienburg?
- Ergeben die Verkehrsofper einen flächen-

deckenden Nachweis für diese Art im Kreis Oranienburg?

- Sind Aussagen zum jahreszeitlichen Aktivitätsablauf möglich?
- Sind Tendenzen der Zu- und Abnahme der Verkehrsofper ersichtlich?
- Sind Verbreitungsschwerpunkte erkennbar?

Aus diesen Fragestellungen heraus wurde für die vorliegende Arbeit nachfolgende Zielstellung formuliert:

- Aufzeigen einer faunistischen Untersuchungsmethode, die durch Einbeziehung vieler Interessierter durchaus auswertbare Ergebnisse erbringt, sowie gleichzeitig auf das Problem der Verkehrsofper hinweist und damit einen Beitrag zur Einbeziehung größerer Bevölkerungskreise in die Belange des Biotop- und Artenschutzes leistet.
- Das Dokumentieren von Informationen und Daten, um in der Auswertung bzw. im Vergleich mit zukünftigen Erfassungen Entwicklungen erkennbar zu machen.

## 3. Untersuchungsgebiet

Die Erfassung der Igel-Verkehrsofper erfolgte überwiegend im Altkreis Oranienburg, der resultierend aus der Kreisgebietsreform heute Bestandteil des Landkreises Oberhavel ist und damit zum Land Brandenburg gehört.

Des weiteren liegen Igel-Verkehrsofpermeldungen aus dem restlichen Territorium des Kreises Oberhavel und aus den Kreisen Uckermark, Havelland, Barnim, Ostprignitz-Ruppin sowie Potsdam/Land vor, deren Umfang jedoch noch relativ gering ist.

Der Altkreis Oranienburg grenzt nördlich an Berlin und hat eine Größe von 857 km<sup>2</sup>. Die Einwohnerzahl liegt bei 130 000.

Aufgrund seiner Lage werden weite Bereiche des Altkreises Oranienburg, extrem vom Straßenverkehr frequentiert. Es führen 78 km Bundesstraßen, 211 km Landes- und 33 km Kreisstraßen sowie 670 km kommunale Stadt- und Gemeindestraßen durch das Kreisgebiet. Weiterhin wird der Altkreis Oranienburg von 49 km Autobahn durchquert (Landratsamt Oberhavel, Dezernat für Wirtschaft, mündl. 1996).

## 4. Methode

Die Erfassung der Igel-Verkehrsofper zur Beantwortung faunistischer Fragestellungen ist

keine neue Methode. Ähnliche Untersuchungen erfolgten bei Kiel durch GROSSHANS und am Neuenberger See in der Schweiz durch BERTHOUD (zit. nach HOLZ. u. NIETHAMMER 1990). ESSER und REICHHOLF (1980) erfaßten von 1976 bis 1980 die Straßenmortalität des Igels entlang der Strecke von München nach Bad Füssing in Südbayern und werteten die Ergebnisse umfangreich aus. BLÜMEL u. BLÜMEL (1980) führten diese Arbeit in der Oberlausitz von 1974 bis 1977 durch. DOLCH (1995) nutzte u.a. die Igel-Verkehrsofper zur Kartierung der Specie im Land Brandenburg.

Grundlage dieser Arbeit war die Mitwirkung einer großen Zahl von Mitarbeitern und Interessierten. Aufgrund von wachsendem Interesse hat sich im Laufe der Zeit ein Mitarbeiterstamm entwickelt, durch den es möglich wurde, den Altkreis Oranienburg in weiten Bereichen zu bearbeiten und auch Verkehrsofpermeldungen aus anderen Kreisen des Landes Brandenburg zu erhalten. Die Erfassung der Igel-Verkehrsofper erfolgt seit 1990 und wird fortgesetzt. Die hier vorliegende Auswertung betrachtet den Zeitraum von 1990 bis 1995.

Folgende Kriterien wurden dabei zugrunde gelegt:

Erfaßt wurden alle toten Igel auf den Straßenverkehrswegen und unmittelbar im Randbereich. Dazu wurde an alle Mitarbeiter ein Erfassungsbogen verteilt, in dem nach Funddatum, dem genauen Fundort einschließlich einer kurzen detaillierten Beschreibung, nach dem Alter – aufgeschlüsselt nach der Körpergröße in adulte oder juvenile Exemplare – und nach dem Geschlecht gefragt wird.

Letztes konnte nur situationsbedingt beantwortet werden, da es nicht möglich ist, auf einer stark befahrenen Straße das Tier zu sichern und das Geschlecht zu bestimmen. Aufgrund der benannten Faktoren waren dann auch die Ergebnisse zum Geschlecht der Igel zahlenmäßig gering. Auf eine Auswertung wurde deshalb in dieser Arbeit verzichtet.

Eine Altersbestimmung der Tiere nach der Körpergröße (aus dem Fahrzeug) hat sich nicht als sinnvoll erwiesen, denn auch adulte Igel können aufgrund von schlechtem Ernährungs- oder Gesundheitszustand wie Jungigel wirken (ANSORGE u. NEUMEIER mündl.).

Zum Jahresende kamen die Fragebögen zurück. Es erfolgte eine detaillierte Zusammenfassung mit teilweiser Auswertung, die jedem Mitarbeiter zusammen mit dem neuen Erfassungsbogen zugestellt bzw. übergeben wurde.

## 5. Ergebnisse

Von 1990 bis 1995 wurden im Kreis Oranienburg und weiteren Bereichen des Landes Brandenburg insgesamt 896 Igel-Verkehrsoffer festgestellt.

Bezogen auf den Altkreis Oranienburg sind es 707 Igel, die in diesem Zeitraum im benannten Gebiet erfaßt wurden (Tab. 1).

Eine Analyse der Verkehrsofferdaten ergibt eine Reihe von Aussagen, die nachfolgend betrachtet werden. Besonders geeignet sind dazu die Daten aus den Jahren 1993 bis 1995, da sich in diesem Zeitraum immer zwischen 22 und 24 Mitarbeiter an der Erfassung beteiligten und damit eine gewisse Vergleichbarkeit gewährleistet wird. Aufgrund der deutlich geringeren Zahl von Mitarbeitern werden dementsprechend die Daten aus den Jahren 1990 bis 1992 nur teilweise in die nachfolgende Auswertung integriert.

- Wie viele Igel werden jährlich Opfer des Straßenverkehrs im Altkreis Oranienburg?

Im Jahr 1993 wurden 190 Igel-Verkehrsoffer im Altkreis Oranienburg erfaßt, 1994 waren es 198 Tiere, und 1995 erfolgte die Registrierung von 169 verkehrstoten Igel (s. a. Tab. 1). Das sind aber wohl gemerkt nur die Tiere, die nach einem Verkehrsunfall auf der Straße oder dem Straßenrand verblieben und dadurch sichtbar waren. Der Anteil der Tiere, die noch das nahe Gebüsch erreichten und dort verendeten, ist schwer schätzbar.

Die anfangs formulierte Frage konkret zu beantworten, ist schwierig. Als grobe Schätzung kann man, die erhobenen Daten zugrunde legend, davon ausgehen, daß im Altkreis Oranienburg in den Jahren 1993 bis 1995 jährlich mindestens 300 bis 350 Igel Opfer des Straßenverkehrs wurden.

Die verkehrsbedingt hohe Mortalität des Igels und die daraus resultierende Gefährdung der Art unterstreicht explizit die Einstufung in die Rote Liste des Landes Brandenburg (DOLCH et al. 1992) als potentiell gefährdete Art.

Dagegen vertritt PODUSCHKA (1995) eine andere Ansicht. Er schreibt in einer Bilanz

zum Internationalen Insektivoren-Schutz bezüglich des Igels: „Sie sind in keiner Weise gefährdet, es gibt genug von ihnen, ihre beruhigende Fortpflanzungsrate gewährleistet, daß nicht alle überfahren werden...“ Hoffentlich behält der anerkannte Wissenschaftler mit seiner Einschätzung recht.

- Kartierung der Totfunde

Eine Kartierung der Ergebnisse ergibt eine nahezu flächendeckende Verbreitung des Braunbrustigels (*Erinaceus europaeus*) im Altkreis Oranienburg und eine weite Verbreitung der Art im Kreis Oberhavel und seinen benachbarten Randbereichen. Daraus resultierend konnte die noch recht lückenhafte Kartierung des Braunbrustigels in Brandenburg (DOLCH 1995) in Teilbereichen weiter vervollständigt werden (Abb. 1).

- Jahreszeitliche Verteilung der Aktivität

Die Igel unterliegen in ihrer Aktivität einem ausgeprägten Jahresablauf, der sich eindeutig durch die Anzahl der verkehrstoten Tiere belegen läßt. Erkennbar sind Spitzenwerte in den Monaten Juli bis September für das Gebiet des Kreises Oranienburg. Ermittelt man insgesamt den Durchschnittswert, so wurden im Monat August gefolgt vom September die höchsten Werte erreicht (vgl. Tab. 1).

Ähnliche Untersuchungen bei Kiel durch GROSSHANS 1978 (zitiert nach HOLZ u. NIETHAMMER 1990) erbrachten Spitzenwerte in den Monaten Juni bis August. Andere Ergebnisse erzielten REICHHOLF u. ESSER (19981) in Bayern. Neben einem Maximum im Juni wurde nach dem Absinken der Totfunde ein zweiter Spitzenwert im Oktober ermittelt.

- Tendenzen der Zu- und Abnahme der Verkehrsoffer

Betrachtet man die Ergebnisse des Kreises Oranienburg hinsichtlich der Zu- oder Abnahme der Verkehrsoffer, so ist nach etwa gleich hohen Werten in den Jahren 1993 und 1994 (190 bzw. 198 Opfer) ein deutlicher Rückgang für das Jahr 1995 mit 169 Tieren ersichtlich. Die Ursache für diesen Rückgang zu benennen, ist aufgrund eines fehlenden Gesamtüberblicks hinsichtlich aller Faktoren, die auf eine Population einwirken, nicht möglich. Gewiß spielen aber die hohe Mortalitätsrate auf den Straßen und die Vernichtung geeigneter Lebensräume eine nicht unmaßgebliche Rolle.

- Sind Verbreitungsschwerpunkte erkennbar?

Aus den Verkehrsoffern lassen sich Rückschlüsse auf den bevorzugten Lebensraum ziehen. Analysiert man die Verkehrsoffer der Jahre 1993 bis 1995 des Altkreises Oranienburg nach dem Fundort, so ergibt sich ein deutlich größerer Anteil der Totfunde für den menschlichen Siedlungsbereich (s. Tab. 2). Außerhalb dieser Bereiche wurden nur zwischen 9,1 % und 10 % der Verkehrsoffer registriert. Hier muß bemerkt werden, daß auch diese Funde überwiegend im größeren Grenzbereich zu Siedlungsräumen erfolgten. Damit wird die bevorzugte Nutzung des menschlichen Siedlungsraumes durch diese Tierart nochmals bestätigt (z. B. ESSER u. REICHHOLF 1980).

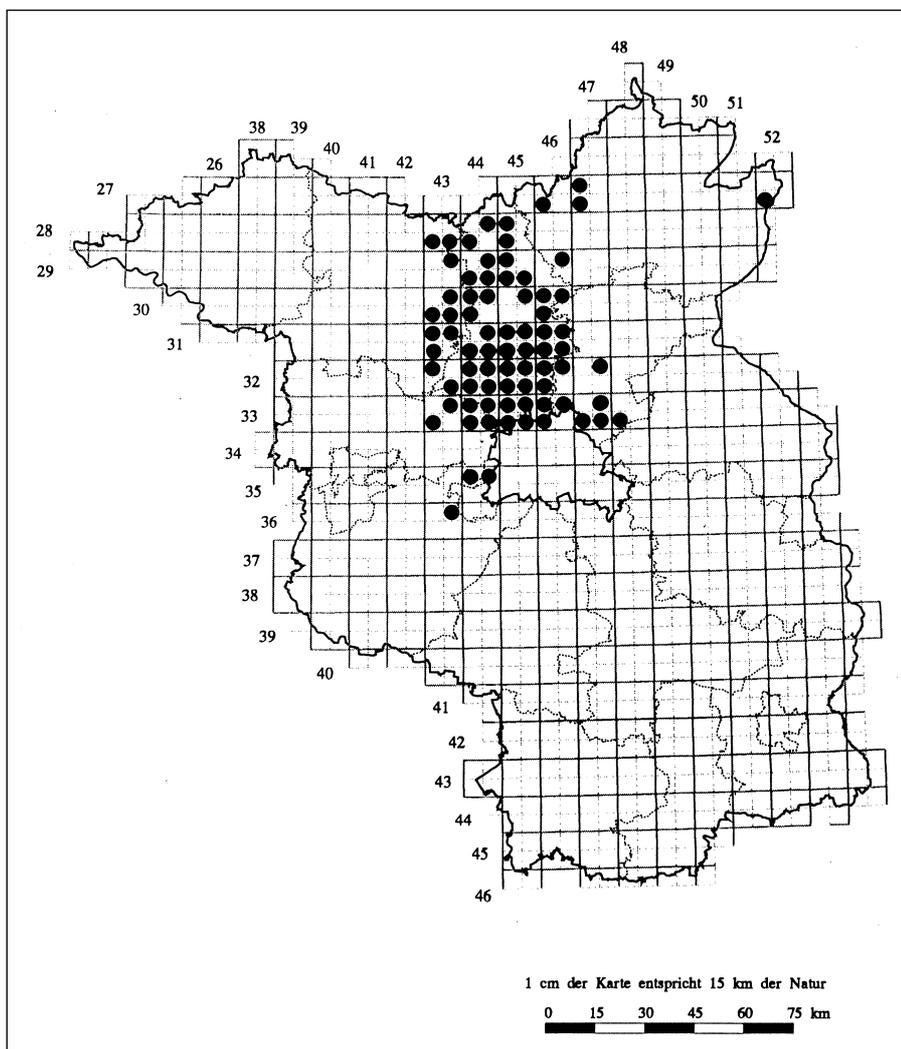


Abb. 1  
Kartierung der im Zeitraum von 1990 bis 1995 erfaßten Igel-Verkehrsoffer im Land Brandenburg (Kartengrundlage: Landesumweltamt Brandenburg)

**Tabelle 1: Igel-Verkehrsoffer der Jahre 1990 bis 1995, erfaßt im Altkreis Oranienburg, aufgegliedert nach dem Fundmonat**

Jahr/Monat	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Summe	Ø/Jahr
Januar	0	0	0	0	0	0	0	0
Februar	0	0	0	0	0	1	1	0,2
März	0	0	0	0	2	2	4	0,7
April	1	0	3	7	3	1	15	2,5
Mai	4	0	3	17	17	7	48	8,0
Juni	1	3	6	19	18	28	75	12,5
Juli	2	4	16	25	<b>40</b>	<b>38</b>	125	20,8
August	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>27</b>	<b>40</b>	31	<b>38</b>	<b>161</b>	<b>26,8</b>
September	<u>9</u>	2	<u>24</u>	<b>53</b>	<u>39</u>	<u>31</u>	<u>158</u>	<u>26,3</u>
Oktober	0	2	13	22	36	22	95	15,8
November	1	1	3	7	9	1	22	3,7
Dezember	0	0	0	0	3	0	3	0,5
Summe	30	25	95	190	198	169	707	
Anzahl der Mitarbeiter	1	2	4	23	22	24		

Der jeweilige Spitzenwert ist fett und unterstrichen dargestellt. Der zweithöchste Wert ist unterstrichen.

**Tabelle 2: Anzahl der Verkehrsoffer im bzw. außerhalb des Siedlungsbereichs, bezogen auf den Altkreis Oranienburg**

Jahr	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Anzahl der Verkehrsoffer insgesamt	30	25	95	190	198	169
Anzahl der Verkehrsoffer im Siedlungsbereich	28	25	92	172	180	152
Anzahl der Verkehrsoffer außerhalb von Siedlungsbereichen	2	0	3	18	18	17
Anzahl der Verkehrsoffer außerhalb von Siedlungsbereichen in %				9,5	9,1	10
Anzahl der Mitarbeiter	1	2	4	23	22	24

## 6. Summary

From 1990 till 1995 a registration of the hedgehogs which become a sacrifice of traffic was carried out in the district of Oranienburg as well as other parts of the Federal State of Brandenburg. An amount of 896 dead hedgehogs was registered of which 707 dead animals were found in the district of Oranienburg.

The analysis of data revealed that the peak of losses was recorded between July and September. A second peak couldn't be discovered.

The preference of the hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) for the human living area be-

came obvious. The mapping out of the species was completed.

## Danksagung

Unterstützung bei dieser Arbeit erhielt ich durch den Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Brandenburg, Landesfachausschuß Mammalogie und den Kreisverband Oranienburg sowie durch die Mitarbeiter der Naturschutzstation Zippelsförde, einer Einrichtung des Landesumweltamtes Brandenburg.

An der Erfassung der Verkehrsoffer beteiligten sich insbesondere:

M. Behrendt (Lehnitz), S. Behrendt (Leege-

bruch), D. Bollgrün (Velten), D. Chrobot (Vehlefanz), P. Daebel (Nassenheide), S. Dewitz (Hennigsdorf), P. Fahrendholz (Berlin), T. Fiedler (Bergfelde), D. v. Grzymala (Borgsdorf), R. Heigel (Liebenwalde), A. Hundrieser (Hennigsdorf) B. Kronenberg (Oranienburg), H. Krüger (Freienhagen), S. Massow (Berlin), B. Mauer (Borgsdorf), R. Nessing (Himmelpfort), N. Priemuth (Hennigsdorf), H.-J. Rohde (Berlin), B. Schendel (Gransee), H.-W. Schmidt (Nassenheide), W. Schulz (Berlin), W. Senger (Kremmen), J. Sprößig (Menz), B. Starke (Oranienburg), I. Stolpe (Velten), E.-M. Telchow (Zehlendorf), H. Tesmar (Marwitz), U. Wagner (Berlin), N. Wilke (Gransee), M. Wolf (Mühlenbeck),

Hierfür sei allen gedankt. Des weiteren sei allen anderen Mitarbeitern gedankt, die einzelne Daten und Informationen lieferten.

## Literatur

- ANSORGE, H. 1987: Der Status des Weißbrustigels, *Erinaceus concolor*, in der DDR. -Säugetierkundl. Information 2(11): 399-402
- BLÜMEL, H. u. BLÜMEL, R. 1980: Wirbeltiere als Opfer des Straßenverkehrs. -Abh. u. Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Bd. 54(8): 19-23
- DOLCH, D.; DÜRR, T.; HAENSEL, J.; HEISE, G.; PODANY, M.; SCHMIDT, A.; TEUBNER, J.; THIELE, K. 1992: Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Hrsg. Min. f. Umwelt, Naturschutz und Raumordnung. -UNZE-Verlagsgesellschaft mbH. -Potsdam: 1-288
- DOLCH, D. 1995: Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirks Potsdam. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brandenburg. Sonderheft 1995: 1-95
- ESSER, J. u. REICHHOLF, J. 1980: Die Höhe der Igelverluste auf bayrischen Straßen. -Sonderdr. Bericht 4. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Laufen/Salzbach: 1-4
- HOLZ, H. u. NIETHAMMER J. 1990: *Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758 - Braunbrustigel, Westigel. In: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 3/1. Hrsg. J. NIETHAMMER u. F. KRAPP. AULA-Verlag. -Wiesbaden: 27-49
- PODUSCHKA, W. 1995: Internationaler Insektivorenschutz 1970 - 1995 - Eine Bilanz. In: Säugetierkundl. Mitt. 36(4): 175-178
- REICHHOLF, J. u. ESSER, J. 1981: Daten zur Mortalität des Igel (*Erinaceus europaeus*) verursacht durch den Straßenverkehr. -Sonderdr. Z. f. Säugetierkunde Bd. 46/4: 216-222
- STUBBE, M.; HEIDECHE, D.; STUBBE, C. u. GÖRNER, M. 1991: Künftige Aufgaben der Säugetierökologie in den östlichen Ländern Deutschlands. -Säugetierkundl. Information 3(15): 321-329

Verfasser

Hans-Werner Maternowski

Havelkorso 184

D-16565 Lehnitz

HANS-JÜRGEN KAPISCHKE

# Zum Erscheinungsbild der Wiederbesiedlung von bestellten Äckern durch den Maulwurf (*Talpa europaea*) [POSTER]



Schlagwörter: Maulwurf (*Talpa europaea*), Maulwurfshaufen, Ackerflächen  
 Key words: Mole (*Talpa europaea*), burrow activity, cultivated fields

Europäische Maulwürfe (*Talpa europaea*) besiedeln vorrangig Wiesen, Raine, Gartenland, z. T. waldbestockte Standorte, aber auch Äcker (u. a. STEIN 1955, ANGERMANN 1995).

Die saisonale Abfolge von Arbeiten und Bewuchs auf den Feldern führt zu starken Veränderungen ihres Lebensraumes. Für Maulwürfe ist aufgrund der strengen subterranean Lebensweise – der einzigen Möglichkeit, als Vertreter der Insectivora dieser Größe, ohne Winterschlaf zu überleben (STEIN 1975) – das Pflügen der Herbstfurche zumeist die Zerstörung ihrer Existenzgrundlage. Somit ist nur an Rainen oder in benachbartem Grünland eine ständige, weil ungestörte Besied-

lung möglich. Schließt sich jedoch schnell eine weitere Bodenbearbeitung und Aussaat auf den Feldern an, wird eine baldige (Wieder-)Besiedlung durch Maulwürfe an den Aktivitätsspuren (JOHANNESOHN-GROSS 1994), vor allem an den Haufen ausgeworfener Erde, erkennbar.

In einem sächsischen Gebiet (Weißeritzkreis, Kreise Meißen, Riesa-Großenhain) konnte im Winterhalbjahr 1995/96 beobachtet werden, daß, anders als auf Wirtschaftswiesen, Weiden und im Wald, deren Besiedlung durch Maulwürfe an der diffusen Verteilung („Streuselkuchen“) der Erdhaufen sichtbar wird, auf Äckern zunächst lineare Strukturen in Erscheinung treten. Entweder befinden

sich die Maulwurfshaufen nur wenige Meter (3 bis 8) parallel zum Rain 10 bis 15 m lang auf einer Geraden oder gar, 50 bis 80 m davon entfernt ebenso auf dem Acker.

Bereits wenige Tage nach dem Auflaufen der Saat, war diese Maulwurfstätigkeit festzustellen, unabhängig davon, ob das Feld mit Wintergetreide oder Raps bestellt war.

Bei wiederholter Betrachtung der Flächen nach Wochen, konnte sich das Bild der Haufenanordnung zu „diffuser Verteilung“ gewandelt haben. Immer waren jedoch geradlinige Strukturen vorausgegangen. Diese Linien waren in den meisten Fällen mit der Drillfurche übereinstimmend, d. h. wurde quer zum Rain gedrillt, war auch die Anlage der Haufen quer zum Rain. (Sporadische Beobachtungen in Brandenburg, Landkreis Oder-Spree, führten zum gleichen Ergebnis.) In nur wenigen Fällen war eine Verbindung schräg zwischen Rain und Haufenlinie vorhanden, die auf einen möglichen Zusammenhang der Bausysteme Rain – Acker hinweist. So bleibt offen, wie die Maulwürfe die Strecken zwischen Rain und freier Ackerfläche (vor allem in den Fällen, in denen sich die Linien 80 oder 100 m vom Rain entfernt befinden) überwinden. Werden zu diesem Zweck doch auch längere Strecken oberirdisch zurückgelegt? Überstehen wenigstens einige Exemplare das Tiefpflügen?

Die Interpretation des beschriebenen Erscheinungsbildes bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten. Offenbar reichen schmale Feldraine jedoch nicht aus, um als Refugien für den Winter zu genügen, so daß der Acker recht bald nach der Bearbeitung wieder besiedelt wird.

## Anlagestrukturen von Maulwurfshaufen auf ebenen Flächen

Verteilung	linear	diffus
Form	Linie, Reihe	„streuselartig“
Anlage	gerade zum Rain/zur Furche schräg zum Rain/zur Furche	„vernetzt“
Habitat	Acker (häufige Form)	Wiesen, Weiden, Raine, Wald (häufige Form)
Jahreszeit	Acker: zu Beginn des Winterhalbjahres (Ausgangsstadium)	Acker: zum Ende des Winters (Endstadium)
Bodenbedeckung	bewachsen (häufige Form)	vegetationsfrei

## Zur Relevanz von weiterführenden Aufgabenstellungen (Auswahl)

1. Untersuchungen an der Art *Talpa europaea*
  - für Individuen
  - für Populationen
2. Maulwürfe als Pioniere zur Erschließung von Lebensräumen für Kleinsäugerzönosen
3. Beispiel für die Art und Weise der Besiedlung eines „neuen“ Lebensraumes bzw. eines sich periodisch ändernden terrestrischen Lebensraumes
4. Ableitung von Schutzmaßnahmen
  - Raingröße
  - Vernetzung von Refugien

### Literatur

- ANGERMANN, R. 1995: Säugetiere – Mammalia. In: STRESEMANN, E.: Exkursionsfauna von Deutschland Bd. 3 Wirbeltiere. -Berlin. 358-456
- JOHANNESOHN-GROSS, K. 1994: Aktivitätsspuren des Maulwurfs *Talpa europaea* L. im Winter. -Säugetierkd. Inf. 3(18): 585-599
- STEIN, G. H. W. 1955: Die Kleinsäuger ostdeutscher Ackerflächen. -Z. Säugetierkunde 20: 89-113
- STEIN, G. H. W. 1975 Über die Bestandsdichte und ihre Zusammenhänge bei der Wasserspitzmaus, *Neomys fodiens* (PENNANT). -Mitt. Zool. Mus. Berlin 51:187-198

Verfasser

Dr. Hans-Jürgen Kapischke  
 Lockwitzgrund 123/1A  
 D-01257 Dresden

KLAUS M. SCHEIBE, REINHOLD HOFMANN, UWE LINDNER

# Rekonstruktion natürlicher Ökosysteme unter Berücksichtigung der ursprünglichen Großsäuger-Artengemeinschaft – Chancen für großräumigen Naturschutz



Schlagwörter: Großsäuger, Nahrungsaufnahme, Nischennutzung, Ökosystemgestaltung, Nutzungskonzepte, Sukzessionsmanagement

## 1. Einleitung

Natur wird als das gesetzmäßige Zusammenwirken der nichtmenschlichen Dinge beschrieben und damit in den Gegensatz zu künstlichen, technischen oder menschlich-kulturellen Strukturen gestellt. Sie enthält nach Aristoteles das Prinzip ihrer Bewegung, damit ihrer Entwicklung und Reproduktion in sich selbst. Natur impliziert das vom Menschen ungestörte Wirken selbstregulativer Prozesse. Natürliche Ökosysteme können damit nur Systeme sein, die sich ohne den Eingriff des Menschen langfristig stabil halten. Eine solche langfristige Stabilität schließt zyklische Schwankungen um ein Mittel ein. Seit der Mensch die Fähigkeit erworben hat, durch seine spezifischen Leistungen tiefgreifend gestaltend in natürliche Systeme einzugreifen und sich dem Wirken der natürlichen Regulationsmechanismen zeitweise zu entziehen, kann er nicht mehr als Teil der Natur aufgefaßt werden. Diese Fähigkeit entwickelten bereits die steinzeitlichen Menschen, die im Verlauf der neolithischen Revolution Tier- und Pflanzenarten in ihrer Ausbreitung wesentlich beeinflusst haben und ganze Landschaften durch ihr Wirken veränderten. Dies trifft umso mehr für die rezenten Kulturen zu, die nun erstmals über die Fähigkeit verfügen, den Bestand des globalen ökologischen Gefüges zu zerstören. Andererseits hängt aber die Existenz und Entwicklungsfähigkeit des Menschen und seiner Kulturen nach wie vor von natürlichen Faktoren ab. Die langfristige Stabilität der großen ökologischen Regelmechanismen stellt hierfür die Grundlage dar. Daher ist es notwendig, das Verständnis für diese Zusammenhänge zu entwickeln und gerade auch in unserer stark vom Menschen geprägten Landschaft zu zeigen, wie natürliche Ökosysteme funktionieren und durch gezieltes menschliches Wirken bewahrt bzw. rekonstruiert werden können. Schutzgebiete können ihre Aufgabe nur erfüllen, wenn sie als funktionelle Einheiten langfristig aus sich selbst heraus stabil sind. Selbstregulative Prozesse in Ökosystemen setzen die intakten Beziehungen zwischen allen ihren wesentlichen natürlichen Elementen voraus. Langfristige Stabilität ist nur in Biotopen mit der kompletten natürlichen Artenbesetzung und dem Wirken der natürlichen abiotischen Faktoren, insbesondere ausreichender räumlicher Ausdehnung, zu erwarten (VAN WIEREN 1991).

## 2. Die ursprüngliche Artengemeinschaft der Großsäuger und ihre ökologische Funktion

Unzweifelhaft ist eine Artengemeinschaft von großen Säugetieren Bestandteil der mitteleuropäischen Naturlandschaft, die heute nur noch in unvollständigen Relikten vorhanden ist. BUNZEL-DRÜKE et al. (1994) haben das Schicksal der ursprünglichen Großtier-

arten und ihre Beziehung zu Landschaftsstrukturen aufgezeichnet. Nur ein geringer Anteil des potentiellen Artenspektrums ist heute noch in Mitteleuropa vertreten (Abb.1).

Es erhebt sich die Frage, ob die verbliebenen Tierarten die ökologischen Funktionen der ursprünglichen Artengruppe erfüllen können. Auch nahe verwandte Arten sind in Lebensraumnutzung und Nahrungswahl unterschiedlich spezialisiert, wenn ihre ökologischen Nischen auch teilweise überlappen. So

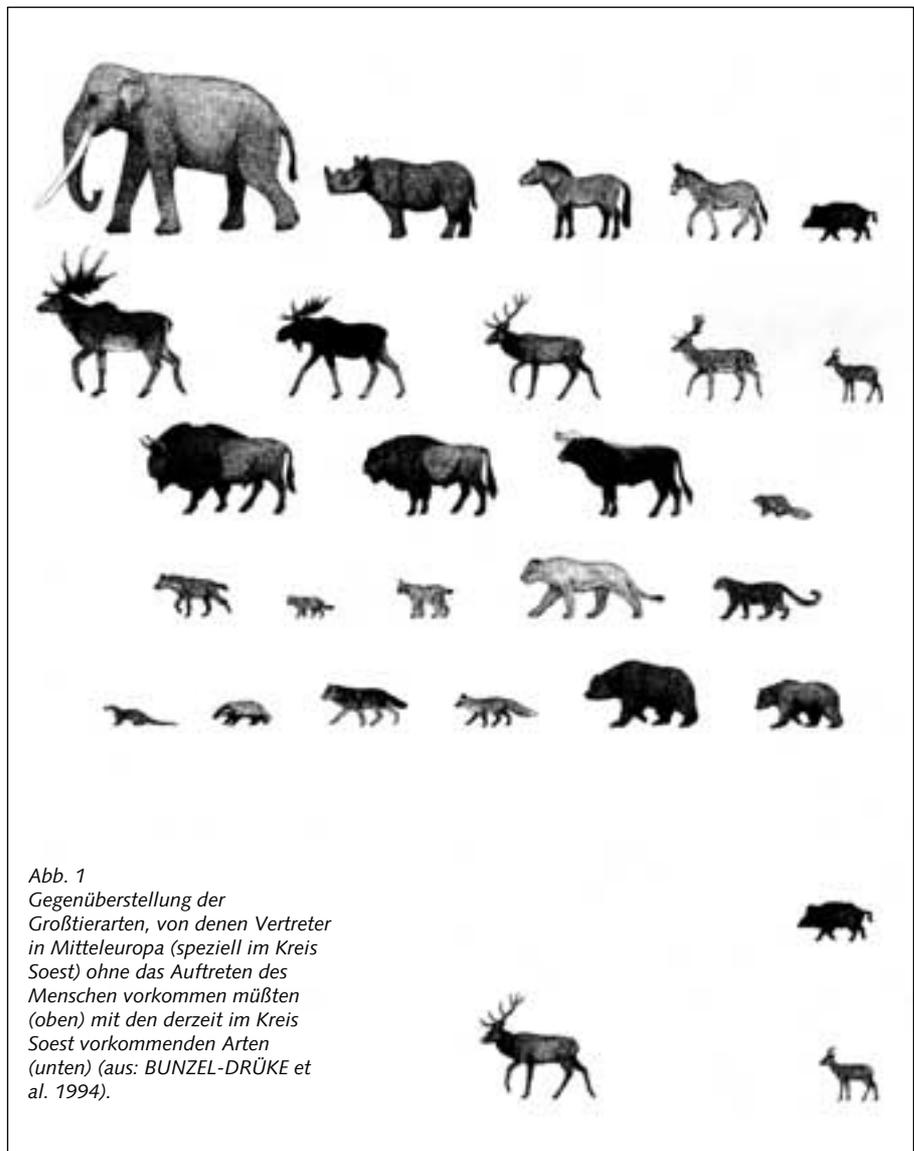


Abb. 1  
Gegenüberstellung der Großtierarten, von denen Vertreter in Mitteleuropa (speziell im Kreis Soest) ohne das Auftreten des Menschen vorkommen müßten (oben) mit den derzeit im Kreis Soest vorkommenden Arten (unten) (aus: BUNZEL-DRÜKE et al. 1994).

konnte z. B. PETRAK (1992) eine ganzjährig geringe Nischenüberlappung zwischen Dam- und Rehwild bestimmen, wobei die jahreszeitliche Nutzung der Vegetation die unterschiedliche Spezialisierung deutlich ausweist. Wenn also rein von der Artenanzahl her rund 70 % der Pflanzenfresserarten nicht mehr in natürlichen Populationen vorkommen, kann ein mit allen wichtigen Elementen funktionelles Ökosystem nicht erwartet werden.

Vor der intensiven Besiedelung wurde das Flachland Mitteleuropas durch die Standortbedingungen und die großen Pflanzenfresser geprägt (GEISER 1992, BEUTLER 1992, 1996). Pflanzenfresser können zwar nicht die natürlichen Sukzessionsvorgänge grundlegend verändern, jedoch verlängern sie die frühen Sukzessionsstadien und beeinflussen die Artenzusammensetzung der späteren Stadien (DAVIDSON 1993). Zu ihnen gehörten unterschiedlich spezialisierte Tierarten, die gemeinsam ergänzend die unterschiedlichen Komponenten der Vegetation nutzten. Sie lassen sich nach morphologischen Merkmalen den drei Typen Konzentratselektierer, Rohfütterfresser und Intermediärtyp zuordnen (Abb. 2). Dabei repräsentieren sowohl unterschiedlich spezialisierte Wiederkäuer als auch nicht wiederkäuende Pflanzenfresser wie Pferde und Omnivore ein breites Spektrum von ökologisch unterschiedlich ausgeprägten Typen. Ihre Ernährungsweise korrespondiert mit Raumnutzung, Zeitstruktur des Verhaltens, Fluchtverhalten und Sozialstruktur (HOFMANN 1989).

Unter ungestörten Verhältnissen zeigen auch heute die verschiedenen Pflanzenfresserarten ihre unterschiedliche ökologische Spezialisierung und besetzen spezifische ökologische Nischen (PETRAK 1992, 1993). Früher trugen einzelne Arten zur Freihaltung von Lichtungen und zur Ausbildung lichter Wälder bei (BUNZEL-DRÜKE et al. 1994). Arten wie Wisent (*Bison bonasus*), Ur (*Bos primigenius*) und Wildpferde (*Equus ferus*) sowie der Rothirsch (*Cervus elaphus*) dürften vorwiegend Gräser auf offenen Flächen, andere Arten wie der Elch (*Alces alces*) spezielle Anteile der Baum- und Strauchvegetation genutzt haben. Das Rehwild (*Capreolus capreolus*) nutzte ursprünglich vorwiegend spezialisiert nährstoffreiche Teile der Bäume und Sträucher sowie die krautreiche Bodenvegetation. Im Winter nahm die Nutzung der Gehölzvegetation durch diejenigen Arten zu, die in der Lage waren, ihre Ernährungsstrategie den wechselnden Bedingungen anzupassen, wie der Rothirsch (Intermediärtypen). Aber auch die spezialisierten Arten verfügen über eine begrenzte Möglichkeit zur jahreszeitlichen Anpassung (HOFMANN 1989).

Vergleicht man nun die rezenten Pflanzenfresserarten mit diesem Typenspektrum, wird deutlich, daß besonders die Rohfütterfresser in ihren Wildformen die Mitteleuropa nach Arten- und Individuenzahl nicht mehr ausreichend vorhanden sind. Bei der Einschätzung ihrer ökologischen Funktion müssen wir beachten, daß gerade diese Artengruppe durch ihre Größe, Körperkraft, ihre Nahrungsansprüche und ihr Sozialverhalten besonders

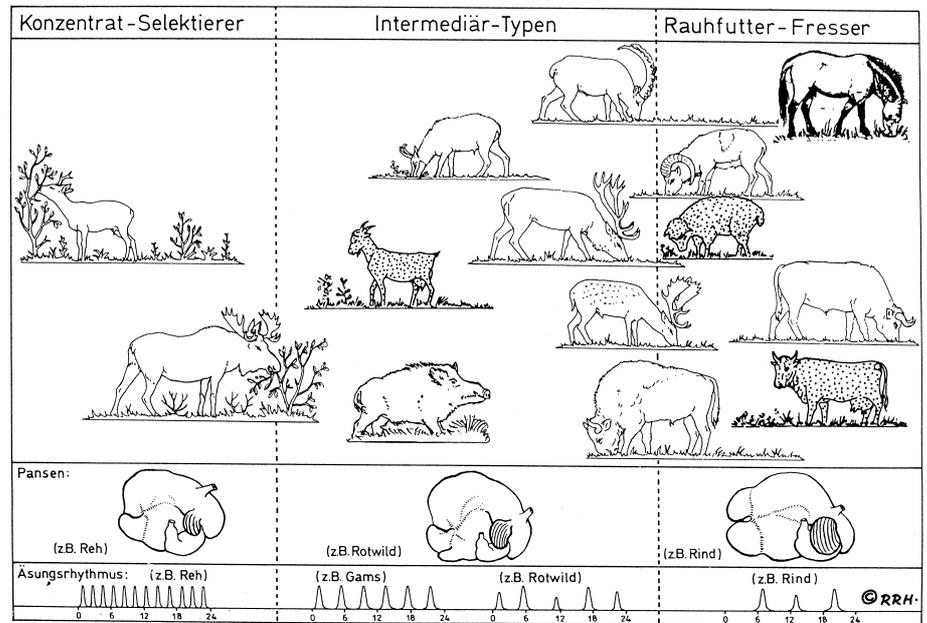


Abb. 2

Die Ernährungstypen der großen Pflanzenfresser Europas.

Unterschiede im Verdauungssystem werden durch die unterschiedliche Pansenausbildung symbolisiert, Unterschiede im Verhalten durch den Typ des Nahrungsaufnahmerhythmus (aus: HOFMANN 1995).

auf Offenlandschaften angewiesen sind bzw. in der Lage sind, diese zu erhalten.

Gerade die großen Grasfresser sorgten ehemals für offene Flächen und strukturierten damit wesentlich das Landschaftsbild (KAULE 1991, SCHERZINGER 1995, DAVIDSON 1995). Infolge des Grasens freilebender Tiere steigt die Artenvielfalt eines Gebietes wesentlich an (VAN WIEREN 1991). Verschiedene samenbildende Arten werden durch Verbreitung mit dem Kot der pflanzenfressenden Säugetiere gefördert (ISH-SHALOM-GORDON 1993), andere durch das bloße Freihalten der Fläche oder durch das Aufbrechen des Bodens (z. B. Wildschweine). Wesentlich ist auch die Selektionswirkung von Wildtieren auf Pflanzengemeinschaften. Die Auflockerung von Dickungen durch selektiven Verbiß führt zu höherer Biodiversität und damit Stabilität im Ökosystem (PETRAK 1993). Die Ausbildung von Wechsell, Kotstellen, Suhlen, das Wühlen, Scharren, die Anlage von Bauten und hinterlassene Kadaver erhöhen die Diversität in einem Biotop. Damit werden ökologische Nischen für andere Arten geschaffen und die Biomasse ungleichmäßig verteilt.

Die Populationsdichte dieser großen Pflanzenfresser wurde durch das Nahrungsangebot und durch die Beutegreifer reguliert. Sie selektierten schwache und kranke Alttiere, besonders auf der sozial und energetisch stark belasteten männlichen Seite. Hauptsächlich aber regulierten und selektierten sie einen wesentlichen Prozentsatz an Jungtieren in der Population. Es bestand damit ein ökologisch selbstregulatives System, in dem ein Stoffkreislauf vom Boden über die Vegetation zu den Pflanzenfressern, über Faeces und Aas zurück zum Boden bestand, wobei die Fleischfresser einen Nebenzweig bildeten. Mittelfristig wird sich dieses komplexe Öko-

system unter dem prägenden Einfluß der Großsäuger stabil gehalten haben, wobei zeitlich und örtlich durchaus stark abweichende Bedingungen wie der Zusammenbruch einer Population infolge Nahrungsmangels durch zu hohe Populationsdichte und ein allmählicher Wiederaufbau nach Erholung der Vegetation eingeschlossen sind. Beispiele für diese Konstellation können heute nur noch Inselpopulationen liefern (z. B. REALE u. BOUSSÉS 1995). Diese örtlich differenzierten Zeitstrukturen entsprechen dem Mosaik-Zyklus-Konzept, wie es von REMMERT (1991) entwickelt wurde.

Wesentlich für die Ausbildung eines langfristigen Zyklus sind Pflanzen, die spezifische Abwehrmechanismen gegen Fraßschäden entwickelt haben. Dies können Pflanzeninhaltsstoffe (z. B. Tannine) oder Geruchsstoffe (ätherische Öle) sein, aber auch mechanische Schutzvorrichtungen wie Stacheln und Dornen (Schlehen). Bilden sie dichte Bestände, wofür eine intensive Beweidung die Voraussetzungen schafft, können in ihrem Schutz wiederum verbißempfindliche Gehölze aufwachsen, bis sie durch Verbiß nicht mehr gefährdet sind.

### 3. Der Einfluß des Menschen

In diese natürlichen Verhältnisse griff bereits der frühe Mensch ein. Seine verbesserte Thermoregulation (Reduktion der Behaarung, Schwitzen) ermöglichten ihm ausdauernde schnelle Bewegung auch in heißen Gebieten. Bipedie war die Voraussetzung für den Gebrauch von einfachen Jagdwaffen. Ein entwickeltes Sozialverhalten und Kommunikation ermöglichten koordinierte Aktionen mehrerer Individuen. Kleidung und Schutzbauten weiteten seinen Aktionsraum in käl-

tere Gebiete aus. Seiner Jagdstrategie hatten Großtiere, die allein durch ihre Körpergröße kaum die Fähigkeit zur Furcht entwickelt haben dürften, kein geeignetes Verhalten entgegenzusetzen. Bereits mit primitiven Jagdwaffen, besonders aber im Verlauf der neolithischen Revolution infolge der Erfindung von Fern-Waffen und anderer hocheffektiver Jagdmethoden, wurden ihre Populationsdichte und das Artenspektrum nachhaltig verändert (SCHÜLE 1990). Versuche zur Rekonstruktion natürlicher ökologischer Zusammenhänge können sich also nur an einem Zustand vor dieser Periode intensiven menschlichen Einwirkens orientieren.

Auch heute stehen die Wildtiere weiterhin unter einer starken Einflußnahme des Menschen. Es besteht ein direkter Einfluß auf die Populationen über die Jagd, die neben der Bestandsverringerung nunmehr auch die Lebensweise der Tiere wesentlich beeinflusst (Abb. 3). Die großen Säugetiere konnten in der evolutiv kurzen Periode der Konfrontation mit dem jagenden Menschen kein angeborenes Feindbild für den Prädator Mensch entwickeln. Ihr Verhalten ist jedoch heute durch erlernte und sozial tradierte Scheu vor dem Menschen allgemein gekennzeichnet. Sie sind nicht in der Lage, zwischen Menschen mit Jagdintention und harmlosen Spaziergängern zu unterscheiden (SCHERZINGER 1991). Die fast ständige Anwesenheit des Menschen im gesamten Lebensraum des Wildes zwingt es somit vielfach zur zeitlichen Verlagerung seiner Aktivität in die Dunkelheit und zur übermäßigen Nutzung der Vegetation in den dichten Jungholzbeständen, wodurch ein unverhältnismäßig hoher Verbißdruck entsteht. Verkehr, Touristik und Sport wirken ähnlich standortbestimmend und beunruhigend wie eine allzulange ausgedehnte Jagdsaison (PETRAK 1985, POHLMEYER 1991, STOCK et al. 1994, SCHNIDRIG-PETRIG u. INGOLD 1995).

#### 4. Rekonstruktion ursprünglicher Ökosysteme

Versuche zur Rekonstruktion natürlicher ökologischer Zusammenhänge müssen die Schlüsselrolle der großen Säugetiere bei der Gestaltung langfristig stabiler Ökosysteme berücksichtigen. In den Niederlanden wurde bereits mit der schrittweisen Realisierung eines entsprechenden Vorhabens auf einem Gebiet von nur etwa 2 000 ha begonnen (WALLIS DE VRIES 1994).

Es bestehen heute sowohl auf den Territorien größerer ehemaliger Truppenübungsplätze als auch in der Braunkohlefolgelandschaft in Brandenburg die Voraussetzungen zur Realisierung eines beispielhaften Versuchs zur Rekonstruktion eines kompletten mitteleuropäischen Ökosystems unter Einbeziehung der Großsäuger. Neben den ohnehin in solchen Gebieten vorkommenden Wildschweinen, europäischen Rehen und dem Rothirsch sind insbesondere die Rauhfutterfresser Rind (z. B. in Form der Auerochsen-Rückzüchtung

oder einer ursprünglichen Haustierrasse) und der Wisent zu berücksichtigen, weiterhin können bei geeigneten Biotopen auch Mufflons ihre ökologische Nische als selektive Grasfresser finden. Wildpferde stehen ebenfalls nur noch in Form ursprünglicher Haustierrassen zur Verfügung, hier bietet sich der polnische Konik an. Er geht auf den europäischen Waldtarpan zurück und kommt ihm wahrscheinlich heute noch in Körperform und Verhalten sehr nahe (JEZERSKI u. JAROWSKI 1995). Es leben in Polen mehrere Herden völlig frei. Der große Konzentratselektierer Elch beginnt bereits in unser Territorium einzuwandern und könnte durchaus von selbst geeignete und geschützte Gebiete besiedeln. Gleiches trifft für den Prädator Wolf (*Canis lupus*) zu, während der Luchs (*Lynx lynx*) zu einem geeigneten Zeitpunkt wieder eingebürgert werden müßte. Wie bereits eine biologisch richtige Veränderung der Einstellung zum Rothirsch mit Veränderung der Bejagungsweise eine oft als Waldschädling eingeschätzte Tierart zum ökologisch wertvollen Regulationsfaktor werden läßt, zeigt z. B. das Pilotprojekt Monschau (DAVID 1995).

Voraussetzung für die Etablierung dieses Artenspektrums in einem Gebiet ist vor allem ein ausreichend großer Lebensraum. Eine Vorstellung von den Mindestgrößen gibt die Gegenüberstellung von Territorien und Streifgebieten der verschiedenen Arten (Abb. 4). Dabei darf die große Variabilität, die ja vor allem von den Ernährungsbedingungen und ihren Variationen im Jahresverlauf abhängt, nicht übersehen werden.

Da Kenntnisse über das komplexe Zusammenwirken der genannten Großsäuger untereinander und mit der Vegetation wissenschaftlich nie gesichert wurden, sind Voraus-

sagen über zu erwartende Populationsdichten schwierig. Wir schlagen daher vor, zunächst mit kleinen Startpopulationen behutsam zu beginnen. Die Größe dieser Startpopulationen muß sich an intakten sozialen und reproduktiven Gruppen der betreffenden Arten orientieren. Daraus ist abzuleiten, daß für die entscheidenden Arten ein Territorium von mindestens 3-5 000 ha zur Verfügung stehen sollte.

#### 5. Nutzungsmöglichkeiten

Auch naturnahe Ökosysteme sind in unserem Raum heute weitgehend durch vorangegangene direkt gestaltende Maßnahmen und mittelbare Einflüsse des Menschen geprägt sowie räumlich begrenzt. Ohne die Pflege durch geeignete Managementmaßnahmen sind diese Einflüsse nicht zu kompensieren bzw. ist eine annähernd natürliche Entwicklung unter diesen Bedingungen kaum zu erwarten. Ein Management sollte aber mittel- und langfristig weitgehend reduziert und möglichst auf die vorsichtige Beeinflussung natürlicher selbstregulativer Prozesse eingeschränkt werden (KAULE 1991). Dies kann von der Spitze einer Nahrungskette aus erfolgen.

Wie z. B. auch die Geschichte der Konfrontation zwischen feudalen Jagdinteressen und den Interessen der Bauern zeigt, kann ein Versuch zur langfristigen Stabilisierung naturnaher Ökosysteme nur unter Einbeziehung berechtigter Lebensansprüche der ansässigen Bevölkerung zum Erfolg führen. Daher ist es wichtig, von vornherein nach möglichen Nutzungen und der Erschließung von Arbeitsmöglichkeiten für zumindest einen Teil der ländlichen Bevölkerung zu fragen. Dies steht in Übereinstimmung mit der For-



Abb. 3

Die Nahrungsaufnahme der Pflanzenfresser wird durch ihre Standortwahl bedingt, die wiederum von der Distanzorientierung im Dienst der Feindvermeidung abhängt. Erst im Nah- und Kontaktfeld wird die Nahrung bewertet und über die Aufnahme entschieden. Aufmerksamkeit (Vigilanz) konkurriert mit Nahrungsaufnahmeverhalten.

## Übersicht zum Raumbedarf und zur Lebensweise

Spezies	Reviergröße home range [ha]	Lebensweise
<b>Herbivoren</b>		
Reh 	4-100	solitär o. sozial
Rotwild 	300-500	sozial
Elch 	490-<2000	solitär
Mufflon 	75-364	sozial
Wisent 	4700	sozial
Rind 	3000 (für 10 Tiere)	sozial
Konik 	160	sozial
<b>Omnivoren</b>		
Wildschwein 	50-5000	sozial
<b>Carnivoren</b>		
Wolf 	10000-1000000	sozial
Luchs 	500-45000	solitär

Abb. 4  
Zusammenstellung von Angaben über Lebensweise und Streifgebiete der für das Multispeziesprojekt relevanten Arten. Für die Schlüsselarten der Pflanzenfresser kann ein Gebiet von 3-5 000 ha als ausreichend eingeschätzt werden. Die Prädatoren, insbesondere der Wolf, werden es nur partiell nutzen.

mel „Schutz durch Nutzung“, die sich auch in afrikanischen Schutzgebieten zu bewähren beginnt (BARNES 1993).

Der hohe Erholungswert einer naturnahen, strukturierten Landschaft steht an erster Stelle der Nutzungsmöglichkeiten. Dabei spielen der Wechsel der Struktur, der Wechsel von geschlossenen und offenen Flächen, unterschiedliche Pflanzengesellschaften und offene Wasserflächen eine entscheidende Rolle. Er kann durch die sichtbare Präsenz von Wildtieren, die den Menschen bei geeignetem Verhalten nicht als Störquelle und Bedrohung werten, wesentlich gesteigert werden. Die hohe Attraktivität, die freilebende Wildtiere entwickeln, kann zur weiteren Auseinandersetzung mit Naturvorgängen und zum erlebnisgeprägten Verständnis der aktuellen Umweltprobleme und Entwicklungstendenzen hinführen. Darauf aufbauend, sollte ein gesteuerter Tourismus mit der notwendigen Infrastruktur entwickelt werden, der einem Teil der ländlichen Bevölkerung eine neue Existenzgrundlage erschließen kann. Dabei sollte auch ein bildungsorientierter Naturtourismus gefördert werden, wobei

Besucher in wissenschaftliche Aufgabenstellungen einbezogen werden können.

Neben der touristischen Nutzung kann auf der mittelfristig notwendigen Regulation der Populationsdichte auch ein gewisser produktiver Effekt eines solchen Ökosystems fußen. So ist in begrenztem Umfang eine Vermarktung lebender Tiere denkbar. Z.B. könnten überzählige Jungpferde oder Wildrinder wieder in die Hand des Menschen übergeben werden, wo sie für die Haltung unter naturnahen Bedingungen besonders geeignet sind. Die notwendige Gewöhnung an den Menschen, die zeitweise Haltung und den Verkauf könnten spezialisierte bäuerliche Betriebe übernehmen. Ähnlich wird bereits mit den Koniks in Polen und mit den Dülmener Pferden verfahren. Die anderen Arten können zur Gewinnung von hochwertigem Wildbret genutzt werden, wofür alternative Verfahren zur bisher üblichen Jagd zu entwickeln und zu erproben sind. Im Verlauf des Projektes könnte die Deckung der laufenden Kosten aus Tourismus, dem Lebendtierverkauf und der Schlachtkörpervermarktung angestrebt werden. So kann eine naturnah ge-

staltete Großsäuger-Artengemeinschaft zum Modell für eine nachhaltige Naturnutzung unter völlig neuen Vorzeichen werden, wie sie auch im Interesse der Erhaltung der Artenvielfalt gefordert wird (DUNCAN u. JARMAN 1993, FÉRON 1995). Damit werden sich Schutz- und Nutzungsaspekte gegenseitig unterstützen statt wie bisher oft als Widerspruch aufzutreten.

## 6. Ausblick und Aufgaben

Das Vorhaben wirft viele offene Fragen auf, die in seinem Verlauf zu klären sind. Es sind damit aber die Grundlagen für eine neue Form des Biotopschutzes zu legen. Insbesondere sind die Wirkungen der Großsäugerartengemeinschaft auf die Biotopstruktur zu verfolgen und dabei Hinweise für die Beeinflussung der Populationsdichte abzuleiten. Es müssen auch neue Verfahren zur Entnahme von Tieren aus natürlichen Populationen entwickelt werden, die eine Beeinflussung des Verhaltens der verbleibenden Tiere weitgehend ausschließen, wenn die eigentliche Zielstellung erreicht werden soll.

Es bestehen heute sowohl auf den Territorien größerer ehemaliger Truppenübungsplätze als auch in der Braunkohlefolgelandschaft in Brandenburg die Voraussetzungen zur Realisierung eines beispielhaften Versuchs. Unter biologisch richtiger Einbeziehung der großen Säugetiere in Schutz- und Renaturierungskonzepte kann ein Beitrag zum Erhalt wertvoller Offenlandschaften und zur Erhaltung der Lebensgrundlagen einer großen Anzahl weiterer Tier- und Pflanzenarten geleistet werden (GORDON et al. 1990, ROBERTSON 1991, BOKDAN u. WALLIS DE VRIES 1992, HOFMANN u. SCHEIBE 1994).

## 7. Summary

In central European ecosystems as elsewhere, the community of various large mammals is an ecological key element. Natural cycles of landscape development can not be expected without them. These species, differently specialised in the course of evolution, are able to change the structure of landscapes with open spaces or transitional structures which accommodate many other species. For the reconstruction of the original species community of large mammals in the land of Brandenburg, suitable areas on former open coal mines and military training camps are becoming available. They can form the basis of extensive natural reserves, in which both protection and utilisation of natural resources can be achieved as a dynamic type of nature conservation.

