

**Auswirkungen anthropogener Landnutzung auf die
Siedlungsstruktur, Raum- und Habitatnutzung
des Europäischen Dachses (*Meles meles* L., 1758)
auf der Insel Rügen**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

am
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie,
Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften
an der Technischen Universität Dresden

vorgelegt von
Gerlinde Walliser

Gutachterin / Gutachter:

1. Prof. Dr. M. Roth
2. Prof. Dr. W. Bassus
3. Priv.-Doz. Dr. R. Schneider

Greifswald 2003

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| 1. Einleitung und Zielstellung | 1 |
| 2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes | 4 |
| 2.1 Landnutzungsstruktur | 5 |
| 2.2 Siedlungs- und Verkehrsflächen | 6 |
| 2.3 Entwicklungstendenzen der Landwirtschaft und der Verkehrsinfrastruktur seit 1989. | 8 |
| 2.3.1 Landwirtschaft | 8 |
| 2.3.2 Verkehrsinfrastruktur | 9 |
| 2.4 Lage und Ausstattung des Hauptuntersuchungsgebietes | 10 |
| 2.5 Klima | 12 |
| 3. Nahrungsspektrum des Dachses | 14 |
| 3.1 Material und Methoden | 14 |
| 3.1.1 Mageninhaltsanalysen | 14 |
| 3.2 Ergebnisse | 15 |
| 3.2.1 Volumen und Häufigkeit der Nahrungskategorien | 15 |
| 3.2.2 Saisonalität der Nutzung verschiedener Nahrungskategorien | 16 |
| 3.3 Diskussion | 19 |
| 4. Populationsökologische Parameter des Dachsbestandes auf der Insel Rügen | 23 |
| 4.1.1 Freilandökologische Methoden | 23 |
| 4.1.1.1 Baukartierung | 23 |
| 4.1.1.2 Ansitzbeobachtungen | 23 |
| 4.1.1.3 Klassifizierung der Baue | 23 |
| 4.1.1.4 Fänge | 24 |
| 4.1.2 Datenanalyse | 25 |
| 4.1.2.1 Baustandorte | 25 |
| 4.1.2.2 Erfassung des Einflusses der Landnutzungsstruktur | 25 |
| 4.1.2.3 Populationsgröße und Reproduktionsrate | 25 |
| 4.1.2.4 Populationsdynamik | 26 |
| 4.2 Ergebnisse | 27 |
| 4.2.1 Räumliche Verteilung und Nutzung der Dachsbau | 27 |
| 4.2.2 Einfluß der Landnutzungsstruktur auf die Nutzung von Dachsbauen | 29 |
| 4.2.2.1 Baustandorte | 29 |
| 4.2.2.2 Landnutzungsstruktur in der Umgebung der Dachsbau | 30 |
| 4.2.2.3 Mutterbaue | 31 |
| 4.2.3 Abschätzung populationsökologischer Parameter auf der Insel Rügen | 33 |
| 4.2.3.1 Populationsgröße und Reproduktionsrate | 33 |
| 4.2.3.2 Populationsdynamik | 34 |
| 4.2.3.3 Geschlechterverhältnis | 34 |
| 4.2.3.4 Soziale Organisation | 34 |
| 4.3 Diskussion. | 35 |
| 4.3.1 Ressource Baustandort | 35 |

| | |
|---|-----------|
| 4.3.2 Populationsdichte | 36 |
| 4.3.3 Populationsdynamik | 38 |
| 4.3.4 Soziale Organisation, Geschlechterverhältnis und Reproduktionsrate | 39 |
| 5. Raum- und Habitatnutzung | 40 |
| 5.1 Material und Methoden | 40 |
| 5.1.1 Radiotelemetrische Erhebungen | 40 |
| 5.1.2 Begriffsdefinitionen | 41 |
| 5.1.3 Auswertung der Telemetriedaten | 42 |
| 5.1.3.1 Ermittlung der Streifgebietsgrößen | 43 |
| 5.1.3.2 Lage und Größe des Hauptuntersuchungsgebietes | 44 |
| 5.1.3.3 Habitattypen | 45 |
| 5.1.3.4 Habitatwahl | 45 |
| 5.1.3.5 Zusammenhang zwischen Nutzungsintensitäten und absoluten Flächengrößen dominierender Habitattypen | 46 |
| 5.1.3.6 Zusammenhang zwischen Streifgebietsgrößen und Habitatausstattung | 46 |
| 5.1.3.7 Einfluß von Landschaftselementen auf die individuelle Raumnutzung | 46 |
| 5.1.3.8 Jahreszeitliche Veränderungen der Habitatnutzung und Habitatwahl | 47 |
| 5.1.3.9 Bauwechsel | 48 |
| 5.2 Ergebnisse | 49 |
| 5.2.1 Größe und Habitatausstattung der Gesamtstreifgebiete | 49 |
| 5.2.2 Individuenübergreifende Tendenzen der Habitatwahl | 52 |
| 5.2.3 Individuelle Habitatwahl | 54 |
| 5.2.3.1 Habitatausstattung der Streifgebiete im Vergleich zum Hauptuntersuchungsgebiet | 54 |
| 5.2.3.2 Nutzung der unterschiedlichen Habitattypen | 56 |
| 5.2.3.3 Struktur der Waldhabitats in den Streifgebieten im Vergleich zum Hauptuntersuchungsgebiet | 56 |
| 5.2.3.4 Nutzung der unterschiedlich strukturierten Waldhabitats | 58 |
| 5.2.3.5 Zusammensetzung der Waldflächen > 4 ha | 58 |
| 5.2.3.6 Nutzung von Laubwald, Mischwald und Nadelwald | 59 |
| 5.2.3.7 Habitatwahl innerhalb der Streifgebiete in Abhängigkeit von der Habitatwahl auf Homerange-Ebene | 60 |
| 5.2.4 Zusammenhang zwischen Nutzungsintensitäten und absoluten Flächengrößen dominierender Habitattypen | 61 |
| 5.2.5 Zusammenhang zwischen Streifgebietsgrößen und Habitatausstattung | 65 |
| 5.2.6 Einfluß von Landschaftselementen auf die individuelle Raumnutzung | 67 |
| 5.2.7 Saisonale Raum- und Habitatnutzung | 71 |
| 5.2.7.1 Jahreszeitliche Veränderungen der Streifgebietsgröße | 71 |
| 5.2.7.2 Jahreszeitliche Veränderungen der Habitatnutzung und Habitatwahl | 73 |
| 5.2.8 Territorialität, extraterritoriale Streifzüge und Dismigration | 75 |
| 5.2.8.1 Territorialität | 75 |
| 5.2.8.2 Dismigration | 76 |
| 5.2.8.3 Extraterritoriale Streifzüge | 77 |
| 5.3 Diskussion | 80 |

| | |
|---|------------|
| 5.3.1 Streifgebietsgrößen | 80 |
| 5.3.2 Habitatwahl, Habitat- und Raumnutzung | 83 |
| 5.3.3 Territorialität, Dismigration und genetischer Austausch | 87 |
| 5.3.3.1 Territorialität | 87 |
| 5.3.3.2 Dismigration und genetischer Austausch..... | 88 |
| 6. Einfluß der Landschaftszerschneidung auf Raumnutzung und Mortalität von Dachsen | 90 |
| 6.1 Material und Methoden | 90 |
| 6.1.1 Zerschneidungsanalysen der Landschaft..... | 90 |
| 6.1.2 Verkehrszählungen | 90 |
| 6.1.3 Einfluß von Verkehrswegen auf die Bau - und Habitatwahl | 90 |
| 6.1.4 Einfluß anthropogener Siedlungsflächen auf die Raumnutzung von Dachsen | 90 |
| 6.1.5 Direkte Auswirkungen von Straßen - Verkehrsmortalität | 91 |
| 6.1.6 Einfluß des Tourismus auf die Verkehrsmortalität des Dachses | 92 |
| 6.2 Ergebnisse | 93 |
| 6.2.1 Einfluß von Verkehrswegen auf die Bau- und Habitatwahl | 93 |
| 6.2.2 Einfluß anthropogener Siedlungsflächen auf die Raumnutzung von Dachsen | 94 |
| 6.2.3 Einfluß von Straßen und Verkehrsdichten auf die Raumnutzung von Dachsen | 97 |
| 6.2.4 Direkte Auswirkungen von Straßen - Verkehrsmortalität | 97 |
| 6.2.4.1 Vergleich des Gefährdungspotentials unterschiedlicher Verkehrswege | 97 |
| 6.2.4.2 Zusammenhang zwischen Verkehrslast, Verkehrsmortalität und Siedlungsdichte des Dachses | 98 |
| 6.2.5 Einfluß des Tourismus' auf die Verkehrsmortalität des Dachses | 102 |
| 6.3 Diskussion | 104 |
| 7. Zusammenfassung / Summary | 109 |
| 8. Literaturverzeichnis | 116 |
| 9. Anhang | 125 |

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Frau Professor M. Roth für Themenstellung, Bereitstellung zahlreicher Arbeitsmaterialien und ihre Unterstützung sowohl in fachlicher als auch menschlicher Hinsicht.

Ganz herzlich danke ich den Förstern und Jägern auf Rügen, durch deren Mitarbeit das Bau- und Totfundkataster erstellt werden konnte. Stellvertretend für alle, die mich 3 Jahre in ihren Revieren freundlich geduldet haben, möchte ich mich an dieser Stelle bei Herrn Bölke, Herrn Büssow, Herrn Gau, Herrn Hinte, Herrn Merting, Herrn Pavlak, Herrn Rattay, Herrn Schmidt, Herrn Symalla und Herrn Tausenfreund bedanken.

Eine Freilandstudie ist alleine kaum zu bewerkstelligen. Deshalb sei hier jenen gedankt, die mich dabei unterstützten. An erster Stelle ist hier Dipl. Physiker Paul Hilse zu nennen, der mir sowohl bei der praktischen Arbeit als auch bei der Auswertung des Datenmaterials stets zur Seite stand, mich bei der Statistik unterstützte und maßgeblichen Anteil an der Erstellung des Modells zur Prognose von Verkehrsverlusten hatte.

Elke Faustmann, Martin Schulze und die Praktikanten des Instituts für Forstbotanik und -zoologie halfen bei der Feldarbeit ebenso wie zahlreiche Freunde, die sich nicht scheuten, einen Teil ihres Urlaubs beim Ansitz am Dachsbau zu verbringen. Norman Stier möchte ich für alle Anregungen, Tipps und sonstige Unterstützung danken.

Dr. K. Vagts sei dafür gedankt, daß er sich zu jeder Nachtzeit bereit fand, die tierärztliche Betreuung des Projekts zu übernehmen.

Ein herzliches Dankeschön geht auch an Traute Schmidt und ihre Familie, die Lagerraum zur Verfügung stellten und immer wieder bei der Bewältigung „täglicher Probleme“ halfen.

Der Tierpräparator Herr R. Krasselt lieferte umfangreiches Datenmaterial zur Totfundkartierung und stellte dem Institut ebenso wie viele rüganer Jagdausübungsberechtigte zahlreiche Dachskadaver zu weiteren Untersuchungen zur Verfügung. Für die Meldungen von verkehrstoten Dachsen bin ich auch den Mitarbeitern der Straßenmeisterei Rügen und der Polizeiinspektion Bergen zu Dank verpflichtet. Den ehemaligen Forstämtern Bergen und Werder, dem Bundesforstamt Prora, sowie Herrn Knull von der Unteren Jagdbehörde und den Mitarbeitern des Nationalparkamtes Jasmund sei ebenfalls für ihre Unterstützung gedankt.

Christiane Schneider stellte mir freundlicherweise die Daten ihrer Nahrungsanalyse zur Verfügung. Dr. H. Eichstädt überließ mir sein Datenmaterial zur Totfundkartierung und half mir bei der Einarbeitung in die Telemetrie und Baukartierung.

Für die Bereitstellung digitaler Karten, geographischer und sozialgeographischer Daten danke ich Professor K. Billwitz, Olaf Kappler und Privatdozent Dr. W. Weiß von der Universität Greifswald. Professor K. Janzen und Elke Peters-Ostenberg waren bei der Beschaffung geologischer Daten behilflich. Dr. H. Baier vom LUNG und Dr. A. Waterstraat und seinen Mitarbeitern von der GNL danke ich für ihre stete Bereitschaft zur Unterstützung des Verbundprojekts. Dr. Wölfel vom LUNG stellte ein Transponderlesegerät zur Verfügung und die Wildbiologische Gesellschaft München lieferte Fallen und weitere Ausrüstung. Für die Korrektur der englischen Zusammenfassung möchte ich mich bei Anke Saidi bedanken.

Die vorliegende Untersuchung fand im Rahmen des Forschungsverbundprojekts „Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“ statt und wurde vom BMBF finanziert.

Mein besonderer Dank gilt auch der Technischen Universität Dresden für die Bereitstellung eines Stipendiums, das mir die Fertigstellung dieser Arbeit ermöglichte.

Schließlich möchte ich noch meinen Eltern, Tante Lisbeth und Onkel Wilhelm, Manfred, Andrea und meinem Gatten für ihre finanzielle, moralische und freundschaftliche Unterstützung danken.

1. Einleitung und Zielstellung

Die Verfügbarkeit von Raumgrößen und Raumstrukturen gehört zu den primären Determinanten von Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften (KREBS 2001). Zwei Eigenschaften sind es, die Tiere im Vergleich zu anderen Organismengruppen hinsichtlich ihrer Sensibilität gegenüber der Ressource „Raum“ besonders auszeichnen: (1) die Fähigkeit zur aktiven Ortsveränderung (Mobilität) und (2) die Abhängigkeit von organischen Energiequellen (Heterotrophie) (ROTH & ULBRICHT 2002). Beide Merkmale führten im Lauf der Evolution bei vielen Tierarten zu einer räumlichen und zeitlichen Diversifikation der ökologischen Funktionalität von Raumgrößen und Raumstrukturen. Der Umgang mit der Ressource „Raum“ manifestierte sich entsprechend in einem breiten Spektrum unterschiedlicher Lebensformtypen von sessilen bzw. standorttreuen Species bis zu Arten mit extensivem Flächenbedarf und/oder obligater Mehrfachhabitatbindung (ROTH & ULBRICHT 2002).

Wie zahlreiche Untersuchungen belegen, ist bei der infrastrukturellen Nutzungsintensität der Landschaft die Veränderung von Raumgrößen und -strukturen für viele Tierarten in den letzten Jahrzehnten zum dominierenden anthropogenen Umweltfaktor geworden (HAYES 1991, MEFFE & CARROL 1994, PRIMACK 1993, QUINN & HARRISON 1988). Abgesehen von der Zerstörung der Lebensräume kann sich auch die Zerschneidung und Fragmentation der Habitate durch den Bau von Verkehrswegen oder durch Änderungen in der Landnutzungsstruktur auf aut- und populationsökologische Parameter der Tiere auswirken (HAYES 1991, MEFFE & CARROL 1994, PRIMACK 1993, ROTH & ULBRICHT 2002). So können Straßen einerseits als Barrieren wirken und letztendlich zur genetischen Isolation und lokalen Extinktion von Populationen führen (MADER et al. 1990). Andererseits schöpfen verkehrsbedingte Mortalitäten einen erheblichen Anteil von Populationen ab (ANDERSON & TREWHELLA 1985, HARRIS et al. 1992, ZEE et al. 1992) und werden so zum bestandesbedrohenden Umweltfaktor für (lokale) Populationen.

Eine hohe Disposition gegenüber Veränderungen von Raumgrößen und Raumstrukturen weisen Tierarten mit großen Raumansprüchen auf. Zu ihnen zählt der Europäische Dachs (*Meles meles*) (CHEESEMAN et al. 1981). Mit Territorien, die nach Literaturangaben zwischen 14 ha (CHEESEMAN et al. 1981) und 1489 ha (BRØSETH et al. 1997) variieren können, verteidigen sie - wie auch andere marderartige Carnivora (STIER 1998) - große Streifgebiete.

Bis auf wenige Gebiete (z.B. Kanalinseln, Orkney, Shetland, Hebriden, Mittelmeerinseln außer Kreta und Rhodos, Korsika, Nordskandinavien und Nordrussland zit. in STUBBE et al. 1993; Gotland, BEVANGER & LINDSTRÖM 1995) in Europa flächendeckend verbreitet, gilt die nacht- und dämmerungsaktive Niederwildart als typischer Vertreter der Kulturlandschaft (STUBBE et al. 1993). Eine Vielzahl von Habitaten wird vom Dachs besiedelt. Nach NEAL & CHEESEMAN (1996) dienen verschiedene Waldtypen, Hecken, Gebüsch, Obstgärten, Steinbrüche, Moore, Steilküsten und landwirtschaftliche Nutzflächen ebenso zur Anlage der Burgen wie Straßenränder, Eisenbahntrassen, Erzminen und Kohlebergwerke. Selbst in menschlichen Behausungen innerhalb von Stadtgrenzen wurden die Tiere nachgewiesen. Im nordostdeutschen Raum reicht sein Vorkommen bis etwa 10.000 J.v.u.Z. zurück (KLAFS et al. 1987).

Langfristige Bestandsanalysen in verschiedenen westeuropäischen Ländern dokumentieren die Gefährdung des Dachses durch den Menschen (GRIFFITHS 1991, WIERTZ & VINK 1986, WIERZT 1993, ZEE et al. 1992). Abgesehen von der Bejagung und von Baubegasungen zur Tollwutbekämpfung ge-

hört gerade die mit der Landschafterschließung und der Landnutzung einhergehende Veränderung von Raumgrößen und Raumstrukturen zu den wichtigsten Gefährdungsfaktoren. In vielen europäischen Ländern ist die Zerschneidung der Landschaft durch Eisenbahntrassen, Land- und Wasserstrassen und der damit verbundene Anstieg der Verkehrsdichte für die Struktur und Dynamik von Dachspopulationen zum bestimmenden Faktor geworden (CHEESEMAN et al. 1989, LANKESTER et al. 1991, NEAL 1986). HARRIS et al. (1992) schätzen die jährlichen verkehrsbedingten Verluste in Großbritannien auf 50.000 Tiere. Bei einer Gesamtindividuenzahl von 250.000 Dachsen (CRESSWELL et al. 1990) wird damit in Großbritannien bereits die nach ANDERSON & TREWHELLA (1985) kritische Abschöpfung von 1/5 der Gesamtpopulation erreicht (HARRIS et al. 1992, LANKESTER et al. 1991).

In den neuen Bundesländern haben die Umstrukturierungen der letzten Jahre zu einem starken Wandel in der Kulturlandschaft geführt (DALCHOW et al. 1995). Bereits vor der Wiedervereinigung Deutschlands bestimmte Produktivität verbunden mit Rationalisierung, Mechanisierung und Intensivierung die Landwirtschaft. Bis 1989 ging die Entwicklung hin zu großflächigen Agrar- und Forststrukturen. Nach der Wiedervereinigung Deutschlands hat sich der Prozess durch die Auflösung bzw. Umwandlung der Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften verbunden mit teilweisen Flächenübernahmen durch private Wiedereinrichter partiell umgekehrt. Verstärkt durch die Agrarförderrichtlinien der Europäischen Union zeichnen sich auch Unterschiede bei Kulturarten, Fruchtfolgen und Bearbeitungsintensitäten ab (BILLWITZ et al. 1996). So konzentrierte sich der Getreideanbau in den letzten Jahren auf ertragreiche Kulturen wie Winterweizen und Wintergerste. Der Anbau an Hackfrüchten ging deutlich zurück.

Begleitet wurden die Veränderungen in der Landwirtschaft von einem steten Ausbau der Infrastruktur. Nach einer qualitativen Verbesserung vorhandener Straßen, die zu wesentlich höheren Geschwindigkeiten führten, erfolgte ein Ausbau des Verkehrsnetzes (WEIB 1996b, STATISTISCHES JAHRBUCH 2001). So ist die Gesamtstraßenlänge in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1991 und 2000 um 33 % angestiegen. Gleichzeitig nahm der Kraftfahrzeugbestand und damit auch die Verkehrsdichte beständig zu (STATISTISCHES JAHRBUCH 2001).

Welche Rahmenbedingungen sich durch die zunehmende Erschließung der Landschaft mit Straßen sowie durch unterschiedliche Formen der Landnutzung (z.B. Wald, Agrarökosysteme, Siedlungen) und des Landschaftsmosaiks für das Raum-Zeit-Muster des Europäischen Dachses als Vertreter von Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen ergeben, war Gegenstand dieser Dissertation.

Die dreieinhalbjährige auf der Insel Rügen durchgeführte Studie war auf folgende Aspekte ausgerichtet:

- Struktur des Dachsesbestandes (Populationsgröße, Siedlungsdichte, Geschlechterverhältnis, Reproduktionsrate, Sozialstruktur),
- Nahrungsspektrum des Dachses,
- Baustandortwahl (Hauptbaue, Wurfbaue) in Abhängigkeit von der Landnutzung,
- Einfluss der Landnutzungsstruktur und von Landschaftselementen (u.a. Wald/Agrarflächen, Hecken, Feuchtflächen) auf Habitat- und Raumnutzung des Dachses

-
- Artspezifische Verhaltensmuster in Zusammenhang mit der Raumnutzung (Territorialität, Dismigration, genetischer Austausch),
 - Wirkung (Störeffekte) von Straßen und Siedlungen auf Bestandesdichte und Raumnutzung des Dachses,
 - Effekte verschiedener Straßentypen und Verkehrsdichten auf die Verkehrsmortalität von Dachsen (Abschätzung des Gefährdungspotentials durch Straßen)

2.1 Landnutzungsstruktur

Die Insel Rügen besitzt eine Nord-Südausdehnung von 51,4 km und eine Ost-Westausdehnung von 42,8 km. In Abhängigkeit von der Anzahl der vorgelagerten Inseln (Hiddensee, Vilm und etliche kleinere Eilande), die einbezogen werden, variieren die Flächenangaben zwischen 926 km² und 974 km². Die Insel ist durch Boddengewässer stark zergliedert. Der Hauptteil Rügens mit den Halbinseln Zudar im Süden und Mönchgut im Südosten ist über die Nehrung Schmale Heide mit der Halbinsel Jasmund im Nordosten verbunden. Die nördlich vorgelagerte Halbinsel Wittow erhält über die Nehrung Schaabe Anschluß an Jasmund (Abb. 2.1).

Entsprechend der Genese und der natürlichen Landschaftsausstattung läßt sich Rügen in den westlich der Linie Altenkirchen-Bergen-Putbus gelegenen flachwellig bis ebenen und als "Niederrügen" bezeichneten Bereich und das sich östlich anschließende "Hochrügen" mit deutlich ausgeprägtem Relief gliedern (BÜTOW & LAMPE 1991). Gegen Ende des Mesozoikums wurden durch komplizierte Vertikalbewegungen der Erdkrustenschollen die Kreidekomplexe von Arkona (Wittow) und Jasmund zu Hochgebieten. Eiszeitliche Überformungen im Pleistozän zeichneten die Grundzüge des heutigen Reliefs vor: die flachwelligen bis ebenen Platten und Niederungen Westrügens mit Höhen von z.T. weniger als 5 m ü.NN, das schon stärker reliefierte Südrügen und das mit stark ausgeprägten Stauch-Endmoränen ausgestattete Nord- und Ostrügen mit der höchsten Erhebung (Piekberg) von 161 m ü.NN auf der Halbinsel Jasmund. Das glaziale Relief, durch küstendynamische Prozesse im Holozän geprägt, machte Rügen zu einer reich gegliederten Insel.

Die außerordentlich große naturräumliche Vielfalt mit vermoorten Meeressandniederungen, unterschiedlich alten Strandwall- und Dünengenerationen, kleinflächigen Sanderplatten, verschieden strukturierten Außen- und Binnenküstenabschnitten und ebenen, flachwelligen bis kuppigen Grund- und Endmoränen bedingt eine vielseitige Vegetation.

Landschaftsprägend ist jedoch die Landwirtschaft. Brachflächen eingeschlossen (6 %) unterliegen über 70 % der Inselfläche einer agrarischen Nutzung (Abb. 2.2). Auf fast $\frac{3}{4}$ der Agrarfläche wird Ackerbau betrieben. Ein Vergleich mit dem gesamten Bundesgebiet dokumentiert diese überdurchschnittliche landwirtschaftliche Nutzung bei einem vergleichsweise geringen Waldanteil (Abb. 2.2). Entsprechend der stärkeren Reliefierung blieben fast nur im Ostteil der Insel Rügen größere Waldgebiete erhalten (Abb. 2.1). Die ältesten (von Rotbuche dominierten) Laubwaldgebiete befinden sich in der Stubnitz und Granitz. Die Forste von Mölln-Medow (südlich Bergen) und Pansevitz und Boldevitz (südöstlich Gingst) sind mit etwas über 1000 ha die einzigen größeren Restwälder Zentralrügens (Abb. 2.1). Entlang der Flachküsten an der offenen See sind durchgehend Kiefernforste als Küstenschutzwald angelegt. Insgesamt dominieren jedoch Buchenmischwälder mit relativ hohem Eichenanteil (Abb. 2.3).

Die Bundesstraße 96 durchzieht die Insel als Hauptverkehrsader vom Rügendamm im Südwesten bis Saßnitz im Nordosten (Abb. 2.1). Abgesehen von ihr und der Bundesstraße 196, die vor Bergen von der B 96 abzweigt, besteht das übrige Straßenverkehrsnetz aus Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen.

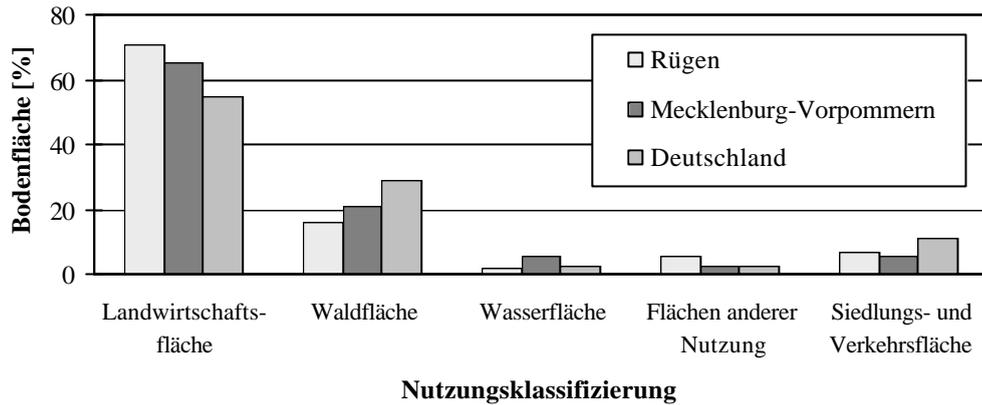


Abb. 2.2 Nutzungsklassifizierung der Landbedeckung – Vergleich zwischen Rügen, Mecklenburg-Vorpommern und der Bundesrepublik Deutschland, Stand 1993 – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 1996, Statistisches Jahrbuch Deutschland 1996

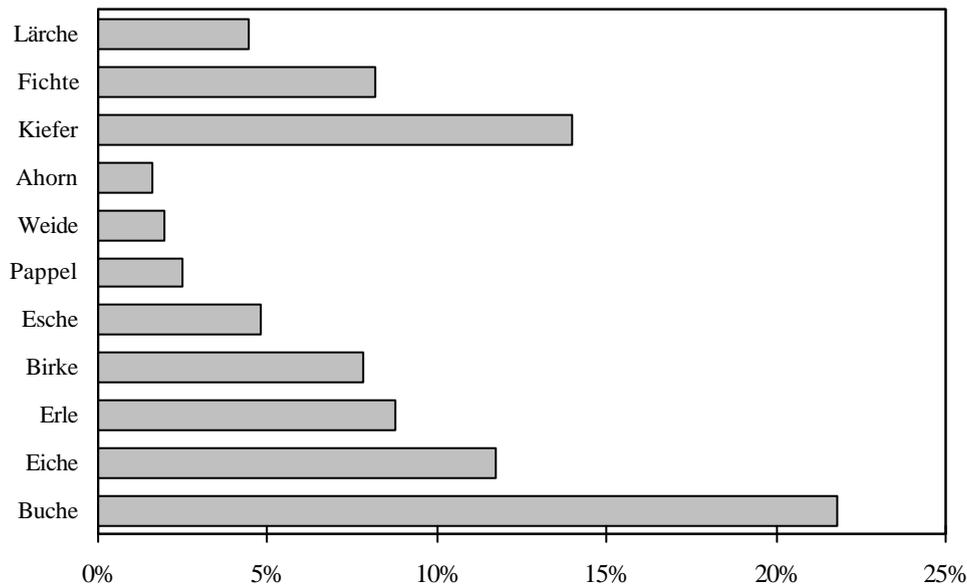


Abb. 2.3 Baumarten mit Anteilen > 1 % an der Waldfläche Rügens

2.2 Siedlungs- und Verkehrsflächen

Der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen auf Rügen ist mit 6,7 % vergleichsweise gering (Abb. 2.2). Er liegt auf Rügen ebenso wie auf Landesebene (Mecklenburg-Vorpommern) weit unter dem Bundesdurchschnitt (Tab. 2.1, Abb. 2.2 und 2.4).

Die Ursache für die vergleichsweise geringe Zerschneidung und Zersiedelung der Landschaft liegt in erster Linie in der geringen Bevölkerungsdichte. Mecklenburg-Vorpommern weist mit 78 Einwohnern/km² die mit Abstand geringste Bevölkerungsdichte aller Bundesländer auf (Bundesdurchschnitt: 230 Einwohnern/km²; Stand 1989).

Tab. 2.1 Prozentuale Abweichungen der Flächennutzung auf Rügen bzw. in Mecklenburg-Vorpommern vom Bundesdurchschnitt (Stand: 1993) – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 1996, Statistisches Jahrbuch Deutschland 1996

| Flächentypen nach Nutzungsarten | Abweichung vom Bundesdurchschnitt [%] | |
|---------------------------------|---------------------------------------|------------------------|
| | Rügen | Mecklenburg-Vorpommern |
| Landwirtschaftsfläche | + 27 | + 20 |
| Waldfläche | - 46 | - 27 |
| Wasserfläche | - 11 | + 150 |
| Flächen anderer Nutzung | + 150 | + 14 |
| Siedlungs- und Verkehrsfläche | - 40 | - 49 |

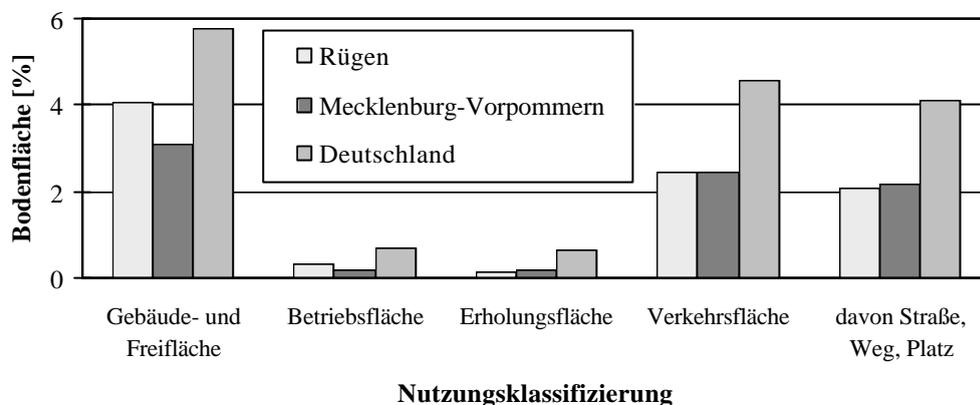


Abb. 2.4 Nutzungsklassifizierung der Siedlungs- und Verkehrsflächen – Vergleich zwischen Rügen, Mecklenburg-Vorpommern und der Bundesrepublik Deutschland, Stand 1993 – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 1996, Statistisches Jahrbuch Deutschland 1996

Tab. 2.2 Dichte des Straßennetzes – Vergleich zwischen Rügen, Mecklenburg-Vorpommern und Deutschland – * Stand: 01.01.95, **1994 ohne genauere Angaben; Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 1996, Statistisches Jahrbuch Deutschland 1996

| Straßentyp | Rügen** (m/km ²) | Mecklenburg-Vorpommern* (m/km ²) | Deutschland* (m/km ²) |
|------------------|---------------------------------|---|--------------------------------------|
| Bundesautobahnen | 0 | 10 | 31 |
| Bundesstraßen | 80 | 90 | 118 |
| Landesstraßen | 302 | 139 | 247 |
| Sonstige Straßen | 1.014 | 624 | 1.334 |
| Summe | 1.396 | 862 | 1.729 |

Rügen ist der kleinste Landkreis Mecklenburg-Vorpommerns mit der höchsten Bevölkerungsdichte (83 Einwohnern/km²). Die naturräumliche Ausstattung machte die Insel schon immer zu einem beliebten Urlaubsziel. Außerdem spielte Rügen aufgrund seiner Seehäfen und der strategisch günstigen Lage vor der politischen Wende eine bedeutende wirtschaftliche und militärische Rolle. Dies bedingte eine stärkere Entwicklung der Infrastruktur im Vergleich zum Umland, was sich auch in der Dichte des Straßennetzes widerspiegelt (Tab. 2.2). Während Rügen 1994 bereits 80 % der Straßennetzdichte des

Bundesdurchschnitts erreichte, lag das Niveau in Mecklenburg-Vorpommern unter 50 %. Diese Angaben entsprechen dem Stand des Jahres 1989, da die Erweiterung des Straßennetzes erst 1995 begann (s.u. Entwicklungstendenzen der Verkehrsinfrastruktur).

2.3 Entwicklungstendenzen der Landwirtschaft und der Verkehrsinfrastruktur seit 1989

Um gewisse Entwicklungstendenzen in der Landwirtschaft und beim Straßenbau bzw. -verkehr aufzuzeigen, wurde auf Landesdaten zurückgegriffen, da manche Daten für Rügen nicht verfügbar waren. Aufgrund ähnlicher Landnutzungsstrukturen (Abb. 2.2 und 2.4) und Bevölkerungsdichten sind diese Ergebnisse auch auf Rügen übertragbar.

2.3.1 Landwirtschaft

Die mit der politischen Wende einhergehende Ausrichtung der ostdeutschen Landwirtschaft an den Richtlinien der europäischen Agrarpolitik resultierte in gravierenden Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung. Sie manifestierten sich beispielsweise in einer Einschränkung des traditionellen Spektrums auf wenige dominante Kulturarten. So wurde der Anbau von Roggen, Hafer und Sommergerste in Mecklenburg-Vorpommern zugunsten von Winterweizen und Raps verlagert (Abb. 2.5). Gleichzeitig führte der starke Rückgang von Hackfrüchten und Futterpflanzen zu einer Einschränkung der Fruchtfolgegestaltung. Der geringe Anteil an Dauergrünland ging durch Umwandlung von Dauerwiesen zu Ackerland noch weiter zurück. Diese Entwicklung verbunden mit dem auf Höchstserträge ausgerichteten Intensivierungsgrad bedingte den verstärkten Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden (Insektiziden, Herbiziden, Fungiziden) einschließlich Wachstumsreglern.

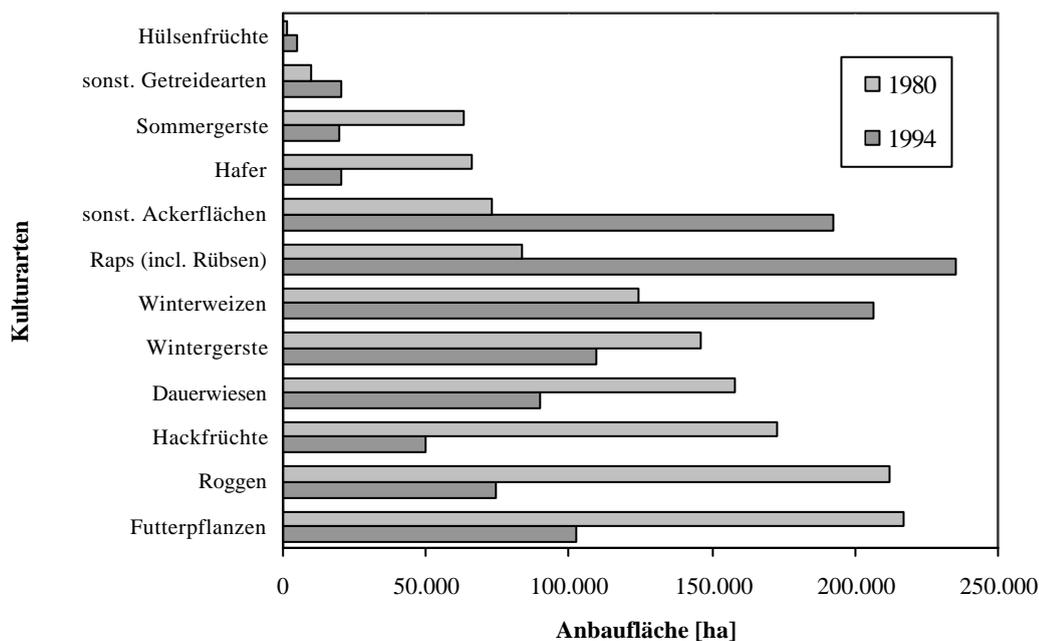


Abb. 2.5 Vergleich der Anbauflächen landwirtschaftlicher Kulturen in Mecklenburg-Vorpommern 1980 und 1994 – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 1996

2.3.2 Verkehrsinfrastruktur

Die Entwicklung der Verkehrsinfrastruktur verlief in zwei Phasen. Bis 1995 erfolgte ein Ausbau bereits vorhandener Straßen (Tab. 2.3 und Abb. 2.6) durch Ausbringung neuer Beläge und teilweise einer Verbreiterung der Fahrbahntrassen. Ab Mitte der 90er Jahre fand eine Verdichtung des Straßennetzes – insbesondere durch den Bau von Kreis- und Gemeindestraßen – statt, wodurch die Gesamtstraßenlänge des Landes im Vergleich zu 1991 um 33 % anstieg (Abb. 2.6).

Tab. 2.3 Qualitätsbewertung der Straßen und Brücken in Mecklenburg-Vorpommern – nach KLÖCKNER in WEIß 1996b; *Stand 01.01.1995

| Merkmale | Anteil in % | | | | | |
|------------------------|---------------|-------|---------------|-------|----------------|----------------|
| | Bundesstraßen | | Landesstraßen | | Brücken an: | |
| | 1989 | 1995* | 1989 | 1995* | Bundesstraßen* | Landesstraßen* |
| keine Beschränkungen | 7 | 67 | 7 | 18 | 20 | 20 |
| geringe Beschränkungen | 72 | 16 | 57 | 34 | 51 | 42 |
| Verkehr ist behindert | | 17 | | 38 | 24 | 27 |
| kaum noch befahrbar | 21 | – | 36 | 10 | 5 | 11 |

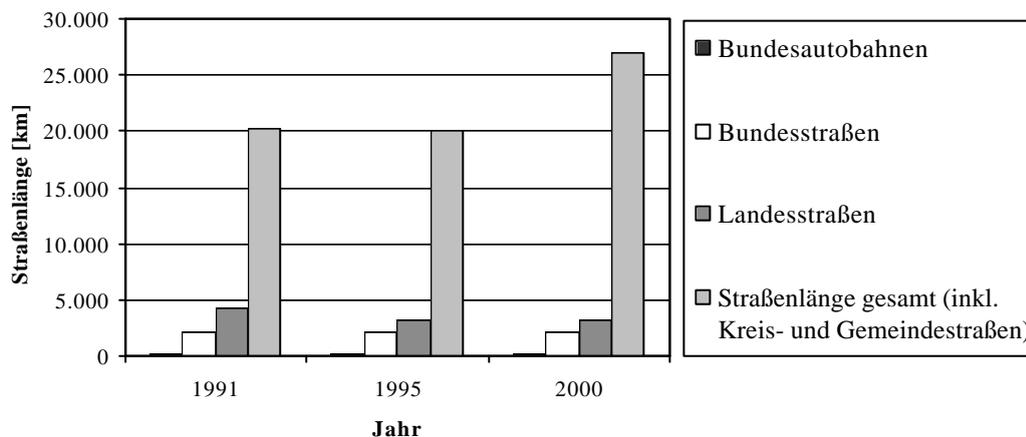


Abb. 2.6 Entwicklung des Straßennetzes differenziert nach Straßentypen (Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen*) in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1991, 1995 und 2000; *mit dem Jahr 1995 erfolgte eine Umwidmung von Landesstraßen – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 2001

Nach 1989 stieg der Kraftfahrzeugbestand in Mecklenburg-Vorpommern stark an. Besonders ausgeprägt war dies bei den Personenkraftwagen mit einem Zuwachs von mehr als 50 % zwischen 1990 und 2000 (Abb. 2.7).

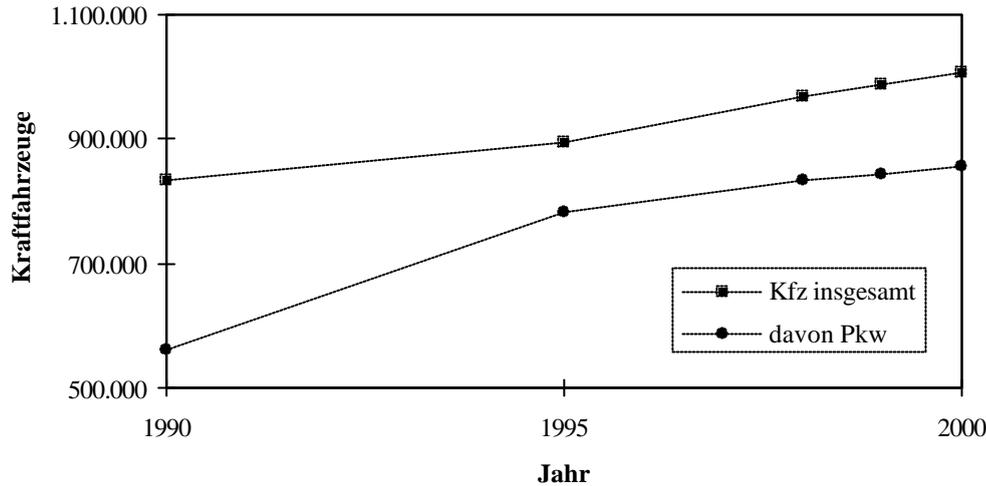


Abb. 2.7 Entwicklung des Kfz-Bestandes in Mecklenburg-Vorpommern – Quelle: Statistisches Jahrbuch Mecklenburg-Vorpommern 2001

2.4 Lage und Ausstattung des Hauptuntersuchungsgebietes

Das Hauptuntersuchungsgebiet befindet sich südlich der Inselhauptstadt Bergen im Raum Kasnevit, Binz, Zirkow, Samtens und Mölln-Medow (Abb. 2.1 und Anhang). Während in der Umgebung von Kasnevit, Binz, Zirkow und Samtens agrarische Nutzung dominierte, befindet sich im Untersuchungsraum Mölln-Medow einer der wenigen größeren Waldkomplexe Zentralrügens. In sämtlichen Untersuchungsgebieten abgesehen von Samtens dominieren alte Buchenmischwälder (älter 50 Jahre) die bewaldeten Gebiete. Der Nadelwaldanteil ist mit Ausnahme vom Raum Zirkow (36 %) mit maximal 16 % gering (Abb. 2.8 – 2.12).

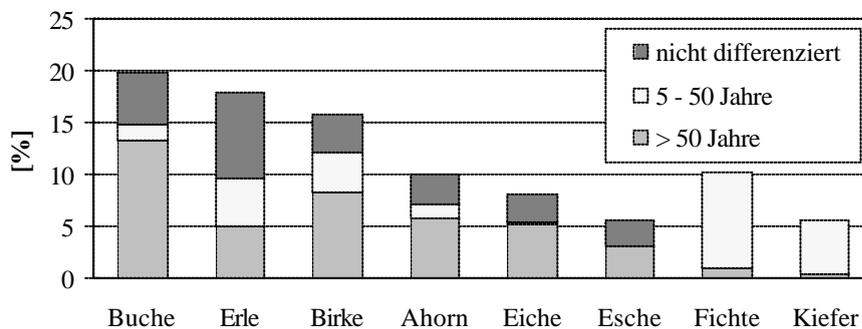


Abb. 2.8 Baumartenspektrum (Arten mit Anteilen > 5 %) und Altersstruktur der Wälder > 4 ha im Untersuchungsraum Kasnevit

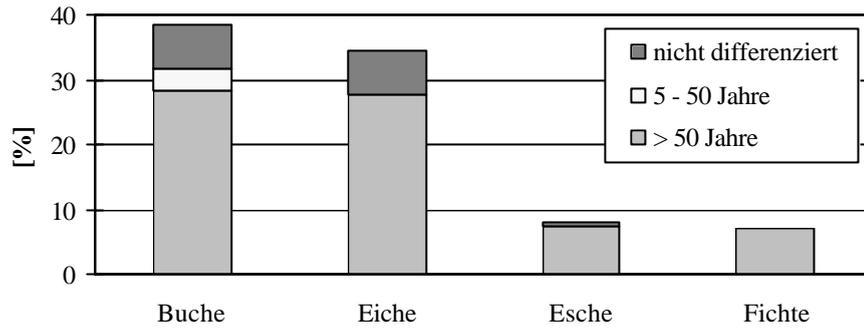


Abb. 2.9 Baumartenspektrum (Arten mit Anteilen > 5 %) und Altersstruktur der Wälder > 4 ha im Untersuchungsraum Binz

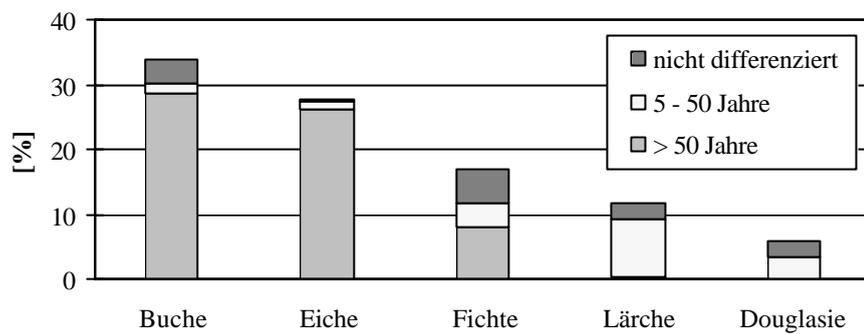


Abb. 2.10 Baumartenspektrum (Arten mit Anteilen > 5 %) und Altersstruktur der Wälder > 4 ha im Untersuchungsraum Zirkow

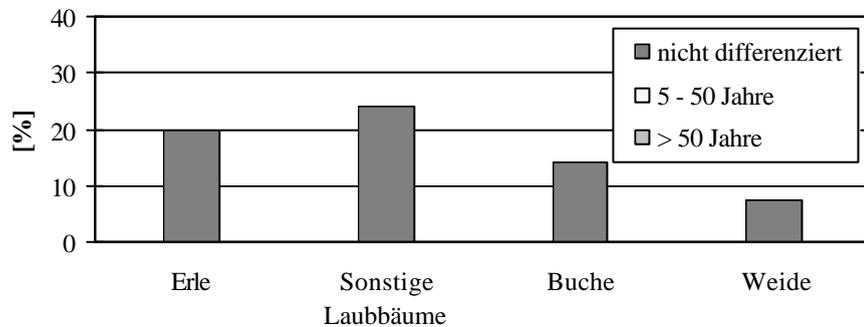


Abb. 2.11 Baumartenspektrum (Arten mit Anteilen > 5 %) und Altersstruktur der Wälder > 4 ha im Untersuchungsraum Samtens

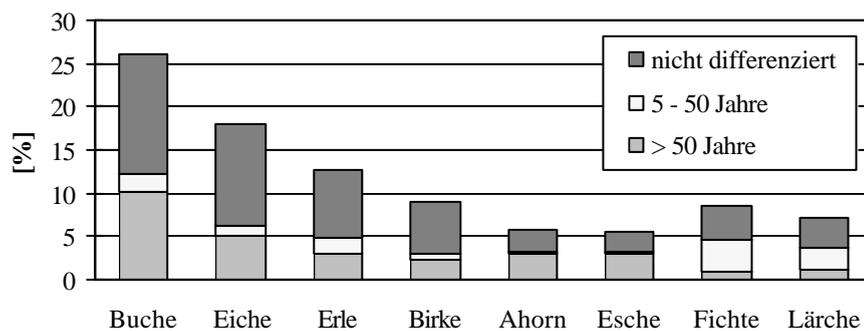


Abb. 2.12 Baumartenspektrum (Arten mit Anteilen > 5 %) und Altersstruktur der Wälder > 4 ha im Untersuchungsraum Mölln-Medow

2.5 Klima

Rügen besitzt gegenüber dem Festland ein überwiegend ozeanisch geprägtes Klima mit kühleren Sommern und milderen Wintern. Die Jahresmitteltemperatur liegt mit $7,8^{\circ}\text{C}$ deutlich unter der des Festlandes. Während die hochgelegenen Inselteile, wie die Stubnitz und der Rugard, mit 680 bis 700 mm Jahresniederschlag sehr niederschlagsreich sind, gehört das Mönchgut mit weniger als 550 mm zu den trockensten Gebieten Mecklenburg-Vorpommerns.

Das Klima zeichnete sich im Untersuchungszeitraum durch einen relativ milden Winter 1994/1995 und einen strengen Winter 1995/1996 aus. Nach einer lang anhaltenden Frostperiode bei gleichzeitiger Schneelage erfolgt erst im April das Abschmelzen letzter Schneereste (Abb. 2.13 und 2.15).

Der geringe Niederschlag im Sommer 1995 bei vergleichsweise hohen Temperaturen verursachte eine längere Trockenperiode im August, die durch starke Regenfälle im September beendet wurde (Abb. 2.14).

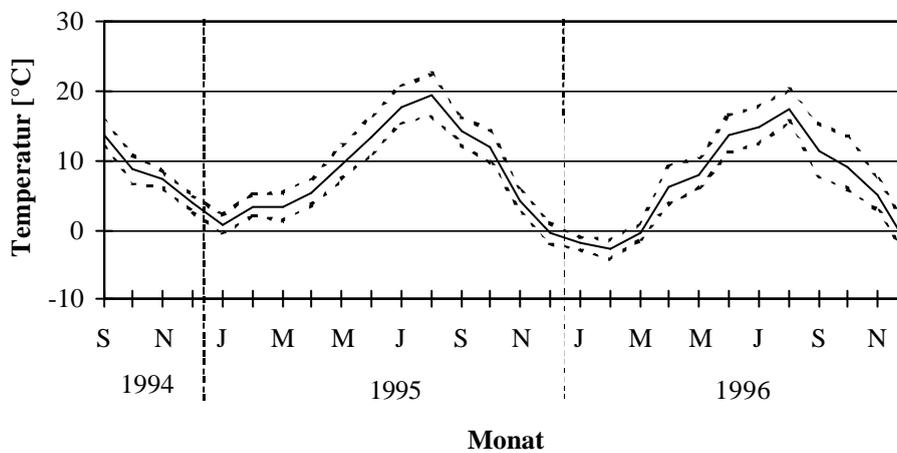


Abb. 2.13 Monatsmittel der mittleren Temperatur (durchgezogene Linie) und Mittelwerte der Extremtemperaturen (gestrichelte Linie) von September 1994 – Dezember 1996

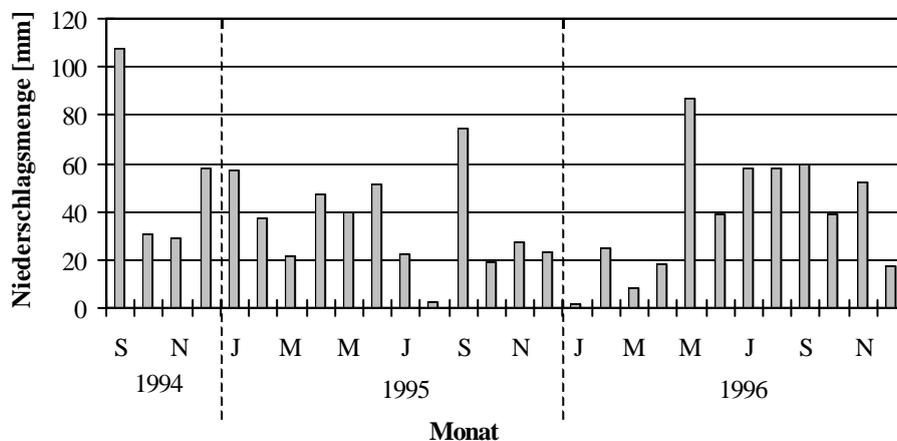


Abb. 2.14 Monatliche Niederschlagsmenge von September 1994 – Dezember 1996

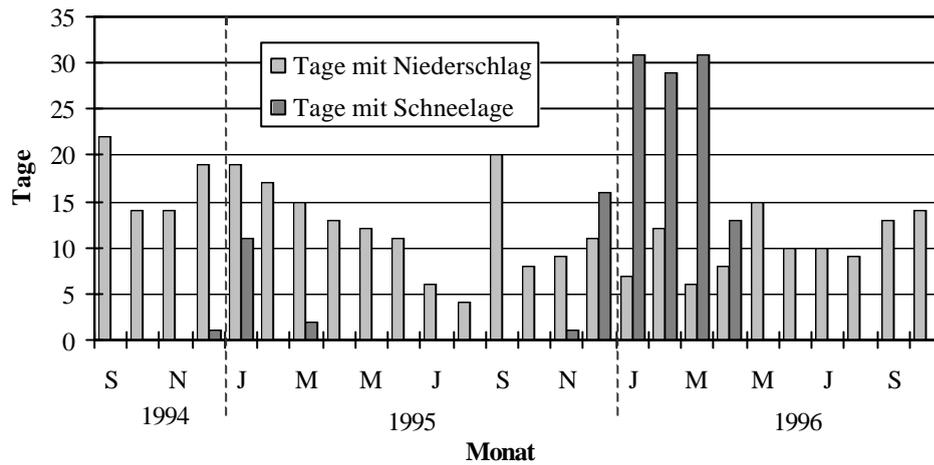


Abb. 2.15 Anzahl der Tage mit Niederschlag bzw. Schneelage pro Monat von September 1994 – Oktober 1996

3. Nahrungsspektrum des Dachses

3.1 Material und Methoden

3.1.1 Mageninhaltsanalysen

Im Rahmen einer landesweiten Erfassung von Verkehrsverlusten des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern (EICHSTÄDT & ROTH 1997), gelang es in 4 aufeinanderfolgenden Jahren (1994 – 1997), zahlreiche Kadaver zu bergen und zu nahrungsökologischen Untersuchungen heranzuziehen. Die Mägen von 122 Kadavern wurden entnommen und bis zur weiteren Verarbeitung tiefgekühlt. Nach dem Auftauen der Probe wurde der Mageninhalt gewogen, sowie feste von flüssigen Bestandteilen über ein Sieb (Maschenweite 0,5 mm) getrennt. Zur Volumenbestimmung des festen Mageninhalts diente ein Meßzylinder (Skalierung: 0,5 ml), mit dem das Volumen des durch den Mageninhalt verdrängten Wassers bestimmt wurde. Die Aufteilung der Nahrungsbestandteile des Mageninhalts erfolgte entsprechend der Kategorien:

- Regenwürmer,
- Kleinsäuger,
- Amphibien,
- Insekten,
- Saftfrüchte (Obst und Beeren),
- Trockenfrüchte (Eicheln, Haselnüsse u.ä.) ohne Getreide,
- Getreide,
- Gras und Blätter.

Alle anderen Bestandteile zählten zur Kategorie „Sonstiges“. Falls es der Zustand der Proben erlaubte, ging - abgesehen von den Regenwürmern - die taxonomische Bestimmung der Beutereste bis zur Gattung bzw. Art. Der Anteil der einzelnen Nahrungskategorien am Gesamtvolumen der Probe wurde durch eine Einteilung in Achtel abgeschätzt (z.B. 5/8 Regenwürmer und 3/8 Insekten). Anschließend wurde das Volumen der Nahrungskategorien anhand des Gesamtvolumens der Probe berechnet. Um Fehler durch unterschiedliche Verdauungszeiten der Nahrungsbestandteile zu minimieren, wurden nur solche Proben ausgewertet, die problemlos in Achtel einteilbar waren. Neben dem Volumen der Nahrungskategorien wurde ihre Häufigkeit (Frequenz) bestimmt. Sie besagt, wie oft die jeweilige Nahrungskategorie in den Dachsmägen auftrat bei einem Mindestvolumen von 1/8.

Die Proben aller vier Jahre wurden unabhängig vom Erfassungsjahr in die Analyse einbezogen. Sie verteilen sich folgendermaßen auf die Erfassungsjahre: 1994 - 7 Proben, 1995 - 31 Proben, 1996 - 17 Proben, 1997 - 5 Proben.

Zur Ermittlung saisonaler Unterschiede in der Dachsnahrung erfolgte eine Aufschlüsselung in Zweimonatsintervallen. Hierbei wurde weder Volumen noch Häufigkeit der Kategorie „Gras und Blätter“ berücksichtigt.

Während die saisonale Aufschlüsselung der Proben von Februar bis September eine vergleichbare Datenbasis ergab (Feb, Mrz: n = 17; Apr, Mai: n = 14; Jun, Jul: n = 15; Aug, Sept: n = 12), standen im Oktober bzw. November nur 2 Proben zur Verfügung. Diese Ergebnisse sind deshalb mit Vorbehalt zu bewerten.

3.2 Ergebnisse

Insgesamt 60 Dachsmägen der 122 Kadaver enthielten Nahrungsbestandteile in ausreichendem und auswertbarem Zustand. Die übrigen 62 Mägen waren entweder leer oder fanden aufgrund des starken Verdauungs- bzw. Verwesungszustand der Nahrung keine weitere Berücksichtigung.

3.2.1 Volumen und Häufigkeit der Nahrungskategorien

Die Dachse nutzten eine breite Nahrungspalette. Davon erlangten einige Nahrungskategorien eine größere Bedeutung für die Ernährung des Musteliden (Abb. 3.1). Dies gilt zweifelsohne für Lumbriciden. Regenwürmer waren in fast der Hälfte der Proben vorhanden und stellten 22 % des Gesamtvolumens.

Insekten, Kleinsäuger und Getreide bildeten weitere bedeutende Bestandteile der Dachsnahrung. Getreide machte fast 20 % des Gesamtvolumens aus und war in einem Fünftel der Proben zu finden. Dabei handelte es sich fast ausschließlich um Mais. Nur in einem Dachsmagen fanden sich Gerste und Weizen, noch an ganzen Ähren und deshalb wahrscheinlich direkt vom Halm gefressen.

