©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeiträge 2/00, S. 47-64 Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl. – Laufen/Salzach 2000

Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur –

Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere

M. ROTH, G. WALLISER, K. HENLE, K. HERTWECK, U. BINNER, A. WATERSTRAAT, R. KLENKE, A. HAGENGUTH

1. Einleitung

Mit insgesamt acht, teilweise eingebürgerten Arten stellen Musteliden in Mitteleuropa ein wesentliches Element der heimischen Wildtierfauna (STUBBE 1989). Abgesehen vom Mauswiesel (*Mustela nivalis*) beanspruchen alle Vertreter der marderartigen Säugetiere bei der infrastrukturellen Nutzungsintensität der mitteleuropäischen Kulturlandschaft Territorien, die die Ausdehnung unzerschnittener Flächen meist weit überschreiten (STUBBE 1989, STIER 1998, WALLISER & ROTH 1997). Wie für zahlreiche andere Vertebraten (BENDER et al. 1996, GROOT-BRUINDERINK & HAZEBROEK 1996, HERKERT 1994, KUITUNEN et al. 1998, REIJNEN et al. 1996, SIEVING et al. 1996, SIMBERLOFF 1995, SPELLERBERG 1998, WAUTERS et al. 1994) und Invertebraten (SETTELE et al. 1996, DAVIES & MARGULES 1998, MADER 1990, RATHKE & JULES 1993, SPELLERBERG 1998) bereits belegt, gehören anthropogene Einriffe in Raumgrößen und Raumstrukturen damit auch bei Musteliden zu den Umweltfaktoren mit potentiellen Effekten auf die Struktur von Populationen und die Zusammensetzung von Artengemeinschaften (AARIS-SOERENSEN 1995, CHEESEMAN et al. 1989, HARRIS et al. 1992, LANKESTER et al. 1991, VAN DER ZEE et al. 1992).

Große Raumansprüche, aber unterschiedliche Habitatpräferenzen und ökologische Plastizitäten, die Zugehörigkeit zu verschiedenen Gefährdungskategorien und der teilweise drastische Rückgang ihrer Bestandesdichten in verschiedenen Regionen Deutschlands bzw. Europas machen den Europäischen Dachs (*Meles meles*) und den Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*) innerhalb der marderartigen Säugetiere zu Modellarten für Zerschneidungseffekte und Landnutzungseinflüsse (REUTHER 1993, STUBBE 1989, NEAL & CHEESEMAN 1996). In Deutschland als typischer Vertreter der Kulturlandschaft (STUBBE 1989) weit verbreitet, dokumentieren langfristige Bestandesanalysen in verschiedenen westeuropäischen Ländern bereits die Gefährdung des Dachses durch Änderungen in der Landnutzungsstruktur bzw. die Zerschneidung seiner Lebensräume und den damit verbundenen Anstieg der Verkehrsdichte (GRIFFITHS 1991, WIERTZ 1993, WIERTZ & VINK 1986, VAN DER ZEE 1992). Die Bestandeszahlen des Fischotters sind bereits seit langem durch die Einwirkung verschiedener anthropogener Faktoren stark rückläufig. Dazu zählen die langjährige Bekämpfung (FIEDLER 1990), Schadstoffbelastungen der Gewässer (KRUUK & CONROY 1991, MASON & MACDONALD 1993), der Fang in Fischreusen (REUTHER 1993), die Zerstörung der natürlichen Gewässerstrukturen (REUTHER 1993) sowie verkehrsbedingte Mortalitäten (KRUUK et al. 1997, REUTHER 1993). In Deutschland zählt der Fischotter bereits zu den vom Aussterben bedrohten Arten (BOYE et al. 1998). Vitale Populationen der semiaquatischen Charakterart fischreicher Gewässer mit mannigfaltig strukturierten Uferzonen finden sich nur noch in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen (ANSORGE 1994, BINNER 1997, MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1999, REUTHER 1993).

Die mit den Umstrukturierungen in den neuen Bundesländern einhergehende Ausrichtung der Landwirtschaft auf die europäischen Agrarrichtlinien hat zu gravierenden Veränderungen in der Nutzungsstruktur der Agrarlandschaft geführt (BILLWITZ 1996, DALCHOW et al. 1995). Dieser Wandel manifestierte sich abgesehen von der Stillegung von Grenzertragsstandorten u.a. in einer Beschränkung des traditionellen Kulturartenspektrums auf wenige dominante Ackerfrüchte (z.B. Winterweizen, Raps). Gleichzeitig führte der starke Rückgang an Hackfrüchten und Futterpflanzen zu einer Reduktion der Fruchtfolge. Der geringe Anteil an Dauergrünland wurde durch Umwandlung von Wiesen in Ackerland noch weiter dezimiert (vgl. KAPFER 1993). Diese Entwicklung, verbunden mit dem auf Höchsterträge ausgerichteten Intensivierungsgrad, bedingte einen verstärkten Einsatz von Düngemitteln, Pestiziden und Wachstumsreglern (AHRENS & KOTTWITZ 1997).

Begleitet wurden die Veränderungen in der Landwirtschaft von einem steten Ausbau der Verkehrswege. So hat sich die Kilometerzahl ausgebauter Straßen beispielsweise in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1985 und 1993 vervielfacht (STATISTISCHES JAHRBUCH 1995). Gleichzeitig kam es zu starken Verschiebungen im Kraftfahrzeugbestand. Bei annähernder Konstanz der Gesamtsumme zugelassener Fahrzeuge stieg die Zahl an Personen- und Lastkraftwagen zulasten von Krafträdern drastisch an.

Welche Auswirkungen die zunehmende Erschließung der Landschaft und unterschiedliche Formen der Landnutzung bzw. des Landschaftsmosaiks auf Populationsstruktur und individuelle Raum-Zeitmuster der Raubsäuger haben, war Gegenstand einer mehrjährigen Untersuchung in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen. Ziel die-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ser Arbeit ist die Vorstellung ausgewählter Ergebnisse dieser Untersuchungen.

2. Untersuchungsgebiete

Mecklenburg-Vorpommern

Mit insgesamt 23.170 km^2 gehört Mecklenburg-Vorpommern zu den größten Bundesländern Ostdeutschlands (WATERSTRAAT et al. 1996). Über 65 % der Landesfläche werden agrarisch - vorwiegend als Ackerflächen genutzt. Darüber hinaus prägen mehr oder weniger weitflächige Waldgebiete (21 % der Landesfläche) vor allem auf den nährstoffarmen Sandergebieten und die Mecklenburger Seenplatte (5,5 % Flächenanteil) das von der Weichsel-Eiszeit überformte Landschaftsbild. Typisch für die pleistozänen Landschaften sind die von Nordwesten nach Südosten verlaufenden Höhenzüge der Endmoränen des Pommerschen- und Frankfurter Stadiums. Sie hinterließen eine vielgestaltige, häufig durch Hügel und Täler gekennzeichnete - für Nordostdeutschland repräsentative - Landschaft mit einem Höhenunterschied von 179 m. Wälder, Seen, Moore, Alleen, Hecken und markante Einzelbäume prägen das Bild der weiträumigen Agrarlandschaft. Die klimatischen Verhältnisse werden durch den Übergang von maritimen im Küstenbereich zu kontinental gemäßigtem Klima im Binnnenland bestimmt. Diesem Gradienten folgt die Verteilung der Niederschläge. Das langjährige Jahresmittel der Lufttemperatur schwankt innerhalb der Landesgrenzen nur wenig und liegt bei ca. 8^{0}C.

Oberlausitzer Teichlandschaft (Sachsen)

Der Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft umfaßt eine Fläche von ca. 1.200 km^2 und wird durch die Städte Hoyerswerda und Kamenz im Westen und dem Neißetal im Osten begrenzt (BERNHARDT et al. 1986). Gemeinsam mit den Teichen der Niederlausitz stellt das Oberlausitzer Teichgebiet das größte, zusammenhängende Teichgebiet Mitteleuropas dar. Auf den nährstoffarmen Sandböden des Altmoränengebietes finden sich vor allem ausgedehnte Kiefern- und Mischwälder sowie offene Heideflächen. Wo sich durch Lößablagerungen oder Geschiebelehme günstigere Böden entwickeln konnten, wird Ackerbau betrieben. In den grundwasserbeeinflußten Niederungen sind hingegen extensiv genutztes Grünland oder Erlenbruch- bzw. Auwälder anzutreffen. Prägend für das Landschaftsbild sind jedoch die über 1.000 Fischteiche, die zum Teil schon im 12. Jahrhundert angelegt wurden und in denen seit jeher der Karpfen *(Cyprinus carpio)* die Hauptfischart darstellt. Trotz der fischereiwirtschaftlichen Nutzung lassen die meist röhrichtreichen Gewässerufer und die mit Alteichen bestandenen Teichdämme noch vielerorts naturnahe Strukturen erkennen. Das Gebiet weist nur geringe Höhenunterschiede auf (120 - 176 m). Das Klima ist generell von kontinentalen Einflüssen geprägt. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt im Durchschnitt 620 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei durchschnittlich 8,5° C.
Die Untersuchungen wurden zwischen 1996 - 1998 in zwei, für das Teichgebiet charakteristischen Gebieten (35 km^2 und 8 km^2) bei Königswartha durchgeführt. Diese beinhalten insgesamt 85 Fischteiche (14 % der Gesamtfläche) mit einer Größe von 0,5 34 ha. Während 52 % Fläche landwirtschaftlich genutzt werden, beträgt der Waldanteil 20 % (Kiefern- und Mischwälder).

3. Methoden

Abschätzung der Dichte und Dynamik

Für den Dachs wurde die Dichte und Dynamik zwischen 1994 und 1996 auf Rügen abgeschätzt. Mit Unterstützung der Jagdausübungsberechtigten und Forstbehörden wurde eine systematische Kartierung der Dachsbaue auf der gesamten Insel durchgeführt (vgl. NEAL 1986, WIERTZ 1993). Differenziert wurde zwischen Mutterbauen, ständig befahrenen Bauen, die nicht zur Welpenaufzucht dienten, und sporadisch frequentierten Nebenbauen. Die Erfassung der Besatzzahlen des Dachses zur Abschätzung der Populationsgröße und Reproduktionsrate erfolgte nach dem Erscheinen der Jungtiere am Bau in den Monaten Mai bis August der Jahre 1994 - 1996 an ca. 25 % (n = 43) aller kartierten Burgen auf der Insel.

Beim Fischotter wurde die relative Häufigkeit mit Hilfe von Dauerbeobachtungspunkten in der Oberlausitzer Teichlandschaft (Sachsen) sowie an der Lewitz, im Warnow-Gebiet und im Raum Mecklenburg-Strelitz (Mecklenburg-Vorpommern) ermittelt. Für die Auswahl von Dauerbeobachtungspunkten wurden in den Untersuchungsgebieten auf topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 alle Standorte ausgewählt, an denen die Wahrscheinlichkeit der Entdeckung von Spuren (Kot und Trittsiegel) besonders hoch ist (Brücken, Mündungsbereiche von Fließgewässern, ausgeprägte Ausbuchtungen von Standgewässern). In Mecklenburg-Vorpommern wurde ein Radius von 200 m um den Beobachtungspunkt nach Spuren abgesucht. In der Oberlausitz wurden sämtliche potentiell geeigneten Markierungsorte als Dauerbeobachtungspunkte verwendet und wegen ihrer wesentlich höheren Dichte im Radius von nur 100 m abgesucht. Zur Berücksichtigung saisonaler Unterschiede in der Markierungsintensität des Fischotters (BINNER 1997, MASON & MACDONALD 1986) wurden die Dauerbeobachtungspunkte im drei-monatigen Rhythmus aufgesucht, in Mecklenburg-Vorpommern vom vierten Quartal 1994 bis zum dritten Quartal 1997 und in der Oberlausitz vom Sommer 1996 bis Winter 1997/98.

Der Prozentsatz an Dauerbeobachtungspunkten, an denen Spuren gefunden wurden, ergibt die Nachweisfrequenz *f*. Um die Dichte verschiedener Gebiete vergleichen zu können (s. BINNER et al. 1996), müssen diese in einen Dichteindex, $d = -\ln(1-f)$, umgewandelt werden (CAUGHLEY 1980).

Zur Bestimmung der absoluten Dichte wurde für die Warnow das Stichprobenverfahren nach REID et al. (1987) verwendet, allerdings mit einer Segmentlänge von 1.000 m statt von 500 m. Die Erfassung der Spuren erfolgte bei Neuschnee. Für Gebiete mit eher flächig verteilten Gewässern liegt noch kein geeignetes Verfahren zur Schätzung der absoluten Fischotterdichte vor. In der Oberlausitz

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

wurde dazu eine Methode zur individuellen Erkennung der Fischotter anhand von Trittsiegeln entwickelt (HERTWECK et al. im Druck), um Markierung-Wiederfang-Methoden (CAUGHLEY 1980) zur Bestandsschätzung anwenden zu können. Da diese Methode erst gegen Ende der Untersuchung vorlag, konnte sie jedoch noch nicht eingesetzt werden.