### Literatur

- BARNES, J.I. 1993: Economic and ecological features of livestock and wildlife utilisation in Africa. In: BAKER, M.J. (Ed.) Grasslands for our World, SIR Publ. -Wellington N.Z.: 784-790  
 BEUTLER, A. 1992: Die Großtierfauna Mitteleuropas und ihr Einfluß auf die Landschaft. -Landschaftsök. Weihenstephan (6): 49-69  
 BEUTLER, A. 1996: die Großtierfauna Europas und ihr

Einfluß auf Vegetation und Landschaft. In: GERKEN, B.; MEYER, C.: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? Natur- und Kulturlandschaft. -Höxter. 1: 51-106  
 BOKDAN, J.; WALLIS DE VRIES, M.F. 1992: Forage quality as a limiting factor for cattle grazing in isolated Dutch nature reserves. -Conservation Biology 6: 399-408  
 BUNZEL-DRÜCKE, M.; DRÜCKE, J.; VIERHAUS, H. 1994: Quaternary Park. Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. -ABUInfo 17/18 (3-4): 3-38  
 DAVID, A. 1995: Rotwild als Pflegefaktor. -Wild u. Hund 18: 26-27  
 DAVIDSON, D.W. 1993: The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. -OIKOS 68: 23-35  
 DUNCAN, P.; JARMAN, P.J. 1993: Conservation of biodiversity in managed rangelands, with special emphasis on the ecological effects of large grazing ungulates, domestic and wild. In: BAKER, M.J. (Ed.), Grasslands for our World, SIR Publ. -Wellington N.Z.: 776-783  
 FÉRON, E.M. 1995: New food sources, conservation of biodiversity and sustainable development: can unconventional animal species contribute to feeding the world? -Biodiversity and Conservation 4: 233-240  
 GEISER, R. 1992: Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. -Laufener Seminarbeiträge 2: 22-34  
 GEORGII, B. 1980: Einflüsse menschlicher Störungen auf Standortwahl und Aktivitätsmuster weiblicher Rothirsche. -Verh. Ges. Ökol. VIII: 163-168  
 GORDON, I.J.; DUNCAN, P.; GRILLAS, P.; LECOMTE, T. 1990: The use of domestic herbivores in the conservation of biological richness of european wetlands. -Bull. d'Ecol. 21: 49-60  
 HOFMANN, R.R. 1989: Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. -Oecologia 78: 443-457

HOFMANN, R.R. 1995: Zur Evolution der grossen Pflanzenfresser und ihre nahrungsökologische Einnischung in der heutigen Kulturlandschaft – Eine neue Chance für Europäische Großsäuger nach 5000 Jahren? -Sitzungsber. Ges. Naturforsch. Fr. Berlin N.F. 34: 167-190  
 HOFMANN, R.R.; SCHEIBE, K.M. 1994: Komplementäre Großsäuger-Artengemeinschaft als gestaltendes Element und Nutzungsgrundlage in der Bergbau-Folgelandschaft. Projekt. Institut für Zoo- und Wildtierforschung Berlin. -14 S.  
 ISH-SHALOM-GORDON, N. 1993: Seed dispersal by cattle, deers and wild pigs, in mediterranean rangelands of the Golan Heights. Bull. Ecol. Soc. Am. 74, Suppl: 289  
 JEZIEWSKI, T.; JAWORSKI, Z. 1995: Polnische Koniks aus Popielno. Druckunternehmung Komodruk. -Komorów. -76 S.  
 KAULE, G. 1991: Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. Verl. Ulmer. -Stuttgart. -519 S.  
 PETRAK, M. 1985: Wild im Erholungswald (2). -Niedersächs. Jäger 1: 37-42  
 PETRAK, M. 1992: Vergleich der Lebensraumnutzung durch Dam- und Rehwild. -Allg. Forstzeitschr. 47 (6): 280-282  
 PETRAK, M. 1993: Nischenbreite und Nischenüberlappung bei der Nahrungswahl von Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* Linné, 1758) in der Nordwesteifel. -Z. Jagdwiss. 39: 161-170  
 POHLMEYER, K. 1991: Vertreibung von Wild durch Freizeitgestaltung. -Dtsch. tierärztl. Wschr. 98 (1): 1-40  
 REALE, D. u. BOUSSÈS, P. 1995: Interactions agonistiques en fonction de la densité et de la structure dans une population insulaire de mouflons (*Ovis musimon*). -Rev. Ecol. (Terre Vie) 50: 49-67  
 REMMERT, H. 1991: Das Mosaik – Zyklus – Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. -Laufener Seminarbeitr. 5: 5-15

ROBERTSON, P. 1991: Wise use and conservation. -Gibier Faune Sauvage 8: 379-388  
 SCHERZINGER, W. 1991: Die „ethologische Nische“, ein Schlüsselproblem im Biotop- und Artenschutz. -Seevogel. -Z. Verein Jorsand 12 (SH 1): 93-99  
 SCHERZINGER, W. 1995: Verfügen Wildtiere über eine Verhaltensausrüstung zur Gestaltung des art-eigenen Lebensraumes? -Orn. Beob. 92: 297-302  
 SCHNIDRIG-PETRIG, R.; Ingold, I. 1995: Auswirkungen des Gleitschirmfliegens auf Verhalten, Raumnutzung und Kondition von Gemsen *Rupicapra rup. rupicapra* in den Schweizer Alpen: Übersicht über eine dreijährige Feldstudie. -Orn. Beob. 92: 237-240  
 SCHÜLE, W. 1990: Human evolution, animal behaviour, and quaternary extinctions: A paleo-ecology of hunting. -HOMO 4 (1-3): 228-250  
 STOCK, M.; BERGMANN, H.-H.; HELB, H.-W.; KELLER, V.; SCHNIDRIG-PETRIG, R.; ZEHNTER, H.-CH. 1994: Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. -Z. Ökol. u. Natursch. 3: 49-57  
 VAN WIJEREN, S.E. 1991: The Management of Populations of large Mammals. In: SPELLERBERG, I.F.; GOLDSMITH, F.B.; MORRIS, M.G. The scientific management of temperate communities for conservation. Blackwell Sci. Publ. -Oxford 1991  
 WALLIS DE VRIES, M.F. 1994: Foraging in a landscape mosaic. Diss. Wageningen – 1994

Verfasser

Dr. sc. Klaus M. Scheibe  
 Univ. Prof. Dr. Reinhold R. Hofmann  
 Uwe Lindner  
 Institut für Zoo- und Wildtierforschung (IZW)  
 im Forschungsverbund Berlin e. V.  
 PF 1601103  
 D-10252 Berlin

JUTTA KNAPP, MATHIAS HERRMANN

# Artenschutzprojekt der Wildkatze: Der lange Weg von der Forschung zur Umsetzung

Schlagwörter: Wildkatze, Artenschutz, Gefährdungsfaktoren, Landnutzung, Schutzmaßnahmen

## 1. Einleitung

Die Wildkatze (*Felis silvestris*) ist eine der seltensten und gefährdetsten Säugetierarten Europas. Sie hat in Mitteleuropa nur in wenigen Reliktarealen überlebt. Trotz der ganzjährigen jagdlichen Schonung seit 1934 hat sie es nicht geschafft, ihr ursprüngliches Areal wiederzubesiedeln. In der Roten Liste Deutschlands (NOWAK, HEIDECHE u. BLAB 1994) wird sie deshalb als stark gefährdet eingestuft. Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland ist der südwestdeutsche Raum (Eifel, Hunsrück und Pfälzerwald). Weitere Vorkommen gibt es im Harz, Solling und einigen Waldgebieten Hessens und Thüringens. Umfassende Forschungsarbeiten über die Lebensraumanprüche liegen aus Deutschland aus den letzten Jahrzehnten nicht vor (PIECHOCKI 1990). Untersuchungen zur Verbreitungssituation im südwestdeutschen Raum liegen teilweise schon länger zurück oder sind lückenhaft (HALTENORTH 1957, HERRMANN 1990, RÖBEN 1974, VOGT 1985,

VOGT u. GRÜNWALD 1991). Gezielte Maßnahmen zum Schutz der Wildkatze wurden trotz der Seltenheit der Art bisher nicht entwickelt und umgesetzt. Deshalb wurde vom Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz und vom Umweltministerium des Saarlandes das Artenschutzprojekt Wildkatze in Auftrag gegeben, in dem:  
 – das derzeitige Verbreitungsgebiet der Wildkatze festgestellt und  
 – ein Maßnahmenkatalog zur Verbesserung der Situation der Wildkatze erarbeitet werden soll.

Im folgenden soll unser Ansatz zur Entwicklung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen für die Wildkatze dargestellt werden.

## 2. Gefährdungsursachen und ihre Ermittlung

Um einen Maßnahmenkatalog zum Schutz der Wildkatze zu entwickeln, ist es notwendig zu wissen, welche Faktoren maßgeblich auf die Wildkatzenpopulation einwirken. Auf

der Basis einer Literaturswertung und eigener qualitativer Ergebnisse wurde eine Liste von Faktorengruppen, die auf die Wildkatze einwirken, zusammengestellt:

- Bewirtschaftungsform und -intensität
- Strukturelemente
- Landschaftszerschneidungen
- Mortalität
- Störungen
- Hybridisierung.

Um die Bedeutung dieser Faktoren im Untersuchungsraum zu bewerten bieten sich zwei Lösungsansätze an:

### 2.1 Populationsorientierte Bewertung

Mit Hilfe von flächendeckenden Befragungen der Forstbeamten (KNAPP u. MÜLLER-STIEß 1995) versuchen wir die Verbreitung und Populationsparameter (HERRMANN u. KNAPP in Vorb.) zu erfassen. Durch die Korrelation von Verbreitungsdaten und Informationen über Faktorengruppen lassen sich Hypothesen entwickeln, welche Faktoren



tatsächlich bedeutsam für die Populationsentwicklung sein könnten.

## 2.2 Individuenorientierte Bewertung

Spurensuche und Telemetrie in Kombination mit Habitatkartierungen (HERRMANN in Vorb.) sind Methoden um Datenmaterial für eine individuenorientierte Bewertung zusammenzutragen. Die Telemetrie ist derzeit die beste Möglichkeit, um zu einer Bewertung einzelner Gefährdungsfaktoren zu kommen. Ein Vergleich des Verhaltens einzelner Individuen in Optimal- und Pessimalhabitaten könnte weitreichende Ergebnisse erbringen. Derzeit konnte jedoch im Rahmen dieses Projektes keine Finanzierung einer Telemetriestudie erreicht werden. Die Suche nach Schneespuren wurde durchgeführt. Da Schnee im südwestdeutschen Verbreitungsraum selten ist und die Wildkatzen in schneefreie Tallagen ausweichen, ist die Aussagekraft in Bezug auf Anzahl und Verteilung der Spuren jedoch eingeschränkt.

Der Schutz der Wildkatze kann nicht durch ein statisch-konservierendes Naturschutzkonzept verfolgt werden (SCHERZINGER 1990). Die Areale, die für den Erhalt einer minimalen überlebensfähigen Population notwendig sind (HERRMANN 1991, SHAFFER 1981), lägen mit über 100 000 ha weit über den Flächengrößen, in denen in Deutschland konservierender Naturschutz politisch durchsetzbar ist. Deshalb konzentrieren sich die Ansätze zum Schutz der Wildkatze auf die Einwirkungsmöglichkeiten auf Flächennutzer und Landesplaner:

- Forstwirtschaft
- Landwirtschaft
- Jagd
- Landesplanung.

## 3. Beispiele für Maßnahmenvorschläge zum Wildkatzenschutz

Für jeden der oben aufgeführten Bereiche wird an einem Beispiel die Ableitung der Schutzziele und die Vorschläge zur praktischen Umsetzung im Wildkatzenschutz erläutert.

### 3.1 Forstwirtschaft

Im Pfälzerwald ist die Wildkatze fast flächendeckend verbreitet. Nur in einem am östlichen Rand gelegenen Teilbereich des Pfälzerwaldes um Bad Dürkheim fehlen Wildkatzen nachweise (Beobachtungen, Totfunde), sowohl in unserer Erhebung als auch bei VOGT (1985). Die Habitatqualität (Nahrung, Strukturierung, Klima) ist in diesem Bereich mindestens als gleichwertig einzustufen wie im übrigen Pfälzerwald. Eine Analyse zeigt, daß dieser Bereich vom Fremdenverkehr sehr stark betroffen ist, da es sich um das bevorzugte Ausflugsgebiet der Städte Ludwigshafen und Mannheim handelt. Bereits VOGT (1985) vermutete einen Zusammenhang zwischen dem Fehlen der Wildkatze und der Besucherfrequenz. Im Rahmen unserer Un-

tersuchung konnte in weiteren Räumen ein gleichartiger Zusammenhang festgestellt werden. Obwohl es viele Hinweise auf die besondere Störungsempfindlichkeit der Wildkatze gibt (RAIMER 1989, VOGT 1985, VOGT u. GRÜNWALD 1991), fehlen bis heute systematische Untersuchungen zu diesem Thema. Im Zweifelsfall müssen jedoch bei einer derartig seltenen Art auch ohne abgesicherte Erkenntnisse Schutzmaßnahmen ergriffen werden. In Gebieten, in denen die Wildkatze weiter überleben soll, müssen die Waldbesucher durch Lenkungsmaßnahmen von ruhigen Kernzonen ferngehalten werden.

Die Forderung an die Forstwirtschaft lautet, den Erschließungsgrad des Waldes von im Landesdurchschnitt in Rheinland-Pfalz 50 bis 60 m/ha (im Pfälzerwald sogar 80 bis 90 m/ha) durch Verringerung der Wegedichte bis zum betriebswirtschaftlichen Optimum (Bergland 30 m/ha, Ebene 20 m/ha; KEILEN mdl. Mitt.) zu vermindern. Außerdem müssen sich gezielte Maßnahmen der Besucherlenkung an den Ruhezeiten der Wildkatze orientieren.

### 3.2 Landwirtschaft

Den überwiegenden Anteil der Nahrung der Wildkatze bilden kleine Nagetiere. Einen großen Anteil dieser Kleinsäuger erbeutet die Wildkatze außerhalb des geschlossenen Waldes. STAHL (1986) fand beispielsweise einen Anteil von 33 % Feldmäusen in der Nahrung der Wildkatze. Deshalb kommt dem Erhalt von Waldwiesen und extensiv genutzten Waldrändern eine besondere Bedeutung im Wildkatzenschutz zu. Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion vollzieht sich auch in diesen Waldrandlagen. Die Folge ist

ein drastischer Rückgang der Kleinsäuger in diesem Bereich.

Die Forderung an die Landwirtschaft lautet, die Grünlandnutzung im 100 m-Saumbereich um Waldgebiete von mehr als 10 ha Größe verstärkt zu fördern.

### 3.3 Jagd

Versehentliche Abschüsse und Fehlfänge in den noch erlaubten Totschlagfallen scheinen immer noch das Verbreitungsgebiet der Wildkatze zu begrenzen. Darauf deutet die starke Korrelation zwischen Hochwildjagdgebieten, in denen kaum Raubwildbejagung stattfindet, und dem Vorkommen der Wildkatze hin. Überall dort, wo Niederwildjagd mit einer scharfen Raubwildbejagung kombiniert ist, fehlt die Wildkatze bzw. kommen einwandernde Exemplare immer wieder zu Tode. Systematische Untersuchungen über die Todesursachen bei Wildkatzen fehlen. Bei den zufällig bekannt gewordenen Todesfällen (Zusammenstellungen bei HOSSFELD 1991, PIECHOCKI 1990, PFLÜGER 1987, RAIMER 1989 u. VOGT 1985) gehen im Durchschnitt 61 % auf jagdliche Gründe zurück.

Durch Information und Sensibilisierung der Jagdausübungsberechtigten versuchen wir eine Verringerung der Fehlabschüsse und den Verzicht auf Fallenjagd zu erreichen. Deshalb werden von uns derzeit Informationsveranstaltungen in allen Forstämtern (n=110) und vielen Hegeringen im Saarland und in Rheinland-Pfalz durchgeführt.

Die Forderung an die Jagd lautet, durch umfassende Information der Jagdausübungsberechtigten die Zahl der Fehlabschüsse deutlich zu reduzieren und die Fallenjagd in Wildkatzengebieten einzustellen.

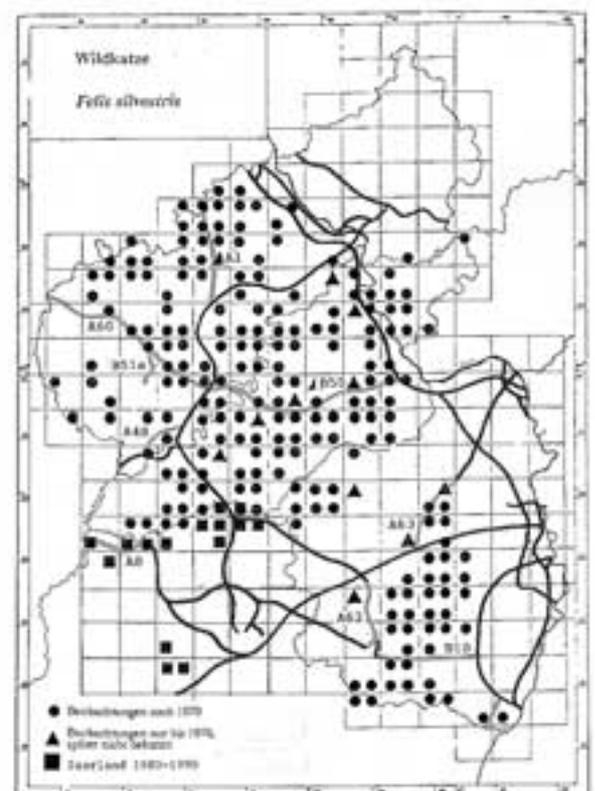


Abb. 1  
Zerschneidung von Lebensräumen der Wildkatzenpopulationen in Südwestdeutschland durch bestehende (grün) und geplante (rot) mehrspurige Straßen in den Bundesländern Rheinland-Pfalz und Saarland (Grundlagenkarte: Verbreitung der Wildkatze aus VOGT und GRÜNWALD 1991 und HERRMANN 1991)

**Tabelle 1: Zahl der Fährten je km und Schneenacht**

Bereich Spuren von ... je km	Graacher Höhenweg	B 50 alt	Hunsrück- höhenstraße	500m-Umfeld Hunsrück- höhenstraße
Wildkatze	2,4	0,2	0	0
Dachs	1,0	0	0,2	0
Baumarder/ Steinarder	1,5	0,4	0,5	1,1
Rotfuchs	6,5	7,6	2,3	11,2
Rotwild	0	0	0,2	2,8
Rehwild	23,3	12,0	4,1	19,2
Schwarzwild	4,5	0	0	0
Feldhase	4,1	4,0	1,7	14,3

### 3.4 Landesplanung

Die Wildkatze ist in ihrer Verbreitung in Deutschland auf Vorkommen in kleinen Inselarealen, die voneinander isoliert liegen, beschränkt. Die Wanderbereitschaft der Individuen ist gering (PIECHOCKI 1986), so daß von einer fast vollständigen Isolation der Populationen auszugehen ist. Neben agrarisch intensiv genutzten Räumen scheinen auch breite Straßen und Siedlungsachsen effektive Barrieren für Wildkatzen darzustellen (HERRMANN 1990, PIECHOCKI 1990). In Arealen, die durch breite Verkehrswege und Siedlungsachsen von dem Hauptverbreitungsgebiet abgeschnitten sind, wie dem Donnersberg im nördlichen Pfälzerwald und dem Warndt im südwestlichen Saarland, ist ein deutlicher Rückgang der Wildkatzenbeobachtungen zu verzeichnen bzw. liegen aus den letzten Jahren keine Totfunde als Belegexemplare vor. Zur Zeit sind mehrere Verkehrsprojekte in der Realisation oder Planung, die eine weitere Zerschneidung der Wildkatzenlebensräume bedeuten würden (Abb. 1). Systematische Erhebungen zur Trennwirkung von Verkehrswegen auf Wildkatzenpopulationen fehlen. Deshalb wurden von uns bei Schneelage Wildkatzenspuren parallel zu Wegen und verschiedenen stark befahrenen Straßen ausgezählt (insgesamt 37,4 km). Die Untersuchungen wurden im Rahmen der UVS zur B 50 (neu) in den Wintern 1992/93 und 1993/94 durchgeführt (Tab. 1). Der Graacher Höhenweg ist ein Feld-Wald-Weg mit wassergebundener Schotterdecke. Die B 50 alt ist eine mäßig befahrene Bundesstraße. Die Hunsrückhöhenstraße ist eine zweispurige stark befahrene Fernverbindungsstraße. Die mäßig befahrene Bundesstraße (B 50 alt) wies wesentlich geringere Überquerungsraten als der Feld-Wald-Weg auf. Die stark befahrene Bundesstraße (Hunsrückhöhenstraße) wurde überhaupt nicht von Wildkatzen überquert (Tab. 1). Es ist davon auszugehen, daß schon zweispurige Straßen für Wildkatzen eine Barrierewirkung ausüben.

FRANKLIN (1980) gibt auf der Basis populationsgenetischer Berechnungen einen Richtwert von 500 adulten Säugern an, der nicht unterschritten werden sollte, wenn die genetische Vielfalt mit hoher Wahrscheinlichkeit

in den nächsten 100 Jahren erhalten werden soll. In Ermangelung exakter Informationen über die populationsgenetische Situation der Wildkatze soll dieser Wert hier zugrunde gelegt werden. Telemetriestudien in benachbarten Populationen zeigen, daß in optimalen Lebensräumen nicht mehr als 0,2 bis 0,5 Wildkatzen pro km<sup>2</sup> leben können. Dies bedeutet, daß man für eine minimal überlebensfähige Population 100 000 bis 250 000 ha zusammenhängendes Areal benötigt. Die Forderung an die Landesplanung lautet deshalb, sicherzustellen, daß zusammenhängende Areale nicht weiter durch Barrieren, wie z. B. moderne Hochleistungsstraßen, zerschnitten werden. Wo solche Barrieren bereits existieren, müssen biotopverbindende Bauwerke, wie z. B. Grünbrücken, nachgerüstet werden.

Dies sind nur erste Ansätze, um am Beispiel einer Art und ihrer Bedürfnisse Strategien zu entwickeln, die einen Erhalt der biologischen Vielfalt erlauben. Die hier aufgezeigten Maßnahmen kommen nicht nur der Wildkatze, sondern auch einer Vielzahl weniger spektakulärer Arten zugute. Ein „Runder Tisch“, an dem Vertreter aus Forst, Jagd, Naturschutz, Verkehrs- und Landesplanung zusammensitzen und über mögliche Umsetzungswege der vorgeschlagenen Maßnahmen beraten, ist notwendig. Zusätzlich muß erreicht werden, daß sich viele Personen für den Schutz der Wildkatze einsetzen, um dieser Art eine Rückkehr in noch geeignete Bereiche ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes zu erlauben.

## 4. Summary

The Southwest of Germany is one of the few remaining regions in central Europe where you are still able to find wildcats (*Felis silvestris*). Our project – Artenschutzprojekt Wildkatze – with the background of protecting wildcats, has the aim to count the wildcats in „Saarland“ and „Rhineland-Palatinate“ („Länder“ of the Federal Republic of Germany) and find out about their distribution in these regions. Based on the results, possible threats to the wildcats will be analysed. The recommended steps to protect the wildcats are addressed to foresters, hunters, farmers

and to those involved in environmental planning. Examples of how to carry out those steps will be given. They include: reducing the number of small roads/paths through the forest, increasing the grassland along the edge of the forest, a ban on trap hunting and a ban on building new roads through areas where wildcats live.

### Literatur

- FRANKLIN, J.R. 1980: Evolutionary change in small populations. In: SOULE, M.E. u. WILCOX, B.A. (Hg.): Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective. -Sunderland: 135-150
- HALTENORTH, T. 1957: Die Wildkatze. Die Neue Brehm-Bücherei 189. A. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt. -101 S.
- HERRMANN, M. 1990: Verbreitung und Bestandssituation der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) im Saarland (19/2). In: RIEWENHERM, S. u. LIETH, H. (Hg.): Verhandl. d. Ges. f. Ök. (19/2): 200-205
- HERRMANN, M. 1991: Säugetiere im Saarland (Verbreitung, Gefährdung, Schutz). Michel Verlag. -Ottweiler. -166 S.
- HOSSFELD, E. 1991: Verbreitung und Lebensraum der Wildkatze (*Felis silvestris*) im Taunus. Diplomarbeit J.W. Goethe-Universität Frankfurt. -107 S.
- KNAPP, J. u. MÜLLER-STIEB, H. 1995: Befragung als eine Standardmethode zur Erfassung von großen und mittelgroßen Säugern. In: STUBBE, M. (Hg.): Methoden feldökologischer Säugetierforschung. Martin-Luther-Universität Halle/Saale: 35-38
- NOWAK, E.; HEIDECKE, D. u. BLAB, J. 1994: Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Säugetiere (Mammalia) In: Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. -Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. -42 S.
- PFLÜGER, H. 1987: Die Wildkatze in Hessen. Merkheft zum Schutz der Wildkatze. Bund Umwelt und Naturschutz. -22 S.
- PIECHOCKI, R. 1986: Ausbreitung, Verluste, Gewichte und Maße der Wildkatze (*Felis silvestris*) in der DDR. -Hercynia N.F. 23(2): 125-145
- PIECHOCKI, R. 1990: Die Wildkatze (*Felis silvestris*). Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt. -232 S.
- RAIMER, F. 1988: Die Wildkatze in Hessen und Niedersachsen. Kassel: Diplomarbeit Ökologische Umweltsicherung
- RAIMER, F. 1989: Die Wildkatze in Hessen und Niedersachsen (Historischer Überblick, Biologie, Meinungsbild). Diplomarbeit GH Kassel
- RÖBEN, P. 1974: Die Verbreitung der Wildkatze (*Felis silvestris*) in der Bundesrepublik Deutschland. -Säugetierkundl. Mitt. 22: 244-250
- SHAFFER, M.L. 1981: Minimum Population Sizes for Species Conservation (2). -BioScience 31(2): 131-134
- SCHERZINGER, W. 1990: Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee (6). -Natur und Landschaft 65(6): 292-298
- STAHL, P. 1986: Le Chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale, Thèse Université Nancy I. -357 S.
- VOGT, D. 1985: Aktuelle Verbreitung und Lebensstätten der Wildkatze (*Felis silvestris* SCHREBER 1777) in den linksrheinischen Landesteilen von Rheinland-Pfalz und Beiträge zu ihrer Biologie. In: Landesamt für Umweltschutz: Beitr. z. Landespf. in Rheinland-Pfalz. -Oppenheim: 130-165
- VOGT, D. u. GRÜNWARD, A. 1991: Die Wildkatze (*Felis silvestris*). -Mainzer Naturwissenschaftl. Archiv 13: 347-355

Verfasser

Jutta Knapp

ÖKO-LOG Freilandforschung

Kirchgasse 1

D-66440 Blieskastel

Mathias Herrmann

ÖKO-LOG Freilandforschung

Hof 30

D-16247 Parlow

HEIKE FREYTAG-GRUNERT, RÜDIGER SCHRÖPFER

# Aktionsplan für eine Wiederansiedlung der Sumpfmaus *Microtus oeconomus* (PALLAS, 1776) in Nordwestdeutschland



Schlagwörter: Aktionsplan, *Microtus oeconomus*, Wiederansiedlung, Population Viability Analysis

## 1. Einleitung

Die Universität Osnabrück plant die Wiederansiedlung der Sumpfmaus *Microtus oeconomus* in der Diepholzer Moorniederung am Dümmer in Nordwestdeutschland. Dieses Projekt stellt einen Vorstoß in die Familie der Arvicolidae dar, die bisher aufgrund der weniger spektakulären Spezies im Artenschutz kaum Beachtung fand. Die Sumpfmaus wurde 1981 als bedrohte Art aufgeführt (SMIT u. WIJNGAARDEN 1981, vgl. MALLINSON 1978). Zur selben Zeit hat NOWAK (ELLENBERG u. NOWAK 1981) auf den Arealchwund von *Microtus oeconomus* hingewiesen und die Idee geäußert, diese Wühlmausart für eine Wiederansiedlung ins Auge zu fassen. Sie steht auf der Roten Liste der Säugetiere Niedersachsens (HECKENROTH 1991), wo sie unter Kategorie 1 als vom Aussterben bedroht zu finden ist. Vor diesem Hintergrund liegt es nahe, für eine Rückgewinnung des westlichen Arealausläufers im nordwestdeutschen Raum mit der Ansiedlung eines „Impfdems“ den Grundstein für eine Subpopulation zu legen.

Eine weitere Notwendigkeit ergibt sich aus dem Management der in der Umgebung der Ansiedlungsfläche liegenden Naturschutzflächen. Für die gesamte Region waren Weiden und Mähweiden typisch, auf denen die Feldmaus (*Microtus arvalis*) derart häufig war, daß man von einem Feldmausplagegebiet sprach (FRANK 1956). Im Naturschutzmanagement werden nun diese Wiesenflächen im Winterhalbjahr überstaut. Das führt zum Verschwinden der Feldmaus. Da stark vernäßte, kühlere Habitate entstehen, kann hier ein Artenaustausch erwartet werden, sofern *Microtus oeconomus* im Gelände vorkommt. Diese Flächen würden zunehmend von der Sumpfmaus besiedelt werden. Das bedeutet, daß auf diese Weise im Hinblick auf die Säugetierartendiversität (Nischenbesetzung) im Gebiet (SCHRÖPFER 1992) und im Hinblick auf eine Nahrungskettenlänge (Räuber-Beute-Beziehung: Wühlmaus – Prädatör), sich die Wiederansiedlung dieser Wühlmausart geradezu anbietet.

Zu Beginn eines derartigen Vorhabens ist es notwendig, in Anlehnung an die Empfehlungen für die Wiederansiedlung gefährdeter Tiere des International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (KLEIMAN et al. 1994) bzw. an die der Augsburger Konventionen (verabschiedet durch das Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege/Bundesforschungsanstalt für

Naturschutz und Landschaftspflege-Kolloquium [ANL/ BFANL] in Augsburg, 1981) ein Managementkonzept zu entwickeln. Als Beitrag zum Thema „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“ soll der für die Wiederansiedlung der Sumpfmaus ausgearbeiteten Aktionsplan anhand eines Fließdiagramms vorgestellt werden (Abb. 1).

## 2. Zur Biologie der Zielart

Die Sumpfmaus – auch Nordische Wühlmaus genannt – ist mit einer Kopfrumpflänge von

9,5 cm bis 16,1 cm etwas größer, langschwänziger und häufig auch etwas dunkler als die nah verwandte Erdmaus *Microtus agrestis*. Der Schwanz weist eine stärkere Ringelung auf (TAST 1982).

Die Sumpfmaus bevorzugt sumpfige und nasse Wiesen, Bruchwälder, Flachmoore, Schilf- und Binsenbestände und die Umgebung von Söllen und Gewässerufeln. Dieser relativ spezielle Anspruch an den Lebensraum ist wohl auch der Grund für das Verschwinden dieser Art aus Teilen ihres ursprünglichen Areals.

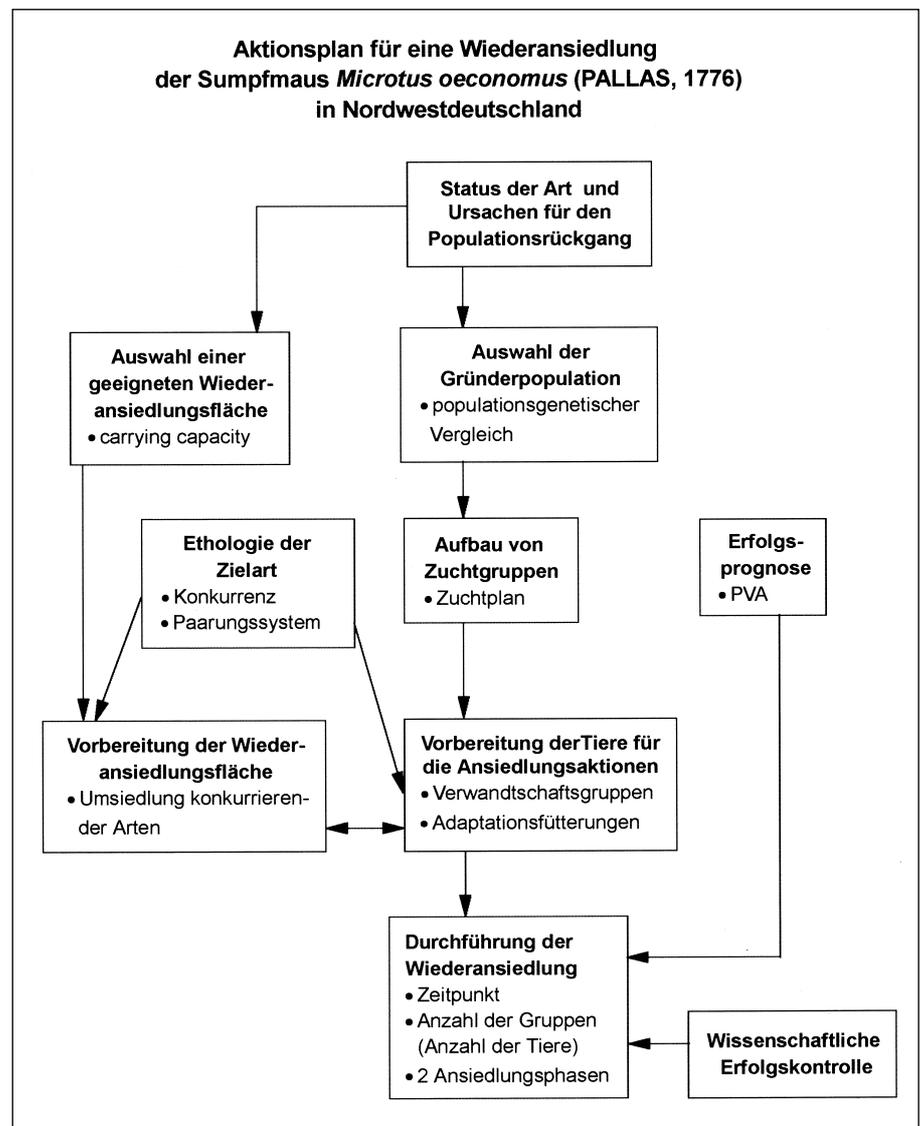


Abb. 1  
Zeitliche Abfolge und Verknüpfung der Planungsschritte einer Wiederansiedlung

### 3. Aktionsplan (vgl. Abb. 1)

Zu Beginn eines Ansiedlungsprojekts stellt sich die Frage nach dem **heutigen Status** und **den Ursachen für den Populationsrückgang**. Schaut man sich die gegenwärtige Gesamtverbreitung der Sumpfmaus in Europa an (Abb. 2), dann kann man neben einem zusammenhängenden Verbreitungsgebiet östlich der Elbe und in Nordskandinavien einzelne isolierte Reliktpopulationen in den Niederlanden, im Grenzbereich zwischen Österreich, Ungarn und der Tschechischen Republik, in Südkandinavien und in Finnland finden.

In Niedersachsen wird *Microtus oeconomus* auf der Roten Liste unter Kategorie 1 als vom Aussterben bedroht eingestuft (HECKENROTH 1991). Aktuelle Nachweise fehlen (REICHSTEIN 1970, JORGA 1971). Historische Funde aus dem 1. bis 5. Jahrhundert bei Bremerhaven und Föhr bzw. aus dem 8. bis 11. Jahrhundert auf der Halbinsel Eiderstedt dokumentieren jedoch die frühere Besiedlung Nordwestdeutschlands (REICHSTEIN 1972).

Der Bestand – insbesondere in den isolierten

Vorkommen – ist durch Meliorationsmaßnahmen, wie z. B. Deichbau, Gewässerausbau, Trockenlegungen, und zunehmende Kultivierung durch Weidewirtschaft stark gefährdet (SMIT u. WIJNGAARDEN 1981). Aus der nordwestdeutschen Tiefebene ist sie durch großräumige Melioration besonders der Niedermoore verschwunden. Zwar bleiben großräumige Hochmoorkomplexe erhalten, doch sind diese keine Lebensräume für die Sumpfmaus. Diese Situation gilt für die gesamte Diepholzer Moorniederung. Dabei scheint es der stenotopen Sumpfmaus nicht zu gelingen, aus eigener Kraft „trockene Ausbreitungsbarrieren“ zu überschreiten, so daß die Wiederbesiedlung geeigneter Habitate ohne unterstützende Maßnahmen nicht möglich ist.

Die **Suche nach einem geeigneten Wiederansiedlungsgebiet**, das eine genügend große „carrying capacity“ für eine vitale Population gewährleistet, steht bei einem Ansiedlungsprojekt an erster Stelle. In unserem Fall haben wir die Diepholzer Moorniederungen um den Dümmer See (westliches Niedersachsen) gewählt.

Den Dümmer, der im Durchschnitt 0,5 bis 1,5 m tief ist, umgeben weite Niederungen, die

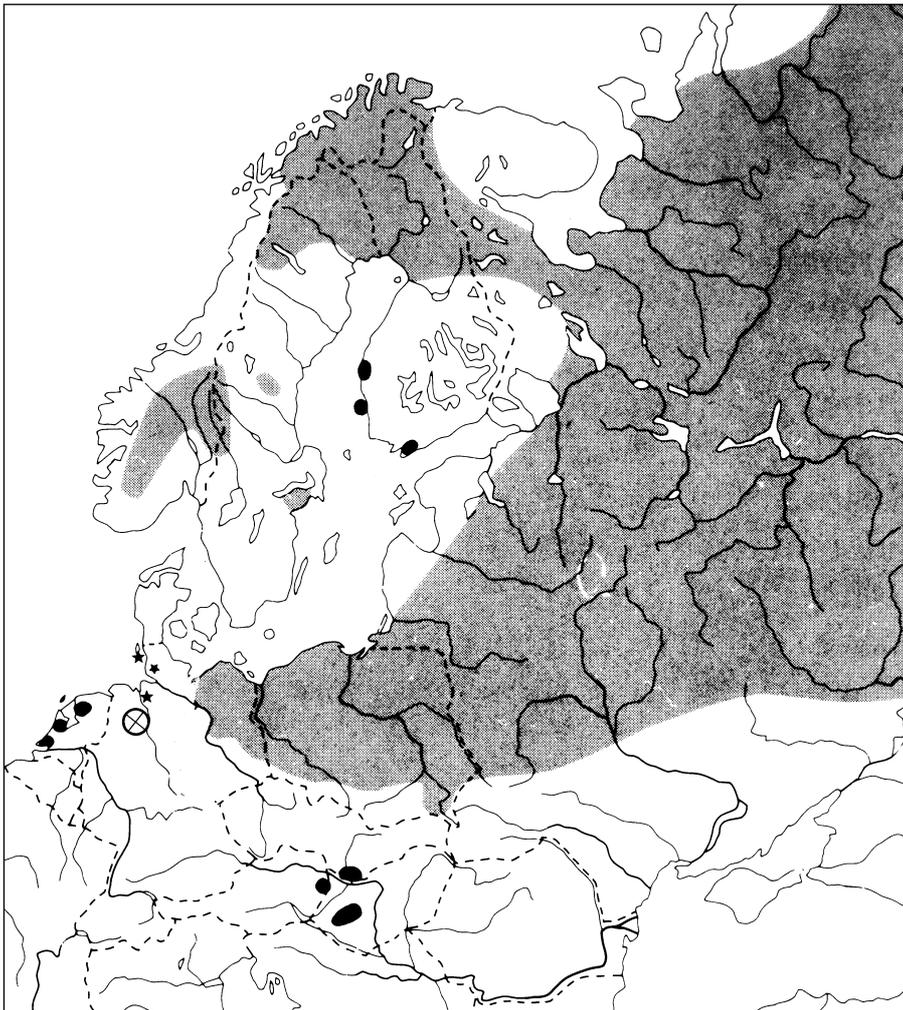


Abb. 2  
Rezentes Verbreitungsgebiet von *Microtus oeconomus* in Europa (verändert nach SMIT u. WIJNGAARDEN 1981)

\* prähistorische Funde aus dem 4. – 11. Jhd. nach REICHSTEIN 1972

○ Wiederansiedlungsgebiet

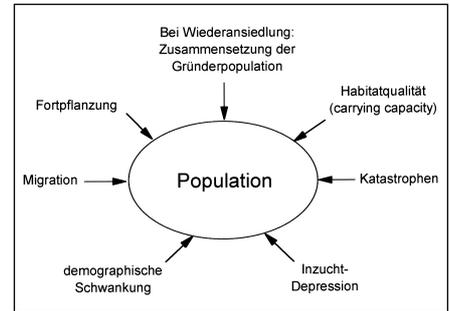


Abb. 3  
Abhängigkeit der Überlebenswahrscheinlichkeit einer (Wiederansiedlungs-) Population von verschiedenen Faktoren (Population Viability Analysis), verändert nach BALLOU 1992

nur bis zu wenigen Metern über dem Meeresspiegel liegen. Hier sind große Röhrichtgebiete sowie weite Flachmoore mit typischen Seggensümpfen und Feuchtwiesen anzutreffen. Seit ca. 5 Jahren werden weite Teile der den Dümmer umgebenden extensiv beweideten oder gemähten Wiesenflächen winterhalbjährlich überflutet, so daß sich nur für eine Wühlmausart, die kühle und nasse Habitate besiedeln kann, großräumig Flächen entwickeln. Hinzukommen ausgedehnte Röhrichte, die den Dümmer-See säumen und als Habitate zur Verfügung stehen. Ein Teil der Niederung ist – insbesondere aufgrund des Artenreichtums an Sumpf- und Wasservögeln – unter Schutz gestellt.

Hier hat die Universität Osnabrück/Arbeitsgemeinschaft (AG) Ethologie eine ca. 2 ha große Fläche mit Röhricht- und Binsenbestand gepachtet, von der aus die Wiederansiedlung in Angriff genommen werden soll. Die Fläche steht seit 8 Jahren unter ständiger Beobachtung. Aktuell wird seit August 1995 eine Untersuchung zur Artendiversität und zur Populationsstruktur sowie zur Populationsdynamik innerhalb dieser Kleinsäugetierzönose durchgeführt. Dabei ergab sich erwartungsgemäß, daß im feuchten Röhrichtgebiet die Erdmaus dominiert.

Da Erdmaus und Sumpfmaus aufgrund ähnlicher ökologischer Ansprüche vikariieren (vgl. Zusammenstellung bei JORGA 1971), stellt sich die Frage, inwieweit die Anwesenheit der Erdmaus eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Sumpfmaus behindern könnte. In für die Sumpfmaus geeigneten Habitaten kann diese die Erdmaus verdrängen (vgl. TAST 1966, 1968; HENTTONEN et al. 1977). Da die Daten hierzu jedoch alle indirekt aus Fallenfängen resultieren, führen wir zur Zeit **eigene ethologische Gehegeuntersuchungen** durch. Dabei stehen die Interferenzen zwischen den beiden Wühlmausarten in dyadischen Situationen im Mittelpunkt. Diese noch nicht abgeschlossene Untersuchung deutet ebenfalls darauf hin, daß die explorativere Sumpfmaus gegenüber der konfliktvermeidenden Erdmaus dominant ist.

Dennoch scheint es ratsam, die **Startbedingungen** für die Wiederansiedlungspopulation durch eine **Umsiedlung der Erdmäuse** zu verbessern. Diese Aktionen sollten im Aussetzungsjahr möglichst im Frühjahr, wenn die

Dichten der Wühlmauspopulationen noch relativ gering sind, und nochmals kurz vor der geplanten Wiederansiedlung durchgeführt werden. Dabei sind wir uns selbstverständlich bewußt, daß die Umsiedlung langfristig nicht eine Interferenz mit der Erdmaus ausschließt. Neben der Frage nach der Wahl der Ausbringungsfläche ist die **Suche nach einer geeigneten Gründerpopulation** vordringlich. Die wiederanzusiedelnden Tiere sollten der ehemaligen Population taxonomisch und ökologisch möglichst ähnlich sein.

Im Institut werden Zuchtgruppen aus drei verschiedenen Populationen, aus Vlaardingen/Niederlande (hier handelt es sich um die Unterart: *Mic. oec. arenicola*), aus dem Nationalpark Unteres Odertal und aus Bialowieza/Polen (beide *M. o. stimmingi*) aufgebaut. Von der geographischen Lage her beurteilt, wären sowohl die Tiere aus den Niederlanden als auch die aus dem Odertal geeignet (vgl. Abb. 3). Da es sich jedoch bei den niederländischen Tieren um eine über lange Zeit bestehende „verinselte“ Population am Rande des Verbreitungsareals handelt, sind genetische Drifteffekte nicht auszuschließen. Die Wahl einer Gründerpopulation, die auf Tiere zurückgeht, die aus einem **zusammenhängenden** Verbreitungsgebiet stammen, wie z. B. aus dem Oder-Gebiet, ist somit aus populationsgenetischer Sicht sinnvoll.

Um den populationsgenetischen Aspekt noch näher zu untersuchen, werden in der Arbeitsgruppe zur Zeit Analysen zur Variabilität der DNA innerhalb und zwischen Individuen der drei Subpopulationen durchgeführt. Dazu wird die PCR-Diagnostik (das Polymerase-Chain-Reaction-Verfahren) verwendet, mit der sich bei geeigneter Wahl des Zufallsprimers bestimmte DNA-Abschnitte amplifizieren und gelelektrophoretisch auftrennen lassen. Die Analyse des Bandenmusters verschiedener Proben deutet bisher auf ähnliche genetische Variabilität zwischen den Individuen einer Subpopulation hin. Dieses Verfahren liefert aber zur Zeit noch kein eindeutiges Entscheidungskriterium, konterkariert aber auch nicht die Wahl einer Gründerpopulation aus dem Odertal aufgrund der Lage im zusammenhängenden Verbreitungsareal.

Die **Zucht** der Wiederansiedlungstiere erfolgt nach einem genauen Kombinationsplan, nach dem eine möglichst hohe genetische Variabilität erreicht werden soll. Hierfür werden die Tiere paarweise gehalten und die Jungtiere als Subadulte aus verschiedenen Familien wieder paarweise zusammengebracht.

Die monogame Zucht ergibt sich nicht nur aus praktischer, sondern auch aus **ethologischer Sicht**. In 5 Beobachtungsgruppen, in denen die Tiere polygyn – in diesem Fall 1 Männchen und 2 Weibchen – gehalten wurden, konnten bei den 10 Weibchen in 2 Monaten nur 4 Würfe gezählt werden. Dieser Wert liegt weit unter der durchschnittlichen Wurfhäufigkeit bei Paaren (hier konnten in 2 Monaten bei 10 Paaren 11 Würfe registriert werden) und deutet darauf hin, daß – zumindest unter Zuchtbedingungen – das monoga-

me Paarungssystem den höheren Fortpflanzungserfolg verspricht.

Aus diesem Grund wurde im Hinblick auf die Wiederansiedlung die Entscheidung getroffen, aus Paaren hervorgegangene Verwandtschaftsgruppen (Sippen) zu bilden und diese jeweils geschlossen an verschiedenen Punkten auf der Wiederansiedlungsfläche anzusiedeln. Die Tiere können somit bereits im Vorfeld intakte Sozialstrukturen ausbilden, was unseres Erachtens die Eingewöhnung für die Individuen erleichtert.

Die Sippen werden zunächst in großen Zuchtboxen gehalten und mindestens zwei Wochen vor der Ausbringung **an die Nahrung des Freiland adaptiert**. Das heißt, daß Gräser u. ä. aus der Umgebung der Wiederansiedlungsfläche geschnitten und die Tiere durch dieses Angebot an die nach der Ansiedlung zur Verfügung stehende Nahrung gewöhnt werden.

Bei der **Durchführung der Wiederansiedlung** ist der **Zeitpunkt** von besonderer Bedeutung. Einerseits muß das Ansiedlungshabitat bereits genügend Nahrung bieten, andererseits darf die Saison noch nicht zu weit fortgeschritten sein, da sich Sumpfmäuse zwischen März und September/Oktobre fortpflanzen. Im vorliegenden Fall scheint somit der Frühsommer der geeignete Zeitpunkt für das Ausbringen der Tiere zu sein. Die zweite wichtige Frage, die sich hinsichtlich der Durchführung stellt, ist die nach der Anzahl der Tiere bzw. beim hier geplanten Vorgehen nach der Anzahl der Verwandtschaftsgruppen. Dabei muß auch überlegt werden, ob die Ansiedlung – wie in den Augsburger Konventionen empfohlen – in zwei Schritten erfolgen soll.

Die Entscheidung hierzu ist im Rahmen der Möglichkeiten in erster Linie von der **Erfolgsprognose** abhängig.

Hierfür sollte zunächst die Entwicklung einer hypothetischen Population modelliert werden. In einer Population Viability Analysis (PVA), wie sie z. B. mit dem von der International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) empfohlenen Simulationsprogramm VORTEX durchgeführt werden kann (LACY u. KREGER 1992), werden deterministische und stochastische Faktoren interaktiv verknüpft. Dadurch können Aussagen über die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Wiederansiedlung, über die zu erwartende Populationsgröße sowie über die Entwicklung der genetischen Variabilität gewonnen werden. Selbstverständlich basiert eine derartige Voraussage auf zahlreichen Annahmen (Abb. 3). So muß man z. B. die Habitatqualität abschätzen, mögliche Katastrophen berücksichtigen und verschiedene Annahmen hinsichtlich möglicher Inzuchtdepression, demographischer Schwankungen, Migration und mehrerer Fortpflanzungsvariablen machen. Ebenfalls ist bei einer Wiederansiedlung die Zusammensetzung der Gründerpopulation von Bedeutung.

In Bezug auf die Wiederansiedlung der Sumpfmaus ist bei einer Ausgangspopulation von 20 bis 25 Verwandtschaftsgruppen die Prognose selbst unter relativ pessimistischen

Annahmen vielversprechend. Da man jedoch die Migrationsrate und u. a. auch den Konkurrenzdruck der anderen Wühlmäuse schwer vorhersehen kann, ist in Abhängigkeit vom aktuellen Verlauf eine 2. Ansiedlungsphase geplant.

Jedes Wiederansiedlungsprojekt sollte einer **wissenschaftlichen Erfolgskontrolle** unterliegen. Aus diesem Grund wird sowohl die Wiederansiedlung als auch die weitere Entwicklung der Sumpfmauspopulation über wenigstens 3 Jahre wissenschaftlich betreut und dokumentiert.

## 4. Summary

An action-plan for a reintroduction of the Root vole *Microtus oeconomus* is presented by a floating diagram. First of all, the present status and the possible causes for the species' decline have to be analysed. Next, an appropriate habitat as well as a suitable founder population have to be chosen.

Taking the ethology of the focused species into account the habitat has to be prepared immediately before the reintroduction. In addition, the animals have to be adapted to their future forage. The realization of the action requires a precise timetable and – depending on the prognosis of success and on the real course – possibly a second reintroduction phase. A scientific evaluation of the success for at least three years is necessary.

### Literatur

- ANL/BFANL-Kolloquium 1981: Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. In: Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten, Tagungsbericht 12/81. Hrsg.: Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. -Laufen/Salzach: 113-114
- BALLOU, J. 1992: Small population overview. In: Vortex manual – A stochastic simulation of the extinction process, Section 3. Hrsg.: LACY, R. u. KREGER, T. Chicago Zoological Society. -Chicago. -30 S.
- ELLENBERG, H. u. NOWAK, E. 1981: Welche Tierarten könnten künftig angesiedelt werden. In: Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten, Tagungsbericht 12/81. Hrsg.: Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. -Laufen/Salzach: 96-107
- FRANK 1956: Grundlagen, Möglichkeiten und Methoden der Sanierung von Feldmausplagegebieten. - Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes 8 (10): 147-158
- HECKENROTH, H. 1991: Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Säugetierarten – Übersicht (1. Fassung, Stand 1. 1. 1991) mit Liste. -Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. (26): 161-164
- HENTTONEN, H.; KAIKUSALO, A.; TAST, J. u. VIITALA, J. 1977: Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. -OIKOS 29: 581-590
- KLEIMAN, D. G.; STANLEY PRICE, M. R. u. BECK, B. B. 1994: Criteria for reintroductions. In: Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals. Hrsg.: OLNEY, P. J. S.; MACE, G. M. u. FEISTNER, A. T. C. -London: 287-302
- LACY, R. C. u. KREGER, T. 1992: VORTEX manual – A stochastic simulation of the extinction process. -Chicago Zoological Society. -Chicago
- MALLINSON, J. 1978: The Shadow of Extinction. -London: 52-57
- REICHSTEIN, H. 1970: Zum Vorkommen der Nordischen Wühlmaus, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) in historischer Zeit in Schleswig-Holstein (Norddeutschland). -Z. Säugetierkunde 35: 147-159
- REICHSTEIN, H. 1972: Ein Nachweis der Nordischen Wühlmaus, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) aus dem vorgeschichtlichen Nordwest-Deutschland. -Z. Säugetierkunde 37: 98-101
- SCHRÖPFER, R. 1992: Biotopschutzmaßnahmen für Säugetiere im Dümmer-Gebiet. -NNA-Berichte (2): 44-48

SMIT, C. J. u. WIJNGAARDEN van, A. 1981: Threatened mammals in Europe. In: Supplementary Volume of Handbuch der Säugetiere Europas. Hrsg.: NIETHAMMER, J. u. KRAPP, F. Akademische Verlagsgesellschaft. -Wiesbaden: 44-47

TAST, J. 1966: The root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land.-Ann. Zool. Fenn. 3: 127-171

TAST, J. 1968: Influence of the root vole, *Microtus*

*oeconomus* (Pallas), upon the habitat selection of the field vole, *Microtus agrestis* (L.), in northern Finland. -Ann. Acad. Scient. Fennicae (A IV) 136: 1-23

TAST, J. 1982: *Microtus oeconomus* (Pallas 1776) – Nordische Wühlmaus, Sumpdmaus. In: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 2/1. Hrsg.: NIETHAMMER, J. u. KRAPP, F. Akademische Verlagsgesellschaft. -Wiesbaden: 374-396

Verfasser  
Dr. Heike Freytag-Grunert  
Prof. Dr. Rüdiger Schröpfer  
Universität Osnabrück  
FB Biologie/Chemie  
D-49069 Osnabrück

MANFRED WÖLFL

## Der Luchs (*Lynx lynx*) in Bayern – Umgang mit einem Großraubtier

Schlagwörter: Luchs (*Lynx lynx*), Bayern, Verbreitung, Management, Artenschutz, „human dimensions“

### 1. Raubtier oder Beutegreifer – eine Titelbegründung

In der Wissenschaft hat sich schon seit längerer Zeit der Begriff Beutegreifer etabliert. Diese Begriffsänderung ist Ausdruck eines sich ändernden Bildes von den Prädatoren, weg von einer subjektiven, menschenbezogenen Sicht hin zu einer Einbettung der Fleischfresser in das ökologische Gesamtgefüge. Was in der Wissenschaft inzwischen als selbstverständlich betrachtet wird, ist in der täglichen Praxis vor Ort noch kaum zu spüren. Immer noch herrscht eine negative Sicht auf Raubtiere, ja sogar auf Raubzeug bei einem Großteil der Landnutzer vor. Tierarten werden klassifiziert und eingeordnet, nach vordergründigem Nutzen und Schaden für den Menschen bewertet. Mit der bloßen Begriffsänderung von Raubtier hin zu Beutegreifer haben der Artenschutz und die Wissenschaft bisher noch nicht allzu viel erreicht - das zu glauben hieße der Praxis mit Scheuklappen zu begegnen.

### 2. Wiederansiedlung und derzeitige Verbreitung

Anfang der 70er Jahre wurde der Luchs im Bayerischen Wald wiederangesiedelt - ohne vorbereitende Öffentlichkeitsarbeit und ohne den Einbezug der Interessensgruppen vor Ort (FESTETICS 1981). Wen wundert es heute, daß der Luchs so in das Spannungsfeld menschlicher Interessen und Ideologien gelangte. Landnutzer fühlten sich einmal mehr übergangen und halfen sich seinerzeit auf ihre Art. Der Luchs überlebte de facto nur im Staatswald und im Nationalparkgebiet. 1982 bis 1989 siedelten tschechische Fachleute insgesamt 17 Tiere karpatischen Ursprungs im Böhmerwald an (CERVENY et al. 1994). Nach der Grenzöffnung 1991 wanderten vermehrt Tiere der sich ausbreitenden Population in den inneren Bayerischen Wald ein. Inzwischen ist der Luchs dort Standwild geworden. Man rechnet derzeit mit 10 bis 15

etablierten Individuen (WÖLFL 1996). Die Population reproduziert erfolgreich. Die Ausbreitung vollzieht sich jedoch nur zögerlich, da in das Vorfeld abwandernde Jungtiere vielerorts ein ähnliches Schicksal wie vor 20 Jahren erwartet (Abb. 1).

### 3. Der Luchs im Mittelpunkt sozio-ökonomischer Spannungen

Viele Faktoren rücken die Tierart Luchs in den Mittelpunkt menschlichen Interesses. Auswirkungen auf die Toleranz und Akzeptanz dieser Tierart haben das Verhalten und die Standpunkte vieler verschiedener Gruppierungen. In Abb. 2 sind einige dieser Faktoren

und Gruppierungen aufgezählt, die unter den derzeitigen Umständen zumeist negativ auf die Toleranz und Akzeptanz der breiten Öffentlichkeit gegenüber dem Luchs einwirken.

Der Luchs ist im Jagdgesetz als jagdbare, aber ganzjährig geschonte Tierart aufgeführt (DOERENKAMP 1994). Gleichzeitig erscheint er in der Roten Liste in der Kategorie Vom Aussterben bedroht (KRAUS et al. 1993). Aus dieser rechtlichen Zwitterstellung heraus resultieren ungeklärte Zuständigkeiten in den Behörden bis hinauf in die Ministerien.

Die Forschung könnte dringend notwendige, ortsbezogene Daten liefern und dadurch bisher nicht vorhandene Grundlagen für eine sachliche Diskussion schaffen. Jedoch zeichnet sich Forschung oft durch Praxisferne aus.

