

Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern

Band 1

Zur Populationsökologie des Baummarders
(*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland



**Mecklenburg
Vorpommern**



Ministerium für Landwirtschaft,
Umwelt und Verbraucherschutz

Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern

Band 1

Zur Populationsökologie des Baummarders
(*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland



IMPRESSUM

Herausgeber:

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt
und Verbraucherschutz
Mecklenburg-Vorpommern
- Oberste Jagdbehörde -
Paulshöher Weg 1
19061 Schwerin



Ministerium für Landwirtschaft,
Umwelt und Verbraucherschutz

Bearbeitung:

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt
und Verbraucherschutz
Mecklenburg-Vorpommern

Dipl.-Forsting. Norman Stier
Technische Universität Dresden
Professur für Forstzoologie
<http://tu-dresden.de/forst/zoologie>

Illustrationen:

Dipl.-Forsting. Norman Stier (Titelfoto)
Franklin Berger (Ministerportrait)
Dick Klees (Baummarderzeichnung)



Download:

www.lu.mv-regierung.de

Layout und Druck:

Druckhaus Panzig
Studentenberg 1a
17489 Greifswald
Tel: 03834 595240, Fax: 03834 595259
info@druckhaus-panzig.de, www.druckhaus-panzig.de

Zitiervorschlag:

STIER N. (2012): Zur Populationsökologie des Baummarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland. Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern, Band 1.

Schwerin im November 2012

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie (Leitung: Prof. Dr. Mechthild Roth) widmet sich in Lehre und Forschung der Ökologie wildlebender Säugetiere und Vögel. Besonderes Augenmerk gilt den Schalenwildarten (z.B. Dam-, Rot-, Muffel- und Schwarzwild) sowie den Raubsäugern; einheimischen (z.B. Wildkatze, Baummarder, Steinmarder, Iltis, Hermelin, Mauswiesel, Dachs, Fuchs, Fischotter), eingebürgerten/wiederkehrenden (z.B. Wolf, Luchs) als auch gebietsfremden (z.B. Waschbär, Marderhund, Mink). Im Mittelpunkt der europaweiten Forschungsvorhaben steht insbesondere die Ermittlung des Raum-Zeit-Musters der Tierarten, basierend auf dem methodischen Konzept der Radiotelemetrie.

Nahrungsökologische Studien durch beispielsweise Mageninhalt- und Losungsanalysen geben Aufschluss über die trophische Einnischung der Arten und dienen vor allem der Ermittlung nahrungsressourcenabhängiger Interaktionen innerhalb der Lebensgemeinschaften. So galt in den letzten Jahren insbesondere bei den gebietsfremden Tierarten (Neozoen) und den wiederkehrenden Großraubsäugern das Interesse dem Einfluss dieser Prädatoren auf ihre Beutetiere. Reproduktionsbiologische Studien, beispielsweise durch die Videoüberwachung von Wurfbauten und die Ermittlung populationsökologischer Merkmale (z.B. Altersstruktur durch Zahnschnitte) vorwiegend anhand der Sektion von Totfunden (z.B. Verkehrsoffer) ergänzen die Datengrundlage für die Entwicklung von Managementkonzepten zum Schutz der Artenvielfalt. Die Arbeitsgruppe ist unter anderem zuständig für das Luchsmonitoring in Sachsen (www.luchs-sachsen.de), das Elchmonitoring in Sachsen (www.elch-sachsen.de) und das Wolfsmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern (www.wolf-mv.de).

VORWORT



Wildtiere sind ein essentielles Element unserer Natur- und Kulturlandschaften. Eine fundierte grundlagenorientierte und anwendungsbezogene Forschung trägt nicht nur zum besseren Verständnis der ökologischen Ansprüche von Wildtieren und ihrer Bedeutung für Ökosysteme und Mensch bei. Die Wildtierforschung ist auch eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung von Konzepten zur nachhaltigen Nutzung von Wildtieren durch Jagd oder zum Schutz gefährdeter Arten - kurzum für ein an einen breiten und dynamischen Faktorenkomplex angepasstes Wildtiermanagement.

Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund neuer Herausforderungen für Mensch und Umwelt durch Klimawandel und invasive Tierarten. Veränderte Temperatur- und Niederschlagsregime setzen stets neue Prämissen für die Dynamik von Wildtierarten und Lebensgemeinschaften. Gleiches gilt für fremdländische Arten. So sind viele unserer Wildtierlebensgemeinschaften bereits durch die Etablierung von Neubürgern wie Marderhund, Mink und Waschbär geprägt, die sich ausbreiten mit bisher oft unabsehbaren Folgen für einheimische Wildtierarten und den

Menschen. Auch die Problematik der Wildschadensminimierung kann nur durch einen sich schrittweise annähernden Prozess zwischen Wissenschaft und Praxis gelöst werden.

Wildtierforschung hat in Mecklenburg-Vorpommern eine lange Tradition. Durch die Zusammenarbeit mit renommierten Forschungseinrichtungen ist es in den letzten Jahren gelungen, unseren Kenntnisstand wesentlich zu erweitern. Dazu trugen auch die Weiterentwicklung methodischer Ansätze und die Verfügbarkeit innovativer Technik bei. Viele der in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführten Forschungsprojekte sind hinsichtlich thematischer Relevanz, methodischer Innovation und Langfristigkeit in Deutschland und Europa einmalig und unterstreichen die Vorreiterrolle unseres Bundeslandes in Sachen Wildforschung.

Mit der Initiierung einer eigenen Schriftenreihe zum Thema „Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern“ werden die Ergebnisse von Wildtierforschungsprojekten in unserem schönen Bundesland in unregelmäßigen Abständen einer breiten Öffentlichkeit innerhalb unserer Landesgrenzen bzw. in anderen Bundesländern oder dem deutschsprachigen Ausland zugänglich gemacht. Die Herausgabe der Schriftenreihe ist somit ein wichtiger Schritt auf dem Weg zur Umsetzung wissenschaftlicher Ergebnisse in die fachliche Praxis.

Der erste Band widmet sich der Baummarderforschung. In einem langjährigen Forschungsvorhaben - ausgeführt von Herrn Norman Stier (Professur für Forstzoologie, Technische Universität Dresden) - wurde eine Vielzahl von ökologischen Daten des einheimischen Raubsäugers zusammengetragen, die für die Wissenschaft ebenso relevant sind, wie für die forstliche und jagdliche Praxis.

Till Backhaus

Dr. Till Backhaus
Minister für Landwirtschaft,
Umwelt und Verbraucherschutz

Zur Populationsökologie des Baummarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum sylvaticarum (Dr. rer. silv.)

vorgelegt von

Dpl.-Forsting. Norman Stier

Gutachter:

Frau Prof. Dr. Mechthild Roth
Technische Universität Dresden / Professur für Forstzoologie

Herr Prof. Dr. Gossow
Universität für Bodenkultur Wien / Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

Dresden, d. 24.11.2011

Erklärung des Promovenden

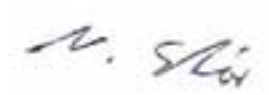
Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

„Zur Populationsökologie des Baummarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland“

wird hiermit bestätigt.

Tharandt, d. 08.11.2012

.....
Ort, Datum

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'M. Sch...', is written over a light gray rectangular background.

.....
Unterschrift

VORWORT	5
1 EINLEITUNG	11
2 UNTERSUCHUNGSGEBIETE	12
2.1 Untersuchungsraum Nordost-Deutschland (UR)	13
2.2 Untersuchungsgebiet 1 „Zarrentin – Westmecklenburg“ (UG1)	13
2.3 Untersuchungsgebiet 2 „Rothemühl – Vorpommern“ (UG2)	15
2.4 Untersuchungsgebiet 3 „Tharandt – Sachsen“ (UG3)	15
3 MATERIAL UND METHODEN.....	18
3.1 Analyse des Raum-Zeit-Musters	18
3.1.1 Baummardefang	18
3.1.2 Immobilisation	20
3.1.3 Bezeichnung der telemetrierten Tiere	20
3.1.4 Vermessung, Individualerkennung und Altersschätzung lebender Baumarder.....	20
3.1.5 Besenderung und Telemetrie	23
3.1.6 Auswertung der Telemetriedaten	25
3.2 Erfassung der Mortalität	29
3.3 Reproduktion	31
3.3.1 Reproduktionsbiologische Analysen	31
3.3.2 Dokumentation der Welpenaufzucht durch Videoüberwachung	33
3.3.1 Lösungsanalysen an dismigrierenden Baumardern	33
3.4 Datenerhebung zur Populationsstruktur und -dynamik.....	35
3.4.1 Sektion von Totfunden.....	35
3.4.2 Altersbestimmung	35
3.4.3 Ermittlung der Populationsdichten und Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern.....	39
3.4.4 Modellierung der Altersstruktur	39
3.5 Datenauswertung und Statistik	40
4 ERGEBNISSE.....	41
4.1 Raum-Zeit-Muster etablierter Baumarder	41
4.1.1 Methodenevaluierung zur Ermittlung repräsentativer Aktionsräume.....	41
4.1.2 Aktionsraumgrößen	46
4.1.3 Sozialsystem und Territorialität	49
4.1.4 Aktionsraumdynamik	51
4.2 Mortalität.....	57
4.3 Reproduktion	64
4.3.1 Geschlechtsreife und Paarungsbereitschaft	64
4.3.2 Ranz	68
4.3.3 Geburt	70
4.3.4 Welpenaufzucht.....	73
4.3.5 Dismigration.....	81
4.4 Populationsstruktur und -dynamik	87
4.4.1 Populationsdichte und -bestand	87
4.4.2 Morphometrische Merkmale	93
4.4.3 Geschlechterverhältnis.....	94
4.4.4 Evaluierung von Altersbestimmungsmethoden	95
4.4.5 Altersstruktur	97

4.4.6	Chancen der Revierbesetzung für Jungtiere.....	99
4.4.7	Modellierte Korrektur der Populationsstruktur.....	100
4.4.8	Populationsdynamik im UG1.....	101
5	DISKUSSION.....	103
5.1	Kritische Betrachtung des Methodenspektrums.....	103
5.1.1	Baummarderfang	103
5.1.2	Immobilisation	104
5.1.3	Individualerkennung.....	104
5.1.4	Telemetrietechnik.....	105
5.1.5	Aktionsraumberechnungsmethoden	105
5.1.6	Erfassung der Mortalität	107
5.1.7	Reproduktionsbiologische Analysen	107
5.1.8	Videoüberwachung.....	108
5.1.9	Losungsanalysen dismigrierender Baummarder	109
5.1.10	Sektion von Totfunden.....	109
5.1.11	Altersbestimmung	109
5.2	Raum-Zeit-Muster etablierter Baummarder	112
5.2.1	Aktionsraumgrößen	112
5.2.2	Sozialsystem und Territorialität.....	117
5.2.3	Aktionsraumdynamik	118
5.3	Mortalität.....	119
5.3.1	Mortalitätsursachen	119
5.3.2	Saisonale Verteilung.....	120
5.3.3	Fundorte der Verkehrsoffer	120
5.3.4	Mortalitätsraten	121
5.4	Reproduktion	122
5.4.1	Geschlechtsreife und Paarungsbereitschaft	122
5.4.2	Ranz	124
5.4.3	Tragzeit.....	127
5.4.4	Geburt	127
5.4.5	Welpenaufzucht.....	134
5.4.6	Dismigration und Reversuche	140
5.5	Populationsstruktur und -dynamik	142
5.5.1	Populationsdichte	142
5.5.2	Morphometrische Kenngrößen	143
5.5.3	Geschlechterverhältnis und Altersstruktur	144
5.5.4	Revierübernahmechancen.....	145
5.5.5	Populationsdynamik im UG1.....	145
5.6	Zusammenfassende Diskussion und Hinweise zum Management	146
6	ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY	148
7	DANKSAGUNG	151
8	LITERATUR	152
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	164
10	TABELLENVERZEICHNIS.....	167
11	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	168
12	ANHANG.....	169

1 EINLEITUNG

Der Europäische Baummarder (*Martes martes*) gehört neben dem Fichtenmarder (*Martes americana*) in Nordamerika, dem Zobel (*Martes zibellina*) in Sibirien und dem Japanischen Marder (*Martes melampus*) in Japan und Korea zu den vier morphologisch sehr ähnlichen *Martes*-Arten der Familie Mustelidae, die zirkumpolar im Gürtel des borealen Nadelwaldes (40°-70° n.Br.) vorkommen (MACDONALD 2004). Sie sind alle an den Lebensraum Wald gebunden und ähneln sich auch in Verhalten und Ökologie sehr.

Das Verbreitungsgebiet des Baummarders erstreckt sich über alle bewaldeten Bereiche in Europa. Lediglich in den südlichsten Wäldern fehlt er (CLEVINGER 1994). Die Waldbesiedlung dieser Arten wird meist mit der Prädatorenvermeidung in Verbindung gebracht (BALHARRY 1993, LINDSTRÖM et al. 1995, BRAINERD 1997, HELLDIN 1998, ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI 2006), auch wenn bisher dafür keine eindeutigen Beweise vorliegen. In Gebieten mit sehr hoher Dichte weichen revierlose Tiere unter dem Populationsdruck auch auf suboptimale, unbewaldete Bereiche aus, besiedeln diese dauerhaft und reproduzieren dort erfolgreich. Die Art scheint also in der Lebensraumwahl flexibel reagieren zu können, wenn alle vorhandenen Wälder bereits besetzt sind (MERGEY et al. 2006).

Baummarder sind opportunistische, omnivore Generalisten, deren Nahrungswahl sich an der Verfügbarkeit der drei Hauptnahrungskomponenten Kleinsäuger, Vögel und Früchte orientiert (ZALEWSKI 2004). Trotz Waldfragmentierung, Überbejagung wegen Pelznutzung und Prädatorenreduktion sowie erhöhter Mortalität durch gestiegenes Verkehrsaufkommen konnte die Spezies bisher überleben. Bedingt durch das Fehlen brauchbarer Monitoringmethoden (SIMON & STIER 2005) sind eine regelmäßige Bestandskontrolle und damit eine realistische Einschätzung des Gefährdungsgrades zurzeit allerdings nicht möglich. Da die Art regional nicht mehr flächendeckend verbreitet ist, wird sie im FFH-Anhang V aufgeführt.

Nach alten Lehrmeinungen kommt der Baummarder nur in großen, ungestörten Wäldern vor. Ebenso wurde angenommen, dass Unterschlüpfe wichtigere Ressourcen als Nahrung sind und ein Rückgang der Art deshalb ausschließlich durch den Verlust an Versteckmöglichkeiten aufgrund forstlicher Bewirtschaftung hervorgerufen wurde. Eine Wiederbesiedlung von Wirtschaftswäldern schien somit ausgeschlossen. Angeblich jage der Baummarder auch nicht in der Umgebung seines Wohnsitzes, von seltenen Ausnahmen bei Nahrungsknappheit abgesehen (SCHMIDT 1943). Solche auf zu geringen Informationen aus dem Freiland basierende Annahmen sind mittlerweile überholt, genauso wie die bis Ende der 1920er Jahre vorherrschende Meinung zur Winteranz. Diese wurde erst durch PRELL (1928) an der Forschungsstelle für Pelztierkunde am Zoologischen Institut der Forstlichen Hochschule in Tharandt widerlegt. SCHMIDT stellte 1943 fest, dass immer noch falsche Angaben dazu in Schul- und wissenschaftlichen Naturkundebüchern zu finden sind. „Ganz offensichtlich hält man besonders in Jägerkreisen an alten einmal eingewurzelten Überlieferungen hartnäckig fest und es ist ein sehr schwieriges Unternehmen, diese zu brechen.“ (SCHMIDT 1943), wie auch vereinzelte Verweise auf die Winteranz in der heutigen Jagdliteratur bestätigen.

Mit Hilfe der Telemetrie konnte in den letzten Jahren ein enormer Wissenszuwachs erbracht werden. So ist der gesamte Komplex der Raumnutzung (Aktionsräume, Sozialsystem, Aktivität, Habitat- und Tagesverstecknutzung) relativ gut untersucht. Umfassende Studien zu Reproduktion, Mortalität und populationsdynamischen Prozessen fehlen. Diesbezügliche Schlussfolgerungen basierten bisher meist auf geringen Stichproben oder Einzeldaten, die zudem häufig nicht aus dem gleichen Untersuchungsgebiet stammten. Völlig unbeachtet blieb beim Baummarder bislang die Thematik der intraspezifischen Regulation in Populationen an der „carrying capacity“.

Entsprechend dieser Wissenslücken ist die Zielstellung der hier vorliegenden Arbeit ausgerichtet. Zentrale Schwerpunkte sind die Populationsstruktur, die Reproduktion, die Mortalität und die Populationsdynamik, die zusammenfassend in eine populationsökologische Gesamtbetrachtung münden. Da bisher nur wenige, nicht gebündelte Informationen zur Reproduktionsbiologie der Art vorliegen, deren Aussagen auch noch sehr stark differieren (SCHMIDT 1943, SCHMIDT 1951, HEPTNER & NAUMOV 1974, KRÜGER 1995), wurde dieser Teilbereich mit allen verwendbaren, methodischen Ansätzen möglichst komplex bearbeitet. Die Arbeit sollte außerdem einen zusammenfassenden Überblick über den aktuellen Wissenstand im Vergleich zu den anderen *Martes*-Arten geben. Eine ausführliche Diskussion der Methoden soll dem Leser ebenfalls einen breiten Überblick verschaffen und kann so eventuell für zukünftige Untersuchungen als Leitfaden dienen. Neben Grundlagen zur Populationsökologie und freilandökologischen Methoden (u.a. fürs Monitoring) liefert diese Arbeit auch Hinweise fürs Management dieser Art.

In acht Jahren wurden 43 Individuen in drei unterschiedlichen Gebieten Nordost-Deutschlands besendert, damit entstand die umfangreichste Telemetriestudie am Baummarder in Europa. Zudem wurden verschiedene populationsökologische Parameter an Totfundmaterial erhoben.

Trotz der hier vorliegenden Arbeit, die zum besseren Gesamtverständnis der Art beiträgt, behält das Zitat von SCHMIDT (1943) weiterhin seine Richtigkeit: „Aber das Leben des Marders, dieses biologisch besonderen Types unter unserem Raubwild, draußen in der freien Wildbahn birgt doch noch so manches Rätsel in sich und eine Reihe von Fragen aus seiner Lebensbetätigung und Verhaltensweise da bedarf noch einer befriedigenden Lösung.“

2 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Alle Untersuchungen wurden im nordöstlichen Teil Deutschlands durchgeführt (Abb. 1). In Abhängigkeit von den Zielstellungen der Studie variierten Lage und Ausdehnung der Bezugsräume für die Datenerfassung. Vor allem die Mortalitätsanalysen bezogen sich auf den gesamten Untersuchungsraum (UR).

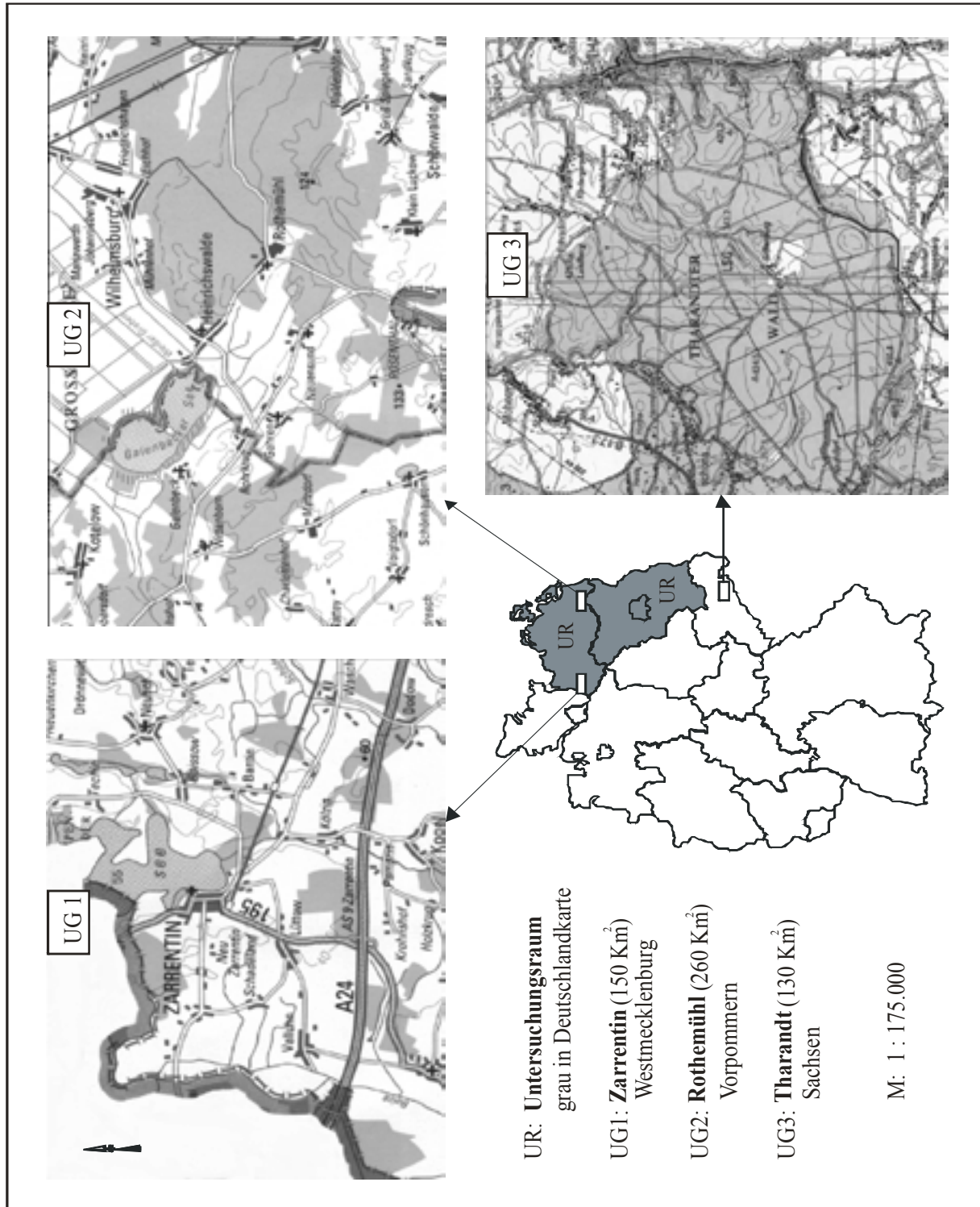


Abb. 1: Der Untersuchungsraum und die 3 Untersuchungsgebiete in Deutschland.

Der größte Teil der Studie fand im UG1 statt. In den beiden Gebieten UG2 & UG3 wurden kleinere Telemetriestudien durchgeführt, die vor allem dem Vergleich zwischen den 3 UGs dienen sollten. Im UG2 wurden 1999-2000

ausgewählte Baumarder besondert, die im Rahmen eines größeren Marderhundprojektes zufällig gefangen wurden. Im sächsischen UG3 fand 1997-1999 eine vergleichende Telemetriestudie zu Baum- und Steinmardern statt.

2.1 Untersuchungsraum Nordost-Deutschland (UR)

Der Untersuchungsraum zur Analyse der Mortalität (grau markierte Fläche in der Deutschlandkarte der Abb. 1) erstreckte sich über die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin. Dieses Gebiet repräsentiert einen typischen Ausschnitt des nordostdeutschen Tieflands.

Mit einem Anteil von 64,7 % landwirtschaftlicher Areale an der Gesamtfläche des Landes (23.170 km²) ist **Mecklenburg-Vorpommern** agrarisch geprägt. Der Waldanteil (21,2 %) liegt unter dem Bundesdurchschnitt (29,2 %). Gleiches gilt auch für Verkehrsflächen (2,5 %) und Siedlungen (3,6 %), bei denen der Bundesdurchschnitt etwa doppelt so hoch ist. Gewässer stellen 5,5 % der Landesfläche und liegen damit um mehr als das Zweifache über dem Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland. Mit einer Bevölkerung von etwa 1,8 Mio. und einer Bevölkerungsdichte von 78 Einwohnern/km² gehört Mecklenburg-Vorpommern zu den am geringsten besiedelten Bundesländern in Deutschland (Bundesdurchschnitt 230 Einw./km²). Das Verkehrswegenetz (Ortsverbindungsstraßen) umfasst insgesamt 9.921 km. Davon entfallen 477 km auf Autobahnen.

75 der 98 in Deutschland vorkommenden Säugetierarten leben in Mecklenburg-Vorpommern. Bei den Brutvögeln sind es 210 der 273 bundesweit registrierten (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003).

Bei einer Landesfläche von 29.477 km² liegen in **Brandenburg** die Anteile von Agrar- (49,9 %), Siedlungs- (8,4 %) und Verkehrsflächen (3,4 %) leicht unter dem Bundesdurchschnitt. Dagegen sind die Flächenanteile von Wäldern (34,9 %) und Gewässern (3,4 %) etwas höher als in ganz Deutschland. Im Vergleich zu Mecklenburg-Vorpommern fallen der in Brandenburg höhere Waldanteil und der dagegen geringere Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen auf. Mit einer Bevölkerung von 2,57 Mio. und einer Bevölkerungsdichte von 88 Einwohnern/km² ist Brandenburg zwar etwas dichter besiedelt als Mecklenburg-Vorpommern, liegt aber immer noch weit unter dem Bundesdurchschnitt. Insgesamt findet man im Bundesland 12.534 km Ortsverbindungsstraßen, davon 790 km Autobahnen. Beide Länder haben damit einen sehr ähnlichen Zerschneidungsgrad von etwa 42 km Straße/km². Im Vergleich zum Bundesdurchschnitt (193,3 km Straße/km²; STATISTISCHES BUNDESAMT 2010) ist der Zerschneidungsgrad als gering einzustufen. In Brandenburg wurden 219 Brutvogelarten (RYSLAVY & MÄDLÖW 2008) und 64 Säugetierarten nachgewiesen (DOLCH 1992).

2.2 Untersuchungsgebiet 1 „Zarrentin – Westmecklenburg“ (UG1)

Das Untersuchungsgebiet (UG1) Zarrentin – Westmecklenburg ist – ebenso wie UG2 – typisch für große Bereiche des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern. Das UG1 liegt im Südteil des Biosphärenreservates „Schaalsee“ und gehört zu den Naturraumbezirken „Oldesloe-Gadebuscher Grundmoräne“, „Wittenburger Plattenmoräne“ und „Büchener Sandniederung“ innerhalb der Landschaftszone „Südwestliches Altmoränen- und Sandergebiet“ (AMT FÜR DAS BIOSPHÄRENRESERVAT SCHAALSEE 2003, UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Entsprechend der drei Vereisungsperioden (Elster-, Saale- & Weichselkaltzeit) und der geologischen Formung besonders während der letzten, der Weichselkaltzeit (Brandenburger Stadium), sind der Nordteil des UG1 durch Grundmoränen und die südliche Hälfte durch Sanderflächen geprägt. Beim Abfluss großer Schmelzwassermengen entstanden Rinnenseen, von denen der größere, sehr tiefe Schaalsee sowie die kleineren, flacheren und benachbarten Neuenkirchner See und Boissower See im Untersuchungsgebiet liegen. Weiterhin bildeten sich Holozäne Vermoorungen besonders im Randbereich der Seen und im unbewaldeten Westteil des UG1. Zudem entstanden durch das Abschmelzen von Toteisblöcken zahlreiche Feldsölle, die den Charakter einer Landschaft mit vielen Gewässern und Feuchtgebieten insgesamt verstärken. Im Bereich der Grundmoränen herrschen Pseudogleye und Parabraunerden-Pseudogleye vor. In den südlichen Sandergebieten prägen nährstoffarme, trockene Sande das Bodenbild. Auf den Feuchtstandorten bilden Moorböden das Substrat der verschiedenen Moorarten (AMT FÜR DAS BIOSPHÄRENRESERVAT SCHAALSEE 2003).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Übergangsbereich von subatlantischem zu subkontinentalem Klima, wobei der größte Bereich des UG1 eher einem kontinentalen Einfluss unterliegt. UG1 weist im Vergleich der Untersuchungsgebiete über den gesamten Jahresverlauf die höchsten Monatsmitteltemperaturen auf. Die größten Unterschiede bestehen von November bis Februar.

Für die Moränengebiete im Norden gelten „Subatlantische Stieleichen-Hainbuchenwälder“ und „Subatlantische Buchenmischwälder“, für den Süden ärmere „Subatlantische Stieleichen-Buchenwälder“ als potenzielle natürliche Vegetation (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003).

Mit 18,7 % besitzt UG1 im Vergleich zu den anderen Untersuchungsräumen den geringsten Waldanteil (Tab. 1).

Trotz stark variierender Baumartenzusammensetzung der Wälder herrscht im UG1 (Abb. 2, Anhang 1), - ebenso wie im UG2 - die Kiefer vor, gefolgt von Buche. Besonders im Südwesten dominieren Kiefernwälder auf trockenen Sandstandorten. So bestehen die Gebiete „Heidetannen“ und „Kölziner Tannen“ fast ausschließlich aus Kiefern. In den Waldgebieten „Valluhner Tannen“, „Galliner Tannen“ und „Fuchsberg/Lemmbrache“ erreichen neben der Hauptbaumart Kiefer auch andere Baumarten erhebliche Anteile. Im „Manhagen“ und im „Testorfer Wald“ sind auf reicheren Böden vor allem Laubwald sowie kleine Feuchtgebiete zu finden. Das „Nieklitzer Moor“ und das „Schalißer Bruch“ sind Erlen-Birken-Bruchwälder auf ärmeren Moorstandorten mit angrenzenden, großflächigen Wasser- und Schilfgebieten.

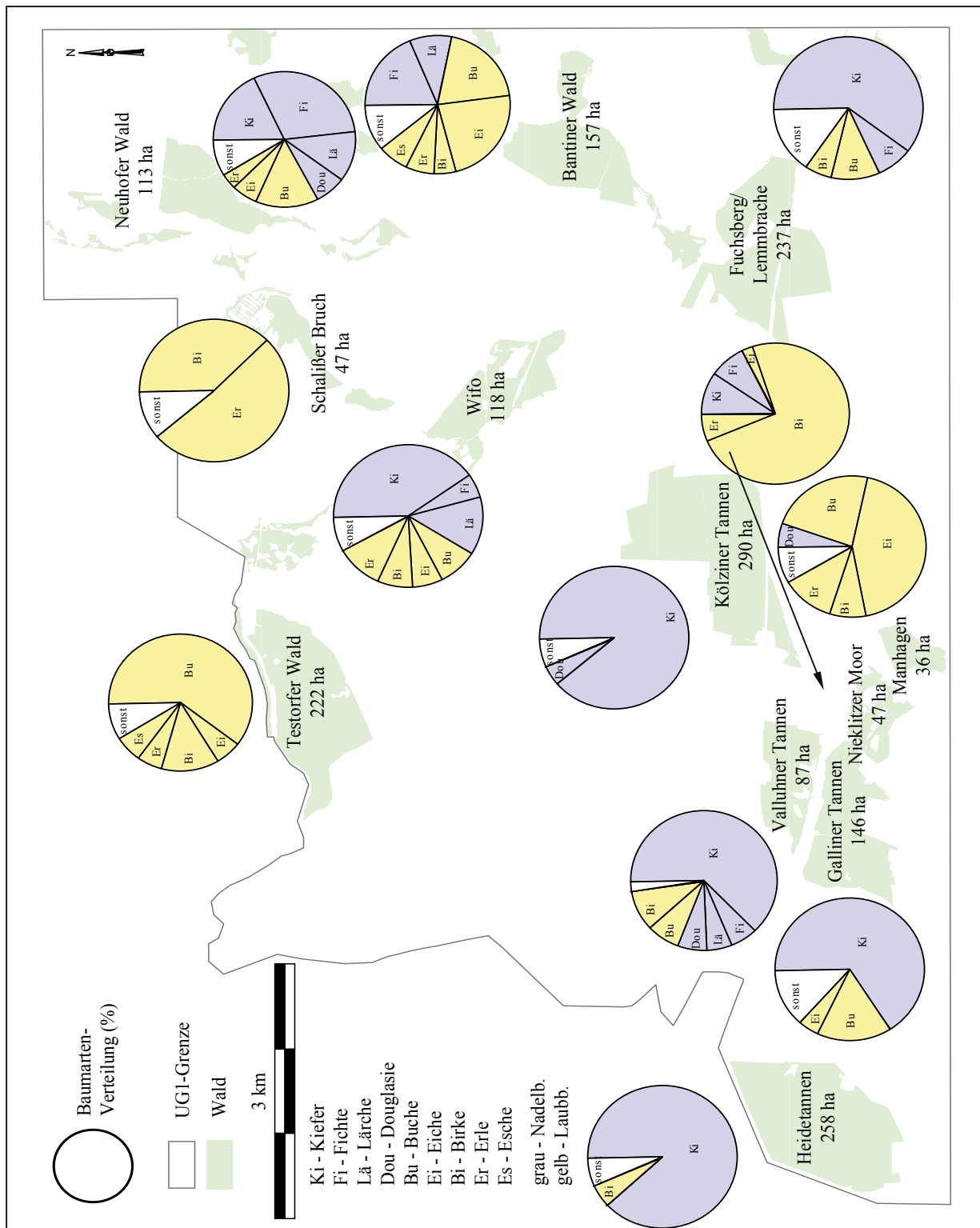


Abb. 2: Baumartenverteilung in den Waldgebieten des UG1.

Die drei Wälder („Wifo“, „Neuhofer Wald“, „Bantiner Wald“) im Nordosten des UG1 sind durch eine breite Palette an Baumarten auf mittleren Standorten geprägt. Das Gebiet „Wifo“ und der „Neuhofer Wald“ grenzen beide an größere Seen mit entsprechenden Konsequenzen für die Bestockung in den Randbereichen. Durch das UG1 verläuft die Autobahn A24 sowie einige Bundes- und Landstraßen. Die Wälder des Untersuchungsgebietes selbst wurden durch diese nur selten zerschnitten.

2.3 Untersuchungsgebiet 2 „Rothemühl – Vorpommern“ (UG2)

Das Untersuchungsgebiet „Rothemühl“ gehört naturräumlich zum „Nordöstlichen Flachland“ (KLAUS & STÜBS 1987) bzw. zur „Vorpommerschen Grundmoräne“ (I.L.N. GREIFSWALD 2003). Es erstreckt sich über die Brohmer Berge, den angrenzenden Galenbecker See und die Friedländer Große Wiese.

Das 260 km² große UG2 umfasst etwa 93 km² Waldfläche im Forstamt Rothemühl. Die auf den hügeligen Grundmoränen im Nordwesten und Süden stockenden Wälder sind durch reiche Standorte und einen hohen Laubholzanteil (vor allem Buche) geprägt. Im Nordosten bestimmen Kiefernwälder auf trockenen Sandstandorten das Waldbild. Die Waldformationen auf den tiefer gelegenen Moorböden in der Friedländer Wiese rund um den Galenbecker See bestehen meist aus Erlen-Birken-Eschenbruchwald und haben als langjährige Naturschutzgebiete einen naturnahen Charakter. Hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung stimmen UG2 und UG1 weitgehend überein, jedoch bilden die Wälder im UG2 große zusammenhängende Waldkomplexe. Isolierte, kleinflächige Waldgebiete sind selten.

Innerhalb des norddeutschen Klimaraumes gehört das UG2 zum „Klimagebiet der ostmecklenburgisch-vorpommerschen Platten und der Ueckermünder Heide“ (I.L.N. GREIFSWALD 2003). Mit wachsender Entfernung von der Küste nehmen der maritime Einfluss ab und die Kontinentalität zu. Im Vergleich zu den Küstenregionen ist es durch höhere Temperaturschwankungen im Jahresverlauf sowie einer geringeren Jahressumme der Niederschläge gekennzeichnet.

Im Vergleich zu UG1 erreichen - bedingt durch die etwa 180 km östlichere Lage - die jährliche Niederschlagssumme und die Jahresmitteltemperatur etwas geringere Werte verbunden mit einer höheren Anzahl an Frost- und Eistagen (Tab. 1). Besonders am Jahresanfang (Jan - Feb) liegen die Temperaturen im UG2 (ebenso im UG3) im Mittel oft unter dem Gefrierpunkt.

Mit nur einzelnen Ortsverbindungsstraßen weist das Gebiet einen geringen Zerschneidungsgrad auf.

2.4 Untersuchungsgebiet 3 „Tharandt – Sachsen“ (UG3)

Das dritte in Sachsen gelegene Untersuchungsgebiet befindet sich am Rand des Mittelgebirgsvorlandes in der Nähe der Stadt Tharandt. Abgesehen von einigen in der Umgebung liegenden Agrar- und Siedlungsflächen, stellt der „Tharandter Wald“ mit 54 km² den Großteil des Untersuchungsgebietes (130 km²). Es handelt sich um ein weitgehend, geschlossenes Waldgebiet, das nur im Zentrum durch die Ortschaft Grillenburg fragmentiert und durch wenige kleinere Straßen zerschnitten wird. In der Umgebung des UG3 ist der Waldanteil allerdings gering. So finden sich im Umkreis von etwa 50 km nur noch kleine Wälder oder Feldgehölze.

Das UG3 gehört zum Naturraum „Osterzgebirge“ und bildet den Übergang zum nördlich angrenzenden Naturraum „Mulde-Lößhügelland“ (WAGNER et al. 1998). Typisch für die Nordabdachung des Erzgebirges sind Hochflächen mit tief eingeschnittenen Tälern. Arme Porphyre und Reste von Sandsteindecken bilden das Grundgestein der Waldflächen, Gneis eher das der umliegenden Äcker. Hinsichtlich der Bodennährkraft überwiegen mittlere Standorte (75 % des UG3).

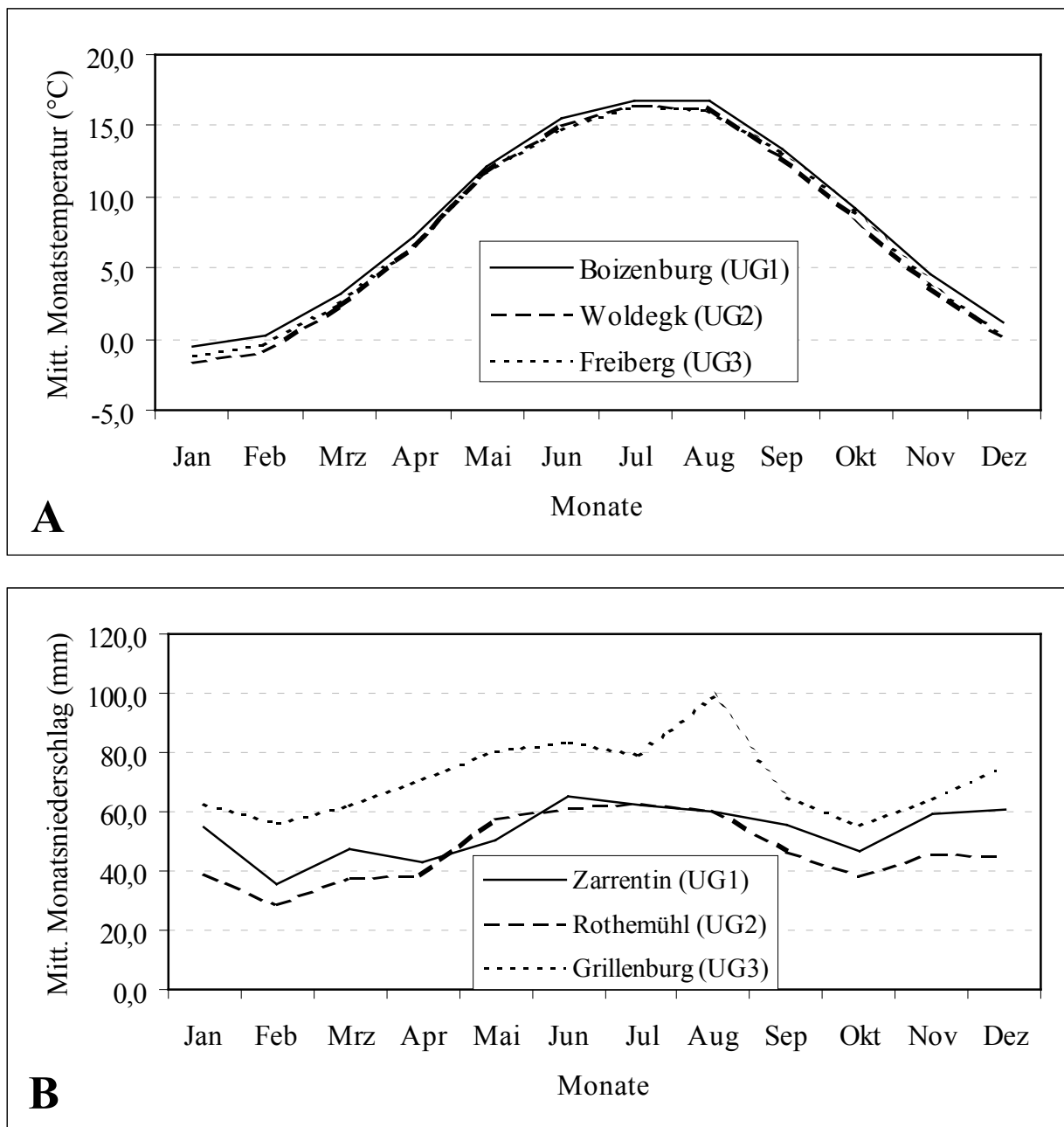


Abb. 3: Verläufe (seit 1960) von mittlerer monatlicher Temperatur (A) und Niederschlag (B) in den 3 Untersuchungsgebieten.

Der südwestliche Teil gehört zum forstlichen Wuchsbezirk „Untere Nordabdachung des Mittleren Erzgebirges“ mit vorherrschender Klingenberger Makroklimaform. Im Gegensatz dazu ist der nordöstliche Wuchsbezirk „Untere Nordostabdachung des Erzgebirges“ mit der Glashütter Makroklimaform deutlich durch den Regenschatten des Plateaus des „Tharandter Waldes“ beeinflusst. Der gesamte Bereich wird vom Übergang des subatlantischen zum subkontinentalen Klima geprägt. Die geringen Jahresschwankungen der Temperatur und die überwiegend westlichen Winde zeigen den maritimen, das Sommermaximum an Niederschlägen den kontinentalen Einfluss. Im gesamten Jahresverlauf weist UG3 im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgebieten die höchsten Niederschlagsmengen auf (Abb. 3). Bedingt durch die im Vergleich zu Nordost-Deutschland südöstlichere und höhere (320-380 m über NN) Lage treten im UG3 mehr Frost- und Eistage als in UG1 und UG2 auf. Durch die kälteren Winter und die höheren Winterniederschläge lag im UG3 an mehr als doppelt so vielen Tagen (73 pro Jahr) Schnee. Im Verhältnis zu Schwerin (4,9 cm) war die Schneedecke ebenfalls im UG3 mit 13,0 cm im Mittel deutlich höher (Tab. 1).

Als potenziell natürliche Waldgesellschaften gelten durch Eichen und Buchen geprägte Wälder. Mit 55 % Fichte und 16 % Kiefer bestimmen, wie im gesamten Erzgebirge und dessen Vorland, Nadelbaumbestände die aktuelle Waldstruktur.

Tab. 1: Geografische, klimatische und landschaftliche Charakterisierung der 3 UGs.

UG		UG1 Zarrentin	UG2 Rothemühl	UG3 Tharandt
Lage	Region	Westmecklenbg.	Vorpommern	Osterzgebirge
	Koord: Greenwich	53° 33' n.Br. 10° 54' ö.L.	53° 35' n.Br. 13° 48' ö.L.	50° 59' n.Br. 13° 34' ö.L.
Ausdehnung	Größe (km²)	137	260	130
	Nord-Süd (km)	11,6	12,4	10,7
	Ost-West (km)	16,2	21,1	11,9
	Höhe ü. NN (m)	40-50	5-145	320-380
Landnutzungs- struktur (% Anteile)	Wald	18,7	35,7	30,5
	Agrarflächen	72,9	59,0	64,2
	Siedlungen	4,8	2,2	5,3
	Gewässer	3,6	3,1	0,0
Anteile (%) der Baumarten an der Waldfläche	Fichte (<i>Picea</i>)	6	8	55
	Kiefer (<i>Pinus</i>)	49	41	16
	Lärche (<i>Larix</i>)	4	5	7
	Sonst. Ndh	3	2	3
	Buche (<i>Fagus</i>)	15	17	7
	Eiche (<i>Quercus</i>)	6	10	3
	Birke (<i>Betulus</i>)	8	5	7
	Erle (<i>Alnus</i>)	5	5	
	Sonst Lbh	4	7	2
Klima- parameter	Mitt. Jahrestemp. (°C) (seit 1961)	8,3 Boizenburg	7,6 Woldegk	7,2 Grillenbourg
	Mitt. Niederschlagssumme (mm) (seit 1961)	642 Zarrentin	564 Rothemühl	853 Grillenbourg
	Mitt. Zahl Eistage Max.<0°C (seit 1961)	23 Boizenburg	25 Neubrandenburg	29,5 Tharandter Wald
	Mitt. Zahl Frosttage Min.<0°C (seit 1961)	76 Boizenburg	79 Neubrandenburg	100,8 Tharandter Wald
	Mitt. Zahl Schneetage (seit 1961)	36 Boizenburg	34 Neubrandenburg	73,0 Tharandter Wald
	Mittl. Schneehöhe (cm) An Tagen mit Schnee	4,9 Schwerin	???	13,0 Tharandter Wald

3 Material und Methoden

3.1 Analyse des Raum-Zeit-Musters

3.1.1 Baummarderfang



Abb. 4: Baummarderfähe ZF16 in eintüriger Holzkastenfalle.



Abb. 5: Narkotisieren eines Baummarders im Einengkäfig.

Zum Fang bzw. Wiederfang (z.B. Senderwechsel bei leerer Batterie, Abnahme der Sender am Ende der Studie) der Baummarder dienten selbstgebaute ein- (85x20x30 cm) oder zweitürige (120x20x30 cm) mit Hühnereiern beköderte Holzkastenfallen (Abb. 4). Die Auslösung der Fallen erfolgte beim Versuch der Baummarder, das an ein Trittbrett oder eine Mausefalle gebundene Ei zu ergreifen. Im Normalfall wurde mit vielen Fallen, die gleichmäßig in hoher Dichte (1 Falle/10 ha) über einzelne bzw. mehrere Wälder verteilt waren, gearbeitet. Für den gezielten Fang bestimmter Individuen wurden einzelne Fallen an ganz bestimmte Plätze (z.B. Wurfhöhlennähe) gestellt. Bis auf wenige Ausnahmen, z.B. Fangversuche auf Welpen, wurde vor dem Fangbeginn so lange angeködert, bis die Fallen regelmäßig angenommen waren. Erst nachdem die beköderten Fallen regelmäßig angenommen waren, wurden sie fängisch gestellt. Bei Fallen, die nicht mittels Sender einer permanenten Überwachung unterlagen, erfolgte dreimal pro Nacht eine Kontrolle, um den Stress der gefangenen Tiere zu minimieren. Die Dauer der Gefangenschaft durch regelmäßige Kontrollen möglichst klein zu halten, war besonders in sehr kalten Winternächten zur Vermeidung von Unterkühlungen wichtig. Trotzdem gelang es einigen Mardern, sich während der Gefangenschaft durch die Holzwanne der Fallen fressend zu befreien.

In der Zeit, in der in den Fallen Eier zum Ködern auslagen, wurden keine Telemetriedaten erhoben, um eine Verfälschung der Ergebnisse auszuschließen. Die Zeit des Köderns wurde minimiert, um Beeinflussungen zu vermeiden und trotzdem möglichst viele Daten zu erheben.

Tab. 2: Untersuchungszeitraum und Anzahl gefangener Baummarder und Beifänge in den 3 Untersuchungsgebieten.

UG	Zeitraum	gefangene Individuen / Anzahl Fänge (inkl. Wiederfänge)					
		Baum- marder	Steinmar- der	Iltis	Dachs	Fuchs	Marder- hund
UG1-Zarrentin	1992-1998	43/ 194	38	20	49	18	
UG2-Rothemühl	1999-2000	6/ 11	1	3	34	13	69/ 86
UG3-Tharandt	1997-1999	3/ 4	16/ 20		1	1	

Insgesamt gelang im Untersuchungszeitraum 1992 – 2000 209mal der Fang von 52 unterschiedlichen Baummardern (Tab. 2). Die teilweise hohe Zahl an Wiederfängen (insbesondere im UG1) belegt die Eignung der Fangmethodik für die Raubsäugerart sowie, dass ein großer Teil der Population untersucht werden konnte. Die meisten Tiere (43) fingen sich im Hauptuntersuchungsgebiet UG1-Zarrentin, von denen 38 besendert werden konnten. Die anderen fünf fingen sich im Rahmen einer Fang-Wiederfang-Studie am Beginn der Telemetriearbeiten 1992 im Südwestteil des UG1, konnten wegen noch fehlender Genehmigungen aber nicht besendert werden. Sie gingen aber in die Ermittlung der Besiedlungsdichte dieser Wälder mit ein. In der Anfangsphase des Marderhundprojektes im UG2 wurden gezielt zwei adulte der sechs gefangenen Baummarder mit Sendern markiert. Da dort nur Vergleichswerte zum UG1 erhoben werden sollten, war eine größere Stichprobe nicht geplant. Genauere Informationen (Fangdatum, Alter, Maße, Beobachtungszeiträume, Anzahl Peilungen) zu allen untersuchten Tieren finden sich im Anhang 2. Die Fangversuche in Rothemühl erfolgten 1999-2000 und die im „Tharandter Wald“ 1997-1999.

Die Baummarderlebensfänge im UG1 ($n = 175$) verteilten sich saisonal 1992-1998 nicht gleichmäßig (Tab. 3). Im Sommer waren deutlich mehr Fänge zu verzeichnen als im Winter. Hierbei ist zu beachten, dass die Fangintensität nicht gleich übers Jahr verteilt war. Eine Auswertung nach Fallennächten war nicht sinnvoll, da die Fallen teilweise über Wochen angeködert waren und die Annahme der Fallen vor dem Scharfstellen den Fangerfolg hauptsächlich beeinflusste.

Tab. 3: Saisonale Verteilung der Baummarderfänge im UG1 ($n = 175$).

Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
10	14	16	8	29	14	14	27	24	14	3	2

Mit Hilfe des Anköderns fingen sich bevorzugt etablierte Revierbesitzer in den Fallen.

Der Fang von revierlosen Tieren auch außerhalb von Wäldern und der gezielte Fang von Welpen gestalteten sich sehr schwierig. Auch Fallen, die unmittelbar (2-3 m) neben dem Welpenversteck aufgestellt waren, brachten keinen Erfolg. Aus diesem Grund wurde nur eine kleine Stichprobe an revierlosen Baummardern telemetriert und während der Projektlaufzeit die Fangmethodik für Welpen angepasst. 1997 wurden die Welpen von drei verschiedenen Würfen (je 1 Jungtier, Alter 53-57 Tage) mit der Hand in der Wurfhöhle gegriffen und mit einem Halsbandsender (Durchmesser für ad. Tiere) markiert. 1998 waren die Wurfverstecke entweder nicht zugänglich oder wurden schon vor dem frühestmöglichen Besenderungszeitpunkt der Jungen gewechselt, so dass im letzten Bearbeitungsjahr diese Methode nicht mehr, wie geplant, zur Anwendung kommen konnte.

Besonders bei Tieren, die über einen längeren Zeitraum telemetriert und zum Senderwechsel regelmäßig wiedergefangen werden mussten, zeigten sich deutliche individuelle Unterschiede im Bezug auf Fallenscheu (Anhang 2). Bei Mardern die weniger fallenscheu waren, dauerte die Phase des Anköderns nicht lang. Der Erstfang gelang meist relativ schnell und der regelmäßige Wiederfang verlief ohne Probleme. Sehr vorsichtige Individuen gingen meist erst nach langen Köderphasen in die Fallen und ein Wiederfang gelang erst nach 1-2 Jahren. Ein Rüde und zwei Fähen konnten nur einmal gefangen werden, obwohl sie weiterhin im Gebiet anwesend waren. Die Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Wiederfangrate etablierter Baummarder ergab für Rüden 9,3 (1,6-25,2), für Fähen nur 5,4 (1,3-13,0) Fänge pro Tier und Jahr. Die meisten Rüden fingen sich 1-5mal. Nur wenige Rüdenfangraten verteilten sich zwischen 5 und 25. Mit einer Ausnahme waren die Wiederfangraten der Fähen relativ gleichverteilt zwischen 1-10mal pro Jahr. Da die Fangintensität in Abhängigkeit vom Untersuchungsgebiet und der Jahreszeit stark schwankte, wurden die Fangraten von Rüden und Fähen verglichen, die zeitgleich im gleichen Waldbereich siedelten, damit der gleichen Fangintensität unterlagen und mindestens 100 Tage im Aktionsraum bestätigt werden konnten (Tab. 4). Bei den 12 verglichenen Paarungen fingen sich fünfmal die Rüden und siebenmal die Fähen häufiger als das jeweils andere Geschlecht, wobei grundsätzlich ein deutlicher Unterschied zwischen den Werten bei allen 12 verglichenen Paarungen auftrat. Junggeführte Weibchen gingen relativ leicht in die Fallen. Die beobachtete Fähe im Aktionsraum von ZR19 konnte dagegen trotz intensiver Fangbemühungen nicht gefangen werden, da der Rüde permanent in die Fallen ging. Extreme Fangraten von zwei Fängen pro Nacht in unterschiedlichen Fallen und Wiederfänge in der gleichen Falle nach 48 Stunden waren bei ihm mehrmals zu beobachten. Alle drei Fallen im Aktionsraum der Fähe ZF29 waren in der ersten Ködernacht angenommen und sie fing sich sofort in der darauffolgenden Fangnacht, obwohl sie zu dieser Zeit keine Jungen zu versorgen hatte.

Die Fang- und Wiederfangraten belegen, dass sich beim ganzjährigen Lebensfang beide Geschlechter ähnlich gut fangen lassen und keine Verschiebung zu einem leichteren Fang von Rüden vorliegt, was erstens für eine repräsentative Stichprobe bei den Telemetriertieren spricht und es zweitens erlaubt, Daten der Lebensfänge auch für die Populationsmodellierung zu verwenden.

Tab. 4: Vergleich der Wiederfangraten von 12 zeitgleich im gleichen Gebiet lebenden Rüden-Fähen-Paarungen im UG1. (ZF: Fähen, ZR: Rüden; häufiger gefangene Tiere sind fett gedruckt.)

Rüden-Fähen-Paarung	Wiederfangrate ♀♀		Wiederfangrate ♂♂	
1	ZF3	5,5	ZR5	3,5
2	ZF6	3,6	ZR7	6,2
3	ZF6	3,6	ZR9	1,6
4	ZF10	6,3	ZR12	3,6
5	ZF11	1,3	ZR12	3,6
6	ZF16	6,7	ZR9	1,6
7	ZF17	1,6	ZR8	5,6
8	ZF25	1,6	ZR20	5,1
9	ZF27	8,4	ZR15	2,8
10	ZF29	8,7	ZR23	3,0
11	ZF30	4,7	ZR21	2,4
12	ZF35	3,5	ZR31	12,4

3.1.2 Immobilisation

Die Immobilisation der Baummarder für die Besenderung erfolgte anfangs (die ersten 4 Narkosen) mit „Hellabrunner Mischung“ (Dosierung: 0,1 ml/kg Körpermasse in einer Kombination aus Ketamin 100 mg/1 ml und Xylazin 125 mg/1 ml WIESNER & V. HEGEL, 1989). Später kam nur noch Ketamin zum Einsatz (Dosierung: 0,2 ml/kg Körpermasse entsprechend 20 mg Wirkstoff/kg Körpermasse), da sich die narkotisierende Wirkung von Ketamin als vollkommen ausreichend für das Handling der Tiere während des Besenderns erwies. Außerdem hat Ketamin den Vorteil sehr kurzer Nachschlafzeiten (HATLAPA & WIESNER, 1982). Während bei „Hellabrunner Mischung“ die Regenerationszeit (Aufwach- und Erholungsphase) der Marder 10-12 Stunden betrug, konnten sie nach Narkose mit Ketamin bereits nach einer Stunde wieder in Freiheit entlassen werden.

Die Tiere wurden in einem Einengkäfig aus Draht mit doppeltem Boden fixiert und das Narkosemittel intramuskulär ins Hinterbein injiziert (Abb. 5). Die Narkosedauer war mit 20-30 Minuten für Vermessung, Altersbestimmung und das Anlegen des Senders ausreichend. Während der insgesamt 101 durchgeführten Immobilisationen kam es zu keinerlei Komplikationen. Nach der Narkose blieben die Tiere bis zur vollständigen Erholung in einem hölzernen Transportkasten, aus dem sie sich selbst am Fangort befreien konnten. Das Öffnen des Verschlussmechanismus (Schiebetür) des Transportkastens durch die Tiere erforderte sehr viel Geschick. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass nur vollkommen mobile Marder in Freiheit gelangten. Dies war besonders in der Nähe von Straßen, Gewässern, Hunden und sonstigen Gefahrenquellen wichtig, um das Mortalitätsrisiko zu minimieren.

3.1.3 Bezeichnung der telemetrierten Tiere

Die Bezeichnung der Baummarder setzt sich zusammen aus einem Kürzel des *Untersuchungsgebietes* (UG1-Zarrentin = **Z**, UG2-Rothemühl = **R**, UG3-Tharandt = **T**) und des *Geschlechts* (Rüde = **R**, Fähe = **F**), ergänzt durch eine Zahl, die der fortlaufenden Nummerierung der Tiere im jeweiligen Untersuchungsgebiet entsprach (z.B.: **ZR7** – UG1-Zarrentin, Rüde, Nr. 7; siehe auch Anhang 2). Bei einer Unterteilung der Raumnutzung in verschiedene zeitliche Phasen (z.B. bedingt durch Aktionsraumverlagerung) wurde die Bezeichnung der Tiere um die entsprechende Phase ergänzt (z.B.: **ZF6T3** – UG1-Zarrentin, Fähe, Nr. 6, Phase Teil 3).

3.1.4 Vermessung, Individualerkennung und Altersschätzung lebender Baummarder

Im narkotisierten Zustand wurden alle Tiere vermessen (Kopf-Rumpf-, Schwanz-, Hinterfuß-, Ohr-, Zitzen- und Hodenaußenmaße – vgl. Kap. 3.4.1), gewogen und der Kehlfleck zur individuellen Unterscheidung fotografiert (Abb. 6 & Abb. 7). Die Kehlflecken von Baummardern sind individuell sehr unterschiedlich und verändern sich zeitlebens nicht. Bereits im Alter von 4 Wochen sind die Grundkonturen des Flecks deutlich zu erkennen und zur Individualerkennung nutzbar (Abb. 6). Ab 1998 erhielten die Tiere zur Individualerkennung zusätzlich subcutan Transponder (ID-100, Fa. trovan), diese waren, anders als die Kehlfleckererkennung, ohne Narkose in der Falle ablesbar (Lesegerät AEG ARE H5-ISO).



ZR24 (08.05.97) 28 Tage



ZR24 (06.06.97) 57 Tage

Abb. 6: Kehlfleck von ZR24 (unterschiedliches Alter).

Die Altersschätzung bzw. -bestimmung am lebenden Tier erfolgte durch Röntgenaufnahmen der Canini im Unterkiefer (Abb. 18, Abb. 20), die Zahnabnutzung (besonders der Schneidezähne, Abb. 22) und Hinweise vom Haarwechsel (fehlende Winterhaarreste bei Jungtieren). Bei ZR7 in Abb. 14 rechts sind die deutlich helleren Winterhaargrannen am Schwanz im Gegensatz zum Welpenfell in Abb. 14 links zu erkennen. Genauere Angaben zur Altersbestimmung finden sich in Kapitel 3.4.2.

Die Baummarder wurden wiedergefangen, wenn die Sender leer waren und gewechselt oder am Ende der Studie abgenommen werden sollten. Durch intensive Bemühungen konnten fast alle leeren Sender entfernt werden und damit dem Tierschutz Rechnung getragen werden.



Abb. 7: Individuelle Kehlfleckenzeichnung telemetrierter Baummarder im UG1 und UG3.

3.1.5 Besenderung und Telemetrie



Abb. 8: Baummarderrüde ZR9 mit Halsbandsender.

Zur Erfassung der Raumnutzung mit Hilfe der Telemetrie erhielten die Baummarder Halsbandsender (150,000–150,240 MHz, Pulsrate 50 Pulse/min, Fa. Wagener, Köln, Abb. 8). Der gesamte Vorgang der Besenderung erfolgte am Fangort im Auto, um Stress durch unnötigen Transport zu minimieren. Tiere, deren Altersbestimmung das Röntgen der Canini durch einen Zahnarzt erforderte, wurden in der Zahnarztpraxis unmittelbar nach dem Röntgenvorgang besendert.

Anfangs wurde als Sender der Typ „ER3“ mit 6 Monaten und später der Typ „1733“ mit 12 Monaten Lebensdauer eingesetzt. Alle Halsbandsender inklusive der 15 cm langen Außenantenne wogen 35 g. Dieses Gewicht entsprach 2,3 % der Rüdenkörpermasse und 3,5 % der Fähenkörpermasse und lag damit deutlich unter der von AMLANER & MACDONALD (1980) und KENWARD (2001) geforderten 5 %-Grenze. Die Reichweite der Sender variierte im Allgemeinen zwischen 1-2 km, erreichte aber unter günstigen Bedingungen auch 5 km, unter den widrigsten Voraussetzungen nur 100-200 m. Zum Teil traten erhebliche Funkstörungen durch Satelliten und Starkstromleitungen auf, die die Telemetrie deutlich erschwerten.

Zur Signalortung diente der Empfänger TRX-1000S (Fa. Wildlife Materials, USA) kombiniert mit einer H-Antenne (HB9CV).

In der Regel wurden Einzelpeilungen (1 Ortung am Tag und 3-4 Ortungen verteilt über die Nacht) erhoben. Nur für bestimmte Fragestellungen (z.B. Welpenaufzucht und Dismigration) wurden durchgehende Peilserien aufgenommen. Der Abstand zwischen den Peilungen lag - abweichend von anderen Studien an Mardern - anfangs bei 5 min (STIER 1996) und später entsprechend den Erfahrungen auch anderer Autoren (FÖHRENBACH 1987, HERRMANN 1987) bei 15 min.

Alle Ortungen erfolgten mit Hilfe der Triangulation, entweder vom Auto aus oder zu Fuß. Durch ein dichtes Waldwegenetz - und damit verbunden - geringe Peilentfernungen von 10 bis 200 m (meist zwischen 50 und 80 m) war der Peilfehler gering.

In Abhängigkeit von der Zielstellung variierte die Zeitspanne der telemetrischen Beobachtung. Für Fragestellungen, die nur durch Langzeituntersuchungen verlässliche Resultate erbrachten, (z.B. Territoriumstreue, artspezifische Verhaltensweisen bei Paarung, Jungenaufzucht oder Kerngebietswahl) waren einige Tiere über einen Zeitraum von bis zu 4½ Jahre unter Kontrolle. Andere wurden (z.B. zur Vervollständigung der Populationsstruktur im UG1) nur sehr extensiv über wenige Monate bis zum Erreichen eines stabilen Aktionsraumes überwacht. Vorzeitige Senderausfälle wurden zum Problem, da sie nicht in allen Fällen eine lückenlose Beobachtung ermöglichten (Abb. 9).

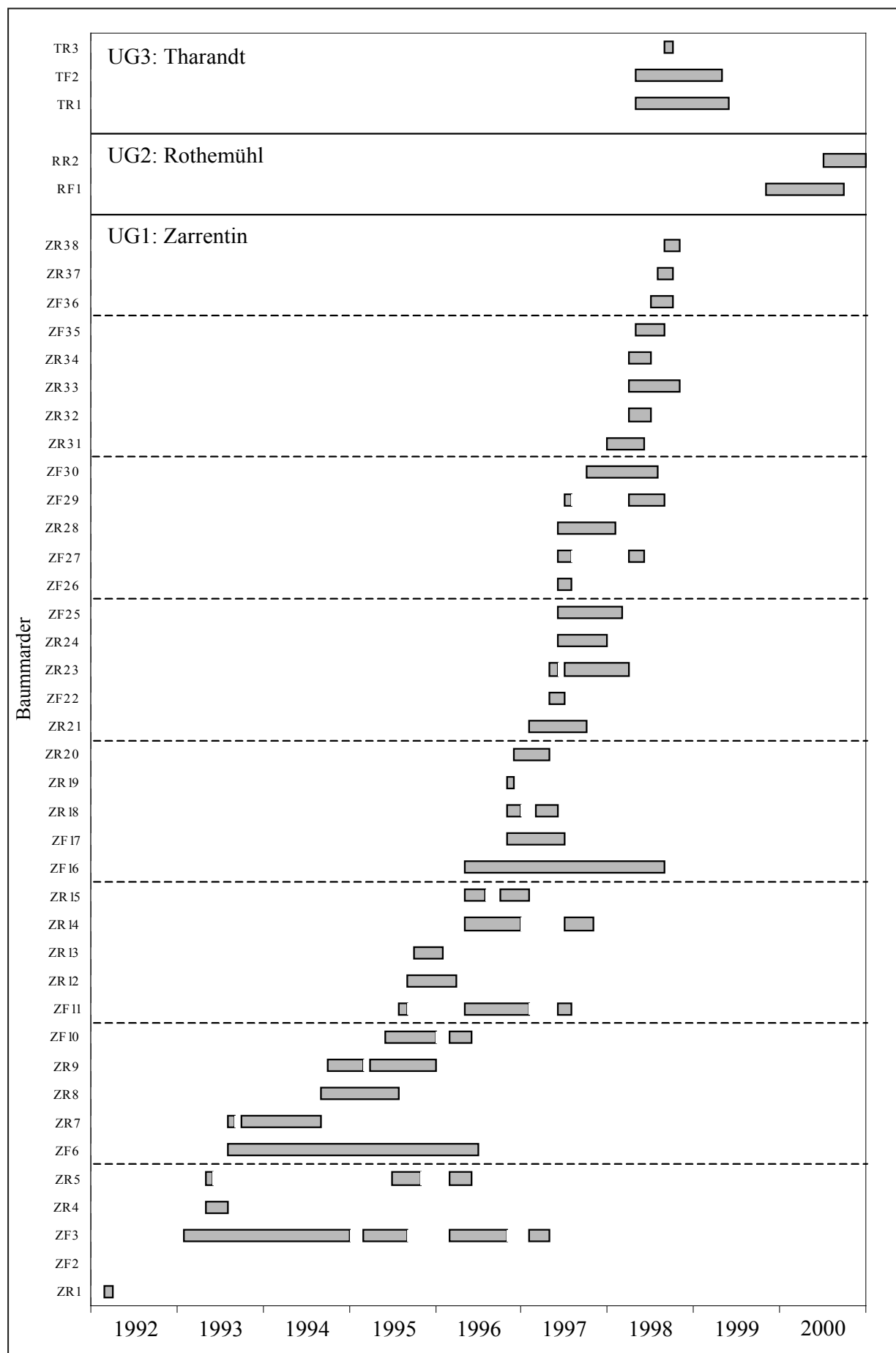


Abb. 9: Zeiträume, in denen die Baummarder telemetriert wurden (n = 43).

3.1.6 Auswertung der Telemetriedaten

Insgesamt erfolgten 14.951 Peilungen. Zu jeder Peilung wurden Datum, Uhrzeit (MEZ) und Aktivitätszustand (entspr. schwankender bzw. gleichbleibender Signalstärke) notiert.

Digitalisierung und Visualisierung der Lokalisationen

Die Grundlage für die räumliche Einordnung der Lokalisationen bildeten Topografische Karten 1:10.000, das Kartenwerk und die Datensätze der Forsteinrichtung, Luftbilder und Teile des digitalen Datensatzes der Biotop-typenkartierungen (CIR-Daten: Auswertung der **Color-Infrarot**-Luftbilder) des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie von Mecklenburg-Vorpommern und dem Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie vom Freistaat Sachsen. Im Rahmen dieser landesweiten Erfassungen wurden im Luftbild erkennbare Teilflächen mit unterschiedlichem Habitattyp abgegrenzt und dienten hier der Landschaftsanalyse als Grundlage.

Die Digitalisierung der Peildaten, die Verwaltung und Weiterverarbeitung der Habitatkarten und der Peildaten sowie deren Verschneidung und kartografische Darstellung erfolgte mit dem Geografischen Informationssystem (GIS) ESRI® ArcView3.2a. Bei den kartographischen Darstellungen wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die wichtigsten Habitattypen berücksichtigt (z.B. Wald) bzw. einzelne Habitattypen und Landschaftselemente zu Habitatkategorien zusammengefasst:

<i>Wald</i> (grün):	Wald, Feldgehölz, Hecken, Alleen, Einzelbäume
<i>Wasser</i> (blau):	alle Gewässer
<i>Siedlung, Verkehr</i> (rot):	urbane Bereiche, Verkehrstrassen wie Straße und Eisenbahn
<i>Offenland</i> , (weiß):	Acker, Wiese, sonstiges Offenland

Zur Ermittlung saisonaler Aspekte wurde folgende Einteilung der Jahreszeiten gewählt:

<i>Sommerhalbjahr:</i>	April bis September
<i>Winterhalbjahr:</i>	Oktober bis März

Jahreszeiten:

<i>Frühjahr:</i>	März, April, Mai
<i>Sommer:</i>	Juni, Juli, August
<i>Herbst:</i>	September, Oktober, November
<i>Winter:</i>	Dezember, Januar, Februar

Verfahren zur Ermittlung der Aktionsraumgröße

Zur Berechnung von Raumnutzungsparametern (z.B. Größe, Überlappung, Stabilität des Aktionsraums) und der Unabhängigkeit von Peildaten diente RANGES-VI (KENWARD et al. 2003), teilweise ergänzt durch die Erweiterung „Animal Movement“ für ArcView3.2a (HOOGE & EICHENLAUB 2001).

Als „Aktionsraum (AR)“ oder „Streifgebiet“ (im Englischen: home range) wird das Gebiet bezeichnet, in dem ein Tier seinen normalen, dem Lebensunterhalt dienenden Aktivitäten nachgeht, wie Nahrungssuche, Ruhen, Fortpflanzung (BURT 1943, BAILEY 1984). Einmalige Exkursionen (kurzzeitige weiträumige Bewegungen) außerhalb dieses Hauptaufenthaltsbereichs zählen nicht dazu. Inhaltliche Unterschiede bestehen zum Begriff „Territorium“ oder „Revier“, welches grundsätzlich bei territorialen Tieren gegen Artgenossen verteidigt und oft durch spezifische Verhaltensweisen (z.B. Absetzen von Duftmarken, Lautäußerungen) markiert wird (PELUMM 1996). Ein Territorium kann den gesamten Aktionsraum oder nur einen Teilbereich, wie etwa das Kerngebiet oder nur die nähere Umgebung der Wohnstätte (z.B. Bau, Nest) umschließen.

Die Berechnung von Aktionsraumflächen und -außengrenzen kann mit Hilfe verschiedener Methoden erfolgen (AMLANER & MACDONALD 1980, KENWARD & HODDER 1996). Man unterscheidet zwischen nicht parametrischen und parametrischen Verfahren. Als nichtparametrische Verfahren dienten in der vorliegenden Studie die **Minimum-Convex-Polygon-Methode** und die **Concav-Polygon-Methode**. Bei beiden Verfahren wird der Aktionsraum durch das Anlegen von Außenlinien um die Lokalisationen abgegrenzt, ohne dabei die Nutzungsintensität zu berücksichtigen. Als parametrisches Verfahren diente die **Kernel-Methode**. Sie gilt, zumindest bei einigen Säugetiergruppen, zusammen mit der Minimum-Convex-Polygon-Methode, als methodischer Standard für die Ermittlung von Aktionsraumgrößen (KENWARD 2001).

Da der Baummarder als Habitatspezialist eng an Wälder gebunden ist, war es in dieser Untersuchung besonders wichtig, die genutzte Waldfläche pro Tier so genau wie möglich zu bestimmen. Nur durch Kenntnis der belauften Waldfläche pro Baummarder sind präzise Bestandeshochrechnungen möglich. Hierfür wurde eine vierte Methode angewandt - der **Aktionsraum „besiedelter Wald“**.

In die Berechnungen gingen die Aktionsräume des gesamten Untersuchungszeitraumes unabhängig von der Länge des Zeitraumes ein (**Gesamtaktionsräume**), sofern sie stabil blieben (keine signifikante Vergrößerung, Verkleinerung oder Drift). Gab es deutliche, räumliche Veränderungen, wurden mehrere, aber immer stabile Phasen verwendet (vgl. Abschnitt „Stabiler Aktionsraum“). Das war bei vier Rüden und drei Fähen der Fall. Außerdem wurden **saisonale Aktionsräume** berechnet.

Minimum-Convex-Polygon (MCP)

Bei der Minimum-Convex-Polygon-Methode (MCP) nach MOHR (1947) werden die äußeren Peilpunkte so miteinander verbunden, dass ein konvexes Polygon entsteht (Abb. 26a). Alle Außenwinkel des Polygons sind größer als 180°. Nachteil dieser Methode ist der Einschluss von Flächen, die von den Tieren überhaupt nicht oder nur sehr selten genutzt werden. Der Großraum, in dem sich ein Tier regelmäßig bewegt, wird jedoch sehr gut abgebildet. Dies ist beispielsweise wichtig, wenn Gefahrenpotentiale (z.B. Länge von Straßen im Aktionsraum) abgeschätzt werden sollen. Da dieses Verfahren häufig genutzt wird, vor allem in älteren Arbeiten, eignet sich das MCP für den Vergleich der eigenen Ergebnisse mit Literaturdaten.

Bei diesem Verfahren wurden 100 % der Lokalisationen (**MCP100**), 95 % der zentrumnächsten Lokalisationen (**MCP95**) und 100 % Peilungen nach vorheriger, manueller Löschung der Exkursionen (**MCP100oE**) verwendet.

Concav-Polygon (CP)

Bei der ebenfalls von SCHRÖPFER et al. (1989) am Baumarder eingesetzten Concav-Polygon-Methode (CP) errechnet sich der Aktionsraum als Fläche eines konkaven Polygons (Abb. 26b). Dabei werden größere nicht genutzte Flächen ausgeschlossen. Das Programm RANGES-VI erlaubt es, den Faktor der Einbuchtung der Außenlinie variabel zu wählen. Bei dem voreingestellten Faktor 0,5 wird die Außenlinie zwischen zwei Grenzortungen nur dann eingebuchtet, wenn sie größer als 50 % des größten Durchmessers des Aktionsraumes ist. Umfangreiche Tests mit unterschiedlichen Faktoren (0,1-0,9) belegten, dass bei einem Faktor von 0,5 die CP-Aktionsräume nur selten Unterschiede zum MCP-Aktionsraum aufwiesen und der Faktor 0,3 das realitätsnaheste Abbild der regelmäßig belauenen Flächen lieferte. Aus diesem Grund erfolgte in der vorliegenden Studie die Berechnung des Concav-Polygons (**CP03**) mit einem Faktor von 0,3.

Kernel (K)

Bei der Kernel-Methode nach WORTON (1987) erfolgt aufbauend auf die Verteilung der Lokalisationen eine Schätzung ihrer Dichteverteilung in einem Raster. Die Nutzungsverteilung wird durch Isoplethen dargestellt, die bestimmte Aufenthaltswahrscheinlichkeiten der Tiere charakterisieren (Abb. 26c). Werden Flächen zwischen Hauptaufenthaltsgebieten nicht genutzt, entstehen mehrkernige (mehrteilige), räumlich getrennte Kernel-Aktionsräume. Der Ausschluss nicht oder kaum belauener Flächen ermöglicht darüber hinaus die Ermittlung der Größe von Kerngebieten (WORTON 1989, s.u.). Von den drei in RANGES-VI verfügbaren Programmvarianten (Tail-weighting, fixed Kernel, Core-weighting) wurde die „Kerngewichtete Kernelabschätzung“ (Core-Weighting-Kernelestimation) gewählt, da sie die Aktionsraumgrenze enger und genauer um den Hauptaufenthaltsbereich legt und den Aktionsraum damit besser abbildet. HOHMANN (1998) kommt bei seinen untersuchten Waschbäraktionsräumen zu gleichem Schluss. In der vorliegenden Arbeit wurden 100 % (**K100**) und 95 % der zentrumnächsten Ortungen (**K95**) verwendet.

Aktionsraum „besiedelter Wald“ (AR-Wald)

Neben den Standardmethoden von Berechnungsprogrammen wie RANGES-VI kommen in Sonderfällen immer wieder abgewandelte oder abweichende Methoden zum Einsatz, wie zum Beispiel „Puffer“ um Linien oder Flächen bei Tieren, die sich entlang linienförmiger Strukturen bewegen. Im Allgemeinen entspricht die Fläche des Waldes dem jeweils belauenen Baumarderaktionsraum (z.B. Abb. 26d). Der Wald wurde deshalb als Bezugsfläche für den AR herangezogen, da er bis an den äußersten Waldrand belaufen wird.

Methodenvergleich

Der anschließende Vergleich der verschiedenen Methoden diente der Ermittlung ihrer Präzision gemessen am Aktionsraum Wald. Dazu wurde für jeden Gesamtaktionsraum eines Tieres berechnet, wie groß die **relativen, mittleren Abweichungen** (**Betrag, ohne** Berücksichtigung der positiven oder negativen Richtung, vgl. Kap. 4.1.1, Tab. 5) waren. Diese Kenngrößen sind für die Bewertung einzelner Aktionsraumgrößen von Bedeutung. Da trotz hoher, aber beidseitiger Abweichungen der Einzelwerte die Mittelwerte nur geringe Unterschiede aufweisen können, wurden andererseits für die Bewertung der Genauigkeit errechneter Mittelwerte der unterschiedlichen Methoden auch die **relativen, mittleren Differenzen** (**mit** Berücksichtigung der positiven oder negativen Richtung, vgl. Kap. 4.1.1, Tab. 5) verglichen. Auch DESOLLA et al. (1999) überprüften am Beispiel von Schnappschildkröten, deren Lebensraum (ein Teich) bekannt war, unter welchen Bedingungen die Übereinstimmung zwischen errechnetem Aktionsraum und tatsächlichem Lebensraum am höchsten war.

Ausschluss von Exkursionen

Für den Ausschluss von Exkursionen sind in der Literatur verschiedene Vorgehensweisen beschrieben. Bei dem von KENWARD & HODDER (1996) empfohlenen, sehr häufig verwendeten Verfahren gehen die 5 % der vom Zentrum des Aktionsraums am weitesten entfernten Lokalisationen nicht in die Berechnung ein. Die Ermittlung der Aktionsraumgröße basiert also auf 95 % aller Ortungen. Diese Vorgehensweise entspricht in der vorliegenden Studie der Ermittlung des MCP95 und Kernel95.

Bei Baumardern, die den von ihnen bewohnten Wald verließen oder Nachbaraktionsräume besuchten, waren Exkursionen eindeutig zu erkennen. Aus diesem Grund wurden bei der Minimum-Convex-Polygon-Methode darüber hinaus Exkursionen manuell eliminiert und alle übrigen Lokalisationen als 100 %-Stichprobe zur Berechnung der Aktionsraumgröße genutzt. HERRMANN (1997) bestätigte die Eignung dieses Verfahrens in Untersuchungen am Steinmarder.

Incremental-Plot-Analyse zur Ermittlung stabiler Aktionsräume

Die Berechnung eines realistischen und repräsentativen Aktionsraumes setzt eine Mindestzahl an Ortungen voraus. Um dies sicherzustellen, wurde mit jedem Datensatz für jede Aktionsraumberechnungsmethode eine Incremental-Plot-Analyse durchgeführt. Dabei wird in chronologischer Reihenfolge mit jeder weiteren Ortung der Aktionsraum neu berechnet. Erst wenn sich die Aktionsraumgröße mit zunehmender Zahl der Lokalisationen einem Sättigungswert nähert, reicht die Stichprobengröße der Lokalisationen für die Ermittlung repräsentativer Aktionsraumgrößen aus. Datensätze von Baumardern, die den Sättigungswert nicht erreichten, gingen nicht in die Analyse des Raumnutzungsmusters ein.

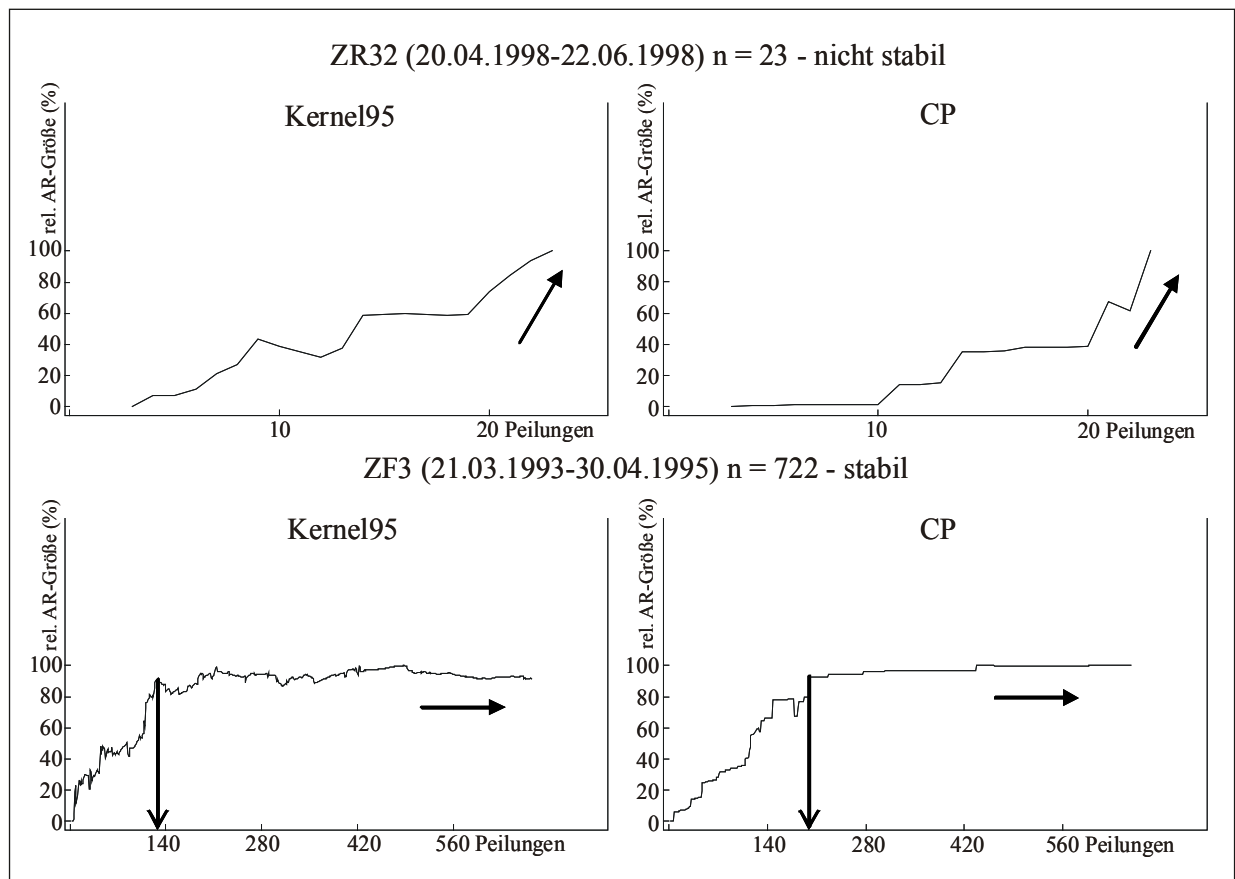


Abb. 10: Beispielhafte Ergebnisse der Incremental-Plot-Analyse zur Bestimmung des stabilen Aktionsraums basierend auf dem Kernel95- und Concav-Polygon-Verfahren (CP) für den Rüden ZR32 (oben, AR nicht stabil) und die Fähe ZF3 (unten, AR stabil).

Kerngebiet

Um neben dem Gesamtaktionsraum auch Bereiche mit deutlich erhöhter Nutzungshäufigkeit (Kerngebiete) zu ermitteln, wird eine standardisierte Vorgehensweise basierend auf der Kernel-Methode empfohlen (SAMUEL et al. 1985, KENWARD 1992, KENWARD & HODDER 1996). Hierzu wird die Flächenfunktion einer Kernelberechnung bei einer hypothetischen gleichmäßigen Nutzung mit der Flächenfunktion der realen Nutzung verglichen (Abb. 11), indem in 5 %-Stufen alle Kernelwerte berechnet werden. Die Prozentstufe mit der größten Differenz zwischen

hypothetischer und realer Nutzung entspricht dem Kerngebiet (Abb. 12). Mit dieser Methode wurde für jedes Tier das Kerngebietslevel (in %) und die Kerngebietsgröße (in ha) errechnet.

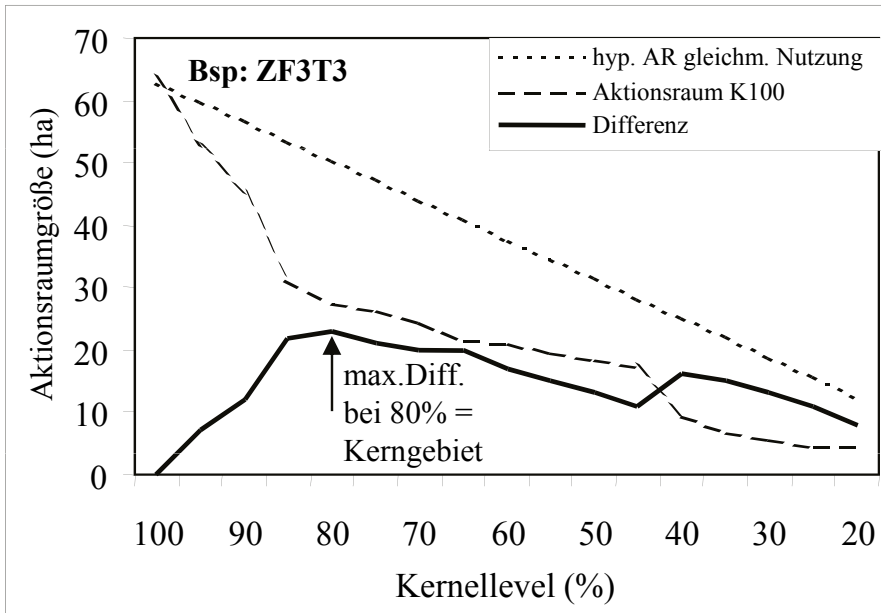


Abb. 11: Bestimmung der Level (Anteil Peilungen) für Kerngebiete am Bsp. ZF3T3. Für die Fähe ZF3T3 ergab sich die größte Differenz zwischen dem hypothetischen Aktionsraum (AR gleichmäßiger Nutzung) und dem Kernel100 (K100)-Aktionsraum bei einem Kernellevel von 80%.

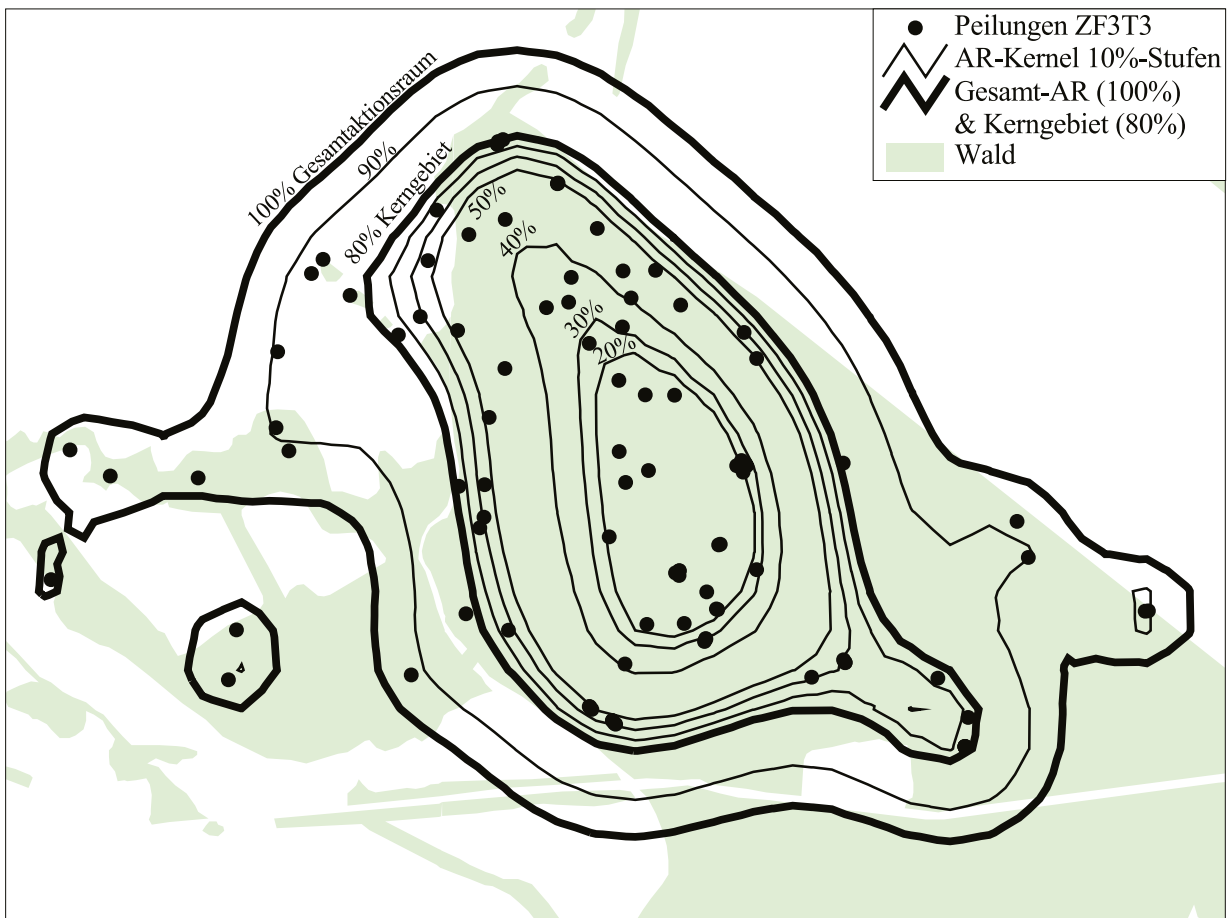


Abb. 12: Aktionsraum Kernel in 10 %-Stufen mit Kerngebiet (80 %) am Bsp. ZF3T3.

Autokorrelationen der Peildaten

Im Gegensatz zu nicht parametrischen Berechnungsverfahren (MCP, CP) beeinflusst bei parametrischen Methoden (Kernel) die zeitliche Verteilung der Lokalisationen die Größe des Aktionsraums. SWIHART & SLADE (1985a&b) und andere Autoren fordern deshalb die Unabhängigkeit jedes einzelnen Peildatensatzes als Voraussetzung für die Kernelberechnung und beschreiben eine Methode zu deren Ermittlung. Die Unabhängigkeit zwischen zwei Peilpunkten ist gegeben, wenn die Zeitspanne zwischen den Lokalisationen dem telemetrierten Tier ausreicht, jeden Ort in seinem Aktionsraum zu erreichen. Ermittelt mit RANGES-VI liegt diese Zeitspanne beim Baummar- der zwischen 1 und 1,5 Stunden.

In späteren Untersuchungen stellten SWIHART & SLADE (1997) jedoch fest, dass für die Kernelberechnung eine hohe Anzahl an Lokalisationen entscheidender ist als deren Unabhängigkeit. DeSOLLA et al. (1999) bestätigten dies in Untersuchungen an Schnappschildkröten in einem Teich, bei denen der Teich exakt dem Lebensraum entsprach. Auch hier war die Übereinstimmung von berechnetem Aktionsraum und tatsächlichem Streifgebiet (Teich) bei einer großen Stichprobe mit autokorrelierten Daten deutlich höher als bei einer kleineren, bereinigten Stichprobe. Trotz dieser Feststellungen gingen – aufgrund der meist hohen Zahl an Lokalisationen der Baummar- der – nur Peildaten mit einem Mindestabstand von einer Stunde in die Berechnungen ein. Der Stundenabstand wurde ebenfalls von SCHINZEL (1998) bei Baum- und Steinmardern und auch von MICHLER (2003) bei Waschbären (*Procyon lotor*) angewandt.

3.2 Erfassung der Mortalität

Die Erfassung der Mortalität des Baummar- ders im Untersuchungsraum fokussierte vor allem auf die Verkehrsmortalität, eine der wichtigen, methodisch gut erfassbaren Todesursachen.

Dazu wurde einerseits die Autobahn A24 zwischen Hamburg-Berlin ab ABA Zarrentin, die A10 (östlicher Berliner Ring), die A13 (Berlin-Dresden) und die A4 (Dresden-Eisenach) zwischen Dresden Nord und ABA Wilsdruff vom Autor regelmäßig befahren (Abb. 13). Die Gesamtroute umfasste 446,9 km und erstreckte sich zwischen UG1 (Zarrentin) und UG3 (Tharandt).

Um eine gleichmäßige Effizienz des Verfahrens zu gewährleisten, erfolgte das Totfundmonitoring grundsätzlich nur bei guten Erfassungsbedingungen (z.B. Tageslicht, trockene Straßenverhältnisse, geringe Fahrgeschwindigkeit). Diese Standardisierung ermöglichte streckenabschnitt- und zeitraumbezogene Aussagen. Nur frisch (innerhalb der zurückliegenden ca. 48 h) überfahrene Tiere in relativ gutem (eindeutig bestimmbarem) Zustand wurden erfasst. Der Todeszeitpunkt wurde anhand des Verwesungsgrades unter Berücksichtigung der Witterungsverhältnisse abgeschätzt.

Insgesamt liegt der Berechnung der autobahnbedingten Verkehrsmortalität (Verkehrsofferzahl) die Analyse von 34.836 km während 103 Touren zwischen 29.07.1996 und 28.07.1998 (2 Jahre) zu Grunde. Dies entspricht im Verhältnis zu 730 möglichen Kontrolltagen einer Stichprobe von 14 %. Zur Maximierung der Datenbasis für die Analyse der räumlichen Verteilung der Baummar- der wurden auch Tiere aus der nicht standardisierten Methodenerprobung auf der gleichen Autobahnstrecke zwischen 1992 und 1996 ausgewertet.

Zu beachten ist, dass die Daten vermutlich nicht vollständig sind, da die angefahrenen Tiere nicht immer am Straßenrand liegen blieben, durch die Autobahnmeisterei bereits beseitigt wurden oder durch mehrfaches Überfahren vollständig zerstört waren. Dadurch sind die erfassten Zahlen nur als Mindestzahlen zu betrachten.

Darüber hinaus ging eine größere Anzahl weiterer Totfunde aus dem Untersuchungsraum in die Analysen ein. So stellten zwei Präparatoren (n = 66) und die Station Zippelsförde des Landesumweltamtes Brandenburg (n = 30) Baummar- der zur Verfügung, ergänzt um Einzelfunde verschiedener Privatpersonen (Jäger, Ornithologen, Biologen; n = 28) (Anhang 6). Vom Autor selbst wurden 86 Tiere gesammelt.

Von allen toten Baummardern wurde Funddatum und -ort, Todesursache, Maße (vgl. Kap. 3.4.1) sowie der Finder registriert.

Die meisten Baummar- dertotfunde fielen im Untersuchungsraum (Mecklenburg-Vorpommern n = 126, Brandenburg n = 69) an. Nur wenige wurden im unmittelbaren Grenzraum in angrenzenden Bundesländern (Schleswig-Holstein n = 5, Niedersachsen n = 1, Sachsen-Anhalt n = 1, Sachsen n = 1) gefunden und zur Stärkung der Datenbasis einbezogen, da vor allem für die reproduktionsbiologischen Analysen sehr wenig Material vorlag. Von weiteren sieben Totfunden lagen keine Fundortangaben vor.

Insgesamt gingen von 1989-1998 210 tote Baummar- der in die Auswertung ein, von denen 150 geborgen wurden und für die Sektionen zur Verfügung standen. Von einigen Marderkadavern fehlten einzelne Funddaten, so dass nicht immer das gesamte Material in die entsprechenden Analysen einging. Zum Beispiel war bei fehlendem Datum keine saisonale Betrachtung oder bei fehlendem Schädel und dadurch unbekanntem Alter keine altersbezogene Auswertung möglich.

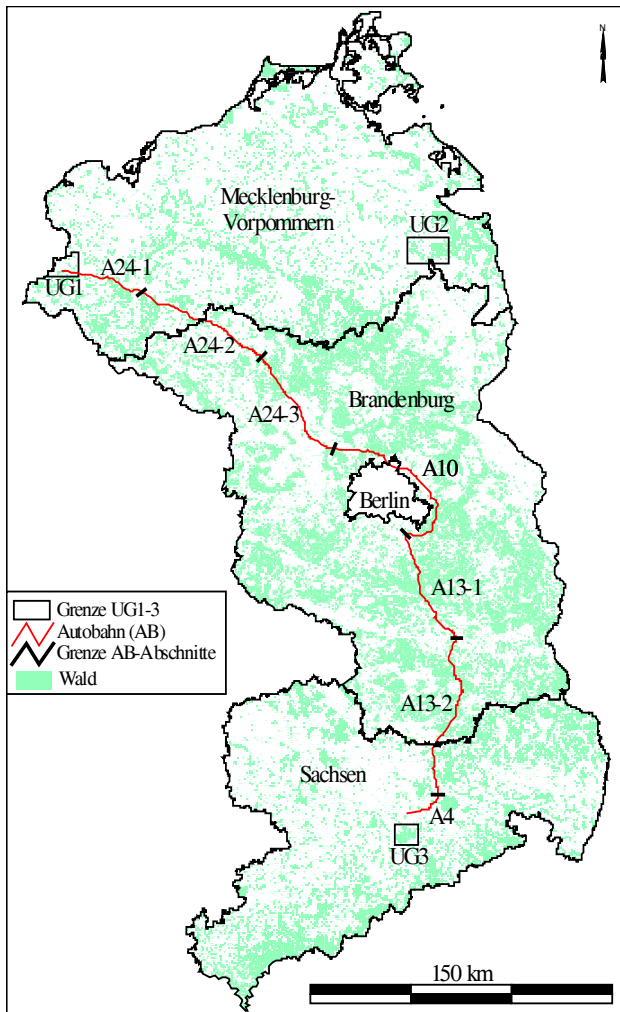


Abb. 13:

Autobahnabschnitte mit einer systematischen Erfassung von Verkehrsverlusten des Baumridders in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen.

Abgesehen von der Erfassung der Verkehrsverluste erfolgte im UG1 die Bestimmung der *Mortalitätsraten* zusätzlich entsprechend der Methode von MAYFIELD (1961) bzw. HEISEY & FULLER (1985). Sie basiert auf der Zahl der Todesfälle telemetrierter Tiere bezogen auf den Zeitraum der Datenerfassung (Zeitraum mit aktivem Sender). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit (p) berechnet sich nach MAYFIELD (1961):

$$p = \frac{\text{Anzahl Tage mit aktivem Sender}}{(\text{Anzahl Tage mit aktivem Sender} + \text{Anzahl toter Individuen})}$$

Die Überlebensrate (P) pro Jahr oder anderem Bezugszeitraum (x) errechnet sich:

$$P = p^x$$

Wobei: x = Anzahl Tage im Bezugszeitraum

Die Mortalitätsrate (M) pro Bezugszeitraum errechnet sich:

$$M = 1 - P$$

Nach HEISEY & FULLER (1985), WHITE & GARROTT (1990) und KENWARD (2001) müssen Senderausfälle in die Berechnungen einbezogen werden, wenn unklar ist, wie viele Tiere beim Senderausfall starben (Bsp. Senderausfall und Tod durch Verkehrsunfall) oder überlebten (Bsp. vorzeitiger Senderausfall durch Bauteildefekt). Durch Nichtbeachtung dieser Problematik kann es zur Unterschätzung der Mortalität kommen. Aus folgenden Gründen wurden hier diese Faktoren nicht berücksichtigt. Fast alle Marder wurden zum Entsendern wiedergefangen oder nach dem Ende der Sendedauer noch einmal lebend beobachtet. Lediglich bei zwei der 38 Baumrarder blieb der Verbleib unklar. Da in deren Aktionsraum aber auch keine neuen Tiere gefangen wurden, ist auch bei ihnen nur von einem Senderausfall ohne Mortalität auszugehen.

Wenn die Altersstruktur der Totfunde repräsentativ für alle Geschlechter und Altersklassen über alle Mortalitätsursachen ist, können daraus alters- und geschlechtsspezifische Mortalitätsraten abgeleitet werden. Trotz des Risikos einer Verschiebung in der Altersstruktur und damit einer Ungenauigkeit der daraus ermittelten Mortalitätsraten kam diese Methode zur Anwendung.

Auf ähnlichem Weg erfolgte die Berechnung der Raten für das Freiwerden von Territorien im UG1.

3.3 Reproduktion

3.3.1 Reproduktionsbiologische Analysen

Zur Erfassung des Reproduktionsstatus von **Totfunden** wurden bei den Rüden die Hoden und bei den Fähen die Zitzen und der gesamte Uterus (hier Gelbkörper in Ovarien, Blastocysten, Uterusnarben) untersucht und vermessen.

Totfund-Rüden

Da sich die Hodengröße und -masse mit dem Geschlechtszyklus verändert, erfolgte eine Dokumentation der Hodenmaße und -massen. Die Längen- und Breitenmaße (0,1 mm genau) wurden am lebenden Tier oder am noch nicht abgebalgten Totfund von außen (**Hodenaußenmaße**, Abb. 14), bei den toten Mardern nach dem Herauslösen aus der Tunica testes (**Hodeninnenmaße**) erhoben. Die Bestimmung der Masse der herausgelösten Hoden inklusive Nebenhoden (mit 1 mg Genauigkeit) richtete sich nach KRÜGER (1995) sowie BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a). Ein Abstrich aus beiden Hoden und Nebenhoden diente dem mikroskopischen Nachweis von Spermien. Hierbei wurde unterschieden, ob keine, einzelne oder viele Spermien gefunden werden konnten. Abweichend von Vorgaben zum Steinmarder (MADSEN & RASMUSSEN 1985, HESSE 1987) wurden drei Kategorien (Fehlen von Spermien, Vorkommen einzelner bzw. zahlreicher Spermien) unterschieden, um die beginnende Spermiogenese (einzelne Spermien) von der der reproduktiv aktiven Phase (zahlreiche Spermien) zu differenzieren. Basierend auf dem Zusammenhang zwischen Hodengröße bzw. -masse und dem Spermavorkommen beim Steinmarder (HESSE 1987) wurde auch hier dieser Zusammenhang beim Baummarder trotz der geringen Datenbasis ausgewertet.



Abb. 14: Hodenentwicklung am Bsp. von ZR7 und Messstrecken der Hodenaußenmaße.

Totfund-Fähen

Bei allen lebenden und toten Fähen wurden Länge und Breite aller 4 vorhandenen Zitzen vermessen (1 mm genau). Außerdem wurde erfasst, ob und wie viele Zitzen angesaugt waren. Während der Sektion wurde der weibliche Genitaltrakt herauspräpariert und von anhängendem Fettgewebe befreit. Anschließend erfolgte in Anlehnung an KRÜGER (1995) die Vermessung der Uterusastlängen und –breiten mit einem Messschieber (Genauigkeit: 0,1 mm, Abb. 15). Das Tiefrieren zur Konservierung der Proben verhinderte teilweise eine sichere Unterscheidung der beiden Uterusschenkel. Unter diesen Umständen erfolgte keine getrennte Aufarbeitung und Auswertung (wie von KRÜGER 1995 durchgeführt) der beiden Seiten.

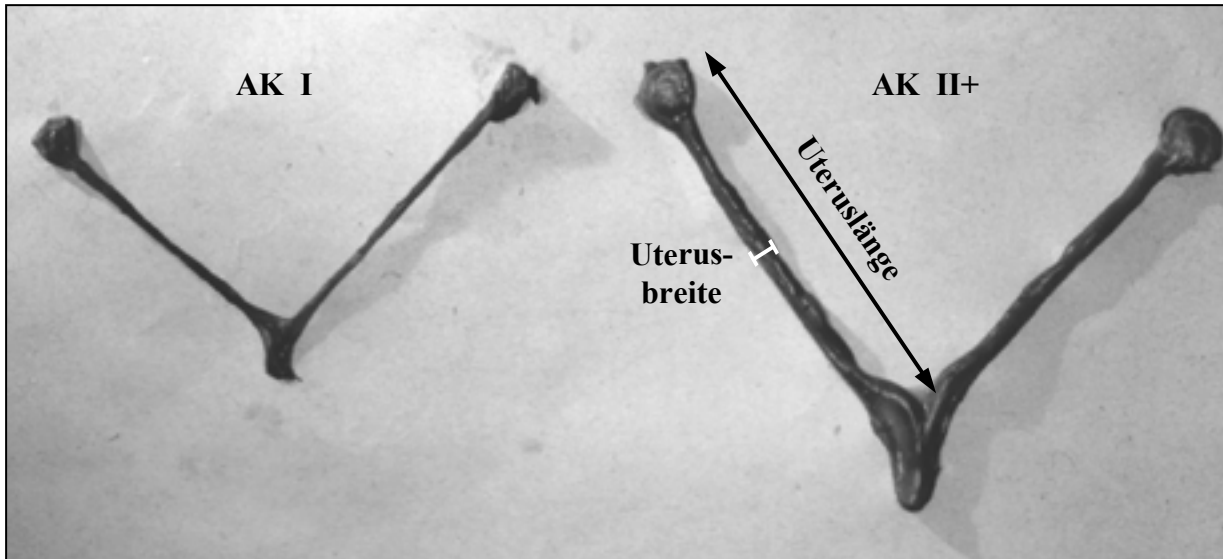


Abb. 15: Uterus von einer noch nicht geschlechtsreifen (AKI) und einer geschlechtsreifen Fähe (AKII+) inkl. der Messstrecken.