Raum-Zeitmuster des Dachses

Telemetrische Untersuchungen zur Erfassung des Einflusses der Landnutzungsstruktur auf die individuelle Raumnutzung und Habitatwahl des Dachses konzentrierten sich auf agrarisch dominierte Landschaftsausschnitte (Raum Samtens, Kasnevitz, Zargelitz, Binz) sowie auf einen etwa 1.500 ha großen, geschlossenen, für die Insel Rügen repräsentativen Buchen-dominierten Laubmischwald im Raum Mölln-Medow.

Insgesamt wurden 18 Dachse zwischen September 1994 und Dezember 1996 mit Halsbandsendern (Fa. Wagner, Köln, Frequenzbereich: 150,00 150,24 Mhz) markiert. Um repräsentative Aussagen über Streifgebietsgrößen und Habitatnutzung zu erhalten, beziehen sich die Ergebnisse nur auf Tiere (n = 10: 6 Rüden, 4 Fähen), für die kontinuierliche Peilungen über mindestens vier Monate vorlagen. Zur Vermeidung von Autokorrelationen wurden auf der Basis unabhängiger Telemetriepunkte (HARRIS et al. 1990) die Streifgebietsgrößen mit der Minimum-Konvex-Polygon-Methode abgeschätzt. Da die ermittelten Flächengrößen bei diesem Verfahren sehr stark von der Anzahl an Telemetriepunkten abhängen können, wurden zur Überprüfung der Datenqualität die Korrelationen zwischen Home-range Größen und Peilpunkteanzahl errechnet. Bei allen zehn Tieren zeigten die Kurven einen asymptotischen Verlauf, was nach HARRIS et al. (1990) auf eine weitgehend exakte Abschätzung der Streifgebietsgrößen schließen läßt.

Durch umfangreiche Spurenerfassungen und Direktbeobachtungen konnten im Oberlausitzer Teichgebiet sechs Wurfbaue des Fischotters lokalisiert werden. Basierend auf der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1:10.000 wurden für Kreisflächen mit unterschiedlichen Radien um diese Wurfbaue die entsprechenden Biotoptypenanteile sowie die Länge des Verkehrswegenetzes ermittelt.

Über die Verbreitung des Fischotters in Mecklenburg-Vorpommern gibt eine Kartierung Auskunft, die im Verlauf der Jahre 1993 und 94 nach den methodischen Empfehlungen der IUCN/SSC Otter Specialist Group (MACDONALD 1983) in Form einer stichprobenartigen Kontrolle gleichmäßig über die Landesfläche verteilter Orte durchgeführt wurde (BINNER 1997). Ähnlich wie bei den Dauerbeobachtungspunkten wurden hier nur solche Orte ausgewählt, die eine prinzipiell höhere Wahrscheinlichkeit aufweisen, Hinweise auf die Anwesenheit des Fischotters zu finden, wenn er dort vorkommt.

Die Lage und Größe der Streifgebiete von Fischottern wurde in der Oberlausitz durch Telemetrie und Direktbeobachtungen von Jungtiere führenden Fähen bestimmt. Für die Besenderung des Otterrüden wurde ein Klebesender (GFT, Bordersholm, Frequenzbereich: 150,1 Mhz) verwendet. Da der Sender lediglich fünf Tage im Fell des Otters haften blieb, konnte nur eine kurzzeitige Überwachung durchgeführt werden. Familienverbände konnten während der Beobachtung bzw. anhand der Spuren durch die Anzahl und Größe der Jungtiere individuell unterschieden werden (HERTWECK & SCHIPKE im Druck). Die Größe der Fischotter-Streifgebiete wurde mit der 100%-Minimum-Konvex-Polygon-Methode (HARRIS et al. 1990) berechnet.

Erfassung der Verkehrsmortalität

Die Ermittlung des Gefährdungspotentials von Verkehrstrassen für den Dachs und die Abschätzung von Zerschneidungseffekten auf populationsökologische Parameter basieren auf einer landesweiten Erfassung der Verkehrsverluste zwischen 1994 und 1997. Unter Mithilfe von Forst-, Polizei-, Jagd- und Straßenbaubehörden sowie Präparatoren und Jägern wurde ein Netzwerk zur Erfassung überfahrener Dachse an Autobahnen, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen aufgebaut. Soweit es der Zustand der Tiere erlaubte, wurden die Kadaver geborgen und nach Geschlechtern differenziert.

Für den Fischotter basieren die Analysen auf Totfunden in der Projektlaufzeit sowie auf Totfunden, die in der Oberlausitz in den Jahren 1990-1995 durch das Staatliche Museum für Naturkunde, Görlitz, das Museum der Westlausitz, Kamenz, und Herrn Schipke (Wartha) erfaßt wurden. Das Verhalten an Straßen und die Zeitdauer, die für Querungen benötigt werden, wurden in der Oberlausitz bei gezieltem Ansitzen registriert.

Zur Altersbestimmung toter Dachse und Fischotter wurden Schnitte der Eckzähne angefertigt und nach der Zementlinienmethode (ANSORGE 1995, HABERMEHL 1990) analysiert. Beim Fischotter wurden diese Analysen von Herrn ANSORGE durchgeführt. Aus der detaillierten Analyse der Fundorte (Gestaltung von Straßen und Straßenrändern, angrenzende Biotoptypen) ergaben sich Hinweise auf Zusammenhänge zwischen Verkehrsmortalität und Landnutzungsstrukturen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Populationsgröße und Bestandesdynamik

A) Dachs

Insgesamt wurden 162 Dachsbaue auf Rügen kartiert. Im Lauf des Untersuchungszeitraums stieg die Zahl der Mutterbaue von 63 (1994) auf 74 (1996) an, während die Zahl nicht zur Reproduktion genutzter Hauptbaue von 37 (1994) auf 26 (1996) sank. Der mittlere minimale Abstand der Mutterbaue nahm im Lauf der Untersuchung von 2,5 km (1994) auf 2,4 km (1996) ab, was auf ein Wachstum der Population während des Untersuchungszeitraums schließen läßt. Aus den Daten errechnete sich eine im Vergleich zu Untersuchungen in anderen Regionen geringe durchschnittliche Baudichte von 1 Hauptbau/10 km^2. Diese geringe Baudichte spiegelte sich auch in der Populationsdichte des

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Dachsbestandes wider. Unter Berücksichtigung der bei systematischen Ansitzbeobachtungen ermittelten Daten [durchschnittliche Anzahl adulter Dachse in Mutterbauen: 2,1 T± 0,4 (n=23); durchschnittliche Anzahl adulter Dachse in Nichtmutterbauen: 1,9 T± 0,8 (n=20); mittlere Wurfgröße: 2,3 T± 0,8 (n=23)] errechnete sich für die Insel Rügen ein Frühjahrsbestand von 206 (1994) 208 (1996) Adulten, 142 (1994) - 167 (1996) Juvenilen und eine Gesamtpopulation von 348 (1994) - 375 (1996) Individuen. Mit Populationsdichten von 0,37 (1994) - 0,40 (1996) Ind./km^2 weist die Insel Rügen eine im internationalen Vergleich relativ geringe flächenbezogene Repräsentanz des Raubsäugers auf. So erreicht der Dachs beispielsweise in Schweden (1,3 Ind./km^2, GRIFFITHS & THOMAS 1993), Dänemark (1,3 Ind./km^2, ASFERG et al. 1977), Irland (3,6 Ind./km^2, SMAL 1993), England (1,08 Ind./km^2, CRESSWELL et al. 1990, HARRIS et al. 1992) sowie in manchen Regionen Tschechiens (2,6 - 5,3 Ind./km^2, ZEDJA & NESVADBOVA 1983) Dichten, die die Werte auf der Insel Rügen teilweise um ein Vielfaches übersteigen. Die relativ geringe Bestandesgröße des Dachses auf Rügen dürfte zumindest teilweise auf die bis vor wenigen Jahren durchgeführte Begasung von Dachsbauen zur Tollwutbekämpfung zurückzuführen sein.

B) Fischotter

Wie für den Fischotter typisch (z.B. MASON & MACDONALD 1986) schwankte die Nachweishäufigkeit in allen Untersuchungsgebieten saisonal signifikant (vgl. BINNER et al. 1996). Daher müssen Vergleiche der relativen Häufigkeit in verschiedenen Jahren bzw. Untersuchungsgebieten (Tab. 1) für dieselbe Jahreszeit erfolgen. Wegen der leichteren Nachweisbarkeit werden hierfür nachfolgend Winterbegehungen (1. & 4. Quartal) ausgewertet. Signifikante Unterschiede in den Dichteindices zwischen den Jahren ergaben sich nur für das Warnowgebiet (χ^2=18,2; $\alpha < 0{,}01$). Ursache hierfür sind geringe Nachweishäufigkeiten im ersten Quartal 1996 und im vierten Quartal 1994. Da jedoch die Dichteindices für das erste und vierte Quartal 1995 ähnlich hoch liegen wie für die übrigen Winterbegehungen, dürfte dieser Unterschied durch eine unterschiedliche Verteilung der Fischotter innerhalb des Gebietes und nicht durch Veränderungen der Bestandsgröße bedingt sein.

Die Nachweishäufigkeiten unterscheiden sich im Winterquartal signifikant zwischen Lewitz und Mecklenburg-Strelitz (χ^2=50,9; $\alpha < 0{,}01$). Im Mittel wurden für die ersten und vierten Quartale für Lewitz und Mecklenburg-Strelitz an 25 bzw. 28 der 50 bzw. 34 Dauerbeobachtungspunkte Nachweise erbracht, womit sich die Dichten wie 1:2,5 verhalten. Wegen der relativ hohen Nachweisfrequenz zu Beginn der Untersuchung wurde von BINNER et al. (1996) für den Zeitraum Herbst 1994 bis Frühjahr 1995 die Häufigkeit im Gebiet Mecklenburg-Strelitz relativ zur Lewitz etwas höher eingeschätzt.

Aufgrund unterschiedlicher Methoden ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse mit der Oberlausitz nicht zulässig. Auch ein Vergleich mit dem dritten Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern, der Warnow, ist problematisch, da es sich hier um einen fließgewässerdominierten, eher linienhaften Lebensraum handelt, während in den übrigen Gebieten die Gewässer eher flächig verteilt sind.

Schätzungen der absoluten Dichte konnten nur für die Warnow durch Spurenerfassungen im Neuschnee vorgenommen werden. Die geschätzte absolute Dichte beträgt 0,5 (95%-Vertrauensinterval

Tabelle 1

Saisonale Veränderung des Dichteindex [-ln(l-f)] für den Fischotter in drei Untersuchungsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern und den beiden Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz. f: Nachweisfrequenz (Anmerkung: In den Oberlausitzer Untersuchungsgebieten beginnen die Quartale jeweils einen Monat früher als in Mecklenburg-Vorpommern, d.h. 2-96 beginnt im März statt im April usw.)

Quartal	Warnow	Lewitz	Mecklenburg-Strelitz	Königswartha	Lippitsch
4-94	0,9	0,8	2,1		
1-95	1,6	0,8	2,1		
2-95	1,7	0,4	1,5		
3-95	0,4	0,1	0,8		
4-95	1,4	0,6	2,1		
1-96	0,7	0,7			
2-96	0,5	0,3	0,6	1,7	1,2
3-96	0,9	0,5	1,0	1,8	0,7
4-96	1,2	0,5	1,2	1,0	0,6
1-97	1,4	0,8	1,7	1,5	1,0
2-97	0,5	0,5	1,6	0,8	1,1
3-97	0,8	0,6	1,5	1,2	0,8
4-97				1,3	0,6

Tabelle 2

Anzahl Segmente mit i nachgewiesenen Individuen, geschätzte Individuenzahl ($\hat{N}$) und Dichte ($\hat{D}$; in Klammern 95%-Vertrauensintervall) des Fischotters an der mittleren Warnow; s: Anzahl untersuchter Segmente; S: Gesamtzahl der Segmente (entspricht Flußlänge in km)

			Anzahl Individuen i						
Datum	s	S	0	1	2	3	4	$\hat{N}$	$\hat{D}$
Winter 94/95	6	61	4	2	0	0	0	20	0,3 (0,03-0,7)
XII. 1995	17	83	11	5	0	0	1	44	0,5 (0,1-1,0)
II. 1996	17	83	10	6	1	0	0	39	0,5 (0,2-0,7)

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

0,2-0,7) Fischotter pro Kilometer Flußlänge (Tab. 2). LABES et al. (1991) erhielten für die gesamte Warnow eine Dichte von 0,2 [95%-Vertrauensinterval 0,04-0,4 (HENLE in Vorber.)] Fischotter pro Kilometer Flußlänge. Die oberen bzw. unteren 85%-Vertrauensbereiche beider Schätzungen betragen 0,3 Fischotter pro Kilometer Flußlänge. Da sie nicht überlappen, sind beide Schätzungen signifikant verschieden ($\alpha \approx 0{,}05$; vgl. BUCKLAND et al. 1992). Dies bedeutet, daß entweder die Fischotterpopulation von 1991 auf 1996 zugenommen hat oder die mittlere Warnow für den Fischotter besser geeignet ist als die untere Warnow und/oder die Oberläufe, die LABES et al. (1991) in ihre Untersuchung eingeschlossen hatten.