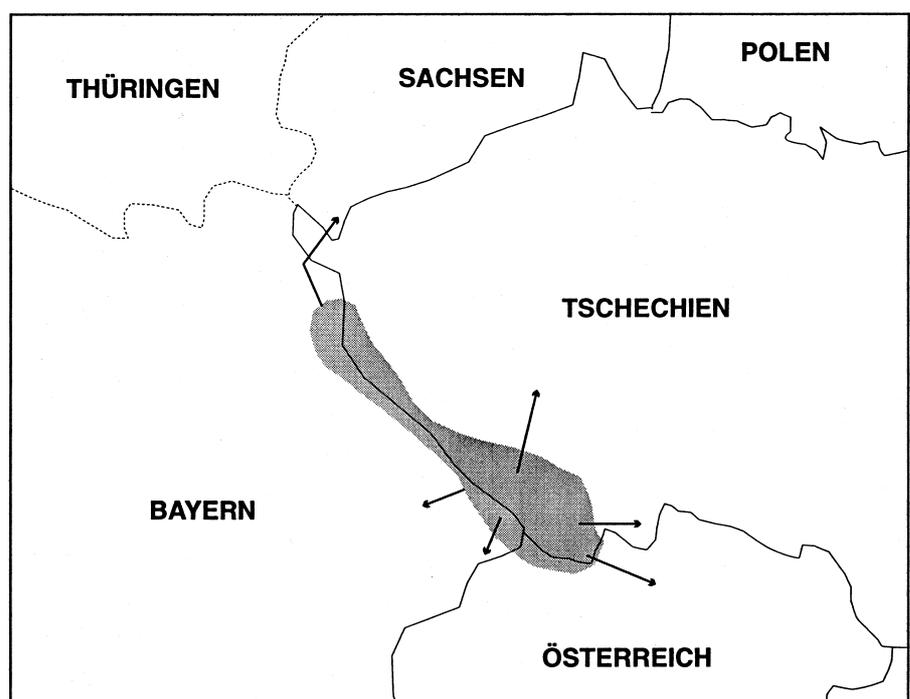


Abb. 1  
Derzeitige Verbreitung und Ausbreitungstendenzen des Luchses im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebiet.

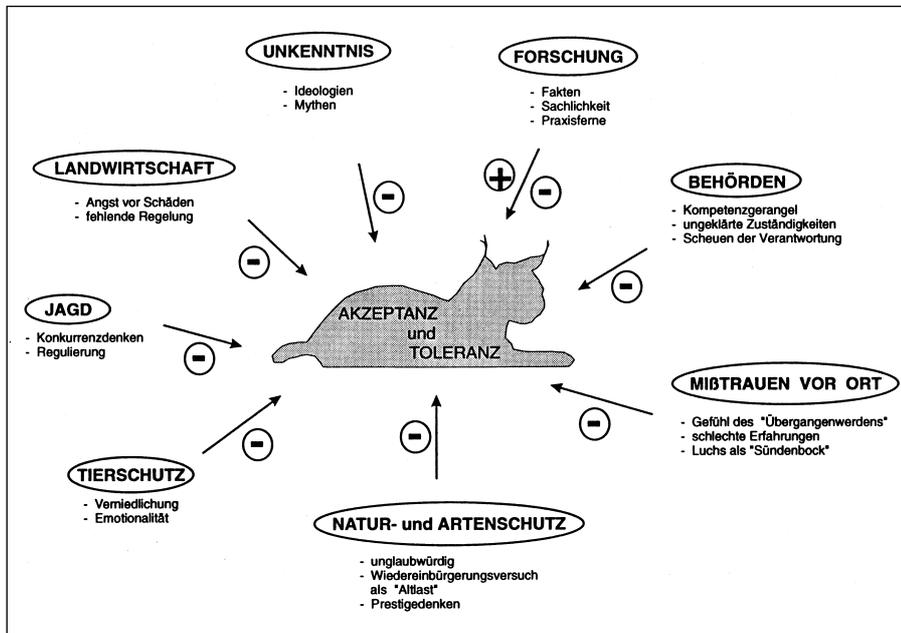


Abb. 2  
Der Luchs im Mittelpunkt sozio-ökonomischer Spannungen.

Es besteht in der Bevölkerung und in den Behörden die Befürchtung, daß einmal mehr wieder nur Papier für die Schublade produziert wird.

Es ist erstaunlich, welche Vorstellungen mancherorts über den Luchs herrschen. Diese Unkenntnis führt oft zu Extremmeinungen, sowohl auf Landnutzer- als auch auf Artenschutzseite. So zeichnen althergebrachte Überlieferungen den Luchs immer noch als blutrünstige, rehmordende Bestie, neuere Wunschvorstellungen dagegen erklären den Luchs in Bezug auf den Schalenwildverbiß als willkommenen Retter des Waldes oder gar als einen Gütezeiger für ein wieder intaktes Ökosystem Wald.

Die traditionelle Abneigung gegen Beutegreifer ist nach wie vor tief in der Landwirtschaft verwurzelt, begründet in der durchaus berechtigten Befürchtung vor Übergriffen auf Haustiere. Diese Haltung ist unter dem Aspekt einer immer noch fehlenden verbindlichen Schadensregelung verständlich.

Die Jagd steht dem Luchs sehr mißtrauisch gegenüber. Nach wie vor fehlt eine klare Stellungnahme des Landesjagdverbandes zu dieser Thematik. Vor Ort fühlen sich die betroffenen Revierinhaber deshalb nicht ernst genommen und einmal mehr übergangen. Zusätzlich spielt das Konkurrenzdenken eine große Rolle, v.a. im Bezug auf das Rehwild. Im Tierschutz wird der Luchs oft verniedlicht. Die damit verbundene Emotionalisierung verschärft vorhandene Gegensätze. Ein nüchterner Umgang mit Wildtieren und deren kontrollierte Bewirtschaftung fehlt in Mitteleuropa. Schwankungen von einem Extrem in das andere sind die Regel (z. B. Greifvogelschutz, Fuchs- und Rehwildbewirtschaftung). Mit Extrempositionen werden aber Probleme mit Konfliktarten nicht zu lösen sein.

Der Arten- und Naturschutz hat im Untersuchungsgebiet bezüglich des Luchses einen

schweren Stand. Der unglückliche Wiedereinbürgerungsversuch in den 70er Jahren ist als große Altlast in praktisch jeder Diskussion zu spüren. Zusätzlich ist der Luchs nach wie vor ein Prestigeobjekt. Konkurrenz gibt es deshalb nicht nur zwischen Luchs und Jägern, sondern auch innerhalb des Naturschutzes. Ein Einbezug der Landnutzer in zukünftiges Luchsmanagement fehlt bisher gänzlich. Jedoch ist in Mitteleuropa ein Lebensraum-schutz für derart großräumige Arten wie dem Luchs unter Menschausschluß unmöglich. Viele der oben angesprochenen Punkte haben ein tiefes Mißtrauen bei den Menschen vor Ort ausgelöst: gegenüber dem Naturschutz, der Forschung, den Behörden, den Politikern. Das Gefühl des Übergangens-Werdens, eine scheinbare Ohnmacht gegenüber der Bürokratie herrscht vor. Die schlechten Erfahrungen mit der damaligen Wiedereinbürgerungsaktion haben frustriert. Der Luchshaß ist oftmals nur Ausdruck zwischenmenschlicher Konflikte. Als eine Art Sündenbock können Menschen ihre Frustration an dieser Tierart auslassen, um der für sie bedrohlichen Allianz von Politik und Naturschutz zu trotzen.

#### 4. Lösungsansätze

Der Luchs steht im Zentrum unterschiedlicher menschlicher Interessen, die sowohl ideologisch als auch wirtschaftlich begründet sind. Akzeptanz und Toleranz für diese Tierart lassen sich demnach nur erreichen, wenn diese Interessenskonflikte erkannt, angesprochen, diskutiert und Lösungen dazu gefunden werden. Andernfalls wird der Luchs in Nordostbayern weiterhin in staatseigenen Gebieten sein Dasein fristen oder – was gar nicht so unwahrscheinlich ist – wieder gänzlich von der Bildfläche verschwinden.

Die negative Stimmung in Nordostbayern bezüglich des Luchses liegt in erster Linie in

den Versäumnissen der Vergangenheit, v.a. in der Altlast der damaligen Wiedereinbürgerungsaktion, begründet. Deshalb dürfen Pläne künftiger Wiederansiedlungen diese Versäumnisse bei derart hochkarätigen Tierarten nicht mehr wiederholen. Prestigedenken und Pressewirksamkeit sind hier fehl am Platz. Es existieren wohlklingende Richtlinien für Wiedereinbürgerungen (Augsburger Konvention 1981). Beispielsweise sollten die Ursachen der Ausrottung bekannt und abgestellt sein, eine vorbereitende Öffentlichkeitsarbeit und eine begleitende Dokumentation des Projektes sind unverzichtbar.

Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz bedeutet in Bezug auf den Luchs in Nordostbayern, daß sich Forschung und Wissenschaft hier ihrer großen Verantwortung stellen müssen, mit praxisnahen und transparenten Methoden objektives und greifbares Wissen zu liefern. Grundlagendaten zur Raumnutzung und Beutewahl des Luchses sind unverzichtbar. Jedoch muß Forschung hier unbedingt mehr sein als ein reines, vielleicht sogar etwas abgehobenes und weltfremdes Datensammeln. In der Feldarbeit und im Datenerhebungsprozeß müssen die Berührungspunkte zu den Menschen vor Ort als einmalige Chance genutzt werden, um praktische Aufklärungsarbeit zu leisten. So läßt sich beispielsweise die Methodik der Radiotelemetrie zur anschaulichen Öffentlichkeitsarbeit verwenden. Es nützt wenig, in Nordostbayern mit HomeRange-Daten aus der Schweiz zu argumentieren. Denn die hohe Mobilität und Großräumigkeit des Luchses übersteigt unsere mitteleuropäische Vorstellungen von tierischen Lebensraumansprüchen bei weitem.

Für die Forschung stellen sich wesentliche Fragen, z. B.

- (1) welchen Einfluß der Luchs auf seine Hauptbeuteart, das Rehwild (besonders in Bereichen, wo intensiv gefüttert wird, d. h. Nahrung geklumpt vorkommt) hat.
- (2) Besitzt der Luchs ein Nahrungsterritorium? Hängt also die Territoriumsgröße von der Rehwildichte ab? Sind HomeRange-Größen beispielsweise aus der Schweiz überhaupt übertragbar (dort gibt es z. B. keine Rehwildfütterungen)?
- (3) Welche andere Faktoren sind wichtig (z. B. Rückzugsgebiete, Wetterschutz)?

All diesen Fragen gilt es nachzugehen, aber nicht unter Ausschluß der Öffentlichkeit. Die Forschung muß Leute vor Ort einbeziehen. Denn nur wer mehr über eine Sache weiß, wird Interesse zeigen und auch Verantwortung zu übernehmen bereit sein. Vor allem ist eine ehrliche Zusammenarbeit mit der wichtigsten Zielgruppe, der Jägerschaft, nötig.

#### 5. Perspektiven

Die Perspektiven für ein langfristiges Überleben des Luchses in Mitteleuropa erscheinen unter den populationsbiologischen Gesichtspunkten als günstig. Um Effekte einer genetischen Inzuchtdepression zu minimieren, sollten Populationen großer Säugetiere eine Größenordnung von mehreren hundert Tie-

ren nicht unterschreiten (NEUHÄUSER 1991). Bei den Raumannsprüchen des Luchses von durchschnittlich 100 km<sup>2</sup> pro Adulttier (BREITENMOSER et al. 1993) sind derartig große und zusammenhängende Flächen in Mitteleuropa nur auf länderübergreifender Ebene vorhanden. Ergänzend bietet sich zur Erhaltung und Förderung des Luchses im Alpenraum (SCALP: Status and Conservation of the Alpine Lynx Population; BREITENMOSER 1995) ein ähnlicher Ansatz für den zentraleuropäischen Raum an (Abb. 3; CELTIC: Conservation of the European Lynx – Management and International Cooperation; WÖLFL, unveröff). Ein Austausch von Individuen des Böhmerwaldes mit Tieren der autochthonen slowakischen Population erscheint über die Trittsteine Fichtel-, Elster- und Erzgebirge, der sächsischen und böhmischen Schweiz und dem Altwatergebirge möglich. Ebenso können Individuen über das Mühl- und Waldviertel Österreichs und das mährische Stufenland hinein in den Bereich der Kleinen Karpaten abwandern. Die hohe Mobilität des Luchses könnte einen Austausch zwischen den bestehenden Populationen jetzt schon ermöglichen. Die grenznahen, oft extensiv genutzten Mittelgebirge und Hochebenen in Mitteleuropa erscheinen bei ausreichendem Populationsdruck als geeignete Wanderungskorridore.

Um die Vision der Metapopulationen für den Luchs in Zentraleuropa Wirklichkeit werden zu lassen, sind grenzüberschreitende Maßnahmen erforderlich. Eine länderübergreifende Koordination der Schutzbemühungen erscheint in diesem Zusammenhang als selbstverständlich. Sie bedarf jedoch einer großräumigen Denkweise und des regelmäßigen Informations- und Erfahrungsaustausches. In den Arealen bereits bestehender Teilpopulationen, vor allem in der autochthonen Population der Slowakei (HELL u. SLAMECKA 1996), muß die antropogen verursachte Mortalität in jedem Fall soweit gesenkt werden, daß ein Populationsüberschuß entstehen kann und Jungtiere zur Abwanderung gezwungen werden. Für das langfristige Überleben ist eine Akzeptanzverbesserung gegenüber des Beutegreifers Luchs dringend notwendig. Am geeignetsten erscheint hierfür die fachlich fundierte und ehrliche Öffentlichkeitsarbeit. Zudem müssen verbindliche Regelungen im Bezug auf die vom Luchs verursachten Schäden geschaffen werden. In einem weiteren Schritt ist die Unzerschnittenheit noch vorhandener Naturräume als potentielle Wanderungskorridore zu sichern bzw. bei im Bau befindlichen oder geplanten Verkehrsstraßen auf deren Durchlässigkeit für großräumig wandernde Säugetierarten zu achten.

## 6. Summary

Human dimensions in wildlife management get more and more important. In north-eastern Bavaria, these human dimensions play the key role concerning further lynx (*Lynx lynx*) management. Ignorance or self-interest of single persons, institutions and

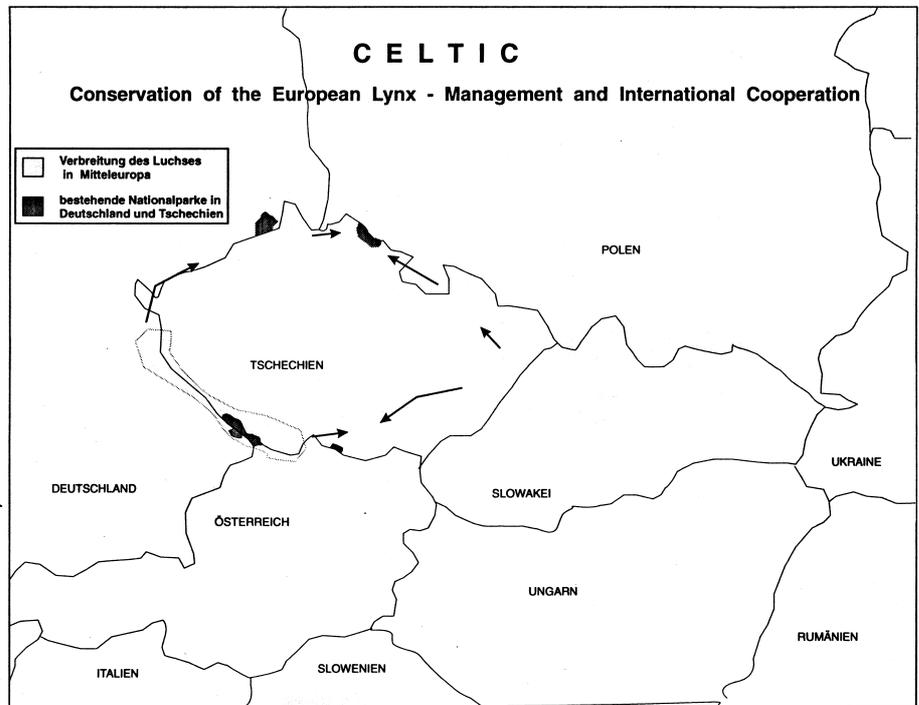


Abb. 3  
Konzept der Metapopulationen für den Luchs in Mitteleuropa.

authorities have put the lynx issue between social and economic human interests. Emotions, based on interhuman conflicts, lead the discussions and block an objective and fact-based management of the species. Practical and honest research in the region might be the answer to this human-based conflicts and could lead to a reasonable species management.

### Literatur

Augsburger Konvention 1981: Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege/Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Augsburg, 9. Dezember 1981  
DOERENKAMP, J. 1994: Bundesjagdgesetz. 7. Aufl. BLV München. -61 S.  
BREITENMOSER, U. 1995: Recovery of the Alpine lynx population: conclusions from the first SCALP report. Vortrag bei der Conference on the Status and Conservation of the Alpin Lynx Population. Engelberg, Schweiz; 7-10. Dezember 1995  
BREITENMOSER U.; KACZENSKY, P.; DÖTTERER, M.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C.; CAPT, S.; BERNHARD, F.; LIBEREK, M. 1993: Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a reintroduced pop-

ulation in the Swiss Jura Mountains. -London. -J. Zool. 231: 449-464

CERVENY, J.; BUFKA, L.; POJAR, B. 1994. Der Luchs - die Rückkehr eines früheren Bewohners im Böhmerwald. Myslivost 10/19 (dt. Übers.) Festicics Antal. 1981. Die Wiedereinbürgerung des Luchses in Europa. In: Der Luchs in Europa (Ed. A. FESTETICS). Kilda-Verlag: 224-254

HELL, P. u. SLAMECKA, J. 1996: Current status of the lynx (*Lynx lynx*) in Slovakia. In: Lynx in the Czech and Slovak Republics (Eds. P. KOUBEK u. J. CERVENY). Institute of Landscape Ecology, Brno. XXX Nova series 1996(3): 16-33

KRAUS, M.; Heusinger, Nitsche. 1993: Säugetiere. Rote Liste gefährdeter Tierarten in Bayern. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Manz-AG. -München: 12  
NEUHÄUSER, P. 1991: Populationsmanagement und Artenschutz aus genetisch-demographischer Sicht. Georg Thieme GmbH. Biol. Zent.bl. 110. -Leipzig: 87-113  
WÖLFL, M. 1996: Kartierung und Dokumentation der Vorkommen des Luchses (*Lynx lynx*) in den Landkreisen Regen, Deggendorf und Straubing-Bogen. Regierung von Niederbayern. -Landshut: -21 S.

Verfasser

Dipl.-Biol. Manfred Wölfl

Hüttenzell 5

D-94372 Rattiszell



Die „Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg (1997)“ ist zu einem Preis von 12,- DM käuflich zu erwerben beim Landesumweltamt Brandenburg, Abt. N, PF 601061, 14410 Potsdam sowie bei der UNZE Verlagsgesellschaft mbH Alt Nowawes 83 a, 14482 Potsdam

### In Vorbereitung für 1998

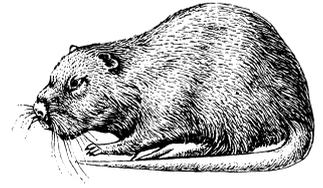
ist die Rote Liste der Gold-, Falten- und Wegwespen des Landes Brandenburg. Sie erscheint in der „Naturschutz- und Landschaftspflege in Brandenburg“ als Beilage zu Heft 2.

DIETRICH HEIDECKE, WALTER RIECKMANN

# Die Nutria – Verbreitung und Probleme

## – Position zur Einbürgerung

Schlagwörter: Neozoon, Nutria, Verbreitung, Naturschutz, Konfliktfelder



### 1. Einleitung

Heute zählt eine neue Art, die bereits Mitte der zwanziger Jahre unseres Jahrhunderts aus Südamerika über die Farmhaltung in Europa eingeführte Nutria, *Myocastor coypus* zur heimischen Fauna. Anfänglich erlagen Farmflüchtlinge stets dem Einfluß strenger Winter, so daß die Gefahr ungewollter Auswilderungen und einer Etablierung in freier Wildbahn verkannt wurde. Aber in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gelang es einer kleinen Population zuerst an der Rur und später in der klimatisch günstigen Oberrhein-Ebene, sich fest anzusiedeln und auszubreiten. Im Gebiet der DDR wiederholt lokal auftretend

(vgl. STUBBE 1989, STUBBE et al. 1994) setzte mit Auflösung der zahlreichen Nutriafarmen und unbedachter Freilassung ganzer Zuchtbestände eine regelrechte Expansion der Nutria ein. Zunehmend gemeldete Konflikte mit der Wasser- und Landwirtschaft gaben dem Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau Anlaß, diese Art bei der Erarbeitung des Merkblattes „Bisam, Biber, Nutria – Erkennungsmerkmale und Lebensweisen – Gestaltung und Sicherung gefährdeter Ufer, Deiche und Dämme“ zu berücksichtigen. Die hierbei erzielten, noch recht bescheidenen ersten Ergebnisse werden in diesem Beitrag vorgestellt, die neuen auch den Naturschutz betreffenden Konfliktfelder

aufgezeigt, und es wird zur Mitteilung weiterer Nachweise und Beobachtungen angeregt.

### 2. Verbreitung und Trend

Basierend auf den im Literaturverzeichnis zitierten Quellen und durch zahlreiche Mitteilungen ergänzt, wird mit der Abb. 1 das Auftreten der Nutria vor und nach 1989 charakterisiert. (Allen Gewährsleuten sei an dieser Stelle für die Bereitstellung ihrer Beobachtungsdaten herzlich gedankt!) Die Karte zeigt, daß die Nutria heute nicht mehr lokal und nur temporär, sondern bereits über weite Räume, insbesondere in den neuen Bundesländern, flächig verbreitet ist. In der Oberrheinebene, an der Rur, im Ruhrgebiet und Emsland, im Gebiet der mittleren Elbe, vor allem an der Saale und Mulde, im Spree- und Havelinzugsgebiet sowie an den Gewässern der Altmark haben sich starke, z. T. mehrere hundert Tiere zählende Populationen gebildet, die kontinuierlich im Bestand zunehmen und sich in benachbarte Gebiete – bis in die Niederlande – ausbreiten. Da sich diese Populationen stabil etabliert haben und ohne stützende Maßnahmen über mehrere Jahre reproduzieren, muß die Nutria per definitionem heute als heimische Tierart bezeichnet werden.

### 3. Biozönotische Einnischung

In die ökologische Gilde der herbivoren semiaquatischen Säugetiere paßt sich die Nutria gut ein, da sie eine im europäischen Gewässer-Ökosystem freie Nische besetzen kann (vgl. SCHRÖPFER u. STUBBE 1992, Abb. 2). Somit bestehen für die Einbürgerung dieser Art gute Voraussetzungen, zumal die Nutria als ursprünglicher Besiedler ausgedehnter Flachwasser- und Überschwemmungsgebiete

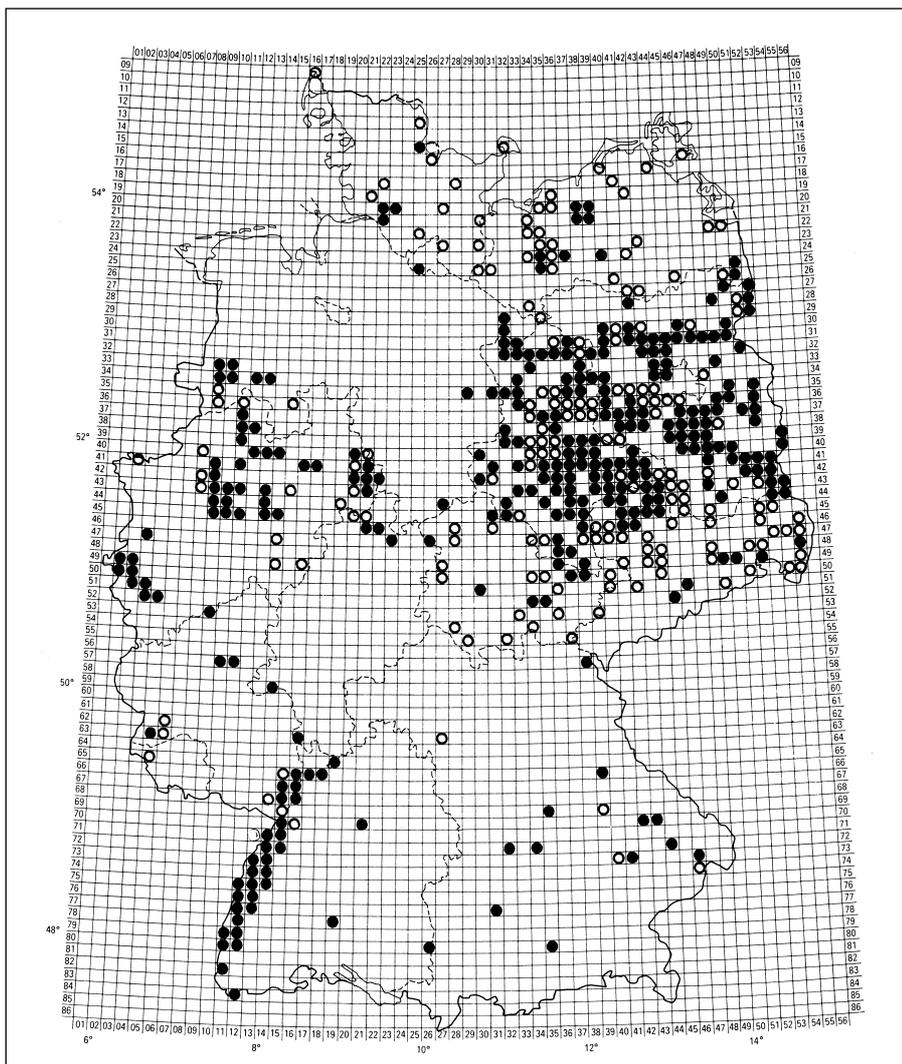


Abb. 1  
Nachweise der Nutria in der Bundesrepublik Deutschland (Raster TK 1 : 25 000; offene Kreise Nachweise vor 1989, volle Kreise Nachweise auch nach 1989)

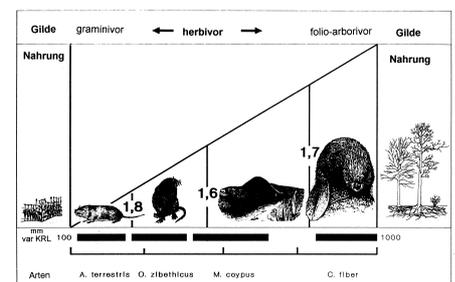


Abb. 2  
Ökologische Nischen semiaquatischer herbivorer Säugetiere (varKRL: Index aus dem Verhältnis Kopf-Rumpf-Längen in mm) aus: SCHRÖPFER u. STUBBE 1992

Südamerikas an unterschiedliche Gewässerhabitats adaptiert ist. Doch wie reagiert das Ökosystem auf die neue Art? Vermag sich die Art problemlos einzunischen?

Welche wirtschaftlichen Einflüsse sind in den betroffenen Gebieten zu erwarten? Nachfolgend wird versucht, mit der Interpretation erster Untersuchungsergebnisse auf diese Fragen zu antworten.

Die Nutria besiedelt in Mitteleuropa die unterschiedlichsten Gewässertypen, wobei im Vergleich zum Biber und Bisam eine geringere Bindung an das Gewässer festzustellen ist. Sie ist an fließenden wie stehenden Gewässern vorwiegend in der offenen Landschaft anzutreffen, bevorzugt aber ruhige Wasserzonen, vegetationsreiche Altarme, Buchten, Lagunen, Seen und kleine Bäche mit geringer Fließgeschwindigkeit. Sie meidet offensichtlich geschlossene Waldgebiete. Besonders konzentriert tritt sie an Gewässerabschnitten in Siedlungsnähe auf, auch in großen Städten. Günstiges Mikroklima, Fütterungen und Schutz durch Anwohner fördern hier die Bestandsentwicklung. Als Wohnstätten nutzen sie zumindest in der Vegetationsperiode häufig offene Sassen, die an ausgebauten Ufern oberhalb der Steinschüttungen liegen. Diese Eigenschaft befähigt die Art sogar zur Besiedlung ausgebauter Uferstrecken. An gewachsenen Ufern gräbt die Nutria zunehmend – in Anpassung an die europäischen Winterbedingungen – Ufer- und Wurzelüberhänge sowie Bisambau zu großen Erdbauen aus, deren Eingänge in der Regel in Höhe der Wasserlinie liegen, also gut sichtbar sind. Selten tragen sie in Flachwassergebieten lose Pflanzenhaufen auf, die Bisam- oder Biberburgen ähneln. Das ist z. B. der Fall, wenn vom Biber geschnittene Hölzer verwendet werden. Doch diesen „Burgen“ fehlt ein innerer Wohnkessel.

In der Ernährung und damit in der Standortwahl präferiert die Nutria Feld- und Gartenkulturen (Farmeffekt?) und verursacht somit bereits erhebliche Schäden in Getreide-, Mais- und Rübenfeldern. An naturnahen Gewässern nutzt sie offenbar ein breites Spektrum von Wasser-, Ufer- und Landpflanzen. Übernutzungerscheinungen sind bisher nicht bekannt; doch besteht die Gefahr einer negativen Einflußnahme auf bestandsgefährdete Florenelemente. Ebenso sind Ufergehölze verbißgefährdet. Bei Nahrungsmangel im Winter und bei Hochwasser schält die Nutria in erheblichem Ausmaße ufernahe Gehölze.

#### 4. Populationsbiologie

Die bisher beobachteten Bestandszuwächse lassen eine starke Reproduktionskraft der Nutria vermuten. Die Tiere werden unter Freilandbedingungen offenbar mit 6 bis 8 Monaten geschlechtsreif und werfen jährlich zweimal durchschnittlich 5 Junge. Eine jahreszeitliche Anpassung besteht nicht. Auch in den Wintermonaten wurden Jungtiere beobachtet. Die natürlichen Verluste durch Freißfeinde erscheinen gering. Aperiodisch hohe Mortalitätsraten werden vor allem durch strenge Winter mit langen Vereisungsperioden und hoher Schneelage

verursacht. So sind in den harten Wintern 1995/96 und 1996/97 an den brandenburgischen Gewässern, den Altwassern der Elbe und vereisten Bächen kleine Populationen – wie erwartet – nahezu vollständig ausgewintert. Doch ein natürliches Aussterben durch klimatische und prädativ Faktoren ist nicht zu erwarten, da die Populationen an Gewässern wie der Saale, Mulde und Neiße in den stadtnahen und innerstädtischen Bereichen nur geringe Auswinterung (bis 20 %) erfahren und damit als Reproduktionszellen erhalten bleiben.

#### 5. Verhalten

Im Verhalten der „auswildernden“ Nutria lassen sich zunehmend Anpassungen erkennen. Die Nachkommen der ursprünglich „hartzahnen Farmtiere“ entwickeln sich zunehmend zu dämmerungs- und nachtaktiven Tieren mit höherer Fluchtdistanz. So sind Nutrias in naturnahen Habitats während der Vegetationsperiode heute, wenige Jahre nach der Freilassung, kaum noch zahlenmäßig zu erfassen. Auch in der Bauanlage sind Anpassungserscheinungen zu erkennen. Die großen Kolonien weisen eine Vielzahl tiefer Erdhöhlen auf, in denen sich die Tiere vor den Witterungsunbilden schützen können. Gegenüber dem Bisam zeigt sich die Nutria recht aggressiv. Erste Anzeichen einer Abnahme des Bisambestandes an von der Nutria besiedelten Gewässern scheinen das aus der Literatur bekannte Konkurrenzverhalten zu bestätigen. Auch gegenüber dem Biber scheint die Nutria zu konkurrieren. Einzelne bestätigende Beobachtungen und das Besetzen von (leerstehenden?) Biberburgen wurden bereits mitgeteilt.

#### 6. Die Nutria – ein epizootisches Gefahrenpotential

Während nach den bisherigen Kenntnissen die freilebenden Nutriapopulationen durch Parasiten und Infektionskrankheiten keine überdurchschnittliche Mortalität erfahren, erscheint gerade unter dem epizootischen Aspekt die heimische Fauna durch diesen „Newcomer“ gefährdet. Es ist bekannt, daß die Farmbestände z. T. hochgradig salmonellen- und coli-verseucht waren. Außerdem sind Nutrias als potentielle Überträger von Trichinose und Leptospirose bekannt. Diese Fakten stellen bei erfolgreicher Einbürgerung der Nutria sowohl den Natur- wie den Seuchenschutz vor neue ungelöste Aufgaben.

#### 7. Einschätzung des Neozoons „Nutria“

Zusammenfassend ist festzustellen, daß sich die Nutria bereits stabil in der mitteleuropäischen Fauna etabliert hat und numerisch eine Faunenbereicherung darstellt, aus wirtschaftlicher und Naturschutzsicht aber äußerst problematisch erscheint. Für den Wasserbau und die Landwirtschaft ergeben sich zusätzliche Konfliktfelder mit erheblichem Gefährdungspotential in der Ufersicherung wie in

Agrar- und Gartenkulturen. Für den Naturschutz stellt die Nutria ein Konkurrenzpotential für heimische Floren- und Faunenelemente dar. Angesichts zunehmender wasser- und landwirtschaftlicher Schäden, der Unsicherheiten für den Floren- und Faunenschutz wie epizootischer Bedenken erscheint eine gesetzliche Regelung zur Verhinderung der Einbürgerung der Nutria notwendig. Hierzu besteht parlamentarischer Handlungsbedarf, um eine gesetzliche Basis zu schaffen. Eine denkbare Lösung wäre der Nutriafang durch speziell beauftragte Personen (Bisamfänger), vor allem unter dem Gesichtspunkt der Verwechslungsgefahr und des Schutzes von Fischotter und Biber. Hingegen ist fraglich, ob die in einigen Bundesländern durch Sonderregelung angestrebte Bejagung das Nutria-Problem zu lösen vermag, zumal hiermit der Jägerschaft zusätzlich die Schadensregulierung zugemutet wird. Für alle Lösungen und Entscheidungen erscheint aber ein umfangreicheres Grundwissen notwendig. Und so ergeben sich für die Wissenschaft wie für die naturkundliche Heimatforschung die Aufgaben einer intensiveren faunistischen, eth-ökologischen sowie veterinärmedizinischen Bearbeitung dieser Art, wozu dieser Beitrag anregen möchte.

#### 8. Summary

The coypus is the latest member of the German mammal fauna. Escape farm animals founded stable populations in the wild which were continuously reinforced since 1990. Distribution maps illustrate its current situation in Germany. Areas of conflicts with agriculture and watersupply are discussed. The possibility of epizootic is pointed out.

##### Literatur

- BORKENHAGEN, P. 1993: Atlas der Säugetiere Schleswig-Holstein. -Hrsg. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. -Kiel.  
 DOLCH, D. 1995: Die Säugetiere des ehemaligen Bezirks Potsdam. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft: 42  
 MÜLLER-USING, D. 1965: das Vorkommen der Nutria in Deutschland. -Z. Jagdwiss. 11: 161-164  
 SCHRÖPFER, R.; FELDMANN, R. u. VIERHAUS, H. 1984: Die Säugetiere Westfalens. -Abh. Westf. Mus. Naturk. Münster 46 (4): 1-393  
 SCHRÖPFER, R. u. STUBBE, M. 1992: The diversity of European semiaquatic mammals within the continuum of running water systems - an introduction to the symposium. - Semiaquatische Säugetiere, Wiss. Beitr. Univ. Halle: 9-14  
 STUBBE, H. 1989: Buch der Hege Bd. 1 Haarwild. -DLV Berlin. 5. Aufl.: 630-639  
 STUBBE, M.; STUBBE, A. u. HEIDECHE, D. 1994: Säugetierarten und deren feldökologische Erforschung im östlichen Deutschland. -Tiere im Konflikt 3. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. -52 S.  
 WESTERMANN, W. 1984: Nutria, Sumpfbiber (*Myocastor coypus*) in Schmaldienen bei Cumlosen, Prießnitzer Elbniederung. -Naturschutzarb. Meckl. 27(1): 49-5

Verfasser

Dr. Dietrich Heidecke  
 Ahornweg 3  
 D-06179 Bennstedt

Dr. Walter Rieckmann  
 Pflanzenschutzamt  
 Wunstorfer Landstraße 9  
 D-30453 Hannover

JOHANNA SIEBER

# 20 Jahre nach der Wiederansiedlung: Biber-Management unvermeidlich?

Schlagwörter: Biber (*Castor fiber*), Wiederansiedlung, Biber-Management, Konfliktvermeidung, Österreich



## 1. Die Vorgeschichte

Biber (*Castor fiber*) waren in Österreich – wie in den meisten Ländern Europas – bereits im 18. Jahrhundert selten und wurden schließlich Mitte des 19. Jahrhunderts völlig ausgerottet (Pelz, Bibergeil, Fastenspeise).

Mehr als 100 Jahre später begannen Wiedereinbürgerungsversuche in den Nachbarländern (Deutschland, Schweiz). In Österreich wurden zwischen 1976 und 1982 insgesamt 34 Tiere (vorwiegend polnischen und schwedischen, aber auch einige wenige kanadischen Ursprungs) in den östlichen Donau-Auen ausgewildert, später noch rund 10 Tiere freigelassen.

## 2. Das erste Jahrzehnt

...brachte keine eindrucksvollen Ergebnisse. Vorerst konnte der Biberbestand nur durch Nachbesetzen erhalten werden. Erst ab 1983 gab es höhere Nachwuchsraten, die ersten Subadulten wanderten bis zu 20 km ab. Von 1985 an entwickelte sich die kleine Population besser. Die March (Grenzfluß zur Slowakei) wurde langsam besiedelt, die „Eroberung“ der Slowakei selbst begann über die March-Zuflüsse, das rechte Donau-Ufer (zwischen Haslau und Regelsbrunn) wurde besiedelt, Einwanderungen in die ersten beidufrigen Nebenflüsse der Donau (Schwechat, Fischa, Rußbach) folgten.

Am Ende des ersten Jahrzehnts schätzen wir die gesamte Population auf 100 bis 150 Individuen.

## 3. Das zweite Jahrzehnt

...führte zu einem raschen Anwachsen der Individuenzahl und einer weiteren starken Dispersion, besonders nach Süd- bzw. Nordosten. Es gab erste Ansiedlungen an der Thaya, die über die March erreicht wurde, Schottergruben und kleinere Bäche im Weinviertel wurden angenommen. Bemerkenswert ist, daß die Biber die Großstadt Wien durchquerten und umrundeten und so ihren Siedlungsraum rund 50 km donau-abwärts erweiterten (bis Krems!) bzw. in den Wienerwald einwanderten (über den Wienfluß und den Liesingbach).

Es kam immer häufiger zu Ansiedlungen in den von Menschen genutzten Gebieten und damit zu ersten Konfliktsituationen mit Land- und Forstwirtschaft (Vernässungsschäden durch Anstau, Fraßschäden in Mais- und Rübefeldern, Untergrabungen von Uferwegen

mit Einbrüchen). Die ersten Verkehrsopfer wurden gemeldet.

Wir schätzen die Biberpopulation heute, 20 Jahre nach Beginn der Wiederansiedlung, auf mindestens 500 Individuen.

## 4. Das dritte Jahrzehnt und später?

In den nächsten Jahren ist (ohne dramatische Populationseinbrüche durch epidemische Krankheiten oder klimatische Ereignisse wie große Hochwässer) ein weiteres, vorerst rasches Anwachsen der Biberzahl zu prognostizieren. Es ist durchaus noch genügend „optimaler“ Habitat vorhanden, um etwa die doppelte Anzahl der heute hier lebenden Biber im Osten Österreichs (inkl. ungarische und slowakische Grenzgebiete) zu verkraften.

Voraussetzung dafür ist aber, daß ein Koexistenz-Modus zwischen Bibern bzw. Land- und Forstwirtschaft gefunden wird (siehe „Lösungsmöglichkeiten“).

Im Verlauf der letzten beiden Jahrzehnte hat sich die öffentliche Meinung über Biber langsam verändert: es begann mit teilweise großer Begeisterung über die „neue“ Tierart; danach wurden die Biber (weil nachtaktiv, kaum zu sehen und dadurch unauffällig) eher uninteressant; zuletzt häuften sich Klagen über Biberschäden, besonders in landwirtschaftlich intensiv genutzten Habitaten, allgemein herrscht jedoch noch eine durchaus positive Einstellung den Tieren gegenüber. Um eine Eskalierung von Konfliktsituationen zu vermeiden, schlagen wir folgende Lösungsmöglichkeiten vor:

1. regelmäßige Bestandskartierung und Vorhersage der weiteren Ausbreitung (Geografisches Informationssystem [GIS]? Gibt es bereits digitalisiertes Material?)
2. Abklärung der Fragen:
  - wo sind die Biber erwünscht?
  - wo werden die Biber toleriert?
  - wo sollen sie nicht zuwandern?
  - wo müssen sie vertrieben (gefangen) werden? (Auf Kartierung s. o. zurückgreifen, Schäden detailliert aufnehmen und bewerten.)
3. Aufklärung der betroffenen Bevölkerung, Anbieten von Hilfe bei Anwendung bewährter Methoden zur Schadenminimierung
4. Lebendfang und Versetzen (sogenannte „Problemtiere“ möglichst familienweise fangen, in neuen Wieder-

ansiedlungsgebieten, z. B. Steiermark, Slowenien, Südungarn auswildern)

5. Kompensation für Schäden (möglichst keinen direkten finanziellen Ausgleich, sondern versuchen, Uferstreifen stillzulegen = aus der Nutzung nehmen)
6. Nachdenken über zukünftige Bejagung (Zuwachsraten beobachten; Fang- oder Abschlußmethoden diskutieren; Quote bestimmen, die für die Population verträglich ist).

## Vielen Dank!

...an meinen Kollegen Franz Bratter, der einen Teil der Feldarbeit unter nicht immer angenehmen Bedingungen erledigte und viele praktische Probleme löste, und

...an unsere Hunde, die durch ihren freudigen Enthusiasmus bei der Arbeit immer aufmunternd auf uns wirken.

...an die Subventionsgeber, die unsere Arbeit ermöglichen (Gemeinde Wien und NÖ Landesregierung).

## 5. Summary

Nearly all European beaver (*Castor fiber*) populations with exception of some small groups were destroyed by overhunting during the last century. As most of the other reintroduction experiments in Central Europe the Austrian projekt developed most satisfyingly, too (the population grew from about 40 released animals to a number of recently estimated 500!).

As the beaver are dispersing to private land with agricultural and forestry use causing some damage we now have to work out management procedures not in conflict with aims of nature conservation.

Verfasserin

Johanna Sieber  
Konrad Lorenz-Institut  
für Vergleichende Verhaltensforschung  
der Österreichischen  
Akademie der Wissenschaften  
Savoyenstraße 1a  
A-1160 Wien

## Rundtischgespräch zum Thema Wiederansiedlungen



Ausgehend von der ethischen Verantwortung der Gesellschaft zur Wahrung des Naturerbes (Teil des nationalen Kulturgutes s.l.) sind Wiederansiedlungen ein sinnvoller Bestandteil von Artenschutzkonzepten. Ihre Praktizierung ist jedoch von Art zu Art zu prüfen. Aufgabe der Wissenschaft ist hierbei die Entwicklung ökologisch begründeter Konzepte, möglichst auf mindestens nationaler Ebene, mitunter auch regional untersetzt. Hierfür wird eine Unterscheidung von verschollenen (ausgerotteten oder ausgestorbenen) und bestandsgefährdeten Arten empfohlen. Besonders vor dem Hintergrund der Finanzierung sind Prioritäten für Arten zu setzen, die international als extrem vom Aussterben bedroht eingestuft werden, wie z. B. für den Europäischen Nerz *Mustela lutreola*. Für ausgerottete Arten, für welche berechtigte Zweifel an einer erfolgreichen Wiederansiedlung bestehen, – dies betrifft vor allem die großen Carnivoren – erscheinen vorerst ideell vorbereitende Programme sinnvoller als ein der Öffentlichkeit aufgezwungener Aktionismus. Die langfristige Entwicklung von Einwanderungskorridoren, z. B. für Fischotter, Luchs, Wolf, Robben, Wildkatze, Elch und Biber wird als ein wesentlich realistischeres Ziel empfohlen. Hingegen erscheint für Kleinsäugetierarten eine Wiederansiedlung innerhalb dieser Korridore unbedingt notwendig, da diesen Arten eine vergleichbar weittragende Expansionspotenz fehlt. Wiederansiedlungen sind nur dann aussichtsreich und sinnvoll, wenn

- die Aussterbeursachen
- für eine Minimalpopulation ausreichend große und intakte Lebensräume durch ökologische und toxikologische Arealanalyse
- die Einnischungseffekte auf die Biozönose
- und Wirkungen auf Naturhaushalt, Landnutzung und Öffentlichkeit (Konfliktfelder)

exakt ermittelt und als tragbar definiert wurden.

Bei der Entwicklung von Wiederansiedlungskonzepten für die einzelnen Arten sind sowohl zoogeographisch-populationsgenetische wie auch biozönotische (ökologische) Konsequenzen auszuleuchten. Wiederansiedlungen sollen die Biozönosen stabilisieren bzw. deren Biodiversität erhöhen, d. h. um verlorene Arten wieder bereichern.

Ihre Einnischung in die Biozönose sollte aber nicht dazu beitragen, andere Faunen- wie Florenelemente aus der Biozönose zu verdrängen (z. B. Konkurrenz von Luchs und Wildkatze; Uhu und Wanderfalke; negative Einflußnahme herbivorer Arten auf bestandsgefährdete Pflanzenarten und Vegetationsgesellschaften) oder unbeabsichtigte epidemische Einflüsse auf Mensch und Biozönose zu bewirken.

Eine der wesentlichen Voraussetzungen – das zeigte die Vergangenheit – ist die Erzielung gesamtgesellschaftlicher Akzeptanz von Wiederansiedlungsprojekten. Aufgabe der Wissenschaft ist es, in Vorleistungen ökolo-

gisch begründete Programme zu entwickeln, den Sinn und Wert dieser Projekte für jedermann einleuchtend zu begründen und Ziel sowie Konsequenzen zu definieren. Hierbei erscheint es sinnvoll, Pädagogen und Journalisten in die Werbung für die Projekte und deren Umsetzung einzubinden. Ausgereifte Konzepte sind über die Verbände in die breite Öffentlichkeit vor Ort zu tragen. Diese Aufgabe ist ihr wichtigster Beitrag.

Mit erfolgter Wiederansiedlung dürfen die Projekte nicht als abgeschlossen behandelt werden, sondern sind möglichst zehn Jahre von Projektträgern und Wissenschaftlern unter Erfolgskontrolle zu halten. Wissenschaftliche Begleitprogramme sollten die Überwachung der Bestandsentwicklung der Gründerpopulation (mittels Markierung), die Auswirkungen auf die Biozönose, entstehende Konfliktfelder sowie Meinungswandel und Reaktionen der Öffentlichkeit beinhalten.

Die Diskussion zum Thema Wiederansiedlungen, über Ziel und Notwendigkeit oder Verzicht, sollte zukünftig noch intensiver weitergeführt werden, um tragbare, gesellschaftlich akzeptable, national wie international mehr einheitliche Konzepte eines sinnvoll und zweckmäßig in die Kulturlandschaft eingepaßten Artenschutzes zu entwickeln.

zusammengestellt:  
Dr. Dietrich Heidecke  
Ahornweg 3  
D-06179 Bennstedt

MICHAEL SCHNEIDER

## Räuber-Beute-Systeme in heterogenen Lebensräumen

– Zur Relevanz neuer theoretischer Konzepte in  
Landschaftsökologie und Naturschutz



Schlagwörter: Lebensräume, Räuber-Beute-Systeme, Landschaftsökologie, Fragmentierung, Prädation

### 1. Heterogenität in der Natur

In der Vergangenheit tendierten ökologische Studien – sowohl solche empirischer als auch solche theoretischer Natur – dazu, Populationen von Pflanzen und Tieren so zu betrachten, als ob sie in einer homogenen Welt lebten. Heutzutage wird es allerdings immer offensichtlicher, daß viele Arten Lebensräume bewohnen, die von räumlicher und zeitlicher

Heterogenität geprägt sind. Solche Heterogenitäten können die unterschiedlichsten Niveaus ökologischer Organisation beeinflussen, vom Verhalten des Individuums über die Dynamik von Populationen bis hin zur Struktur und Funktion von ganzen Lebensgemeinschaften (MAY u. SOUTHWOOD 1990).

Das Vorhandensein räumlicher Heterogenität hat nicht nur natürliche Ursachen. Seit den Anfängen der Landwirtschaft hat der Mensch formend in Landschaften eingegrif-

fen, ihr Aussehen verändert und die natürlichen Lebensräume von Pflanzen und Tieren beeinflußt. Man hat allerdings erst vor recht kurzer Zeit angefangen, die Auswirkungen der Fragmentierung von Habitaten auf Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften zu untersuchen (SCHNEIDER 1992). Empirische wie theoretische Untersuchungen machen klar, daß eine lokale Lebensgemeinschaft nicht mehr länger isoliert vom Mosaik der umgebenden Landschaft betrachtet wer-

den kann (ZONNEVELD u. FORMAN 1990). Für den Naturschutz ist es hier auch wichtig, die Konsequenzen von Fragmentierungen auf Ökosysteme zu beachten und sich nicht nur auf biogeographische Aspekte zu beschränken (HOBBS 1993). Außerdem ist es notwendig, neben den abiotischen Faktoren auch Veränderungen in biotischen Interaktionen zu untersuchen (OKSANEN u. SCHNEIDER 1995).

## 2. Landschaftsökologie, Naturschutz und ökologische Theorie

Landschaftsökologie, die Wissenschaft, die sich mit dem Studium von Landschaften, räumlichen Mustern und ihrer Entstehung auseinandersetzt (URBAN et al. 1987), ist eine recht junge Disziplin in der internationalen ökologischen Forschung (vgl. FORMAN u. GODRON 1981, 1986, FORMAN 1983). Sie hat ihre Anfänge in den stark vom Menschen überformten Lebensräumen Mitteleuropas und in Untersuchungen zur Bekämpfung von Nagetieren in der Sowjetunion zwischen den Weltkriegen (WIENS u. MILNE 1989, SCHREIBER 1990, HANSSON 1995, LIDICKER 1995).

Die klassische Art von Landschaftsökologie, wie sie in Mitteleuropa betrieben wird, ist stark mit Naturschutzgesichtspunkten verknüpft und aus diesem Grunde eine recht angewandte Disziplin (SCHNEIDER 1992). Trotz der nahen Verbindung mit der Ökologie ist es gerade im Naturschutz offenbar,

daß vorhandene und relevante ökologische Theorie aus verschiedenen Gründen (dargestellt z. B. von KAREIVA 1989 und HENLE 1994) bei der Entscheidungsfindung oft nicht beachtet oder unkritisch und stereotyp verwendet wird (HENLE 1994, POETHKE u. WISSEL 1994). Es scheinen eher traditionelle Annahmen und Konventionen den Weg zu weisen (BRÖRING u. WIEGLEB 1990), anstatt, wie im englischen Sprachraum, stärker mechanistische Vorgehensweisen mit der Basis in ökologischer Theorie einzusetzen, um Lösungsvorschläge basierend auf theoretischen Modellen zu erarbeiten (SCHNEIDER 1992).

Um den Einfluß von Veränderungen in der Umwelt auf verschiedene Arten vorherzusagen zu können, ist es wichtig, die verschiedenen Mechanismen zu kennen, die natürliche Systeme regulieren. Allgemeine Ideen darüber, wie unterschiedliche Prozesse in der Natur zusammenwirken, sind bei der Planung von Untersuchungen hilfreich. Dabei ist es wichtig, solche Ideen in Modellen, z. B. in mathematischer oder graphischer Form, darzustellen, um testbare Vorhersagen treffen zu können. Generelle Modelle sind oft von einem System auf andere übertragbar und können dabei helfen, realistische Antworten auf Naturschutzfragen zu finden (OKSANEN u. SCHNEIDER 1995). Wie WIENS (1995) feststellte, wird man sich ohne guten und angepassten theoretischen Unterbau schwer tun, zu verstehen, wie der mosaikartige Charakter von Landschaften ökologische Phänomene beeinflußt. Trotz einer großen Diversität an theoretischen Modellen in der Ökologie (vgl.

ROUGHGARDEN et al. 1989, WISSEL 1989, YODZIS 1989), sind es nur zwei Konzepte mit Bezug zum Faktor Raum, die breiten Eingang in den Naturschutz gefunden haben. Traditionell ist dies die Inselökologie ('theory of island biogeography', MACARTHUR u. WILSON 1967), und wiederentdeckte Überlegungen zur Dynamik von Metapopulationen (LEVINS 1969, GYLLENBERG u. HANSKI 1992, HANSKI u. GYLLENBERG 1993). Einen guten Überblick über die Bedeutung und Anwendung von ökologischer Theorie im Naturschutz geben POETHKE u. WISSEL (1994) und HENLE (1994).

## 3. Räuber-Beute-Systeme

Dem Einfluß von räumlicher Heterogenität auf einzelne Arten und auf Interaktionen innerhalb von einzelnen Trophieebenen ist in der Ökologie breiter Raum gewidmet worden (für Literaturübersichten siehe z. B. BRIGHT 1993 und ANDRÉN 1994). Ganz anders sieht es aus, betrachtet man das Zusammenspiel von Arten auf unterschiedlichen trophischen Ebenen. Trotz einer ganzen Reihe von exzellenten Untersuchungen über Räuber-Beute-Systeme (z. B. MECH 1966, KRUIK 1972, SCHALLER 1972) fanden große räumliche Skalen kaum Beachtung. Die Effekte von Prozessen auf Landschaftsniveau wurden bis vor kurzem weitgehend ignoriert (aber vgl. HANSSON 1977, PULLIAINEN 1981, ANGELSTAM et al. 1984, 1985, LINDSTRÖM 1989, DONCASTER u. KREBS 1993, BISSONETTE u. BROEKHUIZEN 1995), und dies obwohl der Faktor Raum offensichtlich auch bei karnivoren Säugetieren eine wichtige Rolle spielt. Beispiele dafür sind die saisonalen Vertikalwanderungen vom Schneeleoparden (*Panthera uncia*) im Himalaya (SCHALLER 1977) und vom Wolf (*Canis lupus*) in den Rocky Mountains (THOMPSON 1952), die ihren jeweiligen Beutetieren folgen. Die resultierende Konzentration von Beutetieren auf einer kleineren Fläche im Winter sollte in eine erhöhte Prädationsrate münden. Allerdings scheinen Untersuchungen hierzu nicht besonders zahlreich zu sein. Ein weiteres Beispiel ist die räumliche Organisation von Weißwedelhirschen, die sich in den Pufferzonen zwischen Wolfsrevieren in Nordamerika konzentrieren (LEWIS u. MURRAY 1993). Sollten die Wölfe ihre Ressourcen in den zentralen Teilen ihres Revieres erschöpfen, dann stehen die Hirschbestände in den Pufferzonen als Alternative zur Verfügung, auch wenn dabei das Risiko innerartlicher wölfischer Aggression stark ansteigt (TAYLOR u. PEKINS 1991). Im Krüger-Nationalpark Südafrikas beeinflussen Löwen (*Panthera leo*) unterschiedlich stark, je nachdem, ob eine Art stationär ist oder saisonale Wanderungen macht (MILLS u. SHENK 1992). Hier bestimmt also die räumliche Verteilung einer Beuteart im Jahreslauf die Stärke der Prädation durch die Großkatzen. Als abschließendes Beispiel seien Luchse (*Lynx lynx*) im Berner Oberland in den Alpen angeführt. Diese nutzen offenbar Streifgebiete, die in kleinere Ge-

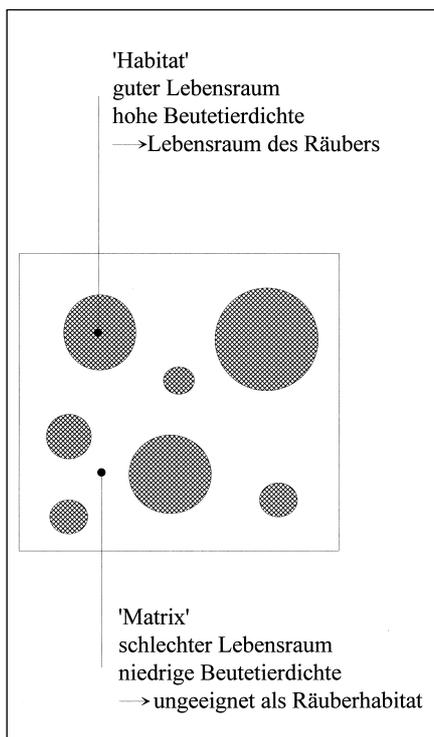


Abb. 1  
Die fiktive Landschaft des Modells, bestehend aus Habitatflecken (= Patches), dem Lebensraum der Räuber mit einer hohen Beutetierdichte, welche eingebettet sind in eine räuberunfreundliche Matrix mit wenig Beute.