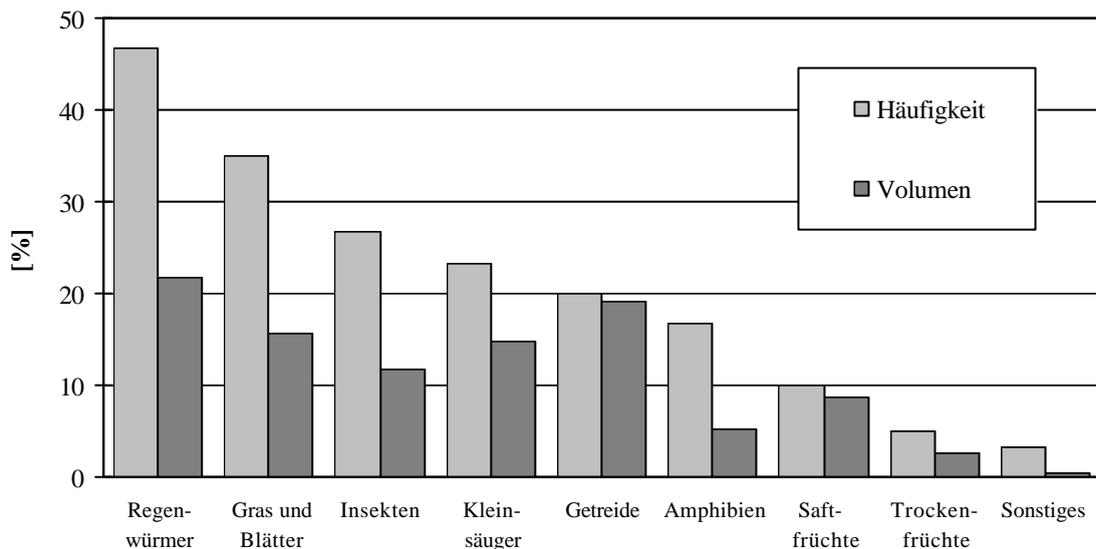


Abb. 3.1 Relatives Volumen (% Anteile am Gesamtvolumen) und Häufigkeit (Frequenz in der Gesamtprobenzahl) verschiedener Nahrungskategorien des Dachses – nach Mageninhaltsanalysen von Verkehrsverlusten des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1994 – 1997 (n = 60)

An Säugetieren fanden sich nur Kleinsäuger mit einem Anteil von 15 % am Gesamtvolumen. Es handelte sich ausschließlich um Vertreter der Talpidae, Soricidae, Arvicolidae und Muridae. Knapp 30 % der Säugerproben waren zwar als Mäuse identifizierbar, konnten jedoch aufgrund des fortgeschrittenen Verdauungs- oder Verwesungszustandes nicht eindeutig den Arvicoliden, Muriden oder Soriciden zugeordnet werden.

Die übrigen Proben enthielten am häufigsten Wühlmäuse (Arvicolidae) wie Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*), Erdmaus (*Microtus agrestis*) und Feldmaus (*Microtus arvalis*). Mit einer Ausnahme waren in den Wühlmausproben stets Jungtiere vorhanden.

Vereinzelt traten Muridae (*Apodemus spec.*) und Insectivora (*Sorex araneus* und *Talpa europaea*) auf.

Insekten waren in mehr als einem Viertel der Mägen vorhanden. Es handelte sich fast ausschließlich um soziale Faltenwespen (Vespidae), Laufkäfer (Carabidae) und Mistkäfer (Geotrupidae).

Käfer wurden häufig, aber nur in geringen Individuenzahlen erbeutet.

Als konstante Beute erwiesen sich Amphibien. Ihr Anteil mit 5 % am Gesamtvolumen war aber eher gering. Nur etwa die Hälfte der Amphibien war bis zur Art determinierbar. Es handelte sich stets um die Erdkröte (*Bufo bufo*).

An tierischer Nahrung traten noch vereinzelt Schnecken und Reptilien (Zauneidechse, Blindschleiche) auf. In einem Dachsmagen fanden sich Reste eines Krebses (Decapoda).

Die pflanzliche Nahrung setzte sich abgesehen von Getreide aus Saffrüchten (Kirschen, Birnen, Pflaumen, Brombeeren) und Trockenfrüchten (Eicheln, Haselnüsse, Rapssamen) zusammen. Erstere erreichten einen Anteil von 8,6 % am Gesamtvolumen, letztere 2,7 %.

Sehr häufig waren Gras und Blätter in den Dachsmägen zu finden, oft gemeinsam mit Regenwürmern.

3.2.2 Saisonalität der Nutzung verschiedener Nahrungskategorien

Regenwürmer erwiesen sich als stetiger Bestandteil der Dachsnahrung. Ihr Anteil unterlag nur geringen saisonalen Schwankungen (Abb. 3.3a). Die Häufigkeit, mit der Lumbriciden in den Proben auftrafen, lag stets über 30 %. Mindestens ein Fünftel des Nahrungsvolumens setzte sich aus dieser Beutekategorie zusammen. Nur im Spätsommer, zur Reifezeit von Obst und Beeren, sank ihr Anteil am Gesamtvolumen des August und Septembers auf fast 10 % (Abb. 3.2 und 3.3a).

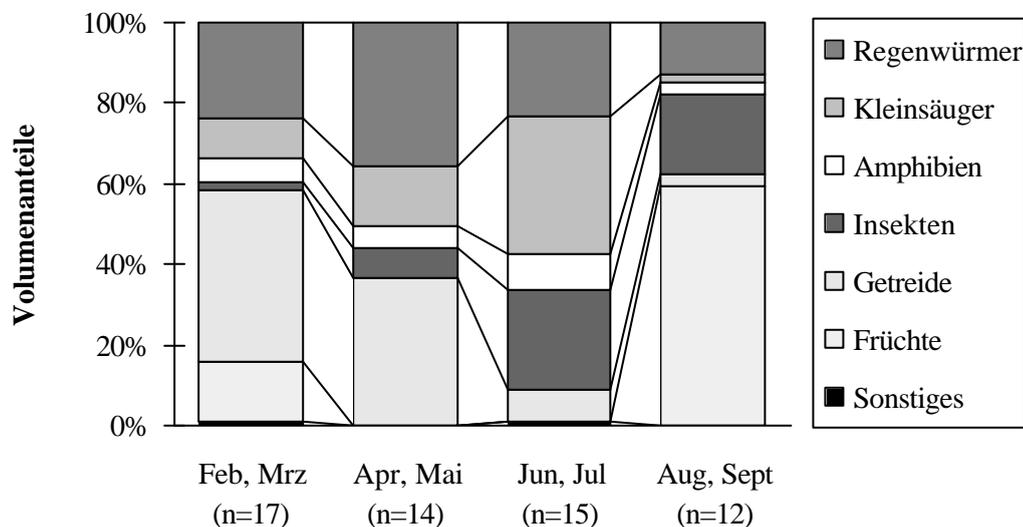


Abb. 3.2 Zusammensetzung der Dachsnahrung im Jahresverlauf – nach Mageninhaltsanalysen von Verkehrsverlusten des Dachs in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1994 – 1997 (n = 58)

Das Volumen der Nahrungsbestandteile „Kleinsäuger“ und „Insekten“ stieg vom Frühjahr (Februar/März) bis zum Sommer (Juni/Juli) nahezu kontinuierlich an (Abb. 3.3a). Der relativ hohe Insektenanteil am Gesamtvolumen resultiert aus dem Verzehr der Nestwaben von Faltenwespen mit den darin enthaltenen Larven. Aber auch adulte Vespidae fanden sich in den Mägen.

Amphibien wurden konstant, aber in kleinen Mengen erbeutet mit geringfügigen saisonalen Schwankungen. Am häufigsten traten sie in den Proben der Sommermonate auf (Abb. 3.3a).

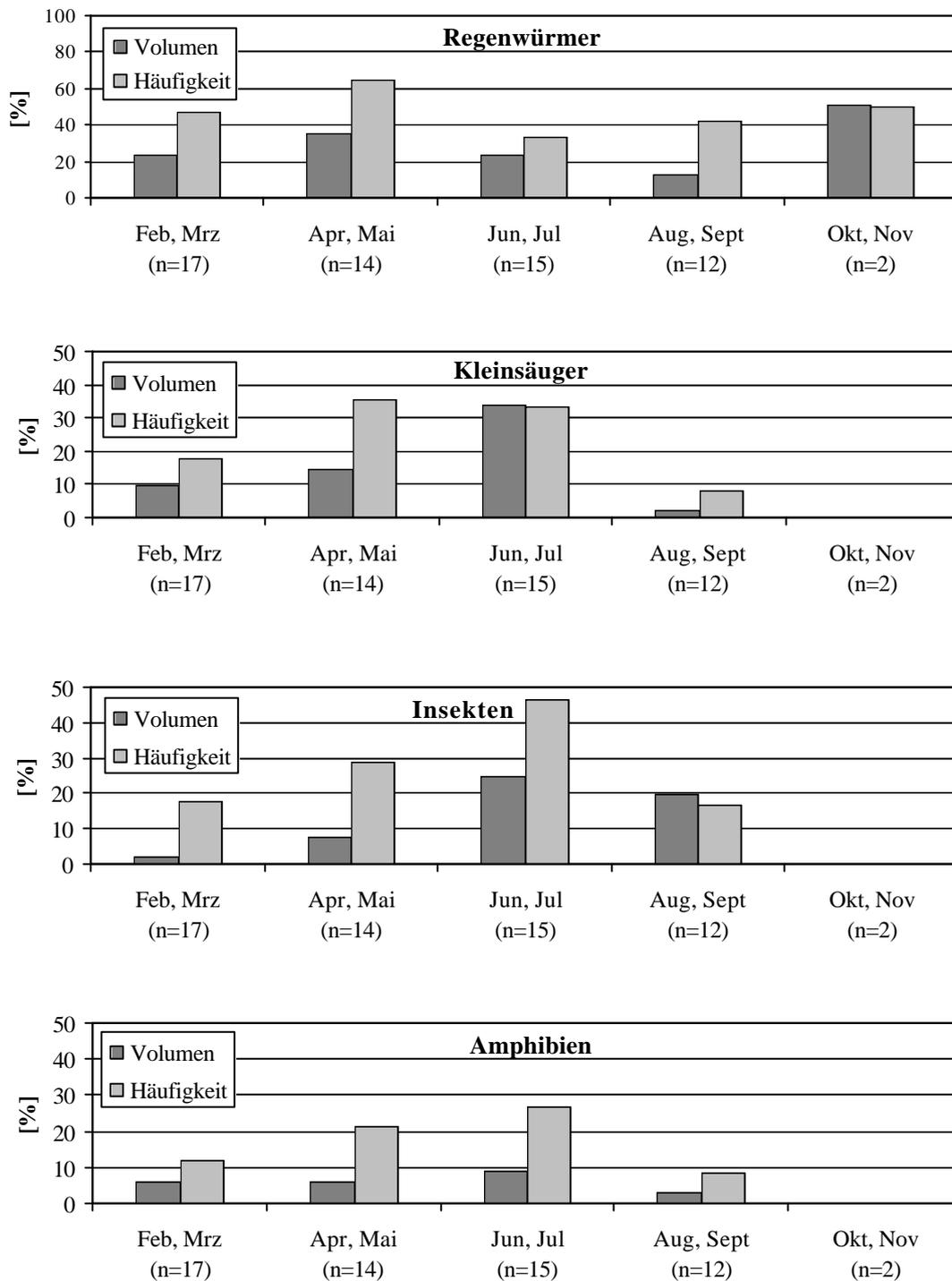


Abb. 3.3a Relatives Volumen und Häufigkeit verschiedener Nahrungskategorien des Dachses im Jahresverlauf – nach Mageninhaltsanalysen von Verkehrsverlusten in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1994 – 1997 (zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse)

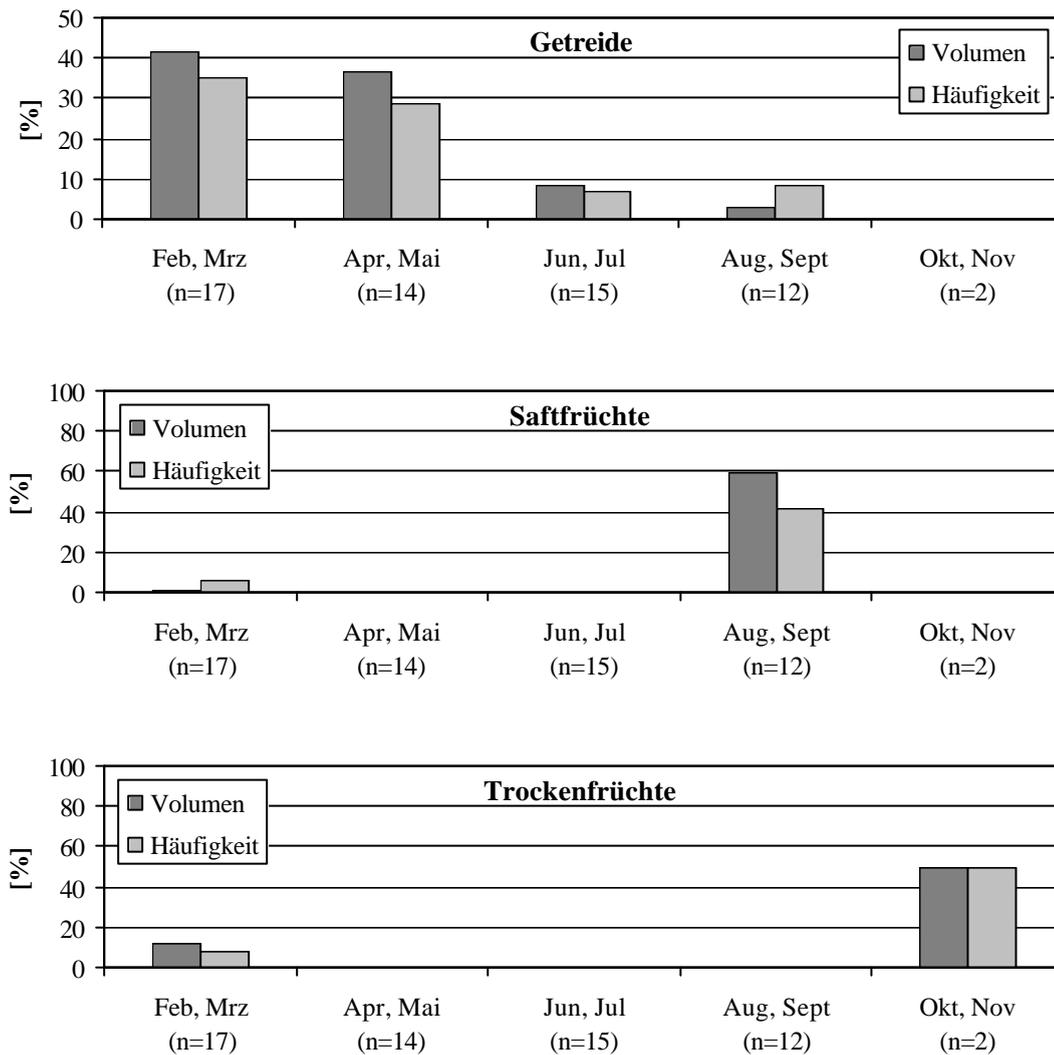


Abb. 3.3b Relatives Volumen und Häufigkeit verschiedener Nahrungskategorien des Dachses im Jahresverlauf – nach Mageninhaltsanalysen von Verkehrsverlusten in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1994 – 1997 (zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse)

Früchte spielten in ihrer Reifezeit eine bedeutende Rolle in der Dachsnahrung. Im August und September wurden hauptsächlich Obst und Beeren (60 % vom Gesamtvolumen) aufgenommen.

Trockenfrüchte wie Eicheln und Haselnüsse gehörten vor allem im Herbst (Oktober/November) zu den wichtigsten Energiequellen des Dachses. Im Spätwinter (Februar/März) und im Frühjahr (April/Mai) bestand die pflanzliche Nahrungskomponente überwiegend aus Getreide. Abgesehen von dieser Jahreszeit wurde Getreide kaum gefressen (Abb. 3.3b).

3.3 Diskussion

Die Zusammensetzung der Dachsnahrung wurde anhand von Mageninhaltsanalysen bestimmt (s.a. NEAL 1988, ROPER & LÜPS 1995). Sie besitzen im Vergleich zu Lösungsanalysen den Vorteil, daß Veränderungen der Nahrungsbestandteile durch die Einwirkung von Verdauungsenzymen weniger weit fortgeschritten sind als nach der Passage durch den Darmtrakt (Lösungsanalysen). Dadurch sind die einzelnen Nahrungskomponenten leichter identifizierbar. Zudem entfallen zahlreiche Fehlerquellen sowie komplizierte Umrechnungsverfahren zur Bestimmung des Volumenanteils der Nahrungskomponenten. Ein weiterer Vorteil liegt in der eindeutigen zeitlichen Zuordnung der einzelnen Stichproben anhand des Todeszeitpunkts (hier: Funddatum der Verkehrsofopfer).

Allerdings erfordern Mageninhaltsanalysen – ebenso wie alle anderen Verfahren zur repräsentativen Erfassung des Nahrungsspektrums und zur Quantifizierung der einzelnen Nahrungskomponenten – eine relativ große Stichprobenanzahl. Dieses Problem verschärft sich, wenn die saisonale Aufschlüsselung der Nahrungswahl Ziel der Studie ist.

Da Dachse nur relativ selten mit vollem Magen überfahren werden – 27 von 122 Mägen der Dachskadaver waren völlig leer – beschränkte sich die Stichprobenzahl in der vorliegenden Untersuchung auf $n = 60$. Trotz dieser relativ kleinen Stichprobe liefern die Daten wichtige Informationen zur Nahrungsökologie des Dachses in einer von ackerbaulicher Nutzung geprägten Landschaft, die repräsentativ ist für weite Teile Nordostdeutschlands.

Der Dachs zählt aufgrund seiner morphologischen und physiologischen Merkmale (z.B. Ausbildung des Gebisses und des Magen-Darmtraktes) zu den Nahrungsgeneralisten, deren Nahrungsspektrum entsprechend der saisonalen und regionalen Nahrungsverfügbarkeit variiert. Dabei können sich durchaus gebietspezifische Präferenzen für eine bestimmte Nahrungskomponente herausbilden, die dann bei relativ hoher Verfügbarkeit überproportional konsumiert wird (vgl. BEGON et al. 1991). Während z.B. im ozeanisch geprägten Klima von Schottland mit milden Wintern und feuchten Sommern Regenwürmer die Hauptbeute für den Dachs stellen (KRUUK & PARISH 1981), ernährt sich *Meles meles* in ariden bzw. mediterranen Gebieten Italiens vorwiegend von Früchten und Insekten (KRUUK & DEKOCK 1981, CIAMPALINI & LOVARI 1985, PIGOZZI 1991, BIANCARDI et al. 1993). Einen extremen Fall regionaler Nahrungspräferenz beschreiben MARTIN et al. (1995) für ein Gebiet in Spanien, die eine „Spezialisierung“ der Dachse auf das Ausgraben nestjunger Wildkaninchen beobachteten. Bemerkenswert war hierbei, daß sich starke saisonale Schwankungen in der Verfügbarkeit nicht auf die konsumierte Biomasse an jungen Kaninchen auswirkten. Die Ernährungsstrategie des Dachses wich hier von seinem sonst typischen Verhalten als Sammler (NEAL 1986, KRUUK 1989) ab, weil gezielte Anstrengungen des Musteliden notwendig waren, um Fluktuationen in der Nahrungsverfügbarkeit zu kompensieren. Obwohl sich die Nahrungswahl des Dachses auch hier auf eine Komponente konzentrierte, die zumindest zeitweise in sehr hohen Dichten auftrat, verhielt er sich in diesem Fall nicht wie ein typischer Nahrungsgeneralist.

In zahlreichen mittel- und nordwesteuropäischen Gebieten wurden Regenwürmer als wichtigster Bestandteil der Dachsnahrung ermittelt (Dänemark: ANDERSEN 1955, Schweden: SKOOG 1970, SEILER 1992, England: KRUUK 1978b, NEAL 1986, SHEPHERDSON et al. 1990, Schottland: KRUUK & PARISH 1981, Frankreich: HENRY 1984, LAMBERT 1990, Schweiz: LÜPS et al. 1987, ROPER & LÜPS 1995, Deutschland: HOFMANN & STUBBE 1993, SELZER & SCHLISSNER 1997, PRATJE & STORCH 1998).

Zusätzlich nutzt der Mustelide eine breite Palette tierischer und pflanzlicher Kost, wobei letztere das Nahrungsspektrum im Spätsommer oder Herbst dominieren kann (NEAL 1986, HOFMANN & STUBBE 1993, SHEPHERDSON et al. 1990, ROPER & LÜPS 1995).

Diese Befunde konnten in der vorliegenden Arbeit bestätigt werden.

Regenwürmer waren auch in Mecklenburg-Vorpommern eine der wichtigsten Nahrungsquellen für den Dachs, die sich v.a. durch ihre Stetigkeit im Jahresverlauf auszeichnete. Allerdings stellten Lumbriciden im Vergleich zur Mehrzahl der Nahrungsanalysen in Regionen mit gemäßigttem Klima in Mecklenburg-Vorpommern einen geringeren Anteil am Gesamtvolumen der Dachsnahrung. Fehlende Stichproben in den Wintermonaten (Dezember, Januar) bedingen teilweise dieses Ergebnis, da in milden Wintermonaten und im zeitigen Frühjahr Regenwürmer eine wesentliche Nahrungsquelle stellen (z.B. WIERTZ 1976, STOCKER & LÜPS 1984, HENRY 1984, NEAL 1986, HOFMANN & STUBBE 1993).

Darüber hinaus bestätigen die Daten die Einstufung des Dachses als Nahrungsgeneralisten. Neben der Relevanz von Lumbriciden zeichnete sich die Nahrungswahl von *Meles meles* durch eine opportunistische Nutzung des regionalen und saisonalen Nahrungsangebotes aus (vgl. z.B. ANDERSEN 1955, SKOOG 1970, STOCKER & LÜPS 1984, NEAL 1986, ROPER 1994). Dies gilt – vielleicht abgesehen von Getreide, s.u. – sowohl für pflanzliche (insbesondere Obst und Beeren) als auch für tierische Nahrung. So wird der zwar geringe, aber konstante Anteil an Amphibien durch die regionale Verfügbarkeit – die zahlreichen Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns bedecken 5,5 % der Landesfläche – bestimmt. Bei den bestimmbareren Proben handelte es sich stets um die Erdkröte (*Bufo bufo*), die sich im Vergleich zu anderen Amphibien relativ weit vom Laichgewässer entfernt (BLAB 1993) und so über einen relativ großen Aktionsradius verfügt.

Auch die erfassten Wühlmausarten (*Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*) weisen den Dachs als Nahrungsgeneralisten aus, der überwiegend relativ commune Arten erbeutet. So wurden sowohl die beiden *Microtus*-Arten als auch *C. glareolus* bei der „Kartierung der Säugerarten im östlichen Deutschland“ (STUBBE & STUBBE 1995) als „sehr häufig“ eingestuft und flächendeckend nachgewiesen. Die spezifischen Habitatansprüche der drei Nagerarten verdeutlichen außerdem, daß *Meles meles* die unterschiedlichsten Habitattypen zur Nahrungssuche nutzt: Während *C. glareolus* Wälder, Hecken und Gebüsch mit dichter Kraut- oder Strauchschicht bevorzugt, lebt *M. arvalis* in offenem nicht zu feuchten Gras- und Kulturland inklusive Getreidefeldern (SCHRÖPFER & HILDENHAGEN 1984). Waldstandorte werden in der Regel gemieden, auch wenn die Feldmaus in Gradationsjahren in Waldgebiete vordringen kann (STUBBE & STUBBE 1991). Bei *M. agrestis* handelt es sich um eine Pionierart, die sowohl feuchte als auch trockene Hochstaudenfluren, Kahlschläge und Forstkulturen sowie mehrjährige Ackerbrachen und Schilfbestände besiedelt (NIETHAMMER & KRAPP 1982, DOLCH 1991, STUBBE & STUBBE 1991, LANGE et al. 1994).

Ein bemerkenswerter Befund der vorliegenden Studie ist der relativ hohe Anteil an Kleinsäugetieren im Beutespektrum des Dachses, die in der Mehrzahl der bisherigen Untersuchungen eine untergeordnete Rolle spielen (z.B. in England (HARRIS 1984, NEAL 1986, SHEPHERDSON et al. 1990), Schottland (KRUUK & PARISH 1981), Frankreich (HENRY 1984, LAMBERT 1990), Spanien (RODRIGUEZ & DELIBES 1992), Italien (CIAMPALINI & LOVARI 1985, PIGOZZI 1991) Schweiz (ROPER & LÜPS 1995)). Eine ähnliche Bedeutung von Kleinsäugetieren als wesentlicher Bestandteil der Dachsnahrung erbrachten

Untersuchungen von SKOOG (1970) in Zentral- und Südschweden und HOFMANN & STUBBE (1993) bzw. HOFMANN (1999) in Deutschland.

Während die schwedischen Kleinsäugerproben überwiegend *M. agrestis* enthielten, ermittelte HOFMANN (1999) *M. arvalis* als bedeutende Nahrungskomponente des Dachses im Havel (Sachsen-Anhalt). „Echte“ Waldarten, wie z.B. *Apodemus flavicollis* oder *C. glareolus*, wurden dagegen vergleichsweise selten aufgenommen, obwohl sie typische und häufige Faunenelemente in beiden Untersuchungsgebieten darstellten (SKOOG 1970, STUBBE & STUBBE 1991). Außerdem erbeutete *Meles meles* den Hauptteil der Kleinnager durch das Ausgraben ihrer Nester, was in beiden Studien anhand der hohen Anzahl von Individuen in den Proben bzw. dem hohen Anteil an Jungtieren festgestellt werden konnte. Diese Form der Mäusejagd erklärt nach SKOOG (1970) den geringen Anteil an Waldarten im Nahrungsspektrum des Dachses, da im Wald lebende Mäuse ihre Nester und Gänge häufig unter Steinen oder Baumwurzeln anlegen und dadurch für den Musteliden nur schwer erreichbar sind. Die Ergebnisse von HOFMANN (1999) erhärten diese Vermutung. Er untersuchte die Nahrungswahl von vier Dachsgruppen, deren Territorien unterschiedliche Habitatanteile an Wald, Äcker und Brachflächen enthielten. Trotz hoher Waldanteile in allen vier Territorien suchten die Dachse zur Mäusejagd überwiegend Acker- und Brachflächen auf, während sie im Wald vorrangig andere Nahrungsquellen nutzten.

In der vorliegenden Studie stellten Wühlmäuse innerhalb der Kleinsäuger den häufigsten Nahrungbestandteil des Dachses. Es konnte aber nicht festgestellt werden, ob *Meles meles* unter den Arvicoliden eine bestimmte Art bevorzugte, da der größere Teil der Wühlmausproben nicht weiter determinierbar war. Einiges spricht dafür, daß die Mehrzahl der Kleinnager entsprechend den Befunden von SKOOG (1970) und HOFMANN (1999) außerhalb des Waldes erbeutet wurden. So zeigt der hohe Anteil an Jungtieren in den Proben – speziell bei den Arvicoliden – daß die Kleinnager ebenfalls durch das Ausgraben der Nester aufgenommen wurden. Die überwiegend landwirtschaftliche Nutzung Mecklenburg-Vorpommerns mit viel Ackerbau – 45 % der Bodenfläche ist Ackerland und 7 % Ackerstilllegungsfläche – läßt vermuten, daß *M. arvalis* auch hier für die Ernährung des Dachses eine bedeutende Rolle spielt. Als Indiz können die Ergebnisse der telemetrischen Untersuchungen auf der Insel Rügen (s. Kap. 5, Abb. 5.36) angeführt werden: Die besenderten Dachse, die Zugang zu Ackerflächen hatten, nutzten diese – wenn auch in geringem Maße – bereits im Frühjahr zur Nahrungssuche. Im Sommer verlagerten sie ihre Aktivität verstärkt auf die Äcker und zogen sich erst im Herbst wieder in ihre Waldgebiete zurück. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, daß Winterkulturen (Wintergetreide und Raps), die auf über 50 % der Ackerfläche Mecklenburg-Vorpommerns angebaut werden (STATISTISCHES JAHRBUCH M-V 1995), schon im Frühjahr beachtliche Feldmausdichten aufweisen können, die in den Sommermonaten weiter ansteigen. Durch die Ernte- und Bestellarbeiten erfolgt schließlich ein Zusammenbruch der Feldmauspopulationen auf den Ackerflächen, die dann in Abhängigkeit von der folgenden Kultur nach und nach wiederbesiedelt werden (GEYLER zit. in HOFMANN 1999). Dementsprechend sank der Kleinsäugeranteil am Nahrungsspektrum des Dachses in der vorliegenden Studie nach den Sommermonaten stark ab. Außerdem stellten Kleinsäuger (fast ausschließlich Arvicoliden und nicht determinierbare Mäuse) im Sommer – die Zeit, in der die telemetrierten Dachse bevorzugt Ackerflächen nutzten – die wichtigste Nahrungskomponente für den Dachs in Mecklenburg-Vorpommern, während Getreide in dieser Zeit von *Meles meles* kaum aufgenommen wurde. Trotz dieser Befunde bleibt die Annahme, daß *M. arvalis* für die Ernährung des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern eine besondere Bedeutung zukommt, spekulativ, solange sie nicht durch weitere Nahrungsanalysen belegt wird.

Auffallend in dieser Untersuchung war außerdem der vergleichsweise hohe Anteil der Vespidae im Beutespektrum des Dachses. Ihr Anstieg in der Nahrung korrelierte mit der Entwicklung von Wespenstaaten im Jahresverlauf. Erst im Mai fanden sich Waben in der Dachsnahrung. In den vorangehenden Monaten wurden ausschließlich Käfer (Coleoptera) aufgenommen, deren Volumen vergleichsweise gering ist. Zwar werden Faltenwespen häufig als Bestandteil des Nahrungsspektrums von *Meles meles* beschrieben, aber überwiegend in wesentlich geringeren Anteilen. Da die meisten Angaben auf Lösungsanalysen basieren, sind eventuell methodische Gründe die Ursache für diese Diskrepanz. Während das Chitinskelett adulter Wespen die Darmpassage relativ unbeschadet übersteht und ihr Anteil anhand der Flügel problemlos bestimmbar ist, werden die Larven meist vollständig verdaut. Außerdem gingen in dieser Studie die Nestwaben der Vespiden überwiegend in die Volumenbestimmung ein, da die Larven häufig nicht von den Waben abgetrennt werden konnten.

Im Spätsommer/Herbst war entsprechend zahlreicher mittel- und nordwesteuropäischer Studien (z.B. NEAL 1986, HOFMANN & STUBBE 1993, SHEPHERDSON et al. 1990, ROPER & LÜPS 1995) eine Verlagerung von tierischer zu pflanzlicher Nahrung zu beobachten. Dies steht sicherlich im Zusammenhang mit ihrer Verfügbarkeit. Einige Autoren gehen aber auch davon aus, daß stoffwechselphysiologische Prozesse zur Bevorzugung pflanzlicher Nahrung vor der Winterruhe führen (SKOOG 1970, KRUK & PARISH 1985, SEILER 1992). In Mecklenburg-Vorpommern dominierten im Herbst (August, September) Obst und Beeren das Nahrungsspektrum des Dachses, während Trockenfrüchte wie Eicheln und Haselnüsse im Spätherbst (Oktober, November) einen wesentlichen Bestandteil der Dachsnahrung ausmachten. Allerdings beruhen diese Befunde nur auf einer geringen Stichprobe (n = 2). Außerdem waren Trockenfrüchte in Zeiten geringer Nahrungsverfügbarkeit (Februar, März) mit 15 % am Gesamtvolumen eine für die Dachse relevante Energiequelle. Der Hauptbestandteil der Nahrung war im Spätwinter allerdings Mais, der sicher von Schwarzwildkarrungen stammte. Während der Reifezeit dieser Getreideart fehlte Mais dagegen völlig in der Dachsnahrung, was sicherlich auf die geringe Stichprobenzahl der Herbstmonate zurückzuführen ist.

4. Populationsökologische Parameter des Dachbestandes auf der Insel Rügen

4.1.1 Freilandökologische Methoden

4.1.1.1 Baukartierung

In den Jahren 1994 bis 1996 erfolgte auf der gesamten Insel Rügen eine Kartierung der Dachsbau. Die Kartierung der Baue in Waldgebieten basierte auf Informationen der ansässigen Förster und Jäger. Hügelgräber als Baustandorte wurden durch systematische inselweite Kontrollen sämtlicher Hügelgräber in Agrarflächen erfaßt. Die Baue wurden mindestens einmal im Jahr zur Jungenaufzuchtzeit Ende Mai bis Anfang Juni aufgesucht und hinsichtlich ihrer Nutzung durch Dachse (typische „Dachsrinne“ im Eingangsbereich, frischer Erdaushub, ausgeräumtes Nestmaterial, Jungtierfährten, Latrinen usw.) klassifiziert (s. u. Klassifizierung der Baue). Da Telemetriedaten die Nutzung der angestammten Hauptbaue zur Überwinterung bestätigten, wurden einige Baue zusätzlich im Winter bei Neuschnee kontrolliert.

4.1.1.2 Ansitzbeobachtungen

Von April 1994 bis Juni 1997 fanden insgesamt 97 erfolgreiche Ansitzbeobachtungen zur Abschätzung von Populationsgröße und Reproduktionsrate des Dachbestandes auf Rügen statt. Die Besatzzahlen basieren überwiegend auf Zählungen in den Monaten Mai und Juni, da zu dieser Zeit die Jungtiere auf dem Bau erscheinen und eindeutig von Adulten differenzierbar sind. Durch den Einsatz von studentischen Hilfskräften an 3 – 4 aufeinanderfolgenden Abenden gelang es, in zwei Landschaftsausschnitten (Hauptuntersuchungsgebiet südlich Bergen, Agrarflächen nördlich Bergen) der Insel gleichzeitig Daten zur Populationsstruktur des Dachses zu erheben. Der Ansitz erfolgte jeden Abend an mindestens 20 Hauptbauen. In beiden Landschaftsausschnitten konzentrierte sich die Datenaufnahme auf jeweils benachbarte Baue. An 1/5 aller Hauptbaue auf der Insel fand somit zeitgleich eine Beobachtung statt. Wurde an einem Hauptbau an aufeinanderfolgenden Abenden eine unterschiedliche Anzahl von Dachsen registriert, ging die Beobachtung mit dem höchsten Wert in die Abschätzung ein, sofern ein kurzfristiger Zuzug einer benachbarten Dachsfamilie auszuschließen war. Aus der Sichtung von Dachswelpen wurde automatisch auf das Vorhandensein von Elterntieren geschlossen.

Insgesamt fanden an 43 Hauptbauen, davon 23 Mutterbauen, Beobachtungen statt. Die Abschätzung der Populationsdichte und Reproduktionsrate basiert somit auf einem Stichprobenumfang, der mehr als einem Viertel aller kartierten Baue auf der Insel Rügen entspricht.

4.1.1.3 Klassifizierung der Baue

Auf Grundlage der Baukontrollen und Ansitzbeobachtungen erfolgte eine Klassifizierung der Dachsburgen in Hauptbaue und zeitweise genutzte Bauen. Die erste Kategorie ist charakterisiert durch eine ganzjährige Nutzung. Ausgenommen sind teilweise die Sommermonate, in denen Dachsfamilien auch andere Baue im Streifgebiet frequentieren (SELZER & SCHLISSNER 1997).

Hauptbaue wurden weiter eingeteilt in zur Reproduktion genutzte Mutterbaue und Burgen, die nicht der Welpenaufzucht dienten. Nur zeitweise besetzte Dachsbau („annex“ und „outliers“ nach KRÜK 1978b) spielten bei einer Abschätzung der Populationsgröße kaum eine Rolle und wurden nicht weiter differenziert. Vereinzelt wurden im Hauptuntersuchungsgebiet Nebenbaue benannt, die charakterisiert

sind durch ihren geringen Abstand zum Hauptbau und wenige Röhren (THORNTON 1988). Diese Terminologie beinhaltet jedoch keine Aussage über zeitweise oder ständige Nutzung durch den Dachs.

4.1.1.4 Fänge

Zur Abschätzung des Geschlechterverhältnisses wurden im Laufe der 3 Untersuchungsjahre insgesamt 29 Dachse in Kastenfallen gefangen. Die Fallen aus Drahtgittergeflecht (180 x 60 x 60 cm) mit einer Maschenweite von 6 cm wurden in Baunähe aufgestellt und nach einer Verwitterungszeit von mindestens einem Monat zwischen 2 und 4 Wochen mit einer Mais-Erdnuß-Mischung beködert (Abb. 4.1). Die gefangenen Tiere wurden vom Tierarzt mit einer Mischung aus Ketaminhydrochlorid (10 mg/kg Körpergewicht) und Xylazin (1 mg/kg Körpergewicht) narkotisiert, anschließend vermessen (Kopfrumpflänge, Schwanzlänge, Hinterfußlänge, Hodenmaße) und gewogen. Einige Tiere wurden für radiotelemetrische Untersuchungen mit Halsbandsendern versehen (s. Kap. 5). Die Abschätzung des Alters basierte auf der Zahnabnutzung und des Fangdatums. Sie ermöglichte eine Einteilung in die Altersgruppen „diesjährig“, „vorjährig“ und „mehrjährig“ (STUBBE 1965). Als subadult gelten dementsprechend Tiere, die 2 Jahre und jünger sind.



Abb. 4.1 Dachsfähe in einer Kastenfallen aus Drahtgittergeflecht (180 x 60 x 60 cm) mit einer Maschenweite von 6 cm

4.1.2 Datenanalyse

Die Datenanalyse erfolgte auf Grundlage der digitalisierten Biotoptypenkartierung des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (CIR Luftbilddauswertung).

4.1.2.1 Baustandorte

122 Baustandorte, die während der 3jährigen Untersuchungsperiode in mindestens 1 Jahr als Hauptbaudienten, wurden nach Lage der Baue innerhalb unterschiedlicher Habitattypen differenziert. Dabei wurde unterschieden zwischen Wäldern > 4 ha, Wäldern < 4 ha (inkl. Feldgehölze, Hecken, Gebüsch u.ä.), Hügelgräber (exkl. Hügelgräber im Wald) und Kliffbereich. Alle anderen Habitattypen zählten zur Kategorie „Sonstige“. Nur zeitweise oder nie genutzte Burgen (n = 40) blieben bei der Habitattypenanalyse der Baustandorte unberücksichtigt.

Eine Auswertung der als Baustandorte genutzten Hügelgräber erfolgte hinsichtlich ihres Abstandes zu benachbarten Wäldern (Waldflächen > 4 ha). Außerdem wurde die daraus resultierende durchschnittliche Distanz dem mittleren minimalen Abstand der unbesetzten Hügelgräber gegenübergestellt. Als besetzt galten alle Hügelgräber, die in den drei aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren mindestens einmal als Baustandort dienten (n = 26).

Zusätzlich wurden die mittleren minimalen Abstände der Hauptbaue in den größeren Waldgebieten der Insel (Stubnitz, Pansevitzer und Boldevitzer Forst, Wald von Mölln-Medow) berechnet (Mittelwert der Jahre 1995 (n = 36) und 1996 (n = 37)). Gleich verfahren wurde mit den Baustandorten auf Hügelgräbern (1995: Hauptbaue auf Hügelgräbern: n = 17, 1996: Hauptbaue auf Hügelgräbern: n = 15).

4.1.2.2 Erfassung des Einflusses der Landnutzungsstruktur

Eine Abschätzung des Einflusses der Landnutzungsstruktur auf die Nutzung der Burgen erfolgte über eine Analyse der Biotoptypen im Umkreis sämtlicher Dachsbaue (n = 159). Dabei wurde differenziert zwischen Wald, landwirtschaftlicher Nutzfläche, Gewässer und Siedlungen. Stark beschädigte oder kollabierte Baue (n = 3) blieben bei dieser Analyse unberücksichtigt. Von besonderem Interesse hinsichtlich der Landnutzungsstruktur war der Vergleich zwischen Burgen, die in allen 3 Untersuchungsjahren als Wurfbaue dienten (n = 35) und solchen, die nie zur Jungenaufzucht genutzt wurden (n = 42).

4.1.2.3 Populationsgröße und Reproduktionsrate

Die Abschätzung der Populationsgröße und Reproduktionsrate basierte auf den Ansitzbeobachtungen der Jahre 1994 – 1996 und der Baukartierung der Jahre 1995 und 1996. Die Daten von 1994, dem ersten Jahr der Bauerfassung, fanden wegen der stark abweichenden Datenbasis (25 % weniger Baue im Vergleich zu 1995 und 1996) keine Berücksichtigung. Die geringen Abweichungen der Wurfgrößen und Besatzzahlen der Baue erlaubten jedoch die Nutzung aller Ansitzbeobachtungen (n = 97) der 3jährigen Untersuchung.

Zur Abschätzung der Populationsgröße wurde die durchschnittliche Anzahl des jeweiligen Bautyps (Mutterbau, sonstige Hauptbaue) mit den durchschnittlichen Besatzzahlen dieses Bautyps multipliziert.

4.1.2.4 Populationsdynamik

Die Populationsdynamik errechnete sich durch Vergleich der Daten aus den Jahren 1995 und 1996. Dabei fanden nur in beiden Jahren kontrollierte Baue Berücksichtigung. Auch hier wurden als Besatzzahlen die Mittelwerte verwendet, die sich aus den Ansitzbeobachtungen der Untersuchungsjahre 1994 – 1996 ergaben. Die Nivellierung eventuell abweichender Besatzzahlen in den einzelnen Untersuchungsjahren wurde in Kauf genommen, da methodisch bedingte Fehler (z.B. Ansitz bei ungünstigen Windverhältnissen u.ä.) bei der Erfassung des Baubesatzes durch eine größere Stichprobenzahl abgeschwächt werden.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Räumliche Verteilung und Nutzung der Dachsbaue

Im ersten Jahr der Kartierung wurden 120 Baue erfaßt, darunter 100 Hauptbaue. Bei 63 Burgen handelte es sich um Mutterbaue (Abb. 4.2). 37 weitere Baue waren befahren, dienten aber nicht zur Jungenaufzucht. 20 Baue wurden nur zeitweise genutzt.

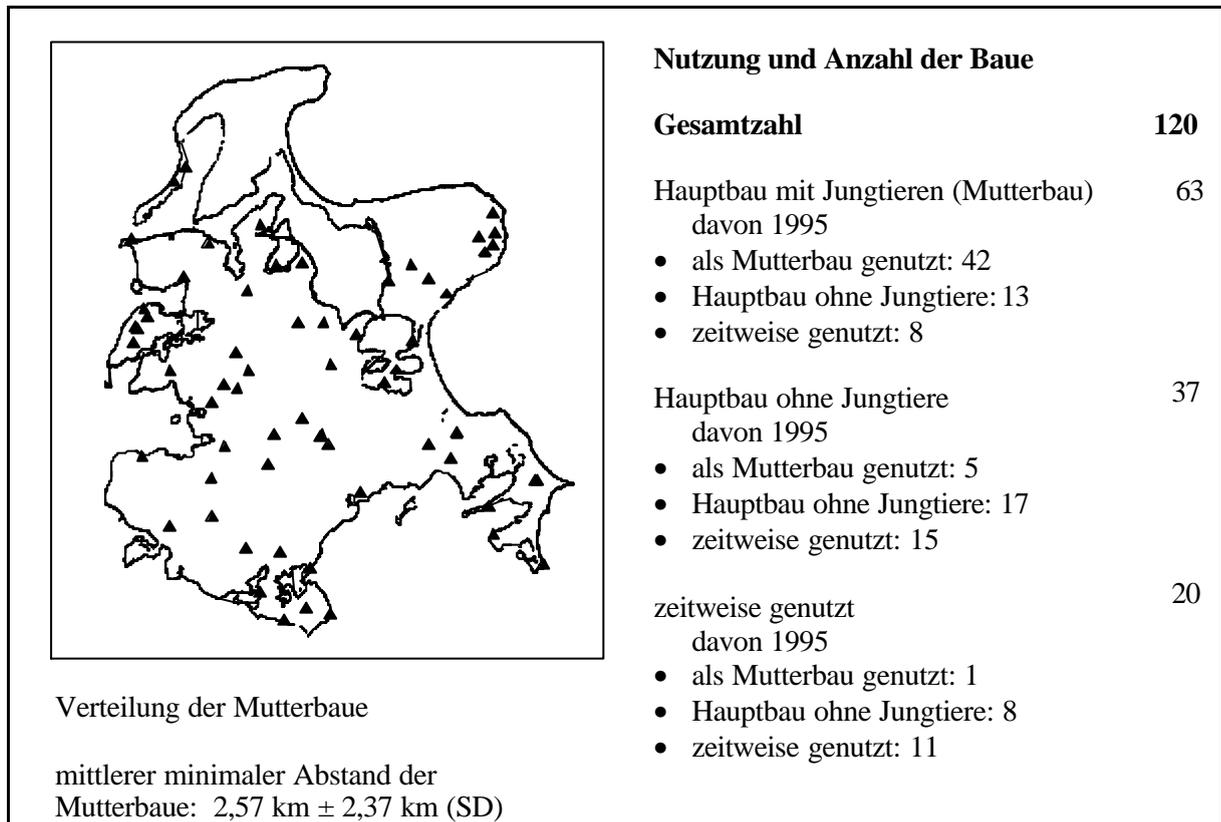


Abb. 4.2 Anzahl und Nutzung von Dachsbaue auf der Insel Rügen im Untersuchungsjahr 1994 und deren Nutzung im Folgejahr

1995 kamen 37 bisher unbekannte Baue hinzu. Es handelte sich überwiegend um Hauptbaue (21 Baue), die Hälfte davon (11 Baue) waren wiederum Wurfbaue (Abb. 4.3).

21 (13 befahren, 8 zeitweise genutzt) der 1994 als Mutterbaue angesprochenen Burgen dienten im Folgejahr nicht mehr zur Jungenaufzucht, so daß die Gesamtzahl der Wurfbaue (59) im zweiten Untersuchungsjahr geringfügig unter dem Vorjahreswert lag. Nahezu 70 % der Mutterbaue wurden in beiden Jahren als solche genutzt. Bei den restlichen nicht mehr zur Reproduktion genutzten Burgen (30 %) fand die Welpenaufzucht häufig in einem nur wenige Meter entfernten Bau statt. Der mittlere minimale Abstand der Mutterbaue war damit in beiden Untersuchungsjahren identisch.

Im letzten Kartierungsjahr kamen 5 Hauptbaue hinzu, davon 1 Mutterbau (Abb. 4.4). Bedingt durch den Anstieg der Wurfbauzahl (74) nahm der mittlere minimale Abstand der Mutterbaue ab. Fast 90 % der vorjährigen Wurfbaue wurden auch 1996 als solche genutzt.

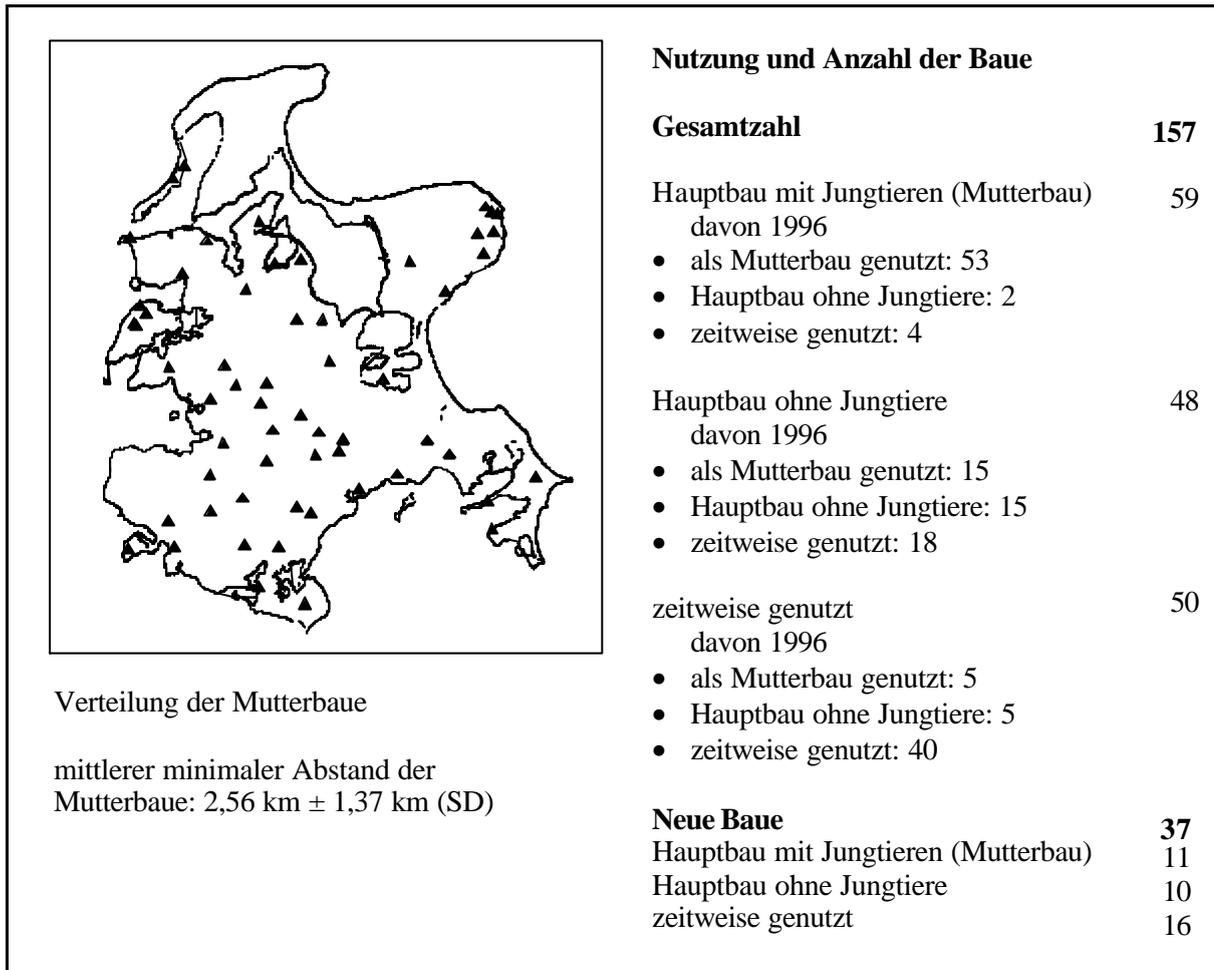


Abb. 4.3 Anzahl und Nutzung von Dachsbauen auf der Insel Rügen im Untersuchungsjahr 1995 und deren Nutzung im Folgejahr

Abgesehen von großen Teilen der Halbinsel Wittow verteilten sich die Burgen über die ganze Insel. Der mittlere minimale Abstand der Hauptbaue betrug in den Jahren 1995 und 1996 $1,8 \pm 1,2 \text{ km (SD)}$, der der Mutterbaue $2,5 \text{ km} \pm 1,9 \text{ km (SD)}$. Die durchschnittliche Baudichte lag bei 0,1 Hauptbaue/100 ha. Die höchsten Baudichten befanden sich in den wenigen größeren Waldgebieten der Insel (Stubnitz nördlich von Sassnitz, Pansevitzer Wald südlich von Kluis, Wald von Mölln-Medow, s. Abb. 2.1) mit maximal 0,4 Mutterbaue/100 ha bzw. 0,5 Hauptbaue (inkl. Mutterbaue)/100 ha Waldfläche (Abb. 4.10). Der mittlere minimale Abstand der Hauptbaue betrug in diesen drei Waldflächen $1,4 \text{ km} \pm 0,6 \text{ km (SD)}$ (Mittelwert der Abstände in allen drei Waldflächen aus den Jahren 1995 ($n = 36$) und 1996 ($n = 37$)).

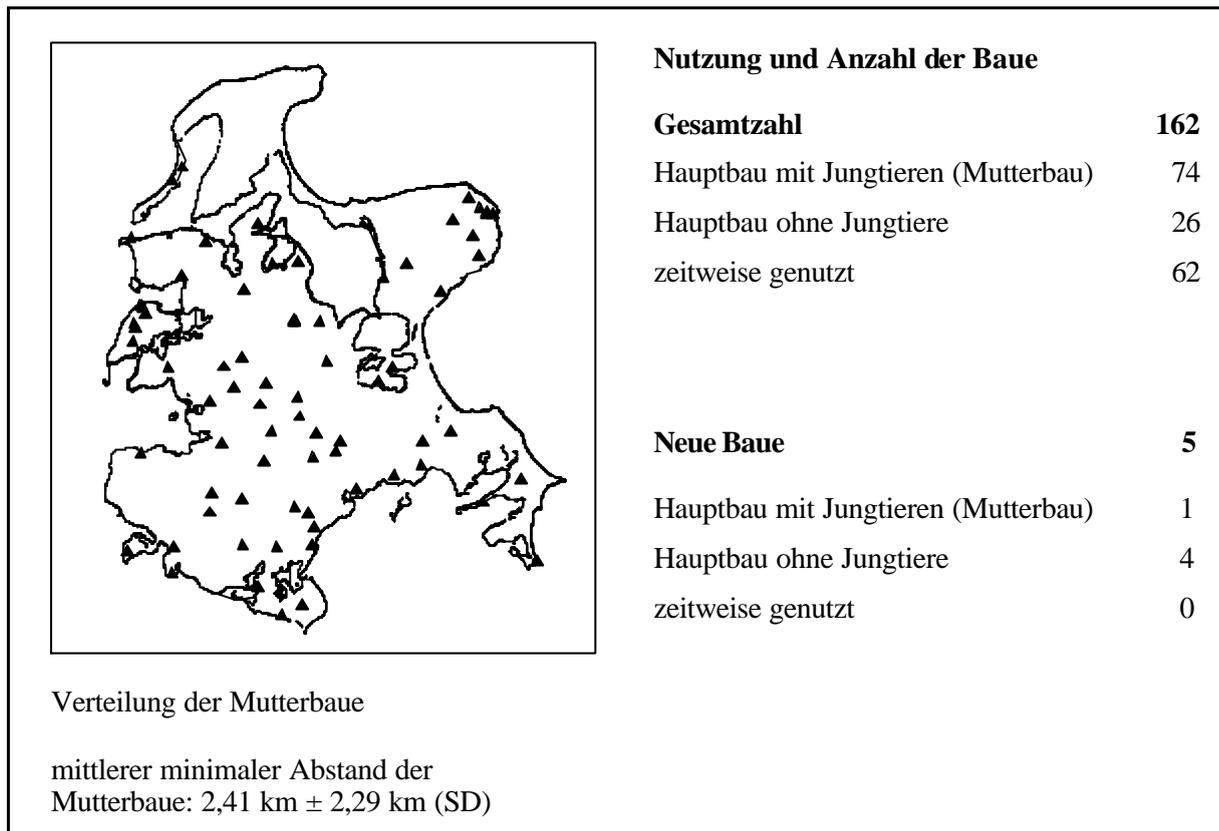


Abb. 4.4 Nutzung und Anzahl von Dachsbauen auf der Insel Rügen im Untersuchungsjahr 1996

4.2.2 Einfluß der Landnutzungsstruktur auf die Nutzung von Dachsbauen

4.2.2.1 Baustandorte

Waldhabitate, die nur knapp 1/5 der Insel bedecken, stellten mit einem Signifikanzniveau von $\alpha < 0,001$ den bevorzugten Habitattyp für die Anlage von Dachsburgen. Die Baue verteilten sich dabei wie folgt: 65 % befanden sich in Wäldern > 4 ha (81,2 % der bewaldeten Inselfläche), nur 6 % lagen in Feldgehölzen, Gebüsch und sonstigen kleinflächigen Gehölzen (18,8 % der bewaldeten Inselfläche). Die bevorzugte Nutzung größerer Wälder gegenüber kleinflächigen Gehölzstrukturen war mit $\alpha < 0,05$ signifikant.

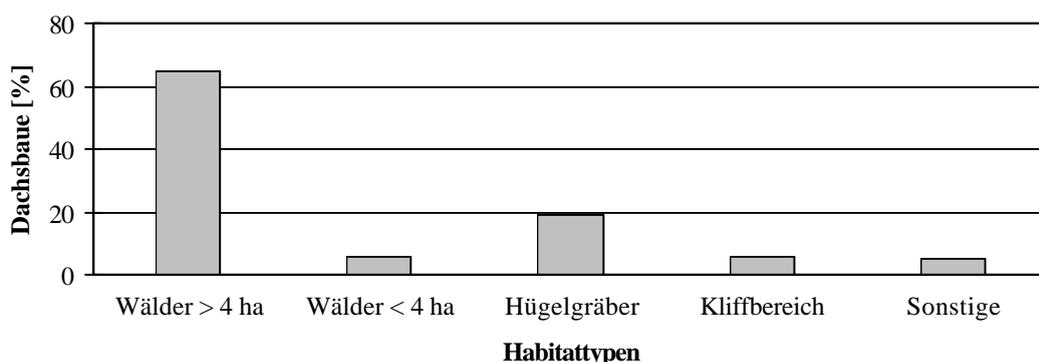
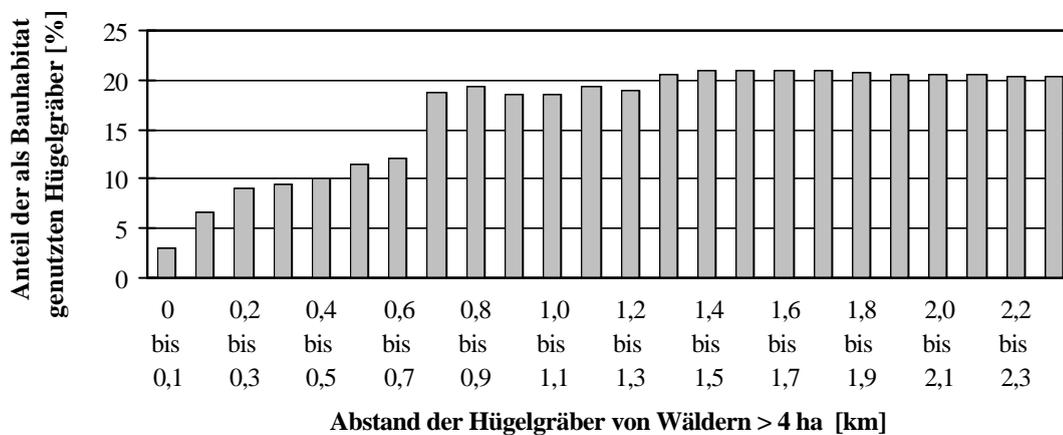


Abb. 4.5 Anteile (%) unterschiedlicher Baustandorte (n = 122) getrennt nach Habitattypen

In Bereichen, in denen keine größeren Waldflächen zur Verfügung standen, wurden vorrangig Hügelgräber besiedelt (Abb. 4.5). So stieg der Anteil mit Burgen belegter Hügelgräber mit zunehmender Entfernung von großflächigen Waldhabitaten (> 4 ha) deutlich an (Abb. 4.6). Bei Abständen > 700 m zu größeren Waldgebieten blieb ihr Anteil nahezu konstant.

Die mittlere minimale Distanz zwischen größeren Waldflächen und vom Dachs besetzten Hügelgräbern ($n = 26$) war mit 674 m signifikant größer ($\alpha < 0,005$) als der Abstand zwischen den Wäldern und unbesetzten Hügelgräbern ($n = 86$; mittlerer minimaler Abstand = 379 m). Der mittlere minimale Abstand der besetzten Hügelgräber zueinander betrug $3.722 \text{ m} \pm 3.302 \text{ m}$ (SD) im Jahr 1995 ($n = 17$) bzw. $3.754 \text{ m} \pm 3.558 \text{ m}$ (SD) im Jahr 1996 ($n = 15$) (Mittelwert $3.738 \text{ m} \pm 23 \text{ m}$ (SD)).

62 % der vom Dachs besetzten Hügelgräber wurden im Laufe von 3 Jahren mindestens einmal als Mutterbau genutzt.



