Universität Trier
Fachbereich VI Geographie – Geowissenschaften
Fach Angewandte Biogeographie

Radiotelemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* LINNAEUS, 1758) im Müritz-Nationalpark

Diplomarbeit

vorgelegt von
Nicole Hermes

im Studiengang Angewandte Biogeographie

Trier im Mai 2011

Erstgutachter: Dr. Ortwin Elle
Abteilung Biogeographie
Universität Trier

Zweitgutachter: Prof. Dr. Mechthild Roth
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie
Technische Universität Dresden

Inhalt

Abbildungen

Tabellen

Abkürzungen

1 Einleitung 1
2 Untersuchungsgebiet 2
2.1 Klimatische Verhältnisse 4
2.2 Eignung des Gebiets für das Forschungsvorhaben 5
3 Material und Methoden 6
3.1 Datenaufnahme 6
3.1.1 Telemetrie 6
3.1.2 Habitatkartierung 9
3.2 Datenanalyse und Auswertung 10
3.2.1 Laufstrecken und Durchschnittsgeschwindigkeiten 11
3.2.2 Habitatnutzung im Methodenvergleich 11
3.2.3 Ermittlung des Aktionsraums 12
3.2.4 Habitatdiversität 13
3.2.5 Präferenz und Meidung 13
3.2.6 Wurf- und Schlafplätze 14
4 Ergebnisse 16
4.1 Telemetrie 16
4.2 Laufstrecken und Geschwindigkeiten 17
4.3 Habitatnutzung anhand Kartierung 20
4.3.1 Spezielle Nahrungsressourcen 22
4.4 Habitatnutzung anhand Biotopverschnitt 25
4.5 Aktionsräume 27
4.6 Habitatdiversität 28
4.7 Präferenz und Meidung von Habitaten 29
4.8 Wurf- und Schlafplätze 32
4.8.1 Habitatstruktur an den Wurfplätzen 33
4.8.2 Wurfplatzdistanzen zu Feuchtlebensräumen und Siedlungsstrukturen 33
4.8.3 Vergleich zwischen Wurfplätzen und reinen Schlafplätzen 35

5 Diskussion 38
5.1 Methodendiskussion 38
5.1.1 Auswahl der Tiere 38
5.1.2 Telemetrie 38
5.1.3 Beeinflussung der Tiere in ihrem Verhalten 39
5.1.4 Laufstrecke und -geschwindigkeit 40
5.1.5 Habitatkartierung 40
5.1.6 Biotopverschnitt 41
5.2 Vergleich der Methoden zur Habitatnutzungsanalyse 42
5.2.1 Vergleich der Methoden zur Erfassung der Wurfplätze 43
5.2.2 Aktionsraumberechnung 44
5.2.3 Präferenz und Meidung 44
5.3 Ergebnisdiskussion 46
5.3.1 Laufstrecke und -geschwindigkeit 46
5.3.2 Aktionsräume 47
5.3.3 Habitatnutzung und spezielle Nahrungsressourcen 47
5.3.4 Präferenz und Meidung 49
5.3.5 Wurf- und Schlafplätze 50
6 Zusammenfassung 52

Literatur

Anhang

Selbständigkeitserklärung

Danksagung

Abbildungen

Abb. 2-1 Lage des Nationalparks und des Untersuchungsgebiets, Teilgebiet Serrahn. 2

Abb. 2-2 Gebietstypische Habitatstrukturen im Serrahner Teil des Müritz-Nationalparks. 3

Abb. 2-3 Witterungsverlauf im Teilgebiet Serrahn von April bis Oktober 2009. 5

Abb. 3-1 Telemetrie mit der Handantenne. 6

Abb. 3-2 Homing nach WHITE & GARROTT (1990). 8

Abb. 3-3 Nächtliche Triangulationspeilung aus dem Fahrzeug. Fächer in Richtung des stärksten Signals. 9

Abb. 4-1 Nächtliche Laufwege der der sechs intensivtelemetrisch verfolgten Tiere. 18

Abb. 4-2 Boxplot der Laufstrecken je Tier. Gruppiert nach Geschlecht. 20

Abb. 4-3 Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere während der Nachttelemetrie. 20

Abb. 4-4 Habitatnutzung der intensivtelemetrisch untersuchten Tiere nach eigener Habitatkartierung 21

Abb. 4-5 Zusammensetzung der speziellen Nahrungsressourcen. 22

Abb. 4-6 Anteilige Lage der speziellen Nahrungsressourcen in den Habitattypen. 22

Abb. 4-7 Anteil der besonderen Nahrungsressourcen an den Gesamtlokalisationen eines Habitats. ...24

Abb. 4-8 Zusammensetzung der kartierten Nahrungsressourcen für jedes Tier. 24

Abb. 4-9 Habitatnutzung der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere nach Biotopverschnitt. ..25

Abb. 4-10 Vergleich der Habitatanteile der sechs Tiere nach Habitatkartierungsmethode und Biotopverschnitt. 26

Abb. 4-11 Lage der Streifgebiete der sechs ebenfalls intensivtelemetrisch erfassten Tiere. 27

Abb. 4-12 Streifgebietsgröße von Rüden und Fähen. 28

Abb. 4-13 Vergleich von Diversität im Habitatangebot (MCP100) und Nutzung 28

Abb. 4-14 Verschnitt der Biotopkarte mit den Streifgebieten der Tiere 1004, 1023, 2018, 2019, 5007 und 5014. 30

Abb. 4-15 Habitatpräferenzen der 55 Tiere nach unterschiedlichen Kategorien. 31

Abb. 4-16 Vergleich der Habitatpräferenzen beider Geschlechter. 32

Abb. 4-17 Deckungsgrad an den Wurfplätzen 32

Abb. 4-18 Vorkommen von Haupthabitattypen an den Wurfplätzen nach Kartierung und Verschnitt.33

Abb. 4-19 Lage der Wurfplätze in Relation zur Verteilung von Feuchtlebensräumen und Siedlungsstrukturen. 34

Abb. 4-20 Unterschiede in der Distanz der Wurfplätze zum nächstgelegenen Feuchtlebensraum nach Habitatkartierung und Biotopverschnitt. 34

Abb. 4-21 Unterschiede in der Distanz der Wurfplätze zur nächstgelegenen Siedlungsstruktur nach Habitatkartierung und Biotopverschnitt. 35

Abb. 4-22 Häufigkeit des Auftretens von Habitattypen im Umkreis der Wurf und Schlafplätze. 36

Abb. 4-23 Habitatpräferenzen für Wurf- und Schlafplätze. 36

Abb. 4-24 Häufigkeitsverteilung der Distanzen von Schlaf- und Wurfplätzen. 37

Abb. 5-1 Streuung der Habitatanteile innerhalb des Jacobs-Index.....45

Tabellen

Tab. 3-1 Kenndaten der sechs intensivtelemetrisch erfassten Tiere. 7

Tab. 3-2 Für die Charakterisierung der Lokalisationspunkte verwendete Biotopkategorien. 10

Tab. 4-1 Umfang der Datenmenge für die sechs intensivtelemetrisch untersuchten Waschbären. 16

Tab. 4-2 Anteile der Speziellen Nahrungsressourcen in den Habitattypen. 23

Abkürzungen

%	Prozent
°	Grad
°C	Grad Celsius
♀	weiblich
♂	männlich
Abb.	Abbildung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
ca.	circa
ebd.	ebenda
et al.	et alii / et aliae
g	Gramm
ges.	gesamt
GIS	Geographisches Informationssystem
GLS	minimale Gesamtlaufstrecke
GPS	Global Positioning System
h	Stunde
ha	Hektar
i.V.	in Vorbereitung
ID	Identifikationsnummer
KF	Korrekturfaktor
km	Kilometer
LS	minimale Lokalisationstrecke
m	Meter
m^2	Quadratmeter
Max.	Maximum
MCP	Minimum Convex Polygon
MHz	Megahertz
Min.	Minimum
mm	Millimeter
mündl.	mündlich
n	Stichprobenzahl
NL	Nachtlokalisation
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
r	Radius
s	Standardabweichung der Stichprobe
s	Strecke
SP	Schlafplatz
t	Zeit
Tab.	Tabelle

1 Einleitung

Nach MORRISON & HALL (2002) ist das Habitat „der physische Raum, in dem ein Tier lebt, inklusive der in diesem Raum vorkommenden biotischen und abiotischen Elemente (Ressourcen, Pflanzen, andere Tiere, ...)“. Es wird angenommen, dass sich hoch entwickelte Säugetiere nicht zufällig in einem Habitat aufhalten, sondern gezielt bestimmte Strukturen innerhalb ihres Streifgebiets aufsuchen, weil ihnen dort notwendige Ressourcen (Nahrung, Schlafplätze) zur Verfügung stehen (KENWARD 2001). Habitatnutzungsanalysen sollen zeigen, welche Strukturen besonders intensiv genutzt werden. Dazu werden Raumnutzungsdaten einer Zieltierart üblicherweise mit vorhandenen Biotopkarten verschnitten. Diese sind in der Regel recht großmaßstäblich, definieren sich in Waldgebieten meist ausschließlich über den Baumbestand einer Parzelle und bilden so den tatsächlich genutzten Lebensraum nur bedingt ab. Viel entscheidender als Makrohabitate (Laubwald, Kiefernbestand) scheinen für die Raumnutzung die bei Biotopkartierungen selten erfassten Mikrohabitatstrukturen (etwa Einzelbäume, Kleinstgewässer) eines Gebiets (HÖTZEL et al. 2007), da gerade sie oft die benötigten Ressourcen zur Verfügung stellen.

In der vorliegenden Arbeit wurde die herkömmliche Methode des Verschnitts von Raumnutzungsdaten mit Kartenmaterial mit einer Mikrohabitatkartierung durch Geländebegehung verglichen. Untersucht wurde hierzu das Raumverhalten des Waschbären (*Procyon lotor* LINNAEUS, 1758) im Müritz-Nationalpark mittels Radiotelemetrie. Der ursprünglich aus Nordamerika stammende Kleinbär (*Procyonidae*) wurde erstmals 1920 und 1927 zur Pelzzucht nach Deutschland eingeführt (HUBER 2004) und hat sich seit der Aussetzung zweier Pärchen 1934 in Nordhessen (LUTZ 1984) aufgrund seiner omnivoren Lebensweise und hohen Anpassungsfähigkeit fest in der mitteleuropäische Kulturlandschaft eingenischt. Mittlerweile hat er rechtlich den Status einer „heimischen Tierart“ (BNatSchG § 10, Abs.2 Nr. 5b). Für den Müritz-Nationalpark erfolgte der Erstnachweis Ende der 1970er Jahre (BORRMANN 1979). Die ansässige Population hat ihren Ursprung vermutlich in einer während des Zweiten Weltkriegs aus einer Pelztierfarm in Ostbrandenburg entkommenen Gruppe von Tieren (GRUMMT 1965, STUBBE 1993). Die relativ kleinen Streifgebiete sowie hohen Populationsdichten der Waschbären im Müritz-Nationalpark (KÖHNEMANN et al. 2008) lassen auf eine gute Ressourcenverfügbarkeit schließen (BEASLEY et al. 2007). Da das Untersuchungsgebiet eine außergewöhnlich hohe Dichte strukturreicher Feuchtlebensräume aufweist, galt dem Aspekt des Einflusses dieser auf die Habitatwahl besonderes Interesse.