Die geschätzten Dichten an der Warnow liegen im Bereich, der aus anderen Ländern bekannt ist. Beispielsweise ermittelte SIDOROVICH (1991) in bis zu 11-jährigen Beobachtungsreihen an 12 verschiedenen Flüssen Weißrußlands mittlere Dichten von 0,12 (0,1-0,14) bis 0,37 (0,35-0,39) Individuen pro Kilometer Flußlänge. Die Schätzungen von ERLINGE (1968) für ein an Seen sehr reiches und daher für den Fischotter eigentlich optimales Gebiet Süd-Schwedens liegen mit 0,2 Individuen pro Kilometer Flußlänge und 0,33 - 0,5 Individuen pro Kilometer Uferlänge an Seen in einer ähnlichen Größenordnung wie für die Warnow. Im oligotrophen Oberlauf des Kampf im Waldviertel in Österreich lagen die Dichten mit 0,1 Otter pro Kilometer Flußlauf dagegen niedriger (KRANZ 1995).

Ein Vergleich der absoluten Dichten an flußdominierten Lebensräumen mit Gebieten, in denen Gewässer eher flächig verteilt sind, ist problematisch. Berücksichtigt man jedoch einen Puffer mit 2 km Gewässerabstand - ein Bereich der anhand unserer Spuren- und Telemetrieanalysen vom Otter genutzt wird - dann ergibt sich für das Untersuchungsgebiet an der Warnow (332 km^2) eine Fischotterdichte von 12 (95%-Vertrauensbereich: 5-18) Otter/100 km^2. Für das Gebiet des Biosphärenreservates Trebon, eine im Südwesten Tschechiens gelegene Teichlandschaft, liegen die Dichten mit 48-62 Fischottern/100 km^2 bzw. 1 adultem Tier je 57-81 ha Wasser- bzw. Feuchtgebietsfläche (SIMEK 1997) erheblich höher. Die entsprechend umgerechneten Zahlen von ERLINGE (1968) liegen mit einem adulten Otter je 70-100 ha Wasserfläche etwas niedriger. Sowohl die höhere Gewässerdichte als auch mehr Otter pro Gewässerfläche tragen also zu den höheren Dichten in der fischereilich genutzten Teichlandschaft Tschechiens bei.

Für die Oberlausitzer Teichlandschaft liegen dagegen Schätzwerte vor, die mit ca. 3-8 (TSCHIRCH et al. 1996) für das Gesamtgebiet bzw. 10-13 Otter/100 km^2 für das Zentrum der Teichlandschaft (ANSORGE 1994) unter denjenigen für die übrigen Gebiete liegen. Diese Werte basieren jedoch im wesentlichen auf Extrapolationen aus Erfahrungswerten von ansässigen Otterspezialisten. Solche "Schätzungen" führen in der Regel selbst bei wesentlich leichter zu beobachtenden Arten zu erheblichen Unterschätzungen der realen Häufigkeit und sollten daher nur als Vermutungen bezeichnet werden (CAUGHLEY 1980). Unsere individuelle Spurenanalyse hat mindestens 13 verschiedene (sub-) adulte Otter ergeben. Dies entspricht einer Mindestdichte von 37 adulten Ottern/100 km^2 für das Untersuchungsgebiet Königswartha. GROHMANN & KLENKE (1996) vermuten anhand ihrer Experimente mit farbmarkierter Nahrung ebenfalls Mindestdichten von 30 adulten Exemplaren pro 100 km^2. Zwar muß aufgrund des kleinen Untersuchungsgebietes mit stärkeren Randeffekten und damit einer Überschätzung der Dichte gerechnet werden (OTIS et al. 1978), andererseits umfaßt die Mindestzahl mit großer Wahrscheinlichkeit nur einen Teil der tatsächlich im Untersuchungsgebiet vorhandenen Otter. Auch die verkehrsbedingten Abschöpfungsraten (s.u.) erfordern Populationsgrößen mindestens in der hier geschätzten Größenordnung. Die reale Dichte liegt also wahrscheinlich in ähnlicher Höhe wie in der tschechischen Teichlandschaft und wurde bisher für die Oberlausitzer Teichlandschaft meist erheblich unterschätzt. Hochgerechnet auf das gesamte Kreisgebiet Hoyerswerda (668 km^2) ergeben sich statt den bisher vermuteten 30-55 Tieren (TSCHIRCH et al. 1996) mindestens ca. 250 Otter und für die Oberlausitzer Teichlandschaft insgesamt (ca. 1.200 km^2) mindestens 445 Otter, während KLENKE (1996) für ganz Sachsen von einem Bestand von 100-500 Tieren ausgeht.

In den Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz konnten insgesamt 11 Reproduktionsnachweise mit durchschnittlich 2,0 ± 0,6 Jungtieren erbracht werden. Die Anzahl Jungtiere variierte von 1-3. Ein sich überwiegend außerhalb der Untersuchungsgebiete aufhaltender Familienverband wies vier Jungtiere auf. Langjährig wurden in der Oberlausitz im Schnitt 2,1 ($n = 48$) Jungtiere pro Weibchen festgestellt (ANSORGE et al. 1996). Diese Reproduktionsrate entspricht den durchschnittlichen Verhältnissen für das gesamte östliche Deutschland (STUBBE 1993), liegt jedoch etwas unter den Beobachtungen aus anderen Freilandstudien auf dem europäischen Festland (Literaturübersicht in ANSORGE et al. 1996, REUTER 1993). In der Oberlausitz pflanzen sich Weibchen erstmals im Alter von mehr als vier Jahren fort (ANSORGE et al. 1996), obwohl sie in Gefangenschaft bereits mit zwei Jahren geschlechtsreif werden (REUTHER 1993). Dieser Unterschied und die relativ niedrige Reproduktionsrate beruhen möglicherweise auf einer dichteabhängigen, über soziale Mechanismen gesteuerten Reproduktion, wie sie von anderen Carnivoren bekannt ist (z.B. VUCETICH & CREEL 1999). Für eine Dichteregulation der Reproduktion sprechen auch die signifikant höhere Geburtenrate in Fischotters in bejagten Populationen Weißrußlands im Vergleich zu Gebieten mit Schutzstatus (SIDOROVICH 1991) und der Zusammenhang zwischen Jungenzahl und Nahrungsangebot auf den Shetland-Inseln (KRUUK 1995).

4.2 Individuelle Raumnutzung in Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur

A) Dachs

Hinweise auf die Bedeutung von Raumstrukturen für den Dachs lassen sich bereits aus der Lage der Dachsburgen im Untersuchungsgebiet ableiten. Eine Korrelation der Baustandorte mit der Landnutzungsstruktur verdeutlicht die Relevanz des Habi-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

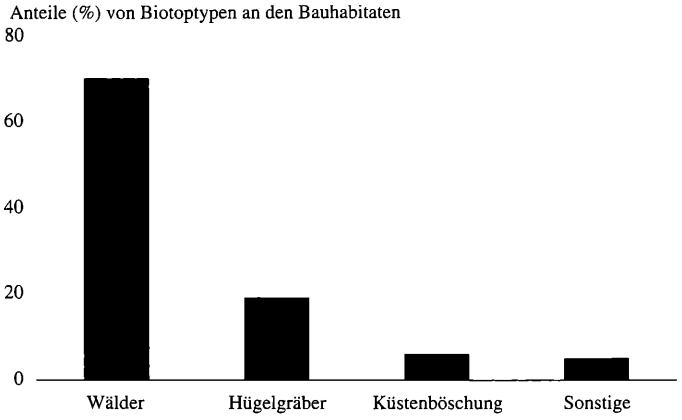

Abbildung 1

Relevanz von Biotoptypen als Bauhabitate für den Dachs (n = 162)

	Waldgebiete (ha)	Agrar-landschaft (ha)
Jahresstreifgebiete	68,6 ± 30,8 n = 5	666,8 ± 235,8 n = 5
Rüden Home-Range	82,6 ± 33,8 n = 2	683,2 ± 268,9 n = 4
Fähen Home-Range	47,5 ± 3,5 n = 3	601 n = 1
Frühjahrsstreifgebiete	52,6 ± 35,4 n = 5	235,5 ± 105,0 n = 4
Sommerstreifgebiete	50,4 ± 14,8 n = 5	459,7 ± 193,6 n = 4
Herbststreifgebiete	40,0 ± 5,6 n = 2	195,0 ± 134,6 n = 3

Tabelle 3

Streifgebietsgrößen (100% Minimum-Konvex-Polygon) von Dachsen in Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur

tattyps Wald. Trotz der Dominanz von Agrarflächen auf Rügen (70% der Inselfläche unterliegen einer agrarischen Nutzung) stellten Wälder mit einem Signifikanzniveau von $\alpha < 0{,}01$ den bevorzugten Habitattyp für die Anlage von Bauen (Abb. 1). In Bereichen, in denen keine größeren Waldflächen zur Verfügung stehen, wurden vorrangig bewaldete oder bebuschte Hügelgräber vom Dachs besiedelt. Ähnliche Ergebnisse lieferten Untersuchungen in Irland und England. Unabhängig vom Bodentyp bevorzugten Dachse zur Anlage von Bauen bewaldete Strukturen (O'CORRY-CROWE et al. 1993, SKINNER et al. 1991).

Deutlich wurde die Abhängigkeit des individuellen Raum-Zeitmusters von der Landnutzungsstruktur bei den Streifgebietsgrößen. Dachse, die die Agrarlandschaft besiedelten, beanspruchten im Durchschnitt etwa 10-fach und hoch signifikant ($\alpha < 0{,}01$) größere Home-Ranges als Tiere, deren Streifgebiet vollständig im Wald lag (Tab. 3). Im Gegensatz zu den Tieren in landwirtschaftlich dominierten Regionen waren bei "Walddachsen" die Streifgebiete der Fähen stets deutlich kleiner als die der Rüden (Tab. 3). Bei allen telemetrierten Dachsen variierte die Größe der Aktionsräume im Jahresverlauf. Allerdings deuteten sich auch hier unterschiedliche Reaktionsmuster in Abhängigkeit von der Habitatausstattung der Streifgebiete an. Während "Walddachse" bereits im Frühjahr ihr maximales Streifgebiet nutzten und dieses auch bis zum Herbst ohne drastische Größenveränderung beibehielten, erreichten die Streifgebiete von Dachsen der Agrarlandschaft erst während der Sommermonate ihre maximale Ausdehnung (Tab. 3). Darüber hinaus nutzten "Walddachse" ihre relativ kleinen Streifgebiete wesentlich gleichmäßiger als Tiere, deren Hauptbau in agrarisch dominierten Gebieten lag. Letztere suchten in ihren wesentlich größeren Streifgebieten nur bestimmte Bereiche (ca. 30% des Streifgebietes) auf. Wie die quantitative Auswertung der Peilungen verdeutlicht, ist die heterogene Nutzung des Streifgebietes auch bei Dachsen der Agrarlandschaft auf die Präferenz von Waldgebieten zurückzuführen. So lagen auch hier über 60% der Peilpunkte im Wald; alle anderen waren nie mehr als 300 m von Wäldern, Baumgruppen oder Gebüschen entfernt.

Betrachtet man den Einfluß der Jahreszeiten auf die Raumnutzung zeigt sich, daß nur im Sommer, wenn die Feldfrüchte reifen, die Präferenz des Habitattyps Wald zugunsten von Ackerflächen aufgegeben wurde (Abb. 2). Zu dieser Jahreszeit wurde auch Dauergrünland verstärkt genutzt. Nach Beerntung der Felder - ebenso wie im Herbst, Winter und Frühjahr - lagen die Peilpunkte auch bei Dachsen der Agrarlandschaft hauptsächlich im Wald. Während der Wintermonate hielten sich die Tiere verstärkt im bzw. in der Nähe des Baues auf.