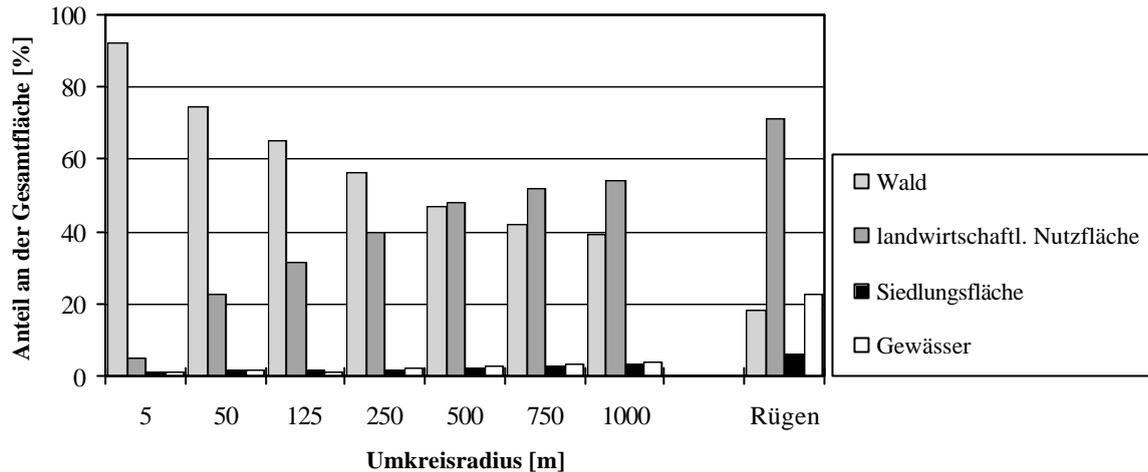


Abb. 4.7 Relativer Flächenanteil unterschiedlicher Biotoptypen im Umkreis (5 – 1000 m) von Dachsbauen (n = 159) im Vergleich zur Landnutzungsstruktur im gesamten Untersuchungsgebiet

4.2.2.3 Mutterbaue

51 % der Mutterbaue befanden sich in Wäldern > 4 ha, 20 % auf bewaldeten Hügelgräbern (Abb. 4.10). Die übrigen Mutterbaue verteilten sich zu ungefähr gleichen Anteilen auf Wälder bzw. Gehölze < 4 ha, Kliffbereiche und Grabenböschungen, Senken u.ä. (Kategorie „Sonstige“).

In Baunähe (50 m-Umkreis) differierte der Anteil an Waldflächen zwischen Wurfburgen und Nicht-Mutterbauen kaum. Mit zunehmendem Radius um die Baue zeigten sich deutliche Unterschiede in der Habitatausstattung von Burgen., die zur Jungenaufzucht dienten und Nicht-Mutterbauen. So nahm der Waldanteil mit zunehmender Entfernung um Wurfburgen wesentlich stärker ab als um Nicht-Mutterbaue (Abb. 4.8). Gleichzeitig vergrößerte sich der Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen (Abb. 4.9). Allerdings waren Agrarflächen im unmittelbaren Baubereich (5 m-Umkreis) der Mutterbaue kaum vorhanden, während ihr Anteil um Nicht-Mutterbauen über 10 % erreichte.

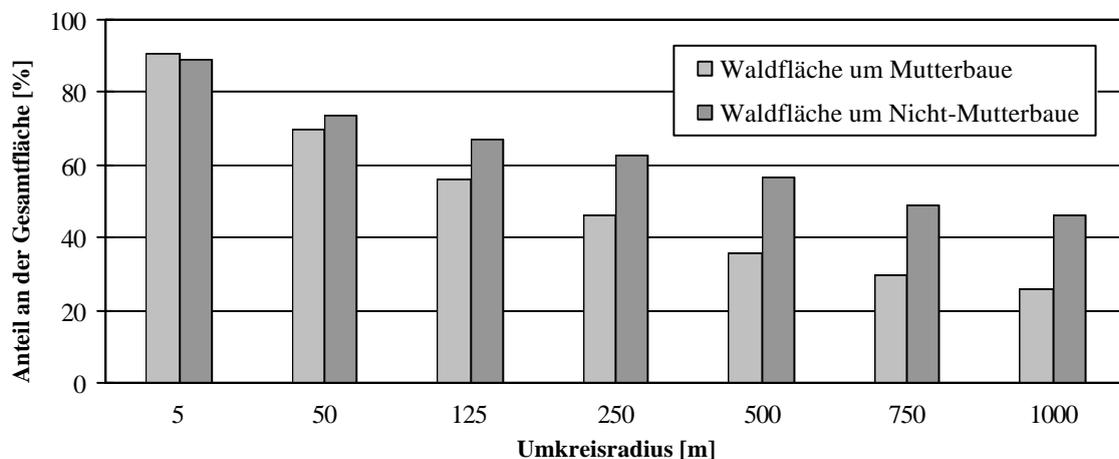


Abb. 4.8 Relativer Flächenanteil von Waldhabitaten um Mutterbaue (n = 35) im Vergleich zu Nicht-Mutterbauen (n = 42) (gleichbleibender Baustatus in 3 aufeinanderfolgenden Jahren)

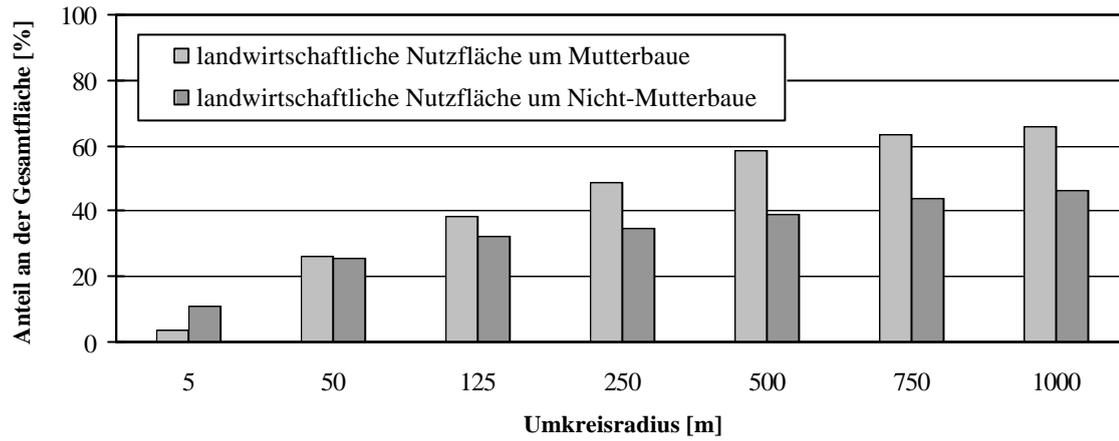


Abb. 4.9 Relativer Flächenanteil landwirtschaftlicher Nutzflächen um Mutterbaue (n = 35) im Vergleich zu Nicht-Mutterbauen (n = 42) (gleichbleibender Baustatus in 3 aufeinanderfolgenden Jahren)

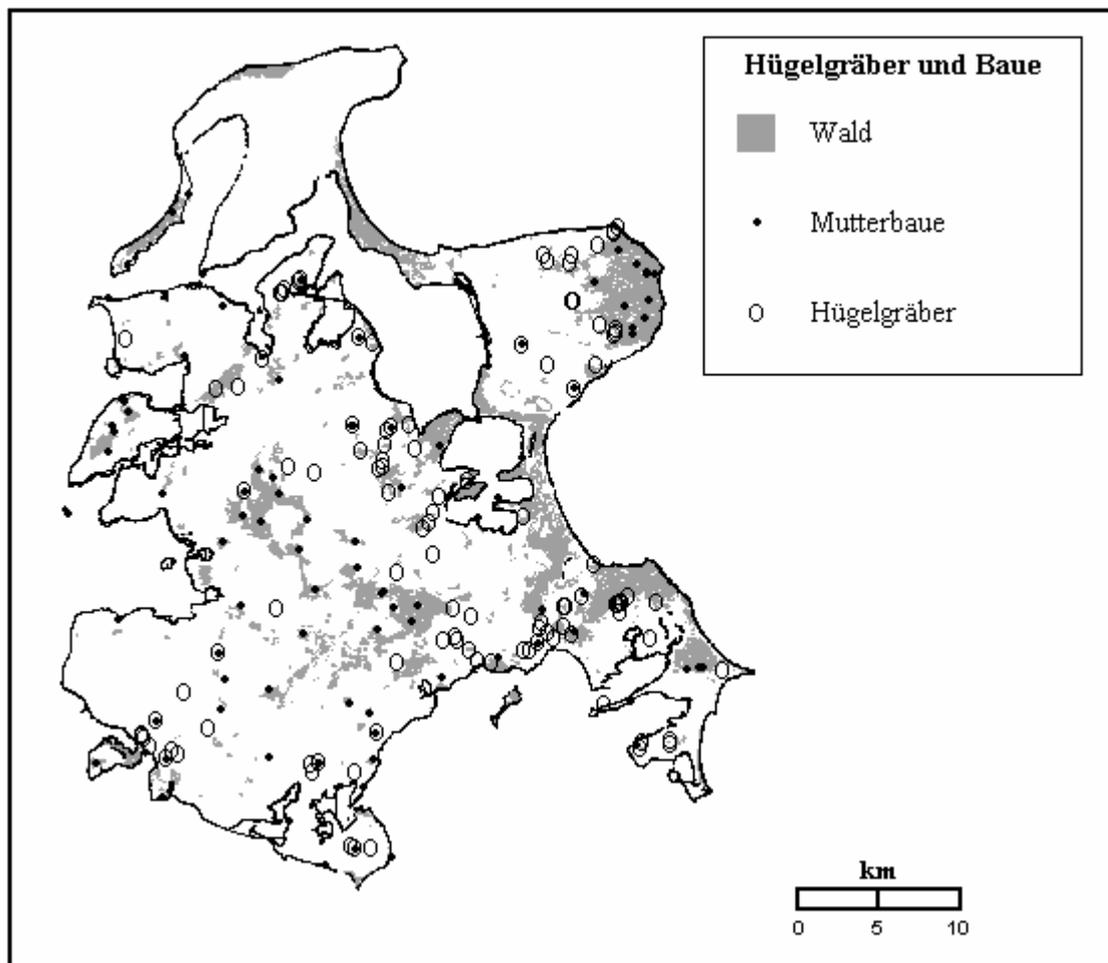


Abb. 4.10 Nutzung von Hügelgräbern als Mutterbaue

4.2.3 Abschätzung populationsökologischer Parameter auf der Insel Rügen

4.2.3.1 Populationsgröße und Reproduktionsrate

Bei insgesamt 97 erfolgreichen Ansitzbeobachtungen in 3 aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren wurden nie mehr als 4 adulte Dachse pro Bau gesichtet. In 88 % der Beobachtungen lag der Baubesatz bei 1 bis 2 adulten Dachsen. Unabhängig von der Anzahl adulter Dachse wurde stets nur 1 Wurf pro Mutterbau beobachtet. Insgesamt gelang es, 52 Jungdachse aus 23 Würfen an Mutterbauen zu sichten (Tab. 4.1). Die meisten Würfe umfaßten 2 – 3 Welpen.

Tab. 4.1 Wurfgrößen (n = 23) des Dachses auf der Grundlage von Ansitzbeobachtungen in den Monaten Mai und Juni der Jahre 1994 – 1996

| | | | | | Summe |
|----------------------------|---|----|---|---|-------|
| Anzahl der Welpen pro Wurf | 1 | 2 | 3 | 4 | 52 |
| Anzahl der Würfe | 4 | 10 | 8 | 1 | 23 |

Aus den gewonnen Daten ergaben sich für die Abschätzung von Populationsdichte und Reproduktionsrate des Dachsbestandes auf der Insel folgende Eingangsgrößen (Mittelwert \pm Standardabweichung):

- mittlerer Besatz adulter Dachse an Hauptbauen mit Jungtieren (Mutterbauen): $a_m = 2,13 \pm 0,46$
- mittlerer Besatz adulter Dachse an Hauptbauen ohne Jungtiere: $a_n = 1,95 \pm 0,89$
- mittlere Welpenzahl pro Mutterbau (mittlere Wurfgröße): $j_m = 2,26 \pm 0,81$

Aus der Anzahl der kartierten Hauptbaue mit Jungtieren (Mutterbaue) (m) bzw. ohne Jungtiere (n) und des mittleren Baubesatzes ergab sich für den Bestand adulter Dachse auf Rügen folgende Gesamtindividuenzahl (A):

$$A = a_m \cdot m + a_n \cdot n = 214$$

Bei einer Gesamtfläche von 926 km² resultiert daraus für die Insel Rügen eine Dichte von

$$0,23 \text{ adulten Dachsen/100 ha.}$$

Werden die Welpen mit einbezogen, ergibt sich eine Frühjahrspopulation von 364 Tieren. Dies entspricht einer Dichte von

$$0,39 \text{ Dachsen/100 ha}$$

Die Reproduktionsrate (h) liegt bei

$$h = m \cdot j_m / A = 70,2 \%$$

Die höchsten Dachsdichten wurden 1996 in den größeren Waldkomplexen der Insel (Stubnitz, Pansevitzer Wald, Wald von Mölln-Medow) mit 1,0 adulten Dachsen/100 ha Waldfläche ermittelt.

4.2.3.2 Populationsdynamik

Besatzdichten und Wurfgrößen änderten sich im Verlauf des Untersuchungszeitraums nur geringfügig. Vergleicht man die Daten der Kartierungsjahre 1995 und 1996 - und zwar nur Baue, die in beiden Jahren kontrolliert wurden - errechnete sich für 1995 ein Bestand von 219 adulten Dachsen und 133 Welpen im Vergleich zu 198 adulten Tieren und 165 Welpen im Jahr 1996. Trotz des Rückgangs der adulten Tiere war ein Zuwachs von 3 % zu verzeichnen.

4.2.3.3 Geschlechterverhältnis

Aus einem Stichprobenumfang von 29 Tieren, die im Verlauf der 3jährigen Untersuchungen in Kastenfallen gefangen wurden, ergab sich ein Geschlechterverhältnis von 1 : 1,1 (14 Rüden/15 Fähen).

4.2.3.4 Soziale Organisation

Basierend auf den Ergebnissen der Ansitzbeobachtungen bewohnen im Frühjahr überwiegend 2 adulte Dachse (das reproduzierende Paar) und 2 – 3 Welpen einen Mutterbau. Als Maximalbesatz wurden 4 bzw. 5 adulte Dachse pro Hauptbau bzw. Territorium ermittelt. So wurden an einem Bau im Wald von Mölln-Medow abgesehen von den Elterntieren 2 2jährige Fähen beobachtet. Außerdem nutzte ein aus demselben Bau stammender Rüde, der im Sommer seines 2. Lebensjahres in einen ca. 100 m entfernten Nebenbau abwanderte, weiterhin das gemeinsame Gruppenstreifgebiet (s. Kap. 5.2.8.2).

4.3 Diskussion

4.3.1 Ressource Baustandort

Dachse nutzen Baue unterschiedlichster Größe und Funktion (NEAL 1986, BUTLER & ROPER 1996). Ein typisches Dachsterritorium enthält einen Hauptbau und mehrere meist kleinere Burgen – als Annex-, Neben- oder Außenbaue bezeichnet (KRUUK 1978a, BOCK 1986, THORNTON 1988, BUTLER et al. 1994). Von besonderer Bedeutung für eine soziale Gruppe oder ein Dachspaar ist ihr Hauptbau. Er wird ganzjährig zur Übertagung bevorzugt, dient der Jungenaufzucht und zur Überwinterung (NEAL & ROPER 1991). Hauptbaue werden häufig über Generationen beibehalten und dabei stetig erweitert durch das Graben neuer Schlafkammern, Verbindungstunnel und Eingänge (NEAL 1986, ROPER 1992). Die Erweiterungen alter Bauanlagen sowie das Graben neuer Baue ist zeit- und energieaufwendig, so daß Baue (v.a. Hauptbaue) eine bedeutende Ressource für den Dachs stellen und nur unter widrigsten Bedingungen aufgegeben werden (NEAL 1986, ROPER & CHRISTIAN 1992).

Unterschiedliche Hauptbaudichten erlauben daher grobe Rückschlüsse auf die Eignung eines Gebietes als Dachslebensraum.

Bezogen auf die Fläche der gesamten Insel lag die Hauptbaudichte auf Rügen mit 0,1 Hauptbauten/100 ha meist weit unter den Werten anderer Untersuchungsgebiete. Allerdings ist der Vergleich nur eingeschränkt aussagekräftig, da der Bezugsraum (Insel Rügen) großflächige Areale enthält, in denen Dachsburgen gänzlich fehlten und Literaturdaten sich häufig auf vom Dachs flächendeckend besiedelte Areale beziehen, beispielsweise Waldflächen oder strukturreiche Weidelandschaften. Beschränkt man die Kalkulation der Dachsbaudichten auf die größeren Waldkomplexe der Insel Rügen, ergeben sich Höchstwerte von 0,5 Hauptbauten/100 ha Waldfläche (s.a. Populationsdichte). Ähnliche Dichten (0,36 Hauptbaue/100 ha) geben SELZER & SCHLIESSNER (1997) für ein 3.900 ha großes Untersuchungsgebiet im Hochtaunus an. Geringe Dichten von 0,27 Bauten/100 ha Nadelwald bzw. 0,61 Bauten/100 ha Laubmischwald ermittelten GRODZINSKI & WASILEWSKI (1984) in einem Waldgebiet (11250 ha) in Polen. O’CORRY-CROWE et al. (1993) kartierten in Irland 0,65 Hauptbaue/100 ha. Dieser Wert bezieht sich jedoch auf ein von Weideflächen dominiertes Gebiet (16 km²), das nur zu knapp 10 % bewaldet bzw. mit Hecken oder Gebüsch bedeckt war.

Mit 1,2 Hauptbauten/100 ha für Deutschland hohe Dichten ermittelte HOFMANN (1999) im Hakelwald (1300 ha). In Wytham Wood, einer Region Südwestenglands mit sehr hohen Populationsdichten (19,5 adulte Dachse/100 ha, DA SILVA 1989) wurden Werte von 1,5 Hauptbaue/100 ha (DA SILVA et al. 1993) erreicht.

Die Wahl des Baustandortes wird vor allem von der Grabbarkeit des Bodens und der Vegetation am Baustandort bestimmt. Die Ergebnisse der Studie auf Rügen belegen die hohe Präferenz des Dachses für Wälder als Bauhabitat. Das galt für Mutterbaue ebenso wie für Burgen, die nicht der Jungenaufzucht dienten (WALLISER et al. 1996). In den agrarisch dominierten strukturarmen Regionen Rügens mit ihren großflächigen landwirtschaftlichen Schlägen trat dies besonders deutlich in Erscheinung. Die höchsten Baudichten beschränkten sich auf größere Waldflächen bei einer überwiegend dezentralen Lage der Baue im Bereich von Waldrändern (vgl. PRATJE & STORCH 1998).

Die Präferenz für Waldhabitate als Baustandort bestätigten auch andere Untersuchungen (z.B. WIERTZ & VINK 1983: Niederlande, O’CORRY-CROWE et al. 1993: Irland, GOSZCZYNSKI & SKOCZYNSKA 1996: Polen). So befanden sich z.B. nach KRUUK (1978a) in Wytham Wood (England) 90 % aller Dachsbau in den 36 % des Untersuchungsgebietes, die mit Wäldern bestockt waren. Innerhalb dieses

Waldgebietes erstreckten sich die Baue entlang eines gut grabbaren Gürtels mit kalkhaltigem grobem Sand. Von 14.030 im Rahmen des „National Badger Set Survey“ in Großbritannien kontrollierten Bauen befanden sich über 70 % in Wäldern, Hecken, Gebüsch und anderen Gehölzen (CLEMENTS et al. 1988).

Bewaldete Hügelgräber stellten auf Rügen nach Wäldern das wichtigste Bauhabitat, auch für Wurfbau. Hügelgräber sind Grabanlagen aus der Bronzezeit. Sie besitzen in ihrem Inneren eine kreisförmige Steinsetzung und sind häufig mit einer Steinkappe versehen (LAMPE 1972). Diese Steinhügel sind vollständig von Erde bedeckt und meistens mit Bäumen und Hecken bewachsen. Ihr Steingerüst bildet einen einsturzsischeren Baugrund für die Dachsburg. Größere Hügelgräber weisen einen Durchmesser von 40 bis 50 m und eine Fläche von ca. 1.250 bis 2.000 m² auf. Diese Dimensionen erlauben die Anlage weiträumiger Bausysteme. Die Nutzung der Hügelgräber ermöglicht dem Dachs die Besiedlung waldarmer Bereiche. Ihre Funktion als Trittsteine ist daher von herausragender Bedeutung in Landschaften mit stark fragmentierten bis verinselten Waldgebieten. Fehlen Hügelgräber oder vergleichbare Strukturen wie z.B. Hecken in offenen Kulturlandschaften, werden diese - zumindest auf Rügen - nicht vom Dachs besiedelt. So ist beispielsweise für das Fehlen des Dachses auf der Halbinsel Wittow (abgesehen vom bewaldeten Bug) der ausgeräumte Charakter der Agrarlandschaft als Ursache sehr wahrscheinlich. Daß Staunässe oder schlechte Grabbarkeit des Bodens die flächendeckende Ansiedelung des Dachses verhinderte, läßt sich durch einen Vergleich der vorherrschenden Bodenpotentiale zwischen Wittow und Bereichen höherer Baudichten ausschließen. Ähnliche Ergebnisse lieferte auch eine Untersuchung von O'CORRY-CROWE et al. (1993) in Irland. Unabhängig vom Bodentyp nutzten die Musteliden in einem waldarmen Gebiet überwiegend Hecken als Baustandort.

Aufgrund des territorialen Verhaltens des Dachses sind nur Hügelgräber außerhalb etablierter Streifgebiete durch Mitglieder anderer Dachsfamilien nutzbar. Entsprechende Konsequenzen ergeben sich vor allem für die Besiedlung von Hügelgräbern in der Nachbarschaft von Wäldern, da im Waldrandbereich ansässige Dachse je nach Baulage und Nahrungsverfügbarkeit unterschiedlich große Bereiche der umliegenden Agrarflächen in ihren Aktionsraum einschließen. Hügelgräber innerhalb dieser Streifgebiete (auf Rügen überwiegend innerhalb eines 700 m breiten Gürtels um den Wald) schieden als Bauhabitate für fremde Dachsfamilien aus. Die Nutzungsrate der Hügelgräber stieg deshalb mit zunehmender Entfernung von benachbarten Wäldern.

4.3.2 Populationsdichte

Angaben über Populationsdichten sind in der Regel nur bedingt vergleichbar, da sie meist auf unterschiedlicher Datenbasis beruhen (z.B. Abschätzungen auf Grundlage von Jagdstrecken oder Baudichten). Nur im günstigsten Fall liegen ein flächendeckendes Baukataster und eine ausreichende Anzahl von Ansichtsbeobachtungen oder Fangdaten zur Abschätzung der Populationsdichte und Siedlungsstruktur vor. Die zeitgleiche Beobachtung aller Baue, die eine genaue Erfassung der Populationsdichte ermöglicht (STUBBE 1989), war auch in dieser Untersuchung aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes nicht möglich.

Abgesehen von unterschiedlichen Erfassungsmethoden ist der adäquate Flächenbezug von Dichtangaben problematisch (s.o. Ermittlung der Baudichte). So schließen die Kalkulationen gerade in ausgedehnten Untersuchungsgebieten häufig Landschaftsausschnitte mit ein, in denen Dachse großflächig

fehlen (z.B. ausgeräumte Agrarregionen, s. Halbinsel Wittow; Siedlungsflächen). Andererseits beziehen sich die Angaben oft auf Gebiete, in denen Dachsterritorien häufig lückenlos aneinandergrenzen und folglich ein Maß für lokale Populationsdichten darstellen.

Für die gesamte Insel Rügen wurde eine Populationsdichte von 0,23 adulten Dachsen bzw. 0,39 Dachsen (inkl. Welpen) pro 100 ha errechnet. Dieser Wert entspricht nahezu der von GRIFFITHS & THOMAS (1993) anhand von Dachsstrecken ermittelten minimalen Dichte der Bundesrepublik Deutschland mit 0,4 Dachsen pro 100 ha. Die Vergleichbarkeit der Daten ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Erfassungsmethoden stark eingeschränkt.

Die Berechnung der rüganer Populationsdichte basierte auf der geschätzten Gesamtindividuenzahl bezogen auf die Fläche der Insel Rügen. Da die Bezugsfläche ausgedehnte Bereiche einschloß, die vom Dach nicht besiedelt wurden (Halbinsel Wittow, Siedlungsflächen, Süßwasserflächen), ist diese Dichteangabe so nicht mit lokalen Populationsdichten anderer Untersuchungsgebiete vergleichbar. Eine realistischere Bezugsfläche für die Berechnung einer „lokalen“ Populationsdichte läßt sich aus dem mittleren Abstand der befahrenen Dachsbau ableiten. Der mittlere minimale Abstand zwischen zwei Hauptbauen (n = 103,5) betrug auf Rügen 1,8 km. Hieraus resultiert eine besiedelte Fläche von ca. 260 km². Bezieht man die geschätzte Gesamtzahl von 214 adulten Dachsen bzw. 364 Dachsen (mit Welpen) auf diese Fläche, so ergibt sich eine Abundanz von 0,8 adulten Tieren bzw. 1,4 Dachse pro 100 ha. Dieser Wert ermöglicht bedingt einen Vergleich mit Angaben lokaler Populationsdichten aus anderen Untersuchungsgebieten. Außerdem dient zum Vergleich der in den Wäldern ermittelte Maximalwert von 1,0 adulten Dachsen/100 ha Waldfläche.

Tab. 4.2 Streifgebietsgrößen, Bau- und Populationsdichten des Dachses in verschiedenen Teilen Europas nach Literaturdaten - Quellen: (A) Woodroffe & Macdonald 1993b, (B) Kruuk 1989, (C) O’Corry-Crowe et al. (1993), (D) Vink & Van Apeldoorn (1995), (E) Hofmann (1999), (F) Rodriguez et al. (1996), (G) eigene Untersuchung: (1) inkl. dem Gruppenterritorium der Walddachse; (2) nur Dachse der Agrarlandschaft - (X) aus Literaturangaben berechnet

UG: Untersuchungsgebiet, **SG:** Streifgebietsgröße [ha], **PD:** Populationsdichte [Dachse/100 ha] bzw. *[adulte Dachse/100 ha], **BS:** Besatz [Dachse/Territorium] bzw. *[adulte Dachse/Territorium], **BD:** Baudichte [Baue/100 ha] bzw. *[Hauptbaue/100 ha]

| UG | SG | PD | BS | BD |
|------------------------------|---|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|
| England (A) | 22 - 104 | 4,5 - 23,1* | 2,6 - 7,7* | |
| Schottland (B) | 159 - 206 | 1,9 - 6,0 | 3,5 - 9,5 | |
| Irland (C) | 87,4 | 3,2 - 5,7* | 5,8* | 0,6 ⁺ |
| Niederlande (D) | 225 ^(X) | 2,2 1,4* | 3,3* | 0,3 ^{+(X)} |
| Deutschland Hakel (E) | 138,9 | 6,5 4,0* | 3,5 ^{*(X)} (1997) | 4,3 1,2 ⁺ |
| Spanien Doñana NP (F) | 525 | 0,36* | ca. 2* | 0,5 ^(X) |
| Deutschland Rügen (G) | 578⁽¹⁾ bzw. 667⁽²⁾ | 0,39 0,23* | 2,1* | 0,1⁺ |

England und Irland weisen im europäischen Vergleich die höchsten Dachsdichten und kleinsten Territorien auf. Die höchsten bisher dokumentierten lokalen Dichten ermittelten ROGERS et al. (1998) in Woodchesterpark, Gloucestershire mit 25,3 adulten Dachsen/100 ha und bis zu 27 Dachsen pro sozialer Gruppe.

In sämtlichen Untersuchungen, die in England, Schottland und Irland, aber auch Deutschland durchgeführt wurden, lagen die lokalen Populationsdichten ebenso wie die durchschnittlichen Clangrößen meist weit über den Werten der vorliegenden Studie (Tab. 4.2). Auch in anderen Untersuchungsgebieten Europas wurden überwiegend höhere Populationsdichten ermittelt (z.B. Frankreich: 1,6 adulte Dachse/100 ha, MOUCHES 1982; Schweden: 2,4 – 3,2 adulte Dachse/100 ha, AHNLUND & LINDAHL in ANDERSON & TREWHELLA 1985).

4.3.3 Populationsdynamik

Fundierte Aussagen über die Dynamik lokaler Dachspopulationen sind nur auf der Grundlage mehrjähriger Forschungsergebnisse möglich. In diesem Zusammenhang ist es von Bedeutung, daß Dachse erst mit 13 – 18 Monaten die Geschlechtsreife erreichen (AHNLUND 1980). ANDERSON & TREWHELLA (1985) demonstrierten anhand von Modellrechnungen die Auswirkungen dieser verzögerten Geschlechtsreife bei stabilen Dachspopulationen. Danach bedingt die Teilnahme an der Reproduktion im 2. Lebensjahr schwach gedämpfte oszillatorische Schwingungen der Populationsdichte mit einer Periode von etwa 6 bis 8 Jahren. Beim juvenilen Anteil der Population resultierten aus der verzögerten Geschlechtsreife wesentlich stärkere Oszillationen als bei adulten Tieren. Eine Langzeitstudie von CHEESEMAN et al. (1987) scheint tendenziell das Modell von ANDERSON & TREWHELLA zu unterstützen, aufgrund fehlender Freilanddaten über mehrere Jahrzehnte konnten ihre Ergebnisse aber bisher nicht bestätigt werden.

Langzeitstudien über Entwicklungen lokaler Dachsdichten sind selten und beschränkten sich abgesehen von einer Untersuchung im Hakelwald (STUBBE 1989b, HOFMANN 1999) auf Gebiete mit für mitteleuropäische Verhältnisse überdurchschnittlich hohen Populationsdichten (CHEESEMAN et al. 1987, HARRIS & CRESSWELL 1987, RODGERS et al. 1997b). Die Populationsabschätzungen basierend auf Fallenfängen ermöglichten frühestens nach 4 Jahren Aussagen über Entwicklungstrends (CHEESEMAN et al. 1987, HARRIS & CRESSWELL 1987, RODGERS et al. 1997b). Bei der Langzeitstudie im Hakelwald wurde der Dachbestand jedes Frühjahr durch mehrfachen Ansitz an allen Bauen des Untersuchungsgebietes ermittelt. So gelang die Dokumentation der jährlichen Bestandesfluktuationen über einen Zeitraum von 18 Jahren. Trotz positiver Populationsentwicklung traten mehrfach Bestandeseinbrüche bis zu 29 % im Vergleich zum Vorjahr auf. Über den gesamten Untersuchungszeitraum errechnete sich ein effektiver jährlicher Zuwachs von 12 % (HOFMANN 1999) bei beachtlichen jährlichen Bestandesfluktuationen zwischen - 29 % und + 68 % (Frühjahrsbestand im Vergleich zum Vorjahr). Bei den Dachswelpen lag der Wert sogar zwischen - 70 % und + 200 %. Die große Schwankungsbreite basierte dabei weniger auf jährlichen Unterschieden in der durchschnittlichen Wurfgröße, als vielmehr in der Anzahl der Würfe pro Jahr (HOFMANN 1999).

4.3.4 Soziale Organisation, Geschlechterverhältnis und Reproduktionsrate

In Gebieten hoher Nahrungsverfügbarkeit leben Dachse in stabilen Gruppen eng verwandter Tiere aus mehreren Generationen (WOODROFFE & MACDONALD 1993b). Soziale Gruppen oder Clans sind weiterhin charakterisiert durch die gemeinsame Nutzung eines Hauptbaues und eines gemeinsamen Streifgebietes, das sie gegen Eindringlinge verteidigen (KRUUK 1978a, GALLAGHER & NELSON 1979, WOODROFFE & MACDONALD 1993b, KRUUK & PARISH 1987). Die individuellen Streifgebiete decken dabei nicht notwendigerweise das gesamte Gruppenstreifgebiet ab (KRUUK & PARISH 1987). Derartige Clanstrukturen konnten auf Rügen durch telemetrische Untersuchungen nachgewiesen werden (s. Kap. 5). Sämtliche genannten Charakteristika zeigten sich bei einem für rüganer Verhältnisse außergewöhnlich großen Clan mit 5 adulten Mitgliedern. Aggressives Verhalten gegen Eindringlinge war allerdings nicht direkt zu beobachten. Im Frühjahr gefangene Rüden wiesen jedoch häufig Bißverletzungen auf. Da der Dachsfang im Frühjahr während der Hauptpaarungszeit am erfolgreichsten war, lagen leider nicht genügend Vergleichsdaten für andere Jahreszeiten vor. Es ist aber anzunehmen, daß die Verletzungen auf Kämpfe zwischen residenten Rüden und Eindringlingen aus benachbarten Territorien zurückzuführen sind (vgl. GALLAGHER & NELSON 1979, CHRISTIAN 1995), da zahlreiche Untersuchungen Übertritte clanfremder Rüden während der Hauptpaarungszeit im Frühjahr dokumentieren (GALLAGHER & NELSON 1979, CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989, CHRISTIAN 1995).

Insgesamt herrscht auf Rügen der paarweise Besitz der Territorien vor, was ebenso wie die großen Streifgebiete auf eine mäßige Nahrungsgrundlage schließen läßt (s.a. Kap. 5 Raum- und Habitatnutzung). Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß weitere Clanmitglieder eventuell aufgrund einer überwiegenden Nutzung von Nebenbauen bei den Ansitzbeobachtungen nicht erfaßt wurden. Daß einzelne Gruppenmitglieder in Nebenbaue abwandern, aber weiterhin das gemeinsame Streifgebiet belaufen, belegen Beobachtungen eines Rüden (M3: Abwanderung im 2. Lebensjahr in einen vom Hauptbau ca. 100 m entfernten Nebenbau) aus dem „Clan der Walddachse“ (vgl. Kap. 5 Raum- und Habitatnutzung).

Die Reproduktion eines Clans beschränkte sich unabhängig von seiner Größe auf einen Wurf im Jahr. Dies bestätigen auch Untersuchungen in England (KRUUK 1978a) und Schottland (KRUUK & PARISH 1987). Weitere populationsbiologische Parameter wie die durchschnittliche Wurfgröße von 2,3 Dachswelpen und das ausgeglichene Geschlechterverhältnis entsprechen Ergebnissen zahlreicher anderer Untersuchungen (STUBBE 1965, NEAL 1977, AHNLUND 1981, ANDERSON & TREWHELLA (1985) KRUUK & PARISH 1987, STUBBE 1989a). Aufgrund des geringen Territorienbesatzes und der daraus resultierenden Populationsgröße liegt die Reproduktionsrate mit 70,2 % etwas über den von ANDERSON und TREWHELLA (1985) (50 bis 60 %) bzw. STUBBE (1989b) (58 %) angegebenen Werten.

5. Raum- und Habitatnutzung

5.1 Material und Methode n

5.1.1 Radiotelemetrische Erhebungen

Zur Analyse der individuellen Raum-Zeit-Muster wurden zwischen September 1994 und Dezember 1996 18 Dachse für die telemetrische Überwachung mit Halsbandsendern (Fa. Wagner, Köln) versehen (s. Kap. 4.1 Freilandökologische Methoden: Fänge). Wie Sichtbeobachtungen belegten, bildeten die Sender nach einer kurzen Eingewöhnungsphase keine Behinderung für die Tiere. Mit 180 g erreichten die Sender mit integrierter Antenne und Schrumpfschlauchüberzug etwa 0,9 – 2 % der Dachskörpermasse. Ihre Pulsfrequenz im UKW-Frequenzbereich von 150.000 bis 150.240 MHz betrug 54 Impulse/min mit einer Reichweite von bis zu 1.500 m. Der Empfang des Sendersignals erfolgte über eine Vierelement-Dipolantenne (HP 9 CV, Fa. Conrad) und einen handelsüblichen Empfänger der Firma Burchardt. Mittels Attenuatoren konnte das empfangene Peilsignal abgedämpft und so die Richtwirkung erhöht werden.

Von 18 Sendern fiel einer sofort nach der Besenderung aus, die übrigen erreichten entsprechend der Herstellerangabe eine Lebensdauer von mindestens 2 Jahren. Allerdings gelang es fast allen Tieren, sich der Sender nach spätestens einem Jahr zu entledigen. Dies geschah überwiegend während der Überwinterungsphase (durch den Verlust an Körpergewicht) oder während der Ranzzeit im August. Die abgestreiften Sender wiesen häufig Bißspuren auf, was auf die Mitwirkung anderer Dachse beim Abstreifen der Sender schließen läßt.

Bei 10 Dachsen gelang die telemetrische Datenaufnahme über mindestens 2 Jahreszeiten (Abb. 5.1). 5 der ermittelten Streifgebiete lagen in agrarisch dominierten Landschaftsausschnitten (Raum Kasnevitz, Binz, Zirkow, Samtens: siehe Anhang). In einem der wenigen größeren Waldkomplexe der Insel (Wald von Mölln-Medow) befanden sich die Belaufgebiete der anderen 5 Dachse. Sie gehörten zu einem Clan und nutzten einem Hauptbau, der im Umkreis von mindestens 1.000 m von Wald umgeben war (Abb. 5.10, s. a. Anhang). Aufgrund der unterschiedlichen Habitatausstattung ihrer Streifgebiete (Abb. 5.6) werden sie im folgenden als „Walddachse“ (M3, M11, F3, F6, F8) bzw. „Dachse der Agrarlandschaft“ (M1, M2, M6, M7, F5) bezeichnet. 2 Dachsrüden (M8, M10), die nach 5 Tagen bzw. 5 Wochen ihre Sender abstreiften, lieferten aufgrund der unzureichenden Datenbasis (vgl. Abb. 5.3) nur Informationen zur Raumnutzung bzw. zum Verhalten von Dachsrüden im Frühjahr. Die Telemetriedaten weiterer 5 Tiere gingen aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht in die Analyse der Raum-Zeit-Muster ein.

Die Ortung der Tiere erfolgte durch Triangulationspeilungen. An 3 Standorten wurde innerhalb einer möglichst kurzen Zeitspanne die Richtung des stärksten Peilsignals mittels Kompaß ermittelt und in eine Karte übertragen. Das resultierende Polygon entsprach dem Aufenthaltsbereich des Dachses. Nur Polygone < 1,5 ha flossen in die Auswertung ein. Der Peilpunkt ergab sich aus dem Schnittpunkt der Winkelhalbierenden des Polygons.

Der Arbeitsabstand zum Tier betrug meist 300 bis 500 m. Bei den Walddachsen erfolgten die Peilungen allerdings teilweise aus größeren Entfernungen (max.: 800 m). Kürzere Abstände zwischen Sender und Empfänger wären nur durch die Nutzung gesperrter Waldwege innerhalb des Dachsterritoriums realisierbar gewesen. Ein Befahren dieser Wege führte aber zu erheblichen Störeffekten, verbunden mit spontanen Fluchtreaktionen der Tiere.

Wegen des relativ grobmaschigen Wegenetzes erfolgten auch beim Rüden M7 die Peilungen teilweise aus größeren Distanzen (max.: 800 m). Bedingt durch den größeren Peilabstand wurden bei den Wald-dachsen und beim Rüden M7 auch Fehlerpolygone bis zu 2 ha bei der Analyse der Raum-Zeit-Muster akzeptiert. Davon betroffen war in beiden Fällen etwa 1/5 des Streifgebietes. Hielten sich die Tiere in anderen Bereichen ihres Streifgebietes auf, waren die Peilungen wesentlich genauer (Fehlerpolygone < 1,5 ha).

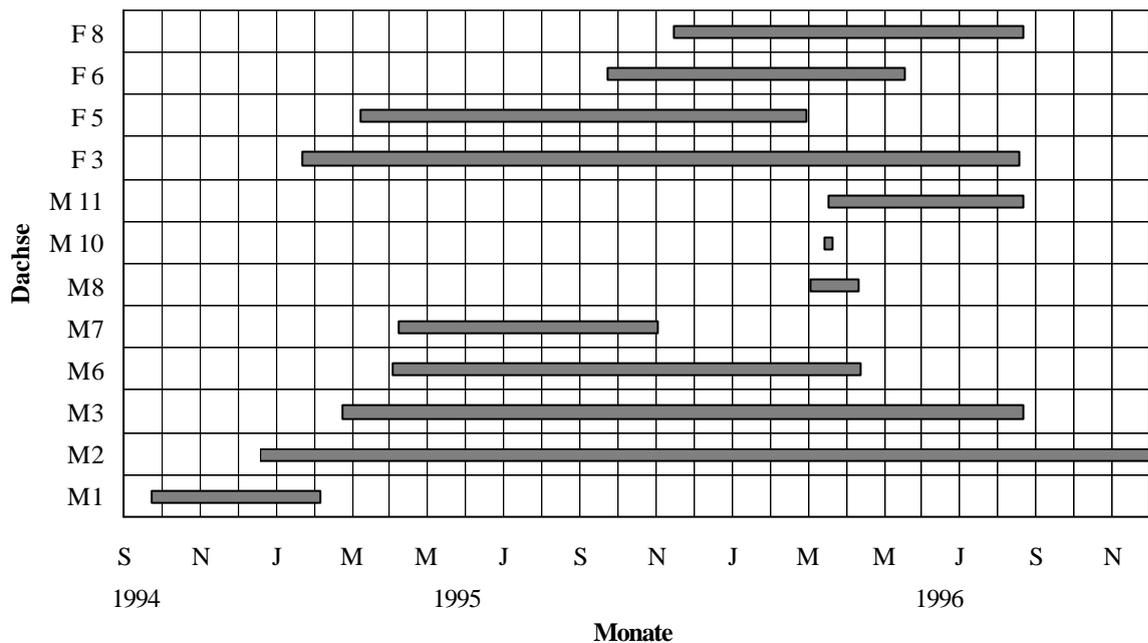


Abb. 5.1 Radiotelemetrische Untersuchung an Dachsen auf Rügen – Erfassungszeiträume von Rüden (M1 – M11) und Fähen (F3 – F8) ab dem Zeitpunkt der Besenderung

Die besenderten Dachse wurden in den ersten 3 - 4 Nächten über mehrere Stunden telemetriert, um ihre Aktionsräume möglichst schnell einzugrenzen und unbekannte Nebenbaue zu erfassen. Auch bei der kontinuierlichen Überwachung der Dachse wurden nur Orte mit längerer Aufenthaltsdauer genau ermittelt. Die Ortung des sich fortbewegenden Tieres war nur in Einzelfällen (z.B. durch Sichtung des Dachses) möglich. Anschließend fanden überwiegend einzelne Peilungen zu unterschiedlichen Nachtzeiten statt. So gelang es, mehrere Dachsstreifgebiete in einem relativ großen Untersuchungsgebiet gleichzeitig zu erfassen. Zur Vermeidung von Autokorrelationen (HARRIS et al. 1990) gingen stets nur Peilungen mit zeitlichen Abständen von mindestens 45 min in die Auswertungen ein.

5.1.2 Begriffsdefinitionen

Der Begriff **Habitatnutzung** wurde in einem übergeordneten und engeren Sinne verwandt. Habitatnutzung im übergeordneten Sinne basiert auf der Definition des Habitats als Lebensraum eines Individuums (oder einer Art). Der Begriff **Habitatnutzung im engeren Sinne** bezieht sich auf die Lage der Peilpunkte innerhalb bestimmter Habitattypen. In vorliegender Untersuchung handelt es sich dabei um die Verteilung aller Peilungen eines Individuums auf die unterschiedlichen Habitattypen innerhalb

seines Streifgebiets. Die Nutzung bzw. **Nutzungsintensität** eines bestimmten Habitattyps entspricht damit seinem prozentualen Anteil an allen Peilungen eines Individuums.

Die Begriffe **Streifgebiet**, **Homerange**, **Belaufsgebiet** oder **Aktionsraum** wurden synonym verwendet. Sie bezeichnen die durch telemetrische Untersuchungen ermittelte Fläche, die ein Individuum oder eine soziale Gruppe in einem bestimmten Zeitraum frequentierte. Diese ermittelte Fläche entspricht nicht notwendigerweise dem Territorium des Individuums oder der sozialen Gruppe. Als **Territorium** ist das von einem Dachs oder einer sozialen Gruppe (= **Clan**) genutzte und verteidigte Gebiet definiert.

Als **Habitatausstattung** werden die absoluten oder relativen Flächenanteile der Habitattypen innerhalb eines definierten Gebietes betrachtet.

Die **Habitatwahl** eines Individuums bzw. einer Art impliziert eine gewisse Anpassungsfähigkeit an seinen bzw. ihren Lebensraum (NOON 1986). Sie kann auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen.

Habitatwahl auf der Ebene der Homeranges wird realisiert durch über- oder unterdurchschnittliche Anteile bestimmter Habitattypen im Homerange im Vergleich zu ihrer Abundanz (ALLDREDGE et al. 1998). **Abundanz** ist dabei als prozentualer Anteil eines Habitattyps in der Umgebung (hier: Habitatausstattung der Insel Rügen bzw. das Hauptuntersuchungsgebiet, s.u.) definiert (ALLDREDGE et al. 1998).

Habitatwahl innerhalb der Streifgebiete ist charakterisiert durch eine über- oder unterdurchschnittliche Nutzung bestimmter Habitattypen im Vergleich zu ihrer Verfügbarkeit. Als verfügbar gelten jene Bereiche, die für das Individuum erreichbar sind (ALLDREDGE et al. 1998). Die **Verfügbarkeit** der Habitattypen entspricht in vorliegender Untersuchung ihren relativen Anteilen innerhalb des Streifgebietes eines Individuums (= Habitatausstattung des Streifgebietes).

Habitatwahl impliziert **Präferenzen** bzw. **Meidungen**, die mit Hilfe von Signifikanzanalysen bewertet werden. Zur Bewertung der Habitatwahl innerhalb des Streifgebietes erfolgte eine Signifikanzanalyse auf Grundlage der Peildaten, wodurch ein ausreichender Stichprobenumfang gewährleistet ist. Auf Ebene der Homerangewahl, bei der die einzelnen Streifgebiete (n = 10) den Stichprobenumfang darstellen, ist dies nicht gewährleistet und somit eine Signifikanzanalyse nicht durchführbar (vgl. AEBISCHER et al. 1993).

Der Begriff **Meidung** („avoidance“) bezeichnet in diesem Zusammenhang unterdurchschnittliche Habitatanteile bzw. -nutzung in Relation zu ihrer Abundanz bzw. Verfügbarkeit.

5.1.3 Auswertung der Telemetriedaten

Die Berechnung der Streifgebietsgrößen erfolgte mit Hilfe des Rechnerprogramms RANGES V. Alle sonstigen Analysen zur Raum- und Habitatnutzung (im weiteren Sinne) basierten auf der Zusammenführung der Telemetriedaten mit geographischen bzw. Landnutzungsdaten in einem GIS (atlasGIS für windows). Als Datengrundlage diente neben topographischen Karten (Maßstab 1 : 10.000) die digitalisierte Biotoptypenkartierung des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (CIR Luftbildauswertung).

5.1.3.1 Ermittlung der Streifgebietsgrößen

Die individuellen Streifgebietsgrößen wurden mit der Minimum-Konvexpolygon-Methode berechnet (MOHR 1947). Die Begrenzungslinie des Minimum-Konvexpolygons entspricht dabei einem „straff gespannten Gummiband“ um die äußersten Peilpunkte, die eingeschlossene Fläche dem Streifgebiet des Dachses als 100 % Minimum-Konvexpolygon (MKP). Neben dem Gesamtstreifgebiet, das auf Peildaten von mindestens 2 Jahreszeiten basiert, wurden auch saisonale Homeranges (Frühjahr: März – Mai, Sommer: Juni – August, Herbst: September – November, Winter: Dezember – Februar) berechnet. Die Berechnung saisonaler Homeranges erfolgte nur bei Tieren mit mindestens 28 Peilungen pro Quartal. Winterstreifgebiete wurden wegen der eingeschränkten Aktivität der Tiere (Winterruhe) nur bei 2 Dachsen erfaßt. Allerdings erfolgten an 2 Überwinterungsbauen im Winter 1995/1996 (19.01.96 – 01.03.96), der sich durch längere Frostperioden bei gleichzeitiger Schneelage auszeichnete, tägliche Baukontrollen und das Ausspuren der Trittsiegel. Aufgrund der Schneelage waren fast täglich Aussagen über die Aktivität der Dachse möglich. Die ermittelten Daten wurden mit den Wetterdaten der Wetterstation Kap Arkona in Beziehung gebracht.

Um Aussagen über die Konvergenz der Streifgebietsgröße zu erhalten (vgl. HARRIS et al. 1990), wurde ihre relative Größe in Abhängigkeit von der Anzahl der Peilungen aufgetragen (Abb. 5.2 – 5.4). Der asymptotische Verlauf der Kurven läßt bei allen Dachsen mit einer Überwachungsdauer von mindestens 2 Jahreszeiten (Walddachse und M1, M2, M6, M7, F5) auf einen ausreichenden Stichprobenumfang schließen. Bereits die Hälfte der Anzahl an Peilungen reichte aus, um über 70 % des jeweiligen Streifgebietes zu erfassen. Zur Abgrenzung der saisonalen Streifgebiete (Plateauphasen) waren maximal 25 Peilungen pro Quartal nötig.

Eventuell hätte sich beim Dachsrüden M1 im Sommer des 2. Untersuchungsjahres nochmals ein Anwachsen der Streifgebietsgröße ergeben (Abb. 5.4). Er fiel jedoch im Februar dem Straßenverkehr zum Opfer. Die Streifgebietserfassung der Dachsrüden M8 und M10 erwies sich als unvollständig, was durch die fehlende Konvergenz der Erfassungskurve zum Ausdruck kommt (Abb. 5.3). Daher wurden ihre Telemetriedaten nicht in die Analyse der Raum- und Habitatnutzung einbezogen.

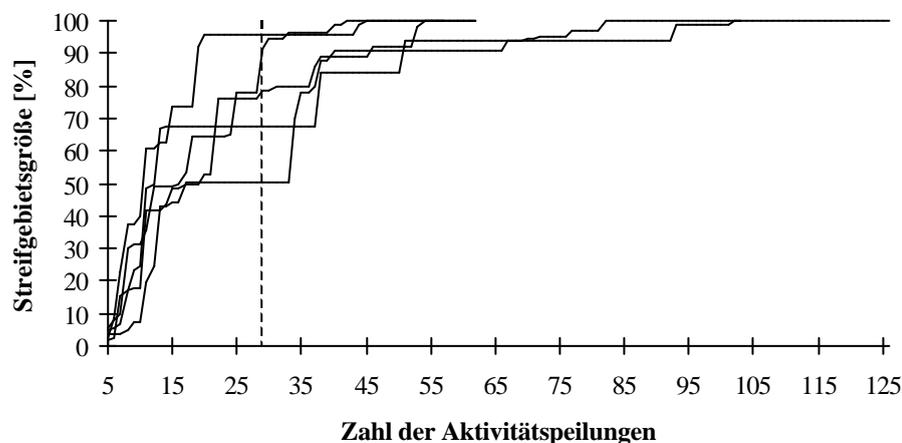


Abb. 5.2 Streifgebietserfassung der Walddachse in Abhängigkeit von der Anzahl der Aktivitätspeilungen. Beginn der Erfassungen im Frühjahr bzw. Herbst. Pro Quartal wurden mindestens 28 Peilungen (gestrichelte Senkrechte) durchgeführt.

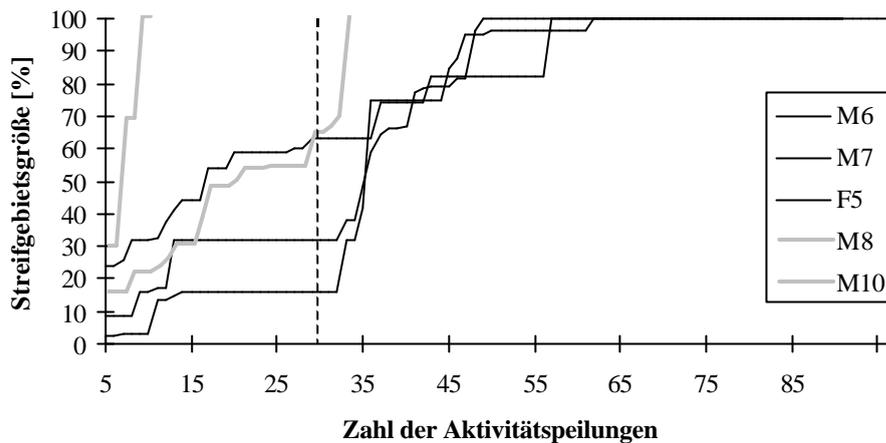


Abb. 5.3 Streifgebietserfassung der Dachse der Agrarlandschaft in Abhängigkeit von der Anzahl der Aktivitätspeilungen. Beginn der Erfassungen im Frühjahr. Pro Quartal wurden mindestens 30 Peilungen (gestrichelte Senkrechte) durchgeführt - Ausnahme M10.

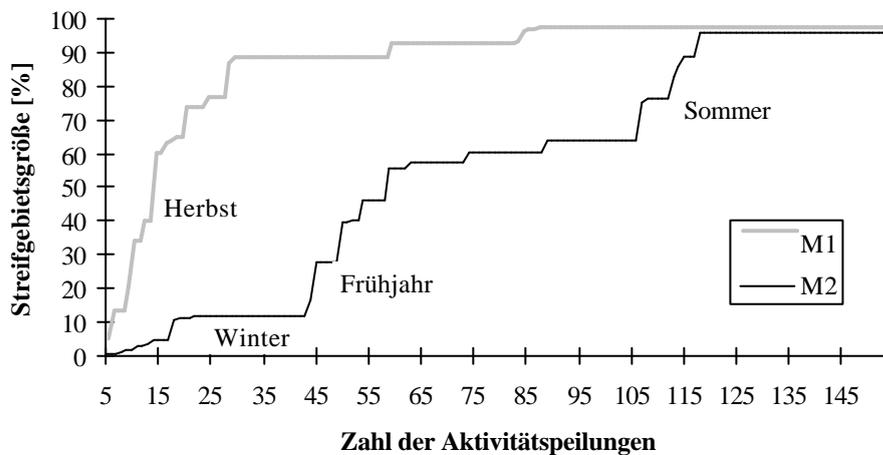


Abb. 5.4 Streifgebietserfassung der Dachse der Agrarlandschaft in Abhängigkeit von der Anzahl der Aktivitätspeilungen. Beginn der Erfassungen im Winter (M2) bzw. Herbst (M1). Pro Quartal wurden mindestens 30 Peilungen durchgeführt.

5.1.3.2 Lage und Größe des Hauptuntersuchungsgebietes

Zur Charakterisierung der Umgebung der Homeranges diente ein Referenzgebiet. Dieser im weiteren als Hauptuntersuchungsgebiet bezeichnete Landschaftsausschnitt wurde so gewählt, daß er sämtliche Streifgebiete einschloß (vgl. Abb. 5.10). Seine Fläche umfaßte 242 km².

5.1.3.3 Habitattypen

Bei den Analysen der Habitatausstattung der Insel Rügen, des Hauptuntersuchungsgebietes, der Streifgebiete sowie der Habitatnutzung innerhalb der Streifgebiete (= Habitatnutzung im engeren Sinne) wurden folgende Habitattypen unterschieden: Wald, Grünland- und Brachflächen, Acker, Siedlung, Abgrabung und Aufschüttung, Trockenrasen, Gewässer, Moor und Ufer (ohne Bodden, Ostsee und Küstenhabitats). Grünland- und Brachflächen (seit mindestens 5 Jahren aufgelassene Acker- und Grünlandflächen) wurden aufgrund methodischer Vorgaben der digitalisierten Biotoptypenkartierung zu einer Kategorie zusammengefaßt.

Bei den Analysen der Habitatausstattung des Hauptuntersuchungsgebietes, der Streifgebiete sowie der Habitatnutzung innerhalb der Streifgebiete erfolgte eine detailliertere Differenzierung der Waldhabitats. Die Klassifizierung der Waldstruktur folgte den Vorgaben der digitalisierenden Biotoptypenkartierung. Ausgewiesen wurden Flächen > 4 ha (Wald im eigentlichen Sinne), 0,5 – 4 ha (Feldgehölz) und Flächen < 0,5 ha (Baumgruppen, Gebüsch u.ä.). Letzte Kategorie beinhaltet auch lineare Gehölzstrukturen wie Hecken und Baumreihen.

Bei Waldflächen > 4 ha wurde ihr Anteil an Laub-, Misch- und Nadelwald bestimmt. Entsprechend der forstlichen Einrichtung des Landes Mecklenburg-Vorpommern waren die Waldflächen > 4 ha in Teilflächen untergliedert. Waren die Anteile in der jeweiligen Teilfläche $\geq 70\%$, wurde sie als Laub- bzw. Nadelwald klassifiziert. Bei Anteilen zwischen 40 und 60 % wurde diese Teilfläche als Mischwald beschrieben.

5.1.3.4 Habitatwahl

Zur Analyse individuenübergreifender Tendenzen der Habitatwahl wurde die durchschnittliche Habitatnutzung bzw. durchschnittliche Streifgebietsausstattung aller Dachse ($n = 10$) ermittelt und die daraus resultierenden Habitatanteile mit ihrer Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet verglichen. Die Abundanz der Habitattypen im Hauptuntersuchungsgebiet wurde außerdem der der Insel Rügen gegenübergestellt.

Zur Analyse der Habitatwahl auf Individuenebene wurden die prozentualen Anteile der Habitattypen im Streifgebiet mit ihrer Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet verglichen. Die Habitatwahl innerhalb des individuellen Homeranges wurde ermittelt, indem die Nutzungsintensität (= prozentualer Anteil der Peilungen) der jeweiligen Habitattypen ihrer Verfügbarkeit gegenübergestellt wurde. Die Bewertung der Nutzungsintensität erfolgte mit Hilfe der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974): Hierbei wurde zunächst der Quotient aus der Nutzungsintensität (Anzahl der Peilungen im Habitattyp/Anzahl der Gesamtpoilungen des Individuums) und der Verfügbarkeit des betrachteten Habitattyps (Fläche des Habitattyps/Fläche des Homeranges) berechnet. Ein Verhältnis zwischen Nutzungsintensität und Verfügbarkeit > 1 kennzeichnet eine verstärkte Nutzung, ein Verhältnis < 1 kennzeichnet eine verminderte Nutzung des Habitattyps. Anhand eines Signifikanztests (vgl. NEU et al. (1974)) wurde abschließend geprüft, ob die ermittelten Präferenzen oder Meidungen signifikant sind. Habitattypen, in denen nur wenige Ortungen (< 5 Peilungen) erfolgten, blieben bei dieser Analyse unberücksichtigt (vgl. FIELDING 1998).

Die Ergebnisse der Habitatwahl auf Ebene des Homeranges wurden mit den Ergebnissen der Habitatnutzungsanalyse kombiniert. Eine ausgewogene bzw. signifikant verstärkte Nutzung des betrachteten Habitattyps bei überdurchschnittlicher Verfügbarkeit (prozentuale Anteile im Streifgebiet > Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet) wurde dabei als Präferenz bewertet. Eine signifikant verstärkte Nutzung des Habitattyps bei durchschnittlicher Verfügbarkeit (prozentuale Anteile im Streifgebiet = Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet) führte zur gleichen Aussage. Eine ausgewogene bzw. signifikant verminderte Nutzung des betrachteten Habitattyps bei unterdurchschnittlicher Verfügbarkeit (prozentuale Anteile im Streifgebiet < Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet) wurde als Meidung klassifiziert.

5.1.3.5 Zusammenhang zwischen Nutzungsintensitäten und absoluten Flächengrößen dominierender Habitattypen

Die individuelle Nutzung des Waldes (= Peilungen) wurde in Abhängigkeit von der Waldfläche, der Laubwaldfläche bzw. der Fläche frischer und nasser Laubwaldstandorte im Streifgebiet analysiert. Die Indikation frischer und nasser Laubwaldstandorte erfolgte anhand ihrer Bestockung.

Als nasse Standorte galten Flächen mit den Weichholzaue-Baumarten Weide, Pappel und Erle, als feuchte Standorte Flächen mit den Hartholzaue-Baumarten Ulme und Esche sowie Ahorn als Baumart frischer Böden. Die Biotoptypenkartierung weist pro Flächeneinheit bis zu 3 Baumarten bzw. Gattungen aus. Mangels genauerer Angaben wurden in diesem Falle jeder Baumart bzw. Gattung 33 % der Fläche zugeordnet, wodurch eine grobe qualitative Kategorisierung des Habitattyps „Laubwald“ möglich wurde. Allerdings war die Bestockung unterschiedlich großer Laubwaldflächen in den Streifgebieten nicht ausgewiesen, weshalb diese Analyse nur sehr bedingt Aussagen zuläßt.