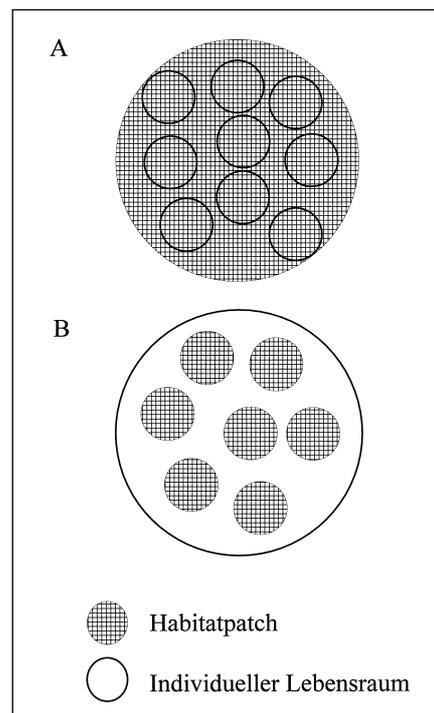


Abb. 2  
Zwei Situationen mit unterschiedlichen Folgen. A: der Habitatpatch ist größer als der individuelle Lebensraum der Räuber und beherbergt so eine ganze Räuberpopulation. B: jeder Räuber nutzt mehrere, kleine Habitatpatches in seinem Lebensraum.

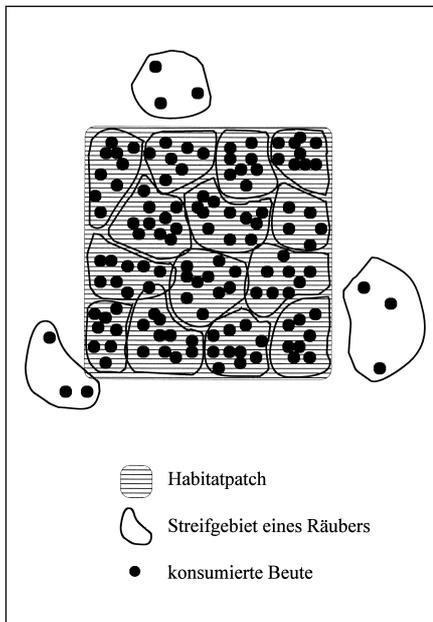


Abb. 3  
Schwache Individuen werden aus dem Habitatpatch gedrängt und müssen in der Matrix leben, wo sie die wenigen dort vorkommenden Beutetiere jagen. Dieses wird als 'überschwappende Prädation' bezeichnet (spill-over predation).

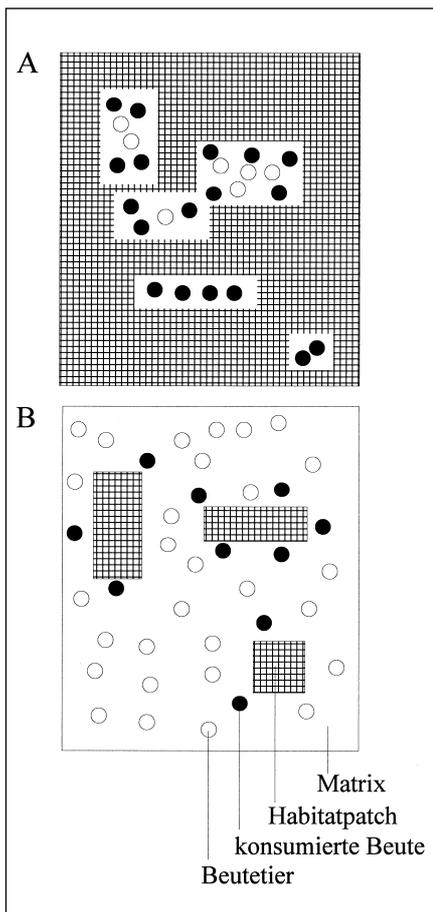


Abb. 4  
Welcher Anteil der in der Matrix lebenden Beutetiere überschwappende Prädation zum Opfer fällt, hängt ab vom Verhältnis der Areale, die von den unterschiedlichen Lebensraumtypen eingenommen werden. Weitere Erläuterungen siehe Text.

biote aufgespalten sind, welche durch Wechsel perlschnurartig verbunden werden (I. HUCHT-CIORGA, mündl. Mitt.).

#### 4. Neue Modelle mit landschaftsökologischer Relevanz

Im folgenden wird versucht, einige theoretische Konzepte mit landschaftsökologischer Anknüpfung allgemeinverständlich vorzustellen und dabei anzuregen, die vorhandenen nützlichen Ideen aufzugreifen und mittels konkreter Fragestellungen zu formulieren, die dann in der Praxis getestet und mit deren Hilfe Naturschutzkonzepte auf eine breitere theoretische Basis gestellt werden können. Der Beitrag konzentriert sich darauf, wie die Dynamik von Räuber-Beute-Systemen (hier Carnivor-Herbivor-Beziehungen) auf Landschaftsniveau mit Fragen des Natur- und speziell des Artenschutzes korreliert werden kann – unter weitgehender Bezugnahme auf die Arbeit von OKSANEN u. SCHNEIDER (1995).

##### 4.1 Veränderung von Lebensräumen

Durch anthropogene Einflußnahme werden die Lebensräume von Arten bzw. Populationen einer Art fragmentiert. Die Anzahl und die Größe der verbliebenen Lebensraumfragmente wird oftmals noch weiter verringert, was unter anderem dazu führt, daß die Abstände zwischen den Fragmenten zunehmen. Der Mensch verändert die Verteilung von Beutetieren, wie er auch die Produktivität einzelner Habitatpatches steigern kann. Auf der anderen Seite kann auch die Qualität solcher Patches nachlassen und die Bedeutung von Randeffekten kann zunehmen (vgl. auch ANDRÉN 1994). All diese Veränderungen beeinflussen die Interaktionen von Räubern und ihrer Beute in einer gegebenen Landschaft und spielen eine Rolle bei der Dynamik der einzelnen Populationen.

Im Beitrag werden Modelle vorgestellt, die beschreiben, was passiert, wenn der Lebensraum von Räuber und Beute zerstückelt wird.

##### 4.2 Das grundlegende Modell

Man stelle sich eine Landschaft vor, die aus zwei unterschiedlichen Lebensraumtypen besteht und in der ein Räuber und die Beutetierarten A und B koexistieren (Abb. 1). Lebensraumtyp 1 ist das Habitat des Räubers. Es besteht aus distinkten Habitatflecken (= Patches) und beherbergt wegen seiner hohen Produktivität eine entsprechend hohe Dichte der Beute A. Die Habitatpatches sind eingebettet in eine Matrix gebildet vom Lebensraumtyp 2. Wegen seiner geringen Produktivität und der damit niedrigen Beutetierdichte (hier Beute B) ist dieser Lebensraum ungeeignet für den Räuber.

##### 4.3 Anpassungen

Ausgehend von dieser Situation behandeln nun verschiedene theoretische Modelle unterschiedliche Fallbeispiele. Dabei ist es zuerst einmal wichtig zu wissen, ob die Habitatpat-

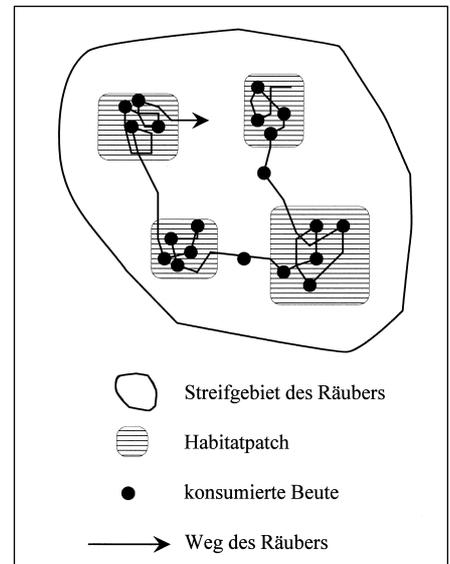


Abb. 5  
Ein einzelner Räuber nutzt mehrere Patches nacheinander. Beim Wechseln von einem Patch zum nächsten werden auch diejenigen Beutetiere gefressen, die in der Matrix entdeckt werden. Auch dies ist ein Fall von überschwappende Prädation.

ches (d. h. Lebensraumtyp 1) größer oder kleiner sind als das Streifgebiet (= home range) eines einzelnen Räubers. Zu unterscheiden ist also zwischen einer Situation, wo ein Habitatpatch eine ganze Räuberpopulation beherbergt (Abb. 2 A) (OKSANEN 1990, OKSANEN et al. 1995), und einer zweiten Situation, wo ein einzelner Räuber mehrere Habitatpatches braucht, um zu überleben (Abb. 2 B) (OKSANEN et al. 1992).

##### 4.3.1 Situation 1: viele Räuber in einem Patch

Hier betrachtet man passenderweise Modelle zur Habitatwahl der Räuber. Bei drei oder noch mehr Habitattypen unterschiedlicher Qualität, die gleichzeitig in einem Gebiet vorkommen und den Räubern zur Verfügung stehen, werden diese Modelle recht schnell ziemlich kompliziert. In dem in Abb. 1 vorgestellten Fall von Habitatpatches gleicher Qualität in einer Matrix können die Räuber also nur zwischen zwei unterschiedlichen Lebensraumtypen wählen.

Gibt es intra- und interspezifische Aggressivität zwischen den Räubern, so spricht man von despotischer Habitatwahl ('ideal despotic habitat choice', FRETWELL 1972) (Abb. 3). Hier werden schwache Individuen aus den Patches gedrängt und müssen notgedrungen in der Matrix (d.h. Lebensraumtyp 2) leben. Dort jagen sie die Beute B so lange, bis sie verhungern oder abwandern. Auf diese Weise beeinflusst die Räuberpopulation ein Gebiet, das normalerweise überhaupt nicht als Lebensraum der Räuber angesehen wird. Dieser Vorgang des Überwanderns von Räubern wurde von Holt 'spill-over predation' genannt (HOLT 1984), frei übersetzt etwa 'überschwappende Prädation'.

Die Beutepopulation in der Matrix wird natürlich beeinflusst. Wie stark diese Beein-

flussung ist, hängt ab vom Verhältnis der Flächen, die von Habitat und Matrix eingenommen werden.

**4.3.1.1 Viel Habitat, wenig Matrix (Abb. 4 A)**

In diesem Fall sind die Beutetierpopulationen in der Matrix klein, und gleichzeitig schwappen viele Räuber über. Die Konsequenz davon ist eine starke Beeinflussung der Beute in der Matrix. Dieser Effekt wird noch verstärkt, wenn bei isolierten Matrixfragmenten die Einwanderungsquote auf Seiten der Beute gering ist. Wie bei allen Randeffekten hat natürlich die Geometrie der Fragmente eine große Bedeutung, denn auch hier wird vor allem die Zone der Matrix beeinflusst, die den Habitatpatches am nächsten liegt. Der relative Einfluß der Räuber ist umso größer, je größer der Anteil an der Gesamtfläche ist, der von der Randzone in einem Fragment eingenommen wird.

**4.3.1.2 wenig Habitat, viel Matrix (Abb. 4 B)**

In diesem Fall ist die totale Beutepopulation in der Matrix groß. Gleichzeitig müssen aber nur wenige Räuber von den Patches in die Matrix einwandern. Folglich ist der Einfluß der Räuber nur gering.

**4.3.2 Situation 2: ein Räuber nutzt mehrere Habitatpatches und wechselt zwischen diesen hin und her**

Hier trifft die Theorie des optimalen Nahrungserwerbs ('optimal foraging theory', STEPHENS u. KREBS 1986), und insbesondere Ideen über die Auswahl der Patches ('patch choice'), Vorhersagen darüber, wie sich ein Räuber in seinem Streifgebiet verhalten sollte, um seine Jagd zu optimieren (Abb. 5). Auf seinem Weg zwischen den Patches, wo der Räuber die Beute A jagt, kann er gelegentlich auf Individuen der Beute B treffen.

Diese werden natürlich auch konsumiert. Auf diese Weise kommt es auch hier zu überschwappender Prädation. Die Beeinflussung der Beute B sollte umso größer sein, je länger sich der Räuber in der Matrix aufhält. Je kleiner die einzelnen Patches sind, desto öfter muß der Räuber von einem in den nächsten wechseln und desto öfter befindet er sich in der Matrix. Je weiter die Patches auseinander liegen, desto länger wird der Weg zwischen ihnen und desto länger dauert die Reise des Räubers.

Die Dauer der Reise zwischen den Patches hat auch einen großen Einfluß auf die Beute A, die in den Patches lebt. Nach Charnovs Grenzwerttheorem ('marginal value theorem', CHARNOV 1976) bestimmt die Reisedauer zwischen den Patches, wie lange der Räuber einen Fleck ausbeuten sollte, bevor er zum nächsten aufbricht. Wie schon erwähnt ist die Reisedauer wiederum abhängig vom Abstand zwischen den Patches, welcher sich, z. B. durch anthropogene Einflußnahme (Rodung von Feldgehölzen, Zuschütten von Tümpeln oder ähnliches), ändern kann.

Die Abbildung 6 stellt die vier unterschiedlichen Situationen A bis D dar. Von A über B und C nach D verringert sich die Anzahl der Patches im System im Laufe der Zeit. Je weniger Patches vorhanden sind, desto länger wird die Reise zwischen ihnen, und desto weniger Räuber haben Platz im System (wenn man annimmt, daß jeder Räuber eine gewisse Anzahl von Patches braucht). Je länger die Dauer der Reise zwischen den Patches ist, desto länger bleibt der Räuber in jedem Patch. Dies bedeutet, daß die Beutepopulation in jedem Patch stärker ausgebeutet wird (aufgefressene und ausgewanderte Beutetiere) und somit ein niedrigeres Niveau erreicht, wenn der Räuber schließlich weiterzieht. Gleichzeitig hat aber auch die Beutepopulation in jedem Patch länger Zeit, sich durch Reproduktion und Einwanderung zu erholen. Somit ist die Dichte der Beute höher, wenn der Räuber schließlich wieder in diesem Patch ankommt. Aus einem größeren Abstand zwischen den Patches resultieren also stärkere Schwankungen in der Beutetierdichte, die vom Räuber verursacht werden. Ab einer gewissen unteren Grenze der Patchanzahl stirbt die Räuberpopulation aus. Da die Räuber jetzt keinen regulierenden Einfluß mehr auf ihre Beute ausüben (vgl. GRELLMANN u. SCHNEIDER 1991), paßt sich deren Dichte jetzt der von den Ressourcen bestimmten Tragfähigkeit des Habitats an. Fluktuationen in der Populationsdichte sind jetzt rein stochastische Schwankungen oder auf eine Übernutzung der Ressourcen zurückzuführen.

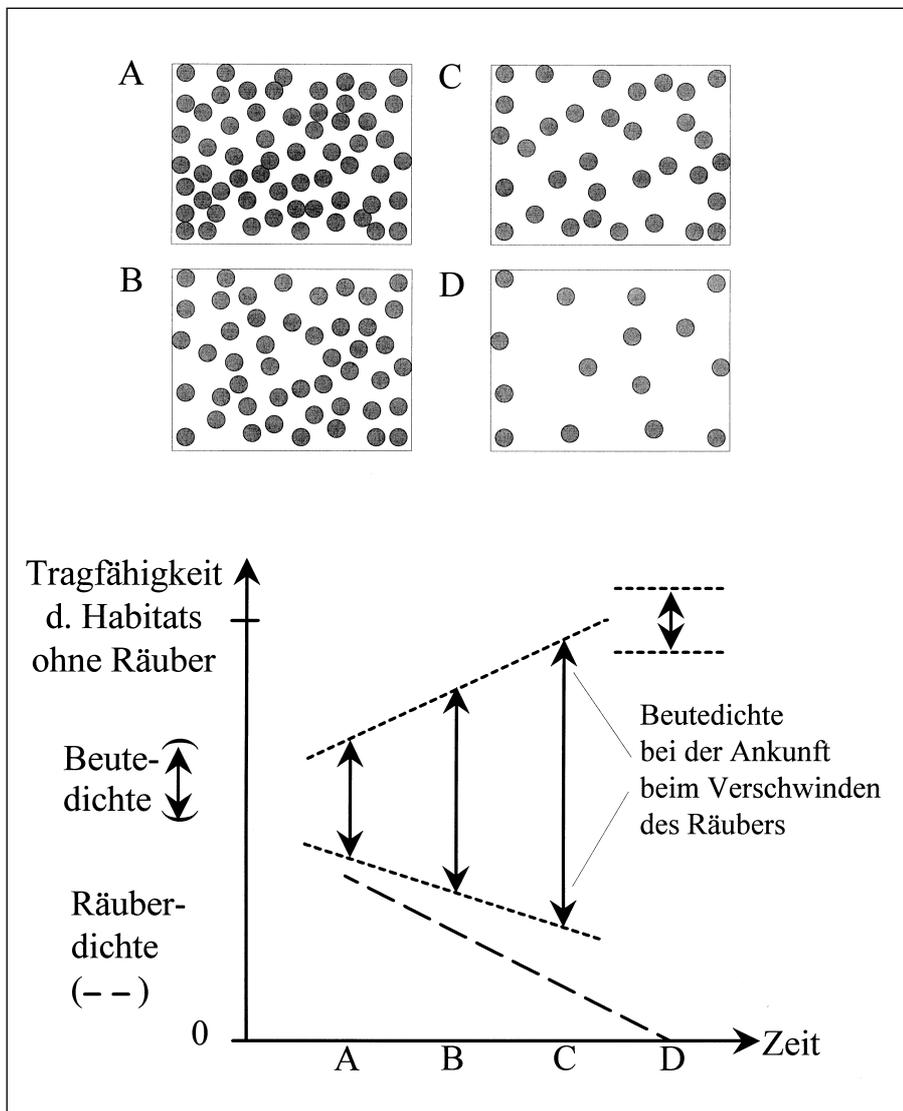


Abb. 6  
Im Laufe der Zeit (A → B → C → D) nimmt die Anzahl der Patches in einem Gebiet immer weiter ab. Daraus resultieren ein immer größerer Abstand zwischen den einzelnen Patches und eine immer kleiner werdende Räuberpopulation. Je länger ein Räuber zwischen zwei Patches unterwegs ist, umso länger bleibt er in jedem einzelnen von ihnen. Daraus ergibt sich eine immer geringere Besuchsfrequenz und eine immer stärkere Ausbeutung bei jedem Besuch, was zu immer stärkeren Schwankungen in der Beutedichte führt. Ab einer gewissen unteren Grenze der Patchanzahl sterben die Räuber aus (Fall D).

**5. Implikationen für den Naturschutz**

**5.1 Die Anwendung in der Praxis**

In der Praxis sollten selbstverständlich die obengenannten Modelle nicht die alleinige Grundlage bei der Entscheidungsfindung im Naturschutz sein, da sie nur einen kleinen Teil eines gegebenen Systems beschreiben. Trotzdem muß klar sein, daß in vielen Fällen

eine Nichtbeachtung von räumlicher Struktur und von Interaktionen zwischen den Arten das angestrebte Schutzziel in Frage stellen kann. Insbesondere muß hierbei immer wieder betont werden, daß Schutzgebiete nicht isoliert von der umgebenden Landschaft betrachtet werden können.

Ausgehend von den aufgezeigten theoretischen Überlegungen muß die erste Frage bei der Umsetzung in der Praxis sein: welcher Art ist das Ziel der Schutzbemühungen – ein Konsument (hier: Räuber) oder eine potentielle Ressource (hier: Beute)? Außerdem müssen natürlich viele andere ökologische Charakteristika der Arten Eingang in die Schutzkonzeption finden. Handelt es sich um Spezialisten oder Generalisten in Bezug auf Lebensraum und Nahrungsspektrum? Welches sind die lokomotorischen Fähigkeiten, wie sieht die normale Raumausnutzung der Arten aus? Insbesondere die räumliche Dimensionierung der Schutzkonzeption muß den Ansprüchen und Fähigkeiten der Zielarten angepaßt werden. Im Planungsstadium kann es bei einer vorgegebenen Gesamtgröße eines Schutzgebietes etwa die Möglichkeit geben, viele kleine Areale zu schützen, oder aber ein einziges, großes Gebiet als Reservat auszuweisen. Je nach Artenpool kann dabei die beste Lösung von Fall zu Fall verschieden sein.

#### 5.1.1 Szenario 1:

Das Schutzziel ist die Erhaltung von potentiellen Beutetieren sowohl in den Patches, in denen der Räuber lebt, als auch in der Matrix

##### 5.1.1.1 Eine Räuberpopulation bewohnt einen großen Habitatpatch (vgl. 4.3.1.)

In diesem Fall ist das Vorhandensein einer Matrix von Bedeutung. Gibt es eine Matrix, dann können überzählige Räuber aus dem Patch auswandern, wenn die Populationsdichte dort zu hoch wird. Dadurch kommt es zu einer Stabilisierung des Räuber-Beute-Systems, und eine starke Übernutzung der Beute im Patch wird somit vermieden. Allerdings muß dabei die Fläche, die von der Matrix eingenommen wird, groß genug sein, damit der Einfluß der einwandernden Räuber gering bleibt und die dortige Beute nicht gefährdet wird.

##### 5.1.1.2 Ein Räuber nutzt mehrere Patches in seinem Territorium (vgl. 4.3.2)

Hier sollten die einzelnen Habitatpatches entweder möglichst nahe beieinander liegen, oder sehr weit voneinander entfernt sein. Liegen die Patches sehr nahe zusammen, dann ist die Reisedauer zwischen den Patches für den Räuber gering. Aufgrund dessen wird die Beutepopulation in den einzelnen Patches bei jedem Besuch des Räubers nur wenig ausgebeutet, bevor dieser weiterzieht. Außerdem befindet sich der Räuber nur kurze Zeit in der Matrix und hat somit nur wenig Gelegenheit, die dortige Beutepopulation zu beeinflussen. Liegen die Patches dagegen sehr weit auseinander, dann stirbt die Räuberpopulation aus und hat somit keinerlei Einfluß mehr. Liegen die Patches weit, aber nicht weit genug, auseinander, dann wird die Beute in den Patches sehr stark ausgebeutet.

Zeitweise ist deren Dichte sehr gering, und kleine Populationen haben eine relativ hohe Aussterbewahrscheinlichkeit. Gleichzeitig befindet sich der Räuber lange in der Matrix und kann somit die Beute dort auch stark beeinflussen.

#### 5.1.2 Szenario 2:

Das Schutzziel ist die Erhaltung eines Räubers

##### 5.1.2.1 Eine Räuberpopulation bewohnt einen großen Habitatpatch

Ist der Habitatpatch sehr groß, dann findet eine große Räuberpopulation Platz darin, deren Aussterbewahrscheinlichkeit gering ist. Ist eine Matrix vorhanden, können überzählige Räuber auswandern, eine Übernutzung der Beute wird verhindert und das ganze System wird stabilisiert. Allerdings darf die Qualität der Matrix nicht allzu gering sein, sonst ist die Auswanderungstendenz der Räuber zu niedrig. Eine Matrix von akzeptabler Qualität läßt Räuber eine gewisse Zeit überleben. Diese haben dann unter Umständen die Chance, wieder in den Habitatpatch zurückzuwandern und freigewordene Territorien zu besetzen. Somit wird sich die Populationsdichte der Räuber im Patch im Laufe der Zeit nicht sehr stark verändern.

##### 5.1.2.2 Ein Räuber nutzt mehrere Patches in seinem Territorium

Eine große Anzahl von Patches sichert eine große Räuberpopulation. Liegen die Patches nahe zusammen, dann hat der Räuber keine Schwierigkeiten (z. B. in Form von Straßen, Eisenbahnlinien oder ähnlichem) bei der Wanderung von einem Patch zum nächsten. Gleichzeitig wird die lokale Beutepopulation in jedem Patch nur wenig genutzt, eine Übernutzung und damit die Gefahr lokalen Aussterbens wird vermieden. Lokales Aussterben der Beute würde die effektive Anzahl der Patches im System vermindern, und weniger Patches bedeuten weniger Lebensraum für Räuber. Liegen die Patches weit auseinander, dann muß die Matrix von solcher Qualität sein, daß das Überleben des Räubers während seiner Wanderungen gesichert ist (z. B. genug Beute, keine Bejagung von menschlicher Seite, wenige Verkehrswege usw.). Die Habitatpatches selbst müssen dann von so hoher Qualität sein, daß ein lokales Aussterben der dortigen Beute unwahrscheinlich ist und die Beute sich von dem niedrigen Niveau, auf das sie der Räuber bei seinen Besuchen drückt, schnell wieder erholen kann.

## 5.2 Fallbeispiel: Großcarnivoren

Einige spezielle Probleme, die Menschen mit Großcarnivoren haben (oder umgekehrt), können recht genau mit o.g. theoretischen Modellen beschrieben werden. Mit Hilfe dieser Modelle sollten sich auch Lösungsansätze für diese Probleme aufzeigen lassen. So werden in vielen Teilen der Welt Huftiere während 'schlechter Zeiten' gefüttert, um die Überlebensrate dieser populären Arten zu erhöhen. Die Huftiere konzentrieren sich um die Fütterungen und bauen dort hohe Populationsdichten auf, während die umliegenden Gebiete entvölkert werden. Die von diesen Arten abhängigen Carnivoren finden plötz-

lich in weiten Teilen ihres Streifgebietes keine Beute mehr und konzentrieren ihre Aktivität jetzt auch um die Fütterungen. Dort treffen sie sehr oft auf Beute, und die Prädationsrate steigt entsprechend an. Der Einfluß von Räubern auf ihre Beute kann sehr stark an solchen Stellen sein. Luchse in Schweden z. B. scheinen an Winterfütterungen Rehe viel stärker zu jagen als im Sommer (eig. Beob.), in Finnland Weißwedelhirsche (I. HÄKKINEN, pers. Mitt.), in der Schweiz wiederum Rehe (HALLER u. BREITENMOSER 1986, BREITENMOSER u. HALLER 1993) und in Österreich Rothirsche (*Cervus elaphus*) (GOSSOW u. HONSIG-ERLENBURG 1986. Eine ähnliche Situation ergibt sich durch die Art und Weise, wie Rentiere (*Rangifer tarandus*) in Schweden überwintern. Die rentierzüchtenden Samen halten große Herden freilaufender Rentiere in relativ kleinen Gebieten, wo die Tiere einfacher zu kontrollieren sind und wo sie auch zugefüttert werden (eig. Beob.). Die Verluste durch Luchs, Wolf und Vielfraß (*Gulo gulo*) können hier sehr groß sein (BJÄRVALL et al. 1990).

Solch große Verluste durch Carnivoren verursachen meist Konflikte zwischen den Räubern und den Besitzern oder Jägern der Huftiere. Oftmals werden Stimmen laut, die eine Dezimierung der Räuberpopulationen fordern. Allerdings sind die Populationen der Großcarnivoren in Europa heute ziemlich klein und deshalb in ihrer Existenz bedroht (COUNCIL OF EUROPE 1989, BREITENMOSER u. BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990, BERGSTRÖM et al. 1993, PROMBERGER u. SCHRÖDER 1993). Deshalb stehen diese Arten in vielen Ländern unter Schutz. Allerdings fallen Konflikte zwischen Ökologie und Ökonomie meist zuungunsten der Carnivoren aus. Die Erkenntnisse, die mit Hilfe theoretischer Modelle in der Landschaftsökologie gewonnen werden können, können dabei helfen, eine räumliche Aufteilung von Räuber- und Beutepopulationen zu finden, die die Wahrscheinlichkeit von Verlusten minimiert und gleichzeitig das Überleben der Räuberpopulationen sichert. So sollten z. B. große Rentierherden Skandinaviens in kleinere aufgespalten werden, die von den Räubern weniger leicht gefunden werden und deren Ausbeutung schwieriger ist. Die Winterfütterung von jagdbaren Huftieren und die damit verbundene Konzentration von Beutetieren sollte vermieden werden, um den Einfluß z. B. von Luchsen gering zu halten und damit auch die Verärgerung der Jagdausübungsberechtigten.

## 6. Schlußbemerkung

Der Faktor Raum spielt also eine bedeutende Rolle beim Zusammenspiel von Räuber und Beute. Je nach Aussehen des Habitates beeinflusst der Räuber seine Beute in unterschiedlichem Maße, und die Struktur des Lebensraumes wiederum wird heutzutage in weiten Gebieten vom Menschen vorgegeben. Anthropogene Lebensraumfragmentierung kann unerwartete sekundäre Folgen haben auf Grund unbekannter aber wichtiger

biotischer Interaktionen. Die Erhaltung der räumlichen Struktur von Landschaften muß deshalb ein unumgänglicher Teil des Naturschutzes sein.

## Dank

Ich danke Tarja Oksanen für eine stimulierende Zusammenarbeit und die eingehende Diskussion ihrer Ideen. Doris Grellmann gab wertvolle Kommentare zu diesem Manuskript.

## 7. Summary

Many species occur in habitats which are characterized by spatial heterogeneity. Aiming at nature conservation, classical landscape ecology studies the impact of man-made habitat fragmentation. Relevant ecological theory is, however, often neglected in this process.

Spatial heterogeneity has ecological consequences on the individual, population, and community level. A local system of interacting species cannot be viewed in isolation from the surrounding landscape mosaic. Besides other processes, biotic interactions are strongly affected by landscape structure, as is the case in predator-prey systems.

Depending on spatial patterns of the habitat, predators influence their prey to a different degree, and habitat structure is often determined by man nowadays. Man-made habitat fragmentation can have unexpected effects due to unknown but important biotic interactions. Therefore, conserving the spatial structure of landscapes must be an essential part of nature protection.

## Literatur

ANDRÉN, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. -*Oikos* 71: 355-366  
 ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. u. WIDÉN, P. 1984: Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. -*Oecologia* 62: 199-208  
 ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. u. WIDÉN, P. 1985: Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia - occurrence and distribution. -*Holarctic Ecology* 8: 285-298  
 BERGSTRÖM, M.-R.; TERJE, B.; FRANZÉN, R.; HENRIKSEN, G.; NIEMINEN, M.; OVERREIN, Ø. u. STENSLI, O.M. 1993: Björn, gaupe, jerv och ulv på Nordkalotten. Nordkalottkomitéens Rapportserie, Rapport 30. Nordkalottkomitéen. -Rovaniemi. -56 S.  
 BISSONNETTE, J.A. u. BROEKHUIZEN, S. 1995: Martes populations as indicators of habitat spatial patterns: the need for a multiscale approach. Landscape approaches in mammalian ecology and conservation. Hrsg.: LIDICKER, W.Z. Jr. University of Minnesota Press. -Minneapolis: 95-121.  
 BJÄRVALL, A.; FRANZÉN, R.; NORDKVIST, M. u. ÅHMAN, G. 1990: Renar och rovdjur. Naturvårdsverket. -Stockholm. -296 S.  
 BREITENMOSER, U. u. BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. 1990: Status, conservation needs and reintroduction of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Nature and Environment Series No. 45. Council of Europe. -Strasbourg. -47 S.  
 BREITENMOSER, U. u. HALLER, H. 1993: Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. -*Journal of Wildlife Management* 57: 135-144  
 BRIGHT, P.W. 1993: Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. -*Mammal Review* 23: 101-111

BRÖRING, U. u. WIEGLEB, G. 1990: Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? -*Natur und Landschaft* 65: 283-292  
 CHARNOV, E.L. 1976: Optimal foraging, the marginal value theorem. -*Theoretical Population Biology* 9: 129-136  
 COUNCIL OF EUROPE 1989: Workshop on the situation and protection of the Brown bear (*Ursus arctos*) in Europe. Environmental Encounter Series No. 6. Council of Europe. -Strasbourg. -80 S.  
 DONCASTER, C.P. u. KREBS, J.R. 1993: The wider countryside - principles underlying the responses of mammals to heterogeneous environments. -*Mammal Review* 23: 113-120  
 FORMAN, R.T.T. 1983: An ecology of the landscape. -*BioScience* 33: 535.  
 FORMAN, R.T.T. u. GODRON, M. 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. -*BioScience* 31: 733-740  
 FORMAN, R.T.T. u. GODRON, M. 1986: Landscape ecology. John Wiley and Sons. -New York. -620 S.  
 FRETWELL, S.D. 1972: Populations in a seasonal environment. Princeton University Press. -Princeton, N.J. -217 S.  
 GOSSOW, H. u. HONSIG-ERLENBURG, P. 1986: Management problems with re-introduced lynx in Austria. Cats of the world: biology, conservation and management. Hrsg.: MILLER, S.D. u. EVERETT, D.D. National Wildlife Federation. -Washington D.C.: 77-83  
 GRELLMANN, D. u. SCHNEIDER, M. 1992: Konkurrenz und Prädation in natürlichen Systemen: die Theorie der Ausbeutungs-Ökosysteme (Theory of Exploitation Ecosystems). -Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 21: 71-77  
 GYLLENBERG, M. u. HANSKI, I. 1992: Single-species metapopulation dynamics: A structured model. -*Theoretical Population Biology* 42: 35-61  
 HALLER, H. u. BREITENMOSER, U. 1986: Der Luchs in der Schweiz - 14 Jahre nach seiner Rückkehr. Das Bärenseminar. Hrsg.: D'OLEIRE-OLTMANN, W. Nationalparkverwaltung. -Berchtesgaden: 30-34  
 HANSKI, I. u. GYLLENBERG, M. 1993: Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. -*American Naturalist* 142: 17-41  
 HANSSON, L. 1977: Landscape ecology and stability of populations. -*Landscape Planning* 4: 85-93  
 HANSSON, L. 1995: Development and application of landscape approaches in mammalian ecology. Landscape approaches in mammalian ecology and conservation. Hrsg.: LIDICKER, W.Z. Jr. University of Minnesota Press. -Minneapolis: 20-39.  
 HENLE, K. 1994: Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. -*Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 139-153  
 HOBBS, R.J. 1993: Fragmented landscapes in western Australia: Introduction. -*Biological Conservation* 64: 183-184  
 HOLT, R.D. 1984: Spatial heterogeneity, indirect interactions and the coexistence of prey species. -*American Naturalist* 124: 377-406  
 KAREIVA, P. 1989: Renewing the dialogue between theory and experiments in population ecology. Perspectives in ecological theory. Hrsg.: ROUGHGARDEN, J.; MAY, R.M. u. LEVIN, S.A. Princeton University Press. -Princeton: 68-87  
 KRUIK, H. 1972: The spotted hyena. Wildlife behaviour and ecology series. The University of Chicago Press. -Chicago. -335 S.  
 LEVINS, R. 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. -*Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240  
 LEWIS, M.A. u. MURRAY, J.D. 1993: Modelling territoriality and wolf-deer interactions. -*Nature* 366: 738-740  
 LIDICKER, W.Z. Jr. 1995: The landscape concept: something old, something new. Landscape approaches in mammalian ecology and conservation. Hrsg.: LIDICKER, W.Z. Jr. University of Minnesota Press. -Minneapolis: 3-19.  
 LINDSTRÖM, E. 1989: The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. -*Finnish Game Research* 46: 53-63  
 MACARTHUR, R.H. u. WILSON, E.O. 1967: The theory of island biogeography. Princeton University Press. -Princeton. -203 S.  
 MAY, R.M. u. SOUTHWOOD, T.R.E. 1990: Introduction. Living in a patchy environment. Hrsg.: SHORROCKS, B. u. SWINGLAND, I.R. Oxford University Press. -Oxford: 1-22  
 MECH, L.D. 1966: The wolves of Isle Royale. Fauna of the National Parks of the United States Fauna Series 7. National Park Service. -Washington. -210 S.

MILLS, M.G.L. u. SHENK, T.M. 1992: Prädator-prey relationships: the impact of lion predation on wildebeest and zebra populations. -*Journal of Animal Ecology* 61: 693-702  
 OKSANEN, T. 1990: Exploitation ecosystems in heterogeneous habitat complexes. -*Evolutionary Ecology* 4: 220-234  
 OKSANEN, T. u. SCHNEIDER, M. 1995: The influence of habitat heterogeneity on predator-prey dynamics. Landscape approaches in mammalian ecology and conservation. Hrsg.: LIDICKER, W.Z.Jr. University of Minnesota Press. -Minneapolis: 122-150  
 OKSANEN, T.; OKSANEN, L. u. GYLLENBERG, M. 1992: Exploitation ecosystems in heterogeneous habitat complexes II: Impact of small-scale heterogeneity on predator-prey dynamics. -*Evolutionary Ecology* 6: 383-398  
 OKSANEN, T.; POWER, M. u. OKSANEN, L. 1995: Ideal free habitat selection and consumer-resource dynamics. -*American Naturalist* 146: 565-585  
 POETHKE, H.J. u. WISSEL, C. 1994: Zur Bedeutung von Theorie und mathematischen Modellen für den Naturschutz. -*Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 131-137  
 PROMBERGER, C. u. SCHRÖDER, W. 1993: Wolves in Europe - status and perspectives. Wildbiologische Gesellschaft München. -München. -136 S.  
 PULLIAINEN, E. 1981: Winter habitat selection, home range, and movements of the pine marten (*Martes martes*) in a Finnish Lapland forest. -*Worldwide Fur-bearing Conference Proceedings* 2: 1 068-1 087  
 ROUGHGARDEN, J.; MAY, R.M. u. LEVIN, S.A. 1989: Perspectives in ecological theory. Princeton University Press. -Princeton. -394 S.  
 SCHALLER, G.B. 1972: The Serengeti lion. Wildlife behaviour and ecology series. The University of Chicago Press. -Chicago. -480 S.  
 SCHALLER, G.B. 1977: Mountain monarchs. The University of Chicago Press. -Chicago. -425 S.  
 SCHNEIDER, M. 1992: Predators, patches, populations - worries about space. Introductory Research Essay No. 18. Department of Animal Ecology, Umeå University. -Umeå. -36 S.  
 SCHREIBER, K.F. 1990: The history of landscape ecology in Europe. Changing landscapes: An ecological perspective. Hrsg.: ZONNEFELD, I.S. u. FORMAN, R.T.T. Springer-Verlag. -New York: 21-33  
 STEPHENS, D.W. u. KREBS, J.R. 1986: Foraging theory. Princeton University Press. -Princeton. -247 S.  
 TAYLOR, R.J. u. PEKINS, P.J. 1991: Territory boundary avoidance as a stabilizing factor in wolf-deer interactions. -*Theoretical Population Biology* 39: 115-128  
 THOMPSON, D.Q. 1952: Travel, range, and food habits of timber wolves in Wisconsin. -*Journal of Mammalogy* 33: 429-442  
 URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V. u. SHUGART, H.H. 1987: Landscape ecology. -*BioScience* 37: 119-127  
 WIENS, J.A. 1995: Landscape mosaics and ecological theory. Mosaic landscapes and ecological processes. Hrsg.: HANSSON, L., FAHRIG, L. u. MERRIAM, G. Chapman and Hall. -London et al.: 1-26  
 WIENS, J.A. u. MILNE, B.T. 1989: Scaling of landscapes in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. -*Landscape Ecology* 3: 87-96  
 WISSEL, C. 1989: Theoretische Ökologie. Springer-Verlag. -Berlin. -299 S.  
 YODZIS, P. 1989: Introduction to theoretical ecology. Harper and Row Publishers. -New York. -384 S.  
 ZONNEFELD, I.S. u. FORMAN, R.T.T. 1990: Changing landscapes: an ecological perspective. Springer-Verlag. -New York. -286 S.

## Verfasser

Michael Schneider  
 Department of Animal Ecology  
 Umeå University  
 S-901 87 Umeå  
 Schweden  
 E-mail: milscr96@student.umu.se

JÜRGEN GORETZKI

# Interessenkonflikt Rotfuchs

Schlagwörter: Bestandessituation Rotfuchs, Meinungsvielfalt, Artenschutz und -vielfalt, Management



## 1. Problemstellung

Die ökologische Rolle des Fuchses im Ungleichgewicht der mitteleuropäischen Kulturlandschaften wird von verschiedenen Interessengruppen außerordentlich differenziert bewertet. Lange Zeit stand ausschließlich die Bekämpfung der Tollwut im Mittelpunkt der Betrachtung und Behandlung dieser Tierart. Wissenschaftliche Ansätze zur Klärung populationsökologischer Phänomene des permanenten Populationsanstieges sowie der Notwendigkeit und Machbarkeit eines Fuchsmanagements waren demgegenüber völlig unterrepräsentiert und entsprachen keinesfalls den jeweiligen Erfordernissen. Gemessen am bisherigen bedeutenden Mitteleinsatz zur Bekämpfung der Fuchstollwut in Deutschland (CLAUS 1993) kann von der dringend erforderlichen begleitenden Fuchsforschung auch heute noch nicht gesprochen werden. Die Beurteilung eines möglichen Einflusses des Kulturfuchses und Ernährungsgeneralisten Fuchs auf sein Beutespektrum wurde lange Zeit infolge Fehlens ausreichend fundierter wissenschaftlicher Erkenntnisse stark emotional überlagert und häufig von ökologischem Wunschenken geprägt vorgenommen und widerspiegelte größtenteils unterschiedlich motivierte Gruppeninteressen. Demgegenüber ist gegenwärtig festzustellen, daß inzwischen vorliegende Erkenntnisse, die den Einfluß des Fuchses auf bodenbewohnende Arten, insbesondere auf Arten mit hohem Gefährdungsgrad, belegen, von einigen Autoren nicht zur Kenntnis genommen oder aufgrund ungenügender Literaturkenntnisse nicht berücksichtigt werden.

## 2. Zur gegenwärtigen Bestandessituation des Fuchses

Seit Anfang der siebziger Jahre sind in Deutschland die Fuchspopulationen aus regional unterschiedlichen Gründen auf über 300 % angestiegen. Die Entwicklung der Jagdstrecken und neue populations-ökologische Untersuchungen am Rotfuchs (GORETZKI et al. 1997) belegen diesen Sachverhalt nachdrücklich.

Der Opportunist Rotfuchs findet in den heutigen Kulturlandschaften Mitteleuropas optimale Lebensbedingungen und ist flächendeckend bis in Ballungsgebiete und Stadtkerne von Großstädten verbreitet. Fuchspopulationen können in naturnahen und gering anthropogen beeinflussten Lebensräumen durch das Nahrungsangebot, intraspezifische soziale und territoriale Strukturen, Wit-

terung, Beutegreifer und Krankheiten beeinflusst und limitiert werden (LINDSTRÖM 1989, MACDONALD 1981). Unter den ökologischen Bedingungen mitteleuropäischer Kulturlandschaften scheiden Witterung und Beutegreifer als Einflußgrößen auf Fuchspopulationen weitestgehend aus. Als Ernährungsgeneralist nutzt der Rotfuchs die Nahrung nach ihrer jeweiligen Verfügbarkeit, auf ein bestimmtes Beutespektrum muß nicht zurückgegriffen werden. Dementsprechend können Fuchspopulationen in Kulturlandschaften sowie suburbanen und urbanen Lebensräumen unabhängig von der Dichte und Dynamik potentieller Beutetiere existieren, da die Zivilisation und eine hochentwickelte Landnutzung „Ersatznahrung“ für Füchse im Überfluß verfügbar machen. Verunfallte Tiere entlang der Verkehrswege, Gescheide von erlegtem Wild, Abfälle, Müll, Wanderratten, Kadaver verwilderter Haustauben u.v.a.m. stellen ein bedeutendes und keinesfalls populationslimitierendes Nahrungsreservoir für den Rotfuchs dar. Ist die Landnutzung durch den Menschen einerseits für die Eutrophierung der Landschaften und damit für die andauernde Verbesserung der Nahrungsgrundlage des Rotfuchses verantwortlich, so bedingt sie andererseits einen bedeutenden negativen Einfluß auf Fuchspopulationen. Unabhängig von der natürlichen Mortalität, Krankheiten und jagdlichen Maßnahmen bewirken z. B. Verkehr, Verbauung, Technischeinsatz in der Landschaft und unsachgemäße Pestizidanwendung andauernde Verluste in Fuchspopulationen. Es ist daher davon auszugehen, daß die permanent in ihrer sozialen und territorialen Struktur gestörten Fuchspopulationen mit optimalen Ernährungsbedingungen Mechanismen der Selbstregulation nur temporär und lokal entwickeln. Mit hoher Wahrscheinlichkeit reproduzieren daher die Fuchspopulationen in Mitteleuropa gegenwärtig überwiegend an der Obergrenze des genetisch fixierten Reproduktionspotentials der Art. Der geringe Anteil nicht an der Fortpflanzung beteiligter Fähen unterstreicht diesen Sachverhalt (ANSORGE 1990). Infolge dessen können die durch Krankheiten (Tollwut, Räude), Landnutzung (insbesondere Verkehr) und stärkere jagdliche Eingriffe bedingten Verluste in Fuchspopulationen außerordentlich schnell relativiert werden. Zur Bestandessituation des Rotfuchses ist unter Beachtung der Entwicklung der Jagdstrecke in Deutschland festzustellen, daß vitale Fuchspopulationen flächendeckend und mit bisher nicht erreichten Individuenzahlen in unseren Kulturlandschaften vorhanden sind.

## 3. Der Interessenkonflikt Rotfuchs

Der drastischen Bestandeszunahme der Fuchspopulationen und den dementsprechend möglichen ökosystemaren Auswirkungen steht eine beachtenswerte Meinungsvielfalt gegenüber.

Eine Auswahl von Positionen, in denen sich die Standpunkte verschiedener Interessengruppen widerspiegeln, sei nachfolgend werbungsfrei zitiert:

Der Deutsche Tierschutzbund stellt 1992 an den Bundeslandwirtschaftsminister den Antrag, den Fuchs nicht mehr zu bejagen. Die Tötung eines Beutegreifers ist ein Verstoß gegen das Tierschutzgesetz, da es sich um eine Tötung ohne jeden vernünftigen Grund handelt. „Eine Bejagung von Beutegreifern ist ... ökologisch nicht notwendig. Das Räuber-Beute-Gleichgewicht stellt sich noch selbst ein.“ FROMMHOLD (1995) in „Naturschutz heute“: „Überhandnehmen können Fuchspopulationen ohnehin nicht – soziale Faktoren sorgen dafür, daß Reinecke jährlich nur soviel Nachwuchs bekommt, wie sein Lebensraum vertragen kann.“

Waldbauprofessor BURSCHEL (1993) in „Forst und Holz“: „Fuchs, Du sollst die Mäuse fressen!... Der Fuchs lebt ganz überwiegend von Mäusen, Regenwürmern, Insekten, Obst, anderen Vegetabilien, Aas. Die Reihenfolge gibt die Bedeutung als Nahrungskomponente an.“ Die Einstellung der Bejagung des Fuchses wird gefordert.

SCHNEIDER (1992), maßgeblich an der Entwicklung des Verfahrens der oralen Immunisierung von Füchsen gegen Tollwut in Deutschland beteiligt: „Die Tollwut ist jedoch keineswegs ein Populationsregulativ für Füchse... Der Impferfolg wird jedoch von gewissen Kreisen für eine Zunahme der Fuchspopulation und damit für die Verbreitung des kleinen Fuchsbandwurms, ... , verantwortlich gemacht. Die in der Jagdpresse zitierten Angaben sind irreführend, falsch und unethisch und haben zu einer Verunsicherung der Jägerschaft und der Öffentlichkeit geführt.“

RÜHE (1992), Universität Göttingen: „Erfolg auf die dringliche Reduzierung der vom Fuchsbandwurm ausgehenden Gefährdung läßt das sofortige Einstellen der Tollwutimpfungen von Füchsen erwarten. Die Tollwut dürfte dann innerhalb kurzer Zeit die Populationsdichte der Füchse senken...“

PRESSE-INFO des Naturschutzbundes (NABU) Nordrhein-Westfalen: „Es könnte sein, daß durch die Tollwutbekämpfung der Teufel durch den Beelzebub ausgetrieben wurde. Das Risiko, an Tollwut zu erkranken, ist für Menschen als geringer zu veranschlagen, als die

Infektion durch Fuchsbandwürmer. Zudem läßt sich der Tollwutvirus auch nach der Infektion noch bekämpfen, bei Fuchsbandwurmerregern gelingt das nicht.“

GUTHÖRL u. KALCHREUTER (1995):

„Während die Hasenpopulationen auf verringerte Fuchsdichten stets sofort positiv reagierten, fand sich in der Literatur keine Dokumentation einer ähnlichen Reaktion auf Jagdverzicht, ....“

BOYE (1996) will zur Situation des Feldhasen in Deutschland eine „wissenschaftliche Lagebeurteilung“ vornehmen: „Die intensive landwirtschaftliche Flächennutzung, Straßenverkehr und möglicherweise die Jagd und durch sie verstärkte ökologische Störeffekte haben Einfluß auf die Bestandesentwicklung (des Hasen), Prädatoren dagegen nicht.“

#### 4. Konfliktlösung?

Die Vielfalt der Meinungen zur ökologischen Rolle des Fuchses in unseren Kulturlandschaften ist außerordentlich groß und kontrovers. Mindestens ebenso beeindruckend wie das Phänomen Fuchs selbst sind einige Positionen hinsichtlich ihrer Entfernung zu seriösen, wissenschaftlich unteretzten Bewertungsgrund- und Lösungsansätzen. Die generelle Infragestellung der Beeinflussbarkeit bestimmter Beutetierpopulationen durch Prädatoren dokumentiert mangelnde aktuelle Literaturkenntnisse (z. B. BEAUCHAMP et al. 1996, LINDSTRÖM et al. 1994, MARCSTRÖM et al. 1988, SOVADA et al. 1995) oder trotz vorhandener Kenntnisse die fehlende Bereitschaft, Positionen zu ändern und Standpunkte zu korrigieren. Diesem Sachverhalt stehen die Alarmsignale aus den Seevogelschutzgebieten an unseren Küsten (DIERSCHKE et al. 1995) sowie aus den Wiesen-

brüterschutzgebieten des Binnenlandes (BLOCK et al. 1993, ESCHHOLZ 1996, RYSLAVY 1994) gegenüber, in denen derzeit durch zunehmende und belegbare Beutegreifereinflüsse die Schutzziele weitestgehend relativiert werden. Unverständlich ist in diesem Zusammenhang der auch derzeit immer wieder angemeldete Forschungsbedarf zur direkten und augenscheinlichen Klärung des Feindeinflusses von Füchsen auf gefährdete Arten. Mit einiger Sicherheit können wir für den Erhalt der letzten Großtrappen, Birkhühner, Alpenstrandläufer und vieler weiterer Arten weit mehr tun, als mittels Infrarotkamera den „endgültigen“ Beweis zu erbringen, daß sie auch tatsächlich und direkt durch den Fuchs erbeutet werden.

Wissenschaftliche Experimente an Restpopulationen gefährdeter Arten zur Klärung von Räuber-Beute-Beziehungen dürften aufgrund des vorhandenen Kenntnisstandes weder den aktuellen Erfordernissen im Artenschutz noch dem sich aus der Populationsentwicklung einiger opportunistischer Beutegreifer ergebenden Handlungsbedarf entsprechen. Darüber hinaus sind sie sowohl moralisch als auch ökonomisch suspekt.

Insbesondere durch den anhaltenden drastischen Anstieg der Fuchspopulationen in Deutschland seit Mitte der 80er Jahre hat sich die Situation in jüngster Zeit dramatisch zugespitzt. Ein nachhaltiger Einfluß weiterer Prädatoren wie Steinmarder, Marderhund, Waschbär, Hauskatze und Rabenvogel auf bodenbewohnende Arten mit hohem Gefährdungsgrad ist wahrscheinlich, wird aber infolge fehlender wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Populationsentwicklung ebenfalls stark kontrovers und emotional überlagert diskutiert.

Der Einfluß von Beutegreifern auf ihr Beute-

spektrum und ihre ökologische Rolle im Ungleichgewicht unserer Kulturlandschaften ist nicht in der Redaktion einer Naturschutzzeitschrift auf dem unhaltbaren Niveau von FROMMHOLD (1995), gleichfalls nicht in einem Bundesamt für Naturschutz (BOYE 1996), aber auch keineswegs am Jägerstammtisch festlegbar. Die Einnischung von Opportunisten in die derzeit verfügbaren Lebensräume erfolgt unabhängig von den Wunschvorstellungen des Menschen in Abhängigkeit von den ökologischen Rahmenbedingungen durch die jeweilige Art selbst. Dringend geboten ist eine Versachlichung der Diskussion auf der Grundlage von erarbeiteter fundierter und verallgemeinerungsfähiger wissenschaftlicher Erkenntnisse in Verbindung mit der ebenso dringend notwendigen Abkehr von ideologisierten Denk- und Handlungsansätzen.

Effizienter Artenschutz, artenschutzrelevanter Vertragsnaturschutz, die Entwicklung von langfristigen Strategien der Tierseuchenbekämpfung sowie die Erarbeitung und Erprobung von Management-Konzepten auch für Opportunisten sind ohne grundlegend verbesserte Kenntnisse zur Populationsökologie bestimmter Beutegreifer nicht mehr realisierbar. Für die Umsetzung ziel- und leitartenorientierter Landnutzungsstrategien ist die Schaffung qualitativer und quantitativer Grundlagen zur ökologischen Bewertung von „Problemarten“ unverzichtbar. Hier sind die für die Forschung bei Bund und Ländern Verantwortlichen gefragt und in die Pflicht zu nehmen, da die Förderschwerpunkte nicht im geringsten den diesbezüglich vorhandenen Defiziten entsprechen. Das Land Brandenburg hat zwar einen Managementplan für Wölfe, die eigentlich noch gar nicht da sind, und das „Problem“ Wolf hat im Umweltministerium höchste Priorität, ähnlich wie in Niedersachsen die eventuell im Harz zu begründende Luchspopulation. Wie wir aber in unseren vom Menschen in hohen Populationsdichten besiedelten und intensiv genutzten Kultur- und Erholungslandschaften mit dem Fuchs und anderen mehr oder weniger große Probleme verursachenden Arten umzugehen haben, wissen wir nicht. Das bereits über ein Jahr in Arbeit befindliche Positionspapier des NABU zum Rotfuchs, das im Ergebnis der Diskussion um die „Position“ von FROMMHOLD (1995) in Angriff genommen wurde, ist ein beredtes Zeugnis für den „Interessenkonflikt“ und dokumentiert bisher in beeindruckender Weise die große Entfernung zu den aktuellen Erfordernissen und zum derzeitigen Wissensstand.

Gegenwärtig dürfte eine deutliche Verringerung des Prädatorendruckes auf in ihrem Bestand bedrohte bodenbewohnende Arten gegenüber dem notwendigen langfristigen Rückbau der Kulturlandschaften kurz- und mittelfristig das „Machbare“ im Artenschutz sein und hochaktuellen Erfordernissen entsprechen! Die Untersuchungen von GORETZKI u. PAUSTIAN (1982), SIEFKE (1993) und STUBBE (1974) belegen weit über dem Durchschnitt liegende jagdliche Eingriffsmöglichkeiten in Fuchspopulationen. Sollte

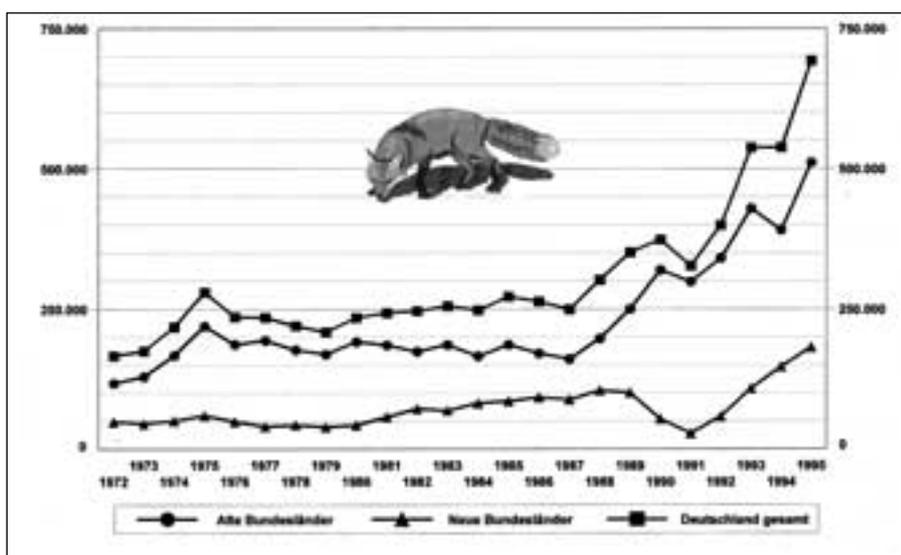


Abb. 1

##### Fuchsstrecken in Deutschland

Seit dem Anfang der siebziger Jahre sind die Fuchsstrecken in Deutschland von weniger als 200 000 auf fast 700 000 angestiegen. Hohes Anpassungsvermögen, beachtliche Reproduktionsleistungen von 5 bis 6 Welpen pro Wurf, die Eutrophierung der Kulturlandschaften, verringerter Jagddruck und Tollwutfreiheit sind die Ursachen dafür.