B) Fischotter

In Mecklenburg-Vorpommern ist die Nachweishäufigkeit des Fischotters mit dem Grünlandanteil pro Meßtischblatt schwach, aber signifikant positiv korreliert (untransformierte Daten $r = 0{,}18$, $n = 218$, $\alpha < 0{,}05$). Eine ähnliche Beziehung zeigt sich auch für die Untersuchungsgebiete an der Lewitz und der Warnow. In ackerbaulich dominierten Ge-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

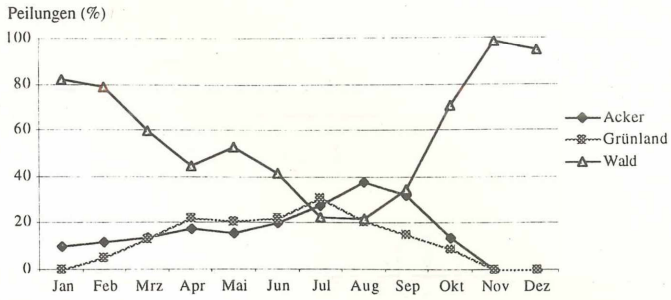

Abbildung 2

Saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung von Dachsen in agrarisch strukturierten Gebieten der Insel Rügen

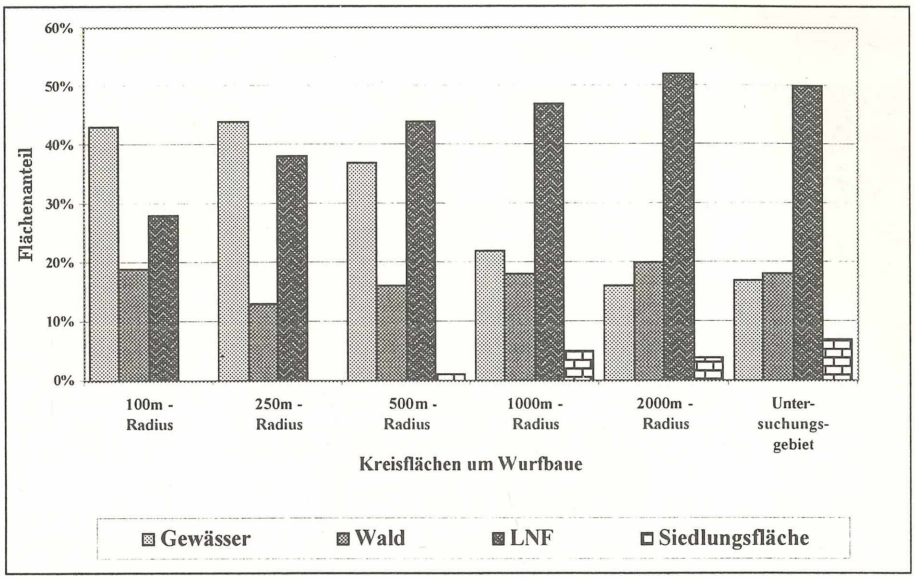

Abbildung 3

Biotoptypenanteile innerhalb von Kreisflächen mit unterschiedlichen Radien um die Wurfbaue im Vergleich mit dem gesamten Untersuchungsgebiet Königswartha; LNF: Landwirtschaftliche Nutzfläche

bieten der Lewitz gelangen dagegen nur sporadisch oder keine Otternachweise.

In der Oberlausitz liegt der Gewässeranteil bis zu einem Radius von 1.000 m um die sechs gefundenen Wurfbaue deutlich höher als dessen durchschnittlicher Anteil im Untersuchungsgebiet (Abb. 3). Der Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche nimmt mit zunehmender Entfernung von Wurfbauen kontinuierlich zu. Diese Beobachtungen bestätigen telemetrische Untersuchungen in England, bei denen 80% (n = 10) der Tagesschlafplätze sich in der unmittelbar an den Gewässerrand anschließenden Vegetation befanden (GREEN et al. 1984).

Die durchschnittliche Größe der winterlichen Streifgebiete betrug für Jungtiere führende Fähen in der Oberlausitzer Teichlandschaft 327 ha (N = 10; n = 7-22 Beobachtungen pro Home-Range). Aufgrund der geringen Beobachtungspunkte pro Home-Range und der Stichprobenempfindlichkeit der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (SAMIETZ & BERGER 1997) stellen diese Werte wahrscheinlich Unterschätzungen dar. Ein mit Telemetrie fünf Tage lang kontinuierlich überwachtes Männchen wies in dieser Zeit ein Streifgebiet von 705 ha auf. Aktionsräume telemetrierter schottischer Otter (GREEN et al. 1984) scheinen größer zu sein als in der Oberlausitz, doch sind Vergleiche aus methodischen Gründen (unterschiedliche Anzahl Meßpunkte) problematisch.

Der Anteil an Bebauung und die Nachweishäufigkeit von Fischottern sind im Mecklenburg-Vorpommern leicht negativ, aber signifikant korreliert (r = -0,13, n = 218, α < 0,05). Ähnliches gilt für die Reproduktionsgebiete des Fischotters in der Oberlausitz. Siedlungsgebiete sind nur in größerer Entfernung der sechs Wurfbaue anzutreffen (Abb. 3). Auch die zehn festgestellten Tagesverstecke liegen in Bereichen, die durch den Menschen nur selten frequentiert werden. Allerdings befanden sich zwei der Tagesverstecke in unmittelbarer Nähe einer Siedlung, so daß im näheren Umfeld der Verstecke mit Störungen zu rechnen ist.

4.3 Einfluß von Straßen auf die Raumnutzung

Eine Analyse des Wegenetzes im Umkreis von 1.500 m um die Hauptbaue der Dachse auf Rügen dokumentierte den kontinuierlichen Anstieg der Verkehrswegedichte mit zunehmender Entfernung vom Bau. Ortsverbindungswege und Eisenbahntrassen kamen in Baunähe, Landes- und Bundesstraßen erst in größerer Entfernung (ab 125 m bzw. 250 m Umkreisradius) von Dachsburgen vor (Abb. 4). Ab einem Umkreisradius von 125 m war bei Landesstraßen ein kontinuierlicher Anstieg der flächenbezogenen Kilometerzahl mit zunehmendem Abstand vom Bau zu verzeichnen. Bundes-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

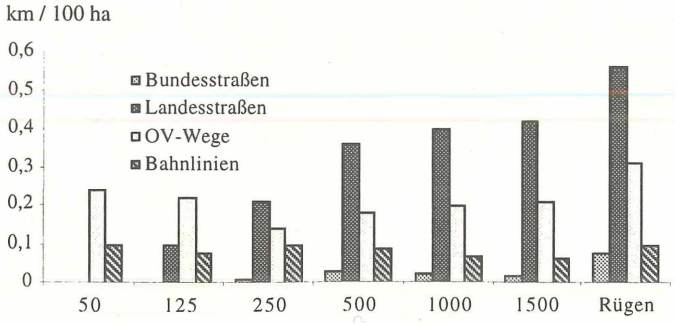

Abbildung 4

Verkehrswegedichte innerhalb von Kreisflächen mit unterschiedlichem Radius (50-1.500 m) um die Hauptbaue des Dachses verglichen mit den Verhältnissen im gesamten Untersuchungsgebiet Rügen (UG: 670 km²)

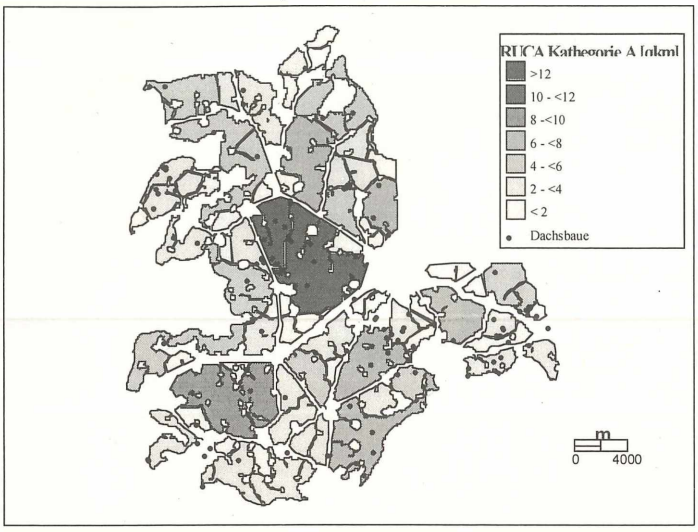

Abbildung 5

Lage der Dachsbaue in Regionen mit unterschiedlichem Zerschneidungsgrad (RUCA Kategorie A: remaining un-cut areas in km²), z.B. RUCA < 2: die Größe unzerschnittener Flächen liegt unter 2 km²

straßen existierten auch in größeren Entfernungen vom Bau nur in Dichten, die weit unter ihrem Anteil am Verkehrswegenetz im Untersuchungsgebiet lagen (Abb. 4).

Zwischen der Dichte von Hauptbauen und der Größe unzerschnittener Flächen (remaining un-cut areas: RUCA-Kategorie, Abb. 5) existierten keine signifikanten Korrelationen. Gebiete mit einem für Rügen hohen Zerschneidungsgrad (z.B. RUCA-Kategorie 2 - <4) beherbergten relativ viele vom Dachs ständig befahrene bzw. zur Reproduktion genutzte Burgen (Abb. 5). Der im gesamtdeutschen Vergleich noch als gering einzustufende Zerschneidungsgrad der Insel (LASSEN 1990) zeigte keine meßbaren Effekte auf die Bauwahl von *Meles meles*.

Häufig durchziehen selbst stark frequentierte Verkehrswege wie Bundesstraßen die Home-Ranges der Dachse. Ein Einfluß auf die Raumnutzung wurde bei den herrschenden Verkehrsdichten auf Rügen nicht festgestellt. Straßen wurden vom Dachs bei seinen nächtlichen Streifzügen regelmäßig und unabhängig vom Verkehrsaufkommen überquert. Gegen eine Barrierewirkung der Verkehrstrassen spricht auch die hohe Zahl an Verkehrsverlusten des Dachses im Untersuchungsgebiet.

Beim Fischotter bestehen negative Auswirkungen des Straßennetzes auf die Raumnutzung des Fischotters. In Mecklenburg-Vorpommern ist die Nachweishäufigkeit von Fischottern pro Meßtischblatt mit der Dichte von Straßen zwar schwach, aber signifikant negativ korreliert (Abb. 6). Berücksichtigt wurden nur Meßtischblätter mit mindestens 0,5% Wasser- und mehr als 0,5% Feuchtgebietsanteil. Während Wirtschaftswege in der Oberlausitz meist unweit der Tagesverstecke anzutreffen sind, betrug die Entfernung zur einzigen Bundesstraße im Untersuchungsgebiet mindestens 200 m. Noch ausgeprägter gilt die Meidung von Verkehrswegen für die Reproduktionsgebiete: öffentliche Fahrwege fehlen in einem Umkreis von 250 m (Abb. 7).

Anthropogen bedingte Landschaftsveränderungen, die sich vor allem nachteilig auf das Nahrungsangebot, die Nahrungsverfügbarkeit und das Angebot an Requisiten (dichtere Schilfgebiete, baumbewachsene Gewässerufer, Höhlen oder Wurfbauten) auswirken und in Folge zur Verringerung der Fischotterdichte führen, lassen sich auch schon in Weißrußland feststellen (SIDOROVICH 1991), das in der Landschaftsstruktur deutlich weniger überformt ist. Insgesamt ist das Bild der Reaktionen des Fischotters auf Störeinflüsse und Landschaftsveränderungen sehr vielfältig, und die wesentlichen Einflußfaktoren können von Landschaft zu Landschaft variieren (z.B. ERLINGE 1968, JENKINS 1980, KRUUK 1995).

Gefährdungspotential von Straßen

Zwischen April 1994 und November 1997 wurden in Mecklenburg-Vorpommern insgesamt 817 Verkehrsverluste des Dachses registriert. Die meisten Tiere fielen in allen Jahren im zeitigen Frühjahr und während der Vegetationsperiode dem Straßenverkehr zum Opfer (Abb. 8). Im November, Dezember und Januar gingen stets nur sehr wenige Meldungen über überfahrene Dachse ein, was sicherlich auf der geringen Aktivität der Tiere in dieser Jahreszeit beruht. Abgesehen vom ersten Untersuchungsjahr (1994), in dem die Erfassungslogistik

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

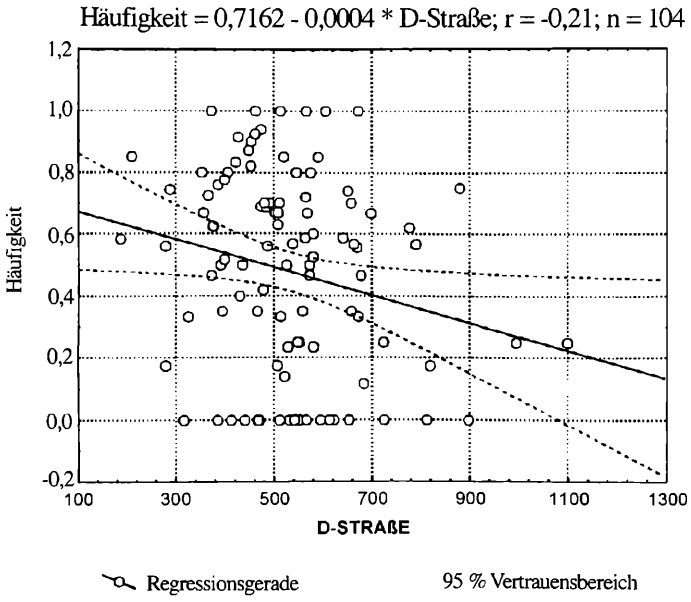

Abbildung 6

Abhängigkeit der Nachweishäufigkeit von der Straßendichte pro Meßtischblatt (*Häufigkeit* = 0,7162-0,0004D-Straße*; *r* = -0,21; *n* = 104);**