Die Nutzung der dominierenden Habitattypen Grünland- und Brachflächen sowie Acker wurde ebenfalls in Relation zu ihrer Fläche im Streifgebiet gesetzt. Außerdem wurde der Einfluß der unterschiedlich großen Waldflächen auf die Nutzung von Grünland- und Brachflächen bzw. Acker ermittelt, indem der prozentuale Anteil der Peilungen (= Nutzung) des jeweiligen Habitattyps in Abhängigkeit zur Waldfläche im Streifgebiet dargestellt wurde.

Der Anteil von Grünland- und Brachflächen im Streifgebiet wurde ebenfalls in Bezug zur Waldfläche gestellt, um eventuell sekundär bedingte Abhängigkeiten abzuschätzen.

5.1.3.6 Zusammenhang zwischen Streifgebietsgrößen und Habitatausstattung

Als Maß für die Bedeutung unterschiedlicher Habitattypen wurden ihre absoluten Flächenanteile am Homerange mit der Größe der Gesamtstreifgebiete verglichen und Regressionsanalysen durchgeführt. Berücksichtigt wurden folgende Habitattypen: Grünland- und Brachflächen, Wald, Laubwald und Ackerflächen. Außerdem wurde die Fläche von Laubwald, Grünland und Brache zusammengefaßt und mit der Größe der Streifgebiete verglichen.

5.1.3.7 Einfluß von Landschaftselementen auf die individuelle Raumnutzung

Zur Ermittlung genutzter Homerangebiete innerhalb des 100 % MKP diente folgende Methode: Jeder Peilpunkt wurde mit einem Radius von 100 m umgeben. Durch Addition der entstandenen

Kreisflächen (Abb. 5.5 Überlappungsbereiche (dunkelgraue Bereiche) der Kreise nur einfach gerechnet) ergab sich eine Flächengröße, die mit der Fläche des gesamten Streifgebietes (100 % MKP) verglichen werden konnte. Je größer der Quotient aus der Kreisflächensumme und dem Konvexpolygon, umso gleichmäßiger nutzten Dachse ihr Streifgebiet. Da die Kreisflächen die Konvexpolygone in den Randbereichen überragten, resultierten teilweise Werte > 1 .

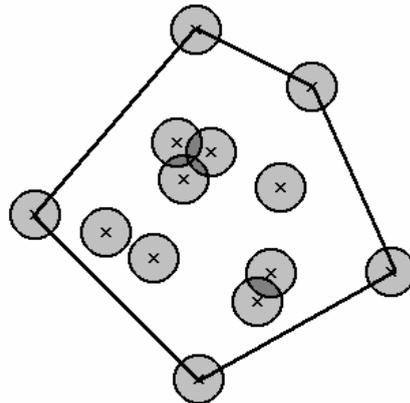


Abb. 5.5 Methode zur Erfassung genutzter Homerangebiete im 100 % MKP. Die dunkelgrauen Überlappungsbereiche gehen nur einfach in die Gesamtfläche ein

Zur Charakterisierung bevorzugter Homerangebiete wurde der Einfluß von Landschaftselementen auf die Raumnutzung der Dachse genauer analysiert. In der relativ strukturarmen Agrarlandschaft sind dies fast ausschließlich Gehölzflächen (Wälder, Feldgehölze, Hecken, Gebüsch, Baumreihen u.ä.) und Feuchtflächen (Uferbereiche von Gewässern, Sümpfen und Mooren). Der Abstand der Peilungen zu diesen Landschaftselementen wurde den Ergebnissen einer Zufallsverteilung gegenübergestellt. Als Datengrundlage dienten die Peilungen der individuellen Gesamtstreifgebiete (M1: $n = 287$, M2: $n = 235$, M6: $n = 91$, M7: $n = 89$, F5: $n = 97$, Summe: $n = 799$). Die Peilpunkte der Walddachse wurden zu einer Stichprobe zusammengefaßt ($n = 410$). Die Zufallsverteilung wurde folgendermaßen ermittelt: Je nach Größe der untersuchten Bereiche wurden zwischen 850 und 32300 Punkten zufällig verteilt und ihr Abstand zur nächsten Gehölzfläche bzw. Feuchtfläche bestimmt. Die daraus resultierende Abstandsverteilung konnte mit der der Peilpunkte verglichen werden.

Abgesehen von der Analyse der Raumnutzung auf Grundlage der Telemetrie wurde die räumliche Verteilung von 88 verkehrstoten Dachsen untersucht. Die Abstände der Totfundorte von der nächsten Gehölzfläche wurden ebenfalls mit Ergebnissen einer Zufallsverteilung verglichen. Die Abweichungen von einer zufälligen Raumnutzung wurden mit dem χ^2 - Test geprüft.

5.1.3.8 Jahreszeitliche Veränderungen der Habitatnutzung und Habitatwahl

Abgesehen von saisonalen Unterschieden in der Raumnutzung (Ermittlung saisonaler Streifgebietsgrößen) wurden auch saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung erfaßt. Dabei wurde die Verteilung der Peilungen eines Individuums auf die unterschiedlichen Habitattypen pro Monat ermittelt. Aus diesen Daten ließ sich die durchschnittliche Habitatnutzung der Dachse berechnen, wobei die Daten

von 3 bis 5 Tieren in das Monatsmittel eingingen: Nov. – Jan. n = 4, Feb. – Mrz. n = 3, Apr. – Sept. n = 4, Okt. n = 5. Es wurden nur Peilungen der 5 Tiere einbezogen, die Agrarlandschaft nutzten und denen die gleiche Habitatausstattung (Acker, Wald, Grünland und Brache) innerhalb ihrer Streifgebiete zur Verfügung stand. Im Gegensatz zu allen anderen Analysen wurden hier auch Ortungen im Bau (Inaktivitätspeilungen) sowie Aktivitätspeilungen, deren Anzahl unter 28 Peilungen pro Quartal lagen, berücksichtigt.

Saisonale Änderungen der Habitatwahl wurden durch die Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974) ermittelt (vgl. Abschn. 5.1.3.4 Habitatwahl). Auf Grundlage der saisonal aufgeschlüsselten Peildaten (Frühjahr: März – Mai, Sommer: Juni – August, Herbst: September – November, Winter: Dezember – Februar) wurde die Habitatnutzung eines Tieres der Habitatausstattung seines individuellen Gesamtstreifgebietes gegenübergestellt. Als Datengrundlage dienten ausschließlich Aktivitätspeilungen (> 28 Peilungen pro Quartal).

5.1.3.9 Bauwechsel

An 12 Tagen pro Monat wurden die Übertagungsbaue der besenderten Dachse ermittelt. Die Kontrollen fanden an jeweils 3 aufeinanderfolgenden Tagen statt. Wechselte ein Tier den Übertagungsbau von einer Kontrolle zur nächsten, wurde dies als Bauwechsel protokolliert. Zur Berechnung der relativen Häufigkeit von Bauwechseln/Monat im Jahresverlauf wurden die Daten der Rüden einbezogen, die mindestens 1 Jahr besendert waren (M2, M3, M6).

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Größe und Habitatausstattung der Gesamtstreifgebiete

Die Streifgebiete der Walddachse (2 Rüden und 3 Fähen eines Clans), deren Hauptbau bis zu einem Umkreis von 1 km von Wald umgeben war, lagen abgesehen von einer kleinen Wiese (0,75 ha) ausschließlich im Wald (Abb. 5.6 und 5.10). Ihre individuellen Streifgebietsgrößen variierten zwischen 45 und 119 ha (Mittelwert: $68,6 \pm 30,8$ ha, Tab. 5.2) und überlagerten sich zu einem Gruppen-Home-range von 135 ha. Die Streifgebiete der Rüden waren dabei deutlich größer als die der Fähen (Tab. 5.1 und 5.2).

In agrarisch strukturierter Landschaft schlossen die Tiere (4 Rüden und 1 Fähe unterschiedlicher Clanzugehörigkeit) auch landwirtschaftliche Nutzflächen und Brachen ebenso wie Siedlungsflächen in ihre Streifgebiete ein (Abb. 5.6). Mit 349 bis 994 ha (Mittelwert: $666,8 \pm 235,8$ ha, Tab. 5.2) beanspruchten sie wesentlich größere Territorien als die Walddachse (Tab. 5.1).

Tab. 5.1 Größe der Gesamtstreifgebiete (100 % Minimum-Konvexpolygon) der Dachse der Agrarlandschaft und der Walddachse differenziert nach Geschlecht und Alter. n = Anzahl der Aktivitätspeilungen, m = männlich, w = weiblich. *Fähe mit 3 Jungtieren, **Fähe mit 2 Jungtieren

| Dachs | Geschlecht | Alter | Gesamtstreifgebiet (ha) | |
|----------------------------|------------|----------|-------------------------|---------|
| Dachse der Agrarlandschaft | | | | |
| M1 | m | adult | 994 | n = 287 |
| M2 | m | adult | 630 | n = 235 |
| M6 | m | adult | 349 | n = 91 |
| M7 | m | adult | 760 | n = 89 |
| F5* | w | adult | 601 | n = 97 |
| Walddachse | | | | |
| M3 | m | subadult | 77 | n = 126 |
| M11 | m | adult | 119 | n = 62 |
| F3** | w | adult | 52 | n = 103 |
| F6 | w | subadult | 45 | n = 62 |
| F8 | w | subadult | 50 | n = 57 |

Tab. 5.2 Durchschnittliche Streifgebietsgröße der Walddachse und der Dachse der Agrarlandschaft aufgeschlüsselt nach dem Geschlecht.

| | Walddachse | | Dachse der Agrarlandschaft | |
|---------------------|-----------------|-------|----------------------------|-------|
| Streifgebiete | (ha) | | (ha) | |
| Gesamtstreifgebiete | $68,6 \pm 30,8$ | n = 5 | $666,8 \pm 235,8$ | n = 5 |
| Rüden | $98,0 \pm 29,7$ | n = 2 | $683,3 \pm 269,0$ | n = 4 |
| Fähen | $49,0 \pm 3,6$ | n = 3 | 601,0 | n = 1 |

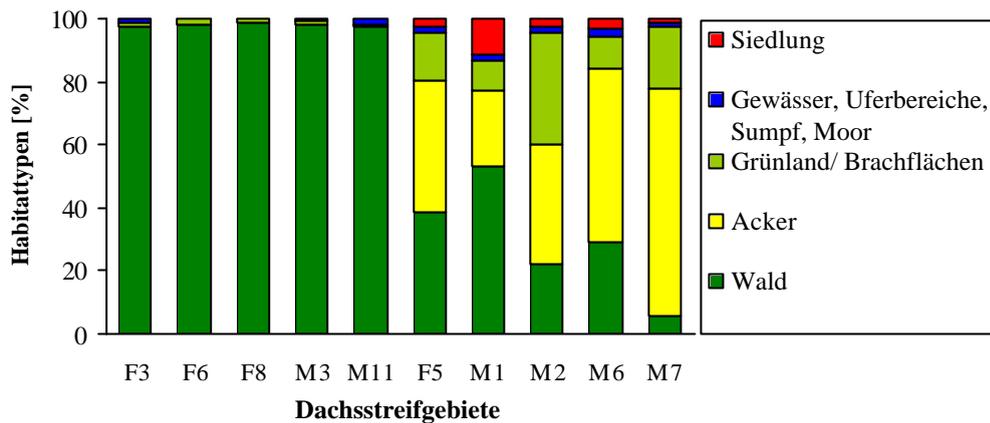


Abb. 5.6 Habitatausstattung von Dachstreifgebieten in einem zusammenhängenden Waldkomplex (F3, F6, F8, M3, M11) und in agrarisch dominierten Landschaftsräumen (F5, M1, M2, M6, M7) der Insel Rügen

Die relativen Anteile der Habitattypen in den Streifgebieten streuten ebenso stark (Abb. 5.6) wie ihre absoluten Flächengrößen (Abb. 5.7a und b).

Die Streifgebiete der **Walddachse** wurden fast vollständig (97 bzw. 98 %) von Wald bedeckt. Die Größe der Waldfläche variierte in den einzelnen Streifgebieten zwischen 45 und 116 ha (Abb. 5.7a). Sie bestand mit mindestens 72 % größtenteils aus Laubwald, die restliche Waldfläche aus Misch- und Nadelwald (Abb. 5.9). Es handelte sich dabei ausschließlich um Waldflächen > 4 ha (Abb. 5.8). Grünland- und Feuchtflächen erreichten Anteile von maximal 1,7 %. Siedlungen waren nicht vorhanden (Abb. 5.6 und 5.7a).

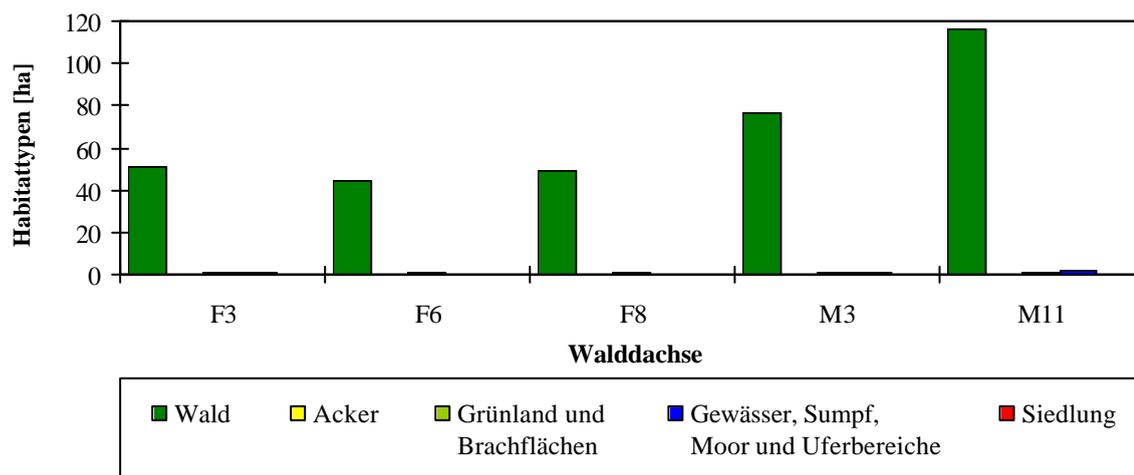


Abb. 5.7a Habitatausstattung der Streifgebiete der Walddachse aufgeschlüsselt nach absoluten Flächengrößen

Das Streifgebiet des Dachsrüden **M1** wurde etwa zur Hälfte von Wald bedeckt. Es schloß mit 344 ha die größten Laubwaldgebiete in sein Homerange ein, die 65 % der Waldfläche entsprachen (Abb. 5.9). Die restliche Waldfläche setzte sich überwiegend aus Misch- und Nadelwaldbeständen zusammen,

während kleinflächige Gehölzstrukturen (Feldgehölze, Hecken, Gebüsch usw., Abb. 5.8) nur 8 % erreichten. Das Streifgebiet bestand zu 1/3 aus Agrarflächen und wies damit - abgesehen von den Wald-dachsen - den geringsten Anteil an Acker-, Grünland- und Brachflächen auf. Bemerkenswert war zudem der relativ hohe Siedlungsanteil des Homeranges von 12 %.

Die zweitgrößte Waldfläche mit 231 ha lag im Streifgebiet der Fähe **F5** (Abb. 5.7b). Neben Nadelbaumbeständen (33 %) sowie geringen Anteilen kleinflächiger Gehölzstrukturen (6 %) bzw. nicht differenzierter Waldflächen > 4 ha (1 %) bestand der Wald überwiegend (60 %) aus Laubwaldflächen (Abb. 5.8 und 5.9). Das Streifgebiet wurde zu ungefähr gleichen Teilen (jeweils ca. 40 %) von Wald und Acker dominiert, während Grünland- und Brachflächen nur 15 % ausmachten. Der Anteil an Siedlungs- und Feuchtflächen war mit Werten $\leq 2,5$ % gering.

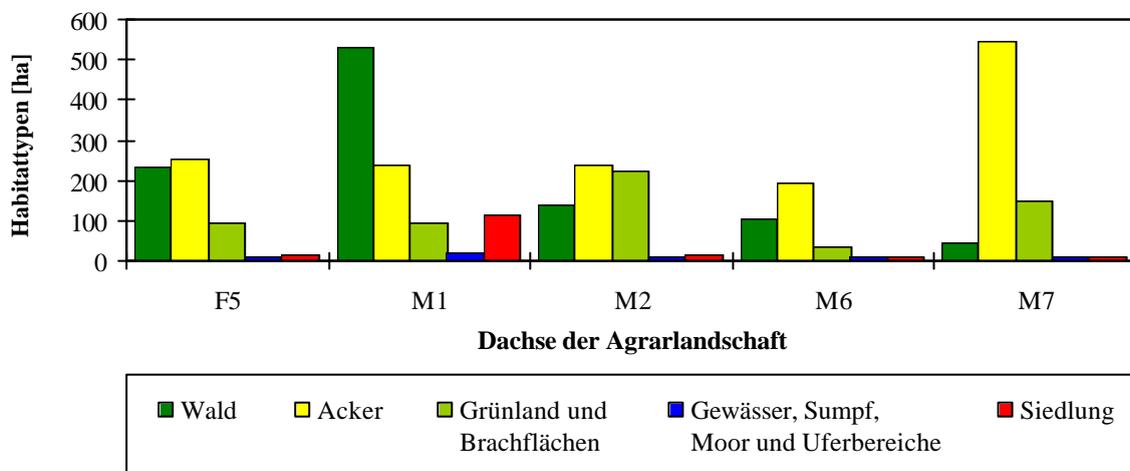


Abb. 5.7b Habitatausstattung der Streifgebiete in der Agrarlandschaft aufgeschlüsselt nach absoluten Flächengrößen

Das Streifgebiet des Dachsrüden **M6** wurde zu 1/3 von Wald bedeckt. Auch hier überwog Laubwald mit 65 % (Abb. 5.9). Der Anteil an kleinflächigen Gehölzstrukturen (Feldgehölze, Hecken, Gebüsch usw., Abb. 5.8) lag mit 17 % wesentlich höher als in den bisher beschriebenen Streifgebieten. Acker erwies sich in diesem Streifgebiet - sowohl relativ als auch absolut betrachtet - als vorherrschender Habitattyp (Abb. 5.6 und 5.7b).

Das Streifgebiet des Dachsrüden **M2** wurde zu nur 1/5 von Wald bedeckt (Abb. 5.6). Folglich lag der relative Anteil des Habitattyps Wald unter dem des Rüden M6; die Waldfläche war aber - absolut betrachtet - im Homerange des M2 um 40 ha größer (Abb. 5.6 und 5.7b). Ihre Zusammensetzung wich aufgrund des geringen Laubwaldanteiles (37 %) beträchtlich von den bisher beschriebenen Waldflächen ab. Zudem wiesen sowohl Nadelwald als auch kleinflächige Gehölzstrukturen mit 33 % bzw. 18 % vergleichsweise hohe Relativwerte auf (Abb. 5.8 und 5.9). Das Streifgebiet zeichnete sich außerdem durch einen sehr hohen Anteil an Grünland- und Brachflächen aus, die neben Acker den vorherrschenden Habitattyp stellten (Abb. 5.6 und 5.7b).

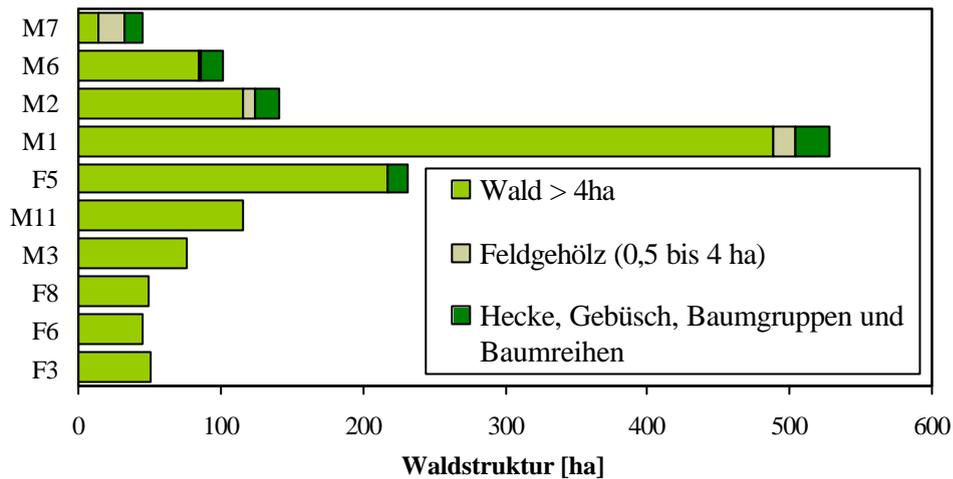


Abb. 5.8 Struktur der Waldhabitats in den Streifgebieten

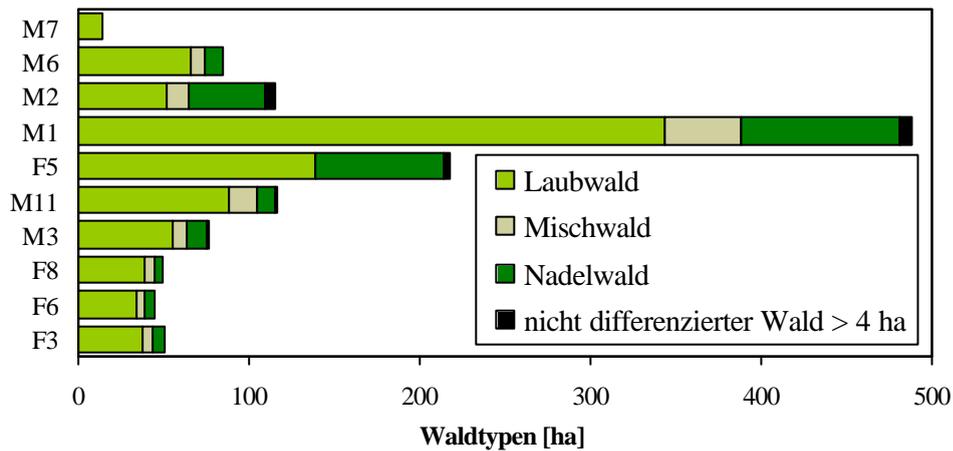


Abb. 5.9 Zusammensetzung der Waldflächen > 4 ha in den Streifgebieten

Das Streifgebiet des **M7** unterschied sich extrem von denen der anderen Tiere (Abb. 5.7b). Der Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche lag mit 695 ha über 90 % (72 % Ackerfläche, 20 % Grünland- und Brachflächen). Wald bedeckte nur 6 % seines Homeranges, dessen Struktur außerdem stark von der Waldstruktur der übrigen Streifgebiete abwich (Abb. 5.8). Deren Waldhabitats bestanden zu mindestens 82 % aus Waldflächen > 4 ha. Beim Dachsrüden M7 machte dieser Strukturtyp nur 32 % aus. Die übrige Gehölzfläche setzte sich aus Hecken, Gebüsch, Baumgruppen und Baumreihen (27 %) und Feldgehölzen (41 %) zusammen (Abb. 5.8).

5.2.2 Individuenübergreifende Tendenzen der Habitatwahl

Die Habitatausstattung des durchschnittlichen Dachstreifgebietes wich stark von der Nutzungsstruktur des für die Insel Rügen repräsentativen Hauptuntersuchungsgebietes (242 km², Abb. 5.10) ab (Abb. 5.11). Wald erreichte im Mittel in den Streifgebieten wesentlich höhere Flächenanteile als im Hauptuntersuchungsgebiet. Ackerflächen, die nahezu 55 % der Insel bedecken, waren nur auf knapp ¼ des Durchschnitts-Streifgebietes vorhanden. Unterdurchschnittliche Anteile resultierten für Grünland- und

Brachflächen ebenso wie für Siedlungs- und Feuchtflächen (Gewässer, Sumpf, Moor und Ufer). Die beiden Habitattypen Abgrabung und Aufschüttung sowie Trockenrasen traten in den Dachsstreifgebieten nicht auf.

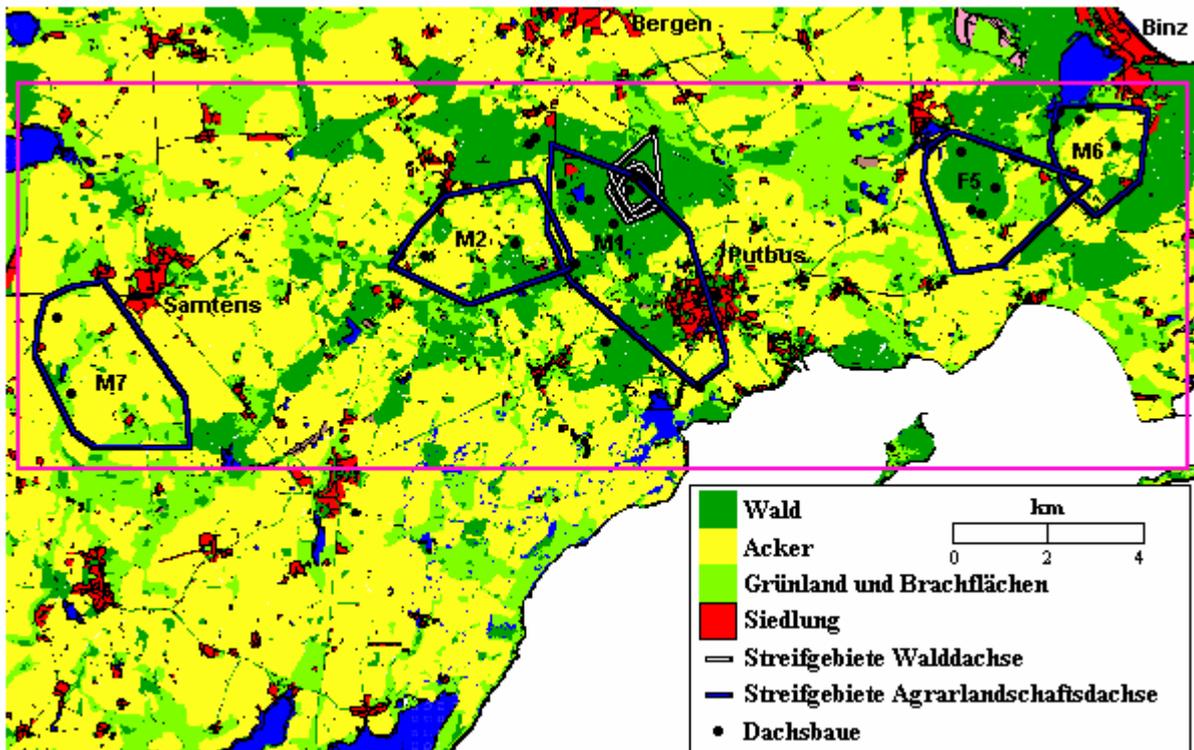


Abb. 5.10 Lage der Dachsstreifgebiete im Hauptuntersuchungsgebiet (lila begrenzte Fläche)

Unter Berücksichtigung der von den Dachsen faktisch aufgesuchten Bereiche (Nutzung, Abb. 5.11) tritt die Bevorzugung des Habitattyps Wald und die unterdurchschnittliche Nutzung der übrigen Habitate noch stärker hervor.

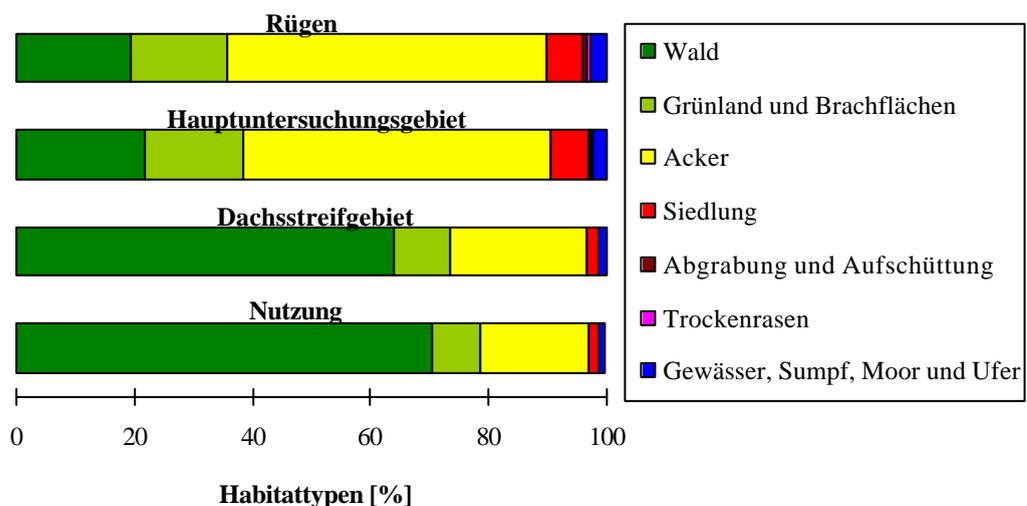


Abb. 5.11 Vergleich der Habitatanteile von Rügen, dem Untersuchungsgebiet, den Streifgebieten (Mittelwert aus $n = 10$) und der Nutzung der Habitattypen (Mittelwert aus $n = 10$) innerhalb der Streifgebiete.

5.2.3 Individuelle Habitatwahl

5.2.3.1 Habitatausstattung der Streifgebiete im Vergleich zum Hauptuntersuchungsgebiet

Wald bedeckte zwischen 6 % und 98 % der Streifgebiete. In 9 der 10 Streifgebiete lagen die Waldanteile über der Abundanz im Hauptuntersuchungsgebiet (Abb. 5.12a).

Ackerflächen stellten ein bis fast drei Viertel der Streifgebiete (Ausnahme Walddachse), während Grünland- und Brachflächen maximal 35 % erreichten. Nur in 2 Dachstreifgebieten lagen die relativen Anteile dieser beiden Habitattypen über dem des Hauptuntersuchungsgebietes (Abb. 5.12a und 5.12b).

Feuchtflächen und Siedlungen waren nicht oder nur zu einem geringen Prozentsatz (< 3,2 %) in den Streifgebieten vertreten, der ebenfalls unter dem des Hauptuntersuchungsgebietes lag (Abb. 5.12b). Eine Ausnahme war das Homorange des Dachsrüden M1, das große Teile der Stadt Putbus einschloß (Abb. 5.10).

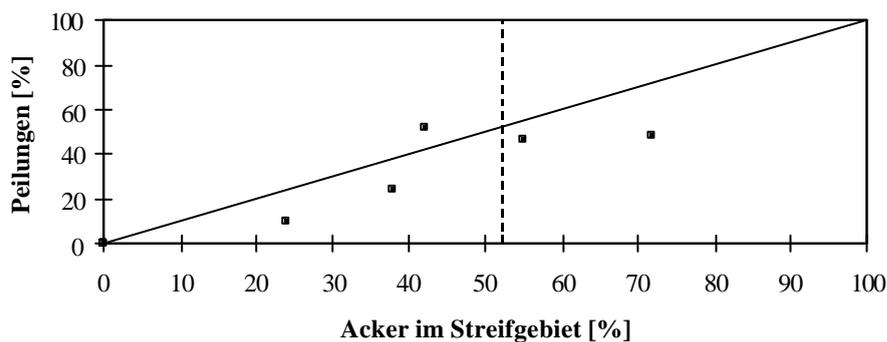
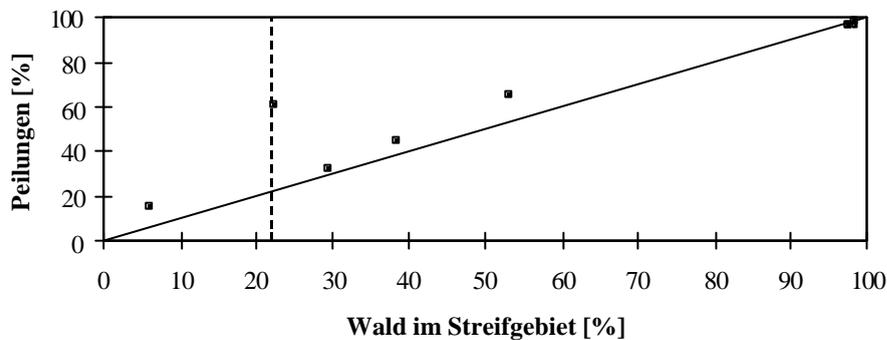


Abb. 5.12a Verfügbarkeit und Nutzung der in den Streifgebieten (100 % Minimum-Konvexpolygon) liegenden Habitattypen Wald und Acker. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen Präferenzen, Punkte unterhalb verminderte Nutzung des Habitattyps. Die gestrichelte Senkrechte entspricht der Abundanz des jeweiligen Habitattyps im Hauptuntersuchungsgebiet.

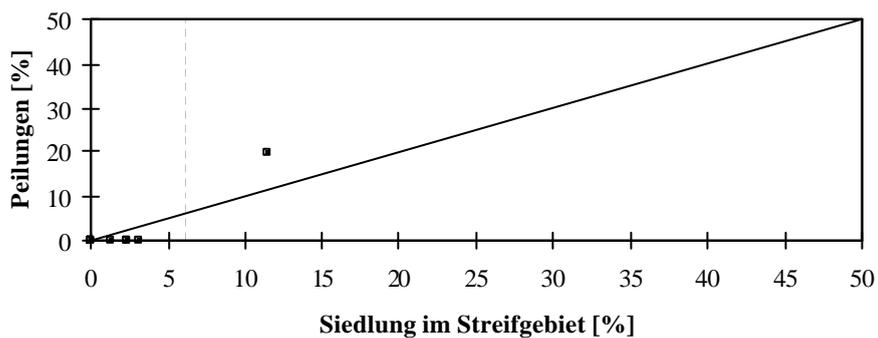
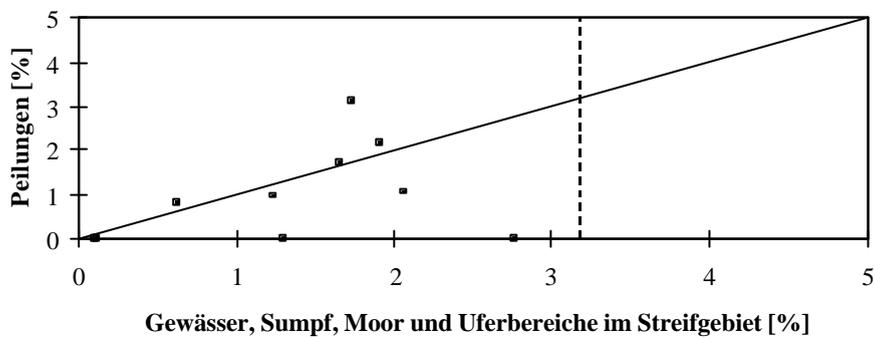
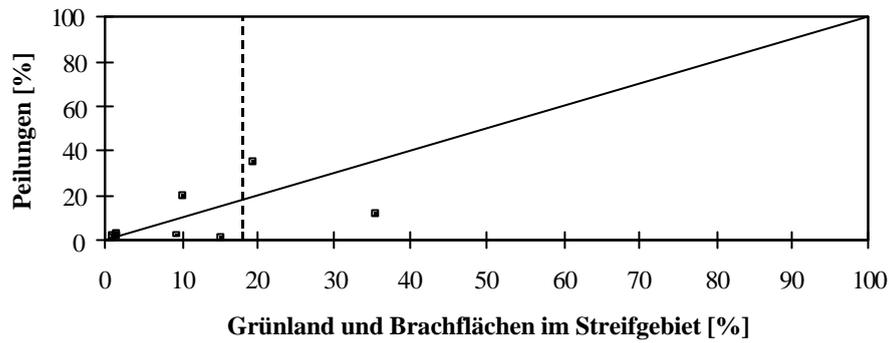


Abb. 5.12b Verfügbarkeit und Nutzung der in den Streifgebieten (100 % Minimum-Konvexpolygon) liegenden Habitattypen Grünland-/Brachflächen, Feuchtflächen und Siedlung. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen Präferenzen, Punkte unterhalb verminderte Nutzung des Habitattyps. Die gestrichelte Senkrechte entspricht der Abundanz des jeweiligen Habitattyps im Hauptuntersuchungsgebiet.

5.2.3.2 Nutzung der unterschiedlichen Habitattypen

Wald nutzten alle Tiere signifikant verstärkt oder entsprechend der Verfügbarkeit (Abb. 5.12a und Tab. 5.3). Ackerflächen wurden von 2 Dachsen (F5, M6) entsprechend ihrer relativen Flächengrößen aufgesucht, von den anderen jedoch signifikant vermindert genutzt (Abb. 5.12a und Tab. 5.3).

Die Nutzung von Grünland- und Brachflächen sowie Feuchtflächen ließ keine einheitlichen Tendenzen erkennen, während Siedlungsflächen von allen Tieren mit Ausnahme des Rüden M1 vollständig gemieden wurden (Abb. 5.12b). Bei der signifikant verstärkten Nutzung von Siedlungsflächen (Tab. 5.3) handelte es sich ausschließlich um Aufenthalte des Rüden M1 in einem bewaldeten Armee-gelände, das sich in ca. 50 Meter Entfernung von seinem Hauptbau befand. Das Gelände wurde in der Zeit, als die telemetrischen Untersuchungen stattfanden, nicht von Menschen genutzt. Alle übrigen Siedlungsflächen wurden vom M1 vollständig gemieden.

Tab. 5.3 Ergebnisse der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974): + = signifikant verstärkte Nutzung ($\alpha < 0,05$), o = Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit, – = signifikant verminderte Nutzung ($\alpha < 0,05$) – *statistische Aussagen waren aus methodischen Gründen nicht möglich

| Habitatausstattung | Walddachse | | | | | Dachse der Agrarlandschaft | | | | |
|-------------------------|------------|----|----|----|-----|----------------------------|----|----|----|----|
| | F3 | F6 | F8 | M3 | M11 | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
| Wald | o | o | o | o | o | o | + | + | o | o |
| Acker | | | | | | o | – | – | o | – |
| Grünland -/Brachflächen | * | * | * | * | * | – | – | – | o | + |
| Feuchtflächen | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * |
| Siedlung | | | | | | * | + | * | * | * |

Abgesehen vom Habitattyp Wald, den 2 Tiere signifikant häufiger als erwartet aufsuchten, wurden nur noch Grünland- und Brachflächen von einem Dachsignifikant verstärkt genutzt. Acker als weiterer dominanter Habitattyp wurde dagegen von keinem der Tiere signifikant präferiert (Tab. 5.3).

5.2.3.3 Struktur der Waldhabitate in den Streifgebieten im Vergleich zum Hauptuntersuchungsgebiet

Der Wald setzte sich in 9 der 10 Streifgebiete ebenso wie im Hauptuntersuchungsgebiet überwiegend (zwischen 82 und 100 %) aus Waldflächen > 4 ha zusammen (Abb. 5.13). Daher wichen die prozentualen Anteile der Waldflächen > 4 ha nur geringfügig von denen des gesamten Waldes ab. Stärkere Abweichungen zeigten sich im Streifgebiet des Dachsrüden M7, dessen geringer Waldanteil nur zu 1/3 aus Waldflächen > 4 ha bestand (Abb. 5.12a und 5.13).

In 8 Streifgebieten lag der relative Anteil der Waldflächen > 4 ha deutlich über dem des Hauptuntersuchungsgebietes, das zu knapp 1/5 von diesem Habitattyp bedeckt wurde.

Der Anteil der anderen beiden Strukturtypen (Feldgehölz und Hecke, Gebüsch, Baumreihen, Baumgruppen) am Hauptuntersuchungsgebiet war mit 1,5 bzw. 1,8 % sehr gering. Einheitliche Tendenzen bei der Habitatwahl waren bezüglich dieser beiden Strukturtypen nicht vorhanden. Allerdings lag der Anteil an Hecken, Gebüsch, Baumreihen und Baumgruppen in 4 Dachsstreifgebieten wesentlich höher als im Hauptuntersuchungsgebiet.

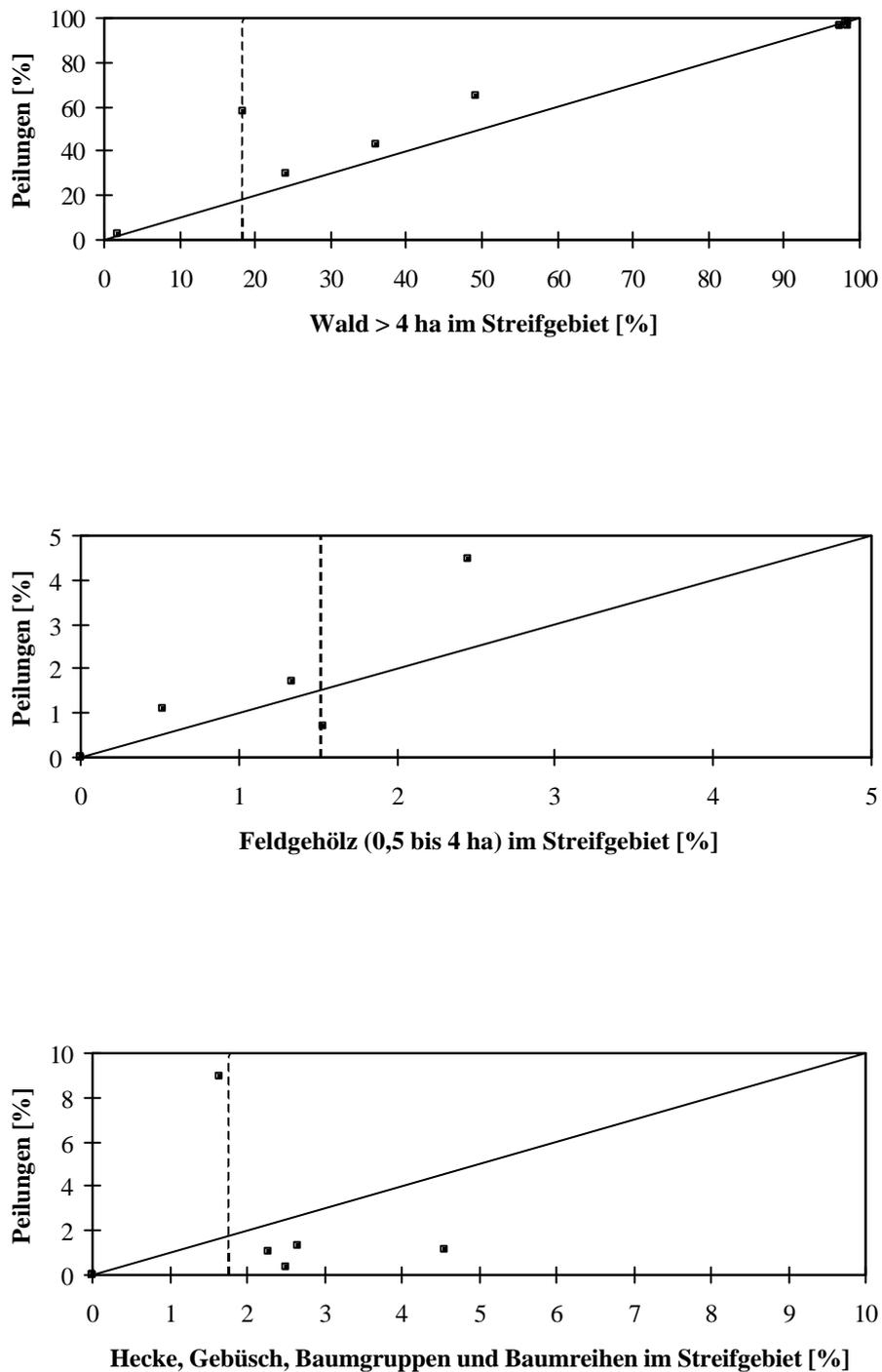


Abb. 5.13 Verfügbarkeit und Nutzung des Waldes in den Streifgebieten (100 % Minimum-Konvexpolygon) getrennt nach seiner Struktur. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen Präferenzen, Punkte unterhalb verminderte Nutzung des Strukturtyps. Die gestrichelte Senkrechte entspricht der Abundanz des jeweiligen Strukturtyps im Hauptuntersuchungsgebiet.

5.2.3.4 Nutzung der unterschiedlich strukturierten Waldhabitats

Waldflächen > 4 ha nutzten alle Tiere signifikant verstärkt oder entsprechend ihrer Verfügbarkeit (Abb. 5.13). Die Nutzung entspricht damit der Nutzung des gesamten Waldes (Abb. 5.12a und Tab. 5.4). Feldgehölz bzw. Hecken, Gebüsch, Baumreihen und -gruppen waren in 4 bzw. 5 Streifgebieten vorhanden. Nur je 1 Dachs zeigte für beide Waldstrukturen eine deutliche Präferenz, während die übrigen Tiere sie entsprechend ihrem Angebot oder vermindert nutzten (Abb. 5.13).

Tab. 5.4 Ergebnisse der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974): + = signifikant verstärkte Nutzung ($\alpha < 0,05$), o = Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit, - = signifikant verminderte Nutzung ($\alpha < 0,05$) - *statistische Aussagen waren aus methodischen Gründen nicht möglich

| Habitausstattung | Walddachse | | | | | Dachse der Agrarlandschaft | | | | |
|-----------------------|------------|----|----|----|-----|----------------------------|----|----|----|----|
| | F3 | F6 | F8 | M3 | M11 | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
| Wald > 4 ha | o | o | o | o | o | o | + | + | o | o |
| Feldgehölz | | | | | | | * | * | * | * |
| Hecke, Gebüsch, usw.. | | | | | | * | * | * | * | * |

5.2.3.5 Zusammensetzung der Waldflächen > 4 ha

Laubwald stellte nur 11,5 % des Hauptuntersuchungsgebietes. In 8 der 10 Dachsstreifgebiete lagen die relativen Anteile der Laubwaldfläche deutlich höher, wobei die 5 Streifgebiete der Walddachse Werte zwischen 70 und 80 % erreichten (Abb. 5.14a).

Misch- und Nadelwald bedeckte noch kleinere Areale des Hauptuntersuchungsgebietes. Auch hier lagen die relativen Anteile von 8 Dachsstreifgebieten über dem Prozentsatz des Hauptuntersuchungsgebietes (Abb. 5.14b).

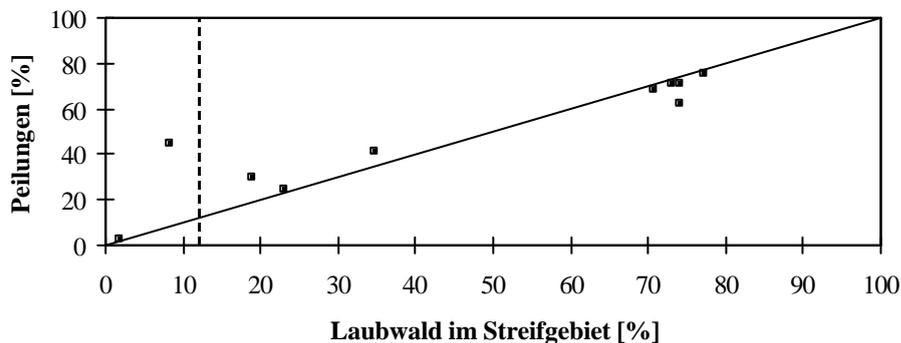


Abb. 5.14a Verfügbarkeit und Nutzung des Waldes in den Streifgebieten (100 % Minimum-Konvexpolygon) getrennt nach Waldtypen. Es wurden nur Waldflächen > 4 ha nach ihrer Zusammensetzung aufgeschlüsselt. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen Präferenzen, Punkte unterhalb verminderte Nutzung des Waldtyps. Die gestrichelte Senkrechte entspricht der Abundanz des jeweiligen Waldtyps im Hauptuntersuchungsgebiet.

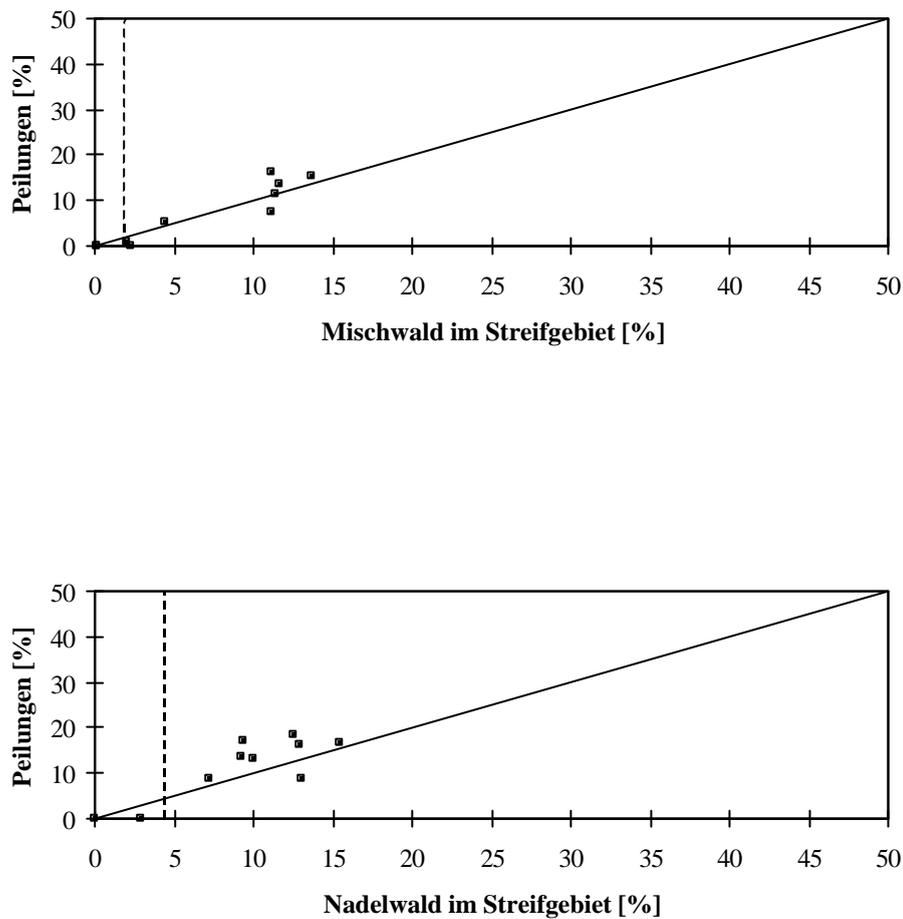


Abb. 5.14b Verfügbarkeit und Nutzung des Waldes in den Streifgebieten (100 % Minimum-Konvexpolygon) getrennt nach Waldtypen. Es wurden nur Waldflächen > 4 ha nach ihrer Zusammensetzung aufgeschlüsselt. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen Präferenzen, Punkte unterhalb verminderte Nutzung des Waldtyps. Die gestrichelte Senkrechte entspricht der Abundanz des jeweiligen Waldtyps im Hauptuntersuchungsgebiet.

5.2.3.6 Nutzung von Laubwald, Mischwald und Nadelwald

Laubwald, Misch- und Nadelwald wurde überwiegend entsprechend seiner relativen Flächengröße im Homerange aufgesucht (Abb. 5.14 und Tab. 5.5). Ansonsten konnte bei Laubwald signifikant verstärkte Nutzung, bei Mischwald signifikant verminderte Nutzung festgestellt werden, während Nadelwald vom Rüden M1 signifikant häufiger, vom Rüden M6 aber signifikant seltener als erwartet genutzt wurde (Tab. 5.5).

Tab. 5.5 Ergebnisse der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974): + = signifikant verstärkte Nutzung ($\alpha < 0,05$), o = Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit, - = signifikant verminderte Nutzung ($\alpha < 0,05$)

| Habitausstattung | Walddachse | | | | | Dachse der Agrarlandschaft | | | | |
|------------------|------------|----|----|----|-----|----------------------------|----|----|----|----|
| | F3 | F6 | F8 | M3 | M11 | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
| Laubwald | o | o | o | o | o | o | o | + | o | o |
| Mischwald | o | o | o | o | o | | o | o | - | |
| Nadelwald | o | o | o | o | o | o | + | o | - | |

5.2.3.7 Habitatwahl innerhalb der Streifgebiete in Abhängigkeit von der Habitatwahl auf Home-range-Ebene

Die Habitatwahl aller Dachse war - mit Ausnahme des Rüden M7 - auf Wald ausgerichtet (Tab. 5.6). Bei Agrarflächen überwogen entgegengesetzte Tendenzen: Neben den Walddachsen, die keine Ackerflächen bzw. kaum Grünland- und Brachflächen in ihren Streifgebieten aufwiesen, war die Habitatwahl von je 3 Dachsen auf Meidung dieser Habitattypen ausgerichtet. Als indifferent bezüglich Agrarflächen erwies sich die Habitatwahl der Rüden M2 bzw. M7. Ihre Streifgebiete enthielten überdurchschnittliche Anteile an Grünland und Brachen bzw. Ackerflächen, die sie aber signifikant seltener als erwartet aufsuchten. Nur 2 Rüden (M6, M7) zeigten eine Präferenz für Agrarflächen. Der Rüde M6 nutzte seine überdurchschnittlichen Ackeranteile entsprechend ihrer relativen Verfügbarkeit, während der Rüde M7 als einziges Tier Grünland- und Brachflächen bei überdurchschnittlicher Verfügbarkeit signifikant präferierte (Tab. 5.6).

Tab. 5.6 Ergebnisse der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974) in Abhängigkeit von der individuellen Homerangewahl - **rot**: Präferenz, **blau**: Meidung. V = Verfügbarkeit des Habitattyps im Streifgebiet, A = Abundanz des Habitattyps im Hauptuntersuchungsgebiet, WD = Walddachse

| Wald | V > A | V = A | V < A |
|---------------------------------|-------------------|-----------|---------------|
| signifikant verstärkte Nutzung | M1 | M2 | |
| ausgewogene Nutzung | WD, F5, M6 | | M7 |
| signifikant verminderte Nutzung | | | |
| Acker | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | | | |
| ausgewogene Nutzung | M6 | | F5 |
| signifikant verminderte Nutzung | M7 | | M1, M2 |
| Grünland- und Brachflächen | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | M7 | | |
| ausgewogene Nutzung | | | M6 |
| signifikant verminderte Nutzung | M2 | | F5, M1 |

Die individuelle Ausrichtung auf Wald war identisch mit der auf Waldflächen > 4 ha (Tab. 5.7). Bei einer Präferenz für Waldflächen > 4 ha lag auch eine Präferenz für Laubwald vor. Eine Ausnahme war der Dachsrüde M2, der bei der Wahl seines Homeranges keine Präferenz für Laubwald zeigte, die

Laubwaldflächen innerhalb seines Streifgebietes aber signifikant verstärkt nutzte. Misch- und Nadelwald, die im Gegensatz zu Laubwald nicht in jedem Streifgebiet auftraten (F5, M7), wurden fast stets präferiert. Nur der Rüde M6 nutzte sowohl Misch- als auch Nadelwald seltener als erwartet bei über- bzw. unterdurchschnittlicher Verfügbarkeit (Tab. 5.7).

Tab. 5.7 Ergebnisse der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974) in Abhängigkeit von der individuellen Homerangewahl - **rot**: Präferenz, **blau**: Meidung. V = Verfügbarkeit des Habitattyps im Streifgebiet, A = Abundanz des Habitattyps im Hauptuntersuchungsgebiet, WD = Walddachse

| Wald | V > A | V = A | V < A |
|---------------------------------|----------------|-------|-------|
| signifikant verstärkte Nutzung | M1 | M2 | |
| ausgewogene Nutzung | WD, F5, M6 | | M7 |
| signifikant verminderte Nutzung | | | |
| Wald > 4 ha | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | M1 | M2 | |
| ausgewogene Nutzung | WD, F5, M6 | | M7 |
| signifikant verminderte Nutzung | | | |
| Laubwald | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | | | M2 |
| ausgewogene Nutzung | WD, F5, M1, M6 | | M7 |
| signifikant verminderte Nutzung | | | |
| Mischwald | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | | | |
| ausgewogene Nutzung | WD, M1, M2 | | |
| signifikant verminderte Nutzung | M6 | | |
| Nadelwald | V > A | V = A | V < A |
| signifikant verstärkte Nutzung | M1 | | |
| ausgewogene Nutzung | WD, F5, M2 | | |
| signifikant verminderte Nutzung | | | M6 |

5.2.4 Zusammenhang zwischen Nutzungsintensitäten und absoluten Flächengrößen dominierender Habitattypen

Von allen Dachsen wurde Wald signifikant präferiert oder entsprechend seiner Flächengröße genutzt. Zwischen der Nutzungsintensität und der Größe der Wald- bzw. der Laubwaldfläche im Streifgebiet konnte jedoch kein Zusammenhang festgestellt werden (Abb. 5.15 und 5.16). Auch die Aufschlüsselung der Waldflächen nach Baumarten ergab keine signifikanten Ergebnisse.

Die Flächengrößen frischer und nasser Laubwaldstandorte sind jedoch korreliert mit der Nutzungsintensität des Waldes im Streifgebiet (Abb. 5.17). Die ermittelte Regressionsgerade (ohne den Rüden M1) erreichte ein Bestimmtheitsmaß (Bestimmtheitsmaß = Korrelationskoeffizient r^2) von 0,9.

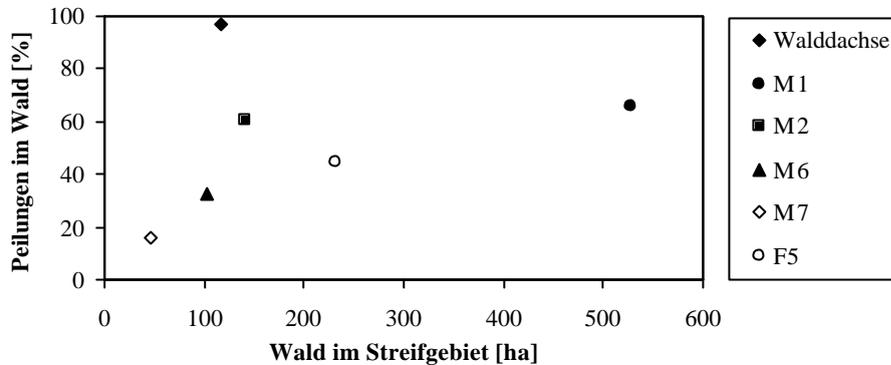


Abb. 5.15 Nutzung des Waldes in Abhängigkeit von der Waldfläche im Streifgebiet

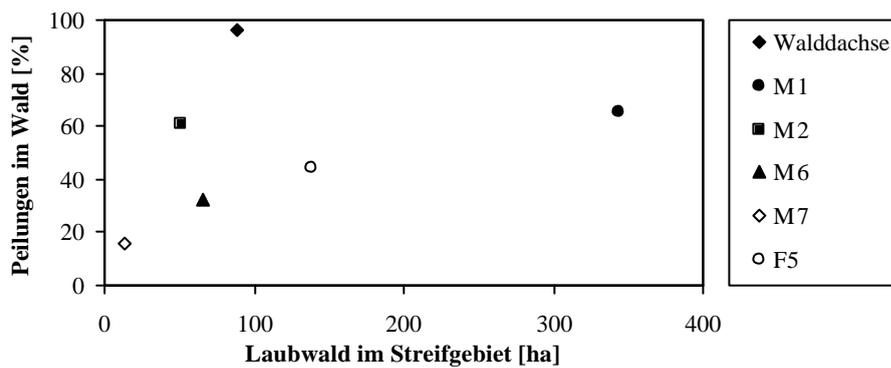


Abb. 5.16 Nutzung des Waldes in Abhängigkeit von der Laubwaldfläche im Streifgebiet

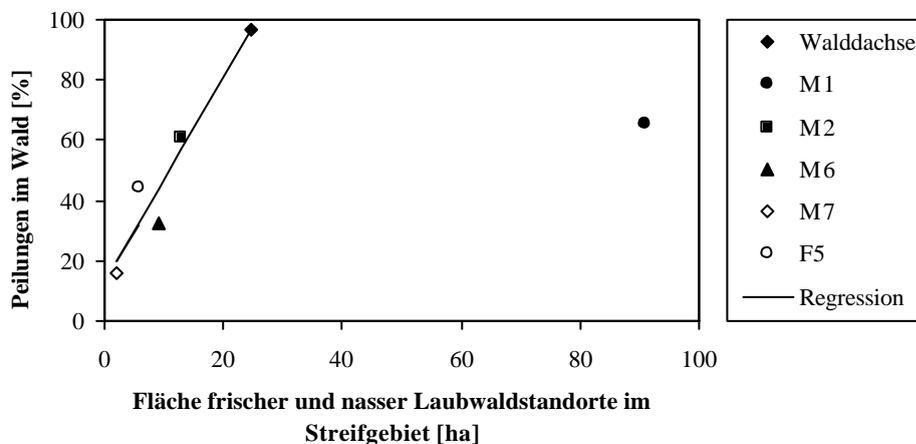


Abb. 5.17 Nutzung des Waldes ($n = 6$) in Abhängigkeit von frischen (Bestockung: überwiegend Ahorn, Esche, Ulme) und nassen Laubwaldstandorten (Bestockung: überwiegend Erle, Weide, Pappel). Bei der Berechnung der Regressionsgeraden wurde der Wert vom M1 nicht einbezogen.