Der Streckenabfall in den Jahren 1990 und 1991 in der DDR entspricht nicht der Entwicklung der Fuchspopulation, sondern hat seinen Grund in den veränderten jagdlichen Rahmenbedingungen nach der Wende.

eine nachhaltige Minderung des Prädatoren-druckes auf Arten mit hohem Gefährdungsgrad nicht gelingen, ist zu befürchten, daß zukünftig bestimmte Bastionen des Artenschutzes aufgegeben werden müssen und die gegenwärtige Artenvielfalt nicht mehr erhalten werden kann. Es bleibt zu hoffen, daß die Vision von artenarmen und opportunistendominierten Kulturlandschaften in absehbarer Zeit nicht zur Realität wird!

## 5. Summary

Since the beginning of the 70ies the fox population in Germany has increased to more than 300 %. A high predation on rare species is known. The ecological role of the red fox in culture landscapes is estimated in different ways. A comprehensive discussion on fox problems is necessary. At this time we really have to minimize the fox population in Germany.

### Literatur

ANSORGE, H. 1990: Daten zur Fortpflanzungsbiologie und zur Reproduktionsstrategie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*, in der Oberlausitz. -Säugetierk. Inf. 3 (14): 185-199  
 BEAUCHAMP, W.D.; NUDDS, T. D. and CLARK, R. G. 1996: Duck nest success declines with and without predator management. -J. Wildl. Manage. 60 (2): 258-264  
 BLOCK, B.; BLOCK, P.; JASCHKE, W.; LITZBARSKI, B.; LITZBARSKI, H. u. PETRICK, S. 1993: Komplexer Ar-

tenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“. -Natur und Landschaft 68 (11): 565-575  
 BOYE, P. 1996: Ist der Feldhase in Deutschland gefährdet? -Natur und Landschaft 71 (4): 167-174  
 BURSCHEL, P. 1993: Fuchs, Du sollst die Mäuse fressen. -Forst und Holz 48 (2): 45-46  
 CLAUS, D. 1993: Gemeinsame Mittel und Einsätze der Bundesländer. -Vortrag, 8. Round Table: „Tollwutbekämpfung durch orale Immunisierung des Fuchses gegen die Tollwut in der Bundesrepublik Deutschland“, Frankfurt (Oder), 16. u. 17. September 1993  
 DEUTSCHER TIERSCHUTZBUND 1992: Schreiben an den Bundeslandwirtschaftsminister.  
 DIERSCHKE, V.; HELBIG, A. J.; BARTH, R. 1995: Ornithologischer Jahresbericht 1994 für Hiddensee und Umgebung. -Ber. Vogelw. Hiddensee 12: 41-96  
 ESCHHOLZ, N. 1996: Großtrappen (*Otis t. tarda* L., 1758) in den Belziger Landschaftswiesen. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brand. 5 (1/2): 37-40  
 FROMMHOLD, D. 1995: Feindbild Fuchs. -Naturschutz heute 2: 40  
 GORETZKI, J. u. PAUSTIAN, K.-H. 1982: Zur Biologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet. -Beitr. zur Jagd- und Wildforschung 12: 96-107  
 GORETZKI, J.; AHRENS, M.; STUBBE, C.; TOTTEWITZ, F.; GLEICH, E. u. SPARING, H. 1997: Zur Ökologie des Rotfuchses auf der Insel Rügen: Ergebnisse der Jungfuchsmarkierung. -Beitr. zur Jagd- und Wildforschung 22: 187-199  
 UTHÖRL, V. u. KALCHREUTER, H. 1995: Zum Einfluß des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. -Feldstudie und Literaturlauswertung im Auftrag des Rheinland-Pfälzischen Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten. -188 S.  
 LINDSTRÖM, E. 1989: Food limitation and social regulation in a red fox population. -Holarctic Ecol. 12: 70-79  
 LINDSTRÖM, E. R.; ANDRÉN, H.; ANGELSTAM, P.; CEDERLUND, G.; HÖRNFELDT, B.; JÄDERBERG, L.; LEMNELL, P.-A.; MARTINSSON, B.; SKÖLD, K. and

SWENSON, J. E. 1994: Disease reveals the predator: Sarcocystis mangle, red fox predation, and prey populations. -Ecology 75(4):1 042-1 049  
 MACDONALD, D. W. 1981: Resource dispersion and the social organization of the red fox (*Vulpes vulpes*). -Proc. Worldwide Furbearer Conf. 1(2): 918-949  
 MARCSTRÖM, V.; KENWARD, R. E. and ENGREN, E. 1988: The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. -Journal of Animal Ecology 57: 859-872  
 NABU, Landesverband Nordrhein-Westfalen 1992: Warnung an Waldbeerensammler. -Presse-Info 64  
 RÜHE, F. 1992: Immunisierung, nur ein Flop? -Unsere Jagd 7:12-13  
 RYSLAVY, T. 1994: Zur Bestandessituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg. Jahresbericht 1993. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brand. 3: 4-13  
 SCHNEIDER, L. G. 1992: Orale Tollwutimpfungen beim Fuchs und der kleine Fuchsbandwurm (E.m.). -Tierärztl. Umschau 47: 809-812  
 SIEFKE, A. 1993: Füchse ohne Ende? -Wild und Hund 96 (25): 76-79  
 SOVADA, M. A.; SARGEANT, A. B. and GRIER, J. W. 1995: Differential effects of coyotes and red foxes on duck nest success. -J. Wildl. Manage. 59(1):1-9  
 STUBBE, M. 1974: Zur Populationsbiologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*.-II.-Beitr. zur Jagd- und Wildforschung 8: 385-395

### Verfasser

Dr. Jürgen Goretzki  
 Bundesforschungsanstalt  
 für Forst- und Holzwirtschaft  
 Institut für Forstökologie und Walderfassung  
 Fachgebiet Wildtierökologie und Jagd  
 Alfred-Möller-Straße 1  
 D-16225 Eberswalde

## Untersuchungen zur Lebensraumgestaltung und Biotopvernetzung für den Fischotter

### - ein Projekt des Naturschutzbundes Deutschland (NABU)

Der Südosten Brandenburgs, der Landkreis Spree-Neiße, ist ein Unfallschwerpunkt im Land. Obwohl die Ursachen dafür weitgehend bekannt sind - wie z. B. viele Gefahrenstellen durch unzureichend gestaltete Kreuzungsbauwerke, gehäuft Straßenführungen, die Otterlebensräume zerschneiden, großflächige zerstörerische Eingriffe in den Biotopverbund als eine der Folgen des Bergbaus und noch hohe Siedlungsdichte des Otters - fehlen bisher Detailkenntnisse. Diese sind jedoch notwendige Voraussetzung, um Gefahrenstellen abzubauen und Tierverluste zukünftig zu minimieren.

An diesen Überlegungen setzt das Projekt des Naturschutzbundes Deutschland, das aus zwei Teilen besteht, an.

Im Zuge der laufenden wildbiologischen Untersuchungen der ersten Teils wurden bisher fast 200 potentielle Gefahrenstellen geprüft und umfassend bewertet. Die bisher in diesem Bereich verunglückten Tiere, von denen

in der Naturschutzstation Zippelsförde des Landesumweltamtes Brandenburg eine genaue Dokumentation der Todesursachen und Fundpunkte geführt wird, konnten in die Untersuchungen einbezogen werden. Dabei wurden bisher 76 der kontrollierten Stellen als für den Otter gefährlich erkannt und Lösungsvorschläge zur Abhilfe erarbeitet.

Da die Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind, wird sich die Anzahl der erkannten Gefahrenpunkte sicher noch erhöhen. Damit entsteht für das untersuchte Territorium, den Landkreis Spree-Neiße, eine ausgezeichnete und bisher einmalige Grundlage zur flächendeckenden Gefahrenminimierung. Die Realisierung ist z. B. als Ausgleichsmaßnahme bei Straßenerneuerungen und -neubauten und durch gezielte Einflußnahmen bei anderen flächenverbrauchenden Planungsvorhaben denkbar. Auch direkte Projekte zur Entschärfung solcher Gefahrenpunkte, wie im Teil zwei des vorliegenden Projektes, sind möglich. Dabei wird die Gefahrenstelle, an der die B 115 das Glinziger Teichgebiet bei Kolkwitz quert, durch den Bau von zwei in Kürze fertiggestellten Trockenröhren und die Schaffung von Strukturen unterhalb der Brücke am Koselmühlfließ, kombiniert mit teilweiser Zäunung, hoffentlich nicht mehr auftreten.

Bei der Umsetzung des Projektes konnte auf langjährige praktische Erfahrungen der Naturschutzstation Zippelsförde, z. B. auf den erfolgreichen Bau etlicher Trockenröhren und die Schaffung zahlreicher otterfreundlicher Durchlässe und Brücken zurückgegriffen werden.

Die Durchführung des Projektes wurde erst mithilfe finanzieller Förderung durch das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, durch weitere finanzielle Unterstützung durch den Landkreis Spree-Neiße, die Gemeinde Kolkwitz und das Brandenburgische Straßenbauamt Cottbus möglich. Der Landkreis unterstützte das Vorhaben auch tatkräftig bei der Überwindung der wenigen großen und zahlreichen kleinen Probleme. Die Peitzer Edelfisch GmbH stand dem Vorhaben aufgeschlossen gegenüber.

Ein erfolgreicher Abschluß des Projektes wird dazu beitragen, die Bestandssituation des Fischotters in Nordostdeutschland zu festigen. Stabile Bestände in Brandenburg lassen Reproduktionsüberschüsse erhoffen. Diese könnten dazu beitragen, westlich angrenzende Gebiete wiederzubesiedeln.

Dr. D. Dolch

UDO STIEBLING

# Der Rotfuchs, *Vulpes vulpes* (L., 1758), im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

## – Erste Ergebnisse zur Populationsdichtebestimmung und Nahrungsökologie unter dem Aspekt des Artenschutzes



Schlagwörter: Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Populationsdichte, Nahrungsspektrum, Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

### 1. Einleitung

Mit dem Beginn der flächendeckend durchgeführten oralen Immunisierung der Füchse gegen die Tollwut in den neuen Bundesländern kam es in den Impfgemeinden zu einem Rückgang der Tollwutinzidenz bis hin zum Erlöschen der Tollwutseuche (STÖHR et al. 1994, SCHLÜTER u. MÜLLER 1995).

Gleichzeitig konnte durch den Wegfall der Tollwut als ein wichtiger Regulationsfaktor für die Fuchspopulationen und reduzierte Bejagung ein starker Anstieg der Abundanz des Fuchses nachgewiesen werden (GORETZKI 1995a, b; 1998).

Die Zunahme der Fuchsbesätze führte in den Großtrappenschongebieten und in den Wiesenbrüterschutzgebieten des Landes Brandenburg zu einem gravierenden Eingriff des Fuchses auf bodenbrütende Vogelarten mit einem hohen Gefährdungsgrad (BLOCK et al. 1993, RYSLAVY 1994, RYSLAVY et al. 1995). Als besonders alarmierend erweist sich zur Zeit die geringe Nachwuchsrate bei den Wiesenbrütern, die primär auf Gelege- und Jungvogelverluste durch Füchse zurückzuführen ist (RYSLAVY 1994, RYSLAVY et al. 1995, LITZBARSKI et al. 1998).

Aufgrund der Prädation durch Füchse und andere Beutegreifer werden zunehmend Projekte des Bodenbrüterschutzes in Frage gestellt und kostenintensive Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes relativiert (GORETZKI 1995a, LITZBARSKI 1998).

Zur Zeit wird deshalb kontrovers diskutiert, ob, in welchem Umfang und mit welchen Methoden ein regulatorischer Eingriff in die Fuchspopulation notwendig ist (GORETZKI 1998).

Aus diesem Problemfeld heraus wurden 1994 im Nordosten des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin Untersuchungen zur Ökologie des Fuchses im Rahmen einer Diplomarbeit begonnen, um für künftige Studien zur Ermittlung des Einflusses des Fuchses auf in ihrem Bestand gefährdete Tierarten erste Grundlagen zu schaffen (STIEBLING 1995).

### 2. Untersuchungsgebiet

Beim Untersuchungsgebiet für die Populationsdichtebestimmung handelt es sich um einen 8296 ha großen, für das nordostdeutsche Tiefland repräsentativen Landschaftsausschnitt in der Schutzzone 3 des Bio-

sphärenreservates Schorfheide-Chorin. Aufgrund des Oberflächenreliefs und der Landnutzung überwiegen auf der mit 90% vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Fläche die Bereiche der mit großflächig von Strukturelementen ausgeräumten Grundmoränenplatte. Im Nord- und Südwesten des Untersuchungsgebietes befinden sich reichlich strukturierte Landschaftsbereiche mit Feldsollen, Feldgehölzen und Grenzhecken, während sich im Südosten durch Melioration beeinflusstes Dauergrünland anschließt.

Im Untersuchungsgebiet werden im Rahmen eines Verbundprojektes des Ministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF-DBU) seit 1994 bestandsgefährdete Vogelarten wie Kranich (*Grus grus*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Wachtel (*Coturnix coturnix*) und Grauammer (*Emberiza calandra*) zu populationsökologischen Untersuchungen herangezogen. Bei den Siedlungsdichteuntersuchungen in Abhängigkeit von der Landnutzung wurde der Prädationsdruck des Fuchses, der im Zusammenhang mit landschaftsökologischen Bewertungsmaßnahmen stets einkalkuliert werden muß, bisher jedoch nicht berücksichtigt, so daß die vorliegende Studie in diesem Gebiet begonnen wurde.

Aufgrund des zu erwartenden geringen Stichprobenumfanges bei den nahrungsökologischen Untersuchungen wurde das Untersuchungsgebiet auf den ca. 1000 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsraum ausgedehnt. Er setzt sich aus den Territorien des Altkreises Angermünde und des Stadtkreises Schwedt zusammen. Das gesamte Gebiet ist durch glaziale Oberflächenformen der Weichseleiszeit geprägt und gehört den naturräumlichen Großeinheiten „Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte“ und „Odertal“ an (SCHOLZ 1962).

### 3. Methodik

Von November 1994 bis März 1995 wurde unter Mitwirkung der Jägerschaft im gesamten Untersuchungsgebiet eine Kartierung der Fuchs- und Dachsbau durchgeföhrt.

Anfang Mai 1995 erfolgte die Kontrolle der kartierten Baue und die Erfassung der Wurfbau, die anhand der glattgewalzten Spielplätze der Welpen und umherliegender Beutestereste leicht zu erkennen sind (STUBBE 1965).

Ausgehend von einem Geschlechterverhältnis von 1,5 : 1 wurde die Anzahl der Wurf-

baue mit 2,5 multipliziert und somit die Populationsdichte bestimmt, wobei der Wert 2,5 den Prozentsatz nichtträchtiger Fähen einschließt (STUBBE 1989).

Zur Ermittlung des Nahrungsspektrums wurde die Analyse von 113 Mageninhalten durchgeföhrt. Es handelte sich dabei um Mägen der Füchse, die aufgrund der Nachuntersuchungen zur Tollwutimmunisierung an das Staatliche Veterinär- und Lebensmitteluntersuchungsamt in Frankfurt (Oder) im Zeitraum vom 1.12.1994 bis zum 31.3.1995 eingesandt wurden.

Die Determination der Nahrungsbestandteile erfolgte über eine Vergleichssammlung und Haarstrukturanalysen. Zur Auswertung der Mageninhaltanalysen wurde die Anzahl der Fuchsmägen mit dem entsprechenden Nahrungsbestandteil und seine Vorkommenshäufigkeit in den Mägen (Frequenz [%]) ermittelt. Darüber hinaus erfolgte die Erfassung des quantitativen Anteils der Nahrungskomponenten in Anlehnung an die Studie von ANSORGE (1991).

Das Nahrungsspektrum wurde durch die Bestimmung der von November 1994 bis Juni 1995 in Baunähe aufgefundenen Nahrungsreste aus dem Untersuchungsgebiet ergänzt.

### 4. Ergebnisse

#### 4.1 Populationsdichtebestimmung

Im Verlauf der Baukartierung wurden 143 Fuchs- und 34 Dachsbau sowie 12 Baue, die von beiden Tierarten genutzt wurden, erfaßt (Tab. 1). Von den insgesamt 189 Bauen waren den Jägern 89 Baue (47%) bekannt.

Bei 105 Fuchsbauen (1,7 Fuchsbau/km<sup>2</sup>) handelte es sich um befahrene Baue, von denen 84% in der offenen Landschaft gefunden wurden.

24 Baue wurden im Mai als Wurfbau erfaßt. Das entspricht einer Baudichte von 0,3 Wurfbauen/km<sup>2</sup>.

Die Populationsdichtebestimmung anhand der Wurfbaukartierung ergab im Untersuchungsgebiet einen Frühjahrsbesatz von 0,72 Altfüchsen/km<sup>2</sup>.

Unter Berücksichtigung eines angenommenen Zuwachses von 4 bis 6 Welpen/Wurf ist von einem Sommerbesatz von 2,48 bis 3,24 Füchsen/km<sup>2</sup> auszugehen.

#### 4.2 Nahrungsökologie

Eine Gesamtübersicht über die Vorkommenshäufigkeit der einzelnen Nahrungsobjekte in

den Fuchsmägen (Frequenz) und den Anteil des jeweiligen Objektes an der insgesamt aufgenommenen Biomasse der Fuchsnahrung zeigt Tab. 2.

Kleinsäuger bildeten mit einer Frequenz von 53,3 % die am häufigsten aufgenommene Nahrungsgruppe. Ihr Anteil an der Gesamtbiomasse ist mit 10,7 % jedoch nur gering. Mit 46 % dominierten Vertreter der Gattung *Microtus* mit einem Biomasseanteil von 10,4%. Sie hatten einen Anteil von 87 % an

der Gesamtzahl der bestimmten Kleinsäuger. Mit 42,4 % nahm die Nahrungsgruppe Fall- bzw. Unfallwild den größten Anteil an der Gesamtbiomasse der aufgenommenen Fuchsnahrung ein. Hierbei handelte es sich um Schwarzwild (*Sus scrofa*) mit 28,7 %, Rehwild (*Capreolus capreolus*) mit 12 % und Rotwild (*Cervus elaphus*) mit 1,7 %. Mit 22,1 % konnten die genannten Wildarten in 25 Mägen erfaßt werden.

An zweiter Stelle der animalischen Kost folg-

ten Vögel mit einer Frequenz von 17,7 % und einem Biomasseanteil von 18,7 %, wobei das Haushuhn (*Gallus gallus f. domestica*) mit 12 % den Biomasseanteil der Wildvögel um fast das Doppelte übertraf.

Der Anteil an Wirbellosen im Nahrungsspektrum war mit einer Frequenz von 7,1 % nur sehr gering.

In 31,9 % der untersuchten Fuchsmägen konnten Nahrungsbestandteile pflanzlichen Ursprungs ermittelt werden. Sie hatten mit weniger als 10 % nur einen geringen Anteil an der aufgenommenen Biomasse. Eine besondere Bedeutung erlangten Früchte (Äpfel, Birnen, Hagebutten) mit einem Biomasseanteil von 6,8 %.

Neben tierischen und pflanzlichen Nahrungskomponenten konnten in 5 Fuchsmägen (4,4 %) auch Abfälle anthropogenen Ursprungs (Foliestücke, Alufolie, Kunstdarm, Leder) ermittelt werden.

In Tab. 3 sind die an den Fuchsbauen aufgefundenen Nahrungsobjekte aufgeführt.

Mit einem Anteil von 55 % dominierten Vögel im Nahrungsspektrum, wobei die Reste von Haushühnern (*Gallus gallus f. domestica*) mit 15 % und Fasanen (*Phasianus colchicus*) mit 10 % besonders häufig im Bereich der Baue gefunden wurden.

Säugetiere hatten an der Gesamtzahl der Nahrungsreste einen Anteil von 45 %, wobei das Reh (*Capreolus capreolus*) mit 23 % dominierte.

## 5. Diskussion

### 5.1 Populationsdichtebestimmung

Die zeitaufwendige Baukartierung während der Wintermonate erwies sich als entscheidende Grundlage der Wurfbauerfassung, da

**Tabelle 1: Anzahl der Baue und Baudichte im Untersuchungsgebiet**

	Anzahl der Baue	Anteil [%]	Baudichte [Baue/km <sup>2</sup> ]
Baue (total)	189	100	2,3
Fuchsbaue (total)	143	76	1,7
Fuchsbaue (befahren)	105	56	1,3
Fuchsbaue (nicht befahren)	38	27	0,5
Dachsbaue (total)	34	18	0,4
Dachsbaue (befahren)	24	13	0,3
Dachsbaue (nicht befahren)	10	5	0,1
Dachs-Fuchs-Baue	12	6	0,2

**Tabelle 2: Nahrungsobjekte aus 113 analysierten Fuchsmägen**

Nahrungsobjekte	Durchschnittliche Biomasse des Nahrungsobjektes [g]	Anzahl der Mägen mit Nahrungsobjekten	Frequenz [%]	Biomasseanteil [%]
<b>Mammalia</b>		<b>79</b>	<b>70,0</b>	<b>66,7</b>
<i>Microtus arvalis</i>	30	18	16,0	5,2
<i>Microtus agrestis</i>	30	2	1,8	0,2
<i>Microtus spec.</i>	30	34	30,1	5,0
<b>Microtus</b>		<b>52</b>	<b>46,0</b>	<b>10,4</b>
<i>Sorex araneus</i>	7	2	1,8	0,2
<i>Apodemus spec.</i>	25	2	1,8	0,1
<i>Micromys minutus</i>	5	2	1,8	<0,1
<b>„Kleinsäuger“</b>		<b>54</b>	<b>53,3</b>	<b>10,7</b>
<i>Lepus europaeus</i>	600	2	1,8	3,4
<i>Vulpes vulpes</i>	600	1	0,9	1,7
<i>Cervus elaphus</i>	600	1	0,9	1,7
<i>Capreolus capreolus</i>	600	7	6,2	12,0
<i>Sus scrofa</i>	600	17	15,0	28,7
<b>„Fall- bzw. Unfallwild“</b>		<b>25</b>	<b>22,1</b>	<b>42,4</b>
<i>Sus scrofa f. dom.</i>	600	3	2,6	5,1
<i>Oryctolagus cuniculus f. dom.</i>	600	2	1,8	3,4
<b>„Haustiere“</b>		<b>5</b>	<b>4,4</b>	<b>8,5</b>
<b>Aves</b>		<b>20</b>	<b>17,7</b>	<b>18,7</b>
<i>Podiceps cristatus</i>	600	1	0,9	1,7
<i>Anas spec.</i>	600	1	0,9	1,7
<i>Alauda arvensis</i>	40	1	0,9	0,1
<i>Parus major</i>	20	1	0,9	0,1
<i>Passer spec.</i>	25	3	2,6	0,2
<i>Passer montanus</i>	20	1	0,9	0,1
<i>Corvus spec.</i>	400	3	2,6	2,7
Aves (Kleinvogel) indet.	25	1	0,9	0,1
<b>„Wildvögel“</b>		<b>12</b>	<b>10,6</b>	<b>6,7</b>
<i>Gallus gallus f. dom.</i>	600	8	7,1	12
<b>„Hausgeflügel“</b>		<b>8</b>	<b>7,1</b>	<b>12</b>
Fleisch, Fett, Knochen-splitter indet.	10 bis 300	9	8,0	3,2
<b>Annelida</b>		<b>1</b>	<b>0,9</b>	<b>&lt;0,1</b>
<i>Lumbricus spec.</i>	5	1	0,9	<0,1
<b>Insecta</b>		<b>7</b>	<b>6,2</b>	<b>1,2</b>
Lepidoptera indet. Raupen	2	5	4,4	1,2
<i>Carabidae indet.</i>	0,5	2	1,8	<0,1
<b>Vegetabilien</b>		<b>36</b>	<b>31,9</b>	<b>9,7</b>
Früchte, Knollen, Samen		26	23,0	7,4
Gras, Stroh		10	8,9	2,3
<b>Abfälle</b>		<b>5</b>	<b>4,4</b>	<b>0,2</b>
<b>Leere Mägen</b>		<b>15</b>	<b>13,3</b>	

**Tabelle 3: Nahrungsobjekte im Bereich der Baue**

Nahrungsobjekte	Individuenzahl	Anteil [%]
<b>Mammalia</b>	<b>28</b>	<b>45</b>
<i>Erinaceus europaeus</i>	1	2
<i>Lepus europaeus</i>	5	8
<i>Cervus elaphus</i>	1	2
<i>Capreolus capreolus</i> (adult/juvenil)	12/3	18/5
<i>Sus scrofa</i>	2	3
<i>Vulpes vulpes</i> (juv.)	1	2
<i>Felis silvestris catus</i>	2	3
<i>Ovis ammon f. dom.</i>	1	2
<b>Aves</b>	<b>34</b>	<b>55</b>
<i>Ardea cinerea</i>	1	2
<i>Anas platyrhynchos</i>	2	3
<i>Buteo buteo</i>	1	2
<i>Perdix perdix</i>	3	5
<i>Phasianus colchicus</i>	7	10
<i>Fulica atra</i>	1	2
<i>Vanellus vanellus</i>	1	2
<i>Tyto alba</i>	1	2
<i>Alauda arvensis</i>	2	3
<i>Sturnus vulgaris</i>	2	3
<i>Garrulus glandarius</i>	1	2
<i>Corvus frugilegus</i>	1	2
<i>Gallus gallus f. dom.</i>	10	15
<i>Anser anser f. dom.</i>	1	2

allein mit dem Wissensstand der Jäger die Hälfte aller Würfe nicht registriert worden wäre.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen erneut den hohen Aufwand und die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Abundanz einer der bekanntesten einheimischen Säugetierspezies innerhalb eines kurzen Untersuchungszeitraumes. Diese Tatsache sollte besonders bei künftigen Entscheidungen über einen regulatorischen Eingriff in die Fuchspopulationen berücksichtigt werden, für die die derzeitige und anzustrebende Fuchsdichte bekannt sein sollte.

Eine Weiterführung der Untersuchungen zur Vervollständigung des Baukatasters ist eine grundlegende Voraussetzung für die Präzisierung der Populationsdichtebestimmung und zur Abschätzung des Prädationsdruckes, wobei auch weitere Methoden der Abundanzbestimmung zu nutzen sind.

Mit einer Populationsdichte von 0,72 Altfüchsen/km<sup>2</sup> wurde im Untersuchungsgebiet durch die Wurfbaukartierung ein Mindestbesatz an Altfüchsen im Frühjahr ermittelt, der mit dem langjährigen Durchschnitt von 0,6 bis 0,7 Füchsen/km<sup>2</sup> in den 70er Jahren auf dem Territorium der ehemaligen DDR vergleichbar ist (PAUSTIAN u. GORETZKI 1982). Im Nordteil des Landkreises Garmisch-Partenkirchen mit einem vergleichbaren Waldanteil wurde nach der oralen Tollwutimmunsierung bereits ein Frühjahrsbesatz von 1,77 Füchsen/km<sup>2</sup> erfaßt (VOS 1993). Ähnlich hoch lag der Frühjahrsbesatz im Bereich der Belziger Landschaftswiesen im Land Brandenburg mit 1,6 bis 1,8 Füchsen/km<sup>2</sup> (HARTLEB 1995). Auf der Insel Rügen erfaßte GORETZKI (1995b) eine Fuchsdichte von 3,8 Füchsen/km<sup>2</sup>.

Es muß auch im Untersuchungsgebiet von einer weitaus höheren Populationsdichte ausgegangen werden. Als Gründe hierfür sind zu nennen:

- eine Dunkelziffer an übersehenen Bauen während der Kartierung (ZIMEN 1982),
- die Anlage von schwer auffindbaren Wurfbauen kurz vor dem Wölftermin (WEBER 1985),
- die Anlage von Wurfplätzen in Siedlungsbereichen (HARRIS 1977) und
- die Nutzung oberirdischer Wurfplätze (GORETZKI, persönl. Mitt.).

Darüber hinaus könnten aufgrund von territorialen und sozialen Strukturen die Füchse im Untersuchungsgebiet in sozialen Gruppen leben (vgl. MACDONALD 1981). Dieses Phänomen ist jedoch über eine Wurfbaukartierung allein nicht erfaßbar und muß in weiteren Untersuchungen geklärt werden. Ein Gruppenleben wäre Ausdruck einer sehr hohen Populationsdichte und hätte einen zunehmenden Prädationsdruck auf die Populationen bestandsgefährdeter Tierarten im Untersuchungsgebiet zur Folge.

Darüber hinaus ist der Populationsanstieg nach der Wölferperiode auf über 3 Füchse/km<sup>2</sup> und der damit verbundene erhöhte Nahrungsbedarf aufgrund der Welpenaufzucht gerade im Hinblick auf Artenschutzaspekte von Bedeutung, da er zum Zeitpunkt der

Brut- und Aufzuchtzeit der Bodenbrüter erfolgt.

## 5.2 Nahrungsökologie

Die Analyse der 113 Fuchsmägen aus dem Untersuchungsraum und die Determinierung der Nahrungsreste im Bereich der Baue des Untersuchungsgebietes ergab ein breites Nahrungsspektrum mit einem hohen Anteil an leicht verfügbarer Nahrung.

Mit einem Anteil von 53,3 % überwogen Kleinsäuger, die in allen Nahrungsanalysen mitteleuropäischer Füchse ähnlich häufig auftreten (z. B. WITT 1976, MATEJKA et al. 1977, CREUTZ 1978, KOZENA 1988, ANSORGE 1991), wobei Arten der Gattung *Microtus* stets bevorzugt werden.

Von besonderer Bedeutung ist der hohe Biomasseanteil an Fall- und Unfallwild mit 42,4 %, was vermutlich auf die hohe Schalenwildichte, den erhöhten Jagddruck und die erhöhten Unfallzahlen mit Schalenwild zurückzuführen ist (STIEBLING 1995).

Die Nutzung von Aas als leicht verfügbare Zusatznahrung wurde während der Wintermonate auch von PROFT et al. (1975), LUTZ (1978) und ANSORGE (1991) ermittelt.

Die begonnenen Untersuchungen zum potentiellen Nahrungsangebot zeigten, daß die Ernährungsbedingungen des Fuchses im Untersuchungsgebiet und im Untersuchungsraum offensichtlich keinen limitierenden Faktor für die Fuchspopulation darstellen (STIEBLING 1995).

WITT (1976) und ANSORGE (1991) stellten ebenfalls fest, daß viele potentielle Nahrungsquellen wie Kleinsäuger und Wildvögel vom Fuchs nicht genutzt werden, was auf ein hohes Nahrungsangebot zurückzuführen ist und dem Fuchs eine selektive Nahrungswahl ermöglicht.

Der geringe Anteil an Feldhasen (*Lepus europaeus*), Rebhühnern (*Perdix perdix*) und weiteren bodenbrütenden Vogelarten im ermittelten Nahrungsspektrum könnte auf den ersten Blick die Annahme von MATEJKA et al. (1977) bestätigen, daß der Fuchs keine spürbaren Einflüsse auf die genannten Beutearten haben kann. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß sich die vorliegenden Mageninhaltsanalysen auf das Winterhalbjahr beziehen und die Funde an den Bauen nur einen Bruchteil des Nahrungsspektrums widerspiegeln.

Darüber hinaus ist die ökologische Bedeutung des Fuchses aus dem ermittelten Nahrungsspektrum generell nicht ableitbar, da es keinen Aufschluß darüber gibt, ob das aufgenommene Tier vom Fuchs selbst getötet oder als Aas aufgenommen wurde (WITT 1976). Störungen durch die Anwesenheit des Prädatoren und während seiner Nahrungssuche, der Gesundheitszustand der Beutetiere sowie Individuen, die getötet, jedoch nicht gefressen werden, bleiben unberücksichtigt.

Von besonderer Bedeutung ist jedoch die Tatsache, daß bei Beutearten mit einer geringen Populationsdichte bereits die Entnahme weniger Individuen einen erheblichen Einfluß auf ihre Populationsentwicklung haben kann. Während mit der Abnahme der Abundanz be-

standsgefährdeter Tierarten ihre Erbeutung durch einen Ernährungsgeneralisten überproportional abnimmt und sich die Verluste auf zufällige Begegnungen beschränken, wird die Abnahme der Verluste jedoch teilweise oder vollständig durch die Zunahme des Arterhaltungswertes der erbeuteten Individuen kompensiert (HOLLDAK u. GERSS 1988). Mit der Zunahme der Populationsdichte des Prädatoren Fuchs erhöht sich jedoch die Begegnungswahrscheinlichkeit mit dem Beutetier wieder, was derzeit aufgrund steigender Fuchsbesätze nach der oralen Tollwutimmunsierung zunehmend beobachtet werden kann.

## Danksagung

Bei den Betreuern meiner Diplomarbeit, Herrn Dr. habil. R. Schneider, Humboldt-Universität zu Berlin, Projektgruppe Naturschutz und Herrn Dr. J. Goretzki, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde bedanke ich mich für den fachlichen Beistand.

Ein weiterer Dank für die bereitwillige Unterstützung meiner Arbeit geht an Herrn Dr. H. Ansoerge, Naturkundemuseum Görlitz, die Leitung des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin, die Mitarbeiter des Staatlichen Veterinär- und Lebensmitteluntersuchungsamtes in Frankfurt (Oder) und des Veterinär- und Lebensmittelüberwachungsamtes in Angermünde, die Untere Jagdbehörde des Landkreises Uckermark, die Oberförsterei Neuhaus und die Jägerschaft Greiffenberg.

## 6. Summary

A red fox population was investigated in an agricultural area of about 8 296 ha in the Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin from November 1994 to Juli 1995. The study is a first basis for further examinations to determine the possible negative influence of red foxes on endangered animal species.

The minimum population density in spring 1995 determined by breeding dens mapping was 0,72 adult foxes/km<sup>2</sup>.

113 red foxes killed through hunting and accidents were collected in a larger territory of the Uckermark during the winter period from November 1994 to March 1996. The stomach contents of these red foxes and food remains collected at dens in the study area could be used for feeding ecological studies. In the food of red foxes from agricultural area of the Uckermark small rodents were found in 53,3 % of samples, with a dominance of *Microtus* about 87 %. Carrion of deer, red deer and wild boar had the biggest part of biomass in the fox food with 42,2 %. The results of the study of food ecology show a wide spektrum of food with a big part of easily available food resources.

### Literatur

- ANSORGE, H. 1991: Die Ernährungsökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*, in der Oberlausitz während des Winterhalbjahres. -Abh. Ber. Naturk. Mus. Görlitz 65 : 1-24  
BLOCK, B.; BLOCK, P.; JASCHKE, W.; LITZBARSKI, B.;

LITZBARSKI, H. u. PETRICK, S. 1993: Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“. -Natur u. Landschaft 68(11): 565-576  
 CREUTZ, G. 1978: Zur Ernährung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), in der DDR. -Zool. Garten N.F. 48: 401-417  
 GORETZKI, J. 1995a: Reineke - Opportunist und Gewinner. -Unsere Jagd 45(2): 9-10  
 GORETZKI, J. 1995b: Wechselwirkung zwischen Tollwutbefall und Populationsdynamik beim Rotfuchs auf der Insel Rügen. -Statistischer Bericht über das Jagdwesen in Mecklenburg-Vorp. i. Jagdjahr 1994/1995 (3). Hrsg.: Min. f. Landw. u. Natursch. d. Landes Mecklenburg-Vorp.: 48-51  
 GORETZKI 1998: Interessenkonflikt Fuchs. -Natursch. u. Landschaftspf. i. Brand. 1 (in diesem Heft)  
 HARRIS, S. 1977: Distribution, habitat utilization and age structure of a suburban fox (*Vulpes vulpes*) population. -Mammal Rev. 7: 25-39  
 HARTLEB, K.-U. 1995: Zur Ökologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) im Landschaftsschutzgebiet „Belziger Landschaftswiesen“. -Dipl.-Arbeit, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg  
 HOLLACK, V. u. GERSS, W. 1988: Die Bedeutung des Arterhaltungswertes (AEW) für die Bewertung der Predation. -Z. Jagdwiss. 34: 205-211  
 KOZENA, I. 1988: Diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in agrocoenoses in Southern Moravia. -Acta Sc. Nat. Brno 22(7): 1-24  
 LITZBARSKI, H. 1998: Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. -Natursch. u. Landschaftspf. i. Brand. 1 (in diesem Heft)  
 LUTZ, W. 1978: Beitrag zur Nahrung des Rotfuchses

(*Vulpes vulpes* [L.]) im „Nationalpark Bayerischer Wald“. -Z. Jagdwiss. 24: 1-9  
 MACDONALD, D. W. 1981: Resource dispersion and the social organization of the red fox (*Vulpes vulpes*). -Proc. Worldwide Furbearer Conf. 1(2): 918-949  
 MATEJKA, H.; RÖBEN, P. u. SCHRÖDER, E. 1977: Zur Ernährung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (Linne, 1758), im offenen Kulturland. -Z. Säugetierk. 42: 347-357  
 PAUSTIAN, K.-H. u. GORETZKI, J. 1982: Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Fuchses in der DDR. -Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 12: 120-129  
 PROFT, G.; SCHÖNBORN, W. u. PITZSCHKE, H. 1975: Untersuchungen über die Nahrung des Rotfuchses im Bezirk Gera. -Landschaftspf. u. Natursch. in Thüringen 12: 50-56  
 RYSLAVY, T. 1994: Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg - Jahresbericht 1993. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brandenburg 3: 4-13  
 RYSLAVY, T.; STEIN, A. u. ZERNING, M. 1995: Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg - Jahresbericht 1994. -Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg 4: 4-13  
 SCHLÜTER, H. u. MÜLLER, T. 1995: Tollwutbekämpfung in Deutschland. Ergebnisse und Schlußfolgerungen aus über 10jähriger Bekämpfung. -Tierärztl. Umschau 50: 748-758  
 SCHOLZ, E. 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Hrs.: Päd. Bezirkskabinett. -Potsd.: 1-93  
 STIEBLING, U. 1995: Untersuchungen zur Ökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), in einem Ausschnitt der uckermärkischen Agrarlandschaft. -Dipl.-Arbeit, Humboldt-Univ. zu Berlin  
 STÖHR, K.; STÖHR, P. u. MÜLLER, T. 1994: Orale

Fuchsimpfung gegen Tollwut - Ergebnisse und Erfahrungen aus den ostdeutschen Bundesländern. -Tierärztl. Umschau 49(2): 203-211  
 STUBBE, M. 1965: Zur Biologie der Raubtiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. -Z. Jagdwiss. 11: 73-102  
 STUBBE, M. 1989: Fuchs *Vulpes vulpes* (L.). In: STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege. Band 1, Haarwild. S.: 344-382. Dt. Landwirtschaftsverlag. -Berlin. -705 S.  
 VOS, A. 1993: Aspekte der Dynamik einer Fuchspopulation nach dem Verschwinden der Tollwut. -Diss., Univ. München  
 WEBER, D. 1985: Zur Baubenutzung und ihrer Funktion beim Fuchs (*Vulpes vulpes* L.). -Z. Säugetierk. 50: 356-368  
 WITT, H. 1976: Untersuchungen zur Nahrungswahl von Füchsen (*Vulpes vulpes* Linne 1758) in Schleswig-Holstein. -Zool. Anz. Jena 197: 377-400  
 ZIMEN, E. 1982: Tollwut, Fuchs und Mensch. -Die Pirsch 34(6), 34(7) u. 34(8): 352-357, 432-435 u. 516-519

Verfasser

Dipl.-Biologe Udo Stiebling  
 Bahnhofstraße 10  
 D-16278 Wilmersdorf

HEINZ LITZBARSKI

## Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie

Schlagwörter: Bodenbrüter, Verluste, Jagdstrecken, NSG, Agrarlandschaft

### 1. Einleitung

Fuchs kontra Bodenbrüter, so läßt sich die Thematik zugespitzt formulieren, auf die im folgenden näher eingegangen wird.

Bei Projekten zum Schutz von Großtrappen und wiesenbrütenden Limikolen sind gegenwärtig hohe Verluste an Gelegen, Jung- und teilweise auch Altvögeln zu beklagen.

Das betrifft z.B. die Belziger Landschaftswiesen (ESCHHOLZ 1996), die Feuchtgebiete an der Unteren Havel (HAASE briefl. 1996), die Laszinswiesen und Malxeniederung bei Cottbus (KRÜGER, LITZKOW mündl. 1996) und das Havelländische Luch (LITZBARSKI et al. 1996)

Diese Verluste sind mit Sicherheit nicht direkt anthropogen bedingt. Die früher üblichen, verlustreichen Störungen durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Fortpflanzungszeit werden heute in diesen Gebieten im Rahmen des Vertragsnaturschutzes durch naturschutzgerechte Nutzungstermine unterbunden.

Außerdem werden in diesen Gebieten die Brutflächen extensiv so bewirtschaftet und gepflegt, daß sich die Habitatstrukturen und das Nahrungsangebot für die bestandsgefährdeten Arten günstig entwickeln (LITZBARSKI 1993, 1995, LITZBARSKI et al. 1993 a). Die aktuellen Verluste werden maßgeblich

durch Prädatoren verursacht, vor allem durch den Fuchs, dessen Bestand in den zurückliegenden 5 Jahren deutlich zugenommen hat.

Die folgenden Aussagen zur Problematik „Fuchs und Bodenbrüterschutz in Brandenburg“ beziehen sich nicht auf intensiv genutzte Agrarlandschaften, in denen die Lebensgrundlagen für Kiebitze, Große Brachvögel, Uferschnepfen, Rotschenkel und Großtrappen bereits vernichtet sind, sondern auf Gebiete, in denen der Lebensraum für diese Arten seit Jahren mit hohem finanziellen Aufwand großflächig gesichert und restauriert wird.

Es werden Informationen über die aktuelle Situation gegeben, als Grundlage für weiterführende Diskussionen und Entscheidungen in den zuständigen Ministerien, die zur Lösung der Problematik dringend erforderlich sind.

### 2. Zur Situation ausgewählter Vogelarten

#### 2.1 Großtrappe

In den Schutzgebieten „Belziger Landschaftswiesen“ (4 110 ha) und „Havelländisches Luch“ (5 548 ha) leben die beiden einzigen Großtrappengruppen Deutschlands,



die noch regelmäßig befruchtete Eier legen, erfolgreich brüten und auch wieder Küken aufziehen. In beiden Gebieten begannen 1988 großflächige Extensivierungsmaßnahmen auf insgesamt 1 600 ha. Von 1990 bis 1995 wurden die Flächen mit extensiver Bewirtschaftung auf 4 441 ha ausgedehnt. Im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“ konnten damit die Lebensbedingungen für zahlreiche Wiesenbrüter verbessert werden (BLOCK et al. 1993)<sup>1</sup>.

Für die Großtrappen bedeutet das vor allem eine Senkung der Gelegetverluste bei Landwirtschaftsarbeiten von ehemals 60 bis 90 % auf weniger als 10 %. Das wird in beiden Einstandsgebieten vor allem erreicht durch flexibel gestaffelte Mahd- und Beweidungstermine, die konsequent die jährlich wechselnde Lage der Brutplätze und den Ablauf des Brutgeschehens berücksichtigen. Eine Voraussetzung dafür ist neben dem Vertragsnaturschutz eine sehr zeit- und personalaufwendige Kontrolle der Brutgebiete von Mitte April bis Mitte Juli.

Im Einstandsgebiet „Havelländisches Luch“ hatte sich seit dem Beginn des Schutzprojek-

<sup>1</sup> Das Projekt wird finanziert durch die Landesregierung Brandenburg und die Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 – Hilfe für die bedrohte Tierwelt

tes im Jahre 1979 der Bestand der Großtrappen von 17 auf 35 Tiere im Jahre 1990 erhöht.

Dieser positive Trend war in erster Linie eine Folge der Auswilderung handaufgezogener Jungtrappen (LITZBARSKI et al. 1993 b). Der Bestandszuwachs wurde erreicht, obwohl durch 5 Winterfluchten mit Verlusten von 50 bis 60 %, sowie 7 Anflugopfern im Winter 1984/85 an einer neuen Freileitung im Gebiet wiederholte massive Abgänge auftraten. Ab 1988 brüteten die Großtrappen hier erstmals wieder erfolgreich im Freiland. Trotzdem verringerte sich bis 1995 die Gruppe auf 22 Tiere, obwohl die Tiere in allen Wintern im Gebiet verblieben waren. Die jährliche Verlustrate an Alttieren für Jahre ohne Winterflucht hat sich nach 1990 von 20,1 % auf 38,0 % erhöht. Eine Überalterung der Trappen, wie für viele Restbestände typisch, spielt hier als Ursache für den Rückgang der Altvögel keine Rolle.

Die Verluste fallen vor allem in die Fortpflanzungszeit der Großtrappen zwischen März und August. Bei 10 der 13 verlorengegangenen Tiere weisen die Indizien auf den Fuchs als Prädator hin.

Die Verlustrate der handaufgezogenen Jungtrappen in den ersten drei Monaten der Auswilderungszeit hat sich von 11 % (bis 1990) auf 23 % (ab 1991) erhöht. Auch in diesen Fällen weisen die Indizien vor allem auf den Fuchs hin. Die Verluste durch den Habicht haben nicht zugenommen. Offenbar werden die unerfahrenen, handaufgezogenen Jungtrappen ohne Führung durch eine Henne besonders leicht Opfer der Füchse. Die Situation bei den im Freiland von Hennen geführten Küken ist allerdings auch nicht wesentlich günstiger.

In den ersten 2 bis 3 Lebenswochen sind Trappenküken in der hohen Vegetation nur ausnahmsweise zu beobachten. Zur Beurteilung der Verlustrate werden deshalb hier nur Befunde von Hennen mit älteren Küken verwendet (Tab.1).

Die Zunahme der Trappenküken, die die ersten kritischen Lebenswochen überstehen, weist auf eine Verbesserung der Lebensbedingungen hin. Das schließt die Verbesserung

des Nahrungsangebotes und der Habitatstrukturen für die Küken und die Verminderung von anthropogen bedingten Störungen ein.

Allerdings ist der Anteil von knapp 30 % führender Hennen bereits sehr gering, was auf hohe Kükenverluste in den ersten drei Lebenswochen hinweist. Diese werden bei den kleinen Küken sicher auch von anderen Prädatoren als dem Fuchs verursacht.

Wenn knapp 30 % der Weibchen es schaffen, ihre Jungen durch die ersten 3 Lebenswochen zu bekommen, dann wäre eine Nachwuchsquote von mindestens 0,2 Küken/Henne zu erwarten, also deutlich mehr, als wir gegenwärtig mit den Werten unter 0,1 erreichen. Die Verluste der von Hennen geführten Jungtrappen sind jedoch im Sommer und Herbst sehr hoch. Sie lagen 1988/89 bei 20 % (in 5 Familien), 1990/91 bei 57 % (7 Familien) und 1992 bis 95 bei 76 % (17 Familien).

Im Einstandsgebiet „Belziger Landschaftswiesen“ stabilisierte sich der Bestand der Großtrappen mit dem Beginn der intensiven Schutzbemühungen von 1988 bis 1991 bei 34 bis 37 Tieren. Von 1991 bis 1995 hat sich ihre Anzahl bis auf 24 Tiere vermindert. Die Verlustursachen bei erwachsenen Trappen, sofern sie bei den Totfunden benannt oder wenigstens über Indizien eingegrenzt werden konnten, haben sich in diesem Gebiet wie folgt verändert (ESCHHOLZ 1996, Tab. 2). Mit dem Abbau einer Freileitung am Balzplatz wurde eine wichtige Gefahrenquelle für die Hähne beseitigt.

Bei den vier 1992 bis 1995 in der Balzzeit auf dem Balzplatz tot gefundenen Hähnen weisen die Indizien auf den Fuchs als Prädator hin.

In der Kernzone des Vorkommens konnten die Hennen- und Gelegeverluste als Folge von Bewirtschaftungsmaßnahmen auch hier weitgehend unterbunden werden. Seit 1988 gibt es auch in diesem Einstandsgebiet jährlich erfolgreiche Trappenbruten, allerdings auch hier mit sehr hohen Jungvogelverlusten. Zwischen 1991 und 1995 lag die mittlere Nachwuchsrate für beide Gebiete (insgesamt 18 bis 20 Hennen im fortpflanzungsfähigen

Alter) bei 0,11 Jungtrappe/Henne/Jahr. Das ist das 10fache dessen, was bis 1989 in den Zeiten einer intensiven Landnutzung auf diesen Flächen erreicht wurde. Der Wert müsste aber etwa 3 bis 5fach höher liegen, um eine Bestandssicherung bzw. einen -zuwachs zu erreichen.

Das bedeutet, daß die Optimierung der Habitatstrukturen auf den Brutflächen, die Verbesserung des Nahrungsangebotes und der Schutz der Gelege und Küken vor Weidevieh und Landwirtschaftsmaschinen in diesen Einstandsgebieten für die Erhaltung der Art allein nicht ausreichen.

In drei gut untersuchten Trappengebieten in Österreich und Westungarn wird der Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität, dem Jagddruck auf Prädatoren und der Nachwuchsrate der Trappenbestände sehr deutlich.

Im Nationalpark Hanság wird der Trappenbestand, ähnlich wie in Brandenburg, durch die Schaffung von großflächigen Ruhezeiten mit Brachen bzw. extensiver Bewirtschaftung gefördert (Anteil bei 25 %). Die Intensität der Fuchsbejagung ist gering, bei hohen Verlusten an Jungtrappen. 1992 bis 1994 lag die mittlere Nachwuchsrate der 12 bis 14 Hennen bei 0,02 Jungtrappen/Henne/Jahr (REITER, PATAK briefl. 1994).

In einem benachbarten Einstandsgebiet mit intensiv genutzten Ackerflächen, die durch Streifen von Rotationsbrachen (Anteil bei 5 %) niederwildfreundlich gestaltet sind, erreichen die 3 bis 5 Bruthennen 0,44 Jungtrappen/Henne/Jahr, allerdings bei intensiver Bejagung des Fuchses (WURM briefl. 1996). Im dritten Beispiel vereinigen sich extensive Landnutzung und Flächengestaltung zu Gunsten des Niederwildes auf der Gesamtfläche mit einer sehr intensiven Bejagung der Prädatoren. Das Ziel ist die jagdwirtschaftliche Nutzung des hohen Nachwuchses beim Niederwild.

Unter diesen Bedingungen zogen die anfangs 13 und jetzt 23 Bruthennen von 1992 bis 1995 im Mittel 0,86 Jungtrappen/Henne/Jahr auf. Die Hennen ziehen vor dem Beginn der Jagdzeit im Herbst mit dem dann bereits flüggen Nachwuchs auf umliegende Ackerflächen ab (WURM briefl. 1996).

## 2.2 Limikolen

Im Naturschutzgebiet (NSG) „Untere Havel“ ist die Förderung der Brutlimikolen ein wesentliches Schutzziel, dem die Steuerung der Wasserstände, die differenzierten Bewirtschaftungstermine, die gesamte extensive Nutzung des Grünlandes dient.

Trotzdem ist die Nachwuchsrate sehr gering (HAASE briefl. 1996, Tab. 3).

Auch in der Malxiederung bei Cottbus ziehen in den letzten 4 Jahren bei den Arten Kiebitz, Großer Brachvogel und Uferschnepfe weniger als 10% der Brutpaare erfolgreich Junge auf (KRÜGER, LITZKOW mündl., Naturschutzstation Lakoma, 1996).

Im Schutzgebiet „Havelländisches Luch“ haben sich zusätzlich zum Kiebitz (30 bis 60 BP) und Großen Brachvogel (8 bis 12 BP) vor allem in den wieder hergerichtete-

**Tabelle 1: Reproduktion bei der Großtrappe (Havelländisches Luch)**

Zeitraum	Anteil (%) Hennen mit Küken > 21 d	Küken/Henne/Jahr (Ende Dezember)
1979 – 1987	0,9	0,009
1988 – 1989	16,1	0,13
1990 – 1991	18,9	0,08
1992 – 1995	29,9	0,09

**Tabelle 2: Verlustursachen bei Großtrappen von 1973 bis 1995 in den Belziger Landschaftswiesen (nach ESCHHOLZ 1996)**

Zeitraum/ Ursachen	Wiesenmahd	vermutlich Fuchs	Freileitung u. a.	unbekannt
1973 – 1989	5	3	6	8
1991 – 1995	2	6	-	-

**Tabelle 3: Brutpaare (BP) und erfolgreiche Brutpaare (BPM) ausgewählter Wiesenbrüterarten 1993 bis 1996 in der Großen Grabenniederung (HAASE, Naturschutzstation Parey, briefl. 1996)**

Jahr/Art	Kiebitz		Uferschnepfe		Rotschenkel		Großer Brachvogel	
	BP	BPM	BP	BPM	BP	BPM	BP	BPM
1993	93	2	8	1	16	1	7	0
1994	60	6	9	1	5	2	8	1
1995	25	4	5	2	7	3	7	2
1996	36	4	11	1	11	1	10	0

ten Vernässungsbereichen Bekassine (über 20 BP), Uferschnepfe (2 bis 4 BP) und Rotschenkel (1 bis 3 BP) neu angesiedelt.

Obwohl auf den Naßflächen im Frühjahr das Schleppen und Walzen zur Wiesenpflege unterbleibt und auch durch sehr späte Mahd- und Beweidungstermine keine Gelege- und Kükenverluste zu verzeichnen sind, liegt die Nachwuchsrate bei diesen Arten (ohne Daten von der Bekassine) unter 0,3 Jungvögel/Brutpaar/Jahr.

Bei normaler Nutzungsintensität gehen im Wirtschaftsgrünland bei Uferschnepfen und Großem Brachvogel häufig 20 bis 25 % der Gelege direkt durch die Bewirtschaftung der Flächen verloren (GLUTZ 1977).

Mindestens in gleicher Höhe lagen in den sechziger und siebziger Jahren auch die Verluste durch Prädatoren. Trotzdem betrug die Nachwuchsrate damals auf Wirtschaftsgrünland z. B. bei Kiebitz, Großem Brachvogel und Uferschnepfe in der Regel zwischen 1,0 und 1,5 Jungvögel/ Paar/Jahr (GLUTZ 1975, 1977).

Gegenwärtig entfallen in den genannten Gebieten Brandenburgs weitgehend die Gelegeverluste, die unmittelbar durch die Bewirtschaftung verursacht werden. Trotzdem beträgt die Nachwuchsrate nur 20 bis 30 % dessen, was vor 1990 bei intensiver Grünlandbewirtschaftung möglich war.

In den aufgeführten Limikolenbrutgebieten ist der Fuchs in hoher Dichte ständig präsent und selbst tagsüber regelmäßig, oft in mehreren Exemplaren, zu beobachten.

An der Unteren Havel dringen die Füchse in die gemischten Brutkolonien von Uferschnepfe, Kiebitz und Rotschenkel ein, ohne daß die Brutvögel sie ernsthaft daran hindern können. Die häufig erfolgreiche Abwehr von anfliegenden Nebelkrähen oder Rohrweihen funktioniert offenbar beim „Fußgänger“ Fuchs nicht. Hat der Fuchs erst durch wiederholte Übergriffe das Gefüge der Brutkolonien zerstört, sind die verbliebenen Brutpaare auch nicht mehr wirkungsvoll in der Lage, Luftfeinde abzuwehren. Totalverluste sind häufig die Folge (HAASE mündl. 1996).

Über den Rückgang der Nachwuchsrate beim Großen Brachvogel im Zusammenhang mit steigenden Fuchsbeständen wird auch aus Baden-Württemberg (EINSTEIN 1992, BOSCHERT, EINSTEIN 1996), Bayern (DOERENKAMP 1994) und Österreich (UHL 1996) berichtet. Ähnliche Erkenntnisse teilte SCHMALZER (1996) von einem Birkwildprojekt im österreichischen Waldviertel mit. In

den Seevogelschutzgebieten an der pommerischen Ostseeküste ist gegenwärtig die hohe Fuchsdichte die bedeutendste negative Einflußgröße (DOST, GRAUMANN, zit. bei GORETZKI 1996).

### 2.3 Rebhuhn

Das Rebhuhn findet im Rahmen des Artenschutzes in Brandenburg nur wenig Beachtung. Da die Art jedoch ein Indikator zur Kennzeichnung der Situation vieler Bodenbrüter in der Agrarlandschaft ist, sollen einige Bestandszahlen genannt werden.