2 Untersuchungsgebiet

Der Müritz-Nationalpark befindet sich im Nordostdeutschen Tiefland im südlichen Mecklenburg-Vorpommern und repräsentiert einen charakteristischen Ausschnitt der Mecklenburgischen Seenplatte (Abb. 2-1). Er umfasst großflächig waldbestandene Endmoränen-, Sander- und Niederungslandschaften, in denen eine polymorphe und häufig noch ursprüngliche Naturausstattung erhalten ist (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 1992).

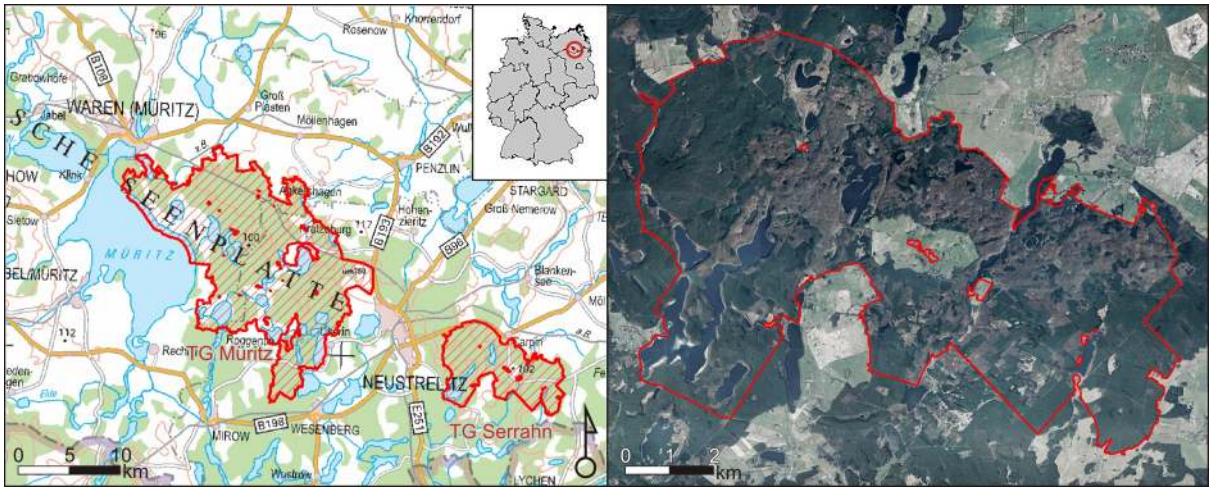


Abb. 2-1 Lage des Nationalparks und des Untersuchungsgebiets, Teilgebiet Serrahn.

Das Untersuchungsgebiet liegt größtenteils im zentralen Bereich des Serrahner Teilgebiets des Müritz-Nationalparks. Das Teilgebiet Serrahn umfasst eine Fläche von 62 km². Es ist relativ dünn besiedelt, wird weniger intensiv von Besuchern frequentiert als der größere und bekanntere Müritz-Teil und ist deshalb nur in geringem Maße von touristischer Infrastruktur geprägt (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Die Landschaft zeichnet sich durch ihren Strukturreichtum aus und wird von Wäldern dominiert. Ausläufer von Stauchmoränen der Weichselkaltzeit formten ein hügeliges Landschaftsbild und begünstigten in Kombination mit dem hohen Grundwasserspiegel und stauenden Böden (Geschiebemergel) die Bildung zahlreicher Sölle, Kesselmoore und Seen während des Holozäns. Große Teile dieser Niedermoore und Wasserflächen sind durch ein kommunizierendes Netz von Entwässerungsgräben verbunden. Sie sind ein Relikt der während der letzten Jahrhunderte intensiv betriebenen Torf- und Landgewinnung. Seit 1979 und vor allem mit Gründung des Müritz-Nationalparks im Jahre 1990 wurden verstärkt Maßnahmen zur Renaturierung der Moore (Abb. 2-2 a) durchgeführt (NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2006).

Abb. 2-2 Gebietstypische Habitatstrukturen im Serrahner Teil des Müritz-Nationalparks.

a) Erlenbruch, b) Seeufer mit absterbenden Buchen nach Grundwasserspiegelanstieg c) mehrhundertjährige Eichen im Buchenbestand, d) Totholz einer abgestorbenen Buche e) Niedermoorstandort nach Wiedervernässung. (Fotos: Nicole Hermes (a, b, c), Projekt Waschbär (e), Nationalparkamt Müritz (d))

Seit über 160 Jahren – und damit weit vor der Einrichtung des Nationalparks – wurde das Teilgebiet Serrahn zugunsten von Jagdbewirtschaftung und Wildforschung weitgehend der forstwirtschaftlichen Nutzung entzogen (BORRMANN & TEMPEL 2005). Dies erlaubte die Entwicklung einer naturnahen Waldstruktur mit Buchen aller Altersklassen, in den vereinzelte Eichen als Relikte der menschlichen Einflussnahme eingestreut sind (Abb. 2-2 c). Diese totholzreichen, beinahe urwaldartigen Bestände bilden die Kernzone des Serrahner Nationalparkgebiets. Sie stehen größtenteils unter Prozessschutz und entziehen sich heute somit weitestgehend anthropogenen Störeinflüssen (Abb. 2-2 d).

2.1 Klimatische Verhältnisse

Der Müritz-Nationalpark liegt in der Übergangszone von subatlantischem zu subkontinentalen Klima (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Das Teilgebiet Serrahn hat mit einem langjährigen mittleren Niederschlagswert (Messperiode 1951 bis 1980) von 627 mm ein höheres Niederschlagsniveau als das Umland. Die Temperatur liegt im zehnjährigen Jahresmittel (Messwerte der Jahre 1997 bis 2007) bei 9,1 °C. Die geobotanische und geomorphologische Ausstattung – die starke Bewaldung und die hügelige Beschaffenheit des Geländes – haben einen erheblichen Einfluss auf das Lokalklima. So bilden sich in von Waldbeständen umschlossenen Geländevertiefungen häufig Kaltluftseen, in deren Folge es zu vermehrter Nebelbildung und einer erhöhten Wahrscheinlichkeit von Früh- und Spätfrösten kommt (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Während des Untersuchungszeitraums vom 23.05. bis 03.10.2009 lag der Gesamtniederschlag bei 233 mm (April bis Oktober 297,7 mm). Nachdem der Frühling außergewöhnlich trocken war – vom 20.05. bis 28.06. wurde überhaupt kein Niederschlag gemessen – bildete der Juli mit einem monatlichen Niederschlag von 119,3 mm und damit einem Anteil von 56,3% am Gesamtniederschlag den mit Abstand regenreichsten Monat. Die durchschnittliche Tagesmitteltemperatur während des Untersuchungszeitraums betrug 16,4 °C (April bis Oktober 14,1 °C) mit einem Maximum von 29,8 °C am 04.07. (12 Uhr-Messwert) und einem Minimum von 4,8 °C am 03.10 (0 Uhr-Messwert). (Abb. 2-3)

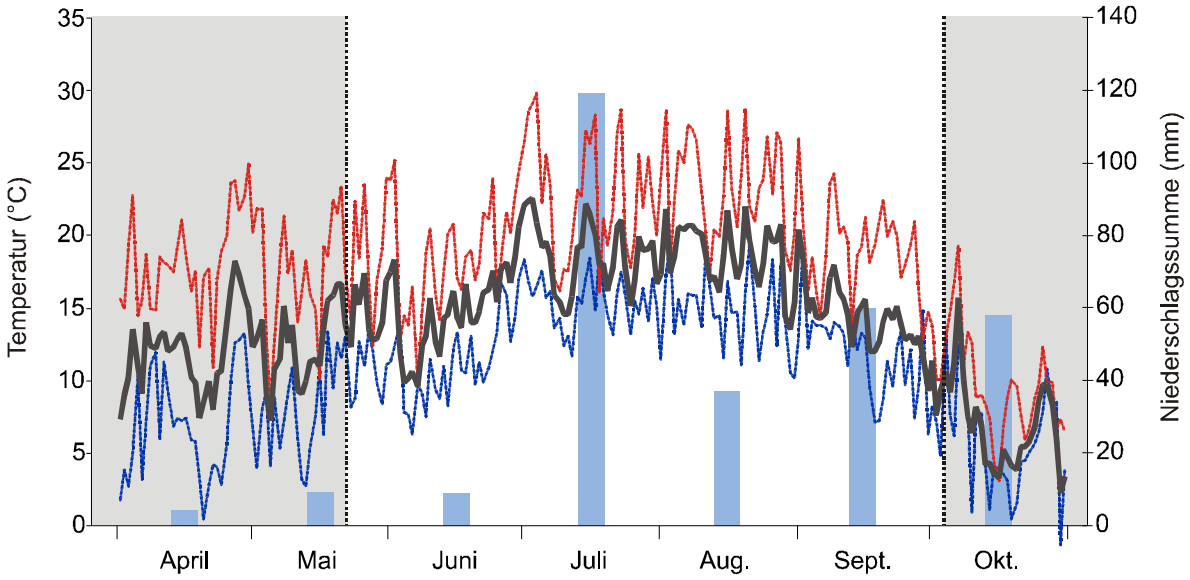


Abb. 2-3 Witterungsverlauf im Teilgebiet Serrahn von April bis Oktober 2009.
Temperaturmessung in 2 m über Bodenoberfläche: grau = Tagesmitteltemperatur, rot = Temperatur 12 Uhr, blau = Temperatur 0 Uhr; monatliche Niederschlagssumme als Balken (Messdaten: Wetterstation Serrahn)

2.2 Eignung des Gebiets für das Forschungsvorhaben

Seit Anfang 2006 werden im Untersuchungsgebiet im Rahmen des „Projekt Waschbär“ (www.projekt-waschbaer.de) wissenschaftliche Forschungsarbeiten zur Lebensweise des Waschbären durchgeführt. Die Jagd auf Waschbären wurde seit Beginn der Untersuchungen ausgesetzt. Der heterogene, relativ naturnahe Lebensraum des Teilgebiets Serrahn eignet sich ideal für die Durchführung von wildbiologischen Feldstudien. Vor allem Waschbären finden im Untersuchungsgebiet günstige Lebensbedingungen. Die ansässige Population ist mit einer Dichte ist von vier bis sechs Tieren pro 100 ha (KÖHNEMANN et al. 2008) in etwa doppelt so hoch wie im Solling (Südniedersachsen). Dort wurde in der bisher einzigen außeramerikanischen Studie einer Waschbärpopulation in naturnahen Habitaten eine Populationsdichte von zwei bis drei Tieren pro 100 ha geschätzt (HOHMANN 1998). Die Streifgebiete im Serrahn sind verglichen mit dem Solling deutlich kleiner (KÖHNEMANN 2007) und weisen häufig starke Überlappungen auf. Dies weist entsprechend der „Resource Dispersion Hypothesis“ (MACDONALD 1983) auf eine ausgesprochen gute Ressourcenverfügbarkeit hin. Die Vielzahl an Mooren und höhlenreichen Altbäumen bietet ein großes Spektrum idealer Schlaf- und gut geschützter Wurfplätze für die Jungenaufzucht (KÖHNEMANN 2007). Die kleinteilig eingestreuten Feuchtgebiete sind aufgrund ihres Amphibienreichtums eine ergiebige Nahrungsquelle. Welche Rolle die unterschiedlichen Biotoptypen für das Raumverhalten und die Ressourcennutzung der Waschbären spielen, soll in dieser Arbeit herausgestellt werden.