Der Flächenanteil frischer und nasser Laubwaldstandorte in den individuellen Streifgebieten war unterschiedlich groß. Den Walddachsen standen 25 ha zur Verfügung. Bei den Dachsen der Agrarlandschaft variierte der Anteil dieses Habitattyps mit Ausnahme des Streifgebietes vom Dachsrüden M1 (91 ha) zwischen 2,2 (M7) und 13,0 ha (M2). Die Flächengröße der frischen und nassen Laubwaldstandorte war zwar unabhängig von der Größe der Waldfläche in den einzelnen Streifgebieten, dabei aber vergleichsweise klein (Abb. 5.18). In 4 Streifgebieten lag ihr Anteil am Wald unter 10 %.

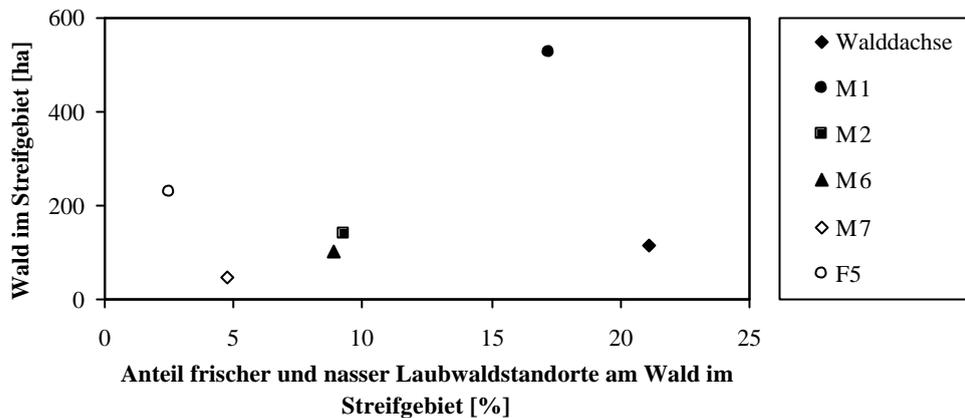


Abb. 5.18 Anteil frischer und nasser Laubwaldstandorte im Vergleich zur Gesamtfläche des Waldes in den Streifgebieten

Zwischen der Nutzungsintensität und der Größe der Grünland-/Brachfläche bzw. Ackerfläche im Streifgebiet konnte kein Zusammenhang festgestellt werden (Abb. 5.19 und 5.20).

Die Nutzung von Grünland- und Brachflächen korrelierte jedoch mit der Größe der Waldfläche. Die Abnahme der Waldflächen im Homerange führte proportional zu einem vermehrten Aufsuchen von Grünland- und Brachflächen (Abb. 5.21). Der Anteil an Grünland- und Brachflächen im Streifgebiet war dabei unabhängig von der Fläche der zur Verfügung stehenden Waldhabitate (Abb. 5.22).

Die Nutzungsintensität von Ackerflächen korrelierte dagegen nicht mit der zur Verfügung stehenden Waldfläche (Abb. 5.23).

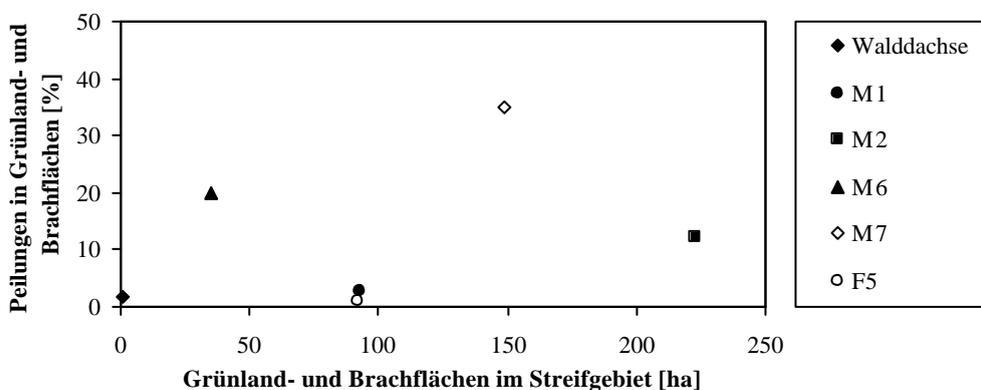


Abb. 5.19 Nutzung von Grünland- und Brachflächen in Abhängigkeit von der Grünland-/Brachfläche im Streifgebiet

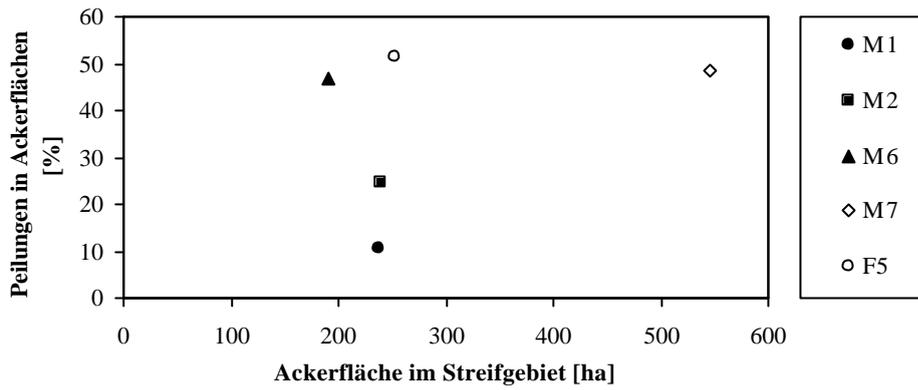


Abb. 5.20 Nutzung von Ackerflächen in Abhängigkeit von der Ackerfläche im Streifgebiet

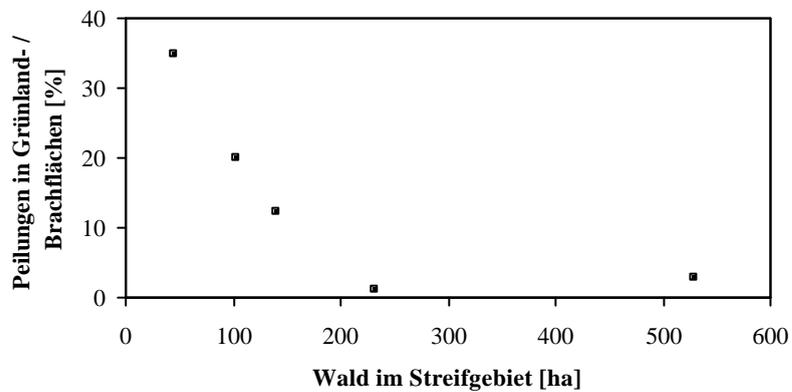


Abb. 5.21 Nutzung von Grünland-/Brachflächen in Abhängigkeit von der Waldfläche im Streifgebiet (Dachse der Agrarlandschaft n = 5)

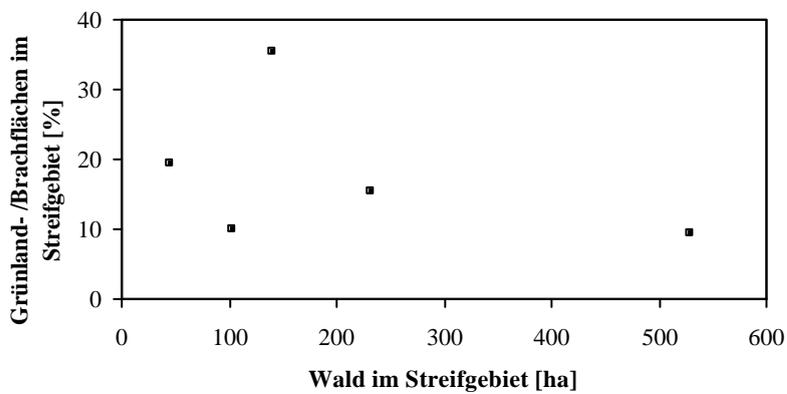


Abb. 5.22 Anteil an Grünland-/Brachflächen in Abhängigkeit von der Waldfläche im Streifgebiet (Dachse der Agrarlandschaft n = 5)

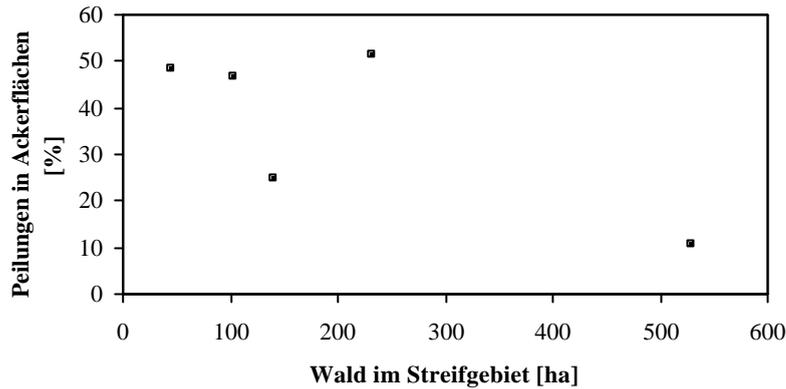


Abb. 5.23 Nutzung von Ackerflächen in Abhängigkeit von der Waldfläche im Streifgebiet (Dachse der Agrarlandschaft n = 5)

5.2.5 Zusammenhang zwischen Streifbietsgrößen und Habitatausstattung

Lineare Korrelationen zwischen den Streifbietsgrößen und den Flächenanteilen verschiedener Habitattypen existierten nicht. Regressionsanalysen ergaben selbst auf einem Signifikanzniveau von 10 % (zweiseitiger t-Test) weder für Grünland-/Brachflächen (Korrelationskoeffizient = 0,27) (Abb. 5.24) noch für Wald (Korrelationskoeffizient = 0,61) und Laubwald (Korrelationskoeffizient = 0,47) (Abb. 5.25) signifikante Ergebnisse. Auch nach Summation der Flächen von (regenwurmreichen) Grünland/Brachen und Laubwaldhabitaten (Abb. 5.26) resultierte kein signifikanter Einfluß der Habitatausstattung auf die Streifbietsgröße (Korrelationskoeffizient = 0,71).

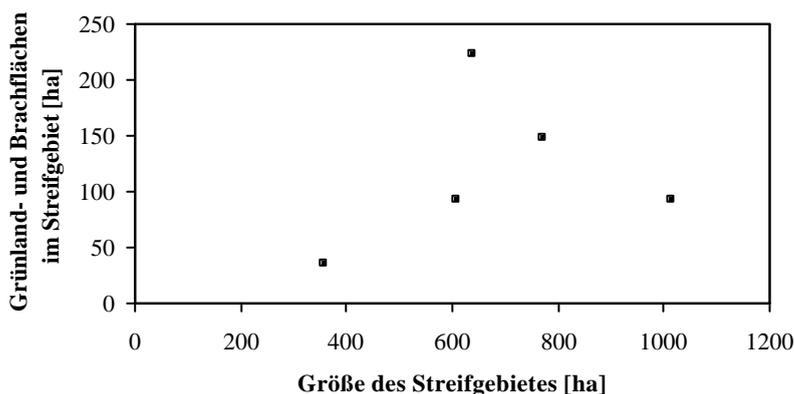


Abb. 5.24 Vergleich zwischen den Streifbietsgrößen und ihrem Anteil an Grünland-/Brachflächen bei den Dachsen der Agrarlandschaft (F5, M1, M2, M6, M7)

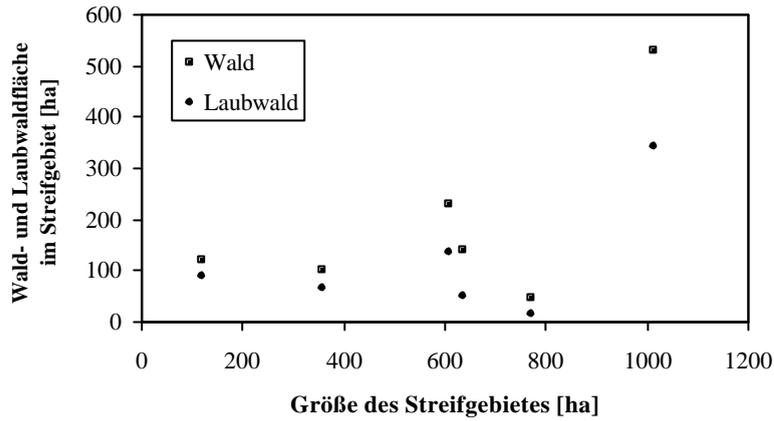


Abb. 5.25 Vergleich zwischen den Streifgebietsgrößen und ihrem Anteil an Wald- und Laubwaldflächen bei den Walddachsen (Gruppenhomerange von M3, M11, F3, F6, F8) und den Dachsen der Agrarlandschaft (F5, M1, M2, M6, M7)

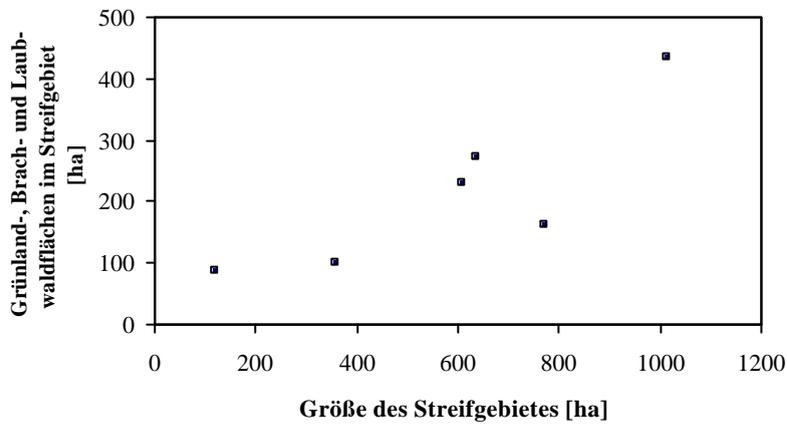


Abb. 5.26 Vergleich zwischen den Streifgebietsgrößen und ihrem Anteil an Grünland-, Brach- und Laubwaldflächen bei den Walddachsen (Gruppenhomerange von M3, M11, F3, F6, F8) und den Dachsen der Agrarlandschaft (F5, M1, M2, M6, M7)

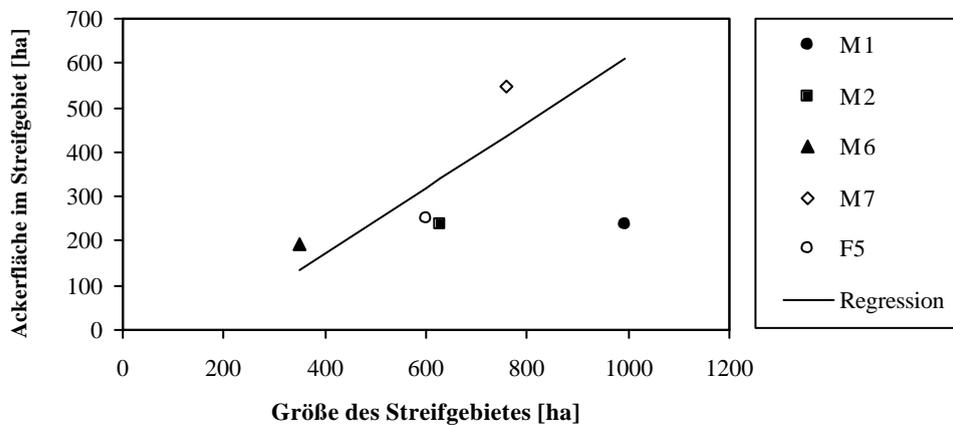


Abb. 5.27 Vergleich zwischen den Streifgebietsgrößen und ihrem Anteil an Ackerflächen bei den Dachsen der Agrarlandschaft (F5, M1, M2, M6, M7)

Abgesehen vom Rüden M1 stieg bei den Dachsen der Agrarlandschaft die Ausdehnung der Homeranges mit dem Anteil der Ackerflächen (Abb. 5.27). Allerdings erbrachten Regressionsanalysen keine statistische Signifikanz (Korrelationskoeffizient = 0,78).

5.2.6 Einfluß von Landschaftselementen auf die individuelle Raumnutzung

In Bezug auf die Homogenität der Raumnutzung unterschieden sich die Walddachse deutlich von den Tieren in agrarisch strukturierten Gebieten (Tab. 5.8). Die Walddachse nutzten ihre relativ kleinen Streifgebiete wesentlich gleichmäßiger (Quotient: Kreisflächen/Polygon 0,7 – 1,3) als Dachse, deren Territorien auch landwirtschaftliche Nutzflächen einschlossen. Letztere suchten in ihren deutlich größeren Streifgebieten nur bestimmte Bereiche auf (Quotient: Kreisflächen/Polygon 0,2 – 0,4). Die eingeschränkste Nutzung des Streifgebietes errechnete sich für den Rüden M7 mit einem Kreisflächen/Polygon-Quotienten von 0,2. Die ungleichmäßige Nutzung ihrer Streifgebiete basierte bei den Dachsen der Agrarlandschaft auf klaren Präferenzen für bestimmte Habitatbereiche.

Tab. 5.8 Homogenität der individuellen Raumnutzung: Vergleich zwischen Streifgebietsgrößen (100 % Minimum-Konvexpolygon) und genutzten Bereichen (Kreisflächen): Jeder Peilpunkt innerhalb des Streifgebietes wurde mit einem Radius von 100 m umgeben. Je größer der Quotient aus der Kreisflächensumme und dem Konvexpolygon, umso gleichmäßiger wird der Raum genutzt

| | Walddachse | | | | | Dachse der Agrarlandschaft | | | | |
|--------------------------------|------------|-----|-----|-----|-----|----------------------------|-----|-----|-----|-----|
| | F3 | F6 | F8 | M3 | M11 | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
| 100 % Konvex-Polygon (ha) | 52 | 45 | 50 | 77 | 119 | 601 | 994 | 630 | 349 | 760 |
| Kreisflächen (ha) | 67 | 61 | 67 | 91 | 87 | 168 | 306 | 237 | 145 | 187 |
| Quotient: Kreisflächen/Polygon | 1,3 | 1,3 | 1,3 | 1,2 | 0,7 | 0,3 | 0,3 | 0,4 | 0,4 | 0,2 |

Gehölzflächen beeinflussten die Raumnutzung der Dachse der Agrarlandschaft signifikant. Über 50 % ihrer Peilpunkte lagen im Wald (Abb. 5.28). In den übrigen Habitaten entfernten sie sich nie weiter als 300 m von Wäldern, Baum- oder Strauchgruppen, Hecken bzw. Gebüsch. Die Aufenthaltsorte der Tiere (Peilpunkte: n = 799) in bzw. in der Nachbarschaft von Gehölzflächen unterschied sich signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung ($\alpha < 0,001$).

Ein eindrucksvolles Beispiel für Inhomogenitäten der Raumnutzung (Kreisflächen/Polygon-Quotient: 0,2, Tab. 5.8) bedingt durch die Präferenz bewaldeter Homerangebereiche lieferte der Rüde M7. Wie die Auswertung der Peilungen belegt, entfernte auch er sich nie weiter als 300 m von Waldhabitaten, obwohl bewaldete Strukturen (Wälder, Feldgehölze, Gebüsch, Hecken u.ä.) nur 6 % seines relativ großen Streifgebietes (760 ha) bedeckten (Abb. 5.29). Die Präferenz für Gehölzflächen war auch bei M7 statistisch abzusichern. Der Abstand der Peilpunkte (n = 89) vom nächsten Gehölz unterschied sich signifikant ($\alpha < 0,001$) von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung.

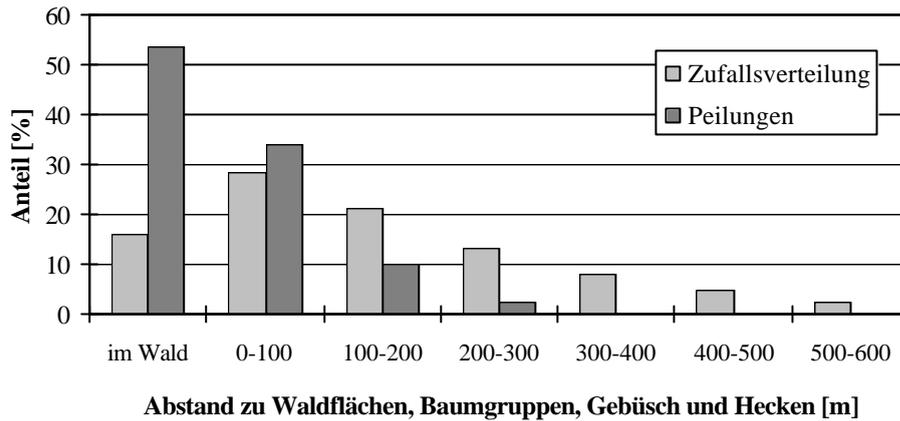


Abb. 5.28 Einfluß von Waldstrukturen auf die Raumnutzung der Dachse der Agrarlandschaft (F5, M1, M2, M6, M7): Prozentualer Anteil der Peilpunkte (n = 799) in sowie im Abstand von 0 – 600 m zu Gehölzflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung $\alpha < 0,001$

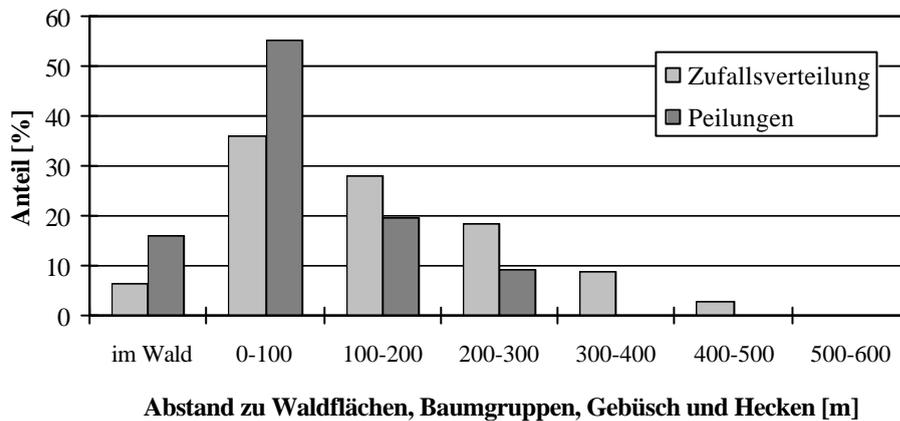


Abb. 5.29 Einfluß von Waldstrukturen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M7: Prozentualer Anteil der Peilpunkte (n = 89) in sowie im Abstand von 0 – 600 m zu Gehölzflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung $\alpha < 0,001$

Die Auswertung der Fundorte von Verkehrsverlusten bestätigt den signifikanten Einfluß bewaldeter Strukturen auf die Raumnutzung von Dachsen. Innerhalb von 3 Jahren wurden auf der gesamten Insel 88 Totfunde erfaßt. Über 90 % dieser Tiere kamen auf Straßen im Wald oder in der Nähe von Gehölzflächen (maximale Entfernung von 100 m) zu Tode (Abb. 5.30). Abgesehen von einem Verkehrsoffer (Abstand zu Gehölzflächen: 720 m) waren die Fundorte nie weiter als 400 m von Wäldern, Baum- oder Strauchgruppen, Hecken und Gebüsch entfernt. Die Lage der Fundorte verkehrstoter Dachse (n = 88) wich in Bezug auf die Verteilung von Gehölzflächen signifikant ($\alpha < 0,001$) von der Zufallsverteilung ab. Nach der Zufallsverteilung waren Entfernungen bis zu 1000 m möglich.

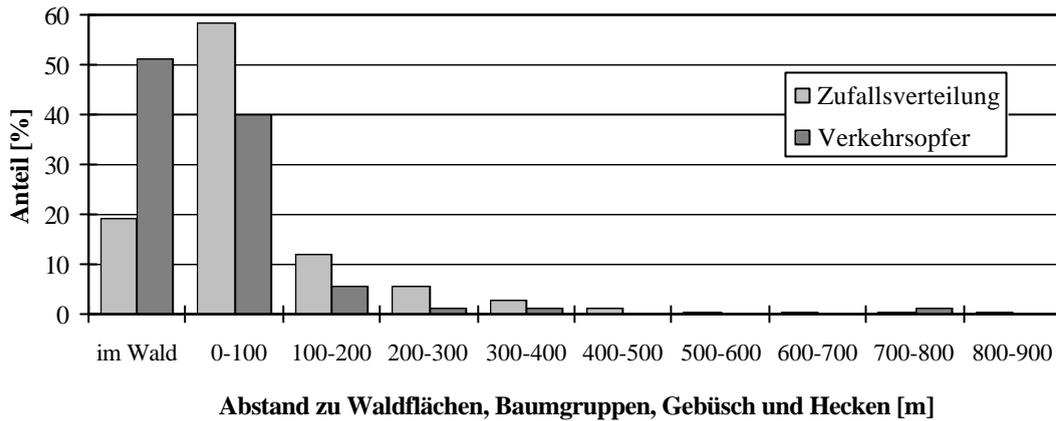


Abb. 5.30 Einfluß von Waldstrukturen auf die Raumnutzung von Dachsen: Prozentualer Anteil der Fundorte von Verkehrsverlusten (n = 88) in sowie im Abstand von 0 – 900 m zu Gehölzflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung $\alpha < 0,001$

Trotz relativ geringer Flächengrößen sind **Feuchtbiootope** wie Gewässer, Sümpfe, Moore und Uferbereiche in den Streifgebieten in beachtlichem Umfang vorhanden (Tab. 5.9). So liegen in den Streifgebieten der Agrarlandschaftsdachse 30 % bis 45 % der Punkte einer Zufallsverteilung 100 m oder näher an Feuchtflächen (Abb. 5.31). Alle Dachse hielten sich an Feuchtbiotopen auf. Zwischen 16 und 60 % ihrer Peilpunkte lagen maximal 100 m von Gewässern, Sümpfen, Mooren und Uferbereichen entfernt. Eine deutliche Präferenz für Feuchtbereiche zeigten die Walddachse und die Rüden M2 und M7 (Abb. 5.31). Allerdings war nur der Dachsrüde M2 signifikant häufiger als erwartet ($\alpha < 0,05$) in unmittelbarer Nähe (Umkreis von 100 m) von Feuchtflächen anzutreffen. Der bevorzugte Bereich lag jedoch zwischen 50 und 100 m (Abb. 5.33). Weder bei den Walddachsen (Abb. 5.32) noch beim Rüden M7 erwiesen sich die Präferenzen als statistisch signifikant, obwohl 35 % der Ortungen des Dachsrüden M7 nicht weiter als 50 m von solchen Strukturen entfernt lagen (Abb. 5.34). M1, M6 und die Fähe F5 suchten Feuchtbiootope seltener auf als es den Erwartungswerten der Zufallsverteilung entsprach (Abb. 5.31).

Tab. 5.9a Einfluß von Feuchtflächen auf die Raumnutzung der Dachse der Agrarlandschaft – Vergleich zwischen Angebot (ha) und Nutzung (+ = Peilungen in Feuchtflächen, – = keine Peilungen in Feuchtflächen) von Gewässern, Sümpfen, Mooren und Uferbereichen

| Gewässer, Sumpf, Moor und Uferbereiche im Streifgebiet | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
|---|------|-------|-------|------|------|
| Graben < 3m (ha) | | 0,71 | | | 0,52 |
| Nutzung (Peilungen) | | – | | | – |
| temporäre und permanente Kleingewässer < 1ha (ha) | 2,31 | 15,73 | 10,19 | 2,79 | 4,23 |
| Nutzung (Peilungen) | – | + | + | – | – |
| See > 1ha (ha) | | | | 2,48 | 5,13 |
| Nutzung (Peilungen) | | | | – | – |
| Moor / Sumpf (ha) | 8,08 | 4,10 | 1,81 | 4,35 | |
| Nutzung (Peilungen) | + | + | + | – | |

Tab. 5.9b Einfluß von Feuchtflächen auf die Raumnutzung der Walddachse – Vergleich zwischen Angebot (ha) und Nutzung (+ = Peilungen in Feuchtflächen, – = keine Peilungen in Feuchtflächen) von Gewässern, Sümpfen, Mooren und Uferbereichen

| Gewässer, Sumpf, Moor und Uferbereiche im Streifgebiet | F3 | F6 | F8 | M3 | M11 |
|--|------|------|------|------|------|
| temporäre und permanente Kleingewässer < 1ha (ha) | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Nutzung (Peilungen) | + | – | – | – | – |
| Moor / Sumpf (ha) | 0,60 | | | 0,43 | 1,93 |
| Nutzung (Peilungen) | – | | | + | + |

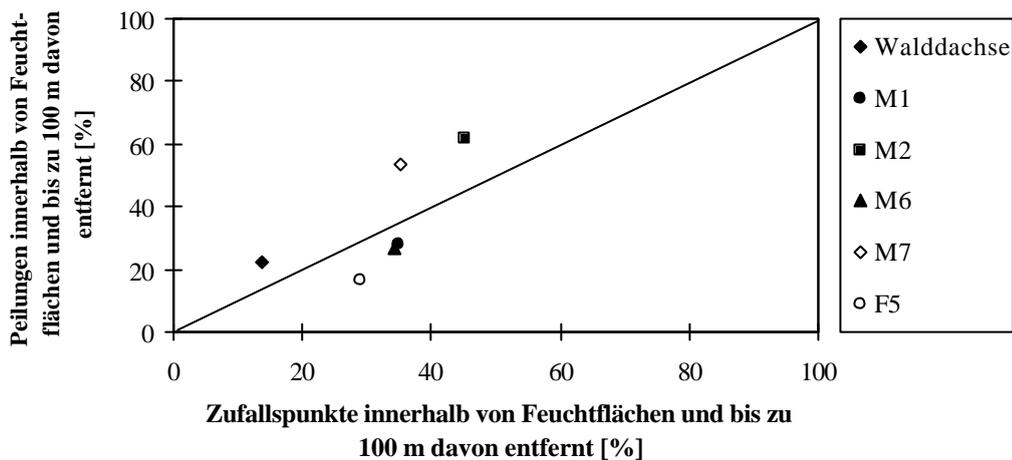


Abb. 5.31 Einfluß von Feuchtflächen auf die Raumnutzung von Dachsen: Vergleich zwischen den prozentualen Anteilen von Peilpunkten ($89 \leq n \leq 410$) in und nahe bei Feuchtbiotopen (≤ 100 m) und den Erwartungswerten einer Zufallsverteilung. Punkte entlang der Winkelhalbierenden zeigen eine Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit. Punkte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen überdurchschnittliche, Punkte unterhalb unterdurchschnittliche Nutzung feuchtflächennaher Bereiche

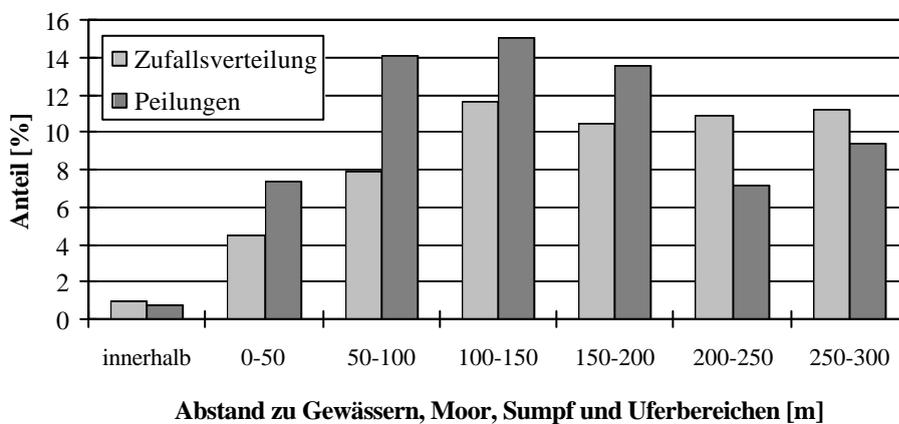


Abb. 5.32 Einfluß von Feuchtbiotopen auf die Raumnutzung der Walddachse: Prozentualer Anteil der Peilungen ($n = 410$) in sowie im Abstand von 0 – 300 m zu Gewässern, Mooren, Sümpfen und Uferbereichen – Vergleich mit den Erwartungswerten der Zufallsverteilung ($\alpha > 0,05$: getestet wurde nur die Verteilung bis 100 m mit $n = 91$)

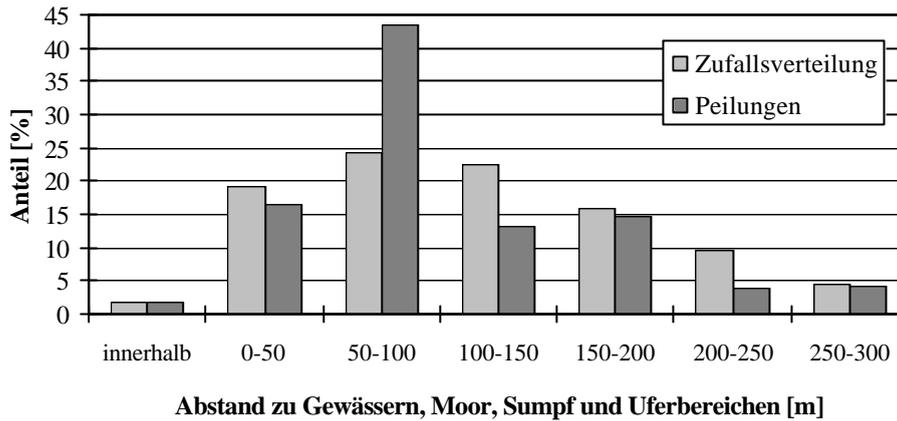


Abb. 5.33 Einfluß von Feuchtbiotopen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M2: Prozentualer Anteil der Peilungen (n = 235) in sowie im Abstand von 0 – 300 m zu Gewässern, Mooren, Sümpfen und Uferbereichen – Vergleich mit den Erwartungswerten der Zufallsverteilung ($\alpha < 0,001$: getestet wurde nur die Verteilung bis 100 m mit n = 145)

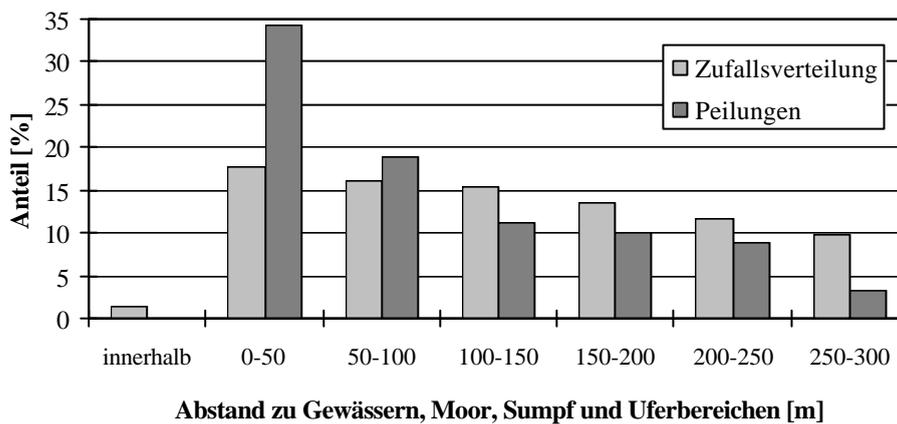


Abb. 5.34 Einfluß von Feuchtbiotopen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M7: Prozentualer Anteil der Peilungen (n = 89) in sowie im Abstand von 0 – 300 m zu Gewässern, Mooren, Sümpfen und Uferbereichen – Vergleich mit den Erwartungswerten der Zufallsverteilung ($\alpha > 0,05$: getestet wurde nur die Verteilung bis 100 m mit n = 47)

5.2.7 Saisonale Raum- und Habitatnutzung

5.2.7.1 Jahreszeitliche Veränderungen der Streifgebietsgröße

Saisonale Veränderungen der Streifgebietsgröße zeigten alle Dachse unabhängig von der Lage ihrer Aktionsräume im geschlossenen Waldgebiet oder in agrarisch dominierten Bereichen der Insel Rügen. Allerdings waren die jahreszeitlichen Fluktuationen der Streifgebietsgrößen bei den Dachsen der Agrarlandschaft wesentlich ausgeprägter als bei den Walddachsen (Tab. 5.10 – 5.12).

Die Walddachse beliefen bereits im **Frühjahr** durchschnittlich ca. 75 % (Tab. 5.11) ihrer relativ kleinen Streifgebiete (Mittelwert $68,6 \pm 30,8$ ha, Tab. 5.10), während die Dachse der Agrarlandschaft zu

dieser Jahreszeit nur einen geringen Teil ihres Territoriums nutzten. Im Mittel erreichte ihr Streifgebiet knapp 44 % ($242,3 \pm 114,2$ ha) des Gesamtstreifgebietes (Mittelwert $666,8 \pm 235,8$ ha) (Tab. 5.10 und Tab. 5.11).

Verglichen mit der Dimension des Frühjahr-Homeranges dehnten die Dachse der Agrarlandschaft im **Sommer** ihre Streifgebiete stark aus (Mittelwert $459,8 \pm 193,6$ ha, Tab. 5.10) und beliefen zu dieser Jahreszeit ihre größten Aktionsräume. Wie die Walddachse nutzten sie im Sommer durchschnittlich etwa 75 % ihres gesamten Territoriums. Am extremsten war die Expansion bei der führenden Fähe F5 (Tab. 5.12). Sie erweiterte ihr Territorium von 95 ha im Frühjahr (16 % des gesamten Streifgebiets) auf 580 ha (96,5 % ihres Gesamtstreifgebietes).

Im **Herbst** beliefen die Agrarlandschaftsdachse mit einem Mittelwert von 384,5 ha nur noch die Hälfte der Gesamtstreifgebiete. Am extremsten war die Reduktion wiederum bei der Fähe F5 auf 25 % ihres Gesamtstreifgebietes (Tab. 5.12). Die Ausdehnung des Streifgebietes im Sommer und dessen Reduktion im Herbst war bei allen Dachsen der Agrarlandschaft zu beobachten. Die einzige Ausnahme bildete der Rüde M6. Er reduzierte sein Streifgebiet zwar im Herbst, vergrößerte aber im Vergleich zum Frühjahr sein Sommerstreifgebiet nicht (Tab. 5.12). Bei den Walddachsen kam es im Herbst zu einer geringfügigen Ausdehnung des Homeranges auf durchschnittlich 82 % des Gesamtstreifgebietes (Tab. 5.11).

Die Streifgebiete der Agrarlandschaftsdachse M1 und M2 wurden auch im **Winter** erfaßt. Bei beiden Tieren war eine deutliche Reduktion der Streifgebietsgröße im Vergleich zum Herbst zu beobachten.

Geschlechtsspezifische Unterschiede waren zwar in den Streifgebietsgrößen, nicht aber in der Art der Raumnutzung erkennbar. Allerdings unterschied sich die Raumnutzung des residenten Rüden M11 deutlich von der des subadulten Rüden M3: Der Dachsrüde M11 nutzte bereits im Frühjahr 95,8 % des Streifgebietes, während das Territorium des M3 erst im Sommer von 50 auf 88 % seines Jahresstreifgebiets anstieg (Tab. 5.12).

Tab. 5.10 Durchschnittliche Streifgebietsgröße der Walddachse und der Dachse der Agrarlandschaft – Vergleich des Gesamtstreifgebietes, der geschlechtsspezifischen und saisonalen Homeranges

| Streifgebietsgröße | Walddachse | | Dachse der Agrarlandschaft | |
|---------------------|-----------------|-------|----------------------------|-------|
| | (ha) | | (ha) | |
| Gesamtstreifgebiete | $68,6 \pm 30,8$ | n = 5 | $666,8 \pm 235,8$ | n = 5 |
| Rüden | $98,0 \pm 29,7$ | n = 2 | $683,3 \pm 269,0$ | n = 4 |
| Fähen | $49,0 \pm 3,6$ | n = 3 | 601,0 | n = 1 |
| Frühjahr | $52,6 \pm 34,4$ | n = 5 | $242,3 \pm 114,2$ | n = 4 |
| Sommer | $53,3 \pm 15,4$ | n = 4 | $459,8 \pm 193,6$ | n = 4 |
| Herbst | $47,7 \pm 13,9$ | n = 3 | $384,5 \pm 394,6$ | n = 4 |
| Winter | | | $308,0 \pm 330,9$ | n = 2 |

Tab. 5.11 Saisonale Streifgebietsgröße der Walddachse und der Dachse der Agrarlandschaft – Prozentuale Anteile des Gesamtstreifgebietes. Es wurden nur Tiere einbezogen, die mindestens 2 Jahreszeiten telemetriert werden konnten

| | Streifgebietsgröße (%) | | | |
|----------------------------|------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter |
| Dachse der Agrarlandschaft | 43,7 ± 21,4 n = 4 | 76,5 ± 17,0 n = 4 | 50,4 ± 33,4 n = 4 | 33,1 ± 30,3 n = 2 |
| Rüden | 53,0 ± 13,0 n = 3 | 69,8 ± 12,9 n = 3 | 59,0 ± 35,1 n = 3 | 33,1 ± 30,3 n = 2 |
| Fähen | 15,8 n = 1 | 96,5 n = 1 | 24,5 n = 1 | |
| Walddachse | 74,4 ± 16,7 n = 5 | 75,7 ± 20,0 n = 4 | 82,1 ± 2,3 n = 3 | |
| Rüden | 73,2 ± 31,9 n = 2 | 70,6 ± 25,0 n = 2 | 81,8 n = 1 | |
| Fähen | 75,1 ± 6,8 n = 3 | 80,7 ± 21,6 n = 2 | 82,3 ± 3,3 n = 2 | |

Tab. 5.12 Größe der individuellen Gesamtstreifgebiete (ha) und der saisonalen Aktionsräume (ha) – n = Anzahl der Aktivitätspeilungen, m = männlich, w = weiblich. *Fähe mit 3 Jungtieren, **Fähe mit 2 Jungtieren

| Dachs | Geschlecht | Alter | Streifgebiete (ha) | | | | | | | | | |
|----------------------------|------------|----------|--------------------|---------|----------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|
| | | | Gesamt | | Frühjahr | | Sommer | | Herbst | | Winter | |
| Dachse der Agrarlandschaft | | | | | | | | | | | | |
| M1 | m | adult | 994 | n = 287 | | | | | 953 | n = 221 | 542 | n = 66 |
| M2 | m | adult | 630 | n = 235 | 363 | n = 67 | 406 | n = 68 | 347 | n = 61 | 74 | n = 39 |
| M6 | m | adult | 349 | n = 91 | 220 | n = 31 | 211 | n = 30 | 91 | n = 30 | | |
| M7 | m | adult | 760 | n = 89 | 291 | n = 34 | 642 | n = 37 | | n = 18 | | |
| F5* | w | adult | 601 | n = 97 | 95 | n = 31 | 580 | n = 33 | 147 | n = 31 | | n = 2 |
| Walddachse | | | | | | | | | | | | |
| M3 | m | subadult | 77 | n = 126 | 39 | n = 32 | 68 | n = 36 | 63 | n = 56 | | n = 2 |
| M11 | m | adult | 119 | n = 62 | 114 | n = 33 | 63 | n = 28 | | n = 1 | | |
| F3** | w | adult | 52 | n = 103 | 35 | n = 30 | 34 | n = 30 | 44 | n = 41 | | |
| F6 | w | subadult | 45 | n = 62 | 36 | n = 28 | | | 36 | n = 32 | | n = 2 |
| F8 | w | subadult | 50 | n = 57 | 39 | n = 28 | 48 | n = 28 | | n = 1 | | |

5.2.7.2 Jahreszeitliche Veränderungen der Habitatnutzung und Habitatwahl

Während der Wintermonate hielten sich die Tiere verstärkt im bzw. in der Nähe ihres Überwinterungsbauens im Wald auf (Abb. 5.35). In dieser Jahreszeit war die Aktivität der Dachse stark eingeschränkt. Bei Frost oder starkem Schneefall verblieben sie mehrere Tage im Bau. Bei Temperaturen um den Gefrierpunkt und darüber verließen sie zwar den Bau für kurze Zeit, entfernten sich aber oft nur wenige Meter.

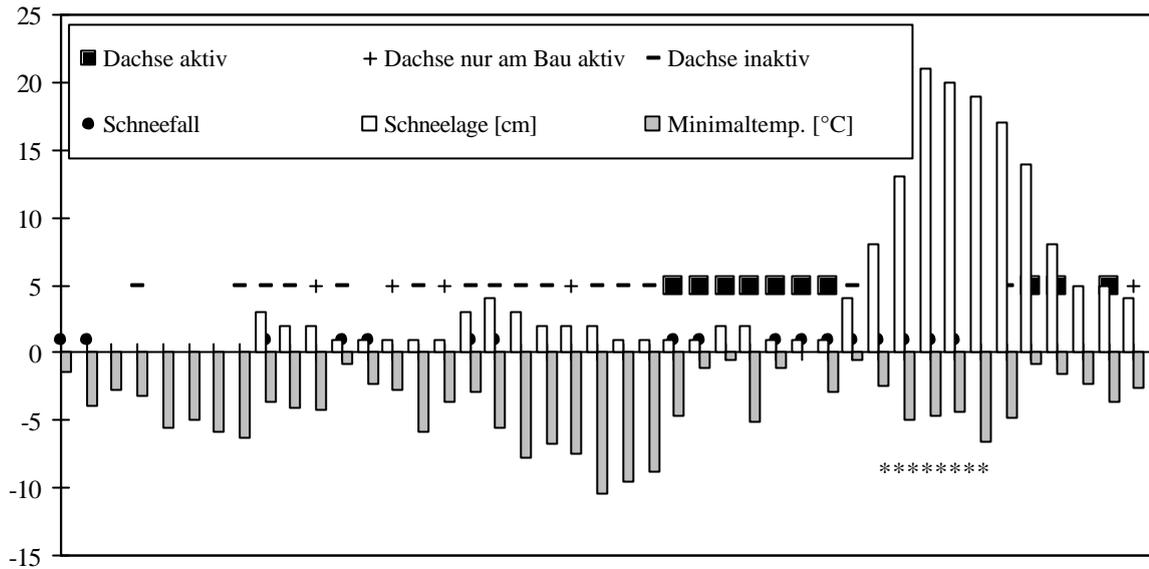


Abb. 5.35 Aktivität von Dachsen im Winter (19.01.96 bis 01.03.96) in Abhängigkeit von der Witterung – "Dachse aktiv": Entfernung vom Bau ≥ 50 m, "Dachse inaktiv": Verbleiben der Tiere im Bau, "Dachse nur am Bau aktiv": Entfernung vom Bau ≤ 10 m, ***** Baukontrolle aufgrund extremer Schneelage nicht möglich – Aktivität unwahrscheinlich

Im Frühjahr (März bis Mai) waren die Dachse vor allem im Wald bzw. in Gehölzen anzutreffen, aber auch Dauergrünland- und Brachflächen wurden häufig aufgesucht (Abb. 5.36). Maximal 20 % der Peilungen (Mittelwert aus $n = 4$) lagen im Ackerland, obwohl dieser Habitattyp bei allen Tieren einen großen Flächenanteil (mindestens 24 %) der Streifgebiete stellte. Erst im Sommer mit der Reife von Getreide, Futtererbsen usw. verlagerte sich die bisher bevorzugte Nutzung des Waldes zugunsten von Ackerflächen (Abb. 5.36). Während der trockenen Sommermonate wurden außerdem Grünland- und Brachflächen verstärkt aufgesucht. Ab September zogen sich die Tiere wieder stärker in den Wald bzw. in Gehölzflächen zurück. Im Oktober lag nur noch ein Fünftel der Peilpunkte (Mittelwert aus $n = 5$) in landwirtschaftlich genutzten Flächen. Ab November wurden die Tiere fast ausschließlich im Wald bzw. in Gehölzen geortet. Feuchtflächen wurden in geringem Maße ganzjährig aufgesucht.

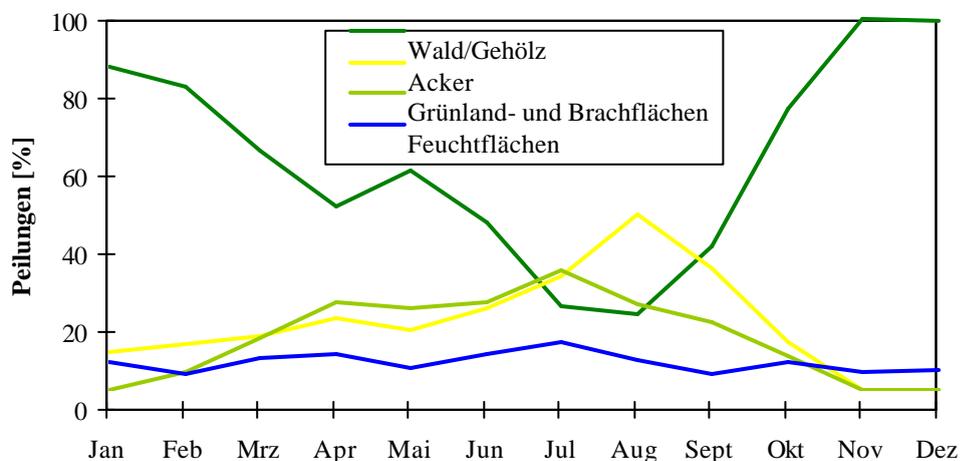


Abb. 5.36 Saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung von Dachsen ($3 \leq n \leq 5$) im agrarisch strukturierten Gebiet der Insel Rügen

Bei der Fähe F5 und den Rüden M1 und M6 entsprach die saisonale Habitatwahl der des gesamten Untersuchungszeitraums (Tab. 5.13). Nur die Rüden M2 und M7 verlagerten ihre Habitatnutzung im Jahresverlauf signifikant. Beide Tiere suchten Ackerflächen im Frühjahr signifikant seltener als erwartet auf, nutzten sie aber im Sommer entsprechend ihrer Verfügbarkeit. Gleichzeitig suchte M7 die zuvor signifikant präferierten Grünland- und Brachflächen im Sommer seltener auf (Tab. 5.13).

Tab. 5.13 Dachse der Agrarlandschaft – Saisonale Änderungen der Habitatwahl bei Wald, Acker und Grünland/Brachen – ein Vergleich mit der Habitatwahl im gesamten Untersuchungszeitraum (alle erfaßten Quartale) nach Ergebnissen der Habitatnutzungsanalyse nach NEU et al. (1974): + = signifikant verstärkte Nutzung ($\alpha < 0,05$), o = Nutzung entsprechend der Verfügbarkeit, – = signifikant verminderte Nutzung ($\alpha < 0,05$)

| F5 | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | alle Quartale |
|-----------|----------|--------|--------|--------|---------------|
| Wald | o | o | o | | o |
| Grünland | – | – | – | | – |
| Acker | o | o | o | | o |
| M1 | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | alle Quartale |
| Wald | | | + | + | + |
| Grünland | | | – | – | – |
| Acker | | | – | – | – |
| M2 | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | alle Quartale |
| Wald | + | + | + | + | + |
| Grünland | – | – | – | – | – |
| Acker | – | o | – | – | – |
| M6 | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | alle Quartale |
| Wald | o | o | o | | o |
| Grünland | o | o | o | | o |
| Acker | o | o | o | | o |
| M7 | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | alle Quartale |
| Wald | o | o | | | o |
| Grünland | + | o | | | + |
| Acker | – | o | | | – |

5.2.8 Territorialität, extraterritoriale Streifzüge und Dismigration

5.2.8.1 Territorialität

Die telemetrischen Peilungen belegen die Abgrenzung der Streifgebiete benachbarter Clans oder Individuen und dokumentieren die Territorialität der Dachse auf Rügen (Abb. 5.10 und 5.37). Die formale Überlappung der Homeranges der Walddachse mit dem Aktionsraum des Rüden M1 ist methodisch bedingt (Darstellung als Minimum-Konvexpolygon). Der Rüde M1 hat das Territorium der Walddachse abgesehen von 2 kurzen Aufenthalten stets gemieden. Zahlreiche Peilpunkte lagen aber im Grenzbereich zum Territorium der Walddachse (Abb. 5.37).

Weitere Hinweise auf die Territorialität ergeben sich aus der Überlagerung der Homeranges der Walddachse zu einem gemeinsamen Clanstreifgebiet (Abb. 5.37) und der Konstanz der Streifgebiete im Jahresvergleich (Abb. 5.38).

Außerdem wurden im Frühjahr während der Hauptpaarungszeit häufig Bißverletzungen bei den Rüden registriert.

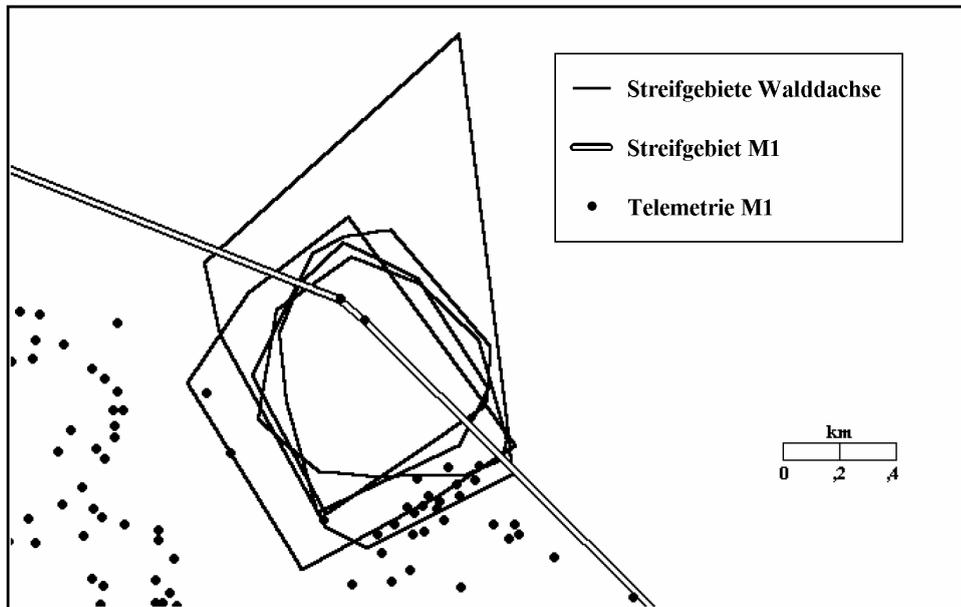


Abb. 5.37 Territorialität: Streifgebiete der Walddachse und des Rüden M1

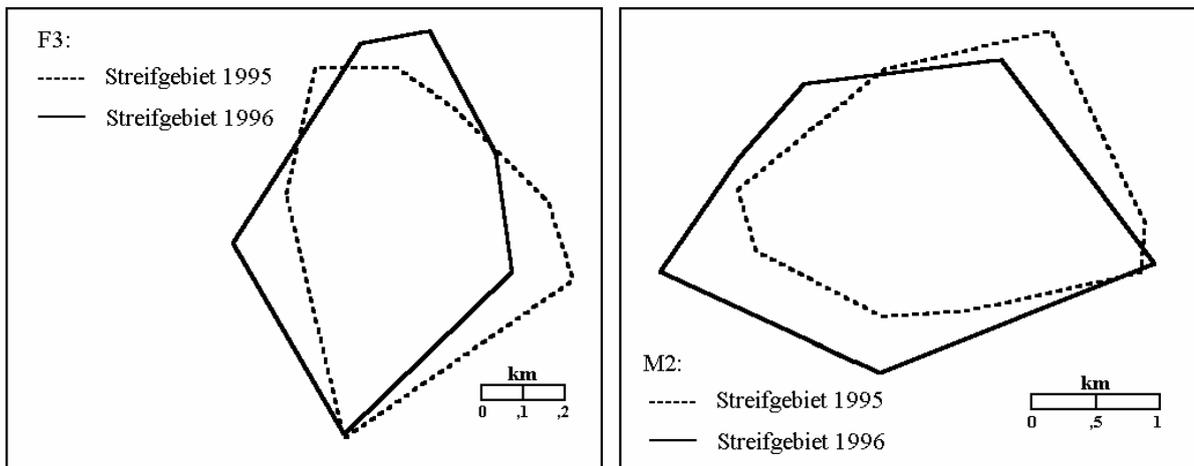


Abb. 5.38 Streifgebetsgrößen der Fähe F3 und des Rüden M2 im Jahresvergleich (1995, 1996)

5.2.8.2 Dismigration

Dismigration wurde weder bei Adulten noch bei Jungtieren beobachtet. Von den 3 telemetrierten subadulten Tieren (M3, F6, F8) verblieben die Fähen auch in ihrem 2. Lebensjahr gemeinsam mit dem residenten Dachspaar im Hauptbau. Der Rüde M3 wechselte im Sommer seines 2. Lebensjahres vom Hauptbau seines Clans in einen etwa 100 m entfernten Nebenbau, nutzte aber weiterhin das gemeinsame Streifgebiet.

5.2.8.3 Extraterritoriale Streifzüge

Während der Vegetationsperiode suchten die besenderten Tiere nach Verlassen des Baues unterschiedliche Bereiche zur Nahrungsaufnahme auf. Nach einer gewissen Zeit wechselten sie das Gebiet und verbrachten auch hier je nach Ausbeute einige Zeit. Die Tiere bewegten sich zielstrebig, wirkten dabei jedoch keineswegs „hektisch“. Im Herbst hielten sich 2 der Dachse (F5, M6) fast die ganze Nacht in einem Maisschlag auf.

Das Verhalten von 2 Dachsrüden (M8, M10) während der Hauptpaarungszeit im Frühjahr wich stark von diesem Muster ab. Sie drangen mehrfach in benachbarte Territorien ein (Abb. 5.39). Diese „Visiten“ und die Zuordnung der Streifgebiete sind im folgenden genauer beschrieben:

M1: Besendert vom 24.09.94 – 09.02.95

Der Rüde M1 wurde am 24.09.94 am Bau A gefangen. Sichtbeobachtungen vor dem Fang lassen auf eine alleinige Nutzung seines Hauptbaues (Bau A) schließen. M1 nutzte diesen Bau zur Überwinterung von Dezember bis Februar (bei 24 von 28 Kontrollen übertagte er in Bau A).

Vor der Überwinterungsphase nutzte er 6 verschiedene Dachsbauwerke und übertagte dabei mehrmals in einem größeren Baukomplex (Bau F, Abb. 5.39), der von mindestens 2 weiteren Dachsen besetzt war. Am 09.02.95 wurde er bei einer Straßenüberquerung vom Auto überfahren. Eine Altersbestimmung auf Grundlage von Zahnschnitten (AHNLUND 1976, ANSORGE 1995) wies ihn als 4-jähriges Tier aus.