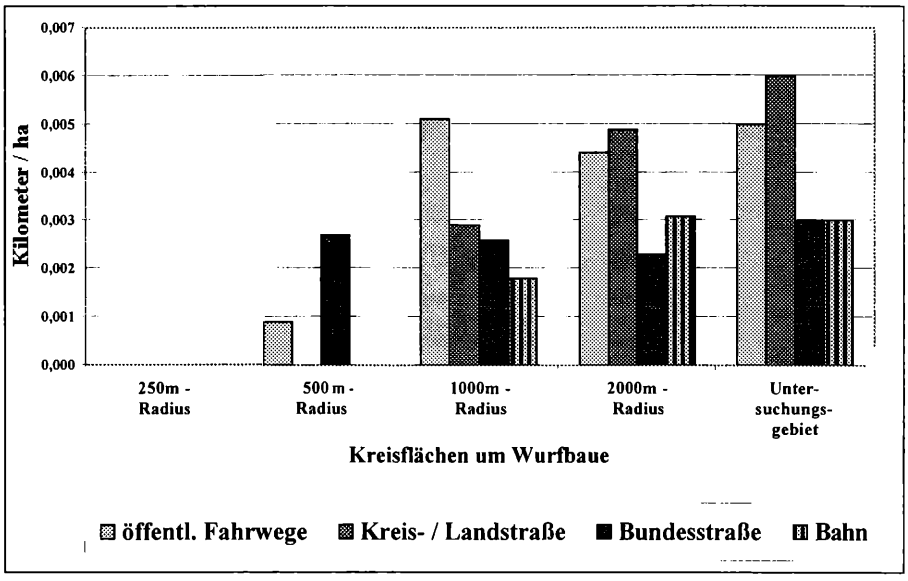

Abbildung 7

Dichte des Verkehrswegenetzes im Umkreis der Wurfbaue und im gesamten Untersuchungsgebiet Königswartha

erst im Aufbau begriffen war, zeigte die Totfundstatistik einen zweigipfligen Verlauf mit Mortalitätsspitzen im März bzw. Juni/Juli (vgl. DAVIES et al. 1987). Die Abweichungen des Jahres 1996 waren sicherlich witterungsbedingt auf den langen und kalten Winter zurückzuführen. So trat das Frühjahrsmaximum hier erst im Mai, das Sommermaximum erst im September auf.

Beim Fischotter wurden im Zeitraum von 1990 bis Mai 1998 in den Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz 23 Verkehrsverluste und zehn sonstige Totfunde mit einem zweigipfligen Verlauf (März/April und Oktober/November) dokumentiert. Umfangreicheres (*n* = 442) sachsenweites Material von 1950-1993 zeigt für verkehrsbedingte Totfunde nur einen deutlichen Herbstgipfel, für andere Verlustursachen dagegen auch einen deutlichen Gipfel im Winter (ZINKE 1996). In einer landesweiten Erfassung in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1983-1997 ist dagegen der Gipfel im Oktober (11%; *n* = 184) nur schwach ausgeprägt, aber ein deutlicher Gipfel im Januar (15%) erkenntlich. Im Gegensatz zur Oberlausitz traten im März die geringsten Verluste (4%) auf.

Der Verlauf der Verkehrsgefährdung wird sicherlich durch mehrere Faktoren, die sich teilweise überlagern, verursacht. Auffallend ist die zeitliche Koinzidenz der Mortalitätsspitzen mit den Hauptranzzeiten des Dachses im Frühjahr und im Sommer. Während dieser Fortpflanzungsphasen sind die Tiere vermehrt aktiv. Darüber hinaus fallen im Frühjahr die Spitzen des morgendlichen Berufsverkehrs mit den Zeiten zusammen, in denen der Dachs zum Bau zurückkehrt, und die extraterritorialen Streifzüge adulter Rüden erreichen - wie die telemetrischen Untersuchungen belegten in diesem Zeitraum ihr Maximum. In den Sommermonaten könnte die tourismusbedingte höhere Nutzungsintensität der Straßen bzw. die trockenheitsbedingte intensive Suche nach Futter zu den beobachteten Mortalitätsspitzen beitragen. Einen Zusammenhang zwischen Nahrungsverfügbarkeit

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

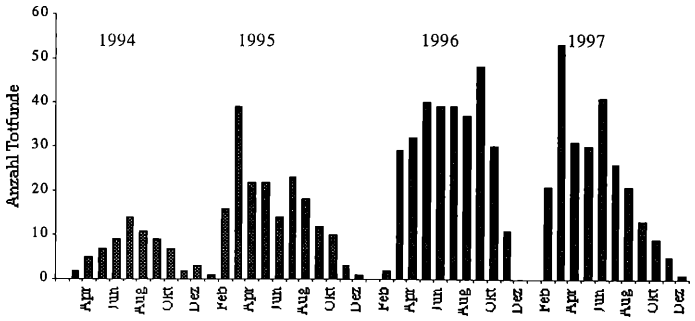

Abbildung 8

Saisonale Verteilung der Verkehrsverluste des Dachses (n = 817) in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1994 -1997

und Verkehrsmortalität vor allem in den Sommermonaten vermutet auch NEAL (1977).

Beim Fischotter beruht die jahreszeitlich unterschiedliche Verkehrsgefährdung vermutlich auf vier Ursachen

- der Verschiebungen der Aktivitätszeit. Fischotter haben in vielen Regionen Mitteleuropas ihre höchste Aktivität in den ersten bzw. letzten zwei Nachtstunden. Ein Grund dafür ist vermutlich die Aktivität der bevorzugten Nahrungstiere. Es gibt aber in Schottland und auch in Mecklenburg Vorpommern Landschaftsausschnitte, in denen Fischotter ganz oder zum Teil tagaktiv sind (ALLGEYER 1994, KRUUK 1995). Außerdem zeigt der Fischotter, zumindest in Schweden, im Herbst und Frühjahr generell eine höhere Aktivität und Mobilität, während im Sommer und Winter nur bestimmte Teile der Streifgebiete genutzt werden (ERLINGE 1967);
- der Wanderung zwischen Nahrungsquellen. Insbesondere im Winter kann es zu drastischen Veränderungen des Nahrungsangebotes und der Nahrungsverfügbarkeit kommen (HERTWECK 1996). Zum Beispiel müssen nach Vereisung der Seen die Tiere oft weite Strecken wandern, um neue Nahrungsquellen zu finden und konzentrieren sich oft an solchen Stellen auf kleinstem Raum. In der Oberlausitz zeigen allerdings Nahrungszusammensetzung und Verfügbarkeit der Hauptnahrung keine deutliche saisonale Schwankungen (GEIDEZIS & JURISCH 1996), und es kommt nur zu relativ lokalen Verlagerungen der Aktivitätsschwerpunkte (GEIDEZIS 1996);

- der Suche nach Weibchen. Männchen streichen in der Regel ein größeres Territorium auf der Suche nach Weibchen ab, während sich die Weibchen vor allem in kleineren Territorien innerhalb von Landschaftsausschnitten besonders guter Habitateignung aufhalten (ERLINGE 1967, KRUUK 1995). Fischotter können zwar das ganze Jahr über Nachwuchs zeugen, in der Regel finden sich aber innerhalb einer Landschaft doch typische Konzentrationen der Jungennachweise innerhalb eines kürzeren Zeitraumes. Auch hierfür ist in der Regel das Nahrungsangebot verantwortlich zu machen;

- der Suche nach neuen Territorien. Vor Beginn der neuen Reproduktionsperiode verlassen die Jungtiere den Familienverband aus Weibchen und Jungtieren (Männchen häufig etwas früher als Weibchen). Auf der Suche nach neuen Territorien haben die noch unerfahrenen Tiere vielfältige Hindernisse zu überwinden: sie kennen sich in den neuen Gebieten noch nicht aus, müssen sich mit alteingesessenen Eigentümern auseinandersetzen, sind besonders uneffektiv in der Nahrungssuche und müssen deshalb besonders große Strecken überwinden, ehe sie den Platz fürs Leben gefunden haben. Damit steigt natürlich auch das Risiko, überfahren zu werden.

Die zeitlichen Muster der Totfundhäufigkeiten richten sich nach dem jeweils vorherrschenden Faktor, der landschaftsabhängig varieren kann. Im Herbst und im Winter fallen in den Oberlausitzer Untersuchungsgebieten die Aktivitätszeiten mit den Stoßzeiten des Berufsverkehrs zusammen. Ähnlich scheint es sich auch in Mecklenburg-Vorpommern zu verhalten.

Wie für andere Mustelidenarten bereits dokumentiert (SLEEMAN 1989), belegt die landesweite Totfunderfassung geschlechtsspezifische Unterschiede in der Verkehrsmortalität des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern. Signifikant mehr Rüden (n = 148) als Fähen (n = 111) wurden überfahren ($\chi^2 = 5{,}3$; $\alpha < 0{,}025$). Besonders in den Herbst- und Wintermonaten war das Geschlechterverhältnis der Verkehrsverluste eindeutig auf die Seite männlicher Tiere verschoben. Auch beim Fischotter fielen tendenziell mehr Rüden dem Verkehr zum Opfer als Fähen [Oberlausitz: 10:5 (inklusive Jungtiere); Mecklenburg-Vorpommern: 81:44], doch sind die Unterschiede nicht signifikant ($\chi^2 = 1{,}7$ bzw. $\chi^2 = 0{,}6$; jeweils $\alpha > 0{,}1$). Sachsenweit ist das Überwiegen der Männchen bei den Verkehrsopfern mit einem Geschlechterverhältnis von 1,3:1 (n = 186) (ZINKE 1996) schwach signifikant ($\chi^2 = 3{,}1$; $0{,}1 > \alpha > 0{,}05$).

Daß dieses Ungleichgewicht beim Dachs wahrscheinlich auf eine im Vergleich zu Fähen höhere Mobilität der Rüden in der kalten Jahreszeit zurückzuführen ist, wird durch telemetrische Untersuchungen gestützt. Auch beim Fischotter zeigen Männchen eine größere Mobilität als Weibchen (ERLINGE 1967, GREEN et al. 1984, KRUUK 1995).

Das Alter der überfahrenden Dachse variierte zwischen wenigen Monaten (Altersklasse 1; im ersten Lebensjahr) und 12 Jahren (Altersklasse 13). Dominiert wurden die Totfunde sowohl bei Fähen als auch bei Rüden von Tieren der Altersklasse 2 (Abb. 9). Bei beiden Geschlechtern nahm die Zahl der Verkehrsverluste mit zunehmendem Alter ab. Die ältesten Totfunde waren Fähen.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Beim Fischotter dominiert bei den Verkehrsverlusten die jüngste Altersklasse (Mecklenburg-Vorpommern: 26%, n = 113; Oberlausitz 1990-Mai 1998: 33%, n =15). Bei den Altersklassen bis vier Jahre überwiegen in der Oberlausitz Verkehrsverluste (91%) unter den Totfunden (n = 11) signifikant ($\chi^2 = 7{,}4$; $\alpha < 0{,}01$) ; bei älteren Fischotter sind die Verlustursachen ausgeglichen (42% Verkehrsopfer; $n = 12$, $\chi^2 = 0{,}33$; $\alpha > 0{,}5$). Die Altersklassen unterscheiden sich diesbezüglich signifikant ($\chi^2 = 6{,}1$; $\alpha = 0{,}01$), d.h., Jungtiere sind im Vergleich zu Alttieren relativ stärker durch Verkehr als durch andere Ursachen gefährdet, vermutlich aufgrund geringerer Erfahrung und der Notwendigkeit, auf der Suche nach einem eigenen Territorium weitere Strecken zurücklegen zu müssen. Alternativ wäre möglich, daß adulte Fischotter den Verkehr zu meiden gelernt haben.

Ob bestimmte Altersklassen durch Verkehrsunfälle überproportional abgeschöpft werden, läßt sich allerdings ohne exakte Kenntnisse der Altersstruktur nicht beurteilen. Die hohe Natalität des Dachses, die nach Literaturdaten zwischen 54 - 65 % (ANDERSON & TREWHELLA 1985, STUBBE 1989) variiert, nach eigenen Erhebungen auf Rügen sogar bei 70,2 % liegt und zu einem Überhang der Altersklassen 1 und 2 in der Population führt, spricht für eine Abschöpfung der Altersklassen entsprechend der natürlichen Altersstruktur des Dachsbestandes (DAVIES et al. 1987). Die im Vergleich zur Altersklasse 2 geringere Verkehrsgefährdung der Altersklasse 1 läßt sich weitgehend mit dem Verhalten der Tiere erklären So halten sich die Welpen in den ersten Monaten nach Erscheinen am Bau überwiegend in Baunähe auf. Darüber hinaus werden sie bei ihren Streifzügen von den Fähen geführt, und bereits im Herbst beschränkt sich ihr Aktionsradius wieder auf den Baubereich.