3 Material und Methoden

3.1 Datenaufnahme

Die Untersuchungen im Freiland stützen sich auf zwei methodische Schwerpunkte: Telemetrische Datenaufnahme zur Erhebung der Raumnutzungsdaten der Waschbären während der nächtlichen Aktivitätsphase und Habitatkartierung zur Erfassung der genutzten Strukturen.

3.1.1 Telemetrie

Ab Ende März 2009 wurden alle besenderten Tiere im Untersuchungsgebiet mittels Radiotelemetrie (WHITE & GARROTT 1990) überwacht. Nach einer Einarbeitungsphase wurden sechs ausgewählte Tiere vom 23. Mai bis 3. Oktober 2009 in jeweils unregelmäßigen Abständen intensivtelemetrisch in ihrem Raumnutzungsverhalten beobachtet. Bei den verwendeten Peilsendern handelte es sich um VHF-Halsbandesender der Firma Andreas Wagener Telemetrieanlagen (Köln), die im Frequenzband 150 MHz mit einer maximalen Reichweite von bis zu 5 Kilometern senden. Die Sender wogen je nach Halsumfang des Tieres 70 bis 75 g. Dies entspricht ca. 1,5% des mittleren Körpergewichts der Tiere und liegt damit deutlich unter dem von KENWARD (2001) geforderten Grenzwert von 3%. Als Empfänger diente das Gerät HR-500 der Firma YAESU (Düsseldorf). Über ein Koaxialkabel konnte es sowohl an eine mobile Handantenne (Abb. 3-1), als auch an eine auf dem Autodach montierte Antenne angeschlossen werden. Das Empfangsmodul der Dachantenne befand sich in circa 3 m Höhe, war um 360° drehbar und vom Fahrersitz aus bedienbar. Bei beiden Antennen handelte es sich um eine 2-Element-Yagi-Richtantenne des Typs HB9CV.

Abb. 3-1 Telemetrie mit der Handantenne.
(Foto: Berit Köhnemann)

Beobachtet wurden sechs Waschbären, die zuvor in Lebendfallen gefangen und mit Halsbandsendern ausgestattet wurden (genaue Beschreibung der Fallen, Handhabung der Tiere und Vorgehensweise bei der Besenderung siehe KÖHNEMANN 2007). Bei den Tieren handelt es sich um adulte Tiere unterschiedlichen Alters und Geschlechts (3 ♂, 3 ♀) (Tab. 3-1), deren Streifgebiete in den Vorjahren stabil waren. Es wurden gezielt Tiere aus einem Bereich gewählt, in dem ein gut befahrbares Wegenetz die nächtliche Verfolgung auch mit einem nicht geländegängigen Fahrzeug ermöglichte.

Tab. 3-1 Kenndaten der sechs intensivtelemetrisch erfassten Tiere.

ID	Geschlecht	Alter (Jahre)	Erstfang	Frequenz (Mhz)	Beobachtungszeitraum (Mai, Jun, Jul, Aug, Sept, Okt, Nov)	Dauer (Tage)
1004	♂	4-5	29.03.2006	150.132		89
1023	♂	3-4	01.07.2007	150.229		76
2018	♀	3	21.07.2006	150.184		90
2019	♀	>5	10.09.2007	150.074		86
5007	♂	2	11.08.2007	150.174/.322		28
5014	♀	2	02.07.2007	150.213		100

Tier 5007 konnte ab dem 24.07.2009 aufgrund eines Senderausfalls nicht mehr gepeilt werden. Anhand von Fotofallenmonitoring konnte es aber in 17 Nächten während des Ausfallzeitraums an verschiedenen Standorten lokalisiert werden. Es wurde in der Nacht vom 18.09. auf den 19.09.2009 gefangen und mit einem neuen Peilsender ausgestattet. Die anschließende Intensivtelemetrie bis zum 03.10.2009 konzentrierte sich ausschließlich auf dieses Tier.

Zusätzlich wurden Raumnutzungsdaten von Waschbären analysiert, die im Zeitraum von 2006 bis 2010 im Rahmen des Projekts ebenfalls mittels VHF-Telemetrie beobachtetet worden waren. Die Auswahl der Tiere aus dem vorhandenen Gesamtdatenbestand beschränkte sich auf adulte Tiere, die sich bereits von der Mutter gelöst und im Gebiet etabliert hatten. Um den saisonalen Habitatnutzungswechsel im Winterhalbjahr auszublenden, wurden nur die Monate April bis Oktober betrachtet und eine Mindestzahl von 60 Lokalisationen vorausgesetzt. Unter diesen Kriterien ergab sich eine Gesamtzahl von 55 Tieren (inklusive der sechs intensivtelemetrisch beobachteten Tiere).

3.1.1.1 Tagestelemetrie

Zunächst erfolgte am Tag die Schlafplatzlokalisation eines Tieres mittels Homing (WHITE & GARROTT 1990) (Abb. 3-2). Die Fernortung wurde in der Regel zunächst aus dem Auto heraus durchgeführt und zu Fuß durch das möglichst nahe Vordringen bis zum Schlafplatz mit der Handantenne präzisiert. Am Schlafplatz wurde der vorherrschende Biotoptyp erfasst, sowie die Entfernung zum nächsten Feuchtlebensraum und zu Siedlungsstrukturen (inklusive Wegen und Straßen) abgeschätzt. Zur genaueren Charakterisierung der Schlaf- oder auch Wurfplätze wurden weitere Parameter aufgenommen (Details siehe KÖHNEMANN 2007), von denen aber nur der Grad der Sichtdeckung (Einsehbarkeit des Schlafplatzes) durch Vegetation oder totes Geäst in dieser Arbeit Verwendung findet. Die so ermittelte Tageslokalisation bildete den Ausgangspunkt für die nächtliche Intensivtelemetrie.

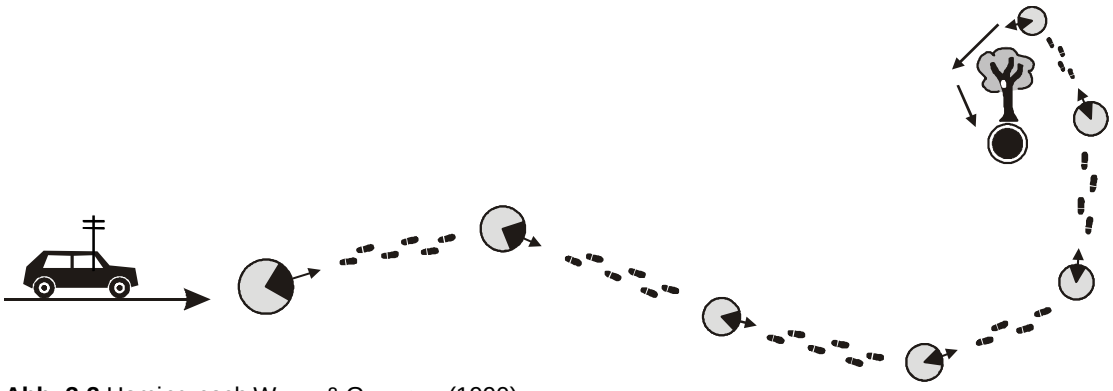


Abb. 3-2 Homing nach WHITE & GARROTT (1990).

3.1.1.2 Nachttelemetrie

Die Intensivtelemetrie eines jeden Tieres erfolgte jeweils in der Nacht nach der am Tag erfolgten Schlafplatzsuche. Die Aufenthaltsorte des Tieres wurden vom Auto aus in 5-Minuten-Intervallen ab Verlassen des Schlafplatzes am Abend bis zum Ende der Aktivitätsphase in den Morgenstunden mittels Triangulation (KENWARD 1987) aufgenommen (Abb. 3-3). Es wurde darauf geachtet, einen entsprechenden Abstand zum Tier einzuhalten, der es erlaubte, den genauen Aufenthaltsort des Tieres zu bestimmen, ohne es in seinem Verhalten zu beeinflussen. Die Lokalisationspunkte wurden in eine topographische Karte des Landesvermessungsamtes Mecklenburg-Vorpommern (Maßstab 1: 10.000) mit einer maximalen Genauigkeit von 10 Metern eingetragen.

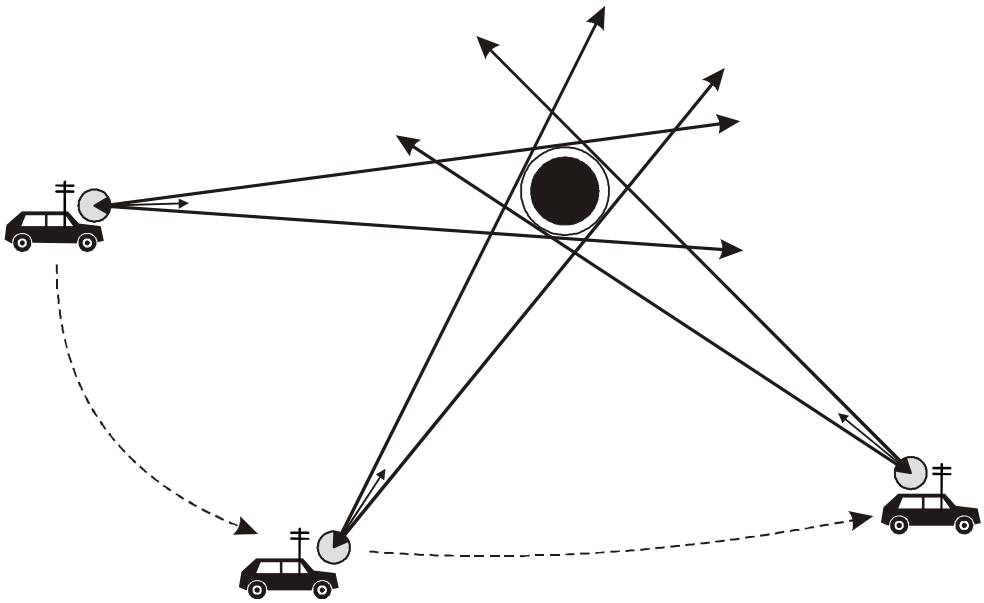


Abb. 3-3 Nächtliche Triangulationspeilung aus dem Fahrzeug. Fächer in Richtung des stärksten Signals.

3.1.2 Habitatkartierung

Nach jeder nächtlichen Intensivtelemetrie wurden tags darauf die Lokalisationspunkte inklusive der sie zeitlich und räumlich eingrenzenden Lokalisationspunkte der Tagtelemetrie (SP oder TL) zu Fuß abgelaufen. Bei allen Untersuchungen im Feld war die während der zweimonatigen Einarbeitungsphase angeeignete, detaillierte Kenntnis des Geländes unabdingbar. Zur besseren Orientierung – gerade in größeren zusammenhängenden Waldstücken – und um den Versatz zwischen Lokalisationspunkt und tatsächlich betrachteter Fläche möglichst gering zu halten, wurde neben topographischen Karten und Luftbildausschnitten zusätzlich ein GPS-Gerät mit Anzeige des aktuellen Standorts auf digitalen, georeferenzierten Satelliten- und Orthofotos verwendet. In einem Toleranzradius von 15 m (um unvermeidliche Peil- und Ablesefehler bei den Lokalisationskoordinaten auszugleichen) wurde das Umfeld jedes Peilpunktes vegetationskundlich charakterisiert und die dabei dominierende Biotopstruktur erfasst. Auf diese Weise konnten auch Mikrostrukturen erkannt werden. Die kartierten Habitatstrukturen wurden Kategorien eines selbst erstellten Biotop-Katalogs zugeordnet (Tab. 3-2). Zur statistischen Auswertung und übersichtlichen Darstellung wurden die Codierungen entsprechend ihrer Zugehörigkeit in den Überkategorien Wald, Offenland, Feuchtlebensraum und Siedlungsstruktur zusammengefasst. Besondere Beachtung fanden dabei die Waldhabitate. Um die erhobenen Daten mit Nutzungsanalysen von Waschbären in ähnlichen Lebensräumen (siehe HOHMANN 2000) vergleichen zu können, wurden Wälder hierarchisch bis auf das Niveau von Baumreinbeständen aufgeschlüsselt.