In der „Großen Grabenniederung“ (2000 ha) des NSG „Untere Havel Nord“ wurden 1991 1,2, im Jahr 1993 0,65 und 1996 0,05 Revier/km<sup>2</sup> ermittelt (HAASE, Naturschutzstation Parey, schriftl. 1996).

Im NSG „Havelländisches Luch“ lag die Dichte der Rebhuhnreviere/km<sup>2</sup> auf 5 000 ha kontrollierter Fläche nach den katastrophalen Verlusten im Winter 1978/79 bei 0,16, im Jahr 1989 bei 1,7 und 1995 bei 0,28.

Die Erholung des Rebhuhnbestandes bis 1989 erfolgte hier trotz der intensiv geführten Landwirtschaft. Allerdings ist die Landschaft sehr strukturreich.

Nach 1990 stieg der Anteil von extensiv genutzten Flächen und Ackerbrachen im Schutzgebiet auf 2 495 ha an. Damit sind die Rebhühner deutlich weniger Störungen durch Landwirtschaftsmaschinen und Weidewiehe ausgesetzt, sie haben wesentlich verbesserte Ernährungsbedingungen und Dekungsmöglichkeiten erhalten. Ihren drastischen Rückgang konnte das nicht verhindern.

Man darf bei den Überlegungen zur Wirksamkeit derartiger Extensivierungsmaßnahmen die „Rechnung nicht ohne den Wirt“, hier also nicht ohne Berücksichtigung der Prädatoren machen.

## 3. Zur Situation des Fuchses in diesen Gebieten

### 3.1 Bestandsdichte

Nach einer landesweiten Analyse lag der Fuchsbestand 1979/80 in den damaligen Kreisen Rathenow und Belzig bei 0,5 Tieren/km<sup>2</sup> (BRIEDERMANN, DITTRICH 1982). Im Zusammenhang mit dem Beginn des Schutzprojektes „Großtrappe“ wurde dieser Besatz als bedenklich hoch eingeschätzt (LITZBARSKI, LOEW 1983).

Gründliche Untersuchungen zur Fuchsdichte im NSG „Belziger Landschaftswiesen“ belegen für 1993 1,8 und für 1994 1,6 Füchse/km<sup>2</sup> (Untersuchungsgebiet: 2 430 ha, HARTLEB 1995).

Kontrollen der Fuchsbaue auf 1 400 ha im NSG „Havelländisches Luch“ ergaben 1994/95 eine mittlere Dichte von 3,9 Tieren/km<sup>2</sup>. Diese hohe Dichte im Vergleich zu den Belziger Landschaftswiesen kann möglicherweise von der geringen Größe des untersuchten Gebietes beeinflusst sein, andererseits auch im Zusammenhang mit dem wesentlich größeren Strukturreichtum im Havelland und den in diesem Gebiet nicht so ausgedehnten Überflutungsfächen stehen.

Eine für Ostdeutschland verhältnismäßig geringe Fuchsdichte mit 0,7 bis 1,2 Tieren/km<sup>2</sup> ermittelte STIEBLING (1995) für 1994 in einem 83 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet in der uckermärkischen Agrarlandschaft. Etwa in dieser Größenordnung lag im Havelland die Fuchsdichte in den Jahren 1988/89 vor dem starken Rückgang der Fuchsstrecken und dem Beginn der Immunisierungen gegen die Tollwut.

Bei einem Experiment zur Regulierung der Fuchsbestände wurden 1992 auf der Insel Hiddensee (Mecklenburg Vorpommern) Abschußquoten ermittelt, die auf eine Dichte von deutlich über 2,6 Füchsen/km<sup>2</sup> schließen lassen (SIEFKE 1993 zit. bei GORETZKI 1996). Mehrjährige Kontrollen der Fuchsbaue, verbunden mit umfangreichen Markierungen von Füchsen, ergaben für den Kreis Rügen bereits 1991 einen Frühjahrsbestand von 3,8 Tieren/km<sup>2</sup>, mit weiter steigender Tendenz (GORETZKI 1996).

Als wesentliche Ursachen für die rasche Zunahme der Fuchsbestände sind zu nennen (REICHERT 1989, GUTHÖRL 1994, GORETZKI 1995, 1996):

- \* die flächendeckende Immunisierung der Füchse gegen Tollwut, die damit als wichtigster Regulationsfaktor nach 1990 ausfällt und
- \* der deutliche Rückgang der Fuchsbejagung ab 1990 im Zusammenhang mit der Neuordnung des Jagdwesens in Ostdeutschland (z. B. Verbot des Fuchsfangs mit Tellereisen, Einstellung der Prämienzahlungen u. a.).

Auch bei der gegenwärtig sehr hohen Bestandsdichte sind bei einer unverändert guten Nachwuchsrate der Füchse von 200 % und einer deutlichen Verlängerung der Lebenserwartung noch keine Anzeichen einer Selbstregulation zu erkennen (GORETZKI 1996). Das trifft auch für das Havelländische Luch zu, wo 1995/96 die Größe der Gehecke weiterhin bei 4 bis 5 Jungfüchsen lag. Die Ressourcenkapazität ist offenbar so optimal, daß die gegenwärtig hohen Fuchsdichten durch sie keineswegs begrenzt werden.

### 3.2 Maßnahmen zur Bestandsminderung der Füchse

Auf Grund der oben geschilderten Situation intensivierten Mitarbeiter des Landesumweltamtes Brandenburg (LUA) in den betrof-

fenen Naturschutzgebieten die Zusammenarbeit mit den Jägern und forderten diese bereits 1992 zu einer wirkungsvolleren Bejagung der Fuchsbestände auf. Der Förderverein „Großtrappenschutz“ e. V. begann im Herbst 1992 mit der Prämienzahlung (30,- DM/Fuchs) im NSG „Havelländisches Luch“. Vom LUA werden seit 1993 im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“ in den Belziger Landschaftswiesen und im Havelländischen Luch Prämien (50,- DM) für erlegte Füchse bezahlt. Die Jäger legen die Lunten in den Naturschutzstationen Baitz und Buckow vor, wo auch Ort und Zeitpunkt des Erlegens notiert werden. Die Prämienzahlung ist begrenzt auf die beiden Naturschutzgebiete und ihr Umfeld. Diese Regelung ist schwer zu kontrollieren, doch wird sie nach bisherigen Erkenntnissen von den Jägern weitgehend eingehalten. Vorgesehen ist, künftig nicht nur die Luntenspitzen einzusammeln, sondern die kompletten Körper anzunehmen. Damit kann einem „Handel“ mit Lunten vorgebeugt werden, vor allem ergeben sich dadurch Möglichkeiten für eine Datensammlung zur Biologie des Fuchses im Schutzgebiet.

Da das Areal, aus dem die erlegten Füchse stammen, nur annähernd umrissen werden kann, sind die hohen Fuchsstrecken aus den Schutzgebieten „Belziger Landschaftswiesen“ und „Havelländisches Luch“ zum Vergleich mit anderen Gebieten nur bedingt und zur Kalkulation der möglichen Besatzdichte in diesen Gebieten nicht geeignet.

Die Fuchsstrecke konnte seit 1993 in beiden Schutzgebieten deutlich gesteigert werden (Tab. 4).

Für 1996 ist in den Schutzgebieten eine weitere Steigerung der Fuchsstrecke um etwa 20 % zu erwarten.

Ähnlich hohe Werte mit einer Strecke von 5,3 Füchsen/km<sup>2</sup> wurden bereits 1992 auf der Insel Hiddensee notiert (SIEFKE 1993, zit. bei GORETZKI 1996).

Der Ministererlaß zur Fuchsbejagung in Mecklenburg-Vorpommern fordert für das Jagdjahr 1996/97 sogar landesweit eine Fuchsstrecke von 5,0/km<sup>2</sup> (Unsere Jagd 1996). Die Erlegungprämie wurde auf 15,- DM festgesetzt.

In den Schutzgebieten „Havelländisches Luch“ und „Belziger Landschaftswiesen“

war die Einführung der Erlegungprämie nur ein möglicher, allerdings wichtiger Ansatz zur Erhöhung der Fuchsstrecke.

In beiden Gebieten wurde vor allem die Zusammenarbeit mit den Jägern, der unteren Jagdbehörde und dem Kreisjagdverband verstärkt. Es fanden gemeinsame Veranstaltungen statt, auf denen die Problematik der Prädatoren im Rahmen der Artenschutzprojekte dargestellt und Methoden sowie Organisationsformen einer intensiveren Fuchsbejagung demonstriert und diskutiert wurden.

Von den Jägern in den Belziger Landschaftswiesen wurde ein Hegering „Großtrappe“ gebildet.

Ein weiterer Schritt zur Effektivierung der Fuchsbejagung war 1994 der Kauf von Jungfuchsfallen für rund 8 000,- DM durch den Förderverein „Großtrappenschutz“ e. V. Die deutsche Sektion des Internationalen Jagdverbandes zur Erhaltung des Wildes (CIC) hat den Förderverein dabei finanziell wirkungsvoll unterstützt. 1995 wurden für weitere 10 000,- DM durch das LUA verschiedene Fallensysteme für die Jägerschaft in den Schutzgebieten bereitgestellt.

Die Reaktionen der Jäger in den Schutzgebieten auf die sehr konkrete Zusammenarbeit mit dem Naturschutz sind recht differenziert, jedoch vom Grundsatz her zustimmend. Die Zusammenarbeit reicht vom sichtbaren Bemühen um einen verstärkten Fuchsabschuß über das Ausleihen zusätzlicher Fangtechnik bis hin zum gemeinsamen Einrichten von Fanggärten mit den entsprechenden Fallensystemen. Die regelmäßige Kontrolle der Fangeinrichtungen übernehmen die Jäger häufig selbst oder erteilen den Mitarbeitern der Naturschutzstationen die Genehmigung dazu.

Eine wirkungsvolle Unterstützung bei der Fuchsbejagung fehlt in der Regel nur bei den Jägern, die zur Jagd von auswärts weit anreisen, also verhältnismäßig wenig Zeit im Revier verbringen. Sie haben in ihrer bisherigen Jagdpraxis häufig noch keine konstruktive Zusammenarbeit mit dem Naturschutz erlebt und sind deshalb zurückhaltend.

In Bayern hat die Schutzgemeinschaft Ammersee Süd e. V. mit dem Landesjagdverband zusammengearbeitet, der den Betreuern des NSG „Vogelfreistätte Ammersee Südufer“ mit Spezialisten für die Fuchsjagd geholfen

hat. Anlaß waren die rückläufigen Brutergebnisse beim Großen Brachvogel und Kiebitz (DOERENKAMP 1994).

## 4. Diskussion

Die Problematik „Fuchs und Schutz von Bodenbrütern“ wird seit Jahrzehnten kontrovers diskutiert. Deshalb sollen einige Aussagen vorangestellt werden, um Grundpositionen zu verdeutlichen:

\* Der seit Jahrzehnten anhaltende Bestandsrückgang der wiesenbrütenden Limikolen und Großtrappen in Brandenburg ist in erster Linie eine Folge der Zerstörung ihrer Lebensräume durch die Intensivierung der Landnutzung. Ein wirksamer Schutz für diese Arten muß deshalb vor allem bei der Sicherung und Optimierung ihrer Lebensräume ansetzen.

\* Aus diesem Grunde ist nicht die Dezimierung von Prädatoren Arbeitsschwerpunkt in diesen Schutzprojekten, sondern der Schutz und die gezielte Gestaltung der Lebensräume über differenzierte Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes und der Landschaftspflege.

\* Die Situation in den zurückliegenden 5 Jahren macht jedoch deutlich, daß die Schutzprojekte „Wiesenbrütende Limikolen“ und „Großtrappe“ in Brandenburg ohne eine Bestandsregulation bei den Prädatoren auf absehbare Zeit keinen Erfolg haben werden.

Auf der einen Seite steht der Fuchs als klarer „Gewinner“ der jahrzehntelangen Nutzungsintensivierung in der Landwirtschaft, auf der anderen Seite stehen die bestandsgefährdeten Bodenbrüter als eindeutige „Verlierer“ dieser Entwicklung, in der die meisten ihre Lebensräume verloren haben. Die punktuellen Erfolge des Naturschutzes bei der Verbesserung der Lebensbedingungen für die Bodenbrüter durch langfristige und teilweise finanziell sehr aufwendige Schutzprojekte bleiben auf der Strecke, denn ihnen gegenüber steht flächendeckend ein durch Tollwutimmunsierung zusätzlich geförderter und sich dynamisch entwickelnder Fuchsbestand. Sicher ist, daß der Wiesenbrüternachwuchs oder auch eine Trappe, die der Fuchs am Balzplatz oder auf dem Nest reißt, für den Fuchs nur Gelegenheitsfutter sind, das bei dem reichhaltigen Nahrungsangebot in den Schutzgebieten nur einen unbedeutenden Teil am Gesamtfutterverbrauch der Tiere ausmacht. Für die bestandsbedrohten Arten sind diese Verluste jedoch von existentieller Bedeutung.

Aus diesem Grunde wurde 1992 als Sofortmaßnahme mit der intensiveren Fuchsbejagung in den NSG „Havelländisches Luch“ und „Belziger Landschaftswiesen“ begonnen.

Auf Grund der unzureichenden Kenntnisse über die wirkliche Rolle der verschiedenen Prädatoren in den Schutzgebieten und über die methodischen Aspekte der massiven Fuchsbejagung bestehen über die langfristigen Erfolgsaussichten dieser Eingriffe gegenwärtig noch große Unsicherheiten.

**Tabelle 4: Zur Entwicklung der Fuchsstrecke/km<sup>2</sup> in den Kreisen Belzig und Rathenow (BRIEDERMANN, DITTRICH 1982, Kreisjagdbehörden 1990 briefl., eigene Erhebungen 1995)**

Gebiet/ Jahre	1979/1980	1988/1989	1990	1993*)	1995*)
Kreis Belzig	0,5-0,6	1,0-1,2	0,49	?	7,9
Kreis Rathenow	0,5-0,6	1,1-1,2	0,36	1,5	5,8

\*) 1993 und 1995 bezieht sich die Fuchsstrecke jeweils nur auf die 4110 ha, bzw. 5548 ha der beiden Schutzgebiete.

Mit diesem Schritt hin zur intensiven Fuchsbejagung war die Hoffnung verbunden, die auch als Anforderung an das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung Brandenburgs gegangen ist, daß diese Maßnahme unbedingt zu untersetzen ist mit Untersuchungen über die Rolle der verschiedenen Prädatoren in derartigen Schutzgebieten und vor allem durch konkrete Bemühungen zur Veränderung der gegenwärtigen Strategie bei der Tollwutbekämpfung.

Leider ist zu diesen Fragen in den vergangenen Jahren wenig Konkretes passiert.

Über die Berechtigung des Prädatorenmanagements als Maßnahme des Artenschutzes wird sehr unterschiedlich geurteilt.

Viele Kritiker verweisen auf ökologische Grundgesetze, daß die Beutegreifer ihre Beute nicht ausrotten oder daß sich die Bestände der Beutegreifer in einem natürlichen Prozeß selbst regulieren. Dabei wird offenbar übersehen, daß gegenwärtig in der Agrarlandschaft in erster Linie der Mensch und nicht die Natur reguliert und daß der Fuchs ebenso wie die bestandsgefährdeten Bodenbrüter durch den Menschen zu „Problemarten“ geworden sind.

Auch ethische Gründe spielen verständlicherweise bei der ablehnenden Haltung einiger Kritiker zur Fuchsbejagung eine Rolle und müssen unbedingt Beachtung finden.

Andere Gegner des „Prädatorenmanagements“ verweisen darauf, daß die Jäger seit Jahrzehnten eine Prädatorenbekämpfung zur Rettung der Niederwildbestände fordern und der Naturschutz diese Vorgehensweise abgelehnt hat. Das stimmt natürlich, und diese Forderung der Jäger nach einer verstärkten Bejagung der Prädatoren wurde in der Regel auch berechtigt zurückgewiesen.

Es darf bei dieser Argumentation nicht vergessen werden, daß früher in derartigen Fällen vom Schutz des Niederwildes in ausgeräumten Agrarlandschaften die Rede war. Heute ist über die Situation in Gebieten zu entscheiden, in denen wichtige Grundvoraussetzungen für das Überleben der zu schützenden Arten durch ein aufwendiges Management gesichert oder wieder hergestellt wurden. Diese neuen Inhalte in der Argumentation aus Naturschutzsicht verstehen die Jäger sehr wohl.

Falsch ist in diesem Zusammenhang auch das Argument, mit diesem Prädatorenmanagement würde der Naturschutz der Schießlust der Jäger entgegenkommen. Alle Erfahrungen in den letzten Jahren zeigen, daß für die Jäger die vom Naturschutz gewünschte intensive Bejagung der Prädatoren sehr zeit- und kostenaufwendig ist.

Aus den Reihen der Fuchsspezialisten kommen gelegentlich kritische Äußerungen, die vor allem darauf zielen, daß die Fuchsbestände mit der Jagd alleine nicht so weit reduziert werden können, wie es der Schutz der Bodenbrüter erfordert. Diese Bedenken werden von den Mitarbeitern im Naturschutz geteilt. Obwohl es einige positive Beispiele, allerdings aus Zeiten mit deutlich geringerer Fuchsdichte (STUBBE et al. 1977, GORETZKI, PAUSTIAN 1982), und neuere, interessante

Konzepte zum Fuchsmanagement gibt (HARTLEB et al. 1996), bleiben weiterhin methodische Bedenken und außerdem Zweifel darüber, ob der erforderliche hohe Jagddruck mit jahrelanger Kontinuität aufrechterhalten werden kann.

Aus diesem Grunde wird auf gezielte Forschungen zur Erarbeitung intelligenterer Lösungen gedrängt.

Gerade angesichts der Erkenntnisse, daß die mit der Immunisierung wachsenden Fuchsbestände auch einen sich ständig vergrößernden „Pool“ nicht immunisierter Tiere beherbergen (REICHERT 1989, STÖR, KARGE 1992, BRANDL et al. 1994, GUTHÖRL 1994), also eine Bestandsreduzierung der Füchse auch aus seuchenhygienischer Sicht zur Sicherung der Immunisierungsergebnisse notwendig bleibt, sollte möglichst aufgeschlossen über umweltverträglichere Lösungen der Tollwutbekämpfung nachgedacht werden.

Im Hinblick auf die gegenwärtig extrem hohen Fuchsdichten und die europaweiten Erfahrungen über die Schwierigkeiten einer Bestandsregulierung der Füchse mit Hilfe der Jagd, sind Aufrufe zur weiträumigen intensiven Fuchsbejagung, wie der Ministererlaß in Mecklenburg-Vorpommern („Unsere Jagd“ 1996) sicher ein wichtiges Signal, aber wahrscheinlich keine Maßnahme mit nachhaltigen Erfolgsaussichten. Vor allem darf diese Maßnahme nicht die Suche nach anderen Regulierungsmöglichkeiten ersetzen.

Modellberechnungen zeigen eine sehr wirkungsvolle und nachhaltige Tollwutimmunisierung im Zusammenwirken mit „Sterilisationen“ zur Bestandsminderung (REICHERT 1989). Der Einsatz von Wirkstoffen zur Minderung der Reproduktion (JOCHLE, JOCHLE 1993, MARKS et al. 1996) könnte ohne hohen Jagddruck zur Minderung der Fuchsdichte führen und zusammen mit der Immunisierung die Effektivität der Tollwutbekämpfung wesentlich verbessern. Dem Artenschutz wäre mit den geringen Fuchsbeständen ebenfalls geholfen.

#### 4. Summary

There is a crisis for conservation projects for breeders of wet meadow land especially for waders and Great Bustard *Otis tarda* in Brandenburg.

Although there have been taken intensive and successful steps for preservation and restoration of their habitats the populations of these species are not increasing. The populations of Great Bustard and Partridge *Perdix perdix* have been decreasing. It is supposed that the Red Fox *Vulpes vulpes* is responsible for these raised losses.

The increased metapopulation of Red Fox could probably explained by reduced hunting activity and immunizing against rabies and led to high densities (3,8 foxes/km<sup>2</sup> in spring). On this account in 1992 hunting of Red Fox was intensified in Great Bustard nature reserves. Hunters get reward for each killed fox and can advance traps for free. Further research programmes are necessary

for working basic correlations in predator management and damming rabies by alternative methods instead of shooting the foxes.

#### Literatur

- ANORDNUNG zur Oralen Immunisierung der Füchse Frühjahr 1996 (12.04.1996 bis 03.05.1996). Min. f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten Potsdam vom 22. März 1996
- BLOCK, B.; BLOCK, P.; JASCHKE, W.; LITZBARSKI, B.; LITZBARSKI, H. u. PETRICK, S. 1993: Komplexer Artenschutz durch extensive Landwirtschaft im Rahmen des Schutzprojektes „Großtrappe“. -Natur und Landschaft 68(11): 565-576
- BOSCHERT, M. u. EINSTEIN, J. 1996: Vortrag auf der Tagung: Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. Uni. Wien
- BRANDL, R.; JELTSCH, F.; GRIMM, F.; MÜLLER, M. u. KUMMER, G. 1994: Modelle zu lokalen und regionalen Aspekten der Tollwutausbreitung. -Ökologie u. Naturschutz 3: 207-216
- BRIEDERMANN, L. u. DITTRICH, G. 1982: Die Fuchsstrecke in der DDR in Beziehung zu einigen ökologischen Faktoren. -Beitr. z. Jagd- und Wildforschung XII: 60-67
- DOERENKAMP, J. 1994: Stadel-Jagd. -Die Pirsch 6: 29-31
- EINSTEIN, J. 1992: Jahresbericht 1992 über das Naturschutzgebiet Federsee. -Naturschutzzentrum Federsee. -Bad Buchau: 4-34
- ESCHHOLZ, N. 1996: Großtrappen (*Otis t. tarda*, L., 1758) in den Belziger Landschaftswiesen. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brand. 4: 37-40
- GLUTZ von BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M. u. BEZEL, E. 1975, 1977: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. -Wiesbaden. Bd. 6: 451-454, Bd. 7: 208-209, 337
- GORETZKI, J. u. PAUSTIAN, K.-H. 1982: Zur Biologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in einem intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiet. -Beitr. Jagd- u. Wildforschung XII: 96-107
- GORETZKI, J. 1995: Opportunismus und Gewinner. -Unsere Jagd 2: 8-10
- GORETZKI, J. 1996: Wechselwirkung zwischen Tollwutbefall und Populationsdynamik beim Rotfuchs auf der Insel Rügen. -Weidwerk in Mecklenburg-Vorpommern 5: 9-10
- GUTHÖRL, V. 1994: Fuchs frißt Hase - und was dabei herauskommt. -Weidwerk 12: 18-21
- HARTLEB, K.-U. 1995: Zur Ökologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) im Landschaftsschutzgebiet „Belziger Landschaftswiesen“. -Diplomarb. Univ. Halle-Wittenberg
- HARTLEB, K.-U. u. STUBBE, M. 1996: Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Großtrappe (*Otis tarda*) in den Belziger Landschaftswiesen - Notwendigkeit und theoretische Ableitungen zur lokalen Rotfuchskontrolle. -Beitr. Jagd- und Wildforschung 21: 287 - 298
- JOCHLE, W. u. JOCHLE, M. 1993: Reproduction in a feral cat population and its control with a prolactin inhibitor (cabergoline). -Journ. of Reproduction and Fertility. Supplement 47: 419-424
- LITZBARSKI, B. u. LITZBARSKI, H. 1993b: Zur künstlichen Aufzucht und Auswilderung sowie Nachzucht von Großtrappen in der Naturschutzstation Buckow. -Bongo 21: 65-78
- LITZBARSKI, B. u. LITZBARSKI, H. 1996: Zur Situation der Großtrappe *Otis tarda* in Deutschland. -Vogelwelt 117: 213-224
- LITZBARSKI, H. 1993: Das Schutzprojekt „Großtrappe“ in Brandenburg. -Berichte zum Vogelschutz - vormals : Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 31: 61-66
- LITZBARSKI, H. 1995: Extensive Landnutzung, Landschaftspflege und -gestaltung im Schutzprojekt „Großtrappe“. -In SCHWÖPPE, W. & TERLUTTER, H. (Hrsg.): NATURA 2000 - Gibt es Zukunftsperspektiven für Naturwerte in der europäischen Kulturlandschaft?: 93-103
- LITZBARSKI, H. u. LOEW, M. 1983: Die Entwicklung der Großtrappenbestände unter den Bedingungen des Bezirkes Potsdam. -Naturschutzarb. Berlin u. Brandenburg, Beiheft 6: 5-16
- LITZBARSKI, H. u. EICHSTÄDT, D. 1993 a: Naturschutz und Landwirtschaft im Großtrappenschongebiet Buckow, Krs. Rathenow. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brand. 2: 37-45
- MARKS, C. A.; NIJK, M.; GIGLIOTTI, F.; BUSANA, F. u. R. V. SHORT 1996: Preliminary field assessment of a cabergoline baiting campaign for reproductive control of the Red Fox (*Vulpes vulpes*). -Wildlife Research 23: 161-168

MINISTERERLASS zur Fuchsbejagung. -Unsere Jagd 11: 14  
 REICHERT, H.- U. 1989: Simulationsstudien zur Ausbreitung und Bekämpfung der Tollwut bei Füchsen mit einem stochastischen, räumlichen Modell. -Diss. Univ. Tübingen  
 SCHLÜTER, H. 1993: Rotrock unter Kontrolle? -Unsere Jagd 10: 24-25  
 SCHMALZER, A. 1996: Vortrag auf der Tagung: Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. Univ. Wien  
 SIEFKE, A. 1993: zit. in: GORETZKI, J. 1996: Wechselwirkung zwischen Tollwutbefall und Populationsdynamik

beim Rotfuchs auf der Insel Rügen. -Weidwerk in Mecklenburg-Vorpommern 5: 9-10  
 STIEBLING, U. 1995: Untersuchungen zur Ökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), in einem Ausschnitt der Uckermärkischen Agrarlandschaft. -Diplomarb. Humboldt-Univ. Berlin  
 STÖHR, K. u. KARGE, E. 1992: Kann man sich zurücklehnen? -Unsere Jagd 2: 8-9  
 STUBBE, M. u. STUBBE, W. 1977: Zur Populationsbiologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*. III. -Hercynia N. F. 14: 160-177  
 UHL, H. 1996: Vortrag auf der Tagung: Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. Univ. Wien

Verfasser  
 Dr. Heinz Litzbarski  
 Landesumweltamt Brandenburg,  
 Naturschutzstation Buckow  
 Dorfstraße 34  
 D-14715 Buckow

## Rundtischgespräch zum Interessenkonflikt Fuchs



Verschiedene Standpunkte zur Strategie des Artenschutzes und zum Sinn und Zweck der Jagd prägten das Rundtisch-Gespräch zum Thema „Rotfuchs“.

Folgende grundsätzliche Probleme standen im Mittelpunkt des Gespräches:

– Bestandszunahme

Die allgemeine biologisch-ökologische Situation des Rotfuchses in Deutschland wurde weitgehend übereinstimmend bewertet. Die Diskussionsteilnehmer sehen eine enorme Zunahme des Fuchsbestandes als Tatsache an. Direkte Erfassungen auf definierten Untersuchungsflächen bestätigen dies neben den als Weiser für die Populationsdichte diskutierten Jagdstrecken.

Der weitere Verlauf der Bestandsentwicklung sollte als eine der Grundlagen in der Bewertung des Rotfuchses langfristig erfaßt werden.

– Bejagung oder Duldung?

Gegensätzliche Meinungen bestanden zu jagdlichen Eingriffen in den Fuchsbestand. Sie resultieren aus generell unterschiedlicher Einschätzung der Effizienz und Wirkung der Bejagung.

Es wurde zum einen die intensive Bejagung – möglichst Bewirtschaftung – gefordert, um den Bestand zu verringern. Der Fuchs könnte bei seiner heutigen Dichte in der Praxis zwar nicht durch die Jagd reguliert werden, dies wäre aber grundsätzlich möglich.

Dem stand die Empfehlung gegenüber, die

Fuchsbejagung gänzlich einzustellen und die Zunahme des Fuchses bis zu einer nicht bekannten Kapazitätsgrenze zu akzeptieren, da die Ursachen dafür in den anthropogenen Veränderungen des Naturhaushaltes liegen. Durch die Anpassungsfähigkeit des Fuchses wäre der Bestand grundsätzlich nicht mit der Bejagung zu regeln.

– Gefährdete Beutetiere

Die Teilnehmer des Rundtisch-Gespräches stimmten darin überein, daß der Fuchs einen entscheidenden negativen Einfluß auf bereits gefährdete Beutetier-Populationen (Trappe, Birkhuhn, wiesenbrütende Limicolen) haben kann. Dies ist durch Fakten belegt, darf aber nicht pauschal verallgemeinert werden. Sichere Aussagen können durch spezielle Untersuchungen möglich werden.

Zu einer lokalen intensiven Bejagung des Fuchses bestand überwiegend Zustimmung. Die gesamte Strategie des Artenschutzes wurde aber auch in Frage gestellt, da Schutzmaßnahmen für eine Art immer andere Arten beeinträchtigen würden.

– Sommerbejagung

Die Bejagung sollte zur Nutzung des Fuchses in irgendeiner Weise führen und möglichst nicht als bloße Vernichtung des Tieres erfolgen.

Ein großer Teil der Diskussionsteilnehmer verneinte die Bejagung im Sommer – insbesondere zur Zeit der Jungenaufzucht – und die Tötung der Welpen am Bau.

Dem steht der Standpunkt entgegen, daß eine ganzjährige Bejagung zumindest räumlich begrenzt möglich und bei lokalen Problemen mit dem Fuchs auch nötig ist.

– Tollwut-Immunsierung

Das Problem der Tollwutimpfung wurde nur kurz diskutiert. Grundsätzlich ist die medikamentöse Beeinflussung von Wildtieren nicht anzustreben. Es bestand aber keine einheitliche Meinung zur Tollwut-Immunsierung der Füchse.

Auch die Rolle der Fuchspopulation als potentielles Reservoir verschiedener Zoonosen und Parasitosen wurde unterschiedlich eingeschätzt. Die weitere Fortführung laufender Untersuchungen ist hier notwendig.

– Fazit

Insgesamt wurde die biologisch-ökologische Situation des Rotfuchses nach den belegten Fakten übereinstimmend bewertet, aber überwiegend unterschiedlich interpretiert.

Die Frage, was mit dem Fuchs geschehen soll, beantworteten die Teilnehmer aber grundsätzlich verschieden. Hier bestand nur in Sonderfällen (gefährdete Beutetiere) einigermaßen Konsens.

zusammengestellt:

Dr. Hermann Ansoerg  
 Staatliches Museum  
 für Naturkunde Görlitz  
 PF 300154  
 D-02806 Görlitz

## Verkehrstod beim Dachs

In den Jahren 1992 bis 1997 registrierten T. Langgemach und P. Sömmmer (Naturschutzstation Wobblitz/Landesumweltamt Brandenburg) 74 Straßenopfer beim Dachs.

Soweit noch bestimmbar handelte es sich um 29 Männchen und 22 Weibchen.

In der der jahreszeitlichen Aufschlüsselung der Funde zeigt sich eine ausgeprägte Häufung in den Monaten März bis Mai. Vermutlich hängt dies mit größerer Aktivität der Tiere nach der Winterruhe zusammen (verstärkte Nahrungsaufnahme in dieser Zeit, evt.

auch mit der Ranz und Geburt des Nachwuchses).

Die Mehrheit der Dachse wurde an Straßen gefunden, auf denen mit hoher Geschwindigkeit gefahren wird. Eine Meidung durch die Tiere läßt sich anhand des Materials nicht ableiten.

Sofern eine wissenschaftliche Verwertung der Funde noch sinnvoll erschien, wurden die Dachse dem Institut für Zoo- und Wildtierforschung Berlin übergeben. Hier dienten sie vor allem parasitologischen Untersuchungen. Die Analyse von 25 Mageninhalten ergab folgende Nahrungsreste: Grünpflanzen (19mal), Kerbtiere bzw. Larven (15mal), Regen-

würmer (9mal), Wurzelteile (7mal), Getreide- oder Maiskörner (4mal), Obst (3mal), Mäuse (2mal). Darüber hinaus wurden 2mal je eine Hummel, 1 Blindschleiche, 1mal zwei Erdkröten sowie Reste von Wirbeltieren; Vogeleier oder Jungvögel hingegen nie gefunden.

Die Funddaten wurden der mit dem Säugerschutz betrauten Naturschutzstation Zippelsförde übermittelt.

Aus den „Mitteilungen des Landesfachausschusses Säugetierkunde Brandenburg – Berlin“ 1/1998

CARINA VOGEL

# Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an einem Fischotter *Lutra lutra* L., 1758 in Mecklenburg-Vorpommern

Schlagwörter: Fischotter (*Lutra lutra*), Telemetrie, Raumnutzung, Aktivität, Warnow



In den Jahren 1992 bis 1995 wurde in einem Forschungsprojekt der Aktion Fischotter-schutz e.V., Hankensbüttel, erstmals versucht, mittels moderner Telemetrietechnik Daten aus einer Population freilebender Fischotter in Deutschland zu gewinnen. Basierend auf einem Kooperationsvertrag zwischen dem Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (jetzt: Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz) und der Aktion Fischotter-schutz e.V. wurde eine Konzeption erarbeitet, die neben dem Fang und der telemetrischen Beobachtung mehrerer Otter auch die Erfassung der Habitatausstattung, der Habitatnutzung und der Gefährdung des Otters einschloß. Finanziert wurde die Otterstudie von der Aktion Fischotter-schutz e.V. mit Mitteln aus dem Karl-Kraus-Gedächtnis-Fond e.V., Bonn.

## 1. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsmethoden

Fang und Telemetrie der Otter erfolgten in einem ca. 75 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsraum im Gebiet der Oberen und Mittleren Warnow in Mecklenburg-Vorpommern, Kreis Parchim (Altkreise Schwerin-Land und Sternberg). Im Untersuchungsraum befinden sich mehrere Seen von 10 ha bis 260 ha Größe, als größter Flußlauf die Warnow sowie zufließende Bäche und in den Niederungen ausgedehnte Grabensysteme.

Insgesamt sechs Holz- und vier Holz-Draht-Kastenfallen wurden zwischen 1992 und 1995 am Ufer der Warnow und in kleineren Gräben im Einzugsbereich der Seen aufgestellt. Die Hälfte der Fallenstandorte mußten aufgrund anthropogener Störungen mehrfach verlegt werden. Andere Standorte wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren und mehr beibehalten. In diesem Zeitraum standen die Fallen an 5 646 Fangtagen fängig (1 Fangtag = 1 Falle steht 1 Tag fängig). Die Fallen wurden täglich mittels Funksender (Fa. GFT, Bordesholm) abgehört und regelmäßig auf ihre Funktionstüchtigkeit hin überprüft. Unregelmäßig wurden die Fallen mit Otterkot, Fisch bzw. verschiedenen Duftstoffen beködert. Es zeigte sich jedoch keine positive Beeinflussung des Fangergebnisses. Neben unbeabsichtigten Beifängen (15 x Mink, 1 x Iltis, 1 x Dachshund) konnte am 30.12.1992 und am 8.5.1993 jeweils ein Otter gefangen werden. Die Tiere wurden

während 5 bis 7 Tage in einem Quarantänegehege auf ihren Gesundheitszustand hin überwacht und, mit einem Implantatsender sowie einem Nacken-Klebesender (Fa. GFT, Bordesholm) versehen, am Fangort wieder freigelassen. Während das im Dezember 1992 gefangene adulte Otterweibchen über einen Zeitraum von zwei Monaten telemetrisch verfolgt werden konnte, brach der Funkkontakt zu dem im Mai 1993 gefangenen Otter, einem subadulten Rüden, bereits in der zweiten Beobachtungsnacht ab. Nachdem das Tier trotz 10wöchiger intensiver Suche durch mehrere Peilteams selbst mittels Flugzeug nicht mehr gefunden werden konnte, muß von einem Ausfall des Telemetriesenders ausgegangen werden.

Im Zeitraum zwischen dem 7.1.1993 und dem 2.3.1993 wurde die Otterfähe an 55 Tagen bzw. in den Nächten mittels Radio-Telemetriesender beobachtet, dabei ihr Tagesaufenthalt sowie die Raumnutzung während der Nacht erfaßt und die Aktivitätszeiten protokolliert. Während der 8 Nächte konnten keine Peilungen getätigt werden. Insgesamt wurde die Fähe im Januar 1993 während 11 Nächten kontinuierlich von Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang beobachtet; in weiteren 3 Nächten riß der Funkkontakt zum Sender ab, so daß nur aus einem Teil der Nacht Daten vorliegen. Im Februar 1993 konnte der Aufenthalt und die Aktivität des Otters während 12 Nächten kontinuierlich erfaßt werden; aus 7 Nächten liegen nur unvollständige Peilungen vor (3 x Signalabriß, 4 x Abbruch der Peilung).

An 7 Tagen im Januar und 4 Tagen im Februar wurde nur der jeweilige Tageseinstand des Tieres mittels Telemetrie erfaßt. Da die Annäherung an den Ruheplatz auf maximal 50 m erfolgte, konnte die exakte Lage des Baues bzw. des Unterschlupfes nur in Einzelfällen festgestellt werden.

Sowohl der Tageseinstand als auch die anschließenden nächtlichen Aktivitäten wurden zweimal im Januar 1993 und fünfmal im Februar 1993 erfaßt. In diesen Fällen erfolgte somit eine 24 h-Beobachtung des Otters. Die Dauer der kontinuierlichen nächtlichen Peilungen betrug während dem Großteil der Beobachtung mehr als 10 Stunden, so daß insgesamt über 340 Stunden an Telemetriedaten eines einzelnen Otters zusammen kamen.

Nachdem der Klebesender der Otterfähe abgefallen und die Signale des Implantatsenders schwächer geworden waren, brach der

Senderkontakt während der nächtlichen Peilung am 2.3.1993 abrupt ab. Trotz wochenlangen intensiven Suchens am Boden und per Flugzeug konnte das Tier nicht wieder gefunden werden. Es muß davon ausgegangen werden, daß der Implantatsender nach nur 8wöchiger Laufzeit seine Funktion eingestellt hatte.

Knapp 6 Monate später wurden im Aufenthaltsgebiet der Otterfähe zwei Jungotter beobachtet. Dies mag ein Hinweis darauf sein, daß die Fähe auch weiterhin im angestammten Revier lebte und nicht abgewandert war.

## 2. Raumnutzung

Die Freilassung der am 30.12.1992 gefangenen Otterfähe erfolgte nach vorheriger Anbringung der Telemetriesender in der Nacht vom 5.1. auf den 6.1.1993, um 1.45 Uhr am Fangort. In der dritten Beobachtungsnacht konnte der Einstand des Otters in einem Meliorationsgraben im Bereich des Warnowoberlaufes westlich des Freilassungsortes festgestellt werden. Die Fähe hielt sich dort in einem Bisambau auf und jagte während der Nacht im Bereich des Flußlaufes und der angrenzenden Gräben. Diese waren zum Zeitpunkt der Beobachtung fast vollständig zugefroren und mit einer 10 cm hohen Wasserschicht überstaut. Unter diesen Rahmenbedingungen konnte der Fang von Fischen nachgewiesen werden.

In der übernächsten Nacht wechselte die Otterfähe, dem Lauf eines in die Warnow mündenden Baches folgend, in ein etwa 5 km entferntes Bruchgebiet. Hier konnte sie während der folgenden Wochen regelmäßig beobachtet werden. Sie nutzte dabei sowohl die Waldbestände (Erlenbruchwald, feuchter Laubmischwald, Birkenbruchwald) als auch die in dem Gebiet liegenden Wiesenflächen und Gräben zum Wechsel zwischen den verschiedenen Jagdgebieten. Ein zweites Einstandsgebiet, welches von der Otterfähe ebenfalls genutzt wurde, lag nördlich des Bruchgebietes und war von diesem durch eine Wasserscheide getrennt. Hierbei handelte es sich um einen 31 ha großen See im Bereich des geplanten Naturschutzgebietes „Demener Rinne“, welcher durch ausgedehnte Schilfbestände und Weidengebüsche charakterisiert ist. Der See steht über einen Graben mit mehreren anschließenden Seen und dem Mittellauf der Warnow in Verbindung. Obwohl der Fähe keine direkte Wandermöglichkeit entlang eines Gewässers oder

Feuchtgebietes zur Verfügung stand, wechselte sie regelmäßig zwischen beiden Einstandsgebieten. Die Wechsel erfolgten jede zweite oder dritte Nacht; in einem Fall konnte das Hin- und Zurückwechseln im Verlaufe ein und derselben Nacht nachgewiesen werden. Die von der Fähe genutzten Pfade konnten hierbei nicht genau bestimmt werden, doch liegen zwischen beiden Einstandsgebieten mindestens 1000 m, welche der Otter im günstigsten Falle über einen Acker und entlang eines Weges bzw. durch kleinere Waldstreifen zu überwinden hatte. Das gesamte Streifgebiet, in welchem die Otterfähe mindestens einmal gepeilt werden konnte, betrug nach der Minimum-Convex-Polygon-Methode 450 ha. Hierbei hielt sich der Otter während 60 % der Nächte im rund 85 ha großen nördlichen Einstandsgebiet auf und während 27 % der Nächte im 59 ha großen südlichen Einstandsgebiet. Während 13 % der Beobachtungsnächte konnte der Aufenthaltsort nicht bestimmt werden. Innerhalb der Einstandsgebiete bevorzugte die Otterfähe bestimmte Bereiche zur nächtlichen Jagd; in jedem der beiden Gebiete ließen sich mehrere solcher „Jagdgebiete“ abgrenzen.

### 3. Tageseinstände und Aktivitätsphasen

Während der zwei Beobachtungsmonate konnten neun Tageseinstände durch Kreuzpeilung bestimmt werden. Ein Wechsel der Ruheplätze während des Tages konnte nicht festgestellt werden. Die Tageseinstände wurden meist in Zusammenhang mit dem nächtlichen Wechsel von einem Einstandsgebiet in das andere verlegt; ein solcher Wechsel konnte während des Januars 1993 fast jede Nacht festgestellt werden, während die Fähe im Februar 1993 relativ ortstreu war. 37 % der Beobachtungen im Tageseinstand beziehen sich auf ein und denselben Ruheplatz: Hier hatte die Fähe im Bereich einer zusammengebrochenen Bootshütte ihr Lager. Der anfangs in einem Meliorationsgraben an der Warnow gefundene Bisambau wurde, nachdem die telemetrierte Otterfähe das Gebiet verlassen hatte, noch von mindestens einem weiteren Otter genutzt. Die telemetrierte Otterfähe begann ihre nächtlichen Aktivitäten stets nach Sonnenun-

tergang (frühestens 18.30 Uhr, spätestens 1.35 Uhr) und kehrte spätestens zu Sonnenaufgang (7.00 Uhr) in den Tageseinstand zurück. Während der Nacht war die gesamte Aktivitätszeit auf 1 bis 4 einzelne Aktivitätsphasen verteilt, wobei aber nur Daten aus 21 von 34 Telemetriernächten berücksichtigt werden konnten. Die erste Aktivitätsphase begann meist vor Mitternacht, worauf eine Ruhephase von 1 bis 4 Stunden folgt. In der zweiten Nachthälfte kam es zu weiteren Aktivitätsphasen und teilweise zum Wechsel des Einstandsgebietes.

### 4. Weitere Untersuchungen

Neben der Erfassung der räumlichen und zeitlichen Aktivität der Otterfähe wurden im Untersuchungsgebiet mehrere Kartierungen durchgeführt. Eine systematische Suche entlang der Warnow erbrachte im Winter 1992/93 weitere Nachweise des Fischotters, welche sich entlang des gesamten Flußlaufes verteilten. Im Frühjahr und Sommer 1994 wurde im Einstandsgebiet der telemetrierten Otterfähe eine am CIR-Biototypenschlüssel des Landes Mecklenburg-Vorpommern orientierte Biototypen-Kartierung durchgeführt sowie die Flächennutzung entlang eines an das Gebiet anschließenden 30 km langen Warnowabschnittes erfaßt.

Rund ein Viertel der Vegetationsbestände im Lebensraum der Otterfähe zählen zu den nach § 2 des Mecklenburg-Vorpommerschen Landesnaturschutzgesetzes geschützten Biotopen. Den größten Teil hiervon bilden die Seen mit ihren Uferbereichen (31 %) sowie die Niedermoorflächen (27 %). Daneben kommen Erlen-, Birken- und Erlen-Eschen-Bruchwälder vor (20 %). Grünlandflächen, hauptsächlich aufgelassene Feuchtwiesen im Bereich des Dannhusener Sees, machen 11 % der Fläche aus.

Das Warnowtal im untersuchten Abschnitt stellt sich als mäßig intensiv genutzt dar. Innerhalb eines 2 km breiten Bandes entlang des Flusses wird der überwiegende Teil der Flächen als Grünland (28 %), Ackerland (21 %) bzw. als Wald genutzt (35 %). Bracheflächen in Flußnähe machen knapp 11 % aus, während nur etwa 5 % der Fläche von Siedlungsflächen eingenommen werden.

Von den hier vorherrschenden Einzelhöfen und kleinen Dörfern sind nur geringe Störungen und Eingriffe in den Uferbereich der Warnow und damit den Lebensraum des Otters zu erwarten. Direkt an das Flußufer grenzen Feuchtwiesen, Kohldistelwiesen und Hochstaudenfluren, so daß sich überall ein mindestens 8 m breiter ungenutzter Streifen zwischen Fluß und Nutzfläche befindet.

Die zur Feindvermeidung, Migration und Fortpflanzung wichtige Deckung der Vegetation im Lebensraum der telemetrierten Otterfähe wurde nach dem Verfahren von MÜHLENBERG (1989) untersucht. Hier zeigte sich, daß wie erwartet Röhrich- und Schilfbestände den besten (Sicht-)Schutz bieten. Schilfröhricht scheint allein durch seinen dichten Wuchs, seine flächenhafte Ausdehnung und seine Wuchshöhe einen herausragenden Wert als deckungsbietende Vegetationsform für den Otter zu haben. Es prägt auch die Hauptaufenthaltssorte des Otters im nördlichen Einstandsgebiet. In Niedersachsen fand TRABOLD (1980) an vom Otter besiedelten Gewässern ebenfalls einen höheren Anteil an horizontaler und vertikaler Überdeckung durch Gehölze sowie Schilfgürtel und Brachflächen.

An 24 bzw. 28 ausgewählten Kontrollpunkten entlang der Fluß- und Seenufer wurden zudem über einen Zeitraum von 10 Monaten regelmäßig alle Otternachweise erfaßt, wobei hier neben der arttypischen Losung auch Trittsiegel und die Kombination aus Trittsiegel, Losung und Scharrhügel Eingang fanden. Es wurde eine jahreszeitliche Dynamik der Nachweishäufigkeit mit einer Zunahme in den Wintermonaten festgestellt.

Die Häufigkeit und Verteilung von anthropogenen Störungen am Gewässer wurde ebenfalls anhand festgelegter Kontrollpunkte und Kontrollstrecken über ein ganzes Jahr hinweg dokumentiert. Hierbei ergaben sich in den Zeiten, zu welchen der Otter am ehesten aktiv ist, nur geringe Störungen durch Menschen (v.a. Angler, PKW, Camper bzw. Badende). Die Störungen beschränkten sich im Winterhalbjahr fast ausschließlich auf die Mittagsstunden, während sie im Sommerhalbjahr auch bis in die Nacht hinein am Gewässer vorkamen (Nachtbadende, Boote, Camper, Nachtangler). Inwieweit der Otter sich auf diese Störungen einstellen kann, wurde nicht ermittelt.

### 5. Diskussion

Leider konnte trotz intensiver Anstrengungen über einen Zeitraum von immerhin 3 1/4 Jahren hinweg außer den beiden erwähnten Tieren kein weiterer Otter gefangen werden. Obwohl die Otter die Lebendkastenfallen im Laufe der Zeit mittels Losung markierten und diese sogar überkletterten, konnten sie im Gegensatz zu den Erfahrungen in Polen (SIKORA 1995) selbst durch Witterung (Otterkot, Fisch, weitere Geruchstoffe) nicht zum Betreten der Fallen animiert werden. Bei den im Dezember 1992 und Mai 1993 gefangenen Ottern könnte es sich um durchwandernde bzw. „ortsunkundige“ Einzeltiere ge-

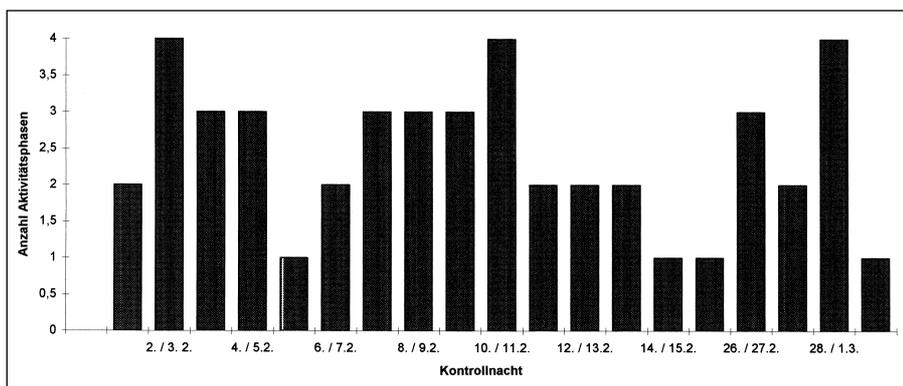


Abb. 1  
Aktivitätsphasen eines weiblichen Otters pro Nacht im Februar 1993

handelt haben, welche die Fallen nicht als Fremdkörper einstufen und sie entsprechend unvoreingenommen betreten. Im Falle der Otterfähe waren dem Fang mehrere sehr kalte Frosttage vorausgegangen, so daß im weiten Umkreis alle Seen, Bäche und Gräben zugefroren waren und nur am Standort der Falle, unter einer Brücke, noch offene Wasserflächen zu finden waren. Zudem ist bekannt, daß Otter bei zugefrorenen Wasserflächen vermehrt (ab)wandern (ERLINGE 1968). Auch von subadulten Otterruden weiß man, daß sie nach Auflösung des Familienverbandes große Strecken abwandern können (ERLINGE 1968; JENKINS 1980). Zum Zeitpunkt des Fanges der beiden Otter war nachweisbar noch mindestens ein weiterer Otter am jeweiligen Fangort.

Das Gesamtstreifgebiet der Otterfähe bestand aus zwei durch eine Wasserscheide getrennte Aufenthaltsgebieten. Zum Wechsel von einem ins andere Gebiet nutzte die Fähe die jeweils kürzeste Überlandstrecke und querte dabei Acker, Wald und Offenland. Ähnliches fand ROY (1991) bei einem Otterruden. Im Gegensatz zu dieser Autorin, welche den Aufenthaltsraum des Otters als Wegenetz beschreibt, konnte in der vorliegenden Untersuchung gezeigt werden, daß die Otterfähe ihr Aufenthaltsgebiet flächig nutzt und hierbei verschiedene Jagdgebiete hat. Die Bedeutung des „Hinterlandes“ für den Otter zeigt sich auch im Falle der telemetrierten Otterfähe. Ihr Lebensraum am Dannhusener See bestand zum Großteil aus ungestörten Bereichen wie Wasserflächen, feuchten Uferbereichen mit Schilf, Weidenbüsch und Bruchwäldern sowie Feuchtgrünland und Nebengewässern.

Die Gründe für den Wechsel des Hauptaufenthaltsgebietes können in der Verfügbarkeit von Nahrung bzw. eisfreien, offenen Wasserflächen zu suchen sein (vgl. REUTHER 1993). Es wäre denkbar, daß die Fähe das gesamte Streifgebiet relativ regelmäßig nach Nahrung absucht, wobei sie nach wenigen Tagen das Jagdgebiet bzw. das Einstandsgebiet wechselte.

Zwei Drittel der Tageseinstände der Fähe lagen, wie von GREEN et al. (1984) und ROY (1991) beschrieben, in unmittelbarer Gewässernähe. Alle anderen Einstände befanden sich in einem Bruchwald, rund 100 bis 150 m vom nächsten Graben entfernt. Die Abstände zwischen den einzelnen Tagesruheplätzen streuen mit 160 m bis 2300 m weiter als bei REUTHER (1993) beschrieben. Sie wurden von der Otterfähe weit seltener verlegt, als dies GREEN et al. (1984), ROY (1991; 1992) und KRANZ (1993) in ihren Untersuchungen festgestellt haben.

In bezug auf die strikte Nachtaktivität des

Otters entsprechen die hier gemachten Ergebnisse den Angaben bei ROY (1991), der Aktivitätsbeginn war jedoch zeitlich nicht so eng an den Sonnenuntergang gebunden, wie dies GREEN et al. (1984) bei freilebenden Ottern in Schottland und STUBBE, A. et al. (1993) bei Gehegetieren fanden, sondern entsprachen eher den Erfahrungen BECKERS (1985), welcher bei Gehegetottern im Bayerischen Wald eine größere Schwankungsbreite der Zeiten des Aktivitätsbeginns feststellte. Störungen durch den teilweise starken Kraftfahrzeugverkehr an Teilabschnitten der Warnow wirkten sich nicht erkenntlich negativ auf den Otter aus. Sofern dem Otter ein Unterqueren von Brückenbauwerken möglich ist, kann er diese mühelos kreuzen. Nach dem Abriß und Neubau einer relativ häufig frequentierten Warnowbrücke im Untersuchungsgebiet zeigte sich, daß der Otter nach mehreren Wochen dieses Bauwerk auf eingebrachten Steinschwellen wieder regelmäßig unterquerte und dort auch wie zuvor markierte. Dem vor allem im Sommerhalbjahr stark ansteigenden Bade- und Angelbetrieb scheint sich der Otter durch zeitliches Vermeidungsverhalten anzupassen (vgl. ROY 1991).

Die Beobachtungen legen nahe, daß beim Otter die Toleranz gegenüber Störungen in optimalen Habitaten am größten ist. Wo vermehrt menschliche Störungen auftreten, steigt dementsprechend die Bedeutung von Rückzugsgebieten mit ausreichenden Verstecken für den Otter.

Insgesamt betrachtet, scheint der Otter in einer Landschaft, welche neben nahrungsreichen (Fließ-)Gewässern auch eine ausreichend große und gut vernetzte Fläche von störungsarmen bzw. -freien Rückzugsräumen in Feuchtgebieten, Bruchwäldern etc. aufweist, eine gute Überlebens- und Reproduktionschance zu besitzen, da über den gesamten Untersuchungszeitraum Nachweise von Jungtieren erbracht werden konnten. Gefahren drohen dem Otter vor allem durch Verkleinerung, Zerschneidung und Verinselung seiner ungestörten Lebensräume; die Verluste durch Straßenverkehr und Reusenbeifänge nehmen zu.

## 6. Summary

From 1992 until 1995 the German Campaign for the Protection of Otters, Hankensbüttel, realised a research project on freeranging otters in Mecklenburg-Western Pomerania. The study was funded by the Karl-Kaus-Memorial-Fund, Hamburg on relief of the Ministry of Environment of Mecklenburg-Western Pomerania and carried out by radio telemetry. The aims of the research project were

to gather facts about the habitat use and home-range of otters in an 75 km<sup>2</sup> area with small streams, creeks and ditches, which were connected with lakes and ponds (Mecklenburg Lake Area). In order to capture freeranging otters, six wooden traps and four wire traps as well as two wooden trap-boxes and one wire tubular trap were set up at varying trap sites located under bridges near the river or in small ditches. The traps weren't baited. Two otters were captured at December 30, 1992 and at May 8, 1993. Both otters were fitted with implantation radio transmitters and with neck-fitted transmitters, but only from one otter data could be obtained. This otter could be monitored nearly continuously for a period of two month. The otter used habitat in two disconnected areas, separated by a watershed. The time budget and activity pattern of the otter was monitored. Further surveys as regard current land use, human disturbances and a biotope monitoring were part of the study.