Nach dem Herauslösen der Ovarien aus den Ovarialbursen mittels einer spitzen Schere wurden Ovarlänge und –breite mit gleicher Genauigkeit bestimmt. Außerdem wurden die Ovarien auf 1 mg genau gewogen und dann für spätere Schnitte in 4%igem Formalin fixiert. Um die Gelbkörper zu zählen, wurden die Ovarien auf einem Gefriermikrotom (am Institut für Forstnutzung, Tharandt) mit 50-60 µm Dicke fortlaufend geschnitten (Abb. 16c&d).

Die frei im Uteruslumen flottierenden Blastocysten wurden durch Injektion von 10 ml Wasser in das Uterushorn unterhalb des Ovars her ausgespült und unter einem Binokular ausgezählt (KRÜGER 1995, BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000a). Zuvor wurden die beiden Uterushörner durch einen sagittalen Schnitt voneinander getrennt. Wie bei KRÜGER (1995) beschrieben, erwies es sich als günstig, wenn der Uterus vor dem Spülen mehrere Stunden im Wasser lag. Die meisten der durchscheinend wirkenden Blastocysten waren stark deformiert, konnten jedoch eindeutig bestimmt werden (Abb. 16a&b).

Danach wurde der Uterus längs aufgeschnitten, unter dem Binokular auf Vorkommen und Anzahl von Uterusnarben oder Embryonen untersucht. Es konnten nur Uterusnarben gefunden werden, so dass auf die Methodenbeschreibung der vorgesehenen Vermessung der Embryonen verzichtet wird. Nach HESSE (1987) sind Uterusnarben beim Steinmarder mehrere Monate gut sichtbar. Laut KRÜGER (1995) sind sie bei beiden *Martes*-Arten nach acht Monaten jedoch nur noch schwer auszählbar.

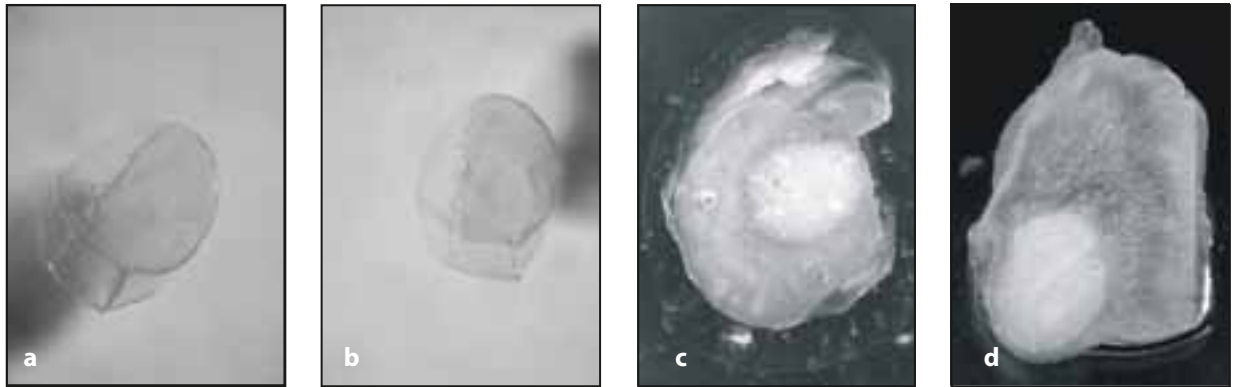


Abb. 16: Blastozysten (a & b) und Gelbkörper im Ovar (c & d) von Baummardern.

Daten von lebenden Freiland- und Gehegetieren

Von Baummarderzüchtern in Deutschland (Tab. 15) wurden Daten zu Ranz, Wurfdatum, Anzahl und Geschlechterverteilung der Welpen gesammelt. Des Weiteren stellten Dr. S. Broekhuizen und Ing. G. Müskens wertvolle Freilanddaten zur Reproduktion des Baummarders in den Niederlanden zur Verfügung.

Neben der Videoüberwachung (vgl. Kap. 3.3.2) erfolgte an allen Wurfhöhlen die Erfassung, von Baumart, Typ und Höhe des Verstecks. Die Nutzung der Verstecke einschließlich gelegentlich vorkommender Wechsel wurde in der Phase der Jungenaufzucht täglich dokumentiert. Hierbei wurde zwischen „Wurfplatz/-versteck“ (Geburtsort), „Welpenversteck“ (späteres Aufzuchtversteck) und dem normalen, von der Welpenaufzucht losgelösten „Schlafplatz“ unterschieden.

Die Welpen wurden im Alter von 4-5 Wochen in den Wurfhöhlen kontrolliert. Sofort nachdem die telemetrisch überwachten Fähen das Versteck verließen (damit möglichst lange Zeit bis zur Rückkehr und damit zum Verfliegen der menschlichen Witterung blieb), wurden mit Hilfe von Alu-Leitern (bis zu 14 m Länge, wenn nötig in Kombination mit Zapfenpflückersteigeisen) Zahl und Geschlecht der Welpen erfasst. Das Geschlechterverhältnis wird in der gesamten Arbeit grundsätzlich als ♂♂:♀♀ angegeben. Hierbei wurde zwischen dem primären (vor der Geburt) und dem sekundären (bei der Geburt) unterschieden. Das tertiäre Geschlechterverhältnis beschreibt die Verteilung der geschlechtsreifen Tiere in der Population. Ein Foto der Kehlmarken diente der individuellen Wiedererkennung (Abb. 6 links). Weiterhin wurden z.B. Informationen zu Wurfhöhle, Beuteresten und Parasiten gesammelt.

Die Kontrollen wurden erst 1997 nach umfangreichen Beobachtungen zum Verhalten führender Fähen bei Störungen begonnen. Es zeigte sich keine Beeinträchtigung der Versorgung der Jungen. Nur eine Fähe (ZF16) wechselte nach der Kontrolle mit ihren Welpen das Versteck. Alle anderen kehrten morgens zurück und zeigten kein verändertes Verhalten.

3.3.2 Dokumentation der Welpenaufzucht durch Videoüberwachung

Videoüberwachungsanlagen (Abb. 17, Zeitraffervideorekorder: Panasonic AG-1070DC, 12 V; Schwarz-Weiß-Kameramodul mit Zoomobjektiv: Panasonic WV-BP122E; selbstgebauter Infrarotscheinwerfer: 100 IR-Dioden, 880 nm) dienten 1996-1998 an Wurfverstecken zur Dokumentation der Welpenaufzucht außerhalb der Verstecke. Der Aufbau der Videotechnik erfolgte bei den ersten Hinweisen auf die Geburt der Jungtiere. Diese Anlage wurde mit zwei Autobatterien (12 V, je 55 Ah) betrieben.

Die in einem Wetterschutzgehäuse untergebrachte Kamera befand sich ca. 10 (- max. 15) m entfernt vom Versteck. Der Rekorder und die zur Stromversorgung notwendigen Batterien waren in einiger Entfernung (ca. 100 m) in Plastikboxen im Boden versteckt eingelassen, um die Störung während des täglichen Batterie- und Kassettenwechsels zu minimieren. Die Aufnahmen erfolgten im Zeitrafferverfahren (24 h auf 3 h komprimiert). Das Verlassen sowie die Wiederkehr der Fähe zum Versteck und damit ihre An- und Abwesenheit wurden vollständig erfasst. Außerdem wurden das Zutragen von Futter und sonstige Ereignisse außerhalb der Höhle (z.B. Harnen, Koten, Sonnen, Putzen, Wegtragen der Welpen, Angriffe auf Fähe) registriert.

3.3.3 Lösungsanalysen an dismigrierenden Baummardern

NITZE (1998) führte am Beginn des Projekts (1993-1995) umfangreiche, nahrungsökologische Analysen zu drei intensiv telemetrierten, etablierten Baummardern (ZF3, ZF6, ZR7) durch. Dadurch liegen umfassende Informa-

tionen zur Ernährung des Baummarders aus dem UG1 vor, so dass im Rahmen dieser Arbeit keine weiteren Untersuchungen zur Nahrungsökologie von revierbesitzenden Baummardern durchgeführt wurden. Zur Interpretation der Raumnutzung revierloser Tiere wurden exemplarisch Lösungsanalysen eines revierlosen Rüden (ZR13) durchgeführt. Dazu standen von November 1995 bis Januar 1996 insgesamt 87 Kotproben aus seinem Hauptversteck in einer freistehenden Eiche (vgl. Kap. 4.3.5) zur Verfügung.



Abb. 17: Kamera mit Infrarotscheinwerfer (c) und Zeitraffer-Rekorder (b) an einer Wurfhöhle (a) von Baummarderfähe ZF16. (Der Pfeil markiert den Standort der Kamera und der Rahmen den Bildausschnitt.)

Die Aufbereitung der Proben und die Determination der Nahrungskomponenten erfolgten nach SKIRNISSON (1986) und NITZE (1998). Die Lösung wurde getrocknet, ihr Volumen mittels Wasserverdrängung bestimmt und die Volumenanteile der verschiedenen Nahrungskomponenten geschätzt. Abgesehen von den Volumenanteilen (Vol) wurde auch die Auftretensfrequenz (Freq) der unterschiedlichen Komponenten sowie die Stückzahl gefressener Beuteobjekte ermittelt (s.a. NITZE 1998).

3.4 Datenerhebung zur Populationsstruktur und -dynamik

3.4.1 Sektion von Totfunden

Alle Kadaver lagerten bis zur Sektion tiefgefroren bei -18°C . Alle Tiere wurden gewogen, vermessen (Totfunde der Präparatoren durch die Präparatoren) und sezziert. Die Zuordnung zu den Geschlechtern erfolgte anhand der äußeren Geschlechtsorgane. Fehlten diese, wie beispielsweise bei einigen abgebalgten Kernen, diente das Vorhandensein des weiblichen Geschlechtstraktes als Merkmal. Als Standardmaße wurden Körpermasse (M), Kopf-Rumpf-Länge (KR), Schwanzlänge (Schw), Hinterfußlänge (Hf) und Ohrlänge (O) entsprechend den Anleitungen von NIETHAMMER & KRAPP (1978) erhoben.

Folgende Proben wurden gesichert: Schädel, Penisknochen (Baculum), Magen, Uterus bzw. Hoden. Alle Proben lagerten bis zur weiteren Aufarbeitung tiefgefroren. Die Präparation von Schädel und Baculum erfolgte durch Abkochen, Entfleischen und Bleichen mit H_2O_2 . Vor dem Bleichen wurde für die Altersbestimmung der rechte obere und untere Caninus gezogen. Fehlten diese oder waren sie beschädigt, dienten die entsprechenden Zähne des linken Kiefers als Ersatz, da der Schluss der Pulpahöhle wie auch die Zementanlagerung bei beschädigten Zähnen nicht normal verläuft (KRÜGER 1995).

3.4.2 Altersbestimmung

Zur Altersbestimmung der Baummarder ($n = 135$) wurden drei etablierte Methoden verwendet: Relative Pulpaweite, Zahnzementlinien und Baculummasse (KRÜGER 1995). Als Ergänzung, besonders bei den lebenden Mardern, wo Zahnschnitte und das Wiegen des Baculum nicht möglich waren, wurde die Zahnabnutzung, insbesondere der Incisivi (Abb. 22) sowie Hinweise vom Haarwechsel (fehlende Winterhaarreste bei Jungtieren, s. ZR7 in Abb. 14) herangezogen.

Die Einstufung in eine Altersklasse resultierte aus den Ergebnissen aller Methoden. Die Zahl der zugeordneten Altersklasse (I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X) entsprach dem Lebensjahr, in welchem sich die Baummarder zum Erfassungszeitpunkt befanden (z.B.: AKI = 1.-12. Monat, KRÜGER 1995). Zur Verifizierung der Einstufung erfolgte in Anlehnung an BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) eine Bewertung der körperlichen und geschlechtlichen Entwicklung. Danach galten Baummarder bis zum Erreichen:

- der vollen Körpergröße im ersten Lebensjahr (August) als *juvenil*,
- der Geschlechtsreife am Anfang des zweiten Lebensjahres als *subadult* (September-März).

Als *adult* galten sie ab April des zweiten Lebensjahres, also mit 13 Monaten.

Bei weiterführenden Auswertungen (z.B. Reproduktion) erfolgte bei zu geringen Datenmengen pro Altersklasse eine Zusammenfassung, besonders im höheren Alter, bei der die niedrigste Altersklasse mit einem „Plus“ versehen wurde. Zum Beispiel AKII+ bedeutet, dass die AKII und allen höheren Altersklassen zusammengefasst wurde.

Relative Pulpaweite



Abb. 18:
Anfertigung eines Röntgenbildes von unteren Canini eines nar-
kotisierten Baummarders beim Zahnarzt.

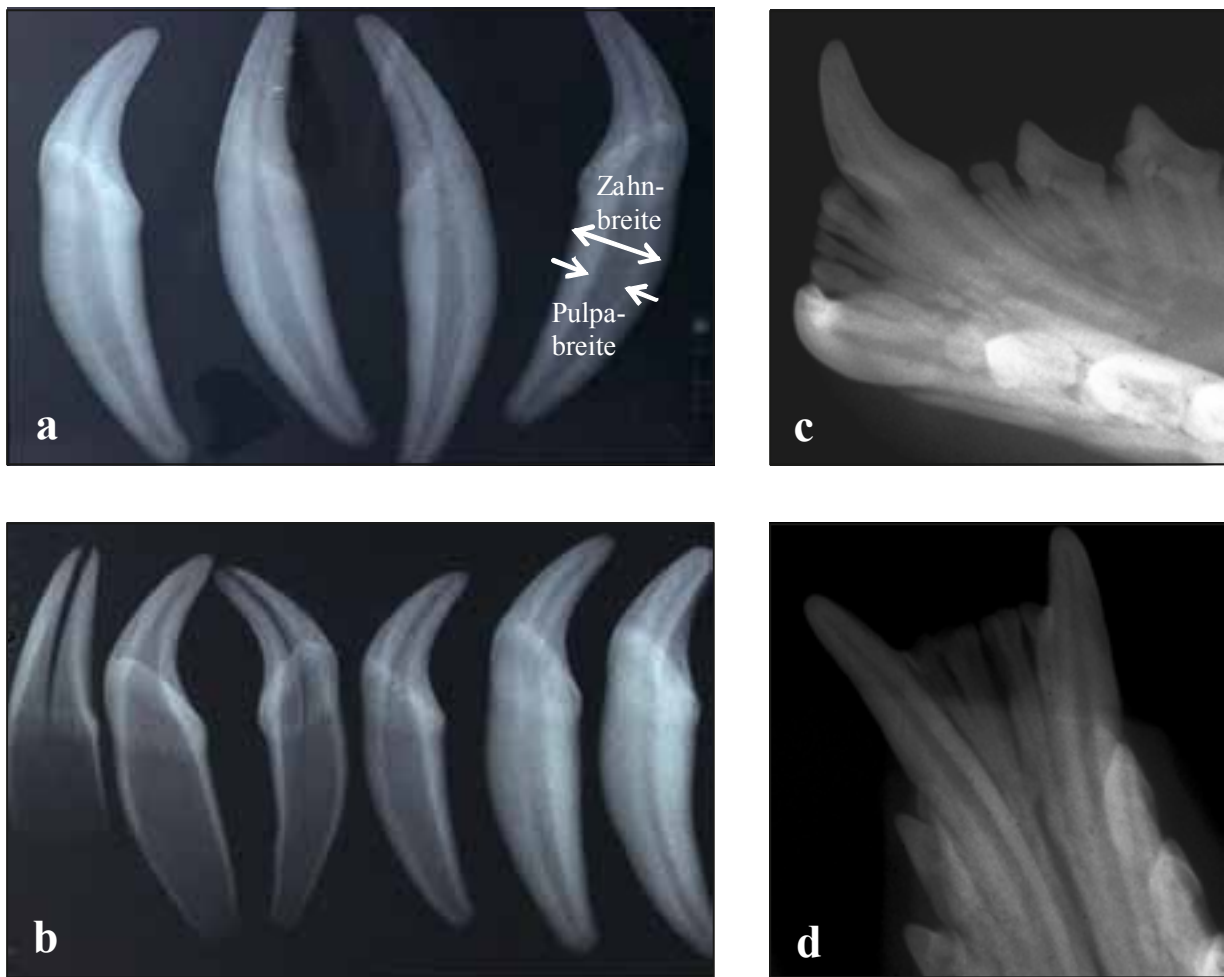


Abb. 19: Röntgenaufnahmen von Canini.
a) alle 4 Canini von ZR7 inkl. Messstrecken (Zahnbreite, Pulpabreite)
b) Verringerung der Pulpahöhlenbreite infolge von Dentinanlagerung
c & d) Aufnahmen von unteren Canini lebender Tiere

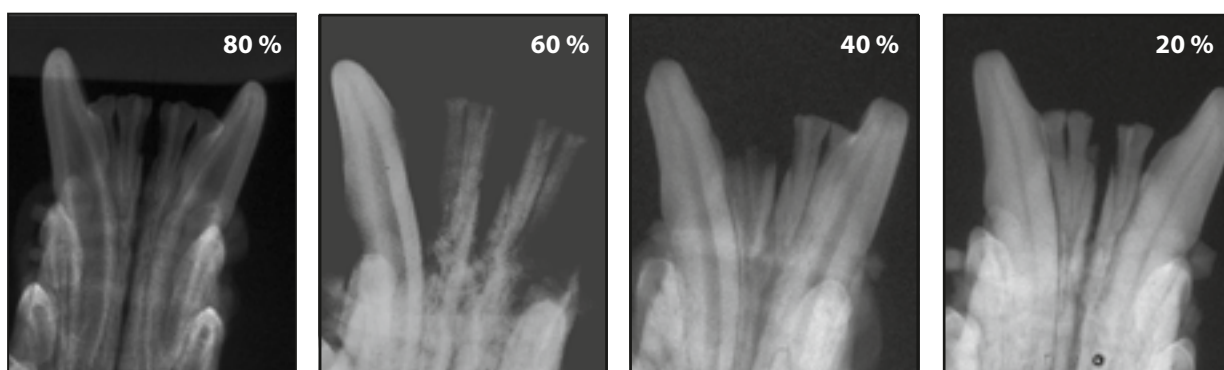


Abb. 20: Verschiedene Pulpahöhlenbreiten in unteren Canini am lebenden Tier.

Im Verlauf der Zahnentwicklung von Tieren lagert sich kontinuierlich Dentin im Inneren des Zahnes an, so dass sich die Pulpa (Zahnhöhle) immer weiter schließt. Bei den meisten Musteliden geschieht dies - nach KRÜGER (1995) - bereits während der ersten 12 Monate durch die auffallend starke Einlagerung von Dentin. Dadurch sind Juvenile/Subadulte eindeutig von Adulten zu unterscheiden (DIX & STRICKLAND 1986a&b, KRÜGER 1995). Die entnommenen Canini aller toten Baummarder wurden auf Karton aufgeklebt und in der Röntgenpraxis von Frau Dr. R. Ostwald (Dresden) geröntgt. Auf einem Leuchttisch erfolgte das Vermessen der Zahnlänge, der Zahnbreite an der breitesten Stelle und der Pulpahöhlenbreite an der breitesten Stelle der Pulpa (Abb. 19). Die

relative Pulpahöhlenweite resultierte aus den ermittelten Werten der Zahn- und Pulpahöhlenbreite. Waren beide Canini pro Tier vermessbar, wurde der Mittelwert weiterverwendet. Wie in Abb. 19a ersichtlich, unterscheiden sich die 4 Pulpahöhlenweiten eines Baummarders fast nicht. Bei den vermessenen Canini im Ober- und Unterkiefer jeweils eines Tieres gab es maximale Abweichungen von 2-3 %, so dass es unbedeutend ist, ob ein oberer oder ein unterer Caninus verwendet wird.

Bei lebenden, narkotisierten Mardern erfolgte das Röntgen der Canini frontal im Unterkiefer (HELLDIN 1997) in der Zahnarztpraxis von Frau C. Gast in Zarrentin (Abb. 18, Abb. 20). An einigen repräsentativen Schädeln wurden die Werte von entnommenen, in Seitenansicht aufgeklebten Canini (Methode bei Toten) mit denen von frontal im Unterkiefer geröntgten Canini (Methode bei Lebenden) verglichen. Es ergaben sich lediglich Unterschiede von 2-3 %, die innerhalb der individuellen Variationsbreite lagen, so dass die Ergebnisse beide Methoden zur Ermittlung der Pulpahöhlenweite vergleichbar sind.

Zahnzementlinien

Die Altersschätzung mittels Auszählen von Zahnzementlinien zählt mittlerweile zu den Standardmethoden, vor allem bei größeren Säugetieren wie Schalenwild und Raubsäugern (GRUE & JENSEN, 1979, ANSORGE 1995, KLEVEZAL 1996). Sie basiert auf der Anlagerung von Zahnzement an der Außenseite der Zahnwurzel. Dieser Prozess verläuft nicht kontinuierlich, sondern zyklisch entsprechend dem saisonal unterschiedlichen Stoffwechsel. Auch beim Baummarder wurde diese Methode von KRÜGER (1995) und MARCHESI (1989) erfolgreich angewandt. Entgegen den anderen Methoden ermöglicht sie auch eine Stratifizierung zwischen den höheren Altersklassen. Das Zahnzementlinienverfahren wurde bei Baummardern angewandt, die anhand von Pulpahöhlenweite und Baculummasse nicht zur AKI gehörten.

Mit einem Niedertourenpräzisionstrennschleifer erfolgten mehrere longitudinale Schnitte von 60 µm Dicke. Die Schnitte (2-3 pro Tier) wurden in Xylol gespült und mit künstlichem Kanadabalsam auf einem Objektträger aufgetragen. Das Auszählen der Ringe erfolgte unter einem Binokular mit 25-40facher Vergrößerung unter Verwendung einer seitlich angeordneten Kaltlichtquelle. Zur Absicherung der Ergebnisse wertete parallel nochmals Prof. Dr. H. Ansorge (Senckenberg Museum Görlitz) als erfahrener Gutachter die Schnitte aus. Beim Auszählen der Unterbrechungslinien muss darauf geachtet werden, dass die in Abb. 21 deutlich erkennbare Trennlinie zwischen dem Zahnzement und dem Dentin nicht fälschlicherweise mitgezählt wird.

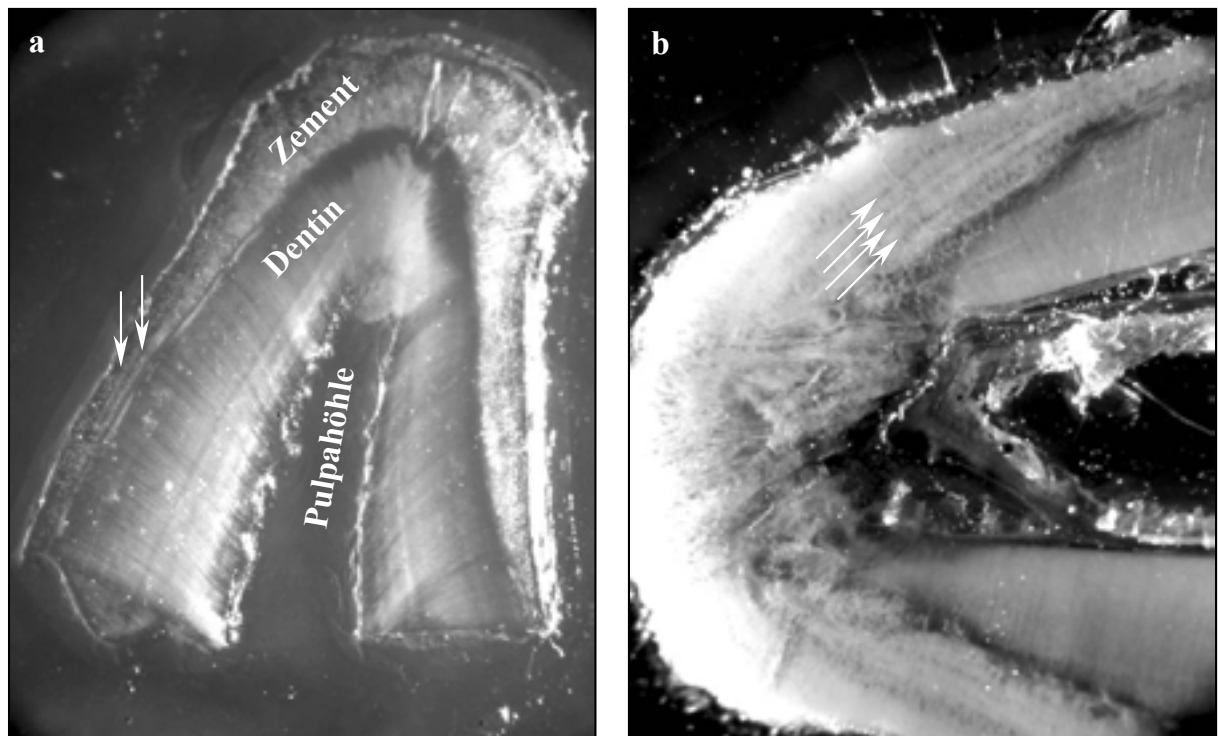


Abb. 21: Zahnschnitte durch 2 Caniniwurzeln mit 2 (a) und 4 (b, siehe Pfeile) Unterbrechungslinien.

Zahnabnutzung

Die Zahnabnutzung ist besonders in der älteren Literatur eine der häufigsten Methoden zur Altersbestimmung und wurde von RÖTTCHER (1965), STUBBE (1968, 1989), HABERMEHL (1985) und KRÜGER (1995) auch an Mardern verwendet. HESSE (1987) stellte für Steinmarder sowie KRÜGER (1995) für Stein- und Baummarder heraus, dass die Genauigkeit dieser Methode für eine sichere Altersschätzung nicht ausreicht. Aus diesem Grund diente sie bei den Totfunden auch nur zur Ergänzung.

Von allen telemetrierten Mardern wurde bei jeder Narkose der Erst- und Wiederfänge ein Foto der Schneidezahnfront angefertigt (Abb. 22). Am lebenden Tier ist die Begutachtung von Prämolaren und Molaren nur sehr eingeschränkt möglich. Durch die zusätzliche Altersbestimmung einiger Baummarder mittels Pulpahöhlenweite und Zahnschnitt (nach dem Verenden) liegt die dokumentierte Zahnabnutzung altersbekannter Tiere vor. Diese für die Altersschätzung der lebenden Marder wichtige Methode wurde bei allen besenderten Tieren angewandt und es erfolgte eine Einstufung in eine Spanne von drei Jahren, wobei mit dem mittleren Jahr (Alter) weitergearbeitet wurde.

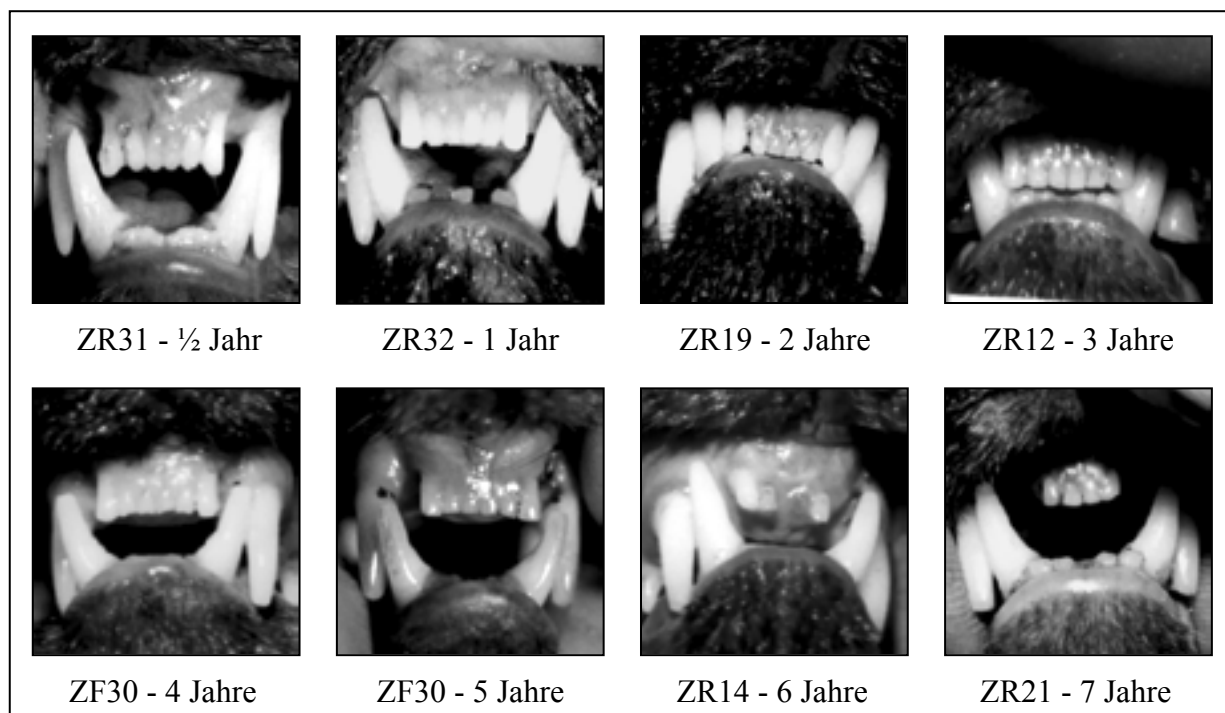


Abb. 22: Zahnabnutzung der oberen Incisivi telemetriertes, z.T. altersbekannter Baummarder.

Baculummasse

Die Masse der Penisknochen nimmt bei einheimischen Musteliden nach HARTUNG (1980) im Verlauf des Lebens weiter zu, so dass zumindest eine eindeutige Unterscheidung von Jungtieren und adulten Tieren möglich ist. WENZEL (1974), HABERMEHL (1985) und ZSCHILLE et al. (2004) stellten beim Amerikanischen Nerz (*Mustela vison*) fest, dass auch im höheren Alter noch eine Unterscheidung anhand der Baculummasse möglich ist. Bei Vertretern der Caniden wie Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*; KAUFALA & HELLE 1990) und Fuchs (HARRIS 1978) ist die Abgrenzung juveniler Rüden gegenüber älteren nur bis zum Alter von 6 Monaten sicher möglich.

Für Baummarder bestätigten KRÜGER (1995) und BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) lediglich die Möglichkeit der sicheren Unterscheidung von subadulten und adulten Mardern. Die über einen längeren Zeitraum luftgetrockneten Penisknochen wurden hierfür auf 1 mg genau gewogen.

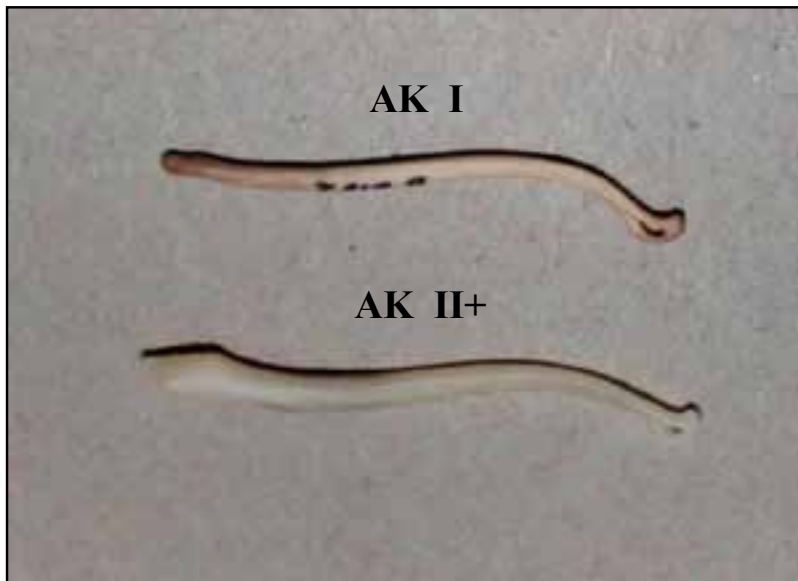


Abb. 23: Bacula von Baumardern unterschiedlicher Altersklassen.

3.4.3 Ermittlung der Populationsdichten und Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

In der Verbreitungskarte für Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 71) wurde die Verteilung aller Baumardertotfunde und der eigenen Beobachtungen, Lebendfänge und Telemetriedaten dargestellt. Messtischblätter (MTB) ohne Nachweise wurden, wenn möglich, durch Daten aus STUBBE & EBERSBACH (1994) ergänzt.

Auf Grundlage der Telemetrieergebnisse im UG1 erfolgte eine Berechnung des Baumarderfrühjahrsbestandes mit zwei unterschiedlichen methodischen Ansätzen:

Einerseits wurde der ermittelte Bestand an revierbesitzenden Individuen zur besiedelbaren Waldfläche (>10 ha) bzw. der Gesamtfläche des UG1 in Relation gesetzt.

Andererseits wurden die etwas größeren Fähenaktionsräume als Bezugsgröße verwendet und als Raumbedarf pro Revierbesitzer angenommen. Entsprechend der intrasexuellen Territorialität leben auf gleicher Fläche jeweils ein Rüde und eine Fähe, so dass bei der Berechnung der Populationsdichte von einem Individuum pro Hälfte der Bezugsaktionsraumgröße ausgegangen wurde.

Im Anschluss erfolgten ein Vergleich der Ergebnisse beider Ansätze und eine grobe Hochrechnung für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern.

3.4.4 Modellierung der Altersstruktur

Trotz möglicher Fehlerbehaftung wurde eine **Modellierung** der Altersstruktur der lebenden Population im UG1 versucht. Die alters- und geschlechtsspezifischen Überlebens- und Mortalitätsraten basierten auf der Alterspyramide der Totfunde. Aus diesen und dem im UG1 ermittelten sekundären Geschlechterverhältnis (nach der Geburt) wurde der Anteil jeder Altersklasse der lebenden Population bestimmt (ODUM 1980, ANSORGE et al. 1997, GOSSOW 1999). Da Baumardertotfunde erst ab dem Erreichen der Selbständigkeit zu finden sind, erfolgte die Berechnung nur mit selbständigen Individuen (ab 01.08.), so dass die Modelle nicht den Teil der unselbständigen Jungtiere in der Population enthält. Die AKI repräsentiert also nur die Tiere im ersten Lebensjahr, die mindestens diesen Zeitpunkt überlebt haben. Nur diese Exemplare treten als Verkehrsoffer, Jagdbeute oder Lebendfang in wissenschaftlichen Studien in Erscheinung.

Für die Erstellung eines **ersten Modells** diente das im UG1 ermittelte sekundäre Geschlechterverhältnis von 3 : 1 als Grundlage. Wie bei GOSSOW (1999) beschrieben, wurden zur Vermeidung von Dezimalstellen 1000 Baumardertewelpen (750 ♂♂ & 250 ♀♀) als Ausgangsbasis angesetzt. Hiervon konnte nach Geschlechtern getrennt der in der jeweiligen Altersklasse (AK) verendete Anteil subtrahiert werden, so dass in der nächst höheren AK der überlebende Teil der Population dargestellt wurde. Diese Berechnung erfolgte, bis in der höchsten Altersklasse die letzten Exemplare gestorben sind.

Da das Geschlechterverhältnis der Revierbesitzer im ersten Modell zu stark zugunsten der Männchen verschoben war, wurde in einem **zweiten Modellierschritt** das sekundäre Eingangsgeschlechterverhältnis so in

Richtung Weibchen verändert, bis das modellierte GV der Revierinhaber mit dem im UG1 ermittelten übereinstimmte.

Zusätzlich wurde zur Kontrolle eine **dritte Modellierung** der Populationsstruktur bei einem sekundären GV von 1:1 durchgeführt, wie es für den Normalfall angenommen wird (PFLUMM 1996).

Um Populationsparameter wie Altersverteilung, altersspezifische Überlebens- und Sterberaten mit anderen Untersuchungen vergleichen zu können, wurde zusätzlich eine standardisierte **Lebenstafel** (über beide Geschlechter zusammengefasst ODUM 1980, ANSORGE et al. 1997, GOSSOW 1999) erstellt.

3.5 Datenauswertung und Statistik

Prüfung auf Normalverteilung und Mittelwertberechnung

Zur Prüfung auf Normalverteilung der Stichproben diente der **Shapiro-Wilk-W-Test**, der im Gegensatz zum Kolmogorov-Smirnov-Test auch bei nicht ganzzahligen Daten anwendbar ist (SACHS 1997). Bei normalverteilten Grundgesamtheiten dient als Mittelwert das arithmetische Mittel. Bei nicht normalverteilten wird der Median favorisiert (SACHS 1997, HOHMANN 1998, MICHLER 2003). Da viele publizierte Untersuchungen am Baummarder beispielsweise zu Aktionsraumgrößen (Tab. 22), Reproduktion (vgl. Kap. 5.4) und Mortalität (vgl. Kap. 5.3) grundsätzlich auf dem **arithmetischen Mittel** ($\bar{x}$) basieren, wurde auch in der vorliegenden Studie für Vergleichszwecke der Mittelwert errechnet.

Ermittlung signifikanter Unterschiede der Raumnutzungsdaten

Signifikanzen zwischen den Ergebnissen der Aktionsraumbestimmung mit verschiedenen Berechnungsmethoden basierten auf dem **Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest** (SACHS 1997, KÖHLER et al. 2002). Im Gegensatz zum Fishers-Randomisationstest eignet er sich für gepaarte Stichproben ohne Normalverteilung. Da zumindest ein Teil der Datenmengen nicht normalverteilt war, diente der **Mann-Witney-U-Test** (SACHS 1997, KÖHLER et al. 2002) zum Vergleich der Mittelwerte zweier ungepaarter Stichproben (z.B. geschlechtsspezifische Aktionsraumgrößen, Wurfgrößen von Fähen unterschiedlichen Alters). Zur Überprüfung des Geschlechterverhältnisses kam entsprechend den nominalskalierten Daten der **χ^2 -Anpassungstest** zum Einsatz (BEKETOV & KASHTANOV 2002, KÖHLER et al. 2002).

Landnutzungsstruktur als Steuergröße der Baummarderdichte

Um einen Zusammenhang zwischen Baummarderdichte und der Habitatstruktur der einzelnen, räumlich getrennten Waldgebiete (des UG1, Abb. 70) zu überprüfen, kamen landesweit verfügbare Daten der CIR-Luftbildkartierung (vgl. Kap. 3.1.6) und der Forsteinrichtung zum Einsatz. Die waldgebietsspezifische Baummarderdichte errechnete sich aus der Anzahl siedelnder, etablierter Tiere und der Waldgröße. Eine Überprüfung auf signifikante Beziehungen erfolgte mit Hilfe der **Spearman-Rangkorrelation**, da sie keine linearen Zusammenhänge und keine direkt gemessenen Daten voraussetzt (KÖHLER et al. 2002). Eine multiple lineare Regression wurde nicht durchgeführt. Dazu war die Stichprobe zu gering und die einzelnen Prüfgrößen nicht vollkommen unabhängig.

Mindeststichprobengröße

Um für Bestandeshochrechnungen aus Aktionsraumgrößen eine repräsentative Stichprobe verwenden zu können, wurde nach der Faustformel von MÜHLENBERG (1993) für die gefundene Streuung der Aktionsraumdaten im UG1 eine Mindeststichprobengröße berechnet.

4 ERGEBNISSE

4.1 Raum-Zeit-Muster etablierter Baummarder

4.1.1 Methodenevaluierung zur Ermittlung repräsentativer Aktionsräume

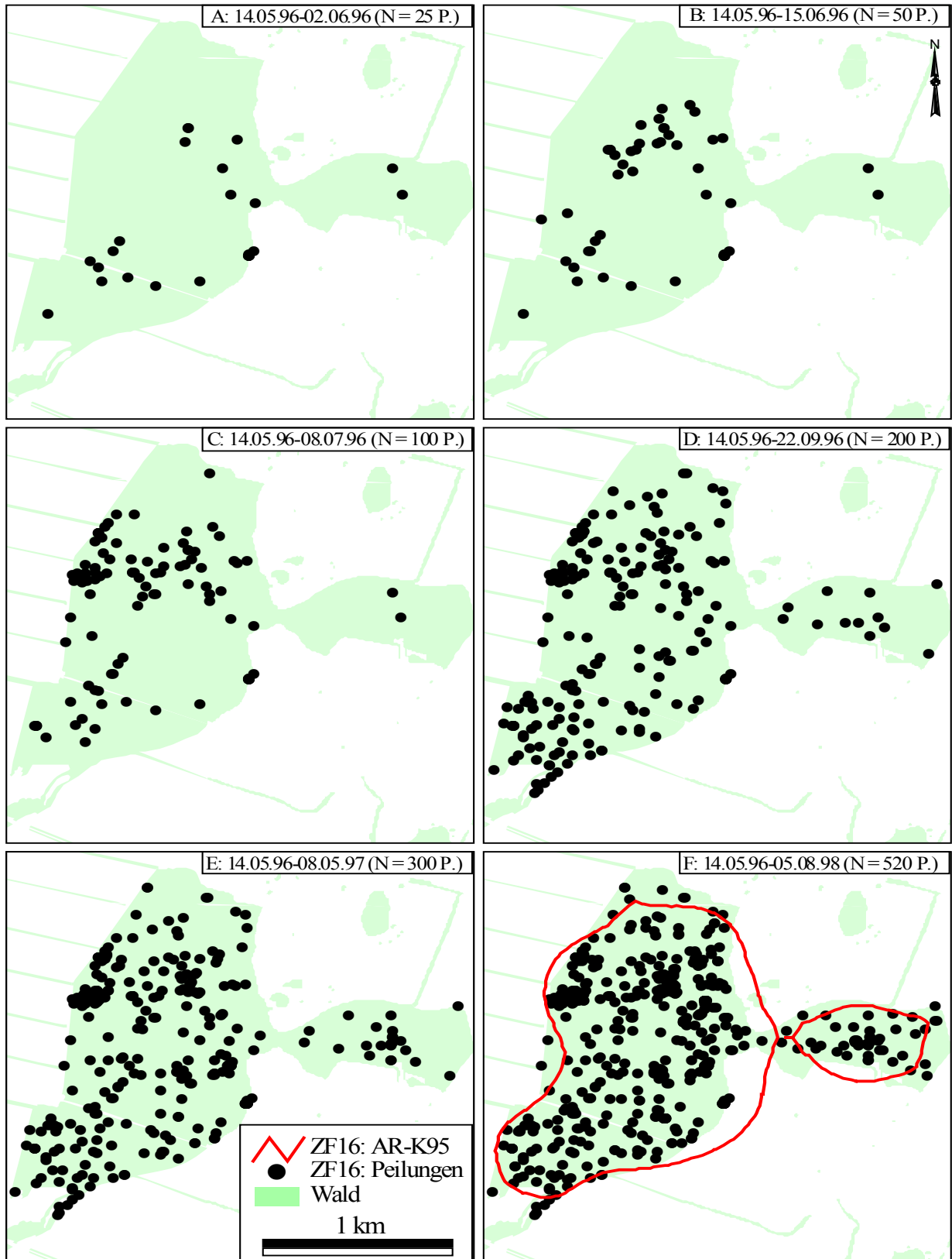


Abb. 24: Visualisierung der Abhängigkeit der Raumnutzung des Baummarders von der Anzahl an Peilungen durch Verlängerung des Beobachtungszeitraumes im UG1 (Beispiel: Fähe ZF16).

Wie das Beispiel der Fähe ZF16 belegt (Abb. 24a–f), hängt die visualisierte Raumnutzung des Baummarders von der Anzahl der Peilungen ab. Zwar war bereits mit wenigen Peilungen ($n = 25$, Abb. 24a; $n = 50$ Abb. 24b) die waldbezogene Raumnutzung des Baummarders erkennbar. Bedingt durch das intrasexuelle Territorialsystem sah man außerdem bei allen Individuen im UG1 bereits nach wenigen Ortungen, ob durch ein Tier der gesamte Wald oder nur ein Teil bewohnt war. Erst mit der Erhöhung der Anzahl an Lokalisationen durch die Ausdehnung des Beobachtungszeitraums gelang der Nachweis, der für Baummarder im UG1 typischen Nutzung der gesamten bewaldeten Fläche bis zum Waldrand (Abb. 24f).

Voraussetzung für die Abbildung realitätsnaher Raumnutzungsmuster ist deshalb die Erfassung stabiler Aktionsräume, denn nur solche gingen in die weiteren Analysen ein (Kap. 3.1.6). Sie erfordert eine Mindestanzahl an telemetrischen Lokalisationen. Hinsichtlich der notwendigen Mindestanzahl an Peilungen zur Errechnung stabiler Aktionsräume stimmten Kernel95-Verfahren (K95) und Minimum-Convex-Polygon-Methode (MCP100) weitgehend überein. (Abb. 25). Eine höhere Mindestanzahl an Peilungen erforderte das Concav-Polygon-Verfahren (CP03). Offenkundig wurden darüber hinaus geschlechtsspezifische Unterschiede in der erforderlichen Stichprobengröße. Bei allen Baummarderrüden im UG1 lagen für alle drei Berechnungsmethoden die Werte hauptsächlich zwischen 10 und 50 Lokalisationen (Abb. 25). Die beiden extrem hohen Werte wurden beim gleichen Männchen bei der Methode des Kernel95 und dem Concav-Polygon03 ermittelt. Nur selten ($n = 7$) waren mehr Peilungen nötig. Bei den Rüden setzte die Concav-Polygon-Methode mit einer Mindestanzahl von durchschnittlich 40 Ortungen eine deutlich höhere Stichprobengröße voraus als Kernel95 (25 Lokalisationen) und MCP100 (24 Lokalisationen).

Bei den **Fähen** reichten für die meisten Berechnungen des K95- und MCP100-Aktionsraums 50–60 Lokalisationen aus. Lediglich bei der CP03-Methode setzten stabile Aktionsräume, analog zu den Rüden, eine höhere Peilungszahl voraus. Alle höheren Werte wurden bei junggeführten oder bei sich gerade etablierenden Fähen ermittelt.

Unabhängig von der Berechnungsmethode scheinen im Untersuchungsgebiet somit für die Ermittlung stabiler Rüdenaktionsräume 50 (–60) Lokalisationen, für die Ermittlung stabiler Fähenaktionsräume 70 Lokalisationen auszureichen. Abweichende Anforderungen an die Mindeststichprobengröße gelten sicherlich für die Erfassung der Raumnutzung während der (kalten) Wintermonate, der Zeit der Jungenversorgung und der Etablierungsphase.

Von großer Bedeutung für eine realitätsnahe Abgrenzung der Aktionsräume erwies sich bei den drei Verfahren die Landschaftsstruktur. Bei der Darstellung der Ergebnisse unterschiedlicher Aktionsraumberechnungsmethoden am Beispiel der Baummarderfähe ZF16 in Abb. 26 werden bereits Probleme und Ungenauigkeiten einiger Methoden deutlich. Besonders bei Wäldern mit stark ein- und ausgebuchteten Rändern kam es zu flächenmäßigen Über- oder Unterschätzungen der Aktionsräume und zu einem ungenauen **Abbild der Grenzverläufe**. Beim MCP100 wurden häufig nicht genutzte, in den Wald hineinragende Feldflächen in die Streifgebiete eingerechnet (Abb. 26a). Das Concav-Polygon schloss besonders bei geringer Anzahl an Lokalisationen Waldflächen aus, die eigentlich zum Aktionsraum gehörten. Durch die strenge Waldbindung des Baummarders und die Besiedlung eines Waldes mit maximal ein bis zwei gleichgeschlechtlichen Tieren spiegelte beim Übergang von Wald zu Offenlandhabitaten der Verlauf des Waldrandes die Außengrenze der Marderaktionsräume am besten wider (Abb. 26d).

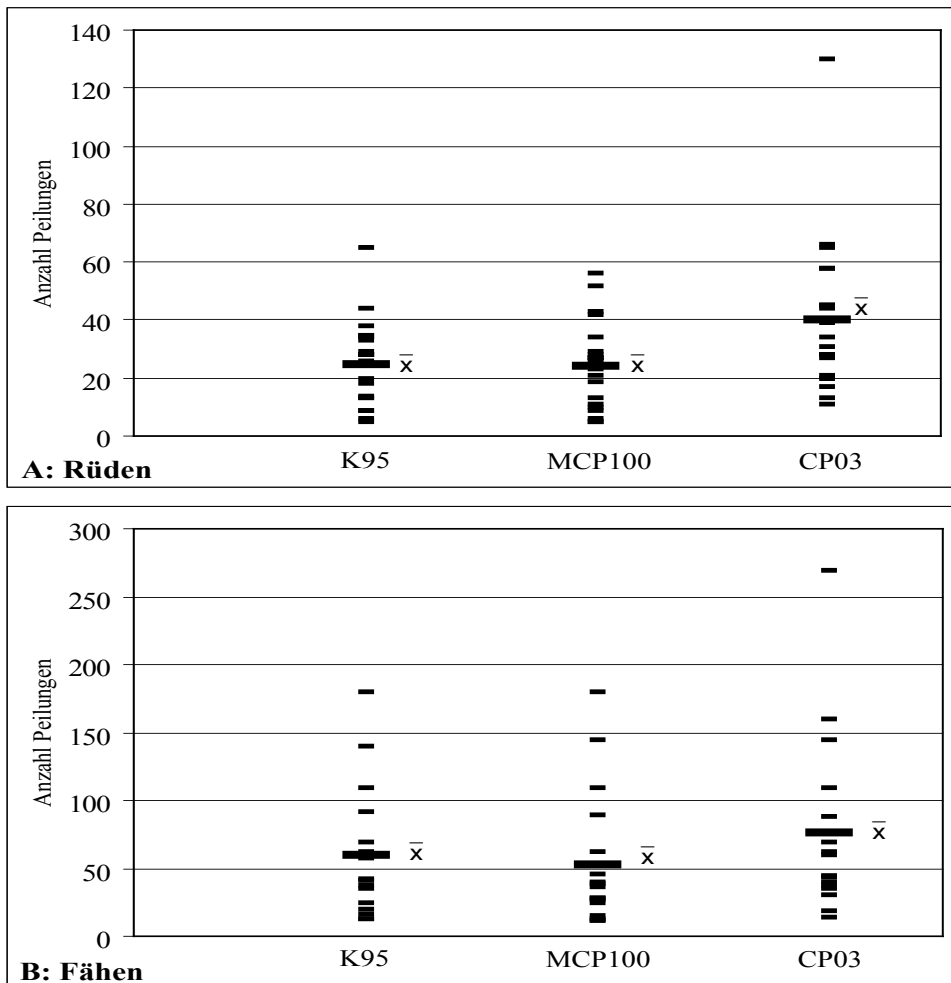


Abb. 25: Mindestanzahl (Einzelwerte und Mittelwert) an Peilungen für die Berechnung stabiler Aktionsräume von Baumarderrüden und -fähen nach den Verfahren Kernel-95 (K95), Minimum-Convex-Polygon 100 (MCP100) und Concav-Polygon (CP03).

Diese Verhältnisse gab das Kernel95-Verfahren am besten wieder. Insbesondere bei einer relativ gleichmäßigen Verteilung der Peilungen über das Waldgebiet stimmte die Außengrenze des Kernel95-Aktionsraums sehr gut mit dem Verlauf der Waldgrenze überein (Abb. 26c). Auch innerhalb geschlossener Waldgebiete erwies sich die Kernel-Methode für die **Abgrenzung und** Abbildung von benachbarten **Territorien** am besten geeignet. Eine Konzentration der Peilungen in Waldrandnähe (z.B. durch Wurfplätze) führte allerdings beim Kernelverfahren durch die an diesen Stellen oft starke Vergrößerung des Aktionsraums auf die angrenzenden Felder hinaus zu unkorrekten Aktionsraumgrenzverläufen.

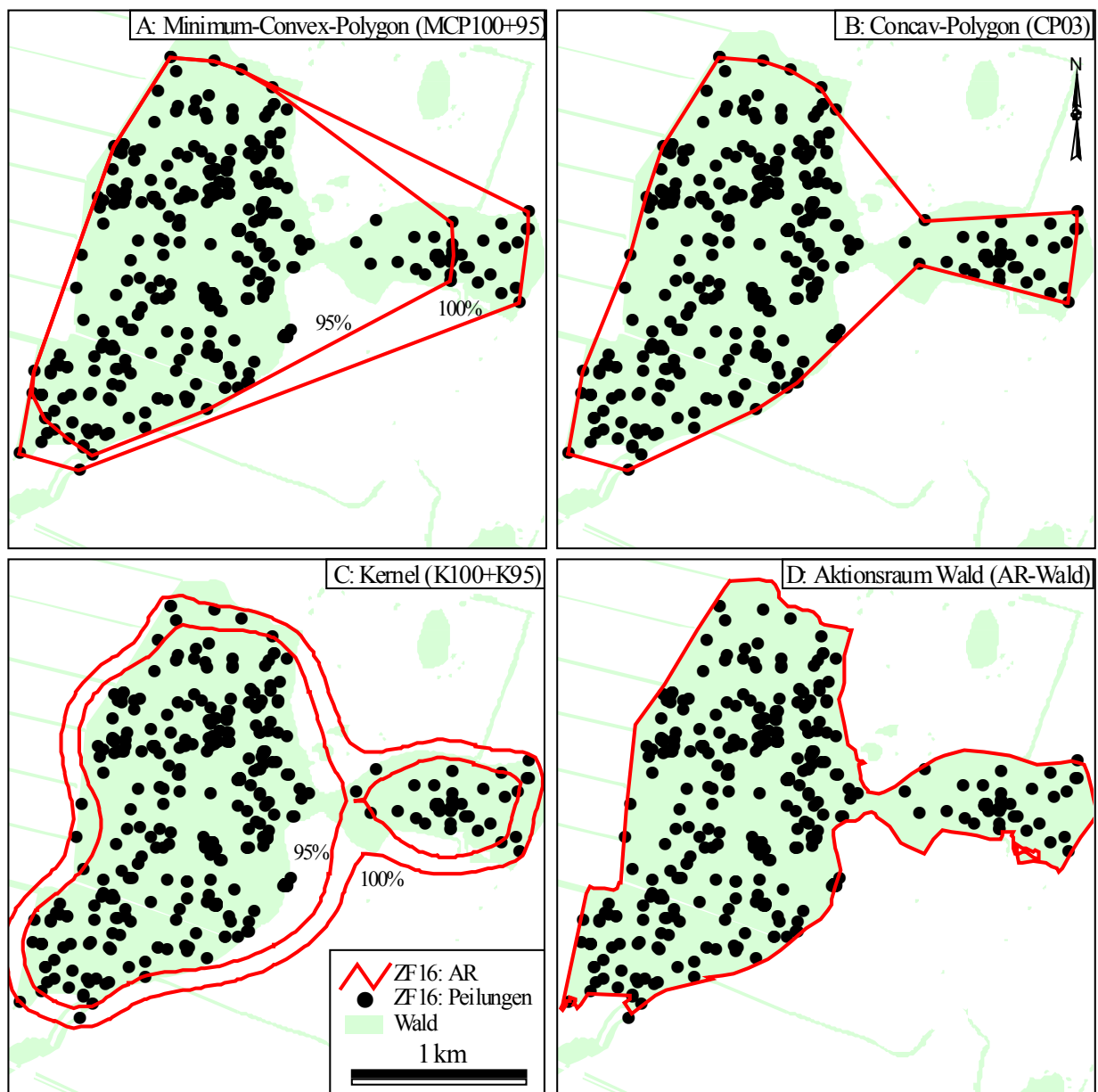


Abb. 26: Aktionsraumberechnung (vier versch. Methoden) am Beispiel der Fähe ZF16.

Für die **Berechnung repräsentativer Aktionsraumgrößen** ist die Grenzverlaufftreue weniger entscheidend als die exakte Abbildung der Flächengröße. Besonders für die Hochrechnung von Baumarderbestandeszahlen mittels Aktionsraumgrößen ist eine möglichst realitätsnahe Bestimmung der Flächengröße unerlässlich. Durch die Waldgebundenheit der Baumarder bietet ein Vergleich der methodenspezifischen Aktionsraumgrößen nach den drei Standardverfahren mit der Ausdehnung der Waldfläche im Streifgebiet (AR-Wald) ein gutes Instrument zur Evaluierung der Verfahren (Tab. 4). Bei den Rüden lagen bei allen Methoden außer CP03 die Aktionsräume im Mittel über dem AR-Wald. Am geringsten waren die absoluten Abweichungen (Betrag) bei den Verfahren K95 (35 %), MCP95 (46 %) und CP03 (33 %). Zudem traten hier auch kleine Standardabweichungen auf. Bei den Fähen lieferten nur Berechnungsverfahren basierend auf 100 % der Peilungen (K100, MCP100, MCP100oE) im Vergleich zum AR-Wald größere Streifgebiete. Wurden nur 95 % der Peilpunkte berücksichtigt, resultierten daraus kleinere Aktionsräume. Gleiches galt für CP03. Insgesamt waren die Abweichungen der Fähenaktionsräume vom AR-Wald mit 26-35 % relativ niedrig. Diese möglichst geringen Abweichungen sind besonders bei Untersuchungen mit wenigen Tieren wichtig, da hier jeder Einzelwert so genau wie möglich sein sollte.

Tab. 5: Vergleich der mit unterschiedlichen Verfahren errechneten Aktionsraumgrößen (AR) etablierter Baummarder im UG1 mit dem AR-Wald: Mittelwerte, Standardabweichungen (s), relative mittlere Abweichungen und relative mittlere Differenzen (Kap. 3.1.6), Signifikanzen (p) nach Wilcoxon-Vorzeichen-Rang.

Geschl. (n)			Aktionsraum-Berechnungsmethoden						
			K100	K95	MCP100	MC-P100oE	MCP95	CP03	AR-Wald
Rüden ♂♂ (n = 23)	AR-Größe (ha)	s	173 150	141 118	181 151	158 127	141 117	121 107	127 82
	rel. mittl. Abweich. von AR-Wald (%)	$\bar{x}$	58	35	71	51	46	33	
		s	51	32	67	54	28	22	
	rel. mittl. Diff. von AR-Wald (%)	$\bar{x}$	37	19	53	33	14	19	
		s	68	50	82	67	53	49	
Fähen ♀♀ (n = 17)	AR-Größe (ha)	s	157 96,8	124 77	168 130	152 121	129 115	106 66	141 80
	rel. mittl. Abweich. von AR-Wald (%)	$\bar{x}$	29	26	28	30	35	30	
		s	29	19	43	43	40	24	
	rel. mittl. Diff. von AR-Wald (%)*	$\bar{x}$	9	-14	5	3	-12	-26	
		s	41	29	51	52	52	29	
gesamt ♂♂+♀♀ (n = 39)*	AR-Größe (ha)	$\bar{x}$	167	135	171	156	137	114	136
		s	130	102	139	125	116	91	79
	rel. mittl. Abweich. von AR-Wald (%)	$\bar{x}$	46	34	53	42	42	37	
		s	46	28	61	50	33	23	
	rel. mittl. Diff. von AR-Wald (%)	$\bar{x}$	26	3	33	21	3	-13	
		s	59	45	74	62	53	42	
	Wilc. (Unterschied zu AR-Wald)*	p	0,05	0,48	0,18	0,38	0,44	0,12	

(Wilc. = Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest; * ohne ZF6T2)

Bei Studien mit größeren Stichproben wie im UG1 (n = 39, Tab. 5) tritt der Einzelwert etwas in den Hintergrund und die Aussagefähigkeit der Mittelwerte ist entscheidend. Betrachtet man zusätzlich die Richtung der Abweichung (Über- oder Unterschätzung), kann es bei gleichmäßigem Auftreten von zu großen und zu kleinen Werten doch zu einer Übereinstimmung im Mittel kommen. Dieser Ausgleich zeigt sich in den ermittelten, **relativen Differenzen** zum AR-Wald (Tab. 5). Auch hier lagen die Werte der Rüden für K95, MCP95 und CP03, wie gewünscht, am niedrigsten. Bei den Fähenaktionsräumen befanden sich die relativen mittleren Differenzen leicht über und unter 0, was auf insgesamt nur kleine Unterschiede der Mittelwerte hinweist. Leicht überschätzt wurden K100 (9 %), MCP100 (5 %) und MCP100oE (3 %). K95 (-14 %) und MCP95 (-12 %) unterschätzten die Aktionsräume leicht. Mit -26 % erwies sich die Berechnung CP03 für Weibchen als ungünstig.

Da sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Aktionsraumgrößen der Geschlechter ergaben (vgl. Kap. 4.1.2), wurde die gesamte Stichprobe (n = 39) mit Hilfe des Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtests auf signifikante Unterschiede hinsichtlich der Berechnungsmethoden geprüft (Tab. 5). Es ergaben sich, mit Ausnahme von K100, für alle anderen Methoden keine signifikanten Unterschiede zum Aktionsraum „Wald“. Die größte Übereinstimmung fand sich bei **K95** (p = 0,48), **MCP95** (p = 0,44) und **MCP100oE** (p = 0,38), so dass sich diese Berechnungen als die günstigsten erwiesen. Da man nur bei der Besiedlung so kleiner Wälder oder vollständig telemetrierten Populationen Exkursionen als Punkte außerhalb des Waldes oder innerhalb des Nachbarterritoriums eindeutig erkennen und ausselektieren kann, bleibt das sichere manuelle Ausschließen von Exkursionen und damit der Einsatz des MCP100oE auf oben genannte Situationen beschränkt. Deshalb sollte dem MCP95 oder dem Kernel95(core weighting) der Vorrang gegeben werden.

Für die Visualisierung der Aktionsräume wurde dem **MCP100oE** der Vorzug gegeben, da unabhängig von der berechneten Flächengröße hierbei die verteidigten Waldteile am besten sichtbar werden. In Abbildungen mit mehreren Individuen verursachen die teilweise mehrteiligen Kernel-Aktionsräume oft eine extreme Unübersichtlichkeit (Anhang 4). In den Abbildungen zur Raumnutzung sind auch vermutete Aktionsräume (gestrichelte Linien) mehrfach gefangener (UG2 & UG3) bzw. beobachteter (UG1) Tiere enthalten.

Die Berechnung der Mindeststichprobengröße nach MÜHLENBERG (1993) ergab, entsprechend den hohen Variationskoeffizienten, hohe Mindestanforderungen für die Anzahl an telemetrierten Individuen zur Absicherung einer repräsentativen Stichprobe (K95-Aktionsräume: n = 490 Rüden, n=154 Fähen).

Wie wichtig aber eine repräsentative Stichprobe bei so variablen Werten wie den Aktionsraumgrößen auch innerhalb eines UGs ist, zeigt folgender Test. Für eine diesbezügliche Überprüfung wurde die mittlere Aktions-

raumgröße mittels der beiden empfohlenen Methoden (K95, MCP95) jeweils für die 10 kleinsten und die 10 größten Aktionsraumwerte im UG1 ermittelt. Hierbei lagen die Ergebnisse der kleinsten 67 % bzw. 68 % unter und die der größten 198 % bzw. 209 % über den Mittelwerten der Gesamtstichprobe (n = 39). Auch die Populationsdichten, die aus solchen nicht repräsentativen Stichproben ermittelt werden, würden ebenso stark von den realen Werten abweichen.

4.1.2 Aktionsraumgrößen

Tab. 6: Aktionsraumgrößen (AR) etablierter Baummarder (Rüden und Fähen) in den 3 Untersuchungsgebieten (UG1 – UG3) nach verschiedenen Berechnungsverfahren ($\bar{x}$ = Mittelwert, s = Standardabweichung).

Unter- suchungs- gebiet	Geschlecht (n)		Aktionsraum-Berechnungsmethoden						
			K100	K95	MCP100	MCP100 oE	MCP95	CP03	AR-Wald
UG1 Zarrentin	Rüden ♂♂ (n = 23)	AR (ha) $\bar{x}$ s	173 150	141 118	181 151	158 127	141 117	121 107	127 82
	Fähen ♀♀ (n = 17)	AR (ha) $\bar{x}$ s	157 96,8	124 77	168 130	152 121	129 115	106 66	141 80
UG2 Rothemühl	Rüden ♂♂ (n = 1)	AR (ha)	104	86	188	188	145	107	243
	Fähen ♀♀ (n = 1)	AR (ha)	158	148	243	243	159	103	232
UG3 Tharandt	Rüden ♂♂ (n = 1)	AR (ha)	2852	2093	2323	2323	2160	1849	1993
	Fähen ♀♀ (n = 1)	AR (ha)	857	720	1577	1577	1337	1122	1317

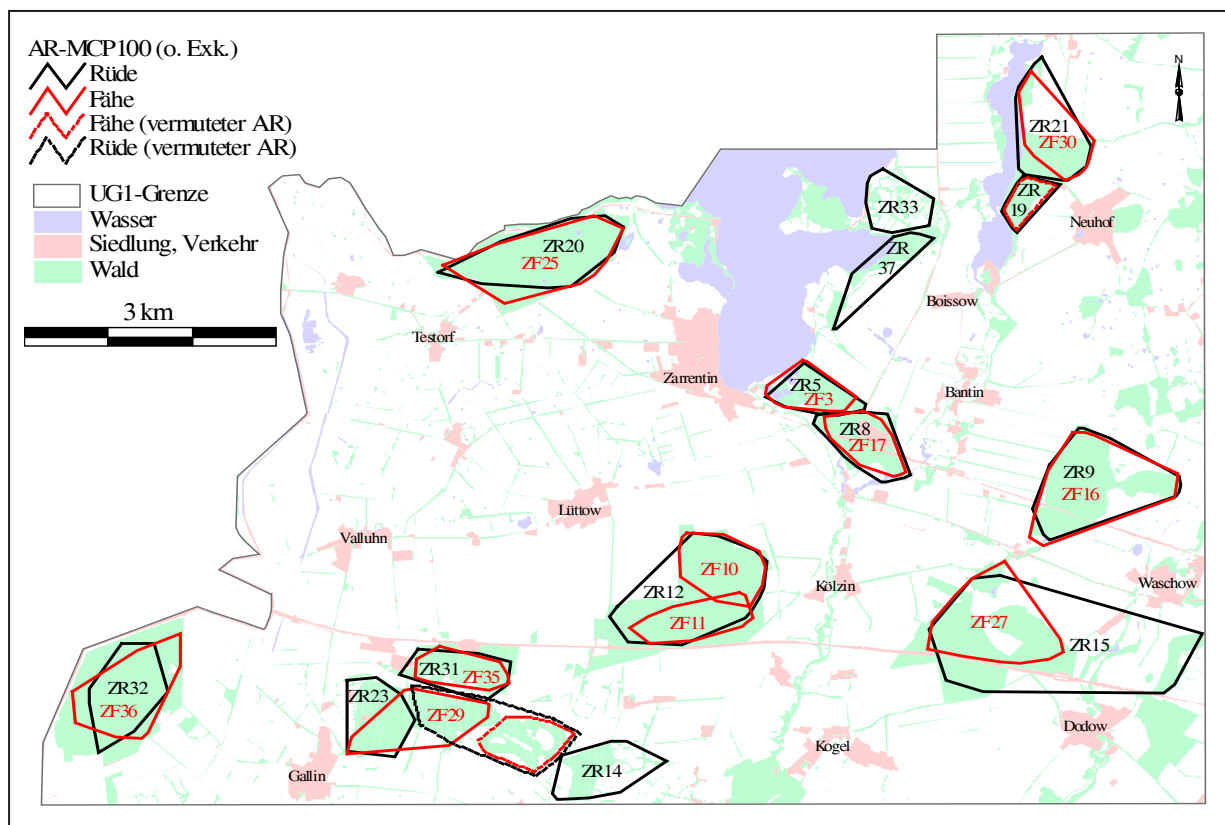


Abb. 27: Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummarder im UG1-Zarrentin. (n = 22 telemetrierte und 3 beobachtete Tiere)

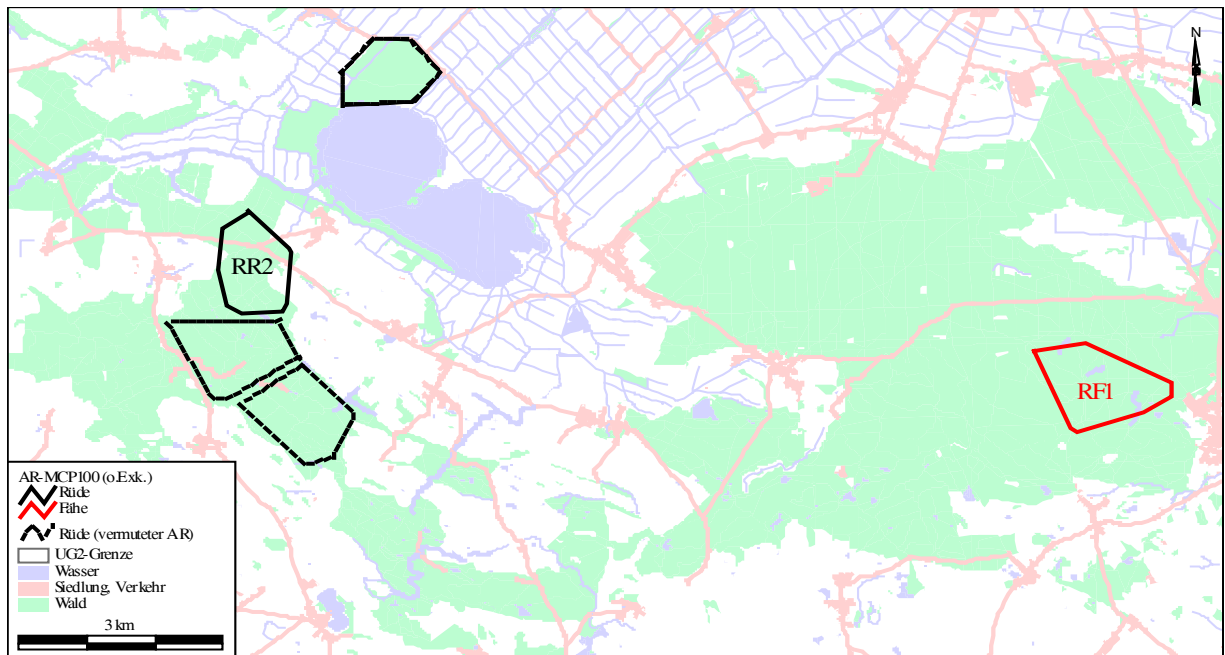


Abb. 28: Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummarder im UG2-Rothemühl. (n = 2 telemetrierte und 3 mehrfach gefangene Tiere)

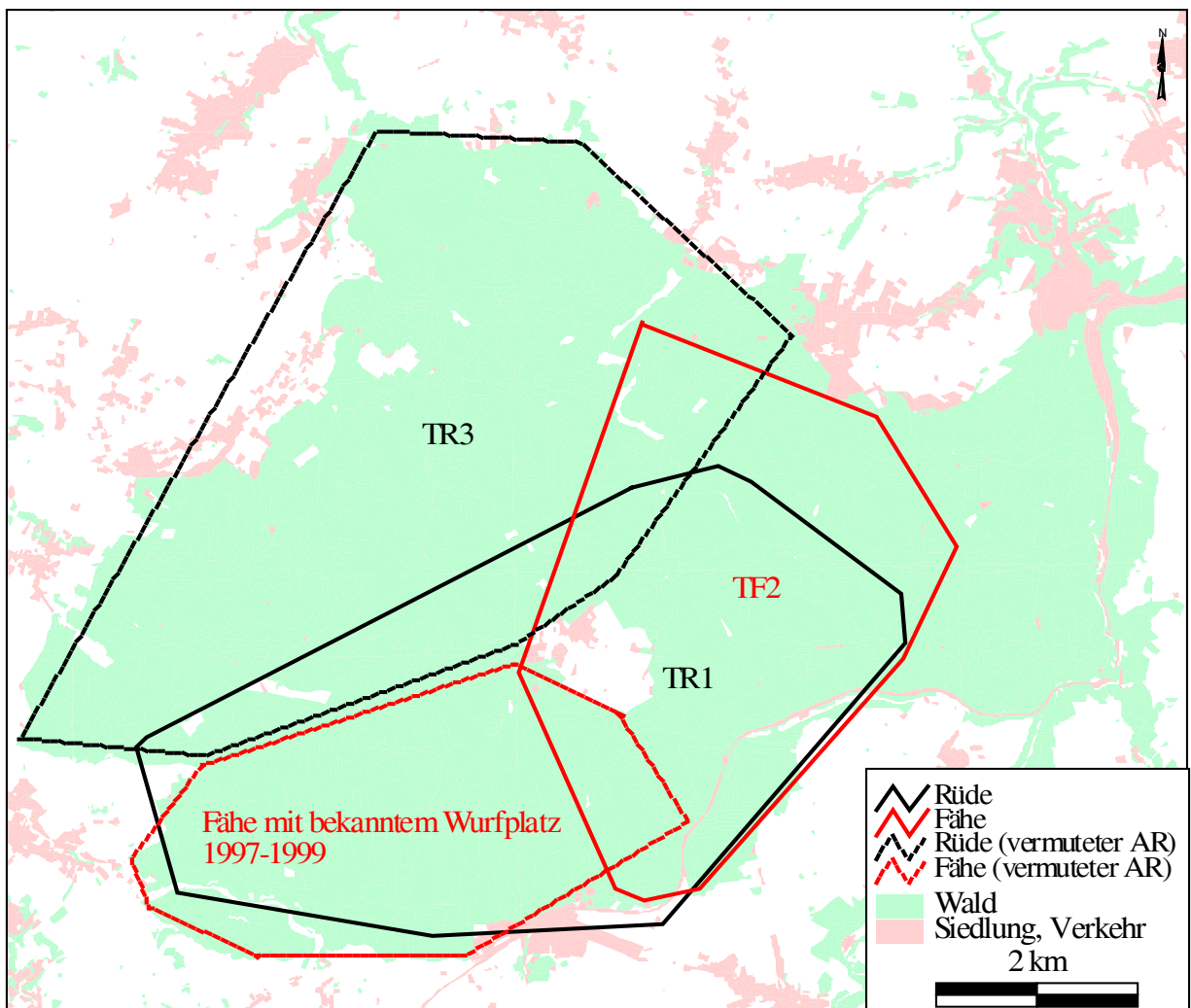


Abb. 29: Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummarder im UG3-Tharandt. (n = 3 telemetrierte und 1 beobachtetes Tier)

Nach dem MWU-Test unterschieden sich die **Gesamtaktionsraumgrößen** (MCP95, Tab. 6) von Rüden (141 ha) und Fähen (129 ha) im UG1 nicht signifikant. Auch im UG2 war der Rüdenaktionsraum mit 145 ha nur geringfügig kleiner als der der Fähe mit 159 ha. Zwischen den Untersuchungsgebieten (UG1, UG2) in Mecklenburg-Vorpommern existierten ebenfalls keine Unterschiede hinsichtlich der Aktionsraumgrößen. Die Rüden- und Fähen im UG3 (Sachsen) nutzten dagegen mit 2.160 und 1.337 ha wesentlich größere Aktionsräume. Zudem belief das Männchen im UG3 eine fast doppelt so große Fläche wie das Weibchen.

Die hohen Standardabweichungen (Tab. 6) sprechen für eine hohe individuelle Variationsbreite der Aktionsraumgrößen von Rüden (17-448 ha) und Fähen (32-544 ha, Anhang 3) im UG1. Dort wurden Lage, Größe und Anordnung der Baumraderaktionsräume im Wesentlichen von Größe, Form und Verteilung der Wälder in der Landschaft beeinflusst (Abb. 27). Die Waldaußengrenzen stimmten oft mit den Aktionsraumgrenzen überein. In den größeren Waldkomplexen von UG2 und UG3 war dies an einigen Waldrändern ebenfalls zu beobachten.

Die zum Teil mehrjährige Beobachtungsdauer einiger Marder im UG1 ermöglichte die Ermittlung **saisonaler Aktionsräume** (Tab. 7). Die Rüden nutzten während der Ranzzeit im Sommer im Mittel nahezu ihren kompletten Aktionsraum (100 %) und verkleinerten ihn über den Herbst (68 %) zum Winter auf 62 %. Vor dem Beginn der Ranz im Frühjahr beliefen die Rüden bereits wieder 84 % des Gesamtaktionsraums.

Die Weibchen nutzten im Winter und Frühjahr durchschnittlich nur etwa die Hälfte ihres Gesamtaktionsraums. Im Sommer (63 %) und Herbst (72 %) beliefen sie größere Bereiche, in keiner Jahreszeit aber ihren gesamten Aktionsraum.

Tab. 7: Anteile (%) der saisonalen Aktionsräume (MCP95) von Rüden und Fähen an ihrem Gesamtaktionsraum im UG1. ($\bar{x}$: Mittelwert, s: Standardabweichung, n: Individuenzahlen).

Untersuchungsgebiet	Geschlecht (n)	Mittl. Anteile der saisonalen Aktionsräume am Gesamtaktionsraum				
			Frühjahr	Sommer	Herbst	Winter
UG1 Zarrentin	Rüden ♂♂ (n = 9)	Anteil am Gesamt-AR (%) $\bar{x}$ s	84,3 11,8	99,5 24,3	68,0 21,3	62,3 42,6
	Fähen ♀♀ (n = 9)	Anteil am Gesamt-AR (%) $\bar{x}$ s	52,4 22,7	62,9 11,3	71,6 27,1	54,4 26,2

Tab. 8: Kerngebiete (Kernel) telemetrierter Baumrader in den Untersuchungsgebieten UG1-UG3.

Untersuchungsgebiet	Geschlecht (n)		Kerngebietslevel (%)	Kerngebiet (ha)	Anteil Kerngebiet vom AR (%)
UG1 Zarrentin	Rüden ♂♂ (n = 23)	$\bar{x}$ s	68,5 9,9	61,2 58,2	34,6
	Fähen ♀♀ (n = 17)	$\bar{x}$ s	72,6 7,9	55,2 35,2	34,5
UG2 Rothemühl	Rüden ♂♂ (n = 1)		50	30	28,7
	Fähen ♀♀ (n = 1)		65	53	33,4
UG3 Tharandt	Rüden ♂♂ (n = 1)		85	1437	50,0
	Fähen ♀♀ (n = 1)		45	135	16,0

Als **Kerngebiete** (Kernel) wurden im UG1 von den Rüden im Mittel 34,6 % und von den Fähen 34,5 % des Gesamtaktionsraumes (K95) intensiver genutzt (Tab. 8). Das entspricht Flächen von 61 bzw. 55 ha. Die ermittelten Kerngebietslevel lagen für die Männchen fast ausnahmslos zwischen 60-80 % und für die Weibchen zwischen 70-80 %. Signifikante Unterschiede zwischen den Geschlechtern existierten nicht. Ebenso wenig bestand ein Zusammenhang zwischen AR-Größe und Kerngebietslevel. Für beide Geschlechter zusammengefasst heißt das, dass etwa 70 % der Peilungen auf 34 % der Gesamtaktions-raumfläche erfasst wurden.

Ähnliche Kerngebietsgrößen und Relationen zum Gesamtaktionsraum errechneten sich für die Baummarder im UG2 (Tab. 7).

Abweichende Raumnutzungsmuster resultierten für die Baummarder mit ihren großen Aktionsräumen im UG3. Mit einem Level von 85 % und einem Flächenanteil von 50 % am Aktionsraum nutzte der Rüde deutlich größere Kerngebiete als seine Artgenossen in UG1 und UG2. Die Fähe hingegen belief ein sehr kleines Kerngebiet (16 % vom AR) mit einem Level von 45 %, was unter den Werten aus den anderen beiden Untersuchungsgebieten liegt.

4.1.3 Sozialsystem und Territorialität

In allen drei Untersuchungsgebieten grenzten Baummarder ihre Aktionsräume gegen gleichgeschlechtliche Artgenossen ab (Abb. 27 - Abb. 29). Es herrschte ein Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität, wobei in der Regel ein Rüdenrevier das einer Fähe überdeckte. Nur selten (ZR12, ZF10, ZF11 „Kölziner Tannen“) überlagerte im UG1 zeitweise ein Rüdenterritorium zwei Fähenreviere (Abb. 27). Im UG3 überdeckte der Aktionsraum des Rüden TR1 die Aktionsräume der Fähe TF2 und einer regelmäßig beobachteten zweiten Fähe. Lediglich in zwei Fällen (ZF3 mit ZR5 und ZR8 sowie ZF29 mit ZR23 und einem unbesenderten Rüden) schloss zumindest zeitweilig ein Fähenrevier die Aktionsräume zweier Rüden ein.

Direkte Nachweise einer aktiven Revierverteidigung gelangen nur selten. Allerdings hatte die Hälfte aller telemetrierten Baummarder ($n = 43$) Kerben in den Ohren (Abb. 30b und c), was auf intrasexuelle Aggressivität in Folge von Revierkämpfen schließen lässt. Auch der viermonatige Rüde ZR7 wies bei seinem Erstfang bereits frische Bissverletzungen am Ohr auf (Abb. 30a).

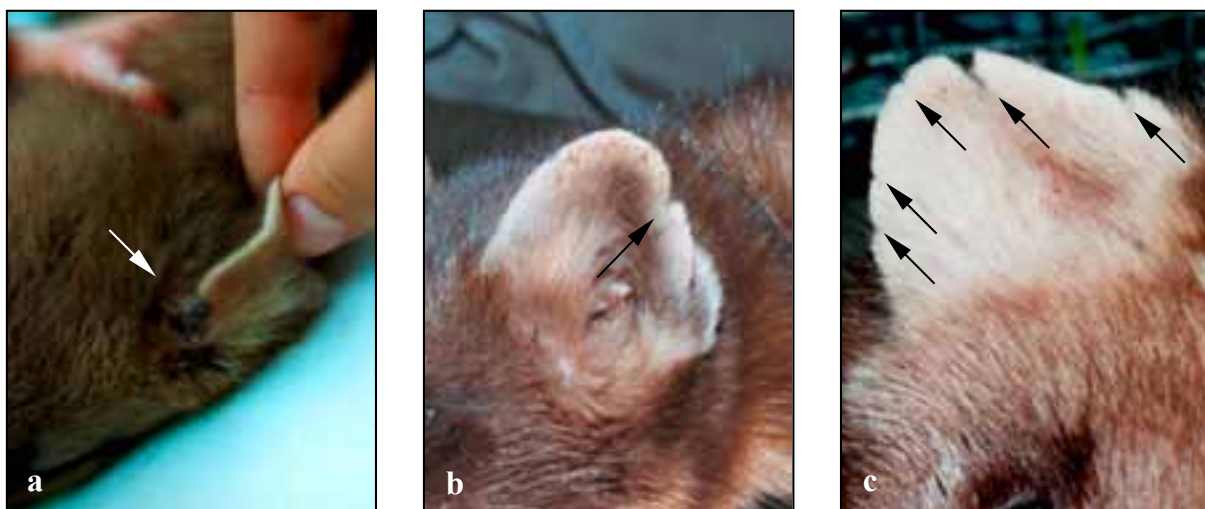


Abb. 30: Frische (a) und verheilte Bissverletzungen (b, c) im Ohr von Baummardern infolge von Revierkämpfen.

Am 17.06.1995 wurde eine Verfolgungsjagd von ZR9 telemetriert und zeitweise auch direkt beobachtet (Abb. 31). Um 17.25 Uhr jagte ZR9 einen anderen Rüden aus seinem Revier im „Bantiner Wald“, verlor kurz darauf im Getreidefeld den Sichtkontakt und verfolgte ihn auf seiner Spur. Am Ende des Feldes lief ZR9 in etwa 5-10 m Abstand auf Wiesen und abgeernteten Feldern hinter dem Eindringling her. Zweimal kam es zu kurzen Beißereien, die jedoch nur wenige Sekunden dauerten und von lautem Kreischen, Knurren und Fauchen begleitet waren. Um 18.05 Uhr verlor ZR9 wieder den direkten Kontakt und folgte dem anderen Rüden auf der Spur bis 18.30 Uhr. Dann legte er sich in einem Gehölzstreifen zum Ruhen in eine Astgabel. Insgesamt entfernte sich ZR9 1,7 km von seinem Territorium. Er bewegte sich bei der direkten Jagd mit einer Geschwindigkeit von 2,8 km/h und die Spur verfolgend mit 2,1 km/h. Über eine Distanz von 440 m liefen beide Baummarder mit einem maximalen Tempo von 5,3 km/h.

Am 29.07.1995 wurde eine weitere Verfolgungsjagd teilweise beobachtet (Abb. 31). Morgens kurz nach dem Hellwerden um 5.50 Uhr jagte ZR9 bereits außerhalb seines Territoriums einen Eindringling und blieb bis 6.20 Uhr immer unmittelbar hinter ihm. Dabei querten beide siebenmal die Straße, ohne vorbeifahrende Autos zu beachten. Um 6.20 Uhr floh der Eindringling 0,5 km über ein abgeerntetes Feld und ZR9 sah ihm vom Straßenrand nach. Erst als der Geflohene nach 200 m nicht mehr sichtbar war, kehrte ZR9 über eine Kuhweide, ein Getreidefeld und eine Hecke in sein Revier zurück. Auch dieses Mal entfernte sich ZR9 bis 1,6 km vom eigenen Revier und beide Rüden bewegten sich auf zwei vermessenen Etappen mit 1,9 und 3,7 km/h. Die maximale Geschwindigkeit erreichten sie auf einer Strecke von 460 m mit 5,5 km/h.

Am 30.07.1995 wurde der in der „Wifo“ lebende Rüde ZR5 bei einer ähnlichen Verfolgung in einem sehr großen Rapsfeld telemetriert. Zeitweise war aus 100 m Entfernung lautes Kreischen zu vernehmen.

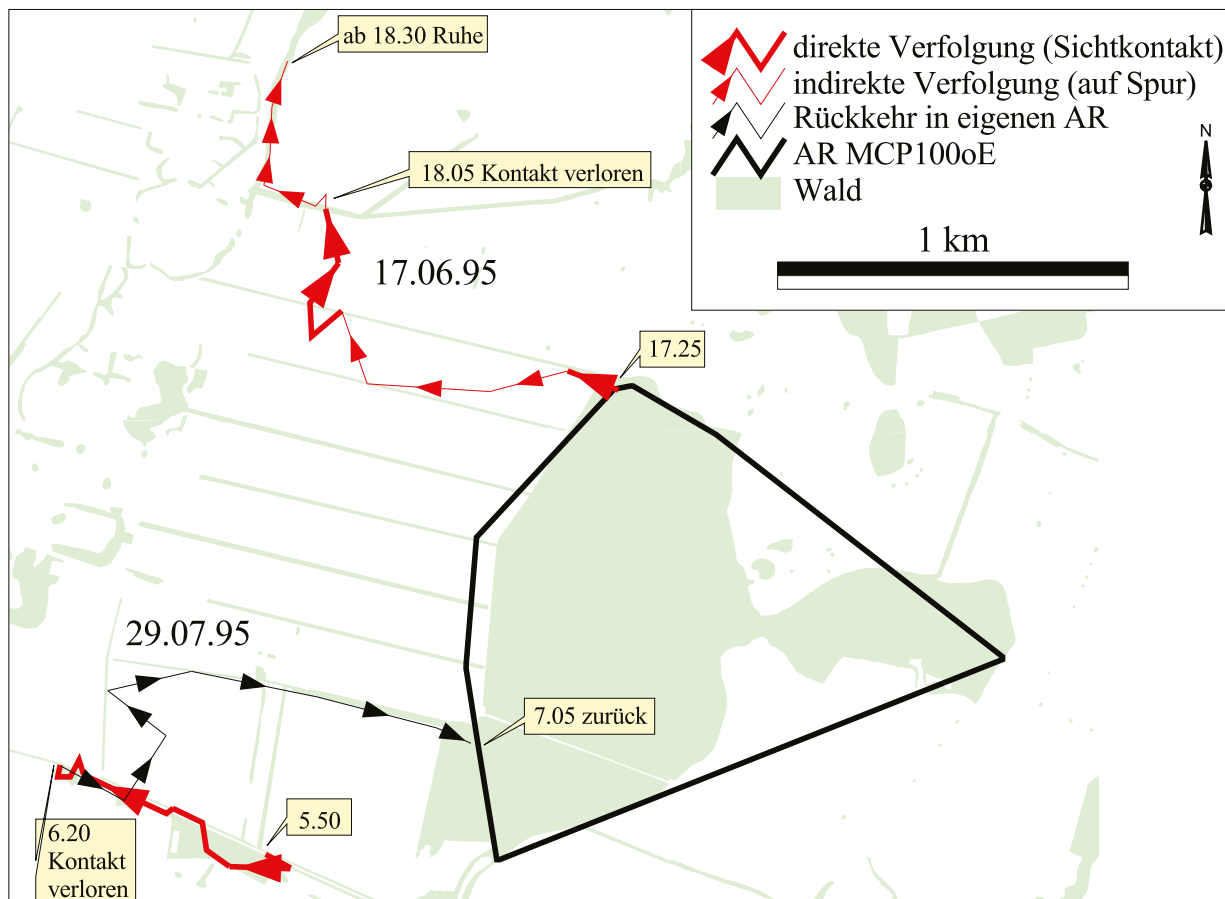


Abb. 31: Zwei Verfolgungsjagden von ZR9 hinter einem eingedrungenen, revierlosen Rüden während der Ranzzeit.

Lediglich die eigenen Jungen wurden über eine bestimmte Zeit im Elternaktionsraum geduldet. Im UG1 hielten sich die Welpen bis August/September, zum Teil sogar bis Dezember (z.B. ZR28), im Revier der Eltern auf. Die beiden Baummarder ZF6 und ZR7 besetzten bereits Ende August im Alter von fünf Monaten ein eigenes Territorium und verteidigten es (vgl. Kap. 4.1.4).

Grenzten Reviere von zwei gleichgeschlechtlichen Baummardern unmittelbar aneinander, waren gelegentlich mit hohem Tempo und in sehr kurzer Zeit durchgeführte Kontrollgänge durch das Nachbarrevier telemetrisch zu beobachten (z.B. ZR5 und ZR8; ZF10 und ZF11). Dabei durchliefen ZR5 und ZF11 in etwa 15 min den Aktionsraum der Nachbarn vollständig.

4.1.4 Aktionsraumdynamik

Die Langzeittelemetrie der Baummarder über mehrere Jahre ermöglichte in einigen Waldgebieten Aussagen zu Verschiebung, Vergrößerung, Übernahme, Teilung und Verlust des Aktionsraumes.

„Bantiner Wald“

Die Marder im „Bantiner Wald“ wurden insgesamt fünf Jahre (1993-1998) beobachtet (Abb. 32). Im Sommer 1993 siedelte der alte Rüde ZR4 und eine unbesenderte Fähe (mit Wurf beobachtet) dort (Abb. 32a). ZR4 starb im Juli 1993. Am 26. August 1993 wurden zwei Jungtiere (ZR7, ZF6) aus dem beobachteten Wurf gefangen und mit Sendern markiert. Beide nutzten bis zum Tod (Abschuss) von ZR7 im August 1994 den gleichen Aktionsraum (Abb. 32b). Im Oktober 1994 gelang der Fang eines neuen Rüden (ZR9) im Aktionsraum von ZF6. Anfangs hielt er sich häufiger im nördlich vorgelagerten Feldgehölz, ab Frühjahr 1995 mehr im Hauptteil des „Bantiner Waldes“ auf (Abb. 32c). Ab Juni 1995 nutzte er nur den Hauptteil (Abb. 32d). Ende Juni wurde die Fähe ZF6, wahrscheinlich durch die Fähe ZF16, aus ihrem Territorium verdrängt, was zum Verlust ihres Wurfs führte (vgl. Kap. 4.3.5). Erst im Mai 1996 gelangen Fang und Besenderung der schon länger nachgewiesenen Fähe ZF16. ZR9 und ZF16 bewohnten den „Bantiner Wald“ bis zum Abschluss der Untersuchungen 1998 (Abb. 32e).

Wald „Wifo“

Von Februar 1993 bis August 1994 besiedelten ZR5 und ZF3 das Waldgebiet „Wifo“ vollständig (Abb. 33a). Ab September war der 1994 als einziges Jungtier des Paares geborene Rüde ZR8 am Sender (Abb. 33b). Bis April 1995 (Erreichen der Geschlechtsreife) hielt sich ZR8 hauptsächlich in den Elternaktionsräumen auf und unternahm nur wenige Exkursionen (vgl. Kap. 4.3.5). Ab Mai 1995 teilten sich Vater ZR5 und Sohn ZR8 das Waldgebiet untereinander auf. Als Territoriumsgrenze fungierte eine wenig befahrene Straße (Abb. 33c). Ab diesem Zeitpunkt bis zum Mai 1996 unternahm die Fähe ZF3 Exkursionen in einen Feuchtwiesenkomplex mit Hecken und Baumreihen im Norden außerhalb des Waldgebietes. Sie nutzte den südlichen Waldteil, den neuen Aktionsraum von ZR8, seltener als vorher und ab dem Winter 1995/96 fast gar nicht mehr. In den Frühjahren 1995 und 1996 reproduzierte ZF3 nicht. Im Sommer 1996 wurde das einjährige Weibchen ZF17 erstmals im Aktionsraum von ZR8 beobachtet und ab November auch telemetriert (Abb. 33d). Ab Juni 1996 stellte ZF3 ihre Exkursionen wieder ein und besiedelte nur noch den Nordteil, während ZF17 den Südteil bewohnte, so dass ab Sommer 1996 ein jüngeres und ein älteres Paar im Wald „Wifo“ siedelten und 1997 auch beide reproduzierten (Abb. 33d).

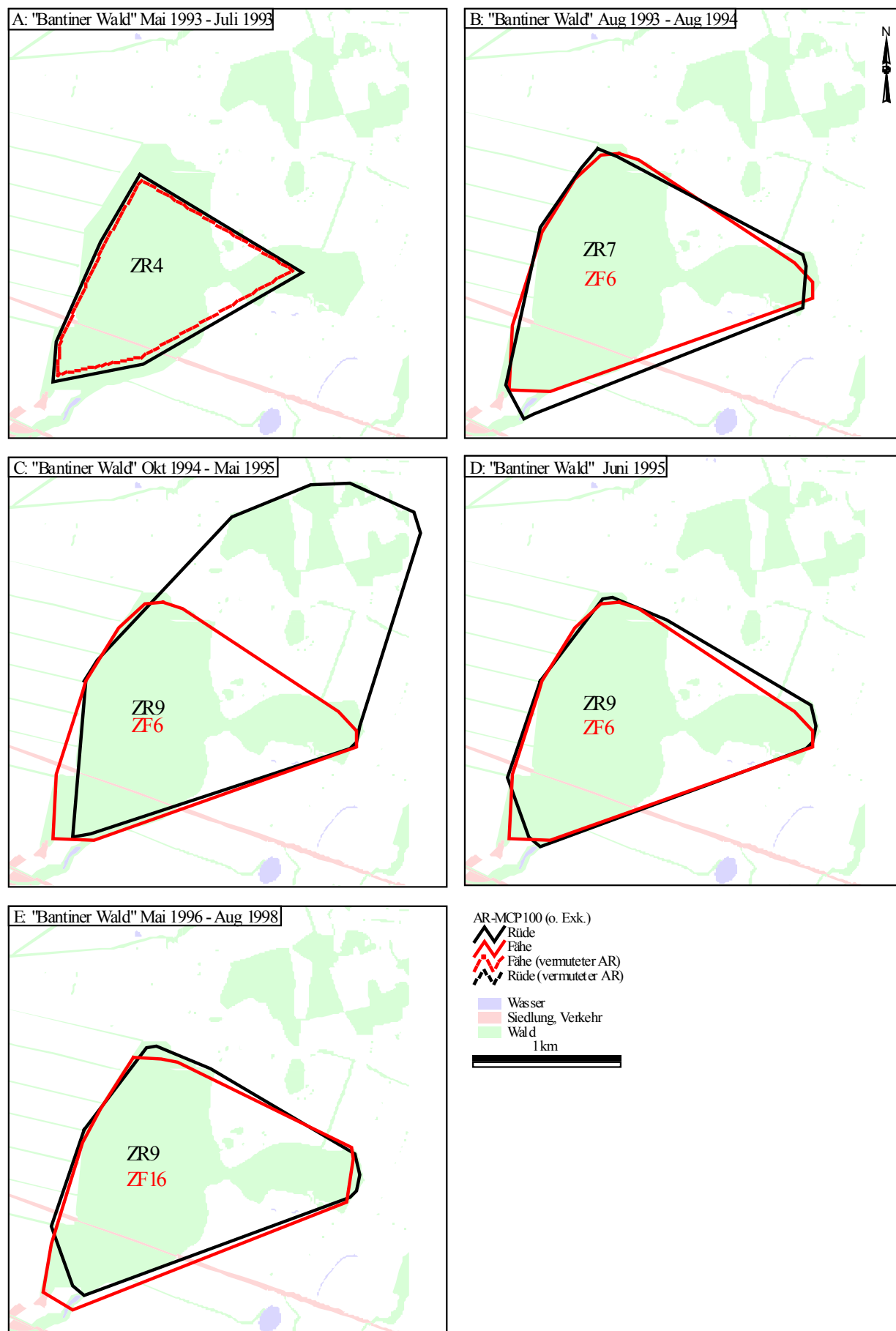


Abb. 32: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder im Waldgebiet „Bantiner Wald“ zwischen 1993 und 1998.

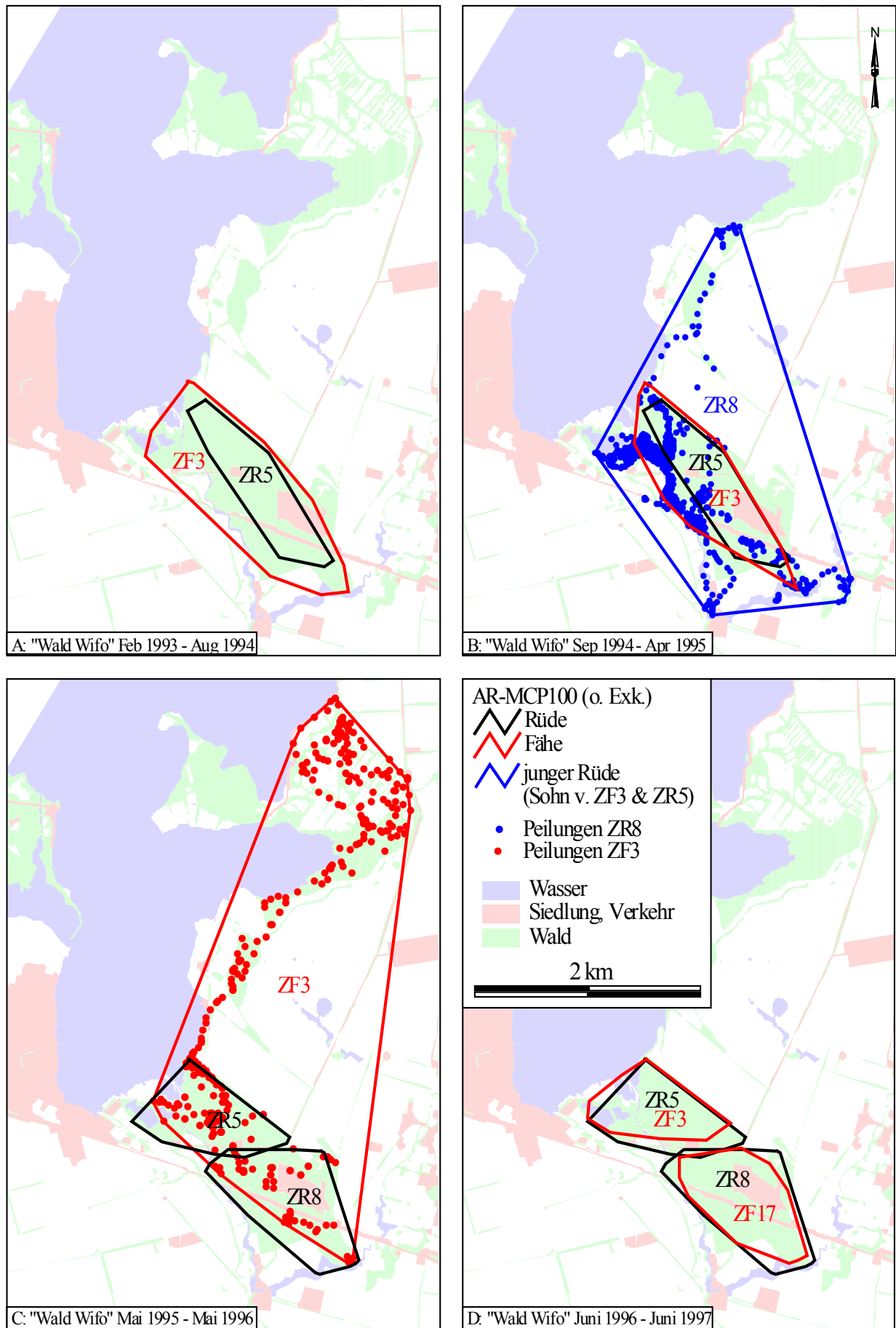


Abb. 33: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder im Waldgebiet „Wifo“ zwischen 1993 und 1997.

„Neuhofer Wald“

Im November und Dezember 1996 wurden im „Neuhofer Wald“ ein adulter (ZR19) und ein subadulter Rüde (ZR18) telemetriert (Abb. 34a). Schneespuren im Nordteil bestätigten darüber hinaus die Existenz eines weiteren Rüden (wahrschl. ZR21). Im Februar 1997 gelang die Besenderung des Rüden ZR21. Wie die Peilungen zeigten, überlagerte das Streifgebiet des 7-jährigen Rüden ZR21 den Aktionsraum des damals einjährigen Rüden ZR18 komplett und den Aktionsraum des adulten Rüden ZR 19 zum Teil (Abb. 34b). ZR21 unternahm aber auch regelmäßig Exkursionen in kleine Gehölze auf der Westseite des Neuenkirchner Sees. Im Mai 1997 wurde ZR18 auf der Straße, die den Wald durchquert, überfahren. Danach unterblieben die Exkursionen von ZR21. Sein Aktionsraum verkleinerte sich und grenzte sich klar gegen das Streifgebiet von ZR 19 im selben Waldgebiet ab (Abb. 34c).

Bereits 1996 wurden zwei Baummarderfähen mit Würfeln nachgewiesen. 1997 gelang es eine dieser Fähen (ZF30) zu besendern und bis 1998 telemetrisch zu beobachten. Ihr Aktionsraum deckte sich weitgehend mit dem Streifgebiet von ZR21. Die Baummarderfähe im Streifgebiet von ZR 19 wurde zwar weiter bestätigt. Ihr Fang gelang jedoch nicht, da der Rüde ZR19 die Falle durch regelmäßigen Fang (oft mehrmals pro Nacht und nach wenigen Tagen auch in der gleichen Falle wieder) ständig blockierte bzw. alle Ködereier in der ersten Nacht aus den Fallen holte.

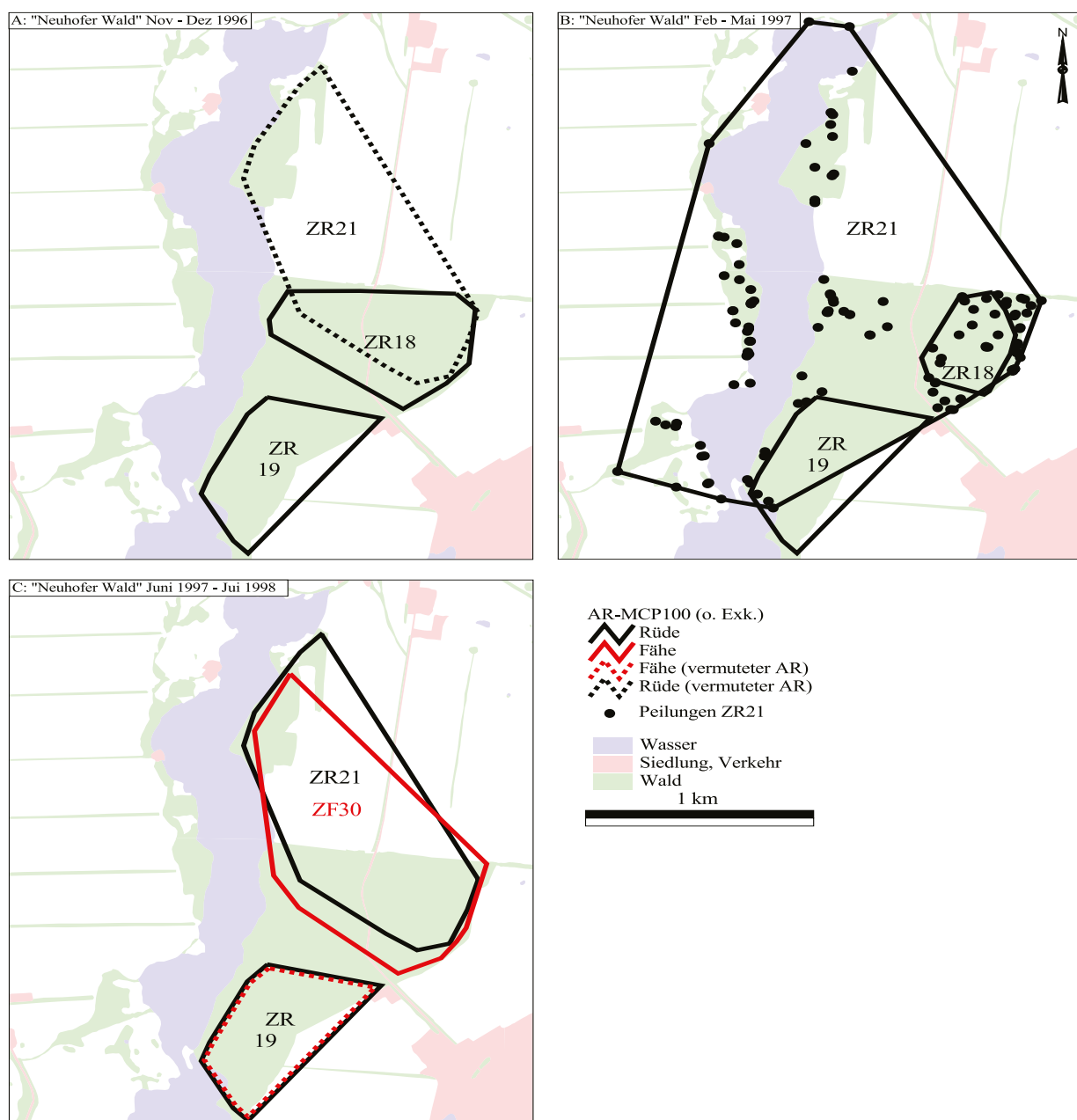


Abb. 34: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder im Waldgebiet „Neuhofer Wald“ zwischen 1996 und 1998.