Tab. 3-2 Für die Charakterisierung der Lokalisationspunkte verwendete Biotopkategorien.

1. Wald	2. Feuchtlebensraum	3. Offenland	4. Siedlungsstruktur
1.1 Laubwald	2.1 Vernässte Lebensräume	3.1 Nutzflächen	3.1 Siedlungsbereich
Buche	Sumpf / Moor	Äcker	Wohngebäude
Eiche	Seggenriede	Wiesen	Nutzgebäude
Laubmischwald	Feuchtwiesen	Weiden	Gärten
Laubwald (sonstige)	Bruchwald		
1.2 Nadelwald	2.2 Offene Gewässer	3.2 ungenutzt	3.2 Infrastruktur
Fichte	Seen	Trockenrasen	Straßen
Kiefer	Tümpel	Brachen	Feldwege
Lärche	Weiher		Pfade
Douglasie	Teiche	3.3 Feldgehölze	
Nadelmischwald	Bachläufe	Gebüsche	
Nadelwald (sonstige)	Verlandungsbereiche	Einzelbäume	
1.3 Mischwald	2.3 Kleinstrukturen	3.4 Wald-Offenfächen	
Laub-Nadel Mischwald	feuchte Gräben	Lichtungen	
	feuchte Senken	Schneisen	

Zusätzlich wurde am Lokalisationspunkt das Vorkommen von speziellen Nahrungsressourcen vermerkt. Als spezielle Nahrungsressourcen wurden für Waschbären attraktive, fruchttragende Bäume und Sträucher, im Fall von Ackerflächen das Vorkommen von Feldfrüchten im Reifestadium sowie zusätzlich unmittelbar anthropogen verursachte Nahrungsressourcen (Tierfutter) angesehen. Zwar macht pflanzliche Kost nur ein Drittel des Nahrungsspektrums des Waschbären aus (Wirbellose 40%, Wirbeltiere 27%: LUTZ 1981), jedoch konnte aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit tierischer Nahrung (Insekten, Mollusken, Amphibien, Kleinsäuger) durch reine Geländebegehung über deren Vorhandensein keine Aussagen gemacht werden.

3.2 Datenanalyse und Auswertung

Die Auswertung der Rohdaten erfolgte mit Microsoft Office Access und Excel 2003. Die Auswertung der Raumnutzungsdaten erfolgte mit dem GIS-Paket ArcGIS Desktop 9.2 (ERSI Inc., Redlands) mit den Erweiterungen Hawth's Tools (BEYER 2004), Home Range Tools (RODGERS et al. 2007) und XTools Pro 5.3 (Data East, LLC, Nowosibirsk). Statistische Tests erfolgten in SPSS 16 (SPSS Inc. 2007). Für die Berechnung von Diversitätsindices wurde das PAST-Paket verwendet (HAMMER et al. 2001).

3.2.1 Laufstrecken und Durchschnittsgeschwindigkeiten

Als minimale nächtliche Gesamtlaufstrecke (GLS) der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere wurde die geradlinige Verbindung (Luftlinie) von der zurückliegenden Tageslokalisation (Startpunkt: SP oder TL) über die in zeitlicher Abfolge aufgenommenen Nachtlokalisationen bis zur Tageslokalisationen des darauffolgenden Tages (Endpunkt: SP oder TL) definiert. Um sich der tatsächlichen Gesamtlaufleistung eines aktiven Tieres anzunähern, wurde ein durch detaillierte Laufbeobachtung eines handzahmen Waschbären ermittelter Korrekturfaktor von 1,68 angewandt (ORTMANN 2010).

Da die Tiere teilweise bereits vor Beginn der nächtlichen Beobachtung aktiv geworden waren, oder sich ihr Aktivitätszeitraum über die nächtliche Beobachtungsphase hinaus erstreckte, bzw. es auch zu vorzeitigem, dauerhaften Funkkontaktverlust kam, wurde die Durchschnittsgeschwindigkeit eines Tieres ausschließlich aus der Strecke der Nachtlokalisationspunkte (LS) errechnet. Hierbei wurde ebenfalls der Korrekturfaktor nach ORTMANN (2010) angewandt:

$$v = \frac{\mathrm{LS} \times \mathrm{kf}}{t_{\mathrm{LS}}}$$

v = Geschwindigkeit
LS = Strecke der Nachtlokalisationen
kf = Korrekturfaktor 1,68
t_{LS} = Zeit zwischen erster und letzter Lokalisation

3.2.2 Habitatnutzung im Methodenvergleich

Für jedes der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere wurden die prozentualen Anteile der einzelnen Biotoptypen und besonderen Nahrungsressourcen an der Gesamtnutzung errechnet. Mehrfachlokalisationen während der Aktivitätsphase mit identischen Koordinaten wurden entsprechend auch mehrfach gezählt. Die einer Beobachtungsnacht zugehörigen Tageslokalisationen und Schlafplätze wurden ebenfalls in die Auswertung mit einbezogen.

Die Lokalisationsdaten der sechs Tiere wurden zuzüglich eines Puffers von r = 15 m (zur Berücksichtigung von Peilungenauigkeiten) mit vorhandenem Kartenmaterial in ArcGIS 9.2 verschnitten. Beim Kartenmaterial handelte es sich um die digitalisierte, georeferenzierte Biotop- und Nutzungstypenkartierung des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern von 1991 (Gauß-Krüger-Koordinaten, Ellipsoid: Krassowski 1940, Datum: Pulkovo 1942). Zusätzlich wurden die Moorkatasterdaten des Nationalparks

mit Stand von 1996 eingepflegt. Die kartierten Biotope wurden anhand ihrer Beschreibung den Kategorien des selbsterstellten Biotop-Katalogs zugeordnet, so dass sich beide Datensätze vergleichen ließen. Die Flächenanteile der Biotoptypen innerhalb der Puffer um die Lokalisationen wurden summiert und anschließend die mittleren Flächenanteile berechnet. Auch hier wurden pro Tier mehrere Nachtlokalisationen am selben Punkt mehrfach gewertet und Tageslokalisationen und Schlafplätze innerhalb einer Aktivitätsphase jeweils nur einfach gezählt.

3.2.3 Ermittlung des Aktionsraums

Basis der Habitatnutzungsanalysen der 55 Tiere aus dem Gesamtdatenbestand des Projekts war der Verschnitt rechnerisch ermittelter Aktionsräume mit den bereits im vorigen Abschnitt beschriebenen Biotopkatasterdaten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Die Aktionsräume der Tiere (im Folgenden werden die Begriffe Aktionsraum, Home Range und Streifgebiet synonym verwendet) wurden in ArcGIS als Minimum Convex Polygon ermittelt (MCP100 – Einbeziehung von allen Lokalisationspunkten (100%), MOHR 1947, WHITE & GARROTT 1990). Auf die Berechnung eines kernelbasierten Home Ranges (WORTON 1989) wurde verzichtet, da das Hauptaugenmerk der Vergleich des Habitatangebots mit der Nutzung an den Lokalisationspunkten war. Ein Kernel Home Range ist methodisch bedingt bereits eine Kernzone hoher Nutzungsintensität und stellt für sich genommen schon eine Präferenz gegenüber dem MCP dar, war also nicht geeignet, um Präferenzen repräsentiert durch die Lokalisationen abzubilden. Die Berechnung des MCP100 ist eine der ältesten und auch etabliertesten Methoden zur Aktionsraumberechnung und verbindet die äußersten Lokalisationspunkte zu einer Fläche, deren innere Winkel stets kleiner als 180° sind. Sie selbst gibt keinen Aufschluss über die Nutzungsdichte im Raum, bezieht alle Lokalisationen in ihre Fläche ein und gewährleistet so die nötige Unabhängigkeit zur Berechnung von Präferenzen. Darüber hinaus wäre eine Berechnung von Kernel Home Ranges auch problematisch, da die Lokalisationspunkte bei kurzen Ortungsintervalle hoch autokorreliert sind (SWIHART & SLADE 1985) und eine erhebliche Datenreduktion erfordert hätten, was den Zielen dieser Untersuchung widersprochen hätte.

Da die Größe des MCPs in direkter Abhängigkeit zum Stichprobenumfang steht (JENRICH & TURNER 1969, ANDERSON & WILLIS 1982, WHITE & GARROTT 1990, AEBISCHER et al. 1993, POWELL 2000, KENWARD 2001, GIRARD et al. 2002), wurde darauf geachtet, pro Tier eine ausreichende Datenmenge zur Berechnung des Home Ranges zu verwenden. Um den Akti-

onsraum nicht deutlich zu über- oder unterschätzen, empfehlen SEAMAN & POWELL (1996) sowie SEAMAN et al. (1999) die Verwendung von mindestens 30, besser jedoch von über 50 Lokalisationen für die Berechnung des MCPs. Auch KRUUK & PARISH (1987) konnten erst nach 50 Beobachtungen die Größe eines Raubsäuger-Aktionsraums stabil schätzen. Um diesem Anspruch gerecht zu werden, waren unter den 55 ausgewählten Waschbären keine Tiere die weniger als 60 mal lokalisiert wurden. Bei den verwendeten, über mehrere Jahre hinweg aufgenommenen Daten besteht die Gefahr, das Streifgebiet eines Tieres aufgrund von zwischenzeitlich erfolgten Gebietswechseln zu überschätzen. Tiere mit deutlich erkennbaren Gebietsverschiebungen wurden nicht berücksichtigt. Auch Tiere, deren Lokalisationen außerhalb des Bereichs lagen, für den Biotopflächenkartierungsdaten vorlagen, wurden aufgrund der späteren Analyse zur Habitatpräferenz aus der Analysedatensatz entfernt. Da auch im Gelände in einem Radius von 15 m um jeden Lokalisationspunkt kartiert wurde und um eventuelle Peilungenauigkeiten zu berücksichtigen, wurde das MCP eines jeden Tieres ebenfalls mit einem Puffer von 15 m versehen.

3.2.4 Habitatdiversität

Aus den Anteilen der jeweiligen Biotoptypen im Aktionsraum (MCP100) und im Puffer um die Lokalisationen wurde die Diversität des Habitatangebots und der Nutzung ermittelt. Basis der Berechnung war der Shannon-Index (SPELLERBERG & FEDOR 2003) der sowohl die reine Anzahl (reine Habitatdiversität), als auch Dominanzstrukturen (deutliches Vorherrschen von Biotoptypen) berücksichtigt. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde der Shannon-Indexwert nach JOST (2006) durch Potenzieren mit der Basis *e* des natürlichen Logarithmus in leichter interpretierbare Effektivzahlen umgewandelt. Der Wertebereich des Shannon-Index liegt nach Umwandlung zwischen minimal 1 für eine Habitatzusammensetzung aus einem einzigen Biotoptyp und einem Maximalwert entsprechend der jeweiligen Anzahl der Biotoptypen, sofern diese alle in gleichen Anteilen vorliegen.