### Literatur

- BECKER, R. 1985: Ermittlungen zur Aktivitätsperiodik des Fischotters *Lutra lutra* L. -Säugetierkundliche Mitteilungen 32: 265 - 279
- ERLINGE, S. 1968: Territoriality of the Otter *Lutra lutra* L. -Oikos 19: 81- 98
- GREEN, J.; GREEN, R.; JEFFERIES, D.J. 1984: A Radio-Tracking Survey of Otters *Lutra lutra* on an Perthshire River System. -Lutra 27: 85- 145
- JENKINS, D. 1980: Ecology of Otters in northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-1979. -Animal Ecology 49: 713-739
- KRANZ, A. 1993: Ein Jahr danach... erste Ergebnisse des Fischotter-Forschungsprojekts im Waldviertel. - Österreichs Weidwerk 1: 18-20
- MÜHLENBERG, M. 1989: Freilandökologie. Heidelberg. -430 S.
- REUTHER, C. 1993: *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) - Fischotter. In: NIETHAMMER, J.; KRAPP, F. Hrsg. 1993: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5/II. Wiesbaden: 907- 961
- ROY, A. 1991: Untersuchung zur Habitatnutzung zweier Fischotter (*Lutra lutra* L.) auf der norwegischen Insel Vega. Diplomarbeit Univ. Osnabrück. 156 S.
- ROY, A. 1992: Zur Habitatnutzung des Fischotters *Lutra lutra* (L.) an der norwegischen Küste. In: Semiquatische Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1992: 357-363
- SIKORA, N. S. 1995: Lebendfang des Fischotters *Lutra lutra* (Linne 1758) in Polen. In: STUBBE, M.; STUBBE, A.; HEIDECHE, D. Hrsg.: Methoden der feldökologischen Säugetierforschung. Wiss. Beitr. Univ. Halle: 173 185
- STUBBE, A.; JORGA, W.; SCHIPKE, R. 1993: Activity of the otter *Lutra lutra* (L., 1758) in captivity and in the field. -Tiere im Konflikt 1: 69- 84
- TRABOLD, W. 1980: Die Bedeutung des Wald- und Gehölzbewuchses für den Fischotter (*Lutra lutra*) an niedersächsischen Fließgewässern und Vorschläge zu forstlichen Maßnahmen zur Förderung des Otterbestandes. Ingenieurarbeit FH Hildesheim/Holzminden. -Göttingen. -59 S.

Verfasserin

Carina Vogel

Mühlenkamp

D-19348 Berge

DIETRICH DOLCH, JENS TEUBNER, JANA TEUBNER

# Haupttodesursachen des Fischotters – *Lutra lutra* (L., 1758) im Land Brandenburg in der Zeit von 1990 bis 1994 [POSTER]



Schlagworte: Fischotter (*Lutra lutra*), Gefährdung, Todesursachen, Fischotterschutz

Key words: European Otter (*Lutra lutra*), endangering, causes of death, protection of otters

Der Fischotter kommt in Mitteleuropa heute nur noch in Restpopulationen vor, deren Verbindungen untereinander infolge anthropogener Landschaftsveränderungen mehr und mehr abreißen.

Er gehört daher in Europa zu den am meisten gefährdeten Säugetierarten.

In der Bundesrepublik Deutschland gibt es großflächige Vorkommen nur noch in Brandenburg (DOLCH et al. 1992) und Mecklenburg-Vorpommern (BINNER 1994, LABES 1992), mit Einschränkung in Sachsen (KUBASCH 1992). Restbestände von oft vermutlich nur wenigen Tieren kommen in Sachsen-Anhalt, Niedersachsen (BINNER 1992), Schleswig-Holstein (HEIDEMANN 1992) und Bayern (MAU 1992) vor. Im übrigen Bundesgebiet ist der Otter ausgerottet worden. In erster Linie durch Veränderung der Umwelt, wie Zersiedlung und Zerschneidung großer zusammenhängender geeigneter Lebensräume, verbunden mit Schadstoffbelastung. Neben diesen indirekten Gründen spielen aber nach wie vor auch direkt anthropogen bedingte Verlustursachen eine bedeutende Rolle (Abb. 1). Zu den wesentlichsten zählen das Verenden in Reusen und der Tod auf der Straße (u.a. DOLCH et al. 1993, KÖRBELE 1993, REUTHER u. FESTETICS 1980, RÖCHERT u. REUTHER 1991, STUBBE u. HEIDECKE 1991, STUBBE et al. 1993).

Daneben treten in geringer Anzahl Verluste zu einem durch natürliche Ursachen, wie z. B. Pneumonie oder Kachexie, auf, zum anderen gibt es allerdings leider immer wieder Meldungen von erschlagenen, erschossenen, „geangelten“, vom Hund gestellten oder in Tellereisen verendeten Tieren. Erst die genaue Kenntnis der Todesursachen ermöglicht eine erfolgversprechende Einflußnahme.

Infolge des gestiegenen individuellen Verkehrsaufkommens und der Umverteilung des Gütertransports von der Schiene auf die Straße auch im Land Brandenburg ist es seit 1990 zu einem dramatischen Anstieg der Verkehrstopfer um 500 % (!) gekommen, der weiterhin anhält. Ein besonders hohes Risiko bilden dabei Straßen, die ein Gewässer kreuzen, vom Fischotter aber nicht unterquert werden können (z. B. an Rohrdurchlässen und Wehren). Da schon in der Vergangenheit – bei wesentlich weniger Reusen- und Verkehrstopfern – der Nachwuchs die Verluste teilweise nicht ausgleichen konnte, ist eine weitere rückläufige Entwicklung der Fischottervorkommen zu befürchten.

Totfunde dieser Art sind daher umgehend zu

bergen, da sie über die Naturschutzstation Zippelsförde als die im Land Brandenburg für Säugetierschutz verantwortliche Einrichtung des Landesumweltamtes gesammelt und in Zusammenarbeit u. a. mit dem Zoologischen Institut der Martin-Luther-Universität Halle einer zentralen Totfundauswertung zugeführt werden, die vor allem auch wichtige Daten für weitere Schutzmaßnahmen liefert. An dieser Stelle sei den Herren Prof. Dr. M. Stubbe und Dr. D. Heidecke vom Zoologischen Institut sowie den Präparatoren Herrn Altner und Herrn Kümmel für die gute Zusammenarbeit bei der Bearbeitung und Auswertung der Totfunde herzlich gedankt.

Dem Land Brandenburg kommt, bedingt durch sein fast flächendeckendes Ottervorkommen, eine besondere Bedeutung für das Überleben der Art in Mitteleuropa zu!

Die Entwicklung, gerade auch in den alten Bundesländern, hat gezeigt, daß trotz Schutz die Bildung von isolierten Vorkommen und letztendlich die Ausrottung des Otters unausweichlich ist, wenn nicht großflächige, unzerschnittene Lebensräume geschützt werden.

Deshalb ist es wichtigstes Anliegen des Fischotterschutzes in Brandenburg, das noch vorhandene großräumige Verbreitungsnetz trotz weiterer wirtschaftlicher, touristischer und damit im Zusammenhang stehender verkehrstechnischer Erschließung zu sichern. Dazu zählt auch der umweltverträgliche Ausbau der Verkehrswege einschließlich ottergerechter, weitlumiger Brücken über alle potentiellen Ottergewässer.

## Literatur

BINNER, U. 1994: Verbreitung des Fischotters in Niedersachsen. In: REUTHER, C. (eds.): Otterschutz in Deutschland. -Habitat 7: 81-83

BINNER, U. 1994: Die Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra* L.) in Mecklenburg-Vorpommern 1993/94. -Hrsg. Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern. -113 S.

DOLCH, D.; TEUBNER, J. u. TEUBNER, J. 1992: Der Fischotter im Land Brandenburg. -Habitat 7: 99-102

DOLCH, D.; TEUBNER, J. u. TEUBNER, J. 1993: Der Fischotter im Land Brandenburg. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2 (1): 33-37

HEIDEMANN, G. 1992: Keine Chance für den Otter in Schleswig-Holstein?. -Habitat 7: 65-68

KÖRBELE, O. 1993: Vermeidung der durch den Straßenverkehr bedingten Verluste von Fischottern (*Lutra lutra*). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr. -Hankensbüttel. -104 S.

KUBASCH, H. 1992: Otterschutz in Sachsen. -Habitat 7: 109-112

LABES, R. 1992: Otterschutz in Mecklenburg-Vorpommern. -Habitat 7: 69-72

MAU, H. 1992: Das Artenhilfsprogramm „Fischotter“ des bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Regierung von Niederbayern. -Habitat 7: 105-108

REUTHER, C. u. FESTETICS, A. (eds.) 1980: Der Fischotter in Europa. - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung. Selbstverlag, Oderhaus & Göttingen

RÖCHERT, R. u. REUTHER, C. 1991: Fischreusen – Tödliche Fallen für Fischotter. -Information der AKTION FISCHOTTERSCHUTZ e.V. -Hankensbüttel. -20 S.

STUBBE, M. u. HEIDECKE, D. 1991: Die Verbreitung des Fischotters in den östlichen Ländern Deutschlands und Ergebnisse der interdisziplinären Totfundanalytik. In: DOLCH, D. u. TEUBNER, J. 1991 (eds.): Fischotterschutz in Brandenburg. Dokumentation der 1. Fachtagung im Land Brandenburg Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. -Potsdam: 4-10

STUBBE, M.; HEIDECKE, D.; DOLCH, D.; TEUBNER, J.; LABES, R.; ANSORGE, H.; MAU, H. u. BLANKE, D. 1993: Monitoring Fischotter 1985-1991. -Tiere im Konflikt 1: 11-59

Verfasser

Dr. Dietrich Dolch

Dipl.-Biol. Jens Teubner

Dipl.-Biol. Jana Teubner

Landesumweltamt Brandenburg

Naturschutzstation Zippelsförde

D-16827 Alt Ruppin

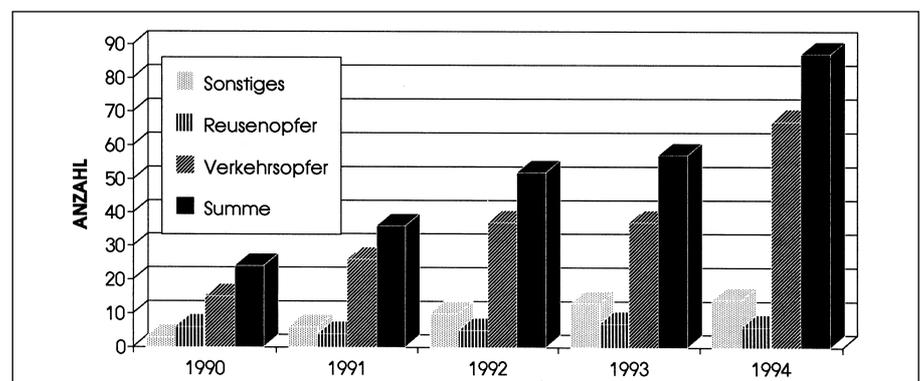


Abb. 1

Haupttodesursachen des Fischotters in Brandenburg

JENS TEUBNER, JANA TEUBNER, DIETRICH DOLCH

# Vorstellungen zur Entwicklung eines Fischreusentyps für den Fischotterschut [POSTER]

Schlagworte: Fischotter (*Lutra lutra*), Gefährdung, Fischotterschutz, Fischreusen

Key words: European Otter (*Lutra lutra*), endangering, protection of otters, fish traps



Neben dem Straßenverkehr gehören Fischreusen heute zu den häufigsten Todesursachen beim Fischotter (u. a. DOLCH et al. 1993, REUTHER u. FESTETICS 1980, RÖCHERT u. REUTHER 1991, STUBBE u. HEIDECKE 1991).

Während die Netze der Reusen zu früheren Zeiten aus pflanzlichen Garnen, beispielsweise Hanf, geknüpft waren und ein hineingeratener Otter sich meist hindurchbeißen und entkommen konnte, gibt es aus den heute verwendeten Kunststoffreusen für die Tiere kein Entrinnen mehr. Deshalb suchten bereits Fischer und Naturschützer aus verschiedenen Ländern, u.a. aus Großbritannien, Dänemark und Deutschland, gemeinsam nach einer Lösung zur Verhinderung des Reusentodes von Ottern (JEFFERIES et al. 1984, MADSEN 1991, MAERZ u. MEYER 1989, RÖCHERT u. REUTHER 1991, THE VINCENT WILDLIFE TRUST 1988). Verschiedene Typen von Reusengittern, die in der Einstiegskehle einer Reuse eingenäht werden und so verhindern, daß der Otter durch den ersten Kehldurchlaß in die Reuse gelangen kann, wurden entwickelt und erprobt. Einige Gittertypen – angewendet für Reusen mit Schwerpunkt Aalfang – erwiesen sich als gut geeignet und brachten gleiche oder nur geringfügig kleinere Aalerträge als Reusen ohne „Ottersicherung“ (JEFFERIES 1989, MADSEN 1986, MADSEN 1991). Problematisch erwiesen sich die Reusengitter allerdings in den Regionen, in denen neben dem Aal auch der Ertrag an hochrückigen Edelfischen von wirtschaftlicher

Bedeutung ist. Erfahrungen von dänischen Fischern und erste Untersuchungen von deutschen Binnenfischern belegen bei Einsatz der Gitter hinsichtlich größerer Fische einen eingeschränkten Fangertrag (MADSEN 1991). Von der Naturschutzstation Zippelsförde des Landesumweltamtes Brandenburg wurde nun gemeinsam mit Fischereiwissenschaftlern und -praktikern eine Reuse zur Vermeidung von Reusenopfern bei gleichzeitiger Berücksichtigung der Belange der Fischerei entwickelt und befindet sich im zweiten Jahr der Erprobung. Grundlage bildet ein schon seit längerer Zeit in der Küstenfischerei eingesetzter Großreusentyp, die kombinierte Kumreuse.

Sie vereinigt das Prinzip zweier verschiedener Reusen – der Kumreuse und der Bügelreuse – in einem Gerät und gestattet als Fanggerät für kleinere bis mittlere Seen im Flachwasserbereich sowohl den Einsatz beim Fang einer bestimmten Fischart (z. B. Aal) als auch die Verwendung beim Mischfang, bei dem keine Fischart eine dominierende Rolle spielt. Die kumartige Fangkammer ist mit einem Bodennetz versehen, das am Untersim der Kumwand mit dieser fest verbunden ist und zum Zwecke der Entnahme der großen Fische hochgezogen wird.

Durch ein in die zweite Kehle eingearbeitetes Reusengitter mit Kantenlänge der Durchlässe von 85 mm wird bei Gewährleistung des Aalfanges ein Eindringen des Otters in die Bügelreuse verhindert. So kann der Otter zwar in den Kum gelangen, aber durch die nach

oben offene Fangkammer wieder herausklettern.

Obwohl der Einsatz einer solchen Reuse einen gewissen zeitlichen Mehraufwand für den Fischer zur Folge hat, so besteht doch ein Vorteil neben der Gewährleistung des vollen Fangertrages auch in der besseren Hälterung der großen Fische in der kumartigen Fangkammer als Voraussetzung für eine qualitativ hochwertige kommerzielle Nutzung. Die Anwendung dieser „kombinierten Kumreuse mit eingebautem Otterschutzgitter“ dürfte daher sowohl von Seiten des Naturschutzes als auch der Fischerei einen annehmbaren Kompromiß darstellen.

## Literatur

- DOLCH, D.; TEUBNER, J. u. TEUBNER, J. 1993: Der Fischotter im Land Brandenburg. -Natursch. u. Landschaftspflege i. Brand. 2 (1): 33-37
- JEFFERIES, D. J. 1989: Further records of fyke net and creel deaths in British otters (*Lutra lutra*) with a discussion on the use of guards. -Otters, The Journal of the Otter Trust 2: 13-20
- JEFFERIES, D. J.; GREEN, J. u. GREEN, R. 1984: Commercial fish and crustacean traps: a serious cause of otter *Lutra lutra* (L.) mortality in Britain and Europe. -The Vincent Wildlife Trust. -London
- MADSEN, A. B. 1986: Oddere og Aleruser. -Informationsskrift der Organisation „Foreningen til Dyrenes Beskyttelse i Danmark“. -Frederiksberg
- MADSEN, A. B. 1991: Otter (*Lutra lutra*) mortalities in fish traps and experiences with using stop-grids in Denmark. In: REUTHER, C.; RÖCHERT, R. (eds.): Proceedings of the V. International Otter Colloquium. -Habitat 6: 237-241
- MAERZ, O. u. MEYER, R. 1989: Fischotterschutz in der Reusenfischerei. In: STUBBE, M. 1989: Populationsökologie mariderartiger Säugetiere. Bd. 1. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1989/37 (P 39): 283-287
- REUTHER, C. u. FESTETICS, A. (eds.) 1980: Der Fischotter in Europa. - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung. Selbstverlag, Oderhaus & Göttingen
- RÖCHERT, R. u. REUTHER, C. 1991: Fischreusen – Tödliche Fallen für Fischotter – Information der AKTION FISCHOTTERSCHUTZ e.V. -Hankensbüttel
- STUBBE, M. u. HEIDECKE, D. 1991: Die Verbreitung des Fischotters in den östlichen Ländern Deutschlands und Ergebnisse der interdisziplinären Totfundanalytik. In: DOLCH, D. u. TEUBNER, J. 1991 (eds.): Fischotterschutz in Brandenburg. Dokumentation der 1. Fachtagung im Land Brandenburg. -Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. -Potsdam: 4-10
- THE VINCENT WILDLIFE TRUST 1988: The effects of otter guards on the fishing efficiency of eel fyke nets. -The Vincent Wildlife Trust. -London

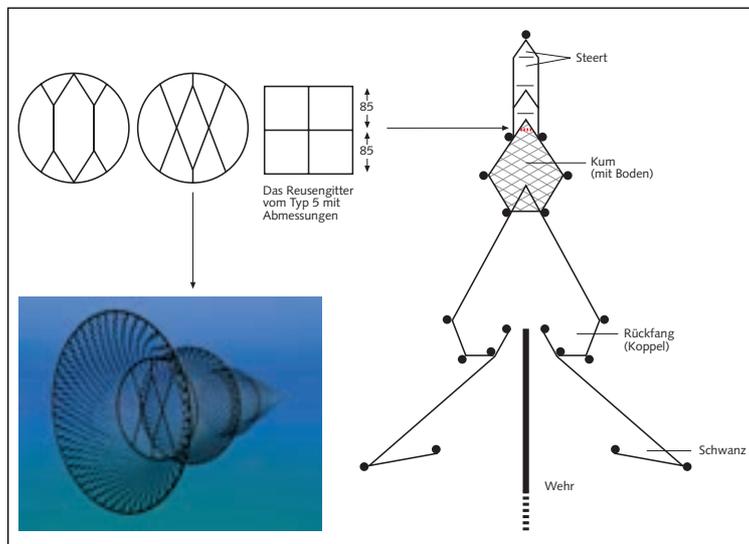


Abb. 1  
Darstellung  
des neuen  
Fischreusen-  
typs, der das  
Prinzip von  
Kumreuse und  
Bügelreuse  
in sich vereint.

## Verfasser

Dipl.-Biol. Jens Teubner  
Dipl.-Biol. Jana Teubner  
Dr. Dietrich Dolch  
Landesumweltamt Brandenburg,  
Naturschutzstation Zippelsförde  
D-16827 Alt Ruppin

OLAF ZINKE

# Fischotterverluste in der Westlausitz und angrenzenden Gebieten in den Jahren 1985 bis 1995

Schlagworte: Fischotter (*Lutra lutra*), Totfunde, Verlustursachen, Westlausitz



## 1. Einleitung

Eine wichtige Voraussetzung für den erfolgreichen Schutz bedrohter Tierarten ist die genaue Kenntnis von Verlust- und Gefährdungsursachen. Das Museum der Westlausitz Kamenz widmet sich in seiner Funktion als Sammelstelle für Totfunde vom Aussterben bedrohter Wirbeltierarten des Regierungsbezirkes Dresden in besonderem Maße der wissenschaftlichen Erfassung und Bearbeitung von Fischottertotfunden. Im Vordergrund der Arbeit steht dabei die möglichst exakte Analyse der Verlustursachen als Grundlage langfristiger Vermeidung anthropogener Verluste.

## 2. Material und Methode

Im Zeitraum 1985 bis 1995 wurden aus den Landkreisen Kamenz, Riesa-Großenhain, Bautzen sowie dem Niederschlesischen

Oberlausitzkreis insgesamt 136 Fischottertotfunde in das Museum der Westlausitz Kamenz eingeliefert. Die Erfassung der Totfunde erfolgte über die Naturschutz- und Jagdbehörden der Kreise, einen festen Stamm ehrenamtlicher Mitarbeiter sowie in einigen Fällen über zufällige Informationen aus der Bevölkerung.

Nach Vorbericht und Kenntnis der genauen Fundumstände wurde die Todesursache für jeden Einzelfall durch makroskopische Sektion ermittelt. In kritischen Fällen und bei Verdacht auf Erkrankung als Todesursache erfolgte zusätzlich eine veterinärpathologische Untersuchung.

## 3. Ergebnisse

Für die erfaßten 136 Fischottertotfunde können insgesamt 8 Verlustursachen angegeben werden (s. Tab. 1). Fast 90 % der untersuchten Fischotter fielen anthropogenen Ursa-

chen zum Opfer. Verluste unbekannter Ursache weisen mit 6,7 % einen geringen Anteil auf.

Der Straßenverkehr ist die bedeutendste Verlustursache im gesamten Untersuchungszeitraum (siehe Abb. 1). Die stark gestiegene Zahl der Fischottertotfunde in den letzten Jahren wird von den Straßenverkehrsoffern bestimmt. Der Vergleich der Zeiträume 1985 bis 1989 und 1990 bis 1995 (siehe Abb. 2) zeigt einen Anstieg um 20 % für diese Verlustgruppe. In der letzten Periode des Untersuchungszeitraumes waren vier von fünf Fischottertotfunden Verluste durch Straßenverkehr. Die Wahrscheinlichkeit im Straßenverkehr getötet zu werden, ist für Fischotter in den Monaten September bis Dezember am größten (siehe Abb. 3). Im Oktober wird das Maximum an Straßenverkehrsoffern registriert. Das Geschlechterverhältnis der Verkehrsoffer ist mit 1,15 : 1 (59 Männchen : 51 Weibchen) relativ ausgeglichen.

Die Jagd ist mit 4,4 % unter den bekannten Verlustursachen die zweitwichtigste. Verluste durch Jagdausübung sind bis in das letzte Jahr der Untersuchung nachweisbar. Ausgehend von einer sehr hohen Dunkelziffer durch Verschweigen illegaler Jagdopfer, ist die Jagd nach wie vor eine bedeutende anthropogene Mortalitätsquelle. Innerhalb dieser Verlustursache sind drei verschiedene Arten der Jagdausübung bedeutsam. 3 Fischotter wurden in Fallen gefangen, 2 mit Schrot geschossen und ein Jungtier von einem stöbernden Jagdhund getötet. Es wurden nur Männchen als Jagdopfer gefunden. Natürliche Verluste (siehe Tab. 2) sind auf Grund geringer Fundwahrscheinlichkeit unterrepräsentiert. Es wurden keine epidemiologisch bedeutsamen Erkrankungen registriert.

## 4. Schlußfolgerungen

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Totfundanalyse ergeben sich drei wichtige Schlußfolgerungen für den Schutz des europaweit vom Aussterben bedrohten Fischotters:

- langfristige Vermeidung und Verminderung der durch Verkehrs-Trassen hervorgerufenen Zerschneidungseffekte
- kompromißloser Verzicht durch die Jagdgesetzgebung auf vom Aussterben bedrohte Arten, wie den Fischotter
- eindeutig durch Gesetz geregelte Abgabepflicht für Totfunde vom Aussterben

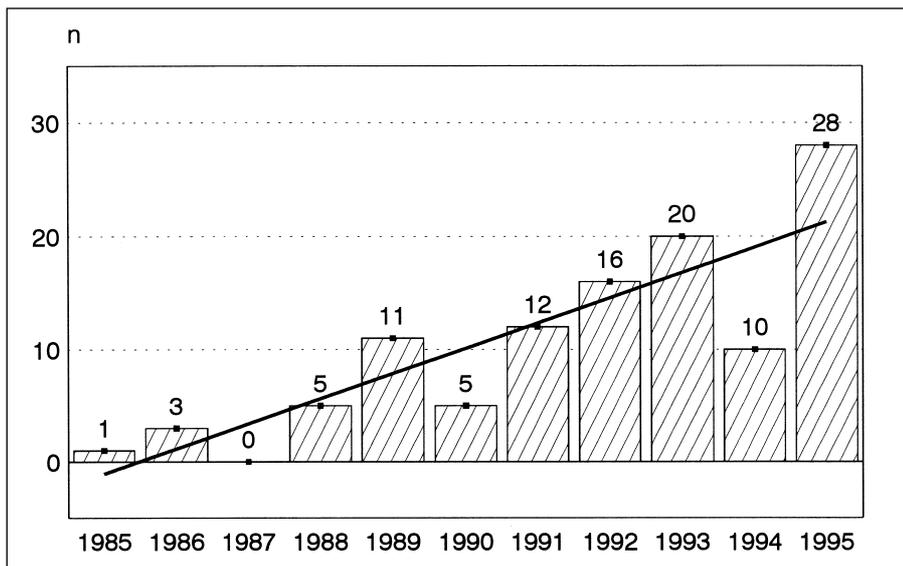


Abb. 1 Trend der registrierten Anzahl von Verkehrsoffern des Fischotters in der Westlausitz 1985 bis 1995

Tabelle 2: Art der natürlichen Fischotterverluste in der Westlausitz

sex	Alter	Verlustursache	Befund
weiblich	adult	Winter	unter dem Eis ertrunken
weiblich	subadult	Erkrankung	Leberlappentorsion
männlich	adult	Erkrankung	Nierensteine
männlich	adult	Erkrankung	chronisch-produktive Pneumonie
männlich	adult	Erkrankung	Sepsis nach Zahn- und Kieferverletzung
männlich	juvenil	Prädator	von Greifvogel gegriffen

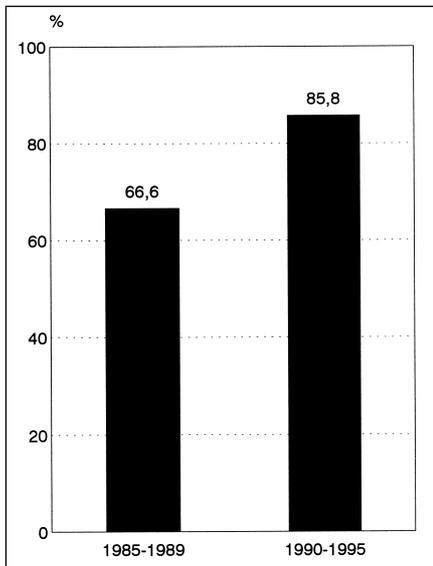


Abb. 2  
Vergleich der Anteile von Verkehrsoffern an den Gesamtverlusten in zwei Zeitabschnitten

**Tabelle 1: Ursachen der Fischotterverluste in der Westlausitz**

Verlustursache	n	%
Straßenverkehr	111	81,6
Jagd	6	4,4
Erkrankung	4	3,0
äußere Gewalt	2	1,5
Schienenverkehr	1	0,7
Vergiftung	1	0,7
Winter	1	0,7
Prädatoren	1	0,7
unbekannt	9	6,7
gesamt	136	100,0

bedrohter Arten als Grundlage einer langfristigen Kontrolle der Entwicklung anthropogener und natürlicher Verlustursachen.

## 5. Summary

There are recognized 8 casualties for at least 136 finding of otters in the western part of Upper Lusatia. The main cause of death was road traffic with a rising tendency. Hunting as one reason for finding otters has not lost its importance. There will be named essential conclusions for the protection of the otter.

### Literatur

ZINKE, O. 1991: Die Todesursachen der im Museum der Westlausitz Kamenz von 1985-1991 eingelieferten Fischotter *Lutra lutra* (L., 1758). -Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz 15: 57-63  
ZINKE, O. 1994: Ein aktueller Nachweis illegaler Bejagung des Fischotters. -Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz 17: 90-92

Verfasser

Olaf Zinke

Museum der Westlausitz Kamenz

Pulsnitzer Straße 16

D-01917 Kamenz

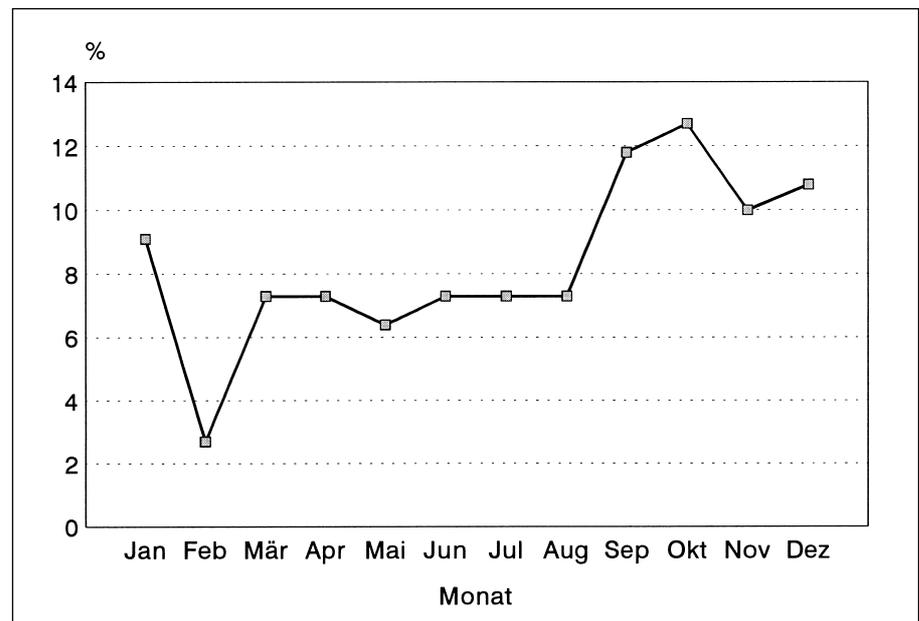


Abb. 3  
Saisonalität der Verkehrsverluste in der Westlausitz 1985 bis 1995

INGRID HUCHT-CIORGA

# Vergleichende Beobachtungen zur Habitatnutzung von Luchsen (*Lynx lynx*) im Bayerischen Wald/Deutschland und im Berner Oberland/Schweiz



Schlagwörter: Luchs (*Lynx lynx*), Habitatnutzung, Streifgebiete, Harnmarken, Beutetiere

## 1. Einleitung

Die absolute Größe der Streifgebiete freilebender Luchse wird sehr unterschiedlich angegeben. In der Literatur findet man Flächen von 10 km<sup>2</sup> bis mehr als 1 000 km<sup>2</sup>. Im Rahmen der Untersuchungen zur Biologie des Luchses durch eine Arbeitsgruppe an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf interessierte weniger die maximale Ausdehnung der Streifgebiete als vielmehr die Frage, wie unterschiedliche Landschaftstypen vom

Luchs genutzt werden. In zwei Untersuchungsgebieten – im Bayerischen Wald/Deutschland 1978 bis 1983 und im Berner Oberland/Schweiz 1988 bis 1992 – wurden Raumbewegungen freilebender Luchse durch Ausfahrten ermittelt und dabei mehr als 240 km (jeweils etwa 120 km) Luchsfährten protokolliert sowie gerissene Beutetiere, Losungen, Harnmarken und Lagerplätze der Luchse untersucht (Angaben zur Methodik: ZACHARIAE et al. 1987; HUCHT-CIORGA 1988; HUCHT-CIORGA u. MÜLLER 1996).

Im folgenden werden die Ergebnisse kurz zusammengefaßt.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Habitatnutzung im Mittelgebirge: Zwieseler Winkel im Bayerischen Wald/Deutschland

Der Zwieseler Winkel an der Grenze zur heutigen Tschechischen Republik wird von den Bergen Arber (1 456 m), Falkenstein

(1315 m) und Rachel (1453 m) und den Flüssen Großer und Kleiner Regen gebildet. Auf einer Fläche von etwa 200 km<sup>2</sup> lebten in den Jahren 1978 bis 1983 drei erwachsene Luchse: Die Nordwest-Luchsin am Süd- und Osthang des Arber, der Falkenstein-Luchskuder am Falkenstein und die Südost-Luchsin an den Hängen zwischen Falkenstein und Rachel. Sie nutzten ihre Kerngebiete von jeweils etwa 30 km<sup>2</sup> weitgehend exklusiv. Es ist aber bekannt, daß beide Luchsinnen gelegentlich auch in Begleitung ihrer Jungen in das Kerngebiet des Luchskuders vordrangen und daß der Falkenstein-Kuder seinerseits regelmäßig Streifzüge nach Nordwesten bzw. Südosten unternahm (ZACHARIAE et al. 1987). Trotzdem blieben – zumindest im Winter – der Schwerpunkt ihrer Aktivitäten, d. h. 60 bis 70 % der Risse und Tageswege, innerhalb dieser Kerngebiete. Erst seit ungefähr 1989, nachdem der Grenzzaun zur ehemaligen Tschechoslowakei abgebaut wurde, wechselten Luchse regelmäßig von dort herüber; im Landschaftsschutzgebiet Šumava, dem heutigen Nationalpark Böhmerwald, begann 1982 ein Projekt zur Ansiedlung des Luchses (TRPAK 1985). Das engere Untersuchungsgebiet war das 33 km<sup>2</sup> große Kerngebiet des Falkenstein-Kuders an den Hängen des Großen Falkenstein (1315 m). Der Falkenstein ist flächendeckend bewaldet, vorwiegend mit Fichten (*Picea abies*) und Rotbuchen (*Fagus sylvatica*). Wiesen gibt es nur bei den Dörfern im Randbereich des Massivs. Die Hänge steigen mäßig steil an, maximal 20 bis 25 %. Nur im oberen Hangbereich zwischen 900 m bis 1200 m ist der Hang steiler; hier tritt das Grundgebirge als Felsenriegel zu Tage. Unterhalb der Felsenriegel stehen große Felsblöcke schräg im Hang. Es sind Wanderblöcke, die während der Eiszeiten durch Fließerdebewegungen im Hang abwärts wanderten.

Der Bayerische Wald ist reich an Niederschlägen. Eine geschlossene Schneedecke ist von November bis Anfang April vorhanden. Schneehöhen um 2 m im Hochwinter sind keine Seltenheit. Vor den Wanderblöcken lagert sich dann ein Schneewall ab, so daß darunter ein höhlenartig geschlossener Raum entsteht, in den oft eine dicke Schicht Buchenlaub eingeweht ist. Durch den Spalt zwischen Schneewall und Fels kann die Sonne hineinscheinen; sie trocknet das Laub und erwärmt die Felswand. Solche geschützten Plätze, von denen wir 34 am West- und Südhang des Falkenstein gefunden hatten, wurden vom Falkenstein-Kuder und auch von den Luchsinnen bei ihren Besuchen gezielt aufgesucht und als Tagesruheplätze benutzt. Wir überwachten zehn Plätze mit Registriergeräten. Die längste zusammenhängende Ruhezeit an einem solchen Platz betrug 16 h und zwar von 6.30 bis 22.30 Uhr. Bei günstigem Wetter lagerten die Luchse auch auf exponierten Felsen, wo sie die Umgebung beobachten oder sich auch sonnen konnten. Bei Nacht verließen die Luchse die Gebiete mit Tagesruheplätzen, um zu jagen.

Unter 103 Beutenachweisen waren 68,9 % Rehe (*Capreolus capreolus*), 16,5 % Rotwild

(*Cervus elaphus*) und 7,8 % Feldhasen (*Lepus europaeus*); Lösungsuntersuchungen zeigten, daß die Luchsnahrung im Sommer zu 74 % aus Rehen und zu 25 % aus Feldhasen bestand, im Winter dagegen zu 53 % aus Rehwild und zu 40 % aus Rotwild (HUCHT-CIORGA 1988). Das Staatliche Forstamt Zwiesel und private Jagdpächter unterhielten Wildfütterungen für Rehe, Rotwild und zeitweise für Schwarzwild (*Sus scrofa*), und zwar im Tal und am Unterhang in der Nähe befahrbarer Zugangswege. Wegen der extremen Schneehöhen blieben Reh- und Rotwild im Hochwinter möglichst nahe bei den Futterstellen. Langlaufloipen und Winterwanderwege in der Nähe der Wildfütterungen zwangen das Schalenwild aber, sich bei Tage in deckungsreiche Einstände der näheren Umgebung zurückzuziehen. Die Hang- und Hochlagen waren im Winter praktisch schalenwildfrei. Alle im Winter gerissenen Beutetiere (neun Stück Rotwild, davon sieben Kälber, ein Schmaltier, ein Alttier, sowie zehn Rehe und ein Feldhase), die im engeren Untersuchungsgebiet gefunden wurden, lagen am Unterhang bis 900 m.

Der Falkenstein-Kuder wechselte bei seinen meist nächtlichen Wegen aus den Gebieten mit Tagesruheplätzen am Oberhang zum Jagen und Fressen in die Schalenwildeinstände der Tallagen. 40 % der protokollierten Luchsfährten verliefen entlang wiederholt benutzter Weglinien, die über Wanderwege, Forststraßen oder Bergrücken führten, weitere 5 % verliefen parallel dazu im Abstand von bis zu 100 m. Die restlichen 55 % folgten keiner für den Beobachter erkennbaren Leitlinie, sondern führten quer auch durch dichten Baumbestand; der Luchs behielt aber trotzdem eine Hauptrichtung bei und traf früher oder später wieder auf eine der bekannten Weglinien. Er kannte offensichtlich die Raumbeziehungen in seinem Kerngebiet so gut, daß er sich auch außerhalb des Wechselnetzes zurecht fand.

Entlang der Fährten und an den wiederholt benutzten Tagesruheplätzen wurden insgesamt 119 Luchsharnmarken gefunden. Sie waren zu 40,3 % an morschen Baumstümpfen, zu 14,3 % an den Wurzeltellern gestürzter Fichten, 10,1 % an exponiert stehenden Jungfichten, zu 9,2 % an überhängenden Felsen, die als Luchslagerplätze benutzt wurden, sowie zu 6,7 % an anderen Felsen, zu 5,9 % an den Stämmen von Altbäumen und der Rest an Holzpfehlen, Holzstapeln, frischen Baumstümpfen und anderen optisch auffallenden Objekten. Die Harnmarken häuften sich im zentralen Bereich des Kerngebietes (HUCHT-CIORGA 1988).

## 2.2 Habitatnutzung im Hochgebirge: Simmental im Berner Oberland/Schweiz

Das zweite Untersuchungsgebiet war das Simmental in den Schweizer Nordalpen. Im 38 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet am Südhang der Gantrisch-Bergkette, die das Niedersimmental mit Erhebungen von 2000 bis 2200 m Höhe nach Norden begrenzt, bewegten sich 1988 bis 1992 der

Simmental-Jaun-Luchskuder, der die Hangwälder des Niedersimmentales ebenso nutzte wie die des Jauntales, und die Simmental-Luchsin, die in mehreren Jahren Junge führte. Das gesamte Streifgebiet dieser Individuen war mit Sicherheit erheblich größer und erstreckte sich noch weiter nach Westen bzw. nach Osten; vermutlich hatte der Simmental-Jaun-Luchskuder im Westen Kontakt zu einer weiteren Luchsin, die wir aber nicht sicher nachweisen konnten. HALLER u. BREITENMOSER (1986) überwachten 1984 bis 1986 im selben Gebiet einen Luchskuder und eine Luchsin mit Radiotelemetrie. Das Konvex-Polygon der äußeren Peilpunkte umschloß eine Fläche von 425 km<sup>2</sup> für den Kuder und 225 km<sup>2</sup> für die Luchsin; die Größe der regelmäßiger begangenen Wohngebiete wurde mit 275 km<sup>2</sup> bzw. 96 km<sup>2</sup> angegeben. Das Männchen wurde im April 1987 mit defektem Gebiß in einer Scheune eingefangen und starb wenig später im Zoo (BREITENMOSER mdl.). Es mußte also ein neues Männchen zugewandert sein.

Die Luchse bewegten sich in 940 m bis 1740 m Höhe im Bereich des schmalen, von Bächen, Lawinenschneisen und Geröllfeldern durchbrochenen Hangwaldgürtels, der die Täler begleitet. Gebiete oberhalb der Baumgrenze und die waldfreien Tallagen wurden gemieden. Hangflächen mit Steigungen bis etwa 60 % werden von den Altbauern als Viehweiden genutzt; die verbleibenden bewaldeten Flächen sind darum besonders steil, oft beträgt die Hangneigung 80 bis 100 %. Bei ihren Fernwegen durch den steilen Hangwaldgürtel bevorzugten die Luchse Weglinien mit geringen Steigungen und gingen auf Wander- und Viehtrittwegen (15,6 %), über Bergrücken (12,8 %), auf befestigten Fahrstraßen (10,4 %) sowie auf Wildwechsellinien und Viehgangeln. Nur 49,9 % der erfaßten Wegstrecke führte durch Wald; 10,1 % verliefen am Waldrand entlang und 40,0 % über Weiden oder durch Geröllfelder. Der Abstand zum Waldrand oder zu Baumgruppen betrug in Gehrichtung oder zur Seite aber höchstens 100 bis 150 m. Bestimmte Routen wurden im Verlauf mehrerer Jahre immer wieder und auch von verschiedenen Individuen benutzt (HUCHT-CIORGA u. MÜLLER 1994).

Es bildete sich ein Netz regelmäßig begangener Luchswechsel, das durch langfristig wirksame Harnmarken gekennzeichnet wurde. Von insgesamt 392 Luchsharnmarken waren 24,2 % an Felsblöcken oder Steinen, 19,6 % an morschen Baumstümpfen, 14,8 % an exponiert stehenden Jungfichten, 9,4 % an Holzpfehlen, 8,9 % an den Stämmen von Altbäumen, 8,0 % an den Wurzeln gestürzter Bäume, 6,4 % an liegenden Stämmen und der Rest an Holzstapeln, Grasbulten und anderen auffälligen Objekten. 82 % aller Harnmarken wurden entlang der regelmäßig begangenen Luchswechsel gefunden (HUCHT-CIORGA et al. 1995). Die Bindung an ein Wechselnetz war deutlich enger als im Bayerischen Wald: Im Wechselnetz verliefen 64 % aller Fährten. Im Untersuchungsgebiet waren drei Kernzonen auszumachen, in denen sich die Luchse in nennenswertem Um-

fang auch abseits dieser Wechsel bewegten: eine größere Kernzone oberhalb der Ortschaft Oberwil, eine am Anfang des Schwandtales, einem Seitental des Simmentals, und die dritte am Ostende der Gastlosenketten. Das Netz der Wechsel verband diese Kernzonen, die sich wie Perlen an einer Kette längs der Talzüge reihten (HUCHT-CIORGA 1995). Die meisten Luchsrise fanden wir innerhalb der Kernzonen. Es waren neun Gemsen (*Rupicapra rupicapra*), zehn Rehe, zwei Feldhasen und ein Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*). Nach BREITENMOSER u. HALLER (1987) waren von 73 Beutenachweisen 52,1 % Rehe, 32,9 % Gemsen und 6,8 % Feldhasen; die Autoren schätzten den Anteil von Rehen und Gemsen an der Luchsnahrung auf mehr als 95 %.

Die Schneebedeckung änderte sich im Laufe des Winters oft kurzfristig. Starke Schneefälle wechselten sich mit Tauwetterperioden ab. Entlang von Geröllrinnen, Bachläufen und Lawinenzügen, die den Hang durchschneiden, und an Steilhängen rutschte der Schnee im Hochwinter ab und legte dann Äsung für die Wildtiere frei. Die südexponierten Hänge unterhalb 1 600 m waren Anfang März wieder weitgehend schneefrei. An einigen Stellen am unteren Waldrand gab es Futterraufen, die aber sehr unregelmäßig besetzt wurden, eine Folge des Patentjagdsystems in der Schweiz, welches nicht die enge Bindung eines Jagdpächters an sein Revier kennt. Diese Fütterungen schienen vergleichsweise wenig Einfluß auf die Verteilung von Rehen und Gemsen zu haben. Die Gemsen wechselten hinunter bis an die untere Waldgrenze, und Rehe waren auch im Hochwinter bis zur oberen Waldgrenze zu beobachten.

Die Luchse ruhten meist in geringer Entfernung zum Reißplatz an ebenen Stellen im Hang, oft unter tiefbeasteten Fichten. Tiefbeastete Fichten findet man in Bestandslücken, am Waldrand und auch einzeln stehend auf den Weiden; dort ruhen sich im Sommer auch die Kühe aus. Die unteren Äste bilden einen höhlenartig geschlossenen Raum, der vor Wind und Niederschlag geschützt ist. Wenn im Winter der Schnee vom Baum abrutscht, entsteht zusätzlich ein schützender

Schneewall. Die Luchse blieben oft während der gesamten Nutzung in der Nähe des Reißplatzes. Bei Störungen durch Wanderer, Waldarbeiter oder in Siedlungsnähe freilaufende Hunde zogen sie sich in unzugängliche Felsengebiete zurück und wechselten dann aus größerer Entfernung zum Fressen, oder aber sie gaben den Reiß auf.

### 3. Summary

Movements and habitat use of re-introduced lynxes were studied in the low mountains of the Bayerischer Wald/Germany (1978 to 1983) and in the alpine mountains of the Berner Oberland/Switzerland (1988 to 1992). In both study areas 120 km of lynx tracks were followed in winter. Kills, scats, urine marks, and resting sites were investigated throughout the year.

In the Zwieseler Winkel/Bayerischer Wald the mountains and valleys are covered with dense forests. Home ranges of three resident lynxes (1 male, 2 females) consisted of a core area of about 30 km<sup>2</sup> each and an extended peripheral zone. Core areas were mainly used exclusively. Urine marks culminated in central parts of the core areas. Each core area included rocky areas with dens providing shelter under various weather conditions. Red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*), the main prey, stayed near feeding stations in the valleys during the long and snowy winters. Usually lynxes hunted in the valleys at night, rested at the rocky areas at daytime, and returned to prey sites the next night.

In the Simmental/Berner Oberland two resident lynxes (1male, 1female) occupied overlapping home ranges of about 100 to 250 km<sup>2</sup>. Lynxes migrated through the steep forested zone that runs parallel to the valleys preferring routes along hiking paths, roads, and ridges. Several smaller core areas were connected by a weblike system of long-time used lynx trails which were urine-marked frequently. Lynxes mainly hunted roe deer and chamois (*Rupicapra rupicapra*), which inhabited the wooded slopes even in winter. Usually lynxes stayed near their kills for several

days and found shelter from bad weather under low branched spruce. In case of disturbances they left prey sites and retreated to inaccessible rocky areas.

Lynx spatial organisation and habitat use depends on landscape and climate. Size and structure of lynx home range is influenced by human activities, by different prey behaviour, by the dispersion of wood and of undisturbed resting areas and by the presence or absence of sexual partners and neighbours.

#### Literaturverzeichnis

- BREITENMOSER, U. u. HALLER, H. 1987: Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. -Z. Säugetierkunde 52: 168-191
- HALLER, H. u. BREITENMOSER, U. 1986: Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (*Lynx lynx*). -Z. Säugetierkunde 51: 289-311
- HUCHT-CIORGA, I. 1988: Studien zur Biologie des Luchses: Jagdverhalten, Beuteausnutzung, innerartliche Kommunikation und an den Spuren faßbare Körpermerkmale. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen. H.19. Enke-Verlag. -Stuttgart. -177 S.
- HUCHT-CIORGA, I. 1995: Struktur der Streifgebiete in unterschiedlichen Landschaften beim Luchs (*Lynx lynx*). -Z. Säugetierkunde 60 (SH Tagung Göttingen): 30-31
- HUCHT-CIORGA, I. u. MÜLLER, H.-C. 1994: Zur Wegwahl und Orientierung von Luchsen (*Lynx lynx*) im Hochgebirge. -Z. Säugetierkunde 59 (SH Tagung Wien): 22
- HUCHT-CIORGA, I. u. MÜLLER, H.-C. 1996: Erfassung von Aktivitäten freilebender Luchse durch das Verfolgen der Fährten im Schnee. In: BOYE, P.; KUGELSCHAFTER, K.; MEINING, H. u. PELZ, H.-J. (Bearb.): Säugetiere in der Landschaftsplanung. Standardmethoden und Mindestanforderungen für säugetierkundliche Beiträge zu Umwelt- und Naturschutzplanungen. -Schr.-R. für Landschaftspfl. u. Natursch. (BfN) 46: 125-129
- HUCHT-CIORGA, I.; MÜLLER, H.-C. u. ZACHARIAE, G. 1995: Verteilung von Hammarken bei Luchsen (*Lynx lynx*) im Hochgebirge. -Z. Säugetierkunde 60 (SH Tagung Göttingen): 31
- TRPAK, P. 1985: „Projekt Lynx“ a jeho realizace. Památky a priroda 7: 425-434
- ZACHARIAE, G.; ELSTRODT, W. u. HUCHT-CIORGA, I. 1987: Aktionsräume und Verteilung erwachsener Luchse, *Lynx lynx* (L.), im Hinteren Bayerischen Wald. -Z. Säugetierkunde 52: 9-20

Verfasserin

Dr. Ingrid Hucht-Ciorga  
Kaiserwerther Straße 40  
D-40668 Meerbusch

## Bisher erschienene thematische - oder Sonderhefte jetzt als Paket zu erwerben

Niedermoore (1993) Einzelpreis: 4,50 DM  
Greifvögel und Eulen (1993)

Einzelpreis: 8,- DM

Untere Havel (1994/95) Einzelpreis: 9,- DM  
Beiträge zur Säugetierfauna des Landes

Brandenburg (1995) Einzelpreis: 9,- DM

Großtrappe (1996) Einzelpreis: 9,- DM

Preis des Paketes: 20,- DM

Bestellung und Vorauszahlung bei der UNZE  
Verlagsgesellschaft mbH

Alt Nowawes 83 a  
14482 Potsdam



HANS-HEINRICH KRÜGER

# Zum Vorkommen und zur Ausbreitung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) im Südsolling [POSTER]

Schlagwörter: Wildkatze (*Felis silvestris*), Vorkommen, Solling  
 Key words: wildcat, Solling (Germany), status



## 1. Einleitung und Methode

Über das Vorkommen der Wildkatze im Solling liegen für die erste Hälfte dieses Jahrhunderts keine Nachweise vor (KUPPRAT 1985). Es ist daher davon auszugehen, daß sie für diesen Zeitraum im Gebiet nicht vorkam. In den 60er Jahren dieses Jahrhunderts kam es zu wiederholten Nachweisen. Seit ca. 20 Jahren wird die Wildkatze im östlichen Bereich des Sollings regelmäßig beobachtet. Im Südsolling erfolgte die Wiederbesiedlung vor ca. 10 Jahren. Um hier den Bestandestrend zu erfassen und die Wiederbesiedlung zu dokumentieren, wurde im Forstamt Winnefeld eine schriftliche Befragung der örtlichen Revierleiter durchgeführt. Insbesondere wurde nach der ersten Sichtbeobachtung und der Häufigkeit der Beobachtungen in den letzten 5 Jahren gefragt. Für die freundliche Mitarbeit sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Zwischenzeitlich wurde diese Befragung durch die Niedersächsische Landesforstverwaltung in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Ökologie auf den gesamten Solling ausgedehnt.

## 2. Ergebnis

Die Fragebogenergebnisse belegen die Wiederbesiedlung der Waldflächen des Forstamtes Winnefeld in den letzten 13 Jahren (vgl. Tab. 1, Abb. 1). Die relativ beständigen Sicht-

**Tabelle 1: Jahr der Erstbeobachtung von Wildkatzen im Forstamt Winnefeld nach Revierförstereien**

Revierförsterei	Jahr der Erstbeobachtung
Amelith	1982
Wahmbeck	1980
Würrigsen	1985
Nienover	1988
Lauenförde	1983
Winnefeld	keine Daten

beobachtungen in den letzten 5 Jahren lassen auf einen gefestigten Bestand schließen. Ebenso spricht hierfür die Feststellung von mindestens 5 Würfen innerhalb dieses Zeitraumes. Die Anzahl der Beobachtungen weist einen leicht steigenden Trend auf.

## 3. Diskussion

Nachdem das Verbreitungsgebiet der Wildkatze in Niedersachsen über eine lange Zeit im wesentlichen auf den Harz beschränkt war, lassen sich in den letzten Jahrzehnten deutliche Ausbreitungstendenzen erkennen. So besiedelt die Wildkatze heute den gesamten Solling. Diese Population hat Anschluß an die Vorkommen im Reinhardswald und in Nordhessen (Kaufunger Wald, Meißner) (RAIMER 1988). Mit dem Erscheinen einzel-

ner Wildkatzen muß heute in ganz Südniedersachsen gerechnet werden. Da der Solling vom Nordosten her wiederbesiedelt wurde, ist eine Zuwanderung von Wildkatzen aus dem Harz wahrscheinlich (KUPPRAT 1985). Die Ursachen der Ausbreitungstendenz sind unklar. Steigende Populationsdichten in den ehemaligen Restvorkommen und geringere Verluste durch versehentliche Abschüsse und Fänge dürften aber wesentliche Gründe sein. Die wenigen bisher im Bereich des Sollings zur Untersuchung gelangten Wildkatzen erwiesen sich anhand der Darmlänge als reinblütig. Grundsätzlich besteht aber die Gefahr der Bastardierung mit der Hauskatze, wobei sich der Grad der Gefährdung zur Zeit nicht abschätzen läßt.

### Literatur

RAIMER, F. 1988: Die Wildkatze in Hessen und Niedersachsen. Gesamthochschule Kassel. -Witzenhausen. Unveröff. Projektarbeit  
 KUPPRAT, H. 1985: Die Wildkatze im Solling. Fachhochschule Hildesheim-Holzminde, Fachbereich Forstwirtschaft. -Göttingen. Unveröff. Diplomarbeit

### Verfasser

Hans-Heinrich Krüger  
 Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen  
 Büsgenweg 3  
 D-37077 Göttingen

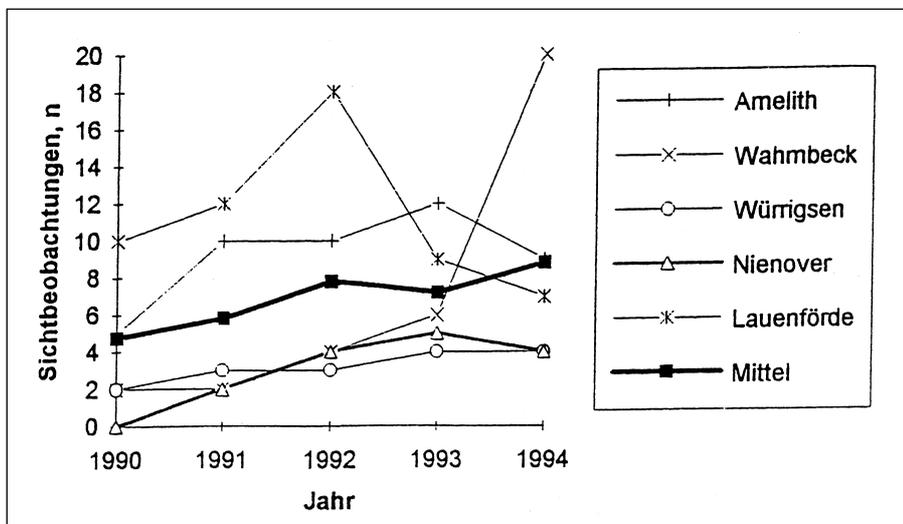


Abb. 1 Anzahl der Wildkatzenbeobachtungen im Forstamt Winnefeld nach Revierförstereien

## Tagung des Bundesfachausschusses Mammalogie

Die 2. Fachtagung des BFA Mammalogie wird vom 13.-16.5.1999 in Gießen durchgeführt. Schwerpunktthema wird der **Schutz von Säugetieren in der Agrarlandschaft** sein. Es sollen sowohl Interessenten aus dem Arbeitsbereich Säugetierkunde als auch aus den Bereichen Agrarwissenschaft und Naturschutz angesprochen werden.

Sie können das erste Circular an fordern bei:  
 M. Herrmann, BFA Mammalogie, Ostbahnstraße, 6, 76829 Landau.

BEATRIX WUNTKE, INGO LUDWIG, MARCUS PRIBBERNOW

# Regionale und saisonale Unterschiede im Beutetierspektrum brandenburgischer Schleiereulen



Schlagworte: Schleiereule, Beutespektrum, saisonale und regionale Variationen

## 1. Einleitung und Ergebnisse

Die Schleiereule (*Tyto alba* Scop.) ist eine Vogelart, die als ausgesprochener Kulturfolger zu bezeichnen ist. Brutplätze und Tageseinstände sind ebenso wie ein Großteil der Jagdgebiete in menschlichen Siedlungen bzw. deren unmittelbarer Nähe zu finden (KRÄGENOW 1970, GÖRNER et al. 1973, KNORRE 1974, RYSLAVY 1986, DE BRUIJN 1994). Nach FLADE (1994) ist die Schleiereule eine Leitart für dörfliche Siedlungen, in denen sie brütet, und benötigt für die Nahrungssuche offene und halboffene Agrarlandschaften.