„Schalißer Bruch“

Der Bereich des „Schalißer Bruchs“, ein größeres Erlenbruch mit angrenzenden Feuchtwiesen, Hecken und kleinen Gehölzen am Schaalsee, wurde im Frühjahr 1998 vom 5jährigen Rüden ZR33 besiedelt (Abb. 35a). Ab Juni 1998 nutzte ein zweiter etwas mehr als einjähriger Rüde (ZR37) ebenfalls das Gebiet. Kurz nach dem Auftauchen und Besiedeln des jungen Rüden unternahm ZR33 eine 2 km lange Exkursion nach Norden. Danach teilten sich beide Rüden den ursprünglichen Aktionsraum von ZR33. Der Jüngere (ZR37) besiedelte – bis zum Ende der Untersuchungen im Oktober 1998 – den Wald und der Ältere (ZR33) belief den Feuchtwiesenkomplex im Norden (Abb. 35b).

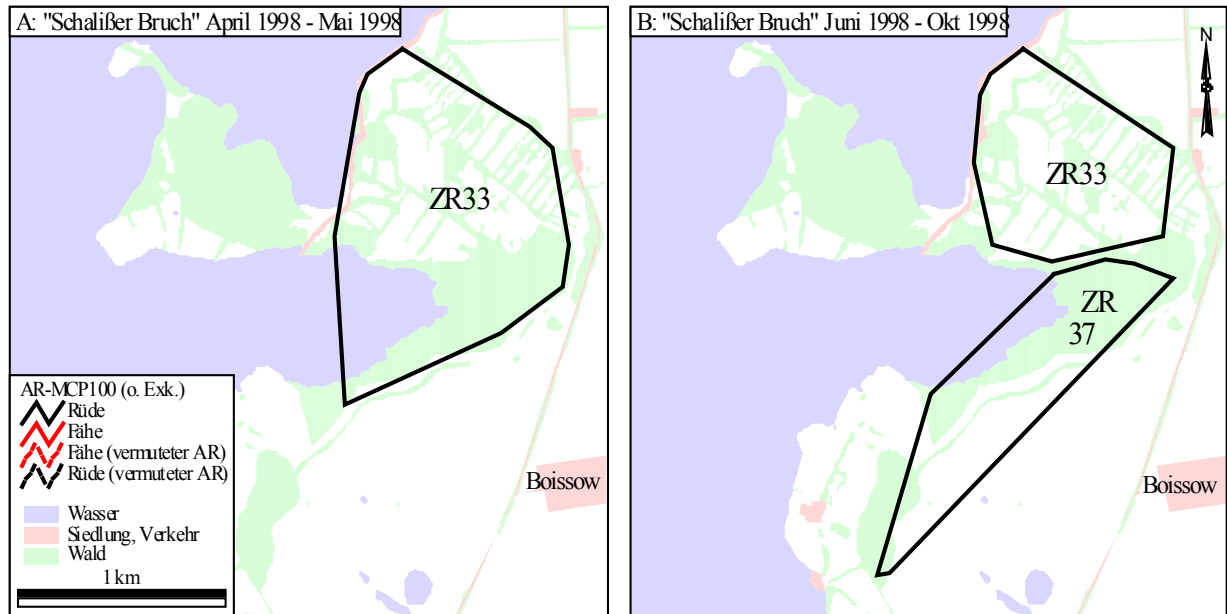


Abb. 35: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder im Waldgebiet „Schalißer Bruch“ zwischen April und Oktober 1998.

„Kölziner Tannen“

Vom Juni 1995 bis Mai 1996 besiedelten 3 Baummarder die „Kölziner Tannen“ (Abb. 36). Der Aktionsraum des Rüden ZR12 umfasste den gesamten Wald und schloss die gegeneinander weitgehend abgegrenzten Streifgebiete der beiden Fähen ZF10 und ZF11 ein (Abb. 36a). Ende Mai 1996 wurde während der Jungenaufzucht das Weibchen ZF10 prädiert aufgefunden. Danach belief die Fähe ZF11 den gesamten Wald (Abb. 36b). Bis zum Ende der Untersuchung 1998 konnten beide Tiere mittels Wiederfänge bestätigt werden.

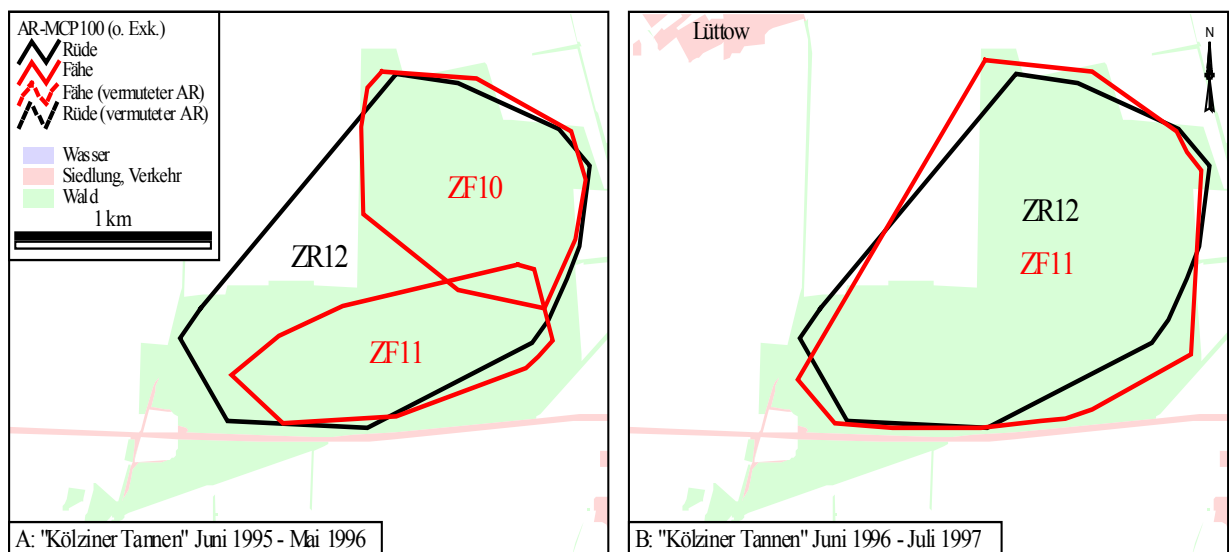


Abb. 36: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder im Waldgebiet „Kölziner Tannen“ zwischen 1995 und 1997.

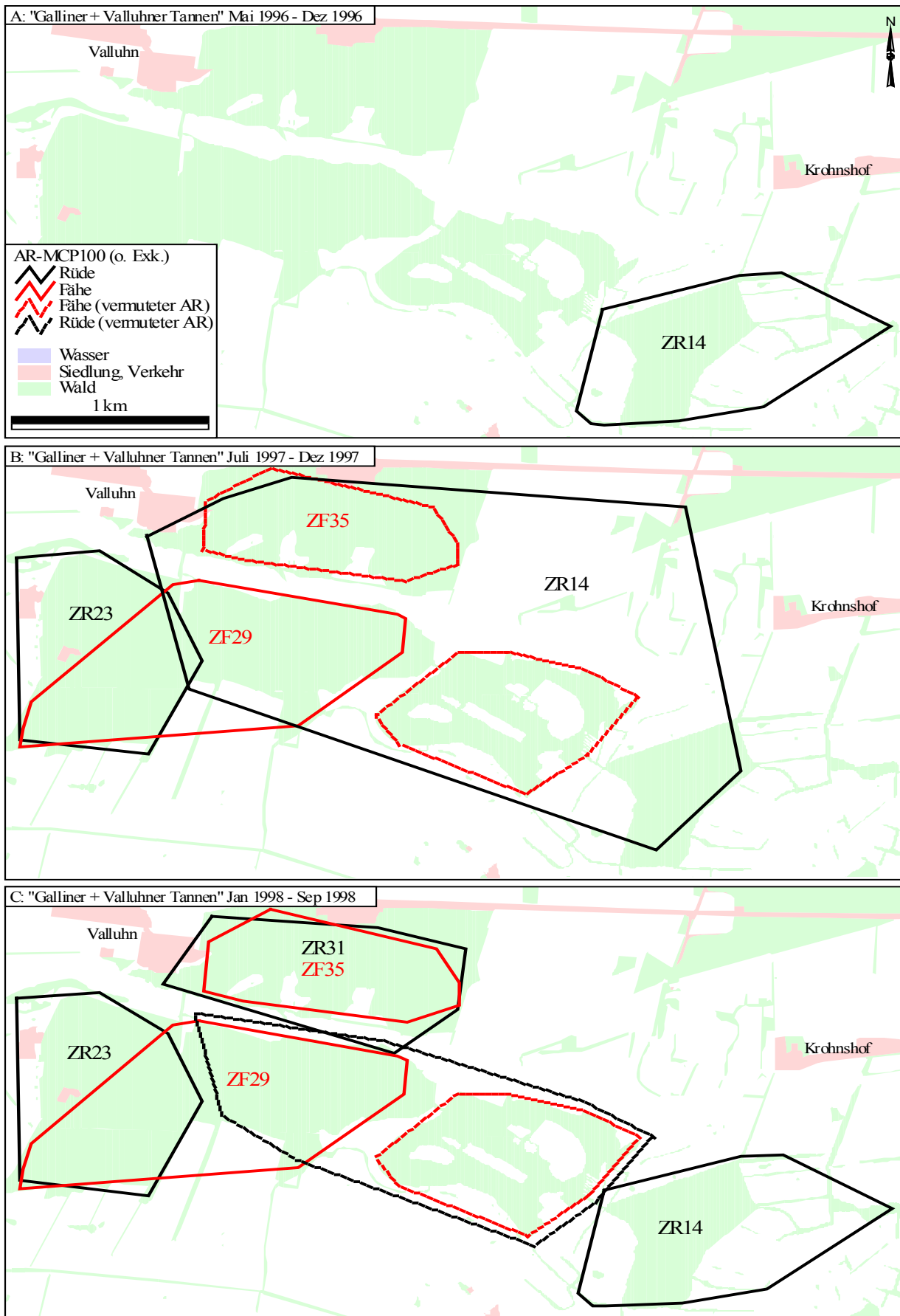


Abb. 37: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder in den Waldgebieten „Galliner und Valluhner Tannen“ zwischen 1996 und 1998.

„Valluhner Tannen“, „Galliner Tannen“, „Nieklitzer Moor“ & „Manhagen“

Die vier Waldgebiete reihen sich von Nordwesten nach Südosten unmittelbar aneinander. 1996 fanden nur Untersuchungen im „Manhagen“ im Südosten statt. Dort wurde ausschließlich der Rüde ZR14 nachgewiesen und telemetriert (Abb. 37a). Er nutzte einen kleinen Wald und zum Teil auch die angrenzenden Hecken und Baumreihen zur Nahrungssuche. Von Juni bis Dezember 1997 belief ZR14 einen wesentlich größeren Aktionsraum, der lediglich die westlichen Bereiche ausschloss. Hier siedelte sich, wahrscheinlich im Juni 1997 (vgl. Kap. 4.3.5), der Rüde ZR23 an. Zur gleichen Zeit beliefen 3 Fähen die Waldgebiete. Die besenderte Fähe ZF29 nutzte die „Galliner Tannen“. Spuren im Schnee bestätigten die Existenz je einer weiteren Fähe in den „Valluhner Tannen“ (evtl. ZF35) und im „Nieklitzer Moor“ (Abb. 37b). 1998 teilten sich vier Rüden (ZR14, ZR23, ZR31, 1 Rüde ohne Sender) und drei Fähen (ZF29, ZF35, 1 Fähe ohne Sender) diesen Waldkomplex (Abb. 37c). Der alte Rüde ZR14 beschränkte sich auf seinen bereits 1996 belauften kleinen Aktionsraum.

4.2 Mortalität

Von den 198 Totfunden mit bekannter Todesursache fielen 171 (86 %) dem Straßenverkehr zum Opfer. Zwei weitere Tiere mit Sender verschwanden in Autobahnnähe, so dass auch hier Verkehrsmortalität zu vermuten ist. 19 Tiere kamen durch Fallenfang zu Tode, fünf durch Abschuss. Eine Fähe ertrank, ein Rüde starb eines natürlichen Todes, eine weitere wurde durch einen Hund getötet. Eine jungeführende Fähe prädierte ein Fuchs. Der Kadaver wurde von der Fuchsfähe in den Wurfbau getragen und diente dort den Fuchswelpen über drei Tage als Spielobjekt und wurde auch nicht gefressen.

Die systematisch erhobenen Todesursachen telemetriertter Baummarder innerhalb dieser Stichprobe (nicht durch das Erfassernetz und die Erfassungsmethode beeinflusst: 33 % Verkehr, 17 % Jagd, n gesamt = 6) weisen ebenfalls auf die Hauptmortalitätsfaktoren Verkehr und Jagd hin.

Die Geschlechterverteilung war bei den Abschüssen (3♂♂, 2♀♀) und den Fallenfängen (11♂♂, 8♀♀) relativ ausgeglichen (gesamt 58 % Rüden). Bei den Verkehrsoffern mit bekanntem Geschlecht (87♂♂, 26♀♀) dominierten eindeutig die Rüden bei einem Geschlechterverhältnis von 3,35:1.

Im UG1 wurden, als Ergebnis der systematischen Erfassung, innerhalb von 8 Jahren (1991-1998) 30 Totfunde (ohne Welpen) registriert. Mit durchschnittlich etwa 3,75 Individuen pro Jahr verteilten sich die Totfunde relativ gleichmäßig über den Erfassungszeitraum (Tab. 9). Nur im ersten Jahr (1991) war die Zahl mit 2 Tieren verhältnismäßig niedrig.

Von den 30 Totfunden waren 16 Verkehrsoffer (Abb. 40), 8 Fallenfänge, 2 Abschüsse (1 trotz ganzjähriger Schonzeit in MV). Vier Individuen starben an anderen Todesursachen.

Wie im gesamten Untersuchungsraum fielen auch im UG1 mit einem Verhältnis von 2,67:1 mehr Rüden als Fähen dem Straßenverkehr zum Opfer.

Tab. 9: Verteilung der Baummardertotfunde (n = 30) im UG1 auf die einzelnen Untersuchungsjahre.

1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	Σ	$\bar{x}$
2	5	4	4	3	3	5	4	30	3,75

Die saisonale Verteilung aller Verkehrsoffer dokumentierte eine geringe Gefährdung des Baummarders durch den Straßenverkehr zwischen Oktober und Februar (Abb. 38). Im März stiegen die Verkehrsoferzahlen an, um von April bis August auf hohem Niveau zu bleiben. Die meisten Baummarder fielen im September dem Straßenverkehr zum Opfer.

Die saisonale Dynamik der Verkehrsverluste bestimmten die Rüden. So verursachte die deutlich erhöhte Anzahl an überfahrenen Rüden den Anstieg der Verkehrsmortalität im Frühjahr und Sommer sowie ihr Maximum im September (Abb. 38). Bei den Fähen waren Verkehrsverluste gleichmäßig über das Jahr verteilt.

Die Ergebnisse belegten für die verschiedenen Altersklassen einen unterschiedlich hohen Anteil an der Verkehrsmortalität (Abb. 39). Mit zunehmendem Alter ging die Anzahl der Verkehrsoffer zurück. So zählten die meisten Verkehrsverluste zur Altersklasse AKI (n = 46), gefolgt von der Altersklasse AKII (n = 33). Die saisonale Verteilung juveniler Verkehrsoffer stimmte mit der zeitlichen Einnischung artspezifischer Lebensphasen überein. So fielen die meisten Vertreter der AKI während der Dismigrationsphase zwischen Juli und Oktober (Maximum im September) dem Straßenverkehr zum Opfer (Abb. 39). Bei der AKII und älteren Tieren (AKIII+) zeichnete sich eine erhöhte Verkehrsmortalität von März bis Juli ab, die deutlich über dem Niveau des restlichen Jahres lag.

Entsprechend der Fellreife fielen die Fallenfänge und Abschüsse zum größten Teil im Winter an.

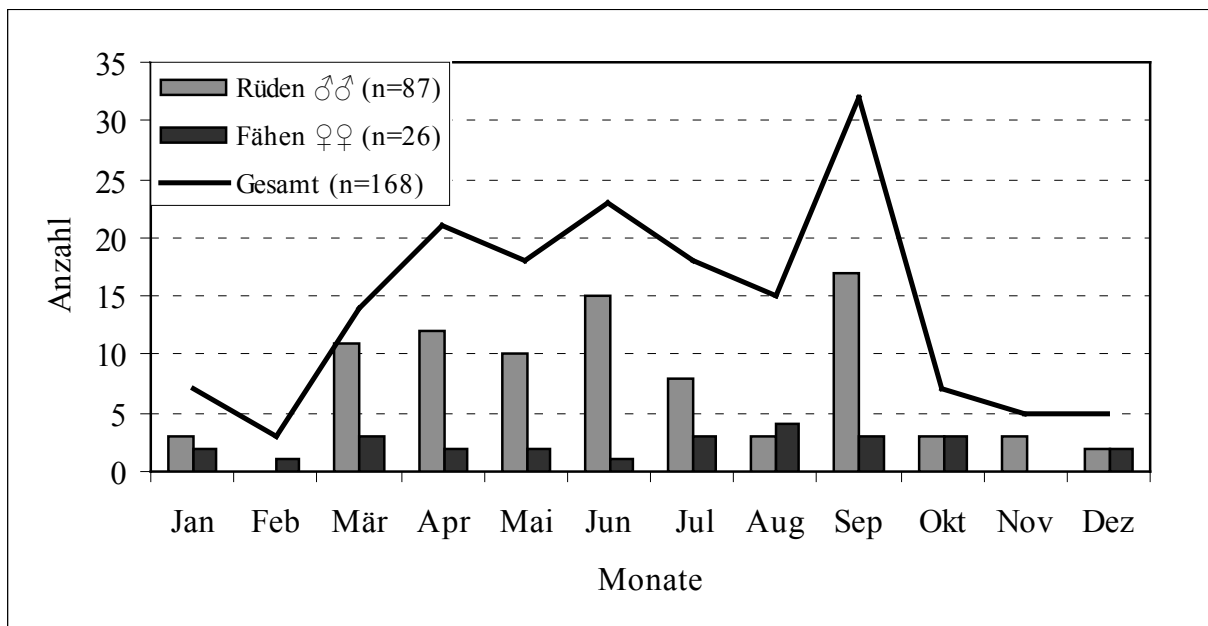


Abb. 38: Saisonale Verteilung verkehrstoter Baummarder im UR zwischen 1989 und 1998.

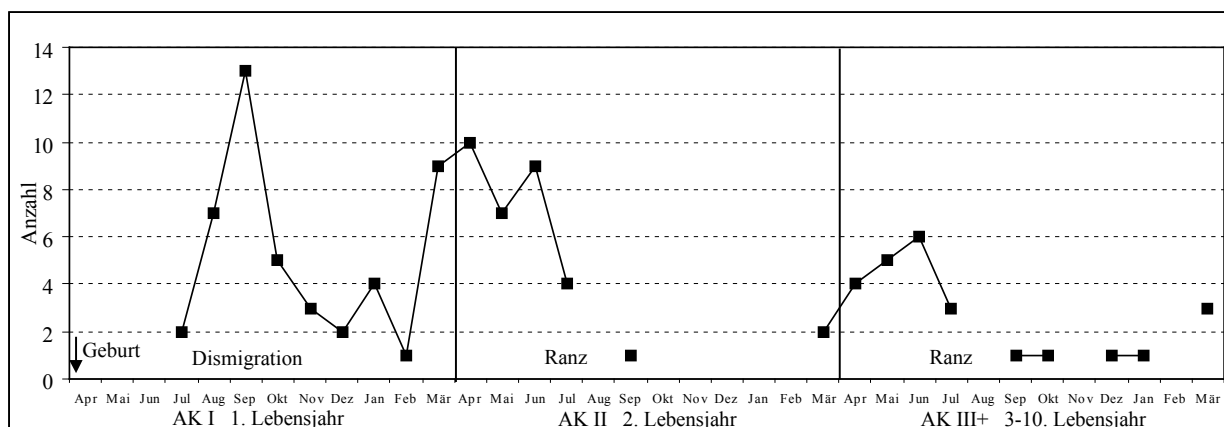


Abb. 39: Saisonale Verteilung verkehrstoter Baummarder (n = 104) aufgeschlüsselt nach Altersklassen im UR zwischen 1989 und 1998.

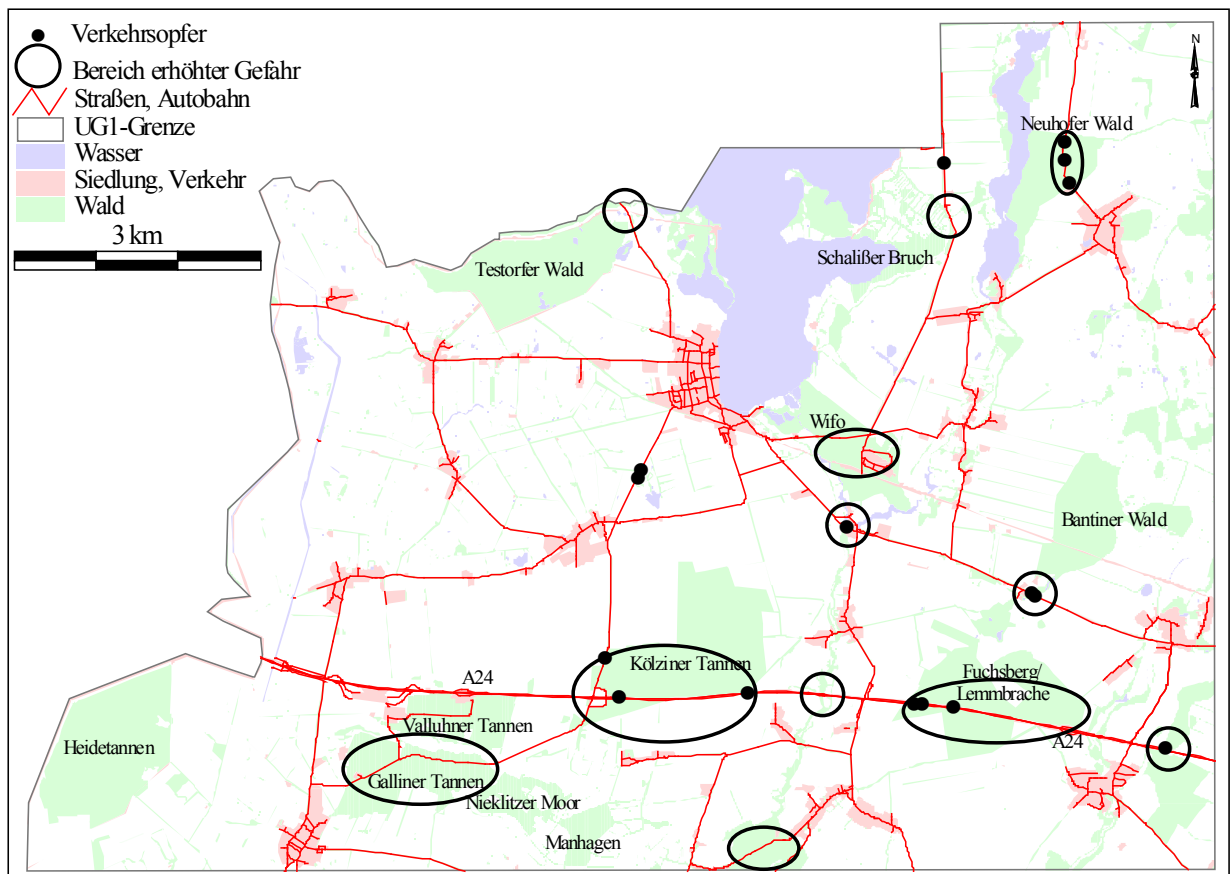


Abb. 40: Fundorte verkehrstoter Baumarder (n = 16) und Bereiche erhöhter Gefahr im UG1.

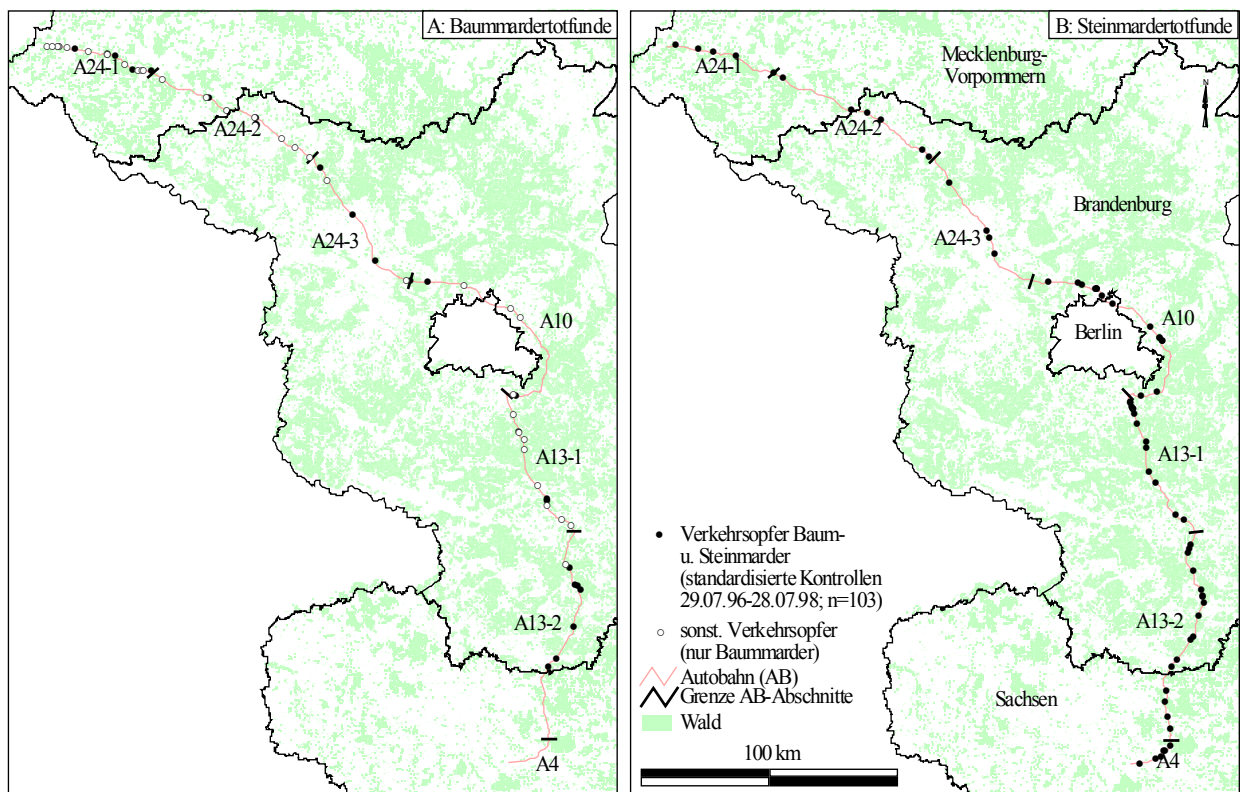


Abb. 41: Fundorte (schwarze Punkte: standardisiert erhoben; weiße Punkte: nicht standardisiert erhoben; vgl. Kap. 3.2) verkehrstoter Baum- und Steinmarder (n = 58 bzw. 68) auf einer regelmäßig kontrollierten Autobahnstrecke in Nordost-Deutschland.

Die Analyse der Fundorte der 16 mit einer systematischen Erfassungslogistik registrierten verkehrstoten Baumarder im UG1 dokumentierte lokale Unfallschwerpunkte (Abb. 40). Sechs Tiere wurden an der Autobahn A24, die das UG1 in Ost-West-Richtung durchquert, überfahren. Einen weiteren Schwerpunkt mit drei Verkehrsverlusten bildete im Nordosten die Ortsverbindungsstraße im Bereich des „Neuhofer Waldes“. Am Westrand der „Kölziner Tannen“ kam ein Baumarderrüde beim Versuch eine Pflaumenbaumallee mit reifen Früchten zu queren zu Tode. Die restlichen 6 Verkehrsoffer verteilten sich auf verschiedene Bundes- und Landstraßen im Untersuchungsgebiet (Abb. 40).

Hinsichtlich der Landnutzungsstruktur in der Umgebung der Verkehrsverluste im UG1 kamen 9 Baumarder an Verkehrswegen (z.B. A 24) zu Tode, die geschlossene Wälder zerschnitten. An weiteren 6 Fundorten zerschnitten die Straßen Strukturelemente wie Hecken, Baumreihen oder bewaldete Fließgewässer, die als Korridore zwischen verschiedenen Wäldern fungierten (z.B. zwischen „Bantiner Wald“ und „Fuchsberg/Lemmbache“). Ein erhöhtes Risiko, dem Straßenverkehr zum Opfer zu fallen, ergibt sich somit für den Baumarder, wenn Verkehrswege geschlossene Waldgebiete oder strukturreiche Lineamente (oft) zwischen Wäldern zerschneiden (Abb. 40).

Ähnliche Ergebnisse lieferte die Analyse der Baumarderverkehrsverluste an der 447 km langen Autobahnstrecke zwischen Zarrentin und Wilsdruff (Abb. 13). Zwischen 1992 und 1998 wurden 58 Verkehrsverluste registriert, davon 24 im Rahmen der zweijährigen standardisierten Kontrollen (29.07.1996 - 28.07.1998) (Abb. 41a – schwarze Punkte) und 68 Steinmarder (Abb. 41b – schwarze Punkte) erfasst.

Die meisten Baumarder-Verkehrsverluste konzentrierten sich während der zweijährigen, standardisierten Kontrollen auf den Abschnitt A24-1 in Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 41a). Mit 1,57 Verkehrsverlusten pro 1.000 km kamen hier etwa dreimal so viele Baumarder durch den Verkehr zu Tode wie entlang der restlichen Strecke (Tab. 10). Einen weiteren Mortalitätsschwerpunkt, mit 1,07 Verkehrsverlusten pro 1000 km kontrollierter Strecke, stellte der Abschnitt A13-1 in Brandenburg (Abb. 41a, Tab. 10). Auf der A10, östlicher Berliner Ring, sowie auf dem sächsischen Teil der A13/A4 wurden im Untersuchungszeitraum keine Verkehrsverluste registriert (Abb. 41a).

Auf den drei Teilen der nördlichen Autobahn A24 wurden weniger Steinmarder überfahren als auf den restlichen. Die mit Abstand höchsten Zahlen wurden mit 4,58 toten Steinmardern pro 1.000 km auf der A4 erreicht, deren kontrollierter Teilbereich den Ballungsraum von Dresden tangiert (Abb. 41b).

Diesem heterogenen Verteilungsmuster der Verkehrsverluste mit klaren Unfallschwerpunkten entlang der Abschnitte A24-1 und A13-1 entsprachen auch die Fundorte der 34 zwischen 1992 und 1998 während der nicht systematischen Erfassung zusammengetragenen Verkehrsoffer des Baumarders (Abb. 41: weiße Punkte, Abb. 42).

Die Verkehrsmortalität des Baumarders entlang der Autobahn wies - analog zum UG1 - deutliche Beziehungen zur Landnutzungsstruktur auf. Viele Fundorte lagen im Wald (64 %) oder in waldreichen Streckenabschnitten. Entlang Offenland geprägter Streckenabschnitte war die Zahl überfahrener Baumarder geringer. So wurde im mittleren, großflächig waldfreien Teilbereich des Abschnitts A24-3 in Brandenburg in den sieben Jahren nur ein Verkehrsoffer registriert. In den wenigen bewaldeten Bereichen dieses Abschnitts fanden sich dagegen vier Verkehrsoffer. Ein nicht unerheblicher Teil der überfahrenen Tiere wurde jedoch auch im vollkommen baumfreien Offenland gefunden (Abb. 41).

Tab. 10: Verkehrsverluste von Baum- und Steinmardern entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen Zarrentin und Wilsdruff - basierend auf einer systematischen Erfassungslogistik vom 29.07.1996 bis zum 28.07.1998

29.07.96-28.07.98	Autobahnabschnitt	A24-1	A24-2	A24-3	A10	A13-1	A13-2	A4	Autob. gesamt
34.837km	Länge (km)	44,9	72,4	63,9	95,1	62,3	89,3	19,0	446,9
Verkehrsverluste Baumarder	Absolute Anzahl	6	2	3	3	3	7	0	24
	je 1.000 km kontr. Strecke	1,57	0,32	0,56	0,40	0,66	1,07	0,00	0,69
Verkehrsverluste Steinmarder	Absolute Anzahl	5	6	4	16	14	17	6	68
	je 1.000 km kontr. Strecke	1,31	0,95	0,75	2,16	3,08	2,61	4,58	1,95

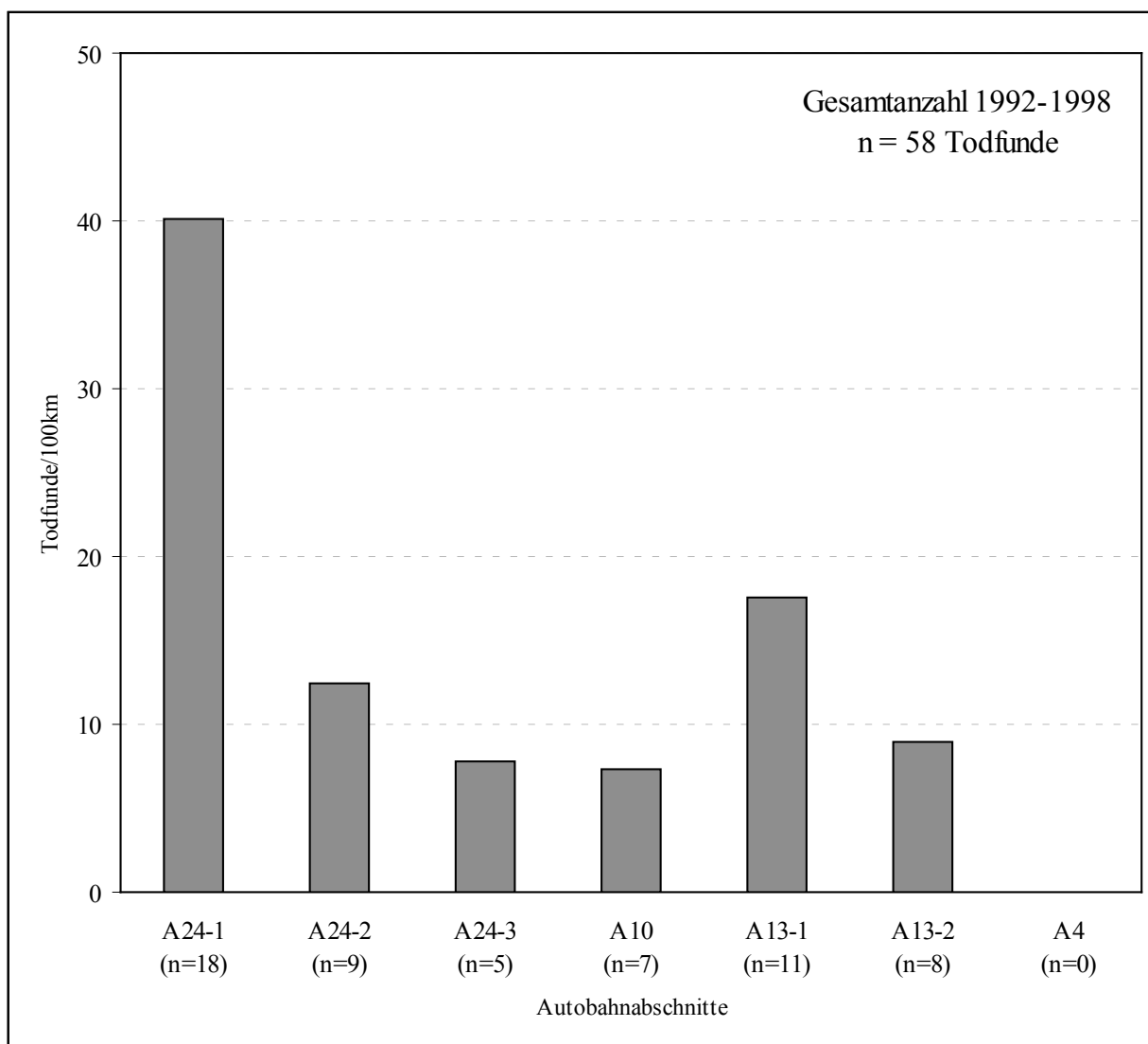


Abb. 42: Verkehrsverluste des Baummarders (n = 58) entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen Zarrentin und Wilsdruff – aufgeschlüsselt nach Autobahnabschnitten (Erfassungszeitraum: 1992-1998).

Basierend auf der systematischen Erfassung zwischen Juni 1996 und Juli 1998 wurden, bezogen auf 1.000 km Streckenabschnitt und Kontrolltag, 0,69 überfahrene Baummarder sowie 1,95 Steinmarder registriert. Daraus resultiert - hochgerechnet auf ein Jahr - ein verkehrsmortalitätsbedingter Verlust von 112 Baummardern und 318 Steinmardern entlang der gesamten, 447 km langen Autobahnstrecke und einer durchschnittlichen jährlichen Rate von etwa 25 Baummardern pro 100 km. Für den nördlichsten Abschnitt (A24-1; 44,9 km) liegt die kalkulierte jährliche Zahl an Baummarder-Verkehrsopfen bei 25,7, für die direkt durch das UG1 verlaufende Teilstrecken (13 km) bei 7,4.

Bei der jährlichen Hochrechnung für die anderen Raubsäuger wurden für die gesamte Strecke Tierzahlen von 962 Füchsen und 122 Iltissen (*Mustela putorius*) ermittelt. Marderhunde (n = 3), Waschbären (n = 2) und Minke (n = 1) wurden in diesen zwei Jahren nur selten gefunden.

Saisonalität der Verkehrsopfer auf Autobahnen

Während der zweijährigen systematischen Erfassung wurden die meisten Baummarder zwischen März und September überfahren (Abb. 43), mit einer Häufung im August und September. Bei den umfangreichen Daten zum Steinmarder fällt auf, dass erhöhte Werte von März bis Juli und im September/Oktober zu verzeichnen waren. In den kälteren Wintermonaten fielen bei beiden Arten nur wenige Tiere dem Verkehr zum Opfer.

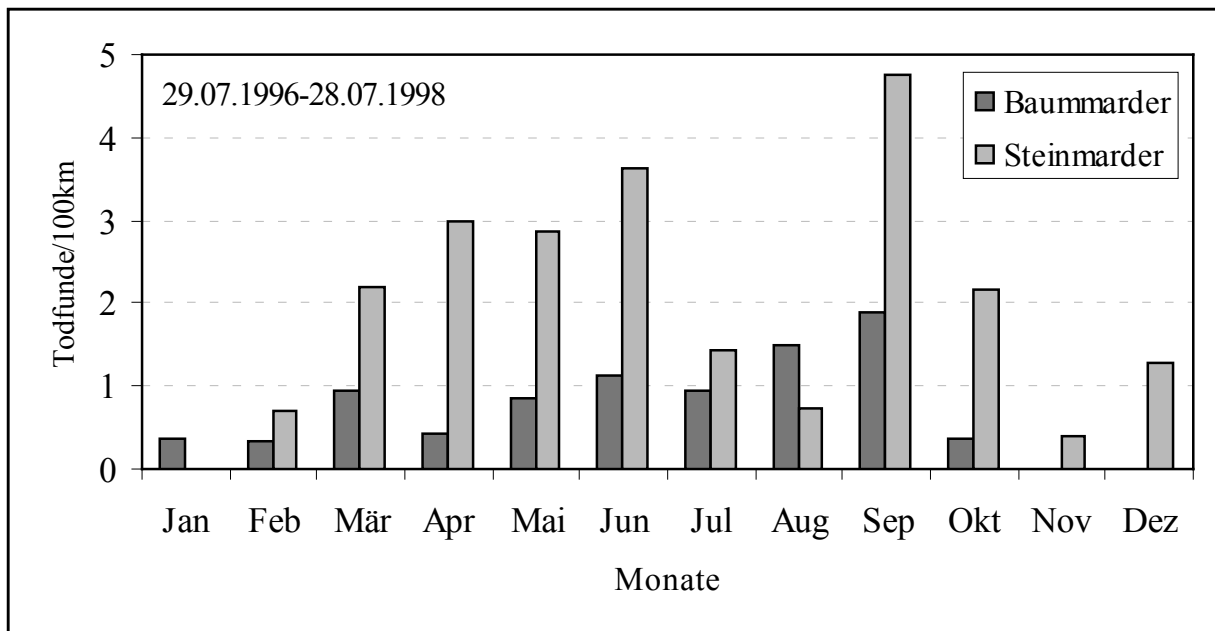


Abb. 43: Saisonale Verteilung der Verkehrsverluste des Baummarders (n = 24) und des Steinmarders (n = 68) entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen den Anschlussstellen Zarrentin und Wilsdruff - basierend auf einer systematischen Erfassungslgistik zwischen Juli 1996 und Juli 1998.

Altersabhängigkeit und Habitatspezifität der Verkehrsverluste

In gehölzfreien (ausgeräumte Agrarlandschaften) oder gehölzarmen Bereichen (Offenland geprägte Landschaften mit 1-5 ha kleinen Feldgehölzen, Gehölzstreifen, Hecken, Baumreihen, Alleen, bewaldeten Uferbereichen von Fließgewässern) fielen fast nur Tiere der AKI, teilweise auch der AKII (vor allem am Anfang des zweiten Lebensjahres) dem Verkehrstod zum Opfer (Abb. 44). Ältere Baummarder kamen nur selten in waldfreien/-armen Gebieten zu Tode. Ihre Verkehrsverluste (AKII, AKIII+) konzentrierten sich auf Straßen, die größere Wälder zerschnitten oder entlang von Waldrändern.

Von den fünf innerhalb von Siedlungen überfahrenen Baummardern zählten drei zur AKI und je ein Individuum zu AKII und AKIII+. Der der AKII zugeordnete Rüde (14/96; 1,5 Jahre) wurde mitten in der relativ großen Stadt Neubrandenburg überfahren. Ein Rüde (20/95) wurde zu Beginn seines dritten Lebensjahres am Rande einer Parkanlage in einer kleineren Ortschaft als Verkehrsoffer erfasst.

Unabhängig vom Alter wurden die meisten Baummardertotfunde im Wald (n = 27) und in verschiedensten Formen von Gehölzstreifen (n = 22) registriert (Abb. 44).

Bei den 27 im Wald überfahren Baummardern ergaben sich ein GV von 18:9 und damit ein Rüdenanteil von 67 %. Von den 30 Tieren, die außerhalb des Waldes (Agrarlandschaft & Gehölzstreifen) gefunden wurden, waren 80 % männlich (GV 24:6).

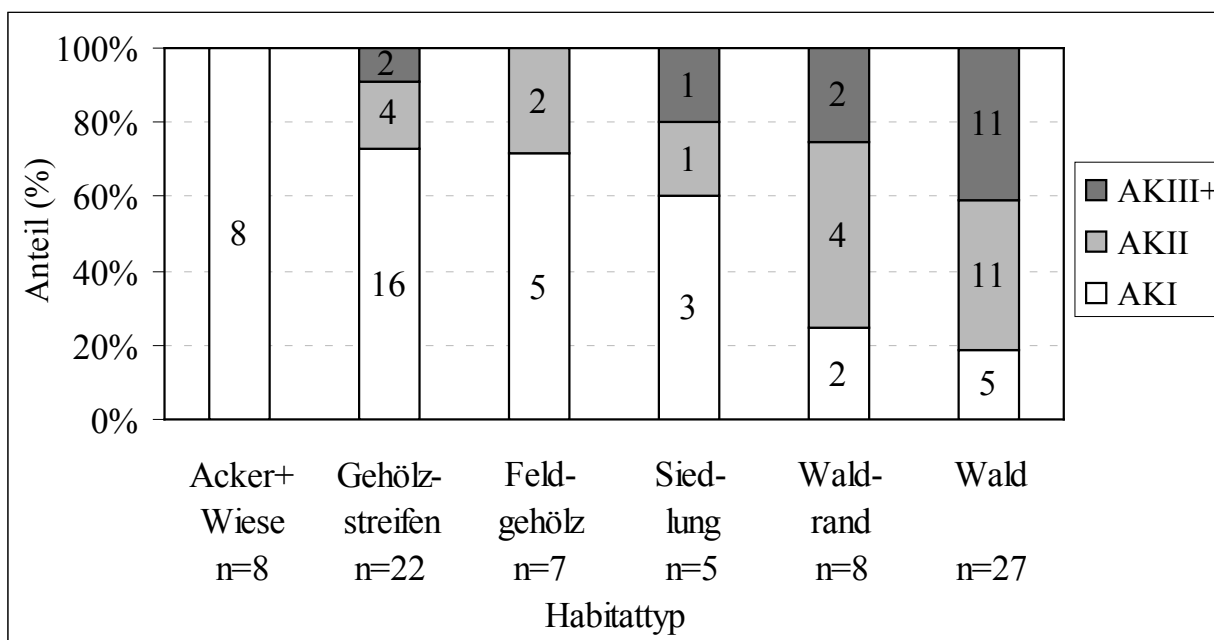


Abb. 44: Altersklassenverteilung von Baumarderverkehrsverlusten in unterschiedlichen Habitattypen – Erfassungszeitraum: 1989-1998.

Mortalitätsraten

Ein großer Teil der Welpen im UG1 starb bereits vor dem Erreichen der Selbständigkeit (31.07.). Basierend auf der Analyse von 12 Würfen ($n = 27$ Junge) lag die **Welpensterblichkeit** bei 51,8 %. Dies entspricht einer Mortalitätsrate von **0,52** (vgl. Kap. 4.3.4).

Beurteilt nach den Verlusten bei telemetrierten, selbständigen Tieren (ab 01.08., $n = 34$, ohne freigelassene, ehemalige Gehegetiere ZR13 und ZF22, durchschnittlicher Überwachungszeitraum: 216,5 Tage, Gesamtzahl der Sendertage: 7.362) bestanden Unterschiede zwischen etablierten Tieren und Tieren ohne eigenes Revier. Während des Kontrollzeitraumes starben 5 der 30 **revierbesitzenden Baummarder** ($n = 6.661$ Sendertage), was einer jährlichen Mortalitätsrate von **0,24** entspricht. Für die Marder mit eigenem Revier bedeutet dies, dass jährlich etwa ein Drittel zu Tode kommt.

Von den acht **Revierlosen** starb bei insgesamt 701 Sendertagen einer. Die jährliche Mortalitätsrate von **0,41** war damit fast doppelt so hoch wie bei den Tieren mit Revier.

Zusätzlich wurden alters- und geschlechtsspezifische **Mortalitätsraten aus der Altersstruktur aller Totfunde** im UR abgeleitet (Tab. 11). Bei den Männchen und den Weibchen der ersten beiden Altersklassen waren erhöhte Raten zwischen 0,38 und 0,61 zu finden. Im Bereich der höheren Klassen wurden niedrigere Werte bei den Rüden (AKIII-IX: 0,13-0,32) und bei den Fähen (AKIII-IV: 0,17-0,50) festgestellt, wobei die sehr alten Weibchen (AKV-VI) eine deutlich höhere Sterblichkeit aufwiesen.

Neben den dismigrierenden Jungtieren beider Geschlechter (AKI) war auch ein erheblicher Teil der AKII noch revierlos (Abb. 76b). So ergab sich für die Mortalität revierloser Rüden mit 0,46 ein fast so hoher Wert wie 0,58 für Fähen ohne Revier, so dass eine durchschnittliche Mortalitätsrate von **0,52** für **Baummarder ohne eigenes Territorium** errechnet wurde, die grobe Übereinstimmung mit der Rate aus den Telemetriedaten aufweist. Bei den **Revierbesitzern** ergab sich für Männchen durchschnittlich 0,19 und für Weibchen mit 0,34 eine deutlich höhere Mortalität. Der daraus errechnete Mittelwert von 0,26 stimmt fast vollständig mit der Mortalitätsrate (0,24) aus den Telemetriedaten überein. Wenn man die Ergebnisse von beiden Stichproben (Telemetrie & Totfunde) betrachtet, muss bei Tieren auf der Suche nach einem freien Territorium mit einer etwa doppelt so hohen Mortalität wie bei Revierbesitzern gerechnet werden.

Tab. 11: Alters- und geschlechtsspezifische Mortalitätsraten abgeleitet aus der Altersstruktur der Totfunde im UR in Abb. 7.

Altersklasse	Mortalitätsraten ♂♂		Mortalitätsraten ♀♀	
I	0,38	revierlos: = 0,46	0,61	revierlos: = 0,58
II	0,55		0,54	
III	0,32	Revierbesitzer: $\bar{x} = 0,19$	0,17	Revierbesitzer: $\bar{x} = 0,34$
IV	0,21		0,20	
V	0,27		0,50	
VI	0,27		0,50	
VII	0,13		1,00	
VIII	0,00			
IX	0,14			
X	1,00			

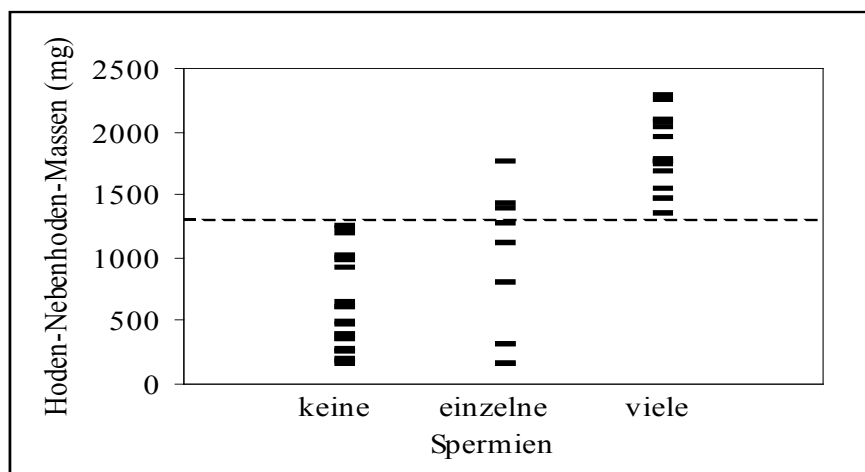
4.3 Reproduktion

4.3.1 Geschlechtsreife und Paarungsbereitschaft

Da der reproduktionsbiologische Status auch für den Stand der einzelnen Tiere im territorialen und sozialen System entscheidend ist, muss klar sein, ab wann Baumarders geschlechtsreif werden und zu welcher Zeit sie paarungsbereit sind.

Rüden

Wie die Analyse der Totfunde belegte, ist die Entwicklung von Spermien an die Hodenmasse gebunden. Kein Sperma wiesen ausschließlich Hoden unterhalb einer Gesamtmasse von 1.300 mg auf. Hoden mit viel Sperma wogen stets mindestens 1.300 mg. Am Beginn oder Ende der Spermiogenese, erkennbar am Vorkommen einzelner Spermien, variierte die Hodengesamtmasse von sehr niedrig bis sehr hoch (Abb. 45).

**Abb. 45:** Vorkommen von Sperma im Hoden/Nebenhoden im Verhältnis zur Hodengesamtmasse (n = 48) basierend auf der Analyse von Baumardertotfunden.

Die Erhebung der Hodenmaße lebender Baumarders dokumentierte einen linearen Zusammenhang zwischen Hodengröße (Summe aus Außenlänge und -breite des Hodenpaares) und Hodenmasse der Stichprobe (Abb. 46). Folglich war das Vorhandensein von Spermien auch an die Hodengröße gekoppelt. Hoden mit einer Größe (außen) <32 mm enthielten nie, Hoden >36 mm stets viel Sperma.

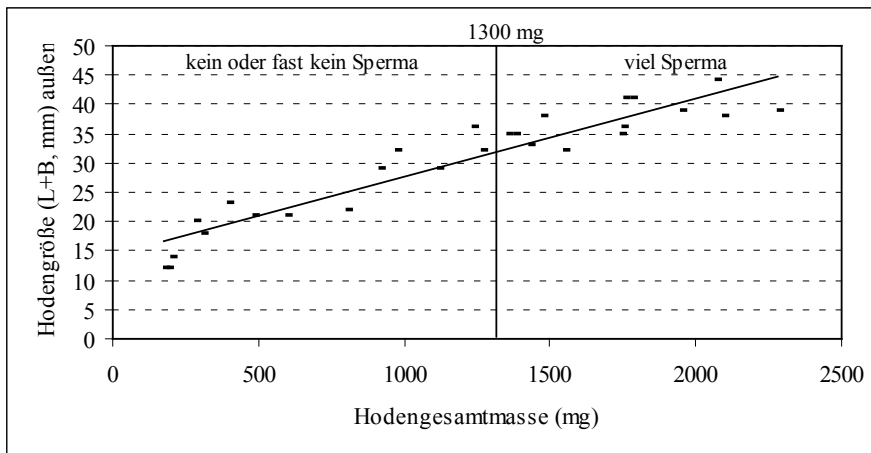


Abb. 46: Zusammenhang zwischen Hodengröße (außen) und der Hodengesamtmasse sowie dem Sperma-vorkommen von Baum-mardern (n = 27) – basierend auf der Analyse von Totfunden.

Die saisonale Entwicklung der Hodengröße und –masse ließ – trotz lückenhafter Daten – Unterschiede zwischen der Altersklasse AKI und älteren Baum-mardern erkennen (Abb. 47 und Abb. 48). Die Hoden der AKI waren deutlich kleiner und leichter als die höherer Altersklassen. Hodengrößen und –massen der subadulten Rüden (AKI) lagen zum Ende der Ranzzeit (Aug-Sep) auch deutlich unter den Grenzwerten für die Spermiogenese. Erst gegen Ende des Winters erreichten die Hoden subadultler Baum-marder Größe und Masse der höheren Altersklassen. Bei keinem Marder der AKI wurde Sperma nachgewiesen. In allen Hoden/Nebenhoden älterer Baum-marderrüden (AKII+) aus der Paarungszeit (Juni-August) fand Spermiogenese statt.

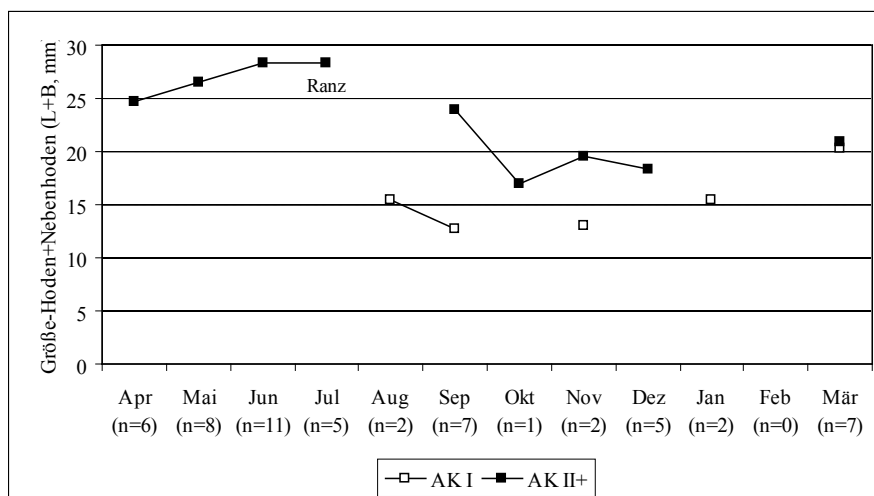


Abb. 47: Veränderung der Hodengröße (innen) von subadulten (AKI) und adulten (AKII+) Baum-mardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden.

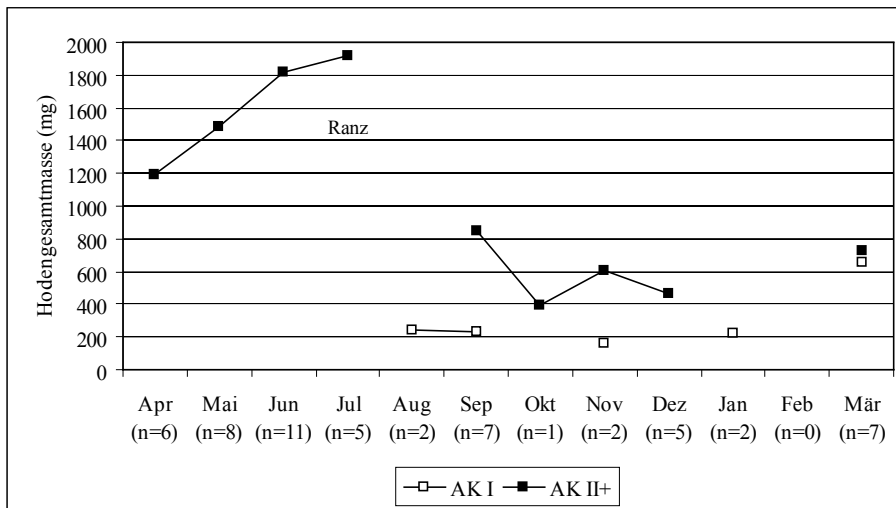


Abb. 48: Veränderung der Hodengesamtmasse von subadulten (AKI) und adulten (AKII+) Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden.

Ein Indikator für das Eintreten der Geschlechtsreife ist beim Baummarder die Existenz von Spermien im Hoden, ein sicheres Indiz für die Paarungsbereitschaft das Vorkommen von Spermien in den Nebenhoden.

Der Beginn der Spermiogenese zeigte sich bei Baummardern der AKII+ im März-April mit dem Vorkommen einzelner Spermien in Hoden wie Nebenhoden (Tab. 12). Im Mai existierte bei drei Tieren sehr viel Sperma im Nebenhoden. Ab Juni verfügten alle untersuchten Rüden über große Spermamengen im Nebenhoden. Zwei Rüden wiesen zu dieser Zeit (Juni/Juli) nur Sperma im Nebenhoden auf. Trotz einer Datenlücke im August war der Rückgang der Spermaproduktion von Juli bis September offensichtlich. Im September zeichnete sich das Ende der Spermiogenese ab. Zwischen November und (mindestens) Januar gelang kein Spermienachweis.

Tab. 12: Vorkommen von Sperma in Hoden und Nebenhoden von Baummardern der Altersklasse (AKII+) im Jahresverlauf: Anzahl der Individuen differenziert nach der Spermamenge - basierend auf der Analyse von Totfunden (n =56).

Spermien	Ort	Monate											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
viele bis sehr viele	im Hoden						3	5					
	im Nebenhoden					3	11	6					
einzelne bis einige	im Hoden			1	3	4	7			2	1		
	im Nebenhoden			2	3	3				4			
keine	im Hoden	2		6	3	3	1	1	1	6		2	5
	im Nebenhoden	2		5	3	1			1	4	1	2	5
	n (Anzahl Tiere)	2		7	6	7	11	6	1	8	1	2	5

Fähen

Durch eine noch geringere Stichprobe bei den Weibchen lag eine Datenlücke von August bis November bei der AKII+ vor.

Die Uteri der AKI waren schmal und durchscheinend (Abb. 15). Ihre Gesamtmasse unterschied sich (bis zum Ende des ersten Lebensjahres) deutlich von der der AKII+ (Abb. 51). Altersspezifische Ausprägungen scheinen auch für die Uterusastbreite zu existieren (Abb. 50). Soweit die geringe Verfügbarkeit an Stichproben in identischen Zeiträumen Aussagen zulässt, wiesen die Uterusastlängen der AKI und AKII+ keine Unterschiede auf (Abb. 49). Astbreite und Gesamtmasse der Uteri waren bei der AKII+ zum Zeitpunkt der Geburt der Nachkommen im April am Größten. Sie verringerten sich im Zuge der Uterusrückbildung und -regeneration im Verlauf des Sexualzyklus. Während die Uterusastbreite bis Juli kontinuierlich abnahm, erreichte die Uterusmasse bereits im Mai wieder das Niveau der reproduktiv inaktiven Jahresphasen (Abb. 51).

Alle Fähen wiesen am Beginn der AKII (Anfang 2. Lebensjahr) bereits einen 3 mm breiten, nicht mehr durchscheinenden Uterus auf, auch wenn sie noch nicht reproduziert hatten.

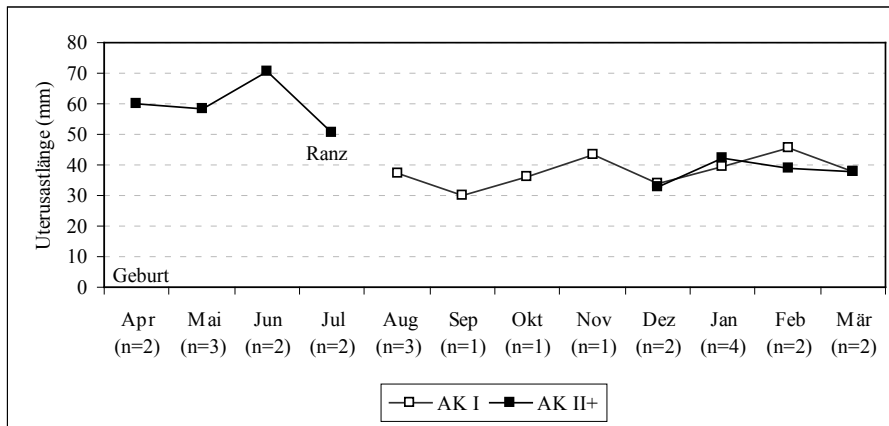


Abb. 49: Veränderung der Uterusastlänge von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).

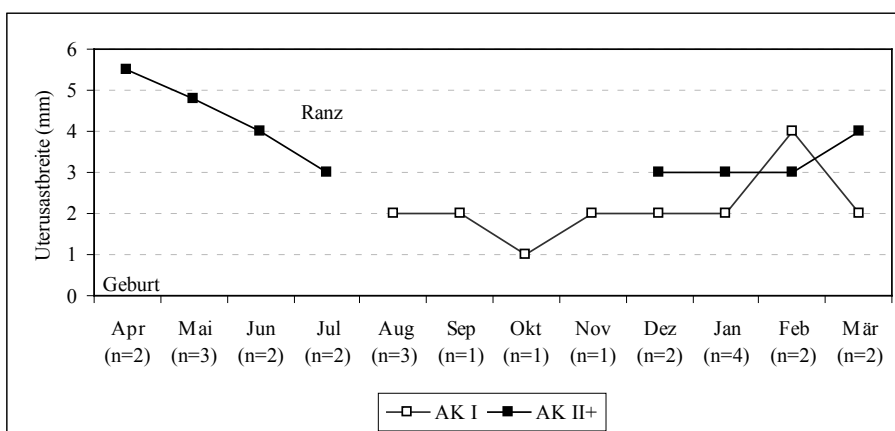


Abb. 50: Veränderung der Uterusastbreite von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).

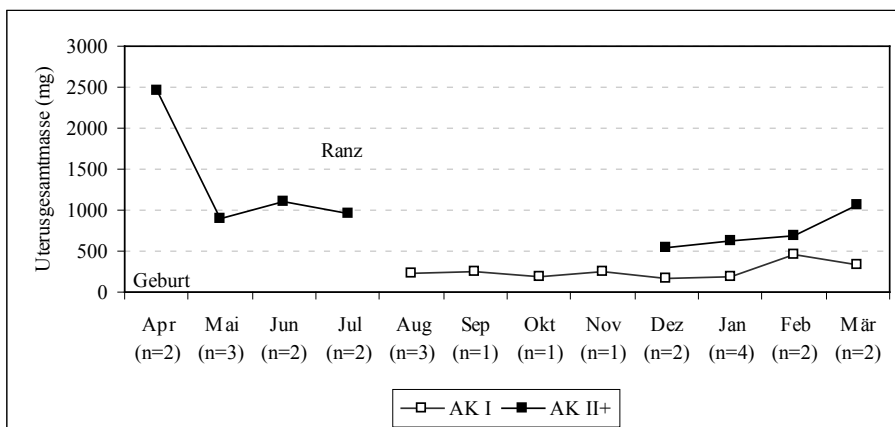


Abb. 51: Veränderung der Uterusgesamtmasse von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).

Das Erreichen der Geschlechtsreife der Fähen hängt im Wesentlichen von der Entwicklung der Ovarien ab. Masse und Größe der Ovarien subadulter (AKI) und adulter (AKII+) Baummarder unterschieden sich - trotz des extrem niedrigen Wertes einer Fähe der AKII+ im Januar - markant (Abb. 52 und Abb. 53). Die Ovarmaße und -massen der AKI waren stets deutlich niedriger als die der AKII+. Follikelbildung oder andere Hinweise auf Reproduktion wie Blastozysten, Gelbkörper oder Uterusnarben wurden bei subadulten Fähen nicht nachgewiesen. Von Januar bis zur Ranz im Juli stiegen bei beiden Altersklassen beide Ovarparameter an. Fähen am Beginn des zweiten Lebensjahres wiesen demzufolge im Juni und Juli Ovarmassen auf hohem Niveau

auf. Außerdem wurde Follikelbildung festgestellt. Mit einer Ausnahme (Nr.19/98) fanden sich auch bei allen (AKII) Blastozysten oder Gelbkörper. Bei der Baummarderfähe 19/98 handelte es sich um ein einjähriges Weibchen am Beginn der ersten Ranz, das zwar geschlechtsreif war, aber noch vor seiner ersten Paarungszeit starb.

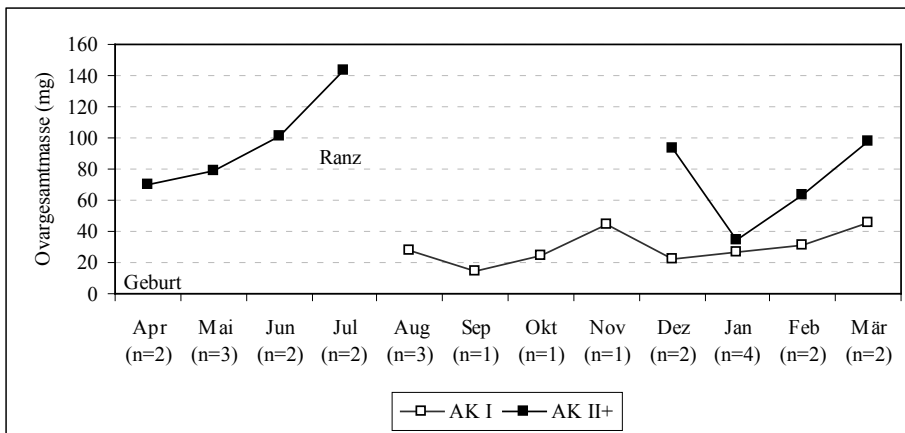


Abb. 52: Veränderung der Ovargesamtmasse von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).

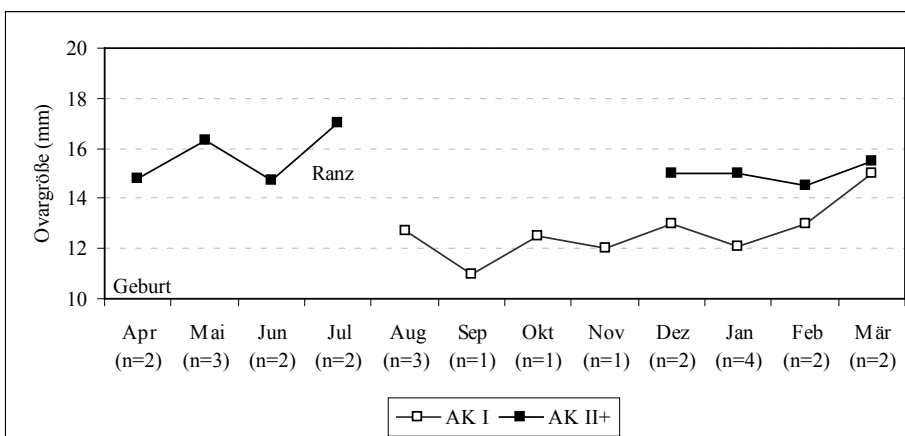


Abb. 53: Veränderung der Ovargröße von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).

Fünf der telemetrierten Baummarderfähen der AKII paarten sich zu Beginn des zweiten Lebensjahres erfolgreich und gebaren im Folgejahr ihren ersten Wurf (Tab. 14). Lediglich die Fähe ZF11 reproduzierte erstmalig mit drei Jahre

4.3.2 Ranz

Sichtbeobachtungen an Gehegetiere

Im Gehege von U. KURT (schriftl. Mitt.) in Oberzier wurde ein einzelner Deckakt am 13.07.1993 beobachtet. H.H. KRÜGER (schriftl. Mitt.) beobachtete im Baummardergerhege „Nienover“ der Universität Göttingen in drei aufeinanderfolgenden Jahren das gleiche Paar während der Paarungszeit. Sehr intensive Paarungen fanden 1994 (23.06., 10.07. & 21.07.) sowie 1995 (07.07., 12.-15.07.) statt. 1996 war nur am 04.07. ein sehr verhaltener Deckakt festzustellen. Nach H.H. KRÜGER (mdl. Mitt.) ging das „sichtbare“ Paarungsverhalten von Jahr zu Jahr deutlich zurück. Im eigenen Gehege in Tharandt wurde 1998 in Abständen von 24 bzw. 14 Tagen aufeinanderfolgend dreimal Paarungsverhalten registriert: 14.06., 12.07. und 26./27.07. Auch bei diesem Paar war im höheren Alter ab etwa 6-7 Jahren nur noch sehr wenig von der Paarung zu bemerken. Am 14.06.1998 wurden die Jungtiere des aktuellen Wurfs von der Fähe getrennt. Vorher hatten die Fähe und der, im benachbarten Gehege gehaltene, Rüde schon regelmäßig Kontakt aufgenommen. Der Rüde versuchte bereits zwei Wochen vorher die Gehegewand zu untergraben, um zum Weibchen zu gelangen. Etwa zwei Stunden nach dem Abtrennen von den Jun-

gen versuchten beide durch intensives Graben an der Trennwand zueinander zu gelangen. Nach einer Stunde wurden sie zusammen gelassen und paarten sich nach etwa 10 Minuten.

Beobachtungen an Freilandtieren

Während eines Paarungsversuchs am 12.07.1993 zog der Rüde ZR5 der Fähe ZF3 beim Festbeißen am Halsband den locker angelegten Halsbandsender über den Kopf.

Am 22.07.1994 gegen 12 Uhr lagen der Rüde ZR7 und Fähe ZF6 etwa 1 km entfernt voneinander in ihren Tagesverstecken und schliefen. Gegen 15 Uhr lief die Fähe suchend durch ihren Aktionsraum. Etwa eine Stunde später traf sie auf den schlafenden Rüden und legte sich - ohne direkte Kontaktaufnahme - ca. 10 m vom Rüden entfernt in eine Baumkrone schlafen. Bis etwa 19 Uhr schliefen beide Tiere. Ab 20.10 Uhr jagte ZR7 die Fähe ZF6 über mehrere Stunden. Dabei war teilweise über eine Distanz von 100 m lautes Kreischen und Fauchen zu hören.

Am 30.07.1995 lag die Baummarderfähe ZF10 von 6.20-8.45 Uhr bei ihren Welpen unter einem Wurzelteller in einer großen Brombeerfläche. Gegen 8.50 Uhr entfernte sie sich allein etwa 150 m von ihren Welpen und kehrte um 9.00 Uhr zum Tagesversteck zurück. Mit etwa 30 Sekunden Verzögerung folgte ihr der Rüde ZR12. 9.04-9.15 Uhr vollzog sich eine rasante Verfolgungsjagd durch die Baumkronen, begleitet von kurzen heftigen Schreien. 9.20-9.25 Uhr paarten sich beide ca. 5 m vor dem Beobachter am Waldboden im Schutz der Brombeeren. Dabei war nur noch ein leises Knurren und Brummen zu vernehmen. Ab 9.30 Uhr lagen beide für mehrere Stunden schlafend am Boden etwa 30 m von den Welpen entfernt.

Am 23.06.1997 zwischen 11.00 und 12.00 Uhr lagen ZR12 und ZF11 etwa 1 m voneinander entfernt schlafend auf einem Ast in einer großen Kiefernrone. Als das Weibchen 12.10 Uhr loslief, folgte ihr der Rüde, jedoch ohne Paarungsversuche. Am Nachmittag (14.50-15.30 Uhr) waren rasante Verfolgungsjagden zu beobachten.

Am 24.07.1997 um 5.30 Uhr folgte der Rüde ZR23 der Fähe ZF29. Um 16.30 Uhr schliefen beide zusammengerollt im gleichen Eichhörnchenkobel. Abends (21.55-22.45 Uhr) jagte ZR23 die Fähe und versuchte mehrmals sie zu decken.

Insgesamt waren im Freiland Baummarderpaarungen von Mitte Juni (14.06.) bis Ende Juli (30.07.) zu beobachten. Die Haupttranzzeit lag Mitte Juli. Die Paarungsbereitschaft der Weibchen erstreckte sich über drei bis maximal vier Phasen, die in Abständen von 11, 14 bzw. 17 Tagen aufeinanderfolgten.

4.3.3 Geburt

Wurftermine

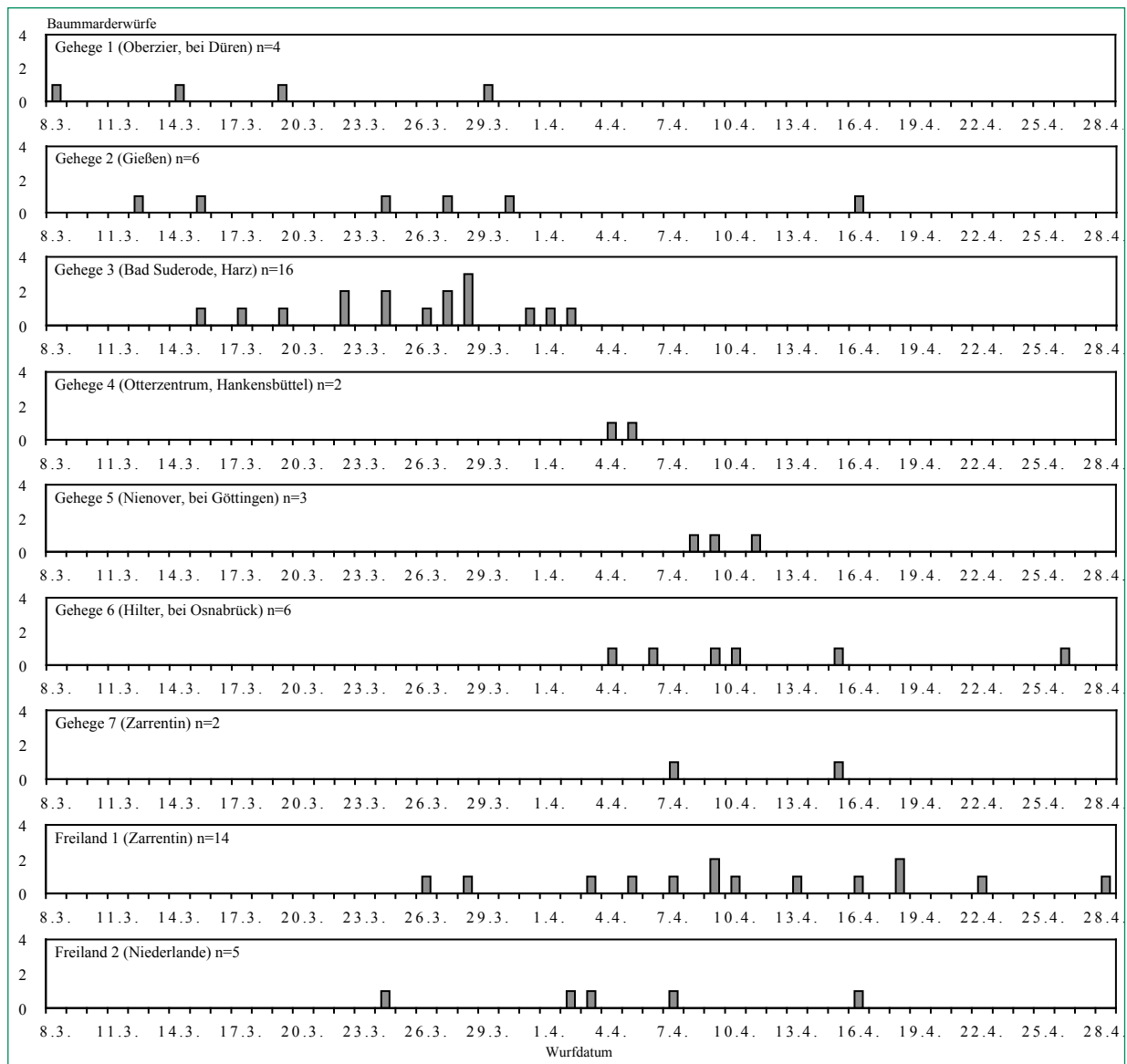


Abb. 54: Wurftermine von in Gefangenschaft und frei lebenden Baummardern – basierend auf Daten verschiedener Quellen aus Deutschland und den Niederlanden.

Entsprechend der Keimruhe und der dadurch verlängerten Tragzeit variierten die Geburtstermine zwischen Anfang März (08.03.) und Ende April (28.04.). Innerhalb eines Geheges bzw. Gebietes erstreckten sich die Wurftermine der Fähen über drei zum Teil auch vier Wochen (Abb. 54). Die Wurftermine desselben Weibchens konnten sich in verschiedenen Jahren in wenigen Tagen unterscheiden (z.B. in Bad Suderode), was selten vorkam. Meistens waren sie über mehrere Wochen gestreut.

Die Ergebnisse deuten auf eine regionale Differenzierung der Wurftermine. So kamen in mittleren Regionen Deutschlands (Gehege 1: Oberzier, Gehege 2: Düren, Gehege 3: Harz) die meisten Jungtiere im März zur Welt. Im nördlichen Deutschland (Niedersachsen: Gehege 4-6; Mecklenburg-Vorpommern: Gehege 7, Freiland 1) sowie in den Niederlanden (Freiland 2) erfolgten die meisten Würfe im April (Schwerpunkt 2. Aprilwoche).

Anteil reproduzierender Baummarderfähen

Bei 9 von 12 untersuchten adulten Weibchen (AKII+) wiesen die Uteri Anzeichen einer aktuellen (Existenz von Gelbkörpern und/oder Blastozysten) oder abgeschlossenen (Existenz von Uterusnarben/Plazentarstellen, Gelbkörpern bzw. Corpi albicans) Trächtigkeit auf (Tab. 13). Bei einem der Tiere (20/97, ZF22) ohne Reproduktions-

merkmale handelte es sich um eine Fähe, die erst nach der Paarungszeit zu Telemetriezwecken aus dem Gehege entlassen wurde und somit nicht an der Ranz teilnehmen konnte. Eine weitere Fähe (19/98) kam bereits zu Beginn ihrer ersten Ranz am 04.07.1998 zu Tode. Sieht man von diesen Spezialfällen ab, nahmen, beurteilt nach der Auswertung von Totfunden, 9 von 10 (90 %) Fähen an der Reproduktion teil.

Tab. 13: Anzahl von Gelbkörpern, Blastozysten und Uterusnarben adulter Baummarderfähen - basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 9).

Akt-Nr.	Datum	Alter Jahre, Mon	Zitzen		Gelbkörper			Blastozysten			Uterusnarben		
			Länge (mm)	Breite (mm)	links	rechts	Σ	links	rechts	Σ	links	rechts	Σ
11/96	17.07.1996	1,04			1	2	3						
1/95	01.01.1995	1,10			2	1	3	0	1	1			
2/97	11.02.1997	1,11	1	1	0	2	2	0	1	1			
3/97	15.02.1997	1,11			3	0	3	3	0	3			
4/95	11.03.1995	4,12			1	1	2	1	1	2			
17/97	25.04.1997	5,01	7	4	2	1	3				1	2	3
9/96	12.05.1996	2,02	6	4							2	2	4
28/96	18.05.1996	6,02	8	4	2	0	2				1	2	3
24/96	05.06.1996	3,03			2	1	3				2	0	2
n = 9					$\bar{x}$ (n = 8)		2,62	$\bar{x}$ (n = 4)		1,75	$\bar{x}$ (n = 4)		3,0

Von 30 im UG1 kontrollierten, revierbesitzenden Baummarderfähen beteiligten sich fünf nach dem Erreichen der Geschlechtsreife an ihrer ersten Ranz (Tab. 14). Von den restlichen 25 reproduzierten 17 (68 %) erfolgreich. Acht Weibchen (32 %) blieben ohne Wurf, darunter zwei Fähen (ZF3 und ZF27) sogar in zwei aufeinanderfolgenden Jahren. ZF3 führte in den beiden Jahren ohne Wurf regelmäßig Ausweichbewegungen nach Norden aus (vgl. Kap. 4.1.4 & Abb. 33). ZF6 wurde 1995 aus ihrem Aktionsraum verdrängt und gebar auch im Folgejahr keine Jungen (vgl. Kap. 4.3.5 und Abb. 64).

Tab. 14: Daten zur Reproduktion telemetrierter Baummarderfähen im UG1.

Fähe	F3	F6	F10	F11	F16	F17	F25	F27	F29	F30	F35
Wald- gebiet Jahr	Wifo	Bantiner Wald	Kölziner Tannen	Kölziner Tannen	Bantiner Wald	Wifo	Testorfer Wald	Lemm- brache	Galliner Tannen	Neuhofer Wald	Valluhner Tannen
1993	1. Ranz	*									
1994	1W (1,0) 28.04. <i>Schwarz- specht- höhle</i>	1. Ranz		*	*						
1995	-	3W 09.04. <i>Schwarz- specht- höhle</i>	2W (1,1) ca. 15.04 <i>Schwarz- specht- höhle</i>	1. Ranz	1. Ranz	*					
1996	-	-	3W (2,1) 16.04. <i>Nist- kasten</i>	-	3W (2,1) 28.04. <i>Schwarz- specht- höhle.</i>	1. Ranz			*	Wurf o	
1997	3W 22.04. <i>Kobel</i>			1W (1,0) April <i>Nist- kasten</i>	2W (2,0) 10.04. <i>Schwarz- specht- höhle.</i>	1W (0,1) 18.04. <i>morscher Stamm+ Schwarz- specht- höhle</i>	-	-	1.Ranz	Wurf April <i>Schwarz- specht- höhle</i>	Wurf o
1998				2W	2W (2,0) 03.04. <i>Astloch</i>		2W	-	3W (2,1) ca. 15.04 <i>Grün- specht- höhle</i>	3W (2,1) 07.04. <i>morscher Stamm+ Schwarz- specht- höhle</i>	-
Σ	2 Würfe in 4J.	1 Wurf in 2J.	2 Würfe in 2J.	2 Würfe in 3J.	3 Würfe in 3J.	1 Wurf in 1J.	1 Wurf in 2J.	0 Würfe in 2J.	1 Wurf in 1J.	3 Würfe in 3J.	1 Wurf in 2J.

(W: Welpenzahl; Geschlechterverhältnis (Rüden/Fähen), (DD.MM): Wurftermin, kursiv: als Wurfplatz genutzte Requisiten, o: Wurf ohne Informationen, * Geburtsjahr der Fähe, -: kein Wurf in dem entsprechenden Jahre, Σ: Gesamtwurfszahl im Kontrollzeitraum, Kontrollzeitraum: hellgrau unterlegt)

Wurfgrößen und Geschlechterverhältnis

Im Mittel wurden bei den wenigen, weiblichen Totfunden aus dem UR, bei denen Reproduktionsparameter erhoben werden konnten ($n = 9$), 2,62 Gelbkörper, 1,75 Blastozysten und 3,0 Uterusnarben pro Fähe festgestellt (Tab. 13). Daraus resultiert eine Reproduktionsrate von 2,5 Jungtieren pro Weibchen.

Im UG1 brachten die telemetrierten Weibchen durchschnittlich 2,42 Welpen pro Wurf zur Welt (Tab. 14). Die mittlere Wurfgröße zweijähriger Fähen ($n = 6$) betrug 2,0 Welpen, die durchschnittliche Wurfgröße älterer Fähen ($n = 8$) lag mit 2,4 deutlich darüber (Tab. 14). In den Niederlanden wurden bei freilebenden Baummardern mit durchschnittlich 2,8 Welpen je Wurf ($n = 6$) geringfügig mehr Jungtiere geboren (S. Broekhuizen, G. Müskens, mdl. Mitt. Tab. 15).

Tab. 15: Daten zur Reproduktion von Gehegetieren und freilebenden Baummardern nach verschiedenen Quellen aus Deutschland und den Niederlanden.

	Gehege 1	Gehege 2	Gehege 3	Gehege 4	Gehege 5	Gehege 6	Gehege 7	Freiland 1	Freiland 2	gesamt
Ort	Oberzier	Gießen	Bad Suderode	Hankensbüttel	Nienover	Hilter	Zarrentin	Zarrentin UG1	Niederlande	
Betreiber	privat	AK Wildbiologie	privat	Otterzentrum	Universität Göttingen	privat	privat			
Betreuer/ Erfasser	U. Kurt	K. Kugelschafter	H. Hoppe	C. Reuther	H.H. Krüger	W. Bischof	N. Stier	N. Stier	S. Broekhuizen/ G. Müskens	
Wurfdatum	8.3.-29.3.	12.3.-16.4.	15.3.-2.4.	4.4.-5.4.	8.4.-11.4.	4.4.-26.4.	7.4.-15.4.	26.3.-28.4.	24.3.-16.4.	8.3.-28.4.
Wurfzahl	4	6	15	2	3	6	2	19	6	63
Welpenzahl	12	15	45	6	8	11	3	46	17	163
Welpen/ Wurf	3,0	2,5	3,0	3,0	2,7	1,8	1,5	2,4	2,8	2,6
Geschlechterverhältnis	6,6 (1:1)	7,8 (0,9:1)	23,18 (1,28:1)	6,0 (1:0)	3,4 (0,75:1)	7,4 (1,75:1)	2,0 (1:0)	27,9 (3:1)		81,49 (1,76:1)
Anzahl 1er Würfe		1	1		1	2	1	3	1	10
Anzahl 2er Würfe	1	1	5	1		3	1	6	2	20
Anzahl 3er Würfe	2	4	5		1	1		9		22
Anzahl 4er Würfe	1		2	1	1			1	3	9
Anzahl 5er Würfe			1							1
Anzahl 6er Würfe			1							1

Einen Bestand von 13 Baummarderfähen vorausgesetzt (s.a. Kap. 4.1.2 und Kap. 4.4.1 sowie Abb. 27) und unter der Annahme, dass 57 % der revierbesitzenden Fähen jedes Jahr reproduzieren (Tab. 14), ergibt sich für das UG1 ein jährlicher Populationszuwachs von 18 Welpen.

Die Wurfgröße von Gehegetieren variierte in der Regel zwischen 1 und 4 Welpen. Meist wurden 2–3, in Ausnahmefällen 5 oder 6 Jungtiere (je ein durch den Autor bestätigter Wurf im Gehege 3, Harz) geboren. Die durchschnittliche Wurfgröße der einzelnen Gehege variierte zwischen 1,5 und 3,0 (Tab. 15). Mit 2,6 Welpen lag die mittlere Wurfgröße aller Gehegetiere etwas über dem für Freilandtiere im UG1 errechneten Wert von 2,4.

Das Geschlechterverhältnis von im Gehege geborenen Jungtieren war im Mittel mit 54♂♂:40♀♀ (1,35:1) geringfügig (nicht statistisch gesichert) zugunsten der Rüden verschoben (Tab. 15). Bei 15 Würfen aus dem UG1 und seines unmittelbaren Umfeldes zeigte sich mit 27♂♂:9♀♀ eine extreme Verschiebung (3:1, $p < 0,01$) zugunsten der Rüden. Nie war mehr als ein weiblicher Welp pro Wurf vertreten.

Bei 12 Würfen mit einer Welpenzahl zwischen 1–3 lag die Anzahl der angesogenen Zitzen stets um eins höher als die Welpenzahl. Nur bei einer Fähe (ZF16, 1998) entsprach einmal die Jungtierzahl (2) der Anzahl vergrößerter Zitzen. Die Zitzen der laktierenden Weibchen waren 10–11 mm lang und hatten einen Durchmesser von etwa 5 mm. Eine Vergrößerung der Zitzen wurde bis Anfang August ermittelt. Bei ZF10 war bereits am 09.03.1996 das Gesäuge deutlich größer, obwohl die Geburt erst am 16.04.1996 stattfand.

4.3.4 Welpenaufzucht

Verstecke für die Jungenaufzucht

Als Wurfverstecke wählten die Weibchen häufig Schwarzspecht- ($n = 14$) und sehr selten Grünspechthöhlen ($n = 1$). Weitere fünf befanden sich in natürlichen Baumhöhlen meist abgestorbener Bäume oder in Astlöchern. Fehlten natürliche Höhlen dienten Raufußkauznistkästen ($n = 2$) und sogar ein Eichhörnchenkobel ($n = 1$) als Wurfversteck für die Jungen. Standen mehrere Schwarzspechthöhlen zur Auswahl, wählten die Weibchen meist ältere Höhlen mit mehreren Eingangslöchern. Dabei war die Höhle oft mit Holzmulm aufgefüllt, wodurch der

Höhlenboden auf Höhe des untersten Eingangsloches lag. Bei den Höhlenkontrollen waren keine Anzeichen einer aktiven Auspolsterung zu finden. Die Welpen lagen in einer Mulde im Mulm, teilweise gemeinsam mit Federn von Beutetieren.

Neben Fichten, Kiefern und Eschen befanden sich die meisten Wurfverstecke in Buchen (74 %). Die Höhlen waren in einer Höhe von 3 bis 22 m, meist aber zwischen 5-14 m. Der Mittelwert lag bei 10,5 m.

Die Verstecke lagen nicht immer in abgelegenen, störungsarmen Waldteilen, sondern befanden sich auch regelmäßig an Waldrändern, Wegen oder Straßen (Abb. 56), in Abhängigkeit vom Vorkommen dieser Requisiten. Typisch für die meisten Wurfplätze war das Vorhandensein einer Latrine, die sich in der Regel oberhalb des Höhleneinganges auf Ästen befand (Abb. 55). In 2 Fällen wurde trotz intensiver Suche auch in den benachbarten Bäumen keine Latrine gefunden.

Einige Höhlen wurden in mehreren, aufeinanderfolgenden Jahren genutzt. ZF6 gebär 1995 in einer Schwarzspechthöhle Junge, in der sie selbst 1993 als Tochter einer unbesenderten Fähe geboren wurde. ZF16 wählte im selben Waldgebiet 1996 und 1997 die gleiche Schwarzspechthöhle, wechselte dann 1998 in ein ausgefaultes Astloch. Im Jahr 2000 brachte sie wieder in der früher genutzten Spechthöhle Welpen zur Welt. ZF17 bewohnte 1997 als zweites Versteck die Wurfhöhle von ZF3 im Jahr 1994. In den Wäldern „Bantiner Wald“ und „Wifo“ standen jeweils etwa 25-30 verschiedene Schwarzspechthöhlen zur Verfügung. 1996 brachte ZF10 im selben Raufußkauznistkasten Junge zur Welt wie ZF11 1997. In der Nähe der Ortschaft Kogel an der Südgrenze des UG1 wurden 1994, 1995, 1997 und 1998 von einer nicht telemetrierten Fähe Welpen in derselben Schwarzspechthöhle geboren.

Außerhalb der Jungenaufzuchszeit wurden Höhlen nur sehr selten als Schlafplatz aufgesucht (vgl. auch STIER 2000a). Im sehr kalten Februar 1994 schlief ZF3 für jeweils 4 Nächte in zwei verschiedenen Schwarzspechthöhlen. In einer der Höhlen brachte sie etwa zwei Monate später ihr Junges zur Welt.

Keine Fähe suchte früher als einen Tag vor der Geburt ihren Wurfplatz auf. Bei der Fähe ZF6 war 1995 zu beobachten, dass sie sogar erst wenige Stunden vor der Geburt vom Schlafplatz in einen Eichhörnchenkobel in die ca. 20 m entfernte Wurfhöhle wechselte.



Abb. 55:
Schwarzspechthöhle als Wurfversteck mit darüberliegender Latrine.



Abb. 56: Wurfhöhle in einem Alleebaum.

Die Beobachtung telemetrierter Fähen mit Würfen ($n = 11$, davon 9 ab dem Zeitpunkt der Geburt) erbrachte folgende Ergebnisse: In der ersten Phase nach der Geburt bewohnten die Familien stets Verstecke in Bäumen, meist Schwarzspechthöhlen, natürliche Baumhöhlen oder Nistkästen. In der Regel im Welpenalter von 60-70 Tagen (Ausnahme: ZF3, 1994, Welpenalter: 40 Tage) wechselten sie dann zu Schlafplätzen am Erdboden. In dieser zweiten Phase wurden deckungsbietende Strukturen wie Wurzelteller, Holzstapel, hohle Stammfüße dicker Bäume, Reisighaufen und dichte Vegetation bevorzugt. Im UG2 nutzte die Fähe RF1 im Jahr 2000 Baumhöhlen in verschiedenen Eichen und wechselte mit ihren Welpen nicht in Verstecke am Erdboden.

In der 3. Phase, im Jungtieralter von 80-100 Tagen befanden sich die Schlafplätze wieder in den Baumkronen. Mit zunehmendem Alter der Welpen nahm die Dauer der Nutzung eines Wurfversteckes ab (Abb. 57). Während der ersten Phase nutzten die Familien in der Regel ein Wurfversteck. Seltener wechselten sie zwischen zwei bis drei Requisiten. In der zweiten Phase hielten sie sich ebenfalls an ein oder zwei verschiedenen Plätzen auf. Während der 3. Phase verweilten sie nur noch kurzzeitig in ein und demselben Versteck. Ab einem Welpenalter von etwa 90-100 Tagen, vollzog die ganze Familie einen, für adulte Baumarder typischen, täglichen Schlafplatzwechsel.

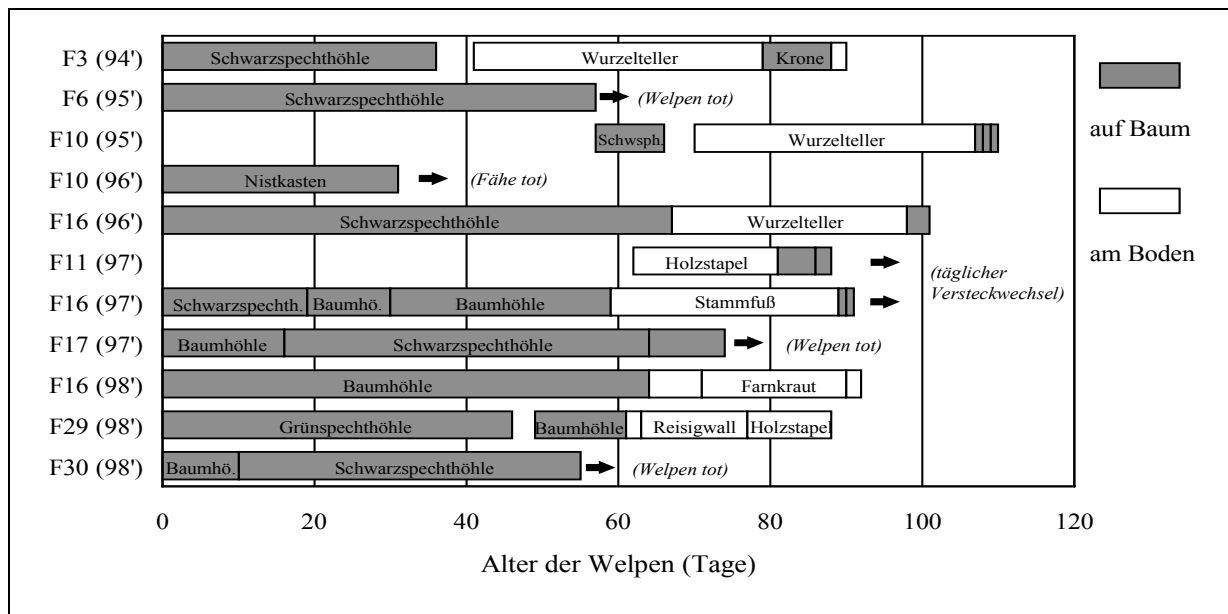


Abb. 57: Dauer der Nutzung unterschiedlicher Wurfverstecke in Abhängigkeit vom Alter der Baummardeerwelpen im UG1.

Der Umzug zwischen zwei Verstecken vollzog sich meistens in der Dunkelfase ($n = 7$). Lediglich zwei Versteckwechsel 1997 im „Bantiner Wald“ erfolgten – wie die Videoüberwachung dokumentierte – um die Mittagszeit (10.40 Uhr bzw. 12.14 Uhr). Hierbei trug das Weibchen die Jungen im Nackenfell haltend, so dass bei ihnen eine Tragestarre ausgelöst wurde. Je nach Entfernung des neuen Unterschlupfes betrug der Abstand zwischen dem Abholen der Jungen 23 bis 42 Minuten. ZF16 holte am 05.06.1998 das erste Junge um 21.58 Uhr und das zweite um 22.40 Uhr aus dem Nest, um sie ins 800 m entfernte neue Versteck zu tragen. Dabei bewegte sie sich mit einer Geschwindigkeit von 2,3 km/h. Die Fähe ZF30 transportierte am 16.04.1998 um 1.39 Uhr den ersten, um 2.04 Uhr den zweiten und um 2.37 Uhr den dritten Welpen in die 270 m entfernte, neue Spechthöhle. Entsprechend den Zeiträumen von 23 und 25 Minuten dazwischen lief sie mit einem Tempo von etwa 1,4 km/h. In einem Extremfall transportierte ZF10 am 15.05.1996 um 3.14 Uhr das erste und um 3.52 Uhr das zweite Junge in das neue Versteck. Das dritte Junge wurde erst nach 41 Stunden am 16.05.1996 um 20.41 Uhr abgeholt.

In einigen Fällen durchquerten die Fähen beim Versteckwechsel fast den gesamten Aktionsraum, so dass aufeinanderfolgende Wurfverstecke oft weit voneinander entfernt lagen und nur mit Hilfe der Telemetrie (oder durch Individualerkennung) dem gleichen Weibchen zugeordnet werden konnten. Die Welpenverstecke benachbarter Weibchen lagen dagegen teilweise nah beieinander.

Abwesenheit der Fähe von der Wurfhöhle

Die Ergebnisse basieren auf der Auswertung von Videoaufzeichnungen an fünf Baummardeerwürfen. Die beiden Würfe der Fähe ZF16 im „Bantiner Wald“ wurden 1997 und 1998 vom Tag der Geburt bis zum Welpenalter von 29 (1997) bzw. 63 (1998) Tagen durch Videoüberwachungsanlagen fast lückenlos kontrolliert (Abb. 58 und Abb. 59). Die Jungenaufzucht der drei anderen Baummardeerfähen wurde mit größeren Lücken oder über kürzere Zeitspannen dokumentiert (Anhang 7).

Während der ersten 48 Stunden nach der Geburt blieben alle Fähen bei ihren Welpen. In der 3. bis 7./8. Nacht gingen sie nach Einbruch der Abenddämmerung während der ersten Nachthälfte für 2-3 Stunden auf Nahrungssuche. Etwa ab dem 10. Lebenstag dehnten sich die Ausflüge der Fähen bereits auf 6-8 Stunden aus. Beginnend mit dem 24. Lebenstag nutzten die Fähen erstmalig zwei Aktivitätsphasen pro Nacht zur Nahrungssuche. Ab einem Welpenalter von 50 Tagen suchten die Weibchen regelmäßig mehrmals pro Nacht nach Nahrung und kehrten dazwischen nur kurz zur Höhle zurück. Insgesamt verbrachten die Welpen in dieser Zeit etwa 30-50 % der Nacht allein (Abb. 60). Die Dauer der Abwesenheit schwankte von Nacht zu Nacht. Am 20./21.04. und am 26./27.04. 1997 ließ ZF16 ihre Jungen für mehr als 24 Stunden allein. In der zweiten Nacht lagen die Temperaturen um den Gefrierpunkt und einer der beiden Nachkommen starb. Danach erfolgte ein Höhlenwechsel mit dem Überlebenden.

Ab dem 37. Lebenstag schlief ZF16 regelmäßig neben der Wurfhöhle auf einem Ast. Sie entfernte sich dabei jedoch nie weiter als 10 m von der Wurfhöhle.

Die Weibchen verließen die Wurfhöhlen grundsätzlich über die Kronen benachbarter Bäume, um dann etwa 30-40 m entfernt zum Waldboden zu wechseln. Nur in seltenen Fällen kletterte die Mutter direkt am Stamm des

Wurfhöhlenbaumes empor. Das Schreien der Welpen nach dem Verlassen des Nestes durch das Muttertier war bis zu einer Distanz von 60-80 m zu hören. Einmal kehrte die Fähe ZF16 nach 50 m zum Wurfversteck zurück, um die Welpen durch „Muckern“ zu beruhigen. Erst nachdem die Welpen über mehrere Minuten still waren, lief sie erneut los.

Rüden hielten sich nach Sichtbeobachtungen und Telemetriedaten nie in der Nähe der Welpen auf.

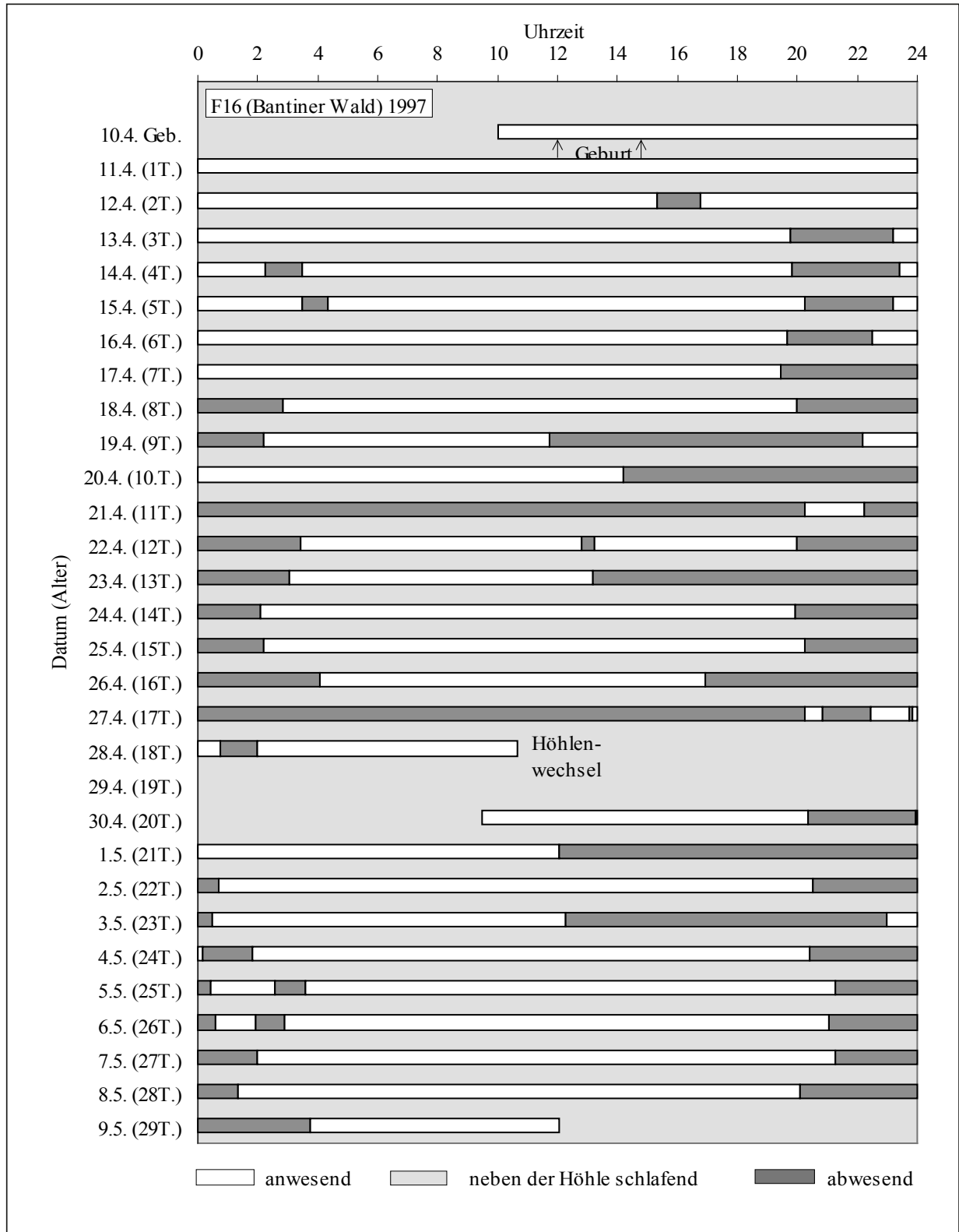


Abb. 58: Aufenthalt der Baummarderfähe ZF16 in der Wurfhöhle: Phasen der Anwesenheit und Abwesenheit in Abhängigkeit vom Alter der Welpen und der Tageszeit (1997).