Die meisten Dachse fielen auf mehrspurigen asphaltierten Straßen dem Verkehr zum Opfer. Zwar wurden auf Landesstraßen insgesamt etwas mehr Dachse überfahren als auf Bundesstraßen und auf beiden Straßenkategorien wesentlich mehr als auf Autobahnen (Abb. 10), berücksichtigt man aber die Verkehrswegelänge der Straßentypen, führten Bundesstraßen mit 10,5 Totfunden/100 km die Gefährdungskategorie der Straßentypen an, gefolgt von Autobahnen mit 5,5 Verkehrsverlusten/100 km. Landesstraßen trugen mit 1,3 überfahrenen Dachsen pro 100 km dagegen nur wenig zur Verkehrsmortalität bei, obwohl dieser Straßentyp nach Untersuchungen auf der Insel Rügen (Abb. 4) in der näheren Umgebung der Hauptbaue häufiger vorkommt als Bundesstraßen. Am geringsten waren die Verkehrsverluste auf nichtasphaltierten Ortsverbindungswegen (0,03 Totfunde/100 km). In dieser straßentyp-bezogenen Unfallgefährdung des Dachses spiegelt sich im wesentlichen das Kraftfahrzeugaufkommen auf den Verkehrstrassen wider (WEISS 1996). So erreichte nach Zählungen auf der Insel Rügen die Verkehrslast auf Bundesstraßen Werte zwischen 5.000 - > 10.000 Kfz/Tag, auf Landesstraßen zwischen 2.000 - 5.000 Kfz/Tag und auf Ortsverbindungswegen unter < 2.000 Kfz/Tag. Die relativ geringen Verkehrsverluste des Dachses an Autobahnen dürften auf die Zäunung zahlreicher Streckenabschnitte zurückzuführen sein. Darüber hinaus liegen in Mecklenburg-Vorpommern die Verkehrsdichten auf Autobahnen teilweise unter der Verkehrslast von Bundesstraßen.

Ähnliche Verhältnisse bestehen beim Fischotter in Mecklenburg-Vorpommern. Bei einer Verkehrsdichte von > 5.000 KFZ/Tag steigt das Mortalitätsrisiko erheblich an und erreicht rasch ein Plateau (Abb. 11). Dies entspricht Modellergebnissen von HENLE & FRANK (2001), die zeigen, daß bei einer durch Direktbeobachtungen an der B96 und der Kreisstraße Königswartha Commerau in der Oberlausitz festgestellten ungefähren Querungsdauer von 1 min und 0,02-0,03 Querungen pro Stunde (1029 Überwachungsstunden) die erwartete

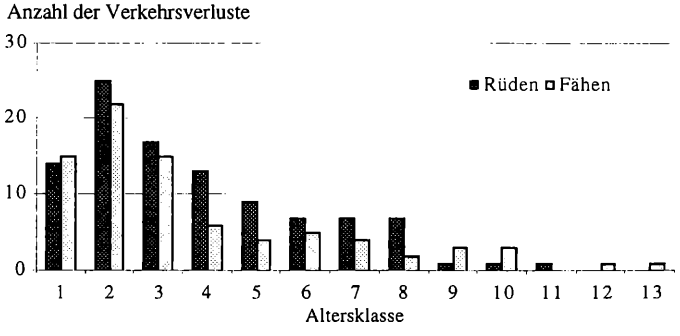

Abbildung 9

Altersstruktur der Verkehrsverluste des Dachses (n = 206) in Mecklenburg-Vorpommern – Erfassungszeitraum 1994-1997

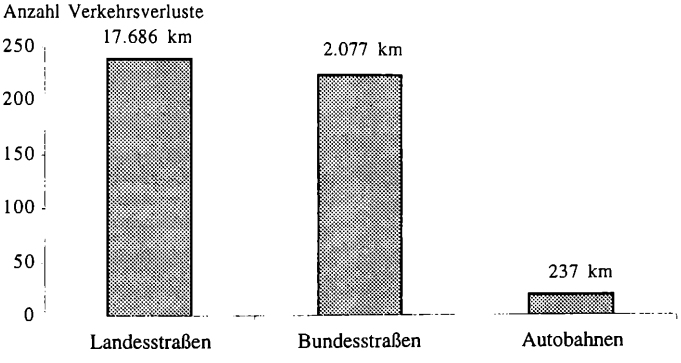

Abbildung 10

Anteile verschiedener Straßentypen an den Verkehrsverlusten des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern (Erfassungszeitraum 1994 -1997); Kilometerangaben: Länge des Straßentyps in Mecklenburg-Vorpommern

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

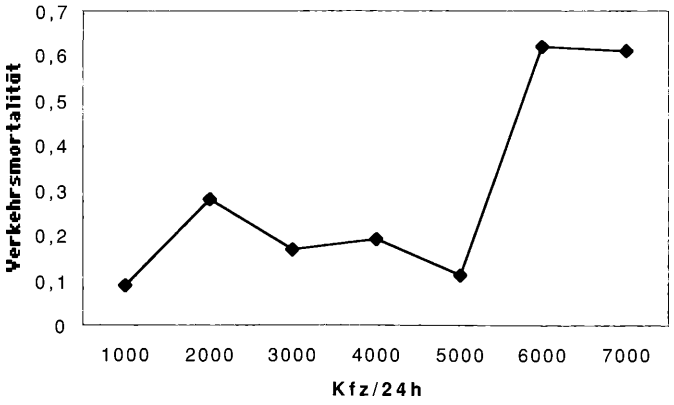

Abbildung 11

Verkehrsmortalität des Fischotters in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte

Verkehrsmortalität rasch ansteigt und bei einer Verkehrsdichte von 5.000-6.000 KFZ/Tag ein Plateau erreicht. Eine solche Verkehrdichte bedeutet Totalisolation, sofern keine Durchlässe bestehen oder die Verkehrsdichte in den Nachtstunden deutlich absinkt. Entsprechend hohe Verkehrsdichten werden im wesentlichen von Bundesstraßen und Autobahnen erreicht (WEISS 1996), an denen in Mecklenburg-Vorpommern auch erwartungsgemäß die meisten Totfunde auftraten (54%, n = 155). Entsprechendes gilt für Sachsen (ZINKE & STRIESE 1996).

Analysiert man die Totfundorte hinsichtlich der angrenzenden Landnutzungsstruktur, wird die enge Bindung des Dachses an den Habitattyp Wald und des Fischotters an Gewässer bestätigt. Nahezu an 40% der Dachs-Fundorte war die Unfallstelle zumindest auf einer Seite von Wald begrenzt, obwohl dieser Habitattyp in Mecklenburg-Vorpommern nur 21% der Landesfläche stellt. Schwerpunkte von Fischotterverlusten bestehen in Bereichen, an denen Gewässer parallel zu stark befahrenen Straßen verlaufen, die Entfernung der Straße zum Gewässer weniger als 50 m beträgt oder Teichgebiete von stark befahrenen Straßen zerschnitten werden, aber keine geeigneten Durchlässe vorhanden sind, die einen Wechsel der Gewässer ohne Querung der Straße ermöglichen (ZINKE & STRIESE 1996).

Abschätzung der verkehrsbedingten Abschöpfungsrate

Legt man die auf der Insel Rügen abgeschätzte Bestandesdichte des Dachses im Untersuchungszeitraum zugrunde, wurden mindestens 6,2% (1995) bis 8,8% (1996) der Frühjahrspopulation des Dachses auf der Insel Rügen durch den Kraftverkehr abgeschöpft. Ähnliche Dimensionen verkehrsbedingter Mortalitätsraten (1995: 4,1%, 1996: 6,9%, 1997: 5,8%) ergaben sich bei Hochrechnung der Totfunde auf Landesebene. Zwar sprechen diese Daten für verkehrsbedingte Populationsverluste des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern, die unter der von ANDERSON & TREWHELLA (1985) ermittelten kritischen Abschöpfungsrate von 20% liegen; trotz des flächendeckend aufgebauten Meldesystems in Mecklenburg-Vorpommern ist aber davon auszugehen, daß nur ein Teil der tatsächlich überfahrenen Individuen erfaßt wurde. Das gilt z.B. für Tiere, die abseits der Straßen verendeten, bzw. für nicht regelmäßig überprüfte Verkehrswege. Darüber hinaus erhöhen andere anthropogen bedingte Verlustursachen (z.B. Jagd) und die natürliche Sterblichkeit der Art die Abschöpfungsrate. Daß insgesamt - zumindest auf der Insel Rügen die kritische intrinsische Wachstumsrate von 20% noch nicht überschritten wird, läßt sich aus der Bestandesdynamik des Dachses zwischen 1994 - 1996 ableiten. Auf Grundlage der von WEISS (1996) prognostizierten Verkehrsentwicklung für Rügen errechnen sich für das Jahr 2010 allerdings vierfach höhere Verkehrsverluste unter der Voraussetzung gleichbleibender Siedlungsdichten und Populationsgrößen. Bei Realisierung dieses Szenarios, d.h. einem Ausbau der Straßen und einer Zunahme der Verkehrsdichte, würden (bezogen auf die Anzahl adulter Tiere) 50 % der Population abgeschöpft. Als langfristige Konsequenz wäre das Aussterben des Dachses auf Rügen zu erwarten.

Für den Fischotter ist eine Abschätzung der verkehrsbedingten Abschöpfungsrate wegen größerer Unsicherheiten bei den dafür erforderlichen Schätzwerten schwieriger als beim Dachs. Sachsenweit wurden zwischen 1989-1993 13-33 Straßenopfer registriert (ZINKE 1966). Bei im Mittel ca. 300 geschätzten Tieren (KLENKE 1996) und einer vermuteten Dunkelziffer von 200-300% (ZINKE 1966) würden 11-28% der Population überfahren werden. Die durchschnittliche jährlichen Mortalitätsrate für Otter im Alter von ≥ 2 Jahre, die sich aus der Lebenstafel von ANSORGE et al. (1996, 1997) ergeben, beträgt nur 15% und liegt in England erheblich höher (KRUUK 1995). Die Kalkulationen der Überlebensraten von ANSORGE et al. (1996) setzen voraus, daß alle berücksichtigten Altersklassen mit gleicher Wahrscheinlichkeit vom Verkehrstod (und den übrigen in den Totfundanalysen berücksichtigten Verlustursachen) betroffen sind. Da sich die Todesursachen für Tiere bis einschließlich vier Jahre von denen älterer Tiere signifikant unterscheiden und Straßenopfer wahrscheinlich eher gefunden werden als andere Todesopfer, ist diese Annahme wahrscheinlich verletzt. Werden daher nur Tier älter als vier Jahre berücksichtigt, dann beträgt die jährliche Mortalität 23%. Auch dann muß der Bestand in Sachsen entweder deutlich unterschätzt sein, oder der Fischotter würde sehr rasch dem Aussterben entgegen gehen.
Für das Oberlausitzer Teichgebiet gehen ANSORGE et al. (1996) von jährlich mindestens zehn überfahrenen adulten Ottern aus. Bei einem (Mindest-) bestand von 445 Tieren bedeutet dies 6% der Population und damit etwa 26-40% der gesamten Mortalität. In unserem Untersuchungsgebiet in Königs-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

wartha, in dem Straßen besonders intensiv überwacht wurden und daher von einer vergleichsweise vollständigen Erfassung der Verkehrsopfer ausgegangen werden kann, wurden von 1996 bis Mai 1998 4-6 Otter ≥ 2 Jahre alt überfahren, d.h. ca. 2 (sub-)adulte Otter pro Jahr. Bei einem (Mindest-)bestand von 13 (sub-)adulten Ottern bedeutet dies 15% der Population, also fast die gesamte geschätzte jährliche Mortalität. Mit drei überfahrenen Jungtieren und 20 Jungtiernachweisen betrug auch die verkehrsbedingte Jungtiermortalität mindestens 15%, da davon auszugehen ist, daß die Nachweiswahrscheinlichkeit für Verkehrsopfer geringer ist als für lebende Jungtiere im Familienverband.

Die geschätzten Abschöpfraten sprechen erstens dafür, daß der in dieser Arbeit geschätzte Bestand von mindestens 445 Otter für das Oberlausitzer Teichgebiet immer noch deutlich unter den realen Verhältnissen liegt. Andererseits zeigen sie, daß die Verkehrsmortalität bereits ein Ausmaß erreicht hat, dem ein Großteil der Otter zum Opfer fallen, falls der Bestand nicht erheblich unterschätzt wurde. Dies würde bedeuten, daß der Otter trotz sonst idealen Bedingungen in der Oberlausitzer Teichlandschaft keine langfristige Überlebenschance besitzt, es sei denn er würde über außergewöhnlich starke kompensatorische Mechanismen verfügen. Geht man von den durchschnittlich 2,1 Jungtieren aus, legt ein Geschlechterverhältnis der Jungtiere von 1:1 (REUTER 1993) sowie eine Rate von 60% reproduktiven Weibchen pro Jahr (ANSORGE et al. 1996) zugrunde, dann werden jährlich 0,63 weibliche Jungtiere pro Weibchen produziert. Bei den geschätzten, sehr hohen Überlebensraten für 2-4-jährige Otter von ca. 95%, aber sehr hoher Mortalität im ersten Jahr von 81% kommen davon nur 0,1 Tiere in ein reproduktives Alter. Allein die verkehrsbedingte Mortalität schöpft dann im Untersuchungsgebiet mit 0,15 mehr Individuen ab als nachproduziert werden, und für das gesamte Untersuchungsgebiet dürfen alle übrigen Mortalitätsfaktoren 4% nicht überschreiten, um nicht zu einem deterministischen Erlöschen der Population zu führen. Legt man die wesentlich niedrigere Jungtiermortalität schottischer Fischotter von 26% (KRUUK 1995), dafür aber eine höhere Mortalität 2-4-jähriger Tiere von 15-20% in Schottland und Schweden zugrunde (KRUUK 1995, SJÖÅSEN 1998), dann erreichen ca. 0,25 Weibchen ein reproduktives Alter. Auch unter dieser Annahme darf die nicht-verkehrsbedingte Mortalität maximal 10% betragen, damit die Population nicht kontinuierlich abnimmt. Für eine sicherere Einschätzung sind zwar verbesserte Schätzungen der Populationsgröße und der Mortalität sowie eine ausführliche Populationsgefährdungsanalyse (HENLE et al. 1999) erforderlich, doch ergibt sich in jedem Fall eine noch ernsthaftere Gefährdung durch den Straßenverkehr als bereits von ANSORGE et al. (1996) befürchtet.