3.2.5 Präferenz und Meidung

Eine Nutzungsanalyse allein sagt wenig über die Bevorzugung oder Meidung von Habitaten aus, da eine größere Gesamtfläche eines Habitattyps bei Fehlen von Barrieren meistens die Wahrscheinlichkeit erhöht, ein sich zufällig im Raum bewegendes Tier in diesem Gebiet anzutreffen (WHITE & GARROTT 1990, AEBISCHER et al. 1993). Um Aussagen über Meidung und

Präferenz von Habitattypen zu treffen, wurde deshalb der nach JACOBS (1974) modifizierte Ivlev-Index (IVLEV 1961) berechnet. Er diente dem Vergleich von Habitatangebot und tatsächlicher Nutzung (NACHTIGALL et al. 2003, ROSALINO et al. 2004, DRYGALA et al. 2007):

$$D = \frac{p_N - p_A}{p_N + p_A - 2p_N p_A}$$

p_N = Anteil des Habitats in der Nutzung (0-1,0)
p_A = Anteil des Habitats im Angebot (0-1,0)

Die ermittelten Werte (relative Differenz D, entspricht dabei dem Median) liegen zwischen -1 (größtmögliche Meidung – d.h. Angebot im Gebiet aber keine Nutzung) und +1 (größtmögliche Präferenz, Angebot geht gegen Null, Nutzung überproportional). Die Habitatpräferenz lässt sich so in die Kategorien starke Meidung ($-1 < D < -0{,}5$), moderate Meidung ($-0{,}5 < D < -0{,}25$), Neutralität ($-0{,}25 < D < +0{,}25$), moderate Präferenz ($+0{,}25 < D < +0{,}5$) und starke Präferenz ($+0{,}5 < D < +1$) einteilen (PROVOST et al. 2010).

Das Habitatangebot wird häufig über die Gesamtfläche eines Untersuchungsgebiets (AEBISCHER et al. 1993) bzw. das MCP100 der Lokalisationen aller Tiere definiert. Eine solche Festlegung ist aber mehr oder minder willkürlich und lässt geographische Aspekte wie Barrieren, sozioethologische Aspekte wie Territorialverhalten, saisonale und zeitliche Aspekte, sowie biologische Aspekte wie Konkurrenz und Alter unberücksichtigt (JOHNSON 1980, PORTER & CHURCH 1987). AEBISCHER et al. (1993) empfehlen deshalb, den Aktionsraum eines jeden Tieres separat als Referenzfläche zu betrachten. Die Aktionsräume aller 55 Tiere wurden mit den Biotopkatasterdaten verschnitten. Für jedes Tier wurden die Flächenanteile der einzelnen Biotoptypen innerhalb der MCPs ermittelt – diese stellten das individualspezifische Habitatangebot dar. Ebenso wurde mit den Lokalisationen verfahren. Die Flächenanteile der verschiedenen Habitattypen innerhalb der Puffer um die Lokalisationen wurden zum prozentualen Habitatnutzungsanteil eines jeden Tieres summiert.

3.2.6 Wurf- und Schlafplätze

Zusätzlich wurde eine gesonderte Habitatanalyse von 34 zwischen 2006 und 2010 sicher als solche identifizierten Wurfplätze durchgeführt. Die dominierende Habitatstruktur im Umfeld sowie die Entfernung zu Siedlungen und Feuchtlebensräumen im Umfeld wurde einerseits den existierenden Aufnahmeprotokollen des „Projekts Waschbär“ entnommen und bei Fund neuer Wurfplätze durch eigene Erhebungen nach gleicher Methodik ergänzt. Andererseits

wurden die gleichen Parameter noch einmal durch den Verschnitt der Koordinaten der Wurfplätze mit den Biotopkatasterdaten abgebildet. Auch hier wurden die Habitatstrukturen innerhalb eines Puffers von r = 15 m um die Lokalisationspunkte ermittelt. Da die Habitatangaben der Kartierbögen keine absoluten Angaben über jeweilige Flächenanteile der einzelnen Biotoptypen enthalten, wurden beide Angaben (aus Bögen und GIS) zum Vergleich beider Methoden in Stetigkeiten, d.h. die Häufigkeit des Vorkommens an der Anzahl aller Schlafplätze umgerechnet. Die Entfernung zum nächsten Gewässer und die Entfernung zur nächsten Siedlungsstruktur waren sowohl auf den Bögen, als auch aus der GIS-Auswertung als absolute Zahlenwerte bekannt und wurden nach Klasseneinteilung miteinander verglichen.

Um Unterschiede zwischen Wurfplätzen und allgemeinen Schlafplätzen charakterisieren zu können, wurde die gleiche Methodik auch auf 1536 Schlafplätze angewandt, bei denen zwischen 2006 und 2010 keine Wurfplatznutzung festgestellt werden konnte. Sowohl für die 34 Wurf- als auch für die 1535 Schlafplätze wurde die Biotoptypenpräferenz ermittelt. Als Angebotsraum wurde hierbei das MCP100 basierend auf den Lokalisationen aller Schlaf und Wurfplätze definiert.

4 Ergebnisse

4.1 Telemetrie

Insgesamt wurden die sechs Tiere innerhalb von 48 Untersuchungsnächten inklusive der sie jeweils eingrenzenden Tageslokalisationen 4.184 mal lokalisiert, davon 4090 mal nachts. Von den 94 Lokalisationen am Tag erfolgten 68 am Schlafplatz. Jedes Tier wurde achtmal intensivtelemetrisch verfolgt und im Durchschnitt 85 mal pro Nacht lokalisiert. Der Beobachtungszeitraum belief sich pro Nacht im Durchschnitt auf 7,5 Stunden. Die Anzahl der Lokalisationen pro Tier ist relativ ausgeglichen und schwankt zwischen 637 und 741 (Tab. 4-1).

Tab. 4-1 Umfang der Datenmenge für die sechs intensivtelemetrisch untersuchten Waschbären. (NL = Nachtlokalisation, TL = Tageslokalisation, SP = Schlafplatz, Basisdatum = Beginn der Intensivtelemetrie, Ende der Intensivtelemetrie am darauffolgenden Tag)

ID	Nächte der Intensivtelemetrie (Basisdatum)	Nächte	Lokalisationen ges.	NL	TL	davon SP
1004 ♂	12.06., 24.06., 08.07., 25.07., 08.08., 16.08., 24.08., 08.09.	8	741	727	14	11
1023 ♂	18.06., 04.07., 12.07., 23.07., 04.08., 12.08., 22.08., 01.09.	8	637	621	16	12
2018 ♀	14.06., 02.07., 14.07., 27.07., 02.08., 14.08., 28.08., 11.09.	8	739	723	16	5
2019 ♀	10.06., 26.06., 06.07., 29.07., 06.08., 18.08., 26.08., 03.09.	8	682	666	16	11
5007 ♂	08.06., 22.06., 20.09., 23.09., 26.09., 28.09., 30.09., 02.10.	8	701	685	16	13
5014 ♀	23.05., 16.06., 30.06., 14.07., 31.07., 10.08., 20.08., 30.08.	8	684	668	16	16

Bei den untersuchten Tieren wurden einige Besonderheiten festgestellt: Die Rüden 1023 und 5007 bildeten jeweils Koalitionen – dynamische, soziale Gruppen männlicher Tiere, die nachts lose gemeinsam umherstreifen, gemeinsam Schlafplätze nutzen und deren Streifgebiete hohe Überlappungen aufweisen (FRITZELL 1978, GEHRT 1994, GEHRT & FRITZELL 1998, CHAMBERLAIN et al. 2001, CHAMBERLAIN & LEOPOLD 2002, GEHRT & FOX 2004, PITT et al. 2008). Tier 1023 koalierte während des Untersuchungszeitraums mit einem jüngeren, einjährigen Rüden, Tier 5007 mit einem älteren, dreijährigen Rüden.

Die Fähen 2018 und 2019 führten während des Untersuchungszeitraums Nachwuchs, wobei Fähe 2018 während einer der Telemetrienächte zusammen mit ihren drei Jungtieren gesichtet werden konnte. Fähe 5014 hielt sich vom 07.04. bis 22.04.2009 tagsüber stets im selben Schlafplatz auf, sodass von einer fortgeschrittenen Trächtigkeit ausgegangen wurde. Am

23.04. wurde sie in einem Schlafplatz 450 m vom angenommenen Wurfplatz entfernt lokalisiert, was für einen Wechsel in eine sogenannte Kinderfolgestube (GABELMANN 2008) ungewöhnlich früh wäre und einen Geburtstermin zwischen Ende April und Anfang März bedeutet hätte. Sie blieb bis zum 04.05. mit einer kurzen Unterbrechung in der angenommenen Kinderfolgestube. Ab diesem Zeitpunkt wurde sie bei allen Tageslokalisationen in unterschiedlichen Schlafplätzen geortet, suchte aber immer wieder den angestammten Schlafplatz für mehrere hintereinander liegende Übertagungen auf. Am 13.05. erfolgte erneut ein konstanter Wechsel des Schlafplatzes, bis sie ab dem 19.05. die Schlafplätze – wie bei Waschbären außerhalb der fortgeschrittenen Trächtigkeitszeit üblich – wieder täglich wechselte. Den ursprünglich angenommenen Wurfplatz suchte sie erst am 15.09. wieder auf. Es ist also von einem Abort oder einem frühen Verlust der Jungtiere nach der Geburt auszugehen. Am 17.06.2009 wurde die Fähe gemeinsam mit dem Rüden 1004 im selben Schlafplatz lokalisiert. Es ist anzunehmen, dass sie in einen zweiten Östrus (GEHRT & FRITZELL 1998) gekommen war und mit dem Rüden kopulierte. In der folgenden Zeit konnte allerdings kein trächtigkeitstypisches Verhaltensmuster festgestellt und keine Sichtung mit Jungtieren gemacht werden, so dass aus dieser Zusammenkunft kein Nachwuchs hervorgegangen sein dürfte.

4.2 Laufstrecken und Geschwindigkeiten

Anhand der Lokalisationen ließen sich für jedes Tier die Laufwege der nächtlichen Aktivitätsphasen nachzeichnen (Abb. 4-1). Dieser Weg wurde tagsüber im Gelände abgegangen und an jedem Lokalisationspunkt eine Habitatkartierung durchgeführt. Die Route des Laufwegs von Tier 1023 über die offene Gewässerfläche wurde mit Sicherheit so nicht von ihm zurückgelegt, sondern ist auf den Verlust des Tieres während der Telemetrie zurückzuführen. Aus Unkenntnis des tatsächlich abgelaufenen Weges wurde der Punkt der letzten Nachtlokalisation geradlinig mit dem Punkt der Schlafplatzlokalisation am darauffolgenden Tag verbunden.