Neben dem Vorhandensein von Brutplätzen sind insbesondere potentielle Jagdgebiete in ausreichender Qualität und Quantität für die Siedlungsdichte und den Bruterfolg der Schleiereule bestimmend. So konnte für Brutplätze in der Uckermark eine Korrelation zwischen dem Grünlandanteil im Bruthabitat

und dem Bruterfolg festgestellt werden (vgl. Tab. 1).

Da Eulen keinen Kropf zur Vorverdauung der Nahrung besitzen und ihre Beutetiere meist unzerteilt hinabschlingen, werden unverdauliche Nahrungsbestandteile in Form von Gewöllen wieder hervorgebracht (MLIKOVSKY 1980). Insbesondere bei der Schleiereule sind die Schädel der Beutetiere zumeist sehr gut erhalten, so daß durch die Gewöllanalyse ein ziemlich genauer Überblick über das jeweilige Beutespektrum erhalten werden kann.

Seit 1994 wurden im Rahmen eines vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsprojektes in der Uckermark Gewöllanalysen von Brutplätzen und Tageseinständen der Schleiereule angefertigt. Vergleichend untersuchten wir auch Gewöllaufsammlungen aus anderen Regionen des Landes Brandenburg. Da sich zeigte, daß nicht nur zwischen Sommer- und Winteraufsammlungen gravieren-

de Unterschiede im Beutetierspektrum bestehen, wie es bereits DE BRUIJN (1994) beschrieben hat, sondern auch zwischen den Gewöllen der Brutpaare und ihrer Jungen (PRIBBERNOW 1996), analysierten wir diese Aufsammlungen jeweils getrennt. Die Abbil-

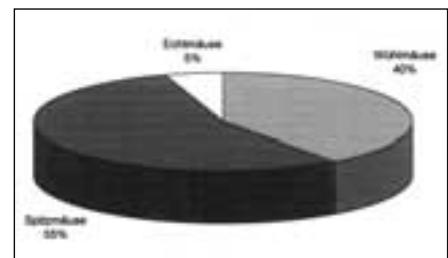


Abb. 1a Beutespektrum in Steinhöfel - Altvögel

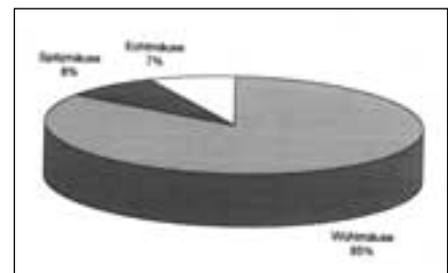


Abb. 1b Beutespektrum in Steinhöfel - Jungeulen

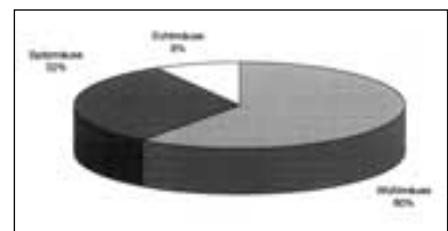


Abb. 2a Beutespektrum in Teufelsmühle

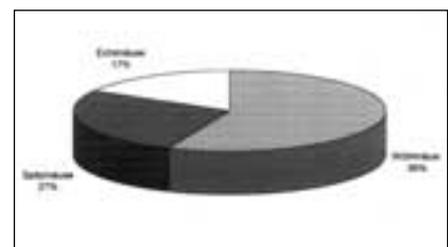


Abb. 2b Beutespektrum in Schmiedeberg

**Tabelle 1: Beziehung zwischen Grünlandanteil in der Umgebung des Brutplatzes (1 km Radius) und Bruterfolg des jeweiligen Paares für 6 Schleiereulenbrutplätze in der Uckermark (WUNTKE, unpubl.)**

Brutplatz	Grünlandanteil (GL)	Bruterfolg über 4 Jahre gemittelt (BE)	Korrel. GL/BE
4	13,9 %	4,0	0,68
3	14,7 %	4,0	
2	42,1 %	6,0	
1	45,0 %	4,2	
5	66,3 %	5,3	
6	67,3	5,3	

**Tabelle 2: Ergebnisse der Gewöllanalysen zusammengefaßt nach Artengruppen, die Probengrößen lagen zwischen 88 und 126 Beutetieren je Aufsammlung**

Ort	Winter			Sommer		
	% Wühlm.	% Spitzm.	% Echtm.	% Wühlm.	% Spitzm.	% Echtm.
Kummerow/UM 1	59,5	27,0	13,5	75,3	18,8	5,9
Schmiedeberg/UM 2	56,3	27,0	16,7	95,2	2,8	1,9
Steinhöfel/UM 3	52,1	35,7	12,1	84,2	8,4	7,4
Stendell/UM 461,7	27,1	11,2	87,5	8,8	3,7	-
Jahnberge/HVL 1	58,3	31,0	10,7	-	-	-
Teufelsmühle/HVL 2	60,0	31,8	8,2	-	-	-
Marzahne/PM 1	37,5	58,9	3,6	20,7	67,2	12,1
Schenkenberg/PM 2	56,8	33,0	10,2	-	-	-

(Wühlm. = Wühlmäuse/Arvicolidae; Spitzm. = Spitzmäuse/Soricidae; Echtm. = Echte Mäuse/Muridae; unterstrichene Zahlen sind die Angaben für die Gewölle der Jungvögel, darunter stehen zum Vergleich die Ergebnisse der zeitgleichen Aufsammlungen in den Tageseinständen der Altvögel)

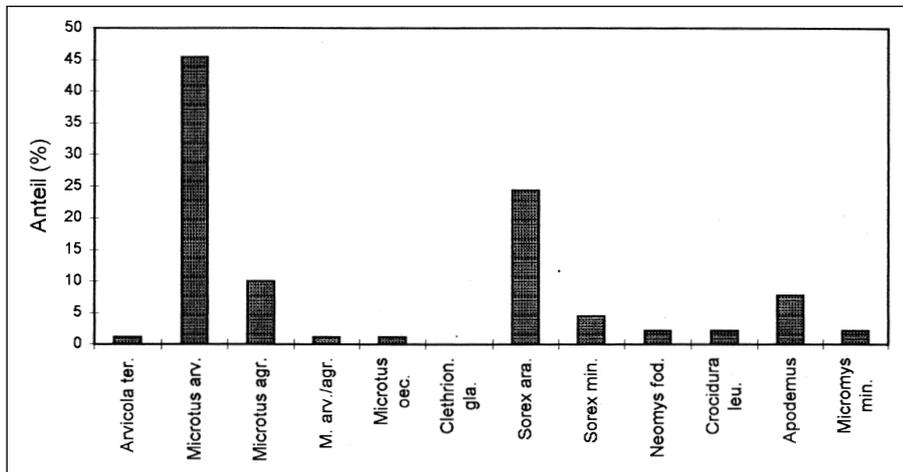


Abb. 3 Artenspektrum in Schenkenberg/PM – Winter

dungen 1 und 2 zeigen exemplarisch Ergebnisse der 1994 und 1995 durchgeführten Analysen. Abb. 3 zeigt exemplarisch die Ergebnisse für die einzelnen Beutetierarten. Tab. 2 listet die Ergebnisse für alle Fundorte zusammengefaßt nach Artengruppen auf.

## 2. Diskussion

### 2.1 Regionale Unterschiede

Das Spektrum der von uns untersuchten Schleiereulen ordnet sich in seinen Grundzügen in das für verschiedenste Gebiete Mitteleuropas beschriebene Beutespektrum der Schleiereule ein (u.a. SCHMIDT 1973, SCHNURRE u. BETHGE 1973, ARNOLD 1982, DEHNER et al. 1993, DE BRUIJN 1994).

Die dominierenden Arten der Hauptbeutetiergruppen Wühlmäuse und Spitzmäuse sind übereinstimmend Feldmaus (*Microtus arvalis*) und Waldspitzmaus (*Sorex araneus*). Bei den Echten Mäusen dominieren bis auf zwei Ausnahmen im Winter (PM 1 und UM 4) die *Apodemus*-Arten, die aufgrund der schwierigen Bestimmung anhand von Gewölmmaterial nicht weiter aufgeschlüsselt

wurden. In den zwei Ausnahmen trat im Winter ein erhöhter Anteil von Zwergmäusen (*Micromys minutus*) in den Gewöllen auf (vgl. Tab. 3). Ähnliche Befunde aus dem Raum Garlitz/Potsdam-Mittelmark führen LITZBARKSKI et al. (1993) auf die Bedeutung nicht gemähter Brachen als günstiger Vermehrungsraum für die Zwergmaus zurück. SCHMIDT (1977) sieht die Differenzen im Beutespektrum der von ihm untersuchten 5 Schleiereulen in einem unterschiedliches Lebensraummosaik begründet. Bei einem durchschnittlichen Aktionsradius von 1 bis 1,5 km zur Brutzeit (BRANDT u. SEEBASS 1994; WUNTKE et al. i. Vorb.) finden sich jedoch in nahezu allen von Schleiereulen besiedelten Habitaten ähnliche bevorzugte Jagdgebiete. Wichtig sind für den Ansitzjäger Schleiereule ausreichende Ansitzmöglichkeiten (Hecken, Koppelpfähle, Alleebäume u.ä.) und offene Landwirtschaftsflächen mit einer Bewuchshöhe unter 40 cm (WUNTKE et al. i. Vorb.), da sie ansonsten nicht mehr ihre Beutetiere erreichen kann. Unter diesem Gesichtspunkt verwundert es nicht, daß brandenburgische Schleiereulenbruthabitate fast ausnahmslos einen Anteil landwirtschaftlich

genutzter Flächen von über 70 % aufweisen (WUNTKE u. LUDWIG 1995). Offensichtlich liegt hier der Schwellenwert für eine ausreichende Vielfalt des Habitats über den Jahresverlauf hinweg.

Regionale Unterschiede zeigen sich im Auftreten von Feld- (*Crocidura leucodon*), Garten- (*C. suaveolens*) und Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*). Während das Vorkommen der Wasserspitzmaus vor allem auf das lokale Vorhandensein geeigneter Lebensräume, also Uferbereiche von Gewässern, zurückzuführen ist, spiegeln die Funde von Feld- und Gartenspitzmaus deren Verbreitung in Brandenburg wider. Nach ERFURT und STUBBE (1986) lag die Verbreitungsgrenze der Feldspitzmaus im Gebiet der DDR in etwa südlich einer gedachten Linie von Wittenberge nach Guben. Für die Gartenspitzmaus existierten nur punktuelle Nachweise vor allem im Süden des Gebietes. In den letzten Jahren unterlagen offensichtlich beide Arten einer Ausdehnung ihres Verbreitungsgebietes. Die von DÜRR et al. (1989) aufgezeigte Zunahme der Feldspitzmaus in den von ihnen zusammengestellten Gewölmanalysen im Zeitraum 1979 bis 1986 bestätigt die Annahme der aktiven Ausbreitung dieser Art. DOLCH et al. (1994) nennen Westbrandenburg als östliche Verbreitungsgrenze für die Feldspitzmaus.

Für die Gartenspitzmaus nennen DÜRR et al. (1989) Oderberg und Eberswalde als nördlichste Fundpunkte. Sie diskutieren auch, ob das Vorkommen der Feldspitzmaus mit beengend für das Vorkommen der Gartenspitzmaus sein kann. Unsere Befunde ordnen sich in das aktuelle Verbreitungsgebiet der beiden Arten ein: In Potsdam-Mittelmark findet sich die Feldspitzmaus und in der Uckermark ausschließlich die Gartenspitzmaus. Für den Kreis Havelland gibt es Nachweise von DÜRR et al. (1986) und JASCHKE (1995) für die Gartenspitzmaus. Da sich anscheinend zwischen Brandenburg und Nauen die Verbreitungsgebiete der beiden *Crocidura*-Arten überschneiden (JASCHKE 1995), sind weitere Gewölmanalysen aus dieser Region sehr wünschenswert.

**Tabelle 3: Artenspektrum in den einzelnen Gewöllaufsammlungen (Winter-/Sommernachweis; „k“ bedeutet, daß keine Aufsammlung für die entsprechende Saison vorliegt), die jeweils dominierende Art einer Artengruppe ist unterstrichen**

Ort	UM 1	UM 2	UM 3	UM 4	PM 1	PM 2	HVL 1	HVL 2
<b>Beutetierart</b>								
<i>Arvicola terrestris</i>	+/-	+/-	+/+	-/+	+/+	+/k	-/k	-/k
<i>Microtus arvalis</i>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>
<i>M. agrestis</i>	+/+	+/-	+/+	+/-	+/+	+/k	+/k	+/k
<i>M. oeconomus</i>	+/+	+/+	+/+	+/+	-/-	-/k	+/k	+/k
<i>Clethrionemys glar.</i>	+/-	+/+	+/+	-/+	+/+	-/k	+/k	+/k
<i>Sorex araneus</i>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>
<i>S. minutus</i>	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/k	+/k	+/k
<i>Crocidura leucodon</i>	-/-	-/-	-/-	-/-	+/+	+/k	-/k	-/k
<i>C. suaveolens</i>	+/-	-/-	+/-	+/-	-/-	-/k	-/k	-/k
<i>Neomys fodiens</i>	-/-	-/+	+/-	-/-	-/-	+/k	+/k	-/k
<i>Apodemus spec.</i>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/+</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>	<u>+/k</u>
<i>Micromys minutus</i>	+/+	-/+	+/-	+/+	+/+	+/k	+/k	+/k
<i>Mus musculus</i>	+/-	-/-	-/-	+/+	-/-	-/k	-/k	-/k
Artenzahl Wi/So	11/7	8/8	11/8	9/9	9/9	9/k	9/k	8/k

### 2.2 Saisonale Unterschiede

Im Anteil der einzelnen Beutetiergruppen zeigen sich saisonal deutliche Verschiebungen. Der durchschnittliche Wühlmausanteil in der Nahrung nimmt im Sommer zu, da sich die Wühlmauspopulationen nach dem Zusammenbruch im Winter bis zum Herbst hin wieder aufbauen und daher mit fortschreitender Brutsaison ein immer höheres Angebot an Wühlmäusen zur Verfügung steht. In Extremjahren allerdings kann ein harter Winter mit plötzlichen Wechseln von Tau- und Frostperioden wie 1995/96 einen so starken Bestandseinbruch der Wühlmäuse verursachen, daß bis in den Sommer hinein kein ausreichendes Nahrungsangebot für die Schleiereulen vorhanden ist, so daß Bruten ausfallen bzw. viele Jungeulen noch im Nest verhungern. In Gradationsjahren der Feldmaus hingegen kann die Schleiereule durch Erhöhung der durchschnittlichen Eizahl je

Gelege und durch verstärkt auftretende Zweitbruten einen Bruterfolg erreichen, der das Doppelte des Bruterfolgs in Normaljahren beträgt (SCHÖNFELD u. GIRBIG 1975). Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus dem Sommer 1995 bzw. dem Winter 1994/95 und repräsentieren das Bild des Nahrungsspektrums brandenburgischer Schleiereulen in Normaljahren.

An den uckermärkischen Brutplätzen wird das verringerte Wühlmausangebot im Winter durch eine Zunahme des Spitz- und Echtsmausanteils ausgeglichen (vgl. Tab. 2). Auch wenn für das Havelland keine Sommeraufsammlungen vorliegen, so sprechen der relativ hohe Echtsmaus- und Spitzmausanteil dafür, daß hier ebenso auf beide Gruppen ausgewichen wird. Die beiden untersuchten Orte im Kreis Potsdam-Mittelmark zeigen ein widersprüchliches Bild. Während sich PM 2 anhand der Winterergebnisse ebenfalls in das für die Uckermark und das Havelland gezeichnete Bild einordnen läßt, trat in PM 1 ein deutlicher Abfall des Echtsmausanteils im Winter auf. Die niedrigen Wühlmauszahlen im Sommer sprechen dafür, daß es sich um Gewölle vom Tageseinstand eines Brutpaares handelt. Der Vergleich von Brutplatz- und elterlichem Tageseinstand, der für zwei der uckermärkischen Brutplätze gezogen werden kann (vgl. Tab. 2), belegt, daß die Altvögel selektiv die energetisch günstigeren Wühlmäuse an die Jungen verfüttern und die von der Biomasse her weniger ergiebigen Spitzmäuse verstärkt selbst fressen. Die ausgeprägten Unterschiede im Nahrungsspektrum von Alt- und Jungeulen (PRIBBERNOW 1996) zeigen, wie wichtig es bei der Auswertung von Gewöllanalysen und vor allem beim Vergleich verschiedener Aufsammlungen ist, auch Angaben über den Status der Vögel zu haben. Je schlechter die Nahrungssituation im Bruthabitat ist, um so geringer ist auch der Anstieg des Wühlmausanteils in der Jungvogelernahrung (WUNTKE unpubl.). Erste Ergebnisse von Gewöllanalysen an Brutplätzen in Westpolen (WUNTKE unpubl.) zeigen im Vergleich zu den benachbarten uckermärki-

schen Brutplätzen einen deutlich höheren Wühlmausanteil. Dieser spiegelt offensichtlich die bessere Nahrungsgrundlage in den westpolnischen Agrargebieten wider, wofür auch der fast doppelt so hohe Bruterfolg der polnischen Schleiereulenpaare (HAFERLAND, mündl.) spricht.

### 3. Summary

Pellets of Barn Owls (*Tyto alba guttata*) were collected on 8 locations in Brandenburg/Germany during summer 1995 and winter 1994/95. The analysis of prey items represents the typical food pattern of Barn Owls in this region and shows concordance with literature data for Middle Europe.

*Microtus arvalis* and *Sorex araneus* are the dominant prey species.

The prey composition of the studied Barn Owls shows seasonal as well as regional differences.

Furthermore, differences between the food of breeding Barn Owls and the food of nestlings could be found.

#### Literatur

- ARNOLD, A. 1982: Zur Beute der Schleiereule. -Falke 29: 193-196, 209  
 BRANDT, T. u. SEEBASS, C. 1994: Die Schleiereule. -Aula-Verlag Wiesbaden. -152 S.  
 BRUIJN, O. DE 1994: Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). -Ardea 82 (1): 1-119  
 DEHNER, R.; DIETERLEIN, F. u. DORNBERGER, W. 1993: Beitrag zur Ernährung der Schleiereule (*Tyto alba*). -Faun. u. flor. Mitt. Taubergrund 11: 1-2  
 DOLCH, D.; LABES, R. u. TEUBNER, J. 1994: Beiträge zur Säugetierfauna der Prignitz. -Beitr. Tierwelt Mark XII. Veröffentl. Potsdam-Mus. 31: 33-68  
 DÜRR, T.; JASCHKE, M. u. THIELE, K. 1989: Neue Erkenntnisse über die Verbeutung der Feldspitzmaus (*Crocidura leucodon*) und Gartenspitzmaus (*Crocidura suaveolens*) im Bezirk Potsdam. -Beitr. Tierwelt Mark XI. Veröffentl. Potsdam-Mus. 30: 104-112  
 ERFURT, J. u. STUBBE, M. 1986: Die Areale ausgewählter Kleinsäugerarten in der DDR. -Hercynia N.F. 23: 257-304  
 FLADE, M. 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. -IHW-Verlag. -Eching. -879 S.  
 GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. u. BAUER, K.M. 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. -Wiesbaden.

- GÖRNER, M.; RITTER, F. u. K. SCHMIDT 1973: Zur Verbreitung der Schleiereule (*Tyto alba*) in Thüringen. -Landschaftspf. Natursch. Thüringen 10: 1: 11-17  
 JASCHKE, W. 1995: Zur Ausbreitung und Etablierung von Feldspitzmaus (*Crocidura leucodon*) und Gartenspitzmaus (*Crocidura suaveolens*) im westlichen Brandenburg. -Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 4: 33-35  
 KNORRE, E. VON 1974: Jagdgebiet und täglicher Nahrungsbedarf der Schleiereule (*Tyto alba* Scopoli). -Zool. Jb. Syst. 100: 301-320  
 KRÄGENOW, P. 1970: Die Schleiereule in den Nordbezirken der DDR. -Falke 17, 256-259  
 LITZBARSKI, H.; JASCHKE, W. u. SCHÖPS, A. 1993: Zur ökologischen Wertigkeit von Ackerbrachen. -Naturschutz u. Landschaftspf. i. Brand. 1: 26-30  
 MLIKOVSKY, J. (1980): Über Gewölbildung bei Eulen. -Falke 8: 280-283  
 PRIBBERNOW, M. 1996: Nahrungsökologische Untersuchungen an Schleiereulen (*Tyto alba*, Scopoli 1769) in der Uckermark unter dem Aspekt saisonaler und brutbiologischer Einflüsse. -Dipl.-Arb. Humboldt-Universität zu Berlin. -130 S.  
 RYSLAVY, T. 1986: Ergebnisse einer Bestandserfassung der Schleiereule (*Tyto alba*) im Kreis Brandenburg. -Mittteil. BAG Artenschutz 2: 28-29  
 SCHMIDT, A. 1997: Zur Ernährungsökologie der Schleiereule, *Tyto alba* Scopoli. -Beitr. Vogelk. 23: 233-244  
 SCHMIDT, E. 1973: Die Nahrung der Schleiereule (*Tyto alba*) in Europa. -Z. angew. Zool. 60: 43-70  
 SCHNEIDER, W. 1977: Schleiereulen. -NBB 340. A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt  
 SCHNURRE, O. u. BETHGE, E. 1973: Ernährungsbiologische Studien an Schleiereulen (*Tyto alba*) im Berliner Raum. -Milu 3, 4: 476-484  
 SCHÖNFELD, M. u. GIRBIG, G. 1975: Beiträge zur Brutbiologie der Schleiereule, *Tyto alba*, unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Feldmausdichte. -Hercynia N.F. 12: 237-317  
 WUNTKE, B. u. LUDWIG, I. 1995: Bruthabitate der Schleiereule im Land Brandenburg. -Ornitholog. Beob. 92: 321-323  
 WUNTKE, B.; SCHNEIDER, R. u. FRANKE, K. (in Vorb.): Charakterisierung von Bruthabitaten der Schleiereule in der Uckermark.

Verfasser

Dr. Beatrix Wuntke

Ingo Ludwig

Kirschenallee 1a

D-14778 Schenkenberg

Marcus Pribbernow

Charlottenburger Str. 2

D-13086 Berlin

## Fledermaustagung

Am 22. November 1997 fand in Lindow (Land Brandenburg, Krs. Ostprignitz-Ruppin) eine Tagung des Landesfachausschusses Säugetierkunde zur Fledermaus-Thematik statt. Die Veranstaltung, die von der Naturschutzstation Zippelsförde (Landesumweltamt Brandenburg) in Zusammenarbeit mit dem Naturschutzbund Deutschland durchgeführt wurde und zu der 65 Fledermausschützer aus mehreren Bundesländern angereist waren, richtete sich an Mitarbeiter im behördlichen Naturschutz ebenso wie an ehrenamtlich tätige Fledermauskundler und -interessierte. Auf dem Programm standen u.a. Vorträge zum Vorkommen verschiedener Fledermausarten, zu Winter- und Sommerquartieren, Zugverhalten und Altersstruktur, Monito-

ringvorhaben sowie Schutzmöglichkeiten bei Sanierungsmaßnahmen. Darüber hinaus wurden einige technische Hilfsmittel zur Arbeit mit Fledermäusen vorgestellt, so wurde bspw. der Einsatz der Infrarottechnik für die Fledermausbeobachtung demonstriert.

J. Teubner

## Acht neue Fledermausbinger in Ostdeutschland

Die Beringerzentrale für Fledermäuse in Ostdeutschland am Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie und das Landesumweltamt Brandenburg - Naturschutzstation Zippelsförde - organisierten den ersten Beringerlehrgang nach der Wende.

Das Lehrgangsprogramm umfaßte sowohl theoretische Inhalte, wie Ziele der Beringung, Beringungsprogramme, rechtliche Fragen u. a., als auch praktische Übungen im Bestimmen, Markieren, Fangen und Pflegen verletzter Tiere. Alle Lehrgangsteilnehmer, je drei aus Sachsen und Mecklenburg-Vorpommern sowie vier aus Brandenburg, befassen sich z. T. bereits seit Jahren mit Fledermäusen und waren Beringungshelfer. Sie teilten selbst Ergebnisse von systematischen Beobachtungen mit und umrissen künftige Zielstellungen. Am Ende des Lehrganges stand der erfolgreiche Abschluß für acht Teilnehmer.

Aus den „Mitteilungen des Landesfachausschusses Säugetierkunde Brandenburg-Berlin 1/1998

# Aufruf zur Mitarbeit

Die auf der Grundlage des „Abkommen(s) zum Schutz der Fledermäuse in Europa“ erarbeiteten bundesweiten Empfehlungen zur Bestandsüberwachung ausgewählter Fledermausarten wollen wir zum Anlaß nehmen, gemeinsam mit dem Landesfachausschuß für Säugetierkunde ein Monitoring-System für das Land Brandenburg aufzubauen. Als einen ersten Schritt in diese Richtung soll die bisher bestehende landesweite Übersicht über bekannte Sommer- und Winterquartiere des Großen Mausohrs *Myotis myotis* aktualisiert und ergänzt werden (siehe Übersichtskarte). Darüber hinaus sind aber auch Einzelfunde von Interesse.

Das Mausohr ist für ein solches Pilotvorhaben sicher eine der am besten geeigneten Arten, da von ihr vermutlich ein Großteil der Wochenstuben bekannt ist und die Anzahl der dortigen Tiere hinreichend genau erfaßt werden kann. Ähnlich günstig ist für diese Art die Situation in den Winterquartieren zu beurteilen. Außerdem liegen vom Mausohr langjährig aussagefähige Beringungsergebnisse vor, die eine Wertung dieser Zahlen und eine Beurteilung der Bestandsdynamik erleichtern.

Die anliegende Karte zeigt grob den derzeit an der Naturschutzstation Zippelsförde (Landesumweltamt Brandenburg) vorliegenden Kenntnisstand, an dessen Erarbeitung natür-

lich viele beteiligt sind. Mit Sicherheit ist diese Zusammenstellung aber noch nicht vollständig, und es wäre sehr hilfreich, wenn diese Lücken geschlossen werden könnten.

Da die Darstellung aus naheliegenden Gründen auf MTB/Q-Basis erfolgte, können im Einzelfall Zweifel aufkommen, ob das eine oder andere Quartier schon berücksichtigt wurde. In diesem Fall bitte in der Naturschutzstation Zippelsförde nähere Angaben dazu erfragen.

Die geplante landesweite Bestandsüberwachung, die in eine deutschlandweite Erfassung einmündet, soll einerseits Trends in der Entwicklung der Bestände als Voraussetzung für die Einleitung von Schutzmaßnahmen aufzeigen und andererseits Datengrundlage für faunistische Langzeitbeobachtungen liefern.

Wir rufen daher alle Quartierbetreuer und Interessenten zur Mitarbeit auf und bitten – soweit möglich – um Beantwortung folgender Fragen, wobei Hauptaugenmerk auf die Quartiermeldung (nicht auf Vollständigkeit) gelegt werden sollte.

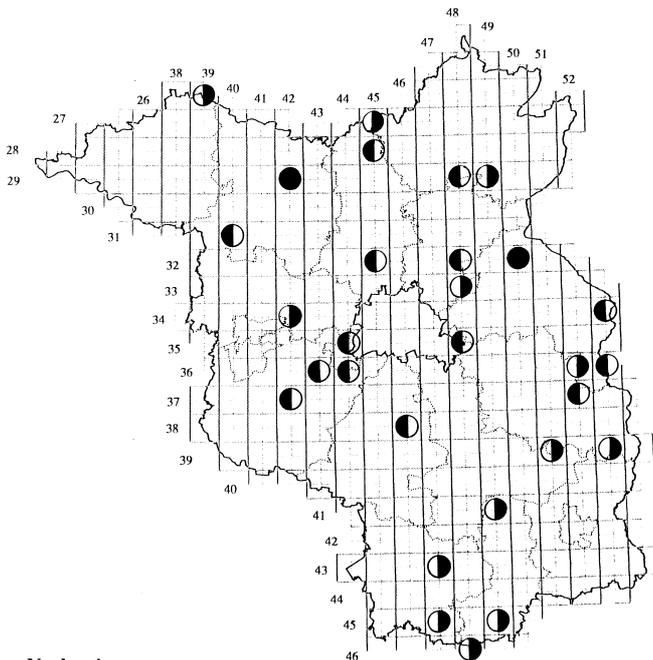
Rücksendung bitte an:  
 Jens Teubner, Jana Teubner,  
 Dr. Dietrich Dolch  
 Naturschutzstation Zippelsförde  
 D-16827 Alt Ruppin



**M  
A  
U  
S  
O  
H  
R**

*g e s u c h t . . .*

Wochenstuben- und Winterquartiere von *Myotis myotis* in Brandenburg



Nachweise :

- Winterquartiere [ ≥ 3 Tiere ]
- ◐ Wochenstubenquartiere [ ≥ 9 ad. Tiere ]

1 cm der Karte entspricht 15 km der Natur  
 0 15 30 45 60 75 km

Maßstab 1 : 1500000

(Datengrundlage: Ehrenamtliche Quartierbetreuer/Landesumweltamt Brandenburg - Naturschutzstation Zippelsförde)

## Großes Mausohr *Myotis myotis*

1. Quartiertyp:  
 Wochenstubenquartier     Winterquartier  
 Männcheneinzelquartier     Paarungsquartier  
 Einzelfund     .....
2. Kurzbeschreibung des Quartiers:.....
3. Lage: \* Kreis:.....  
 \* nächstgelegener Ort: .....
4. Quartier etwa bekannt seit: .....
5. Quartier betreut durch (Anschrift):.....  
 .....
6. Anzahl der Tiere:  
 6.1 Winterquartier  
 \* durchschnittlich.....  
 \* maximal.....  
 6.2 Wochenstubenquartier  
 \* ad. Weibchen (Mai/Juni) .....  
 \* ad. Weibchen/Jungtiere (Juli/August) .....
7. Datenerhebung seit wann:.....
8. Einschätzungen zum Quartier:  
 8.1 Baulicher Zustand: .....
- 8.2 Eigentumsverhältnisse:.....
- 8.3 zu erwartende Gefährdungen: .....
- 8.4 notwendige Schutzmaßnahmen:.....
9. Sonstige Bemerkungen: .....
10. Bearbeiter (Anschrift):.....

## Teilnehmerliste der Fachtagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“ – Schmerwitz 16.5.1996 bis 19.5.1996

Name, Vorname	Einrichtung	Adresse
Ansorge, Hermann	Staatliches Museum für Naturkunde	D-02826 Görlitz, Am Museum 1, PF 300 154
Arnold, Dieter		D-14943 Gottsdorf, An der Obermühle 10
Baarke, Birgit		D-10243 Berlin, Rüdersdorfer Straße 17
Bach, Lothar		D-28357 Bremen, Hamfhofsweg 125 b
Backbier, L.A.M.		NL-6163 XW Geleen, Van Galenstraat 64
Behl, Steffen		D-23948 Arpshagen, An der Chaussee 18
Biedermann, Martin		D-36448 Schweina, Altensteiner Straße 68
Bierlein, Heike	Universität Heidelberg, Zoologisches Institut	D-69120 Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 230
Bimüller, Erwin		D-04924 Bad Liebenwerda, Dresdner Straße 19
Blanke, Monika	Universität Osnabrück, FB Biologische AG Ethologie	D-30171 Hannover, Scharnhorststraße 1
Blohm, Torsten		D-17291 Prenzlau, Baustraße 76, Jagdhaus
Blum, Rainer		D-72124 Plietzhausen, Plietzhäuser Straße 19
Bock, Walter		D-24619 Renswühren, Jagdhaus
Borkenhagen, Peter		D-24253 Probststeierhagen, Schrewendorf 42
Borkenhagen, Hille		D-24253 Probststeierhagen, Schrewendorf 42
Borstel, Kerstin		D-28201 Bremen, Hegelstraße 9
Böttger, Robert	Martin-Luther-Universität, Institut für Anatomie/Z.	D-06097 Halle Große, Steinstraße 52
Broekhuizen, Sim	Rijks Institut vor Natuurbeheer	NL-6800 HB Arnheim, Postbus 9201, Kempersbergweg 67
Deckert, Gisela		D-15806 Kallinchen, Seestraße 121
Deutschmann, Kai		D-14776 Brandenburg, Wendgräben 19
Dolch, Maria		D-16818 Radensleben, Dorfstraße 2 d
Dolch, Dietrich	Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Naturschutzstation Zippelsförde	D-16827 Alt Ruppin, Zippelsförde
Dormann, Wolfgang		D-28201 Bremen, Hegelstraße 9
Driechciarz, Rene		D-39326 Zielitz, Am Mühlenberg 12
Driechciarz, Ellen		D-39326 Zielitz, Am Mühlenberg 12
Dudek, Micha	Arbeitskreis für Raben und Wölfe	D-22337 Hamburg, Odentwiete 13
Dürr, Tobias		D-14641 Nauen, Mauerstraße 36
Ebersbach, Holger		D-06108 Halle, Pfälzer Straße 9
Eichhorn, Knut	Institut für Zoo- und Wildtierforschung (LUA) Naturschutzstation Baitz	D-10252 Berlin, PF 1103
Eschholz, Norbert		D-14806 Baitz, Im Winkel 13
Faber, Detlef		D-35457 Lollar, Weiherstraße 16
Faber, Kerstin		D-35457 Lollar, Weiherstraße 16
Feiler, Alfred	Staatliches Museum für Tierkunde Dresden	D-01067 Dresden, Augustusstraße 2
Festl, Wolfgang		D-49176 Hilter, Borgloher Straße 13
Flößer, Reinhard	Pfalmuseum für Naturkunde	D-67098 Bad Dürkheim, Hermann-Schäfer-Straße 17
Franke, Kurt		D-06785 Oranienbaum, Marienstraße 1
Freytag-Grunert, Heike	Universität Osnabrück FB Biologie/Chemie	D-49069 Osnabrück, Barbarastraße 11
Friedrich, Ilonka		D-10317 Berlin, Wönnichstraße 111
Fritz, Torsten		D-14772 Brandenburg, Tulpenweg 17
Frölich, Kai	Institut für Zoo- und Wildtierforschung	D-10252 Berlin, PF 1103
Geidezis, Liana		D-90419 Nürnberg, Adam-Kraft-Straße 20
Gercken, Marian		D-15827 Blankenfelde, August-Bebel-Straße 48
Goretzki, Jürgen	BFA für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie	D-16225 Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1
Görner, Martin		D-07745 Jena, Thymianweg 25
Hämker, Stefan		D-28211 Bremen, Umlandstr. 15
Hartleb, Kay-Uwe	Verlag Natur und Text	D-15834 Rangsdorf, Friedensallee 21
Hauer, Silke	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	D-06108 Halle, Domplatz 4
Heidecke, Dietrich		D-06179 Bennstedt, Ahornweg 3
Heiden, Anette		D-10407 Berlin, Pastenstraße 5
Heise, Günter		D-17291 Prenzlau, Robert-Schulz-Ring 18
Hemmer, Cornelis F.		D-31311 Uetze-Hänigsen, Alte Bahnhofstraße 4
Herden, Christoph		D-24326 Dersau, Theenrade 2
Herrmann, Mathias	ÖKO-LOG	D-16247 Parlow, Hof 30
Hertweck, Klaus		D-01855 Hinterhermsdorf, Beize 12
Heyne, Peter	Biosphärenreservat Oberlausitz, Heide- u. Teichlandschaft	D-02906 Mücka, Alte Försterei
Heynen, Stefan	Universität Bielefeld AG, Säugetiersozialsystem	D-33659 Bielefeld, Morgenbreite 45
Hoberg, Oliver		D-27628 Hagen, Buchenweg 2
Hofmann, Thomas	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	D-06108 Halle, Domplatz 4
Hogrefe, Hans-H.		D-29699 Bomlitz, Am Breekamp 1
Holz, Roland		D-15232 Frankfurt (Oder), Leipziger Straße 11
Hucht-Ciorga, Ingrid		D-40668 Meerbusch, Kaiserswerther Straße 40
Hundrieser, Alfred		D-16761 Hennigsdorf, Karl-Marx-Straße 5
Hundrieser, Stephan		D-17291 Sternhagen, Dorfstraße 33
Ibisch, Rudolf		D-14532 Kleinmachnow, Jägersteig 17
Jabczynski, Frank		D-15757 Hallbe OT: Teuro, Dorfstraße 7
Jaffke, Inge		D-20144 Hamburg, Parkallee 4
Jaschke, Maresa		D-06886 Wittenberg, Am Tore 16
Jaschke, Wernfried	(LUA) Naturschutzstation Buckow	D-14715 Buckow
Kalz, Beate		D-10245 Berlin, Simon-Dach-Straße 9
Kapischke, H.-Jürgen		D-01219 Dresden, Hans-Jüchser-Straße 3
Kasprzyk, Manfred	Technische Universität, Zoologisches Institut	D-38092 Braunschweig, Mendelssohnstraße 4
Kelm, Detlef		D-28355 Bremen, Hackensenweg 7
Klawitter, Jürgen		D-12203 Berlin, Marschnerstraße 22
Klenner-Fringes, B.	Universität Osnabrück, FB Biologische AG Ethologie	D-49069 Osnabrück, Barbarastraße 11
Kluth, Gesa		D-28357 Bremen, Lilienthaler Heerstraße 107
Knapp, Jutta		D-66440 Blieskastel, Kirchgasse 1
Knerr, Ralf		D-10245 Berlin, Simon-Dach-Straße 9
Knorre von, Dietrich		D-07749 Jena, Ziegenhainer Straße 89
Köhler, Dieter		D-12685 Berlin, Hänflingsteig 10

## Teilnehmerliste der Fachtagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“

Kohlhase, Gottfried	Biberstation Torgau	D-04860 Torgau, Laubenweg 1
Königsfeld, Thorsten	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	D-06108 Halle, Domplatz 4
Krüger, Hans-H.	Institut für Wildbiologie und Jagdkunde	D-37077 Göttingen, Büsingenweg 3
Kugelschäfer, Karl	Justus-Liebig-Universität, AK Wildbiologie	D-35392 Gießen, Heinrich-Buff-Ring 25
Kunze, Thomas		D-04916 Knippsdorf, Siedlung Nr. 8
Kuthe, Christoph		D-14532 Kleinmachnow, Steinweg 51
Lachenmaier, Klaus		D-70437 Stuttgart, Gundelsheimer Straße 16
Langbein, Jan	Institut für Zoo- und Wildtierforschung	D-10315 Berlin, Alfred-Kowalke-Straße 17
Langbroek, A.J.M.	Stichting Otterstation Nederland	NL-9675 Jg Winschoten, Elandhof 131
Langgemach, Torsten	LUA-Naturschutzstation Woblit	D-16798 Himmelpfort
Lengwinat, Thomas	Institut für Zoo- und Wildtierforschung	D-10252 Berlin, Postfach 1103
Lentz, Alain		L-3706 Clervaux 4 A, Rue de Bastogne
Lindner, Rainer		D-91052 Erlangen, Weicherstraße
Litzbarski, Heinz	(LUA) Naturschutzstation Buckow	D-14715 Buckow, Weicherstraße 18
Ludwig, Ingo		D-10435 Berlin, Griebenowstraße 3
Maetz, Gerhard		D-14943 Luckenwalde, Mauerstraße 8
Mammen, Ubbo	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt	D-06116 Halle, Heideburger Straße 47-49
Maternowski, H.-W.		D-16565 Lehnitz, Havelkorso 184
Mau, Heidi	Naturpark Bayrischer Wald	D-94227 Zwiesel, Theresienthal 29
Maunz, Joachim		D-30419 Hannover, Süntelstraße 2b
Meeske, Martina		D-31840 Hessisch-Oldend, Auf der Höhe 4
Meierjürgen, Uwe		D-14109 Berlin, Dreilindenstraße 45
Meinig, Holger		D-33824 Werther, Hallerstraße 52a
Melisch, Roland	WWF Deutschland	D-60591 Frankfurt, Heiderichstraße 110
Mensch, Birgit		D-10243 Berlin, Rüdersdorfer Straße 17
Miethe, Heiko		D-15848 Beeskow, Kiefernweg 59
Milhahn, Kirstin		D-33604 Bielefeld, Stieglitzweg 8a
Mix, Henry	Institut für Zoo- und Wildtierforschung	D-10252 Berlin, PF 1103
Mulder, Japp L.	Zentrum für Umweltstudien	NL-2300 Ra Leiden Postbus 9518
Neberle, Birgit		D-91054 Erlangen, Haakstraße 17
Nelson, Monika	Revierförsterei Kappe	D-16775 Kappe, Dorfstraße 26c
Nettmann, H.-K.	Universität Bremen	D-28334 Bremen, PF 330440
Niedenführ, Anders		D-03099 Kolkwitz, Am Klinikum 21
Nitsche, Karl-A.		D-06844 Dessau, Akensche Straße 10
Ober, Günther		D-04938 Langennaundorf, Schildaer Straße 40a
Olfemann, Ernst	Universität Bielefeld AG, Säugetiersozialsystem	D-33659 Bielefeld, Morgenbreede 45
Opitz, Helmut	Naturschutzbund Deutschland Deutschland (NABU)	D-77960 Seelbach, Am Tretenbach 11
Pelz, Gabriel		D-15738 Zeuthen, Ahornallee 11
Petzoldt, R.	Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl Allg.Ökol.	D-03044 Cottbus, Karl-Marx-Allee 17
Pratje, Peter	Kluiser LWG	D-18569 Gagern
Pribbernow, Marcus		D-13086 Berlin, Charlottenburger Straße 2
Pryswitt, K.-Peter		D-31637 Rodewald, Hauptstraße 132
Pürckhauer, Claudia	Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.	D-16818 Ziethenhorst, Dorfstraße 24
Rathke, Detlef		D-03099 Kolkwitz, Am Klinikum 21
Recker, Wilhelm		D-12439 Berlin, Grimaustraße 58
Reuther, Claus	Aktion Fischotterschutz e.V., Otterzentrum	D-29386 Hankensbüttel
Richter, Ingo		D-14943 Holbeck, Dorfstraße 18
Rogoschik, Bärbel	Aktion Fischotterschutz e.V., Otterzentrum	D-29386 Hankensbüttel
Roy, Anja		D-49536 Liene, Breede 4
Ruck, Thomas		D-72144 Dußlingen, Eichachstraße 76
Sander, Björn		D-13595 Berlin, Betckestraße 19
Schäfers, Günter	Umweltbehörde/Fachamt für ökol. Forst/LW	D-20539 Hamburg, Billstraße 84
Scharmann, Annette		D-14109 Berlin, Dreilindenstraße 45
Scheibe, K.-M.	Institut für Zoo- und Wildtierforschung	D-10252 Berlin, PF 1103
Schikore, Tasso		D-27711 Osterholz-Scha., Garteler Weg 11
Schipke, Reinhard		D-02999 Wartha, Teichweg 4
Schlegel, Detlef		D-31515 Wunstorf, An der Grotte 4-6
Schmidt, Axel		D-15848 Beeskow, Storkower Straße 11
Schmidt, Marianne		D-15848 Beeskow, Storkower Straße 11
Schneider, Michael	Umea University/Department of Animal Ecology	S-90187 Umea
Schneider, Eberhard		D-37077 Göttingen, Zur Akelei 5
Schreiber, Luc	Musee National d'Histoire N.,	Marche-Aux-Poissons, Rue de la Boucherie 7
Schrey, Eckart		D-25832 Tönning, Otto-Wiesner-Straße 2
Schröder, Jörg		D-27711 Osterholz-Scha., Amselweg 3
Schröder, Hartmut		D-16928 Pritzwalk, Meyenburger Tor 69
Schröpfer, Rüdiger	Universität Osnabrück, FB Biologie/Chemie	D-49069 Osnabrück, Barbarastraße 11
Schröter, Henning		D-14715 Wolsier, Hauptstraße 40
Schumacher, Annett		D-06774 Tornau/Eisenha.
Schütze, Beate	NaSt Elbe/Dübener Heide, Forsthaus	D-10115 Berlin, Hannoversche Straße 30
Schwarz, Sabine	Forschungszentrum Jülich GmbH, Außenstelle Berlin	D-14715 Buckow, Dorfstraße 34
Schwarz, Jochen	Naturschutzstation Buckow	Dorfstraße 67
Seebass, Christian	Universität Kiel	D-49069 Osnabrück, Barbarastraße 11
Seluga, Kerstin	Universität Osnabrück, FB Biol. AG Ethologie	D-06099 Halle, Domplatz 4
Sieber, Johanna	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	A-1160 Wien, Savoyenstraße 1a
Sohler, Silke	Konrad-Lorenz-Institut	D-38112 Braunschweig, Ligusterweg 46
Spielmann, Edit		
Stadtlander, Thomas		D-88499 Altheim, Auf dem Bürgle 7
Stahnke, Adelheid	Spektrum, Verlagsgesellschaft	D-69115 Heidelberg, Vangerowstraße 20
Stiebling, Udo		D-10243 Berlin, Franz-Mehring-Platz 3
Stubbe, Michael	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	D-06099 Halle, Domplatz 4
Stubbe, Anne	Universität Halle, Institut für Zoologie	D-06099 Halle, Domplatz 4
Suchentrunck, Franz	Vet. medizinische Universität Wien, Institut für Wildtierk.	A-1160 Wien, Savoyenstraße 1
Sutor, Astrid	Naturschutzstation Buckow	D-14715 Buckow, Dorfstraße 34
Tammen, Ralf	Universität Osnabrück, AG Ethologie	D-49069 Osnabrück, Barbarastraße 11

## Teilnehmerliste der Fachtagung „Säugetierforschung als Grundlage für den Artenschutz“

Teubner, Jens	(LUA) Naturschutzstation Zippelsförde	D-16827 Alt Ruppin
Teubner, Jana	(LUA) Naturschutzstation Zippelsförde	D-16827 Alt Ruppin
Thiele, Klaus		D-14627 Elstal, Gartenstraß 39 e
Thor, Gundula	Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg	D-88326 Aulendorf, Atzenberger Weg 99
Tippmann, Holger		D-09119 Chemnitz, Usti nad Labem 19
Turni, Hendrik		D-72070 Tübingen, Schleifmühlweg 14
Utleb, Heiko		D-06571 Langenroda, Dorfstraße 29
Van Riesen, Jörg		D-06844 Dessau, Marienstraße 5
Vedder, Anette		D-14776 Brandenburg, Wendgräben 19
Vierhaus, Henning		D-59505 Bad Sassendorf, Teichstraße 13
Vogel, Carina		D-19348 Berge, Mühlenkamp
Watzke, Henrik	HUB/Institut für Biologie, PG Naturschutz	D-10115 Berlin, Invalidenstraße 43
Weber, Heike		D-30163 Hannover, J.-Liebig Straße 2
Weidling, Anja	Martin-Luther-Universität, Institut für Zoologie	D-06108 Halle, Domplatz 4
Weile, Carsten	Institut für Wildtierforschung, TH Hannover	D-30173 Hannover, Bischofshofer Damm 15
Weinhold, Ulrich	Zoologisches Institut, Universität Heidelberg	D-69120 Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 230
Werner, Kirsten		D-78532 Tuttlingen, Lohmehlenring 60
Werner, Bernd		D-78532 Tuttlingen, Lohmehlenring 60
Widmann, Peter		D-73207 Plochingen, Johannerstraße 40/3
Wietfeld, Jürgen		D-31246 Lahstedt, Große Straße 26
Wölfl, Manfred		D-94372 Rattiszell, Hüttenzell 5
Zimen, Erik	Museum Westlausitz	D-94542 Haarbach, Grillenöd
Zinke, Olaf	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie	Pulsnitzer Straße 16
Zöphel, Ulrich	UFZ, PB Naturnahe Landschaft	D-01445 Radebeul, Wasastraße 50
Zscheile, K.		D-04318 Leipzig, Permoserstraße 15

## Brandenburger Ökologietage II

### Fachtagung zum ökologischen Hochwasserschutz

Das Landesumweltamt Brandenburg gestaltet seine diesjährige Fachtagung zum Thema

**Nach dem Hochwasser ist vor dem Hochwasser – Wege zu einem ökologischen Hochwasserschutz.**

Die Veranstaltung findet am Montag, dem 11. Mai 1998, im Dorint-Hotel Potsdam statt;  
Tagungsbeginn: 10.00 Uhr.

Interessenten melden bitte Ihre Teilnahme an Landesumweltamt Brandenburg  
Referat Öffentlichkeitsarbeit  
Berliner Straße 21-25  
14467 Potsdam  
Fax: 0331/292108



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



Eine Tagungsgebühr wird nicht erhoben.

**Bioland**

## Baumschule am Butzelberg

*Wildgehölze für Flur und Garten  
aus ökologischem Anbau  
– der Natur zuliebe –*

**Lassen Sie sich unsere Angebotsliste schicken, wir  
beraten Sie gern und freuen uns auf Ihren Besuch.**

Christine Edert Tel.+Fax:  
Götzer Str. 45 · 14550 Deetz 033207 - 50703

## Abonnement

**Liebe Leserinnen,  
liebe Leser!**

Wenn Sie „N und L – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg“ zum Jahresbezugspreis von 16,- DM (inclusive Mehrwertsteuer und Versand) abonnieren möchten, dann füllen Sie – bitte deutlich schreiben – nachfolgenden Coupon aus und schicken ihn an:

Landesumweltamt Brandenburg  
N und L Schriftleitung  
PF 601061  
14410 Potsdam

Sonderhefte sind nicht Bestandteil des Abonnements.

Name, Vorname \_\_\_\_\_

Straße, Hausnummer (PF, PSF) \_\_\_\_\_

Postleitzahl, Ort \_\_\_\_\_

Vertrauensgarantie: Ich kann diese Bestellung von „Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg“ (einschl. Rote Listen) innerhalb 7 Tagen schriftlich widerrufen. Eine einfache Benachrichtigung genügt (Datum Poststempel) **Unterschrift nicht vergessen!**

Datum \_\_\_\_\_ Unterschrift \_\_\_\_\_ ab Monat/Jahr \_\_\_\_\_ Stück \_\_\_\_\_

Das Abonnement verlängert sich um jeweils 1 Jahr, wenn es nicht acht Wochen vor Jahresende gekündigt wird.

## Hinweise für Autoren

Nach der Überprüfung der Manuskripte durch den Redaktionsbeirat wird der Autor über das Ergebnis informiert und ggf. um eine Überarbeitung nach den Vorschlägen gebeten. Nach erneuter Vorlage der überarbeiteten Fassung wird über die endgültige Annahme zum Druck entschieden. Der Autor wird vom Ergebnis schriftlich unterrichtet. Die Entscheidung des Redaktionsbeirates gilt als verbindlich.

Die eingereichten Manuskripte müssen den folgenden Richtlinien entsprechen:

1. Veröffentlicht werden **Originalarbeiten**, die bislang in keiner anderen Zeitschrift erschienen oder zur Veröffentlichung geplant ist.
2. Die Beiträge sollten **übersichtlich gegliedert** sein, eine **Zusammenfassung** enthalten und so konzentriert wie möglich geschrieben sein. Zur besseren Nutzbarkeit wird um **fünf Schlagworte**, die sich auf das gesamte Manuskript beziehen, gebeten.
3. Die Manuskripte sind in folgender **Form** abzuliefern:
  - a) Titel der Arbeit, Autor/en mit komplettem Anschriftenverzeichnis am Ende des Manuskriptes (bitte Tel./Fax-Nr. zwecks schneller Kontaktaufnahme beilegen)
  - b) Literaturverzeichnis (s. 6.)
  - c) Tabellen mit Tabellenüberschriften (separat als gesonderte Datei)
  - d) Abbildungsunterschriften (Legendenmanuskript), (bei Lieferung auf Diskette im Anschluß an den Text setzen, nicht gesondert abspeichern)
- e) reproduktionsreife Abbildungsvorlagen (s. 7.)
- f) Texte einseitig maschinen- oder computergeschrieben (wp 5.1 oder ASCII-FILE, Fließtext), DIN A4-Format; 1,5facher Zeilenabstand, Ränder für Kopf- und Fußzeilen 2,5 cm, Ränder für rechten und linken Rand 3 cm. Während im Textausdruck für den Redaktionsbeirat eine Gestaltung (Unterstreichung, Fettdruck u.a. Hervorhebungen) erwünscht ist, muß im Fließtext darauf verzichtet werden. Die wissenschaftlichen Gattungs- und Artnamen sind im Ausdruck kursiv darzustellen bzw. mit einer Wellenlinie zu kennzeichnen. Die Untergliederung des Textes in Kapitel (numerische Gliederung) sowie fortlaufende Numerierung der Seiten sind erforderlich.
4. Bei Verwendung einzelner **Artnamen** und **pflanzensoziologischer Gesellschaftsbezeichnungen** ist bei der ersten Nennung im Text der wissenschaftliche bzw. deutsche Name zusätzlich in Klammern anzugeben. Bei der weiteren Bezeichnung der Taxa kann entweder nur der deutsche oder der wissenschaftliche Name genannt werden. Die **Nomenklatur** erfolgt einheitlich nach einer Quelle, die anzugeben ist.
5. **Quellenangaben** sind in folgender Weise zu zitieren: HUBER 1990 oder "...wie HUBER (1990) beschreibt ...". Werden vom gleichen Autor mehrere Arbeiten aus dem gleichen Jahr zitiert, so sind diese durch Kleinbuchstaben hinter der Jahreszahl zu kennzeichnen, z.B. (HUBER 1990 a,b). Zwei Autoren sind durch "u." zu verbinden, bei mehr als zwei Autoren wird die Abkürzung "et al." verwendet, z.B. (HUBER u. MÜLLER 1991), (HUBER et al. 1991). Bei Aufzählung bitte chronologische Reihenfolge beachten, z.B. (MÜLLER et al. 1987; SCHULZE 1989 a, b; 1991).
6. Im **Literaturverzeichnis** sind zu jeder im Text angegebenen Quelle aufzuführen: Name und abgekürzter Vorname des Verfassers, Erscheinungsjahr, vollständiger Titel der Arbeit: bei **Büchern** - Seitenzahl (Gesamtseitenzahl bzw. die Seitenzahlen der zitierten Beiträge), Auflage, Verlag, Erscheinungsort, z.B. BRAUNS, A. 1991: Taschenbuch der Waldinsekten. Grundriß einer terrestrischen Bestandes- und Standort-Entomologie. 4. neubearb. Aufl. G. Fischer Verl. -Stuttgart. -860 S. HERDAM, V. 1992: Weichtiere (Mollusca, Gastropoda und Bivalvia). Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. UNZE-Verlag. -Potsdam: 39-48 bei **Zeitschriften** - abgekürzter Zeitschriftentitel, die Nummer des Bandes, ggf. Heftnummer und die Seitenzahl, z.B. BRAASCH, D. u. BRESK, B. 1993: Die Alpenplanarie *Crenobia alpina* DANA in Brandenburg - ein Beispiel für den Quellenschutz. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2(3): 31-33 Bei der Zitierweise "... et al." sind im Literaturverzeichnis alle Autoren aufzuführen.
7. **Abbildungen** Diagramme, Strichzeichnungen und Tabellen - in guter Qualität (s/w) oder Farbe; Originale einreichen - keine Kopien (exakte Handzeichnungen oder Laserausdrucke auf weißem Papier, Pergament; Dias, Abzüge (Hochglanz, s/w, Farbe) möglich

# THE NEW ZEALAND GAZETTE.

[No. 79

*Prohibiting Taking of Risso's Dolphin in Cook Strait, &c.*

PLUNKET, Governor.

## ORDER IN COUNCIL.

At the Government House, at Wellington, this twenty-sixth day of September, 1904.

Present:

HIS EXCELLENCY THE GOVERNOR IN COUNCIL.

**WHEREAS** it is enacted by section five of "The Sea-fisheries Act, 1894," that the Governor in Council may from time to time make regulations, which shall have general force and effect throughout the colony, or particular force and effect only in any waters or places specified therein, for, among other things, prohibiting altogether for such period as he shall think fit the taking of any fish, and may by such regulations impose a penalty for breach of such regulations:

And whereas it is desirable to prohibit the taking of the fish or mammal known as Risso's dolphin (*Grampus griseus*) in Cook Strait and the adjacent bays, sounds, and estuaries:

Now, therefore, His Excellency the Governor of the Colony of New Zealand, in exercise of the hereinbefore-recited power and authority, and acting by and with the advice and consent of the Executive Council of the said colony, doth hereby make the following regulations:—

### REGULATIONS.

1. During the period of five years from the date of the gazetting of these regulations it shall not be lawful for any person to take the fish or mammal of the species commonly known as Risso's dolphin (*Grampus griseus*) in the waters of Cook Strait, or of the bays, sounds, and estuaries adjacent thereto.

2. Any person committing a breach of this regulation shall be liable to a penalty of not less than five pounds nor more than one hundred pounds.

ALEX. WILLIS,

Clerk of the Executive Council.