M2: Besendert vom 21.12.94 – 05.03.97

Der adulte Rüde M2 wurde am 21.12.94 am Bau B besendert (Abb. 5.39). Seinen Hauptbau teilte er in beiden Beobachtungsjahren zumindest im Frühjahr mit 2 weiteren adulten Dachsen. Im ersten Jahr handelte es sich um eine adulte Fähe, die im Sommer 3 Welpen führte und vermutlich um einen weiteren Rüden (er wurde bei Begattungsversuchen mit der Fähe beobachtet). Im 2. Jahr wurden an diesem Bau ebenfalls Jungtiere aufgezogen.

Die Telemetrieergebnisse ergaben eine deutliche Abgrenzung des Aktionsraums von M2 zum Territorium des Rüden M1 (Abb. 5.39). Außerdem waren die Jahresstreifgebiete von M2 im Vergleich der Jahre 1995 und 1996 annähernd identisch (Abb. 5.38) - ein weiterer Hinweis auf Territorialität.

Am 24.08.95 wurde der Rüde M2 wieder gefangen. Er ließ einen guten Gesundheitszustand erkennen und wies keine Verletzungen auf. Bei der Entfernung des Senders im März hatte er zahlreiche, stark vereiterte Bißwunden am Kopf (oberhalb der Augen an beiden Seiten flächige Verletzungen, ein Ohr völlig abgerissen).

M8: Besendert vom 14.03.96 – 22.04.96

Am 14.03.96, ein Jahr nach dem Verkehrstod des Rüden M1, gelang am Bau A die Besenderung des adulten Rüden M8 (Abb. 5.39). Da Bauwechsel im Winter bei Minustemperaturen extrem selten sind, handelte es sich sicher um seinen Überwinterungsbau. Der Rüde wies einen guten Gesundheitszustand und abgesehen von einer bereits verschorften Bißwunde an der linken Schulter keine Verletzungen auf.

M8 nutzte zwar den ehemaligen Bau des Rüden M1, übernahm aber nur einen relativ kleinen Teil seines Streifgebietes. Statt dessen dehnte M8 sein Homerange nach Südwesten aus:

Er durchquerte in den folgenden Nächten mehrfach das Territorium von M2, um sich dann südlich von dessen Streifgebiet längere Zeit aufzuhalten. Zur Übertagung nutzte er entweder Bau C oder kehrte

wieder zurück in den Bau A. Der Transit durch das Streifgebiet von M2 erfolgte stets sehr zügig. Am 18.03.96 hielt er sich jedoch ca. 10 min in der Nähe von Bau B auf. Als der Rüde M2 auftauchte (vermutlich kam er direkt aus dem Bau, da zuvor sein Signal nicht detektiert werden konnte), zog M8 sehr schnell nach Norden weiter. Er verbrachte eine Stunde im Bereich des Hühnermoors in der Nähe des Baues A und bewegte sich dann wieder zügig durch das Streifgebiet des M2. 20 min später war er am Bau C, in dem er auch übertagte.

Am 05.04. und 08.04. wurde er nochmals im nördlichen Teil des Streifgebietes von M2 telemetriert. Die Aufenthaltsorte von M2 während dieser Zeit waren nicht festzustellen. Er hielt sich jedenfalls nicht in der Nähe von M8 auf. Die übrigen Peilungen lagen außerhalb des Homeranges von M2.

Am 22.04. streifte der Rüde M8 seinen Sender ab.

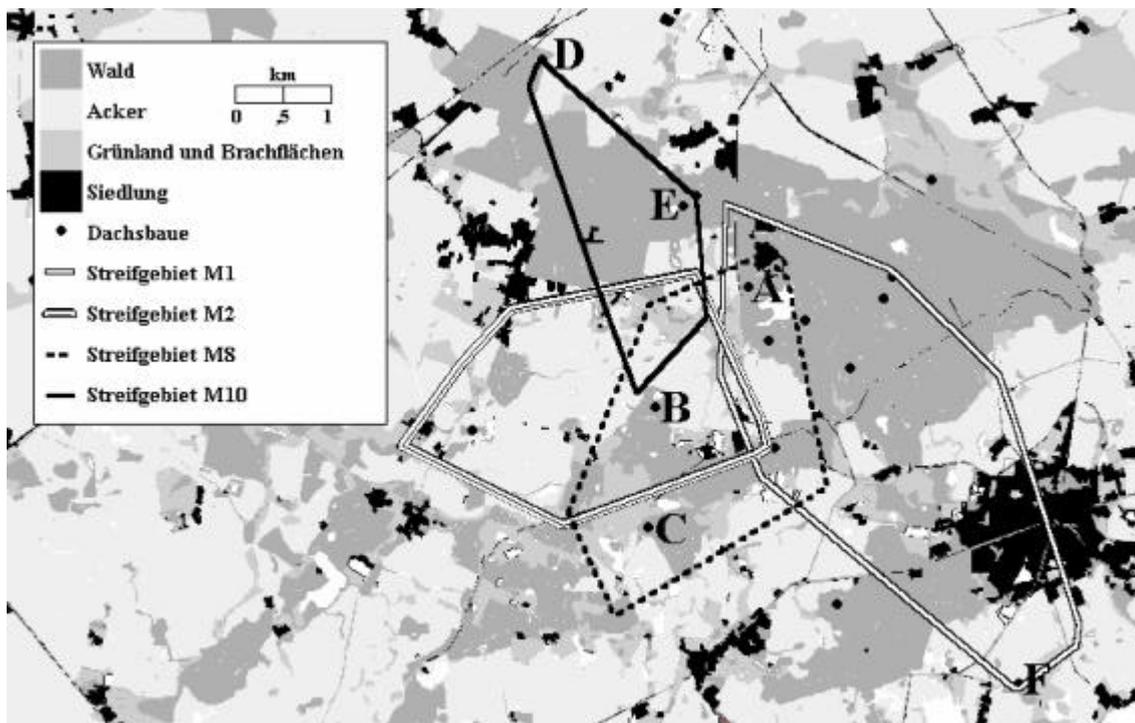


Abb. 5.39 Lage der Frühjahrsstreifgebiete von 2 Dachsrüden (M8, M10) im Bereich etablierter Gesamtstreifgebiete von 2 ehemals benachbarten Dachsrüden (M1, M2).

M10: Besendert vom 26.03.96 – 01.04.96

Der Dachsrüde M10 wurde am Bau D gefangen (Abb. 5.39). Es handelte sich um einen alten (Incisivi vorne unten völlig abgeschliffen), relativ mageren Rüden (11 kg) mit rädigen Stellen im Fell. Sein linkes Ohr war zerfetzt und verschorft.

Nach der Besenderung übertagte er im Bau D, einem regelmäßig zur Jungenaufzucht genutzten und von mindestens 2 weiteren Dachsen besetzten Hauptbau. Vom 27. auf den 28.03 zog er nachts um in den Nebenbau von Bau E. Der Hauptbau E lag ca. 150 m vom Nebenbau entfernt und war wie Bau D von mindestens 2 weiteren Dachsen besetzt.

Am 29.03 hielt sich der Rüde M10 nach Verlassen des Baues 2 Stunden im Umkreis von 500m um Bau E auf und bewegte sich dann zügig Richtung Bau D. Knapp 5 Minuten verblieb er im unmittelbaren Bereich des Baues D und bewegte sich dann wiederum sehr zügig nach Süden, bis ca. 150 m westlich vom Hauptbau des Dachses M2. In diesem Bereich lag eine Schwarzwildkürung, an der er

sich mindestens 10 min aufhielt. Danach wurde er im nördlichen Teil des Streifgebietes des M2 telemetriert. Er übertagte wiederum im Nebenbau. Dort war er auch die nächsten beiden Tage anzutreffen. Am 01.04 zog er um in den Hauptbau E. Hier streifte er entweder den Sender ab oder verendete. Da er abgesehen vom Tag nach der Besenderung stets im Bau E übertagte, wird angenommen, daß die Aufenthalte am Bau D und beim Bau B Ausflüge in fremde Territorien waren.

Die starke Aktivität adulter Rüden (M2, M6, M3) im Frühjahr zeigte sich auch an einer Häufung der Bauwechsel in diesem Quartal (Abb. 5.40). Bei den Fähen fanden erst Anfang Mai Bauwechsel statt.

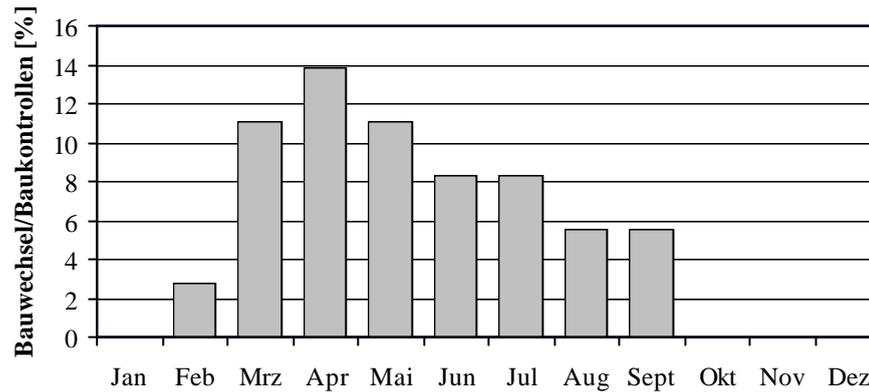


Abb. 5.40 Relative Häufigkeit von Bauwechslern (Monatsmittel in %) bei 3 adulten Dachsrüden (n = 432) im Jahresverlauf

5.3 Diskussion

5.3.1 Streifgebietsgrößen

Durch unterschiedliche Erfassungs- und Berechnungsmethoden wird der Vergleich von Streifgebietsgrößen und darauf basierender Habitatanalysen erschwert. Literaturdaten beziehen sich einerseits auf Gruppenterritorien, überwiegend durch Ausbringen von Plastmarken erfaßt (KRUUK 1989), andererseits auf individuelle anhand von Telemetriedaten ermittelte Streifgebietsgrößen.

Zur Berechnung eines Homeranges auf der Basis von Telemetriedaten ist die Konvexpolygon-Methode die am häufigsten verwendete und am einfachsten durchzuführende Methode (HARRIS et al. 1990). Ein weiterer Vorteil dieser Methode liegt in der Eindeutigkeit des zugrundeliegenden Algorithmuses, wodurch ein Vergleich mit anderen Resultaten stets möglich ist. Methoden wie 'Harmonic Mean' oder Clusteranalysen stellen die Nutzung eines Streifgebietes wesentlich differenzierter dar (DIXON & CHAPMAN 1980, HARRIS et al. 1990). Sie sind jedoch vom verwendeten Algorithmus abhängig, der je nach Art der Ausführung zusätzliche Parameter enthält, was die Vergleichbarkeit mit anderen Ergebnissen erschwert.

Da Vermeidungszonen nicht berücksichtigt und eine konvexe Form des Homeranges vorausgesetzt werden (ANDERSON 1982, HARRIS et al. 1990), stellt das Minimumkonvex-Polygon eine relativ grobe Abschätzung des realen Raumannspruchs dar, ermöglicht aber grundsätzlich eine tendenzielle Einordnung der Streifgebietsgröße.

Die Nachteile der Konvexpolygon-Methode lassen sich durch zusätzliche Analysen, z.B. die Verteilung von Peilungen in Abhängigkeit von ausgewählten Landschaftselementen ausgleichen. Der Aufwand dieser Verfahren ist allerdings wesentlich größer. Zudem müssen relevante Landschaftselemente bzw. Habitattypen ausgewählt werden, was jedoch aufgrund der Erfahrungen und Beobachtungen des Bearbeiters bei der Telemetrie der Tiere kein Problem darstellt.

In anderen Untersuchungen werden die Homeranges häufig als 95 % MKP berechnet, um kurzzeitige Exkursionen residenter Dachse auszuschließen, die nicht mit dem Nahrungserwerb zusammenhängen. In dieser Untersuchung zeigte sich jedoch, daß im Sommer während einer längeren Trockenperiode einige Tiere Bereiche aufsuchten (Seeufer, Feuchtgrünland, Bruchwälder), die im weiteren Verlauf des Jahres nicht mehr genutzt wurden. Diese für die Dachse in regenarmen Zeiten essentiellen Gebiete wären im 95 % MKP nicht erfaßt worden. Daher wurde hier das 100 % MKP dargestellt.

Beim Vergleich mit den in unterschiedlichen Gebieten Europas ermittelten Daten treten zwei Tendenzen deutlich hervor:

Das Gruppenterritorium der Walddachse mit 135 ha bzw. die individuellen Streifgebiete mit 45 – 119 ha liegen in ähnlichen Größenordnungen wie die ermittelten Aktionsräume in Untersuchungen in England (Übersicht in WOODROFFE & MACDONALD 1993: Mittelwerte 22 – 104 ha), Schottland (KRUUK & PARISH 1982: Mittelwerte 159 – 206 ha), und Irland (O'CORRY-CROWE et al. 1993: 57 – 118 ha, Mittelwert 87,4 ha). HOFMANN (1999) erfaßte im Hakeiwald, einem ebenfalls geschlossenen Waldgebiet (1300 ha) im nordöstlichen Harzvorland Streifgebietsgrößen zwischen 51 und 191 ha (Mittelwert: 139 ha).

Außergewöhnlich groß waren die Dachsterritorien im agrarisch strukturierten Bereich der Insel Rügen (349 – 994 ha, Mittelwert: 666,8 ha). Ähnlich ausgedehnte Streifgebiete wurden im Doñana National Park in Südwest-Spanien (RODRIGUEZ et al. 1996: 35 – 983 ha, Mittelwert: 525 ha) bei einer geringen Dichte von 0,36 adulten Dachsen pro 100 ha telemetrisch ermittelt und dokumentiert. Diese großen

Streifgebiete entwickelten sich aufgrund eines Mangels der wichtigsten Nahrungskomponente (neugeborene Kaninchen) in den Sommermonaten. Drei der vier telemetrisch erfaßten Territorien waren von nur einem Individuum besetzt (RODRIGUEZ et al. 1996). In der Hügellzone des schweizerischen Mittellandes stellten GRAF et al. (1996) Streifgebietsgrößen zwischen 132 und 591 ha fest (Mittelwert: 387 ha) mit einer Dachsdichte von 0,5 Dachsen/100 ha. Die Autoren fanden jedoch keine Erklärung für die vergleichsweise großen Streifgebiete und die geringen Dachsdichte, da sowohl zahlreiche ungenutzte Baue als auch ein ausreichendes Nahrungsangebot zur Verfügung standen. BRØSETH et al. (1997) ermittelten in Norwegen individuelle Streifgebiete zwischen 101 und 1.489 ha (Gruppenterritorien: 203 – 910 ha, Mittelwert: 540 ha). Die Größe der Gruppenterritorien hing von der Verteilung der regenwurmreichen Laubwaldflächen ab, die außergewöhnliche Ausdehnung der individuellen Homeranges kam aber durch das Umherstreifen der Rüden im Frühjahr zustande.

Auch andere Untersuchungen belegen eine Korrelation zwischen der Größe der Streifgebiete und dem Anteil oder der Verteilung nahrungsressourcenreicher Habitattypen (KRUUK & PARISH 1982, DA SILVA et al. 1993). In diesem Zusammenhang spielen Regenwürmer (Lumbriciden) eine bedeutende Rolle. In Nordwesteuropa sind sie die Hauptnahrungskomponente für den omnivoren Dachs. Dokumentiert wurde dies unter anderem für Schweden (SKOOG 1970), Dänemark (ANDERSEN 1955), die Niederlande (WIERTZ 1976), England (BRADBURY 1974, NEAL 1977), Schottland (KRUUK & PARISH 1981), Frankreich (MOUCHES 1981, LAMBERT 1990), die Schweiz (LÜPS et al. 1987) und Deutschland (HOFMANN & STUBBE 1993). Auch die dieser Untersuchung zugrunde liegenden Mageninhaltsanalysen¹ weisen Regenwürmer als bedeutende und konstante Nahrungskomponente aus. Andere wichtige Nahrungsbestandteile wie Getreide, Eicheln, Haselnüsse, Obst und Beeren stehen zwar in hohen Dichten, aber nur für kurze Zeit zur Verfügung, während Regenwürmer ganzjährig mit Ausnahme von kalten Wintern und anhaltenden Trockenperioden im Sommer vom Dachs erbeutet werden können (KRUUK 1978b, HOFER 1988). Verfügbar sind Regenwürmer aber nur, wenn sie nachts an die Oberfläche kommen, was von mikroklimatischen Faktoren wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit und der Windexposition abhängt (KOLLMANSPERGER 1955, KRUUK 1978b). Regenwurmreiche Gebiete sind somit sehr unterschiedlich verteilt und treten in zeitlich stark instabilen „food-patches“ auf. Je dichter diese „food-patches“ beieinanderliegen, desto kleiner sind die Territorien (KRUUK 1978b). Nach BROWN (1964) ist der Dachs ein „contractor“. Er besetzt das kleinste ökonomisch verteidigbare Territorium, welches genügend Ressourcen für die Reproduktion einschließt. Dieses kleinstmögliche Territorium muß dem residenten Individuum oder Paar ermöglichen, Zeiten minimaler Nahrungsverfügbarkeit zu überleben. Auch wenn über lange Zeiträume genügend Nahrung zur Verfügung steht, wirken sich die Zeiten der Nahrungsknappheit als bestimmender Faktor für die Territoriumsgrößen aus (MACDONALD 1983). Hieraus resultieren zeitlich stabile aneinandergrenzende Territorien, wie sie für Dachspopulationen in zahlreichen Untersuchungen ermittelt wurden (z.B. KRUUK 1978a, CHEESEMAN et al. 1981, KRUUK 1989, O’CORRY-CROWE et al. 1993, RODRIGUEZ et al. 1996, HOFMANN 1999).

Auf dieser Grundlage entwickelte MACDONALD (1983) die „resource dispersion hypothesis“ (RDH). Danach bestimmt die Verteilung von zeitlich und räumlich instabilen „food-patches“ einerseits die Größe der Territorien, die Qualität dieser Nahrungsflächen reguliert jedoch die Besatzstärke des Territoriums. Das residente Paar duldet weitere Gruppenmitglieder, solange der Vorteil dieses Mehrfachbesatzes die Nachteile aufwiegt. Sind die nachteiligen Auswirkungen gering, müssen sich auch die Vorteile nicht besonders stark auswirken. So kann der Vorteil in Zeiten guter Nahrungsverfügbarkei-

¹ durchgeführt von C. Schneider, s.a. Danksagung

ten allein darin bestehen, zusätzliche Gruppenmitglieder nicht unter Energieaufwand vertreiben zu müssen. Qualitativ hochwertige Nahrungsflächen führen also zu größeren Clans und damit zu höheren Siedlungsdichten.

Signifikante Korrelationen zwischen den Streifgebietsgrößen und den Flächenanteilen verschiedener Habitattypen existierten bei der vorliegenden Untersuchung auf der Insel Rügen nicht. Als Ursache ist die Vielzahl raum-zeitlicher Gradienten der Nahrungsverfügbarkeit zwischen und innerhalb der Habitattypen (z.B. reichhaltige Nahrung in den Agrarflächen im Sommer, qualitative Unterschiede innerhalb eines Habitattyps) wahrscheinlich.

Zweifellos liegen im Streifgebiet der Walddachse mehrere gute Nahrungsgründe (regenwurmreiche Flächen oder andere Nahrungsressourcen) relativ dicht zusammen, während die food-patches in den Streifgebieten der Agrarlandschaftsdachse weiter verstreut sind. Der saisonale Aspekt der Nahrungsverfügbarkeit wirkte sich hier außerdem wesentlich stärker als im Homerange der Walddachse aus. Die Ausdehnung der Homeranges auf Ackerflächen im Sommer gefolgt von einem Rückzug in den Wald im Herbst wurde auch von HOFMANN (1999) beschrieben.

Auffällig sind außerdem die geringen Besatzdichten der überdurchschnittlich großen Streifgebiete im europäischen Vergleich. Dies deutet ebenfalls darauf hin, daß die strukturarme Agrarlandschaft Rügens abgesehen von größeren Waldflächen mit hohem Laubmischwaldanteil nur mäßige Nahrungsressourcen aufweisen.

Zusammenhänge zwischen Habitattypenausstattung und Streifgebietsgröße sind darüber hinaus durch die Existenz weiterer Steuergrößen der Raumnutzung außerhalb der Nahrungsressourcenverfügbarkeit schwierig zu erfassen und zu bewerten. Als Beispiel sei der soziale Status angeführt:

Das größte Streifgebiet mit 994 ha besetzte der Rüde M1. Er zeigte im Vergleich zu den anderen telemetrierten Rüden ein in mehrerer Hinsicht abweichendes Verhalten: Während residente Rüden hauptsächlich im Frühjahr zur Hauptpaarungszeit in unmittelbar benachbarte Territorien eindringen (GALLAGHER & NELSON 1979), hielt sich M1 – nach Telemetriedaten – im Herbst zweimal im Streifgebiet der Walddachse auf. Außerdem wechselte er regelmäßig zwischen seinem Hauptbau (Überwinterungsbau) und einem 5 km entfernten und von mindestens 2 adulten Dachsen besetzten Mutterbau. Bei gegebener Habitatausstattung ist das extrem große Streifgebiet von M1 deshalb eher auf die außergewöhnliche Wanderaktivität als auf mangelnde Nahrungsverfügbarkeit zurückzuführen. Als Ursache für die weiträumigen Streifzüge sind soziale Faktoren wahrscheinlich. Eventuell handelte es sich bei M1 um einen Rüden, der seine Fähe verloren hatte oder um einen „Junggesellen“, der einen residenten Rüden aus seinem etablierten Territorium zu verdrängen suchte. Dokumentationen solcher „Junggesellen“ sind extrem selten (KRUUK 1989). Leider scheiterte die weitere Kausalanalyse des ausgedehnten Streifgebiets des M1 am Straßentod des Rüden 4 Monate nach seiner Besenderung.

Die Raumnutzung führender Fähen wird stark vom Entwicklungsstand ihrer Welpen beeinflusst. Da Dachswelpen in ihren ersten Lebenswochen den Wurfbau nicht verlassen (NEAL 1986, SELZER & SCHLISSNER 1997), entfernt sich ein Muttertier in dieser Zeit nie weit vom Bau. So nutzte die führende Fähe F3 im Frühjahr nur 35 ha, die ebenfalls führende Fähe F5 nur 95 ha (15 % ihres Jahresstreifgebietes) im Umkreis ihres Baues.

5.3.2 Habitatwahl, Habitat- und Raumnutzung

Die Wahl der Homeranges und deren Nutzung war primär auf Wald ausgerichtet. Wald ist nicht nur als Baustandort, sondern auch für die Nahrungssuche von herausragender Bedeutung. So zeigt die Existenz von Streifgebieten, die vollständig im Wald liegen, daß dieser Habitattyp ganzjährig genügend Nahrungsressourcen bereitstellen kann. Die besondere Eignung des Lebensraumes „Wald“ verdeutlichen verschiedene Aspekte des Untersuchungsergebnisses. So belief der Clan der Walddachse das kleinste Homerange (135 ha), was auf mehrere qualitativ hochwertige Nahrungsflächen in diesem Gebiet schließen läßt (RDH, MCDONALD 1983). Da Wald aber vergleichsweise selten ist und den bevorzugten Baustandort stellt, sind weitere etablierte Territorien im Randbereich des Forstes von Mölln-Medow anzunehmen. Durch die zentrale Lage des Hauptbaues mitten im Wald ist den Walddachsen aufgrund der Territorialität vermutlich der Zugang zu Agrarflächen abgeschnitten. Trotz dieser eventuellen Beschränkung spricht der für rüganer Verhältnisse hohe Besatz von mindestens 5 adulten Dachsen für eine vergleichsweise hohe Nahrungsressourcenverfügbarkeit, da die Besatzstärke eines Territoriums über die Nahrungsverfügbarkeit geregelt wird (RDH, MACDONALD 1983, KRUIK & MACDONALD 1985).

Auch die Dachse der Agrarlandschaft zeigten eine deutliche Präferenz für Wald (Ausnahme M7). Nur in den Sommermonaten während der Reifezeit verschiedener Feldfrüchte hielten sie sich häufiger in Ackerflächen auf. Die Qualität ihrer potentiellen Nahrungsflächen im Wald scheint jedoch wesentlich geringer zu sein, da sie einerseits größere Waldflächen nutzten (Ausnahme M7), andererseits aber auch agrarisch strukturierte Gebiete in ihr Territorium einschlossen. Die Nutzung der Agrarflächen wurde hier durch die Lage der Hauptbaue im Randbereich des Waldes begünstigt.

Ob die verschiedenen großen Waldflächen in den Streifgebieten sich in ihrer Nahrungsressourcenverfügbarkeit unterschieden, war in Ermangelung qualitativ/quantitativer Analysen zum Nahrungsspektrum nicht eindeutig zu klären. Keiner der unterschiedlichen Waldtypen (Laubwald, Mischwald, Nadelwald) wurde von allen Dachsen bevorzugt. Die Waldflächen in den Streifgebieten zeichnen sich jedoch alle durch einen hohen Laubwaldanteil mit relativ reichem Baumartenspektrum aus, wobei die Anteile der Buche stets unter 40 % lagen. DA SILVA et al. (1993) wiesen bei einer Untersuchung in den Wytham Woods (England) eindeutige Korrelationen nach zwischen der Reproduktionsrate pro Clan bzw. dem Körpergewicht männlicher Dachse und der Größe der Laubwaldflächen in ihrem Territorium. Diese positiven Auswirkungen großer Laubwaldanteile lassen auf eine hohe Verfügbarkeit an Nahrung schließen. Eine Verallgemeinerung der Nahrungsressourcenqualität des Habitattyps „Laubwald“ ist jedoch vor allem hinsichtlich der Hauptbeute des Dachses, der Regenwürmer, nicht möglich, da die Abundanz von Lumbriciden weniger vom Baumartenspektrum als von der Humusform, der Mächtigkeit der Humusdecke und vom pH-Wert abhängt (LEE 1985, MAKESCHIN 1997, NABULON 1998). Zahlreiche Untersuchungen deuten aber darauf hin, daß Weideland bzw. Laubmischwald wesentlich höhere Regenwurmbiomassen aufweisen als Agrarflächen bzw. Nadelwald (KRUIK 1978b, HOFER 1988, DA SILVA et al. 1993, BRØSETH et al. 1997, NABULON 1998, HOFMANN 1999). Die dichte Pflanzendecke von Laubwäldern mildert außerdem unterschiedliche klimatische Einflüsse wie z.B. Sonneneinstrahlung und Wind. Aufgrund der daraus resultierenden mikroklimatischen Bedingungen (v.a. Bodenfeuchtigkeit und Windschutz) kann die Verfügbarkeit von Regenwürmern, die in/unter der Streuschicht leben oder zur Nahrungsaufnahme an die Erdoberfläche kommen, für den Dachs selbst bei geringerer Abundanz höher als in der offenen Landschaft sein. Abgesehen

davon stehen in Laubmischwäldern zahlreiche andere Nahrungskomponenten wie Eicheln, Bucheckern, Süßkirschen, Beeren, Insekten, Amphibien und Kleinsäuger zur Verfügung.

BRØSETH et al. (1997) untersuchten die Raum- und Habitatnutzung mehrerer Dachgruppen in den borealen Wäldern Mittelnorwegens. Sie ermittelten die höchste Regenwurmbiomasse in kleinen verstreut liegenden Laubwaldflächen. Die Verteilung dieser Laubwaldbiotop beeinflusste die Größe der ermittelten Streifgebiete entsprechend den Postulaten von MACDONALD (1983).

Da es sich bei den Laubwäldern der vorliegenden Untersuchung um geschlossene, zusammenhängende Habitate handelte, wäre eine Verkleinerung der Streifgebiete bei steigendem Laubwaldanteil die logische Folge. Dies traf jedoch nicht zu. Allerdings korrelierte die Verkleinerung der Waldfläche in den Homeranges mit einer proportional verstärkten Nutzung von Grünland- und Brachflächen, die im Allgemeinen selten aufgesucht wurden. Am deutlichsten trat diese Nutzungsverlagerung beim Dachsrüden M7 in Erscheinung. Nur bei diesem Tier war eine signifikant verstärkte Nutzung von Grünland (überwiegend Pferdeweide) zu beobachten. Zahlreiche Untersuchungen in England, Schottland und Irland dokumentieren die Präferenz von Dachsen für Weideland (KRUUK 1978b, KRUUK 1979, KRUUK & PARISH 1982, DA SILVA et al. 1993, O'CORRY-CROWE et al. 1993) aufgrund der Verfügbarkeit ihrer Hauptnahrungsquelle *Lumbricus terrestris* (KRUUK 1979). Die kleinen Streifgebiete und hohen Populationsdichten in England sind durch die Topographie und Landnutzungsstruktur erklärbar, da sich die kleinräumigen Agrarstrukturen mit viel Weidewirtschaft sehr günstig auf die Verfügbarkeit von *Lumbricus terrestris* auswirken (KRUUK 1978b, KRUUK 1979, KRUUK & PARISH 1982, DA SILVA et al. 1993). Auch BRØSETH et al. 1997 konstatierten in Norwegen eine verstärkte Nutzung von Weideland im Herbst.

Bei den Grünlandflächen in den Streifgebieten auf Rügen handelte es sich überwiegend um Feuchtgrünland (Ausnahme M7 mit Frischgrünland), das aufgrund seiner Grundwassernähe nicht als Ackerland nutzbar war. Die meisten Regenwurmart können in wassergesättigten Böden nicht lange überleben (LEE 1985). Zwar ist *Lumbricus terrestris* in der Lage, Überschwemmungen bis zu 50 Wochen zu überstehen (DUNGER 1983), aber EDWARDS & BOHLEN (1996) geben an, daß diese Art normalerweise relativ trockene Böden bewohnt. Welche Regenwurmart außer *Lumbricus terrestris* und *Lumbricus rubellus* (SKOOG 1970, KRUUK & PARISH 1981) für die Ernährung des Dachses eine Rolle spielen, ist in der Literatur bisher nicht beschrieben. Endogäische Arten sind aufgrund ihrer Lebensweise (Bewohner des Mineralbodens), epigäische Arten (Streubewohner) häufig aufgrund ihrer geringen Größe, abgesehen von wenigen Vertretern der Gattung *Lumbricus* (EDWARDS & BOHLEN 1996), als potentielle Beute sicher ohne Bedeutung. Da epigäische Arten als Streubewohner eher in Waldhabitaten anzutreffen sind, scheint für die Verfügbarkeit von Regenwürmern in Weideflächen mit einer lohnenswerter Größe die anözische Art (Tiefgräber, der zur Nahrungsaufnahme an die Erdoberfläche kommt) *Lumbricus terrestris* die wichtigste Rolle zu spielen.

Die im Gegensatz zu zahlreichen anderen Untersuchungen auf Rügen beobachtete geringe Nutzung von Grünland- und Brachflächen läßt sich möglicherweise mit der, den Feuchtigkeitsverhältnissen entsprechenden geringen Abundanz von *Lumbricus terrestris*, aber auch anderer Regenwurmart, in Wiesen, Weiden und Brachen erklären. Die Nutzung von Grünland- und Brachflächen nahm außerdem während der Sommermonate zu, was auf eine bessere Nahrungsgrundlage durch abnehmende Feuchtigkeit schließen läßt.

Abgesehen von Wald und Grünland/Brache suchten die Dachse der Agrarlandschaft auch Ackerflächen auf. Während die Tiere im Frühjahr und Spätherbst vor allem waldnahe Bereiche nutzten, dehn-

ten alle Dachse (F5, M2, M7) abgesehen vom Rüden M6 ihre Homeranges im Sommer stark aus. Diese Ausdehnung steht sicher im Zusammenhang mit dem reichlichen Nahrungsangebot zur Reifezeit der Feldfrüchte. Inwieweit Getreide abgesehen von Mais in der Dachsnahrung eine Rolle spielt, kann hier nicht eindeutig geklärt werden. Die dieser Untersuchung zugrunde liegenden Mageninhaltsanalysen wiesen in den Sommermonaten nur vereinzelt Getreidekörner auf, während PRATJE & STORCH (1998) anhand von Kotanalysen Gerste als Nahrungsbestandteil (max. 17 % vom monatlichen Gesamtvolumen) feststellten. Die Aufnahme der Körner erfolgte jedoch erst nach dem Abernten der Flächen (PRATJE & STORCH 1998). Ein Niederreiten der Getreidehalme, wie sie ROPER et al. (1995) beschreiben, war jedenfalls nicht zu beobachten. Die Nutzung der Ackerflächen steht wahrscheinlich auch mit der zunehmenden Dichte der Feldmaus (*Microtus arvalis*) in Zusammenhang. Dafür sprechen die Ergebnisse der Mageninhaltsanalysen. Diese Art der Wühlmäuse ist in unseren Breitengraden am besten an die offene Kulturlandschaft angepaßt (WIELAND 1991). Die Ausdehnung der Streifgebiete steht außerdem im Zusammenhang mit der Verteilung der Maisschläge. Die Dachsfähe F5 verbrachte gemeinsam mit ihren Jungtieren einige Nächte in einem Maisfeld, wodurch sie ihr Streifgebiet Richtung Osten stark ausdehnte. Das Feld befand sich im Grenzbereich bzw. bereits im Homerange des Dachsrüden M6, der während der Anwesenheit der Dachsfähe ebenfalls in diesem Feld geortet wurde. Aufgrund der Größe des Maisschlages bemerkte er sie entweder nicht oder er empfand sie nicht als Konkurrenz.

Ob die verstärkte Nutzung von Ackerflächen im Sommer auf der Attraktivität neuer Nahrungsquellen oder dem Rückgang der Verfügbarkeit von Regenwürmern gründet, kann hier nicht geklärt werden. Längere Trockenperioden führen bei Regenwürmern häufig zur Quieszenz (Überdauerungsstadium) (EDWARDS & BOHLEN 1996), die ihre Verfügbarkeit trotz hoher Abundanz stark einschränkt (HOFER 1988). In diesem Zusammenhang spielen die vorherrschenden Bodenpotentiale der Waldstandorte eine wichtige Rolle. Während in den Waldgebieten von Zirkow (Streifgebiet der F5) und Binz (Streifgebiet des M6) sickerwasserbestimmte Lehme und Sande vorherrschen, weisen die Wälder von Mölln-Medow (Streifgebiet der Walddachse) und Kasnevitze (Streifgebiet des M2) auch Bereiche mit grundwasserbestimmten Lehmen auf, wodurch sich Trockenheit hier weniger stark bemerkbar macht. Die vergleichsweise geringe Größe des Homeranges der Walddachse ist wahrscheinlich auch auf diese Standortfaktoren zurückzuführen. Ihr Streifgebiet schließt den flächenmäßig höchsten Anteil an frischen und nassen Laubwaldstandorten ein. Die Bedeutung dieser Habitats wird durch die Korrelation zwischen der Nutzungsintensität des Waldes und der Flächengröße frischer und nasser Laubwaldstandorte belegt. Je geringer ihr Anteil, desto häufiger suchen die Dachse Agrarflächen auf.

Von Gewässern, Sümpfen und Mooren kann der Dachs je nach Wasserstand und Uferneigung mehr oder weniger breite Uferstreifen nutzen. Aufenthalte in diesen linearen oder kleinflächigen Strukturen waren aus methodischen Gründen (Peilgenauigkeit) nur teilweise erfaßbar. Selbst Kleingewässer beeinflussen ihre Umgebung über die Uferzone hinaus. Daher wurden eventuelle Auswirkungen von Feuchtflecken auf die Raumnutzung von Dachsen bis zu einem Umkreis von 100 Metern untersucht. Durch Ausspüren im Winter im Streifgebiet der Walddachse und des Dachsrüden M2 konnte das systematische Absuchen der Uferstreifen von Kleingewässern und Sümpfen beobachtet werden. Da mindestens 16 % der Peilungen bei allen Tieren nicht weiter als 100 m von Gewässern, Mooren, Sümpfen und deren Uferbereichen entfernt lagen, ist dieses Verhalten auch zu anderen Jahreszeiten wahrscheinlich.

Die Bedeutung von Feuchtflächen in der strukturarmen Agrarlandschaft zeigte sich besonders deutlich beim Dachsrüden M7. Sein Streifgebiet wies mit mehr als 70 % den höchsten Anteil an Ackerflächen auf und erreichte mit 760 ha eine beachtliche Dimension. M7 hielt sich häufig in der Nähe von Feuchtbiotopen auf. Nahezu 35 % aller Ortungen waren nicht weiter als 50 m, über 50 % aller Peilungen nicht weiter als 100 m von den Feuchtflächen (überwiegend Kleingewässer < 1 ha) entfernt. Allerdings ergab das statistische Testverfahren keine signifikante Präferenz für diese Bereiche. Dies ist jedoch auch als Hinweis auf ein günstiges Verteilungsmuster bzw. eine relativ gute Ausstattung an Feuchtflächen im Streifgebiet des M7 zu werten. Die Dimension seines Homeranges resultierte höchstwahrscheinlich aus der verstreuten Lage der Feuchtbiotope in den Agrarflächen. Gleiches gilt auch für Gehölzflächen, die – abgesehen von Feuchthabitaten – einzigen Strukturelemente in der ausgeräumten Agrarlandschaft. Ihre Präsenz scheint die Nutzung agrarisch dominierter Bereiche erst zu ermöglichen, da Ackerflächen abgesehen von der Zeit der Getreidereife durch geringe Nahrungsressourcen charakterisiert sind: Für die besonders häufig als Indikatoren des Zustandes von Äckern verwendeten Laufkäfer ist mehrfach extremer Rückgang nachgewiesen, wobei sich hohe Maschinenintensität, mangelhafte Fruchtfolge und hoher Pestizideinsatz besonders negativ bemerkbar machen (KAULE 1991). Die Habitatwahl der Tiere bestätigte die Einstufung von Ackerflächen als suboptimalen Lebensraum. So fehlte Acker im Streifgebiet der Walddachse völlig. Außerdem wiesen 3 der 5 Streifgebiete der Agrarlandschaftsdachse unterdurchschnittliche Ackeranteile im Vergleich zur Umgebung auf. Sowohl bei über- als auch unterdurchschnittlichem Anteil im Homerange nutzten 3 von 5 Tieren Acker signifikant seltener als erwartet.

Während der Einfluß von Feuchtflächen auf die Raumnutzung der Tiere statistisch nicht abzusichern war, wirkte sich das Verteilungsmuster von Wäldern und Gehölzen bzw. der Verlauf von Gehölzsäumen signifikant auf die Raumnutzung aller Dachse aus. In der offenen Landschaft entfernten sie sich nie weiter als 300 m von Waldrändern, Feldgehölzen, Hecken, Gestrüpp, Baumgruppen und Alleen (WALLISER & ROTH 1997). Hieraus resultiert eine inhomogene Nutzung ihrer Streifgebiete. Während die Walddachse nahezu ihr gesamtes Territorium beliefen, beschränkte sich die Raumnutzung von Dachsen in agrarisch geprägten Regionen auf 20 bis 40 % des berechneten Streifgebietes (100 % Minimum-Konvexpolygon). Dieses Verhalten bestätigte auch die Auswertung des Fundkatalogs verkehrstoter Dachse. Die signifikante Präferenz für Bereiche nahe an Gehölzen läßt sich wahrscheinlich auf mehrere Ursachen zurückführen:

Dicht an Gehölzsäumen herrschen mikroklimatische Bedingungen, die sich günstig auf die Nahrungsressourcenverfügbarkeit auswirken. Von besonderer Bedeutung durch seine positive Auswirkung auf die Verfügbarkeit der Hauptbeute (Lumbriciden) ist der Windschutz (KRUUK 1978 b), der sich z.B. bei Hecken um das 10fache der Heckenhöhe erstreckt (TISCHLER 1993). In einer Untersuchung beim Hakelwald (nordöstliches Harzvorland) über Regenwurmpopulationen in ackerbaulich genutzten Flächen wurde eine relativ hohe Artenzahl von Regenwürmern in der Nähe von Waldrändern festgestellt (HEMMANN & LEITHOLD 1994 in HOFMANN 1999). Sowohl Artenzahl als auch Individuendichte sank jedoch mit zunehmender Entfernung vom Wald.

Gehölzsäume fungieren außerdem als Leitstruktur. Bei telemetrischen Untersuchungen in den Niederlanden zeigte sich, daß sich Dachse auf ihrem Weg zu ihren Nahrungsgründen von Waldrändern und Hecken, aber auch von Holzwällen oder Grabenrändern leiten lassen (BROEKHUIZEN 1986). O'CORRY-CROWE beschrieb für Irland, East Offaly, die Leitfunktion von Hecken.

Die bevorzugte Nähe zu Waldhabitaten hängt aber auch mit dem Schutzbedürfnis des Dachses zusammen, der sich im Deckung bietenden Wald am sichersten fühlt. Ein Indiz hierfür ist die fast stete Flucht der Tiere nach Störung (z.B. bei der Telemetrie) ins nächste Waldstück. Die Funktion des Waldes als Zufluchtsort beschreiben auch GOSZCZYNSKI & SKOCZYNSKA (1996).

Sofern ausgedehnte Waldbereiche im Territorium vorhanden sind, legen Dachse auch größere Strecken innerhalb von Wäldern zurück, wobei diese Wanderungen nicht im Zusammenhang mit der Nahrungssuche stehen. So legte der Rüde M1 auf seinem Weg zu einem 5 km entfernten Hauptbau, den er häufiger aufsuchte, nur wenige 100 m in offenem Gelände zurück, wobei er sich bevorzugt im Nadelwald bewegte. Aufgrund der fehlenden Krautschicht bewegte sich das Tier im dichten Nadelforst relativ schnell fort.

BRØSETH et al. (1997) erwähnten im Zusammenhang mit den außergewöhnlich großen Frühjahrsstreifgebieten von Rüden, daß die ausgedehnten Nadelwälder weiträumiges Umherschweifen der Rüden auf der Suche nach paarungsbereiten Fähen begünstigen.

5.3.3 Territorialität, Dismigration und genetischer Austausch

5.3.3.1 Territorialität

Ein etabliertes Territorialsystem konnte auf Rügen sowohl direkt als auch indirekt nachgewiesen werden.

Die telemetrischen Untersuchungen ergaben zeitlich stabile aneinandergrenzende Territorien. Die zeitliche Stabilität der Homeranges zeigte sich bei allen Dachsen (M2, M3, F3), die länger als 1 Jahr telemetriert werden konnten. Das territoriale System scheint dabei jedoch nicht ganz so starr zu sein, wie für Gebiete mit wesentlich höheren Populationsdichten (z.B. England, Irland) beschrieben. Zwischen den Territorien scheint ein mehr oder weniger breiter Streifen Niemandsland zu existieren. Im Grenzbereich befanden sich auch keine Grenzlatrinen oder deutlich ausgetretene Dachspfade, wie sie z.B. KRUIK (1978a) für die Wytham Woods bei Oxford oder O'CORRY-CROWE et al. (1993) für Irland beschreiben. Allerdings wurden teilweise an Eckpunkten, an denen vermutlich mehrere Streifgebiete aufeinandertrafen, Latrinfelder gefunden. Überwiegend wurden solche Latrinfelder jedoch in unmittelbarer Nähe der Hauptbaue von den Dachsen angelegt. Diese Form der Bau-Markierung (?) beschreiben auch VAN WIJNGAARDEN & VAN DE PEPPEL (1964) für Baue in den Niederlanden und GRAF et al. (1996) für Baue im Schweizerischen Mittelland. Latrinfelder am Bau stehen vermutlich im Zusammenhang mit großen Streifgebieten und wenigen potentiellen Verteidigern dieses Gebietes, wodurch regelmäßige Besuche der Grenzlinien unökonomisch werden (GORMAN (1990) in ROPER et al. 1993). Auch das Aufsuchen benachbarter Homeranges zur Nahrungsaufnahme, wobei der Eindringling jedoch nicht sehr weit in das benachbarte Streifgebiet eindrang, deutet auf ein weniger starres Territorialgefüge hin. Die Möglichkeit solcher Übertritte hängt sicherlich damit zusammen, daß die extrem langen Grenzlinien der vergleichsweise großen Streifgebiete nicht ständig von dem residenten Rüden bzw. Paar überwacht werden können.

Außerdem stieg die Anzahl der Hügelgräber, die als Baustandort genutzt wurden, mit dem Abstand vom nächsten größeren Waldstück. Dies deutet indirekt auf ein etabliertes Territorialsystem hin.

5.3.3.2 Dismigration und genetischer Austausch

In Dachspopulationen mit etabliertem Territorialsystem sind abwandernde Jungtiere extrem selten (KRUUK & PARISH 1982, CHEESEMAN et al. 1987, KRUUK & PARISH 1987, CHEESEMAN et al. 1988, CHRISTIAN 1994). Zur Vermeidung von Inzuchteffekten müssen andere Mechanismen zum Tragen kommen. Abwanderungen geschlechtsreifer Tiere sind sowohl für Männchen als auch für Weibchen dokumentiert (verzögerte Dismigration) (CHEESEMAN et al. 1988, KRUUK & PARISH 1987, CHRISTIAN 1994, WOODROFFE et al. 1995). Dabei bestehen eindeutige Beziehungen zwischen der Abwanderungsrate adulter Rüden und der Populationsdichte (WOODROFFE et al. 1995). Während in Gebieten mittlerer Populationsdichten mit 2,2 Dachsen pro 100 ha (KRUUK & PARISH 1987: Speyside, Schottland) 26 % der Rüden dismigrierten, sind dauerhafte Wechsel geschlechtsreifer Rüden in Gebieten hoher Populationsdichten extrem selten (WOODROFFE et al. 1995: Wytham Woods mit 16,7 adulten Dachsen/100 ha bzw. CHEESEMAN et al. 1988: Gloucestershire mit 19,7 adulten Dachsen/100 ha). Rüden scheinen nur dann abzuwandern, wenn sie in ihrem neuen Territorium auch zur Fortpflanzung kommen. Welche Steuergrößen abgesehen von der Populationsdichte die Abwanderungsraten von Fähen bedingen, ist bisher noch ungeklärt (WOODROFFE et al. 1995).

Als weiterer Mechanismus des genetischen Austausches sind kurzfristige Besuche geschlechtsreifer Rüden während der Hauptpaarungszeit in Nachbarterritorien dokumentiert (GALLAGHER & NELSON 1979, CHEESEMAN et al. 1988). CHRISTIAN (1995) beobachtete in einem Dachsforschungsgebiet in Sussex mit hoher Populationsdichte (16,7 adulte Dachse/100 ha) die Paarung einer residenten Fähe mit einem Rüden aus dem Nachbarterritorium während der Abwesenheit des residenten Rüden. Bei einem zweiten Besuch wurde der Eindringling nach einem kurzen Kampf vom residenten Rüden vertrieben. EVANS et al. (1989) nehmen an, daß diese Form des genetischen Austausches sogar der Hauptmechanismus für den Genfluß in der Dachspopulation ihres Untersuchungsgebietes (Gloucestershire) ist.

Sowohl kurzfristige als auch permanente Wechsel beschränkten sich fast stets auf das unmittelbar benachbarte Gruppenterritorium (KRUUK & PARISH 1987, CHRISTIAN 1994, ROGERS et al. 1998). Dismigration über mehrere Territorien Grenzen wurde nur sehr vereinzelt beobachtet (WOODROFFE et al. 1995). Während kurzfristige Wechsel oder Besuche häufig vorkommen, beschränken sich dauerhafte Wechsel auf einen geringen Prozentsatz der Dachspopulation (WOODROFFE et al. 1995, ROGERS et al. 1998). Die überwiegende Zahl der Tiere verbleibt während ihres gesamten Lebens in ihrer angestammten sozialen Gruppe (Philopatrie) (CHEESEMAN et al. 1988, KRUUK 1989, WOODROFFE et al. 1995).

In der vorliegenden Untersuchung war weder bei Jungtieren, noch bei adulten Dachsen Dismigration zu beobachten. Allerdings wurde im Frühjahr bei den Dachsrüden im Gegensatz zu den Fähen eine verstärkte Unruhe registriert (häufige Bauwechsel, Bißwunden). Außerdem sind mehrere Besuche zweier adulter Dachsrüden in unmittelbar benachbarten Territorien dokumentiert. Der Wechsel des Dachsrüden M3 vom Hauptbau seines Clans in einen Nebenbau läßt sich mit der zunehmenden Aggression des residenten Dachsrüden erklären. Da Rüden mit 13 – 18 Monaten geschlechtsreif werden (AHNLUND 1980), wurde der Rüde M3 vom residenten Männchen eventuell als potentielle Konkurrenz empfunden. KRUUK (1989) beobachtete einen Anstieg intrasexueller Aggressionen während der Hauptpaarungszeit bei einem in Gefangenschaft gehaltenen Dachsclan. Die fortgesetzte Nutzung

des angestammten Territoriums durch den Rüden M3 kann als Indiz dafür gewertet werden, daß er nicht wegen mangelnder Nahrungsressourcen vertrieben wurde.

Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, daß der genetische Austausch überwiegend von adulten Rüden getragen wird. Bei Exkursionen in benachbarte Territorien können einerseits dort ansässige Weibchen begattet werden, andererseits kann der freigewordene Platz eines residenten Rüden übernommen oder der residente Rüde sogar vertrieben werden. Eindeutige Aussagen über vorherrschende Mechanismen des genetischen Austausches sind jedoch nur auf einer umfangreichen Datenbasis möglich.

6. Einfluß der Landschaftszerschneidung auf Raumnutzung und Mortalität von Dachsen

6.1 Material und Methoden

6.1.1 Zerschneidungsanalysen der Landschaft

Die Analysen zum Zerschneidungsgrad der Landschaft durch Verkehrswege basieren auf der digitalisierten Biotoptypenkartierung des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (CIR Luftbildauswertung). Entsprechend der digital vorliegenden Daten des Verkehrsnetzes beschränkten sich die Auswertungen auf Zentralrügen (Rügen ohne die Halbinseln Wittow, Jasmund und Mönchgut: 670 km², s. Abb. 2.1). Bei der Analyse des Zerschneidungsgrades wurde unterschieden zwischen Eisenbahntrassen, Bundesstraßen, Landesstraßen, Ortsverbindungsstraßen und Ortsverbindungswegen.

6.1.2 Verkehrszählungen

Die Abschätzung der Verkehrslast von Bundesstraßen erfolgte anhand der Daten von WEIß (1996a). Eigene Verkehrszählungen – zwischen 17:00 und 7:00 Uhr – an einer Landes- und einer Ortsverbindungsstraße ergänzten die Datenbasis. Die Zählstellen befanden sich an der Bundesstraße B 96 bei Scharpitz und B 196 bei Kaiseritz (automatisierte Erfassung, WEIß 1996a), an der Landesstraße L 19 bei Binz sowie an der Ortsverbindungsstraße Tilzow–Ketelshagen (eigene Zählungen). Auf Grundlage der Verkehrszählungen wurden den Straßentypen unterschiedliche Verkehrslasten zugeordnet.

6.1.3 Einfluß von Verkehrswegen auf die Bau - und Habitatwahl

Um den Einfluß des Zerschneidungsgrades der Landschaft auf die Nutzung von Dachsbauen zu ermitteln, wurde eine Analyse der Verkehrswegedichte im Umkreis von 112 Dachsbauen auf Zentralrügen durchgeführt. Dabei fanden nur Baue Berücksichtigung, die mindestens einmal in den 3 aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren als Hauptbau dienten. Außerdem wurden die mittleren minimalen Abstände aller Baue (n = 130) von Verkehrswegen mit den Abständen der Burgen verglichen, die in den 3 Jahren als Wurfbaue dienten (1994: n = 51; 1995: n = 48; 1996: n = 61).

6.1.4 Einfluß anthropogener Siedlungsflächen auf die Raumnutzung von Dachsen

Alle Siedlungsflächen in den Dachsstreifgebieten (100 % MKP) wurden nach Art (Wohngebiet, Mischgebiet, Produktionsanlage, Freifläche) und Flächengrößen aufgeschlüsselt und hinsichtlich ihrer Nutzung durch Dachse analysiert. Präferenz oder Meidung von Siedlungsbereichen erbrachte ein Vergleich zwischen der Lage der Peilpunkte und den Erwartungswerten einer Zufallsverteilung. Die Prüfung auf signifikante Unterschiede erfolgte mit dem χ^2 -Test (bis zu einem Umkreisradius von 50 m um die Siedlungsbereiche).

6.1.5 Direkte Auswirkungen von Straßen - Verkehrsmortalität

Die Daten zur Verkehrsmortalität des Dachses auf Rügen entstammen einem Totfundmonitoring durchgeführt in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1994 und 1997 (EICHSTÄDT & ROTH 1997). Im Rahmen dieser landesweiten Erfassung der Verkehrsverluste des Dachses wurden in den 3 Untersuchungsjahren auf der Insel Rügen insgesamt 88 verkehrstote Dachse registriert.

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials der unterschiedlichen Straßentypen diene zunächst die Anzahl der Totfunde pro Kilometer des betrachteten Straßentyps.

Der Zusammenhang zwischen Verkehrslast, Verkehrsmortalität und Siedlungsdichte des Dachses wurde mit Hilfe eines Modells ermittelt. Die Berechnung der Siedlungsdichte basiert auf der inselweiten Baukartierung unter Berücksichtigung sämtlicher Baue, die in den 3 Kartierungsjahren mindestens 1mal als Hauptbau genutzt worden waren ($n = 122$). Die Begriffe Siedlungsdichte und Baudichte wurden hier synonym verwendet, da die Siedlungsdichte des Dachses auf Rügen wesentlich stärker von der Baudichte als von den geringfügig abweichenden Besatzzahlen der unterschiedlichen Bautypen bestimmt wird ($2,13 \pm 0,46$ adulte Dachse/Mutterbau bzw. $1,95 \pm 0,89$ adulte Dachse/Hauptbau, vgl. Kap. 4.2.3.1): Siedlungsdichte und Baudichte sind daher zueinander proportional.

Da Angaben über Siedlungsdichten vom Flächenbezug abhängen, wurde das Problem der adäquaten Flächenwahl umgangen: Jeder Hauptbau wurde mit einem Umkreis vom Radius $r = 5$ km umgeben. Dieser Wert stammt aus den Telemetrieergebnissen und entspricht der maximal festgestellten Entfernung eines Dachses von seinem Hauptbau. Die Raumnutzung innerhalb dieses Umkreises wurde willkürlich so festgelegt, daß die Wahrscheinlichkeit, den Dachs anzutreffen, mit dem Abstand r zu seinem Bau proportional $1/r$ abnimmt. Für jeden Punkt auf der resultierenden Kreisfläche existiert somit eine Maßzahl für die Aufenthaltswahrscheinlichkeit des Dachses. Je dichter die Baue zusammenliegen, umso mehr Umkreise überlagern sich. Durch die Summation der Einzelwerte von sich überlagernden Umkreisen erhält man für jeden Punkt einen Wert für die Wahrscheinlichkeit, dort einen Dachs anzutreffen. Die daraus resultierenden Flächen unterschiedlicher Wahrscheinlichkeiten können auch als Flächen unterschiedlicher Bau- bzw. Siedlungsdichte bezeichnet werden, da die Berechnung auf der Lage und Anzahl von Dachsbauen fußt. Der Begriff „Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Dachsen“ eignet sich jedoch besser, denn innerhalb dieser Flächen liegen z.B. auch Bereiche, in denen sich mit Sicherheit kein Dachsbau befindet (z.B. Gewässer). Zudem weicht die Berechnung der Baudichten in dieser Analyse von den gängigen Verfahren zur Ermittlung von Baudichten ab (z.B. Baue/Fläche des Untersuchungsgebietes, Baue/Waldfläche).

Auf dieser Grundlage wurde der Zusammenhang zwischen Verkehrslast, Siedlungsdichte des Dachses bzw. Aufenthaltswahrscheinlichkeiten und verkehrsbedingter Mortalität errechnet und eine Regressionsanalyse durchgeführt. Mit Hilfe des einfachen Modells konnte der Zuwachs an zu erwartenden Totfunden bei sich verändernder Verkehrslast und/oder Siedlungsdichte des Dachses abgeschätzt werden.

6.1.6 Einfluß des Tourismus auf die Verkehrsmortalität des Daches

Um den Einfluß des Tourismus bezüglich des nächtlichen Verkehrsaufkommens abzuschätzen, wurden vor der Ortseinfahrt Binz – als einem der beliebtesten Touristikziele der Insel – Verkehrszählungen durchgeführt.

Gezählt wurde im Zeitraum von Juni bis Oktober mit einem Abstand von 10 bis 17 Tagen. Die Erfassung der Verkehrsdichte erfolgte zwischen 21:00 Uhr und 6:00 Uhr. Als Touristen wurden alle Autofahrer mit einem Nicht-Rügener Autokennzeichen klassifiziert.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Einfluß von Verkehrswegen auf die Bau- und Habitatwahl

Eine Analyse des Wegenetzes im Umkreis von 1.500 m um die Hauptbaue dokumentiert den kontinuierlichen Anstieg der Verkehrswegedichte mit zunehmender Entfernung vom Bau. Ortsverbindungswege bzw. -straßen und Eisenbahntrassen kamen in Baunähe, Landes- und Bundesstraßen erst in größerer Entfernung (ab 125 bzw. 250 m Umkreisradius) vom Dachsbau vor (Abb. 6.1). Ab einem Umkreisradius von 125 m war bei Landesstraßen ein kontinuierlicher Anstieg der flächenbezogenen Kilometerzahl mit zunehmendem Abstand vom Bau zu verzeichnen. Bundesstraßen existierten auch in größeren Entfernungen vom Bau nur in Dichten, deren Anteil maximal ein Drittel des Bundesstraßennetzes vom Untersuchungsgebiet (Rügen ohne die Halbinseln Wittow, Jasmund und Mönchgut: 670 km²) erreichte (Abb. 6.1). Auch die Dichte der Eisenbahntrassen und Ortsverbindungsstraßen und -wege zeigte kaum Veränderungen mit zunehmender Entfernung vom Bau.

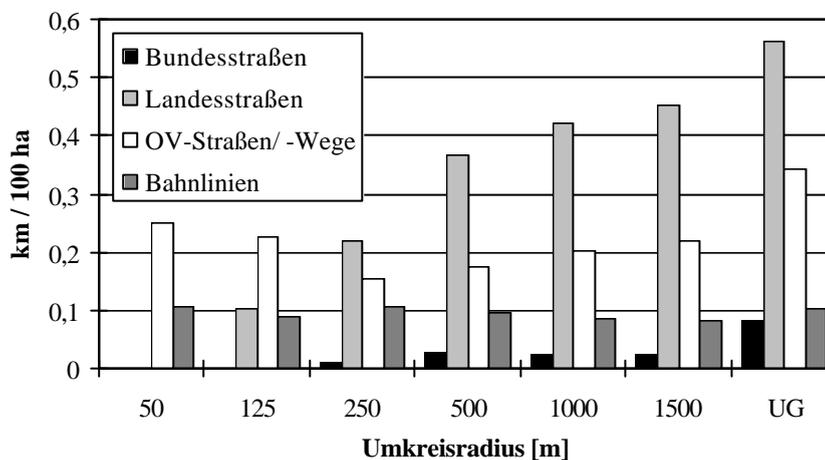


Abb. 6.1 Verkehrswegedichte im Umkreis von Dachshauptbauen (n = 112) und im gesamten Untersuchungsgebiet (UG = Rügen ohne die Halbinseln Wittow, Jasmund und Mönchgut: 670 km²).