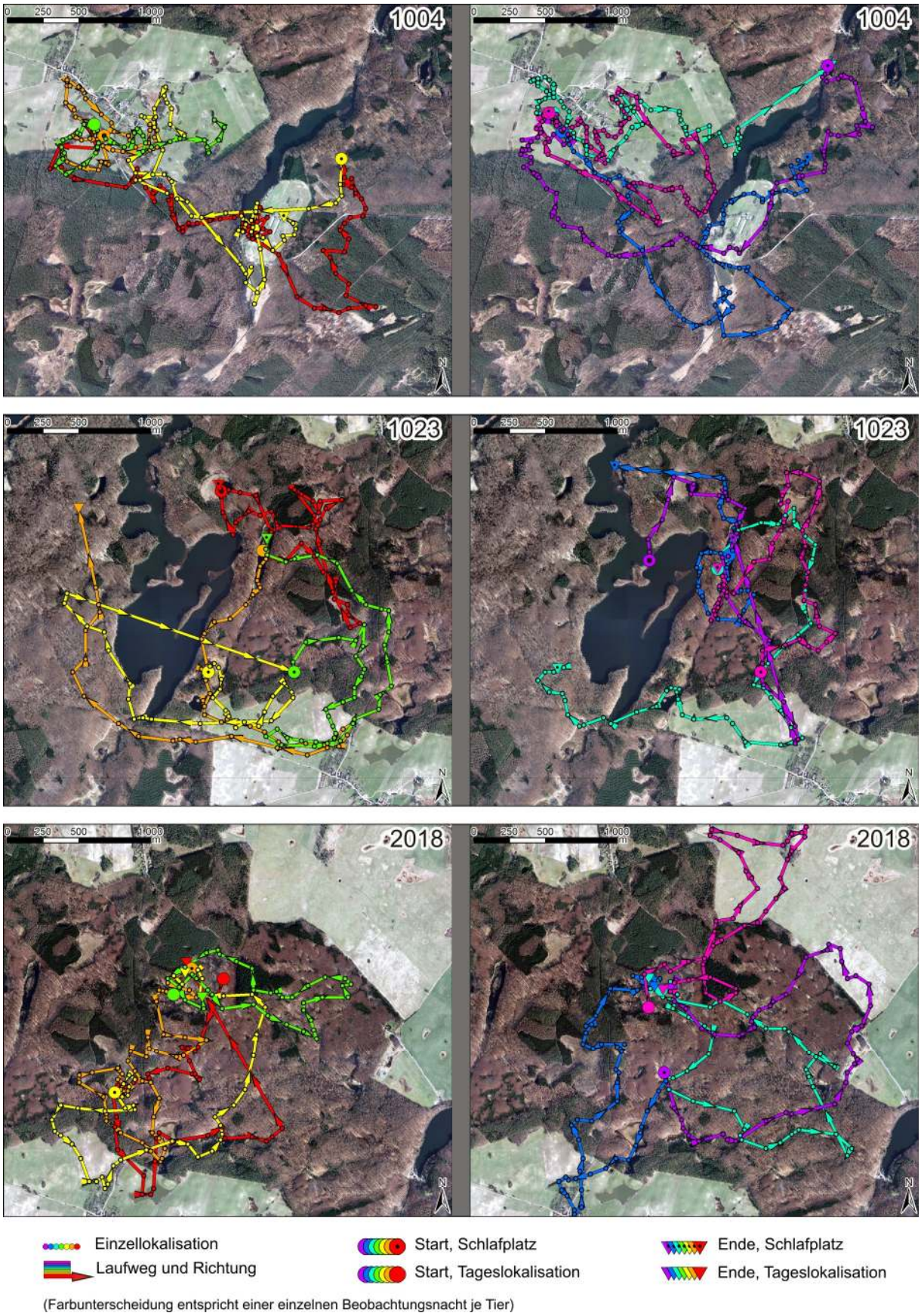
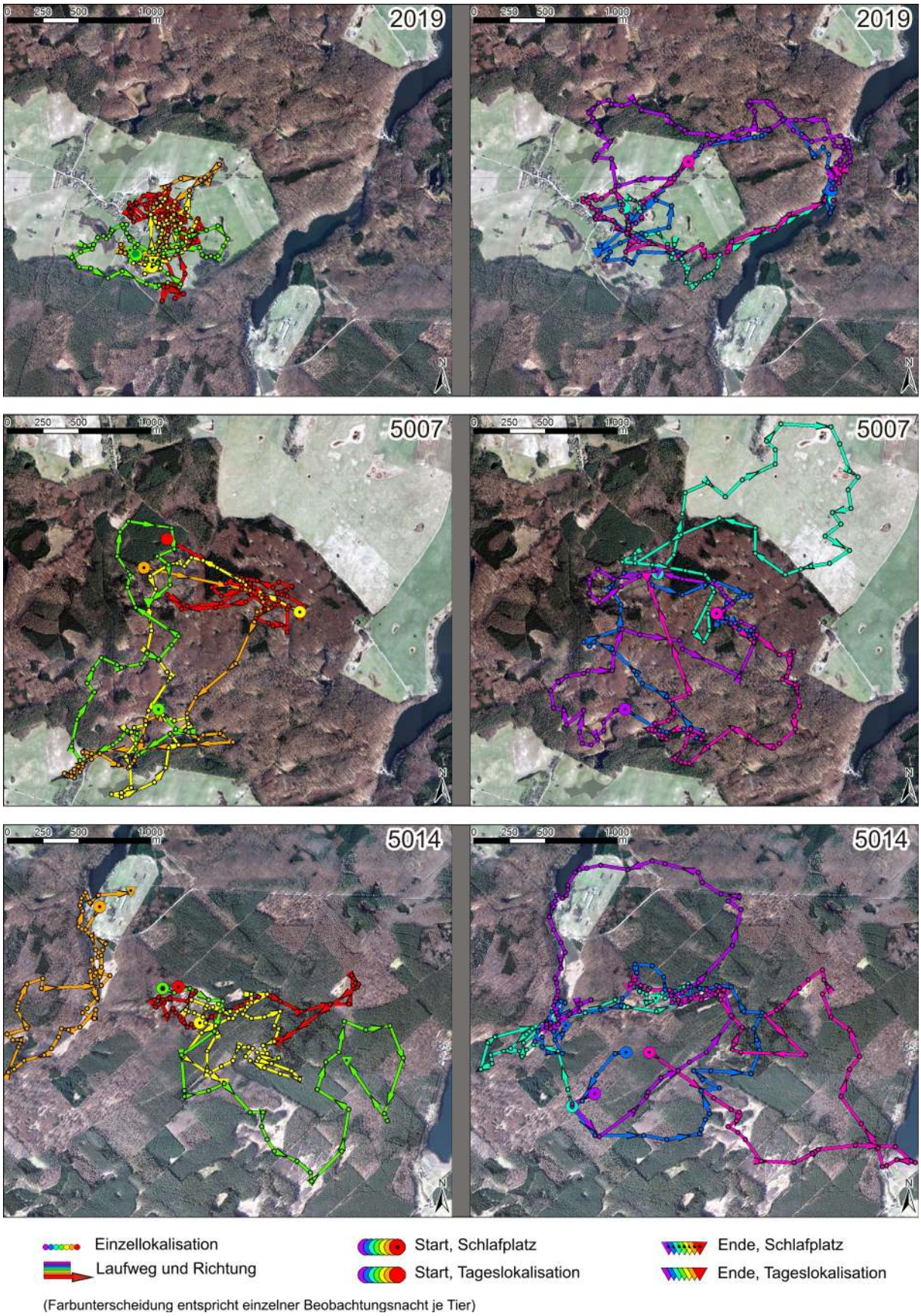


Abb. 4-1 Nächtliche Laufwege der der sechs intensivtelemetrisch verfolgten Tiere.
(Fortsetzung auf nächster Seite)



Die Farbgebung entspricht jeweils der chronologischen Reihenfolge der Telemetrienächte für jedes Tier. (Kartengrundlage: Luftbild Landesvermessungsamt Mecklenburg-Vorpommern, Befliegung im Mai 2007)

Die Gesamtlaufstrecke der Tiere betrug im Mittel 8,25 km (s = 2,01). Die durchschnittlich zurückgelegte Strecke der Fähen betrug 8,09 km, die der Rüden 8,42 km. Die mit 12,27 km längste Strecke wurde von Tier 1004 in der Nacht vom 12.06. auf den 13.06.2009 zurückgelegt, die mit 4,04 km kürzeste von Tier 2019 in der Nacht vom 06.08. auf den 07.08.2009. Es bestand kein signifikanter Unterschied in der Länge der Laufstrecken zwischen männlichen und weiblichen Tieren (U-Test) (Abb. 4-2). Die Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere belief sich im Mittel auf 1.062 $m*h^{-1}$ (s = 278). Auch hier ließ sich kein signifikanter Unterschied zwischen Rüden (1.087 $m*h^{-1}$) und Fähen (1.037 $m*^{h-1}$) feststellen (U-Test, Abb. 4-3).

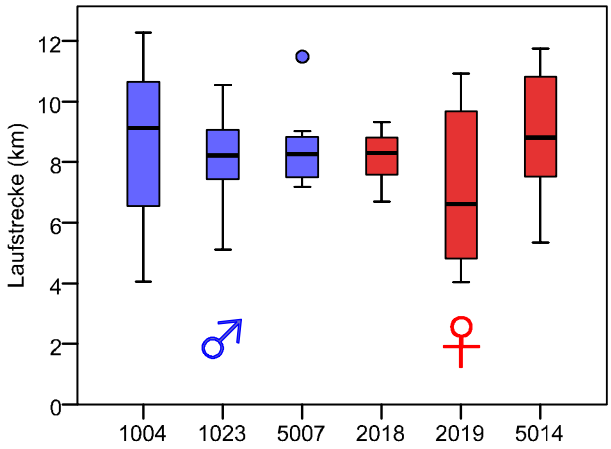


Abb. 4-2 Boxplot der Laufstrecken je Tier (gruppiert nach Geschlecht).

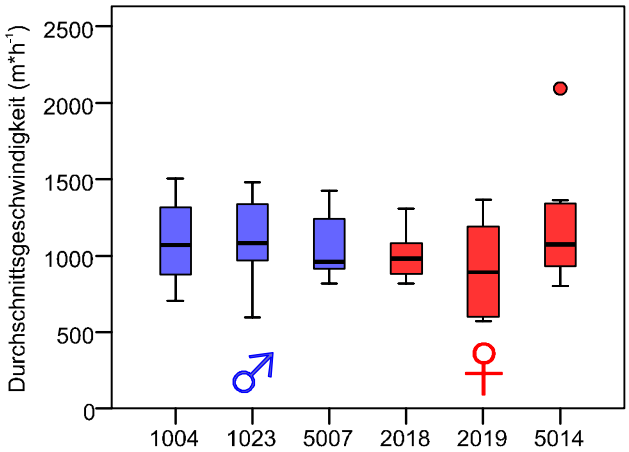


Abb. 4-3 Durchschnittsgeschwindigkeit der Tiere während der Nachttelemetrie.

Tier 5014 zeigte in der Telemetrienacht vom 14.07. auf den 15.07.2009 eine außergewöhnlich hohe Durchschnittsgeschwindigkeit (2.094 $m*h^{-1}$) deutlich über dem Maximum aller anderen Beobachtungen (1.507 $m*h^{-1}$). Die Verfolgung des Tieres im Gelände gestaltete sich durch die geringe Verweildauer entsprechend schwierig, so dass der Funkkontakt mehrmals kurzzeitig abbrach und ab 01.30 Uhr nicht wieder hergestellt werden konnte. Die Telemetriedauer in dieser Nacht reduzierte sich entsprechend auf vier Stunden.