Für Mecklenburg-Vorpommern kann derzeit keine Einschätzung der verkehrsbedingten Abschöpfrate vorgenommen werden, da zwar Bestandsschätzungen für ein Untersuchungsgebiet vorliegen, aber Mortalitäts- und gebietsspezifische Totfundanalysen bisher fehlen.

5. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen bestätigen die starke Präferenz des Dachses für den Habitattyp Wald. Das gilt sowohl für die individuelle Raumnutzung als auch für die Wahl der Baustandorte. In agrarisch dominierten Regionen dürfte gerade die geringe Kapazität an bewaldeten Baustandorten (Hügelgräber) gekoppelt mit einer geringeren Nahrungsverfügbarkeit (PRATJE & STORCH 1998) zum limitierenden Faktor für die Populationsentwicklung werden.

Beim Fischotter ist erst in Ansätzen bekannt, wodurch seine Bestände reguliert werden. Vermutlich spielen sowohl das Nahrungsangebot und die Nahrungsverfügbarkeit im Zusammenhang mit extremen Witterungsverhältnissen als auch die strukturelle Qualität des Habitats sowie soziale Faktoren eine wichtige Rolle (u.a. ERLINGE 1967, 1968, JENKINS 1980, KRUUK 1995, SIDOROWICH 1991).

Durch die zunehmende Zerschneidung und die seit der Wiedervereinigung stark gestiegene Verkehrsbelastung bekommt die Verkehrsmortalität sowohl für den Dachs als auch für den Fischotter zunehmend Bedeutung. Sie wird vor allem von der Höhe des Verkehrsaufkommens und der Siedlungsdichte gesteuert. Ein Abschöpfen von Individuen in den agrarisch genutzten (dünn besiedelten) Bereichen wirkt sich hier sicherlich wesentlich stärker auf die Populationsdynamik des Dachses aus als Verkehrsverluste in den (dichter besiedelten) Waldgebieten. Entsprechend kann der Fischotter in optimalen Lebensräumen wie der Oberlausitzer Teichlandschaft höhere Verkehrsverluste kompensieren als in dünner besiedelten naturnahen Gewässerlandschaften.

Aufgrund der Territorialität und fehlender bzw. extrem seltener Dismigration von Jungtieren beim Dachs (CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989, WOODROFFE & MACDONALD 1993, KRUUK 1989) können nur Tiere aus angrenzenden Territorien die durch Verkehrsverluste entstandenen Lücken wieder auffüllen. Als Vernetzungsstrukturen (Trittsteinbiotope) zwischen waldreichen Regionen mit höheren Siedlungsdichten kommt Hügelgräbern (oder anderen bewaldeten Landschaftselementen) in der nordostdeutschen Kulturlandschaft deshalb entscheidende Bedeutung für die Sicherung der Dachsbestände zu (s.a. SKINNER et al. 1991, REASON et al. 1993). Der Verlust mehrerer benachbarter Hügelgräber (durch Ausräumung der Landschaft) bzw. zunehmende Verkehrsmortalität kann zur geographischen Isolation von Teilpopulationen führen. Die Tendenz zur Verinselung wird durch den weiteren Ausbau der Verkehrsinfrastruktur verstärkt, da - bedingt durch die Zunahme der Verkehrsverluste (aufgrund der fehlenden Meidungsstrategie des Dachses) die Größe von Sourcehabitaten für die Wiederbesiedlung von Territorien sinkt.

Im Vergleich zum Dachs ist der Fischotter relativ mobil (KRUUK 1995) und kann sich in Entfernungen bis 76 km ansiedeln (SJÖÅSEN 1998). Obwohl er in den 1970er und 1980er Jahren, zumindest in Sachsen, eine starke Ausdehnungstendenz aufwies (KUBASCH 1996), zeigen Modelluntersuchungen zu Verkehrsverlusten (HENLE & FRANK

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

2001), daß durch den seit der Wende stark angestiegenen Verkehr stark befahrene Straßen (Bundesstraßen und Autobahnen) eine erhebliche Isolationswirkung ausüben, falls keine großzügigen, ottergeeignete Durchlässe bestehen. Ebenso zeichnet sich ab, daß die zunehmende Verkehrsmortalität den Überschuß an Individuen soweit abschöpft, daß die Ausbreitung von den potentiellen Quellgebieten wie der Oberlausitzer Teichlandschaft oder den naturnahen Fließgewässersystemen und Seenlandschaften in Mecklenburg-Vorpommern und damit die Wiederbesiedlung anderer Gewässersysteme stark beeinträchtigt und selbst das langfristige Überleben in Kerngebieten wie der Oberlausitzer Teichlandschaft in Frage gestellt wird.

6. Zusammenfassung

Zwischen 1994 - 1997 wurden in Mecklenburg-Vorpommern Untersuchungen zum Einfluß der Landschaftszerschneidung und des Landschaftsmosaiks auf aut- und populationsökologische Parameter des Dachses und des Fischotters durchgeführt. Fischotter wurden vergleichend auch in der Oberlausitzer Teichlandschaft in Sachsen untersucht. Die Studien belegen die starke Bindung des Dachses an den Habitattyp Wald in Bezug auf die Wahl von Baustandorten und die individuellen Aktionsräume. Agrarisch dominierte Gebiete spielen eine geringere Rolle. Beim Fischotter konnte eine Meidung von Siedlungsgebieten und Verkehrstrassen bei der Wahl von Wurfbauen nachgewiesen werden. Hauptfaktor für das Vorkommen ist jedoch die Ausstattung der Landschaft mit naturnahen gut vernetzten Still- und Fließgewässersystemen.

Landesweit wurden im Untersuchungszeitraum in Mecklenburg-Vorpommern 817 bzw. 184 Verkehrsverluste des Dachses bzw. des Fischotters mit Mortalitätsspitzen im Frühjahr und Sommer bzw. im Herbst und Winter registriert. Rüden fielen dem Straßenverkehr häufiger zum Opfer als Fähen (beim Dachs signifikant). Die höchsten Verluste traten bei Dachsen der Altersklasse 2 (vorjährig) auf. Auch beim Fischotter sind die Altersklassen bis vier Jahre relativ stärker durch den Verkehr gefährdet als ältere Tiere. Aus den Ergebnissen errechnete sich für die Insel Rügen eine verkehrsbedingte Abschöpfungsrate von mindestens 6,2% (1995) bis 8,8 % (1996) der Frühjahrspopulation des Dachses. Ähnliche Verkehrsmortalitäten ergaben sich auf Landesebene. Beim Fischotter beträgt die geschätzte Abschöpfungsrate in der Oberlausitzer Teichlandschaft etwa 15% und sachsenweit ca. 6%. Für die Oberlausitzer Teichlandschaft erreicht sie bereits die geschätzte Gesamtmortalität. Straßen ab ca. 5.000-6.000 KFZ/d stellen außerdem durch das hohe Mortalitätsrisiko beim Queren für den Fischotter eine fast vollständige Barriere dar, sofern die Verkehrsdichte in den frühen Nacht- bzw. Morgenstunden nicht erheblich absinkt oder großzügige ottergeeignete Durchlässe vorhanden sind.

7. Danksagung

Die Untersuchungen waren Teil des Verbundvorhabens "Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen" (Projektträger: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern) und wurden vom BMBF finanziell gefördert. Für die Unterstützung bei der Herstellung und Auswertung der Zahnschnitte gebührt Herrn Dr. H. ANSORGE (Staatliches Museum für Naturkunde, Görlitz) herzlicher Dank. Bei Dr. H. EICHSTÄDT (Pasewalk) bzw. bei OLAF ZINKE (Museum der Westlausitz Kamenz) und Dr. H. ANSORGE bedanken sich die Autoren für die Aufbereitung der Daten zum Dachs- bzw. Otter-Totfundmonitoring. Herr R. SCHIPKE danken wir für zahlreiche Unterstützungen vor Ort und anregende Diskussionen zur Fischotterbiologie.

8. Literatur:

AARIS-SOERENSEN, J. (1995):
Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. Ann. Zool. Fennici 32: 31 - 36.

AHRENS, M.; S. KOTTWITZ (1997):
Feldhasenprojekt Sachsen-Anhalt. Ergebnisse der Felduntersuchungen. Beitr. Jagd- und Wildforschung 22: 49 - 61.

ALLGEYER, P. (1994):
Verbreitung und Bestandsentwicklung des Fischotters (*Lutra lutra L.*) im Kreise Nordvorpommern (Westteil). 1987-1993. Naturschutzarbeit in Mecklenburg 37 (2): 40-49.

ANDERSON, R.M.; W. TREWHELLA (1985):
Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). Phil. Trans. R. Soc. Lond. 310: 327 - 381.

ANSORGE, H. (1994):
Zur Situation des eurasischen Fischotters *Lutra lutra* LINNÉ, 1758 im Raum Oberlausitz-Sachsen. Säugetierkd. Inform. 3(18): 617 - 622.

ANSORGE, H. (1995):
Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien am Säugetierschädel. Methoden feldökol. Säugetierforsch. 1: 95-102.

ANSORGE, H.; R. SCHIPKE, O. ZINKE (1996):
Altersstruktur und Reproduktion in der Oberlausitz. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 27-30. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

ANSORGE, H.; R. SCHIPKE, O. ZINKE (1997):
Population structure of the otter, *Lutra lutra.* Parameters and model for a Central European region. Z. Säugetierkunde 62: 143-151.

ASFERG, T.; J.L. JEPPSEN, J. AARIS-SÖRENSEN (1977):
Graelingen (*Meles meles*) og graevingejagten i Danmark 1972/1973. Danske Viltundersög. 28: 1 - 56.

BENDER, C.; H. HILDENBRANDT, K. SCHMIDT-LOSKE, V. GRIMM, C. WISSEL, K. HENLE (1996):
Consolidation of vineyards, mitigations, and survival of the common wall lizard (*Podarcis muralis*) in isolated

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

habitat fragments. In: SETTELE, J.; C. MARGULES, P. POSCHLOD, K. HENLE (Eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. Pp. 248-261. Dordrecht, Kluwer.

BERNHARDT, H.; G. HAASE, K. MANSFELD, H. RICHTER, R. SCHMIDT, (1986):
Naturräume der sächsischen Bezirke. Sächsische Heimatblätter 32: 145-228.

BILLWITZ, K.; S. HOFFMANN, U. JANN, K. JANZEN, O. KAPPLER, T. KROSCHEWSKI, B. NEUMANN, E. PETERS-OSTENBERG, W. WEIß (1996):
Bewertung von unterschiedlich dimensionierten Landschaftsräumen hinsichtlich ihres Zerschneidungs- und Störungspotentials auf der Grundlage von kartometrischen und Landnutzungsdaten sowie weiterer sozialräumlicher Einflüsse. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 25-35.

BINNER, U. (1997):
Die Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra L.*) in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 33: 3-41.

BINNER, U.; K. HENLE, A. HAGENGUTH (1996):
Raumnutzung und Dismigration des Fischotters. Schr.-R. Landesamt Umwelt Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 43-47.

BOYE, P.; R. HUTTERER, H. BENKE (1998):
Rote Liste der Säugetiere (Mammalia). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands, Schriftenr. für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 33 - 49.

BUCKLAND, S.T.; K.L. CATTANACH, A.A. ANGANUZZI (1992):
Estimating trends in abundance of dolphins associated with tuna in the eastern tropical Pacific Ocean using sightings data collected on commercial tuna vessels. Fish. Bull. 90: 1-12.

CAUGHLEY, G. (1980):
Analysis of Vertebrate Populations. New York, Wiley.

CHEESEMAN, C.L.; J.W. WILESMITH, J. RYAN, P.J. MALLINSON (1988):
Badger population dynamics in a high density area. Symp. Zool. Soc. Lond. 58: 279 - 294.

CHEESEMAN, C.L.; J.W. WILESMITH, F.A. STUART (1989):
Tuberculosis: The disease and its epidemiology in the badger. Epidem. Inf. 103 - 125.