Die Straßenkilometerdichte des gesamten Untersuchungsgebietes (Rügen ohne Wittow, Jasmund und Mönchgut: 670 km²) war im Vergleich zu den Verhältnissen im 125m-Umkreis der Baue ungefähr 3mal so hoch, wobei bei Eisenbahntrassen und Ortsverbindungswegen/-straßen nur geringe Abweichungen vorlagen.

Die Lage der Mutterbaue zu Verkehrswegen differierte nicht vom Umfeld aller Baue. Die mittleren Abstände der Mutterbaue zu den untersuchten Verkehrswegetypen erreichten Werte, die mit der Gesamtheit der Dachsburgen durchaus vergleichbar waren (Abb. 6.2).

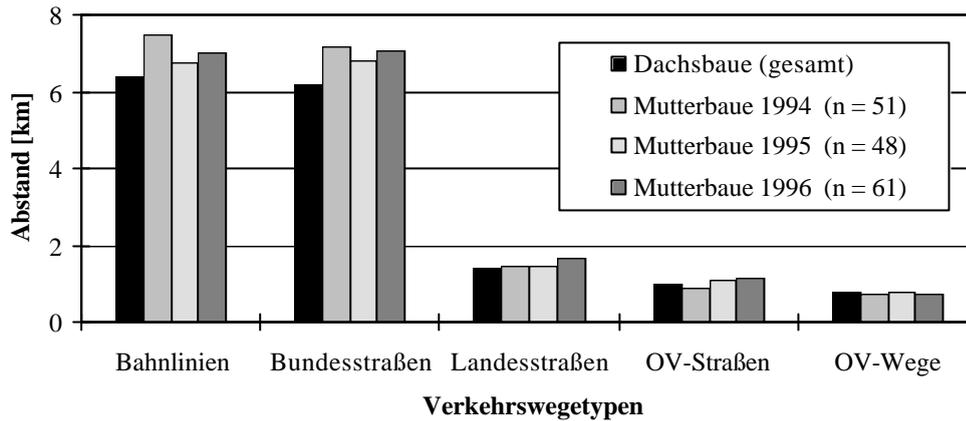


Abb. 6.2 Mittlerer minimaler Abstand der Mutterbaue zu verschiedenen Verkehrswegetypen im Vergleich zur Gesamtheit der Dachsbaue (n = 130)

6.2.2 Einfluß anthropogener Siedlungsflächen auf die Raumnutzung von Dachsen

Siedlungsflächen befanden sich nur im Streifgebiet der Dachse der Agrarlandschaft. Ihr Flächenanteil war mit 1,3 – 3,1 % relativ gering (Abb. 5.6). Eine Ausnahme bildete das Homorange von M1. In seinem Streifgebiet, das mit 994 ha das größte Territorium darstellte, lag der Anteil der Siedlungsfläche bei 12 %.

Tab. 6.1 Art und Größe (ha) von Siedlungsflächen in Dachs-Streifgebieten und deren Nutzung (Peilungen) durch den Dachs

| Siedlungstyp | | F5 | M1 | M2 | M6 | M7 |
|----------------------|--|------|-------|------|------|------|
| Wohngebiet | Einzelbebauung (ha) | | 11,62 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | |
| | Neubaugebiet undifferenziert (ha) | | 0,84 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | |
| Mischgebiet | städtisches Mischgebiet (ha) | | 21,78 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | |
| | dörfliches Mischgebiet (ha) | 7,55 | 6,92 | 6,91 | 4,62 | 7,79 |
| | Nutzung (Peilungen) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Einzelgehöft (ha) | 2,11 | 6,45 | 2,26 | 1,08 | 1,17 |
| | Nutzung (Peilungen) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Produktionsanlage | Gewerbe und Industriegebiet (ha) | | 2,71 | 1,73 | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | 0 | | |
| | Tierproduktionsanlage (ha) | 5,07 | 1,24 | 1,60 | | 0,78 |
| | Nutzung (Peilungen) | 0 | 0 | 0 | | 0 |
| Freifläche | Militärobjekt (ha)* | | 7,22 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 57 | | | |
| | Park (ha) | | 34,35 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | |
| | Wildgehege (ha) | | 6,01 | | | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | |
| | Kleingartenanlage/Ferienhäuser (ha) | | 11,56 | 2,90 | 5,26 | |
| | Nutzung (Peilungen) | | 0 | 0 | 0 | |
| Friedhof (ha) | | 3,82 | | | | |
| Nutzung (Peilungen) | | 0 | | | | |

* im Untersuchungszeitraum vom Menschen nicht genutzt

Während die Siedlungen in den anderen Streifgebieten überwiegend aus dörflichem Mischgebiet, Einzelgehöften, Stallungen und Kleingartenanlagen bestanden, schloß der Aktionsraum von M1 auch ein Wohngebiet und städtisches Mischgebiet ein (Tab. 6.1).

Als einziges der telemetrierten Tiere hielt sich der Rüde M1 innerhalb von Siedlungsflächen auf (Tab. 6.1). Dabei handelte es sich ausschließlich um ein ungenutztes Armeegelände in ca. 50 m Entfernung von seinem Hauptbau.

Alle 5 Tiere mieden auch die unmittelbare Umgebung anthropogener Siedlungen (Abb. 6.3 – 6.7). Im Umkreis von 50 m um die bebauten Flächen lagen maximal 4 % der Peilpunkte. Allerdings erwies sich die Meidung nur beim Dachsrüden M1 mit einem sehr hohen Anteil an Siedlungsfläche als signifikant (unter der Bedingung, daß die Ortungen im Armeegelände nicht einbezogen wurden).

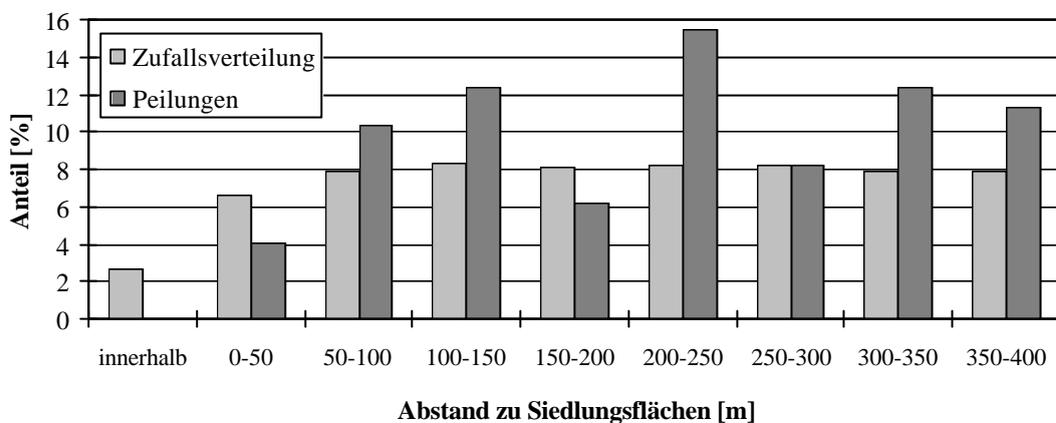


Abb. 6.3 Einfluß von Siedlungsflächen auf die Raumnutzung der Dachsfähe F5. Prozentualer Anteil der Peilpunkte in sowie im Abstand von 0 – 400 m zu Siedlungsflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung. Der Abstand der Peilungen ($n = 5$) im 50m-Umkreis von Siedlungen unterscheidet sich nicht signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung ($\alpha > 0,05$)

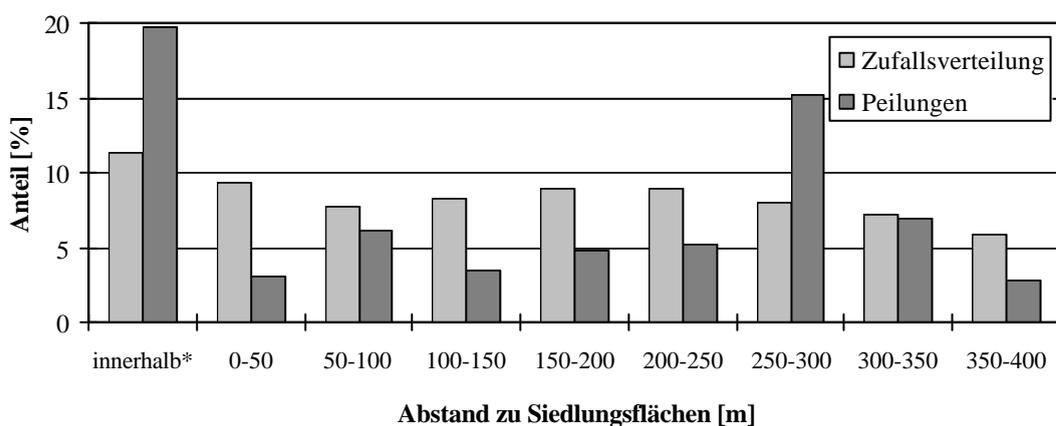


Abb. 6.4 Einfluß von Siedlungsflächen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M1. Prozentualer Anteil der Peilpunkte in sowie im Abstand von 0 – 400 m zu Siedlungsflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung. *sämtliche Peilungen innerhalb von Siedlungsflächen liegen auf dem Gelände eines momentan nicht genutzten Armeegeländes. Der Abstand der Peilungen ($n = 66$) im 50m-Umkreis von Siedlungen unterscheidet sich signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung a.) mit den Peilungen im Armeegelände: signifikante Präferenz für Siedlungen b.) ohne die Peilungen im Armeegelände: signifikante Meidung von Siedlungen ($\alpha < 0,001$)

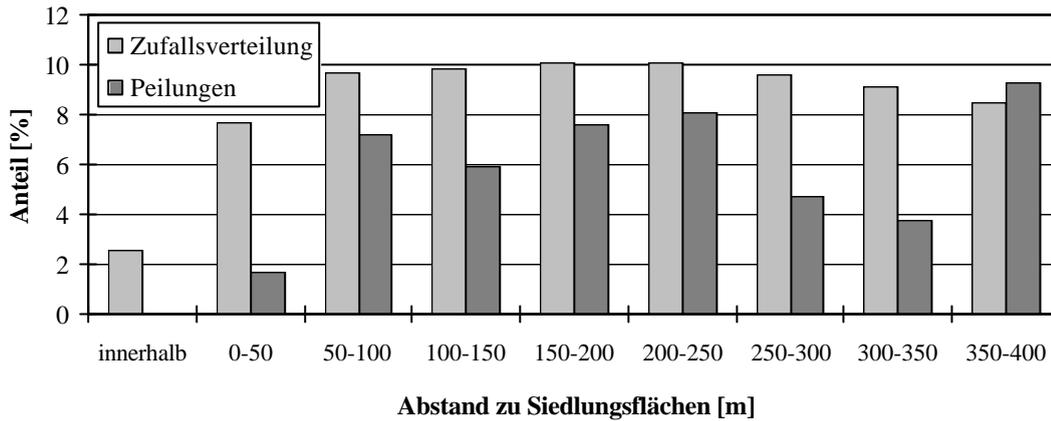


Abb. 6.5 Einfluß von Siedlungsflächen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M2. Prozentualer Anteil der Peilpunkte in sowie im Abstand von 0 – 400 m zu Siedlungsflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung. Der Abstand der Peilungen ($n = 4$) im 50m-Umkreis von Siedlungen unterscheidet sich nicht signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung $\alpha > 0,05$

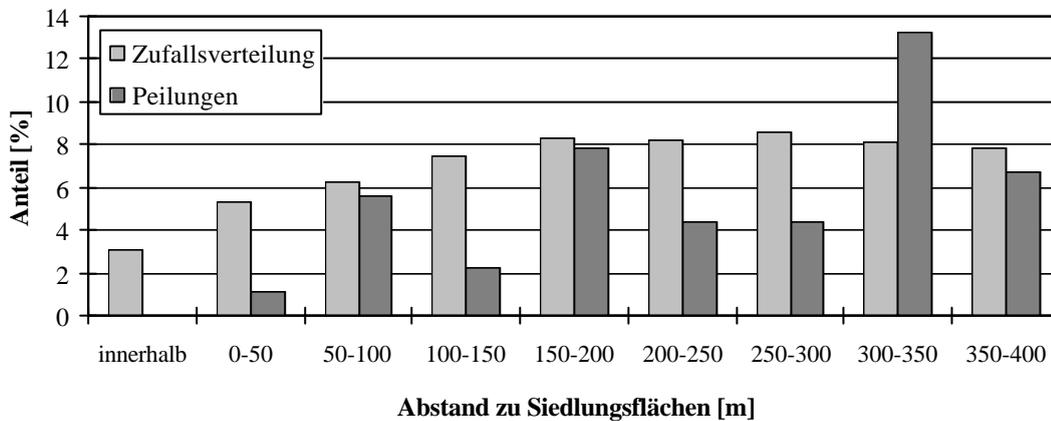


Abb. 6.6 Einfluß von Siedlungsflächen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M6. Prozentualer Anteil der Peilpunkte in sowie im Abstand von 0 – 400 m zu Siedlungsflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung. Der Abstand der Peilungen ($n = 1$) im 50m-Umkreis von Siedlungen unterscheidet sich nicht signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung $\alpha > 0,05$

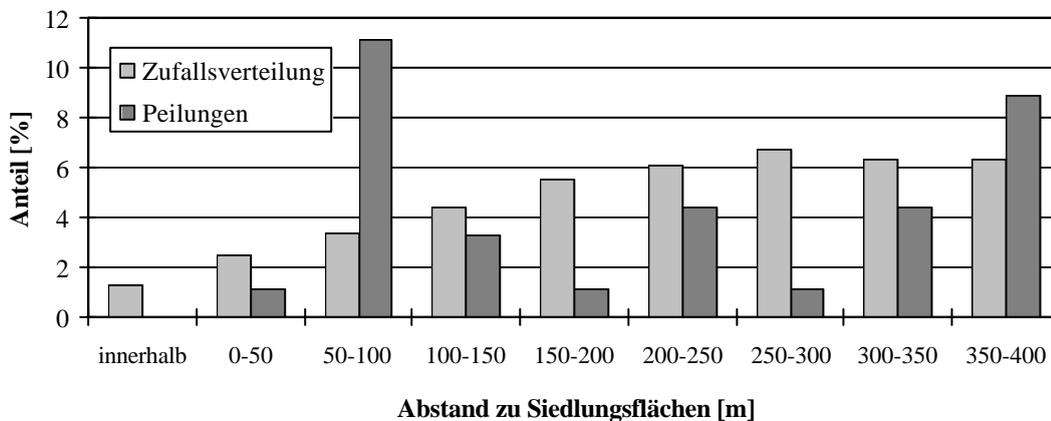


Abb. 6.7 Einfluß von Siedlungsflächen auf die Raumnutzung des Dachsrüden M7. Prozentualer Anteil der Peilpunkte in sowie im Abstand von 0 – 400 m zu Siedlungsflächen – Vergleich mit der Zufallsverteilung. Der Abstand der Peilungen ($n = 1$) im 50m-Umkreis von Siedlungen unterscheidet sich nicht signifikant von den Erwartungswerten der Zufallsverteilung $\alpha > 0,05$

6.2.3 Einfluß von Straßen und Verkehrsdichten auf die Raumnutzung von Dachsen

Die Streifgebiete der Waddachse wurden von befestigten Straßen weder durchschnitten noch begrenzt. Bei den Dachsen der Agrarlandschaft waren Verkehrswege Bestandteil der Streifgebiete und wurden regelmäßig überquert. Ein Einfluß auf die Raumnutzung der Tiere war nicht festzustellen. Die fehlende Meidung von Straßen dokumentiert auch die hohe Zahl an Verkehrsverlusten des Dachses auf Rügen bzw. auf Landesebene (EICHSTÄDT & ROTH 1997).

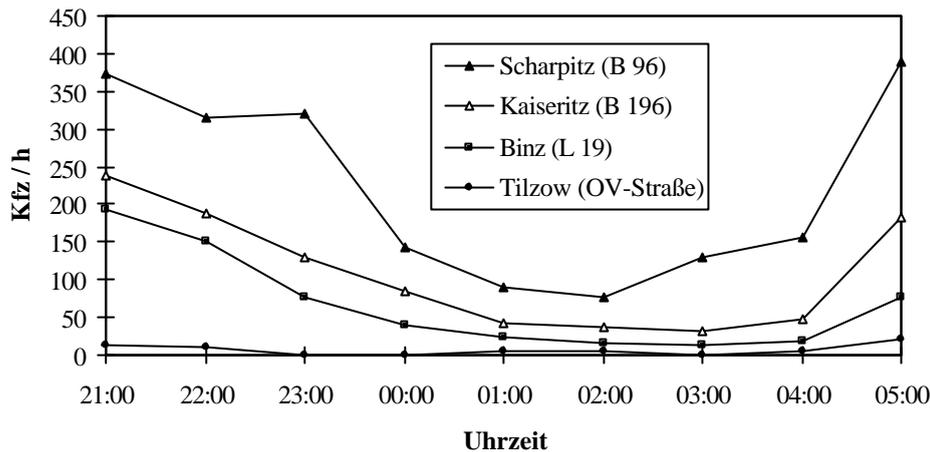


Abb. 6.8 Vergleich des nächtlichen Verkehrsaufkommens (mittlerer stündlicher Verkehrsfluß: Kfz/h) auf Bundes- (B 96, B 196), Landes- (L 19) und Ortsverbindungsstraßen (OV-Straße)

Tab. 6.2 Vergleich der Zeitspannen, die Dachsen bei unterschiedlichen Verkehrslasten von Bundesstraßen (B 96, B 196), Landesstraßen (L 19) und Ortsverbindungsstraßen (OV-Straße) zur Überquerung zur Verfügung stehen (zw. 21:00 und 5:00 Uhr)

| Zeitspanne (sec) | Straßentypen | | | |
|------------------------|-------------------|--------------------|--------------|---------------------|
| | B 96 Scharpitz | B 196 Kaiseritz | L 19 Binz | OV-Straße Tilzow |
| durchschnittliche Zeit | 16 | 33 | 53 | 549 |
| Verkehrsspitzen | 9 | 15 | 19 | 171 |
| Verkehrsflauten | 47 | 109 | 285 | 3600 |

6.2.4 Direkte Auswirkungen von Straßen - Verkehrsmortalität

6.2.4.1 Vergleich des Gefährdungspotentials unterschiedlicher Verkehrswege

In den Jahren von 1994 bis 1997 wurden auf Rügen 88 verkehrstote Dachse registriert. 80 Dachse fielen auf Bundes- und Landesstraßen dem Verkehr zum Opfer (Tab. 6.3) Nur 8 Tiere wurden auf Ortsverbindungsstraßen überfahren. An Eisenbahntrassen und Ortsverbindungsweegen kamen keine Dachse zu Tode.

Tab. 6.3 Gegenüberstellung von Straßentypen (Bundesstraßen: B 96, B 196; Landesstraßen: LS; Ortsverbindungsstraßen: OVS; Ortsverbindungswege: OVW), Verkehrslasten und Dachstotfunden
 B 96*: Abschnitt 1; B 96**: Abschnitt 2; *** nach WEIß (1996a); ****zwischen 17:00 und 7:00 Uhr;
 k. A.: keine Angaben; ZAST: Zerschneidungsachse Straße (Bezeichnung in digitaler Karte)

| | B 96* | B 96** B 196 | LS | OVS | OVW |
|---|----------|-----------------|---------------|---------|--------|
| Bezeichnung | ZAST 2 | ZAST 2 | ZAST 3 | ZAST 4 | ZAST 5 |
| Kfz/Tag*** | > 10.000 | 5.000 - 10.000 | 2.000 - 5.000 | < 2.000 | k. A. |
| Ø nächtlicher Verkehrsfluß (Kfz / h)**** | 450 | 280 | 80 | 13 | k. A. |
| Straßenkilometer (digitalisierter Bereich) | 19,7 | 26,8 | 159,2 | 192,5 | 226,1 |
| Dachstotfunde (digitalisierter Bereich) | 18 | 17 | 25 | 6 | 0 |
| Dachstotfunde / km | 0,91 | 0,63 | 0,16 | 0,03 | 0 |
| Dachstotfunde (gesamt) | 18 | 19 | 43 | 8 | 0 |

Obwohl die meisten Totfunde (43) an Landesstraßen erfaßt wurden, liegt dieser Straßentyp mit 0,16 Totfunden/km weit unter dem Wert von Bundesstraßen (0,91 bzw. 0,63 Verkehrsverluste/km).

Mit 226,1 km sind befestigte und somit befahrbare Ortsverbindungswege (z.B. Spurplattenwege) der häufigste Straßentyp, gefolgt von Ortsverbindungsstraßen mit 192,5 km (Tab. 6.3). An Ortsverbindungsweegen wurden keine und an Ortsverbindungsstraßen nur 6 Totfunde registriert - bzw. 8 auf ganz Rügen. Da diese beiden Straßentypen über die ganze Insel verstreut sind und auch Gebiete mit hohen Dachsdichten durchziehen, läßt sich diese kleine Anzahl verkehrstoter Dachse auf die geringe Verkehrslast zurückführen (Abb. 6.8). Verkehrszählungen an einer Ortsverbindungsstraße ergaben einen nächtlichen mittleren Verkehrsfluß von 13 Kraftfahrzeugen/h. WEIß (1996a) gibt für diesen Straßentyp eine Verkehrslast von < 2000 Kraftfahrzeugen/Tag an (Tab. 6.3).

6.2.4.2 Zusammenhang zwischen Verkehrslast, Verkehrsmortalität und Siedlungsdichte des Dachses

Abgesehen vom Befahrungsgrad spielte die Lage der Straße für die Verkehrsmortalität des Dachses eine zentrale Rolle. So fielen an der B 96 auf einem Abschnitt von 2,5 km mit der höchsten ermittelten Verkehrslast (über 10.000 Kfz/Tag) und einer Baudichte von 15 – 20 Bauen pro 100 km² ebenso viele Dachse dem Verkehr zum Opfer wie auf einem gleich langen Streckenabschnitt durch den Nationalpark Jasmund mit einer sehr hohen Baudichte (> 30 Baue/100 km²), aber einer geringeren Verkehrslast von 2.000 – 5.000 Fahrzeugen pro Tag (nach WEIß 1996a) (Abb. 6.9).

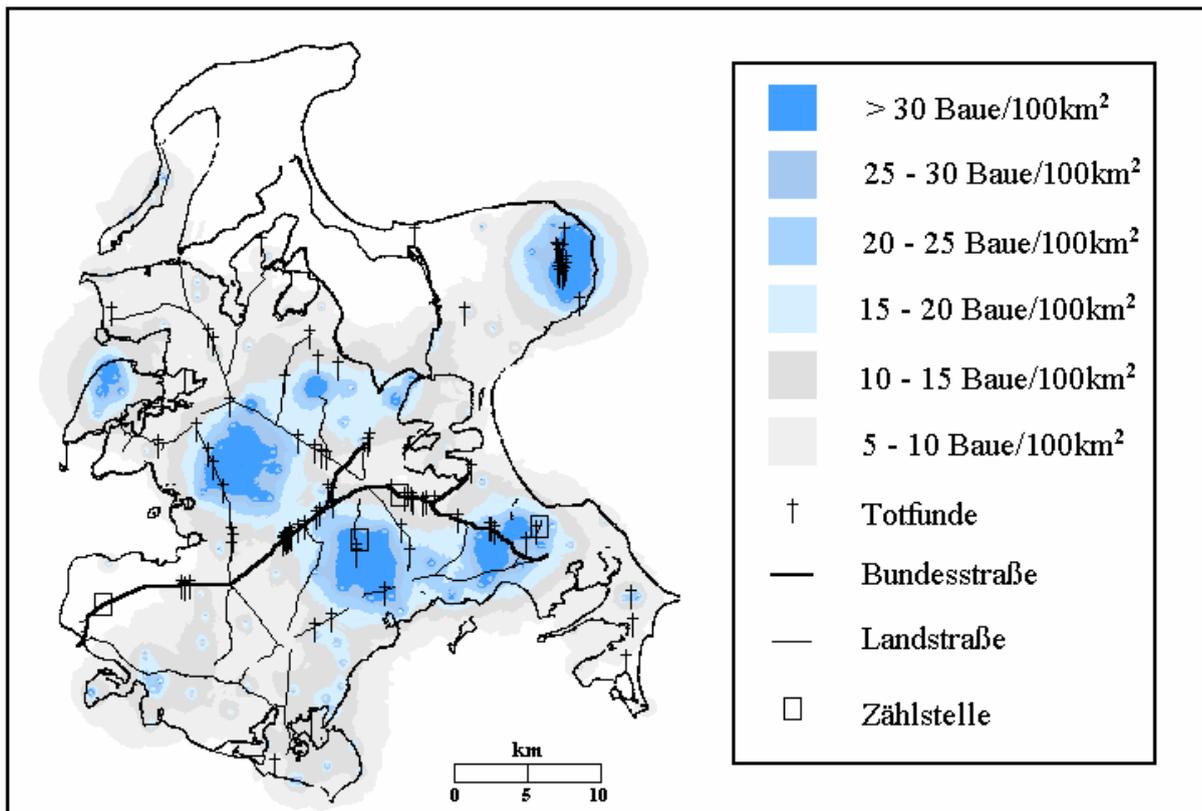


Abb. 6.9 Lage der Dachstotfunde an verschiedenen Straßentypen und in Bereichen unterschiedlicher Siedlungsdichte des Dachses

Prognostizierte Verkehrsverluste anhand eines einfachen Modells

Um den Zusammenhang zwischen Siedlungsdichte des Dachses, Verkehrslast und verkehrsbedingter Mortalität abzuschätzen, wurden die Totfundorte hinsichtlich ihrer Lage zu benachbarten Bauen sowie der nächtlichen Verkehrslast analysiert. Mit Hilfe einer Regressionsanalyse wurde ein Modell erstellt, das eine Abschätzung der Verkehrsverluste bei sich veränderndem Verkehrsaufkommen ermöglicht. Dem Modell liegen folgende plausiblen Annahmen zugrunde:

- Je größer die Aufenthaltswahrscheinlichkeit der Dachse in der Nähe der Straße, desto größer sind die zu erwartenden Verluste.
- Je größer die Verkehrslast, desto größer sind die Verluste.

Es liegt außerdem die Annahme zugrunde, daß der Dachs gegenüber stark befahrenen Verkehrswegen keine Vermeidungsstrategie kennt, was aus den Feldbeobachtungen gerechtfertigt erscheint (und durch das Modell bestätigt wird).

Um die Präsenz eines Dachses an einem bestimmten Ort zahlenmäßig zu bewerten, wurden folgende vereinfachende Annahmen festgelegt:

- die Wahrscheinlichkeit, einen Dachs anzutreffen, nimmt mit dem Abstand r zu seinem Bau proportional $1/r$ ab
- sein Aktionsraum befindet sich im Umkreis seines Baues und ist kreisförmig
- er nutzt den Aktionsraum homogen

Diese stark vereinfachte Beschreibung der Raumnutzung ermöglicht für einen Punkt bis zu 5 km Entfernung von einem Dachsbau, eine Maßzahl für die Aufenthaltswahrscheinlichkeit anzugeben.

Die Abschätzung der potentiellen Anwesenheit des Dachses an einem Ort ergibt sich durch Summation der Einzelwerte aller relevanten Dachsbau. Diese Größe wird im Folgenden als Baudichte b bezeichnet.

Die zweite Eingangsgröße, die nächtliche Verkehrslast, wurde den einzelnen Straßentypen auf der Grundlage eigener Verkehrszählungen und den Daten von WEIß (1996a) zugewiesen.

Aus diesen beiden Eingangsgrößen wurde eine dritte berechnet, die den obigen Annahmen Rechnung trägt.

Der S-Wert ist die Quadratwurzel aus dem Produkt von Baudichte und Verkehrslast:

$$S = (b \cdot v)^{0,5}$$

Dieser Wurzel-Produkt-Ansatz ist willkürlich so gewählt, daß eine Verdopplung von b und v auch eine Verdopplung von S nach sich zieht. Der S-Wert ist somit ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, daß sich Dach und Kfz nachts begegnen, da er beide relevanten Größen beinhaltet.

Allen bekannten Totfundorten wurde mittels o.g. Algorithmus ein S-Wert zugewiesen. Die ermittelten Werte wurden in Klassen eingeteilt (S-Klassen = $0... < 1$, $1... < 2$, $2... < 3$, usw.). Die Wichtung des Gefährdungspotentials unterschiedlicher Straßenabschnitte erfolgte anhand des cluster-Wertes c . Hierfür wurde die Länge von Straßenabschnitten mit gehäuften Totfunden (= cluster) vermessen und deren Anzahl an Totfunden bestimmt. Jeder Totfundort auf dem betrachteten Straßenabschnitt erhielt denselben cluster-Wert c :

$c = \text{Anzahl der Totfunde} / \text{Länge des betrachteten Straßenabschnittes}$

Aus dem Mittelwert der c -Werte resultiert die Anzahl der Dachstotfunde/km in jeder S-Klasse (Abb. 6.10).

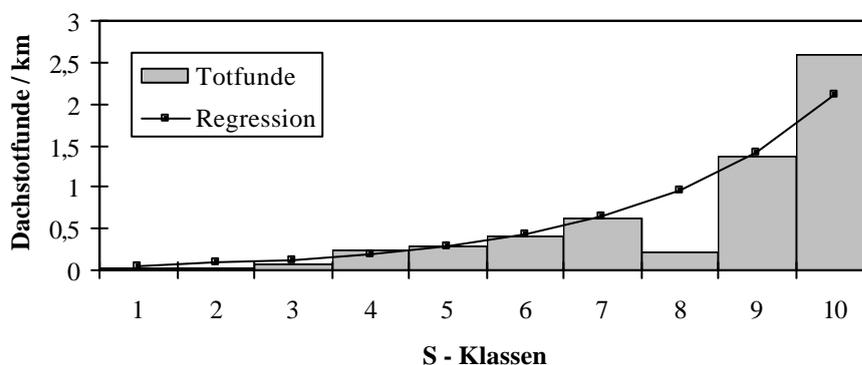


Abb. 6.10 Zusammenhang zwischen Verkehrslasten bzw. Siedlungsdichten des Dachses und der Anzahl der Totfunde. Größere Verkehrslast und/oder höhere Siedlungsdichte des Dachses bedingt einen überproportionalen Anstieg der Verkehrsmortalität beim Dach (exponentieller Verlauf der Regression mit Korrelationskoeffizient = 0,89)

Die Verteilung der Totfundorte wurde damit in Beziehung zur Topologie (Siedlungsdichte und Verkehrslast) der Straßen gesetzt, woraus sich ein Anstieg der Verkehrsmortalität bei Zunahme der Verkehrslast und Siedlungsdichte des Dachsles ablesen läßt (Abb. 6.10). Die Regressionsanalyse zeigt einen exponentiellen Verlauf.

Der Zusammenhang zwischen der Anzahl der Totfunde auf einem definierten Straßenabschnitt mit bekannter Baudichte und Verkehrslast läßt sich damit durch folgende Gleichung beschreiben:

$$A = A_0 e^{t S}$$

mit folgenden Parametern:

- A: Anzahl der Totfunde/km auf dem betrachteten Straßenabschnitt
 v: mittlere nächtliche Verkehrslast (Kfz/h)
 b: Siedlungsdichte des Dachsles (bzw. Baudichte) auf dem betrachteten Straßenabschnitt (Baue pro km²)
 A₀ und t: Regressionsparameter mit t = 0,3978

Dieses einfache Modell ermöglicht eine Abschätzung der Verkehrstoten bei Änderung der Verkehrslast (s. Anhang). Es gilt:

$$A_z = \exp(t(vb)^{0.5}((1+z)^{0.5}-1))-1$$

mit folgenden Parametern:

- A_z: relative Zunahme der Totfunde
 t = 0,3978
 v: gegenwärtige Verkehrslast (Kfz/h)
 b: Siedlungsdichte des Dachsles bzw. Baudichte (Baue/km²)
 z: relative Zunahme der Verkehrslast

Basierend auf den an verschiedenen Zählstellen ermittelten nächtlichen mittleren Verkehrsflüssen sowie der Lage der Totfundorte (s. Abb. 6.8 und 6.9) errechnet sich folgende Prognose der Verkehrsverluste:

Bei einer Verdopplung der Verkehrslast ist in Bereichen mit geringer Baudichte (10 Baue pro 100 km²) an Ortsverbindungsstraßen ein Zuwachs an Totfunden von über 20 % zu erwarten (Abb. 6.11). An Landesstraßen liegt dieser Wert bei nahezu 60 %. An Bundesstraßen mit einem derzeitigen nächtlichen mittleren Verkehrsfluß von 280 Kfz/h (Bundesstraße Abschnitt 2: B 96 nach der Abzweigung der B 196 vor Bergen und der B196; Zählstelle Kaiseritz) bzw. 450 Kfz/h (Bundesstraße Abschnitt 1: B 96 vom Rügendamm bis zur Abzweigung der B196 vor Bergen; Zählstelle Scharpitz) ist mit einer Zunahme der Totfunde von über 100 bzw. 200 % zu rechnen. Führen diese Straßentypen durch Bereiche hoher Baudichte (> 30 Baue/100 km²) liegt der zu erwartende Zuwachs an Totfunden an Ortsverbindungsstraßen bei über 40 %, an Landesstraßen bei 140 % (z.B. Nationalpark Jasmund) und an Bundesstraßen je nach der derzeitigen Verkehrslast bei über 400 % (Abschnitt 2) bzw. nahezu 700 % (Abschnitt 1).

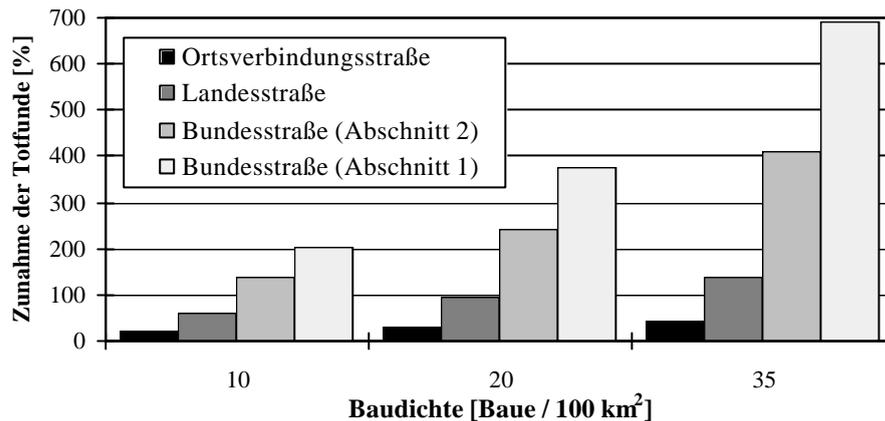


Abb. 6.11 Voraussichtliche Zunahme der Totfunde bei Verdopplung der Verkehrslast in Bereichen unterschiedlicher Baudichte

Auf Grundlage der prognostizierten Verkehrslasten von WEIß (1996a) für das Jahr 2010 und unter der Annahme, daß sich die Baudichten nicht wesentlich ändern, errechnet sich für Rügen eine Vervielfachung der Verkehrsmortalität des Dachs. Diese Aussage gilt allerdings nur, solange die Population nicht merklich durch die Verkehrsverluste beeinträchtigt wird.

Darüber hinaus läßt das Modell nur Aussagen über Straßenabschnitte zu, an denen bereits Totfunde registriert wurden. Da der primäre Grund für die Wahl des Querungsortes der angestammte Wechsel der Tiere darstellt, ist eine Bewertung von Straßenabschnitten ohne Verkehrsverluste nicht möglich.

6.2.5 Einfluß des Tourismus auf die Verkehrsmortalität des Dachs

Das nächtliche, tourismusbedingte Verkehrsaufkommen stieg ab Mitte Juni (Beginn der Verkehrszählungen) bis zu einem Peak Ende Juli kontinuierlich an. Zu diesem Zeitpunkt hatte sich die Anzahl nicht-rüganer Verkehrsteilnehmer im Vergleich zum Juni verdreifacht bei einem Anteil am Gesamtverkehr von nahezu 60 %. Das tourismusbedingte Verkehrsaufkommen ging nach der Saison stetig zurück und trug Ende September nur noch 15 % zum gesamten Verkehrsaufkommen bei.

Einheimische und Touristen zeigten das gleiche Verhalten bezüglich des zeitlichen Verkehrsverlaufs. Somit ist zwar das absolute Verkehrsaufkommen durch den Tourismus stark erhöht, aber es ergaben sich keinerlei Verschiebungen im nächtlichen zeitlichen Verkehrsverlauf (Abb. 6.13).

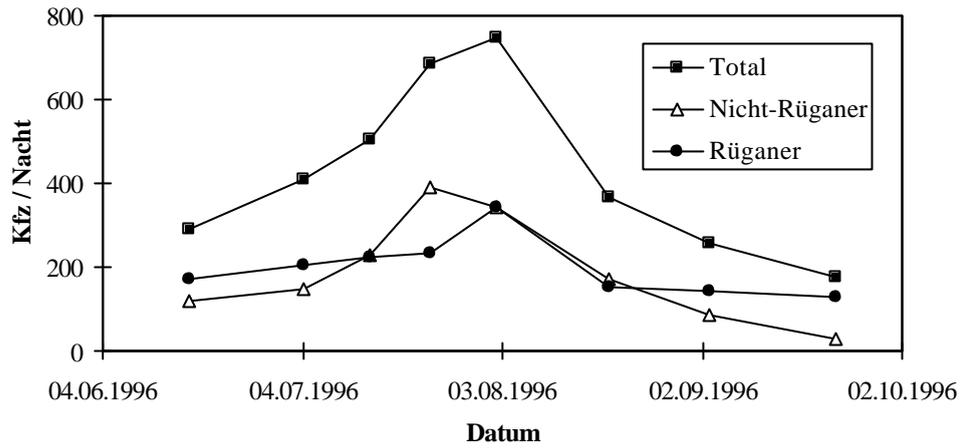


Abb. 6.12 Vergleich der Anteile von Rüganern und Nicht-Rüganern (Touristen) am nächtlichen Verkehrsaufkommen während und außerhalb der Saison

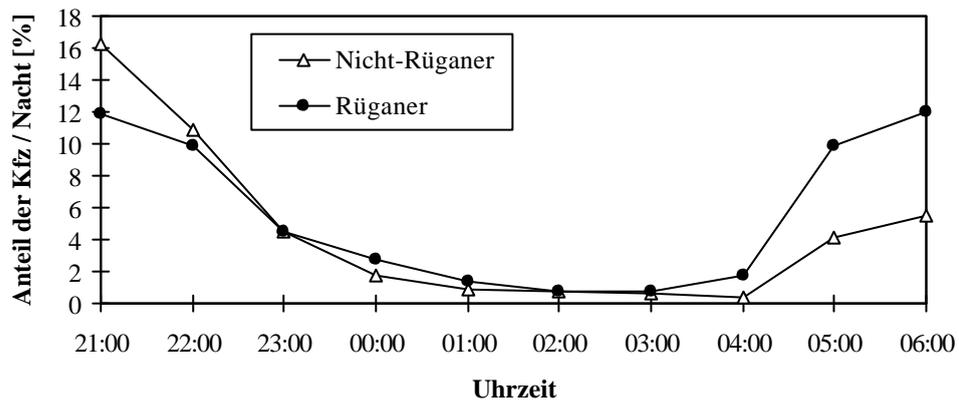


Abb. 6.13 Relativer prozentualer Anteil von Rüganern und Nicht-Rüganern (Touristen) im nächtlichen Verkehrsverlauf (Mittelwert aus 8 Verkehrszählungen)

6.3 Diskussion

Die Wahl von Baustandorten ist abgesehen von Eigenschaften des Bodens (z.B. Durchlässigkeit, Grabbarkeit, Einsturzsicherheit, NEAL 1972, NEAL 1986, SKINNER et al. 1991a) und der Vegetation (s. Kapitel 4) auch von der Qualität und Ausstattung der Bauumgebung abhängig. Wie die Untersuchungen auf Rügen belegen, ist in diesem Zusammenhang auch das Verkehrsnetz relevant. Es zeigte sich, daß Bereiche mit geringer Zerschneidung durch befestigte Straßen und einem geringen Anteil an Siedlungsflächen bevorzugt bzw. beibehalten werden: Vor allem größere Bausysteme existieren häufig seit Jahrzehnten oder gar Jahrhunderten (WIJINGAARDEN & PEPPEL 1964, NEAL 1986, ROPER 1992) und manche Burgen wurden sicher schon vor der Errichtung von Siedlungen und Straßen durch den Dachs genutzt.

Die Ergebnisse verdeutlichen aber auch eine relative Akzeptanz bzw. Resistenz gegenüber menschlichen Ansiedlungen und Straßen. Bereits in unmittelbarer Nähe (Umkreisradius 50 m) führten an einigen Bauen Bahnlinien oder Straßen vorbei. Daß Dachse Eisenbahntrassen sowie vorüberfahrende Züge nicht als Bedrohung empfinden, zeigt auch die Anlage von Dachsbauen in Bahndämmen (NEAL 1972, AARIS-SØRENSEN 1987, CLEMENTS et al. 1988). Bei den Straßen in unmittelbarer Baunähe handelte es sich aber ausschließlich um Straßentypen mit sehr geringer Verkehrsdichte (Ortsverbindungsstraßen/-wege). Ähnliche Ergebnisse erhielten SKINNER et al. (1991a) bei Analysen der Umgebung von Dachsbauen in Essex, England. Der häufigste Straßentyp in unmittelbarer Bauumgebung gehörte auch hier zu den sogenannten „unclassified roads“ mit den geringsten Verkehrsdichten.

Untersuchungen in den Niederlanden ergaben, daß die Zunahme der Straßendichte in Baunähe (1 x 1 km-Quadrat um den Bau) mit der extremen Abnahme der Dachsdichte korrelierte. In nur 20 Jahren (1960 - 1980) hatte sich die Anzahl befahrener Baue um mehr als 30 % verringert (ZEE et al. 1992). Gestützt durch zahlreiche Maßnahmen (Sensibilisierung der Öffentlichkeit; Bau von Dachsdurchlässen unter Straßen; das bisher erlaubte Töten von Dachsen, die Schäden verursacht hatten, wurde verboten; Wiederansiedlungs-Projekte) durch staatliche Institutionen und v.a. durch die Dachsschutzorganisation „Vereniging Das & Boom“ (GRIFFITH et al. 1993) erholte sich die niederländische Dachspopulation innerhalb von 10 Jahren. Allerdings stieg die Populationsdichte nur in Bereichen mit größeren Waldgebieten beträchtlich, in traditionellen Dachsgeländen im Süden, die durch mehr Straßenverkehr, Landwirtschaft und Verstädterung charakterisiert sind, blieb die Populationsdichte 20 – 30 % unter dem Niveau von 1960 (WIERTZ 1993).

Ob die Baue auf Rügen in der Nähe höherrangiger Straßen aufgrund der Störung aufgegeben bzw. dort nicht angelegt wurden oder ob die ansässigen Dachse dem Straßenverkehr zum Opfer fielen, ist unklar. Manches deutet jedoch darauf hin, daß die Baue durch Verkehrsverluste erloschen sind: An höherrangigen Straßen wurden auf Rügen 5 bis 30 mal mehr überfahrene Dachse/km registriert als an Ortsverbindungsstraßen und -wegen. Trotz der wesentlich geringeren absoluten Verkehrsdichten vor der Wende war die relative Verkehrslast der unterschiedlichen Straßentypen sicher vergleichbar. Aufgrund geringer Besatzdichten können Baue an höherrangigen Straßen relativ schnell erlöschen (vgl. auch LANKESTER et al. 1991). Hinzu kommt die starke Ausdünnung der Dachspopulation im Zuge der Tollwutbekämpfung (Baubegasungen bis Ende der 70er Jahre), die auch die Besiedlung verwaister Baue erschwerte. Als weitere Hinweise, daß Baue nicht aufgrund der Störung durch den Straßenverkehr aufgegeben werden, sind zu nennen:

Die besenderten Dachse reagierten während der Nahrungsaufnahme an öffentlichen Straßen nicht auf den vorbeifließenden Verkehr, flüchteten aber sofort, falls ein Auto anhielt und jemand ausstieg. Dies kommt an Straßen mit höheren Verkehrsdichten jedoch selten vor.

Dachse zeigen eine starke Bindung an ihren Hauptbau, den sie nur selten aufgeben (NEAL 1986). Abgesehen davon stellt ein geeigneter Baugrund in einem waldarmen Gebiet wie Rügen mit etabliertem Territorialgefüge eine bedeutende Ressource dar, die nicht beliebig gewechselt werden kann.

Auch in der Nähe menschlicher Ansiedlungen bzw. versiegelter Flächen kommen Dachsbau vor. Hier ist vor allem die Nutzung der als Siedlungsflächen klassifizierten Bereiche in Betracht zu ziehen: 2 von insgesamt 159 Bauern wurden unter Betonplatten eines Militärprojektes angelegt, wobei die Röhreneingänge im dichten Brombeergestrüpp verborgen lagen. Bei drei weiteren Bauern befanden sich im Umkreis von 50 m ein Friedhof, eine altertümliche Wallanlage und ein betonierter Waldparkplatz und erst im Abstand von 50 bis 125 m waren in 2 Fällen ständig bewohnte Einzelgehöfte anzutreffen. Hieraus läßt sich ableiten, daß vom Menschen ständig genutzte Bereiche in der unmittelbaren Umgebung (bis ca. 50 m) vom Dachse nicht toleriert werden. In diesem Zusammenhang ist es von Bedeutung, daß Dachse auf die Anwesenheit von Menschen während der Übertagung in ihrem Bau reagieren. Bei 2 besenderten Tieren (M2 und M6) konnten aufgrund der günstigen Topographie ihrer Baue mehrmals deutliche Reaktionen auf Baukontrollen am Tage registriert werden. Die Annäherung an die Dachsbau erfolgte dabei stets leise und vorsichtig. Bereits bei einer Distanz von 5 m zu den Röhreneingängen konnten erste Reaktionen beim Dachsrüden M2 festgestellt werden. Zuerst wurde das Sendersignal wesentlich lauter, einige Sekunden später konnte es dann kaum mehr registriert werden. Offenbar hatte der Dachse seine ursprüngliche Schlafkammer verlassen, näherte sich dann kurzfristig dem Röhreneingang - vermutlich um Witterung aufzunehmen - und anschließend zog er sich in tiefergelegene Baubereiche zurück. Auch beim Dachsrüden M6 erfolgten mehrmals deutliche Reaktionen auf die Annäherung an seinen Übertagungsbau. Ob die Dachse dabei auf Erschütterungen oder den Geruch reagierten, konnte nicht geklärt werden, da häufig keine Reaktion auf die Annäherung an den Bau registriert werden konnte. Entweder reagierten sie nur, wenn sie in einem ganz bestimmten Bereich des Baues übertagten, oder ihre Reaktion konnte nicht registriert werden, weil sie sich nicht stark bewegten.

Häufige unerwartete oder bedrohliche Störungen während der Ruhephase der Tiere stellen sicher einen beträchtlichen Streßfaktor dar. AARIS-SØRENSEN (1987) ermittelte in der Umgebung von Kopenhagen die Abnahme besetzter Baue innerhalb von 10 Jahren (1975 - 1985) um 33 % und führte dies in erster Linie auf Störungen durch Spaziergänger mit Hunden zurück, konnte dies jedoch nicht direkt nachweisen. Auf Rügen wurde z.B. ein Dachsbau aufgegeben, an dem regelmäßig Kinder spielten, die häufig Äste und Stangen in die Baueingänge steckten (BÖHL, mdl.).

Die Anlage von Dachsbauen unter menschlichen Behausungen (KRUUK 1978a, NEAL 1986) zeigt jedoch ebenso wie die Existenz von „Staddachsen“ (TEAGLE 1969, HARRIS 1982, AARIS-SØRENSEN 1987, SKINNER et al. 1991a), daß sich die Tiere nicht grundsätzlich durch die Anwesenheit des Menschen gestört fühlen. GILLAM (1967) (zit. in NEAL 1986) meinte hierzu: „Bau werden gewöhnlich in abgeschiedenen Plätzen gefunden, wenn die Dachse irgendeine Wahl haben, aber die Nähe zu Behausungen schreckt sie nicht ab von einem anderweitig wünschenswerten Gelände: es ist die menschliche Störung, die sie beunruhigt.“ NEAL (1986) bekräftigte dies: „Wenn jedoch ein Dachsbau wiederholt durch Menschen gestört wird, werden die Dachse ihn verlassen, falls sie einen alternativen Bau haben.“ In diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, daß residente Dachspopulationen in Städten

extrem selten sind (z.B. England mit 0,6 % der Baue des „national badger survey“ in bebautem Gelände (NEAL 1972)) und vermutlich nicht durch aktives Einwandern zu Stadtdachsen wurden (HARRIS 1984). Ihre Baue wurden meist durch die Vergrößerung der Städte nach und nach eingeschlossen oder sie bewohnen die Randzone größerer Städte (vgl. TEAGLE 1969, HARRIS 1982, AARIS-SØRENSEN 1987, SKINNER et al. 1991). Diese Reliktpopulationen paßten sich teilweise gut an ihre neue Umgebung an (späteres Erscheinen, kürzere Aktivitätszeiten außerhalb des Baues, geringe Territorialität, breites Nahrungsspektrum mit einem hohen Anteil an Küchenabfällen u.ä.) (HARRIS 1982, HARRIS 1984). Allerdings ist ihr Überdauern von der Existenz ungenutzter Flächen mit Gestrüpp, kleiner Wäldchen und Parks, aber auch privater Gärten, der Akzeptanz der dortigen Bevölkerung und der versteckten Lage ihrer Baue im dichten Gestrüpp oder Unterholz abhängig (vgl. TEAGLE 1969, HARRIS 1984, SKINNER et al. 1991b).

Die Stadtdachse von Südost-Essex konnten z.B. aufgrund aufgelassener inzwischen verbuschter oder bewaldeter Gartenparzellen überleben (HARRIS 1984, SKINNER et al. 1991b). In einigen Regionen ist jedoch eine deutliche Abnahme dieser „städtischen“ Dachspopulationen zu verzeichnen (AARIS-SØRENSEN 1987, SKINNER et al. 1991b).

Auf Rügen konnte nicht nur bei der Bauwahl, sondern auch bei der Raumnutzung der besenderten Tiere die Meidung menschlicher Ansiedlungen festgestellt werden. Der bestimmende Faktor scheint auch hier die häufige oder ständige Präsenz des Menschen zu sein: Während bebautes, aber vom Menschen ungenutztes Gelände von einem der Dachse häufig belaufen wurde, mied er ständig genutzte oder bewohnte anthropogene Siedlungsbereiche. Die anderen Dachse konnten nie innerhalb bebauter Siedlungsbereiche detektiert werden. Außerdem hielten sich alle Tiere selten in unmittelbarer Nähe (näher als ca. 50 m) von Siedlungen auf. Aufgrund der Peilgenauigkeit sind die eingehaltenen Distanzen nicht exakt zu ermitteln, aber grundsätzlich konnte eine Meidung menschlicher Ansiedlungen festgestellt werden, die sich jedoch nur bei dem einen Tier mit hohen Anteilen an Siedlungsfläche als signifikant erwies. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß eine Signifikanzanalyse durch die geringen Anteile an Siedlungsfläche in den anderen Streifgebieten und der daraus resultierenden kleinen Stichprobenzahl eingeschränkt aussagekräftig ist.

Abschließend ist anzumerken, daß trotz des im bundesdeutschen Vergleich sehr geringen Zerschneidungs- und Zersiedlungsgrades der Insel Rügen (LASSEN 1990) die Bauwahl und Raumnutzung des Dachses bereits nachweisbar beeinflußt wird.

Straßen können ebenso wie andere auffällige Landschaftselemente (z.B. Wassergräben, Hecken) als "natürliche" Streifgebietsgrenzen dienen. Durchziehen Straßen jedoch das Streifgebiet, werden sie unabhängig vom Verkehrsaufkommen überquert.

Zumindest bei den erfaßten Verkehrsdichten wirken Straßen nicht als Barrieren. Aufgrund der Totfundanalyse werden telemetrische Beobachtungen gestützt: Die Zunahme der Verkehrslast bei gleichzeitigem Anwachsen der Siedlungsdichte des Dachses bedingt einen Anstieg der Mortalitätsrate, der stärker als linear verläuft. Dies läßt vermuten, daß der Dachse keinerlei Vermeidungsstrategie gegenüber stark befahrenen Straßen besitzt. Verinselungseffekte können durch das ständige Abschöpfen von Individuen entlang der Verkehrsstrassen auftreten (EICHSTÄDT & ROTH 1997, BROEKHUIZEN & DERCKX 1996), wobei die Anzahl der totgefahrenen Individuen letztendlich von der Höhe der Verkehrsdichte und der Siedlungsdichte des Dachses abhängt. Hohe Verkehrslast in dünn besiedelten Bereichen sowie geringe Verkehrslast in dicht besiedelten Bereichen kann zur gleichen Anzahl von Verkehrsoffern führen. Das Abschöpfen von Individuen in den dünn besiedelten agrarisch genutzten

Bereichen wirkt sich wesentlich negativer auf den Verbund der Population im Vergleich zu dichter besiedelten Waldgebieten aus. Starke Verluste in Gebieten hoher Dichten schwächt jedoch die Funktion dieser Gebiete als Reservoir, von dem aus eine Wiederbesiedelung verwaister Bereiche erfolgen kann. Aufgrund der Territorialität und fehlender bzw. extrem seltener Dismigration von Jungtieren, die auch andere Untersuchungen belegen (CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989, WOODROFFE & MACDONALD 1993, KRUIK 1989), wird der genetische Austausch hauptsächlich von adulten mehrjährigen Rüden getragen („verzögerte Dismigration“, CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989), die entweder vorübergehend in das benachbarte Streifgebiet eindringen (CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989) oder dort den freigewordenen Platz eines residenten territorialen Rüden besetzen (KRUIK 1989). Fähen oder Rüden, die über mehrere Territoriengrenzen wechselten, wurden nur sehr vereinzelt beobachtet (WOODROFFE et al. 1995b). Somit können nur unmittelbar benachbarte Tiere die durch Verkehrsverluste entstandenen Lücken wieder auffüllen. Aufgrund der Territorialität werden Tiere überfahren, deren Streifgebiete von Straßen begrenzt oder durchschnitten werden bzw. Eindringlinge aus angrenzenden Streifgebieten. Die zunehmende Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrsstrassen hat eine Verkleinerung von unzerschnittenen Gebieten zur Folge. Durch den Anstieg der Verkehrsdichten steigt auch die Abschöpftrate, welche aus einem immer kleiner werdenden Gebiet ergänzt werden muß. Hierbei spielt auch der Tourismus auf der Urlaubsinsel eine Rolle, der im Sommer das nächtliche Verkehrsaufkommen verdoppelt. ANDERSON & TREWHELLA (1985) errechneten eine jährliche intrinsische Wachstumsrate von 20 % . Langfristige populationsdynamische Untersuchungen im Hakel bestätigten diese Berechnungen. HOFMANN (1999) ermittelte während der Wiederbesiedelungsphase verwaister Baue eine intrinsische Wachstumsrate von 19 % . Übersteigt die Abschöpftrate diesen kritischen Wert, sinkt die Populationsgröße. Bei einer geschätzten Populationsgröße von 364 Tieren (Frühjahrspopulation) liegt die derzeitige Abschöpftrate durch Verkehrsmortalität bei 8,1 % . Dabei wurden sicher nicht alle Tiere erfaßt, die dem Straßenverkehr zum Opfer fielen. Vor allem angefahrene Dachse, die nicht direkt am Unfallort verendeten, stellen sicher eine beträchtliche Dunkelziffer dar. Als weitere Todesursache ist die Jagd zu nennen, die auf Rügen im Untersuchungszeitraum jedoch weniger als 5 % der Population abschöpfte.

AARIS-SØRENSEN (1995) gibt für Dänemark Verkehrsverluste von 10 - 15 % der Dachspopulation an. HARRIS et al. (1992) schätzen, daß jährlich 50.000 Dachse dem Straßenverkehr in Großbritannien zum Opfer fallen, was etwa 20 % der Gesamtpopulation entspricht. 1991 wurden in den Niederlanden 263 verkehrstote Dachse erfaßt, wodurch die Dachspopulation Verluste von 12 % erlitt, 1993 betrug die Verkehrsverluste 319, 1995 sogar 373 Tiere (BROEKHUIZEN & DERCKX 1996). Gleichzeitig stieg jedoch auch die Populationsgröße, die z. Zt. auf etwa 3000 Individuen geschätzt wird (VERENIGING DAS & BOOM 2001). Die Niederlande sind mit 369 Einwohnern/km² das dichtbesiedeltste Land Europas (FISCHER WELTALMANACH 1998) und daher mit sehr hohen Verkehrsdichten belastet, die seit 1980 jährlich durchschnittlich um etwa 3 % zunehmen (Stand 1995, BROEKHUIZEN & DERCKX 1996). Aber es ist den Niederlanden gelungen, den Abwärtstrend ihrer Dachspopulation aufzuhalten. Zwar ist die nationale Populationsdichte mit etwa 0,07 Dachsen/100 ha noch sehr gering und daher gegen jegliche Störungen extrem anfällig, aber insgesamt ist ein Wachstum der Population zu verzeichnen. Dies kann als Erfolg der Maßnahmen zum Schutz des Dachses gewertet werden, wobei Dachsdurchlässe, von denen bisher ca. 600 in den Niederlanden installiert wurden, eine der wichtigsten Maßnahmen darstellen. Die Bedeutung von sicheren Querungsmöglichkeiten über vielbefahrenen Straßen untersuchten auch HERRMANN et al. (1997), die Grünbrücken als effektivste Maßnahme ermittelten.

Werden auf Rügen keine Querungsmöglichkeiten installiert, errechnen sich auf Grundlage der prognostizierten Verkehrsentwicklung von WEIß (1996a) für das Jahr 2010 viermal so viele Dachse als Verkehrstopfer unter der Voraussetzung gleichbleibender Siedlungsdichten und Populationsgröße. Dies wäre über 30 % der momentanen Population (bezogen auf die Größe der Frühjahrspopulation), was langfristig betrachtet das Verschwinden des Dachses auf Rügen bedeuten würde.

Hierbei konnten jedoch bestimmte Parameter nicht berücksichtigt werden:

- Die in die prognostizierte Verkehrsentwicklung von WEIß (1996a) nicht eingerechneten Ortsverbindungswege werden stärker befahren und zumindest teilweise ausgebaut werden, was auch hier zu höheren Geschwindigkeiten und damit zu zusätzlichen verkehrstoten Dachsen führen wird.
- Aufgrund der Tollwut und der anschließenden Baubegasungen zur Tollwutbekämpfung, die bis Ende der 70iger Jahre andauerten, wurde die Dachspopulation Rügens extrem dezimiert. Durch das Ende der Begasungen und Ausbringung von Impfködern zur Tollwutbekämpfung wurde diese Entwicklung umgekehrt. Mit großer Wahrscheinlichkeit haben die Dachse ihre ursprüngliche Populationsgröße bzw. die Tragfähigkeit ihres Lebensraumes noch nicht erreicht und stellen zur Zeit eine Wachstumspopulation dar, deren ansteigender Trend durch jährliche Schwankungen überlagert wird. Diese Entwicklung wirkt der Dezimierung aufgrund der Verkehrsmortalität entgegen.
- Weitere Landnutzungsänderungen - v.a. der Umbruch von Grünland zu Ackerflächen und die Zunahme von aus der Nutzung genommenen Brachen (WEIß 1996a) werden sich auf die Nahrungverfügbarkeit auswirken (DA SILVA et al. 1993, KRUUK & PARISH 1987).
- Der verstärkte Abschluß des Dachses, wie er in den letzten Jahren (ab 21.02.1997) als Bekämpfungsmaßnahme gegen die Schweinepest zu beobachten war, kann in Verbindung mit den Verkehrsverlusten zum limitierenden Faktor des Populationswachstums werden. Während 1993/94 in Mecklenburg-Vorpommern noch 361 Dachse erlegt wurden, lag die Jagdstrecke im Jagdjahr 1999/00 bei 3.069 Dachsen. Besonders negativ machen sich hier geänderte oder ausgesetzte Jagdzeiten bemerkbar, weil dies zu Verlusten ganzer Würfe führen kann. Zwar blieb das Bejagungsverbot der zur Aufzucht notwendigen Elterntiere (Bundesjagdgesetz §22 Abs. 4) unangetastet, aber es ist kaum nachvollziehbar, wie eine säugende Fähe v.a. in den Wintermonaten und im zeitigen Frühjahr von anderen Dachsen unterschieden werden soll. Hinzu kommt, daß die Jäger unter besonderem Druck stehen, da das Nichteinhalten des festgesetzten Mindestabschußplanes als Ordnungswidrigkeit geahndet wird (§76 Abs.2 Nr.2 des Tierseuchengesetzes in Verbindung mit §11 Nr.1 der Schweinepestbekämpfungsverordnung M-V).