4.3 Habitatnutzung anhand Kartierung

Die Kartierung der Lokalisationspunkte (n = 4.184) durch die Geländebegehung zeigte eine sehr hohe Nutzung (60%) von Feuchtlebensräumen (Abb. 4-4 a). Sie wurden deutlich häufiger frequentiert als alle anderen Habitattypen. Offenland wurde in sehr unterschiedlichen Anteilen von den Tieren genutzt, wobei 18,1% der Offenlandnutzung auf kleinere Gebüschstrukturen, Einzelbäume und lockere Baumgruppen unter 0,5 ha entfielen. In Siedlungen konnten

die Tiere nur selten lokalisiert werden, Tier 5007 nur einmal und Tier 1023 kein einziges Mal. Bei der Verteilung der Lokalisationen auf die drei Waldtypen Laubbestand, Nadelbestand und Mischbestand zeigte sich im Mittel eine Gleichverteilung der Nutzung zwischen Laub- und Mischwald (Abb. 4-4 b). Nadelwald wies die geringsten Nutzungsanteile auf.

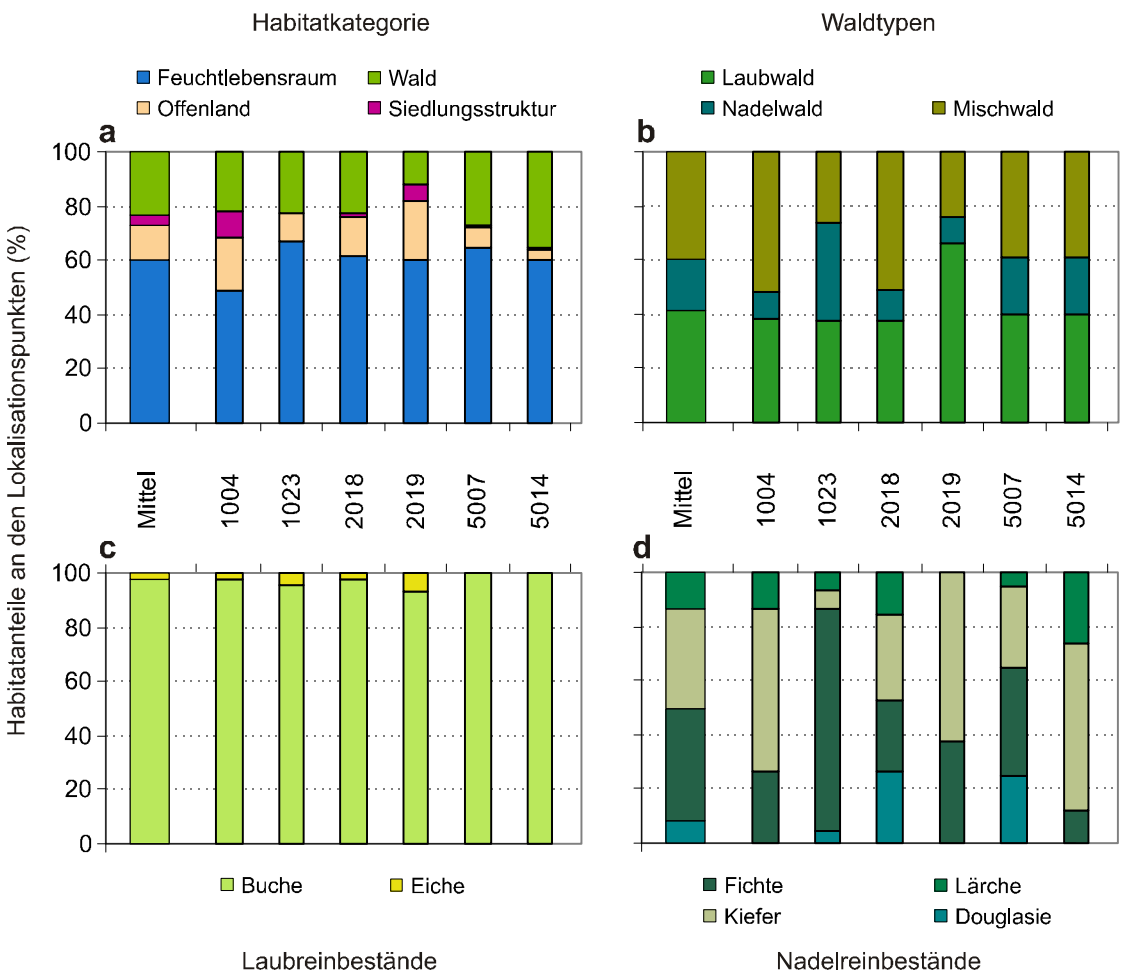


Abb. 4-4 Habitatnutzung der intensivtelemetrisch untersuchten Tiere nach eigener Habitatkartierung.

Innerhalb der Laubreinbestände lag die mit Abstand höchste Nutzungsrate bei Buchenwald (Abb. 4-4 c). Die Tiere 5007 und 5014 konnten kein einziges Mal in Eichenbeständen lokalisiert werden, die restlichen Tiere suchten Buchenreinbestände gegenüber Eichenbeständen deutlich häufiger auf. Bei den Nadelreinbeständen zeigte sich ein etwas ausgeglicheneres Bild. Hier fielen die meisten Lokalisationen in Kiefern- und Fichtenbestände, der Anteil der Lokalisationen in Douglasien- und Lärchenbestand war deutlich geringer (Abb. 4-4 d).

4.3.1 Spezielle Nahrungsressourcen

Als spezielle Nahrungsressourcen konnten Feldfrüchte (milchreifer Mais, (*Zea mays*) und Getreide (*Triticum aestivum*)), Wildfrüchte (Himbeere (*Rubus idaeus*), Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*)), fruktifiziernde Obstbäume (Apfel (*Malus domestica*), Kirsche (*Prunus avium*), Pflaume und Mirabelle (*Prunus domestica*), Birne (*Pyrus communis*)) und Tierfutter kartiert werden (gesamt: n = 286).

Die größte Anzahl an Lokalisationen von speziellen Nahrungsressourcen stellten Äcker, auf denen Getreide angebaut wurde (125 Lokalisationen = 45%, Abb. 4-5) Dabei handelt es sich vor allem um Mais (116 Lokalisationen = 41% der Gesamtanzahl). Die restlichen Feldfrucht-Lokalisationen (n = 9) fielen auf Felder mit Weizen. Den zweithöchsten Anteil an Lokalisationen wiesen Obstbäume und als unmittelbar anthropogen verursachte Nahrungsressource das Tierfutter auf (je n = 41, 14%). Beim Tierfutter handelte es sich einerseits um im Siedlungsbereich offen gelagertes Nutzgeflügelfutter und andererseits um im Waldgebiet im Rahmen der Feldforschung des Waschbärprojekts ausgebrachtes Katzenfutter als Lockmittel an Lebend- und Fotofallen. Zwar wurden die Fallenstandorte vor Nächten mit intensivtelemetrischer Beobachtung nicht beködert, im Umfeld der Fallen befanden sich gelegentlich aber noch verstreute Futterreste von vorangegangenen Nächten. Insgesamt wurde in drei Nächten ein Tier in unmittelbarer Nähe von Fallenstandorten lokalisiert, an denen sich nachweislich noch Futterreste befanden. Der relativ hohe Anteil von Lokalisationen an beköderten Fallen (und somit Tierfutter als Ressource) lässt sich auf die lange Verweildauer (25, 40 und 65 Minuten) der Tiere zurückführen.

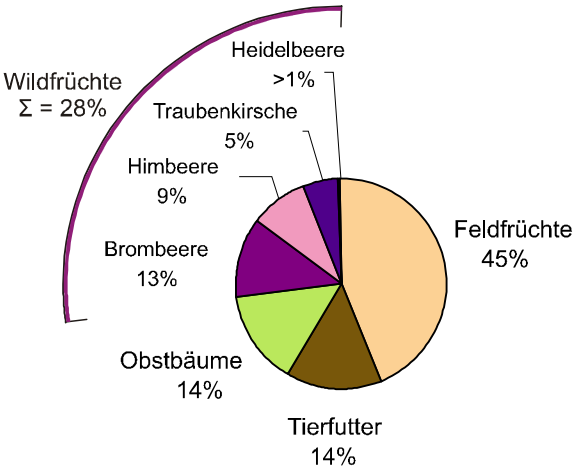


Abb. 4-5 Zusammensetzung der speziellen Nahrungsressourcen.

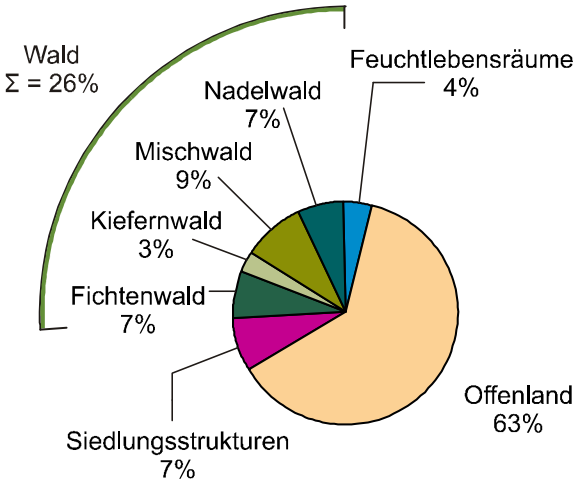


Abb. 4-6 Anteilige Lage der speziellen Nahrungsressourcen in den Habitattypen.

Spezielle Nahrungsressourcen wurden am häufigsten im Habitattyp Offenland gefunden (63%., Abb. 4-6), wobei 70% dieser Lokalisationen Feldfrüchte auf Äckern waren (Tab. 4-2) (davon 78% Mais und 12% Weizen), die restlichen Anteile in Offenflächen verteilten sich auf freistehende Obstbäume (18%) und Himbeersträucher (12%).

Tab. 4-2 Anteile der Speziellen Nahrungsressourcen in den Habitattypen.

	Ges.-anzahl		Feld-frucht	Tier-futter	Obst-baum	Brom-beere	Him-beere	Trauben-kirsche	Heidel-beere	
Offenland	179		70%	-	18%	-	12%	-	-	=100%
Wald	74		-	39%	-	32%	7%	20%	1%	=100%
Siedlungsstruktur	21		-	57%	43%	-	-	-	-	=100%
Feucht	12		-	-	-	100%	-	-	-	=100%
einzelne Waldtypen:		davon:								
Mischwald	26		-	58%	-	-	19%	19%	4%	=100%
Fichte	19		-	-	-	100%	-	-	-	=100%
Nadelmischwald	19		-	74%	-	26%	-	-	-	=100%
Kiefer	10		-	-	-	-	-	100%	-	=100%

Den zweitgrößten Anteil von Habitattypen mit speziellen Nahrungsressourcen stellten Waldbiotope (gesamt 26%). Diese verteilten sich zu 65% auf Nadelwaldbestände (Kiefer, Fichte und sonstige Arten oder Mischbestände mit Vorkommen von Brombeere und Traubenkirsche sowie Lockfutter) und zu 35% auf Laub-Nadel-Mischwälder (mit Himbeere, Traubenkirsche, Heidelbeere und Lockfutter). In Laubbeständen konnten keine konkreten Nahrungsressourcen an den Lokalisationspunkten festgestellt werden. Allerdings fand sich eine Vielzahl stark genutzter Moore in Laubwäldern. Siedlungsstrukturen hatten einen Gesamtanteil von 7% (mit Tierfutter und Obstbäumen), Feuchtlebensräume einen Anteil von lediglich 4% (nur Brombeerbestände).