CRESSWELL, P.; S. HARRIS, D.J. JEFFRIES (1990):
The History, Distribution, Status and Habitat Requirements of the Badger in Britain. Peterborough; NCC.

DALCHOW, C.; H.-R. BORK, K.C. KERSEBAUM, H.-P. PIORR, K.O. WENKEL (1995):
Agrolandscape changes in Northeast Germany. Ecological and socioeconomical consequences. Arch. Naturschutz Landschaftspfl. 34: 1 - 15.

DAVIES, J.M.; T.J. ROPER, D.K. SHEPARDSON (1987):
Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). J. Zool. (Lond.) 211: 525 - 529.

DAVIES, K.F.; C.R. MARGULES (1998):
Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: Experimental evidence. J. Animal Ecology 67 (3): 460 - 471.

ERLINGE, S. (1967):
Home range of the otter *Lutra lutra* L. in Southern Sweden. Oikos 18: 186-209.

ERLINGE, S. (1968):
Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. Oikos 19: 81-98.

EVANS, P.G.H.; D. W. MACDONALD, C.L. CHEESEMAN (1989):
Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. J. Zool. Lond. 218: 587 - 595.

GEIDEZIS, L. (1996):
4.2.3 Ergebnisse von Geländeuntersuchungen im Oberlausitzer Teichgebiet. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 34-37. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

GEIDEZIS, L.; C. JURISCH (1996):
4.3.1 Ergebnisse aus dem Oberlausitzer Teichgebiet. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 39-50. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

GREEN, J.; R. GREEN, D.J. JEFFERIES (1984):
A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on the Perthshire river system. Lutra 27: 85-145.

GROHMANN, O.; R. KLENKE (1996):
4.2.1 Farbmarkierte Nahrung. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 30-32. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

GRIFFITHS, H.I.; D.H. THOMAS (1993):
The status of badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. - Mammal. Rev. 23 (1):17 - 58.

HABERMEHL, K.H. (1985):
Altersbestimmung bei Wild und Pelztieren. Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey. 2. überarb. Auflage.

HARRIS, S.; W.J. CRESSWELL, P.G. FORDE, W.J. TREWHELLA, T. WOOLLARD, S. WRAY (1990):
Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Rev. 20: 97 - 123.

HARRIS, S.; W. CRESSWELL, P. REASON, P. CRESSWELL (1992):
An integrated approach to monitoring badger (*Meles meles*) population changes in Britain. In: MCCOULLOUGH, D.R. & R.H. BARNETT (Eds.): Wildlife 2001: Populations. Pp. 945 - 953. Barking, Elsevier.

HENLE, K.; K. FRANK (2001)
Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften - vom Fallbeispiel zur Faustregel - Laufener Seminarbeitr. 2/00 109-119

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

HENLE, K.; P. POSCHLOD, A. BAHL (1999):
Gefährdungsanalysen auf populationsbiologischer Grundlage: Einführung in Konzepte und Begriffe. In: K. AMLER, A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD, S. SETTELE, (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. S. 46-52. Stuttgart, Ulmer.

HERKERT, J.R. (1994):
The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. Ecological Applications 4(3): 461-471.

HERTWECK, K. (1996):
4.3.1 Ergebnisse aus der Sächsischen Schweiz. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 50-53. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

HERTWECK, K.; K. HENLE, R. KLENKE (im Druck):
Estimating the density of otter populations *Lutra lutra* using individual analysis of tracks. Habitat.

HERTWECK, K.; R. SCHIPKE (im Druck):
Zur Reproduktion des Fischotters *Lutra lutra* in der Oberlausitzer Teichlandschaft. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum.

JENKINS, D. (1980):
Ecology of otters in Northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in Mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-79. J. Anim. Ecol. 49: 713-735.

KAPFER, A. (1993):
Biotopschutz am Beispiel der Wiesen und Weiden. Beitr. Akad. Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 14: 15-37.

KLENKE, R. (1996):
Ergebnisse der Erfassung von Fischotternachweisen von 1993 bis 1995. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 12-17. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

KRANZ, A. (1995):
Verbreitung der bayerisch-böhmisch-österreichischen Otterpopulation (*Lutra lutra*) 1994 in Österreich. BOKU - Ber. Wildtierforsch. u. Wildtierbewirtschaftung 9:1-25.

KRUUK, H. (1989):
The Social Badger. Oxford University Press. Oxford. 155 S.

KRUUK, H. (1995):
Wild otters, predation and populations. Oxford University Press. Oxford. 290 S.

KRUUK, H.; J.W.H. CONROY, A. MOORHOUSE (1991):
Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. J. appl. Ecol. 28: 95-101.

KRUUK, H.; C. JONES, G.W. MCLAREN, M.L. GORMAN, J.W.H. CONROY (1997):
Change in age composition in populations of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Scotland. J. Zool. Lond. 243: 853-857.

KUBASCH, H. (1996):
3.1.2 Die Verbreitung von 1930 bis 1993. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 9-12. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

KUITUNEN, M.; E. ROSSI, A. STENROOS (1998):
Do highways influence density of land birds. Environmental Management 22 (2): 297 - 302.

LABES, R.; S. LABES, H. LABES (1991):
Der Fischotterbestand (*Lutra lutra* L.) des Einzugsgebietes der Warnow (Mecklenburg) im Winter 1991 In: LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Schutz des Fischotters. S. 22-27. Wecke, Potsdam.

LANKESTER, K.; R. VAN APELDOORN, E. MEELIS, J. VERBOOM (1991):
Management perspectives for populations of European badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. J. Appl. Ecol. 28: 561 - 573.

LASSEN, D. (1990):
Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 qkm - eine Ressource für die ruhige Erholung. Natur und Landschaft 65: 326 - 327.

MACDONALD, S.M. (1983): The status of the otter (*Lutra lutra*) in British Isles. Mammal Rev. 13: 11-13.

MASON, C.F; S.M. MACDONALD (1986):
Otters. Ecology and Conservation. Cambridge. Cambridge University Press. Pp. 236.

MASON, C.F; S.M. MACDONALD (1993):
Impact of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters *Lutra lutra*: a study from western Britain. The Science of the Total Environment 138: 127 - 145.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.) (1999): Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. Potsdam. 51 S.

NEAL, E.G. (1977):
Badgers, Poole. Blanford Press.

NEAL, E.G. (1986):
The Natural History of Badgers. Bekenham Kent: Croom Helm

NEAL, E.; C. CHEESEMAN (1996):
Badgers. Poyser Natural History. 271 S.

O'CORRY-CROWE, G.; J. EVES, T.J. HAYDEN (1993):
Sett distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles* L.) in East Offaly. In: HAYDEN, T.D. (Ed.): The Badger. Pp. 35 - 56. Royal Irish Academy Dublin.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

OTIS, D.L.; K.P. BURNHAM, G.C. WHITE, D.R.ANDERSON (1978):
Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wildl. Monogr. 62: 1-135.

PRATJE, P.; I. STORCH (1998):
Landschaftsmosaik und Dachse auf Rügen. Schlußbericht zum UZLAR-Projekt. Wildbiologische Gesellschaft München e.V. 100 S.

RATHCKE, B.J.; E.S. JULES (1993):
Habitat fragmentation and plant pollinator interactions. Current Science 65(3): 273 - 277.

REASON, P.; S. HARRIS, P. CRESSWELL (1993):
Estimating the impact of past persecution and habitat changes on the numbers of badgers *Meles meles* in Britain. Mamm. Rev. 23: 1 - 15.

REID, D.G.; M.B. BAYER, T.E. CODE, B. MCLEAN (1987):
A possible method for estimating river otter *Lutra canadensis* populations using snow tracks. Can. Field Nat. 101:576-580.

REIJNEN, R.; R. FOPPEN, H. MEEUWSEN (1996):
The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. Biological Conservation 75: 255 - 260.

REUTHER, C. (1993):
Lutra lutra (LINNAEUS, 1758) Fischotter. In: NIETHAMMER, J.; F. KRAPP, (Hrsg.). Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5/II Raubsäuger (Teil II). Aula Verlag Wiesbaden. S. 907 - 961.

SAMIETZ, J.; U. BERGER (1997):
Evaluation of movement parameters in insects - bias and robustness with regard to resight numbers. Oecologia 110: 40-49.

SETTELE, J.; C. MARGULES, P. POSCHLOD, K. HENLE (1996) (Eds.):
Species Survival in Fragmented Landscapes. Dordrecht, Kluwer. 381 Pp.

SIDOROVICH, V.E. (1991):
Structure, reproductive status and dynamics of the otter population in Byelorussia. Acta theriol. 36 (1-2): 153-161.

SIEVING, K.E.; M.F. WILLSON, T.L. DE SANTO (1996):
Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. Auk 113(4): 944 - 949.

SIMBERLOFF, D. (1995):
Habitat fragmentation and population extinction of birds. Ibis 137 (Suppl. 1): 105 - 111.

SJÖÅSEN, T. (1998):
Reintroduction of the European otter (*Lutra lutra* L.): Experiences from otter release in Sweden. BOKU-Ber. Wildtierforschung & Wildbewirtschaftung 14: 126-137.

SKINNER, C.; P SKINNER, S. HARRIS (1991):
An analysis of some of the factors affecting the current distribution of the badger *Meles meles* setts in Essex. Mammal Rev. 21: 51 - 65.

SLEEMAN, D.P. (1989):
Stoats and Weasels, Polecats and Martens. London, Whittet Books.

SMAL, C.M. (1993):
The national badger survey: Preliminary results of the Irish republic. In: HAYDEN, T. (Ed.): The Badger. Dublin, Royal Irish Academy.

STATISTISCHES JAHRBUCH (1995):
Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern.

STIER, N. (1998):
Aktionsräume und Sozialsystem des Baummarders (*Martes martes L.*) in kleinflächigen Wäldern Südwest-Mecklenburgs. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 23: 179 - 192.

STUBBE, M. (1989):
Buch der Hege: Haarwild. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin. 705 S.

STUBBE, M. (1993):
Monitoring Fischotter - Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. Tiere im Konflikt 1: 3-10.

SIMEK, L. (1997): First estimate of numbers of the otter in the Trebon biosphere reserve. In: TOMAN, A. & V. HLAVÁC, (Hrsg.): Proceedings 14th European Mustelid Colloquium, S. 81-87. Prag.

TSCHIRCH, W.; G. HEMPEL, H. ROTHMANN, R. SCHIPKE, R. KLENKE (1996):
4.2.2 Fäkalsteroiduntersuchungen. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 32-34. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

VAN DER ZEE, F.F.; J. WIERTZ, C.J.F. TER BRAAK, R.C. APELDOORN, J. VINK (1992):
Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. Biological Conserv. 61: 17 - 22.

VUCETICH, J.A.; S. CREEL (1999):
Ecological interactions, social organization, and extinction risk in African wild dogs. Conservation Biology 13: 1172-1182.

WALLISER, G.; M. ROTH (1997):
Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L.; 1758). Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 237 - 247.

WAUTERS, L.A.; Y. HUTCHINSON, D.T. PARKIN, A.A. DHONDT (1994):
The effects of habitat fragmentation on demography and on the loss of genetic variation in the red squirrel. Proc.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Royal Soc. London Series B Biological Sciences 255 (1343): 107 - 111.

WEISS, W. (1996):
Sozialgeographische Einflüsse als Störpotential für zoologische Populationen bei der Nutzung und Belastung ausgewählter Räume. Abschlußbericht UZLAR-Teilprojekt, Universität Greifswald.

WIERTZ, J. (1993):
Fluctuations in the Dutch badger Meles meles population between 1960 and 1990-Mammal. Rev. 23: 59 - 64.

WIERTZ, J.; J. VINK (1986):
The present status of the badger *Meles meles* (L.,1758) in the Netherlands. Lutra 6: 1 - 60.

WOODROFFE, R.; D.W. MACDONALD (1993):
Badger sociality: models of spatial grouping. Symp. Zool. Soc., Lond. 65: 145 - 169.

ZEDJA, J.; J. NESVADBOVA (1983):
Habitat selection and population density of the badger (*Meles meles*) in Bohemia and Moravia. Fol. Zool. 32: 319 - 333.

ZINKE, O. (1996):
5.1 Gefährdungsschwerpunkte und Verlustursachen aus der Totfundanalyse. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 53-59. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

ZINKE, O.; M. STRIESE (1996):
5.2 Verteilung der Gefährdungsstellen und Analyse von Einzelfällen. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 59-62. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Mechthild Roth
Dipl.-Biol. Gerlinde Walliser
Technische Universität Dresden
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie
Piennerstr. 7
D-01735 Tharandt

Dr. Klaus Henle,
Klaus Hertweck
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume
Permoserstr. 13
D-04318 Leipzig

Dr. Reinhard Klenke
Dr. Arno Waterstraat
Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie
Dorfstr. 31
D-17237 Kratzeburg

Udo Binner
W.-Seelenbinder-Str. 3,
D-19059 Schwerin

Andreas Hagenguth
Mühlenkamp
D-19348 Berge

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: 2_2000

Autor(en)/Author(s): diverse

Artikel/Article: Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur - Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere 47-64