Um die langfristigen Auswirkung dieser Parameter in die Prognose miteinzubeziehen, wären in erster Linie mehrjährige Beobachtungen der Populationsentwicklung nötig.

7. Zusammenfassung

Die 3-jährige Untersuchung zur Siedlungsstruktur, Raum- und Habitatnutzung des Dachses (*Meles meles* L., 1758) fand auf der 926 km² großen Ostseeinsel Rügen statt.

Über 70 % der Inselfläche ist landwirtschaftlich, überwiegend ackerbaulich, genutzt und nur knapp ein Fünftel wird von Wald bedeckt. Seit 1990 ist ein starker struktureller Wandel in der Landnutzung und Infrastruktur zu verzeichnen. Während die Zersiedelung und Zerschneidung der Landschaft mit 6,7 % Siedlungs- und Verkehrsfläche im bundesdeutschen Vergleich (11,3 %) als sehr gering einzustufen war, ist nach der „Wende“ eine stete Verdichtung des Straßennetzes zu beobachten, die von einem enormen Anstieg der Verkehrsdichte begleitet wird. Die Auswirkungen dieser Rahmenbedingungen wurden anhand von Nahrungsanalysen, eines inselweiten Baukatasters, Fang und Telemetrie einiger Dachse sowie einer Erfassung verkehrstoter Dachse (EICHSTÄTT & ROTH, 1997) untersucht.

Die Zusammensetzung der Dachsnahrung wurde durch Mageninhaltsanalysen (n = 60) bestimmt. Regenwürmer erwiesen sich mit 22 % des relativen Totalvolumens wie in zahlreichen anderen Untersuchungen als wichtigste Nahrungskomponente. Die zweitwichtigste Beute waren Kleinsäuger gefolgt von Insekten (v.a. Vespidae). Im Spätsommer nahmen die Dachse überwiegend pflanzliche Kost (Kirschen, Birnen, Pflaumen, Brombeeren, Eicheln und Haselnüsse) auf. In den Wintermonaten und im Frühjahr überraschte der hohe Anteil an Mais mit fast 20 % am relativen Totalvolumen.

Basierend auf einem inselweiten Baukataster und Ansichtsbeobachtungen (n = 97) erfolgte eine Abschätzung der Populationsgröße und Reproduktionsrate des Dachsbestandes auf Rügen. Insgesamt wurden 162 Baue kartiert, die sich – abgesehen von der waldarmen Halbinsel Wittow – über die ganze Insel verteilten. Die Zahl der ständig genutzten Baue lag zwischen 100 (1994, 1996) und 107 (1995) Hauptbauen. Davon dienten 63 Baue im Jahr 1994 der Jungenaufzucht; 1995 bzw. 1996 konnten 59 bzw. 74 Wurfbaue registriert werden. Der mittlere minimale Abstand der Hauptbaue, der in den einzelnen Kartierungsjahren kaum schwankte, betrug über den gesamten Untersuchungszeitraum 1,8 km ± 1,2 km (SD), der der Wurfbaue 2,5 km ± 1,9 km (SD). Die höchsten Baudichten fanden sich in den wenigen größeren Waldgebieten (überwiegend Laubmischwald) der Insel mit 0,4 Wurfbauen/100 ha Waldfläche bzw. 0,5 Hauptbauen (inkl. Wurfbauen)/100 ha Waldfläche. Der mittlere minimale Abstand der Hauptbaue betrug hier 1,4 km. Die durchschnittliche Baudichte mit 0,1 Hauptbau/100 ha wies ebenso wie der mittlere Besatz pro Bau im europäischen Vergleich geringe Werte auf. Ein Wurfbau wurde im Frühjahr in den meisten Fällen von den Elterntieren und 2 bis 3 Welpen bewohnt. Clanstrukturen mit maximal 5 adulten Dachsen waren extrem selten. Die Reproduktion eines Clans bzw. einer Familie beschränkte sich dabei unabhängig von seiner Größe auf einen Wurf. Die durchschnittliche Wurfgröße (n = 23) von 2,3 ± 0,8 (SD) Welpen sowie das ausgeglichene Geschlechterverhältnis von 1:1,1 (n = 29) entsprechen mitteleuropäischen Verhältnissen. Der mittlere Besatz adulter Dachse an Hauptbauen mit Jungtieren (Wurfbauen) betrug 2,1 ± 0,5 (SD) adulte Dachse/Bau, an Hauptbauen ohne Jungtiere 2,0 ± 0,9 (SD) adulte Dachse/Bau. Aus den Daten errechnet sich eine geringe Populationsdichte von 0,2 adulten Dachsen/100 ha bzw. 0,4 Dachsen (inkl. Welpen)/100 ha. Die höchsten lokalen Dichten wurden in den größeren Waldkomplexen mit 1,0 adulten Tier/100 ha Waldfläche ermittelt.

Die Siedlungsstruktur wird entsprechend zahlreicher anderer Untersuchungen von der signifikanten Präferenz des Dachses für Wald als Bauhabitat bestimmt: 70,5 % der Baue befanden sich im Wald, in Feldgehölzen oder Hecken und Gebüsch. In agrarisch dominierten Bereichen wurden vorrangig bewaldete Hügelgräber (bronzezeitliche Grabanlagen) besiedelt (18,9 % der Baue). Die übrigen Dachsbau befanden sich entweder entlang der Küste (5,7 %) oder im Bereich sonstiger auffälliger Landschaftsstrukturen (4,9 %) wie z.B. Grabenböschungen, Sölle (Toteislöcher) oder Steilhänge.

Die Analysen zur Raum- und Habitatnutzung basieren auf telemetrischen Untersuchungen von 10 Dachsen bei einer Datenaufnahme über mindestens 2 Jahreszeiten. Die Telemetriestudie ergab zeitlich stabile aneinandergrenzende Territorien, wobei das territoriale System jedoch nicht so starr erscheint wie für Gebiete mit wesentlich höheren Populationsdichten beschrieben.

Die kleinsten Homeranges beliefen die sogenannten „Walddachse“ (2 Rüden und 3 Fähen eines Clans) mit Größen zwischen 45 und 119 ha. Ihre individuellen Streifgebiete, die sich in einem geschlossenen Waldgebiet Zentralrügens befanden, überlagerten sich zu einem Gruppenstreifgebiet mit einer Größe von 135 ha. Die 5 Dachse (4 Rüden und 1 Fähe unterschiedlicher Clanzugehörigkeit), die auch Agrarlandschaft nutzten, beanspruchten mit 349 bis 994 ha signifikant größere Aktionsräume.

Bei allen telemetrierten Dachsen variierte die Größe der Aktionsräume im Jahresverlauf. Während die Walddachse bereits im Frühjahr den größten Teil ihrer Jahresstreifgebiete beliefen, dehnten die Dachse der Agrarlandschaft ihre Territorien in der Regel in den Sommermonaten stark aus. Außerdem nutzten die Walddachse ihre relativ kleinen Homeranges wesentlich gleichmäßiger als die Tiere, die auch landwirtschaftliche Nutzflächen in ihre Territorien einschlossen. Letztere suchten in ihren Homeranges nur bestimmte Bereiche auf, so daß sie nur maximal 40 % ihres Jahresstreifgebietes tatsächlich beliefen. Über 50 % der Ortungen lagen dabei im Wald. In der offenen Landschaft entfernten sie sich nie weiter als 300 Meter von Wäldern, Hecken und anderen Gehölzen, obwohl Entfernungen bis zu 600 Metern möglich gewesen wären. Die Raumnutzung scheint außerdem von Feuchtflächen (überwiegend temporäre und permanente Kleingewässer < 1 ha) beeinflusst zu werden. Aufgrund der Peilgenauigkeit und des Verteilungsmusters bzw. der Dichte dieser Flächen konnte jedoch keine signifikante Präferenz für feuchtflächennahe Bereiche nachgewiesen werden.

Zwischen den Streifgebietsgrößen und den Flächengrößen der dominierenden Habitattypen (Wald inkl. Hecken, Gestrüpp u. ä.; Acker; Grünland/Brachflächen) im Homerange konnten keine signifikanten Zusammenhänge ermittelt werden. Zwar wirkte sich keiner der Habitattypen bestimmend auf die Größe der Streifgebiete aus, aber die Dimension des Homeranges stieg in der Regel mit dem Anteil an Ackerflächen. Da der energetische Aufwand mit dem Abstand vom Bau zu potentiellen Nahrungsflächen steigt, können Streifgebiete mit hohem Ackeranteil als suboptimale Lebensräume angesprochen werden.

Die Habitatausstattung des durchschnittlichen Dachsstreifgebietes (Mittelwert aus $n = 10$) wich stark von der Nutzungsstruktur des für die Insel Rügen repräsentativen Hauptuntersuchungsgebietes ab. Wald erreichte im Mittel in den Streifgebieten wesentlich höhere Flächenanteile (64 %) als im Hauptuntersuchungsgebiet (22 %). Ackerflächen, die nahezu 55 % der Insel bedecken, waren nur auf knapp $\frac{1}{4}$ des Durchschnitts-Streifgebietes vorhanden. Unterdurchschnittliche Anteile resultierten für Grün-

land- und Brachflächen ebenso wie für Siedlungs- und Feuchtflächen (Gewässer, Sumpf, Moor und Uferbereiche).

Auf Individualebene lag der relative Waldanteil (inkl. Hecken und sonstigen Gehölzen) in 9 der 10 Streifgebiete über dem des Untersuchungsgebietes. Ackerflächen fehlten in 5 Streifgebieten völlig, in 3 Homeranges lag ihr relativer Anteil unter und nur in 2 Dachstreifgebieten über dem des Hauptuntersuchungsgebietes. Grünland- und Brachflächen wiesen ebenfalls in nur 2 Dachstreifgebieten höhere Anteile als das Hauptuntersuchungsgebiet auf.

Die Analyse individueller Präferenzen oder Meidungen innerhalb der Streifgebiete erfolgte anhand der Verteilung der Peilpunkte auf die unterschiedlichen Habitattypen in Relation zu deren Verfügbarkeit (= relativer Flächenanteil des betrachteten Habitattyps an der Gesamtfläche des Streifgebietes):

Bewaldete Flächen nutzten alle Tiere entsprechend ihrer relativen Anteile am Streifgebiet oder zeigten eine signifikante Präferenz für diesen Habitattyp. Ackerflächen wurden von 2 Dachsen entsprechend ihrer relativen Flächengrößen aufgesucht, von den anderen jedoch signifikant seltener als erwartet genutzt.

Die Nutzung von Grünland- und Brachflächen ließ keine einheitliche Tendenz erkennen: Während ein Dach diesen Habitattyp entsprechend seiner Verfügbarkeit nutzte, wurden 3 Tiere signifikant seltener, ein Tier aber signifikant häufiger als erwartet in Grünland/Brachflächen angetroffen.

Zwischen der Nutzungsintensität und der Größe der Waldfläche, die in den einzelnen Homeranges mit 45 bis 528 ha beträchtlich variierte, konnte kein Zusammenhang festgestellt werden. Die Nutzungsintensität stieg jedoch mit der Flächengröße frischer und nasser Laubwaldstandorte, weshalb diese Flächen trotz ihres geringen Anteils als bestimmender Faktor diskutiert werden. Die Gesamtfläche bewaldeter Bereiche im Homerange korrelierte außerdem mit der Nutzungsintensität von Grünland- und Brachflächen, wobei kleinere Waldflächen im Streifgebiet zu einem vermehrten Aufsuchen von Grünland- und Brachflächen führten.

Einige Beobachtungen zur Dismigration deuten darauf hin, daß der genetische Austausch überwiegend von adulten Rüden getragen wird, die vorübergehend in nachbarschaftliche Territorien wechseln.

Die Landschaftszerschneidung durch Straßen und menschliche Ansiedelungen wirkte sich sowohl auf die Siedlungsstruktur als auch auf die individuelle Raumnutzung der Dachse aus.

Eine Analyse des Wegenetzes im Umkreis von 1500 m um die Hauptbaue (n = 112) dokumentiert den kontinuierlichen Anstieg der Verkehrswegedichte mit zunehmender Entfernung vom Bau. In unmittelbarer Baunähe (Entfernung ≤ 50 m) kamen nur Eisenbahntrassen und Ortsverbindungsstraßen bzw. -wege vor, die entsprechend der Verkehrszählungen mit den geringsten Verkehrsdichten belastet waren. Landes- bzw. Bundesstraßen waren mindestens 50 bzw. 125 m von den Dachsburgen entfernt. In Baunähe (Umkreis 125 m) betrug die Dichte des Straßennetzes mit 0,3 km/100 ha etwa 1/3 des Untersuchungsgebietes, welches mit 1 km/100 ha im bundesdeutschen Vergleich schwach ausgebaut ist.

In unmittelbarer Bauumgebung (Umkreis 50 m) existierten keine vom Menschen ständig genutzten Ansiedlungen; erst in einer Entfernung von 50 m bis 125 m waren in 2 Fällen ständig bewohnte Einzelgehöfte anzutreffen.

Alle besenderten Dachse mieden Siedlungsflächen mit Ausnahme eines Tieres, das mehrfach innerhalb eines ungenutzten ehemaligen Armeegeländes im Wald geortet wurde. In unmittelbarer Nähe von Siedlungsflächen wurden die Tiere selten geortet. Eine signifikante Meidung von Siedlungen war jedoch nur in einem Streifgebiet mit hohem Anteil an Siedlungsfläche nachweisbar. Die übrigen Streifgebiete enthielten keine ($n = 5$) oder nur geringe Anteile bebauter Fläche (1,3 – 3,1 % der Homeranges).

Ein Einfluß von Straßen auf die Raumnutzung der besenderten Dachse konnte nicht festgestellt werden. Die fehlende Meidung von Straßen dokumentiert auch die hohe Zahl an Verkehrsverlusten des Dachses. Insgesamt wurden auf Rügen 88 verkehrstote Dachse registriert. 80 Dachse fielen auf Bundes- und Landesstraßen dem Verkehr zum Opfer; nur 8 Tiere wurden auf Ortsverbindungsstraßen überfahren. An Eisenbahntrassen und Orts Verbindungswegen kamen keine Dachse zu Tode.

Bezieht man die Totfunde auf die Gesamtlänge der unterschiedlichen Straßentypen, ist die potentielle Gefährdung des Dachses an Bundesstraßen mit 0,91 verkehrstoten Dachsen/km (Verkehrsaufkommen > 10.000 Kfz/Tag) bzw. 0,63 verkehrstoten Dachsen/km (Verkehrsaufkommen 5.000 - 10.000 Kfz/Tag) am höchsten, gefolgt von Landesstraßen (Verkehrsaufkommen 2.000 - 5.000 Kfz/Tag) mit 0,16 verkehrstoten Dachsen/km. Mit 192,5 bzw. 226,1 km sind Ortsverbindungsstraßen bzw. befestigte Ortsverbindungswege (z.B. Spurplattenwege) im Untersuchungsgebiet zwar der häufigste Straßentyp, mit 0,03 verkehrstoten Dachsen/km (Verkehrsaufkommen < 2.000 Kfz/Tag) bzw. 0,00 verkehrstoten Dachsen/km tragen sie aber nur geringfügig zur Gefährdung des Dachses bei.

Der Zusammenhang zwischen Verkehrslast, Siedlungsdichte (des Dachses) und Verkehrsmortalität des Dachses wurde auf Grundlage des Baukatasters, des Totfundkatasters und von Verkehrszählungen mit Hilfe eines Modells ermittelt. Die Gefährdung des Dachses wird letztendlich durch die Verkehrslast und Siedlungsdichte bestimmt, wobei größere Verkehrslast und/oder Siedlungsdichten des Dachses zu einem überproportionalen Anstieg der Verkehrsmortalität führen.

Bei einer geschätzten Populationsgröße von 364 Tieren bzw. 214 adulten Dachsen lag die Abschöpfung durch den Straßenverkehr bei 8 bzw. 14 %.

Summary

On the Baltic island of Rügen which is sized 926 km² investigations had been carried for 3 years with regard to distribution, space use and habitat utilization of the European badger (*Meles meles* L., 1758). More than 70 % of the island is agricultural, almost arable land and just under a fifth is woodland. A considerable change of land use and infrastructure has occurred since 1990. Before, fragmentation and dessection of the landscape due to housing and roads was low (6.7 % of the islands area) compared with the German average of 11.3 %, but after the political "turn" the road system has increased constantly combined with an enormous increase in traffic density. The effect of these conditions on badgers was investigated studying diet composition, surveying and registering badger setts all over the island, badger-watching and trapping, radio-tracking some badgers and collecting all reported badgers fallen victim to traffic accidents.

To analyse the composition of badger's diet the content of 60 badger stomachs was determined. Corresponding to numerous other studies, Earthworms (*Lumbricidae*) proved to be the main food item with a relative volume of 22 %. Other important prey were small mammals and insects (a.a. *Vespidae*). In late summer the badger consumed mainly vegetable diet (fruit, berries, hardshelled seed). Surprisingly in winter and spring they fed much maize with a relative volume of almost 20 %.

Between 1994 and 1996 162 badger setts were registered. Except for large parts of the peninsula "Wittow" with sparse woody vegetation, the setts were distributed all over the island. There was one main sett per social group, but not every social group produced cubs every year. The number of permanent occupied setts was 100 main setts including 63 (1994) and 74 (1996) breeding setts, respectively. 59 of 107 main setts were used as breeding setts in 1995. The average nearest neighbour distance of main setts was 1.8 km ± 1.2 km (sdv) (average of 3 years), the average nearest neighbour distance of breeding setts was 2.5 km ± 1.9 km (sdv) (average of 3 years), with insignificant change over the years. The local sett densities were highest in the few larger forests (dominated by deciduous trees) with 0.4 breeding setts/100 ha woodland and 0.5 main setts (including breeding setts)/100 ha woodland, respectively. There the average nearest neighbour distance of main setts was 1.4 km.

In comparison with other European studies the average sett density of the whole island is rather low (0.1 main setts/100 ha) as well as the average number of badgers per sett. In most cases the breeding setts were inhabited by the reproducing pair and two or three cubs. Seldomly, 'clans' consisted of more than two adult badgers and the largest clans that were registered constituted by 5 adult members. The reproduction per breeding sett was always one litter. Mean size was 2.3 ± 0.8 (sdv) cubs per litter (n = 23) and sex ratio was close to unity (n = 29) confirming other results from Central Europe. Mean number of adult badgers per breeding sett was 2.1 ± 0.5 (sdv) adult badgers/sett, mean number at main setts without reproduction was 2.0 ± 0.9 (sdv) adult badgers/sett. The resulting badger density was rather low with 0.2 adult badgers/100 ha and 0.4 badgers (including cubs)/100 ha. In the forests of the island the highest local densities were calculated (1.0 adult badgers/100 ha woodland).

Corresponding to numerous other studies badgers preferred significantly sett sides under woody vegetation. Most setts (70.5 %) were found in forests, copses or hedgerows. In sparse wooded areas

they preferred wooded tumuli (18.9 % of the setts). The rest of the setts were situated at the coast (5.7 %) or in conspicuous elements of the landscape e.g. in banks or slopes (4.9 %).

10 badgers were radio tracked at least for two seasons to get information on habitat selection, habitat utilization and space use. 2 boars and 3 sows belonged to the same social group. They were named woodland badgers, because their main sett was situated inside a forest of about 10 km² and they did not leave their forest all year round. The individual home ranges covered an area from 45 to 119 ha (100 % minimum convex polygon) and overlapped to a group range from 135 ha.

The other 5 badgers (4 boars and 1 sow which belonged to different social groups) used also arable land and pasture besides woodland. They had significant larger home ranges which varied between 349 and 994 ha.

All radio-collared badgers extended their home range over the year. While the woodland badgers enlarged their home ranges mostly in spring, the other badgers did so during summer months. Besides, the woodland badgers used their comparatively small home ranges very regularly in contrast to those badgers, which also had agricultural land within their home ranges. These animals only went to particular regions so they used not more than 40 % of their home ranges in fact. Over 50 % of that fixes lied in woodland. In open landscape the fixes were not more than 300 m away from woods, hedgerows, copses or other woody vegetation, although distances of 600 m could have been kept.

Damp biotopes (predominantly temporary and permanent standing water smaller than 1 ha) also seemed to influence space use in open landscape.

The size of the different home ranges does not correlate significantly with the size of any of the habitat types inside them (woodland, pasture, arable land). None of the habitat types determined the size of the home ranges, although their sizes increased generally with increasing proportion of arable land. Nevertheless, as energy expenditure increases with the distance between sett and feeding areas, home ranges with large proportion of arable land can be considered suboptimal.

Habitat selection showed a clear deviation from availability, due to a strong preference for woodland: The relative proportion of woodland was larger than the relative proportion of the investigated area in 9 out of 10 home ranges. Arable land covering almost 52 % of the investigation area wasn't included in 5 home ranges. The relative proportion of arable land and of pasture/ fallow land was larger than the relative proportion of the investigated area in only two home ranges. Regarding intraterritorial habitat selection, woodland was significantly preferred or was used as expected relating to its availability. The number of fixes in woodland did not correspond with the size of woodland, which varied considerably within the home ranges between 45 and 528 ha. However, the intensity of use increased with the size of fresh and wet areas under deciduous trees. Therefore these areas were discussed as a determining factor although the proportion of these areas were rather low.

The size of the wooded area within the home ranges is correlated with the number of fixes in pasture/fallow land, smaller woodlands causing more intense use of pasture/fallow land. Though only one badger was located significantly more frequent than expected in pasture/fallow land. Arable land was not preferred by any badger significantly.

Data on dispersal lead to assume that adult males which made temporary forays into the territories of adjacent social groups to mate with a resident female are important for gene flow.

Radio-tracking studies showed a stable territory system, but it seems to be not as rigid as described for areas with high-density population.

The dissection of landscape by roads and housing had an effect on both distribution as well as space use of badgers. Analyzing road network within a radius of 1500 m round main setts ($n = 112$) showed a continuous increase in the density of traffic routes with increasing distance from the sett. In immediate proximity of the sett (< 50 m) only railway tracks and minor roads with lowest traffic densities (< 2000 vehicles/day) corresponding to the traffic census were to be seen.

Major roads ("Landesstraße" with 2000 - 5000 vehicles/day, corresponding to secondary road) or "Bundesstraße" with more than 5000 vehicles/day, corresponding to federal road were at least 50 m and 125 m, respectively, away from the badger setts. Within a radius of 125 m the density of the road network was a third (0.3 km/100 ha) of the investigation area, and it was, on its part, less developed in comparison with the German average of 1.8 km/100 ha.

Permanently occupied human settlements did not exist in the proximity of the sett side (within a radius of less than 50 m). In a distance between 50 and 125 m, only in two cases permanently occupied single houses were found.

All radio-collared badgers avoided human settlement except for one badger, which was multiple located inside an unused former army ground. They were also seldom located close to human settlement, but at a distance of more than 50 m no effect could be noted on the badgers space use.

An influence of roads on space use of the radio-collared badgers could not be proven. The lack of avoidance is revealed by the numerous badgers fallen victim to traffic. In total 88 traffic victims had been registered on the island. 80 badgers had been killed by cars on major roads ("Bundesstraßen, Landesstraßen"); only 8 badgers were killed on minor roads. Relating the road-killed badgers to the length and traffic density of the different road categories, potential danger to be killed by car is highest on federal roads ("Bundesstraßen") with 0.91 ($> 10,000$ vehicles/day) and 0.63 (5,000 - 10,000 vehicles/day) road-killed badgers/km, respectively, followed by secondary roads ("Landesstraßen": 2,000 - 5,000 vehicles/day) with 0.16 road-killed badgers/km. Most frequent were minor roads: 192.5 km are leading from place to place ("Ortsverbindungsstraßen") and 226.1 km were paved narrow roads ("Ortsverbindungswege"). On the first category of minor roads ($< 2,000$ vehicles/day) only 0.03 badgers/km had fallen victim to traffic accidents and on the second category of minor roads no road-killed badgers were found, so the potential danger is very low.

Relating the density of traffic, the density of the badger's local population and its road-mortality was done by simply using data of the sett survey, the road-killed badgers and traffic census: The endangering of the badger is finally caused by the density of traffic and the density of local population with increasing local population density and/or traffic density causing superproportional increase of road-mortality.

Estimating a badger population of 364 animals or 214 adult badgers, respectively, road-mortality is 8 % or 14 %, respectively.

8. Literaturverzeichnis

- AARIS-SØRENSEN, J. (1987): Past and present distribution of badgers *Meles meles* in the Copenhagen Area. - Biol. Conserv. **41**: 159 - 165.
- AARIS-SØRENSEN, J. (1995): Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. - Annales Zoologici Fennici **32(1)**: 31 - 36.
- AEBISCHER, N.J., ROBERTSON, P.A. & R.E. KENWARD (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. - Ecology **74**: 1313 - 1325.
- AHNLUND, H. (1976): Age determination in the european badger, *Meles meles* L. - Z. Säugetierk. **41**: 119 - 125.
- AHNLUND, H. (1980): Sexual maturity and breeding season of the badger, *Meles meles* in Sweden. - J. Zool., Lond. **190**: 77 - 95.
- AHNLUND, H. (1981): Productivity and mortality of the badger, *Meles meles* L., in central Sweden. - Publ. Dept. of Zoology, Univ. Stockholm. 30 S.
- AHNLUND, H. & L. LINDAHL (1980): The size, age structure and dynamics of a free-living badger population in Sweden. - Publ. Dept. of Zoology, Univ. Stockholm. 25 S. zit.: ANDERSON, R.M. & W. TREWHELLA (1985).
- AHRENS, M. & S. KOTTWITZ (1997): Feldhasenprojekt Sachsen-Anhalt: Ergebnisse der Felduntersuchungen. - Beitr. Jagd- und Wildforsch. **22**: 49 - 61.
- ALLDREDGE, J.R., THOMAS, D.L. & L.L. McDONALD (1998): Survey and comparison of methods for study of resource selection. J. of Agricultural, Biological and Environmental Statistics. **3 (3)**: 237 - 253.
- ANDERSEN, J. (1955): The food of the Danish badger (*Meles meles danicus*) with special reference to the summer months. - Dan. Rev. Game Biol. **3**: 1 - 75.
- ANDERSON, D.J. (1982): The home-range: a new non-parametric estimation technique. - Ecology **63**: 103 - 112.
- 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. (1995): Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien am Säugetierschädel. - Methoden feldökologischer Säugetierforschung, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1**: 95 - 102.
- BAUDIN, B., BROCHIER, R., PAQUOT, A., LIBOIS, R., RYELANDT, D., THOMAS, I. & P.-P. PASTORET (1989): Évolution des populations de blaireaux (*Meles meles*) dans le province de Luxembourg au cours de la période 1986 - 1988. - Cah. d'Ethol. app. **9**: 31 - 40.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND (1991) : Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften.- Birkhäuser Verlag, Basel. 1024 S.
- BEVANGER, K. & E.R. LINDSTRØM (1995): Distributional history of the European badger (*Meles meles*) in Scandinavia during the 20th century. - Ann. Zool. Fennici **32**: 5 - 9.
- BIANCARDI, C.M., PAVESI, M. & L. RINETTI (1993): Analisi della alimentazione del tasso, *Meles meles* (L.), nell'Alto Luinese (Provincia di Varese, Italia) (Mammalia, Mustelidae). - Atti. Soc. it. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano **134/1993**: 265 - 280.

- BILLWITZ, K., HOFFMANN, S., JANN, U., JANZEN, K., KAPPLER, O., KROSCHEWSKI, T., NEUMANN, B., PETERS-OSTENBERG, E. & W. WEIB (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
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - 4. Aufl. Kilda-Verlag, Greven. 479 S.
- BOCK, W.F. (1986): Kriterien zur Größenbeurteilung der Baue des Dachses *Meles meles* L.. - Säugertierkundliche Mitteilungen **33**: 227 - 234.
- BRADBURY, K. (1974): The badger's diet. - In: PAGET R.J. & A.L.V. MIDDLETON: Badgers of Yorkshire and Humberside. Ebor Press, York: 113 - 125.
- BROEKHUIZEN, S. & H. DERCKX (1996): Passages for badgers and their efficacy. - Z. Jagdwiss. **42**: 134-142.
- BROEKHUIZEN, S., HOFF, C.A. VAN'T, MAASKAMP, F. & T. PAUWELS (1986): Het belang van heggen als geleiding voor migrerende dassen *Meles meles* (L.1758). - Lutra **29**: 54 - 65.
- BRØSETH, H., KNUtSEN, B. & K. BEVANGER (1997): Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: Effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. - Z. Säugetierk. **62**: 12-22.
- BROWN, J.L. (1964): The evolution of diversity in avian territorial systems. - Wilson Bulletin **76**: 160 - 169.
- BUTLER, J.M. & T.J. ROPER (1996): Ectoparasites and sett use in European badgers. - Anim. Behav. **52**: 621 - 629.
- BUTLER, J.M., ROPER, T.J. & A.J. CLARK (1994): Investigation of badger (*Meles meles*) setts using soil resistivity measurements. - J. Zool., Lond. **232**(3): 409-418.
- BÜTOW, M. & R. LAMPE (1991): Morphogenese und Küstentypen der Insel Rügen. - In: Exkursionsführer Mecklenburg-Vorpommern. Verlag Hüller und Zwick, Greifswald.
- CHEESEMAN, C.L., CRESSWELL, W.J., HARRIS, S. & P.J. MALLINSON (1988): Comparison of dispersal and other movements in two Badger (*Meles meles*) populations. - Mammal Rev. **18**: 51 - 59.
- CHEESEMAN, C.L., JONES, G.W., GALLAGHER, J. & P.J. MALLINSON (1981): The population structure, density and prevalence of tuberculosis *Mycobacterium bovis* in badgers (*Meles meles*) from four areas in south-west England. - J. Appl. Ecol. **18**: 795 - 804.
- CHEESEMAN, C.L., MALLINSON, P.J., RYAN, J. & J. WILESMITH (1993): Recolonisation by badgers in Gloucestershire. - In: Hayden T.J.: The badger. Royal Irish Academy, Dublin: 78 - 93.
- CHEESEMAN, C.L., WILESMITH, J.W. & F.A. STUART (1989): Tuberculosis: The disease and its epidemiology in the badger. - Epidem. Inf. **103**: 113 - 125.
- CHEESEMAN, C.L., WILESMITH, J.W., RYAN, J. & P.J. MALLINSON (1987): Badger population dynamics in a high-density area. - Symp. zool. Soc. Lond. **58**: 279 - 294.
- CHRISTIAN, S.F. (1994): Dispersal and other inter-group movements in badgers, *Meles meles*. - Z. Säugetierk. **59**: 218 - 223.
- CHRISTIAN, S.F. (1995): Observations of extra-group mating and mate-defence behavior in badgers, *Meles meles*. - J. Zool., Lond. **237**(4): 668 - 670.

- CIAMPALINI, B. & S. LOVARI (1985): Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. - *Z. Säugetierk.* **50**: 226 - 234.
- CLEMENTS, E.D., NEAL, E.G. & D.W. YALDEN (1988): The national badger sett survey. - *Mammal Rev.* **18**: 1 - 10.
- CRESSWELL, P., HARRIS, S. & D.J. JEFFERIES (1990): The history, distribution, status and habitat requirements of the badger in Britain. - NCC, Peterborough, UK. 84 S.
- DA SILVA, J. (1989): Ecological aspects of Eurasian badger social structure. - Unpubl. D. Phil. thesis, University of Oxford. - zit: WOODROFFE, R. & D.W. MACDONALD (1993a).
- DA SILVA, J., WOODROFFE, R. & D.W. MACDONALD (1993): Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. - *Oecologia* **95**: 558 - 564.
- DALCHOW, C., BORK, H.-R., KERSEBAUM, K.C., PIORR, H.-P. & K.O. WENKEL (1995): Agrolandscape changes in North-east Germany. Ecological and socioeconomical consequences. - *Arch. für Nat.-Lands.* **34**: 1 - 15.
- DIXON, K.R. & J.A. CHAPMAN (1980): Harmonic mean measure of animal activity areas. - *Ecology* **61**: 1040 - 1047.
- DOLCH, D. (1991): Dynamik der Kleinsäugerfauna im NSG "Kunsterspring", Bezirk Potsdam. - *Wiss. Beitr. Univ. Halle* **1990/34 (P42)**: 349 - 364.
- DUNGER, W. (1983): *Tiere im Boden*. - 3. Auflage, Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 280 S.
- EDWARDS, C.A. & P.J. BOHLEN (1996): *Biology and Ecology of Earthworms*. - 3rd edition, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim. 426 S.
- EICHSTÄDT, H. & M. ROTH (1997): Auswirkungen der Verkehrsmortalität auf populationsökologische Parameter des Dachses (*Meles meles* L., 1758). - *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.* **22**: 249 - 256.
- EVANS, P.G.H. & D.W. MACDONALD (1989): Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. - *J. Zool., Lond.* **218**: 587 - 595.
- FIELDING, A. (1998): http://149.170.199.144/new_gis/analysis/utilize.htm
- FISCHER WELTALMANACH (1998): *Zahlen, Daten, Fakten 1998*. - Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt am Main. 1339 S.
- GALLAGHER, J. & J. NELSON (1977): Cause of ill health and natural death in badgers in Gloucestershire. - *Vet. Rec.* **15**: 546 - 555.
- GALLAGHER, J. & J. NELSON (1979): Cause of ill death and natural death in badgers in Gloucestershire. - *Vet. Rec.* **105**: 546 - 551.
- GEYLER, S. (1995): *Kleinsäuger in der Agrarlandschaft - Untersuchungen zur Dynamik und Greifvogelprädation*. - Diplomarbeit Halle. 75 S. - zit. in HOFMANN (1999).
- GILLAM, B.: The distribution of the badger in Wiltshire. - *Arch.* **62**: 143 - 153. zit.: NEAL (1986)
- GORMAN, M.L. (1990): Scent marking strategies in mammals. - *Rev. Suisse Zool.* **97**: 3 - 29. zit.: ROPER, T.J., CONRADT, L., BUTLER, J., CHRISTIAN, S.E., OSTLER, J. & T.K. SCHMID (1993).
- GOSZCZYNSKI, J. & J. SKOCZYNSKA (1996): Density estimation, family group size and recruitment in a badger population near Rogow (Central Poland). - *Miscellanea Zoologica (Barcelona)* **19(2)**: 27 - 33.
- GRAF, M., WANDELER, A.I. & P. LÜPS (1996): Spatial organization and habitat utilization in a population of European badgers (*Meles meles* L.) in a hilly area of the Swiss midlands. - *Revue suisse Zool.* **103(4)**: 835 - 850.

- GRIFFITHS, H.I. (1991): The current status of the Eurasian badger (*Meles meles*) in Europe with particular reference to hunting and conservation. - Cahiers d'ethologie **11(1)**: 67 - 80.
- GRIFFITHS, H.I. & D.H. THOMAS (1993): The status of the Badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. - Mammal Rev. **23(1)**: 17 - 58.
- GRIFFITHS, H.I., GRIFFITHS C.A. & D.H. THOMAS (1993): The Badger *Meles meles* (L., 1758): An Assessment of the Population Status, Conservation Needs and Management Requirements of the Species in the Western Palaearctic. (A report to the Standing Committee of the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats). - Report Council of Europe, Strasbourg. 97 S.
- GRODZINSKI, W. & J. WASILEWSKI (1984): Energy and matter flow through carnivores. - In: GRODZINSKI, W., WEINER J. & P.F. MAYCOCK (eds.): Forest ecosystems in industrial regions. Berlin: 132 - 138.
- HARRIS, S. (1982): Activity patterns and habitat utilization of badgers (*Meles meles*) in suburban Bristol: a radio-tracking study. - Symp. zool. Soc. Lond. **49**: 301 - 323.
- HARRIS, S. (1984): Ecology of Urban Badgers *Meles meles*: Distribution in Britain and Habitat Selection, Persecution, Food and Damage in the City of Bristol. - Biol. Conserv. **28**: 349 - 375.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W.J., FORDE, P.G., TREWHELLA, W.J., WOOLLARD, T. & 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(2/3)**: 97 - 123.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W., REASON, P. & P. CRESSWELL (1992): An integrated approach to monitoring badger (*Meles meles*) population changes in Britain. - In: MCCULLOUGH D.R. & BARNETT R.H. (Eds.): Wildlife 2001: Populations. Elsevier, Barking: 945 - 953.
- HAYES, J.P. (1991): How mammals become endangered. - Wildl. Soc. Bull. **19(2)**: 210 - 215.
- HEMMAN, C. & G. LEITHOLD (1994): Regenwurmpopulationen in ackerbaulich genutzten Flächen und deren Randbereichen . I. Östliches Harzvorland. - Korean. J. Org. Agricult. **3**: 23 - 42. - zit.: HOFMANN, T. (1999).
- HENRY, C. (1984): Eco-éthologie de l'alimentation du blaireau européen (*Meles meles* L.) dans une forêt du centre de la France. - Mammalia **48(4)**: 489 - 503.
- HERRMANN, M., MÜLLER-STIESS H. & M. TRINZEN (1997): Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles*) untersucht an den Grünbrücken der B31 neu zwischen Stockach und Überlingen. - In: PFISTER, H.P., KELLER, V., RECK, H. & B. GEORGII (1997): Bioökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 756, Bundesministerium für Verkehr, Bonn: 173 - 204.
- HOFER, H. (1988): Variation in resource presence, utilization and reproductive success within a population of European Badgers (*Meles meles*). - Mammal Rev. **18 (1)**: 25 - 36.
- HOFMANN, T. (1999): Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachses (*Meles meles*, L. 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland). - Dissertation, Halle-Wittenberg, 128 S.
- HOFMANN, T. & M. STUBBE (1993): Zur Nahrungsökologie des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in Mitteldeutschland. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **18**: 107 - 119.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 519 S.
- KLAFS, G., STÜPS, J. STARKE, W., PRILL, H. & H. ZIMMERMANN (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs der Bezirke Rostock, Schwerin, Neubrandenburg. - Für die Arbeitsgemeinschaft Avifauna Mecklenburgs. VEB Gustav Fischer, Jena. 3. Auflage.
- KOLLMANSPERGER, F. (1955): Über Rhythmen bei Lumbriciden. - Decheniana **108**: 81 - 92.

- KREBS, C.J. (2001): Ecology. - 5th edition. Benjamin Cummings, San Francisco.
- KRUUK, H. (1978a): Spatial organization and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. - J. Zool., Lond. **184**: 1 - 19.
- KRUUK, H. (1978b): Foraging and Spatial Organisation of the European Badger, *Meles meles* L. - Behav. Ecol. Sociobiol. **4**: 75 - 89.
- KRUUK, H. (1979): The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). - J. Appl. Ecol. **16**: 453 - 459
- KRUUK, H. (1989): The social Badger. - Oxford University Press, Oxford. 155 S.
- KRUUK, H. & L. DEKOCK (1981): Food and habitat of badgers (*Meles meles* L.) on Monte Baldo, northern Italy. - Z. Säugetierk. **46**: 295 - 301.
- KRUUK, H. & D.W. MACDONALD (1985): Group territories of carnivores: empires and enclaves. - Symposia of the British Ecological Society **25**: 521 - 536.
- KRUUK, H. & T. PARISH (1981): Feeding specialisation of the European badger *Meles meles* in Scotland. - J. Anim. Ecol. **50**: 773 - 788.
- KRUUK, H. & T. PARISH (1982): Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles* - J. Zool., Lond. **196**: 31 - 39.
- KRUUK, H. & T. PARISH (1985): Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. J. Appl. Ecol. **22**: 705 - 715.
- KRUUK, H. & T. PARISH (1987): Changes in the size of groups and ranges of the european badger (*Meles meles* L.) in an area in scotland. - J. Anim. Ecol. **56**: 351 -364.
- LAMBERT, A. (1990): Alimentation du blaireau eurasien (*Meles meles*) dans un écosystème forestier: variations spatiales du régime et comportement du prédation. - Gibier Faune Sauv. **7**: 21 - 37.
- LAMPE, W. (1972): Die ur- und frühgeschichtlichen Bodendenkmäler des Bezirkes Rostock. - In: LAMPE, W.: Die staatlich geschützten Bodenaltertümer des Bezirkes Rostock, Schwerin: 5 - 63.
- LANGE, R., TWISK, P., WINDEN, A. VAN & A. VAN DIEPENBEEK (1994): Zoogdieren van West-Europa. - KNNV-veldgids, no.8, KNNV-uitgeverij, Utrecht. 400 S.
- LANKESTER, K., APELDOORN, R. VAN, MEELIS E. & J. VERBOOM (1991): Management perspectives for populations of the eurasian 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.
- LEE, K.E. (1985): Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. - Academic Press, Sydney. 411 S.
- LÜPS, P., ROPER, T.J. & G. STOCKER (1987): Stomach contents of badgers (*Meles meles* L.) in central Switzerland. - Mammalia **51**: 559 - 569.
- MACDONALD, D.W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. - Nature **301**: 379 - 384.
- MADER, H.J., SCHELL, C. & P. KORNACKER (1990): Linear barriers to arthropod movements in landscapes. - Biol. Conservation **54**: 209 - 222.
- MAKESCHIN, F. (1997): Earthworms (Lumbricidae: Oligochaeta): Important promoters of soil development and soil fertility: 173 - 224. - In: BENCKISER, G. (Hrsg.): Fauna in soil ecosystems, recycling processes, nutrient fluxes and agricultural production. Marcel Dekker, Inc. New York. 414 S.

- MEFFE, G.K. & C.R. CARROL (1994): Principles of Conservation Biology. - Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. 600 S.
- MOHR, C.O. (1947): Table of equivalent populations of North American small mammals. - Am. Midl. Nat. **37**: 233 - 249.
- MOUCHES, A. (1982): Le Blaireau européen (*Meles meles*) biologie et eco-éthologie. - Bull. Men. O.N.C.: 21 - 28. zit. in ANDERSON R.M. & W. TREWHELLA (1985).
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3. Aufl., Quelle & Meyer-Verlag, Heidelberg. 512 S.
- NABULON, T. (1998): Wo kann der Dachs (*Meles meles* L.) im Sihlwald Regenwürmer (*Lumbricidae*) finden? - Diplomarbeit, Universität Zürich, Abt. f. Wildforsch. u. Naturschutzökologie. (<http://www.unizh.ch/sihlwald>).
- NEAL, E.G. (1972): The national badger survey. - Mammal Rev. **2**: 55 - 64.
- NEAL, E.G. (1977): Badgers. - Blandford Press, Poole. 321 S.
- NEAL, E.G. (1986): The Natural history of badgers. - Helm, London. 238 S.
- NEAL, E.G. (1988): The stomach contents of badgers *Meles meles*. - J. Zool. Lond. **215**: 367 - 369.
- NEAL, E.G. & C. CHEESEMAN (1996): Badgers. - Poyser Natural Edition, London. 271 S.
- NEAL, E. G & T.J. ROPER (1991): The environmental impact of badgers (*Meles meles*) and their setts. - Symp. zool. Soc. Lond. **63**: 89 - 106.
- NIETHAMMER, J. & F. KRAPP (Hrsg.) (1982): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/1. Nagetiere 2, Wiesbaden.
- NOON, B.R. (1986): Summary: Biometric approaches to modeling – The researchers viewpoint. - In: VERNIER, J., MORRISON, M.L. & C.J. RALPH (eds.): Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. Univ. Wisconsin Press, Madison.
- O'CORRY-CROWE, G., EVES, J. & T.J. HAYDEN (1993): Sett distribution, territory size, and population density of badgers (*Meles meles* L.) in east Offaly. - In: HAYDEN T.J. (ed.): The badger. Royal Irish Academy, Dublin: 35 - 56.
- PIGOZZI, G. (1991): The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. - Acta Theriol. **36**: 293 - 306.
- PRATJE, P. & I. STORCH (1998): Landschaftsmosaik und Dachse auf Rügen. - UZLAR-Abschlußbericht. 100 S.
- PRIMACK, R.B. (1993): Essentials of Conservation Biology. - Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. 564 S.
- QUINN, J.F. & S.P. HARRISON (1988): Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. - Oecologia (Berlin) **75**: 132 - 140.
- REASON, P., HARRIS, S. & P. CRESSWELL (1993): Estimating the impact of past persecution and habitat changes on the numbers of Badgers *Meles meles* in Britain. - Mammal Rev. **23(1)**: 1 - 15.
- RODRIGUEZ, A. & M. DELIBES (1992): Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. - J. Zool. Lond. **227**: 347 - 350.
- RODRIGUEZ, A., MARTIN, R. & M. DELIBES (1996): Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. - Acta Theriol. **41(1)**: 59 - 72.
- ROGERS, L.M., DELAHAY, R., CHEESEMAN, C.L., LANGTON, S., SMITH, G.C. & R.S. CLIFTON-HADLAY (1998): Movement of badgers (*Meles meles*) in a high-density population: individual, population and disease effect. - Proc. R. Soc. Lond. B **265**: 1269 - 1276.
- ROPER, T.J. (1992): The structure and function of badger setts. - J. Zool., Lond. **227**: 691 - 698.

- ROPER, T.J. (1994): The European badger *Meles meles*: Food specialist or generalist? - J. Zool., Lond. **234(3)**: 437 - 452.
- ROPER, T.J. & P. LÜPS (1995): Diet of badgers (*Meles meles*) in central Switzerland: An analysis of stomach contents. Z. Säugetierk. **60**: 9 - 19.
- ROPER, T.J. & S.F. CHRISTIAN (1992): Sett use in badgers. - In: PRIEDE I.G. & S.M. SWIFT (eds.), 1992: Wildlife telemetry: Remote monitoring and tracking of animals: 661 - 669.
- ROPER, T.J., CONRADT, L., BUTLER, J., CHRISTIAN, S.E., OSTLER, J. & T.K. SCHMID (1993): Territorial marking with faeces in badgers (*Meles meles*): A comparison of boundary and hinterland latrine use. - Behaviour **127(3-4)**: 289 - 307.
- ROPER, T.J., FINDLAY, S.R., LÜPS, P. & D.J. SHEPHERDSON (1995): Damage by badgers *Meles meles* to wheat *Triticum vulgare* and barely *Hordeum sativum* crops. - J. Appl. Ecol. **32**: 720 - 726.
- ROTH, M. & J. ULBRICHT (2002): Habitatbesiedlung und Raumnutzung von Tieren. - In: BAIER, H., HOLZ, H. & A. WATERSTRAAT: Freiraum und Naturschutz. Springer Verlag (im Druck).
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik, Planung und Auswertung. Methoden und Modelle. - 6. Aufl. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 545 S.
- SCHREITER, T. & M. ROTH (1997): Einfluß verschiedener Formen der Landnutzung auf die Struktur der Coleopterenzönose. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**: 137 - 141.
- SCHRÖPFER, R. & U. HILDENHAGEN (1984): Feldmaus - *Microtus arvalis* (Pallas 1779). - In: SCHRÖPFER, R., FELDMANN, R. & H. VIERHAUS: Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westfälischen Mus. Naturk., Münster: 204 - 215.
- SEILER, A. (1992): Einfluß der Jahreszeiten auf Biotopnutzung und Nahrungswahl von Dachsen (*Meles meles* L.) in Mittelschweden. - Diplomarbeit, Göttingen. 122 S.
- SELZER, D. & P. SCHLISSNER (1997): Untersuchungen am Dachs im Hochtaunus. Proc. 14th Mustelid Colloquium 1995: 64 - 67.
- SHEPHERDSON, D.J., ROPER, T.J. & P. LÜPS (1990): Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. - Z. Säugetierk. **55**: 81 - 93.
- SKINNER, C., SKINNER, P. & S. HARRIS (1991a): An analysis of some of the factors affecting the current distribution of the badger *Meles meles* setts in Essex. - Mammal Rev. **21**: 51 - 65.
- SKINNER, C., SKINNER, P. & S. HARRIS (1991b): The past history and recent decline of badgers *Meles meles* in Essex: an analysis of some contributory factors. - Mammal Rev. **21**: 67 - 80.
- SKOOG, P. (1970): The food of the Swedish badger Viltrevy **7(1)**: 1 - 120.
- STATISTISCHE JAHRBÜCHER DEUTSCHLAND : Statistisches Jahrbuch. - Statistisches Bundesamt Deutschland, Wiesbaden.
- STATISTISCHE JAHRBÜCHER MECKLENBURG-VORPOMMERN : Statistisches Jahrbuch. - Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- STIER, N. (1998): Aktionsräume und Sozialsystem des Baummarders (*Martes martes* L.) in kleinflächigen Wäldern Südwest-Mecklenburgs. - Beitr. Jagd- und Wildforschung **23**: 179 - 192.
- STOCKER, G. & P. LÜPS (1984): Qualitative und quantitative Angaben zur Nahrungswahl des Dachses *Meles meles* im Schweizerischen Mittelland. - Rev. suisse Zool. **91**: 1007 - 1015.
- STUBBE, A. & M. STUBBE (1991): Langzeitdynamik der Kleinsäugergesellschaft des Hakelwaldes. - Wiss. Beitr. Univ. Halle **1990/34 (P42)**: 231 - 265.
- STUBBE, M. (1965): Zur Biologie der Raubtiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. - Z. Jagdwiss. **11**: 73 - 102.

- STUBBE, M. (1989a): Dachs *Meles meles* (L.). - In: STUBBE H. (Hrsg.): Buch der Hege, Bd.1. Haarwild, 4. Aufl., Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 456 - 477.
- STUBBE, M. (1989b): Die ökologischen Grundlagen zur Bewirtschaftung des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in der DDR. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg **1989/37 (P39)**: 543 - 552.
- STUBBE, M., EBERSBACH, H., GORETZKI, J., WAURISCH, S. & E. BICKENBACH (1993): Beiträge zur Verbreitung und Populationsökologie des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in Europa. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **18**: 93 - 105.
- STUBBE, M. & A. STUBBE (1995): Säugetierarten und deren feldökologische Erforschung im östlichen Deutschland. - Methoden feldökol. Säugetierforschung **1**: 407 - 454.
- TEAGLE, W.G. (1969): The badger in the London area. The London Naturalist **48**: 48 - 75.
- THORNTON, P.S. (1988): Density and distribution of Badgers in south-west England - a predictive model. - Mammal Rev. **18**: 11 - 23.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. - 4. Aufl. Fischer-Verlag, Stuttgart. 528 S.
- VERENIGING DAS & BOOM (2001): <http://www.dasenboom.nl>
- VINK, J. & R.C. VAN APELDOORN (1995): History of the local badger *Meles meles* population near Keent, Norod-Brabant, the Netherlands. - Lutra **38(2)**: 105 - 119.
- WALLISER, G., EICHSTÄDT, H., FAUSTMANN, E., ROTH, M., PRATJE, P. & I. STORCH (1996): Einfluß von Landschaftszerschneidung und Habitatfragmentation auf Dachspopulationen am Beispiel der Insel Rügen. - Schriftenreihe Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern **1**: 49 - 51.
- WALLISER, G. & M. ROTH (1997): Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L., 1758). - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **22**: 237 - 247.
- WEIß, W. (1996a): Sozialgeographische Einflüsse als Störpotential für zoologische Populationen bei der Nutzung und Belastung ausgewählter Räume. - Abschlußbericht UZLAR-Teilprojekt, Universität Greifswald.
- WEIß, W. (1996b): Mecklenburg-Vorpommern. - 1. Aufl. Klett-Perthes-Verlag, Gotha. 239 S.
- WIELAND, H. (1991): Beiträge zur Ökologie der Feldmaus *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). - Wiss. Beitr. Univ. Halle **1990/34 (P42)**: 163 - 170.
- WIENS, J.A. (1976): Population responses in patchy environments. - Ann. Rev. Ecol. Syst. **7**: 81 - 120.
- WIERTZ, J. (1976): De voedsel-ecologie van de das (*Meles meles* L.) in Nederland. een onderzoek aan de hand van faeces uit de jaren 1960 - 1970. - RIN-Rapport 79/9. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 60 S.
- WIERTZ, J. (1993): Fluctuations in the Dutch Badger *Meles meles* population between 1960 and 1990. - Mammal Rev. **23(1)**: 59 - 64.
- WIERTZ, J. & J. VINK (1983): Inventarisatie rapport over de das in Nederland 1960 - 1980, deel 1: methode en resultaten. RIN-Report 83/15, Arnhem. 74 S.
- WIERTZ, J. & J. VINK (1986): The present status of the badger *Meles meles* (L. 1758) in the Netherlands. - Lutra **29**: 21 - 53.
- WIJNGAARDEN, A. VAN & J. VAN DE PEPPEL (1964): The badger, *Meles meles* (L.), in the Netherlands. - Lutra **6**: 1 - 60.

- WOODROFFE, R. & D.W. MACDONALD (1993a): Badger clans: demographic groups in an antisocial species. - *J. Zool., Lond.* **227**: 696 - 698.
- WOODROFFE, R. & D.W. MACDONALD (1993b): Badger sociality - models of spatial grouping. - *Symp. zool. Soc. Lond.* **65**: 145 - 169.
- WOODROFFE, R. & D.W. MACDONALD (1995): Costs of breeding status in the European badger, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* **235**: 237 - 245.
- WOODROFFE, R., MACDONALD, D.W. & J. DA SILVA (1995): Dispersal and philopatry in the European badger, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* **237(2)**: 227 - 239.
- ZEE, F.F. VAN DER, WIERTZ, J., BRAAK, C.J.F. TER & R.C. VAN APELDOORN (1992): Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. - *Biol. Conserv.* **61**: 17 - 22.
- ZEJDA, J. & J. NESVADBOVA (1983): Habitat selection and population density in of the badger (*Meles meles*) in Bohemia and Moravia. - *Folia Zool.* **32**: 319 - 333. zit: STUBBE et al. (1993).

Gleichung für die relative Zunahme der Verkehrsofper bei einer Zunahme des Straßenverkehrs

Definition der Variablen:

v gegenwärtige Verkehrslast

$v_z = v(1+z)$ zukünftige Verkehrslast, wobei z die relative Zunahme bezeichnet.

t und A_0 bezeichnen Regressionsparameter,

b die Baudichte unter der Annahme, daß sie sich in der Zukunft nicht ändert.

Die Anzahl der derzeitigen Verkehrsofper sei

$$A_{\text{jetzt}} = A_0 e^{t\sqrt{vb}} \quad (1)$$

Die Anzahl der Verkehrsofper bei einer relativen Zunahme von z ist somit

$$A_{\text{Zukunft}} = A_0 e^{t\sqrt{v(1+z)b}} \quad (2)$$

Die relative Zunahme der Verkehrsofper ist gegeben durch

$$A_z = \frac{A_{\text{Zukunft}} - A_{\text{jetzt}}}{A_{\text{jetzt}}} \quad (3)$$

Setzt man nun Gleichung (1) und (2) in (3) ein, so erhält man

$$A_z = \frac{A_0 e^{t\sqrt{v(1+z)b}} - A_0 e^{t\sqrt{vb}}}{A_0 e^{t\sqrt{vb}}} \quad (4)$$

Nun erfolgt eine Kürzung des Regressionsparameters A_0

$$A_z = \frac{e^{t\sqrt{v(1+z)b}}}{e^{t\sqrt{vb}}} - 1 \quad (5)$$

Die Exponentialfunktionen werden zusammengefaßt

$$A_z = e^{t\sqrt{v(1+z)b} - t\sqrt{vb}} - 1 \quad (6)$$

Das Ausklammern des Faktors \sqrt{vb} im Exponenten führt zu der angegebenen Formel

$$A_z = e^{t\sqrt{vb}(\sqrt{z+1}-1)} - 1 \quad (7)$$

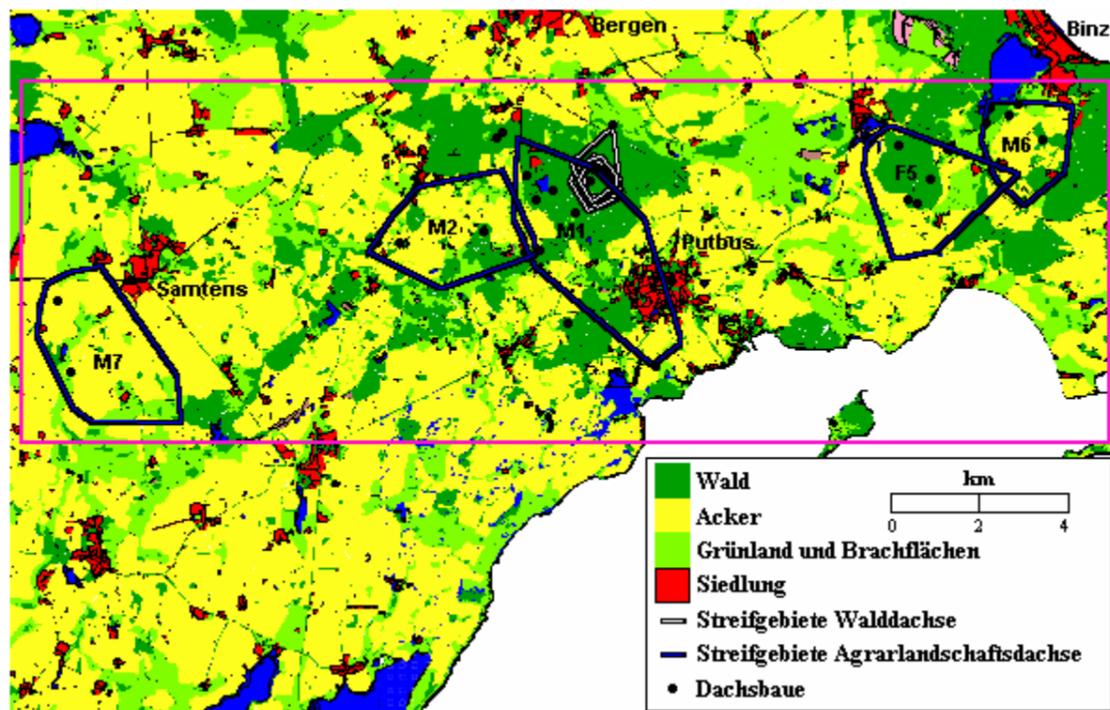


Abb. 5.10 Lage der Dachsstreifgebiete im Hauptuntersuchungsgebiet (lila begrenzte Fläche)



Abb. 2.1 Übersichtskarte der Insel Rügen mit der Lage der Hauptuntersuchungsräume (rot umrahmt)

Hiermit erkläre ich, daß ich die vorliegende Arbeit

„Auswirkungen anthropogener Landnutzung auf die Siedlungsstruktur, Raum- und Habitatnutzung
des Europäischen Dachses (*Meles meles* L., 1758)
auf der Insel Rügen“

selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Dieses Exemplar entspricht der gleichnamigen Dissertation.

Greifswald, den 28.05.04

Gerlinde Walliser

Tag der Verteidigung: 21.04.04 in Tharandt