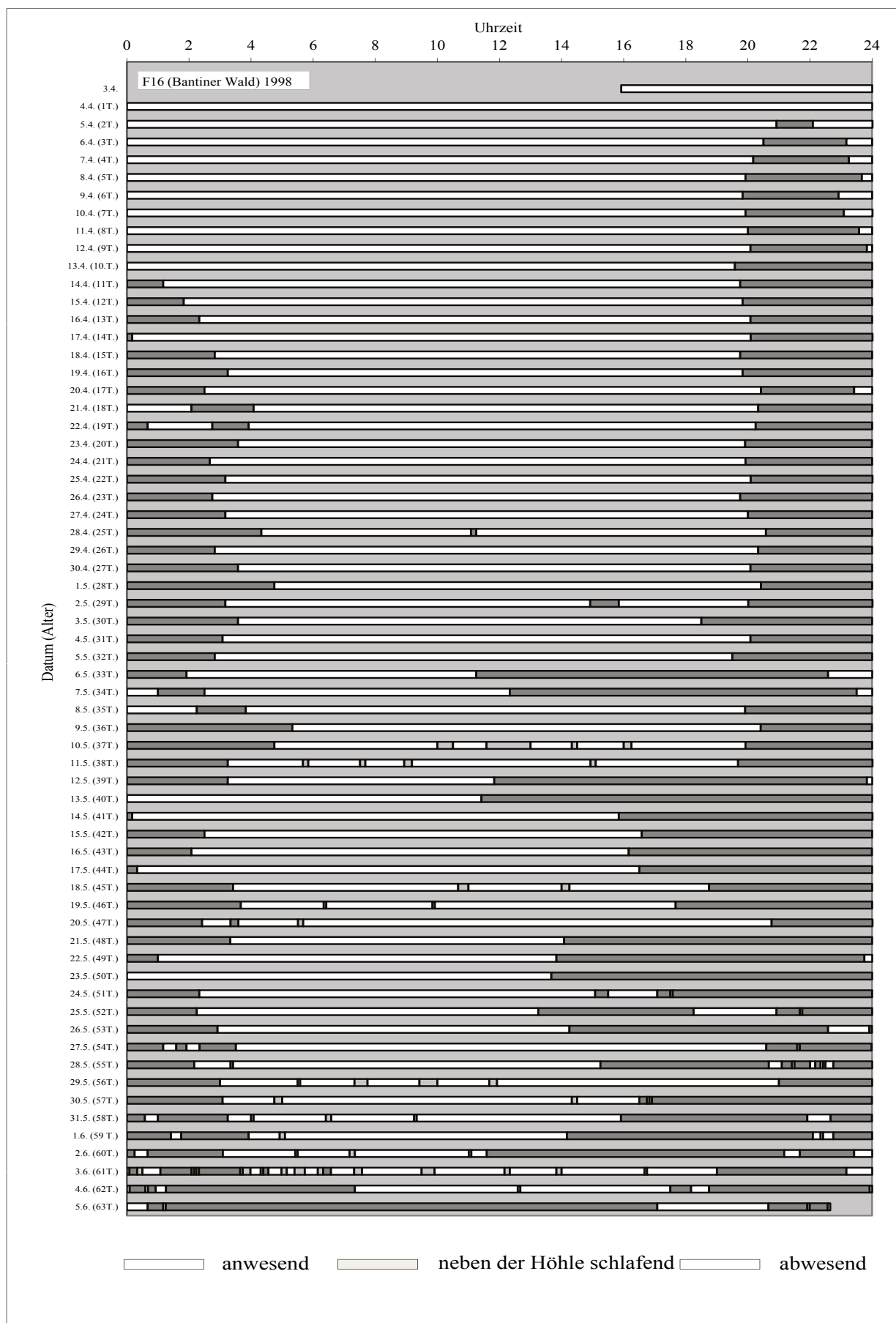


Abb. 59: Aufenthalt der Baummarderfähe ZF16 in der Wurfhöhle: Phasen der Anwesenheit und Abwesenheit in Abhängigkeit vom Alter der Welpen und der Tageszeit (1998).

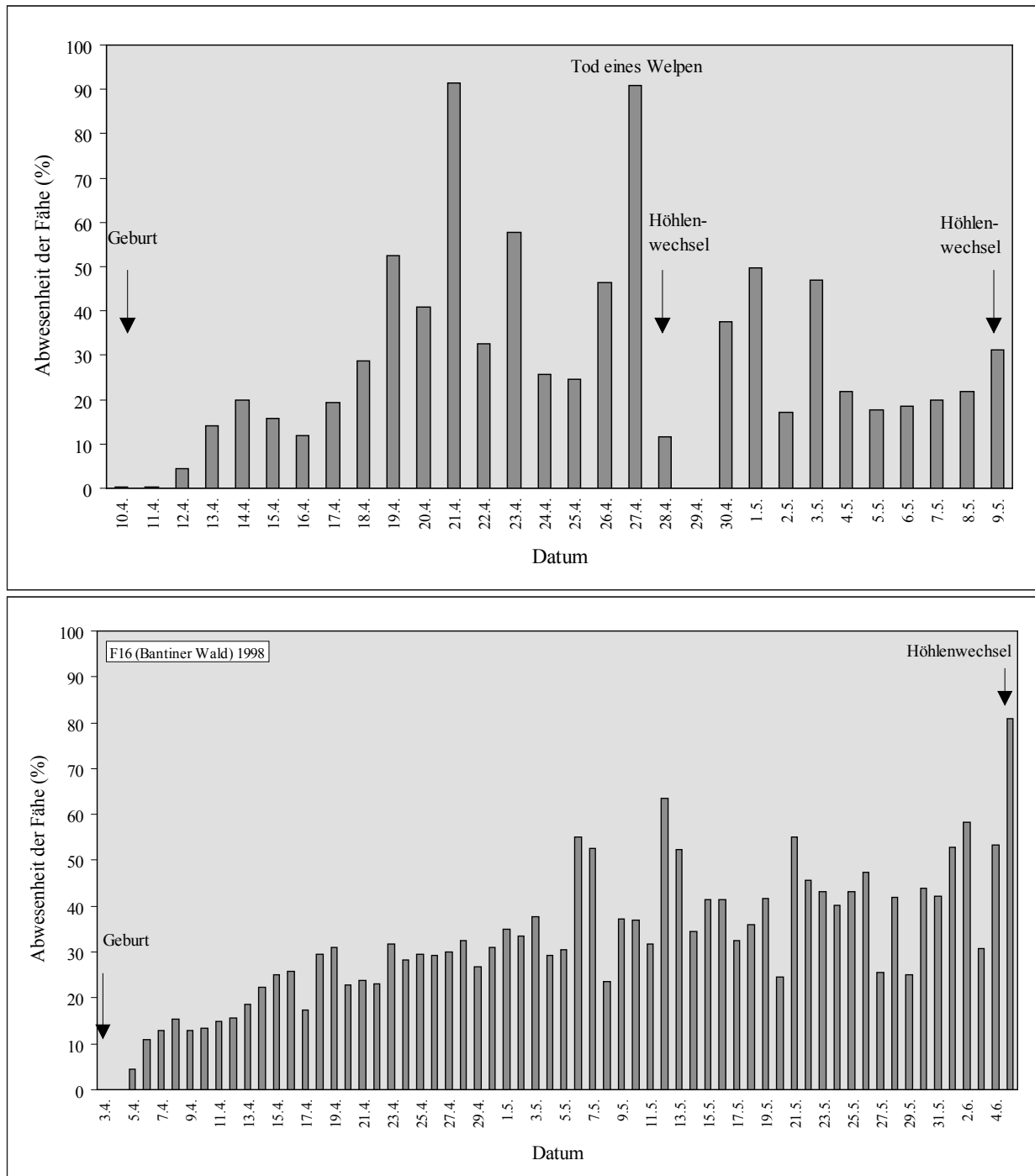


Abb. 60: Anteil der Abwesenheit (%-Anteile bezogen auf einen 24 Stunden Tag) der Baummarderfähe ZF16 von der Wurfhöhle in den Jahren 1997 (oben) und 1998 (unten).

Entwicklung der Welpen

Informationen über die Entwicklung der Welpen basieren auf einer Langzeitvideoüberwachung des Wurfes der Fähe ZF16 1998 im „Bantiner Wald“. Am 52. Lebenstag waren erstmals Kletterversuche innerhalb der Höhle zu erkennen. Vier Tage später (29.05.1998) hielt sich der erste Welpen kurzzeitig außerhalb der Höhle auf, wurde jedoch sofort von der Mutter zurückgezogen. Am 58. Lebenstag (31.05.) spielten die Jungen intensiv mit dem Weibchen, zum Teil auch im Eingangsbereich der Höhle. Sie schauten dabei regelmäßig aus dem Loch. Ab dem 01.06. spielten die Geschwister auch für längere Zeit außerhalb der Wurfhöhle und machten dabei erste Kletterversuche.

Am 28.04.1998 (25. Lebenstag) erbeutete die Mutter in der Nähe der Höhle ein Eichhörnchen und brachte es als erste Beute zu den Welpen. Vorher war kein Zutragen von Futter zu beobachten. In den folgenden Wochen wurden am 06.05./ 08.05./ 17.05./ 20.05. und 21.05. je ein oder zwei Beutestücke zugetragen. Ab dem 24.05. (51. Tag)

versorgte die Fähe die Jungtiere regelmäßig mit Beute. Dabei stieg die Anzahl der Beutetiere im Laufe der Zeit von 3 (24.05.) auf 4–5 (ab 04.06.) pro Nacht. Bei den Beutetieren handelte es sich um Kleinsäuger, Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) und Vögel (sperlingsgroß, drosselgroß, taubengroß). Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), Tauben (*Columba spec.*), Dohlen (*Corvus monedula*) und Amseln (*Turdus merula*) konnten unter den Vögeln eindeutig identifiziert werden, einige davon waren Jungvögel.

Mehrmals täglich verließen alle Weibchen die Wurfhöhle für 1–3 Minuten um Kot und Urin abzugeben. Dies erfolgte meist einmal ($n = 9$), zweimal ($n = 7$) oder dreimal ($n = 6$) pro 24 Stunden, nur ausnahmsweise 4–5mal. Das „Hassen“ von Vögeln (Scheinangriffe) auf die Baummarder oder Angriffe auf sie wurden regelmäßig bei der Videoüberwachung registriert. Am 13.05.1996 versuchte ein Habichtweibchen (*Accipiter gentilis*) die Baummarderrähe ZF10 zweimal kurz hintereinander zu greifen. ZF16 wurde am 19.04.1997 von einem Mäusebussard (*Buteo buteo*) ebenfalls angegriffen und beim Verlassen der Höhle über die Nachbarbäume verfolgt. Am 08.05.1997 flog ein Waldkauz (*Strix aluco*) zweimal im Abstand von 15 Minuten an den Höhleneingang und schaute hinein. Die Fähe war zu dieser Zeit nicht anwesend. Der Waldkauz saß vorher auf einem Ast und versuchte anscheinend Geräusche aus dem Inneren der Höhle genauer zu lokalisieren. 1998 brütete ein Paar Dohlen in der Nähe des Wurfverstecks von ZF16 und attackierte sie sehr häufig. Wie die Videoaufzeichnungen dokumentierten, erfolgten zwischen dem 20.04. und dem 15.05. insgesamt 24 Attacken von einer oder zwei Dohlen. Am Ende dieser Phase flogen die Altvögel sehr nah an den Baummarder heran und hackten ihn mit den Schnäbeln. Bei allen Angriffen und Attacken flüchteten die Fähen schnell in den Schutz der Höhle ohne sich zu verteidigen.

Familienauflösung

1997 gelang die Besenderung von drei Würfen (ZF11, ZF16, ZF17) mit je einem Welpen (ZR24, ZF26, ZR28). Sie wurden mit der Hand in der Wurfhöhle im Alter von 58 (ZR24, 06.06.), 53 (ZF26, 09.06.) und etwa 75 (ZR28, 30.06.) Tagen gegriffen. Die Fähe ZF26 starb vor dem Erreichen der Selbständigkeit, bei der Mutter (ZF11) von ZR28 fiel am 11.07.1997 der Sender vorzeitig aus, so dass nur für die Fähe ZF16 und ihren Sohn ZR24 nahezu kontinuierliche Daten zur Mutter-Kind-Beziehung während der Phase der Familienauflösung vorliegen (Abb. 61). Bis Anfang Juli befand sich bei 80–100 % der Ruhepeilungen die Mutter bei ihrem Sohn. Danach fiel dieser Anteil auf 40–60 %. Am 29.08.1997 erfolgte die letzte gemeinsame Ortung. Zwei Tage vorher begann der Sohn ZR24 Exkursionen außerhalb der Elternaktionsräume zu unternehmen.

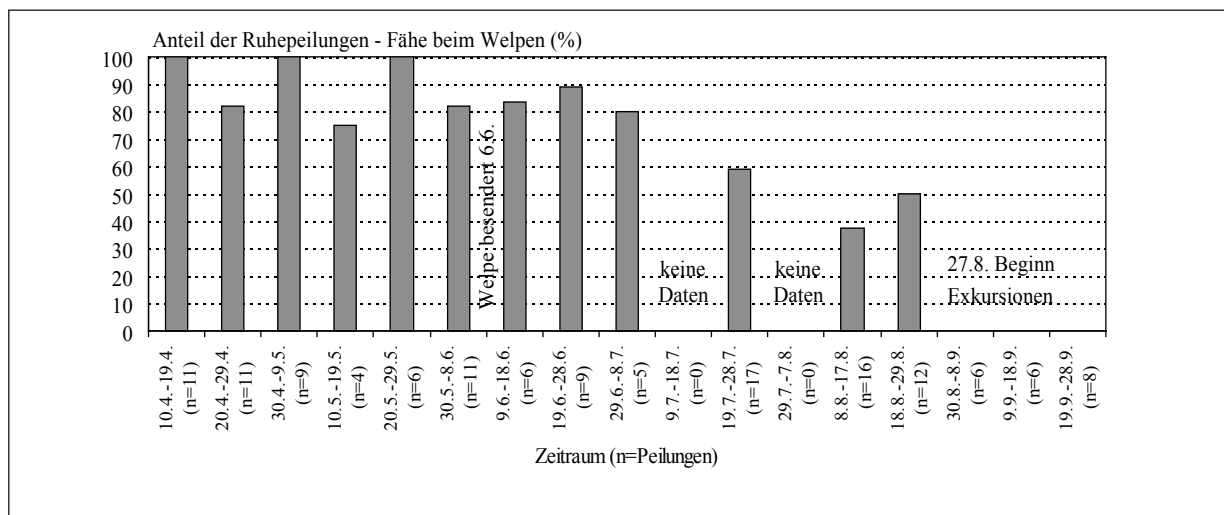


Abb. 61: Gemeinsame Nutzung von Schlafplätzen der Baummarderrähe ZF16 und ihres Sohnes ZR24 – ausgedrückt als Prozentanteile aller Ruhepeilungen.

Für ZF11 und Sohn ZR28 ergab sich bis zum Ende der gleichzeitigen Kontrolle am 10.07.1997 ein ähnliches Bild. Während der Ruhephasen war die Fähe fast immer bei ihrem Welpen. Nach dem Senderausfall wurden beide zufällig am 10.08. noch einmal zusammen beobachtet.

ZF3 und Sohn ZR8 wurden ab dem 04.09.1994 gleichzeitig telemetriert. Ab diesem Zeitpunkt wurden sie nur zweimal (29.09. 4.00 Uhr; 28.10. 18.00 Uhr) kurzzeitig zusammen geortet, obwohl sich beide noch bis zum Frühjahr 1995 im gleichen Gebiet aufhielten.

Die wenigen vorliegenden Daten deuten auf eine Familienauflösung Ende August/Anfang September im Welpenalter von etwa fünf Monaten hin.

Welpensterblichkeit

Von 27 Welpen aus 12 kontrollierten Würfen starben 14 bereits vor Erreichen der Selbständigkeit. Dies entspricht einer **Welpenmortalität** von **51,8 %**.

ZF6 verlor ihren gesamten Wurf ($n = 3$) zwischen dem 05.06.-19.06.1995 aufgrund ihrer Vertreibung aus dem angestammten Aktionsraum durch ZF16 (Abb. 32). Zwei Weibchen (ZF10 Fuchsprädation, ZF3 Ertrinken) starben während der Aufzuchszeit, was vermutlich zum Verhungern der Welpen ($n = 3$, $n = 3$) führte. Am 27.04.1997 erfror einer von zwei Jungmardern der Fähe ZF16, bedingt durch die über 28 Stunden andauernde Abwesenheit der Mutter (s.o. und Abb. 60). Bei anderen Jungtierverlusten blieben die Ursachen unbekannt. Dies galt für den Tod von ZF26 (Mutter: ZF17) Ende Juni 1997 sowie für den gesamten Wurf der Fähe ZF30 zwischen 01.-11.06.

4.3.5 Dismigration

Baumarderwelpen ZR8

Der Baumarderwelpen ZR8 wurde 1994 als Sohn von ZF3 und ZR5 geboren, wanderte nicht ab, sondern teilte sich im darauffolgenden Jahr das Waldgebiet mit seinem Vater ZR5 (Abb. 33). Wie die Peilungen dokumentieren, führte ZR8 nach dem Erreichen der Selbständigkeit sechs Exkursionen über kurze Distanzen durch (Abb. 62 & Tab. 16). Diese führten ihn im Herbst 1994 und Frühjahr 1995 in die Umgebung des Elternaktionsraumes. Dabei bewegte er sich meist in baumbestandenen Habitatstrukturen. Nach allen Exkursionen kehrte der Rüde in derselben Nacht wieder in den Aktionsraum der Elterntiere zurück. Im Frühjahr 1995 verlagerte er seinen Aufenthaltsschwerpunkt in den Südteil des Waldes „Wifo“ und initiierte so die Abgrenzung seines Aktionsraums vom väterlichen Streifgebiet. Am 23.04.1995 hielt sich ZR8 letztmalig nördlich der Straße und damit im späteren Aktionsraum seines Vaters ZR5 auf (vgl. Kap. 4.1.4).

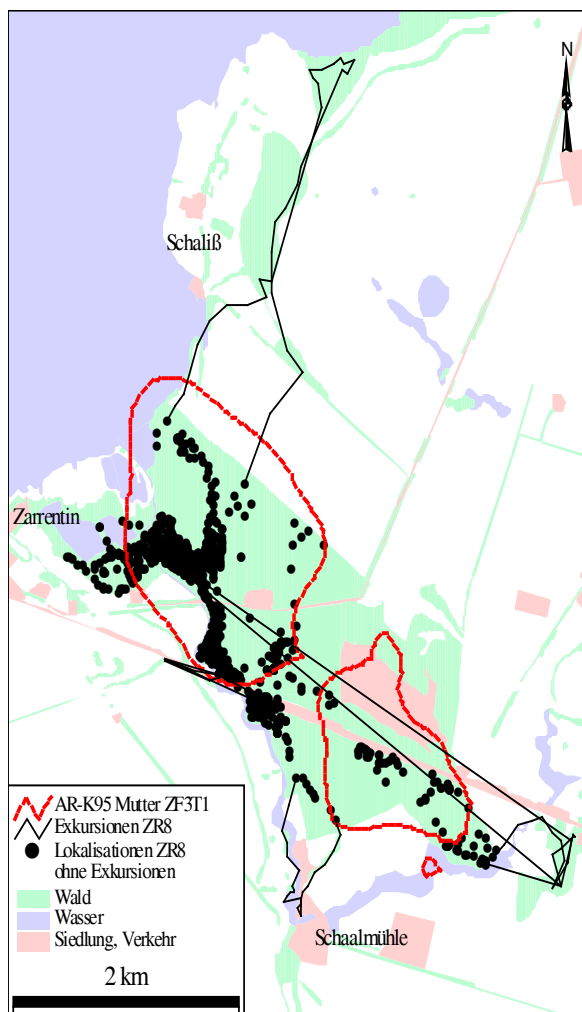


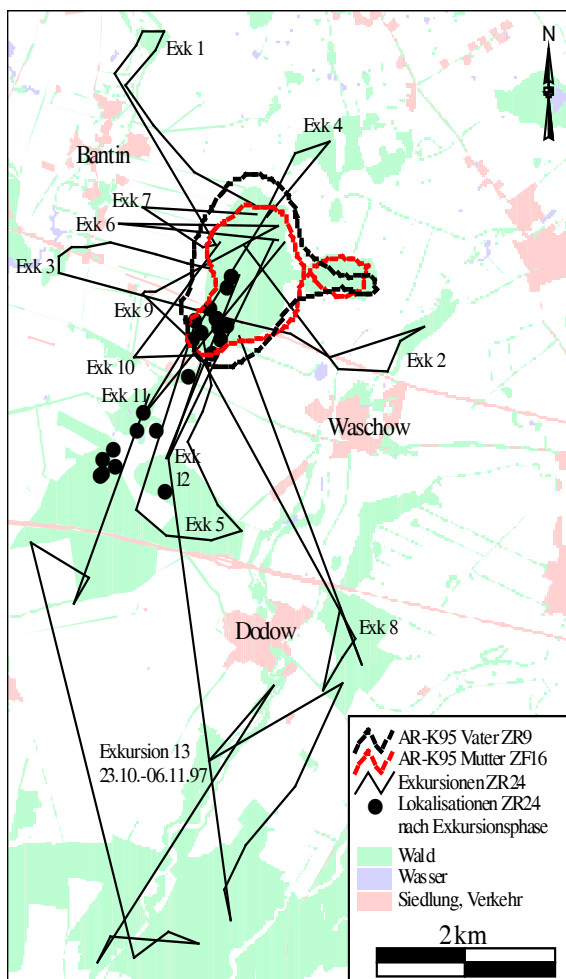
Abb. 62: Raumnutzung des Rüden ZR8 während der Dismigration im Wald „Wifo“ (1994).

Tab. 16: Exkursionen von ZR8 während der Dismigration 1994.

Ex.-Nr.	Datum	Richtung	Strecke/Ort	max. Entf.
1. Ex.	11.09.1994	S	Schaalmühle	0,40 km
2. Ex.	01.10.1994	W	entlang Bahndamm zu Birnenbäumen	0,15 km
3. Ex.	02.10.1994	W	entlang Bahndamm zu Birnenbäumen	0,25 km
4. Ex.	04.12.1994	SO	entlang Hammerbach & Bahnlinie	0,40 km
5. Ex.	16.12.1994	SO	entlang Hammerbach & Bahnlinie	0,40 km
6. Ex.	25.03.1995	N	„Schalißer Bruch“	1,60 km

Baumrardwelppe ZR24

ZR24 wurde 1997 als Sohn von ZF16 und ZR9 im „Bantiner Wald“ geboren. Zwischen Ende August und Mitte Dezember 1997 wurden 13 Exkursionen telemetrisch erfasst (Abb. 63, Tab. 17). Elf fanden im September (27.08.-02.10.) statt, die restlichen Ende Oktober/Anfang November. In der Regel kehrte ZR24 am Folgetag zurück. Die meisten Exkursionen erstreckten sich über eine Distanz von ≤ 2 km und führten den Rüden in umliegende Wälder, Feldgehölze oder Hecken. Eine Ausnahme - hinsichtlich zurückgelegter Distanz (6,3 km) und Zeitdauer (15 Tage) bildete die letzte Exkursion (Nr. 13). ZR24 unternahm sie nach Süden und durchstreifte dabei auch weiter entfernte Wälder. Danach hielt er sich am äußersten Südrand der Elternaktionsräume und am Nordrand des angrenzenden Waldgebietes „Lembrache-Fuchsberg“ auf (Abb. 63). Am 18.12.1997 fiel er auf der dort querenden Landstraße dem Verkehrstod zum Opfer, obwohl er zuvor mehrmals, z.T. sogar bei sehr dichtem Verkehr, die Autobahn A24 erfolgreich passierte. Während der gesamten Exkursionsphase kontrollierte ZR24 vier bis sechs Rüdenaktionsräume auf einer Fläche von 2.906 ha (MCP100) auf das Fehlen eines Rüden.

**Abb. 63:** Raumnutzung des Rüden ZR24 während der Dismigration im „Bantiner Wald“ (1997).

Tab. 17: Exkursionen von ZR24 während der Dismigration 1997.

Ex.-Nr.	Datum	Richtung	Strecke/Ort	max. Entf.
1. Ex.	27./28.08.97	NW	Hecke Bantin bis Schleuse Boissow	2,0 km
2. Ex.	01./02.09.97	O	Wald nördlich Waschow	0,5 km
3. Ex.	02.09.97	W	Hammerbach an Bahnstrecke	1,6 km
4. Ex.	02./03.09.97	N	Wald nördlich	0,6 km
5. Ex.	03./04.09.97	S	Wald „Fuchsberg“	2,0 km
6. Ex.	10./11.09.97	W	Hecken	1,1 km
7. Ex.	11.09.97	W	Hecken	0,9 km
8. Ex.	17./18.09.97	SO	Wald nordöstlich Dodow	3,7 km
9. Ex.	18./19.09.97	W	Hecken	0,7 km
10. Ex.	21.09.97	SW	Erlen-Birken-Bruch südwestlich	0,7 km
11. Ex.	01./02.10.97	S	Wald „Lemmbrache“	1,0 km
12. Ex.	22.10.97	S	Wald „Fuchsberg“	1,2 km
13. Ex.	23.10.-6.11.97	S	mehrere Wälder südlich	6,3 km

Baumgarderwelppe ZR28

ZR28 hielt sich – beurteilt nach den Peilungen - vom 30.06.1997-01.01.1998 im Elternaktionsraum (ZF11 und ZR12) auf. Lediglich am 02.09. wurde eine kurze Exkursion von 0,8 km nach Osten zum bewaldeten Flusslauf der Schaale erfasst. Am Ende des Telemetriezeitraumes verlagerte sich sein Aufenthaltsschwerpunkt in den Südteil des Waldes „Kölziner Tannen“, während sich der Vater (ZR12) mehr im Nordteil aufhielt.

Baumgarderwelppe ZR34

Vom 29.04. bis zum 24.06.1998 wurde der gerade einjährige Rüde ZR34 am nordwestlichen Rand des „Testorfer Waldes“ telemetriert. Innerhalb von 17 Telemetrietagen unternahm ZR34 vier Exkursionen (09.05., 19.05., 21.05., 22.05.), die ihn an den im Norden gelegenen, stark verbuschten Bahndamm führten (bis 500 m Entfernung).

Revierversuchende Baumgarder ZR1 und ZR23

Der gerade einjährige Rüde ZR1 wurde für 8 Tage (04.03.-12.03.1992) in der „Techiner Heckenlandschaft“ telemetriert, bevor der Sender ausfiel. Der ebenfalls einjährige Baumgarderrüde ZR23 hielt sich für einige Tage (19.05.-25.05.1997) im Südteil des Waldgebietes „Lemmbrache“ (z.Z. ohne etabl. Rüden) auf und verschwand unauffindbar. Am 23.07.1997 wurde er dann als bereits etabliertes Tier in den 8 km entfernten „Galliner Tannen“ wieder gefangen, neu besendert und weiter telemetriert.

Baumgarderfähe ZF6 nach Verlust des bisherigen Territoriums

Die etablierte Baumgarderfähe ZF6 besiedelte bis zum 20.06.1995 den „Bantiner Wald“ und hatte zu dem Zeitpunkt auch Welpen (Abb. 64a). Dann wurde sie durch die Fähe ZF16 aus ihrem Aktionsraum verdrängt und hielt sich über ein halbes Jahr (bis Jan 1996) im Gebiet zwischen den Aktionsräumen zweier Fähen (ZF16 & ZF27) auf (Abb. 64b). Im Februar 1996 unternahm sie Erkundungen (ähnlich wie dismigrierende Welpen) in ihren alten Aktionsraum und in den der Fähe ZF27 (Abb. 64c). Ab März siedelte sie sich dann in einem kleinen, freien Waldteil südlich der ZF27 an (Abb. 64d).

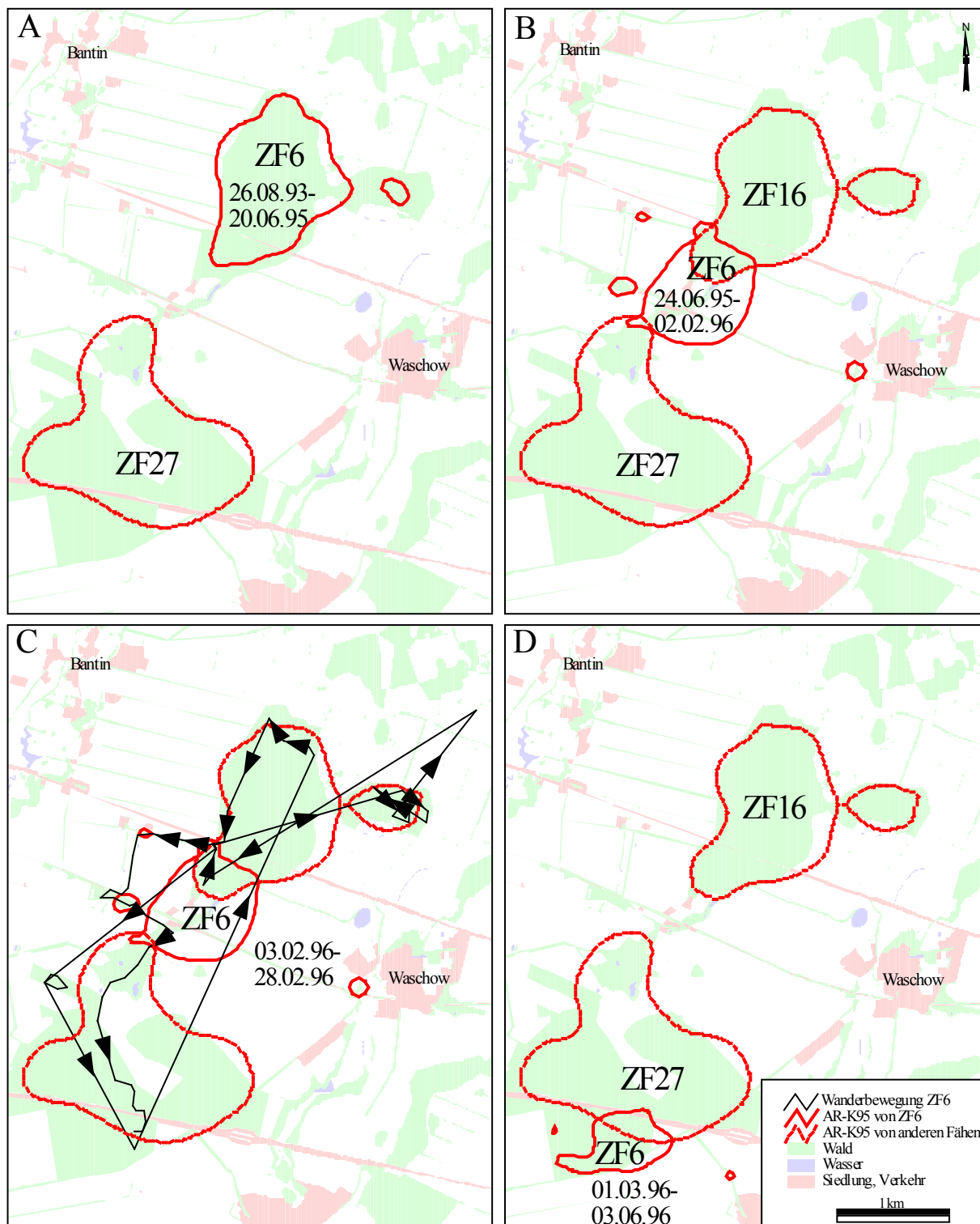


Abb. 64: Raumnutzung der Fähe ZF6 nach Verdrängung aus ihrem Territorium durch eine andere Fähe.

Nach Freilassung aus zeitweiliger Gefangenschaftshaltung: ZR13 und ZF22

Zwei außerhalb des UG1 gefangene Baummarter (ZR13 & ZF22) wurden über mehrere Jahre (4 bzw. 6 Jahre) zu Zuchtzwecken im Gehege gehalten. Danach erhielten sie Halsbandsender und wurden wieder in die Freiheit entlassen.

Für ZF22 liegen Raumnutzungsdaten über einen Zeitraum von ca. 6 Wochen (06.05.-13.06.1997) vor (Abb. 65). Nach der Freilassung im Wald „Wifo“ erkundete sie den Wald und die umliegenden Feldgehölze und Hecken. Dabei wurde sie in Siedlungsnähe von einem Hund getötet.

Der Freilassungsort von ZR13 befand sich im „Bantiner Wald“ (Abb. 65).

Im Beobachtungszeitraum (27.10.95-20.01.1996) bewegte sich der Rüde in einem Gebiet von etwa 10x5 km und kontrollierte dabei Wälder und Feldgehölze. In den ersten beiden Monaten hielt er sich mehr im Bereich des Aussetzungsortes auf, später öfter im Süden. Ab Dezember nutzte er regelmäßig eine Höhle in einer solitär im Feld stehenden Eiche als Hauptversteck (Abb. 66). Oberhalb dieser Höhle befand sich in einem Mäusebussardhorst seine Latrine. In dieses Versteck kehrte er nach weiteren und längeren Exkursionen immer wieder zurück (Abb. 65). ZR13 wurde im gleichen Wald („Bantiner Wald“) freigelassen, in dem zwei Jahre später der Welpen ZR24 aufwuchs. Beide starteten von dort ihre Dismigration und nutzten dabei ein ähnliches Muster in fast dem gleichen Landschaftsausschnitt (Abb. 63 & Abb. 65). Die Aktionsräume von diesen zwei Rüden dehnten sich vor allem nach Süden aus und sie mieden nach einigen kurzen Exkursionen den nördlichen, waldarmen Bereich.

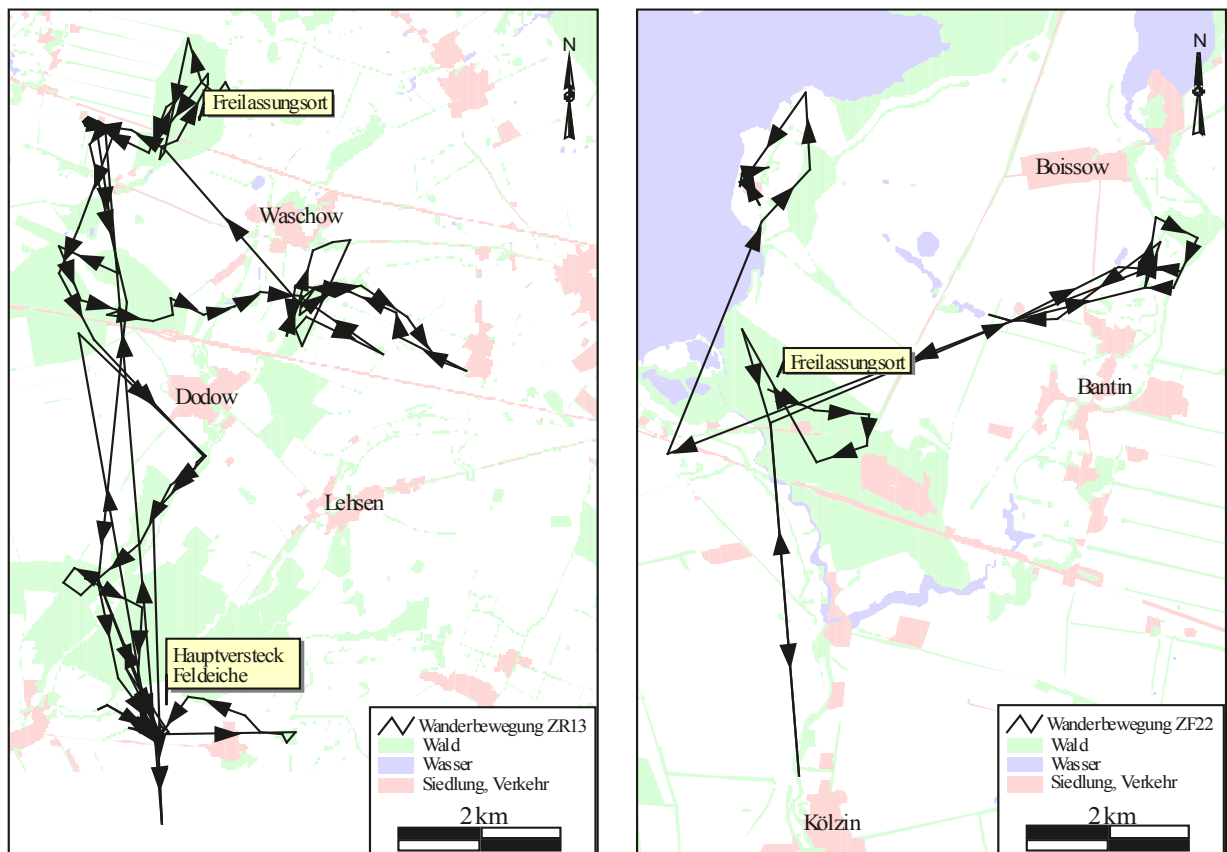


Abb. 65: Raumnutzung von ZR13 und ZF22 nach Freilassung aus der Gefangenschaft.



Abb. 66: Haupttagesversteck vom dismigrierenden Rüden ZR13 in einer Feldeiche.

Die Telemetriedaten der beiden freigelassenen Tiere (ZR13, ZF22) wie auch der vertriebenen Fähe (ZF6) belegen, dass sich die Raumnutzung von vertriebenen Baummardern mit der von dismigrierenden Individuen (z.B. ZR24) deckt.

Charakteristisch für alle dismigrierenden bzw. reviersuchenden Baummarder unabhängig vom Alter war, dass sie den Tag meist schlafend außerhalb der Wälder verbrachten. Die Verstecke befanden sich in kleinen Feldgehölzen, Baumreihen oder Einzelbäumen, öfters aber auch am Rand von oder in kleineren, menschlichen Ansiedlungen. Selten schliefen diese revierlosen Baummarder am Erdboden, zum Beispiel in Getreidefeldern. Die Kontrolle der potenziell besiedelbaren Aktionsräume erfolgte grundsätzlich nachts während der Hauptaktivitätsphase. Dabei liefen die Reviersuchenden mit hoher Geschwindigkeit durch die bereits besiedelten Waldgebiete. Während der Nahrungssuche hielten sie sich aber auch lange Zeit außerhalb des Waldes auf. So wurde z.B. ZR13 beim Mäusefang auf einem Rapsstoppelacker in der Nähe seines Hauptverstecks beobachtet. Nach der Analyse seiner Losung aus der Latrine am Hauptversteck ernährte er sich in der Zeit zwischen November und Januar fast ausschließlich von Früchten (36 %Vol) und Kleinsäugern (62 %Vol) (Tab. 18). An Früchten fanden sich 393 Schlehen, 381 Ebereschen und der Rest eines Apfels. Abgesehen von zwei Zwergspitzmäusen wurden hauptsächlich Vertreter der *Arvicolidae* und *Muridae* gefressen. Arten die meist im Offenland siedeln, wie Feldmäuse ($n = 73$) und Brandmäuse ($n = 3$), waren stark vertreten. Sonstige Nahrungskomponenten waren zwei Amseln und ein Mistkäfer.

Tab. 18: Volumenanteil und Frequenz (%) der Hauptnahrungskomponenten des revierlosen Rüden ZR13: Früchte und Kleinsäuger – basierend auf der Analyse von Losungsproben ($n = 87$).

Früchte Vol: 36,2 % Freq: 82,0 %	Kleinsäuger Vol: 62,2 % Freq: 94,0 %		
	Wühlmausartige (<i>Arvicolidae</i>) 126 Stück (in 69 Proben)	Echte Mäuse (<i>Muridae</i>) 22 Stück (in 19 Proben)	Spitzmäuse (<i>Soricidae</i>) 2 Stück (in 2 Proben)
Schlehen (<i>Prunus spinosa</i>) 393	Rötelmaus (<i>Clethrionomys glareolus</i>) 10	Brandmaus (<i>Apodemus agrarius</i>) 3	Zwergspitzmaus (<i>Sorex minutus</i>) 2
Ebereschen (<i>Sorbus aucuparia</i>) 381	Erdmaus (<i>Microtus agrestis</i>) 31	Gelbhalsmaus (<i>Apodemus flavicollis</i>) 5	
Apfel (<i>Malus domestica</i>) 1	Feldmaus (<i>Microtus arvalis</i>) 73	<i>Apodemus</i> unbest. 14	
	<i>Microtus</i> unbest. 12		

4.4 Populationsstruktur und -dynamik

4.4.1 Populationsdichte und -bestand

Einfluss der Waldstruktur auf die Baumrarderichte

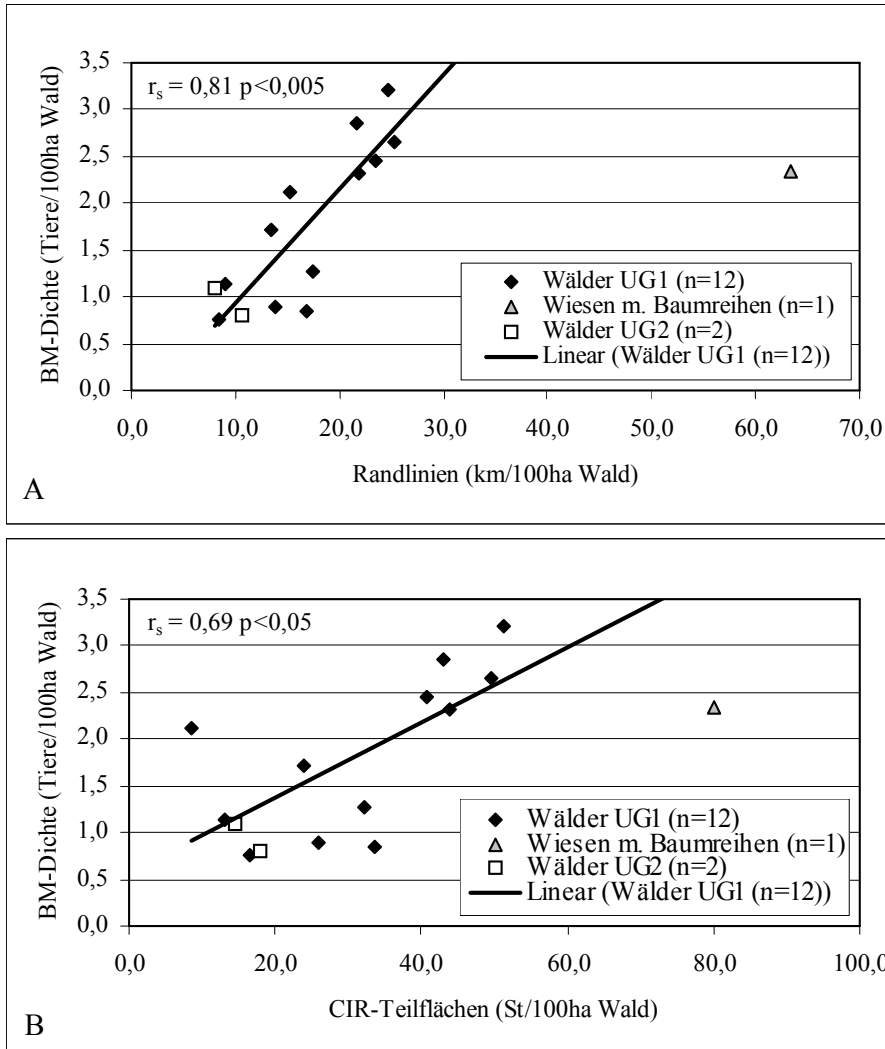


Abb. 67:

Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (oben: Waldinnen- und -außenrandlinien sowie unten: die Dichte der Teilflächen pro Waldgebiet) und Baumrarder (BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 und UG2 basierend auf der Auswertung von CIR-Daten (Linear = Graph der Spearman-Rang-Korrelation).

Unter gleichen klimatischen Rahmenbedingungen und Populationsparametern im UG1 stieg mit der Dichte an Waldinnen- und -außenrändern der CIR-Teilflächen die Populationsdichte des Baumrarders in den 12 abgegrenzten Waldgebieten des UG1 (Abb. 70) hochsignifikant ($p < 0,005$, $r_s = 0,81$) an (Abb. 67a). Ähnliche Korrelationen (Abb. 67b) existierten auch für die flächenbezogene Anzahl der Baumrarder und die Dichte der CIR-Teilflächen ($p < 0,05$). Eine Ausnahme bildete das direkt an den Ufersaum des Schalsees grenzende „Schalißer Bruch“. Trotz geringer Teilflächendichte (8,5 Teilflächen/100 ha Wald) war die Baumrarderichte (2,1 Ind./100 ha Wald) hoch.

Das graue Dreieck in Abb. 67 entsprach einem Feuchtwiesenkomplex mit Erlenreihen und kleinen Gehölzen. Obwohl es sich bei diesem Wiesengebiet um ein für Baumrarder suboptimales Ersatzhabitat handelt, war die Baumrarderichte durch – im Vergleich zu geschlossenen Wäldern – dreifach höhere Randliniendichte und zweifach höhere Teilflächen-dichte verbunden mit geringen Aktionsraumgrößen der etablierten Tiere (ZR33 im Feuchtwiesenkomplex: 58 ha, ZR37 im anschließenden Erlenbruch: 64 ha) hoch.

Die Ergebnisse der beiden Tiere (weiße Quadrate Abb. 67) aus dem klimatisch und waldstrukturell ähnlichen UG2 passten in die Korrelation vom UG1.

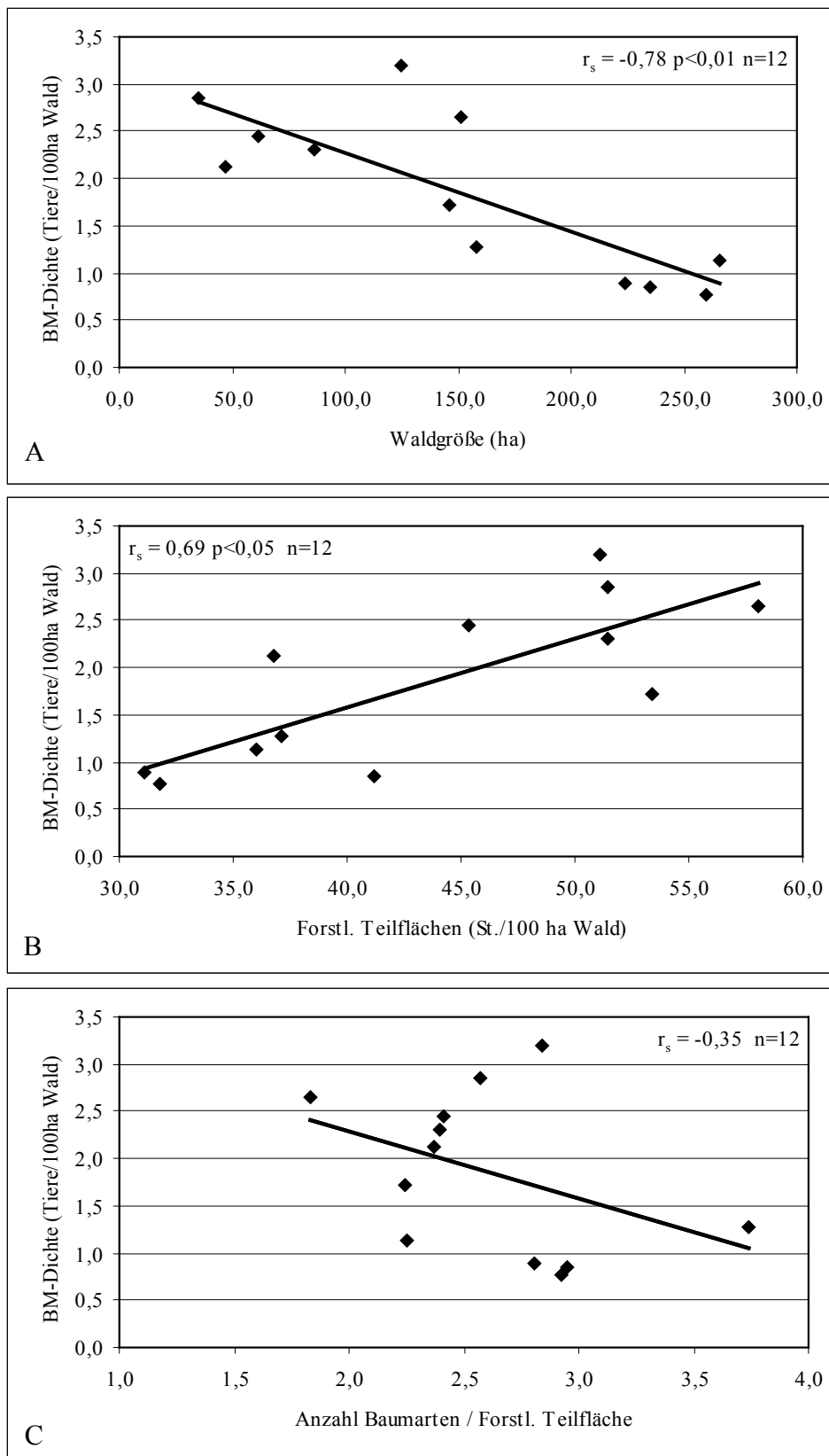


Abb. 68: Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (Waldgröße, Forstteilflächendichte, Baumartenreichtum) und Baummardeer (BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 basierend auf Daten der Forsteinrichtung.

Basierend auf der Auswertung der Forsteinrichtungsdaten im UG1 nahm die Baumrarderichte mit Zunahme der Waldfläche hochsignifikant ($p < 0,01$, $r_s = 0,78$) ab (Abb. 68a). Eine Ausnahme bildeten die an Seen grenzenden Flächen „Neuhofer Wald“ (125 ha) und „Wifo“ (150 ha). Mit jeweils vier revierbesitzenden Tieren waren sie durch hohe Baumrarderichten charakterisiert. Ähnlich (beide $r_s = 0,69$) der Auswertung von CIR-Luftbilddaten, belegten auch die Forsteinrichtungsdaten einen signifikanten ($p < 0,05$) Anstieg der Populationsdichte mit Zunahme der Forsteinflächendichte der 12 Waldgebiete (Abb. 68b).

Der Baumartenreichtum der forstlichen Teilflächen beeinflusste die Baumrarderichte nicht signifikant (Abb. 68c). Ebenso wenig existierten signifikante Korrelationen zwischen Populationsdichte und Laubwald- bzw. Kiefernanteil des jeweiligen Waldgebietes (Abb. 69a, b).

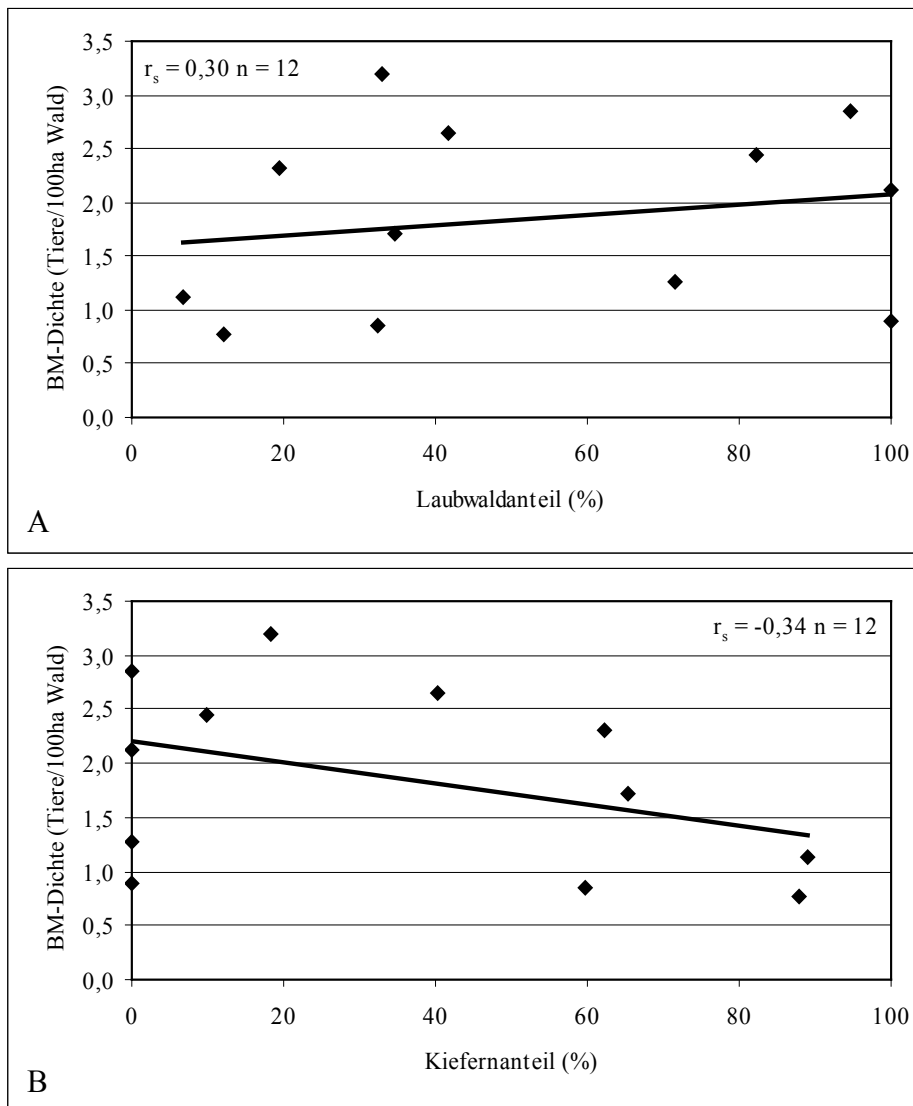


Abb. 69: Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (Anteil an Laubwald- bzw. Kiefernwaldflächen) und Baumrarder(BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 basierend auf Daten der Forsteinrichtung.

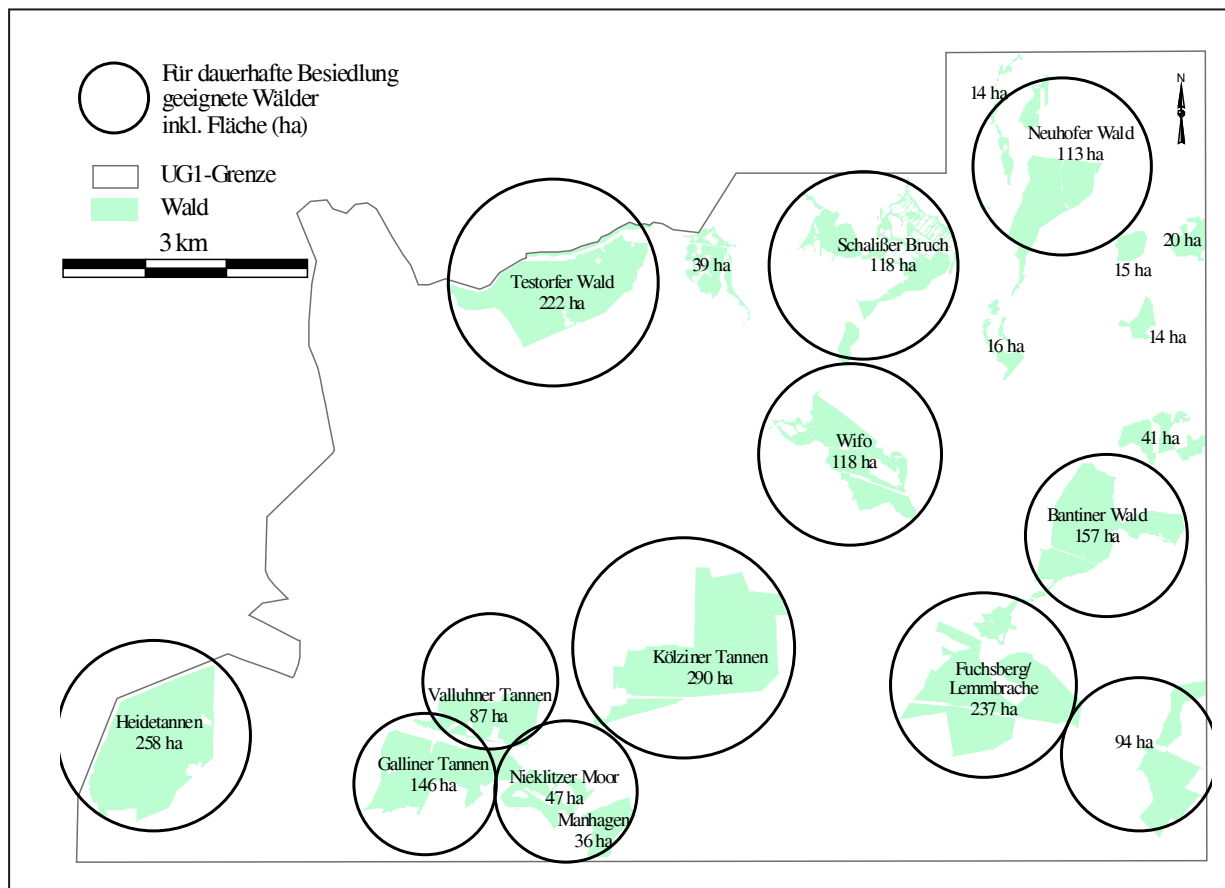
Baummarkerdichte und -bestand im UG1

Abb. 70: Wälder > 10 ha im UG1 und potenzielle Möglichkeiten der Besiedlung durch Baummarker.

Basierend auf der Verteilung der Aktionsräume der Baumarker (Abb. 27) und dem Siedlungsmuster (vgl. Kap. 4.1.2) existieren im UG1 12 für die dauerhafte Besiedlung durch den Baumarker geeignete Teilbereiche (Abb. 70). Dabei handelt es sich um Waldgebiete (>10 ha) mit einer durchschnittlichen Größe von 57 ha ($s = 61$) und einer Gesamtfläche von 2.082 ha.

Setzt man dieses **Besiedlungsmuster** voraus, errechnete sich am Ende des Untersuchungszeitraumes ein Baumarkerbestand von **28** etablierten, d.h. **revierbesitzenden Tieren**. Bezogen auf die **Gesamtfläche des UG1** mit 137 km² resultierte eine Dichte von 20,4 Revierbesitzern/100 km² (**0,2 / 100 ha**). Bezogen auf die Waldfläche (Wälder >10 ha) von 2.082 ha im UG1 ergaben sich **1,34 Revierbesitzer pro 100 ha Wald**.

Ohne detaillierte Informationen zur Besiedlung dieser kleinen Wälder würde man mit dem Wissen um mittlere Aktionsraumgrößen (130-140 ha) von einem maximalen Besatz mit je einem Männchen und einem Weibchen pro Wald ausgehen und sich damit einen Bestand von 24 **revierbesitzenden Baumarkern** (12♂♂, 12♀♀) im UG1 errechnen. Dies entspricht einer Dichte von **1,15 Baumarker/100 ha Wald**.

Baumarderdichte und –bestand in Mecklenburg-Vorpommern

Basierend auf der Erfassung von Totfunden, Sichtbeobachtungen und ergänzt durch Daten von STUBBE & EBERSBACH (1994), ist der Baumarder in waldgeprägten Bereichen nahezu flächenhaft verbreitet (Abb. 71).

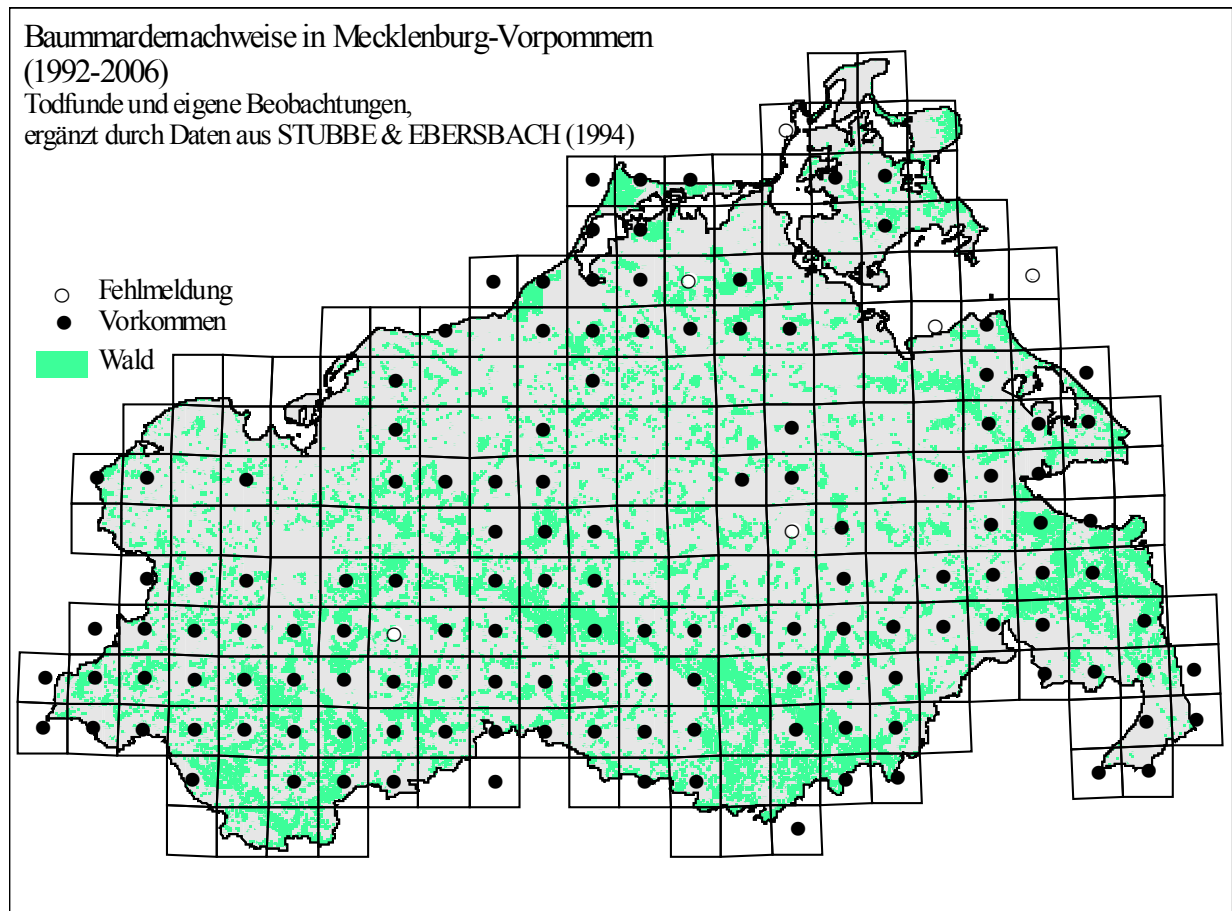


Abb. 71: Verteilung von Baumardernachweisen in Mecklenburg-Vorpommern auf Messtischblattbasis.

Zur Abschätzung der Bestandesdichte des Baumarders in Mecklenburg-Vorpommern wurden Waldfläche und –verteilung im gesamten Bundesland analysiert. Mit Ausnahme des relativ waldarmen Nordwest-Mecklenburgs sind größere Waldkomplexe, kleinere Wälder wie auch kleinste Feldgehölze über das gesamte Bundesland Mecklenburg-Vorpommern verteilt (Abb. 72). Deutliche Schwerpunkte für große zusammenhängende Waldgebiete liegen im gesamten Süden des Landes und im Großraum der „Ueckermünder Heide“ im Osten. Nur wenige, der – beurteilt nach ihrer Größe – für die dauerhafte Besiedlung durch den Baumarder geeigneten Wälder (Abb. 72 hell- und dunkelgrüne Flächen) lagen weiter als 5 km von benachbarten Waldflächen entfernt. Der Abstand zum nächsten Wald oder zumindest einem Feldgehölz lag meistens zwischen zwei und drei Kilometern.

Entsprechend der Größenklassifizierung stocken 1201 kleinere Gehölze (10-50 ha) auf einer Gesamtfläche von 27.499 ha (Abb. 72 rot). Auf insgesamt 37.995 ha stehen 441 mittelgroße Wälder mit 50-150 ha Ausdehnung (Abb. 72 hellgrün). Mit 398.967 ha bedecken 399 Waldgebiete von mehr als 150 ha die größte Fläche des Bundeslandes (Abb. 72 dunkelgrün). Hiervon stellen 73 große, zusammenhängende Waldkomplexe mit über 1.000 ha. Insgesamt für revierbesitzende Baumarder dauerhaft besiedelbar ist eine Waldfläche (Wälder > 50 ha) von 436.962 ha (94 % der gesamten Waldfläche des Landes).

Ausgehend von den durchschnittlichen Aktionsräumen (AR-Wald; vgl. Kap. 4.1.2) mit 127 ha für Rüden und 141 ha für Fähen (Tab. 6) wurden als Bezugsgröße 140 ha Waldfläche pro Baumarderpaar bzw. **70 ha pro etabliertem Tier** für die Abschätzung der landesweiten Bestandesdichte angesetzt:

1) Geht man von einem Flächenbedarf von 70 ha pro Tier und einer besiedelbaren Waldfläche (Wälder >50 ha) von 436.962 ha aus, resultiert ein Baummarderbestand von **6.242** revier-besitzenden Tieren.

2) Zählt man für Wälder von 50-150 ha Größe je 2 Baummarder (441 Wälder = 882 Tiere) und berechnet nur für größere Waldgebiete den Bestand wie oben (398.967 ha = 5.700 Tiere), so ergibt sich ein etwas höherer Bestand von **6.582** revierbesitzenden Baummardern.

3) Setzt man die Verhältnisse im UG1 (28 Marder besiedeln insgesamt eine Waldfläche von 2.084 ha) voraus, ergibt sich als Referenz ein Flächenbedarf von 74,4 ha pro Tier. Bei einer Gesamtwaldfläche von 464.462 ha errechnet sich für Mecklenburg-Vorpommern ein Bestand von **6.240** revierbesitzenden Baummardern, der fast identisch ist zu dem der Methode 1.

Insgesamt kann also mit einer geschätzten Baummarderpopulation von etwa **6.200-6.500 territorialen Individuen** gerechnet werden.

Populationsdichte im UG3

Anhand der Telemetrie- und Beobachtungsdaten wurde im Tharandter Wald (UG3) mit einem Baummarderbestand von 2 revierbesitzenden Rüden und 4 Fähen gerechnet. Dies entspricht einer geschätzten Dichte von etwa 0,9-1,1 Individuen pro 1000 ha Wald.

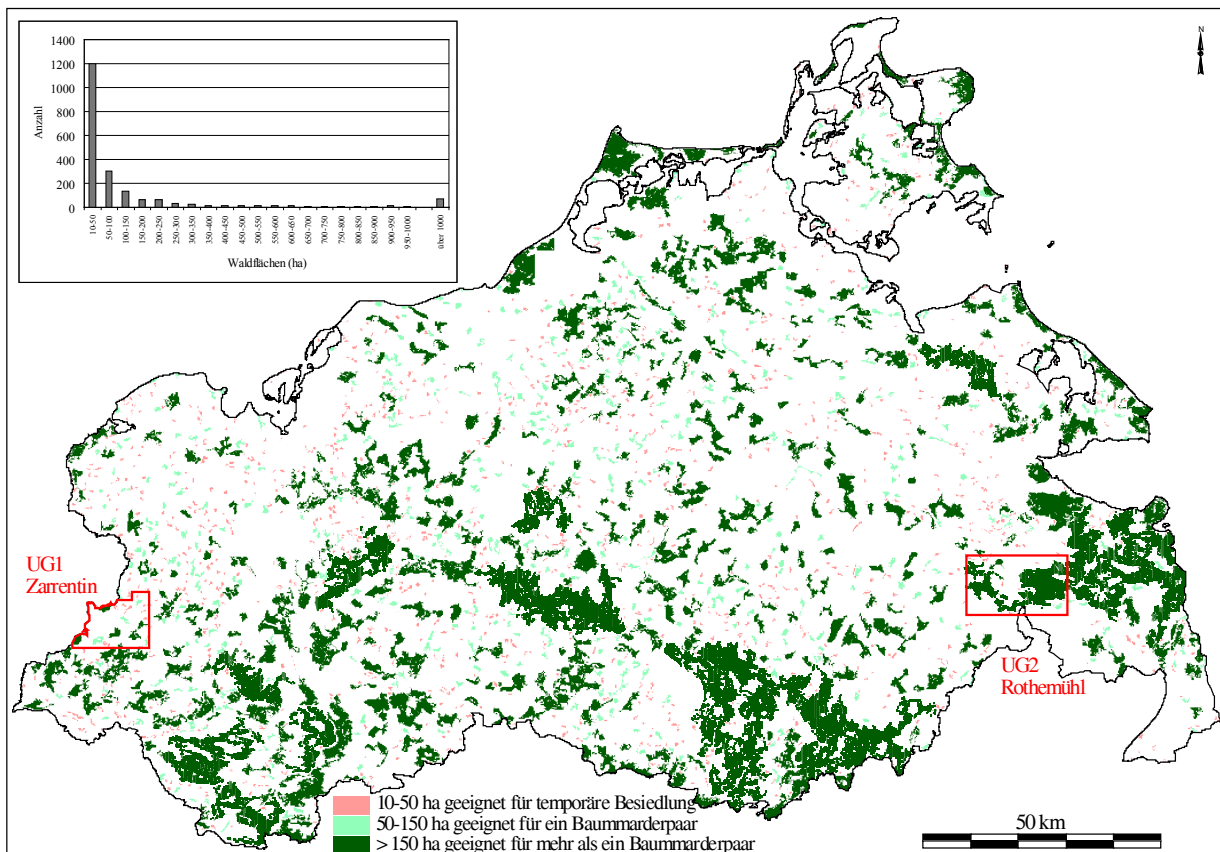


Abb. 72: Waldverteilung in Mecklenburg-Vorpommern aufgeschlüsselt nach ihrer Eignung für die Besiedlung durch den Baummarder.

4.4.2 Morphometrische Merkmale

Tab. 19: Körpermaße subadulter und adulter Baummarder – basierend auf der Analyse von Totfunden und Fängen in Nordost-Deutschland (n = 183).

Geschlecht	Rüden ♂♂					Fähen ♀♀				
Maße	n	$\bar{x}$	s	min	max	n	$\bar{x}$	s	min	max
Kopf-Rumpf (mm)	85	448	45	389	522	38	418	33	361	461
Schwanz (mm)	83	245	34	191	282	38	231	21	208	269
Hinterfuß (mm)	83	95	9	83	110	36	87	5	78	98
Ohr (mm)	73	46	7	30	54	36	41	5	30	47
Körpermasse (g)	102	1.575	131	1.134	1.936	63	1.126	119	881	1.442

(n: Stichprobenumfang, $\bar{x}$: Mittelwert, s: Standardabweichung, min: Minimalwert, max: Maximalwert)

Abgesehen von den Körpermassen unterschieden sich Fähen und Rüden in morphometrischen Parametern nur geringfügig (Tab. 19). So waren Kopf-Rumpf- und die Schwanzlänge bei den Männchen nur unwesentlich größer. Die Körpermassen der Rüden lagen aber mit 1.575 g fast 50 % höher als bei den Fähen mit 1.126 g. Die Entwicklung der durchschnittlichen Körpermasse stimmte bei beiden Geschlechtern im Jahreszyklus weitgehend überein (Abb. 73). Während des Winters sank sie bis auf ein Minimum im März. Im April stieg sie bei beiden Geschlechtern deutlich an und blieb im Sommer auf relativ hohem Niveau. Im August sank die Körpermasse wieder leicht ab, um sich bei den Rüden im November noch mal auf einen höheren Mittelwert von 1.607 g zu steigern.

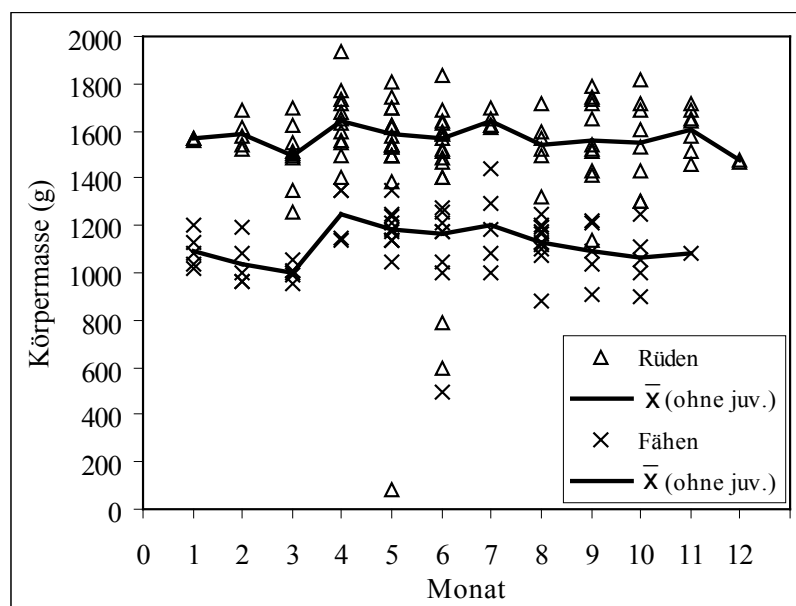


Abb. 73: Körpermasse von Baummarderrüden und -fähen im Jahresverlauf (n = 165) basierend auf der Analyse von Totfunden und Baummarderrängen aus dem UR.

Die wenigen Daten zur Juvenilentwicklung zeigten, dass Jungtiere bereits im Juni etwa die Hälfte (ca. 500-800 g) ihrer späteren Körpermasse erreichen (Abb. 73). Die beiden am 26.08.1993 gefangenen und telemetrierten Jungtiere ZF6 und ZR7 lagen mit 1.070 g bzw. 1.570 g bereits im Bereich der durchschnittlichen Körpermasse adulter Baummarder. Auch der im Rahmen des Totfundmonitorings am 11.08.1995 erfasste Rüde (22/95) wog ebenfalls bereits 1.520 g.

4.4.3 Geschlechterverhältnis

Entsprechend einem Rüdenanteil von **75,2 %** betrug das Geschlechterverhältnis der im UR gesammelten, altersbekannten **Totfunde** ($n = 133$) 3,03:1.

Beim **Erstfang der telemetrierten Tiere** (20♂♂,13♀♀) lag der Männchenanteil bei **60,6 %**. Basierend auf dieser Stichprobe resultierte für **revierbesitzende Baummarder** (15♂♂,13♀♀) - in Übereinstimmung mit der räumlichen Verteilung der Territorien (s.u.) - ein Geschlechterverhältnis von 1,15:1 (Rüdenanteil: **53,6 %**).

Die wenigen telemetrierten Tiere **ohne Territorium** ($n = 5$) waren stets **Rüden** und machten in der Stichprobe der Erstfänge **15,1 %** aus.

Aufgrund der Möglichkeit einer geschlechtsspezifischen Selektivität beim Erstfang sind Daten der **lebend kontrollierten, telemetrierten Revierbesitzer** (Abb. 76c) nur bedingt verwertbar (vgl. Kap. 3.1.1). Mit einem Rüdenanteil von **57,1 %** und einem entsprechenden Geschlechter-verhältnis von 1,33:1 zeigen sie jedoch trotzdem einen ähnlichen Trend, wie weiter unten berechnet.

Entsprechend des **Raumnutzungsmusters** (Abb. 27 im Kap. 4.1.2) besiedelten am Ende des Untersuchungszeitraumes im UG1 15 Baummarderrüden (**53,6 %**) und 13 Fähen ein eigenes Territorium. Daraus resultiert für den Bestand etablierter Baummarder im UG1 ein nur leicht zugunsten der Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis von 1,15:1. Eine repräsentative Stichprobe für Aussagen über Anzahl und Geschlecht revierloser Marder im UG1 konnte nicht untersucht werden.

Bei den Würfen war das sekundäre Geschlechterverhältnis mit 3:1 extrem zugunsten der Männchen verschoben (s. Kap. 4.3.3).

4.4.4 Evaluierung von Altersbestimmungsmethoden

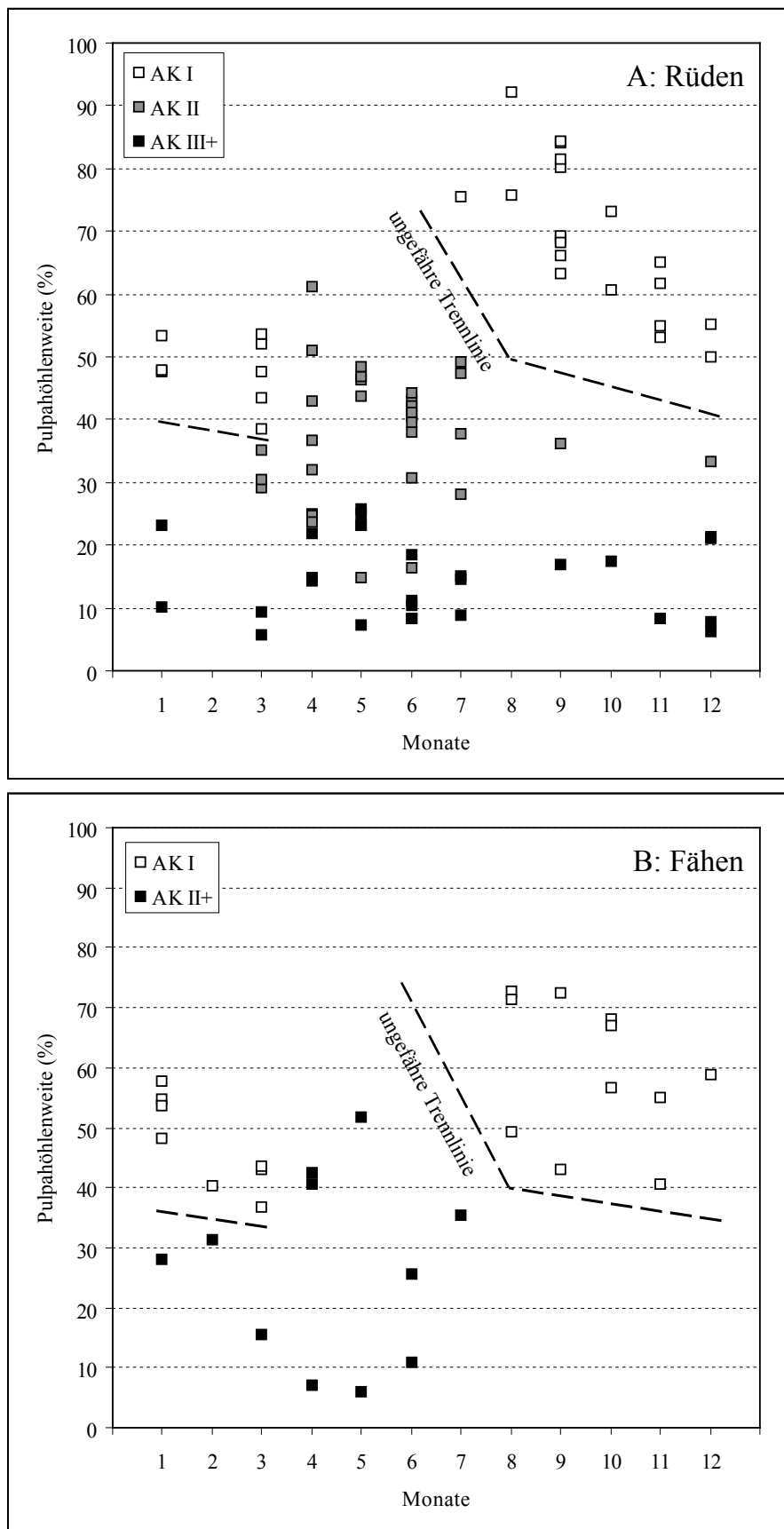


Abb. 74: Pulpahöhlenweiten von Baumarderrüden (oben / n = 86) und -fähen (unten / n = 30) im Jahresverlauf aufgeschlüsselt nach Altersklassen.

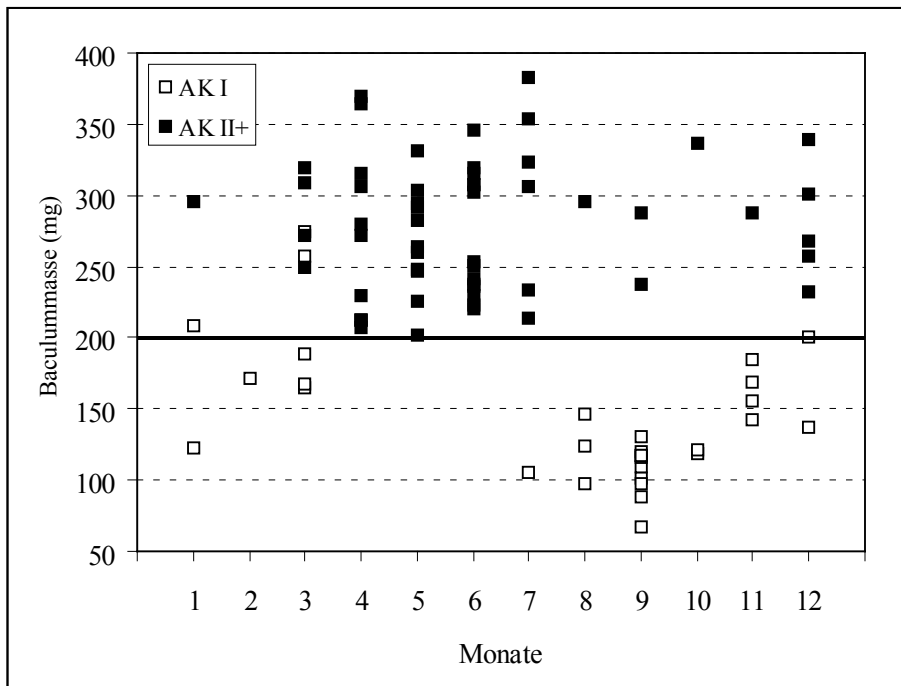


Abb. 75: Baculummassen von Baumarderrüden (n = 87) im Jahresverlauf aufgeschlüsselt nach Altersklassen.

Für eine exakte Altersstruktur ist die Genauigkeit der verwendeten Methoden zur Altersbestimmung entscheidend. Basierend auf der Pulpahöhlenweite existierten bis in den Winter deutliche Unterschiede zwischen der Altersklasse I (AKI) und älteren Tieren (AKII+) (Abb. 74). Ab März gab es nur noch geringfügige Unterschiede zwischen der Pulpahöhlenweite beider Altersklassen. Eine sichere Abgrenzung junger Marder (AKI) von älteren ist dann mit diesem Verfahren nicht mehr möglich. Gleiches gilt generell für die Differenzierung zwischen den Altersstufen AKII und AKIII+, wie die Analyse der Rüden belegt (Abb. 74a).

Auch anhand der Baculummasse war bei den Rüden eine sichere Unterscheidung der AKI von der AKII+ nur bis zum Dezember möglich (Abb. 75). Tiere der AKI wiesen bis zum Dezember stets Baculummassen unter einem Grenzwert von 200 mg auf. Die fehlende Abgrenzung der altersspezifischen Stichproben im März dokumentierte die abnehmende Zuverlässigkeit des Verfahrens zur Altersdifferenzierung von Baumarderrüden. Allerdings basiert diese Aussage auf einer nur geringen Stichprobengröße in den Monaten Januar und Februar

4.4.5 Altersstruktur

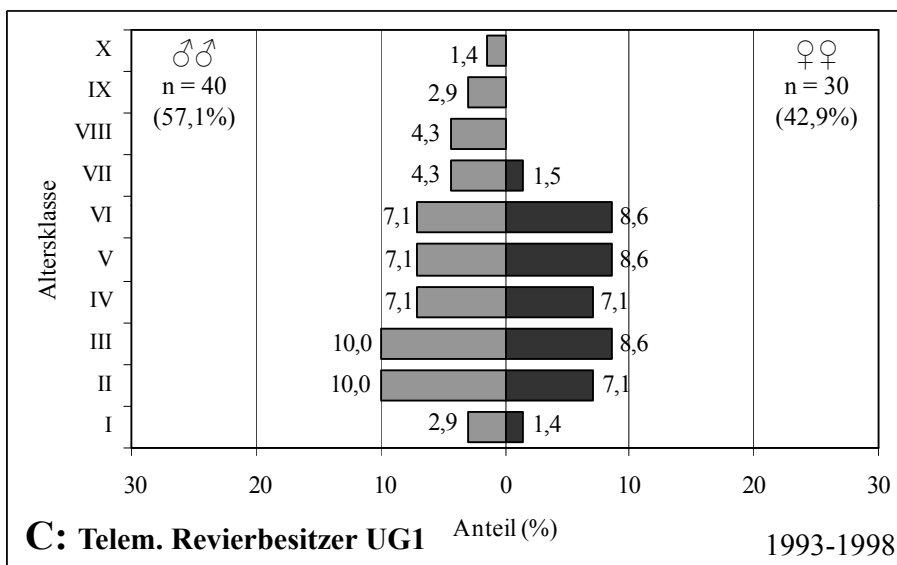
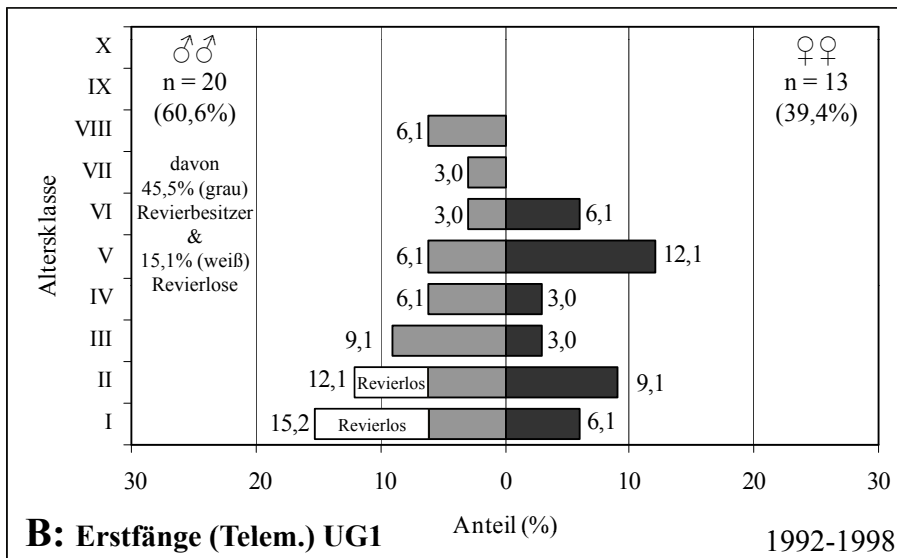
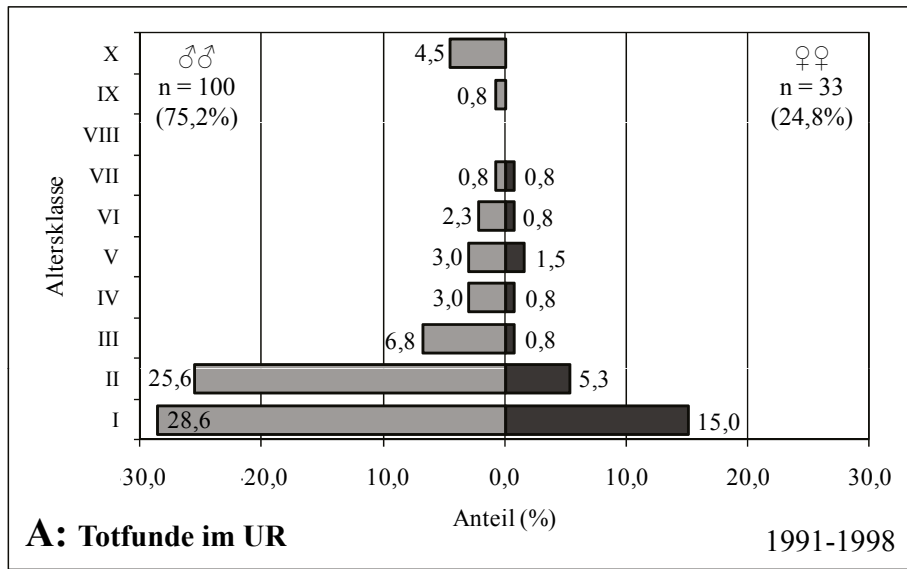


Abb. 76: Altersstruktur von Baummarderbeständen unterschiedlicher Stichprobenzugehörigkeit-ermittelt mit verschiedenen Verfahren: (a) Analyse von Totfunden im Untersuchungsraum (UR), (b) Auswertung von Erstfängen im UG1, (c) Verteilung des jährlich ermittelten Alters der telemetrierten Revierbesitzer.

In der Altersstruktur der **Totfunde** machten die beiden Altersklassen I und II zusammen 74,5 % aus, wobei der Anteil der AKII bei den Männchen (25,6 %) nur geringfügig niedriger als AKI ausfiel (28,6 %, Abb. 76a). Weit weniger Totfunde im UR zählten zu den höheren Altersklassen. So stellten Vertreter der AKIII 7,6 % der Individuen, Vertreter der AKIV–VI jeweils etwa 3–4 %. Höhere Altersklassen beschränkten sich nur noch auf einzelne Individuen. Die ältesten Baummarder gehörten zur AKX, deren Anteil bei den Rüden wieder etwas höher ausfiel. Auffallend bei der auf den Totfunden basierenden Alterspyramide war das ungleichmäßige Geschlechterverhältnis in den jungen Altersklassen. Insbesondere in der AKII waren die Anteile der Geschlechter mit 4,83:1 extrem zugunsten der Rüden verschoben. In den AKIII–VI, die vor allem die Revierbesitzer repräsentierten, herrschten etwas ausgeglichene Verhältnisse. Die ältesten Tiere waren 9-jährige Männchen (AKX) und ein 6-jähriges Weibchen (AKVII).

In der Alterspyramide der **Erstfänge** fällt bei beiden Geschlechtern eine gleichmäßige Verteilung der Revierinhaber auf junge, mittlere und höhere Altersklassen auf (Abb. 76b). Die Schwankungen von Klasse zu Klasse sind eventuell auf die geringe Stichprobe ($n = 33$) zurückzuführen. Fünf der insgesamt 33 Fänge (15,1 %) waren Baummarder ohne Territorium. Hierbei handelte es sich ausschließlich um Rüden der AKI ($n = 3$; 60 % der AK) und AKII ($n = 2$; 50 % der AK). Die ältesten lebend gefangenen Tiere waren beim Erstfang 8 Jahre alt.

In der Alterspyramide der etablierten, also **revierbesitzenden Baummarder** waren im sechsjährigen Mittel 2,9 % männliche und 1,4 % weibliche Vertreter der AKI vorhanden (Abb. 76c), deren Anteil zur Ermittlung des Revierlosenanteils innerhalb der Modellierung (Abb. 77) verwandt wurde. Auch subadulte Marder besetzten bereits im Alter von vier Monaten ein eigenes Territorium (z.B. ZF6 und ZR7). Diese blieben jedoch eher Ausnahmen. Die AKII–VI waren gleichmäßig, bei beiden Geschlechtern mit 7,1–10,0 %, vertreten. Ab der AKVII ergab sich ein sehr ähnliches Bild wie bei den Totfunden. Die älteste, etablierte Fähe war sechs, der älteste Rüde neun Jahre alt.

Beim Vergleich der beiden Alterspyramiden Abb. 76a und Abb. 76c fällt auf, dass sie sich deutlich unterscheiden, der hohe Anteil der einjährigen Totfunde (Abb. 76a) fehlt bei den Revierbesitzern (Abb. 76c), bei denen dafür die mittleren Altersklassen häufiger vertreten waren.

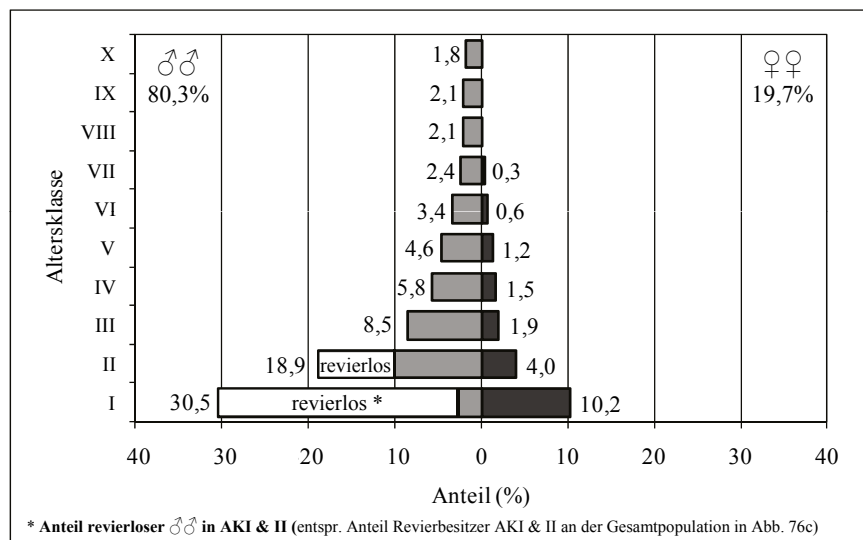


Abb. 77:

Durch Modellierung ermittelte Altersstruktur der lebenden Population, auf Grundlage des Welpen-GV 3:1 und der geschlechtsspezifischen Mortalität der einzelnen AKs in Abb. 76a.

Basierend auf dem ermittelten Geschlechterverhältnis der Welpen (3:1) und den aus der Totfundanalyse errechneten Altersklassen-spezifischen Mortalitäten ergibt sich im Modell eine Population, die entsprechend dem Anteil männlicher Revierbesitzer in der AKI (2,9 %) und der AKII (10 %) (Abb. 76c) zu 36,6 % aus revierlosen Rüden besteht. Den Hauptteil der Population (43,7 %) stellen etablierte Männchen. Territoriale Fähen sind mit 19,7 % am Aufbau des modellierten Baummarderbestandes vertreten. Dies entspricht bei den etablierten Tieren einem Geschlechterverhältnis von 2,2:1, das im Vergleich zu den aus dem Besiedlungsmuster territorialer Baummarder abgeleiteten, tatsächlichen Verhältnissen (GV von 1,15:1) im UG1 stark zugunsten der Rüden verschoben ist.

Lebenstafel

Ausgehend von der Welpenmortalität im UG1 und den Anteilen der jeweiligen Altersklasse an den Totfunden im UR wurde in Tab. 20 für beide Geschlechter zusammengefasst eine standardisierte Lebenstafel erstellt. Die mit anderen Lebenstafeln vergleichbaren Werte zeigen deutlich erhöhte Mortalitätsraten (q_x) in den ersten beiden Lebensjahren. Dann folgen bis ins hohe Alter Werte um 200–300. Lediglich in der AKVIII fanden sich keine Totfunde und in AKIX niedrigere Raten, was jedoch eventuell durch eine geringe Stichprobe in diesen hohen Altersklassen hervorgerufen wurde.

Tab. 20: Lebensstafel abgeleitet aus Abb. 76a und der Welpenmortalität im UG1.

AK	Ind. lebend (l_x)	Ind. tot (d_x)	Mort.rate (q_x)
I	1000	628	628
II	372	203	546
III	169	49	290
IV	120	25	208
V	95	30	316
VI	65	20	308
VII	45	10	222
VIII	35	0	0
IX	35	5	143
X	30	30	1000

Durchschnittsalter der Revierbesitzer

Während der Telemetriestudie im UG1 von 1993-1998 stieg das Durchschnittsalter der etablierten Baumarder bei beiden Geschlechtern kontinuierlich an (Abb. 78). Bei einem angenommenen Bestand von 28 Mardern (mit Revier; vgl. Kap. 4.1.2) muss beachtet werden, dass in den ersten beiden Jahren mit jeweils fünf Tieren nur 18 % unter Kontrolle waren, und damit die Stichprobe eventuell zu gering ist. Ab 1995 stieg die Zahl besonderer Individuen und dadurch stand ein repräsentativer Ausschnitt der Population zur Verfügung. In den letzten beiden Jahren (1997 & 1998) waren sogar 19 der etwa 28 Tiere (68 %) unter Kontrolle. Innerhalb des Zeitfensters mit ausreichend hoher Datenbasis (1995-1998) erhöhte sich das Durchschnittsalter von 2-3 Jahre (1995) auf etwa 4 Jahre (1998). Mit Ausnahme des Jahres 1995 (geringe Stichprobe) lag der Wert der Rüden immer etwas über dem der Fähen, was mit den Ergebnissen des Populationsmodells (Abb. 77) übereinstimmt.

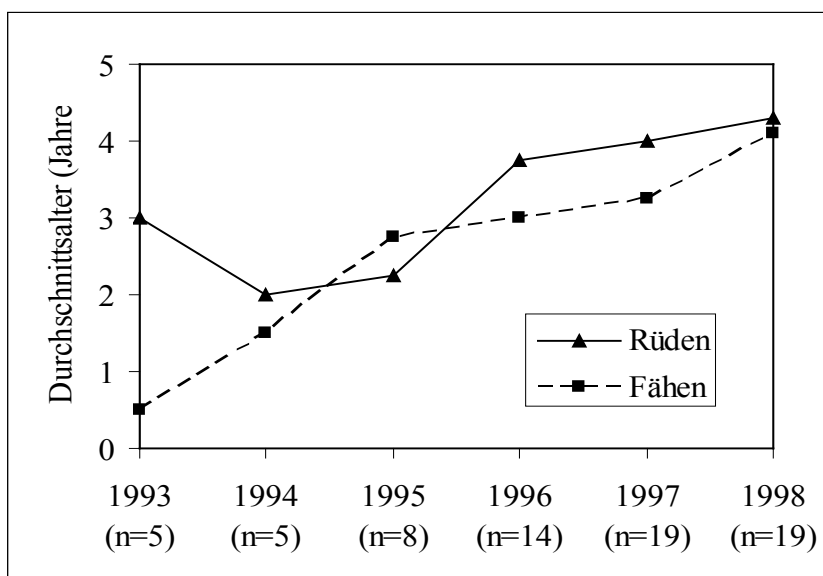


Abb. 78: Entwicklung des Durchschnittsalters etablierter, telemetrierter Baumarder des UG1 im Verlauf der Untersuchung.

4.4.6 Chancen der Revierbesetzung für Jungtiere

Die 30 im UG1 telemetrierten Revierbesitzer wurden im Durchschnitt 222 Tage telemetriert (Anhang 5). Während des gesamten Untersuchungszeitraumes von 1992-1998 wurden fünf Territorien durch den **Tod** des Inhabers frei. Die daraus errechnete jährliche Rate für beide Geschlechter von 0,24 stimmte mit der Mortalitätsrate von 0,26 aus den Totfunden überein (siehe Tab. 11, Kap. 4.2). Ein Revier wurde durch die **Vertreibung** der Besitzerin frei. In drei Fällen entstanden neue Territorien, indem Besitzer einen Teil ihres alten Revieres aufgaben (**Revieraufteilung**) und so jungen Individuen dort die Möglichkeit der Revierbesetzung gaben. Zwei der freigewordenen Reviere wurden von benachbarten Individuen durch **Ausweitung** ihrer Territorien belegt, standen so nicht mehr für eine Neubesetzung zur Verfügung und verringerten deshalb die Zahl freier Reviere. Entsprechend des GV der Revierbesitzer im UG1 resultierte eine unterschiedliche Anzahl an neu zu besetzenden

Revieren. Insgesamt wurden im UG1 jährlich 5,55 der 15 vorhandenen Rüdenterritorien und 4,42 der 13 beobachteten Fähenterritorien frei und standen für die Besiedlung durch revierlose Baummarder zur Verfügung.

Tab. 21: Raten und absolute Anzahl jährlich freiwerdender Reviere im UG1 sowie deren Ursachen.

	Rate	
Revier frei durch Tod des Besitzers	0,24	
Revier frei durch Vertreibung	0,05	
Neues Revier durch Revieraufteilung	0,15	
Freies Revier belegt durch Ausweitung des Nachbarn	-0,10	
Gesamtrate jährlich zu besetzender Reviere im UG1	0,34	
Absolute Anzahl zu besetzender Reviere pro Jahr im UG1	Rüden ♂♂ 5,10 (von 15)	Fähen ♀♀ 4,42 (von 13)

Alle (Ausnahme ZF16 in Revier von ZF6) in ein besetztes Revier eingedrungenen Baummarder wurden verjagt (vgl. Kap. 4.1.2). Nur die eigenen Jungtiere wurden länger geduldet, z.T. bis ins Frühjahr des folgenden Jahres. Wenn die eigenen Welpen über den Winter im Elternaktionsraum blieben, vollzog oder deutete sich eine Revieraufteilung an. Die meisten Jungtiere verließen jedoch schon im August oder September die Elternaktionsräume.

4.4.7 Modellierter Korrektur der Populationsstruktur

Für die genaue Beschreibung einer Populationsstruktur müssen unterschiedliche Parameter ermittelt werden. Oft ist dies nicht bei allen Parametern im geforderten Umfang und der gewünschten Genauigkeit möglich. In diesem Fall wird häufig auf Daten aus vergleichbaren Populationen zurückgegriffen oder man versucht, sie auf indirektem Weg zu ermitteln oder zu schätzen, so wie auch im **zweiten Modellierschritt**.

Die Telemetrie im UG1 lieferte umfangreiche Informationen zu den etablierten, revierbesitzenden Baummardern, da bis auf drei zwar bekannte, aber nicht besenderte Tiere alle residenten Marder mehr oder weniger lange unter Kontrolle waren. Zum Geschlechterverhältnis und der Altersstruktur (Kap. 4.4.3 & 4.4.5) gelten die Angaben als repräsentativ und gesichert. Die mittels Telemetrie bestimmte Mortalitätsrate (resident 0,24) basierte zwar nur auf fünf Totfunden, war aber fast identisch mit der Mortalitätsrate der Totfunde (resident 0,26). Diese war alters- und geschlechtsspezifisch und stammte von einer Stichprobe ($n = 133$) altersbekannter Tiere. Die Altersstruktur ähnelte, mit Ausnahme des Anteils junger Tiere, der von den Territoriumsinnhabern im UG1. Aus diesen Gründen wurden beide Werte als gesichert eingestuft und für alle weiteren Berechnungen die Rate der Totfunde (0,26) herangezogen, obwohl sie nicht nur aus dem UG1 sondern aus dem gesamten UR stammten. Die Anzahl und populationsökologische Charakterisierung der Baummarder ohne eigenes Revier war methodisch schwer zu erfassen und die Stichprobe wie auch der Anteil an der Population gering. Lediglich die Anteile männlicher Revierbesitzer der AKI und AKII innerhalb der telemetrierten Revierbesitzer (Abb. 76c) konnten verwendet werden, bargen jedoch das Risiko einer gewissen Ungenauigkeit.

Im UG1 wurden während des Untersuchungszeitraums zwar Daten zu 19 Würfen (15 mit bekanntem GV) gesammelt, die bei jährlich etwa 7-8 Würfen im Gebiet einen großen Teil der möglichen, methodisch schwierigen Datenaufnahme abdeckten, aber trotzdem nicht unbedingt sehr sicher scheinen. Die Informationen zum Anteil reproduzierender Fähen wie auch zu den Wurfgrößen sind abgesichert.

Das, an einer zu geringen Stichprobe ermittelte, stark verschobene Geschlechterverhältnis bei den Welpen wurde kritisch betrachtet, da die daraus modellierte Populationsstruktur (Abb. 77) zu stark von den ermittelten Verhältnissen in der Baummarderpopulation im UG1 abwich. So wurden dort durch die Telemetrie 15 Männchen- und 13 Weibchenterritorien festgestellt, deren **GV (54 % : 46 %)** genau mit dem der Revierbesitzer unter den Lebendfängen (15:13; Abb. 76b) übereinstimmt und damit sicher erscheint. Der Rüdenanteil bei den etablierten Baummardern (Abb. 76c) lag mit 57,0 % auch nur leicht darüber. Das dagegen stark zugunsten der Männchen (68,9 %) verschobene GV bei den Revierbesitzern in der modellierten Populationsstruktur (Abb. 77) weicht weit vom realen Wert ab.

Aus diesem Grund wurde in einem zweiten Modellierschritt versucht, das Populationsmodell zu verbessern und sich dem realen sekundären Geschlechterverhältnis anzunähern. Hierzu blieben die Mortalitätsraten und die Anteile revierloser Rüden in den jeweiligen Altersklassen unverändert. In der Ausgangsbasis (sekundäres GV) wurde der Anteil männlicher Welpen zugunsten weiblicher solange reduziert, bis für alle territorialen Marder das o.g. GV (54 % : 46 %) erreicht war. In Abb. 79 ist dieser Zustand dargestellt, in dem ein sekundäres Geschlechterverhältnis von **62 % männlichen** und **38 % weiblichen Welpen (1,7:1)** vorherrscht. Im Gegensatz

zu Abb. 77 (80,3 % Männchen) waren die Rüden jetzt nur noch mit 68,9 % vertreten und das GV der territorialen Individuen stimmte mit dem gesicherten Wert der Telemetry überein. Der Anteil revierloser Rüden an der Gesamtpopulation sank ebenfalls von 36,5 % auf 29,6 % und kam damit dem Anteil bei den Erstfängen (Abb. 76b) mit 15,1 % näher. Entsprechend all dieser Übereinstimmungen wurde das hier bestimmte, korrigierte, sekundäre Welpen-GV (62 %:38 %) als Basis für alle weiteren Betrachtungen gewählt.

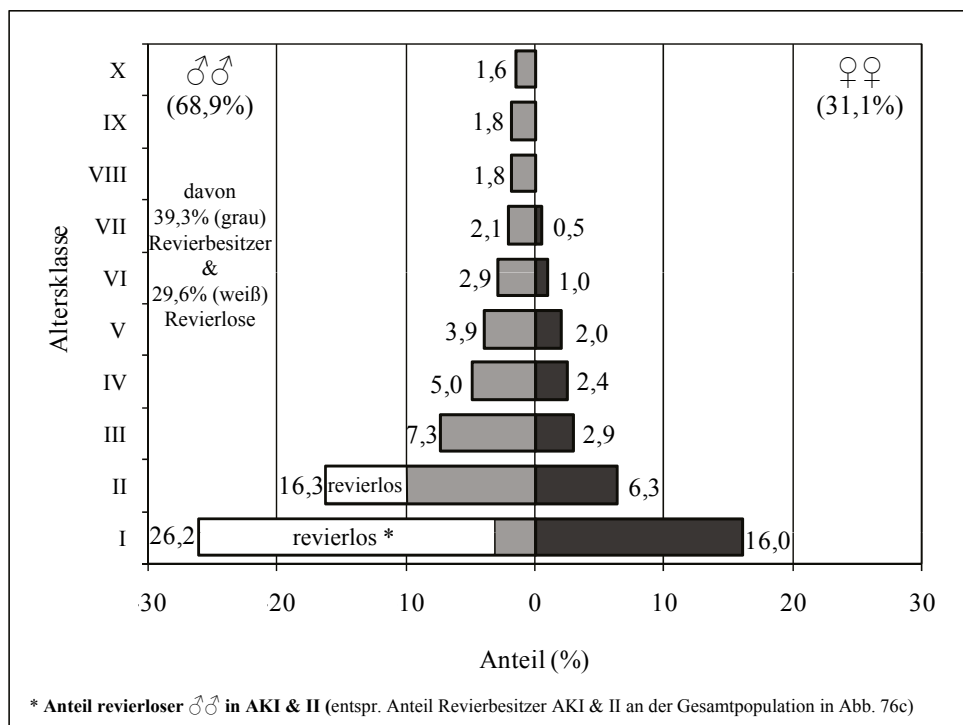


Abb. 79: Mittels Modellierung korrigierte theoretische Populationsstruktur im UG1.

Beim zweiten modellierten Korrekturversuch (3. Modell) das Welpen-GV beizubehalten und dafür den Anteil revierloser Männchen zu erhöhen (zugunsten geringerem Anteil revierbesitzender Männchen) ergaben sich im GV nur sehr geringe Verschiebungen, ohne dass das Verhältnis territorialer Rüden und Fähen sich wesentlich ausgeglichen hätte. Außerdem zeigt Abb. 76c, dass in der AKI & AKII auch bereits Rüden mit Revier vorkamen. Deren Anteil in der AKII ist ähnlich der AKIII, was im Modell (Abb. 79) widerspiegelt wird.

Die Simulation im Modell wurde versuchsweise auch für das normal unterstellte sekundäre Geschlechterverhältnis von 1:1 durchgeführt. Es ergab ein deutlich zugunsten der Weibchen verschobenGV der Revierinhaber (44 %:56 %), was eindeutig vom Besiedlungsmuster abwich und deshalb verworfen wurde.

4.4.8 Populationsdynamik im UG1

Am Ende des Untersuchungszeitraumes 1997 und 1998 wurde ein Baummarderbestand von etwa 28 revierbesitzenden Tieren (15 ♂♂ ermittelt (vgl. Kap. 4.4.1). Nach Abb. 79 entsprachen sie einem Anteil von 70,4 % revierbesitzenden Männchen und Weibchen. Daraus ergab sich ein Anteil von 29,6 % (Abb. 79) Revierloser, der fast ausnahmslos aus Rüden bestanden haben dürfte und im UG1 einen Bestand von 7,6 Tieren eingenommen hätte. Insgesamt ist mit einem Baummarderfrühjahrsbestand von 25-26 Individuen zu rechnen. Bei ausschließlicher Kenntnis des Bestandes territorialer Marder müsste dieser (entsprechend 29,6 % Reviersuchender) mit einem Faktor von 1,42 multipliziert werden, um den Gesamtbestand zu kalkulieren, wie es bei Bestandeshochrechnungen (Kap. 4.4.1) nötig ist.

Jährlich wurden etwa 18 Baummarder im UG1 geboren (Kap. 4.3.3) von denen etwa 9,3 (51,8 %) das Alter der Selbständigkeit erreichten (Kap. 4.3.4). Dies würde einem durchschnittlichen, jährlichen Reproduktionserfolg von 0,7 Welpen pro revierbesitzende Fähe entsprechen. Bei Annahme des korrigierten Welpen-GV (63 % : 37 %; Kap. 4.4.7) wären es durchschnittlich 6,2 männliche und 3,1 weibliche Welpen, die selbständig würden. Die Be-

rechnung in Kap. 4.4.6 ergab im Durchschnitt 5,10 besetzbare Rüden- und 4,42 besetzbare Fähenreviere pro Jahr.

Vertriebene Marder erhöhen wiederum die Anzahl reviersuchender Tiere und Revierteilungen schaffen ebenfalls nur zeitlich begrenzt in einer Phase des Populationsanstiegs neue Territorien. In einem nicht wachsenden Baummarderbestand sollten also fast nur durch den Tod (Rate: 0,24) des Revierbesitzers Freiräume für Jungtiere entstehen. Dies wären im UG1 jährlich 3,60 Rüden- und 3,12 Fähenterritorien.

Damit finden alle jungen Weibchen ein freies Territorium. Bei den männlichen Welpen kämen dementsprechend auf 3,60 freie Reviere 6,2 Anwärter. Es würden also nur junge Männchen auch im gesamten zweiten Lebensjahr noch nach Freiräumen suchen. Im UG1 konnten keine transienten Weibchen gefangen oder beobachtet werden. Verschiedene Männchen ohne eigenes Revier wurden telemetriert oder beobachtet. Dies bestätigt die oben gemachte Vermutung genauso wie der mit 20 % geringe Anteil von toten Baummarderfähen (AKI) außerhalb vom Wald im Gegensatz zu den 80 % bei Rüden der AKI (Kap. 4.2).

Bei Mortalitätsraten von 0,24 für territoriale Marder (15♂♂, 13♀♀ im UG1) und 0,41 (Telemetrie) bzw. 0,52 (Totfunde) für Revierlose ($n = 11,8$ im UG1) würden im UG1 jährlich etwa 6,7 Revierbesitzer und 4,8-6,1 revierlose Tiere sterben. Von diesen geschätzten 11-12 gestorbenen Mardern wurden dank der intensiven Erfassungsmethode im Durchschnitt 3,75 (etwa $\frac{1}{3}$) gefunden (Kap. 4.2).

Für den hochgerechneten Baummarderbestand in Mecklenburg-Vorpommern mit 6.200-6.500 Revierbesitzern und einem ermittelten Weibchenanteil von 46,4 % würde es bedeuten, dass von 2.877-3.016 Weibchen jährlich etwa **2.014-2.111 Welpen** selbständig werden und dies als Schätzung des **Zuwachses in Mecklenburg-Vorpommern** anzusehen wäre. Wenn man den Anteil revierloser Männchen (Faktor 1,42) mit einbezieht, ergibt sich ein Frühjahrsbestand von 8.804-9.230 adulten Baummardern. Bedingt durch die Inhomogenität der Wälder in M-V, vor allem der schlechteren Habitatqualität in den trockeneren Kiefernwäldern, muss mit einem eventuell geringeren Bestand gerechnet werden, der sich vermutlich im Bereich **zwischen 6.000 und maximal 8.000 adulten Individuen** erstreckt.

5 DISKUSSION

5.1 Kritische Betrachtung des Methodenspektrums

Repräsentativität und Aussagefähigkeit wissenschaftlicher Daten hängen grundsätzlich vom Methodenspektrum sowie von Umfang und Qualität der Stichprobe ab. Die Erhebung freilandökologischer Daten ist in der Regel mit einem hohen Arbeitsaufwand verbunden (z.B. Fang von Tieren, Sammlung von Totfunden oder Kot), so dass bereits die Verfügbarkeit an Zeit sowie finanzielle Restriktionen zur Limitierung der Datenbasis führen können. Bei geräteintensiven, wildökologischen Fragestellungen schränkt darüber hinaus oft der Ausfall der Technik (z.B. Telemetriesender) die Stichprobengröße ein. In dieser Studie war eine Steigerung der Erfassungsintensität und damit des Stichprobenumfangs durch den hohen Arbeits- und Zeitaufwand im Rahmen des Promotionsvorhabens nicht leistbar.

Die gesamten Totfunde und die Losung revierloser Baummarder waren nicht gleichmäßig über die Jahreszeiten verteilt und deren Sammlung erstreckte sich zum Teil über mehrere Jahre.

5.1.1 Baummarderfang

Durch intensive Bemühungen unter Berücksichtigung der aktuellen Ergebnisse zu Raumnutzung bzw. Aktivität gelang es im Lauf der Untersuchungen, die Methodik des Fangens etablierter Baummarder soweit zu optimieren, dass im UG1 fast alle Revierbesitzer mit einem Telemetriesender ausgestattet werden konnten. Auch der Wiederfang zum Austausch ausgefallener Sender verlief erfolgreich, so dass einige Tiere über vier Jahre unter telemetrischer Beobachtung waren.

Die trotz erhöhter Bemühungen nur sehr geringen Fangerfolge im Winter zeugen von den höheren Fangwahrscheinlichkeiten im Sommerhalbjahr. Auch MARCHESI (1989) fing in der Schweiz im Sommer die meisten und im Winter die wenigsten Tiere. Bei Temperaturen unter minus 5°C blieben im UG1 die Ködereier, im Gegensatz zur täglichen Annahme während wärmerer Phasen, oft unberührt in den Fallen. In diesen Kälteperioden stellten sich häufig andere Raubsäuger (Steinmarder: *Martes foina*, Fuchs: *Vulpes vulpes*, Dachs: *Meles meles*) an den Fallen ein. Unter diesen Umständen waren regelmäßig Eierschalenreste in der Fallenumgebung zu finden. Nahmen Baummarder die Fallen an, wurden in keinem Fall Schalenreste, auch nicht in den Tagesverstecken, aufgefunden.

Die Mehrzahl der in Europa durchgeführten Telemetriestudien (Tab. 22) basierte auf der Analyse einer nur geringen Anzahl an Individuen - teilweise sogar ausschließlich gleichen Geschlechtes (meist Rüden). Außer der eigenen Untersuchung ist bisher nur für sechs Studien die nahezu vollständige Erfassung des Baummarderbestandes eines Untersuchungsgebietes mit entsprechenden Stichprobengrößen von mindestens zehn Tieren dokumentiert. Dies gilt für die Telemetriestudien von BRAINERD (1997) und HELLDIN (1998) in Skandinavien, BALHARRY (1993) und BRIGHT & SMITHSON (1997) in Schottland, MARCHESI (1989) in der Schweiz und ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI (2006) in Nordost-Polen. Die eigene Untersuchung eingeschlossen, liegen somit Daten zum Raum-Zeit-Muster des Baummarders für die nord-, west- und mitteleuropäischen Bereiche seines Verbreitungsareals und damit für Regionen unterschiedlicher klimatischer Rahmenbedingungen bzw. damit zusammenhängender Landschaftsstrukturen und sicherlich auch Mortalitäten (z.B. Jagd, Verkehr, Prädation) vor.

Der gezielte Fang von revierlosen Baummardern war deutlich schwieriger und beschränkte sich meist auf Zufallsfänge. Auch in der Literatur finden sich Informationen zu dismigrierenden Welpen und transienten Individuen nur selten (PULLIAINEN 1984, HERRMANN & TRINZEN 1991, BALHARRY 1993, BRAINERD 1997). Selbst halbwüchsige und fast selbständige Jungtiere ignorierten Fallen in unmittelbarer Nähe und der weiteren Umgebung des Welpenverstecks.

Als einzig praktikable Methode zur Besenderung dismigrierender Jungtiere empfiehlt sich die direkte Entnahme genügend großer Jungtiere aus den Wurfverstecken telemetriertter Fähen. Analog zum UG1 fingen auch BRAINERD et al. (1995) drei Welpen (2-3 Monate alt) von drei verschiedenen, besenderten Weibchen direkt in den Wurfverstecken. YORK & FULLER (1997) nutzten ebenfalls diese Vorgehensweise, um juvenile Fischermarder (*Martes pennanti*) zu markieren.

Untersuchungen an handaufgezogenen Individuen zeigten, dass ab einem Alter von etwa 50 Tagen die Markierung der Jungtiere mit Halsbandsendern für adulte Baummarder möglich ist. Wie die beiden, im Alter von 53 und 57 Tagen erfolgreich besenderten Welpen im UG1 belegen, eröffnet sich damit auch die Möglichkeit, Jungtiere bereits in diesem Alter zusammen mit ihren Müttern telemetrisch zu überwachen.

Zusammenfassend kann für Telemetriestudien der Fang von etablierten Baummardern mit Kastenfallen unterschiedlichen Typs und mit unterschiedlichen Ködern (z.B. Eier, Trockenobst) empfohlen werden. In unterschiedlichen Projekten hat sich gezeigt, dass Populationen mit dieser Methode fast vollständig gefangen werden können.

Der Fang von Welpen und transienten Individuen mittels beköderter Kastenfallen gelang bisher nur in Einzelfällen, so dass für entsprechende Studien das manuelle Abfangen am Wurfversteck empfohlen wird.

5.1.2 Immobilisation

Zur Immobilisation von Musteliden dienen in der Praxis verschiedene Wirkstoffe oder Wirkstoffkombinationen. Die in der vorliegenden Studie bevorzugte Immobilisation mit **Ketaminhydrochlorid** (Ketamin®) als einzigem Wirkstoff in einer Dosierung von 20 mg pro kg Körpermasse nutzten auch viele andere Autoren bei Vertretern der Gattung *Martes* (Baummarder: MARCHESI 1989, BALHARRY 1993, ZALEWSKI et al. 1995, BRIGHT & SMITHSON 1997, HALLIWELL 1997, MÜSKENS 1997a, ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006, SIDOROVICH mdl.; Steinmarder: BROEKHUIZEN 1983; Amerikanischer Fichtenmarder: BELANT 1992, RAPHAEL & JONES 1997, HARGIS et al. 1999, SMITH & SCHAEFER 2002; Fischermarder: JONES & GARTON 1994, GARANT & CRÉTE 1997, YORK & FULLER 1997; Zobel: BUSKIRK et al. 1996).

Eine Kombination von Ketaminhydrochlorid und Xylazinhydrochlorid wurde in weiteren Studien eingesetzt, entweder als „**Hellabrunner Mischung**“ (100 mg Ketamin®/125 mg Xylazin® pro ml) bei Baummarder (KRÜGER 1989, SCHINZEL 1998) und Steinmarder (FÖHRENBACH 1987, HERRMANN 1987, HERRMANN 1997, SCHINZEL 1998) oder in einem **Mischungsverhältnis von 10 mg Ketamin® zu 2 mg Xylazin®** bei Baummarder (BRAINERD et al. 1994, TRUBE 1994), Fischermarder (BELANT 1991, GILBERT et al. 1997), Amerikanischem Fichtenmarder (BELANT 1992, GILBERT et al. 1997) und Buntmarder, *Martes flavigula* (GRASSMAN et al. 2005).

BELANT (1992) verglich die Wirkung der Immobilisierung von Fichtenmardern mit reinem Ketamin® und dem Ketamin®-Xylazin®-Gemisch (5:1) unter Laborbedingungen und befand beide Methoden als sicher und tierschutzgerecht. SKIRNISSON & FEDDERSEN (1984) sowie WIESNER & V. HEGEL (1989) konstatierten bei der Implantation von Sendern in die Bauchhöhle von Steinmardern eine sehr gute Muskelrelaxation durch den Xylazinanteil der „Hellabrunner Mischung“, die für operative Eingriffe entscheidend ist.

Selten wurden zur Immobilisation von Vertretern der Gattung *Martes* auch andere Wirkstoffe wie Medetomidinhydrochlorid (Zobel: MIYOSHI & HIGASHI 2004), Tiletamine-Zolazepam (Fichtenmarder: POOLE et al. 2004; Buntmarder: GRASSMAN et al. 2005), Isofluran-Gas (Fischermarder: GARANT & CRÉTE 1997) oder ein Gemisch aus Ketaminhydrochlorid und Diazepam (Fischermarder: ZIELINSKI et al. 2004) herangezogen.

ARNEMO et al. (1994) testeten an in Gefangenschaft lebenden Baummardern die Immobilisierung mit einer Kombination aus Ketamin® (10 mg/kg) und Medetomidinhydrochlorid (Domitor® 0,2 mg/kg). Im Gegensatz zu Xylazin® steht für Medetomidin das Antidot Atipamezol (Antisedan® 5fache Dosis von Medetomidin) zur Verfügung. Atipamezol verkürzt die Zeit bis zum vollständigen Erwachen nach der Narkose nur um etwa 30 min, so dass die Marder - im Vergleich zum Einsatz von reinem Ketamin - früher in die Freiheit entlassen werden. Allerdings liegen die Kosten dieses Verfahrens deutlich höher.

Da beim Baummarder in dieser Studie wie auch in der oben zahlreich genannten Literatur keine Komplikationen beim Einsatz von reinem Ketamin® auftraten und die Tiere deutlich kürzere Nachschlafzeiten aufwiesen, empfiehlt sich dieses Verfahren als wissenschaftlicher Standard für das Anbringen von Halsbandsendern bei dieser Mustelidenart. Da bei den im UG3 narkotisierten Steinmardern leichtes Muskelzittern und -krämpfe auftraten, sollte bei ihnen zumindest ein geringer Xylazin®-Anteil beigegeben werden. Auch HATLAPA & WIESNER (1982) schätzen für das Anbringen von Halsbandsendern Narkosen mit Ketamin® als einzigen Wirkstoff für vollkommen ausreichend ein. Für operative Eingriffe (z.B. Implantate) sollte - wegen der erforderlichen Muskelrelaxation - jedoch immer die „Hellabrunner Mischung“ oder andere geeignete Wirkstoffe zum Einsatz kommen.

5.1.3 Individualerkennung

In den wenigsten Studien am Baummarder (Tab. 22) und an anderen *Martes*-Arten fanden sich Hinweise auf Methoden zur individuellen Markierung der Tiere. BROEKHUIZEN (1983) nutzte – wie auch in der vorliegenden Studie – die Ausprägung des Kehlflecks zur Differenzierung von Steinmarderindividuen. Transponder wendeten SCHRÖPFER et al. (1997) am Baummarder, SMITH & SCHAEFER (2002) am Fichtenmarder und YORK & FULLER (1997) am Fischermarder an. GARANT & CRÉTE (1997) markierten Fischermarder mit Ohrmarken ohne weiterführende Angaben zum Verfahren. Metallohrmarken kamen beim Fichtenmarder (POOLE et al. 2004) und Plastik-Ohrmarken beim Fischermarder (FULLER et al. 2001) zum Einsatz. Die Baummarder in den skandinavischen Untersuchungsgebieten „Grimsö“ und „Varaldskogen“ wurden in einem Ohr mit einer Metallohrmarke und im anderen Ohr mit einer Plastikohrmarke markiert (BRAINERD et al. 1994, BRAINERD 1997). YORK & FULLER (1997) verglichen an einer größeren Anzahl juveniler und adulter Fischermarder (n = 130) Transponder mit Metall- und Plastikohrmarken und fanden bei allen wiedergefangenen Tieren die Transponder intakt. Hingegen hatten einige der Welpen wie auch Adulte beide Ohrmarken verloren. Weitere Individuen trugen nur noch eine der beiden Marken im Ohr. Die Autoren

quantifizierten – basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche - die Ausfallrate der Transponder mit 6 %. FÖHRENBACH (1987) nutzte eine Tätowierung im Ohr zur individuellen Markierung.

Zum Ablesen von Tätowierungen und Ohrmarken müssen die Tiere immobilisiert werden, was aus Gründen des Tierschutzes und des Mehraufwandes nicht empfehlenswert ist. Transponder lassen sich ausschließlich in kleinen Fallen aus nichtmetallischem Material auch ohne Narkose ablesen. Außerdem können Ohrmarken ausreißen oder von Artgenossen beispielsweise beim Putzen (z.B. Mutter bei Welpen) oder bei Revierkämpfen zerstört werden. Transponder gehen teilweise über den Einführungskanal wieder verloren oder werden vom Lesegerät nicht erkannt, obwohl Röntgenaufnahmen ihr Vorhandensein bestätigen. Die Wahrscheinlichkeit hierfür liegt bei 10 % (eigene unveröff. Daten am Baummarder und Marderhund, SCHMITT 2006, Dr. W. Zessin Zoo Schwerin mdl. Mitt.).

Die einfachste, tierschonendste und kostengünstigste Methode zur Individualerkennung von Mardern ist die Erstellung einer Fotodatenbank des Kehlфлекts, vorausgesetzt dieser weist deutlich abgrenzbare Unterschiede auf. Dies trifft beim Baum- und Steinmarder zu, dagegen haben die Kehlфлекten von Zobel und Fichtenmarder weniger scharfe Abgrenzungen (MACDONALD 2004). Diese Wiedererkennung spielt vor allem bei Fang-Markierung-Wiederfang-Untersuchungen (ohne Telemetrie) eine besondere Rolle. Grundsätzlich bedarf es jedoch einer Markierungsmethode, die zur Datenerfassung ohne Immobilisierung der Tiere auskommt.

Für die Individualerkennung bei Telemetrieprojekten, bei Fang-Wiederfangstudien oder anderer Forschung wird die Nutzung der individuellen Kehlфлекtmuster oder die Verwendung von Transpondern empfohlen. Die Kehlфлекten können manuell ohne Narkose in Fallen oder automatisch erfasst auf Fotofallenbildern erkannt werden. Transponder werden in kleinen Holzfallen manuell abgelesen oder von automatischen Erfassungsstationen im Gelände erfasst.

5.1.4 Telemetrietechnik

Bedingt durch den technischen Fortschritt in der Telemetrie entsprechen die heute kommerziell verfügbaren Mardersender verschiedener Hersteller den Normen und unterscheiden sich in Größe, Preis und Leistung nur geringfügig. Entscheidend für ihre Praxistauglichkeit ist der Ausschluss einer Verletzungsgefahr für das Tier. In diesem Zusammenhang erwies sich der von der Firma Wagener (Köln) bereitgestellte Sendertyp mit einer Schrumpfschlauchummantelung des gesamten Halsbandes als sehr günstig.

Auch die verwendete Empfangstechnik entsprach dem verfügbaren Standard und zeigte sich als leistungsstark und sehr robust.

Bei der Verwendung von Halsbandsendern für Baummarder sollten unbedingt Fabrikate Verwendung finden, bei denen die Tiere nicht zu Schaden (z.B. Verletzungen, Hängenbleiben, Erstickern) kommen.

5.1.5 Aktionsraumberechnungsmethoden

Zur Erfassung und Auswertung von Telemetriedaten existieren zahlreiche Literaturquellen darunter auch einige umfassende Standardwerke, die verschiedenste Verfahren und deren Parameter sowie unterschiedliche Programme vergleichen und bewerten (AMLANER & MACDONALD 1980, HARRIS et al. (1990), LARKIN & HALKIN (1994), WHITE & GARROTT 1990, KENWARD 2001). So finden sich beispielsweise bei KENWARD (2001), neben der kritischen Betrachtung einer Vielzahl etablierter Methoden, auch wertvolle Hinweise auf u.a. Peilfehler, Autokorrelation, Überlebensraten und zur Berechnung von Aktionsräumen, Kerngebieten sowie stabilen Besiedlungsphasen. Trotz zahlreicher Literaturdaten wurden methodische Standards zur Erfassung und Auswertung von Telemetriedaten bisher nicht festgelegt. Das gilt auch für den Baummarder.

In der älteren Literatur kamen meist nichtparametrische Verfahren zum Einsatz, darunter Minimum-Convex-Polygon, Concav-Polygon und Grid als gebräuchlichste Methoden (SEAMAN et al. 1999). Neuere Untersuchungen basieren immer häufiger auf dem Kernelverfahren.

Um die Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu gewährleisten und zur Überprüfung der Präzision der **Berechnungsverfahren** kamen in der vorliegenden Studie am Baummarder verschiedene standardisierte parametrische und nicht parametrische Methoden in Form handelsüblicher Software zum Einsatz.

Die meisten Telemetriestudien am Europäischen Baummarder basieren auf der Minimum-Convex-Polygon-Methode (Tab. 22). Als parametrische Verfahren nutzten – abgesehen von der eigenen Untersuchung – nur SCHINZEL (1998) und BRAINERD (1997) die Kernelmethode, MARCHESI (1989) und ZALEWSKI et al. (1995) das „Harmonic Mean“. Der Vorteil des Kernels wie auch der von FÖHRENBACH (1985) empfohlenen Grid-Methode ist, dass große im MCP-Aktionsraum gelegene, nicht genutzte Flächen meist nicht zum Streifgebiet gerechnet werden. Damit

erhält man bei diesen Kalkulationen eine Annäherung an die wirklich belaufene Fläche. Die Grid-Methode setzt jedoch die Verfügbarkeit einer größeren Datenmenge voraus.

Die von SAMUEL et al. (1985) beschriebene Methode zur Berechnung eines individuellen **Kerngebietes** erwies sich günstiger als eine vorherige Festlegung des Kerngebietes auf beispielsweise 50 % der Peilungen, da auch die Höhe des individuellen Kerngebietslevels eine gute Beschreibung der Aktionsraumausnutzung darstellt.

Dienen Aktionsraumgrößen zur Abschätzung von **Populationsdichten**, sind mittels Minimum-Convex-Polygon errechnete Streifgebietsgrößen besser geeignet, da auch ungenutzte Flächen im Inneren des Aktionsraumes gegen Eindringlinge verteidigt werden und damit anderen gleichgeschlechtlichen Artgenossen nicht zur Verfügung stehen.

LARKIN & HALKIN (1994) fordern grundsätzlich die Anwendung mehrerer Methoden und deren Vergleich zur realitätsnahen Abbildung der Raumnutzung. So lassen sich beispielsweise aus dem Verhältnis der mittels MCP (abgegrenztes Revier) und Kernel (wirklich genutzte Fläche) errechneten Streifgebiete zusätzlich Aussagen zur Ausnutzung des abgegrenzten Territoriums treffen.

DeSOLLA et al. (1999) überprüften verschiedene Verfahren an Schnappschildkröten durch Vergleich des errechneten Aktionsraums mit dem bekannten Lebensraum (einem Teich). Auf ähnliche Weise wurden in der vorliegenden Arbeit die Ergebnisse verschiedener Standardberechnungsmethoden mit der Fläche des jeweils wirklich besiedelten Waldes oder Waldteiles verglichen. Die statistischen Tests zu den dort ermittelten Unterschieden ergaben, dass drei Methoden (**K95**, **MCP95**, **MCP100oE**) am besten geeignet waren, die bewohnte Waldfläche zu beschreiben. Sehr geringe Unterschiede zum bewohnten Wald und damit realitätsnahe Ergebnisse ergaben sich insbesondere für K95(core weighting) und MCP95.

Im Gegensatz zu manchen anderen Autoren (Tab. 19) wurde die **Stabilität** des Aktionsraumes als wichtige Voraussetzung für die Repräsentativität eines Aktionsraums erachtet. Streifgebiete, deren Größe mit der Anzahl der Peilungen weiter zunahm, gingen nicht in die Auswertung ein. Zur Absicherung der Stabilität empfiehlt es sich Incremental-Plots, für jede einzelne Aktionsraumgröße zu erstellen. HOVENS & JANSS (1991) zeigten am Beispiel von Steinmarderdaten auch, wie hierbei durch die Umkehr der Zuwachskurve Aktionsraumverkleinerungen erkennbar sind.

Nach EBERSBACH et al. (1995) charakterisieren beim Baumarder - nicht jedoch beim Steinmarder (durch konservative Verstecknutzung) - die Tagesschlafplätze den Aktionsraum. Die ausschließliche Verwendung von Peilungen der Tagesverstecke ist zur Aktionsraum-bestimmung also möglich.

SEAMAN et al. (1999) bemängeln die oft fehlende Angabe der **Stichprobengröße (Anzahl Lokalisationen)** zur Abschätzung der Datenqualität. Durch verschiedene Simulationen mit der Kernelmethode belegten die Autoren, dass mindestens 50 Lokalisationen pro Tier für gesicherte Ergebnisse notwendig sind. Bei den eigenen Baumarderdaten erwiesen sich 50 Lokalisationen für Rüden und 70 für Fähen als ausreichend, wobei häufig weit weniger nötig waren.

SCHRÖPFER et al. (1989) genügten im Sommer 10 Lokalisationen für Rüden und 30 für Fähen. ZALEWSKI et al. (1995) setzten mindestens 50 Ortungen für die Berechnung nach Harmonic Mean voraus. HALLIWELL (1997) fand stabile Aktionsräume ab 50-60 Peilungen. BRAINERD (1997) verwendete nur Tiere, die mindestens 50 Tage telemetriert wurden, wobei 25-35 Ortungen ausreichend waren. KATNIK et al. (1994) setzten bei Fichtenmardern 30 Lokalisationen und einen Telemetriezeitraum von mehr als 90 Tagen voraus.

Die nach MÜHLENBERG (1993) errechneten **Mindeststichproben** an telemetrierten Tieren (490 Rüden, 154 Fähen) entsprechen der hohen Varianz der gefundenen Aktionsraumgrößen, sind jedoch praktisch nicht realisierbar. Im UG1 wurden fast 100 % der Revierbesitzer telemetriert, so dass die Ergebnisse für dieses Gebiet als sicher eingeschätzt wurden. Entsprechend der individuellen Unterschiede in der Aktionsraumgröße innerhalb eines Gebietes sollten jedoch mindestens 5, besser 10 Vertreter von jedem Geschlecht untersucht werden, um eine aussage-fähige Datengrundlage für Populationsdichtehochrechnungen zu haben.

Während der Dismigration belaufen Marder oft sehr große Flächen auf der Suche nach einem freien Revier (vgl. Kap. 5.4.6). Raumnutzungsanalysen ohne differenzierte Betrachtung residenter und transienter Tiere führen somit zwangsläufig zu falschen Ergebnissen (z.B. MM3 bei MARCHESI 1989) oder zu Fehlinterpretationen (z.B. transiente Lebensweise beim Baumarder: HERRMANN & TRINZEN 1991).

Es wird grundsätzlich empfohlen mehrere Berechnungsverfahren für die Ermittlung von Aktionsraumgrößen zu verwenden. Für Dichteabschätzungen und AR-Darstellungen erwiesen sich das MCP95 (oder MCP100 ohne Exkursionen) sowie das K95(core weighting) für die Ermittlung der real genutzten Fläche als günstig. Anhand der eigenen Ergeb-

nisse kann bestätigt werden, dass Kerngebiete besser nach der Methode von SAMUEL et al. (1985) und nicht durch feste Prozentstufen (z.B. 50 %) berechnet werden sollten. Grundsätzlich dürfen nur Aktionsraumwerte verwendet werden, wenn ein stabiler Aktionsraum vorliegt, was immer noch in vielen Publikationen nicht beachtet wird. Die Forderung von SEAMAN et al. (1999) nach mindestens 50 Peilungen bei der Verwendung der Kernel95-Methode wird voll unterstützt. Außerdem ist im Winterhalbjahr ein mehrwöchiger Telemetriezeitraum eine wichtige Grundvoraussetzung. Für Populationshochrechnungen anhand von AR-Größen sind je nach Homogenität des Lebensraumes mindestens 5, besser 10 Individuen pro Geschlecht für eine repräsentative Stichprobe nötig.

5.1.6 Erfassung der Mortalität

Die meisten Totfunde stammten aus dem UR (Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg) und waren weit über beide Bundesländer verteilt. Damit liegen zwar nahezu flächendeckende Informationen für den Untersuchungsraum vor, unklar bleibt, ob sich die Relevanz unterschiedlicher Mortalitätsursachen innerhalb eines so großen Gebietes unterschied. Außerdem erstreckte sich die Erfassung der insgesamt 210 Totfunde über einen mit 8 Jahren sehr langen Zeitraum, in dem auch Einflussfaktoren wahrscheinlich einer Dynamik unterliegen. Die Totfundsuche wurde mit maximal möglicher Intensität betrieben. Eine Steigerung der Erfassungsintensität und damit des Stichprobenumfangs war aufgrund des hohen Arbeits- und Zeitaufwandes nicht möglich.

Durch die Selektivität der Erfassungslogistik ist mit einem verzerrten Abbild der Relevanz der einzelnen Mortalitätsursachen zu rechnen. Trotzdem war der hohe Anteil an Verkehrsopfern auffällig.

Die mit Hilfe der regelmäßigen Befahrung standardisierte Verkehrsopferskartierung auf einer Autobahn ermöglichte einen gebietsspezifischen und jahreszeitlichen Vergleich, sowie eine grobe Hochrechnung der jährlich anfallenden Verkehrsoffer der erfassten Raubsäuger. Verfahren zur Abschätzung der Mortalitätsraten sind beim Baummarder kaum dokumentiert.

Trotz des Risikos einer möglichen Ergebnisungenauigkeit erfolgte eine Berechnung der Mortalitätsraten für besenderte, transiente und residente Baummarder im UG1 nach der Methode von MAYFIELD (1961). ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI (2006) nutzten die von HEISEY & FULLER (1985) entwickelte Software MICROMORT mit den gleichen Berechnungsgrundlagen wie MAYFIELD (1961). Auch die aus den Totfunddaten im UR ermittelten alters- und geschlechtsspezifischen Mortalitätsraten und die daraus abgeleiteten populationsdynamischen Betrachtungen im UG1 könnten geringe Ungenauigkeiten aufweisen.

Bei mittelgroßen bis großen Säugetieren wird man es bei Mortalitätsuntersuchungen häufig mit längeren Untersuchungszeiträumen sowie größeren Gebieten zu tun haben und damit auch mit den daraus resultierenden Problemen leben müssen. Für eine genaue Analyse der Mortalitätsursachen ist eine genügend große, repräsentative Stichprobe von besenderten Individuen nötig.

5.1.7 Reproduktionsbiologische Analysen

Bei den reproduktionsbiologischen Analysen der **Totfunde** verhinderte die Frostlagerung der Kadaver bzw. der entnommenen Reproduktionsorgane die Anfertigung histologischer Schnitte. Für die Ermittlung von Reproduktionsraten, der Anzahl reproduzierender Fähen und des Erreichens der Geschlechtsreife war dies aber auch nicht unbedingt nötig, wäre aber zukünftig für detailliertere, reproduktionsbiologische Untersuchungen wünschenswert. Eine Unterscheidung zwischen linker und rechter Uterushälfte war nach der separierten Lagerung des Uterus nicht immer eindeutig möglich, so dass eine nach Seiten getrennte Auswertung der Uteri in Hinsicht auf anatomische Unterschiede zwischen den Körperhälften nicht durchgeführt werden konnte.

Deutlich erhöhte Anteile von Männchen und jungen Tieren bei Totfunden bedingen oft nur geringe Stichprobengrößen geschlechtsreifer Weibchen (KRÜGER 1995, BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000a). Dies gilt auch für die vorliegende Studie.

Die reproduktionsökologischen Kenngrößen von Totfunden stellen ähnlich wie Mageninhaltsanalysen nur eine Momentaufnahme (kurzer Ausschnitt innerhalb eines und zwischen mehreren Reproduktionszyklen zum Todeszeitpunkt) dar. Deutlich informativer, aber im Freiland fast nicht realisierbar, wäre eine Untersuchung der reproduktiven Entwicklung freilebender Baummarder über einen längeren Zeitraum. Zumindest bei einigen besenderten Fähen im UG1 gelang es z.T. über mehrere Jahre Angaben zum Erreichen der Geschlechtsreife, zur Teilnahme an der Fortpflanzung und zu Wurfgrößen zu erfassen.

Die Bestimmung der Hodenlängen und -breitenmaße birgt durch die weiche Konsistenz der Organe ein gewisses Fehlerrisiko. Insgesamt ist bei den Masseangaben mit einer höheren Genauigkeit zu rechnen als bei allen Längen- und Breitenmaßen.

Um Fehler bei der Ermittlung des Sperma-vorkommens zu minimieren, erfolgten Abstriche von beiden Hoden bzw. Nebenhoden. Durch das fortlaufende Schneiden der gesamten Ovarien konnten Gelbkörper nicht übersehen werden, zumal sie sich deutlich von der Matrix abheben. Beim Spülen der Uterushörner besteht die Gefahr einer Zerstörung von Blastozysten oder des Nichtherauspülens, so dass einzelne Blastozysten eventuell nicht erfasst wurden. Ebenfalls stellte das Verblassen der Uterusnarben nach einigen Monaten eine mögliche Fehlerquelle dar. Bedingt durch die geringe Stichprobe bei ermittelten Gelbkörpern, Blastozysten und Uterusnarben wurde deren Anzahl aber auch nur als Ergänzung zu den umfangreicheren Freilanddaten aus dem UG1 herangezogen.

Die wenigen gesammelten **Freiland- und Gehegedaten** zu Baummarderwürfen bergen zwar alle Risiken einer geringen Stichprobe, sind aber trotzdem wertvoll, da besonders aus dem Freiland bisher nur vereinzelt Daten zur Reproduktion vorliegen. Zumindest für das UG1 ist durch die Kontrolle eines Großteils der Würfe in einigen Jahren von einer repräsentativen Stichprobe auszugehen.

LAMMERTSMA et al. (1994) fanden keinen Einfluss von Fang, Narkose und Markierung auf die Reproduktion telemetriertter Steinmarderweibchen. Gleiches gilt für den Baummarder in der vorliegenden Studie.

Die Kontrolle der Baummarderrurfwöhlen während der Abwesenheit der Mutter erwies sich als unkompliziert. Der Wurf wurde grundsätzlich sofort nach dem Verlassen der Fähe kontrolliert, damit möglichst viel Zeit bis zu deren Rückkehr verging und ein Großteil der menschlichen Witterung bereits verflüchtigt war. Nur ein Weibchen (ZF16) wechselte nach jeder Kontrolle mit den Jungen das Versteck. PARAGI et al. (1994) kontrollierten erfolgreich und ohne Beeinträchtigungen fünf Fischermarderrurfwö im Alter von 5-8 Wochen, ebenfalls in Abwesenheit des telemetrierten Weibchens.

Für populationsökologische Untersuchungen sind reproduktionsbiologische Analysen von besonderer Bedeutung. Um für alle Parameter gesicherte Ergebnisse zu erlangen, sollten wenn möglich grundsätzlich Daten an Totfundmaterial und auch an telemetrierten Weibchen im Freiland erhoben werden, die gegebenenfalls noch durch Gehegebeobachtungen ergänzt werden können.

Durch die eigenen Ergebnisse zur Spermiogenese bei Baummarderrüden konnte gezeigt werden, dass man ohne Abstrich der Hoden, nur über das Vermessen der Hoden (außen) die Paarungsbereitschaft lebender Tiere ermitteln kann. Eigene Erfahrungen zeigten, dass man Würfe telemetriertter Fähen im Alter von 4-6 Wochen kontrollieren kann, ohne dass Probleme für die Jungen dabei entstehen. Es muss jedoch beachtet werden, dass mittels Telemetrie abgesichert sein muss, dass die Weibchen nicht anwesend sind und man möglichst rechtzeitig nach dem Verlassen kontrolliert.

5.1.8 Videoüberwachung

Die Videoüberwachung an Wurfwöhlen im Freiland ermöglicht eine zwar eingeschränkte, jedoch fast störungsfreie und vollständige Datenaufnahme. Der Arbeitsaufwand für den täglichen Wechsel von zwei Autobatterien und Videokassette am Versteck, zum Teil auch weit entfernt von befahrbaren Wegen, ist vertretbar, auch wenn nur Aufnahmen außerhalb des Verstecks möglich sind. Durch die Störungsanfälligkeit der Marder ist eine Überwachung innerhalb der Höhlen mittels Minikameras nicht praktikabel. AUBRY et al. (1997) verwendeten unterschiedliche Kamerasysteme innerhalb und außerhalb von Wurfplätzen beim Fichtenmarder und waren mit den Resultaten aus dem Höhleninnenraum unzufrieden. Dagegen waren deren Ergebnisse außerhalb der Höhle ebenso brauchbar wie die eigenen und die von BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000b) am Baum- und am Steinmarder. Eine andere Methode der automatischen Erfassung der An- und Abwesenheit von Fichtenmarderweibchen im Welpenversteck nutzten HENRY et al. (1997) durch die Aufzeichnung der Sendersignale, was jedoch eine Markierung mit Sendern voraussetzt. Unabhängig von Telemetrie registrierte KLEEF (2000) die Anwesenheit zweier Baummarderweibchen in der Wurfwöhle mittels Thermologger.

Wie die Ergebnisse im UG1 belegen, schafft die telemetrische Beobachtung von Fähen die Voraussetzungen für eine Videoaufzeichnung an Wurfwöhlen bereits ab dem Zeitpunkt der Geburt.

Die Telemetrie ermöglicht eine vollständige Videoüberwachung der gesamten Jungenaufzucht bereits ab der Geburt. Wenn auch im späteren Verlauf Welpen besondert sind, kann dies bis zur Phase eines täglichen Versteckwechsels bzw. bis zur Familienauflösung fortgeführt werden. Da bisher aus dem Freiland nur wenige diesbezügliche Daten vorliegen, sollte jedes Baummardertelemetrieprojekt genutzt werden, um diese Wissenslücken zu schließen. Mit der Weiterentwicklung von Miniaturkameras mit Infrarotdioden ist zu vermuten, dass in Zukunft auch die Überwachung des Innenraumes der Wurfwöhle möglich wird, aber die Überwachungstechnik grundsätzlich vor der Geburt installiert sein muss.

5.1.9 Lösungsanalysen dismigrierender Baummarder

Der angestrebte Vergleich der eigenen nahrungsökologischen Ergebnisse revierloser Baummarder, mit den von NITZE (1998) an Revierbesitzern ebenfalls im UG1 ermittelten Daten setzte die Vergleichbarkeit der Analyseverfahren voraus. In diesem Zusammenhang war es besonders wichtig, ob sich transiente Baummarder mehr von Arten ernähren, die schwerpunktmäßig im Wald (z.B. Rötelmaus, Eberesche) oder im Offenland (z.B. Feldmaus, Schlehe) leben.

Obwohl sich für die Erfassung nahrungsökologischer Aspekte die Biomassemethode anbietet, dienten als Bewertungskriterium meist Stück- bzw. Individuenzahlen der Beuteobjekte. Sie lassen sich einfacher und exakter ermitteln als die Biomasse und erschienen für die Beantwortung der Zielstellung als ausreichend.

5.1.10 Sektion von Totfunden

Problematisch war das Fehlen von Funddaten bei einigen Mardern, die durch Präparatoren bereitgestellt wurden. Entweder konnten sich die Finder nicht mehr an die Daten erinnern oder sie gingen während des Transports über mehrere Personen verloren. In solchen Fällen sind zudem Ungenauigkeiten beim Fundort oder –datum nicht auszuschließen.

Bei einigen Kernen fehlten Schädel, Penisknochen oder Hoden. Da sich die Bereitstellung einer ausreichenden Stichprobe bei den Totfunden als schwierig und aufwendig erwies, konnte auf solch „fehlerhafte“ Kadaver nicht generell verzichtet werden. Sie fanden aber nur bei solchen Auswertungsaspekten Berücksichtigung, bei denen die entsprechenden Merkmale vorhanden und eindeutig ansprechbar waren oder nicht benötigt wurden. Daraus resultierten für unterschiedliche Fragestellungen unterschiedliche Stichprobengrößen.

5.1.11 Altersbestimmung

Für die Beantwortung vieler wildbiologischer Fragestellungen ist eine möglichst genaue Altersbestimmung entscheidend. Dies gilt zum Beispiel für die Ermittlung altersspezifischer Reproduktions- und Mortalitätsraten und die daraus ableitbaren Strategien zum Bejagungsmanagement. Obwohl u.a. MORRIS (1972), HARRIS (1978), HABERMEHL (1985), LÜPS et al. (1987) in umfangreichen Untersuchungen einen vergleichenden Überblick über die Methoden der Altersbestimmung an Carnivoren geben, hat sich bisher kein Verfahren als wissenschaftlicher Standard durchgesetzt.

Auch für *Martes*-Arten liegen vergleichende Studien zur Methodik vor, so beispielsweise für Baummarder (HABERMEHL & RÖTTCHER 1967, STUBBE 1968, HABERMEHL 1985, KRÜGER 1995), Steinmarder (HABERMEHL & RÖTTCHER 1967, STUBBE 1968, HABERMEHL 1985, HESSE 1987, KRÜGER 1995), Fichtenmarder und Fischermarder (MARSHALL 1951, STRICKLAND et al. 1982a&b, POOLE et al. 1994).

Der Entwicklungszustand von Körper, Haarkleid und Gebiss erwies sich für die Altersbestimmung nur bedingt tauglich, da er lediglich bis zum 4. Lebensmonat eine eindeutige Abgrenzung von Jungtieren ermöglichte (HABERMEHL & RÖTTCHER 1967, HABERMEHL 1985, HESSE 1987). Wie die eigenen Ergebnisse als auch Literaturdaten belegen, liefert auch die Altersbestimmung anhand des Entwicklungsgrades der Crista sagittalis externa, des Verknöcherungsgrades der Schädelnähte und der Formveränderung des Schädels teilweise sehr ungenaue Werte, die mit den Ergebnissen als sicher geltender Methoden nicht übereinstimmen (HABERMEHL & RÖTTCHER 1967, HESSE 1987).

In letzter Zeit wurden vor allem die **Penisknochenmasse**, **Jahrringlinien in Zahnzement** und –dentin sowie die relative **Pulpahöhlenweite** der Canini als verlässlichere Methoden zur Altersbestimmung beschrieben. Letztere spielt vor allem am lebenden Tier eine wichtige Rolle, wenn – aufgrund der Schwere des Eingriffs – auf die Extraktion eines Prämolaren (am lebenden Tier) für einen Zahnschnitt verzichtet werden muss (HELLDIN 1997). Zusätzlich wurde die als unsicher bewertete **Zahnabnutzung** (MORRIS 1972, HABERMEHL 1985, HESSE 1987, KRÜGER 1995) in den Methodenvergleich mit einbezogen, da sie bei immobilisierten Tieren am einfachsten genutzt werden kann.

Obwohl immer noch nicht eindeutig geklärt ist, welche ernährungsphysiologischen Vorgänge die regelmäßige Bildung jahringartiger Strukturen in **Zahnzement** und –dentin auslösen, ist die Nutzung dieser Linien mittlerweile eine häufig angewandte Methode der Altersbestimmung. Dennoch hat auch die Analyse der Dentin (DRISCOLL et al. 1985, KLEVEZAL 1996) und Zahnzementstruktur (GRUE & JENSEN 1979, FANCY & BOX 1980, POOLE et al. 1994, ANSORGE 1995, KLEVEZAL 1996) einige Schwachstellen (z.B. Variation der Unterbrechungslinien in Abhängigkeit von Art, Geschlecht, Reproduktionszyklus bzw. –status, Kondition, Gesundheitszustand und klimatischen Bedingungen des Lebensraumes). Um erhebliche Fehleinschätzungen zu vermeiden, erfordert die Methode

zudem unbedingt umfangreiche Erfahrungen im Erkennen und Auszählen der Jahrringlinien. Auf diese wird zwar in den meisten methodenkritischen Veröffentlichungen verwiesen, in der Praxis fehlt sie allerdings nicht selten (POOLE et al. 1994, ANSORGE 1995, KRÜGER 1995). POOLE et al. (1994) zeigten am Beispiel von Fichtenmardern, dass zwei unabhängige Gutachter eine Übereinstimmung von 73 % hatten und nur bei fünf Tieren (7 %) das ermittelte Alter weiter als ein Jahr auseinander lag. Aber auch dort, wie in den meisten Untersuchungen, war das Material nicht altersbekannt, um die Genauigkeit der Methode wirklich prüfen zu können. So zeigten LANDON et al. (1998) an Wölfen (*Canis lupus*) mit bekanntem Alter, dass die Ergebnisse der drei unabhängigen Gutachter z.T. bis zu 4 Jahre auseinander lagen und teilweise bis zu sechs Jahre vom wirklichen Alter der untersuchten Individuen abwichen. Der beste der drei Gutachter ordnete $\frac{1}{3}$ der Wölfe genau dem bekannten Alter zu und bei einem weiteren lag die Abweichung bei einem Jahr.

Bei drei von vier telemetrierten Baummardern (besonders im 1. Lebensjahr) stimmte das mittels Zahnschnitt nach dem Tode bestimmte Alter genau mit dem tatsächlichen überein. Beim Rüden ZR7 fanden sich jedoch vier deutlich erkennbare Unterbrechungslinien, obwohl er erst 1 $\frac{1}{4}$ Jahre alt war. Die Ergebnisse der Baculummasse, der Pulpahöhlenweite und der Zahnabnutzung entsprachen hier dem realen Alter.

Um die Fehlerhaftigkeit der Methode zu minimieren, wurden die Zahnschnitte - abgesehen vom Autor - von einem zweiten Experten auf dem Gebiet der Zahnzementanalyse, Prof. Dr. H. Ansorge, ausgewertet. Bei Abweichungen der Ergebnisse wegen schlechter Sichtbarkeit der Linien wurde die Altersbestimmung anhand neuer Zahnschnitte wiederholt.

Entgegen einiger Literaturangaben lieferte Entkalkung und Färbung meist keine bessere Qualität der Zahnschnitte (FANCY 1980, POOLE et al. 1994, ANSORGE 1995, KRÜGER 1995). Aus diesem Grund wurde das eigene Material auch ohne Entkalken und Färben gemäß ANSORGE (1995) und KRÜGER (1995) analysiert. GRUE & JENSEN (1979) und KRÜGER (1995) beschreiben die deutlichere Linienbildung beim Steinmarder im Vergleich zum Baummarder, was durch eigene unveröffentlichte Steinmarderdaten bestätigt werden kann.

Die Methode der „**relativen Pulpahöhlenweite**“ erlaubt die Trennung der AKI von höheren Altersklassen (KUEHN & BERG 1981, JENKS et al. 1984, DIX & STRICKLAND 1986a&b, HESSE 1987, NAGORSEN et al. 1988, POOLE et al. 1994, KRÜGER 1995, HELLDIN 1997). Bei allen Untersuchungen lagen die Fehleinschätzungen meist unter 2 %. Lediglich POOLE et al. (1994) ermittelten in einigen Gebieten höhere Fehlbestimmungsraten von bis zu 15 %. Die größere Genauigkeit der Messungen in den nördlicheren Gebieten führten sie auf die strengerer und längeren Winter und damit spätere Geburtstermine sowie eine geringere Zeitspanne für die Zahnentwicklung zurück. Die Exaktheit der Pulpahöhlenmethode bestimmten POOLE et al. (1994) durch Vergleich mit den Ergebnissen des Zahnzementlinienverfahrens, das selbst mit Fehlern behaftet sein kann (s.o.), insbesondere wenn das tatsächliche Alter der Tiere unbekannt ist. KAUFHALA & HELLE (1990) bestätigten beim Marderhund den Einfluss des Wetters auf die Pulpahöhlenschließung. In kalten Sommern verzögerte sie sich, so dass auch darin Ursachen für die Variation zu finden sein könnten. KRÜGER (1995) fand bei Baummardern der AKI eine größere Pulpahöhlenweite als bei Steinmardern und begründete dies mit den späteren Geburtsterminen.

Die eigenen Daten (Abb. 74) wie auch die von HESSE (1987) und HELLDIN (1997) zeigten, dass es besser ist, wenn man keinen festen Grenzwert wie DIX & STRICKLAND (1986a) verwendet, sondern den Grenzwert entsprechend dem Todeszeitpunkt festlegt. Dieser verringert sich fortlaufend mit der kontinuierlichen Verkleinerung der Pulpahöhlenweite der AKI und AKII. Weiterhin zeigten die Untersuchungen an Fichtenmardern aus unterschiedlichen Regionen Nordamerikas (DIX & STRICKLAND 1986a, POOLE et al. 1994), dass die Grenzwerte zwischen den beiden zu trennenden Altersklassen nicht verallgemeinerbar sind, sondern entsprechend den regionalen Unterschieden für jedes Gebiet neu bestimmt werden müssen. Dies bestätigen auch die Ergebnisse am Baummarder in Nordost-Deutschland und die von HELLDIN (1997) in Mittelschweden erarbeiteten Daten.

Die meisten der oben aufgeführten Aussagen zu Methoden der Altersbestimmung beschränkten sich auf Material aus dem Fallenfang und damit auf einen kurzen Erfassungszeitraum, was die Abgrenzung zwischen 0,5 und 1,5 Jahre alten Tieren vereinfacht. Auch POOLE et al. (1994) dokumentierten eine Zunahme der Präzision der Methode mit der Verkürzung des Erfassungszeitraums. Sie lag bei Tieren, die in Ontario während einer kurzen Fangsaison (Nov-Dez) erfasst wurden, wesentlich höher als bei Tieren aus den „Northwest Territories“ mit einer langen Fangzeit von Ende Oktober bis Mitte März.

HESSE (1987) wertete tote Steinmarder aus dem gesamten Jahr aus und zeigte ebenso wie MADSEN & RASMUSSEN (1983), dass eine eindeutige Unterscheidung der AKI und AKII nur bis zum Alter von zehn Monaten möglich ist. Gleiches bestätigten die eigenen Ergebnisse am Baummarder. Im Alter von 11 bzw. 12 Monaten (Februar und März), bei Pulpaweiten zwischen 30 und 36 %, können Probleme auftreten, die zusätzlich Zahnschnitte erforderlich machen. Bei Material aus Fallenfängen zur Pelzgewinnung war die Stichprobe aus diesem Zeitraum eher gering, so dass eine kritische Betrachtung der Methode nicht möglich war.

HESSE (1987) und KRÜGER (1995) untersetzten ihre Hinweise auf die Geschlechtsspezifität der Pulpahöhlenweite von Stein- und Baummardern leider nicht mit Zahlen. Bedingt durch die geringere Pulpahöhlenbreite der Weibchen bei allen untersuchten *Martes*-Arten (KUEHN & BERG 1981, JENKS et al. 1984, DIX & STRICKLAND 1986a&b,

NAGORSEN et al. 1988, HESSE 1987, POOLE et al. 1994, KRÜGER 1995, HELLDIN 1997) sollte die Analyse grundsätzlich nach Geschlechtern getrennt erfolgen.

Entgegen den Angaben von HESSE (1987) lieferten die eigenen Ergebnisse keinen Hinweis auf eine höhere Präzision der Methode bei Verwendung der Canini im Oberkiefer. Nur in seltenen Fällen waren Unterschiede von mehr als 2-3 % zwischen den Eckzähnen im Ober- und Unterkiefer des gleichen Tieres zu ermitteln. Ähnlich geringe Unterschiede existierten zwischen seitlich (am Totfund) und frontal (lebend) geröntgten Canini. Dies zeigt die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der unterschiedlichen Messmethoden.

Als verlässliche Methode der Altersbestimmung gilt auch die Ermittlung der **Penisknochenmasse**. BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) nutzten die Masse des Penisknochens beim Baummarder zur Differenzierung zwischen Rüden im ersten Lebensjahr und älteren Männchen, ohne jedoch einen Grenzwert für die Separierung der Altersstufen anzugeben. Auch SUMINSKI (1968) und HABERMEHL (1985) beschreiben Unterschiede in Form und Größe ohne Nennung eines Grenzwertes. In Übereinstimmung mit KRÜGER (1995) lag bei den eigenen Untersuchungen der Grenzwert der Penisknochenmasse zwischen der AKI und höheren Altersklassen bei 200 mg. HARTUNG (1980) gibt 220 mg an, was als zu hoch eingeschätzt werden muss. KRÜGER (1995) und HARTUNG (1980) ermittelten die Grenzwerte ausschließlich an im Winter mit Fallen gefangenen Tieren und bewerten die Methode für diesen Zeitraum als sicher. Nach den eigenen Ergebnisse überschneiden sich am Ende des ersten Lebensjahres (März) die Variationsbreiten der Baculummassen der AKI und AKII+ und Penisknochenmassen der AKI liegen in dieser Zeit weit über dem Grenzwert. Aus diesem Grund gilt diese Methode nur bis Dezember zur Separierung der Altersklassen als sicher. Nur wenn die Baculummassen bei Tieren, die im Zeitraum zwischen Januar und März erfasst wurden, unter 200 mg liegen, kann auf ergänzende Altersbestimmungsmethoden wie Pulpahöhlenweite oder Zahnschnitt verzichtet werden.

Eine Altersbestimmung anhand der **Zahnabnutzung** (MORRIS 1972, HABERMEHL 1985, HESSE 1987, KRÜGER 1995) gilt in der Literatur als unsicher, ist bei immobilisierten Tieren aber am einfachsten durchzuführen. Die Präzision des Verfahrens wurde in der vorliegenden Untersuchung an regelmäßig wiedergefangenen, telemetrierten Baummardern mit bekanntem Alter sowie an Totfunden, deren Alter mittels Zahnschnitt bereits bestimmt war, überprüft.

Mit wenigen Ausnahmen erreichte das Verfahren eine Genauigkeit von ± 1 Jahr. Hier war jedoch noch stärker als bei den anderen betrachteten Methoden die subjektive Erfahrung des Bearbeiters von Bedeutung. Die Abnutzung der Incisivi der Baummarder in Abb. 22 und die der Steinmarder bei HABERMEHL (1985, Abb. 92) weisen große Übereinstimmung auf, was ebenfalls für eine Eignung der Methode spricht. LAMMERTSMA et al. (1994) bestimmten das Alter bei Steinmardern anhand der Zahnabnutzung (Molare) und überprüften die Methode durch auszählen der Zahnzementlinien. Innerhalb der fünf Zahnabnutzungsklassen fanden sich Marder mit einem Altersunterschied von bis zu 4 Jahren, so dass eventuell auch mit Abweichungen von ± 2 Jahren gerechnet werden muss. Trotz der Ungenauigkeit dieser Methode der Altersschätzung sollte sie für die grobe Einschätzung lebender Tiere und zur Kontrolle von Zahnschnitten nicht ganz außer Acht gelassen werden.

Um den Aufwand bei der Altersbestimmung zu minimieren, wird zusammenfassend empfohlen, mittels sicherer, kosten- und zeitgünstiger Methoden (Pulpa und Baculum bis 10 Monate) den oft großen Anteil an Tieren der AKI zu bestimmen und nur die verbleibenden, älteren Individuen durch die Zahnzementmethode zu analysieren. Zur Absicherung der Ergebnisse des Zementlinienverfahrens sollten alle darüber hinaus verfügbaren Hilfen zur Altersschätzung herangezogen werden. Besonders in den höheren Altersklassen spielt hierbei trotz Fehleinschätzungsrisiko die Zahnabnutzung (s.o.) eine bedeutende Rolle. Bei allen Verfahren ist eine Einarbeitungsphase Voraussetzung für verwertbare Ergebnisse.

5.2 Raum-Zeit-Muster etablierter Baummarder

5.2.1 Aktionsraumgrößen

Aktionsraumgrößen

Nach BUSKIRK & POWELL (1994) gehören Fichtenmarder und Fischermarder innerhalb der Säugetiere Nordamerikas zu den Arten mit der stärksten Habitatspezialisierung. Die Verfügbarkeit entsprechender Waldhabitats (Wald) und deren Veränderungen sind die entscheidendsten Faktoren für das Vorkommen und die Verbreitung dieser Arten. Einen starken Einfluss auf die Besiedlung einer Landschaft durch Fichtenmarder übt die Fragmentierung von Wäldern aus (CHAPIN et al. 1998), was in hohem Maß auch für den Baummarder in Europa wahrscheinlich ist. HARGIS & BISSONETTE (1997) fanden eine positive Korrelation zwischen Fichtenmarderdichte und Bewaldungsgrad (Fragmentierungsgrad) sowie der Habitatqualität (v.a. Nahrung), hohen Körpermassen, guter Kondition und dem Überwinterungserfolg. Trotz deutlich höherer Kleinsäugerdichten in Kahlschlaghabitats siedelten hier weniger Fichtenmarder (HARGIS & BISSONETTE 1997, HARGIS et al. 1999), was für eine strenge Bindung dieser Art an den Wald spricht. Mittels Telemetrie wurde auch in Europa für Baummarder diese Bindung an gehölzbestandene Strukturen nachgewiesen (Tab. 22).

In der Literatur finden sich einige umfangreiche Übersichten zu Aktionsraumgrößen verschiedener Vertreter der Gattung *Martes* (Tab. 22, BUSKIRK & McDONALD 1989, POWELL 1994, STUBBE & EBERSBACH 1997). Ein umfassender Komplex unterschiedlichster Faktoren beeinflusst die Aktionsraumgröße. Dazu zählen vor allem die **Habitatqualität**, das **Geschlecht**, die **Saison**, der **soziale Status** (der vom Alter abhängt) und die **Populationsdichte**.

Die teilweise erheblichen Unterschiede der Aktionsraumgrößen bei *Martes*-Arten führt POWELL (1994) vor allem auf eine unterschiedliche **Habitatqualität** zurück. BUSKIRK & McDONALD (1989) fanden bei Fichtenmarderrüden nicht aber bei Fähen eine deutliche Variation der Territoriumsgrößen zwischen unterschiedlichen Untersuchungsgebieten. Sie führten dies ebenfalls auf gebietspezifische Differenzen in der Habitatqualität zurück. Ein Einfluss von geografischer Breite oder mittlerer Jahrestemperatur war nicht ersichtlich. Auch STUBBE & EBERSBACH (1997) bezeichneten Aktionsraumgrößen als gute Indikatoren für die Habitatqualität, dabei müssen aber auch andere Faktoren beachtet werden. Allerdings lassen große Aktionsräume nicht immer auf eine schlechte Habitatqualität schließen. So kann z.B. intensive Bejagung zu geringen Dichten verbunden mit großen Aktionsräumen führen, trotz guter Lebensraumausstattung.

Der Faktor Habitatqualität umfasst ein sehr komplexes System unterschiedlichster Ressourcen und Requisiten (z.B. Nahrung, Schutz vor Feinden, Schlaf- und Wurfverstecke, Reproduktionspartner usw.), deren unterschiedliche Verfügbarkeit und teilweise gegenseitige Beeinflussung entscheidend für die Höhe der Habitatqualität ist. ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI (2006) wiesen in einer Population mit insgesamt hoher Dichte (5,4/1.000 ha) in Ostpolen eine positive Korrelation zwischen der Baummarderdichte und den Kleinsäugerabundanz von Vorjahr nach, fanden aber keine Abhängigkeit der AR-Größen von der Verfügbarkeit der Beutetiere. Auch THOMPSON & COLGAN (1987) wiesen diese Abhängigkeiten für Fichtenmarder nach. In Skandinavien wurde dieser Zusammenhang allerdings nicht bestätigt (BRAINERD 1997), wobei es sich dort um unbejagte Populationen vermutlich an der „carrying capacity“ (Rüden- und Fähenaktionsräume gleich groß) handelte. Die Baummarder lebten entsprechend der hohen Dichte dort in den kleinsten besiedelbaren Revieren und hatten deshalb weniger Reaktionsmöglichkeiten. Auch in Schottland gab es keine diesbezüglichen Zusammenhänge (BALHARRY 1993).

KURKI et al. (1998) fanden in Südfinnland viermal höhere Baummarderdichten als in der Mitte des Landes, was auch für schlechtere Lebensraumbedingungen im Norden spricht und mit der Theorie von ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI (2006) übereinstimmt. Danach hingen die Dichten, und damit auch die Reviergrößen, in Europa von folgenden nach Wichtigkeit sortierten Faktoren ab: mittlere Wintertemperatur, Saisonalität und Breitengrad. In Gebieten mit maximalen Dichten fanden sie folgende Rangfolge der Steuergrößen: mittlere Wintertemperatur, Breitengrad, Produktivität des Habitats und Saisonalität. Leider berücksichtigte die Studie nicht den Faktor Bejagung oder andere wichtige Mortalitätsursachen, die die Populationsdichte direkt beeinflussen.

In der älteren Literatur (SCHMIDT 1943, STUBBE 1989) wird auf den negativen Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf den Baummarderbestand hingewiesen. So wirkten sich große, intensive Kahlschläge auf Populationsebene negativ aus, da sie zu Habitatverlust und Lebensraumzerstörung führen (BRAINERD 1997). Eine im Verhältnis zur Baummardermobilität geringe Anzahl kleiner Kahlschläge wirkten sich durch die Steigerung der Nahrungsdichte positiv aus. Es wird vermutet, dass kleine Kahlschläge die Randlinien erhöhen und damit *Microtus*-Arten fördern. NITZE (1998) fand einen erheblichen Anteil an *Microtus*-Arten im Nahrungsspektrum der Baummarder im UG1, obwohl in der Regel *Clethrionomys spec.* für Baum- (und Fichtenmarder) die Hauptnahrung bilden (ZALEWSKI 2004), was den positiven Einfluss der vielen Randlinien im UG1 bestätigt. Mit kleinflächigen Kahlschlägen sind also höhere Baummarderdichten möglich als in älteren homogenen Wäldern, weil deren Produktivität - in

Bezug auf die Nahrungsressource - niedriger ist (BRAINERD 1997). Wo diese kleinformosaikartigen Strukturen nicht vorkommen, kann der Baummarde jedoch flexibel mit individueller Habitatselektion reagieren und wird seinen Aktionsraum vergrößern.

Hinweise, dass die Größen der Offenlandflächen (Agrarflächen und Kahlschläge) und deren Verteilung die Baummarde dichte negativ beeinflussen, gab es in den skandinavischen Untersuchungsgebieten jedoch nicht (BRAINERD 1997).

Auch für den Fichtenmarde sind Abhängigkeiten zur forstlichen Bewirtschaftung dokumentiert. So wiesen BUSKIRK & POWELL (1994) einen linearen negativen Zusammenhang zwischen der Größe der Kahlschlagsfläche und der „carrying capacity“ des Lebensraums nach. Stellten Kahlschlagsflächen über 50 % des Lebensraumes, stieg das Prädationsrisiko.

BUSKIRK & POWELL (1994) bestätigten ebenfalls einen positiven Einfluss von Randstrukturen auf Fichtenmarde. Entscheidend war allerdings der Typ des angrenzenden Habitats. Fichtenmarde und Fischermarde mieden bestimmte Bestände, bevorzugten aber ihre Ränder. Bei einer gleichmäßigen Verteilung vieler kleiner Kahlschläge über den Lebensraum folgte die „carrying capacity“ einer Sinuskurve und erreichte ihr Maximum bei einem Entwaldungsgrad von 25 %. Mit zunehmender Entwaldung sank die „carrying capacity“ stark ab. Kahlschläge und damit spätere Bestandesgrößen von 0,5-3 ha waren am besten, sind aber für die amerikanische Forstwirtschaft ineffizient. In Deutschland sind in den meisten Bundesländern Großkahlschläge verboten, was sich für Baummarde positiv auswirkt. Die Bestandesgrößen liegen im UG1 bereits häufig in diesen optimalen Dimensionen und bilden zusammen mit den vielen Randlinien die Grundlage für die hohen Dichten, wie die starken Korrelationen zwischen Baummarde dichte und Bestandes- bzw. Randliniendichte belegen.

Auch THOMPSON & HARESTAD (1994) wiesen nach, dass Fichtenmarde Waldlandschaften mit kleinräumiger Mischung von homogenen Monokulturen und strukturell heterogenen Mischbeständen (z.B. Altersstruktur, Baumartenspektrum, Vertikalstruktur) bevorzugten. Auch in Schottland nutzten Baummarde bevorzugt natürlichen Laubwald und kommerziell bewirtschafteten Forst; natürlicher Nadelwald wurde dagegen gemieden (BALHARRY 1993). Im UG1 waren ebenfalls in forstlich genutzten Wäldern mit kleinflächigen Anbaustrukturen (kleine Teilflächen) deutlich höhere Dichten als in homogenen naturnahen Laubmischwäldern zu finden.

Neben Kleinsäugetieren stellen Vögel eine sehr wichtige Nahrungsgrundlage für Baummarde im UG1 (NITZE 1998). Durch den Anstieg der Artenzahlen an Brutvögeln in Ost-Deutschland von Südwesten nach Nordosten ist Mecklenburg-Vorpommern diesbezüglich das artenreichste der neuen Bundesländer (NICOLAI 1993). Die Vogeldichten hängen aber auch von der Habitatstruktur ab (STEFFENS et al. 1999). In kleinflächig gemischten, forstlichen Anbaustrukturen finden sich entsprechend dem Randlinienseffekt meist höhere Brutvogeldichten als in homogenen Monokulturen, wie mittelalten und alten Fichtenforsten im UG3. So fanden STEFFENS et al. (1999) in homogenen Kiefernwäldern niedrige Brutvogelabundanz, die unter anderem die geringeren Baummarde dichten in entsprechenden Wäldern des UG1 erklären. Der Anstieg der Vogeldichten mit abnehmendem Alter von Fichten- und Kiefernbeständen (STEFFENS et al. 1999) erklärt die Präferenz der Baummarde für junge Fichtenbestände im UG1 während der Aktivphase (STIER 2000b). In Waldresten und Flurgehölzen findet sich eine mannigfaltige Vogelbesiedlung, da Wald-, Waldrand- und Gebüscharten vorkommen, die durch Strukturreichtum und Randeffekte der kulissenartig und vertikal gegliederten Bestockung gefördert werden. Gleiches gilt für kleinflächig gemischte Altersklassen (STEFFENS et al. 1999). Dies bestätigt den Nahrungsreichtum der kleinflächigen Gehölzstrukturen im UG1, die vor allem von den transienten Baummarkern als Lebensraum genutzt wird.

Die proportional zur Waldgröße höheren Baummarde dichten in der „Wifo“ und dem „Neuhofer Wald“ (UG1) hängen wahrscheinlich ebenfalls mit deutlich höheren Brutvogeldichten in den angrenzenden Uferstrukturen (Schilf, Erlenbruch) zusammen, wie sehr hohe Artenzahlen und Dichten von Vögeln in Auenwäldern und Teichgebieten vermuten lassen (STEFFENS et al. 1999).

Da ab 200 m über NN mit steigender Höhe die Artenzahlen und Dichten der Vögel stetig zurückgehen (STEFFENS et al. 1999), ist im Tharandter Wald (UG3) ohnehin mit einem geringen Nahrungsangebot an Vögeln zu rechnen. Dieser Effekt wird durch die Homogenität der vorherrschenden Fichtenbestände sicherlich noch verstärkt. Neben der schlechten Erreichbarkeit der Kleinsäugetiere durch lang anhaltende und hohe Schneelagen trägt dies vermutlich zur Erklärung der geringen Baummarde dichten im UG3 bei.

Neben nahrungsreichen Habitaten müssen außerdem alte Bäume mit Höhlen vorhanden und passend zur Raumnutzung verteilt sein, da sie als Tagesverstecke und vor allem als Wurfplätze essentiell sind (vgl. Kap. 5.4.5).

Ähnlich wie im UG1 für Baummarde konnte REDPATH (1995) für Waldkäuze eine umgekehrte Korrelation der Populationsdichte im Verhältnis zur Waldgröße nachweisen, was auch auf ein besseres Nahrungsangebot in kleinen Wäldern schließen lässt.

Nach SMITH & SCHAEFER (2002) ist die Variation der Aktionsraumgrößen von der Produktivität des Waldes abhängig, die wiederum erheblich von Standortfaktoren beeinflusst wird. Zwischen verschiedenen Gebieten wurde kein signifikanter Einfluss von den Faktoren: Temperatur, Schneedecke und Körpermasse auf die Variation der Aktionsraumgrößen festgestellt. Auch hier fehlen Aussagen zur Jagd einer der entscheidendsten dichteregulierenden Mortalitätsursachen, so dass die Aussagekraft dieser Untersuchung relativiert wird.

In kiefernbestandenen Sandergebieten Südwest-Mecklenburgs waren immer geringere Baummarдерdichten zu verzeichnen (LABES 1983), wie auch SIDOROVICH et al. (2005) in armen Sandergebieten Weißrusslands weniger Kleinsäuger und deshalb geringere Baummarдерdichten nachwies als auf reicheren Standorten. Bei geringer Verfügbarkeit an Mäusen (Grundnahrungsmittel) wichen die Marдер auf schlechten Standorten im Sommer auf Früchte und im Winter auf Aas aus.

Die sehr großen Territorien und damit geringen Baummarдерdichten im UG3 zeugen von den schlechteren Lebensraumbedingungen in den nahrungsarmen Mittelgebirgsfichtenwäldern mit relativ lang anhaltenden und hohen Schneelagen.

Baum- und Fichtenmarдер, die in sehr guten Habitaten und stabilen Populationen leben, zeigen nur eine geringe Variationsbreite ihrer Aktionsraumgrößen und beanspruchen Flächen zwischen etwa 150 und 250 ha (CLARK et al. 1989, EBERSBACH et al. 1995, PHILLIPS et al. 1998, POOLE et al. 2004, ZALEWSKI & JęRZEJEWSKI 2006). Dies gilt auch für den Baummarдерbestand im UG1. In Ostpolen waren 200 ha Wald Minimum für Überleben und Reproduktion eines adulten Baummarders (ZALEWSKI & JęRZEJEWSKI 2006). BALHARRY (1993) fand durchschnittlich 289 ha Wald im Rüden- sowie 178 ha im Fähenaktionsraum und nennt 230 ha Wald als Mindestfläche für 1 Männchen und 1(-2) Weibchen. Im UG1 entsprach der AR-Wald mit im Mittel 127 ha für Männchen und 141 ha für Weibchen guten bis suboptimalen Lebensräumen.

Die kleinsten langfristigen Männchenaktionsräume im UG1 umfassten 30 ha Wald, die kleinsten Weibchenaktionsräume 50 ha. In Schottland wurden Rüden auch in suboptimalen Gebieten mit Waldfragmenten beobachtet, niemals aber Fähen (BALHARRY 1993). Rüden sind zwar größer als Fähen verbunden mit einem im Durchschnitt höheren Energie- und damit Nahrungsbedarf. Fähen benötigen aber während der Jungenaufzuchszeit deutlich mehr Nahrung, was die dauerhafte Besiedlung derart kleiner Wälder deutlich erschwert. Eine Untersuchung (STIER et al. 2010) in den „Lewitzer Fischteichen“ (40 km östl. UG1) in den Jahren 2007-2009 belegt, dass bei noch höheren Populationsdichten Baummarдерfähen auch im Offenland mit Feldgehölzen und Baumreihen dauerhaft leben und reproduzieren können. In den schottischen Untersuchungsgebieten wie auch in Nordost-Deutschland siedelten alle residenten Weibchen in Gebieten, die auch von adulten Männchen belaufen wurden, was umgekehrt nicht der Fall war. Es gibt also Wälder, die ausschließlich von Männchen genutzt werden, für Weibchen aber zu wenige Ressourcen aufweisen.

BUSKIRK & McDONALD (1989) fanden beim Fichtenmarдер geschlechtsspezifische Unterschiede bezüglich der Variationsbreite der Aktionsraumgrößen. Zwischen verschiedenen, aber vergleichbaren Untersuchungsgebieten mit ähnlich großen Aktionsräumen variierten zwar die Dimensionen der Rüdenaktionsräume signifikant, jedoch nicht die der Fähen. In zwei Gebieten dagegen waren die Territorien der Männchen deutlich größer als die der Weibchen. Auch CLEVENGER (1993) fand diese extremen Unterschiede zwischen den Geschlechtern beim Baummarдер, wobei sich die Rüden das gesamte verfügbare Gebiet aufteilten, zwischen den sehr kleinen Fähenaktionsräumen aber Flächen ungenutzt blieben. In Übereinstimmung mit POWELL's Hypothese (1979) erfolgt die Raumnutzung der Fähen Ressourcen-orientiert, die der Rüden Reproduktions-orientiert. Neben vielen abweichenden Verhältnissen der Aktionsraumgrößen findet man regelmäßig eine Relation von 1,5:1, die entsprechend dem Geschlechtsdimorphismus zum Energiehaushalt passt (POWELL 1994). Verschiebungen dieses Verhältnisses werden durch verschiedenste Faktoren beeinflusst: neben den oben genannten allgemeingültigen, vor allem durch geschlechtsspezifische Mortalität (Jagd, Verkehr) und damit geschlechtsspezifische Dichteunterschiede. Je mehr sich eine Population der „carrying capacity“ nähert, desto stärker wird, durch die hohe Dichte bedingt, der gesamte verfügbare Raum maximal aufgeteilt. Dabei werden minimalste Aktionsraumgrößen besiedelt und das Größenverhältnis Rüden- zu Fähen-Revier ausgeglichen. Ähnlich wie im UG1 und UG2 waren in einer unbejagten Fichtenmarдерpopulation mit sehr hoher Dichte und kleinen Aktionsräumen die geschlechtsspezifischen Unterschiede der Aktionsraumgrößen deutlich geringer (PHILLIPS et al. 1998).

Die Ergebnisse zur **Saisonalität** im UG1 entsprechen dem generellen Trend des Baummarders (MARCHESI 1989, BALHARRY 1993, ZALEWSKI & JęRZEJEWSKI 2006) – ebenso wie des Fichten- (CLARK et al. 1989) und Steinmarders (BROEKHUIZEN 1983, SKIRNISSON 1986, HERRMANN 1994) – zu größeren Sommer- und kleineren Winteraktionsräumen. In der Literatur herrscht relativ Übereinstimmung, dass die Arten im Sommer reproduktionsorientiert und im Winter mehr energiebilanziert (d.h. bei niedrigen Temperaturen energiesparend) leben. Nach SANTOS-REIS (2004) ist die saisonale Variation der Reviergrößen beim Steinmarдер jedoch vor allem reproduktionsabhängig.

Vor allem in Populationen, die weit von der „carrying capacity“ entfernt sind, schränken sich Männchen im Win-

ter – entsprechend ihres Nahrungsbedarfs – auf viel kleinere Bereiche ein und nutzen im Sommer reproduktionsorientiert viel größere Flächen (SCHRÖPFER et al. 1989). Baummarder im UG1 und in Ostpolen (ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI 2006) sowie Fichtenmarder (PHILLIPS et al. 1998) in Populationen ohne Bejagung und mit sehr hohen Dichten nah an der „carrying capacity“ besiedeln auch im Sommer kaum größere Flächen als im Winter zur Ernährung mindestens benötigt wird. Dadurch sind die Dimensionen der saisonalen Schwankungen von Aktionsraumgrößen bei hohen Dichten eher gering.

Durch die Territoriumsverkleinerung im Winter können sich revierlose Jungtiere in den nun unverteidigten Zwischenräumen aufhalten (HERRMANN 1994). Deshalb erfolgt auch beim Baummarder in dieser energetisch ohnehin schon ungünstigen Zeit weniger Dismigration.

Ganz entscheidend für die Reviergröße ist der **soziale Status**, der erheblich durch das Alter beeinflusst wird. Die Aktionsräume von Revierbesitzern werden entsprechend dem Sozialsystem vor allem durch oben genannte Faktoren (v.a. Habitatqualität, Geschlecht, Saison, Populationsdichte) beeinflusst. Zur Kategorie revierloser Tiere gehören im Elternterritorium geduldete Jungtiere und dismigrierende Individuen. Maximal bis zum Erreichen der Geschlechtsreife werden die eigenen Jungen geduldet, die sich oft kurz vor Beginn der Dismigration auf kleiner Fläche möglichst unbemerkt bewegen.

Bedingt durch ein Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität beeinflusst auch die **Populationsdichte** die Größe der Aktionsräume, da der verfügbare Raum bis zum Erreichen der „carrying capacity“ aufgeteilt wird. BALHARRY (1993) zeigte, dass die zu verteidigende Länge der Außengrenze für diesen Prozess entscheidend ist. Sie stimmte bei den Männchen eines Untersuchungsgebietes weitgehend überein. Ein Einfluss der Anzahl revierloser, eindringender Tiere auf diese Länge gilt als wahrscheinlich. Deshalb können im gleichen Gebiet zumindest Rüden auch nur ähnliche Grenzlängen verteidigen.

Bei GOSSOW (1999) hatten Schneehühner (*Lagopus lagopus*) fast die gesamte Fläche besiedelt und es war eine sehr gleichmäßige Verteilung in ähnlich großen Territorien zu finden, die bei schlechten Bedingungen auch gleichmäßig vergrößert wurden. Nach FUNK (1994) bestimmt beim Fuchs neben den verfügbaren Ressourcen besonders der Einwanderungsdruck die Reviergrößen. Durch Territorien bildet sich eine homogene räumliche Verteilung heraus, die die Gefahr von Prädation und Krankheiten sinken lässt und eine geregelte Nahrungsaufnahme ermöglicht.

Raumtreue

Literaturdaten sprechen beim Fichtenmarder (O'DOHERTY et al. 1997, PHILLIPS et al. 1998) und Baummarder (ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI 2006) für eine ausgeprägte Raumtreue. Auch die eigenen Untersuchungen in Nordost-Deutschland stützen diese Hypothese. Nur sehr selten wurden die Tiere aus den einmal besetzten Revieren vertrieben. Fichtenmarderfähen blieben deutlich konsequenter im gleichen Gebiet als Rüden. Die Männchen reagierten dagegen etwas stärker auf die Zunahme verfügbaren Raums (PHILLIPS et al. 1998) und verhielten sich damit reproduktionsorientiert.

Tab. 22: Aktionsraumgrößen revierbesitzender Baumarder in Europa.

Nr	Telemetriestudien am Baumarder (Region)	Rüden-AR (ha)	Fähen-AR (ha)	R : F
1	PULLIAINEN (1984) Nordfinnland MCP100	min: 500 max: 8200 $\bar{x}$: 2860 (n=5)	min: 300 max: 1400 $\bar{x}$: 975 (n=4)	2,9 : 1
2	OVERSKAUG et al. (1994) Trondheim (N) MCP100	990 (n=1)	925 (n=1)	1,1 : 1
3	BRAINERD (1997) Schweden (Grimsö) Norwegen (Varaldskogen) MCP95	min: 160 max: 1300 $\bar{x}$: 600 (n=10)	min: 380 max: 2250 $\bar{x}$: 930 (n=8)	0,6 : 1
4	HALLIWELL (1997) Schottland MCP100	min: 206 max: 402 $\bar{x}$: 304 (n=2)	min: 174 max: 229 $\bar{x}$: 201 (n=2)	1,5 : 1
5	BALHARRY (1993) Schottland (Kinlochewe) MCP100	min: 1101 max: 3449 $\bar{x}$: 2363 (n=4)	min: 636 max: 1184 $\bar{x}$: 883 (n=4)	2,7 : 1
6	BALHARRY (1993) Schottland (Strathglass) MCP100	min: 219 max: 851 $\bar{x}$: 628 (n=5)	min: 203 max: 569 $\bar{x}$: 357 (n=6)	1,8 : 1
7	BRIGHT & SMITHSON (1997) Schottland MCP100 a) Fichtenwald im Hochland	min: 1862 max: 5689 $\bar{x}$: 3286 (n=3)	min: 904 max: 1303 $\bar{x}$: 1061 (n=3)	3,1 : 1
	b) Nadelmischwald im Tiefland	min: 518 max: 1128 $\bar{x}$: 836 (n=3)	min: 373 max: 531 $\bar{x}$: 452 (n=2)	1,8 : 1
8	Schröpfer et al. (1989, 1997) Westniedersachsen (D) MCP100	min: 880 max: 1400 $\bar{x}$: 1126 (n=4)	min: 70 max: 610 $\bar{x}$: 257 (n=11)	4,4 : 1
9	MÜSKENS et al. (2000) Niederlande (Veluwe) MCP100	min: 1500 max: 2000 $\bar{x}$: 1750 (n=2)		
10	KRÜGER (1989) Süd-Niedersachsen (D) MCP100	1500 (n=1)	min: 765 max: 960 $\bar{x}$: 862 (n=2)	1,7 : 1
11	TRUBE (1994) Solling (D) MCP100	1073 (n=1)		
12	UG1 Zarrentin (D) Westmecklenburg MCP95	min: 17 max: 448 $\bar{x}$: 141 (n=23)	min: 32 max: 544 $\bar{x}$: 129 (n=17)	1,1 : 1
13	UG2 Rothemühl (D) Vorpommern MCP95	145 (n=1)	159 (n=1)	0,9 : 1
14	SIDOROVICH (unpubl.) Gorodok (Weißrussland) CP95%	min: 497 max: 864 $\bar{x}$: 529 (n=4)	min: 303 max: 381 $\bar{x}$: 341 (n=3)	1,5 : 1
15	ZALEWSKI & JEDRZEJEWSKI (2006) Nordostpolen Białowieża MCP100	min: 101 max: 404 $\bar{x}$: 258 (n=12)	min: 54 max: 261 $\bar{x}$: 141 (n=12)	1,8 : 1
16	EBERSBACH et al. (1995) Sachsen-Anhalt (D) Hakei MCP95	min: 132 max: 257 $\bar{x}$: 176 (n=3)		
17	SCHINZEL (1998) nordwestl. Saarland (D) Wahlen KERNEL95	min: 299 max: 312 $\bar{x}$: 306 (n=2)		
18	UG3 Tharandt (D) Sachsen MCP95	2160 (n=1)	1337 (n=1)	1,6 : 1
19	MERGEY (unveröff.) Frankreich MCP100	min: 262 max: 830 $\bar{x}$: 541 (n=11)	min: 90 max: 253 $\bar{x}$: 171 (n=4)	3,2 : 1
20	MARCHESI (1989) Schweiz (Alpen) MCP100 a) Chaux d'Abel	min: 240 max: 430 $\bar{x}$: 335 (n=2)	min: 150 max: 280 $\bar{x}$: 215 (n=2)	1,6 : 1
	b) Valangin	min: 150 max: 1080 $\bar{x}$: 520 (n=3)	min: 150 max: 150 $\bar{x}$: 150 (n=2)	3,5 : 1
	c) Les Cornées		730 (n=1)	
21	ANTONELLI (1997) (Italien) MCP100	min: 184 max: 420 $\bar{x}$: 302 (n=2)		
22	CLEVINGER (1993) Mittelmeerinsel Minorca (Spanien) MCP100	min: 492 max: 920 $\bar{x}$: 706 (n=2)	min: 44 max: 66 $\bar{x}$: 55 (n=2)	12,8 : 1 (M3:F1) (7,4 : 1)

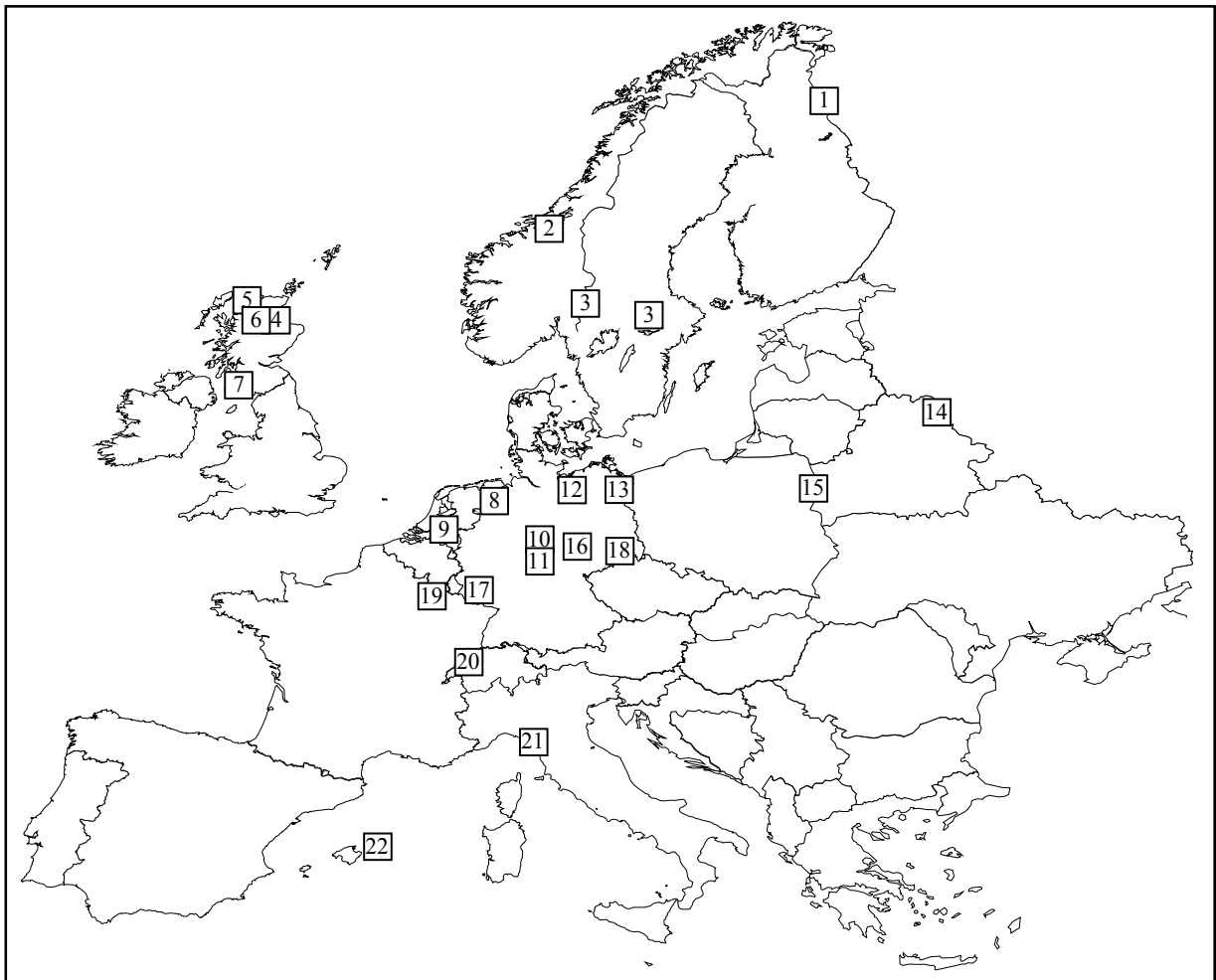


Abb. 80: Lage der Telemetrieuntersuchungsgebiete von Baummartern entsprechend Tab. 22.

5.2.2 Sozialsystem und Territorialität

Baummartener (s. Literaturangaben in Tab. 19) - wie auch einige andere Arten der Gattung *Martes* (POWELL 1994) - sind Tiere mit intrasexueller Territorialität. Daraus resultiert ein unterschiedlicher sozialer Status der Individuen mit der Differenzierung zwischen residenten und transienten Tieren. Bei der Interpretation von Raumnutzungsdaten muss unbedingt der soziale Status (residenter Revierbesitzer oder transienter Reviersuchender) beachtet werden. Vergleiche zwischen unterschiedlichen Altersstadien ohne Beachtung des Status sind nicht zulässig, da Baummartener, wie die eigenen Daten belegen, bereits im Alter von sechs Monaten ein Revier besetzen können oder aber noch mit 2 (bis 3) Jahren auf der Suche nach einem freien Territorium sind. POWELL (1994) betont auch die Problematik geringer Stichprobengrößen, die zu Fehlinterpretationen führen können. So laufen beim Hermelin dominante Männchen in der Ranz den großen, sonst ungenutzten Rest des Aktionsraums ab und würden fälschlich als transient eingestuft. Subdominante Männchen verstecken sich dagegen in kleinen Aktionsräumen (wie zeitweise revierlose Baummartener) und würden als resident bewertet. Die Territorien werden durch Duftstoffe markiert (LUDWIG 1998).

Die seltenen und nur kurz andauernden Ereignisse einer aktiven Revierverteidigung sind nur schwer zu erfassen. Sichtbeobachtungen im UG1 belegen allerdings dieses Verhalten. Bedingt durch die isolierte Lage der Wälder im UG1 stimmten die meisten Reviergrenzen mit den Waldaußenrändern überein, so dass die Reviere residenter Tiere gleichen Geschlechts nur selten direkt aneinander grenzten. Es erfolgte vor allem eine Verteidigung gegen revierlose Eindringlinge.

Frische und verheilte Bissverletzungen zeugen ebenfalls von regelmäßigen Kämpfen, die in Nordost-Deutschland, bedingt durch die hohe Populationsdichte und die hohe Anzahl reviersuchender Tiere, eventuell häufiger als in anderen Gebieten auftreten. HAWLEY & NEWBY (1957) beobachteten bei vielen Fichtenmardermännchen Narben an Kopf und Schulter sowie aggressives Verhalten zwischen jungen, wildlebenden Rüden. Auch BALHARRY (1993) registrierte infolge von Revierkämpfen Narben beim Baummartener.

SCHRÖPFER et al. (1997) belegten in einer Telemetriestudie mittels Genetik, dass die territorialen Rüden auch Väter der in ihren Territorien geborenen Jungen waren. Eine konsequente, langfristige Besetzung und Verteidigung des gleichen Reviers, wie auch im UG1 festgestellt, lohnt sich also für den eigenen Reproduktionserfolg, weil die eigenen Jungen vor „Infanticide“ (Kindstötung) durch fremde Rüden geschützt sind, der auch bei Raubsägern vorkommt (BREDEN & HAUSFATER 1990).

Die Grenzverläufe der Territorien orientierten sich im UG1 an der Waldverteilung und an baumfreien Linien in den Wäldern (Straßen, Waldwege, vegetationsfreie Streifen z.B. ehemalige Staatsgrenze). Ähnliche Ergebnisse erzielte BALHARRY (1993) in Schottland, indem Reviergrenzen ebenfalls der Wald-Offenlandgrenze oder dem Lauf von Flüssen in Wäldern folgten.

Auch in extrem bejagten Fichtenmarderpopulationen bleibt das Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität sowie stabilen Aktionsräumen erhalten und unbesiedelte Gebiete entstehen nicht (KATNIK et al. 1994).

POWELL (1994) belegt sehr umfassend die Abhängigkeit des Territorialsystems von Raubsägern von der Habitatqualität. Auf einer Skala von extrem schlechter zu sehr guter Habitatqualität (vor allem Nahrungsangebotsabhängig) variiert das Spektrum von der **fehlenden Ausbildung permanenter Aktionsräume/Reviere** (transient), über **intersexuelle Territorialität** (solitär), **intrasexuelle Territorialität** und überlappende Reviere innerhalb eines Geschlechts bis zu **Gruppenleben**. Hierfür sind urbane Waschbären (HOHMANN & BARTUSSEK 2001) in Siedlungen mit extrem reichem Nahrungsangebot, die die intrasexuelle Territorialität genauso aufgeben wie Füchse in englischen Städten (MACDONALD 2004), gute Beispiele unter den Carnivora. In Skandinavien bilden Dachse im Süden feste Gruppenstrukturen, in Mittelschweden sind die Tiere intrasexuell territorial (Paare) und an der nördlichen Verbreitungsgrenze leben sie solitär bzw. intersexuell territorial (SEILER et al. 1995). Bei allen Vertretern der Gattung *Martes* wurde jedoch die Territorialität trotz extrem guter Nahrungsverfügbarkeit nicht aufgegeben. Das Territorium muss also andere Vorteile als nur die Nahrung bieten, da die Vorteile immer größer sein müssen als die Kosten für seine Verteidigung (POWELL 1994). Hier dürfte vermutlich der von der Revierbesetzung abhängende Reproduktionserfolg eine Rolle spielen, obwohl es dafür keine eindeutigen Beweise gibt. BALHARRY (1993) vermutet eine phylogenetische Festlegung der Intoleranz gleichgeschlechtlicher Artgenossen bei Vertretern der Mustelinae und deshalb ein Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität, die nicht aufgegeben werden kann.

In harten Wintern in Nordfinnland geben Baummarder bedingt durch die dann sehr schlechte Habitatqualität teilweise ihre Territorialität auf und leben transient (PULLIAINEN 1984). Befinden sich Populationen verbunden mit einer hohen Dichte an der „carrying capacity“ wie im UG1, so werden die eigenen Jungtiere bis zum Beginn der nächsten Ranz von den Eltern geduldet und Revierlose leben als Transiente entweder auf großer Fläche suchend oder verstecken sich auf minimaler Fläche. Diese Teile der Population sind bei allen *Martes*-Arten bisher völlig unzureichend untersucht (POWELL 1994).

5.2.3 Aktionsraumdynamik

In einigen Wäldern des UG1 wurden bis zu sechs Jahre lang Baummarder telemetriert, so dass teilweise langfristige Aussagen zu Veränderungen in der Raumnutzung möglich sind.

Verschiebungen oder Verlagerungen von Aktionsräumen waren bei Revierbesitzern nur sehr selten zu beobachten, vermutlich auch bedingt durch die isolierte Lage der Waldgebiete. Aber auch andere Untersuchungen bestätigen für Baummarder (ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006) und Fichtenmarder (PHILLIPS et al. 1998) eine sehr hohe Raumtreue. Einmal erkämpfte Reviere werden hart verteidigt und nur ausnahmsweise verlassen. Während der gesamten Untersuchung in allen drei Gebieten wurde nur ein Weibchen durch ein anderes vertrieben. Damit haben sowohl der Verlust eines Reviers, wie auch Aktionsraumverlagerungen vermutlich eine geringe Bedeutung für die Gesamtdynamik. In der Untersuchung von PHILLIPS et al. (1998) verließen von einer größeren Anzahl telemetriert Fichtenmarder ($n = 51$) nur drei Weibchen ihr Territorium, vermutlich stressbedingt durch die sehr hohe Dichte in der unbejagten Population. Alle Männchen blieben in ihren einmal besetzten Revieren.

Die Aufteilung eines bestehenden Territoriums in zwei neue sowie die Revierübernahme nach dem Tod des bisherigen Inhabers durch den Nachbarn oder ein reviersuchendes Tier scheinen regelmäßig vorzukommen und beeinflussen damit populationsdynamische Prozesse. Trotz Wechsel der besiedelnden Tiere gab es kaum Veränderungen in der Verteilung der Aktionsräume, die eng an die Waldaufteilung gebunden ist.

5.3 Mortalität

Detaillierte Kenntnisse zu Ursachen und Höhe der Mortalität sind entscheidende Grundvoraussetzung für eine Abschätzung des Gefährdungsgrades und ein erforderliches Management. Es finden sich bisher jedoch nur sehr wenige umfangreiche Untersuchungen zu dieser Thematik am Baummarder.

5.3.1 Mortalitätsursachen

Wie alle Wildtiere in Kulturlandschaften unterliegt auch der Baummarder natürlichen und anthropogenen Mortalitätsfaktoren. Hinweise auf eine natürliche Mortalität des Baummarders durch **Prädation** finden sich vor allem in Nord- und Osteuropa. NYHOLM (1970) nennt zehn und BALHARRY (1993) einen Baummarder, die durch Steinadler (*Aquila chrysaetos*) getötet wurden. ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI (2006) fanden bei telemetrierten Tieren in Nordost-Polen Prädation durch Luchs (*Felis lynx*), Fuchs, Baummarder und einen unbekannten Prädatoren. In Skandinavien ist ebenfalls der Fuchs ein wichtiger Prädatoren des Baummarders (STORCH et al. 1990, LINDSTRÖM et al. 1995, BRAINERD 1997, HELLDIN 1998, OVERSKAUG 2000). Meist wurden adulte Tiere getötet, vergraben, die Stelle mit Fuchsurin markiert und nicht gefressen. Ohne Telemetrie sind solche Opfer nicht zu finden und nachzuweisen. Die Relevanz des Fuchses als Prädatoren des Baummarders belegt auch der reziproke Verlauf der Populationsdichten beider Arten. Während eines Einbruchs der Fuchspopulation durch Räude (1980er Jahre), war eine deutliche Baummarderzunahme und später mit Zunahme der Füchse dann wieder eine Abnahme der Baummarderbestände zu verzeichnen.

KURKI et al. (1998) fanden in Finnland jedoch keine negative Korrelation der Fuchs- und Baummarderdichten. Wenn Raubsäuger (Fuchs und Baummarder) wie in Finnland sehr intensiv bejagt werden, liegt ihr Populationsniveau vermutlich weit unter der „carrying capacity“ verbunden mit einer ausreichenden Verfügbarkeit an Nahrung. In Nord-Deutschland (UG1) spielt der Fuchs als regulierender Prädatoren vermutlich - durch die fehlende Konkurrenz um Nahrungsressourcen auch im Winter - nur eine untergeordnete Rolle.

Nach MENGE & SUTHERLAND (1976, 1987) sinkt der regulierende Einfluss der Prädation mit zunehmendem trophischem Niveau und wirkt sich deshalb bei Carnivoren wie dem Baummarder schwächer aus als bei Primärkonsumenten (z.B. Wühlmäusen). Aus diesem Grund erfolgt die Limitierung von Raubsäufern nur durch die begrenzte Verfügbarkeit von Ressourcen. Nach HELLDIN (1998) trifft dies allerdings nur für Top-Prädatoren an der Spitze der Nahrungskette zu. Kleinere Vertreter der Carnivora werden auch durch größere Arten beeinflusst. Bei der Interpretation populationsdynamischer Prozesse wurde dem Töten und Fressen eines potenziellen Konkurrenten als Regulationsmechanismus in letzter Zeit mehr Beachtung geschenkt. Es ergaben sich, auch beim Baummarder, Hinweise auf eine erhebliche Bedeutung dieses Faktors bei der natürlichen Populationsregulation. Beispiele hierfür sind Prädation von:

- Mauswiesel durch Hermelin während Phasen mit geringer Verfügbarkeit an Wühlmäusen (KORPIMÄKI & NORRDAHL 1989, POLIS et al. 1989),
- Füchsen durch Wolf, Kojote (*Canis latrans*) und Luchs (CYPHER 2003),
- von Hermelinen durch den Fuchs (MULDER 1990),
- von jungen Wildkatzen (*Felis silvestris*) durch Fuchs und Baummarder (GÖTZ & ROTH 2006),
- sowie von Marderhunden durch den Wolf (SIDOROVICH mdl.).

Auch andere Vertreter der Gattung *Martes* fallen Räubern zum Opfer. PARAGI et al. (1994) berichten von vier adulten Fischermardern die durch Kojoten in zwei verschiedenen Gebieten getötet wurden. Wobei ein Fischermarderweibchen drei Junge hatte, die daraufhin auch starben. Von HODGMAN et al. (1997) werden Kojoten, Fischermarder und Fichtenmarder selbst als Prädatoren des Fichtenmarders genannt. In Japan fielen ebenfalls 3 von 14 adulten, telemetrierten Zobel dem Fuchs zum Opfer (MIYOSHI & HIGASHI 2004).

Wenn der Mensch in diese natürliche Regulation eingreift (Beseitigung von Spitzenprädatoren & Lebensraumzerstörung), hat das meist dramatische Folgen für das ökologische Gleichgewicht und damit auch für jede einzelne Art, wie den Baummarder.

In Skandinavien sind zwei Phasen der **Überbejagung** des Baummarders dokumentiert (1500-1600 und Anfang 1900), nach denen sich der Bestand erst infolge von Schutzmaßnahmen in den 1930er Jahren erholte (HELLDIN 1998). In Deutschland wurden Baum- und Steinmarder ähnlich überjagt und waren dadurch um 1930-1950 selten (SCHMIDT 1943). Nach FORTIN & CANTIN (1994) tritt Überbejagung auf, wenn in Jagdstrecken weniger als drei Jungtiere pro adultem Weibchen enthalten sind. Dies sollte auch in Europa beachtet werden, was jedoch nur durch ständiges Monitoring der Jagdstrecken zu erfassen ist.

Insgesamt bestätigt HELLDIN (1998), dass Baummarderpopulationen in Skandinavien stärker durch Prädation und Jagd als durch das Nahrungsangebot begrenzt werden. PAYER et al. (2004) stellten für den Fichtenmarder in zwei unbejagten Gebieten Prädation (Säuger) und in einem bejagten Gebiet Fallenfang als Haupttodesursache fest.

KROHN et al. (1994) fanden ebenfalls Jagd (vor allem Fallenfang) als Haupttodesursache beim Fischermarder. Neben der eigenen Arbeit stellte auch MARCHESI (1989) in der Schweiz die Bedeutung der Bejagung als Mortalitätsursache des Baummarders heraus. 30 % aller Totfunde fielen durch Abschuss, 28 % dem Fallenfang zum Opfer. In Großbritannien ist der Mensch ebenso für die Haupttodesursachen Abschuss, Fallenfang und Verkehr verantwortlich (VELANDER 1991). Ein hoher Anteil der 1960-1982 in Schottland untersuchten Tiere kam durch Jagd ums Leben (Fallen 40 %, Schlingen 7 %, Abschuss 16 %; VELANDER 1983).

Straßenverkehr wird in der Schweiz (42 %; MARCHESI 1989) und Schottland (13 %; VELANDER 1983) als wichtige Todesursache von Baummardern genannt, wobei in Schottland im letzten Kontrollzeitraum der Verkehr als Todesursache deutlich zunahm. So wie in Nordost-Deutschland (86 %) fielen auch in den Niederlanden mit 91,3 % (n = 242) die meisten Totfunde dem Verkehr zum Opfer (MÜSKENS & BROEKHUIZEN 2000), wobei die Art in den Niederlanden nicht bejagt wird (MÜSKENS 1997b).

Als **weitere Mortalitätsursachen** wurden Staupe, Verhungern in strengen Wintern und Wilderei festgestellt (ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006). MARCHESI (1989) nennt auch Tollwut. Diese Ursachen hatten bisher jedoch in keiner Population regulierenden Charakter, so dass grundsätzlich Straßenverkehr, Jagd und zum Teil Prädation als größte Gefahren für diese Tierart eingeschätzt werden müssen. Die Höhe der Beeinflussung einer Population hängt allerdings von der Dichte und dem Nutzungsgrad der Verkehrswege, der Jagdmethoden und deren Intensität sowie dem Vorkommen von natürlichen Feinden und deren Dichten ab. Die Variation der oben beschriebenen Todesursachen in unterschiedlichen Regionen Europas belegt dies sehr gut.

5.3.2 Saisonale Verteilung

Durch die Festlegung von geregelten **Jagdzeiten** fallen die meisten geschossenen und gefangenen Baummarder im Winterhalbjahr an. In einigen Bundesländern Deutschlands, darunter Mecklenburg-Vorpommern, unterliegt bzw. unterlag die Spezies einer ganzjährigen Schonzeit. Der trotz ganzjähriger Schonzeit im Sommerhalbjahr (auch außerhalb der Jagdzeit nach Bundesjagdgesetz) im UG1 geschossene Rüde zeugt von der Missachtung entsprechender Gesetzesvorgaben zumindest in Einzelfällen.

Bei der Hauptmortalitätsursache in Mitteleuropa, dem **Straßenverkehr**, ist eine markante saisonale Verteilung der Verluste zu erkennen, die eine große Übereinstimmung zwischen den eigenen Daten und den niederländischen Ergebnissen von MÜSKENS & BROEKHUIZEN (2000) zeigt. Im Winter, in Zeiten verringerter Aktivität (MARCHESI 1989, STIER 1996, ZALEWSKI 2000, 2001) und fehlender Dismigration (vgl. Kap. 5.4.6), fallen nur sehr wenige Tiere dem Straßenverkehr zum Opfer. In der ersten Phase der Dismigration im Herbst (August/September) werden vor allem Jungtiere überfahren. Die Männchen werden während der Phase verstärkter Aktivität im Frühjahr/Sommer (April-Juli) (MARCHESI 1989, BALHARRY 1993) sowohl in Nordost-Deutschland als auch in den Niederlanden vermehrt überfahren. Bei BALHARRY (1993) waren die Männchen im Mai etwas weniger mobil als im April und Juni, was sich in den Verkehrsverlusten widerspiegelte. Im April beginnen die Spermaproduktion und die Testosteronkonzentrationen zu steigen. In dieser Phase müssen die letzten noch geduldeten Nachkommen das elterliche Revier verlassen und nach einem freien Territorium suchen. Die zunehmenden Rangeleien um Reviere erklären die erhöhte Verkehrsmortalität der jetzt einjährigen Tiere. Mit Beginn der Paarungszeit im Juni versuchen die letzten noch revierlosen Marder bereits besetzte Gebiete zu übernehmen, wie die Telemetriedaten aus dem UG1 belegen (vgl. Kap. 4.1.2). So erklären sich die hohen Werte in diesem Monat, während in der Haupttranzzeit im Juli deutlich weniger Baummarder überfahren werden. Der Höhepunkt an Verkehrsopferten von April bis Juni bleibt auch bei den höheren Altersklassen erhalten, was belegt, dass in dieser Zeit nicht nur reviersuchende sondern auch die verteidigenden Revierbesitzer gefährdet sind.

Bei MÜSKENS & BROEKHUIZEN (2000) fielen 54 % aller überfahrenen adulten Baummarder-weibchen während der Jungenaufzuchtzeit dem Straßenverkehr zum Opfer mit der Konsequenz, dass auch – wie bei allen anderen Mortalitäten der Mutter (s. drei Würfe im UG1) – die Jungtiere nicht überleben. Diese Ursache der Welpensterblichkeit ist nicht zu unterschätzen.

5.3.3 Fundorte der Verkehrsopfer

Die meisten Baummarder wurden auf Straßen entweder direkt im Wald oder entlang von Gehölzstreifen überfahren. In gehölzarmen und gehölzfreien Landschaftsausschnitten stellten fast ausschließlich dismigrierende Tiere der AKI die Verkehrsverluste, wobei junge Männchen dominierten. Dies deckt sich mit den niederländischen Ergebnissen (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000c). Auch MERGEY et al. (2006) fanden bei Lebendfängen im Rahmen einer französischen Telemetriestudie in einer Landschaft mit vereinzelt Waldinseln überwiegend Männchen (16♂♂:10♀♀).

Innerhalb von Wäldern des UG1 zählten meist ältere Revierbesitzer oder noch im Elternterritorium geduldete Jungen zu den Verkehrsopfern. Die Zerschneidung von dauerhaft besiedelten Waldgebieten ist also gravierender, da durch den Ausfall etablierter Tiere der Reproduktionserfolg sinkt. Die Ergebnisse des UG1 bestätigten außerdem die wichtige Bedeutung linearer, mit Gehölzen bestandener Strukturelemente in der offenen Agrarlandschaft als Leitlinien für die Abwanderung.

Trotz des geringen Anteils am Gesamtstraßennetz fielen in den Niederlanden die meisten Tiere (45 %) auf Autobahnen dem Straßenverkehr zum Opfer (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2006). Die hohe Anzahl Verkehrsoffer auf der Autobahn A24 bestätigt auch für das UG1 die höhere Mortalität auf diesen stark befahrenen Trassen. Die Hochrechnung von jährlich über 100 überfahrenen Baumardern auf der 447 km langen, kontrollierten Autobahntrasse zeugt vom hohen Gefährdungsgrad dieser und anderer Raubsäugerarten auf Verkehrswegen mit hoher Verkehrsdichte.

5.3.4 Mortalitätsraten

Relativ hohe jährliche Mortalitätsraten zeichneten bejagte Populationen des Fichtenmarders aus. Dabei hing deren Höhe von der Bejagungsintensität ab (0,36 BISSETTE et al. 1988, 0,40 FORTIN & CANTIN 1994, Rüden 0,43; Fähen 0,33 THOMPSON 1994) und lag meist bei den Männchen höher. HODGMAN et al. (1994) fanden ebenfalls für Rüden eine höhere Mortalität und damit niedrigere Überlebensraten (0,12) im Vergleich zu Fähen (0,39). Auch beim Fischermarder waren die Mortalitätsraten (Fallenfänge) adulter Männchen in der Jagdsaison doppelt so hoch wie die adulter Weibchen (KROHN et al. 1994). Die Autoren erklären die höhere Sterblichkeit mit leichter Fangbarkeit der Männchen. Somit werden mehr Männchen entnommen und mehr Weibchen würden in der Population verbleiben. Diese Erklärung passt aber nicht für Nordost-Deutschland, weil hier trotz deutlich mehr toter Männchen diese auch in der lebenden Population leicht überwiegen oder die Geschlechter zumindest ausgewogen vorkommen. Außerdem konnte im UG1 keine unterschiedliche Fangbarkeit (vgl. Tab. 4) zwischen den Geschlechtern festgestellt werden. Ein wie im UG1 verschobenes sekundäres Geschlechterverhältnis wurde bisher jedoch nicht als Erklärung in Erwägung gezogen.

Das Überwiegen von Weibchen in der Jagdstrecke ist nach FORTIN & CANTIN (1994), ebenso wie ein hoher Jungtieranteil, ein Zeichen für eine Übernutzung.

Für die bejagten Baumarderp Populationen in der Schweiz fanden sich ähnliche Mortalitätsraten (0,32 MARCHESI 1989). LINDSTRÖM et al. (1995) ermittelten in Skandinavien niedrigere Raten (0,26 gesamt, davon 0,13 durch Fuchs). Dabei ist anzumerken, dass im Gebiet Grimsö nicht auf Baumarder gejagt werden darf.

Entsprechend einer Hochrechnung tötete einer von 18 Füchsen jährlich einen Baumarder und beeinflusst damit den Bestand dieser Art, trotz niedrigerer Fuchsdichten (2-4/1.000ha) in Nordeuropa als in Mecklenburg-Vorpommern (Jagdstrecke 12-14 /1.000ha). Dessen ungeachtet wurde im UG1 nur einer der besenderten, erwachsenen Baumarder durch Füchse prädiert. Vielleicht ist hier das Nahrungsangebot so reich, dass der Baumarder kein wirklicher Konkurrent für den Fuchs ist und deshalb nur geringe Mortalitätsraten verursacht. Im Urwald von Białowieża (Polen) lag die Mortalitätsrate trotz fehlender Bejagung und Verkehrsverlusten mit 0,38 relativ hoch (ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006). Unter diesen natürlichen Bedingungen hatten Fähen (0,46) eine höhere Sterberate als Rüden (0,30), die zwar nicht signifikant gesichert war, aber zum größeren Höchstalter telemetrierteter Rüden (5 Jahre) im Vergleich zur ältesten Fähe (4 Jahre) passte. In Mecklenburg-Vorpommern (ohne Bejagung) wurde für beide Geschlechter zwar eine ähnliche Sterblichkeit, aber ebenfalls geringere Höchstalter für Fähen ermittelt. Insgesamt waren hier bei **Residenten** jedoch niedrigere Mortalitätsraten (0,24) und ein höheres Höchstalter (Rüden 10 Jahre; Fähen 7 Jahre) als in Białowieża zu verzeichnen, was eventuell mit den fehlenden Großraubtieren und mildereren Wintern zu erklären ist. HODGMAN et al. (1997) fanden in einer unbejagten Fichtenmarderpopulation (Maine, USA) auch niedrigere Raten, die bei den Weibchen (0,29) wiederum höher als bei den Männchen (0,03) waren. Dort wurde eine höhere natürliche Mortalität (auch Prädation) als in bejagten Gebieten erfasst. Durch Fallenjagd werden gleichzeitig auch potenzielle Prädatoren (Fischermarder usw.) des Baumarders dezimiert, so dass zwar durch die Fangjagd die Mortalität steigt, jedoch die natürliche Mortalität durch Prädation sinkt. In Zeiten ohne Jagd war bei adulten Fischermarderfähen ebenso eine etwas höhere Sterblichkeit zu verzeichnen (KROHN et al. 1994). Ob die höhere Mobilität der jungführenden Weibchen im Frühjahr für deren höhere Sterblichkeit verantwortlich ist, bleibt noch zu klären.

Die jährlichen Mortalitätsraten waren in Nordost-Polen in Jahren mit höherer Dichte auch höher, wenn auch nicht signifikant (ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006). In Populationen, die sich der „carrying capacity“ nähern, ist jedoch grundsätzlich damit zu rechnen, dass mit steigender Populationsdichte ebenfalls die Sterblichkeit deutlich anwächst.

Transiente Fichtenmarder (HODGMAN et al. 1997, POTVIN & BRETON 1997) haben wie auch die im UG1 und im UR untersuchten transienten Baummarder höhere Mortalitätsraten als residente Tiere. Transiente Tiere bewegen sich auf größeren, teilweise unbekannten Flächen, verbunden mit einem höheren Risiko des Fallenfangs oder der Verkehrsmortalität. Fischer-mardermännchen geben im Frühjahr ihr Territorium auf (Paarungszeit) und laufen auf viel größeren Flächen. Parallel steigen die Mortalitätsraten (BADRY et al. 1997). Dies ist mit reviersuchenden ebenfalls auf großer Fläche laufenden Baummardern zu vergleichen.

Auch bei Schneehühnern hatten Revierbesitzer deutlich höhere Überlebenschancen als Revierlose, die meist schon vor der nächsten Reproduktionsperiode zu Tode kamen (GOSSOW 1999). Dies trifft ebenfalls für revierlose Baummarder in Nordost-Deutschland zu.

Juvenile Fischermarder weisen in der Fangsaison und während der Schonzeit grundsätzlich eine deutlich höhere Sterblichkeit als adulte auf (KROHN et al. 1994). Wie bei den Baummardern der AKI in Nordost-Deutschland, stimmten die Mortalitätsraten beider Geschlechter (KROHN et al. 1994) nahezu überein. Beim Fischotter (*Lutra lutra*) konnte in der Teichlausitz für die AKI im Vergleich zu älteren Tieren ebenfalls eine höhere Mortalität nachgewiesen werden (ANSORGE et al. 1997), ebenfalls ohne geschlechtsspezifische Differenzen.

5.4 Reproduktion

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde von einer Winterranz bei allen *Martes*-Arten ausgegangen. Erste Zweifel wurden 1920 beim Fichtenmarder geäußert (PRELL 1928). Daraufhin traten auch bei den in Europa verbreiteten Arten Bedenken auf. PRELL schrieb 1928 „Ebenso hat die Forschungsstelle für Pelztierkunde in Tharandt seit Januar 1927 in persönlichem Verkehr darauf verwiesen, dass wahrscheinlich die Rollzeit der beiden in Deutschland heimischen Marder in den Sommer falle, ...“. Erst nach seinen Veröffentlichungen zu Ranzbeobachtungen an Freiland- und Gehegetieren im Sommer änderte sich langsam die Lehrmeinung. Da bis heute nur relativ wenige Freilanduntersuchungen zur Reproduktion des Baummarders vorliegen, soll diese Thematik hier ausführlicher behandelt werden.

5.4.1 Geschlechtsreife und Paarungsbereitschaft

Rüden

Das Erreichen der Geschlechtsreife ist bei Rüden an der Entwicklung der Hoden und am Vorkommen von Spermien im Hoden und Nebenhoden erkennbar. HESSE (1987) zeigte am Beispiel des Steinmarders, dass das Vorkommen von Sperma deutlich mit der Hodengröße bzw. -masse in Verbindung steht. Gleiches gilt für den Baummarder. Hieraus ergibt sich die Möglichkeit auch ohne Abstrich der Hoden, nur über das Vermessen der Hoden die Paarungsbereitschaft ermitteln zu können.

PRELL (1928) dokumentierte bereits in den 1920er Jahren durch Zuchtversuche den Eintritt der Geschlechtsreife beim Baummarder mit 1¼ Jahren (s.a. KROTT 1973). Nach SCHMIDT (1934, 1943, 1951, 1970) tritt - basierend auf Würfen verpaarter Baummarderehen im Gehege - die Geschlechtsreife meist erst mit 2¼ Jahren ein. HEPTNER & NAUMOV (1974) und STUBBE (1989) bestätigen dies. Bei Zobeln in Farmen fand sich eine geringere Reproduktionsleistung durch spätere Geschlechtsreife und viele junge, vermutlich geschlechtsreife Fähen warfen trotz erfolgter Paarung nicht (PAWLININ 1966), was aber keine Aussagen zum Erreichen der Geschlechtsreife erlaubt. Einige dem Autor persönlich bekannte Baummarderhalter hatten auch nach Jahren intensiver Zuchtversuche keinen Baummardernachwuchs, obwohl die Tiere geschlechtsreif waren. Wie diese Beispiele zeigen, sollte man also nicht von fehlenden Würfen automatisch auf ein Fehlen der Geschlechtsreife schließen, ohne die Entwicklung der äußeren und inneren Geschlechtsorgane dieser Tiere untersucht zu haben.

BALHARRY (1993) fand nur bei älteren Baummardermännchen (>3 Jahre) von Mai-Juli signifikant erhöhte Testosteronwerte, mit einem Maximum im Mai. Die Abdominaldrüsen bei Männchen <3 Jahre waren inaktiv, die bei älteren dagegen aktiv. Der Abdominalfleck war ebenfalls bei über Dreijährigen von Juni bis August signifikant größer. Er schloss aus diesen Ergebnissen, dass Baummarderrüden erst ab drei Jahren reproduzieren, ohne jedoch die Hodengrößen anzugeben oder sie auf das Vorkommen von Sperma zu untersuchen. Die im Vergleich zum Jahresrest höhere Mobilität auch seiner jüngeren Männchen zwischen April bis Juli (Zeit der Spermiogenese) sprach aber für ein früheres Eintreten der Paarungsbereitschaft auch dort.

BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) bestätigten in den Niederlanden die eigenen Ergebnisse aus dem UR in Nordost-Deutschland, wonach alle Männchen im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif wurden. Die Hodenmasse und -maße der AKI erreichten am Ende des ersten Lebensjahres die Dimensionen der älteren Tiere. Mit Ausnahme jeweils eines Männchens (trotz vergrößerter Hoden ohne Sperma) fanden sich in beiden Untersu-

chungen bei allen Individuen der AKII+ während der Ranzmonate Juni bis August Spermen. Im UR wurde das erste Sperma im März und in den Niederlanden im April gefunden. Von Mitte Mai bis Ende August wurde in beiden Gebieten bei fast allen adulten Rüden (AKII+) Spermaproduktion nachgewiesen. Von November bis Februar gelang grundsätzlich kein Nachweis von Sperma. SCHMIDT (1943) bestätigt dies für genau den gleichen Zeitraum.

MADSEN & RASMUSSEN (1985) und HESSE (1987) fanden bei ihren Untersuchungen an Steinmarderrüden fast deckungsgleiche Ergebnisse: Eintritt der Geschlechtsreife mit 12-14 Monaten; Vorkommen von Sperma zwischen Mitte April bis spätestens September. In den Niederlanden wurde hingegen bei vier verkehrstoten Steinmarderrüden bereits im Januar freies Sperma gefunden (LAMMERTSMA et al. 1994), was sehr früh erscheint, aber bei früheren Wurfterminen als beim Baumarder nicht unmöglich ist.

Beim eigenen Material fanden sich bei Individuen, die über Dritte (Präparatoren) bezogen wurden, zum Teil falsche Datums- oder Fundortangaben, so dass ohne intensive Recherche eine falsche zeitliche Einordnung erfolgt wäre. Solche Fehlerquellen können bei nicht selbst gesammeltem Material leicht zu Fehlinterpretationen führen, was durchaus auch bei LAMMERTSMA et al. (1994) eine Rolle gespielt haben könnte.

Fichtenmarder- und Fischermarderrüden werden ebenfalls mit 15 Monaten geschlechtsreif, selten ein Jahr später (CLARK et al. 1987, MEAD 1994, POWELL et al. 2003). Wie bei den Baum- und Steinmardern nehmen auch die Fichtenmarderhoden schon vor der eigentlichen Paarungszeit an Größe und Masse zu (POWELL et al. 2003). PAWLININ (1966) bestätigt bei Zobelrüden die Geschlechtsreife im Alter von einem Jahr im Freiland und in Gefangenschaft, wobei die Hodenentwicklung bereits ab Februar beginnt.

Beim Fischermarder nimmt die Testosteronkonzentration schon ab Dezember zu und geht mit einer Hodenvergrößerung einher (POWELL et al. 2003). Das Hodenmaximum wird im März erreicht, obwohl die Paarungen vor allem Ende März-Anfang April stattfinden. Die Spermaproduktion beginnt jedoch schon in der 2. Februarhälfte und hat ihren Höhepunkt von März-Mai.

Da in allen neueren Hodenuntersuchungen an *Martes*-Arten, begleitet von einer präzisen Altersbestimmung, der Eintritt der Geschlechtsreife bei 1½ Jahren liegt, wird dies für den Baumarder als normal angenommen. Davon dürfte es zumindest in Mitteleuropa nur selten Abweichungen geben. Eine Paarungsbereitschaft der meisten Männchen liegt von April bis August vor. Ähnlich wie beim Fischermarder (POWELL et al. 2003) beginnt auch beim Baumarder etwa drei Monate vor der eigentlichen Paarungszeit die Hodenvergrößerung. Etwa einen Monat vorher fand sich bei fast allen Rüden Sperma.

Fähen

STUBBE (1968) fand bei einem zehn Monate alten Steinmarderweibchen am 25.1. drei Blastozysten. Rechnet man die Daten zurück, fand die erfolgreiche Paarung bereits im Alter von vier Monaten statt. Da die Altersbestimmung nach der Entwicklung der Crista sagittalis externa und der Zahnabnutzung erfolgte, deren Genauigkeit ± 1 Jahr beträgt, ist ein (um 1 Jahr) höheres Alter der Fähe nicht auszuschließen. HESSE (1987) und KRÜGER (1995) teilten diese Bedenken hinsichtlich der Altersbestimmung und halten eine so frühe Begattung für unrealistisch. Auch BROEKHUIZEN & MÜSKENS (1991) dokumentieren die Reproduktion eines einjährigen telemetrierten Steinmarderweibchens, so dass die Fragestellung einzelner sehr früher geschlechtsreifer Steinmarderfähen durch umfangreiche detaillierte Untersuchungen zu klären bleibt.

BAUMANN (1949 zit. in STUBBE 1965) berichtet über den erfolgreichen Deckakt junger Baumarderfähen im Januar, gefolgt von einem Wurf zwei Monate später. Auch hier errechnet sich ein Eintritt der Geschlechtsreife im Alter von zehn Monaten. Das ist zwar nicht auszuschließen. Allerdings ist ein erfolgreicher Deckakt im Januar äußerst unwahrscheinlich, da – beurteilt nach den eigenen Ergebnissen – zu dieser Zeit kein Sperma in den Baumarderhoden vorkommt.

Nach den eigenen Daten der Uterus- und Ovarentwicklung sind 4-5monatige Weibchen auf keinen Fall geschlechtsreif. Innerhalb der AKI wurden weder Follikelbildung oder Gelbkörper noch Blastozysten nachgewiesen. In Schweden hatte gleichfalls keine Fähe der AKI ($n = 104$) ovuliert (HELLDIN 1999). KARTASHOV (1989) fand bei Zobeln der AKI und HESSE (1987) bei juvenilen Steinmardern ebenfalls keine Hinweise auf eine Ovulation.

In der älteren Literatur (SCHMIDT 1934, 1943, 1951, 1970, HEPTNER & NAUMOV 1974, STUBBE 1989) ging man auch bei den Fähen vom Erreichen der Geschlechtsreife mit 1½ oder 2¼ Jahren aus. Auf die Problematik der Ableitung aus dem Erfolg von Gefangenschaftszuchten wurde bereits bei den Rüden (s.o.) hingewiesen. Bei SCHMIDT (1943) paarten sich immerhin 43 % der Weibchen im zweiten Lebensjahr erfolgreich. Auch PRELL (1928) und KROTT (1973) nennen je einen Fall von einer erfolgreichen Paarung eines Weibchens mit 1½ Jahren und einer Jungenaufzucht im Folgejahr.

PAWLININ (1966) geht beim Zobel, trotz vieler fehlgeschlagener Zuchtversuche, bei Fähen im Freiland von einer Geschlechtsreife mit 15 Monaten aus. KARTASHOV (1989) bestätigt dies an sehr umfangreichem Material aus Sibirien ($n = 1.243$ ad. Weibchen), wonach 60-80 % der AKII erfolgreich an der Reproduktion teilnehmen.

Bei SCHRÖPFER et al. (1997) hatten zwei telemetrierte Baummarderweibchen ihren ersten Wurf im Alter von zwei Jahren, was eine Paarung mit 1½ Jahren voraussetzt. Fünf von sechs telemetrierten Fähen im UG1 brachten ebenfalls mit zwei Jahren ihre ersten Jungen zur Welt. In den Niederlanden waren alle weiblichen Totfunde im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif und bis auf ein Weibchen waren alle an der Reproduktion beteiligt (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000a).

Wie bei den Rüden werden auch die Fähen von Fichten- und Fischermardern in Nordamerika normalerweise mit 15 Monaten geschlechtsreif, selten erst ein Jahr später (CLARK et al. 1987, POWELL et al. 2003)

Dass die Weibchen der *Martes*-Arten bis ins hohe Alter reproduzieren, dokumentierten verschiedene Autoren. SCHMIDT (1943) erwähnt ein 14jähriges Weibchen mit vier Jungen und PAWLININ (1966) Zobel-fähen, die bis 12 Jahre fortpflanzungsfähig waren. Auch CLARK et al. (1987) und POWELL et al. (2003) bestätigen dieses Alter für Fichten- und Fischermarder. CLARK et al. (1987) nennen Fichtenmarderweibchen, die in Gefangenschaft bis ins Alter von 15 Jahren und im Freiland bis 12 Jahre reproduzierten. Sie konnten keine reproduktive Senilität feststellen.

Da sich beim Baummarder bisher keine sicheren Hinweise auf Deckakte mit vier Monaten ergaben, wird von einem normalen Erreichen der Geschlechtsreife mit 15 Monaten ausgegangen.

Bei einigen Vertretern der Gattung *Martes* ist ein späteres Erreichen der Geschlechtsreife bedingt durch schlechte Kondition nachgewiesen (MEAD 1994).

5.4.2 Ranz

Zeitraum

PRELL (1928) berichtet über Ranzbeobachtungen im Freiland und im Gehege zwischen 23.04. und 01.09. Im Freiland wurden am 23.04 und 01.06. Baummarderrüden von ranzenden Paaren erlegt, ohne Beobachtung eines Deckaktes (PRELL 1928). Eine Verwechslung mit rivalisierenden Rüden ist damit nicht auszuschließen. Alle eindeutigen Ranzbeobachtungen am Baummarder aus Literaturquellen lagen im Juli und August. SCHMIDT (1934, 1943) bestimmte den Ranzschwerpunkt mit Mitte Juni bis Mitte-Ende Juli. Frühere Beobachtungen sind auch in Gefangenschaft selten, weil jungeführende Fähen noch mit ihren Welpen zusammengehalten werden und deshalb keinen Kontakt zu Rüden haben. SCHMIDT (1934) umfangreiche Ranznachweise aus der Moskauer Zoo-farm Puschkino lagen im Zeitraum 02.06.-18.08. HEPTNER & NAUMOV (1974) geben für die ehemalige Sowjetunion als Paarungszeitraum des Baummarders Ende Juni bis Anfang August an. Selten erstreckte sich die Ranz bis Ende August.

MARCHESI (1989) registrierte in der Schweiz einzelne Paarungsereignisse am 22./23.06., 03.07., 08.&12.07. und 13.08. Die eigenen Nachweise im UG1 und im Gehege zwischen dem 14.06. und dem 30.07. mit einem Schwerpunkt Mitte Juli stimmen mit den wenigen Literaturangaben überein.

Basierend auf Direktbeobachtungen von Kopulationen, der Größe der Hoden und der Schwellung der Vulva liegt - nach CLARK et al. (1987) - der Ranzzeitraum des Fichtenmarders zwischen Mitte Juli bis Mitte August (spätestens Anfang September) und damit später als beim Baummarder. Auch POWELL et al. (2003) geben für die Ranz den Zeitraum zwischen Juli und August an. Zobel ranzen Mitte Juni bis Mitte August (meist im Juli) (PAWLININ 1966), etwas früher als die russischen Baummarder. Die früheste Beobachtung gelang dem Autor am 08.06., die späteste am 23.08.. Bei finnischen Farmzobeln lag die Paarungszeit fast komplett im Juli (KORHONEN et al. 2001).

Hitzeperioden

SCHMIDT (1943) beschrieb an umfangreichem Gefangenschaftsmaterial 1-3 (selten 4) Hitzeperioden von ein bis zweitägiger Dauer und in einem zeitlichen Abstand von 3-17, meist 6-10 Tagen. Übereinstimmende Ergebnisse mit 1-4 Hitzeperioden im Abstand von 3-7 (3-18) Tagen fand STUBBE (1989). HOPPE (1986) berichtete über Deckakte (28.06. und 09.07.) im Abstand von 11 Tagen. Die eigenen Daten mit bis drei (ausnahmsweise 4) Perioden im Abstand zwischen 11 und 17 Tagen zeigen keinen Unterschied zur Literatur. KROTT (1973) schließt nach einem erfolgreichen ersten Deckakt eine zweite Hitzeperiode der Fähen aus.

Für den Zobel werden 1-2 Tage dauernde Hitzeperioden mit in der Regel 10-12 Tagen Abstand genannt (PAWLININ 1966). Meist folgen 2 bis 3, selten 7 bis 8 Perioden aufeinander. Beim Fichtenmarder sind 2 oder mehrere Perioden der Paarungsbereitschaft mit 1-2 Wochen Abstand dokumentiert (CLARK et al. 1987).

Baummarder leben in einem Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität. Teilweise überdeckt ein Rüdenrevier das mehrerer (2-3) Fähen, die alle durch dieses eine Männchen gedeckt werden. Mehrere (3–4) Hitzeperioden erscheinen deshalb sinnvoll, um eine erfolgreiche Paarung der Fähen mit ein und demselben Rüden sicherzustellen.

Paarung

Über die Dauer der Paarung variieren die Literaturdaten stark. Für den Fichtenmarder werden bis zu 90 Minuten pro Kopulation mit 1-3 Wiederholungen pro Tag angegeben (CLARK et al. 1987). SCHMIDT (1943) gibt 30-50 Minuten für die Dauer des Paarungsaktes beim Baummarder an. SIEFKE (1960) beschreibt eine Baummarderpaarung in Baumkronen über 73 Minuten, wobei nach 30 Minuten die Koitalbewegungen aufhörten. Danach lagen beide nur noch zusammen. Diese Angaben stimmen mit eigenen Direktbeobachtungen überein. So dauerte die eigentliche Paarung von ZF10 und ZR12 im UG1 auch nur etwa 15-20 Minuten. Danach lagen Fähe und Rüde ebenfalls lange nebeneinander, ein Verhalten das auch an eigenen Gehegetieren beobachtet wurde. Diese Kopulation im UG1 verlief nach einer lauten, kurzen aber rasanten Verfolgungsjagd sehr ruhig mit wenig Gegenwehr des Weibchens. Auch SCHMIDT (1943) bestätigt zum Zeitpunkt der Begattungsreife den zärtlichen Umgang von Paaren, die einander zugetan sind. Ebenfalls soll der individuelle Charakter den Paarungsverlauf beeinflussen. Bei zwei von vier im UG1 beobachteten Paarungen suchte die Fähe den Rüden, der sich an einer anderen Stelle des gemeinsam besiedelten Wald aufhielt, aktiv auf. Ein von den Jungen getrenntes Weibchen im Tharandter Gehege versuchte sich zum benachbarten Rüden durchzugraben. Auch SCHMIDT (1943) konstatierte an Tieren in Gefangenschaft, dass paarungsbereite Weibchen die Männchen teilweise direkt zum Geschlechtsakt auffordern. Nach GRANT & HAWLEY (1996) scheinen ebenso Fichtenmarderweibchen Zeit und Dauer der Kopulation zu bestimmen. In einem Fall schien die Fähe sogar das Männchen aktiv zu animieren, was auch 2006 bei den Baummardern im Tharandter Gehege zu beobachten war.

Durch eine spezifische Versuchsanordnung im Gehege (Schlupfloch das nur die kleinere Fähe passieren konnte) gelang THOM et al. (2004) der Nachweis, dass Minkfähen mit allen zur Verfügung stehenden Partnern kopulierten.

Eine kopulationsinduzierte Ovulation ist bei *Martes*-Arten nachgewiesen (EWER 1973). POWELL et al. (2003) vermuten, dass beim Fischermarder nicht nur der Nackenbiss (MEAD 1994) sondern auch Form und Größe des Penis-knochens die Induktion der Ovulation beeinflussen. Beim Baummarder ist dies auszuschließen, da der Penis-knochen bereits während der ersten Ranz mit 15 Monaten die volle Größe erreicht hat.

Untersuchungen an Frettchen und Minken belegen, dass die Auslösung der Ovulation eine bestimmte Mindestdauer der Kopulation voraussetzt (MEAD 1994). Eine Trächtigkeit stellte sich nicht ein, wenn die Kopulation nach 5-12 Minuten abgebrochen wurde.

Ein strenger Geschlechtsdimorphismus – wie beim Baummarder – ist oft mit einem polygynen Paarungssystem korreliert (KLEIMAN 1977). In den meisten Telemetriestudien überdeckte das Territorium eines Rüden das zweier Weibchen (Tab. 22). Dieses häufig gefundene Paarungssystem (1 Rüde:2 Fähen) würde etwa zum Geschlechtsdimorphismus (1,5:1) passen. Die Verhältnisse im UG1 wichen – wahrscheinlich aufgrund der hohen Populationsdichte (Kap. 4.4.1) – davon ab. So existierten im UG1 keine geschlechtsspezifischen Unterschiede in der Größe der Reviere. Bis auf wenige Ausnahmen überdeckte der Aktionsraum eines Männchens nur den einer Fähe. Das Geschlechterverhältnis an Revierbesitzern von annähernd 1:1 (Kap. 4.4.3) legt deshalb den Schluss nahe, dass jeder Rüde auch nur die im gemeinsamen Aktionsraum lebende Fähe deckt. Auch bei SCHRÖPFER et al. (1997) waren die residenten Rüden stets die Väter der im eigenen Territorium geborenen Jungtiere.

Nebenranz

In der jagdlichen Literatur finden sich bereits seit langem Hinweise auf auffällige Verhaltensweisen im Spätwinter, die bis in die 1930er Jahre mit der Paarung in Verbindung gebracht wurden. So beschreibt SCHMIDT (1943) ein Jagen und Treiben (Spielen) im Februar bei Freilandtieren. KROTT (1973) fand im Januar und Februar Spuren von Männchen und Weibchen, die nebeneinander liefen. EHRLICH (1949) konstatierte während dieser Zeit ebenfalls Liebesspiele, aber ohne erfolgte Begattung. MARCHESI (1989) schloss aus Spuren im Schnee auf gemeinsame Aufenthalte beider Geschlechter am 1. Dezember, 1. Januar, 11. Februar und 10. März, bei denen das Männchen dem Weibchen folgte und beide hin- und herliefen. WIJSMAN (2004) berichtet über spielende Baummarderpärchen im Januar und März.

Auch im UG1 wiesen am 11.02.1986 Schneespuren unter einer einzelnen starken Esche innerhalb eines Birken-Erlen-Bruchs auf regelmäßig spielende Baummarder beider Geschlechter hin (eigene unveröff. Daten). Es fehlten jegliche Hinweise auf das Jagen über längere Strecken, wie es für das Vertreiben fremder Tiere durch Revierinhaber (Kap. 4.1.3) oder das Jagen während der Ranz (s.o.) typisch sind. Einer der beiden Marder wurde gefangen und als etwa 4-5jähriges Weibchen bestimmt.

Während der Telemetriestudie wurden keine Lokalisationen registriert, die Kontakte zwischen Rüden und Fähen im Spätwinter nahe legen. Allerdings war auch keine gezielte Untersuchung dieser Thematik geplant. Seit der Erkenntnis der Sommerranz (PRELL 1928) wurden die Verhaltensweisen als Nebenranz interpretiert, in der nicht gedeckte Weibchen sich paaren und ohne verlängerte Tragzeit reproduzieren. Die fehlende Spermiogenese in diesem Zeitraum führt diese Erklärung allerdings ad absurdum. Erste schlüssige Erklärungsversuche für dieses Verhalten lieferten HELLDIN & LINDSTRÖM (1995) unter Favorisierung der 3. Hypothese:

1. Scheinranz als Teil des regulären Sexualzyklus in der Zeit der Blastozystenimplantation und dem Beginn der Hodenentwicklung (s. HEPTNER & NAUMOV 1974)

Mit dem Beginn des Wachstums von Ovarien und Hoden zwischen Januar und März gehen hormonelle Veränderungen einher, die als Ursache für das als Scheinranz beschriebene Verhalten in Frage kommen. Die Implantation als Auslöser scheint unter Berücksichtigung der 27–28tägigen Tragzeit (Kap. 5.4.3) und einer Hauptwurfzeit im April (Kap. 4.3.3) durch die fehlende zeitliche Koinzidenz eher unwahrscheinlich, da die meisten Beobachtungen zur Scheinranz aus dem Januar und Februar vorliegen.

2. Die Bildung fester Baummarderpaare für die gemeinsame Jungenaufzucht

Die zweite Hypothese entfällt, da Baummarder nach allen neueren Untersuchungen keine feste Paarbindung eingehen und die Jungen auch nicht gemeinsam aufziehen.

3. Territorialität und Streitigkeiten zu Beginn der Abwanderung (s.a. SCHMIDT 1943)

Die zeitliche Einnischung der Hauptdismigrationszeit im Spätsommer (s. Kap. 4.2 und 4.3.5; SCHMIDT 1943) machen den Beginn der Dismigration als Auslöser des Verhaltens eher unwahrscheinlich. Auch die Dismigration aller revierlosen oder im Elternterritorium verbliebenen Jungtiere zwischen Februar und April mit dem Ziel, ein eigenes Revier zu besetzen, fällt nur teilweise mit dem Zeitraum der Scheinranz (Januar-Februar) überein.

Beim Zobel erfolgt die Implantation Ende Februar/Anfang März verbunden mit dem Anschwellen der äußeren Geschlechtsorgane, wie es auch in der Ranz zu beobachten ist. Gleichzeitig steigern die Tiere in dieser Zeit ihre Aktivität (PAWLININ 1966). Diese Aktivitätssteigerung könnte jedoch auch mit dem Ende der Phase verringerter Aktivität zur Minimierung von Energieverlusten im Winter zusammenhängen. PAWLININ (1966) verweist ebenfalls auf Autoren, die die Scheinranz mit der sexuellen Entwicklung in Verbindung bringen, obwohl die Hodenentwicklung bereits ab Februar einsetzt. Die meisten anderen dort zitierten Autoren gehen jedoch beim Zobel nicht von einem sexuellen Hintergrund aus. PAWLININ (1966) fand keine Gemeinsamkeiten zwischen Ranz und Scheinranz, sondern im Frühjahr ein charakteristisches, oft aggressionsfreies Verhalten. Damit ergeben sich beim Zobel ähnlich widersprüchliche Befunde zur Nebenranz wie beim Baummarder.

Insgesamt legen Literaturdaten und eigene Ergebnisse den Schluss nahe, dass **zwei unterschiedliche Verhaltensweisen** zum Phänomen der „Schein- oder Nebenranz“ zusammengefasst werden:

In der Zeit von Januar bis Februar (- max. März) scheint für Baummarder Spielverhalten ohne aggressive Elemente typisch (SCHMIDT 1943, EHRLICH 1949, WIJSMAN 2004, eig. Beob. s.o.). Gleichzeitig erfolgt in dieser Zeit mit der Größenzunahme der Hoden und der Ovarien auch eine **hormonelle Änderung**, die zur gegenseitigen **Attraktion der unterschiedlichen Geschlechter** führen könnte (HELLDIN & LINDSTRÖM 1995). Entsprechend der ersten Hypothese wären Spiele mit ähnlichem Charakter des Welpenspiels ohne wirklich aggressives Verhalten die Folge. Da Freilandbeobachtungen speziell hierzu generell selten möglich sind und in Gefangenschaft beide Geschlechter in dieser Zeit nur selten zusammengehalten werden, finden sich insgesamt nur wenige Informationen zur eigentlichen „Scheinranz“, was den weiteren Forschungsbedarf zu diesem Thema unterstreicht.

Die späteren (Februar-April, z.T. bis Mai) Beobachtungen einer Scheinranz lassen sich durch aggressive Auseinandersetzungen im Zuge der Revierverteidigungen erklären (HELLDIN & LINDSTRÖM 1995) und stehen nicht in direktem Zusammenhang mit dem sexuellen Zyklus. Mit Beginn der Spermiogenese bzw. Follikelreifung versuchen vorjährige (manchmal auch schon 2jährige) revierlose Baummarder ein eigenes Territorium zu erstreiten. Zur gleichen Zeit werden die letzten, über den Winter im Elternaktionsraum geduldeten Jungen vertrieben. Einige Welpen teilen sich mit ihren Eltern deren Aktionsraum auf (Kap. 4.3.5 & Kap. 4.1.4). All diese Prozesse gehen mit zum Teil sehr aggressiven Auseinandersetzungen einher, die bis zum Ende der eigentlichen Ranzzeit zu beobachten sind, dann jedoch wiederum als eigentliche Paarung interpretiert werden könnte. Ohne direkte Beobachtung einer Kopulation ist eine sichere Zuordnung selten möglich, so dass nur durch gezielte Forschung hierzu die umfangreichen Wissenslücken geschlossen werden können.

5.4.3 Tragzeit

Alle kleineren *Martes*-Arten haben eine verlängerte Tragzeit (MEAD 1994). Für den Fichtenmarder werden 190-250 Tage (HAMILTON 1943, CLARK et al. 1987, POWELL et al. 2003), für den Steinmarder 250-270 Tage (SCHMIDT 1943) und für den Baummarder 260-290 Tage (SCHMIDT 1943) angegeben. Die reine Tragzeit von der Implantation der Blastozyste bis zur Geburt der Welpen liegt beim Fichtenmarder bei 27 Tagen (JONKEL & WECKWERTH 1963). Für den Baummarder geben HEPTNER & NAUMOV (1974) 27-28 Tage, CANIVENC et al. (1981 zit. in MEAD 1994) 30-35 Tage an. Nach SELÄS (zit. in MEAD 1990) variiert die reine Tragzeit bei *Martes*-Arten zwischen 24-30 Tagen.

Im Russischen Raum erfolgt die Implantation im März, fällt also in die Zeit der Scheinranz (HEPTNER & NAUMOV 1974). Nach STUBBE (1993) erstreckt sich der Zeitraum der Implantation im gesamten Verbreitungsgebiet von Mitte Januar bis Mitte März.

In Pelztierfarmen wurde experimentell durch künstliche Änderungen der Tageslichtlänge bei Fichtenmardern die Steuerung der Implantation durch die Fotoperiode bestätigt (ENDERS & PEARSON 1943). Eine Baummarderrähe, die am 15.07. in Deutschland befruchtet und danach nach Argentinien überführt wurde, warf dort, entsprechend der dortigen Lichtverhältnisse, verfrüht am 05. Januar (SCHMIDT 1943), was ebenfalls die Steuerung der Blastozysteneinnischung durch die Tageslichtlänge bestätigt. PAWLININ (1966) berichtet von einer Zobelfähe, die durch den Transport von Irkutsk nach Moskau auch verfrüht am 18.01. geworfen hat. Am Zobel wurden auch Versuche mit künstlichem Licht durchgeführt, hierbei warfen zwar nicht alle Fähen früher, aber die experimentellen Ergebnisse belegen trotzdem die obigen Annahmen. Die Implantation bei den Zobelfähen soll Ende Februar/Anfang März stattfinden. Dann ist auch ein Anschwellen der äußeren Geschlechtsorgane wie in der Ranz zu beobachten.

BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) fanden in ihrem Untersuchungsmaterial Scheinschwangerschaften bei drei gerade geschlechtsreifen Weibchen mit dünnen Uteruswänden, aber entwickeltem und vergrößertem Gesäuge. Im UG1 in Mecklenburg wurde auch eine tragende Fähe (ZF10) kontrolliert, deren Gesäuge schon 37 Tage vor der Geburt vergrößert war. Das widerspricht JONKEL & WECKWERTH (1963), nach deren Informationen die Vergrößerung des Gesäuges mit der Blastozystenimplantation beginnt. Eventuell spielen auch hier hormonelle Veränderungen infolge der Größenzunahme der Ovarien, die schon deutlich früher einsetzt, eine Rolle.

Die verzögerte Implantation bzw. die verlängerte Tragzeit hat die großen Vorteile, dass die Paarung für die adulten Baummarder in eine energetisch günstige Zeit fällt. Die Geburt und Entwicklung der Jungen finden ebenso in einer Zeit mit guten Witterungs- und Nahrungsbedingungen statt.

5.4.4 Geburt

Geburtstermine

SCHMIDT (1943) gibt für den Baummarder Geburtstermine zwischen dem 13.03. und dem 05.05. an. Bei einer Hauptwurfzeit vom 25.03.-30.04. werden die meisten Welpen zwischen dem 10.04. und 15.04. geboren. Nach HEPTNER & NAUMOV (1974) finden in Russland die Geburten meist im April, selten Ende März statt. Aus der Schweiz werden von MARCHESI (1989) ein telemetriert Wurf am 10.-13.04. und 2 Würfe in Gartenhäuschen etwa in der 2. Aprilhälfte erwähnt. KROTT (1973) gibt einen Wurf in Österreich am 10.04. und KLEEF (2000) 2 Würfe in den Niederlanden am 06.04. und 03.04. an. Für Mittelschweden werden von HELLDIN (1998) als Hauptwurfzeit Ende April genannt und STORCH (1988a&b) telemetrierte eine Fähe, deren Welpen Mitte Mai geboren wurden.

Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Werte passen sehr gut in das Spektrum der wenigen mitteleuropäischen Daten. Entsprechend der Abhängigkeit der Blastozystenimplantation von der Tageslichtlänge werden die Welpen in Nordeuropa später geboren. Die Tendenz zu späteren Wurfterminen mit zunehmender nördlicher Breite war auch an den eigenen Daten aus Deutschland erkennbar (vgl. Abb. 54), obwohl innerhalb eines Gebietes eine größere Variation auftrat.

Für den Zobel wurden die meisten Würfe im April bestätigt (PAWLININ 1966, KORHONEN 2001). POWELL et al. (2003) sowie BRASSARD & BERNARD (1939) geben als Geburtstermine für Fichtenmarder und Fischermarder den Zeitraum zwischen Ende März und April an.

Die individuellen Wurftermine von Fischermarderrähen stimmten in aufeinanderfolgenden Jahren weitgehend überein. POWELL et al. (2003) schlossen daraus auf eine äußerst geringe intraindividuelle Variabilität und vermuten Unterschiede zwischen den Individuen als Ursache für die zeitliche Ausdehnung der Wurfphase. Ähnliche Ergebnisse erzielte HOPPE (1989) am Baummarder. So warf eine Fähe in fünf aufeinanderfolgenden Jahren stets zwischen dem 24. und 28. März. Die eigenen an Freiland- und Gehegetieren ermittelten Daten belegen allerdings ebenso wie weitere Befunde an in Gefangenschaft gehaltenen Baummardern, dass die Wurftermine eines Weibchens in aufeinanderfolgenden Jahren teilweise bis zu 25 Tage (ZF16, Tab. 14) auseinander liegen können. Anteil reproduzierender Fähen

Die meisten dokumentierten Untersuchungen zur Reproduktion erfolgten an Fallenfangmaterial aus dem Winter (Tab. 23). Die zeitliche Einnischung der Datenaufnahme (meist Oktober bis Februar, 3-8 Monate nach der Paarungszeit) ermöglicht hier eine sichere Beurteilung von Reproduktionsnachweisen und damit die Ermittlung des Anteils der geschlechtsreifen Weibchen, die pro Jahr an der Reproduktion teilnehmen. Bei Totfunden, wie Verkehrsverlusten, deren Erfassung - wie in der eigenen Studie oder bei BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) - über das gesamte Jahr erfolgte, ist bei der Zusammenstellung der Stichprobe Sorgfalt geboten. So dürfen gerade geschlechtsreif gewordene Weibchen (1¼ Jahr), die noch nicht an einer ersten Ranz teilgenommen haben, nicht in die Berechnung eingehen, da sie die Ergebnisse verfälschen. Bei älteren Fähen (AKIII+) ist dagegen eine Teilnahme an der Reproduktion anhand von Uterusnarben auch aus der vorangegangenen Fortpflanzungsperiode sicher festzustellen.

Der Anteil an Fähen, die jährlich Nachwuchs bekommen, ist entscheidend für die Reproduktionsleistung der Population. Die Variationsbreite ist bei den *Martes*-Arten sehr groß und liegt zwischen 20 und 100 % (Tab. 23). Der Anteil der Baummarderweibchen, die in Nordost-Deutschland an der Reproduktion teilnahmen, war mit 90 % im UR und 68 % im UG1 relativ gering. KRÜGER (1995) und BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) fanden in vergleichbaren Landschaften Mitteleuropas deutlich höhere Werte.

Tab. 23: Anteil reproduzierender Weibchen an der Weibchengesamtzahl verschiedener *Martes*-Arten, aufgeschlüsselt nach Altersklassen.

Art	Quelle	Region	n	AKII Anteil (%)	AKIII+ Anteil (%)
Baum-marder	MALDSHJUNAITE 1957 (zit. in STUBBE 1989)	Litauen		20-30	
	RJABOV 1958 (zit. in HEPTNER & NAUMOV 1974)	Russland	52	35	
	HEPTNER & NAUMOV 1974	Russland		65	78-82
	AHNLUND unveröff. (zit. in LINDSTRÖM 1989)	Schweden	119	36	92
	KRÜGER 1995	Deutschland	26	81	100
	BRAINERD et al. 1995 (Telem.)	Schweden/Norw.	9	89	
	HELLDIN 1999	Schweden	98	98	98
	BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000a	Niederlande	25	96	
	SCHRÖPFER 1991	Niedersachsen (D)	3	100	
	diese Untersuchung	UR	12	90	
	diese Untersuchung (Telem.)	UG1	25	83	63
				68	
Stein-marder	KRÜGER 1995	Deutschland	32	73	100
Zobel	PAWLININ 1966	Russland	529	87	
	KARTASHOV 1989	Russland	1243	89-98	
Fichten-marder	CLARK et al. 1987	Nordamerika		80	100
	STRICKLAND et al. 1982b	Nordamerika		80	
	STRICKLAND & DOUGLAS 1987	Nordamerika			90
	FORTIN & CANTIN 1994	Nordamerika	137	46	92
	BULL & HEATER 1995, 2001 (Telem.)	Nordamerika	12	33	
Fischer-marder	ARTHUR & KROHN 1991	Nordamerika		lebend 60	
				tot 55	

(z.T. Altersklassen nur zusammengefasst angegeben)

Nach Literaturdaten beeinflussen verschiedene Faktoren den Anteil reproduzierender Fähen in einer Population. So dokumentierten KORHONEN et al. (2001) an Farmzobeln die Bedeutung des Aggressionsstatus. Im Vergleich zu Individuen mit geringem Aggressionspotential warfen nur 7,7 % der aggressiven Zobelfähen, davon verloren 28,6 % auch noch die Welpen nach der Geburt durch unbekannte Ursachen.

Bei Zobelbeständen in unterschiedlichen Regionen Nordsibiriens variierte der Anteil junggeführnder Fähen zwischen verschiedenen Jahren und Altersklassen stärker als die Gelbkörperanzahl. KARTASHOV (1989) schloss daraus, dass die Populationsregulation auch mehr über die Anzahl junggeführnder Weibchen gesteuert wird, als durch die Welpenzahl pro Wurf. In einem Winter war bei allen Altersklassen ein starker Einbruch des Anteils

reproduzierender Weibchen zu verzeichnen, der mit schlechter Kondition (was trotz unbekannter Ursachen auf die Bedeutung der Lebensraumqualität hinweist) und niedrigen Gelbkörperzahlen in allen Altersklassen einherging. Der zeitliche Verlauf war bei allen Altersklassen über den gesamten Zeitraum sehr ähnlich, wenn auch von den ältesten Weibchen grundsätzlich die meisten Jungtiere großgezogen wurden. Der starke Einbruch des Anteils reproduzierender Fähen fand nur in dem einen Jahr mit schlechten Lebensbedingungen statt. Im Folgejahr nahmen mit Ausnahme der AKII wieder alle Fähen auf vorherigem Niveau an der Fortpflanzung teil, was die Bedeutung alter Weibchen für die Stabilität in Populationen unterstreicht.

Es ist demzufolge schlecht, wenn durch jagdliche Übernutzung nur ein geringer Prozentsatz alter Weibchen in der Population vertreten ist. Denn von dem Anteil der einzelnen Altersklassen hängt die Gesamtproduktivität ab. Sehr große Anteile daran erbrachten in Sibirien die jüngeren Altersklassen AKIII (24 %) und AKII (22 %). Obwohl ein deutlich geringerer Prozentsatz 2-jähriger Weibchen reproduzierte als bei den älteren und diese auch weniger Gelbkörper hatten, war ihr Beitrag zur Populationsregeneration durch ihren hohen Anteil am Bestand enorm. Insgesamt bewertete KARTASHOV (1989) den Anteil der Fähen mit Gelbkörpern als typisch für nördliche Regionen (vgl. weiter unten). Dieser Wert war höher als in Westsibirien und lag über dem Gesamtmittel der Untersuchung. Auch PAWLININ (1966) bestätigt die höheren Anteile von Zobelweibchen mit Welpen in den nördlichen Bereichen des Vorkommensgebietes. Auch wenn hierfür bisher keine eindeutigen Erklärungen vorliegen, stehen die höheren Reproduktionsraten vermutlich mit den wesentlich härteren Lebensbedingungen und damit einer höheren Mortalität am Nordrand des Verbreitungsgebietes in Verbindung.

Ebenfalls von Bedeutung für den Anteil reproduzierender Fähen ist die Verfügbarkeit an Nahrung. So vermuten CLARK et al. (1987) Nahrungsverknappung als Ursache für drastisch verringerte Prozentsätze junggeführter Fichtenmarderfähen aller Altersklassen, z.B. in Ontario. Jährlinge wurden überhaupt nicht, ältere Tiere nur zu 30 % gedeckt. STRICKLAND & DOUGLAS (1987) bringen die - im Vergleich zum Fischermarder - höheren jährlichen Variabilitäten der Zahl reproduzierender Fichtenmarderfähen ebenfalls mit der Nahrungsverfügbarkeit in Verbindung. THOMPSON & COLGAN (1987) belegen bei Nahrungsknappheit, also unter ähnlich schlechten Lebensbedingungen wie bei Stress durch hohe Dichten, stark verringerte Anteile reproduzierender Fichtenmarderweibchen. Mit dem Einfluss der Habitatqualität auf die Fortpflanzung des Steinmarders beschäftigten sich in den Niederlanden BROEKHUIZEN & MÜSKENS (1991) sowie LAMMERTSMA et al. (1994). In guten, strukturreichen Habitaten (Stadt Nijmegen, Niederlande) pflanzte sich die Mehrheit aller Weibchen fort, wohingegen in Gebieten mit Verinselung guter Habitate zwei Fähen über zwei Jahre gar keine Jungen zur Welt brachten. LAMMERTSMA et al. (1994) erklären ein Aussetzen der Weibchen in diesem Gebiet mit vermehrten – aber unbekannten – Interaktionen zwischen den Tieren als Folge höherer Dichte. Direkte aggressive Kontakte wurden nicht festgestellt. Ebenso wenig schienen schlechte Nahrungsbedingungen die fehlenden Würfe zu erklären, denn die Körpergewichte der Weibchen waren im fragmentierten Untersuchungsgebiet höher. Auch hinsichtlich der Fettreserven existierte kein Unterschied zwischen reproduzierenden und nichtreproduzierenden Weibchen. Auch bei MÜSKENS & BROEKHUIZEN (2005) brachte nur eine von zwei reproduktionsfähigen, telemetrierten Steinmarderfähen in einem Gebiet mit hoher Dichte Junge zur Welt, obwohl deren Körpermassen deutlich über dem artspezifischen Durchschnitt lagen.

Auch die soziale Organisation und die damit im Zusammenhang stehenden Interaktionen scheinen eine wichtige Rolle zu spielen. Eine Baumarderfähe (ZF3) im UG1 setzte zwei Jahre mit der Fortpflanzung aus, in denen sie regelmäßig Ausweichbewegungen aus ihrem Territorium unternahm und zog erst wieder Junge groß, nachdem sich im Aktionsraum des benachbarten jungen Rüden (Sohn) auch eine junge Fähe angesiedelt hatte (vgl. Kap. 5.2.3). In einem anderen Bereich hatte ein Weibchen (ZF27) ebenfalls über zwei Jahre keine Welpen geboren. In dieser Zeit wechselten höchstwahrscheinlich infolge Verkehrsmortalität (zerschneidende Autobahn) mehrmals die etablierten Rüden. Ob dies die Ursache für fehlenden Nachwuchs bei der Fähe war, bleibt spekulativ. ZF6 wurde aus ihrem Territorium vertrieben und hatte im Folgejahr auch keinen Nachwuchs. Solche Ereignisse treten häufiger bei hohen Dichten auf und könnten regulierend auf den Reproduktionserfolg der Population wirken.

Ein Steinmarderrüde in Nijmegen (NL) suchte nur eine der beiden in seinem Territorium lebenden Fähen während der Ranz auf (LAMMERTSMA et al. 1994). In einem Fall konnte dies auch im UG1 beobachtet werden. Im Sommer 1995 lagen die meisten Peilungen vom Baumarderrüden ZR12 im Aktionsraum von ZF10. Es konnten keine Kontakte zur zweiten, jüngeren Fähe ZF11 registriert werden und sie bekam auch im folgenden Jahr keinen Nachwuchs. ZF11 hatte, wie bei ENDERS & LEEKLEY (1941) beschrieben, eine deutlich vergrößerte Vulva, war also geschlechtsreif und vermutlich auch paarungsbereit, wurde aber wahrscheinlich nicht gedeckt. Durch gleich große Aktionsräume von Rüden und Fähen und ein Geschlechterverhältnis von etwa 1:1 (Kap. 4.4.3) überdeckt meist jedes Rüdenterritorium auch nur das einer Fähe, so dass solche Ereignisse eher selten im UG1 zu finden sein dürften und damit nur eine untergeordnete Rolle für den Anteil sich fortpflanzender Weibchen spielen.

Beim Fischotter, ebenfalls einem K-Strategen, zeigte sich in der Teichlausitz unter den Bedingungen einer hohen Dichte auch eine Regulation durch einen geringen Anteil reproduzierender Weibchen und eine erhöhte postnatale Mortalität (24 % in ersten 2 Monaten) im Vergleich zu anderen Gebieten Ost-Deutschlands (ANSORGE et al.

1997, HAUER et al. 2002). Gleichzeitig sank die durchschnittliche Wurfgröße aber nicht. Diese Populationsregulation spiegelt sich dort auch in dem sehr niedrigen Anteil der AKI bei den Totfunden wider (HAUER et al. 2000).

Wurfgrößen

Tab. 24: Wurfgrößen des Baummarders in Europa basierend auf unterschiedlichen Methoden.

Quelle	n	Gelb- körper	Blasto- cysten	Uterus- narben	Jung- tiere	Region
SCHMIDT 1943	91				3,18 (1-5)	Gehege
SCHMIDT 1943	41				3,22 (1-5)	Deutschland
GRAKOV 1962 zit. in HEPTNER&NAUMOV 1974		3,7				Kirow (Russland)
GRAKOV 1969 zit. in STUBBE 1993	15				3,9 (2-6)	St. Petersburger Gebiet (Russland)
GRAKOV 1969 zit. in STUBBE 1993	22				3,5 (1-6)	Nowgorod (Russland)
GRAKOV 1969 zit. in STUBBE 1993	19				2,6 (2-4)	Pskov (Russland.)
OCETKIEWICZ 1973	13				2,6 (2-3)	Gehege
KROTT 1973	2				3,0	Österreich
Heptner&Naumov 1974					3,8 (2-8)	ehem. Sowjetunion gesamt
DANILOV et al. 1976 zit. in STUBBE 1993	34				3,3 (2-6)	Russ. Karelien
GRAKOV 1981 zit. in STUBBE 1993	110	3,28 (1-5)				Russland
GRAKOV 1981 zit. in STUBBE 1993	1184				3,55 (1-8)	Russland
AHOLA & TERHIVUO 1982	3				4,0 (4)	Finnland
MÖCKEL 1983 zit. in STUBBE 1993	2				3,0	Sachsen (D)
BAUDVIN et al. 1985	15				2,5 (1-4)	Frankreich
STORCH 1988a	1				2,0	Schweden
Marchesi 1989	2				2,5 (2-3)	Schweiz
Marchesi 1989	2				4,0 (3-5)	Schweiz (Embr.)
STUBBE 1993	2				3,0 (Embr)	Hakel Sachsen-A.(D)
POTT-DÖRFER 1992 zit. in KRÜGER 1995	14				3,21 (bis6)	Niedersachsen (D)
Ebersbach 1992	100				2,92 (1-6)	Ost-Deutschland
KRÜGER 1995	26	2,92 (1-4)	2,08 (1-4)			West-Deutschland
HELLDIN 1998	98	3,44	2,83			Schweden
AHLUND (unveröff.) zit. in HELLDIN 1998	33		2,4		3,3 (Embr)	Schweden
BROEKHUIZEN& MÜSKENS 2000a		2,75 (2-4) n = 16	2,33 (1-3) n = 6	2,77 (1-4) n = 18	2,83 (1-4) (Tab. 15)n=6	Niederlande
ACHERBERG et al. 2000	12				1,83 (1-3)	Utrecht Heuvelrug (NL)
KLEEF 2000	2				3,0 (3)	Drenthe (NL)
VAN DEN HORN & VAN MAANEN (eds.) 2005	6				2,83 (2-3)	Niederlande
WIJSMAN & BESTMAN (eds.) 2006	31				2,93 (1-5)	Niederlande
diese Untersuchung		2,62 (2-3) n = 8 UR	1,75 (1-3) n = 4 UR	3,0 (2-4) n = 4 UR	2,42 (1-4) n=19 UG1	UR und UG1 (D)
diese Untersuchung	38				2,60 (1-6)	Gehege (D)

Der Vergleich von Literaturdaten zu den **Reproduktionsraten** des Baummarders in Europa (Tab. 24) wird erschwert durch die Vielfalt der zugrunde liegenden Methoden, eine Datenaufnahme, die sich über mehrere Jahrzehnte erstreckte, die Kleinheit der Stichproben und den Mangel an Zusatzinformationen wie Nahrungsverfügbarkeit, Bejagungsintensität und sonstige Mortalitätsfaktoren.

Die von BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000a) an niederländischen Totfunden mit verschiedenen Methoden ermittelte Wurfgröße von 2,76 stimmt sehr gut mit der im Freiland beobachteten Welpenzahl (2,83 Welpen je Wurf, Tab. 15), sowie den neueren niederländischen Daten (VAN DEN HORN & VAN MAANEN 2005, WIJSMAN & BESTMAN 2006) überein. Die meisten in Mitteleuropa gefundenen mittleren Reproduktionsraten liegen ebenfalls im Bereich von 2,8-3,2 (Tab. 24).

Die in Nordeuropa und Russland ermittelten Werte liegen darüber. Auf umfangreichen Datenmengen basierend geben HEPTNER & NAUMOV (1974) 3-5 (2-8) Welpen pro Wurf an. Ihr Mittel für das gesamte Areal der ehemaligen Sowjetunion betrug 3,8. Auch SCHMIDT (1943) berichtet oft von Würfen mit zwei, drei oder vier Jungtieren. KARTASHOV (1989) fand beim Zobel in Nordsibirien mit 3,57 Gelbkörpern pro Weibchen im nördlichen Teil seines Verbreitungsgebiets ebenfalls eine höhere Rate als der Durchschnitt aus dem Gesamtgebiet mit 3,09. Auch PAWLININ (1966) nennt 3-4 Junge für den Zobel. Beim nahverwandten Amerikanischen Fichtenmarder werden ähnliche Mittelwerte und Spannen für Reproduktionsraten angegeben. So fanden sich in der Literatur pro Weibchen 2,85 (1-5) Junge (STRICKLAND et al. 1982b), 3,5 Gelbkörper (n = 880, STRICKLAND & DOUGLAS 1987), 2,55 Gelbkörper sowie 2,22 Blastozysten (MARSHALL & ENDERS 1942) und 2,2 Junge (Gefangenschaft BRASSARD & BERNARD 1939). Die am Totfundmaterial im UR ermittelten Reproduktionsraten von 2,5 stimmen gut mit den im UG1 beobachteten Wurfgrößen von 2,4 überein, liegen jedoch unter den anderen Daten anderer mitteleuropäischer Untersuchungen, was auf eine etwas verringerte Reproduktionsleistung hinweist.

Übereinstimmend mit der Literatur finden sich in den meisten Würfen drei Junge (SCHMIDT 1943, EBERSBACH 1992, KRÜGER 1995, BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000a). Relativ häufig sind auch zwei Jungtiere, wobei ebenso Würfe mit ein oder vier Welpen regelmäßig vorkommen. Fünf und mehr Junge sind seltene Ausnahmen, da Baummarderfähen nur vier Zitzen haben.

Eine von HOPPE (1989) selbst gezogene Fähe brachte 1994 im Alter von acht Jahren fünf Welpen zur Welt (Tab. 15), 1995 eine weitere 6jährige Fähe sechs Welpen. Beide hatten im Jahr der zugehörigen Ranz keine Welpen zu versorgen und dadurch eine sehr gute Kondition. WIJSMAN & BESTMAN (2006) fanden im mäusereichen Jahr 2005 in den Niederlanden ebenfalls drei Würfe mit je fünf Jungen. Dies zeigt, dass bei umfangreicheren Untersuchungen auch im Freiland solche Extremwerte auftreten.

Analog zu den Ergebnissen im UG1 dokumentierten auch andere Untersuchungen einen Anstieg der Fortpflanzungsleistung mit dem **Alter der Fähen**. In Schweden fanden sich bei der AKII 3,43 Gelbkörper und 2,81 Blastozysten sowie bei der AKIII+ 3,61 Gelbkörper und 2,85 Blastozysten (HELLDIN 1999). Auch KRÜGER (1995) wies bei Baum- und Steinmardern eine höhere Gelbkörper- und Blastozystenanzahl bei der AKIII+ nach. FORTIN & CANTIN (1994) fanden im Vergleich zu älteren Tieren ebenfalls deutlich niedrigere Ovulationsraten bei der AKII. Die Reproduktionsleistung steigerte sich bis ins fünfte Lebensjahr. SHEA et al. (1985) erfassten eine Steigerung der mittleren Gelbkörperanzahl beim Fischermarder von 2,2 (AKII), über 2,8 (AKIII) und 3,1 (AKIV) bis auf 3,8 bei AKV+. Beim Zobel fanden sich übereinstimmend die niedrigsten Reproduktionsraten bei Weibchen, die das erste Mal Junge bekommen und die höchsten (4,12 Gelbkörper) bei Fähen ab dem 11. Lebensjahr (KARTASHOV 1989). Dort war über alle sieben Winter ein signifikanter Unterschied zwischen der AKII und den Älteren festzustellen. Im Winter mit dem insgesamt schlechtesten Reproduktionserfolg fiel der Unterschied zwischen der AKII und älteren am geringsten aus, weil die Absenkung bei jungen Fähen mit durchschnittlich weniger Gelbkörpern nur geringfügig war. Bei allen genannten Studien blieb die Ursache für den Anstieg der Reproduktionsraten mit dem Alter ungeklärt. Vielleicht resultieren aus der mit der hohen Raumtreue verbundenen guten Ortskenntnis älterer Fähen eine effizientere Erschließung der Nahrungsressourcen und damit eine bessere Kondition während der Fortpflanzungsphase.

LAMMERTSMA et al. (1994) wiesen in Nijmegen (Niederlande), einer Stadt die dauerhaft vom Steinmarder in hoher **Dichte** besiedelt war, eine signifikant geringere Wurfgröße (1,5; nur 1-2 Welpen) als in nicht ständig besiedelten Gebieten mit 2,2 (1-4 Welpen) nach und führen dies auf das spätere Erreichen des Populationsmaximums zurück. Sie weisen außerdem jedoch auf unterschiedliche Erfassungsmethoden hin, so dass die geringere Zahl aufgezogener Welpen in Nijmegen auch mit der Nestlingssterblichkeit zusammenhängen kann. Insgesamt in beiden Gebieten, besonders aber in Nijmegen, fanden sich geringe Wurfgrößen im Verhältnis zu anderen Arbeiten in Europa. Durch die fehlende Bejagung liegt das Populationsniveau vermutlich an der „carrying capacity“ und die niedrigeren Wurfgrößen sind als ein Teil der natürlichen Regulation zu werten. Begründet wird dies mit nur wenigen freiwerdenden Territorien im Herbst/Winter, was einen Einfluss auf die Blastozysten-Implantation haben könnte, die eventuell stressbedingt niedriger ausfällt, wenn mehr Streitigkeiten mit revierlosen Individuen ausgetragen werden müssen.

MADSEN & RASMUSSEN (1985) fanden beim Steinmarder in Dänemark mit Wurfgrößen von 2,7 niedrigere Reproduktionsraten als in der Studie von JENSEN & JENSEN (1970) 15 Jahre zuvor dokumentiert (Wurfgröße: 3,2). Anhand

gesteigerter Jagdstrecken postulierten die Autoren einen Populationsanstieg und sehen kleinere Würfe ebenfalls als Instrument der natürlichen Populationsregulation. Auch EBERSBACH & STUBBE (1994) konstatierten beim Steinmarder verringerte Reproduktionsraten mit zunehmender Dichte.

Über die Unabhängigkeit der Wurfgrößen von der Verfügbarkeit an Nahrung berichtete HELLDIN (1999). Der Autor bewies, dass der Reproduktionserfolg des Baummarders in Schweden nicht den zyklischen Populationsdichteschwankungen der Mäuse folgte. 1990/91 waren die durchschnittliche Gelbkörperanzahl am geringsten und intrauterine Verluste am höchsten, obwohl in dem Jahr die höchsten Mäusedichten herrschten. Berücksichtigt man, dass der Baummarder im selben Jahr in diesem Gebiet die höchste Dichte erreichte, offenbart auch die Studie von HELLDIN (1999) niedrige Reproduktionsraten als Instrument der Populationsdichteregulation. Mit abnehmender Bestandesdichte im Folgejahr stieg die Anzahl der Gelbkörper wieder an und die intrauterinen Verluste nahmen ab. Ein Jahr später zeigten sich die höheren Jungenzahlen in einem größeren Anteil der AKI in der Jagdstrecke. HELLDIN (1999) erklärt dies jedoch ausschließlich mit der leichteren Fangbarkeit von Jungtieren in Zeiten mit weniger Mäusen.

SIMON et al. (1999) untersuchten ebenfalls die Abhängigkeit des Fortpflanzungserfolgs von der Nahrungsverfügbarkeit am Fichtenmarder. Die Hauptnahrung bestand dort wie bei den Baummardern im UG1 (NITZE 1998) aus Kleinsäugern (vor allem *Clethrionomys*), Vögeln und Früchten. Fehlte in beiden Untersuchungen die Grundnahrung Säuger, wurden mehr Früchte und Vögel gefressen, wie für einen Nahrungsopportunisten typisch. Trotzdem wurden in Jahren mit einem Mangel an Mäusen - anhand des Verhältnisses adulter Fähen zu Juvenilen in der Jagdstrecke - weniger Junge pro Fichtenmarderfähe registriert. Ein Jahr später sank die gesamte Jagdstrecke (SIMON et al. 1999). Dies wurde als Indiz für den Einfluss der Nahrungsverknappung auf den Reproduktionserfolg des Fichtenmarders gewertet.

Sekundäres Geschlechterverhältnis

Einen sehr guten Überblick zu den Möglichkeiten der Verschiebung des Geschlechterverhältnisses (GV) bei Säugetieren geben CLUTTON-BROCK & IASON (1986) und KRACKOW (1995). So kann bereits das primäre oder aber durch pränatale Mortalitätsursachen das sekundäre Geschlechterverhältnis von ausgeglichenen Verhältnissen abweichen. Zur Verschiebung von Geschlechterverhältnissen als Anpassung an unterschiedliche oder sich verändernde Umweltbedingungen existieren verschiedenste, zum Teil kontrovers diskutierte Hypothesen (FISHER 1930, TRIVERS & WILLARD 1973, MEYERS 1978, ROBERTS 1978, WERREN & CHARNOV 1978).

Geschlechtsspezifische Unterschiede im **Aufwand für die Jungenaufzucht** gelten als eine Ursache postnataler Verschiebungen des GV (CLUTTON-BROCK et al. 1981, SILK 1983, GOMENDIO et al. 1990). CLUTTON-BROCK et al. (1985) wiesen beim Rotwild (*Cervus elaphus*) eine grundsätzlich unterschiedliche geschlechtsspezifische **Jungensterblichkeit** nach. Auch die **Dominanz der Mutter** innerhalb der Weibchenhierarchie kann eine Rolle spielen. Im Gegensatz zu Primaten bringen dominante Rotwildmütter mehr männliche Kälber zur Welt (CLUTTON-BROCK et al. 1984, 1986).

Die sich gegenseitig bedingenden Faktoren **Habitatqualität, Populationsdichte und Kondition der Mutter** spielen oft eine entscheidende Rolle, wenn sich Populationen an der „carrying capacity“ befinden. So gebaren fast alle von CLUTTON-BROCK & IASON (1986) gelisteten Arten bei geringer Habitatqualität mehr Männchen. Fleckenhüyen (*Crocota crocuta*), die in stabilen Gruppen an der „carrying capacity“ lebten, brachten mehr Männchen zur Welt. Weibchen konkurrieren in der Gruppe um Ressourcen und minimieren auf diese Weise den Konkurrenzdruck (HOLEKAMP & SMALE 1995). Nach der Teilung der Gruppe nahm die Anzahl neugeborener Weibchen zu. Je höher der Rang der Mutter, desto stärker war die Verschiebung zugunsten männlicher Nachkommen.

Beim Rotwild dagegen wurden unter hohen Dichten mehr Weibchen geboren (KRUUK et al. 1999). Beim Rehwild (*Capreolus capreolus*) traten bei hohen Populationsdichten teilweise mehr (ELLENBERG 1980, HEWISON & GAILLARD 1996) und manchmal weniger (WAUTERS et al. 1995) Bockkitze auf. ELLENBERG (1980) und HEWISON & GAILLARD (1996) bestätigten neben der Dichte auch den Einfluss einer geringen Nahrungsverfügbarkeit. Sie geht einher mit der Verschlechterung der Kondition der Mutter und führt zur Verschiebung des Geschlechterverhältnisses auf Seiten der Männchen. HEWISON & GAILLARD (1996) konstatierten bereits eine Verschiebung des primären Verhältnisses. WAUTERS et al. (1995) dokumentierten in ihrem Modell jedoch, dass Alter und Gewicht der Mutter entscheidender sind als Nahrungsverfügbarkeit und Dichte.

Auch bei Wölfen (MECH 1975), Seeelefanten (*Mirounga angustirostris*; LE BOEUF & BRIGGS 1977) und Känguruhatten (*Dipodomys spectabilis*; JONES 1988) wurden als Maßnahme der Populationsregulation bei höheren Dichten mehr Männchen geboren.

Auch das **Alter der Mütter oder Väter** scheint eine Rolle zu spielen. SÆTHER et al. (2004) fanden bei Elchen (*Alces alces*) in einer natürlichen unbejagten Insepopulation eine positive Korrelation zwischen dem Alter des Vaters und dem Männchenanteil der Neugeborenen. Einjährige Väter zeugten etwa zu 50 % und 4-5-jährige Väter zu 80 % männliche Kälber. In Populationen mit alten Bullen (Bsp. unbejagt) ist deshalb auch das sekundäre Geschlechterverhältnis stets zu den Männchen verschoben (dort 64 %). Ein Einfluss von Alter und Kondition der Mutter, Anzahl der Kälber oder Geburtsdatum war nicht offensichtlich. Nachdem in der Population durch

Abschuss der alten Bullen nur noch junge existierten, wurden mehr weibliche Kälber geboren. Aufgrund des bevorzugten Abschusses alter Bullen sind in ganz Norwegen – insbesondere in Regionen mit extrem starker Bejagung – die Jagdstrecken der Kälber zugunsten der Weibchen verschoben.

Wenn hohe Dichte und schlechte Kondition eine Verschiebung bewirken, dann sollte sich parallel auch eine Reduktion der Reproduktionsleistung einstellen, weil dann auch weniger reproduktionsfähige Elchkühe in der Population vorhanden sind (SÆTHER et al. 2004). Jedoch sind dort die höchsten Reproduktionsraten in ganz Norwegen zu finden und keine Abhängigkeit nachweisbar. Die Autoren vermuten, dass die oben beschriebene Verschiebung im GV durch Veränderungen im Paarungsverhalten der Elche beeinflusst wird. Durch alte Bullen in ausreichender Stückzahl erfolgt eine rechtzeitige Paarung kurz nach dem Eisprung, wodurch mehr Männchen geboren werden. Wenn jedoch wenige alte Bullen vorhanden sind, die von den Weibchen bevorzugt werden, dann suchen die Kühe länger und die Paarung findet eher später statt und deshalb werden mehr weibliche Kälber geboren.

Bei Afrikanischen Wildhunden (*Lycaon pictus*) brachten Erstgebärende mehr Rüden und ältere Weibchen mehr Fähen zur Welt (CREEL et al. 1998). Das Überwiegen der Männchen bei Erstgebärenden ist nach Einschätzung der Autoren auf einen – im Vergleich zu älteren Weibchen – doppelt so hohen Östrogenlevel zurückzuführen. Auch beim Menschen kann ein höherer Östrogenlevel die Geburt männlicher Nachkommen begünstigen, durch Beeinflussung der Implantation der Zygote im Uterus (JAMES 1989) oder des Vaginalmilieus verbunden mit der Spermaselektion zu Veränderungen des GV führen (OLSSON et al. 1996).

Der **Zeitpunkt der Begattung** in Abhängigkeit vom Östruszyklus wurde beim Weißwedelhirsch (*Odocoileus virginianus*) als entscheidende Steuergröße des Geschlechterverhältnisses bestätigt (VERME & OZOGA 1981). Bei Paarungen zu Beginn des Östrus waren mehr weibliche, bei Paarungen 50-100 Stunden nach dem Östrusbeginn mehr männliche Nachkommen vertreten. Dies steht den Vermutungen von SÆTHER et al. (2004) beim Elch zwar entgegen, deckt sich aber mit den gesicherten Erkenntnissen beim Menschen. Dort werden, als Folge unterschiedlicher Eigenschaften männlicher und weiblicher Spermien, bei Begattungen zwei Tage nach der Ovulation mehr Jungen und 1-2 Tage vor dem Eisprung mehr Mädchen gezeugt (GUERRERO 1975, HARLAP 1979). Für Berberaffen (*Macaca sylvanus*; PAUL & KUESTER 1987) und Hausrinder (*Bos tauris*; PEARL & PARSHLEY 1913) gilt ähnliches. Auch hier spielen die Hormonkonzentrationen (Gonadotropine und Steroide) während der Empfängnis eine besondere Rolle (JAMES 1986, 1987, 1989, 1990). Ihre Zusammensetzung und Wirkungsweise sind bisher allerdings nicht ausreichend geklärt (AUSTIN & SHORT 1979), so dass die Frage nach dem Einfluss intraspezifischen Stresses (durch hohe Populationsdichten) auf die Hormonkonzentrationen und damit das primäre Geschlechterverhältnis nicht zu beantworten ist.

HENDRICKS & MCCLINTOCK (1990) wiesen bei der Wanderratte (*Rattus norvegicus*) einen Einfluss des Zeitpunkts der Begattung während der Abenddämmerung nach, ohne genaue Kenntnis des Wirkungsgefüges.

Eine zweite wichtige Ursache der sekundären Geschlechterverschiebung ist eine **geschlechtsspezifische Embryonenmortalität** während der Tragzeit, bei der auch Steroide eine entscheidende Rolle zu spielen scheinen. Auch hier ist der genaue Wirkungsmechanismus bisher ungeklärt (KRACKOW 1995). So sind zum Beispiel gut genährte Nutriamütter (*Myocastor coypus*) in der Lage, alle weiblichen Würfe durch Abort abzustoßen (GOSLING 1986, MEYER 2001). ODDIE (1998) zeigt, dass Vogelweibchen bereits vor der Eiablage das Geschlecht ihrer Nachkommen kennen und so steuernd eingreifen können.

Wie in den meisten Systemen wirken auch bei der Geschlechterverschiebung mehrere Faktoren zusammen, was die Kausalanalyse erschwert. Beispielsweise gebären beim Rotwild dominante Mütter grundsätzlich mehr männliche Kälber, bei sehr hohen Dichten jedoch mehr weibliche (KRUUK et al. 1999). WAUTERS et al. (1995) wiesen in ihrem Model nach, dass Alter und Gewicht der Rehmutter, Nahrungsverfügbarkeit und Populationsdichte relevante Steuergrößen des GV sind. Die Faktoren unterscheiden sich aber in ihrer Wichtung. So ging von Alter und Gewicht des Muttertiers ein stärkerer Einfluss auf das GV aus, als von der Nahrungsverfügbarkeit und der Dichte.

Grundsätzliche Unterschiede sind außerdem zwischen unterschiedlichen Paarungs- und Sozialsystemen zu erwarten. Auch ist entscheidend ob Junge sexuell monomorph oder dimorph (Bsp. unterschiedliche Sterblichkeit von verschiedenen großen Jungen) sind.

In der Literatur finden sich nur sehr wenige Angaben zum sekundären (wie auch dem primären) Geschlechterverhältnis von **Martes-Arten**.

CLARK et al. (1987) ermittelten für den Fichtenmarder – basierend auf der Analyse von drei Studien (BRASSARD & BERNARD 1939, MARKLEY & BASSETT 1942, RITCHIE 1953) – ein sekundäres Geschlechterverhältnis von 1,1:1 (n = 342), was einem höheren Männchenanteil von 52,4 % entspricht. BEKETOV & KASHTANOV (2002) wiesen erstmals beim Zobel mit einem Anteil von 52,7 % (n = 1705 Würfe von 418 Fähen) einen signifikanten Männchenüberschuss in einem Farmbestand nach. Ein Einfluss des Alters der Eltern, der Wurfgröße oder anderer Faktoren war nicht offensicht-

lich. Die Autoren vermuten eine hormonelle oder immunologische Steuerung des Geschlechterverhältnisses zusätzlich zur Existenz evolutionärer Faktoren, die Männchen in Zobelwürfen begünstigen. BEKETOV & KASHTANOV (2004) zeigten außerdem, dass einige Rüden des Polarfuchses in einer Farm grundsätzlich mehr männliche Nachkommen zeugten und diese Eigenschaft auch vererbten.

Bei Fischermardern in Gefangenschaft fand sich ein GV von 1,38:1 (58 % Rüden; FROST & KROHN 2004).

SCHMIDT (1943) registrierte bei eigenen ($n = 118$) Baummarderzuchten 60,2 % Rüden und bei fremden ($n = 65$) Nachzuchten 53,8 % Männchen. Die eigenen Daten aus den Gehegezuchten in Deutschland ergaben mit 57,4 % ($n = 94$) ebenfalls einen Rüdenüberschuss, der etwa den oben genannten Dimensionen entspricht.

Alle bisher genannten Resultate beziehen sich ganz oder zumindest zu großen Teilen auf Studien an Tieren in Gehegen. Von Einzeldaten abgesehen, liegen bislang keine systematischen Studien aus dem Freiland vor. Bei 36 kontrollierten Baummarderwelpen aus 15 Würfen im UG1 ergaben sich ein signifikant zugunsten der Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis von 3:1 und damit ein Rüdenanteil von 75 %. Im UG1 erfolgten jährlich 7-8 Baummarderwürfe. Da sind 15 kontrollierte Würfe bereits eine umfangreiche Stichprobe, die für den Nachweis verschobener Geschlechterverhältnisse aber noch nicht ausreichend scheint. Im Verlauf der weiteren populationsökologischen Betrachtung zeigte sich nämlich, dass eine so starke Verschiebung im sekundären Geschlechterverhältnis unrealistisch erschien. Mittels eines zweiten Modellierungsschrittes wurden ein Geschlechterverhältnis von 1,7:1 und damit immer noch ein erhöhter Rüdenanteil von 62,7 % ermittelt (Kap. 4.4.7). Eigene Ergebnisse aus einer aktuellen Untersuchung (STIER et al. 2010) in den „Lewitzer Fischteichen“ (40 km östl. UG1) in den Jahren 2007-2009 belegen etwa 10 Jahre später, dass bei noch höheren Populationsdichten Baummarder auch im Offenland mit Feldgehölzen und Baumreihen reproduzieren. Dort wurden 2007 und 2008 alle Würfe kontrolliert. Es ergaben sich an 8 Welpen aus 3 Würfen mit nur einem weiblichen Nachkommen ein GV von 7:1 und ein Rüdenanteil von 87,5 %.

H. KLEEF (schriftl.) registrierte in einem kleinen holländischen Untersuchungsgebiet in fünf Baummarderwürfen ein relativ ausgeglichenes Geschlechterverhältnis von 0,88:1 ($n = 15$). Da verschobene primäre, sekundäre oder tertiäre Geschlechterverhältnisse ein Indiz für eine natürliche Populationsregulation sind (CLUTTON-BROCK & IASON 1986, KRACKOW 1995), sprechen ausgeglichene Geschlechterverhältnisse der Würfe wie auch eine hohe durchschnittliche Wurfgröße von 3,2 für das Fehlen reproduktiver Regulation in der Population.

Im UG1 befand sich die Population des Baummarders im Untersuchungszeitraum an der „carrying capacity“ und bedingt ein Geschlechterverhältnis etablierter Tiere von 1:1. Hier deckt in der Regel jeder Rüde auch nur eine Fähe und muss nicht zwischen mehreren pendeln. Dafür verbringt er mehr Zeit mit der Revierverteidigung gegen Eindringlinge während der Ranz, wobei sein Territorium vergleichsweise klein ist. Dadurch kann er immer zur rechten Zeit am richtigen Ort sein. Ob das aber für das primäre Geschlechterverhältnis (im Bezug auf den Begattungszeitpunkt) überhaupt entscheidend ist, bleibt Spekulation, weil eine kopulationsinduzierte Ovulation vermutet wird (MEAD 1994).

Entsprechend der geringen Unterschiede zwischen der Anzahl an Gelbkörpern, Blastozysten, Uterusnarben und Wurfgrößen ist die Rate pränataler Verluste wahrscheinlich gering. Dies legt die Vermutung nahe, dass bereits das primäre Geschlechterverhältnis als Anpassung an hohe Populationsdichten zugunsten der Rüden verschoben ist. Detaillierte Untersuchungen hierzu sind unbedingt nötig. Die Übereinstimmung der Dimension geborener Weibchen mit der Zahl freier Weibchenreviere im UG1 belegt die Annahme, dass Baummarderweibchen unter diesen Bedingungen möglichst wenig eigene Konkurrenz zur Welt bringen. Diese Anpassung zur Populationsregulation fand sich im UG1 trotz sehr guter Kondition (Körpermasse und -fett) der Weibchen, ähnlich wie bei den Elchen in Norwegen (SÆTHER et al. 2004), so dass bei den Baummardern im UG1 eventuell die Steuerung durch stressbedingte Hormonkonzentrationen erfolgt.

5.4.5 Welpenaufzucht

Über die Beteiligung der Baummarderrüden an der Welpenaufzucht spekuliert KROTT (1973). So berichtet der Autor über die Erlegung eines Rüden beim Ausnehmen eines Gehecks am 10. Juni im Freiland. Ob sich der Rüde tatsächlich an der Aufzucht der Welpen beteiligte oder sich nur in der Nähe der bereits wieder paarungsfähigen Fähe aufhielt, bleibt offen. Das telemetrisch dokumentierte Paarungsverhalten im UG1 unterstützt letztere Annahme. Auch die weitere Argumentation von KROTT (1973) zu Vaterfunktionen von Baummarderrüden (z.B. Aufsicht der Welpen, Zutragen von Futter) stützt sich nur auf Indizien ohne direkte Beobachtungen.

In der gesamten sonstigen Literatur, vor allem den Telemetriestudien (Tab. 22), gibt es keine Hinweise auf eine aktive Teilnahme des Rüden an der Jungenaufzucht. Alle Fakten sprechen für die alleinige Aufzucht der Welpen durch die Mutter. Allerdings tragen die Rüden - auch ohne direkte Beteiligung an der Jungenaufzucht - zur Steigerung der Überlebensrate der Welpen bei. Durch die Verteidigung ihres Territoriums sind Übergriffe und Nahrungskonkurrenz durch fremde Männchen ausgeschlossen (BALHARRY 1993, SCHRÖPFER et al. 1997). Es wer-

den nur Männchen ferngehalten, nicht jedoch andere Weibchen. Wie die mit dem Verlust des Reviers und des Wurfes verbundene Vertreibung von ZF6 durch ZF16 im „Bantiner Wald“ (UG1) belegt, wird das Territorium aber nur gegen eindringende Rüden verteidigt.

Jungenaufzucht Phase 1 - Wurfverstecke

BRAINERD et al. (1995) fanden 7 von 8 Wurfverstecken in Baumhöhlen, meist von Schwarzspechten. Als weiterer Wurfplatz diente ein Eichhörnchenkobel in einer Fichte. Als normaler Schlafplatz (unabhängig von der Jungenaufzucht) wurden Baumhöhlen im Frühjahr/Sommer in Skandinavien signifikant seltener aufgesucht, wobei Weibchen diese häufiger nutzten als Männchen. PULLIAINEN (1981) und SPENCER (1987) stellten außerhalb der Jungenaufzuchszeit keine Höhlennutzung fest. Im UG1 wurden Baumhöhlen ebenfalls nur sehr selten zum Übertagen ohne Welpen aufgesucht. In Übereinstimmung mit BRAINERD et al. (1995) warf die Fähe ZF3 in einem Jahr die Welpen in einem Eichhörnchenkobel. Aufgrund der Seltenheit dieses Ereignisses stellen Kobel wahrscheinlich Ersatzverstecke, wenn Baumhöhlen fehlen. In Schottland fanden sich neben 8 (73 %) von 11 Wurfverstecken in Baumhöhlen ebenfalls Ausweichverstecke unter Felsen ($n = 2$) und in Kaninchenbauen ($n = 1$) (BALHARRY 1993). EBERSBACH (1992) bestätigt dieses Spektrum der Wurfverstecke anhand der Ergebnisse einer großflächigen Fragebogenaktion in Ost-Deutschland. Dort waren die meist im Wald befindlichen Wurfplätze Baumhöhlen (31), Nistkästen (1), Kobel (2) und Greifvogelhorste (3). Es werden auch sechs Welpenverstecke in Reisighaufen und Holzpoltern genannt, die gut zu späteren Verstecken am Waldboden (s.u. Phase 2) passen, wie sie im UG1 durch Telemetriedaten belegt sind. Dies lässt die Vermutung zu, dass es sich bei den Fragebogenergebnissen ebenfalls um spätere Verstecke in der Phase 2 und nicht um Wurfplätze in der Phase 1 handelt. PELIKAN & VACKAR (1978) und SELÄS (1990) nennen ebenfalls Baumhöhlen als Wurfversteck. ZALEWSKI (1997b) weist auf die besondere Bedeutung von Baumhöhlen für Weibchen mit Jungen in Ostpolen hin. Fähen nutzten dort häufiger als Rüden Höhlen in Eichen und Linden mit griffiger Rinde als Schlafplätze. Der Wurfplatz einer telemetrierten Baummardefähe im Schweizer Jura befand sich in einer hohlen Fichte, dessen Eingang in 1 m Höhe und der Nestboden am Stammfuß lag (MARCHESI 1989).

Die meisten Verstecke in Mecklenburg-Vorpommern lagen wesentlich höher, und zwar im Bereich von 5-14 m. Auch KLEEF (1997) fand in den Niederlanden übereinstimmend Höhen von 3-12 m. STORCH (1988b) nennt in Schweden eine Wurfhöhle mit Eingängen in 5 und 7 m Höhe. All diese Angaben passen zur häufigen Nutzung von Schwarzspechthöhlen, deren Eingänge in Schweden im Mittel in einer Höhe von 7-8 m (Variationsbreite: 3,5-17 m) liegen (JOHNSON et al. 1993).

ACHTERBERG et al. (2000) nennen Grünspechthöhlen mit einem runden Loch (6,3-6,5 cm) und Schwarzspechthöhlen mit einem längsovalen Einflugloch (11-12 x 8-11 cm) als bevorzugte Baummardeerwurfplätze. DIJKSTRA (2000) beschreibt ebenfalls in den Niederlanden 16 Wurfverstecke, die sich meist in Höhlen von Schwarzspechten befanden. JOHNSON et al. (1993) zählen auch den Baummardeer zu den Arten, die als Nachnutzer vom Vorhandensein von Schwarzspechthöhlen abhängig sind. Diese Höhlen sind geräumig, trocken und sicher vor Feinden wie Füchsen (BRAINERD et al. 1995). Durch die langsame Entwicklung der Jungen sind Baummardeer auf gute Verstecke angewiesen.

Wie im UG1 haben auch die von KLEEF (1997) erfassten, niederländischen Wurfhöhlen fast alle zwei oder mehr Eingänge und einen Höhleninnendurchmesser von meist 18-24 cm. In drei von 329 in Schweden kontrollierten Schwarzspechthöhlen befanden sich Baummardeerwürfe, die ebenfalls alle in alten, geräumigeren Höhlen geboren wurden (JOHNSON et al. 1993). Außerdem wurde dort wie auch im UG1 (eigene unveröff. Daten) insgesamt nur eine geringe Nutzung aller Höhlen durch Nachnutzer registriert, was darauf hindeutet, dass es keine Konkurrenz um diese Höhlen gibt und dadurch der Baummardeer auch nicht andere Schwarzspechthöhlennachnutzer wie Waldkauz, Raufußkauz (*Aegolius funereus*), Hohltaube (*Columba oenas*), Dohle oder Schellente (*Bucephala clangula*) verdrängt.

Tab. 25: Baumartenverteilung der Wurfhöhlen – basierend auf Literaturdaten und eigenen Ergebnissen.

Untersuchung	Region	Buche	Eiche	Kiefer	Fichte	sonst
KLEEF 1997	Niederlande	71 %	24 %			5 %
ACHTERBERG et al. 2000 ($n = 13$)	Niederlande	85 %	15 %			
DIJKSTRA 2000 ($n = 16$)	Niederlande	94 %	6 %			
MARCHESI 1989 ($n = 1$)	Schweiz				$n = 1$	
EBERSBACH 1992 ($n = 94$)	Ost-Deutschland	27 %	30 %	12 %	14 %	17 %
STORCH 1988b ($n = 1$)	Schweden					Pappel
BRAINERD et al. 1995 ($n = 7$)	Skandinavien			14 %		86 %Aspe
diese Untersuchung ($n = 23$)	Nordost-Deutschl.	74 %		9 %	13 %	4 %

Die Baumartenverteilung der Wurfhöhlen (Tab. 25) spiegelt die Vorliebe der Baummarder für Schwarzspechthöhlen wider, die in Mitteleuropa bevorzugt in Rot-Buchen angelegt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Fehlen diese wie in großen trockenen Kieferngebieten oder den Fichtenwäldern der Mittelgebirge, so weicht der Schwarzspecht (*Drycopus martius*) auf Kiefern, gelegentlich auf Fichten oder Tannen aus. Die Nutzung von Eichen als Baummarderwurfhöhle geht seltener auf Spechthöhlen, sondern öfter auf ausgefallene Astlöcher zurück (Tab. 25). Bedingt durch das Fehlen von Buchen in großen Bereichen Skandinaviens weicht der Schwarzspecht dort oft auf Pappeln aus. NILSSON et al. (1991) fanden in Schweden 68 % der Schwarzspechthöhlen in Aspen und 28 % in Kiefern. JOHNNSSON et al. (1993) erfassten ebenfalls in Schweden 74 % in Aspen und 12 % in Kiefern. Proportional zu dieser Verteilung war die Baumartenverteilung der Baummarderwurfhöhlen in Skandinavien (BRAINERD et al. 1995).

Baummarder nutzen auch Nistkästen für Eulen als Wurfplätze (SWANN 1982, SONERUD 1985, Korpimäki 1987, SELÄS 1990). Von 60 speziell für Baummarder konstruierte Nistkästen in den Niederlanden wurde keiner regelmäßig genutzt, schon gar nicht als Wurfplatz (ACHERBERG et al. 2000, WIJSMAN 2004). Im Harz konnte über mehrere Jahre in zehn Baummarderkästen auch nur ein Wurf beobachtet werden (H. Hoppe mdl.). ZF10 und ZF11 im UG1 brachten je einmal ihre Jungen in Raufußkauznistkästen zur Welt. In beiden Fällen gab es im gesamten Aktionsraum, einem fast reinen Kiefernwald, nur 2 sehr enge Schwarzspechthöhlen. Die Nistkästen werden als Ersatz für Baumhöhlen demnach nur im Notfall angenommen. Zwei 1997 im höhlenlosen Aktionsraum von ZF3 aufgehängte Nistkästen wurden zwar als Schlafplatz, nicht aber als Wurfversteck angenommen. Die Jungen wurden in einem Kobel geboren. AHOLA & TERHIVUO (1982) beschreiben eine verstärkte Nistkastennutzung mit abnehmendem Vorkommen natürlicher Höhlen.

All diese Informationen zeigen, dass Baumhöhlen deutlich bevorzugt werden und nur in seltenen Ausnahmefällen andere höhlenartige Strukturen oder Eichhörnchenkobel als Wurfversteck genutzt werden.

Abweichend vom typischen Bild beschreiben BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000b) Steinmarderwürfe in Schwarzspechthöhlen und Baummarderwürfe auf Dachböden am Waldrand, was die Flexibilität beider Arten bei der Wurfplatzwahl bestätigt.

ACHERBERG et al. (2000) nennen die mehrfache Wiederkehr einiger Weibchen in ihre bereits zuvor genutzten Wurfgebiete (z.B. 1. Fall: neues Wurfversteck 10 m entfernt nach drei Jahren, 2. Fall: 80 m im Folgejahr und in einem dritten Fall 50 m im Folgejahr (1998). Im letzten Fall nutzte das letzte Weibchen jedoch im Jahr darauf (1999) eine 1200 m entfernte Höhle. WIJSMAN (2002) beschreibt ebenfalls in niederländischen Untersuchungsgebieten die wiederholte Nutzung ein und derselben Höhlen (7mal in zwei aufeinanderfolgenden und 3mal sogar in drei aufeinanderfolgenden Jahren, außerdem auch 5- und 6fache Nutzungen, jedoch mit 1-4jährigen Pausen).

Bei der Wiedernutzung von 1992-2001 nimmt der Autor an, dass es altersbedingt nicht das gleiche Weibchen war. SCHRÖPFER et al. (1997) telemetrierten allerdings ein Weibchen über neun Jahre, das auch im hohen Alter noch reproduzierte. Im „Bantiner Wald“ (UG1) wurde eine Folgenutzung der gleichen Höhle von Mutter und Tochter und im Wald „Wifo“ (UG1) ebenfalls von zwei nacheinander dort siedelnden Weibchen bestätigt. Da in beiden Wäldern jeweils etwa 25-30 Schwarzspechthöhlen verfügbar waren, scheint es Präferenzen für einige (optimale) Höhlen zu geben. Dies bestätigt auch die Nutzung des gleichen Raufußkauzkastens durch zwei Fähen in den „Kölziner Tannen“ (UG1).

SONERUD (1985, 1989) bestätigt dem Baummarder gute Gedächtnisleistungen bei der Prädation von Bruten in Raufußkauznistkästen. Spätestens nach 1-2 Jahren steuern Baummarder die Kästen zielsicher an. Durch Umhängen der Kästen wurde in Skandinavien eine Verringerung der Prädationsraten beim Raufußkauz erreicht. Bestätigt wird dies durch nur 38 % flügge junge Schwarzspechte in alten Höhlen und 71 % in neu angelegten (NILSSON et al. 1991).

Gleiche Gedächtnisleistungen sind auch hinsichtlich potenzieller Wurfhöhlen wahrscheinlich. KLEEF (2000) zeigte mittels Thermologgerüberwachung, dass Fähen die auserwählten Wurfhöhlen bereits Tage oder Wochen vor dem Wurftermin auswählen, kurz kontrollieren und dann erst einige Stunden vor der Geburt aufsuchen. Diese Ergebnisse stimmen genau mit den eigenen Daten aus Mecklenburg überein.

DIJKSTRA (2000) fand in den Niederlanden 98 Latrinen an Höhlenschlafplätzen, aber nur 17 an Wurfhöhlen, was auf eine regelmäßige Nutzung von Höhlen auch außerhalb der Jungenaufzuchtzeit hinweist. Im UG1 nutzten Baummarder nur ganz selten außerhalb der Jungenaufzucht Baumhöhlen (STIER 2000a), so dass größere Latrinen an Baumhöhlen dort immer auf Wurfplätze hinwiesen.

Die meisten Latrinen im niederländischen Kontrollgebiet lagen neben dem Schlafplatz, aber sieben auch im Nachbarbaum. ACHTERBERG et al. (2000) fanden Losung und Nahrungsreste ebenfalls nicht immer nur unter oder im Wurfbaum, sondern 4mal auch unter Nachbarbäumen und einmal ausschließlich im Nachbarbaum. Dies bestätigt genau wie eigene Beobachtungen, dass über die Suche von Latrinen nicht alle Wurfhöhlen gefunden

werden, wie Nachweise von tragenden oder säugenden Weibchen und Jungenbeobachtungen in Gebieten ohne Wurfplatzfund genauso wie Wurfhöhlen ganz ohne Latrine zeigen.

ACHTERBERG et al. (2000) leiteten bei einem mittleren Abstand von 1.920 m und zentraler Lage der Wurfhöhlen im Territorium Aktionsraumgrößen von 350 ha (150-780 ha) ab, was durchaus den Literaturangaben entspricht. Hieraus ergaben sich 25 Weibchenterritorien im 7.000 ha großen Untersuchungsgebiet, aber deutlich weniger Würfe wurden trotz flächiger Suche gefunden, was jedoch zeigt, dass methodisch bedingt bei solchen Untersuchungen nur ein gewisser Teil der Baummarderwürfe jährlich gefunden wird.

Nach STUBBE (1993, basierend auf SCHMIDT 1943) polstern Baummarder ihre Wurfneester aus. Auch Zobel tragen Gras und Moos ins Nest ein (PAWLININ 1966). Weitere in der Literatur dokumentierte Hinweise auf ein aktives Auspolstern der Wurfhöhle existieren nicht. Auch die eigenen Daten sprechen dagegen. Die Jungen lagen auf dem Holzmulm der Höhle sowie Nahrungsresten (Haare und Federn der eingetragenen Beutetiere), alten Nestern von vorherigen Nutzern der Höhle (Eichhörnchen, Singvögel) oder Gewöllen (Waldkauz) von den Vornutzern der Höhle.

Für die anderen Vertreter der Gattung *Martes* ergibt sich ein ähnliches Bild der Wurfverstecknutzung. Fichtenmarder bringen ihre Jungen meist in Baumhöhlen und selten in Felshöhlen zur Welt (CLARK et al. 1987). In einem Gebiet der Rocky Mountains (2.600-3.300 m über NN) lagen die späteren Welpenverstecke zu 28 % in Felsspalten, 25 % in Baumstümpfen, 19 % in Kobeln und 16 % in Bäumen (RUGGIERO et al. 1998). Die eigentlichen Wurfverstecke waren vor allem in Kobeln. BULL & HEATER (2000) fanden Wurf- und Aufzuchtverstecke von Fichtenmardern in Baumhöhlen (40 %), hohlen Stämmen (37 %), unter der Erde (17 %) und in Reisighaufen (6 %). 11 Wurfverstecke von Fischermardern waren in Baumhöhlen, in denen die Familien 2-12 Wochen wohnten (ARTHUR & KROHN 1991). Die Wurfbaue wurden zwischen 05.03-01.04. besetzt und zwischen 15.05. und 02.06. verlassen.

Jungenaufzucht Phase 2 - Bodenverstecke

Fast alle der eigenen telemetrierten Baummarderrähen zogen, als ihre Welpen 60-70 Tagen alt waren, in Verstecke am Waldboden um. Auch STORCH (1988a&b) und BALHARRY (1993) beobachteten spätere Welpenverstecke am Erdboden, die sich teilweise zwischen Felsen befanden. ANONYMUS (1981) nennt ein am 30. Juli in einem Erdbau gefundenes Baummardergeheck. BRAINERD et al. (1995) beschreibt die Nutzung einer größeren Auswahl temporärer ober- und unterirdischer Verstecke, wenn die Welpen zunehmend mobiler werden. Diese waren auf Bäumen (Kobel, Nester), genauso wie unter Felsen, Reisig oder Gestrüpp.

Auch für Fichtenmarder (CLARK et al. 1987, WYNNE & SHERBURNE 1984, RUGGIERO et al. 1998, BULL & HEATER 2000) und Fischermarder (ARTHUR & KROHN 1991) ist ein Versteckwechsel auf den Waldboden mit zunehmender Aktivität der Jungtiere beschrieben.

Ein Umzug in Bodenverstecke minimiert zum einen das Risiko, dass noch ungeschickte Junge durch die glatte Rinde der Buchen aus Schwarzspechthöhlen abstürzen (VAN DER LEER 1996). Zum anderen besteht jedoch ein höheres Prädationsrisiko (vgl. Welpenmortalität).

In den Niederlanden zog 1999 ein Weibchen mit Jungen Anfang Juni in eine Eiche mit griffiger Rinde um, in der sie bis mindestens Anfang Juli blieben (DIJKSTRA 2000). Auch KLEES (1994) beobachtete eine Fähe mit 4 bereits aktiv kletternden Welpen in einer Eiche mit grober Rinde. Die Fähe RF1 im UG2 bewohnte ebenfalls mit ihren Jungen mehrere Eichen ohne Verstecke am Waldboden aufzusuchen. In den Niederlanden wechselte ein Weibchen in der entscheidenden Phase in eine tote Buche mit griffigerer Rinde, die außerdem von Douglasien umstanden war (MÜSKENS 1997b), so dass die Jungen in der Lage waren, allein zu klettern.

Ein Umzug in ein Versteck am Boden scheint nur zu erfolgen, wenn in der Phase erhöhter Mobilität der noch ungeschickten Jungen mit zu geringen Kletterfähigkeiten kein Versteck mit guten Klettereigenschaften (grobe Rinde, niedrige Eingangslöcher oder benachbarte, stark beastete Bäume als Kletterhilfen) bewohnbar ist.

Versteckwechsel

In den ersten 60-70 Tagen nach der Geburt (Phase 1: Baumhöhlen als Welpenversteck) verweilten die Weibchen in ein bis drei verschiedenen Verstecken. ZALEWSKI (1997a) fand eine hohe Wiedernutzungsrate jungeführender Weibchen im Vergleich zu den Tagesschlafplätzen von Weibchen ohne Nachwuchs und Männchen. BRAINERD et al. (1995) charakterisieren die Jungenaufzuchszeit (15.04.-08.08.) ebenfalls als Phase mit hoher Konstanz der Verstecknutzung.

Auch beim Fischermarder nutzten in der ersten Phase zwei Weibchen jeweils nur ein Versteck, drei nutzten zwei unterschiedliche Verstecke und ein Weibchen wechselte sogar zwischen drei Welpenverstecken (ARTHUR & KROHN 1991). Dies belegt die große Übereinstimmung zwischen dem Baummarder und einem weiteren Vertreter der Gattung *Martes*.

ACHTERBERG et al. (2000) registrierten den letzten Wurfversteckaufenthalt in einem Niederländischen Kontrollgebiet zwischen 21.05.-13.06. (im Mittel 03.06., n = 13). Bei einer angenommenen Hauptwurfzeit vom 05.-10.04.

(KLEEF 2000) liegt der Wechsel in dem gleichen Zeitraum (54-59 Tage) wie in Mecklenburg. In zwei weiteren Wurfhöhlen in den Niederlanden erfolgte der erste Wechsel am 52. bzw. 56. Tag (KLEEF 2000). Nach BRAINERD et al. (1995) in Norwegen wurden die primären Wurfverstecke 53-98 Tage ($\bar{x}=66,4$, $s=15,3$, $n=7$) nach der Geburt genutzt, mit einem Wechsel zwischen mehreren solcher Verstecke in einigen Fällen. Mit fortschreitender Jungenaufzucht wurden die Familien zunehmend mobiler und nutzten eine größere Auswahl temporärer Verstecke. In Schweden ist eine Baummarderfamilie ebenfalls mit 8-10 Wochen (Mitte Juli) aus der Baumhöhle an den Erdboden zwischen Felsen umgezogen (STORCH 1988a&b). Dann erfolgten Versteckwechsel im Abstand von 2-4 Tagen und ab Ende August wieder im für Baummarderweibchen üblichen, fast täglichen Rhythmus (STIER 2000a).

SWART (1994) beschreibt den Umzug der Baummarderfamilie, deren Geschichte KLEEF (1994) schildert: Anfang Juni, als die Jungen etwa zehn Wochen alt waren, ging abends gegen 20 Uhr das Weibchen über die Krone des Versteckbaumes los und trug dabei zeitweise ein Junges im Nacken. Die anderen folgten ihr. Das Weibchen bewegte sich weiter in den Kronen fort und die Jungen folgten ihr am Boden.

Nach MARCHESI (1989) bewegen sich Baummarder üblicherweise mit einer Geschwindigkeit von 0,5 km/h nahrungssuchend durch ihren Aktionsraum. In seltenen Fällen erreichten Weibchen 1,2 bzw. 1,5 (max. 2,5) km/h. ZALEWSKI et al. (2004) fanden bei Baummarderfähen im Jahresdurchschnitt 0,59 km/h. Damit sind die in Mecklenburg ermittelten Geschwindigkeiten von 1,4 und 2,3 km/h, mit denen die Weibchen bei einem Versteckwechsel ihre Jungen transportierten, trotz der getragenen Last sehr hoch.

Da Jungtiere – nicht nur von jungen Müttern - zum Teil erst nach mehr als einem Tag ins neue Versteck geholt wurden, ist ein Sterben einzelner Welpen nicht auszuschließen.

An- und Abwesenheit der Fähe

Die eigenen Beobachtungen wie auch die Angaben von STORCH (1988) und DIJKSTRA (2000) bestätigen, dass die Mütter die Wurfhöhlen über die Kronen der Nachbarbäume verlassen und erreichen, und deshalb Kronenkontakt zu benachbarten Bäumen wichtig ist.

Bisher liegen nur sehr wenige Informationen zur An- und Abwesenheit der Mutter bei den Jungen vor. Neben der eigenen Untersuchung wurden in den Niederlanden ein Baummarderweibchen auch mittels Videotechnik (MÜSKENS 1997b, BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000b) und zwei weitere mit Hilfe von Thermo-Loggern (KLEEF 2000) überwacht. Die grundsätzlichen Ergebnisse aus allen drei Studien ähneln sich sehr. Die Dauer der Abwesenheit pro Nacht nimmt mit dem Alter der Welpen zu und konzentriert sich in den ersten Wochen auf die Abenddämmerung und die erste Nachthälfte. Die zweite, meist kältere Hälfte der Nacht verbringt die Fähe dann häufig wieder bei ihren Jungen. In allen drei Untersuchungen begann die Mutter ab der 6. Woche Futter zuzutragen und erschien deshalb während der Abwesenheitsphase immer wieder für wenige Minuten in der Höhle. KLEEF (2000) fand ab dem 45. Lebenstag der Jungen keinen Zusammenhang mehr zwischen der Tageszeit und der Verteilung von Aktivität und Ruhe des Muttertieres. Die eigenen Daten und die von MÜSKENS (1997b) zeigen dies erst ab der 8.-9. Woche deutlich, nämlich ab der Zeit, in der größere Mengen Nahrung herbeigeschafft werden müssen. ZF16 in Mecklenburg nutzte jedoch bis zum Ende der Überwachung (9. Woche) vornehmlich die Nacht- und die späten Nachmittagsstunden zur Nahrungssuche. Bei der von MÜSKENS (1997b) überwachten Fähe verteilten sich die Aktivitätsphasen über den gesamten Tagesverlauf. BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000b machen deshalb die Nichtbesiedlung urbaner Räume an der Tagaktivität jungeführender Weibchen fest, da sie in Siedlungen wegen dem dort dann erhöhten Mortalitätsrisiko nicht tagaktiv sein können.

Eigene, unveröffentlichte Telemetriedaten von jungeführenden Steinmarderweibchen mitten im „Tharandter Wald“ (UG3) zeigen auch dort einen hohen Anteil Tagaktivität der sonst streng nachtaktiven Tierart. ZF16 ging in der 8.-9. Lebenswoche der Welpen auch konzentriert zwischen 16.00 und 4.00 Uhr auf Beutezug, obwohl ihre Wurfhöhle sehr abgelegen in einem Waldteil ohne jegliche menschliche Aktivitäten war. Es bleibt auch hier weiterer Forschungsbedarf, um zu klären, ob die bisher ermittelten Daten arttypisch sind oder individuelle Eigenarten widerspiegeln.

KLEEF (2000) fand keine Erklärung für die längere Abwesenheit seiner Fähe B im Vergleich zu Fähe A. Habitatstrukturen, Höhlen und Wurfgrößen stimmten bei beiden Tieren überein. Allerdings unterschied sich die Größe der Waldhabitate (Fähe A: 2100 ha, Fähe B: 300 ha) - in beiden Fällen suboptimale Kiefernwälder - erheblich und damit eventuell auch die Nahrungsverfügbarkeit verbunden mit einer längeren Futtersuche der Fähe B. Außerdem kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Fähen im Alter und damit auch in ihren Erfahrungen unterschieden mit entsprechenden Konsequenzen für die Effizienz des Beuteerwerbs.

Im UG1 war das Weibchen mittleren Alters (ZF16) trotz eines kleineren Wurfs (2 Welpen) länger auf Nahrungssuche als die von KLEEF (2000) und BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000b) untersuchten Mütter mit je drei bzw. vier Jungen. Ein geringes Nahrungsangebot scheidet im UG1 als Ursache aus, da die sehr hohen Baummarderdichten die gute Habitatqualität dokumentieren. Bedingt durch die hohe Populationsdichte beschränken sich die Aktionsräume der Tiere im UG1 aber auf kleinerer Fläche, was den Aufwand für die Nahrungssuche sicherlich erhöht. Bei Fischermarderweibchen stieg der Anteil der Tag- und Dämmerungsaktivität mit Beginn des Zutragens von Futter (PARAGI et al. 1994). Insgesamt wirkten sich aber individuelle Charakteristika stärker auf das Aktivitäts-

muster aus als Tageszeit und Jungenentwicklung. Mit der Anzahl der Welpen nahm in der Regel die Dauer der Aktivitätsphase der Muttertiere zu. Dies belegte sowohl ein Vergleich unterschiedlicher Fähen als auch die Beobachtung ein und derselben Fähe über mehrere Jahre. Trotzdem war ein 7jähriges Weibchen mit zwei Jungen weniger aktiv (33 %) als ein 3jähriges mit ebenfalls zwei (48 %) bzw. ein 4jähriges mit nur einem Jungen (46 %). Vermutlich spielt hier ebenfalls das Alter der Mutter und damit Erfahrung sowie Ortskenntnis im Aktionsraum eine wichtige Rolle.

Welpenentwicklung

Die eigenen Daten und die Ergebnisse von MÜSKENS (1997b) aus den Niederlanden sprechen für einen zeitlich weitgehend fixierten Ablauf der Entwicklung von Baummarderjungen. In beiden Fällen begannen die Jungen ab der 7. Woche zu klettern, zum Teil auch außerhalb der Höhle. Dabei fiel ein Junges vom niederländischen Wurf aus dem Nest und wurde von der Mutter zurückgebracht. Dann erfolgte der Umzug in eine tote Buche (griffigere Rinde), die von jungen Douglasien umstanden war. In der neuen Höhle war mehr Platz für die vier Jungen, die über die Douglasien allein in die Höhle zurückklettern konnten. Diese Beobachtung lässt vermuten, dass die Fähe die Versteckwahl dem Entwicklungsstand der Jungen anpasst, aber andererseits damit auch die Entwicklung unterstützend beeinflusst. Ab der 8. Woche war eine deutliche Zunahme der Aktivität der Jungen bei beiden Würfen zu verzeichnen. Ende der 11. Woche verließen die Jungtiere in den Niederlanden ihr letztes Wurfversteck. Sie hatten zu dieser Zeit schon gute Kletterfertigkeiten erworben (MÜSKENS 1997b). SEIDL (1993) beschreibt für Gehegetiere einen ähnlichen Verlauf der Welpenentwicklung des Baummarders.

Fichtenmarder krabbelten bereits mit 46 Tagen (6. Woche) aus der Höhle (BRASSARD & BERNARD 1939). Zobel verließen erstmals am 45. Tag ihren Wurfplatz, waren jedoch noch sehr unbeholfen (PAWLININ 1966).

Die erste feste Nahrung wird von Fichtenmardern (BRASSARD & BERNARD 1939), Zobel (PAWLININ 1966) sowie Baum- und Steinmardern (SCHMIDT 1943, LUDWIG 1992, MÜSKENS 1997b) einheitlich mit etwa sechs Wochen aufgenommen. In Mecklenburg begann das Zutragen von Futter durch die Baummarderfähe in der 5. Lebenswoche. LUDWIG (1992) gibt für Gehegetiere die 7. Woche an.

Angriffe oder das „Hassen“ von Vögeln auf Baummarderfähen an den Höhlen wiesen auch VAN DER LEER (1995), BROEKHUIZEN & MÜSKENS (1998) und WIJSMAN (2002) in Form von Waldkauzangriffen nach.

STUBBE (1991) beschreibt an einigen Beispielen den so genannten „Burgfrieden“ (d.h. in der direkten Umgebung des Welpenverstecks geht das Muttertier nicht auf Jagd nach Beute). SCHMIDT (1943) geht sogar davon aus, dass dieses Verhalten beim Baummarder die Regel ist und die Fähen nur in seltenen Fällen (schwierige Lebensbedingungen) davon abweichen. Im UG1 war dieses Phänomen vereinzelt im Umkreis von länger genutzten Wurfhöhlen zu beobachten (ZF3, ZF17, ZF30 und eig. unveröff. Daten außerhalb des Untersuchungszeitraumes). So zogen in einer dreiteiligen abgestorbenen Buche gleichzeitig ein Baummarder, ein Eichhörnchen und ein Waldkauzpaar Junge groß, ohne dass es zu Übergriffen kam. Die meisten Fähen nutzten jedoch Vogelbruten (Hohltaube, Dohle, Schwarzspecht) in der Umgebung der Wurfhöhle als lukrative Nahrungsquelle. Zudem schließt das für Baummarder nachgewiesene Raumnutzungsmuster den Burgfrieden als dauerhaftes, arttypisches Verhalten aus. Da Baummarder im Jahresverlauf um die 100 unterschiedliche, über den Aktionsraum verteilte Tagesverstecke nutzen (STIER 2000a) wäre die Nahrungsaufnahme in weiten Teilen des Aktionsraums ausgeschlossen.

Familienauflösung

STUBBE (1965) gibt als Zeitraum für die Familienauflösung das Ende des Jahres an. Selbständig werden Baummarder - so der Autor - im 2. Lebensjahr. Nach STUBBE (1989) erfolgt der Zerfall der Familie bereits im Spätsommer/Herbst. STORCH (1988a, b) gibt für Schweden Ende August an. Auch im UG1 traten die letzten Kontakte zur Mutter und die ersten Dismigrationsexkursionen der Welpen ebenfalls Ende August auf. Ende August/Anfang September 1998 kam es im großen Baummardergehege des Otterzentrums zu Beißereien zwischen der Mutter und ihren vier männlichen Nachkommen, die zu Verletzungen führten (KRÜGER mdl.). Diese Gefangenschaftsbeobachtung bestätigt die wenigen Freilanddaten.

Bedingt durch etwa vier Wochen frühere Wurftermine des Steinmarders erfolgt vermutlich auch die Familienauflösung etwas früher als beim Baummarder. SKIRNISSON (1986) beschreibt die Jungenaufzucht einer Steinmarderfähe mit ihren drei Welpen, die bereits Mitte März geboren wurden und deren Familie sich dementsprechend früher (Mitte August) auflöste. Die Jungtiere wanderten sofort danach ab. BROEKHUIZEN et al. (1989) telemetrierten ein junges Steinmarderweibchen mit ihrer Mutter und fanden ab Mitte September (26. Woche) keine bzw. fast keine gemeinsamen Tagesverstecknutzungen mehr. Auch im Saarland wurde eine Steinmarderfähe bis Ende Juli mit ihrem Sohn gemeinsam telemetriert. Ab August löste sich der Kontakt (SCHINZEL 1998).

Beim Zobel bleiben die Jungen bis Mitte Juli oder etwas länger bei der Mutter (PAWLININ 1966). ARTHUR & KROHN (1991) vermuten beim Fischermarder das Erreichen der Selbständigkeit und die Familienauflösung Ende August/Anfang September (KROHN et al. 1994). So stellten die Autoren mit Hilfe der Telemetrie ab Anfang September keinen Kontakt zwischen Mutter und Jungtieren mehr fest, obwohl sich letztere noch im Elternaktionsraum aufhielten.

Welpensterblichkeit

Über die Hälfte der Welpen aller genauer kontrollierten Würfe im UG1 starben durch unterschiedlichste Ursachen bereits vor dem Erreichen der Selbständigkeit. Die wichtigste nachgewiesene Ursache war das Verhungern nach dem Tod oder dem Revierverlust der Mutter. Dabei spielt die Verkehrsmortalität der Muttertiere eine große Rolle. So fielen in den Niederlanden 54 % aller adulten, verkehrstoten Weibchen von April bis Juli, d.h. während der Zeit der Jungenaufzucht an (MÜSKENS & BROEKHUIZEN 2000). VAN DER LEER (1996) berichtet über zwei aus 12 bzw. 13,5 m Höhe abgestürzte Baummarderwelpen von wahrscheinlich der gleichen Fähe in aufeinanderfolgenden Jahren. Einer von ihnen war tot. Der andere überlebte mit gebrochener Vorderpfote und hätte ohne menschliche Versorgung kaum überlebt. Beide Wurfhöhlen waren in Buchen. Obwohl die Jungen Ende Mai noch nicht viel kletterten, begründet VAN DER LEER (1996) das Herausfallen trotzdem mit der glatten Rinde bei dieser Baumart. Die großen Höhen sind zwar gefährlich, aber wiederum wichtig für die Prädatorenvermeidung. Einige Baummarderweibchen umgehen dieses Risiko, indem sie in Eichenhöhlen mit griffiger Rinde oder in sehr niedrig gelegene Höhlen umziehen. Ein gutes Beispiel dafür ist ein Weibchen mit vier Jungen in einer Eiche mit vielen Öffnungen, von denen die unterste nur 2,5 m hoch war (KLEES 1993). Bei dem o.g. abgestürzten und gestorbenen Jungen war der Rest vom Wurf nicht mehr in der Wurfhöhle. Vielleicht wurde es beim Umzug ebenfalls vergessen, wie ein Junges im UG1 (vgl. weiter oben).

Wenn die Familien wie im UG1 in Verstecke am Erdboden umziehen, minimieren sie zwar das Risiko des Absturzes der Welpen, aber gleichzeitig erhöht sich das Prädationsrisiko. So wurde eins der drei von BRAINERD (1997) besenderten Baummarderjungen nach dem Wechsel zum Erdboden vom Fuchs gefressen. Trotz viel höherer Fuchsdichten als in Norwegen wurde im UG1 nur ein Übergriff von einer Fuchsfähe beobachtet. Dies schließt eine höhere Prädationsrate durch den Fuchs aber nicht aus, zumal bei einigen Welpenverlusten die Ursachen nicht zu identifizieren waren. ACHTERBERG (2005) fand Anfang Juli (07.07) ein fast ausgewachsenes junges Männchen, das von einem Hund getötet wurde, 500 m von der Wurfhöhle entfernt. Diese Mortalitätsursache junger Marder sollte besonders für Mitteleuropa in intensiv frequentierten Wäldern (Erholungssuchende und Jäger mit freilaufenden Hunden) nicht unterschätzt werden.

5.4.6 Dismigration und Reviersuche

Umfangreiche, detailliertere Untersuchungen zur Dismigration von Baummardern fehlen bisher. Auch alle hier zusammengetragenen Informationen beruhen lediglich auf Einzeltieren oder wurden von Totfunden abgeleitet. Nach HELLDIN & LINDSTRÖM (1995) und HELLDIN (1998) erfolgt in Skandinavien die Abwanderung im ersten Sommer oder nach dem ersten Winter. Die Autoren fingen zwischen November und März einen transienten Baummarder im Januar, drei weitere im März. Die im Verhältnis zur Gesamtzahl gefangener Baummarder niedrige Stichprobe und die eigenen Erfahrungen im UG1 zeigen, dass sich nicht etablierte Tiere nur sehr schwer fangen lassen. Fallenfänge erlauben deshalb auch nur bedingt Rückschlüsse auf den Zeitraum der Dismigration. BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000c) belegten an Totfunden weit außerhalb von niederländischen Baummardervorkommen zwei Hauptabwanderungsphasen von August bis Oktober (13♂♂,1♀) und März bis Mai (8♂♂,4♀♀). Diese Zeiträume stimmen genau mit den Hauptmortalitätszeiten der eigenen Totfunde der AKI überein, decken sich mit der Angabe von HELLDIN & LINDSTRÖM (1995) und passen zu den telemetrierten Exkursionen dismigrierender Tiere im UG1. Von November bis Februar fanden BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000c) keine Totfunde außerhalb der Hauptverbreitungsgebiete und schlossen deshalb auf eine Abwanderungspause in dieser Zeit. Dies wird durch die geringere Anzahl von Exkursionen telemetrierte, revierloser Tiere im UG1 und wenige Totfunde in dieser Zeit bestätigt. Außerdem vermuten sie, dass die Dismigration nicht vor August beginnt, was ebenfalls durch die eigenen Daten zur Familienauflösung und den Beginn der Dismigrationsexkursionen bestätigt wird. Das Fehlen dismigrierender Tiere unter den Verkehrsopfern in den Niederlanden im Juni und Juli lässt sich eventuell mit den in Mecklenburg durch Telemetrie und Totfundanalyse gewonnenen Erkenntnissen erklären. In Mecklenburg fiel ein Großteil der reviersuchenden Jungen vermutlich bereits vor Ablauf der ersten Jahreshälfte (bis Ende Mai) dem Straßenverkehr zum Opfer oder kam in diesem Zeitraum anderweitig zu Tode. Bedingt durch die erhöhte Verkehrsmortalität älterer Tiere im Frühjahr vor Beginn der Ranz stehen den überlebenden, reviersuchenden Individuen vermehrt freie Reviere zur Verfügung. Außerdem vollzogen sich die meisten Revierteilungen im Frühjahr, so dass sich für einige Jungtiere keine Notwendigkeit zur Abwanderung ergab. Durch diese Faktoren befinden sich vermutlich ab Juni fast keine reviersuchenden Individuen mehr in der Population und erklären damit das Fehlen von Verkehrsopfern in der Offenlandschaft.

BALHARRY (1993) telemetrierte in Schottland zweimal transiente Tiere, darunter ein mehr als 1 Jahr altes Weibchen, dessen Anwesenheit seit drei Wochen in einem fast waldfreien Gebiet bekannt war und das vier Tage nach der Besenderung verschwand. Die Dismigration von über einjährigen Fähen auf der Suche nach freien Revieren spricht für eine Population an der „carrying capacity“, was bei fehlender Bejagung durchaus denkbar ist.

M. HERRMANN folgte im Saarland zwei besiederten jungen Baumardermännchen über 25 km Luftlinie, bevor der Kontakt abbrach (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000c). BRAINERD (1997) nennt für Aktionsräume wandernder Baumarder 15–322 km² (2–9 Monate lang besiedelt) und HELLDIN & LINDSTRÖM (1995) mehr als 40 km², wobei alle Tiere unter einem Jahr alt waren. Diese räumlichen Dimensionen stimmen mit PULLIAINEN (1984) in Finnland, BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000c) in den Niederlanden und den in der vorliegenden Studie ermittelten Daten überein. Auch die im UG1 festgestellten Distanzen von Exkursionen revierloser Baumarder glichen den in den Niederlanden an Totfunden ermittelten, häufigsten Entfernungen (bis 15 km) zu dortigen Baumardervorkommen (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000c). Weibchen wanderten weniger weit als Männchen. Da waldfreie Bereiche mit einer Distanz über 15 km anscheinend nur selten von Weibchen überwunden werden, gelten sie als „schlechter Kolonisatoren“, die wahrscheinlich generell wenig zur Besiedlung neuer Lebensräume beitragen (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000c). Der genetische Austausch erfolgt somit über die Männchen, die auch im Offenland große Wanderstrecken zurücklegen.

Von den 30 Verkehrsofopfern, die weiter als 6 km von niederländischen Baumardervorkommen gefundenen wurden, waren 81 % Männchen (BROEKHUIZEN & MÜSKENS 2000c). Auch in Nordost-Deutschland stellten Rüden außerhalb von Wäldern (Agrarflächen, Gehölzstreifen) ebenfalls 80 % der Totfunde. BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2000c) nennen sieben mögliche Gründe für die Dominanz der Männchen, kommen aber zu keinem endgültigen Schluss. Die im UG1 gesammelten Informationen legen die Vermutung nahe, dass das zugunsten der Rüden verschobene sekundäre Geschlechterverhältnis der Würfe und eine generell doppelt so hohe Mortalitätsrate der Fähen verbunden mit einem geringeren Höchstalter zu den Ursachen zählen. Beide Faktoren führen zu einem höheren Anteil freier Fähenreviere im Verhältnis zu weniger geborenen, weiblichen Welpen und verringern bei jungen Fähen die Notwendigkeit einer langfristigen Reviersuche. Beurteilt nach den Ergebnissen zur Populationsdynamik (Kap. 4.4.8) fanden im UG1 wahrscheinlich alle jungen Weibchen schnell und ortsnahe ein freies Revier, während etwa ½ der jungen Männchen vergebens nach einem Freiraum suchten, dabei weite Strecken zurücklegen mussten, verbunden mit einem erhöhten Risiko der Verkehrsmortalität.

METSelaar (1998) und WIJSMAN & WIJSMAN-BLOK (1998) bestätigen die Abwanderung einzelner Individuen über weite Distanzen und schließen die dauerhafte Besiedlung der neuen, von bestehenden Populationen losgelösten Lebensräume durch Einzeltiere nicht aus. Neuere Erhebungen von BROEKHUIZEN & MÜSKENS (2005) belegen eine weit von bekannten Baumardervorkommen entfernte Ansiedlung mit erfolgreicher Reproduktion in Flevoland (NL, 2000–2004), so dass offenbar das Ausbreitungsvermögen dieser Art doch größer ist, als bisher angenommen.

Für den Zobel wird die Abwanderung im September beschrieben (PAWLININ 1966). Nach CLARK et al. (1987) erfolgt die Dismigration beim Fichtenmarder im Spätsommer oder Frühherbst, nach ARCHIBALD & JESSUP (1984) – in Übereinstimmung mit dem Baumarder – entweder im Spätsommer/Herbst oder im zeitigen Frühjahr.

SKIRNISSON (1986) fand in Norddeutschland Mitte August dismigrierende Steinmarder. SCHINZEL (1998) beobachtete im August mehrere Exkursionen eines Steinmarderwelpen ausgehend vom Elternaktionsraum. Im Januar hielt sich das Tier – wie Fangdaten belegen – immer noch im elterlichen Revier auf. HERRMANN (1987) registrierte eine Steinmarder-Dismigration im Januar. In den Niederlanden begann ein Steinmarderweibchen Anfang November abzuwandern und hatte bis April noch kein eigenes Revier (BROEKHUIZEN et al. 1989). In dieser Zeit wechselte es aufgrund aggressiver Auseinandersetzungen mit anderen Steinmardern immer wieder zwischen verschiedenen Gebieten.

Ein weiteres junges Steinmarderweibchen hielt sich bis Ende November im Elternaktionsraum auf, nutzte danach nur noch dessen Randbereich und unternahm von da aus Exkursionen in die Umgebung (KRÜGER 1991). Erst im Juni des darauffolgenden Jahres etablierte sich die Fähe in einem eigenen Territorium.

Fischermarder wanderten vor allem in der zweiten Winterhälfte ab und entfernten sich dabei im Mittel etwa 11 km von ihrem Geburtsort. Geschlechtsspezifische Unterschiede existierten nicht. Die maximal zurückgelegte Distanz betrug 30,6 km (ARTHUR et al. 1993).

Subadulte Baumarder werden zeitweise auch im Elternaktionsraum geduldet (PULLIAINEN 1981, KVALHEIM 1982, HELLDIN & LINDSTRÖM 1995). Auch im UG1 gab es dafür einige Beispiele. Bei einer über den Winter andauernden Duldung erfolgte im darauffolgenden Frühjahr stets eine Revierteilung bzw. sie bahnte sich zumindest an. Die meisten Jungtiere verlassen vermutlich jedoch schon im August und September den Elternaktionsraum, wie die Totfunde junger Baumarder außerhalb des Waldes und ZR24 (vgl. Kap. 4.3.5) belegen. Diese Tiere halten sich weiterhin außerhalb des Waldes auf und suchen von dort aus nach freien Revieren. Auch BALHARRY (1993) telemetrierte drei „Non-Breeders“, die alle außerhalb von Wäldern lebten. In einer aktuellen Untersuchung (STIER et al. 2010) in den „Lewitzer Fischteichen“ (40 km östl. UG1) in den Jahren 2007–2009 wurden bei noch höheren Populationsdichten auch kleinste Feldgehölze durch Residente dauerhaft besiedelt, so dass kaum freie „Zwischenstationen“ für den Aufenthalt von revierlosen Individuen verfügbar waren. Vermutlich dadurch beeinflusst war der Abwanderungszeitpunkt (im April/Mai mit 12–13 Monaten) von zwei dort geborenen, männlichen

Welpen deutlich später, nämlich am Ende des möglichen Zeitraums für eine Dismigration mit dem Erreichen der Geschlechtsreife.

In Gehegeversuchen wurde ein Fichtenmarder Männchen in der Ranz zu zwei Weibchen ins Gehege gesetzt, von denen eins geschlechtsreif war. Das Männchen und das geschlechtsreife Weibchen markierten stärker, das nicht empfängnisbereite Weibchen dagegen deutlich weniger und es wurde sehr inaktiv (HEATH et al. 2001). Entsprechende Verhaltensweisen traten auch bei revierlosen Baummardern im UG1 auf (z.B. ZF6, s.a. BROEKHUIZEN et al. 2000). Diese Individuen leben meist am Rand oder außerhalb von besetzten Revieren, sind oft nur über kurze Zeit aktiv und versuchen so, Konfrontationen mit dem Revierbesitzer zu vermeiden. Als Rückzugsgebiete nutzen sie auch urbane oder landwirtschaftlich geprägte Bereiche, in denen sie keinen „Residenten“ begegnen können.

Gute Beispiele dafür sind ZF6 (vgl. Kap. 4.3.5) und der von BROEKHUIZEN et al. (2000) beschriebene Rüde, die sich ebenfalls am Rand oder in Siedlungen versteckten, zwischen mehreren solchen „Versteckgebieten“ wechseln und zwischendurch immer wieder die Umgebung nach freien Revieren absuchen. Da es im Unterschied zum Baummarder keine „Steinmarderfreien“ Räume gibt, in die sich vertriebene Jungtiere des Steinmarders zurückziehen können, müssen sie sich in den Randbereichen von Revieren etablierter Marder verkriechen, ohne dort aufzufallen.

5.5 Populationsstruktur und -dynamik

Alle populationsdynamischen Prozesse wie Veränderungen in der räumlichen Verteilung der etablierten Baummarder, Dismigrationsmuster, Reproduktionserfolg, Mortalitätsraten, damit einhergehende Veränderungen im Geschlechterverhältnis und der Altersstruktur sind entscheidend für das Verständnis der Populationsökologie einer Tierart. Nur wenn Informationen zu all diesen Komplexen vorliegen, ist die Entwicklung solider Konzepte für das Management der Arten möglich.

5.5.1 Populationsdichte

Die Populationsdichte, die zwar hauptsächlich aber nicht ausschließlich an die Aktionsraumgrößen gekoppelt ist (negative Korrelation), wird durch einen breiten Faktorenkomplex beeinflusst (vgl. Kap. 5.2.1). Die wichtigsten Faktoren für die Baummarder sind vermutlich die Habitatqualität (z.B. Nahrung, Verstecke, usw.), die habitatqualitäts-unabhängige Reproduktionsleistung der Population und die Höhe der Mortalität durch die unterschiedlichsten Todesursachen.

Nach FULLER et al. (2001) waren Fischermarderdichten sehr gut über die Territoriumsgrößen (MCP95) abschätzbar. Durch deren kartenmäßige Darstellung von allen telemetrierten Revierbesitzern und die Ergänzung der räumlichen Lücken, in denen die territorialen Individuen nicht besondert waren, wurde der Bestand der Revierbesitzer gut geschätzt. Der zusätzliche Einsatz von Fotofallen und der Fang-Markierung-Wiederfang-Methode ergab leicht höhere Zahlen, durch die zusätzliche Erfassung transienter Tiere. Deren Anteil von etwa 10 % liegt in einer ähnlichen Dimension wie im UG1 (19,5 %).

Jagdstrecken sind nur bedingt zur Beurteilung der Dynamik von Beständen verwendbar, da u.a. Fangmethoden, Expositionsort und -dauer der Fallen, Erfahrung der Trapper, Fangerfolge in benachbarten Fallen (RUETTE et al. 2003) – ebenso wie klimatische Aspekte – deutlich die Jagdstrecken beeinflussen. Zudem wird häufig nicht mit der gleichen Intensität über einen langen Zeitraum gefangen.

Bei vielen Telemetriestudien an Musteliden reicht die erarbeitete Datenbasis aufgrund zu geringer Stichprobengröße, Beobachtungszeiträume oder Landschaftsausschnitte kaum für ein fundiertes Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Tierarten und Landschaftsstrukturen aus. Mittels Modellierung im GIS wird häufig, aber wenig zielführend bei zu schlechter Datenbasis, versucht, einen genaueren Einblick zu erlangen (GOUGH & RUSHTON 2000). So würde – ohne das Wissen, dass Baummarder auch über baumfreie Bereiche abwandern – beispielsweise ein Ausbreitungs- oder Wiederbesiedlungsmodell Ergebnisse liefern, die Anlass zu Fehlinterpretationen geben.

STUBBE (1984) empfiehlt bei Habitatspezialisten wie dem Baummarder grundsätzlich die Waldfläche als Bezugsgröße für Dichte- oder Bestandsangaben zu nutzen. Übersichten zu Baummarderdichten in Europa finden sich bei STUBBE (1993), STUBBE & EBERSBACH (1997) oder ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI (2006). Sie variieren zwischen etwa 0,5 und 8,5 Tieren pro 1.000 ha. Eine umfassende Analyse über die möglichen Ursachen unterschiedlicher Dichten findet sich bei ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI (2006), allerdings ohne Berücksichtigung anthropogener Mortalität (z.B. Jagd, Verkehr) (s.a. Kap. 5.3.1).

Die höchsten Dichten erreichte der Baummarder – nach Literaturdaten – in unbejagten Populationen Polens und Weißrusslands in Lebensräumen mit einer hohen Habitatqualität (ZALEWSKI & JĘDRZEJEWSKI 2006). Auch BAKEJEV

(1963) fand in optimalen Habitaten 8,2 bis 10 Ind./1.000 ha. Mit Rüdenrevieren von 165 ha (MCP95; STUBBE & EBERSBACH 1997) errechnen sich für den 1.300 ha großen Hakel-Wald (Sachsen-Anhalt) etwa 7-8 Rüden (7,9/1.000 ha Wald). Bei mindestens gleicher Anzahl Weibchen resultiert insgesamt etwa eine Dichte von 16 Ind./1.000 ha Wald. Die ähnlich hohen Werte im UG1 (13,4 Ind./1.000 ha Wald) zeugen in beiden Gebieten von einer sehr guten Habitatqualität (gutes Nahrungsangebot, milde Winter) und einer minimalen Mortalität. Bedingt durch den geringen Bewaldungsgrad (19 %) im UG1 errechnet sich für den gesamten Landschaftsausschnitt aber eine deutlich geringere Dichte von 2 Ind./1.000 ha.

POTT-DÖRFER (1994) fand anhand von Jagdstrecken in Gebieten mit kleinen Wäldern Niedersachsens scheinbar höhere Baummarдерdichten, die sie mit höherer Fangintensität erklärt (s.a. SCHRÖPFER 1997). Für ganz Niedersachsen resultierten nach SCHRÖPFER (1997) eine Dichte von 4 Ind./1.000 ha und ein Gesamtbestand von ca. 4.000 Baummarдерn. SKIRNISSON (1984) fand in den walddreichen Kreisen Schleswig-Holsteins die höchsten Strecken, registrierte jedoch schon von den 1950er bis zu den 1980er Jahren eine Zunahme in vorher dünn besiedelten, waldarmen Gebieten im Westen des Bundeslandes. Nach HOFFMANN (2001) setzte sich dieser Trend fort. Auch DOLCH (1991) ermittelte die höchsten Strecken in waldarmen Bereichen Brandenburgs.

In den Niederlanden lieferte eine erste Baummarдерerschätzung mit 3 Ind./1.000 ha Wald und insgesamt 229 Revierbesitzern ähnliche Werte wie im benachbarten Niedersachsen (WIJSMAN 1997). Bei einer späteren Korrektur ergaben sich 250 Revierbesitzer und etwa 100 Würfe pro Jahr (WIJSMAN 2002).

In Schweden konnte die Bestandssteigerung infolge des Fuchsrückgangs durch Räude an konkreten Dichtangaben belegt werden, Grimsö: 1979/89 0,7 Ind./1.000 ha (DEJOUNE 1981 zit. in HELLDIN 1998), Mitte 1980er 2-3 Ind./1.000 ha (WILLEBRAND 1988), Anfang 1990er 3 Ind./1.000 ha (HELLDIN 1994 zit. in HELLDIN 1998).

In der ehemaligen DDR waren die Baummarдерdichten durch die intensive Bejagung niedrig (STUBBE 1984, ANSORGE 1988). So dokumentierten GORETZKI & LIESS (1989) einen dramatischen Rückgang der Baummarдерstrecken in der DDR von 5.000 Ind. 1982 auf 1.100 Ind. 1987 und gaben den Anstoß für die Einführung einer ganzjährigen Schonzeit. Zeitgleich erfuhren die Steinmarдерstrecken einen deutlichen Anstieg. Diesen belegt auch SCHREIBER (1977) bis 1974 bei gleich bleibenden Iltis- und Hermelinstrecken, so dass eine Intensivierung der Bejagung als alleinige Erklärungsursache für den Streckenanstieg nicht ausreicht. Für Schleswig-Holstein (SKIRNISSON 1984), Dänemark (JENSEN & JENSEN 1970, STRANDGAARD & ASFERG 1980) und die DDR (STUBBE, 1981, 1993, LABES 1983) wurde ebenfalls ein starker Bestandsanstieg beim Steinmarдер registriert, obwohl der Baummarдерbestand beispielsweise in Schleswig-Holstein (anders als in der ehemaligen DDR) immer auf gleichem Niveau blieb.

Die Steinmarдерstrecken korrelierten mit der Bevölkerungsdichte, was die gute Habitatqualität von Siedlungen belegt (GORETZKI & LIESS 1989).

STUBBE (1984) belegt anhand von Jagdstrecken einen Nord-Süd-Gradient in der Häufigkeit von Baum- und Steinmarдер. Danach tritt im Norden Ostdeutschlands der Baummarдер, im Süden der Steinmarдер häufiger und in höheren Dichten auf. Die Anzahl der Totfunde entlang der Autobahn zwischen Zarrentin und Tharandt unterstützen diesen Befund. In den drei Nordbezirken (Schwerin, Rostock, Neubrandenburg) der ehemaligen DDR waren mit Abstand die höchsten Anteile des Baummarders an den *Martes*-Strecken zu verzeichnen.

Vor dem drastischen Bestandsrückgang beim Baummarдер konnte LABES (1983) im Bezirk Schwerin durch Jagdstrecken ein Verhältnis von 1 Baum- zu 3 Steinmarдерn ermitteln. Auch MARCHESI (1989) fand in der Schweiz bei Dichteschätzungen dreimal höhere Steinmarдерdichten. Die Baummarдерreviergrößen im UG3 waren ebenfalls etwa dreimal so groß wie die der parallel telemetrierten, in Wäldern siedelnden Steinmarдер (eigene unveröff. Daten). Außerdem gab es dort auch Waldbereiche die von Baummarдерn gar nicht bewohnt waren. Daraus ergab sich im gleichen Waldgebiet (Tharandter Wald UG3) auch eine deutlich höhere Steinmarдерdichte (12,5 Revierbesitzer/1000 ha Waldfläche) als bei den Baummarдерn.

Beide Arten nutzen meist das gleiche Nahrungsangebot im gleichen Lebensraum (Wald). Die Konkurrenzstärke des Steinmarders hängt eventuell mit der Wahl seiner Tagesschlafplätze zusammen. Die regelmäßig aufgesuchten, gut isolierten Verstecke tragen im Winter in der Zeit mit der schlechtesten Nahrungsverfügbarkeit zur Minimierung des Energieverlusts bei.

5.5.2 Morphometrische Kenngrößen

Alle Körpermaße der Baummarдер waren innerhalb der in der Literatur angegebenen Spannbreite (SCHMIDT 1943, KÖNIG & MÜLLER 1986a&b, ANSORGE 1988, EICHSTÄTT & EICHSTÄTT 1989, DOLCH 1992, EBERSBACH 1992, STUBBE 1993, KRÜGER 1995, ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006). Über den Literaturdaten lagen bei beiden Geschlechtern Mittel- und Maximalwerte der Körpermasse. So wog der schwerste Rüde 1.936 g und die schwerste Fähe 1.442 g. Nur EICHSTÄTT & EICHSTÄTT (1989) ermittelten ebenfalls in Vorpommern annähernd hohe Massen. Die sehr hohen Körpermassen im Verhältnis zu den, dem Durchschnitt entsprechenden Kopf-Rumpflängen belegen eine sehr gute Kondition

der Tiere trotz der hohen Populationsdichten, was auf ein überdurchschnittlich gutes Nahrungsangebot in den relativ kleinen Aktionsräumen schließen lässt.

Der saisonale Verlauf, mit höheren Körpermassen im Sommer und einem Absinken im Winter, findet sich in den eigenen Daten wie auch bei SCHMIDT (1943) und EBERSBACH (1992). Die von SCHMIDT (1943) aufgezeigten teilweise extremen Schwankungen könnten auf reichlich Futter und wenig Bewegung in Gefangenschaft zurückzuführen sein, wie eigene unveröffentlichte Gehegebeobachtungen zeigen.

5.5.3 Geschlechterverhältnis und Altersstruktur

Eine exakte Bestimmung des Geschlechterverhältnisses oder der Altersstruktur einer Population setzt eine vollständige, zumindest aber die Erfassung einer repräsentativen Stichprobe einer Population voraus. Diese Bedingungen sind bei größeren, oft nachtaktiven Säugetieren wie den Raubsäugetieren meist nicht erfüllbar. Oft müssen, wie auch in der vorliegenden Untersuchung, diese Populationsparameter auf indirektem Weg ermittelt oder geschätzt werden.

Eine repräsentative Stichprobe einer Population liegt bei der Analyse von Totfunden - unabhängig von der Todesursache (z.B. Jagd, Verkehr) durch z.B. geschlechts- und altersspezifische Unterschiede in der Mortalität - in der Regel nicht vor. Für die Fangjagd unterstellen STRICKLAND & DOUGLAS (1981) jedoch, dass bei hoher Fangintensität ein großer Prozentsatz der Population erfasst wird und damit ein repräsentativer Ausschnitt der Population vorliegt. Das trifft zwar auf jagdliche Verhältnisse in Nordamerika und Russland noch heute zu, ist aber in Mitteleuropa nicht zu erwarten.

An erlegten Baumardern ermittelte Geschlechterverhältnisse (1,32:1 STUBBE 1968, 2,21:1 KÖNIG & MÜLLER 1986a&b, 1,83:1 ANSORGE 1988, 1,79:1 EBERSBACH 1992, 1,49:1 KRÜGER 1995) ergaben einen Mittelwert von 1,73:1 und damit einen Rüdenanteil von 63 %. MÜSKENS (1997b) errechnete bei einer vor allem durch Verkehrsoffer geprägten Stichprobe in den Niederlanden 2,28:1. Das im eigenen UR ermittelte Geschlechterverhältnis der Totfunde (meist Verkehrsoffer) von 3,03:1 liegt ebenfalls weit über dem Mittelwert aus Jagdstrecken und auch über den niederländischen Werten, was wiederum auch die Verschiebung des sekundären GV belegt. Im Gegensatz dazu ergab die Alterspyramide der lebenden Population nach der Korrektur mittels Modellierung 2,21:1. Die Differenz belegt die oft vermutete Verschiebung bei Totfunden zugunsten der Männchen. Die Ergebnisse belegen, dass bei den Verkehrsoffern die Verschiebung stärker ausfällt als bei erlegten Baumardern. SANTOS-REIS et al. (2004) fanden in einer unbejagten Steinmarderpopulation ein leicht zugunsten der Rüden verschobenes Geschlechterverhältnis (1,18:1 mittels Lebendfang und Telemetrie erfasst). Auch PAYER et al. (2004) bestätigten in stabilen, unbeeinflussten Fichtenmarderpopulationen mit hoher Dichte mehr Männchen (1,62:1), während in Gebieten mit Jagd und Forstwirtschaft bei geringerer Dichte das Geschlechterverhältnis ausgeglichen war. Der in unbeeinflussten Fichtenmarderpopulationen (PAYER et al. 2004) ermittelte Männchenanteil stimmt weitgehend mit den Ergebnissen im UG1 (s.o.) überein und beide spiegeln die Verhältnisse von Populationen an der „carrying capacity“ sehr gut wider.

Im UG1 wurde ein relativ hoher Prozentsatz der lebenden Population durch Fallenfang erfasst und damit eine repräsentative Stichprobe untersucht. Außerdem passte das Geschlechterverhältnis bei den Erstfängen (1,54:1) gut zu dem der modellierten Population (1,68:1). Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass diese Werte etwa denen in der lebenden Baumardernpopulation im UG1 entsprechen.

Aus diesem Grund, sowie der fast vollständigen Telemetrie der Revierbesitzer und der großen Übereinstimmung deren Altersstruktur (obere Altersklassen) mit den Totfunden, dürfte die modellierte Alterspyramide sehr realitätsnah sein.

Tab. 26: Relative Altersklassenanteile (%) von Baumardern.

Autor	n	AKI	AKII	AKIII+
STUBBE 1968	60	45	27	28
ROSSOLIMO & PAVLINOV 1974 (zit. in STUBBE 1989)	646	31	23	46
MARCHESI 1989	56	30	16	54
ANSORGE 1988	68	75	22	3
KRÜGER 1995	162	53	27	20
eigene Untersuchung - Totfunde im UR	133	44	31	25
eigene Untersuchung - mod. Altersstruktur lebende Population		42	23	35

Bei ANSORGE (1988) und KRÜGER (1995) zählte ein Großteil der erlegten Tiere zur AKI, was typisch ist für intensiv bejagte Populationen (Tab. 26). Das Material wurde in Perioden intensiver Fallenjagd gesammelt. Ebenfalls typisch ist der verhältnismäßig geringe Anteil der AKIII+ in den zwei Studien.

In Populationen, die weniger intensiv durch Jagd oder Verkehr beeinflusst sind (eigene Untersuchung Modell, ROSSOLIMO & PAVLINOV 1974, MARCHESI 1989), finden sich niedrigere Anteile der AKI (um 30-40 %) und dafür deutlich höhere der AKIII+ (um 30-50 %; Tab. 26). Grundsätzlich liegt dann auch das Höchstalter höher, wie z.B. in Untersuchungen von MARCHESI (1989) in der Schweiz (Rüde 9, Fähe 11 Jahre) und der eigenen Studie in Nordost-Deutschland (Rüde 10, Fähe 7 Jahre). Bei einer höheren Gesamtmortalität lag das Höchstalter in West-Deutschland (Rüde 8, Fähe 6 Jahre; KRÜGER 1995) sowie in Nordost-Polen (Rüde 5, Fähe 4 Jahre; ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006) deutlich niedriger. Auch BROWN (1980) und FORTIN & CANTIN (1994) belegen hohe Anteile adulter Fichtenmarder in unbejagten Populationen. Außerdem fanden SANTOS-REIS et al. (2004) in einer Steinmarderpopulation ohne Bejagung sehr wenige Jungtiere (nur 2 von 24 und beides Männchen). In allen umfangreicheren Untersuchungen zum Alter wurde wie im UR Nordost-Deutschland passend zur niedrigeren, natürlichen Mortalität bei den Rüden ein höheres absolutes Höchstalter festgestellt (BALHARRY 1993, KRÜGER 1995, ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006).

Übereinstimmend wurde im UG1 und in der Schweiz (MARCHESI 1989) bei den Erstfängen für die Telemetrie ein geringerer Anteil der AKI (21 & 22 %) als bei den Totfunden (44 & 30 %) ermittelt.

Die Repräsentativität der modellierten Altersverteilung vorausgesetzt, zeugen die sehr geringen Unterschiede zur Altersklassenverteilung der Totfunde (Tab. 26) von einer weitgehenden Übereinstimmung der beiden. Damit ist bei einer auf der Analyse von Verkehrsoffern basierenden Ermittlung der Populationsstruktur zwar die Verschiebung des Geschlechterverhältnisses zu beachten, jedoch bei der Analyse der Altersklassen eher von einer repräsentativen Stichprobe auszugehen.

5.5.4 Revierübernahmechancen

Reviere wurden durch den Tod oder die Vertreibung des Besitzers sowie durch Teilung eines bestehenden Territoriums frei. Einige dieser freien Gebiete wurden durch direkt angrenzende Nachbarn mit belegt und standen damit nicht mehr für eine Neubesiedlung zur Verfügung. Teilungsprozesse waren nur zwischen Elterntieren und ihren Welpen zu beobachten. Sie erfolgten meist nach einer mehrmonatigen Duldung der Jungtiere im Elternaktionsraum. Durch die insgesamt sehr niedrige Mortalität der etablierten Marder wurden während des Untersuchungszeitraumes nur verhältnismäßig wenige Reviere (5 von 28) im UG1 frei und in der Regel auch nach kurzer Zeit wieder besetzt. In der gesamten verfügbaren Literatur zur Baummardertelemetrie (Tab. 22) finden sich diesbezüglich keine Informationen, so dass höchstens jährliche Mortalitätsraten von Revierbesitzern als Vergleich herangezogen werden könnten, die als wichtigste Ursache für das Freiwerden von Revieren den größten Teil der Freiwerde-Raten stellen. Diese Daten sind jedoch auch nur aus Polen (ZALEWSKI & JÓRZEJEWSKI 2006) und Skandinavien (LINDSTRÖM et al. 1995) verfügbar.

5.5.5 Populationsdynamik im UG1

Mit Hilfe unterschiedlichster Methoden wurden wichtige Daten zur Populationsstruktur sowie zur Reproduktion und zur Mortalität ermittelt, die zusammenfassend ausgewertet eine populationsdynamische Betrachtung für das UG1 ermöglichen. Jede einzelne Kenngröße (z.B. Reproduktionsrate, Mortalitätsrate usw.) wurde wenn möglich vergleichend mittels unterschiedlicher Stichproben und differenzierter Methoden erfasst. Da die auf verschiedenen Wegen ermittelten Daten fast immer eine große Übereinstimmung aufwiesen und das gesamte populationsdynamische Modell schlüssig schien, wird von einem realitätsnahen Abbild der Baummarderpopulation ausgegangen. Lediglich das extrem verschobene sekundäre Geschlechterverhältnis im UG1 und die mittels Telemetrie erlangten Mortalitätsraten der transienten Individuen wichen vermutlich wegen einer zu geringen Stichprobe (5 Transiente 701 Tage kontrolliert) zu weit von der Realität ab, so dass hier die Mortalitätsraten aus dem umfangreicheren Totfundmaterial und das mit Hilfe der Modellierung korrigierte Welpengeschlechterverhältnis verwendet wurden. Vor allem die Daten zur Reproduktion im UG1 basieren auf einer geringen Stichprobe, bergen deshalb das Risiko einer gewissen Ungenauigkeit und könnten eventuell für Diskrepanzen bei der populationsdynamischen Berechnung (Bsp. Anzahl Transienter; Kap. 4.4.8) verantwortlich sein.

Insgesamt zeigt sich das Bild einer stabilen Population an der „carrying capacity“ mit niedrigem Reproduktionserfolg von nur 0,7 selbständigen Jungen pro revierbesitzendem Weibchen, einem hohen Durchschnittsalter der Revierbesitzer und nur wenigen freiwerdenden Revieren. Trotz verringerter Fortpflanzungsleistung fanden nicht alle männlichen Baummarderjungen ein eigenes Territorium, so dass sie auf der Reviersuche, bedingt

durch ein erhöhtes Mortalitätsrisiko, oft ums Leben kamen. Dagegen werden vermutlich etwa so viele Weibchen im Gebiet geboren, wie jährlich in freiwerdenden Territorien unterkommen können. In dieser Population waren ähnlich wie bei MERGEY et al. (2006) in Frankreich durch die hohe Populationsdichte vor allem Rüden gezwungen zeitweilig im suboptimalen Offenland zu leben. In der Landschaft der französischen Telemetrystudie waren fast nur Waldfragmente vertreten. Dort fingen sich ebenfalls mehr Männchen (16♂♂, 10♀♀). Unter den Adulten fanden sich sieben Rüden und nur eine Fähe.

Ähnlich wie beim Fischotter im Lausitzer Teichgebiet (ANSORGE et al. 1997) zeigt sich auch beim Baummarder im UG1 eine konvexe Überlebenskurve im mittleren Alter, die dafür spricht, dass diese Altersklassen weniger gefährdet sind, wie es typisch ist für langlebige große Säuger in wenig oder unbeeinflussten Populationen (ODUM 1971, ANSORGE et al. 1997). Wenn die ersten mit einem hohen Mortalitätsrisiko behafteten Jahre (Zeit der Dismigration und Reviersuche) überstanden sind, folgt eine Phase (AKIII-AKV) mit hoher Überlebenswahrscheinlichkeit. Erst im höheren Alter steigt dann mit Beginn der Senilität die Mortalität wieder.

5.6 Zusammenfassende Diskussion und Hinweise zum Management

Zusammenfassend betrachtet, ergibt sich in den beiden Untersuchungsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern das Bild von stabilen Baummarderp Populationen mit sehr hohen Dichten, die im europäischen Vergleich, entsprechend der sehr guten Habitatqualität, am ermittelten Maximum liegen. Nach Einführung der jagdlichen Vollschonung (1987) und dem Wegfall von Fangprämien während der politischen Wende (1990) stieg der bis dahin rückläufige Bestand in Mecklenburg-Vorpommern leicht aber kontinuierlich an, wie die Ergebnisse im UG1 belegen. Hohe Durchschnitts- bzw. Höchstalter, ein niedriger Anteil reproduzierender Weibchen, verringerte Wurfgrößen, ein verschobenenes, sekundäres Geschlechterverhältnis und eine regelmäßige, zeitweilige Besiedlung suboptimaler Lebensräume zeugen von einer Population an der „carrying capacity“ und einer bereits wirkenden intraspezifischen Populationsregulation.

Entsprechend dem schlechteren Nahrungsangebot (inklusive aller dies beeinflussenden Faktoren) im UG3 und dessen ungünstigere Erreichbarkeit (z.B. Kleinsäuger unter dem Schnee und verringerter Vogelbestand) in teilweise strengen, schneereichen und langen Wintern fanden sich am Mittelgebirgsrand in Sachsen sehr große Aktionsräume und damit eine deutlich niedrigere Baummarderdichte.

Eine realitätsnahe Einschätzung des Gefährdungsgrades des Baummarders war bisher durch erhebliche Wissenslücken, vor allem zu Bestandeshöhe und –entwicklung, nicht möglich, obwohl die Art in den Roten Listen und in der FFH-Richtlinie aufgeführt ist. Der sehr unterschiedliche Status in der Jagdgesetzgebung und in den Roten Listen der verschiedenen Bundesländer belegt den Mangel an Informationen zum Baummarderbestand. Ohne detaillierte Kenntnisse der Populationsstruktur und ihrer Dynamik ist ein erfolgreiches Management weder im Zuge von Schutzbemühungen noch in Form einer nachhaltigen Bejagung möglich.

Dafür ist ein dauerhaftes, flächendeckendes Monitoring nötig, basierend auf dem Einsatz repräsentativer Methoden. Vorkommensnachweise und erst recht Dichteschätzungen sind bisher stark fehlerbehaftet, da es gerade hierfür an geeigneten und vor allem effektiven Methoden mangelt. Dies trifft vor allem zu, wenn die Schneespurmethode nicht anwendbar ist, weil eine regelmäßige und anhaltende Schneedecke fehlt. Mittels Telemetry können zwar brauchbare Daten erhoben werden, aber für bundes- oder landesweite Erfassungen ist dies zu aufwendig. Hier gilt es neue Wege zu finden, indem unterschiedlichste Methoden (RAPHAEL 1994) unter definierten Bedingungen (möglichst vollständig telemetrierte Population wie im UG1) erprobt werden.

Außerdem besteht großer Forschungsbedarf zur intraspezifischen, wie auch interspezifischen Populationsregulation, die bei den meisten Raubsäugerarten in der mitteleuropäischen, stark anthropogen beeinflussten Landschaft bisher völlig unzureichend untersucht ist.

Da bei Habitatspezialisten (beispielsweise Baummarder, Fischotter, Europäischer Nerz (*Mustela lutreola*), Wildkatze oder Luchs) Ausbreitungsstrategien besonders entscheidend für die Wiederbesiedlung ehemaliger Vorkommensgebiete sind, ist umfangreiches Datenmaterial zu Dismigrationswanderungen nötig. Selbst bei besser untersuchten Musteliden (Steinmarder, Dachs, Mink) konzentrierte man sich oft auf die Residenten. Nur vereinzelt wurden zufällig besenderte Jungtiere während ihrer transienten Suchphase umfassend beobachtet. Um Schutzstrategien besser optimieren zu können, ist die gezielte Forschung zur Abwanderung von Baummardern in Zukunft genauso notwendig, wie die anderer zumindest regional gefährdeter Arten (Wildkatze, Fischotter, Luchs). Bedingt durch Informationslücken wurde das Ausbreitungspotenzial einiger dieser Arten bisher unterschätzt, wie Beispiele unerwarteter Wiederbesiedlung belegen.

Der Baummarder ist ein Habitatspezialist mit Bindung an den Lebensraum Wald sowie geringem Reproduktionspotential und großem Raumbedarf. Er ist besonders durch anthropogene Mortalitätsursachen (Überbeja-

gung, Verkehr) gefährdet. Diese Gefährdungsursachen gilt es zu minimieren. Die erforderlichen Maßnahmen, wie z.B. Grünbrücken, kommen auch anderen Arten zugute. HELLDIN (1998) fordert ein Bejagungsmanagement mit limitiertem Fallenfang entsprechend den Monitoringergebnissen, wie es sich mittlerweile für Fichtenmarder teilweise in Nordamerika durchgesetzt hat. Die forstliche Praxis in Deutschland mit dem Verbot von großen Kahlschlägen fördert eine kleinmosaikartige Bestandesstruktur mit positiven Effekten für den Baummarder. In Nordamerika und Nord- bzw. Osteuropa vernichten Großkahlschläge immer noch Lebensraum der *Martes*-Arten (BRAINERD 1997). Deshalb werden dort konkrete Forderungen an die Forstwirtschaft bezüglich Lebensraumverbesserung gestellt. Darunter finden sich auch Maßnahmen, die in Deutschland entscheidend sind: alte, höhlenreiche Bäume, die gut in den Baummarderaktionsräumen verteilt sind, sollen belassen werden, da sie als Wurfplätze essentiell sind und auch anderen Arten mit ähnlichen Ansprüchen nützen.

Bei der Bejagung des Baummarderbestandes im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern von 6.000 (bis max. 8.000) adulten Exemplaren und einem errechneten jährlichen Zuwachs von etwa 2.000 selbständigen Welpen ist zu beachten, dass die maximale Abschöpfung, d.h. die Summe aller natürlichen und anthropogenen Mortalitäten diesen Zuwachs nicht überschreiten darf. Um einer Überbejagung im Sinne einer nachhaltigen Nutzung vorzubeugen, ist deshalb eine jagdliche Nutzung zu empfehlen, die deutlich unter der intrinsischen Wachstumsrate liegt.

6 ZUSAMMENFASSUNG

In einer achtjährigen Untersuchung zur Populationsökologie des Baummarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland standen Lebensraumnutzung, Reproduktion, Mortalität, Populationsstruktur und -dynamik im Mittelpunkt. Basierend auf den daraus ermittelten, populationsökologischen Parametern werden eine Gesamteinschätzung der Situation des Baummarders vorgenommen und Hinweise zu seinem Management gegeben, um Schutzstrategien und eine nachhaltige Bejagung zu optimieren.

Im Untersuchungsraum (Mecklenburg-Vorpommern & Brandenburg) wurden 210 Totfunde zwischen 1991 und 1998 erfasst und analysiert, insbesondere hinsichtlich Todesursache, Altersstruktur, saisonaler und räumlicher Verteilung. Außerdem erfolgten reproduktions-biologische Untersuchungen an diesem Totfundmaterial.

Im Haupttelemetriegebiet in Westmecklenburg und den zwei Vergleichsflächen wurden 1992-2000 insgesamt 43 Baummarder mit Halsbandsendern markiert und einige teilweise über vier Jahre telemetrisch beobachtet. Neben der Raumnutzung und der sozialen Organisation in den drei Untersuchungsgebieten wurden an den besenderten Tieren ebenfalls Informationen zur Mortalität und vor allem zur Fortpflanzung erhoben. Videoüberwachung an den Wurfhöhlen, Direktbeobachtungen zur gesamten Jungenaufzucht und Wurfkontrollen ermöglichten den Vergleich reproduktionsbiologischer Daten zwischen dem Untersuchungsgebiet 1 (UG1) und dem Untersuchungsraum (UR).

Unter den Standardmethoden zur Aktionsraumberechnung erwiesen sich folgende Verfahren als am besten für den Baummarder geeignet: 95%-Minimum-Convex-Polygon (MCP95), 95%-Kernel (K95 core weighting) und 100%-Minimum-Convex-Polygon (nach Eliminierung von Exkursionen MCP100oE). In den beiden nördlichen Telemetriegebieten ergaben sich nach MCP95 sehr kleine Aktionsräume (im Mittel UG1: Rüden 141 ha, Fähen 129 ha; UG2: Rüde 145 ha, Fähe 159 ha), die - entsprechend der sehr guten Habitatqualität - mit hohen Baummarderdichten (13,4 Revierbesitzer/1.000 ha Wald) einhergingen. Bedingt durch die hohe Dichte gab es keine geschlechtsspezifischen Unterschiede in der Aktionsraumgröße. Lage, Form und Größe der Reviere wurde vor allem durch die Waldverteilung bestimmt. Im UG3 wurden mit 2.160 ha für den Rüden und 1.337 ha für die Fähe im europäischen Vergleich sehr große Aktionsräume und eine niedrige Dichte ermittelt. Die Tiere im UG1 verhielten sich im Sommer reproduktionsorientiert, wobei die Lebensraumnutzung der Rüden durch die Paarungszeit und die der Fähen vor allem durch die Jungenaufzucht beeinflusst wurden. Im Winter minimierten beide Geschlechter ihre Territorien, um Energie zu sparen. Im UG1 und UG2 mit hoher Baummarderdichte machte das Kerngebiet etwa 30 % vom Aktionsraum aus. Unter den Bedingungen einer geringen Dichte im UG3 nutzte der Rüde 50 % seines Reviers als Kerngebiet intensiver. Das Kerngebiet der Fähe war trotz großem Aktionsraum mit 135 ha klein (16 %). Diese Fläche entspricht größenmäßig den Fähenaktionsräumen im UG1 & UG2 und belegt, dass sie entsprechend der geringen Dichte viel mehr Fläche belaufen konnte, als zur Deckung des Nahrungsbedarfs nötig gewesen wäre.

Übereinstimmend mit der Literatur herrschte in allen drei Untersuchungsgebieten ein Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität, bei dem die eigenen Jungen bis maximal zum Erreichen der Geschlechtsreife im Elternrevier geduldet wurden. Die Territorien werden gegen gleichgeschlechtliche Artgenossen durch Duftmarkierung gekennzeichnet, regelmäßig abgelaufen und aktiv verteidigt.

Es konnte ein Zusammenhang zwischen Baummarderdichte und Randlinien- sowie Teilflächendichte nachgewiesen werden. Je mehr Randlinien und unterschiedlich bestockte Teilflächen pro 100 ha Wald vorlagen, umso höher war die Baummarderdichte in den einzelnen Waldgebieten des UG1. Außerdem war die Waldgröße negativ korreliert mit der Dichte. Die getesteten Faktoren Baumartenvielfalt, Laubwaldanteil und Kiefernanteil hatten vermutlich keinen Einfluss.

Bei einer groben Hochrechnung der Baummarderdichte ergab sich für Mecklenburg-Vorpommern ein angenommener Frühjahrsbestand von 6.200-6.500 residenten Individuen.

Charakteristisch für die Populationsstruktur waren hohe Durchschnitts- und Höchstalter, ein fast ausgeglichenes Geschlechterverhältnis der Revierbesitzer und hohe Körpermassen, die von einer guten Kondition trotz hoher Dichte zeugen.

Die wichtigste Mortalitätsursache war der Straßenverkehr, der besonders intensiv in den Teil der reviersuchenden Tiere eingriff. Dabei waren die meisten Verkehrstopfer in der Zeit der Dismigration im Herbst sowie im darauffolgenden Frühjahr zu verzeichnen. Auch in den oberen Altersklassen trat eine höhere Mortalität mit Beginn des Reproduktionszyklusses noch vor der eigentlichen Ranzzeit auf. In dieser Zeit versuchen Revierlose verstärkt ein eigenes Territorium zu erstreiten. Fast alle Totfunde außerhalb vom Wald gehörten der AKI an. Innerhalb des Waldes wurden vorrangig ältere Tiere gefunden. Für eine genauer untersuchte Autobahnstrecke ergab sich eine Mortalität von 25 überfahrenen Baummardern pro 100 km und Jahr. Aus dem Totfundmaterial ergab sich für revierlose Tiere eine jährliche Mortalitätsrate von 0,52 und für Residente eine niedrigere Rate von 0,19 für Rüden sowie 0,34 für Fähen.

Alle untersuchten Baummarder erreichten mit 1¼ Jahren die Geschlechtsreife und fast alle telemetrierten Tiere

reproduzierten zu diesem Zeitpunkt erfolgreich. Die Haupttranzzeit war zwischen Mitte Juni und Anfang August. Die meisten Würfe wurden in den ersten beiden Aprilwochen geboren, was der nördlichen Lage des UG1 geschuldet ist, da die Implantation der Blastozysten nach der Keimruhe tageslichtlängengesteuert ist. Ein niedriger Anteil reproduzierender Weibchen (68 %), eine geringe Wurfgröße (2,4) und ein unausgeglichenes sekundäres Geschlechterverhältnis (korrigiert im 2. Modell: 1,7:1) sprechen im UG1 für die intraspezifische Regulation einer Population an der „carrying capacity“. Durch die Nachweise einer zeitweiligen Besiedlung suboptimaler Räume und männlicher Welpen, die teilweise nach einem Jahr noch ohne eigenes Territorium sind, wird dies bekräftigt. Die Bedeutung von Baumhöhlen als Wurfverstecke und der Versteckwechsel zum Erdboden mit erhöhter Mobilität der Welpen konnte nachgewiesen werden. Die Ergebnisse zur Jungenaufzucht und Welpenentwicklung decken sich mit denen aus den Niederlanden und aus Gehegebeobachtungen. Die Familienauflösung erfolgte Ende August, wobei 52 % der Jungen dieses Alter nicht erreichten. Die wenigen erlangten Daten zur Dismigration wie auch die Zahl der Totfunde der AKI bestätigen eine Hauptphase im September. Revierlose Jungtiere verlassen im Herbst den Elternaktionsraum oder werden geduldet, wobei sich dann meist eine Revieraufteilung vollzog oder zumindest anbahnte. Hielten sich revierlose Baummarder in besetzten Territorien auf, so bewegten sie sich auf sehr kleiner Fläche und mit extrem eingeschränkter Aktivität, um nicht entdeckt zu werden. Tiere ohne eigenes Revier, die sich in waldfreien Gebieten aufhielten ernährten sich meist auch dort. Nur ein telemetriertes Weibchen verlor im UG1 sein Revier, weil es vertrieben wurde. Alle anderen blieben in dem einmal gewählten Gebiet und verteidigten dies hartnäckig gegen Eindringlinge, so dass Territorien fast nur durch den Tod des Inhabers frei wurden. Es entstanden außerdem neue Reviere durch Aufteilung oder Nachbarn übernahmen freie Gebiete, was seltene populationsdynamische Ereignisse in einer stabilen Population an der „carrying capacity“ waren. Durch Modellierung und Korrektur des ermittelten sekundären Geschlechterverhältnisses entstand ein Modell der Populationsstruktur im UG1, das vermutlich sehr realitätsnah ist. Hierin zeigte sich, dass lediglich junge Männchen vergeblich nach freien Revieren suchen, dagegen alle weiblichen Welpen während der Dismigrationswanderung ein eigenes Territorium finden und besetzen können. Dies erklärt außerdem den sehr hohen Anteil an Totfunden männlicher Welpen außerhalb des Waldes. Entsprechend der Bestandeshochrechnung und der ermittelten Reproduktionsrate wurde für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern ein jährlicher Zuwachs von etwa 2.000 Individuen geschätzt. Für eine nachhaltige Nutzung sollte die Jagdstrecke diesen Wert nicht überschreiten.

Ein dauerhaftes Monitoring ist für eine bestandesschonende Bejagung genauso wichtig wie für Schutzbemühungen in Regionen, in denen die Art gefährdet ist.

SUMMARY

This eight year-long study of the population ecology of European pine marten (*Martes martes* L., 1758) in North-Eastern Germany focused on habitat use, reproduction, mortality, population structure, and population dynamics. Based on the derived parameters of population ecology, the overall situation of the pine marten is evaluated and recommendations are presented for optimal protection strategies and sustainable wildlife management plans.

From 1991 to 1998, 210 individuals found dead in the study region (SR; Mecklenburg-West Pomerania and Brandenburg) were recorded and analysed, particularly with respect to cause of death, age structure, as well as seasonal and spatial distribution. In addition, analyses of reproductive biology were conducted on the cadavers. From 1992 to 2000, a total of 43 pine martens were radio-collared and monitored for up to 4 years in the main telemetry area in Western Mecklenburg and the two comparative study areas. By means of the radio-collared individuals, data was not only collected on habitat use and social organization, but additionally on mortality and reproduction patterns in the three study areas. Video traps installed near natal dens, direct observation of offspring rearing, and litter counts allowed for the comparison of reproductive data between study area 1 (SA1) and the study region (SR).

Out of the standard methods for calculating home range of an individual, the following methods proved to be best suited for pine marten: 95% minimum convex polygon (MCP95), 95% fixed-kernel (K95 core weighting), and 100% minimum convex polygon (following elimination of excursions MCP100oE). In the northern telemetry areas, MCP95 yielded very small home ranges (averages in SA1: males 141 ha, females 129 ha; SA2: males 145 ha, females 159 ha), which – due to the excellent habitat quality – were associated with high population densities (13.4 residents per 1,000 ha of forest). As a result of the high population density, home ranges showed no sex-specific differences in size. The location, form, and the size of the territories largely depended on the distribution of forest cover. Compared to other European regions, very large home ranges (average size of 2,160 ha and 1,337 ha for males and females, respectively) and low densities were observed in SA3.

During the summer months, the behaviour of pine martens was affected by reproduction, with the space use of males and females mainly being dominated by the mating and offspring rearing, respectively. In winter, both

sexes minimized their territory size to save energy. The core area amounted to approximately 30% of the home range in study areas with high population densities (SA1 and SA2). Where population density was low (SA3), the radio-collared male used 50% of its territory more intensely (core area). The core area of the female was small (135 ha) despite its home range area (16%), and roughly corresponded to the home ranges of the females in SA1 and SA2. Due to the low population density, the female in SA3 was able to cover more area than needed to meet food requirements. In agreement with the literature, all three study areas featured a social structure with intra-sexual territoriality, where the offspring was tolerated in the territory of its parents at longest until sexual maturity. All territories were identified by scent marking, regularly patrolled, and actively defended.

In this study, a relationship was found between the population density of pine marten and the density of edges as well as the number of forest stands. Higher edge length per forest area and more differently stocked forest stands per 100 ha of forest area were associated with higher population densities of pine marten in the individual forest areas of SA1. Moreover, the size of the forest areas was negatively correlated with marten population density. No discernible influence on population density was observed for tree species diversity, share of deciduous species, and share of pine.

According to a rough extrapolation of pine marten density, the spring population of Mecklenburg West-Pomerania was estimated at 6,200–6,500 resident individuals. The population structure was characterized by high average and maximum ages, an almost balanced sex-ratio of residents, and high average body mass, indicating good physical condition despite high population densities. The most important cause of mortality was road traffic, which particularly decimated the group of non-resident individuals. Most casualties occurred in fall during the time of dismigration and the following spring. In the higher age classes, mortality was highest at the start of the reproduction cycle prior to the actual mating season, when the efforts of non-resident individuals to acquire a territory intensified. Almost all individuals found dead outside of forests were classified as age class I, while individuals found within forests were predominantly older. The mortality determined for a selected expressway section amounted to 25 annual pine marten road-kills per 100 km. Based on the carcasses, annual mortality rates of 0.52, 0.19, and 0.34 were calculated for non-resident individuals, resident males, and resident females, respectively.

All examined pine martens reached sexual maturity at the age of 1½. By this time, almost all radio-collared individuals were successfully reproducing. The main mating season occurred between mid-June and early August. As the implantation of the blastocyst after dormancy is controlled by length of day, most litters in the SA1 with its relatively northern location were born during the first two weeks of April.

The small proportion of reproducing females (68%), the small average litter size (2.4), and the unbalanced secondary sex-ratio (corrected in the 2nd model: 1.7:1) in SA1 were indicative of the intra-specific regulation of a population near the “carrying capacity”. This was supported by the confirmed colonization of suboptimal habitats as well as by the presence of non-resident young males after one year. This study provided evidence of the importance of tree cavities for use as natal dens as well as of the transfer to the ground when the mobility of the cubs increased. Study results with respect to offspring rearing and development correspond to findings reported for the Netherlands and for captive martens. Breakup of family groups occurred in late August, with 52% mortality of all offspring until this time. Based on the little available data and the number of age-class-1 individuals found dead, the main phase of dismigration likely was in September. In fall, non-resident young pine martens typically left the home range of their parents. If they were tolerated beyond this point in time, in most cases, the partitioning of the parents’ territory was either already implemented or at least initiated. If non-resident pine martens stayed in occupied territories, they moved within very small areas and with extremely reduced activity in order to avoid discovery. Non-residents living outside of forest mostly also met their food requirements there. A single radio-collared female lost its territory in SA1 due to displacement. All other individuals remained in their area they originally selected and persistently defended it against intruders. Territories thus almost exclusively became available following the death of their occupants. In addition, the formation of new territories by partitioning and the occupation of adjacent territories by neighbours were observed – two rare events in a stable population near the “carrying capacity”. A model of the population structure that is likely very close to reality was developed by modelling and correction of the determined secondary sex-ratio in SA1. It showed young males to be looking for unoccupied territories to no avail, while all young females succeed in finding and occupying a territory during dismigration. The model also explained the high proportion of young males found dead outside of forests. In accordance with the extrapolation and the determined rate of reproduction, the pine marten population in Mecklenburg West-Pomerania was estimated to increase by approximately 2,000 individuals per year. Under a sustainable wildlife management strategy, the total number of hunted pine martens must not exceed this value.

A permanent monitoring of population dynamics is just as important to sustainable hunting schemes as it is for conservation schemes in regions where pine martens are endangered.

7 DANKSAGUNG

An diesem umfangreichen, langfristigen Forschungsprojekt waren sehr viele Personen beteiligt oder haben es unterstützt. Besonders danken möchte ich Frau Prof. Dr. habil. M. Roth und Prof. Dr. habil. W. Bassus, da ich direkt anschließend an meine Diplomarbeit an der TU Dresden am Institut für Forstbotanik und Forstzoologie in Tharandt dieses Promotionsthema bearbeiten durfte. Frau Prof. Roth möchte ich außerdem für die Bereitstellung erheblicher finanzieller Mittel des Instituts danken. Für weitere finanzielle bzw. materielle Unterstützung danke ich Herrn K. Beindorf und Herrn M. Rackwitz (Oberste Jagdbehörde Mecklenburg-Vorpommern), meinen Eltern I. und M. Stier, Frau B. Nolte (†) sowie Herrn Prof. habil. K. Missbach, der Mittel aus der Jagdabgabe Sachsens bereitstellte.

Das LUNG Mecklenburg-Vorpommern stellte freundlicherweise digitale Daten aus der Biotoptypenkartierung (CIR-Luftbild) für das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern zur Verfügung.

Für die sehr gute, unkomplizierte und langfristige Zusammenarbeit sei im UG1 den Revierförstern R. Ziebart und U. Kallweit (†) (FoA Radelübbe) sowie R. Tiltmann und M. Taube (FoA Schildfeld) zu danken. Gleiches gilt für die Forstämter Rothemühl (P. Neumann im UG2 - Vorpommern) und Tharandt (M. Marsch im UG3 - Sachsen). Dankenswerter Weise durfte ich auch in den Jagdrevieren von M. Kuhn, K.-P. Brockmann, H. u. H. Kruse, C.-P. Koch Baumarder fangen und telemetrieren.

Weiterhin gilt mein Dank den Tierärzten Dr. W. Hanebeck und Dr. D. Hanebeck (Zarrentin) für die über dieses Projekt hinausgehend sehr gute Zusammenarbeit in Bezug auf die Immobilisierung sowie der Zahnärztin Frau C. Gast (Zarrentin), die so manches Mal tief in der Nacht die Zähne unserer narkotisierten Marder röntgte. Die Röntgenärztin Frau Dr. R. Ostwald (Dresden) röntgte alle Eckzähne der Totfunde kostenfrei, so dass sie half, die immer knappen Projektmittel zu sparen.

Für die Unterstützung bei den Außenarbeiten in einem der drei Untersuchungsgebiete sowie der Datenaufarbeitung danke ich Dr. H. Eichstädt, J. Kießling, M. Stier, H. Stier, M. Nitze, M. Brandenburg, F. Drygala und K. Bögel-sack. Bei den Analysen zur Reproduktion unterstützten Frau G. Förster (Forstzoologie Tharandt), Dr. E. Bäucker (Forstnutzung Tharandt) und Frau Berger (Forstbotanik Tharandt). Prof. Dr. H. Ansorge (Görlitz) gilt mein Dank für die Einarbeitung in die „Kunst des Zähneschneidens“ und in die „Magie“ dort etwas herauszulesen sowie dies bei ihm tun zu können. Prof. Dr. M. Stubbe (Uni Halle) stellte leihweise eine Videoanlage zur Überwachung von Wurfhöhlen bereit, so dass zwei Anlagen parallel im Einsatz sein konnten.

Für die Bereitstellung von Baumardertotfunden danke ich Dr. D. Dolch und J. Teubner (LUA Brandenburg, Station Zippelsförde), den Präparatoren K.D. Jost und R. Krasselt sowie den Raubwildfängern P. Meier und R. Gorski. Die in Tab. 15 genannten Baumardierzüchter sowie Dr. S. Broekhuizen (IBN NL), Dr. G. Müskens (IBN NL) und H. Kleef (NL) stellten dankenswerterweise Daten zur Baumarderreproduktion zur Verfügung. L. Franz half bei der Aufbereitung der Forsteinrichtungsdaten und D. Klees stellte eine geniale Baumarderszeichnung für die Titelseite bereit.

Bei der Statistik half N. Bräsicke und bei der kritischen Durchsicht des Manuskripts J. Zschille, M. Nitze, Dr. H.H. Krüger, Prof. Dr. H. Ansorge, Dr. S. Broekhuizen und Prof. Dr. M. Roth. Auch Frau Prof. U. Berger möchte ich für die bestätigenden Gespräche zur Populationsmodellierung danken.

Mein Dank gilt auch all denjenigen Kollegen, die mir in den laufenden Projekten „den Rücken frei hielten“, damit Zeit blieb, diese Arbeit zu verfassen.

Ganz besonders danken möchte ich meinen Eltern Irma und Manfred Stier, die mich in allen Phasen des Studiums und des weiteren, beruflichen Werdegangs auf jede erdenkliche Weise unterstützten sowie meiner Familie Jana, Hanno und Malte Zschille, die mich so manche Minute entbehren mussten.

8 LITERATUR

- ACHTERBERG C. (2005): Boommarteers op het zuidelijk deel van de Utrechtse Heuvelrug. *Marterpassen XI*: 14-20.
- ACHTERBERG C., BESTMAN M. & WIJSMAN H.J.W. (2000): Inventarisatie van boommarternestbomen op de Utrechtse Heuvelrug 1992-1999. *Lutra* 43(2): 93-100.
- AHOLA K. & TERHIVUO J. (1982): Breeding pine martens recorded in nest boxes set out for owls in southern Finland. *Memo. Soc. Flora Fauna Fennica* 58: 137.
- AMLANER C.L. & MACDONALD D.W. (1980): *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking*. Pergamon Press. Oxford. 804 S.
- AMT FÜR DAS BIOSPHÄRENRESERVAT SCHAALSEE (2003): Biosphärenreservat Schaalsee – Rahmenkonzept/Regionale Agenda 21. 184 S.
- ANONYMUS (1981): Baummarde-Geheck im Erdbau. *Wild und Hund* 12/1981: 479.
- ANSORGE H. (1988): Biologische Daten des Baummartens, *Martes martes* (L., 1758) aus der Oberlausitz. *Naturalistica* 10: 3-14.
- ANSORGE H. (1995): Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien am Säugetierschädel. *Meth. feldökol. Säugetierfor.* Band 1: 95-102.
- ANSORGE H., SCHIPKE R. & ZINKE O. (1997): Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. *Z. Säugetierkunde* 62: 143-151.
- ANTONELLI F. (1997): Analisi della sovrapposizione di nicchia tra faina e martora in condizioni di simpatria. M.S. Univ. Roma.
- ARCHIBALD W.R. & JESSUP R.H. (1984): Population dynamics of the pine marten (*Martes americana*) in the Yukon Territory. In: OLSON R., HASTINGS R. & GEDDES F. (eds.): *Northern ecology and resource management: Memorial essays honouring Don Gill*: 81-97.
- ARNEMO J.M., MOE R.O. & SOLI N.E. (1994): Immobilization of captive pine martens (*Martes martes*) with medetomidine-ketamine and reversal with atipamezole. *J. Zoo and Wildl. Medicine* 25(4): 548-554.
- ARTHUR S.M. & KROHN W.B. (1991): Activity patterns, movements, and reproductive ecology of Fishers in South-Central Maine. *J. Mamm.* 72(2): 379-385.
- ARTHUR S.M., PARAGI T.F. & KROHN W.B. (1993): Dispersal of juvenile fishers in Maine. *J. Wildl. Manage.* 57(4): 868-874.
- AUBRY K.B., WAHL F.E., KIENAST J., CATTON T.J. & ARMENTROUT S.G. (1997): Use of remote video cameras for the detection of forest carnivores and in radio-telemetry studies of fishers. 350-361. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, ecology, techniques, and management*. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.
- AUSTIN C.R. & SHORT R.V. (1979): Fortpflanzungsbiologie der Säugetiere. Band 3 Hormone und Fortpflanzung. Verlag Paul Parey Berlin und Hamburg, 124 S.
- BADRY M.J., PROULX G. & WOODARD P.M. (1997): Home-range and habitat use by fishers translocated to the aspen parkland of Alberta. S. 233-251. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, ecology, techniques, and management*. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.
- BAILEY J.A. (1984): *Principles of wildlife management*. John Wiley & Sons. 373 S.
- BAKEJEV N.N. (1963): Berechnung der Zahl der Baummarde auf dem Wege der vollständigen Erfassung auf Probeflächen. S. 159-163. In: *Ressourcen der Fauna wirtschaftlich wichtiger Tiere in der UdSSR und ihre Erfassung*. Moskau.
- BALHARRY D. (1993): Factors affecting the distribution and population density of pine marten (*Martes martes* L.) in Scotland. Ph.D. thesis. Univ. of Aberdeen.
- BAUDVIN H., DESSOLIN J. & RIOLS C. (1985): L'utilisation par la martre (*Martes martes*) des nichoirs à choutes dans quelques forêts bourguignonnes. *Ciconia* 9: 61-104.
- BAUMANN F. (1949): *Die freilebenden Säugetiere der Schweiz*. Bern.
- BEKETOV S.V. & KASHTATOV S.N. (2002): Statistical analysis of secondary sex ratio variation in sable *Martes zibellina* L. *Russ. J. Genetics* 38(2): 181-187.
- BEKETOV S. V. & KASHTANOV S. N. (2004): Effect of the hereditary characteristics of male blue foxes *Alopex lagopus* L. on the sex ratio of their offspring. *Russ. J. Genetics* 41(3), 333-336.
- BELANT J.L. (1991): Immobilization of Fishers (*Martes pennanti*) with Ketamine Hydrochloride and Xylazine Hydrochloride. *J. Wildl. Diseases* 27(2): 328-330.
- BELANT J.L. (1992): Field immobilization of American martens (*Martes americana*) and short-tailed weasels (*Mustela erminea*). *J. Wildl. Diseases* 28(4): 662-665.
- BISSONETTE J.A., FREDRICKSON R.J. & TUCKER B.J. (1988): The effects of forest harvesting on marten and small mammals in western Newfoundland. *Utah State Univ. Logan*. 108 S.
- BRAINERD S.M. (1997): Habitat selection and range use by Eurasian pine marten (*Martes martes*) in relation to commercial forestry practices in southern boreal Scandinavia. Agricultural University of Norway, Doctor Scientiarum Theses.

- BRAINERD S.M., HELLDIN J.O., LINDSTRÖM E. & ROLSTAD J. (1994): Eurasian pine martens and old industrial forest in southern boreal Scandinavia. S. 343-354. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- BRAINERD S.M., HELLDIN J.O., LINDSTRÖM E.R., ROLSTAD E., ROLSTAD J. & STORCH I. (1995): Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. Ann. Zool. Fenn. 32: 151-157.
- BRASSARD J.S. & BERNARD R. (1939): Observations on breeding and development of the marten, *Martes a. americana* (Kerr.). Can. Field Nat. 53: 15-21.
- BREDEN F. & HAUSFATER G. (1990): Selection within and between social groups für infanticide. Am. Nat. 136: 673-688.
- BRIGHT P.W. & SMITHSON T.J. (1997): Species recovery programme for the pine marten in England 1995-1996. English Nature Research Rep. No. 240, English Nature, Peterborough.
- BROEKHUIZEN S. (1983): Habitat use of beech marten (*Martes foina*) in relation to landscape elements in a Dutch agricultural area. Proc. XVIth Int. Congr. Game Biol., CFSR 1983: 614-624.
- BROEKHUIZEN S., DIJKSTRA V.A.A. & MÜSKENS G.J.D.M. (2000): Opmerkelijke omzwerving van een boommartermantje *Martes martes*. Lutra 43(2): 119-124.
- BROEKHUIZEN S., LUCAS M. & MÜSKENS G.J.D.M. (1989): Behaviour of a young beech marten female (*Martes foina* Erxleben, 1777) during dispersion. Pop.ökol. Marderart. Säuget. Wiss. Beitr. Univ. Halle 37 (P39): 422-432.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (1991): Einfluss der Qualität des Home-Range auf die Reproduktion beim Steinmarder *Martes foina*. In: 10. Marderkolloquium, Sep. 1991. Freie und Hansestadt Hamburg. S. 42.
- BROEKHUIZEN & MÜSKENS (1998): Interactions between tawny owls and pine martens. Votr. 17. Marderkoll. Hankensbüttel.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (2000a): Voortplanting bij Boommarter *Martes martes* in Nederland. Lutra 43(2): 205-214.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (2000b): Utilization of rural and suburban habitat by pine marten *Martes martes* and beech marten *M. foina*: species-related potential and restrictions for adaptation. Lutra 43(2): 223-227.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (2000c): Geslachtsafhankelijke dispersie bij boommarters *Martes martes* in Midden- en Noord-Nederland. Lutra 43(2): 109-118.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (2005): Vergelijking van het voorkomen van de boommarter in Nederland in de perioden 1989-1999 en 2000-2004. Marterpassen XI: 8-13.
- BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (2006): Doodgereden boommarters in 2005. Marterpassen XII: 36-40.
- BROWN M.K. (1980): The status of the pine marten in New York. Trans. Northeast Sec. Wildl. Soc. 37:217-226.
- BULL E.L. & HEATER T.W. (1995): Intraspecific predation on American marten. Northwestern Naturalist 76: 132-134.
- BULL E.L. & HEATER T.W. (2000): Resting and denning sites of American martens in northeastern Oregon. Northwest Science 74(3): 179-185.
- BULL E.L. & HEATER T.W. (2001): Survival, causes of mortality, and reproduction of the American marten in northeastern Oregon. Northwestern Naturalist 82: 1-6.
- BURT W.H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J. Mammal. 24: 346-352.
- BUSKIRK S.W. & MCDONALD L.L. (1989): Analysis of variability in home-range size of the American marten. J. Wildl. Manage. 53: 997-1004.
- BUSKIRK S.W. & POWELL R.A. (1994): Habitat ecology of fishers and American martens. S. 283-296. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- BUSKIRK S.W., YIQING M., LI X. & ZHAOWEN J. (1996): Winter habitat ecology of sables (*Martes zibellina*) in relation to forest management in china. Ecol. Appl. 6(1): 318-325.
- CANIVENC R., MAUGET C., BONNIN M. & AITKEN R.J. (1981): Delayed implantation in the Beech marten (*Martes foina*). J. Zool. Lond. 193: 325-332.
- CHAPIN T.G., HARRISON D.J. & KATNIK D.D. (1998): Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. Conserv. Biol. 12(6): 1327-1337.
- CLARK T.W., ANDERSON E., DOUGLAS C. & STRICKLAND M. (1987): *Martes americana*. Mamm. Species 289: 1-8.
- CLARK T.W., BEKOFF M., CAMPBELL T.M., HAUPTMAN T. & ROBERTS B.D. (1989): American marten, *Martes americana*, home ranges in Grand Teton National Park, Wyoming. Can. Field Naturalist 103(3): 423-425.
- CLEVENGER A.P. (1993): Pine marten home ranges and activity patterns on the Island of Minorca, Spain. Z. Säugetierk. 58(3): 137-143.
- CLEVENGER A.P. (1994): Habitat characteristics of Eurasian pine martens *Martes martes* in an insular Mediterranean environment. Ecography 17: 257-263.
- CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D. & GUINNESS F.E. (1981): Parental investment in male and female offspring in polygynous mammals. Nature 289: 487-489.
- CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D. & GUINNESS F.E. (1984): Maternal dominance, breeding success and birth sex ratios in red deer. Nature 308: 358-360.
- CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D. & GUINNESS F.E. (1985): Parental investment and sex differences in juvenile mortality in birds and mammals. Nature 313: 131-133.

- CLUTTON-BROCK T.H. & IASON G.R. (1986): Sex ratio variation in mammals. *The Quart. Rev. Biol.* 61(3): 339-374.
- CREEL S., CREEL N.M. & MONFORT S.L. (1998): Birth order, estrogens and sex-ratio adaptation in African wild dogs (*Lycaon pictus*). *Anim. Repro. Science* 53: 315-320.
- CYPHER B.L. (2003): Foxes. S. 511-546. In: FELDHAMER G.A., THOMPSON B.C. & CHAPMAN J.A. (eds.): *Wild mammals of North America – biology, management, and conservation*. Johns Hopkins Univ. Press Baltimore London.
- DANILOV P.I. & TUMANOV I.L. (1976): Kuni severo-zapada SSSR [Mustelids in north-eastern USSR]. Nauka (in russisch).
- DEJOUNGE J. (1981): Predation of the pine marten, *Martes martes*, in relation to habitat selection and food abundance during winter in central Schweden. Report 1401, Statens Naturvårdsverk, Stockholm, Schweden.
- DESOLLA S.R., BONDURIANSKY R. & BROOKS R.J. (1999): Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *J. Animal Ecology* 68: 221-234.
- DIJKSTRA V.A.A. (2000): Het gebruik van boomholten op de Veluwezoom door de boommarter *Martes martes*. *Lutra* 43(2): 171-184.
- DIX L.M. & STRICKLAND M.A. (1986a): The use of radiographs to classify marten by sex and age. *Wildl. Soc. Bull.* 14: 275-279.
- DIX L.M. & STRICKLAND M.A. (1986b): Sex and age determination for fisher using radiographs of canini teeth: a critique. *J. Wildl. Manage.* 50: 275-276.
- DOLCH D. (1991): Der Baumarder im Ländchen Bellin außerhalb geschlossener Waldungen. In: 10. Marderkolloquium, Sept. 1991, Freie und Hansestadt Hamburg S. 52.
- DOLCH D. (1992): Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg. Diss. Univ. Halle-Wittenberg.
- DRISCOLL K.M., JONES G.S. & NICHY F. (1985): An efficient method by which to determine age of carnivores, using dentine rings. *J. Zool. Lond.* 205: 309-313.
- EBERSBACH H. (1992): Zur Ökologie ausgewählter Musteliden-Arten in den östlichen Ländern Deutschlands. Diplomarbeit Univ. Halle-Wittenberg. 100 S.
- EBERSBACH H., HOFMANN T. & STUBBE M. (1995): Charakterisieren die Tagesschlafplätze die home ranges von Mardern? Poster Mustel.Koll. Tschechien 1995.
- EHRLICH I. (1949): Über Chromosomenzahl, Hodenzyklen und Brunft bei *Martes foina* Erxl. *Rev. Suisse Zool.* 56: 621-626.
- EICHSTÄTT W. & EICHSTÄTT H. (1989): Die Säugetiere des Kreises Pasewalk. *Natur und Natursch.* in MV 27: 19-84.
- ELLENBERG H. (1980): Böcke zu Geißen = eins zu eins? Über Geschlechterverhältnisse bei Rehen. *Wildbiol. für die Praxis* 2: 1-11.
- ENDERS R.K. & LEEKLEY J.R. (1941): Cyclic changes in the vulva of the marten (*Martes americana*). *Anat. Record.* 79: 1-5.
- ENDERS R.K. & PEARSON O.P. (1943): The Blastozyst of the fisher. *Anat. Record.* 85: 285-287.
- EWER R.F. (1973): *The carnivores*. Cornell Univ. Press, Ithaca New York, 494 S.
- FANCY S.G. & BOX P.O. (1980): Preparation of Mammalian teeth for age determination by cementum layers: a review. *Wildl. Soc. Bull.* 8: 242-247.
- FISHER R.A. (1930): *The Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford University Press.
- FÖHRENBACH H. (1984/85): Anmerkungen zu verschiedenen Home-Range-Berechnungsmethoden am Beispiel von Steinmardern, *Martes foina* (Carnivora, Mustelidae). *Säugetierk. Mitt.* 32: 49-53.
- FÖHRENBACH H. (1987): Untersuchungen zur Ökologie des Steinmarders (*Martes foina*, ERXLEBEN 1777) im Alpen-Nationalpark Berchtesgaden. Diss. Univ. Heidelberg. 90 S.
- FORTIN C. & CANTIN M. (1994): The effects of trapping on a newly exploited American marten population. S. 179-191. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): *Martens, sables, and fishers*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- FROST H. & KROHN W. (2004): Postnatal growth and development in Fishers. S. 253-264. In: HARRISON D.J., FULLER A.K. & PROULX G. (eds.): *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments*. Springer Science+Business Media Inc., New York.
- FULLER T.K., YORK E.C., POWELL S.M., DECKER T.A. & DEGRAAF R.M. (2001): An evaluation of territory mapping to estimate fisher density. *Can. J. Zool.* 79: 1691-1696.
- FUNK S.M. (1994): Zur Dichteabhängigkeit der räumlichen und sozialen Organisation und der Reproduktion beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.): Eine Studie bei zeitlich und räumlich durch Jagd und Tollwut variierenden Populationsdichten in Südwest-Deutschland und Ost-Frankreich. Diss. Univ. Saarbrücken. 281 S.
- GARANT Y. & CRETE M. (1997): Fisher, *Martes pennanti*, home range characteristics in a high density untrapped population in Southern Quebec. *Can. Field-Nat.* 111(3): 359-364.
- GEMENDIO M., CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D., GUINNESS F.E. & SIMPSON M.J. (1990): Mammalian sex ratios and variation in costs of rearing sons and daughters. *Nature* 343: 261-263.
- GILBERT J.H., WRIGHT J.L., LAUTEN D.J. & PROBST J.R. (1997): Den and rest-site characteristics of American marten and fisher. S. 135-145. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management*. Provincial museum of Alberta.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM U. (ed.) (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Aula-Verlag Wiesbaden 1150 S.
- GÖTZ M. & ROTH M. (2006): Reproduktion und Jugendentwicklung von Wildkatzen im Südharz. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43(1): 3-10.
- GORETZKI J. & LIESS C. (1989): Die Streckenentwicklung der jagdbaren Marderartigen (Mustelidae) in der DDR. Un-sere Jagd 39: 330-332.
- GOSLING L.M. (1986): Biased sex ratios in stressed animals. Am. Natural. 127(6): 893-896.
- GOSSOW H. (1999): Wildökologie. Verlag Dr. Kessel, Remagen-Oberwinter, 306 S.
- GOUGH M.C. & RUSHTON S.P. (2000): The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. Mamm. Rev. 30(3-4): 197-216.
- GRAKOV N.N. (1969): Geschlechter- und Altersstruktur sowie Zuwachs der Baummarderpopulation. Voprosy eko-logii prom. Zivotnych Sbornik trudov Moskau Lief. 22: 3-18.
- GRAKOV N.N. (1981): Lesnaja kunica. Moskau.
- GRANT J. & HAWLEY A. (1996): Some observations on the mating behaviour of captive American pine martens *Martes americana*. Acta Theriol. 41(4): 439-442.
- GRASSMAN L.I.J.R., TEWES M.E. & SILVY N.J. (2005): Ranging, habitat use and activity patterns of binturong *Arctictis binturong* and yellow-throated marten *Martes flavigula* in northcentral Thailand. Wildl. Biol. 11(1): 49-57.
- GRUE H. & JENSEN B. (1979): Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mam-mals. Danish Review of Game Biology 11:1-48.
- GUERRERO R. (1975): Type and time of insemination within the menstrual cycle and the human sex ratio at birth. Stud. Fa. Plann. 6: 367-371.
- HABERMEHL K.-H. (1985): Altersbestimmung bei Wild- und Pelztieren. Verlag Paul Parey, Hamburg Berlin. 223 S.
- HABERMEHL K.-H. & RÖTTCHER D. (1967): Die Möglichkeiten der Altersbestimmung beim Marder und Iltis. Z. Jagdwiss. 13: 89-102.
- HALLIWELL E.C. (1997): The ecology of red squirrels in Scotland in relation to pine marten predation. Ph.D. thesis, Univ. Aberdeen.
- HAMILTON W.J. (1943): Mammals of eastern United States. Comstock Publ. Ithaca, New York, 432 S.
- HARGIS C.D. & BISSONETTE J.A. (1997): Effects of forest fragmentation on populations of American marten in the intermountain west. S. 437-451. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management. Provincial museum of Alberta.
- HARGIS C.D., BISSONETTE J.A. & TURNER D.L. (1999): The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. J. Appl. Ecol. 36: 157-172.
- HARLAP S. (1979): Gender of infants conceived on different days of the menstrual cycle. New Engl. J. Med. 300: 1445-1448.
- HARRIS S. (1978): Age determination in the red fox (*Vulpes vulpes*) – an evaluation of technique efficiency as ap-plied to a sample of suburban foxes. J. Zool. Lond. 184: 91-117.
- HARRIS S., CRESSWELL W.J., FORDE P.G., TREWHELLA W.J., WOOLLARD T. & WRAY S. (1990): Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mam-mal Rev. 20: 97-123.
- HARTUNG J. (1980): Zur Altersbestimmung bei den einheimischen jagdbaren Musteliden anhand des Peniskno-chens. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 11: 350-359.
- HATLAPA H.-H. M. & WIESNER H. (1982): Die Praxis der Wildtierimmobilisation. Verlag Paul Parey, Hamburg und Ber-lin. 96 S.
- HAUER S., ANSORGE H. & ZINKE O. (2000): A long-term analysis of the age structure of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. Z. Säugetierk. 65: 360-368.
- HAUER S., ANSORGE H. & ZINKE O. (2002): Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. Biol. J. Linnean Society 77: 329-340.
- HAWLEY V.D. & NEWBY F.E. (1957): Marten home range and population fluctuations. J. Mamm. 38: 174-184.
- HEATH J.P., MCKAY D.W., PICHER M.O. & STOREY A.E. (2001): Changes in the reproductive behaviour of the endan-gered Newfoundland marten (*Martes americana atrata*): implications for captive breeding programs. Canad. J. Zool. 79(1): 149-153.
- HEDRICKS C. & MCCLINTOCK M.K. (1990): Timing of insemination is correlated with the secondary sex ratio of norway rats. Physiol. & Behav. 48: 625-632.
- HEISEY D.M. & FULLER T.K. (1985): Evolution of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. J. Wildl. Manage. 49: 668-674.
- HELLDIN J.-O. (1997): Age determination of Eurasian pine martens by radiographs of teeth in situ. Wildl. Soc. Bull. 25: 83-88.
- HELLDIN J.-O. (1998): Pine marten (*Martes martes*) Population Limitation. Ph.D. thesis 21 S.
- HELLDIN J.-O. (1999): Diet, body condition, and reproduction of Eurasian pine martens (*Martes martes*) during cy-cles in microtine density. Ecography 22: 324-336.

- HELLDIN J.O. & LINDSTRÖM E.R. (1995): Late winter social activity in pine marten (*Martes martes*) - false heat or dispersal? Ann. Zool. Fenn. 32: 145-149.
- HENRY S.E., O'DOHERTY E.C., RUIGGIERO L.F. & VAN SICKLE W.D. (1997): Maternal den attendance patterns of female American martens. S. 78-85. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management. Provincial museum of Alberta.
- HEPTNER V.G. & NAUMOV N.P. (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Band II: Seekühe und Raubtiere. VEB Gustav Fischer Verlag Jena 1006 S.
- HERRMANN M. (1987): Zum Raum-Zeit-System von Steinmarderrüden (*Martes foina*, ERXLEBEN 1777) in unterschiedlichen Lebensräumen des südöstlichen Saarlandes. Diplomarbeit Bielefeld, 64 S.
- HERRMANN M. (1994): Habitat use and spatial organization of stone martens (*Martes foina*). S. 122-136. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- HERRMANN M. (1997): Ressourcen, räumliche und soziale Organisation einer Steinmarderpopulation (*Martes foina*, Erxleben 1777) in unterschiedlichen Lebensräumen. Diss. Univ. Bielefeld. 241 S.
- HERRMANN M. & TRINZEN M. (1991): Wanderverhalten von einheimischen Mustelidenarten (Mustelidae), Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. Seevögel 12, Sonderheft 1: 39-44.
- HESSE S. (1987): Untersuchung zur Fortpflanzung und Altersstruktur Schleswig-Holsteinischer Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777). Hausarbeit Univ. Kiel. 162 S.
- HEWISON A.J.M. & GAILLARD J.M. (1996): Birth-sex ratios and local resource competition in roe deer, *Capreolus capreolus*. Behav. Ecol. 7(4): 461-464.
- HODGMAN T.P., HARRISON D.J., KATNIK D.D. & ELOWE K.D. (1994): Survival in an intensively trapped marten population in maine. J. Wildl. Manage. 58(3): 593-600.
- HODGMAN T.P., HARRISON D.J., PHILLIPS D.M. & ELOWE K.D. (1997): Survival of American marten in an untrapped forest preserve in Maine. S. 86-99. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management. Provincial museum of Alberta.
- HOFFMANN D. (2001): Populationsentwicklung und Lebensraumnutzung des Baummarders (*Martes martes* L.) in Schleswig-Holstein. Beitr. Jagd- u. Wildf. 26: 255-265.
- HOHMANN U. (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Diss. Univ. Göttingen. 153 S.
- HOHMANN U. & BARTUSSEK I. (2001): Der Waschbär. Verlag Oertel und Spörer, Reutlingen. 200 S.
- HOLEKAMP K.E. & SMALE L. (1995): Rapid change in offspring sex-ratios after clan dission in the spotted hyena. Amer. Naturalist 145(2): 261-278.
- HOOG P.N. & EICHENLAUB B. (2001): Movement. 2.0. Alaska Biological Science Center, US Geological Survey, Anchorage, AK, USA
- HOPPE H. (1986): Erfolgreiche Baummarderzucht (*Martes martes*). Säugetierkundl. Inf. Band 2 Heft 10: 394-395.
- HOPPE H. (1989): Zuchterfolge bei Baummardern *Martes martes*. Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 37: 450.
- HOVENS H.P.M. & JANSSE G.F.E. (1991): Eine Methode zur Ermittlung der Perioden stabiler Home-Ranges. In: 10. Marderkolloquium, Sep. 1991. Freie und Hansestadt Hamburg. S. 33-35.
- VAN DEN HORN B.A. & VAN MAANEN E. (eds.) (2005): Marterpassen XI. Jaarbrief over 2004 van de Werkgroep Boommarter Nederland van de vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Amersfoort. 88 S.
- I.L.N. GREIFSWALD (2003): Naturraumsanierung „Galenbecker See“ für prioritäre Arten. Umweltverträglichkeitsstudie Erläuterungsbericht STAUN Ueckermünde.
- JAMES W.H. (1986): Hormonal control of the sex ratio. J. Theor. Biol. 118: 427-441.
- JAMES W.H. (1987): The human sex ratio. Part 1: a review of the literature. Human Biol. 59: 721-752.
- JAMES W.H. (1989): Parental hormone levels and mammalian sex ratios at birth. J. Theor. Biol. 139: 59-67.
- JAMES W.H. (1990): The hypothesized hormonal control of human sex ratio at birth – an update. J. Theor. Biol. 143: 555-564.
- JENKS J.A., BOWYER R.T. & CLARK A.G. (1984): Sex and age-class determination for fisher using radiographs of canine teeth. J. Wildl. Manage. 48: 626-628.
- JENSEN A. & JENSEN B. (1970): The stone marten (*Martes foina*) in Denmark. Danske Vildtundersøgelser Heft 15. Vildtbiologisk station, Kalø.
- JOHANSSON K., NILSSON S.G. & TJERNBERG M. (1993): Characteristics and utilization of old Black Woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. Ibis 135: 410-416.
- JONES W.T. (1988): Variation in sex ratios of Banner-Tailed kongaroo rats in relation to population density. J. Mamm. 69(2): 303-310.
- JONES J.L. & GARTON E.O. (1994): Selection of successional stages by fishers in North-Central Idaho. S. 377-387. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.

- JONKEL C.J. & WECKWERTH R.P. (1963): Sexual maturity and implantation of Blastozysts in the wild pine marten. *J. Wildl. Manage.* 27: 93-98.
- KARTASHOV L.M. (1989): Age changes in fertility of sables (*Martes zibellina* L.) in the central Ob region. *Soviet journal of ecology* 20: 120-124.
- KATNIK D.D., HARRISON D.J. & HODGMAN T.P. (1994): Spatial relations in a harvested population of marten in Maine. *J. Wildl. Manage.* 58: 600-607.
- KAUHALA K. & HELLE E. (1990): Age determination of the raccoon dog in Finland. *Acta Theriol.* 35(3-4): 321-329.
- KENWARD R.E. (1992): Quantity versus quality: programming for collection and analysis of radio tag data. S. 231-246. In: PRIEDE I.G. & SWIFT S.M. (eds.): *Wildlife telemetry – Remote monitoring and tracking of animals*. Ellis Horwood, Chichester, UK.
- KENWARD R.E. (2001): *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press London San Diego 311 S.
- KENWARD R.E. & HODDER K.H. (1996): *Ranges V. An analysis system for biological location data*. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham UK, 69 S.
- KENWARD R.E., SOUTH A.B., WALLS S.S. (2003): *Ranges 6 v1.2: For the analysis of tracking and location data*. Anatrack Ltd., Wareham, UK
- KLAFFS G. & STÜBS J. (1987): *Die Vogelwelt Mecklenburgs*. G. Fischer Verlag. Jena. 426 S.
- KLEEF H. (1997): Boomarterinventarisatie in Nederland: Aanpak en resultaten, toegespitst op Noord-Nederland. 11-22. In: CANTERS K.J. & WIJSMAN H.J.W. (eds.): *Wat doen we met de Boomarter*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Utrecht.
- KLEEF H.L. (2000): Natal den attendance of two female pine martens *Martes martes* related to kitten development. *Lutra* 43(2): 137-149.
- KLEES D. (1993): waarnemingen bij de door Peter opgespoorde nestboom. *Marterpassen I*: 21-26.
- KLEES D. (1994): De nestboom op Berkenheuvel – de ontwikkeling van de jongen. *Marterpassen II*: 31-38.
- KLEIMAN D. (1977): Monogamy in mammals. *Quart. Rev. Biol.* 52:39-69.
- KLEVEZAL G.A. (1996): *Recording structures of mammals. Determination of age and reconstruction of live history*. Rotterdam: A.A. Balkema.
- KÖHLER W., SCHACHTEL G. & VOLESKA P. (2002): *Biostatistik*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. 301 S.
- KÖNIG R. & MÜLLER F. (1986a): Morphometrische Untersuchungen am mitteleuropäischen Baummarder (*Martes martes* L., 1758) und Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777) I. *Jagd und Hege* Heft 4: 31-33.
- KÖNIG R. & MÜLLER F. (1986b): Morphometrische Untersuchungen am mitteleuropäischen Baummarder (*Martes martes* L., 1758) und Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777) II. *Jagd und Hege* Heft 5: 17-19.
- KORHONEN H., NIEMELA P. & SIIRILA P. (2001): Temperament and reproductive performance in farmed sable. *Agricult. and food science Finland* 10(2): 91-97.
- KORPIMÄKI E. (1987): Selection for nest-hole shift and tactics of breeding dispersal in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *J. Anim. Ecol.* 56: 185-196.
- KORPIMÄKI E. & NORRDAHL K. (1989): Avian predation on mustelids in Europe. 1. Occurrence and effects on body size variation and life traits. *Oikos* 55: 205-215.
- KRACKOW S. (1995): Potential mechanisms for sex ratio adjustment in mammals and birds. *Biol. Rev.* 70: 225-241.
- KROHN W.B., ARTHUR S.M. & PARAGI T.F. (1994): Mortality and vulnerability of a heavily trapped fisher population. S. 137-146. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): *Martens, sables, and fishers*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- KROTT P. (1973): Die Fortpflanzung des Edelmarders (*Martes martes* L.) in freier Wildbahn. *Z. Jagdwiss.* 19: 113-117.
- KRÜGER H.H. (1989): Home ranges and patterns of distribution of stone and pine martens. *Transactions of the 19th International Union of Game Biologists Congress, Trondheim 1989*, vol 1: 348-349.
- KRÜGER H.H. (1991): Das Raum-Zeit-Verhalten einer jungen Steinmarderfähe während der Abwanderung aus dem elterlichen Territorium. *Symp. Biology and Management of Martens and Fishers*, Mai/Juni 1991: 47.
- KRÜGER H.H. (1995): Zur Populationsstruktur und Morphologie des Baummarders (*Martes martes* L., 1758) und Steinmarders (*Martes foina* Erxl., 1777). *Diss. Univ. Göttingen*.
- KRUUK L.E.B., CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.E., PEMBERTON J.M. & GUINNESS F.E. (1999): Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature* 399: 459-461.
- KUEHN D.W. & BERG W.E. (1981): Use of radiographs to identify ageclasses of fisher. *J. Wildl. Manage.* 53(3): 688-692.
- KURKI S., NIKULA A., HELLE P. & LINDEN H. (1998): Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal landscapes. *J. Anim. Ecol.* 67: 874-886.
- KVALHEIM E. (1982): Kommunikation und Toleranz unter in freier Wildbahn lebenden Edelmardern (*Martes martes* L.). *Z. Jagdwiss.* 28: 73-79.
- LABES R. (1983): Beitrag zur relativen Häufigkeit jagdbarer marderartiger Raubsäuger im Bezirk Schwerin 1977-1981. *Säugetierkd. Inf.* 7: 51-60.
- LAMMERTSMA D.R., BROEKHUIZEN S. & MÜSKENS G.J.D.M. (1994): Verminderde Voortplanting bij Steenmarters *Martes foina* in Nijmegen. *Lutra* 37: 29-45.

- LANDON D.B., WAITE C.A., PETERSON R.O. & MECH L.D. (1998): Evaluation of age determination techniques for gray wolves. *J. Wildl. Manage.* 62(2): 674-682.
- LARKIN R.P. & HALKIN D. (1994): A review of software packages for estimating animal home ranges. *Wildl. Soc. Bull.* 22: 274-287.
- LE BOEUF B.J. & BRIGGS K.T. (1977): The cost of living in a seal harem. *Mamm.* 41: 167-195.
- LINDSTRÖM E. (1989): The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. *Finnish Game Research* 46: 53-63.
- LINDSTRÖM E.R., BRAINERD S.M., HELLDIN J.O. & OVERSKAUG K. (1995): Pine marten - red fox interactions: a case of intraguild predation? *Ann. Zool. Fenn.* 32: 123-130.
- LUDWIG B. (1992): Gelbkehlchens Familienleben. *Wild und Hund* 95: 20-21.
- LUDWIG B. (1998): Das Duftmarkieren des Baummarters (*Martes martes*) unter Gehegebedingungen. *Z. Jagdwiss.* 44: 1-15.
- LÜPS P., GRAF M. & KAPPELER A. (1987): Möglichkeiten der Altersbestimmung beim Dachs *Meles meles* (L.). *Jahrb. Naturhist. Mus. Bern* 9: 185-200.
- MACDONALD D.W. (2004): Die große Enzyklopädie der Säugetiere. Könnemann Verlag Königswinter 930 S.
- MADSEN A.B. & RASMUSSEN A.M. (1985): Reproduction in the stone marten *Martes foina* in Denmark *Natura Jutlandica* 21: 145-148.
- MALDISHJUNAITE S.A. (1957): Altersbestimmung und Zahlenverhältnis der verschiedenen Altersgruppen beim Edelmarder in der Litauischen SSR. *Trudy Akad. Nauk. Lit. SSR, Serie B* (3): 169-178.
- MARCHESI P. (1989): Ecologie et comportement de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse. *Diss. Univ. Neuchâtel*. 185 S.
- MARKLEY M.H. & BASSETT C.F. (1942): Habits of captive marten. *Amer. Midl. Naturalist* 28: 604-616.
- MARSHALL W.H. (1951): An age determination method for the pine marten. *J. Wildl. Manage.* 15: 276-283.
- MARSHALL W.H. & ENDERS R.K. (1942): The Blastozyst of the marten (*Martes*). *Anat. Rec.* 84: 307-310.
- MAYFIELD H. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 73: 255-261.
- MEAD R.A. (1994): Reproduction in Martes. S. 404-422. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): *Martens, sables, and fishers*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- MECH L.D. (1975): Disproportionate sex ratios of wolf pups. *J. Wildl. Manage.* 39: 737-740.
- MENGE B.A. & SUTHERLAND J.P. (1976): Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *Am. Nat.* 110: 351-369.
- MENGE B.A. & SUTHERLAND J.P. (1987): Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am. Nat.* 130: 730-757.
- MERGEY M., PEREBOOM V., ROEDER J.-J., MARRE A. & HELDER R. (2006): Pine martens (*Martes martes*) in a fragmented agricultural landscape. *Vortr. 24th Must. Coll.* 5.-8.10.2006 Stuttgart
- METSelaar H.G.J. (1998): Een oude waarneming uit de duinen. *Marterpassen VI*: 24.
- MEYER J. (2001): Die Nutria *Myocastor coypus* (Molina, 1982) – eine anpassungsfähige Wildart. *Beitr. Jagd- u. Wildf.* 26: 339-347.
- MEYERS J.H. (1978): Sex ratio adjustment under food stress: maximization of quality or numbers of offspring? *Am. Nat.* 112: 381-388.
- MICHLER F.U. (2003): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Kassel (Nordhessen). *Diplomarbeit Univ. Halle/Saale*, 139 S.
- MIYOSHI K. & HIGASHI S. (2004): Home range and habitat use by the sable *Martes zibellina* brachyura in a Japanese cool-temperate mixed forest. *Ecol. Research* 20(1): 95-101.
- MOHR C.O. (1947): Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37: 233-249.
- MORRIS P. (1972): A review of mammalian age determination methods. *Mammal. Review* 2: 69-104.
- MÜHLENBERG (1993): Freilandökologie. UTB-Verlag Heidelberg Wiesbaden.
- MÜSKENS G.J.D.M. (1997a): Zijn naam: Mintwintig; de boommarter van Rozendaal. *Marterpassen V*: 31-34.
- MÜSKENS G.J.D.M. (1997b): Leefwijze en terreingebruik van de Boommarter in Nederland: wat weten we tot nu toe? S. 30-36. In: CANTERS K.J. & WIJSMAN H.J.W. (eds.): *Wat doen we met de Boommarter*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Utrecht.
- MÜSKENS, G.J.D.M. & BROEKHUIZEN, S. (2000): De Boommarter *Martes martes* als verkeersslachtoffer. *Lutra* 43(2): 229-236.
- MÜSKENS G.J.D.M. & BROEKHUIZEN S. (2005): De steenmarter (*Martes foina*) in Borgharen: aantal, overlast en schade. *Alterra-Report 1259*, Wageningen 74 S.
- MÜSKENS G.J.D.M., KLEES D.J.C. & BROEKHUIZEN S. (2000): Dagrustplaatsgebruik van een boommartermannetje *Martes martes* op de zuidoostelijke Veluwe. *Lutra* 43(2): 151-170.
- MULDER J.L. (1990): The stoat, *Mustela erminea*, in the Dutch dune region, its local extinction, and possible cause: the arrival of the fox, *Vulpes vulpes*. *Lutra* 33: 1-21.

- NAGORSEN D.W., FORSBERG J. & GIANNICO G.R. (1988): An evaluation of canine radiographs for sexing and aging pacific coast martens. *Wildl. Soc. Bull.* 16(4): 421-426.
- NICOLAI B. (1993): *Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands*. Fischer Verlag, Jena, 314 S.
- NIETHAMMER J. & KRAPP F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 1. Akademische Verlagsgesellschaft Wiesbaden 476 S.
- NILSSON S.G., JOHNSSON K. & TJERNBERG M. (1991): Is avoidance by Black Woodpecker of old nest holes due to predators? *Anim. Behav.* 41: 439-441.
- NITZE M. (1998): Untersuchung zur Ernährungsbiologie des Baummarders (*Martes martes* L.) in Waldgebieten der Agrarlandschaft Südwest-Mecklenburgs. *Beitr. Jagd- und Wildf.* 23: 193-218.
- NYHOLM E.S. (1970): On the ecology of the pine marten in Eastern and Northern Finland. *Suomen Riista* 22: 105-118.
- OCETKIEWICZ J. (1973): Wyniki hodowli klatkowej kuny lesnej (*Martes martes* L. 1758). *Wydawnictwa Własne Inst. Zootechn.* (351): 1-43.
- ODDIE K. (1998): Sex discrimination before birth. *Ecol. Evol.* 13(4): 130-131.
- O'DOHERTY E.C., RUGGIERO L.F. & HENRY E.H. (1997): Home-range size and fidelity of American martens in the Rocky Mountains of southern Wyoming. S. 123-134. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management*. Provincial museum of Alberta.
- ODUM E.P. (1971): *Fundamentals of ecology*. 3. ed. Philadelphia: W. B. Saunders Company.
- ODUM E.P. (1980): *Grundlagen der Ökologie*. Thieme Verlag Stuttgart New York 476 S.
- OLSSON M., SHINE R., MADSEN T., GULLBERG A. & TEGELSTROM H. (1996): Sperm selection by females. *Nature* 383: 585.
- OVERSKAUG K. (2000): Pine marten *Martes martes* versus red fox *Vulpes vulpes* in Norway; an inter-specific relationship? *Lutra* 43: 215-222.
- OVERSKAUG K., BROSETH H. & KNUSTEN B. (1994): Area and habitat use of pine martens *Martes martes* in mid-norway. *Lutra* 37: 81-88.
- PARAGI T.F., ARTHUR S.M. & KROHN W.B. (1994): Seasonal and circadian activity patterns of female fishers, *Martes pennanti*, with kits. *Canad Field-Naturalist* 108(1): 52-57.
- PAUL A. & KUESTER J. (1987): Sex ratio adjustment in a seasonally breeding primate species: evidence from a Barbary macaque population at Affenberg Salem. *Ethology* 74: 117-132.
- PAWLININ W. (1966): *Der Zobel (Martes zibellina L.)*. A. Ziemsen Verlag Wittenberg 102 S.
- PAYER D., HARRISON D. & PHILLIPS D. (2004): Territoriality and home-range fidelity of American martens in relation to timber harvesting and trapping. S. 99-114. In: HARRISON D.J., FULLER A.K. & PROULX G. (eds.): *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments*. Springer Science+Business Media Inc., New York.
- PEARL R. & PARSHLEY H.M. (1913): Data on sex determination in cattle. *Biol. Bulletins* 24: 205-225.
- PELIKAN J. & VACKAR J. (1978): Densities and fluctuation in numbers of red fox, badger and pine marten in the Bucin forest. *Folia Zoologica* 27: 289-303.
- PFLUMM W. (1996): *Biologie der Säugetiere*. Blackwell-Wissenschaftsverlag Berlin Wien 565 S.
- PHILLIPS D.M., HARRISON D.J. & PAYER D.C. (1998): Seasonal changes in home-range area and fidelity of martens. *J. Mamm.* 79(1): 180-190.
- POLIS G.A., MYERS C.A. & HOLT R.D. (1989): The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 297-330.
- POOLE K.G., MATSON G.M., STRICKLAND M.A., MAGOUN A.J., GRAF R.P. & DIX L.M. (1994): Age and sex determination for American martens and fishers. S. 204-223. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): *Martens, sables, and fishers*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- POOLE K.G., PORTER A.D., DE VRIES A., MAUNDRELL C., GRINDAL S.D. & ST. CLAIR C.C. (2004): Suitability of a young deciduous-dominated forest for American marten and the effects of forest removal. *Can. J. Zool.* 82: 423-435.
- POTT-DÖRFER B. (1994): Zur Situation des Baummarders (*Martes martes*) in Niedersachsen. S. 25-42. In: POTT-DÖRFER B., HECKENROTH H. & RABE K. (eds.): *Zur Situation von Fedlhamster, Baummarder und Iltis in Niedersachsen*. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie Hannover.
- POTVIN F. & BRETON L. (1997): Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Quebec. S. 452-470. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management*. Provincial museum of Alberta.
- POWELL R.A. (1979): Fishers, population models, and trapping. *Wildl. Soc. Bull.* 7: 149-154.
- POWELL R.A. (1994): Structure and spacing of *Martes* populations. S. 101-121. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): *Martens, sables, and fishers*. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- POWELL R.A., BUSKIRK S.W. & ZIELINSKI W.J. (2003): Fisher and Marten. S. 635-649. In: FELDHAMER G.A., THOMPSON B.C. & CHAPMAN J.A. (eds.): *Wild mammals of North America – biology, management, and conservation*. Johns Hopkins Univ. Press Baltimore London.
- PRELL, H. (1928): Rollzeit und Tragzeit der echten Marder. *Der Deutsche Jäger* Nr. 33/34: 1-8.

- PULLIAINEN E. (1981): Winter habitat selection, home range, and movements of the pine marten (*Martes martes*) in a Finnish Lapland forest. S. 1068-1087. In: CHAPMAN J.A. & PURSLEY D. (eds.): Worldwide Furbearer Conference Proc. Frostburg. Maryland, USA.
- PULLIAINEN E. (1984): Use of the home range by pine marten (*Martes martes* L.). Acta Zool. Fenn. 171: 271-274.
- RAPHAEL M.G. (1994): Techniques for monitoring populations of fishers. S. 224-240. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- RAPHAEL M.G. & JONES L.L.C. (1997): Characteristics of resting and denning sites of American martens in central Oregon and western Washington. S. 146-165. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management. Provincial museum of Alberta.
- REDPATH S.M. (1995): Habitat fragmentation and the individual: Tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. J. Anim. Ecol. 64: 652-661.
- RITCHIE J.W. (1953): Raising the marten for twenty-four years. Fur Trade J. Can. 30: 10-24.
- ROBERTS A.M. (1978): The origins of fluctuations in the human secondary sex ratio. J. Bioloc. Sci. 10: 169-182.
- RÖTTCHER D. (1965): Beitrag zur Altersbestimmung bei Nerz, Steinmarder und Iltis. Diss. Univ. Giessen.
- ROSSOLIMO O.L. & PAVLINOV I.J. (1974): Sex-related differences in the development, size and proportions of the skull in the pine marten *Martes martes* L. (Mammalia: Mustelidae). Bull. Mosc. Soc. Nat., Biol. Ser. 79: 23-35.
- RUETTE S., STAHL P. & ALBARET M. (2003): Factors affecting trapping success of red fox *Vulpes vulpes*, stone marten *Martes foina* and pine marten *M. martes* in France. Wildl. Biol. 9(1): 11-19.
- RUGGIERO L.F., PEARSON D.E. & HENRY S.E. (1998): Characteristics of American marten den sites in Wyoming. J. Wildl. Manage. 62(2): 663-673.
- RYSLAVY T. & MÄDLÖW W. (2008): Rote Liste und Liste der Brutvogelarten Brandenburgs 2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg“ als Beiheft zum Heft 4/2008.
- SACHS L. (1997): Angewandte Statistik. Springer Verlag Berlin.
- SÆTHER B.E., SOLBERG E.J., HEIM M., STACY J.E., JAKOBSEN K.S. & OLSAD R. (2004): Offspring sex ratio in moose *Alces alces* in relation to paternal age: an experiment. Wildl. Biol. 10(1): 51-57.
- SAMUEL M.D., PIERCE D.J. & GARTON E.O. (1985): Identifying areas of concentrated use within the home range. J Anim Ecol 54: 711-719.
- SANTOS-REIS M., SANTOS M.J., LOURENCO S., MARQUES J.T., PEREIRA I. & PINTO B. (2004): Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. S. 147-172. In: HARRISON D.J., FULLER A.K. & PROULX G. (eds.): Martens and fishers (Martes) in human-altered environments. Springer Science+Business Media Inc., New York.
- SCHINZEL B. (1998): Radiotelemetrie- und GIS-Analysen zum Raum-Zeit-Verhalten von Baum- (*Martes martes*) und Steinmardern (*Martes foina*) im Untersuchungsgebiet Wahlen. Diplomarbeit Univ. Saarbrücken. 139 S.
- SCHMIDT F. (1934): Über die Fortpflanzungsbiologie von sibirischem Zobel (*Martes zibellina* L.) und europäischem Baummarder (*Martes martes* L.). Z. Säugetierk. 9: 392-403.
- SCHMIDT F. (1943): Naturgeschichte des Baum- und des Steinmarders. Monogr. Wildsäugetiere 10. Leipzig. 258 S.
- SCHMIDT F. (1951): Die Marder und ihre Zucht. Beitr. Tierkunde & Tierzucht Leipzig 4. 59.
- SCHMIDT F. (1970): Das Buch von den Pelztieren und Pelzen. F.C. Mayer Verlag München 416 S.
- SCHMITT B. (2006): Abundanz, Reviersysteme und Habitatnutzung des Mauswiesels (*Mustela nivalis* L. 1766) in der Kulturlandschaft Südwestdeutschlands. Diss. Trier, 119 S.
- SCHREIBER R. (1977): Verbreitungsgebiet von Haarraubwild und Raubwildstrecken in den Wirtschaftsgruppen. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 10: 289-307.
- SCHRÖPFER R. (1997): Wieviel Baummarder leben in unseren Wäldern? S. 23-29. In: CANTERS K.J. & WIJSMAN H.J.W. (eds.): Wat doen we met de Boommarker. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Utrecht.
- SCHRÖPFER R., BIEDERMANN W. & SZCZESNIAK H. (1989): Saisonale Aktionsraumveränderungen beim Baummarder *Martes martes* L. 1758. Populationsökol. Marderart. Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P39): 433-442.
- SCHRÖPFER R., HOGREFE G. & SCHMITZ G. (1991): Langzeitbeobachtungen zum Revierverhalten einer Baummarder-Fähe *Martes martes* L. 1758. In: 10. Marderkolloquium, Sep. 1991, Freie und Hansestadt Hamburg S: 53.
- SCHRÖPFER R., WIEGAND P. & HOGREFE H.-H. (1997): The implications of territoriality for the social system of the European pine marten (*Martes martes* (L., 1758)). Z. Säugetierk. 62: 209-218.
- SEAMAN D.E., MILLSPAUGH J.J., KERNOHAN B.J., BRUNDIGE G.C., RAEDEKE K.J. & GITZEN R.A. (1999): Effects of sample size on kernel home range estimates. J. Wildl. Manage. 63(2): 639-747.
- SEIDL A. (1993): Verhaltensbeobachtungen zur Mutter-Kind-Beziehung beim Baummarder (*Martes martes* L., 1758) unter Gehegebedingungen. Diplomarbeit Univ. Giessen 106 S.
- SEILER A., LINDSTRÖM E. & STENSTRÖM D. (1995): Badger abundance and activity in relation to fragmentation of foraging biotopes. Ann. Zool. Fennici 32: 37-45.
- SELÅS V. (1990): Marens reproduksjonsbiologi. Fauna (Oslo) 43: 19-26.
- SHEA M.E., ROLLINS N.L., BOWYER R.T. & CLARK A.G. (1985): Corpora lutea number as related to fisher age and distribution in maine. J. Wildl. Manage. 49: 37-40.

- SIDOROVICH V.E., KRASKO D.A. & DYMAN A.A. (2005): Landscape-related differences in diet, food supply and distribution pattern of the pine marten, *Martes martes* in the transitional mixed forest of northern Belarus. *Folia Zool.* 54(1-2): 39-52.
- SIEFKE A. (1960): Baummarder-Paarung. *Z. Säugetierk.* 25: 178.
- SILK J.B. (1983): Local resource competition and facultative adjustment of sex ratios in relation to competitive abilities. *The Amer. Naturalist* 121(1): 56-66.
- SIMON N.P.P., SCHWAB F.E., LECOURE M.I. & PHILLIPS F.R. (1999): Fall and winter diets of martens, *Martes americana*, in central Labrador related to small mammal densities. *Can. Field-Nat.* 113: 678-680.
- SIMON O. & STIER N. (2005): Baummarder *Martes martes*. S. 403-408. In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN C., GUNNEMANN H., LEOPOLD P., NEUKIRCHEN M., PETERMANN J. & SCHRÖDER E. (eds.): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. BfN Bonn-Bad Godesberg 449 S.
- SKIRNISSON K. (1984): Zur Bestandesentwicklung von Stein- und Baummarder (*Martes foina* Erxleben 1777 und *M. martes* L. 1758) in Schleswig-Holstein. *Die Heimat* 91: 164-168.
- SKIRNISSON K. (1986): Untersuchungen zum Raum-Zeit-System freilebender Steinmarder (*Martes foina* ERXLEBEN, 1777). *Beitr. Wildbiologie* 6, Hamburg. Diss. 200 S.
- SKIRNISSON K. & FEDDERSEN D. (1984): Erfahrungen mit der Implantation von Sendern bei freilebenden Steinmardern. *Z. Jagdwiss.* 30: 228-235.
- SMITH A.C. & SCHAEFER J.A. (2002): Home-range size and habitat selection by American marten (*Martes americana*) in Labrador. *Can. J. Zool.* 80: 1602-1609.
- SONERUD G.A. (1985): Nest hole shift in tengmalm's owl *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. *J. Anim. Ecol.* 54: 179-192.
- SONERUD, G.A. (1989): Reduced predation by Pine Martens on nest of Tengmalm's Owl in relocated boxes. *Anim. Behav.* 37: 332-334.
- SPENCER W.D. (1987): Seasonal rest-site preferences of pine martens in the northern Sierra Nevada. *J. Wildl. Manage.* 51(3): 616-621.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2010): STATISTISCHES JAHRBUCH 2010 Für die Bundesrepublik Deutschland mit »Internationalen Übersichten«. 745 S.
- STEFFENS R., SAEMANN D. & GRÖSSLER K. (eds.) (1999): Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 530 S..
- STIER N. (1996): Untersuchung zur Raum-Zeit-Nutzung des Baummarders in Waldgebieten der Agrarlandschaft Südwest-Mecklenburgs. Diplomarbeit TU Dresden, 80 S.
- STIER N. (2000a): Tagesverstecke des Baummarders (*Martes martes* L.) in Südwest-Mecklenburg. *Beitr. Jagd- und Wildf.* 25: 165-182.
- STIER N. (2000b): Habitat use of the pine marten *Martes martes* in small-scale woodlands of Mecklenburg (Germany). *Lutra.* 43: 185-203.
- STIER N., BORCHERT M., ZSCHILLE J., HANS S., HEYER I., STAHL T. & ROTH M. (2010): Untersuchung zu einheimischen Raubsäu- gern und deren Einfluss auf Wasservögel. Zwischenbericht 2009. 5 S. In: MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN - OBERSTE JAGDBEHÖRDE (2010): 17. Jagdbericht für Mecklenburg-Vorpommern Jagdjahr 2008/2009. 49 S.
- STORCH I. (1988a): Zur Raumnutzung von Baummardern. *Z. Jagdwiss.* 34: 115-119.
- STORCH I. (1988b): Dem Marder auf der Spur. *Die Pirsch* 40: 28-33.
- STORCH I., LINDSTRÖM E.R. & DE JOUNGE J. (1990): Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriologica* 71: 311-320.
- STRANDGAARD H. & ASFERG T. (1980): The Danish bag record II. *Danish Rev. of Game Biol.* Vol. 11, no. 5.
- STRICKLAND M.A. & DOUGLAS C.W. (1981): The status of fisher in North America and its management in southern Ontario. S. 1443-1458. In: CHAPMAN J.A. & PURSLEY D. (eds.): Worldwide Furbearer Conference Proc. Frostburg. Maryland, USA.
- STRICKLAND M.A. & DOUGLAS C.W. (1987): Marten. S. 530-546. In: NOVAK M., BAKER J.A., OBBARD M.E. & MALLOCH B. (eds.): Wild furbearer management and conservation in North America. Ont. Trapp Assoc. North Bay.
- STRICKLAND M.A., DOUGLAS C.W., NOVAK M. & N.P. HUNZIGER (1982a): Fisher. S. 586-598. In: CHAPMAN, J.A. & FELDHAMER, G.A., Hrsg. Wild mammals of North America: biology, management, economics. Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore.
- STRICKLAND, M.A.; DOUGLAS, C.W.; NOVAK, M. & N.P. HUNZIGER (1982b): Marten. S. 599-612. In: CHAPMAN, J.A. & FELDMAMER, G.A., Hrsg. Wild mammals of North America: biology, management, economics. Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore.
- STUBBE M. (1965): Zur Biologie der Raubtiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. *Z. Jagdwiss.* 11: 73-102.
- STUBBE M. (1968): Zur Populationsbiologie der Martes-Arten. *Beitr. Jagd- und Wildforsch.* 6: 195-203.
- STUBBE M. (1981): Die Anteile der beiden Martes-Arten an der Marderstrecke der DDR. *Säugetierk. Inf.* 5: 100-102.

- STUBBE M. (1984): Die Bewirtschaftung der beiden Marderarten in der DDR. III. Wildbiol. Koll. „Wildbiologie und Wildbewirtschaftung“, Leipzig: 456-467.
- STUBBE M. (1989): Baum- und Steinmarder *Martes martes* (L.), *Martes foina* (Erxleben). S. 478-502. In: STUBBE H. (ed.): Buch der Hege, 1, 4. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE M. (1991): Einfluss des Baummarders *Martes martes* (L., 1758) auf Vogelpopulationen des gleichen Lebensraumes während der Brutzeit. S. 50-51. In: 10. Marderkolloquium, Sept. 1991: Freie und Hansestadt Hamburg.
- STUBBE M. (1993): *Martes martes* (Linne, 1758) - Baum-, Edelmarder. S. 375-426. In: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (eds.): Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5. Aula-Verlag Wiesbaden.
- STUBBE M. & EBERSBACH H. (1994): Zum Vorkommen einiger marderartiger Säugetierarten in den östlichen Bundesländern Deutschlands. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 19: 189-195.
- STUBBE M. & EBERSBACH H. (1997): Vorkommen und Raumnutzung von Baummardern in Europa. S. 37-44. In: CANTERS K.J. & WIJSMAN H.J.W. (eds.): Wat doen we met de Boommarker. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Utrecht.
- SUMINSKI P. (1968): Der Penisknochen als Altersmerkmal des Raubwildes. Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 6: 205-209.
- SWANN R.L. (1982): Short notes-predation of birds by pine marten. Scot. Birds 12: 53-54.
- SWART M. (1994): De nestboom op Berkenheuvel - Het vertrek. Marterpassen II: 39.
- SWIHART R.K. & SLADE N.A. (1985a): Influence of sampling interval on estimates of home-range size. J. Wildl. Manage. 49: 1019-1025.
- SWIHART R.K. & SLADE N.A. (1985b): Testing for independence of observations in animal movements. Ecology 66: 1176-1184.
- SWIHART R.K. & SLADE N.A. (1997): On testing for independence of animal movements. J. Agr. Biol. Environ. Stat. 2: 48-63.
- THOM M.D., MACDONALD D.W., MASON G.J., PEDERSEN V. & JOHNSON P.J. (2004): Female American mink, *Mustela vison*, mate multiply in a free-choice environment. Anim. Behav. 67: 975-984.
- THOMPSON I.D. (1994): Marten populations in uncut and logged boreal forests in Ontario. J. Wildl. Manage. 58: 272-280.
- THOMPSON I.D. & COLGAN P.W. (1987): Numerical responses of martens to a food shortage in northcentral Ontario. J. Wildl. Manage. 51: 824-835.
- THOMPSON I.D. & HARESTAD A.S. (1994): Effects of logging on American martens, and models for habitat management. S. 355-367. In: BUSKIRK S.W., HARESTAD A.S., RAPHAEL M.G. & POWELL R.A. (eds.): Martens, sables, and fishers. Cornell Univ. Press. Ithaca.
- TRIVERS R.L. & WILLARD D.E. (1973): Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. Science 179: 90-92.
- TRUBE R. (1994): Das Raum-Zeit-System dreier Musteliden im Solling. Diplomarbeit. Univ. Göttingen. 69 S.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (2003): Gutachtliches Landschaftsprogramm Mecklenburg-Vorpommern. 280 S.
- VAN DER LEER P.A. (1995): Bosuil valt boommarker aan. Marterpassen III: 41.
- VAN DER LEER P.A. (1996): Vallen jonge boommarkers vaak uit het nest? Marterpassen IV: 83-85.
- VELANDER K.A. (1983): Pine marten survey of Scotland, England and Wales 1980-1982. Vincent Wildlife Trust London 28 S.
- VELANDER K.A. (1991): Pine marten *Martes martes*. S. 368-376. In: CORBET G. B. & HARRIS S. (eds.): The handbook of British mammals. 3rd edition. Blackwell Sci. publ., Oxford.
- VERME L.J. & OZOGA J.J. (1981): Sex ratio of white-tailed deer and the estrus cycle. J. Wildl. Manage. 45(3): 710-715.
- WAGNER W., KIESSLING J., WENDEL D. & GNÜCHTEL A. (1998): Erläuterungsbericht zur Waldbiotopkartierung im Sächsischen Forstamt Tharandt. 106 S.
- WAUTERS W.T., Crombrugghe S.A., Nour N. & Matthysen E. (1995): Do female roe deer in good condition produce more sons than daughters. Behav. Ecol. Sociobiol. 37: 189-193.
- WENZEL U.D. (1974): Edelpelztiere. DLV Leipzig
- WERREN J.H. & CHARNOV E.L. (1978): Facultative sex ratios and population dynamics. Nature 272: 349-350.
- WHITE G.C. & GARROTT R.A. (1990): Analysis of wildlife radio tracking data. Acad. Press, New York USA, 383 S.
- WIESNER H. & v. HEGEL G. (1989): Zur Immobilisation von Musteliden. Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P39): 639-644.
- WIJSMAN H. (1997): Een schatting van het aantal boommarkers. Marterpassen V: 25-29.
- WIJSMAN H. (2002): Het model voor de aantallen boommarkers. Marterpassen VIII: 14.
- WIJSMAN H. (2004): Veldwaarnemingen in 2003 van de boommarker. Marterpassen X: 24-27.
- WIJSMAN H. & BESTMAN M. (eds.) (2006): Marterpassen XII Jaarbrief over 2005 van de Werkgroep Boommarker Nederland van de vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. Laren. 68 S.
- WIJSMAN H. & WIJSMAN-BLOK W.J. (1998): Een territorium in ,s-Graveland. Marterpassen VI: 25.

- WILLEBRAND T. (1988): Demography and ecology of a black grouse (*Tetrao tetrix*) population. Ph. D. Thesis Univ. Uppsala, Sweden.
- WORTON B.J. (1987): A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Modelling* 38: 277-298.
- WORTON B.J. (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecol.* 70: 164-168.
- WYNNE K.M. & SHERBURNE J.A. (1984): Summer home range use by adult marten in northwestern Maine. *Can. J. Zool.* 62: 941-943.
- YORK E.C. & FULLER T.F. (1997): Use of implantable microchips for individual identification of fishers. S. 309-316. In: PROULX G., BRYANT H.N. & WOODARD P.M. (eds.): *Martes: Taxonomy, Ecology, techniques, and management*. Provincial museum of Alberta.
- ZALEWSKI A. (1997a): Factors affecting selection of resting site type by pine marten in primeval deciduous forests (Bialowieza National Park, Poland). *Acta Theriol.* 42: 271-288.
- ZALEWSKI A. (1997b): Patterns of resting site use by pine marten *Martes martes* in Bialowieza National Park (Poland). *Acta Theriol.* 42: 153-168.
- ZALEWSKI A. (2000): Factors affecting the duration of activity by pine martens (*Martes martes*) in the Bialowieza National Park, Poland. *J. Zool. London* 251: 439-447.
- ZALEWSKI A. (2001): Seasonal and sexual variation in diel activity rhythms of pine marten *Martes martes* in the Bialowieza National Park (Poland). *Acta Theriol.* 46: 295-304.
- ZALEWSKI A. (2004): Geographical and seasonal variation in food habit and prey size of European pine martens. S. 77-98. In: HARRISON D.J., FULLER A.K. & PROULX G. (eds.): *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments*. Springer Science+Business Media Inc., New York.
- ZALEWSKI A. & JEDRZEJEWSKI W. (2006): Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Bialowieza Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29: 31-43.
- ZALEWSKI A., JEDRZEJEWSKI W. & JEDRZEJEWSKA B. (1995): Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). *Ann. Zool. Fenn.* 32: 131-144.
- ZALEWSKI A., JEDRZEJEWSKI W. & JEDRZEJEWSKA B. (2004): Mobility and home range use by pine martens (*Martes martes*) in a Polish primeval forest. *Ecoscience* 11: 113-122.
- ZIELINSKI W.J., TRUEX R.L., SCHMIDT G.A., SCHLEXER F.V., SCHMIDT K.N. & BARRETT R.H. (2004): Resting habitat selection by fishers in California. *J. Wildl. Manage.* 68(3): 475-492.
- ZSCHILLE J., HEIDECKE D. & STUBBE M. (2004): Verbreitung und Ökologie des Minks - *Mustela vison* SCHREBER, 1777 (Carnivora, Mustelidae) - in Sachsen-Anhalt. *Hercynia N.F.* 37: 103-126.

9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	Der Untersuchungsraum und die 3 Untersuchungsgebiete in Deutschland.....	12
Abb. 2:	Baumartenverteilung in den Waldgebieten des UG1.....	14
Abb. 3:	Verläufe (seit 1960) von mittlerer monatlicher Temperatur (A) und Niederschlag (B) in den 3 Untersuchungsgebieten.....	16
Abb. 4:	Baummardefähe ZF16 in eintüriger Holzkastenfalle.....	18
Abb. 5:	Narkotisieren eines Baummardeers im Einengkäfig.....	18
Abb. 6:	Kehlfleck von ZR24 (unterschiedliches Alter).....	21
Abb. 7:	Individuelle Kehlfleckenzeichnung telemetrierter Baummardeer im UG1 und UG3.....	22
Abb. 8:	Baummardeerrüde ZR9 mit Halsbandsender.....	23
Abb. 9:	Zeiträume, in denen die Baummardeer telemetriert wurden (n = 43).	24
Abb. 10:	Beispielhafte Ergebnisse der Incremental-Plot-Analyse zur Bestimmung des stabilen Aktionsraums basierend auf dem Kernel95- und Concav-Polygon-Verfahren (CP) für den Rüden ZR32 (oben, AR nicht stabil) und die Fähe ZF3 (unten, AR stabil).....	27
Abb. 11:	Bestimmung der Level (Anteil Peilungen) für Kerngebiete am Bsp. ZF3T3.....	28
Abb. 12:	Aktionsraum Kernel in 10 %-Stufen mit Kerngebiet (80 %) am Bsp. ZF3T3.....	28
Abb. 13:	Autobahnabschnitte mit einer systematischen Erfassung von Verkehrsverlusten des Baummardeers in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen.....	30
Abb. 14:	Hodenentwicklung am Bsp. von ZR7 und Messstrecken der Hodenaußenmaße.	31
Abb. 15:	Uterus von einer noch nicht geschlechtsreifen (AKI) und einer geschlechtsreifen Fähe (AKII+) inkl. der Messstrecken.....	32
Abb. 16:	Blastozysten (a & b) und Gelbkörper im Ovar (c & d) von Baummardeern.....	33
Abb. 17:	Kamera mit Infrarotscheinwerfer (c) und Zeitraffer-Rekorder (b) an einer Wurfhöhle (a) von Baummardeefähe ZF16.	34
Abb. 18:	Anfertigung eines Röntgenbildes von unteren Canini eines narkotisierten Baummardeers beim Zahnarzt.....	35
Abb. 19:	Röntgenaufnahmen von Canini.....	36
Abb. 20:	Verschiedene Pulpahöhlenbreiten in unteren Canini am lebenden Tier.....	36
Abb. 21:	Zahnschnitte durch 2 Caniniwurzeln mit 2 (a) und 4 (b, siehe Pfeile) Unterbrechungslinien.....	37
Abb. 22:	Zahnabnutzung der oberen Incisivi telemetrierter, z.T. altersbekannter Baummardeer.....	38
Abb. 23:	Bacula von Baummardeern unterschiedlicher Altersklassen.....	39
Abb. 24:	Visualisierung der Abhängigkeit der Raumnutzung des Baummardeers von der Anzahl an Peilungen durch Verlängerung des Beobachtungszeitraumes im UG1 (Beispiel: Fähe ZF16).....	41
Abb. 25:	Mindestanzahl (Einzelwerte und Mittelwert) an Peilungen für die Berechnung stabiler Aktionsräume von Baummardeerrüden und -fähen nach den Verfahren Kernel-95 (K95), Minimum-Convex-Polygon 100 (MCP100) und Concav-Polygon (CP03).	42
Abb. 26:	Aktionsraumberechnung (vier versch. Methoden) am Beispiel der Fähe ZF16.....	44
Abb. 27:	Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummardeer im UG1-Zarrentin. (n = 22 telemetrierte und 3 beobachtete Tiere).....	46
Abb. 28:	Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummardeer im UG2-Rothemühl. (n = 2 telemetrierte und 3 mehrfach gefangene Tiere).....	47
Abb. 29:	Aktionsräume (MCP100oE) etablierter Baummardeer im UG3-Tharandt. (n = 3 telemetrierte und 1 beobachtetes Tier).....	47
Abb. 30:	FrISChe (a) und verheilte Bissverletzungen (b, c) im Ohr von Baummardeern infolge von Revierkämpfen.....	49
Abb. 31:	Zwei Verfolgungsjagden von ZR9 hinter einem eingedrungenen, revierlosen Rüden während der Ranzzeit.....	50
Abb. 32:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummardeer im Waldgebiet „Bantiner Wald“ zwischen 1993 und 1998.....	52
Abb. 33:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummardeer im Waldgebiet „Wifo“ zwischen 1993 und 1997.....	53
Abb. 34:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummardeer im Waldgebiet „Neuhofer Wald“ zwischen 1996 und 1998.....	54
Abb. 35:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummardeer im Waldgebiet „Schalißer Bruch“ zwischen April und Oktober 1998.....	55
Abb. 36:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummardeer im Waldgebiet „Kölziner Tannen“ zwischen 1995 und 1997.....	55

Abb. 37:	Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarder in den Waldgebieten „Galliner und Valluhner Tannen“ zwischen 1996 und 1998.....	56
Abb. 38:	Saisonale Verteilung verkehrstoter Baummarder im UR zwischen 1989 und 1998.....	58
Abb. 39:	Saisonale Verteilung verkehrstoter Baummarder (n = 104) aufgeschlüsselt nach Altersklassen im UR zwischen 1989 und 1998.....	58
Abb. 40:	Fundorte verkehrstoter Baummarder (n = 16) und Bereiche erhöhter Gefahr im UG1.	59
Abb. 41:	Fundorte (schwarze Punkte: standardisiert erhoben; weiße Punkte: nicht standardisiert erhoben; vgl. Kap. 3.2) verkehrstoter Baum- und Steinmarder (n = 58 bzw. 68) auf einer regelmäßig kontrollierten Autobahnstrecke in Nordost-Deutschland.....	59
Abb. 42:	Verkehrsverluste des Baummarders (n = 58) entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen Zarrentin und Wilsdruff – aufgeschlüsselt nach Autobahnabschnitten (Erfassungszeitraum: 1992-1998).....	61
Abb. 43:	Saisonale Verteilung der Verkehrsverluste des Baummarders (n = 24) und des Steinmarders (n = 68) entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen den Anschlussstellen Zarrentin und Wilsdruff - basierend auf einer systematischen Erfassungslogistik zwischen Juli 1996 und Juli 1998.	62
Abb. 44:	Altersklassenverteilung von Baummarderverkehrsverlusten in unterschiedlichen Habitattypen – Erfassungszeitraum: 1989-1998.	63
Abb. 45:	Vorkommen von Sperma im Hoden/Nebenhoden im Verhältnis zur Hodengesamtmasse (n = 48) basierend auf der Analyse von Baumtotfunden.	64
Abb. 46:	Zusammenhang zwischen Hodengröße (außen) und der Hodengesamtmasse sowie dem Sperma-vorkommen von Baummardern (n = 27) – basierend auf der Analyse von Totfunden.....	65
Abb. 47:	Veränderung der Hodengröße (innen) von subadulten (AKI) und adulten (AKII+) Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden.	65
Abb. 48:	Veränderung der Hodengesamtmasse von subadulten (AKI) und adulten (AKII+) Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden.	66
Abb. 49:	Veränderung der Uterusastlänge von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).....	67
Abb. 50:	Veränderung der Uterusastbreite von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).....	67
Abb. 51:	Veränderung der Uterusgesamtmasse von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).....	67
Abb. 52:	Veränderung der Ovargesamtmasse von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).....	68
Abb. 53:	Veränderung der Ovargröße von Baummardern im Jahresverlauf – basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 25).....	68
Abb. 54:	Wurftermine von in Gefangenschaft und frei lebenden Baummardern – basierend auf Daten verschiedener Quellen aus Deutschland und den Niederlanden.....	70
Abb. 55:	Schwarzspechthöhle als Wurfversteck mit darüberliegender Latrine.....	74
Abb. 56:	Wurfhöhle in einem Alleebaum.....	75
Abb. 57:	Dauer der Nutzung unterschiedlicher Wurfverstecke in Abhängigkeit vom Alter der Baummarderwelpen im UG1.	76
Abb. 58:	Aufenthalt der Baummarderfähe ZF16 in der Wurfhöhle: Phasen der Anwesenheit und Abwesenheit in Abhängigkeit vom Alter der Welpen und der Tageszeit (1997).....	77
Abb. 59:	Aufenthalt der Baummarderfähe ZF16 in der Wurfhöhle: Phasen der Anwesenheit und Abwesenheit in Abhängigkeit vom Alter der Welpen und der Tageszeit (1998).	78
Abb. 60:	Anteil der Abwesenheit (%-Anteile bezogen auf einen 24 Stunden Tag) der Baummarderfähe ZF16 von der Wurfhöhle in den Jahren 1997 (oben) und 1998 (unten).	79
Abb. 61:	Gemeinsame Nutzung von Schlafplätzen der Baummarderfähe ZF16 und ihres Sohnes ZR24 – ausgedrückt als Prozentanteile aller Ruhepeilungen.	80
Abb. 62:	Raumnutzung des Rüden ZR8 während der Dismigration im Wald „Wifo“ (1994).....	81
Abb. 63:	Raumnutzung des Rüden ZR24 während der Dismigration im „Bantiner Wald“ (1997).	82
Abb. 64:	Raumnutzung der Fähe ZF6 nach Verdrängung aus ihrem Territorium durch eine andere Fähe.	84
Abb. 65:	Raumnutzung von ZR13 und ZF22 nach Freilassung aus der Gefangenschaft.....	85
Abb. 66:	Haupttagesversteck vom dismigrierenden Rüden ZR13 in einer Feldeiche.	85
Abb. 67:	Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (oben: Waldinnen- und -außenrandlinien- sowie unten: die Dichte der Teilflächen pro Waldgebiet) und Baummarder(BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 und UG2 basierend auf der Auswertung von CIR-Daten (Linear = Graph der Spearman-Rang-Korrelation).....	87

Abb. 68:	Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (Waldgröße, Forstteilflächendichte, Baumartenreichtum) und Baumarder(BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 basierend auf Daten der Forsteinrichtung.	88
Abb. 69:	Beziehung zwischen Waldstrukturparametern (Anteil an Laubwald- bzw. Kiefernwaldflächen) und Baumarder(BM)-Dichten in Waldgebieten des UG1 basierend auf Daten der Forsteinrichtung.....	89
Abb. 70:	Wälder > 10 ha im UG1 und potenzielle Möglichkeiten der Besiedlung durch Baumarder.	90
Abb. 71:	Verteilung von Baumardernachweisen in Mecklenburg-Vorpommern auf Messtischblattbasis.....	91
Abb. 72:	Waldverteilung in Mecklenburg-Vorpommern aufgeschlüsselt nach ihrer Eignung für die Besiedlung durch den Baumarder.....	92
Abb. 73:	Körpermasse von Baumarderrüden und –fähen im Jahresverlauf (n = 165) basierend auf der Analyse von Totfunden und Baumarderrängen aus dem UR.....	93
Abb. 74:	Pulpahöhlenweiten von Baumarderrüden (oben / n = 86) und –fähen (unten / n = 30) im Jahresverlauf aufgeschlüsselt nach Altersklassen.	95
Abb. 75:	Baculummassen von Baumarderrüden (n = 87) im Jahresverlauf aufgeschlüsselt nach Altersklassen.....	96
Abb. 76:	Altersstruktur von Baumarderbeständen unterschiedlicher Stichprobenzugehörigkeit - ermittelt mit verschiedenen Verfahren: (a) Analyse von Totfunden im Untersuchungsraum (UR), (b) Auswertung von Erstfängen im UG1, (c) Verteilung des jährlich ermittelten Alters der telemetrierten Revierbesitzer.....	97
Abb. 77:	Durch Modellierung ermittelte Altersstruktur der lebenden Population, auf Grundlage des Welpen-GV 3:1 und der geschlechtsspezifischen Mortalität der einzelnen AKs in Abb. 76a.	98
Abb. 78:	Entwicklung des Durchschnittsalters etablierter, telemetriertter Baumarder des UG1 im Verlauf der Untersuchung	99
Abb. 79:	Mittels Modellierung korrigierte theoretische Populationsstruktur im UG1.	101
Abb. 80:	Lage der Telemetrieuntersuchungsgebiete von Baumardern entsprechend Tab. 22.....	117

10 TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Geografische, klimatische und landschaftliche Charakterisierung der 3 UGs.....	17
Tab. 2:	Untersuchungszeitraum und Anzahl gefangener Baummarder und Beifänge in den 3 Untersuchungsgebieten.....	18
Tab. 3:	Saisonale Verteilung der Baummarderfänge im UG1 (n = 175).	19
Tab. 4:	Vergleich der Wiederfangraten von 12 zeitgleich im gleichen Gebiet lebenden Rüden-Fähen-Paarungen im UG1.....	20
Tab. 5:	Vergleich der mit unterschiedlichen Verfahren errechneten Aktionsraumgrößen (AR) etablierter Baummarder im UG1 mit dem AR-Wald: Mittelwerte, Standardabweichungen (s), relative mittlere Abweichungen und relative mittlere Differenzen (Kap. 3.1.6), Signifikanzen (p) nach Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest.	45
Tab. 6:	Aktionsraumgrößen (AR) etablierter Baummarder (Rüden und Fähen) in den 3 Untersuchungsgebieten (UG1 – UG3) nach verschiedenen Berechnungsverfahren ($\bar{x}$ = Mittelwert, s = Standardabweichung).	46
Tab. 7:	Anteile (%) der saisonalen Aktionsräume (MCP95) von Rüden und Fähen an ihrem Gesamtaktionsraum im UG1. ($\bar{x}$: Mittelwert, s: Standardabweichung, n: Individuenzahl).....	48
Tab. 8:	Kerngebiete (Kernel) telemetrierter Baummarder in den Untersuchungsgebieten UG1-UG3.....	48
Tab. 9:	Verteilung der Baummardertotfunde (n = 30) im UG1 auf die einzelnen Untersuchungsjahre.....	57
Tab. 10:	Verkehrsverluste von Baum- und Steinmardern entlang der Autobahnen A24, A10, A13 und A4 zwischen Zarrentin und Wilsdruff - basierend auf einer systematischen Erfassungslogistik vom 29.07.1996 bis zum 28.07.1998.	60
Tab. 11:	Alters- und geschlechtsspezifische Mortalitätsraten abgeleitet aus der Altersstruktur der Totfunde im UR in Abb. 76a.	64
Tab. 12:	Vorkommen von Sperma in Hoden und Nebenhoden von Baummardern der Altersklasse (AKII+) im Jahresverlauf: Anzahl der Individuen differenziert nach der Spermamenge - basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 56).	66
Tab. 13:	Anzahl von Gelbkörpern, Blastozysten und Uterusnarben adulter Baummarderfähen - basierend auf der Analyse von Totfunden (n = 9).	71
Tab. 14:	Daten zur Reproduktion telemetrierter Baummarderfähen im UG1.....	72
Tab. 15:	Daten zur Reproduktion von Gehegetieren und freilebenden Baummardern nach verschiedenen Quellen aus Deutschland und den Niederlanden.....	73
Tab. 16:	Exkursionen von ZR8 während der Dismigration 1994.	82
Tab. 17:	Exkursionen von ZR24 während der Dismigration 1997.....	83
Tab. 18:	Volumenanteil und Frequenz (%) der Hauptnahrungskomponenten des revierlosen Rüden ZR13: Früchte und Kleinsäuger – basierend auf der Analyse von Lösungsproben (n = 87)	86
Tab. 19:	Körpermaße subadulter und adulter Baummarder – basierend auf der Analyse von Totfunden und Fängen in Nordost-Deutschland (n = 183).....	93
Tab. 20:	Lebensstafel abgeleitet aus Abb. 76a und der Welpenmortalität im UG1.....	99
Tab. 21:	Raten und absolute Anzahl jährlich freiwerdender Reviere im UG1 sowie deren Ursachen.	100
Tab. 22:	Aktionsraumgrößen revierbesitzender Baummarder in Europa.....	116
Tab. 23:	Anteil reproduzierender Weibchen an der Weibchengesamtzahl verschiedener <i>Martes</i> -Arten, aufgeschlüsselt nach Altersklassen.....	128
Tab. 24:	Wurfgrößen des Baummarders in Europa basierend auf unterschiedlichen Methoden.	130
Tab. 25:	Baumartenverteilung der Wurfhöhlen – basierend auf Literaturdaten und eigenen Ergebnissen. ..	135
Tab. 26:	Relative Altersklassenanteile (%) von Baummardern.....	144

11 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AK	Altersklasse
Akt-Nr.	Aktennummer der Sektion
AR	Aktionsraum
BB	Brandenburg
CP	Concav-Polygon (Aktionsraumberechnungsmethode)
F	Fähe (Weibchen, female)
FFH	Fauna-Flora- Habitatrichtlinie
GV	Geschlechterverhältnis
HF	Hinterfuß-Länge
K	Kernel (Aktionsraumberechnungsmethode)
KR	Kopf-Rumpf-Länge
M	Körpermasse
MCP	Minimum-Convex-Polygon (Aktionsraumberechnungsmethode)
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MWU	Mann-Witney-U-Test
O	Ohr-Länge
R	Rüde (Männchen, male)
S	Sachsen
Schw	Schwanz-Länge
UG	Untersuchungsgebiet
UR	Untersuchungsraum

12 ANHANG

Anhang 1: Baumartenverteilung in den einzelnen Waldgebieten des UG1.

Anhang 2: Übersicht zu den telemetrierten Baummardern in den 3 Untersuchungsgebieten.

Anhang 3: Aktionsraumgrößen telemetriertter Baummarder in den 3 UGs nach verschiedenen Methoden.

Anhang 4: Aktionsräume (K95) telemetriertter Baummarder im UG1.

Anhang 5: Dauer der erfassten Revierbesetzung etablierter Baummarder im UG1 und Gründe für deren Ende.

Anhang 6: Rohdaten der Totfunde.

Anhang 7: An- und Abwesenheit jungführender, videoüberwachter Weibchen (ZF10, ZF16, ZF30) bei ihren Welpen im UG1 (1996 & 1998) ohne Beispiele aus Kap. 4.3.4).

Anhang 1

Baumartenverteilung in den einzelnen Waldgebieten des UG1.

Baumart	Wald	Neu- hofer Wald	Tes- torfer Wald	Banti- ner Wald	Val- lunner Tannen	Man- hagen	Niek- litzer Moor	Kölzi- ner Tannen	Wifo	Galliner Tannen	Heide- tannen	Lemm- brache- Fuchs- berg	Schalis- ser Bruch
Aspe	<i>Populus tremula</i>	0,4	0,5									0,5	1,0
Balsampappel	<i>Populus trichocarpa</i>							0,1					
Berg-Ahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	2,2	0,3	0,2		0,7						0,2	1,4
Colorado-Tanne	<i>Abies concolor</i>									0,5			
Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	6,9	0,3	2,1	6,6	5,5		4,4	2,8	1,2	1,3	3,0	0,5
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>		0,1										
Edel-Tanne	<i>Abies procera</i>										0,1		
Eibe	<i>Taxus baccata</i>			0,0									
Eiche sonstige	<i>Quercus spec.</i>											0,1	
Eßkastanie	<i>Castanea sativa</i>	0,2		0,4							1,6		
Europäische Lärche	<i>Larix decidua</i>	4,9	3,7	9,2	5,6			0,8	7,5	1,9	0,6	1,0	
Gemeine Birke	<i>Betula pendula</i>	2,1	13,4	4,6	9,6	8,4	73,7	1,4	7,5	3,4	5,4	5,8	37,4
Gemeine Esche	<i>Fraxinus excelsior</i>	1,3	6,8	7,0		2,4				0,8		0,6	1,7
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>	29,7	2,3	14,5	6,3	0,5	6,0	1,5	5,3	2,9	1,0	7,5	
Gemeine Kiefer	<i>Pinus sylvestris</i>	18,4	0,0	3,2	62,2	1,5	9,7	88,9	40,3	65,4	88,0	59,8	
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>		0,9	0,1						0,2			
Hemlockstanne sonst.	<i>Tsuga spec.</i>	0,2	0,0										
Japanische Lärche	<i>Larix kaempferi</i>	7,1		0,3		2,8		0,1	5,3			1,7	
Kanadische Hemlockstanne	<i>Tsuga canadensis</i>										0,2		
Küstentanne	<i>Abies grandis</i>	0,9	0,2	1,5	0,1				1,3	0,7	0,2	0,2	
Lawsonscheinzypresse	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>									0,1			
Omorika-Fichte	<i>Picea omorika</i>			0,4								0,1	
Pappel sonstige	<i>Populus spec.</i>	0,1		1,2				0,5					3,4
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>											0,2	
Rot-Buche	<i>Fagus sylvatica</i>	14,3	59,7	19,4	7,5	23,1		1,1	8,4	16,5	0,3	10,9	0,4
Rot-Eiche	<i>Quercus rubra</i>	1,3		1,0					1,5	0,0	0,1	0,2	
Rot-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>	4,0	4,4	5,6	0,1	11,4	5,1	1,1	10,2	1,0	0,3	3,0	42,1
Rüster sonstige	<i>Ulmus spec.</i>									0,4			
Schwarzpappel	<i>Populus nigra</i>					0,0							
Schwarzpappel-hybrid	<i>Populus nigra hybr.</i>			0,1									
Sitka-Fichte	<i>Picea sitchensis</i>			4,4		0,5	1,9					0,4	
Stiel-Eiche	<i>Quercus robur</i>	4,9	6,0	21,9	1,7	43,2	2,5	0,1	5,4	4,6	0,8	2,9	2,8
Tanne sonstige	<i>Abies spec.</i>	0,3											
Trauben-Eiche	<i>Quercus petraea</i>											0,6	
Vogelkirsche	<i>Prunus serotina</i>		0,0							0,5			
Weiß-Erle	<i>Alnus incana</i>		1,2	1,0	0,3		1,0		0,6		0,1	1,0	9,4
Weiß-Rüster	<i>Ulmus americana</i>		0,3										
Weiß-Tanne	<i>Abies alba</i>			0,3									
Weymouth-Kiefer	<i>Pinus strobus</i>	0,7		1,0					3,1				
Winter-Linde	<i>Tilia cordata</i>	0,2		0,2					0,7		0,1	0,1	

Anhang 2

Übersicht zu den telemetrierten Baummardern in den 3 Untersuchungsgebieten.

Abkürzungen: Geschlecht (G), männlich (m), weiblich (w), Alter (Jahre),
Kopf-Rumpf-Länge (KR), Schwanzlänge (Sch), Hinterfußlänge (HF), Ohrlänge (O)

Tier	G	Erstfang								Fang Anz.	Phasen mit akt. Sender (Laufzeit in Tagen)	N: Anz. Peilungen	
		Datum	Ort	Al-ter	Mas-se (g)	KR mm	Sch mm	HF mm	O mm				
		UG1 Zarrentin											
ZR1	m	04.03.92	Techiner Feldflur	¾	1620	490	235	110	46	1	04.03.92-12.03.92 (9)	60	
ZF2	w	30.08.92	Kampenwerder	4	1200	427	245	90	32	1	Senderausfall		
ZF3	w	21.02.93	Wifo	¾	1000	460	240	95	31	23	21.02.93-18.04.93 (56) 03.06.93-04.07.93 (32) 28.08.93-20.05.94 (267) 26.06.94-29.12.94 (187) 04.03.95-15.08.95 (163) 13.03.96-02.10.96 (204) 10.02.97-27.04.97 (77)	4487	
ZR4	m	02.05.93	Bantiner Wald	6	1620	510	215	105	30	6	02.05.93-31.07.93 (91)	160	
ZR5	m	21.05.93	Wifo	3	1530	480	215	98	32	13	21.05.93-23.05.93 (3) 16.07.95-25.10.95 (101) 11.03.96-10.05.96 (61)	206	
ZF6	w	26.08.93	Bantiner Wald	½	1070	435	225	94	32	10	26.08.93-29.12.93 (126) 31.01.94-13.08.94 (195) 06.09.94-03.06.96 (637)	3349	
ZR7	m	26.08.93	Bantiner Wald	½	1570	480	92	106	32	6	26.08.93-02.09.93 (8) 17.10.93-29.05.94 (225) 26.06.94-13.08.94 (49)	923	
ZR8	m	04.09.94	Wifo	½	1134	442	245	90	32	5	04.09.94-23.07.95 (324)	1262	
ZR9	m	03.10.94	Bantiner Wald	1½	1770	465	238	107	37	6	03.10.94-08.02.95 (129) 08.04.95-18.12.95 (254)	1061	
ZF10	w	11.06.95	Kölziner Tannen	5	1274	442	233	91	41	6	11.06.95-18.12.95 (191) 09.03.96-21.05.96 (74)	288	
ZF11	w	31.07.95	Kölziner Tannen	1¼	998	418	223	82	41	4	31.07.95-13.08.95 (14) 18.05.96-15.01.97 (243) 08.06.97-10.07.97 (33)	195	
ZR12	m	24.09.95	Kölziner Tannen	1½	1510	453	230	97	41	10	24.09.95-07.03.96 (166)	124	
ZR13	m	27.10.95	Gehege	6	2210	477	236	103	44		27.10.95-20.01.96 (86)	174	
ZR14	m	12.05.96	Manhagen	7	1740	451	238	95	49	9	12.05.96-18.12.96 (220) 23.07.97-06.10.97 (76)	177	
ZR15	m	13.05.96	Lemmbrache	4	1382	431	239	92	44	2	13.05.96-10.07.96 (59) 20.10.96-28.01.97 (100)	88	
ZF16	w	14.05.96	Bantiner Wald	2	1174	418	236	89	42	15	14.05.96-15.01.97 (247) 21.02.97-05.08.98 (166)	520	
ZF17	w	08.11.96	Wifo	1½	1082	430	213	86	44	1	08.11.96-17.06.97 (222)	126	
ZR18	m	09.11.96	Neuhofer Wald	½	1518	462	251	92	47	5	09.11.96-21.12.96 (43) 16.03.97-08.05.97 (54)	89	
ZR19	m	10.11.96	Neuhofer Wald	4	1692	473	244	97	45	9	10.11.96-24.11.96 (15)	26	
ZR20	m	29.12.96	Testorfer Wald	2	1480	473	234	94	43	2	29.12.96-02.04.97 (95)	38	
ZR21	m	11.02.97	Neuhofer Wald	7	1618	478	266	102	47	3	11.02.97-30.09.97 (232)	181	
ZF22	w	06.05.97	Gehege	6							06.05.97-13.06.97 (39)	41	
ZR23	m	19.05.97	Lemmbrache/ Galliner Tannen	1¼	1700	472	245	102	47	2	19.05.97-25.05.97 (7) 23.07.97-24.03.98 (245)	86	
ZR24	m	06.06.97	Bantiner Wald	¼	593	276	138	75	30	1	06.06.97-18.12.97 (196)	256	
ZF25	w	08.06.97	Testorfer Wald	4	1214	417	221	86	42	1	08.06.97-08.02.98 (246)	53	
ZF26	w	09.06.97	Wifo	¼	500	274	130	67	30	1	09.06.97-07.07.97 (29)	27	
ZF27	w	20.06.97	Lemmbrache	4	1172	437	225	88	40	8	20.06.97-26.07.97 (37) 29.04.98-31.05.98 (33)	50	

Tier	G	Erstfang								Fang Anz.	Phasen mit akt. Sender (Laufzeit in Tagen)	N: Anz. Peilungen
		Datum	Ort	Al- ter	Mas- se (g)	KR mm	Sch mm	HF mm	O mm			
		UG1 Zarrentin										
ZR28	m	30.06.97	Kölziner Tannen	¼	788	337	164	80	37	1	30.06.97-01.01.98 (186)	188
ZF29	w	01.07.97	Galliner Tannen	1¼	1290	427	223	86	45	11	01.07.97-27.07.97 (27) 30.04.98-05.08.98 (99)	92
ZF30	w	03.10.97	Neuhofer Wald	4	1252	452	210	87	41	4	02.10.97-02.07.98 (274)	88
ZR31	m	06.01.98	Valluhner Tannen	¾	1565	462	249	97	43	9	06.01.98-28.05.98 (143)	38
ZR32	m	20.04.98	Heidetannen	3	1548	439	235	97	46	4	20.04.98-22.06.98 (64)	24
ZR33	m	20.04.98	Schalißer Bruch	5	1730	482	251	102	44	1	20.04.98-01.10.98 (165)	44
ZR34	m	29.04.98	Testorfer Wald	1¼	1720	463	248	100	47	2	29.04.98-24.06.98 (57)	22
ZF35	w	29.05.98	Valluhner Tannen	5	1213	423	242	88	42	1	28.05.98-09.09.98 (105)	21
ZF36	w	14.07.98	Heidetannen	3	1078	423	218	98	43	2	14.07.98-07.09.98 (56)	18
ZR37	m	05.08.98	Schalißer Bruch	2	1500	438	246	102	42	2	05.08.98-06.09.98 (33)	17
ZR38	m	09.09.98	Lemmbrache	2	1732	466	275	101	45	2	09.09.98-07.10.98 (29)	15
		UG2 Rothemühl										
RF1	W	07.11.99	Rev. Jatznick	4						4	07.11.99-05.09.00 (303)	54
RR2	m	28.07.00	Rev. Johannisberg	3	1650	412	260	96	43	1	28.07.00-22.12.00 (148)	50
		UG3 Tharandt										
TR1	m	01.05.98	Tharandter Wald	5	1538	477	216	96	43	2	01.05.98-11.05.99 (376)	100
TF2	w	03.05.98	Tharandter Wald	4	1238	442	239	90	40	1	03.05.98-18.04.99 (351)	130
TR3	m	15.09.98	Tharandter Wald	6	1540	452	175	93	43	1	15.09.98-20.09.98 (5)	3

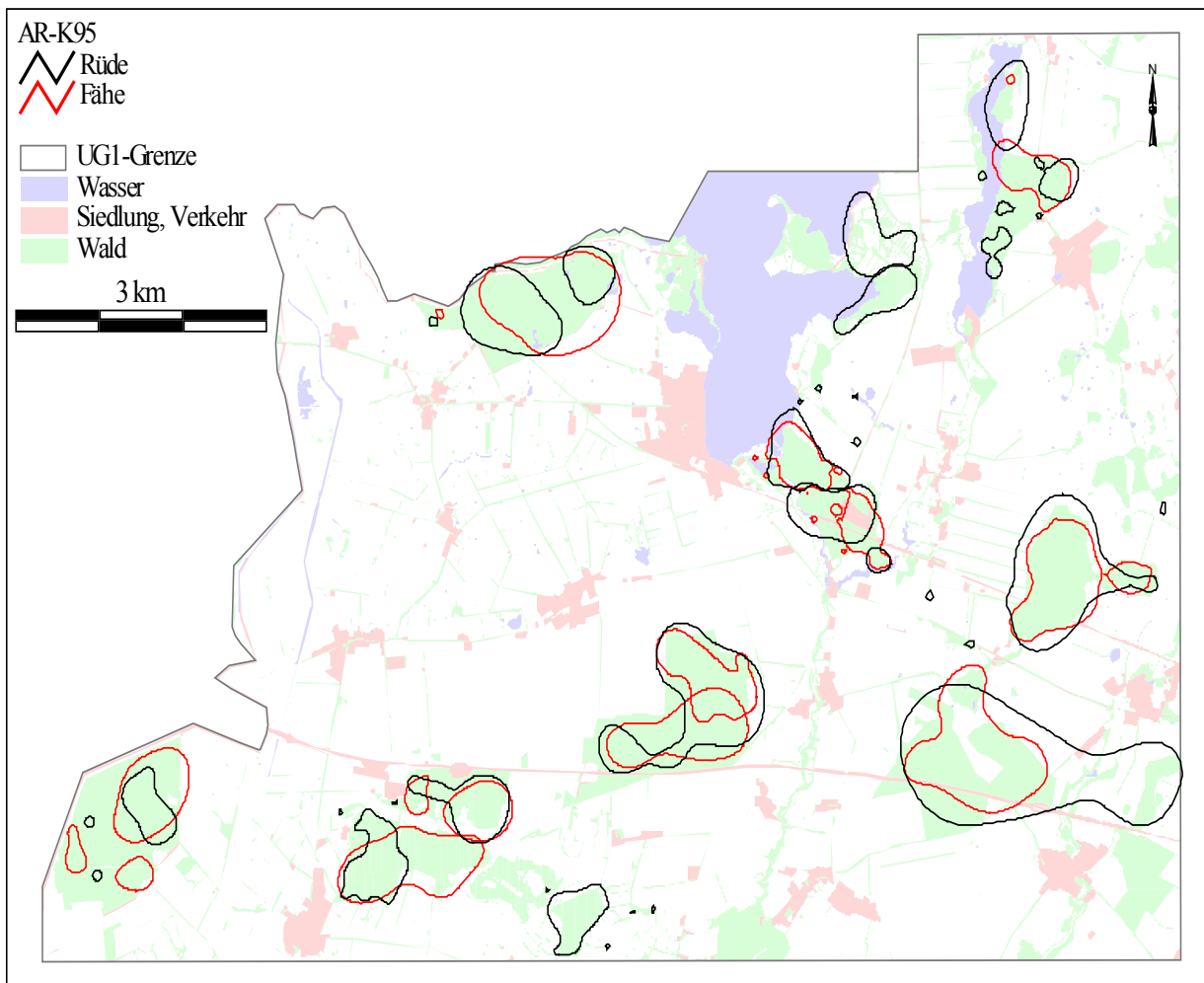
Anhang 3

Aktionsraumgrößen telemetrierter Baummarder in den 3 UGs nach verschiedenen Methoden.

Tier	Zeitraum	n	Kernel 100	Kernel 95	MCP 100	MCP 100oe	MCP 95	CP	AR-Wald
ZF3T1	21.02.93-30.04.95	722	151	106	141	141	127	129	118
ZF3T2	01.05.95-05.06.96	155	459	347	559	559	544	242	200
ZF3T3	06.06.96-27.04.97	106	63	53	53	53	45	48	52
ZR4	02.05.93-31.07.93	50	143	116	116	116	108	74	157
ZR5T1	21.03.93-23.03.93	10	57	57	54	54	54		118
ZR5T2	16.07.95-10.05.96	113	80	72	133	61	75	65	52
ZF6T1	26.08.93-20.06.95	535	185	125	166	166	127	133	157
ZF6T2	24.06.95-02.02.96	141	127	80	367	120	85	110	22
ZF6T3	01.03.96-03.06.96	64	39	34	60	39	32	38	61
ZR7	26.08.93-13.08.94	198	208	145	190	190	180	136	157
ZR8	02.05.95-23.07.95	68	105	82	71	71	63	51	66
ZR9T1	03.10.94-16.06.95	140	390	255	558	344	312	319	198
ZR9T2	19.06.95-18.12.95	85	251	214	370	182	193	225	157
ZF10	11.06.95-21.05.96	169	122	93	98	98	87	81	110
ZF11T1	31.07.95-24.05.96	20	143	124	100	100	99		160
ZF11T2	25.05.96-10.07.97	145	200	161	268	268	172	221	270
ZR12	24.09.95-07.03.96	106	250	206	234	234	216	137	270
ZR14T1	12.05.96-18.12.96	74	56	48	93	93	53	46	36
ZR14T2	23.07.97-06.10.97	70	558	430	449	449	418	359	233
ZR15	13.05.96-28.01.97	71	533	450	493	493	448	296	263
ZF16	14.05.96-05.08.98	423	207	151	200	200	160	155	157
ZF17	08.11.96-17.06.97	122	54	43	67	67	45	57	66
ZR18	06.12.96-08.05.97	45	25	18	29	29	17	16	29
ZR19	10.11.96-24.11.96	24	16	16	36	36	19		41
ZR20	29.12.96-02.04.97	37	178	158	167	167	152	85	222
ZR21T1	11.02.97-03.06.97	121	297	203	300	300	217	182	93
ZR21T2	04.06.97-30.09.97	46	98	77	122	122	121	45	72
ZR23	23.07.97-24.03.98	72	76	68	90	90	71	66	83
ZF25	08.06.97-08.02.98	53	223	198	184	184	121	142	222
ZF27	20.06.97-31.05.98	46	224	203	180	180	161	149	276
ZF29	01.07.97-05.08.98	87	150	137	114	114	110	94	116
ZF30	02.10.97-02.07.98	86	92	58	92	92	70	44	72
ZR31	06.01.98-28.05.98	37	89	69	83	83	61	30	87
ZR32	20.04.98-22.06.98	23	93		120	120	111		258
ZR33T1	20.04.98-19.05.98	20	137	129	179	112	112	112	71
ZR33T2	26.05.98-01.10.98	23	69	65	65	65	58	27	34
ZF35	28.05.98-09.09.98	21	91	69	60	60	57	19	87
ZF36	14.07.98-07.09.98	18	136	120	148	148	148	39	258
ZR37	05.08.98-06.09.98	17	58	47	66	66	64	23	48
ZR38	09.09.98-07.10.98	15	202	173	153	153	123		176
RF1	07.11.99-05.09.00	54	158	148	243	243	159	103	243
RR2	28.07.00-22.12.00	50	104	86	188	188	145	107	232
TR1	01.05.98-11.05.99	100	2873	2043	2323	2323	2160	1848	1993
TF2	03.05.98-18.04.99	130	842	736	1577	1577	1337	1122	1317

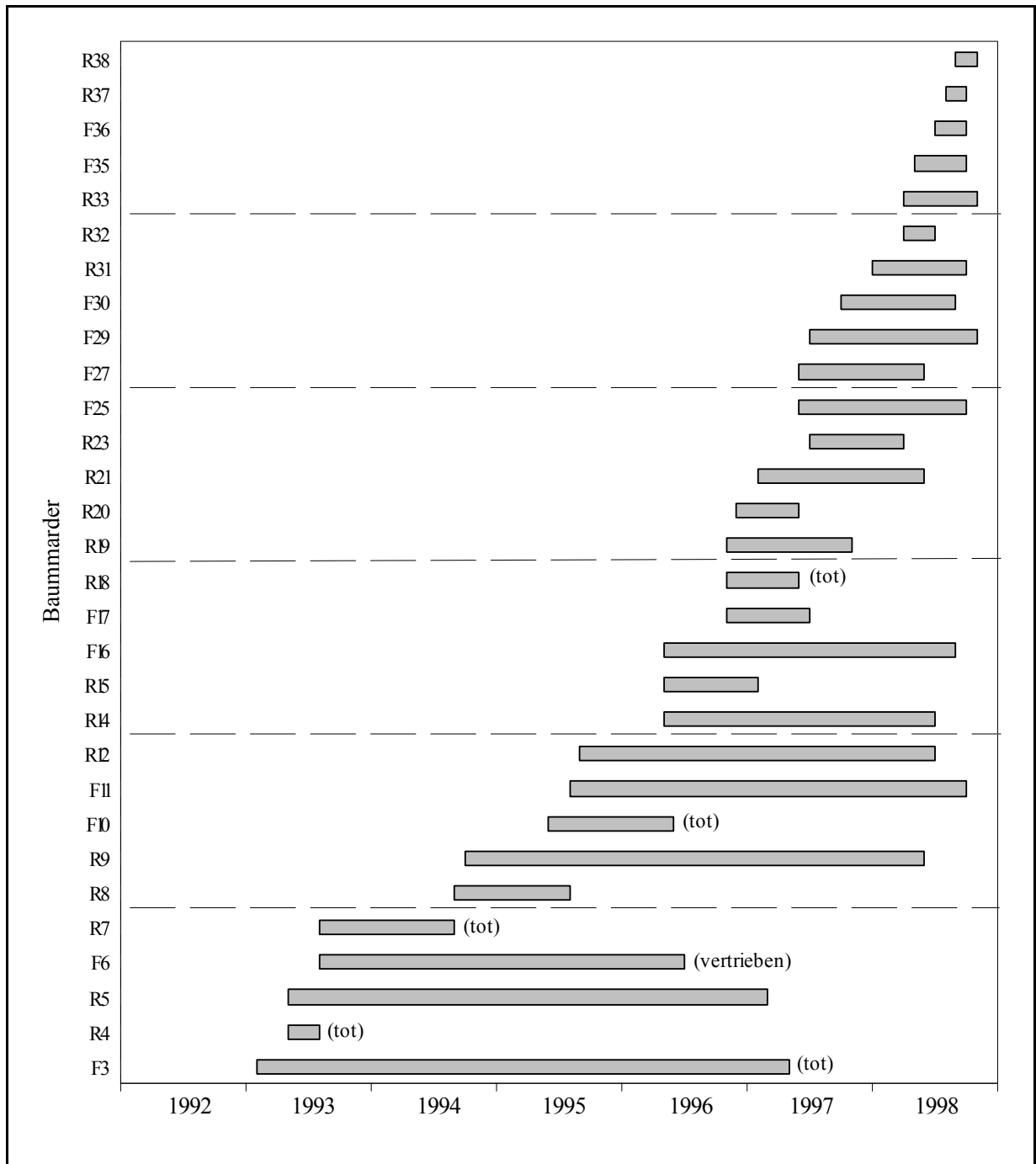
Anhang 4

Aktionsräume (K95) telemetrierter Baummarder im UG1.



Anhang 5

Dauer der erfassten Revierbesetzung etablierter Baumarder im UG1 und Gründe für deren Ende.



Anhang 6

Rohdaten der Totfunde:

Datum (Funddatum)

geborgen (Kadaver eingesammelt)

AktNr (Aktennummer der Sektion)

Ort (Fundort)

Ges (Geschlecht: w = weiblich, m = männlich)

Todesursache (f = Falle, s = Schuss, v = Verkehr, h = Hund, p = Prädation, w = ertrunken)

Alt (Alter) in Jahre, Monate

AK (Altersklasse)

KR (Kopf-Rumpf-Länge) mm

Schw (Schwanzlänge) mm

HF (Hinterfußlänge) mm

Ohr (Ohrlänge) mm

Masse (Körpermasse) g

HodL (Hodenlänge außen) mm

HodB (Hodenbreite außen) mm

ZitzL (Zitzenlänge) mm

ZitzB (Zitzenbreite) mm

PKM (Penisknochenmasse) mg

PBU (Pulpabreite im unteren Caninus) %

PBO (Pulpabreite im oberen Caninus) %

Datum	ge- bor- gen	Akt Nr	Ort	Ges	Tod Ur- sache	Alt	AK	KR	Schw	HF	Ohr	Masse	HodL	HodB	Zitz L	Zitz B	PK M	PB U	PB O
11.02.1986	ja		Wifo	w	f														
07.11.1986	ja	1/86	bei Kogel	w	f			458	258	87	31								
07.11.1986	ja		Kogeler Wald	w	f														
04.12.1986	ja		Kogeler Wald	m	f														
02.11.1987	ja		Galliner Tannen	m	f														
05.02.1989	ja	1/89	Nieklitzer Moor	m	f			485	261	98	39								
13.11.1990	ja	1/90	Bergholzberg	w	f	0,8	1												40,7
13.04.1991	ja	1/91	Manhagen	m	f			450	234	92	36								
27.06.1991	ja	2/91	Straße bei Techin	m	v														
07.01.1992	ja	1/92	Hecke bei Lassahn	m	f	0,10	1												47,7
23.01.1992	ja	2/92	Hecke bei Lassahn	m	s	2,10	3												23,1
10.02.1992	ja	3/92	Hecke bei Techin	m	f			475	260	95	25	1520							
22.03.1992	ja	5/92	Str.Quietschenmoor	m	v	0,12	1	435	268	99	40	1700							
01.09.1992	ja	9/92	A24,HGN,Wittenburg	w	v	0,6	1												42,8
16.09.1992	nein		Str.Dorotheenhof		v														
19.10.1992	ja	6/92	Dannenwalde	w	v	0,7	1	388	222	81	40	896						60,5	75,7
27.11.1992	ja	8/92	Hecke Schadel.Weg	m	f	0,8	1	522	213	95	36	1640					169		
16.06.1993	ja	10/93	Str.bei Götz	m	v	1,3	2	443	228	88	50	1488	15	21			221	39,0	42,2
31.08.1993	ja	6/93	Str.Bantin-Ausbau	m	v	0,5	1	495	265	97	37						147		
10.10.1993	ja	7/93	A24,Dr.Dosse	w	v	0,7	1	415	215	86	34	1000							56,7
11.11.1993	ja	8/93	Hecke,Schadel.Weg	m	f	0,8	1	472	253	92	38	1712	8	11			156	60,0	63,3
22.01.1994	nein		Str.Falkensee		v														
09.04.1994	ja	14/94	Str.Fehrbellin	m	v	1,1	2	418	232	92	49	1557	15	17			212	33,3	30,6
02.05.1994	ja	1/94	A10,vor Tank.Seeberg	m	v	1,2	2	455	258	95	38	1698	23	22			331	14,8	
30.05.1994	nein		Str.Althüttendorf		v														
30.05.1994	ja	2/94	Str.Wulfskuhl,Lehsen	m	v	1,3	2	427	252	95	33	1544	20	17			247		46,4
21.06.1994	nein		Str.Nauen		v														
26.06.1994	ja	3/94	A24,Meyenburg	m	v	1,3	2	432	238	88	38	1400					238		37,9
03.07.1994	nein	4/94	A24,Hagenow	w	v														
01.08.1994	ja	19/94	Rügen,Garz,Kasnewitz	w	v	0,5	1	393	238	85	40	1248						46,7	
16.08.1994	ja	18/94	bei Bantin-Ausbau	m	s	1,5	2										296		
30.08.1994	nein		Str.Hindenberg		v														
01.09.1994	ja	15/94	Str.Radensleben	w	v	0,6	1	405	232	82	43	912						72,5	
12.09.1994	nein		Str.Spaatz		v														
13.09.1994	nein	7/94	A24,Dr.Schwerin		v														
13.09.1994	nein	8/94	Str.Goldberg,Karow		v														

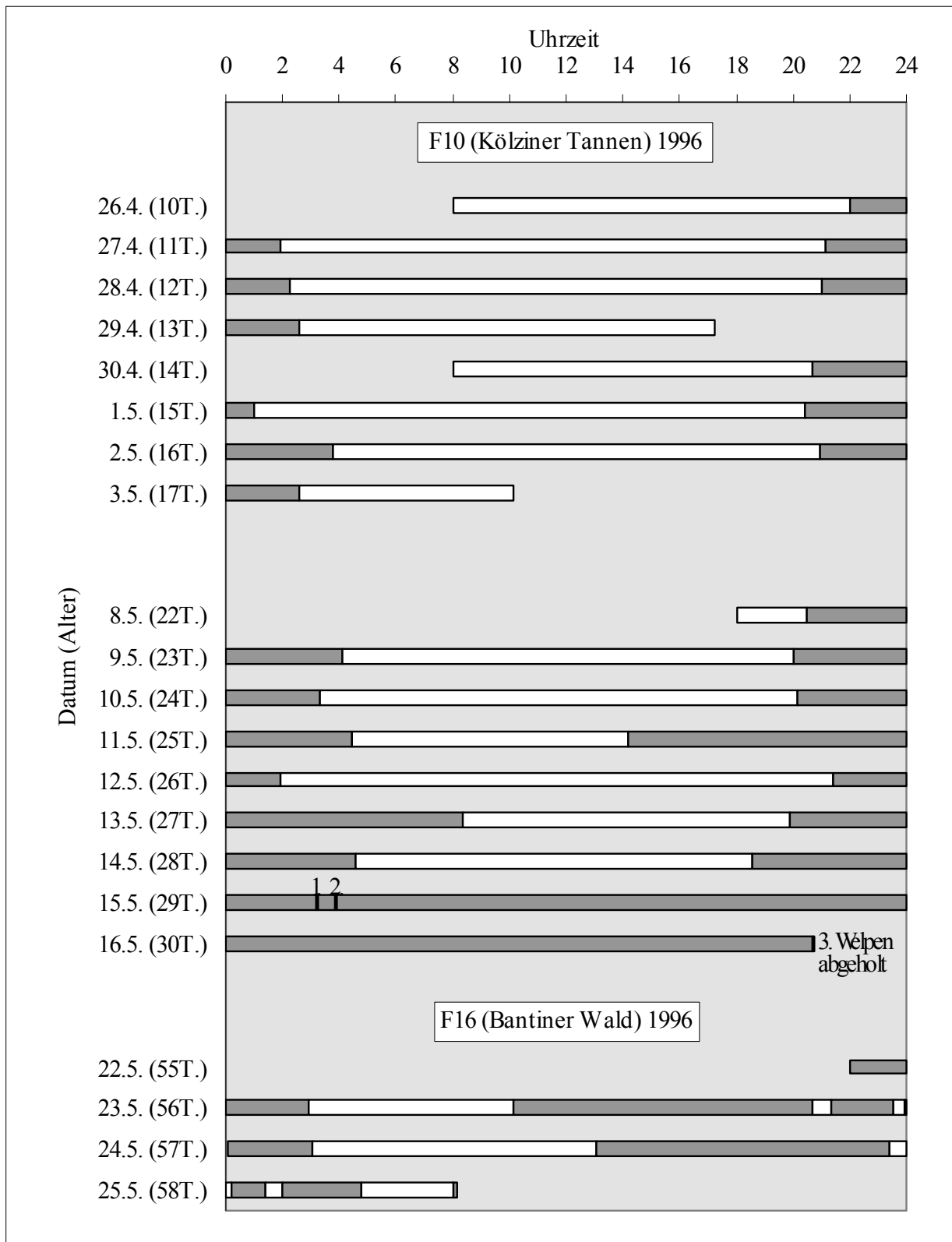
Datum	ge- bor- gen	Akt Nr	Ort	Ges	Tod Ur- sache	Alt	AK	KR	Schw	HF	Ohr	Masse	HodL	HodB	Zitz L	Zitz B	PK M	PB U	PB O
13.09.1994	nein	9/94	Str.Karow		v														
13.09.1994	ja	6/94	Str.Kölziner Tannen	m	v														
13.10.1994	nein	11/94	A10,Oranienburg		v														
02.11.1994	ja	16/94	Str.Treskow	m	v	0,8	1	419	262	95	51	1457	11	10				62,7	67,3
14.11.1994	ja	12/94	Hecke,Lüttower Ch.	m	f	0,8	1	505	237	88	46	1575	10	11			143		
26.11.1994	nein	13/94	A19,Krakow,Güstrow		v														
28.11.1994	nein		Str.Neukammer		v														
02.12.1994	nein		Str.Zützen		v														
12.12.1994	nein		Str.Alt-Ruppin	w	v														
15.12.1994	ja	17/94	Growe	m	f	1,9	2										268	33,3	33,3
01.01.1995	nein		Str.Katerbow		v														
01.01.1995	ja	1/95	Sanitz	w	s	1,10	2	409	242									26,7	29,3
03.02.1995	nein	2/95	A24		v														
07.02.1995	ja	3/95	Hecke,Vossenber	m	f	0,11	1										171		
11.03.1995	ja	4/95	Str.Rövershagen	w	v	4,12	5	389	269									14,1	16,7
02.04.1995	nein		Str.Alt-Ruppin		v														
09.04.1995	ja	5/95	A24, 94,2km	m	v	1,1	2	478	267	92	41								
11.04.1995	ja	6/95	Str.Marlow	m	v	1,1	2	443	232								370	25,0	
23.04.1995	ja	7/95	A24, 96,25km	m	v	2,1	3	462	273	89	48	1680	10	16			364	14,5	15,2
25.04.1995	ja	23/95	Str.Rahlsdorf	w	v	1,1	2			90	47							41,5	39,5
28.04.1995	nein	8/95	A13, 37,5km		v														
28.04.1995	nein	9/95	A10, 1,7km		v														
28.04.1995	nein	10/95	A10, 235,2km		v														
30.04.1995	ja	11/95	A24, Lemmbrache	w	v	1,1	2	461	228										
05.05.1995	ja	20/95	Str.Neu Poserin	m	v	2,2	3	435	253	97	46	1611					248	23,5	28,0
05.05.1995	ja	26/95	Str.Milmersdorf	w	v	1,2	2	422	217	81	42	1244			1	1		53,8	50,0
11.05.1995	nein	12/95	A13, 75,7km		v														
24.05.1995	nein	13/95	A13, 18,9km		v														
12.06.1995	ja	24/95	?	m	v	1,3	2	422	227	95	46	1510	15	24			253	45,1	40,8
29.06.1995	ja	25/95	Str.Gentzrode	m	v	1,3	2	431	236	92	48	1520	15	20			302	31,1	30,4
10.07.1995	nein	14/95	A24, 133,3km		v														
17.07.1995	nein	15/95	A24, 64,3km		v														
25.07.1995	nein	16/95	A24, 184,0km		v														
17.08.1995	ja	22/95	Str.Kaserne Dammerow	m	v	0,5	1	458	277	110	45	1520					97	91,3	93,3
04.09.1995	nein		Str.Zehlendorf	m	v														
11.09.1995	ja	27/95	Str. Laaslich	m	v	0,5	1										101	60,9	65,9
19.09.1995	nein		A24,Maulbeerwalde		v														
22.09.1995	ja	17/95	Str.Lützow	m	v	2,6	3	454	262	88	47	1715	9	14			288	15,4	18,2
26.09.1995	nein	18/95	B106, Ludwigslust	m	v														
15.01.1996	ja	29/96	Moisall,Kr.Bützow	m	v	0,10	1										209	52,3	54,3
22.01.1996	ja	27/96	Str.Mirow	m	v	0,10	1	432	234	93	44	1563	4	8			123	47,8	47,8
03.03.1996	ja	1/96	A24, 144,9km	m	v	0,12	1	455	197	89	46	1503	11	10			165	43,5	
19.03.1996	ja	16/96	Str.Frehne	m	v	9,12	10	440	262	94	46	1346					0	8,5	10,4
01.04.1996	ja	15/96	Str.Nonnenmühle	m	v	1,1	2	433	250	91	49	1636	14	18			213	62,5	60,8
26.04.1996	nein	2/96	A13, 15,3km		v														
28.04.1996	ja	3/96	Str.Boddien	m	v	1,1	2	413	237	89	45	1498	16	20			306	22,5	26,8
29.04.1996	ja	4/96	A24, 80,4km	m	v	2,1	3	428	255	97	47	1600	14	20			272	22,4	21,6
12.05.1996	ja	9/96	Str.Neuhof	w	v	2,2	3	420	244	89	43	1181			6	4			
18.05.1996	ja	28/96	Kölziner Tannen	w	p	4,2	5	447	249	90	41	1135			8	4		4,6	7,3
25.05.1996	nein	5/96	A24, 96,4km		v														
25.05.1996	ja	31/96	Str.Leuschow	m	v	1,2	2	436	242	99	47	1575	19	25			226	43,7	43,7
01.06.1996	nein	6/96	A13, 59,0km		v													28,2	20,9
01.06.1996	nein	7/96	A13, 22,7km		v														
05.06.1996	ja	24/96	Str.Lenzener Seljie	w	v	3,3	4	407	222	78	42	1260						25,6	25,6
25.06.1996	ja	12/96	Str.Dersenow		v														
26.06.1996	ja	8/96	A10, 51,6km	m	v	1,3	2	434	252	91	42	1465	13	23			242	44,7	39,6
17.07.1996	ja	11/96	Str.Diestelow	w	v	1,4	2	415	235	87	43	1442						34,1	36,8
29.07.1996	nein		Str.Friedenshorst	m	v			410	236										
29.07.1996	nein		Str.Friedenshorst		v														
14.08.1996	ja	17/96	Str.Fehrbellin	w	v	0,5	1	388	240	85	42	1105						67,6	75,0
28.08.1996	ja	10/96	A13, 44,7km	w	v	0,5	1	361	221	84	39	881			1	1		72,7	
29.08.1996	ja	18/96	Str.Alt-Ruppin	m	v	0,5	1	434	255	89	45	1325	5	7			124	74,5	77,3
11.09.1996	ja	13/96	A24, 83,55km	w	v														
15.09.1996	ja	14/96	Str.Neubrandenburg	m	v	1,6	2	450	245	92	45	1740					238	35,4	36,9
08.10.1996	ja	20/96	Str.Graal-Müritz	w	v	0,7	1											64,1	70,0
22.11.1996	ja	19/96	Str.Lüttower Ch.	m	v	0,8	1	433	242	102	47	1652					185	54,9	55,1
03.12.1996	ja	21/96	Born(Darß)Zeltplatz	m	?	0,9	1										200	54,8	55,8
06.12.1996	ja	26/96	Str.Rövershagen	w	v	0,9	1											60,9	56,8
09.12.1996	ja	22/96	Str.Sanitz	m	v	9,9	10										339	22,0	20,0
15.12.1996	ja	30/96	Gehege	m		5,9	6										258	6,4	6,0
17.12.1996	ja	32/96	FoA Langenburkersdor	m	s	9,9	10	438	225	93	44	1471	10	11			301	6,4	9,1

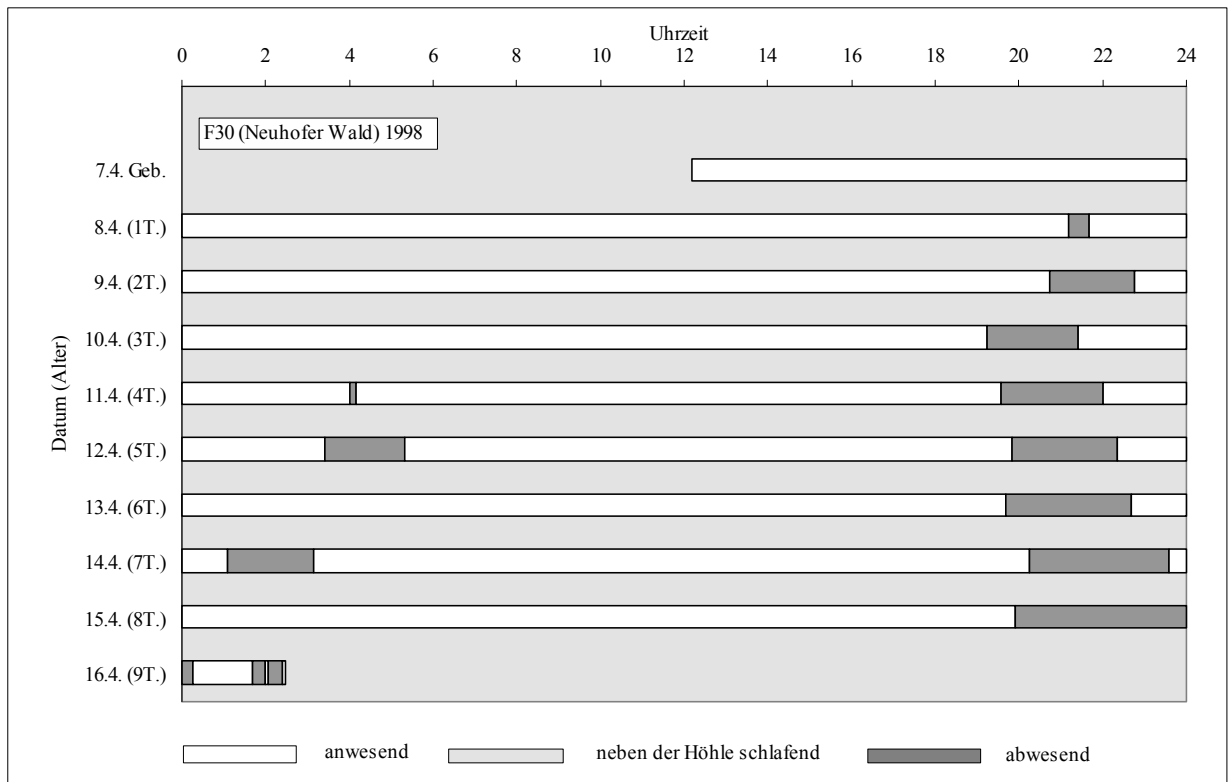
Datum	ge- bor- gen	Akt Nr	Ort	Ges	Tod Ur- sache	Alt	AK	KR	Schw	HF	Ohr	Masse	HodL	HodB	Zitz L	Zitz B	PK M	PB U	PB O
01.01.1997	ja	6/97	Str.Friedrichswalde	w	v	0,10	1	412	215	90	46	1080						58,9	56,4
06.01.1997	ja	1/97	Hecke,Schadel.Weg	w	f	0,10	1	436	242	91	47	1206			1	1		51,2	45,2
11.02.1997	ja	2/97	Str.Schwerin	w	v	0,11	1	368	221	87	43	962			1	1		38,5	42,1
15.02.1997	ja	3/97	bei Malchow	w	f	1,11	2	407	250	94	47	1080						30,2	32,5
01.03.1997	ja	21/97	Str.Siggelkow	m	v	0,12	1	427	235	96	51	1500					258	39,6	37,5
05.03.1997	ja	4/97	A24, 26,9km	w	v	0,12	1	403	208	78	43							43,2	42,8
10.03.1997	ja	8/97	A24, 92,35km	m	v	0,12	1	401	215	83	44							46,3	48,8
15.03.1997	ja	7/97	Str.Selmsdorf	m	v	0,12	1										168	55,3	48,9
30.03.1997	ja	5/97	A24, Dr.Schwerin	m	v	1,12	2	389	255	92	50	1547	12	10			319	25,5	32,6
31.03.1997	ja	14/97	Str.Dierhagen	m	v	5,12	6										309	4,5	6,8
15.04.1997	ja	29/97	Körkwitz	m	v	1,1	2										280	24,4	22,9
23.04.1997	ja	13/97	Buchholz	w	f	1,1	2											42,5	42,5
25.04.1997	ja	17/97	Schaale,Wifo	w	w	5,1	6	413	232	85	43	1353			7	4		7,1	
26.04.1997	ja	11/97	Str.Putbus	m	v	1,1	2										230	34,0	39,6
30.04.1997	ja	22/97	Str.Burów,Gischow	m	v	4,1	5	438	268	100	54	1936					316	10,4	18,4
03.05.1997	ja	10/97	Str.Gresehorst	m	v	5,2	6										294	8,3	6,4
05.05.1997	ja	9/97	Str.Gelbensande	m	v	3,2	4										260	22,9	23,4
08.05.1997	ja	18/97	Str.Neuhofer Wald	m	v	1,2	2	458	247	94	45	1494	15	20			202	47,9	45,6
09.05.1997	ja	12/97	Wurfhöhle Bantin	m	?	0,2	1	151	55	30	13	82							
27.05.1997	ja	36/97	Str.Kuhblank,Kl.Lübe	m	v	1,2	2										282	47,9	50,0
31.05.1997	nein		A10,161,9km		v														
04.06.1997	ja	37/97	Str.Freudenburg	m	v	8,3	9	423	240	93	46	1692	17	24	0		346	16,3	20,8
13.06.1997	ja	20/97	Schaliß, F22	w	h	6,3	7					1176						9,5	12,5
21.06.1997	ja	23/97	Str.Banzkow	m	v	4,3	5	457	238	98	53	1585	16	25			315	14,3	8,0
21.06.1997	ja	38/97	Bäderstr.Hinrichshag	m	v	1,3	2										223	45,4	36,9
22.06.1997	ja	19/97	Str.Pritzier-Bahnhof	m	v	3,3	4	448	251	100	50	1837	15	23			319	10,2	10,4
28.06.1997	ja		Wifo	w	?														
08.07.1997	ja	39/97	Rev.Willershausen	m		1,4	2										306	50,0	44,7
10.07.1997	ja	30/97	Dechowshof,Kückersha	m	v	9,4	10										354	14,0	16,3
24.08.1997	nein		A24,124,7km		v														
01.09.1997	ja	15/97	Grabow	m	v	0,6	1	451	237	96	51	1520	0	0			67	82,2	86,4
12.09.1997	ja	31/97	Str.Magdeburg,Glinde	m	v	0,6	1										97	65,2	72,1
14.09.1997	nein		A13		v														
16.09.1997	ja	24/97	Str.Wittenburg	m	v	0,5	1	407	250	92	43	1413	9	9			120	75,0	85,4
21.09.1997	nein		A24,195,05km		v														
21.09.1997	ja	25/97	A24,67,5km	m	v	0,5	1	408	242	93	44								
21.09.1997	ja	32/97	Str.Beggerow-Pentz	m	v	0,6	1										116	84,1	86,9
22.09.1997	ja	40/97	Str.Goldberg	m	v	0,6	1	422	240	95	46	1427	5	9			110	67,4	65,1
08.10.1997	ja	26/97	A13,45,250km	m	v	0,6	1	447	235	92	49	1307					119		72,3
20.10.1997	ja	27/97	Str.Sückau,Brahlsdor	m	v	0,6	1	422	262	93	47	1307					121	55,5	65,8
15.11.1997	ja	33/97	3 Eichen,Born,Darß	w		0,8	1											53,8	56,4
16.11.1997	ja	34/97	Neuheide	m		6,8	7										288	8,3	8,5
08.12.1997	ja	41/97	Rev.Warlow	m		2,9	3										232	19,6	23,3
20.12.1997	ja	28/97	Str.Bantin-Ausbau	m	v	0,9	1		226	102	48						137	50,0	
05.01.1998	ja	1/98	A13,Bronkow	w	v	0,10	1	397	242	90	42	1038			1	1		54,8	55,0
15.01.1998	ja	4/98	Depenau	w	f	0,10	1											55,0	52,5
15.01.1998	ja	18/98	B105,Gelbensande	m	v	9,10	10										296	10,2	10,0
15.02.1998	nein		A13,103,7km		v														
12.03.1998	ja	13/98	Gehege	m		1,12	2										249	30,6	30,4
12.03.1998	ja	14/98	Gehege	w		0,12	1											39,5	34,1
15.03.1998	ja	6/98	Eixen	m	v	1,12	2	458	278	99	51						272	32,6	37,5
15.03.1998	ja	28/98	Bergen	m	v	0,12	1										274		
16.03.1998	ja	5/98	bei Eixen	m	v	0,12	1										189	55,3	52,2
26.03.1998	ja	2/98	A24,Lemmlbrache	w	v	0,12	1											43,6	
01.04.1998	nein		A13,77,9km		v														
15.04.1998	ja	7/98	Graal-Müritz	m	v	1,1	2	452	260	99	46	1650	13	16			213	50,0	52,2
15.04.1998	ja	8/98	Schleswig-Holstein	m	v	1,1	2	455	250	93	46	1408	13	20			207	41,3	43,5
27.04.1998	nein		A10,Schönef.Kreuz		v														
04.05.1998	ja	3/98	A13,87,5km	m	v	2,2	3	441	243	94	48	1538	13	16			264	24,4	23,9
15.05.1998	ja	9/98	Rövershagen,B105	m	v	1,2	2	430	258	92	50	1499	16	19			304	21,3	25,0
25.05.1998	nein		A13,119,4km		v														
15.06.1998	ja	21/98	NP Feldberg	m	v	3,3	4										308	10,2	6,4
16.06.1998	ja	10/98	Eixen	m	v	9,3	10										308	8,3	
19.06.1998	nein		A24, 80,1km R-B		v														
20.06.1998	ja	11/98	Altheide,B105	m	v	1,3	2	445	282	95	48	1404	16	22			236	44,7	45,6
21.06.1998	ja	12/98	A13,15,5 km	m	v	1,3	2	442	191	92	51	1589	19	18			251	16,7	16,0
30.06.1998	nein		A13, 84,3km R-B		v														
30.06.1998	nein		A10, Dr.Havelland		v														
30.06.1998	ja	15/98	Wieren,Bodenteich	m	v	1,3	2	444	242	93	50	1573	19	20			229	36,4	42,8
01.07.1998	ja	17/98	Dobbertin	m	v	4,4	5	473	247	100	50	1622						7,8	9,8
01.07.1998	ja	33/98	Pinnow	m	v	1,4	2										234	44,0	54,2

Datum	ge- bor- gen	Akt Nr	Ort	Ges	Tod Ur- sache	Alt	AK	KR	Schw	HF	Ohr	Masse	HodL	HodB	Zitz L	Zitz B	PK M	PB U	PB O
03.07.1998	ja	20/98	Graal-Müritz	m	v	4,4	5										383		
04.07.1998	ja	19/98	Mönkebude	w	v	0,4	1												
15.07.1998	ja	25/98		m	v	1,4	2	433	253	93	48	1619	15	17			214	40,0	35,4
15.07.1998	ja	32/98	Grimmen	m	v	0,4	1										106	72,9	78,3
22.07.1998	ja	16/98	A24, 221,0km	m	v	1,4	2	432	250	90	42						323	27,1	29,2
28.07.1998	nein		A13, 124,0km R-B		v														
28.07.1998	nein		A24, 178,0km R-HH		v														
28.07.1998	nein		A24, 145,5km		v														
05.08.1998	ja	27/98	D'Wonkel ?	w	v	0,5	1												
08.08.1998	nein		A24, 124 km		v														
17.08.1998	nein		A13, 54,5 km		v														
17.08.1998	nein		A13, 8,0km		v														
20.08.1998	nein		A13, 47,0km R-DD		v														
23.08.1998	nein		A24, 58,1 km R-B		v														
23.08.1998	nein		A24, 88,4km R-B		v														
09.09.1998	nein		A19, 43,6km R HRO		v														
09.09.1998	nein		A19, 15,7km R B		v														
11.09.1998	ja	30/98	Graal-Müritz	m	v	0,6	1										118	69,2	
15.09.1998	ja	22/98	NP Feldberg	m	v	0,6	1										130	77,1	86,6
15.09.1998	ja	26/98		m	v	0,6	1	424	255	98	52	1788	9	11			117	0,0	0,0
15.09.1998	ja	31/98	Rostock-Hinrichshage	m	v	0,6	1										88	66,0	70,2
20.09.1998	nein		A10, 59,0km R P		v														
20.09.1998	ja	23/98	A24, 100m vor Z'tin	m	v														
21.09.1998	nein		A24, 60,2km R B		v														
15.10.1998	ja	24/98	Lübeck	m	v	2,7	3	468	276	100	50	1428	10	13			336	15,5	19,6
14.11.1998	ja	29/98	Gelbensande	m	v	0,8	1											52,9	53,1
10.12.1998	ja	34/98	Boddiener Bruch	w	s			395	239	93	47								
	nein		Str.Wulkow		v														
	ja	19/95		m		0,	1											80,6	
	ja	23/96	Str.Jädkemühl	m	v	2,	3										290	15,7	23,1
	ja	16/97	B103	m	v	1,	2										262	32,6	27,3
	ja	35/97		m		3,	4										339	18,6	19,1

Anhang 7

An- und Abwesenheit jungeführender, videoüberwachter Weibchen (ZF10, ZF16, ZF30) bei ihren Welpen im UG1 (1996 & 1998) ohne Beispiele aus Kap. 4.3.4).





Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als diese kenntlich gemacht worden. Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines oder mehrerer Promotionsberater(s) in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zwecke der Promotion vorgelegt.

Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden anerkenne.

Tharandt, d. 19.05.2011 Norman Stier

Wahlwerbeverbot

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern unentgeltlich abgegeben. Sie ist nicht zum gewerblichen Vertrieb bestimmt.

Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerberinnen/Wahlwerbern oder Wahlhelferinnen/Wahlhelfern während eines Wahlkampfes zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Bundestags-, Landtags- und Kommunalwahlen sowie für Wahlen zum Europäischen Parlament.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen und an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.

Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift der Empfängerin/dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.