Betrachtet man, welchen prozentualen Anteil Lokalisationen mit speziellen Nahrungsressourcen an den gesamten Lokalisationen eines jeweiligen Habitattyps (Abb. 4-7) hatten, so ist dieser bei den Hauptkategorien im Offenland am größten (33%) und innerhalb der Waldtypen im Nadelmischwald (51%) und in Fichtenbeständen (31%) am höchsten. Laubwälder inklusive Buchenwald wiesen, wie erwähnt, keinerlei spezielle pflanzliche Nahrungsressourcen auf.

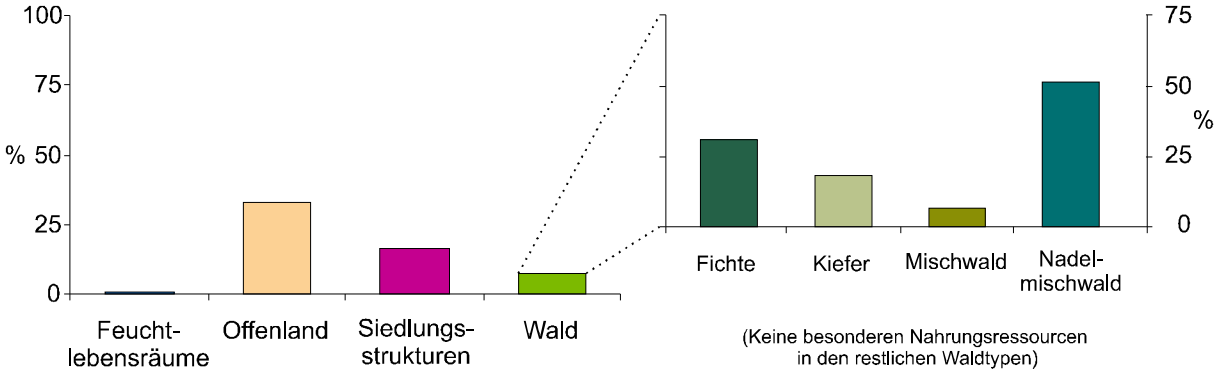


Abb. 4-7 Anteil der besonderen Nahrungsressourcen an den Gesamtlokalisationen eines Habitats.

Die Anteile und Anzahl der jeweilig genutzten Nahrungsressource bei den einzelnen Tieren waren sehr heterogen – keine der Nahrungsressourcen wurden von mehr als vier Tieren genutzt. Die höchsten Stetigkeiten weisen Feldfrüchte, Obstbäume und Traubenkirsche auf (vier von sechs Tieren). Heidelbeeren wurden nur von einem Tier genutzt (Abb. 4-8). Für Tier 5014 konnte nur eine einzige Ressource (Spätblühende Traubenkirsche) an den Lokalisationspunkten kartiert werden.

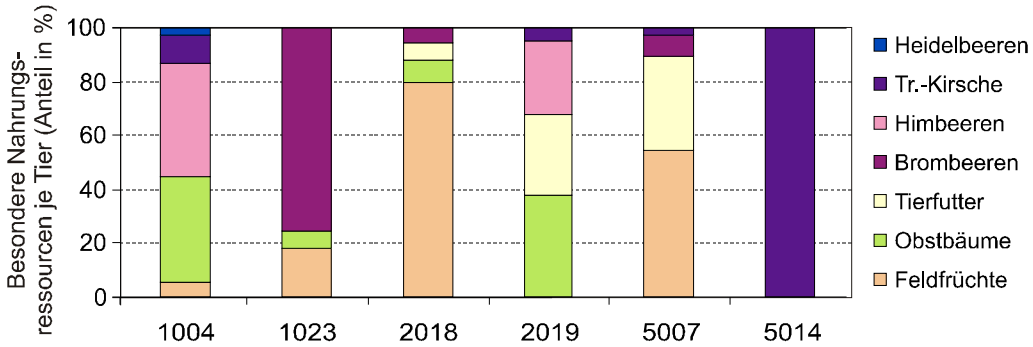


Abb. 4-8 Zusammensetzung der kartierten Nahrungsressourcen für jedes Tier.

Eine weitere nicht näher dargestellte und untersuchte Besonderheit bei der Kartierung an den Peilpunkten war das Vorhandensein von Latrinen (5 Lokalisationen). An und in Gräben (sowohl trocken als auch feucht oder wasserführend), welche wichtige lineare Strukturen darstellen, an denen sich Waschbären im Gelände orientieren (BEASLEY et. al 2007, BARDING & NELSON 2008, KÖHNEMANN & MICHLER 2009), konnten insgesamt 129 (von insgesamt 4.184) Lokalisationen festgestellt werden.

4.4 Habitatnutzung anhand Biotopverschnitt

Um die Ergebnisse der Habitatkartierung mit denen des Biotopkartenverschnitts zu vergleichen, wurden aus allen Nutzungsdaten (n = 20.350) die sechs vorher intensivtelemetrisch untersuchten Tiere extrahiert. Es handelt sich bei den nachfolgenden Ergebnissen also um die gleiche Datengrundlage bestehend aus 4.184 Lokalisationen. Auch beim Biotopkartenverschnitt wurde eine hohe Nutzung (44%) der Feuchtlebensräume deutlich (Abb. 4-9 a). Sie waren bei allen Tieren bis auf Fähe 2019 die meistgenutzte Habitatstruktur. Dieses Tier zeigte außerdem eine geringere Nutzung von Waldgebieten und hatte dafür hohe Nutzungsanteile von Offenland und Siedlungsstrukturen. Eine höhere Nutzung von Siedlungsstrukturen zeigte nur Rüde 1004. Innerhalb der Waldnutzung konnten die Tiere am häufigsten in Laubwald lokalisiert werden (Abb. 4-9 b). Bei fünf Tieren nahm dieser über 50% aller Waldlokalisationen ein. Misch- und Nadelwald wurden insgesamt zu etwa gleichen Teilen aufgesucht.

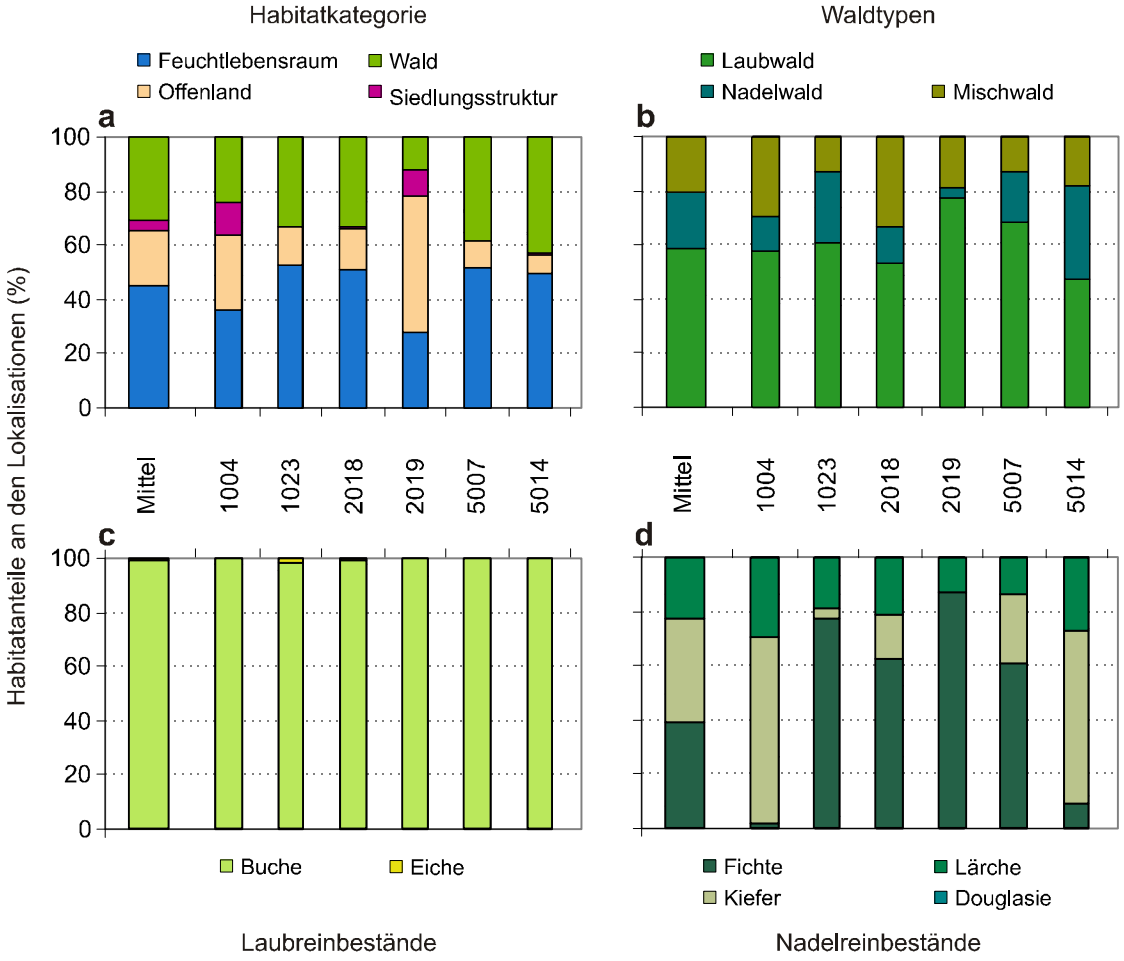


Abb. 4-9 Habitatnutzung der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere nach Biotopverschnitt.

Reinbestände der Eiche wurden nur von zwei Tieren aufgesucht, wobei der Anteil an den Waldlokalisationen bei beiden unter 1% lag und im Gesamten vernachlässigt werden kann (Abb. 4-9 c). Der restliche Anteil der Reinbestandslokalisationen entfällt auf Buchenwald. Der Biotopkartenverschnitt ergibt für Douglasienreinbestände keine einzige Lokalisation (Abb. 4-9 d). Fichten- und Kiefernbestände wurden im Durchschnitt etwa gleich häufig genutzt, wobei es bei den Einzeltieren starke individuelle Unterschiede gab. So wurden die Tiere 1004 und 5015 innerhalb des Nadelwaldes fast ausschließlich in Kiefernbeständen lokalisiert, während die restlichen Tiere häufiger Fichtenbestände aufsuchten. Lärchenwald wurde von allen Tieren relativ ausgeglichen verteilt genutzt.

Beim Vergleich der beiden Methoden zur Habitatnutzungsanalyse zeigten sich bei allen Habitattypen bis auf die Siedlungsstrukturen signifikante Unterschiede ($p = 0{,}031$, Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben). Während die Nutzung von Offenland beim Biotopverschnitt nur leicht überschätzt wurde, waren die Abweichungen bei den Waldhabitaten größer. Am deutlichsten fällt der Unterschied bei den Feuchtlebensräumen aus: Hier wird die Nutzungsrate beim Biotopverschnitt deutlich unterschätzt (Abb. 4-10).

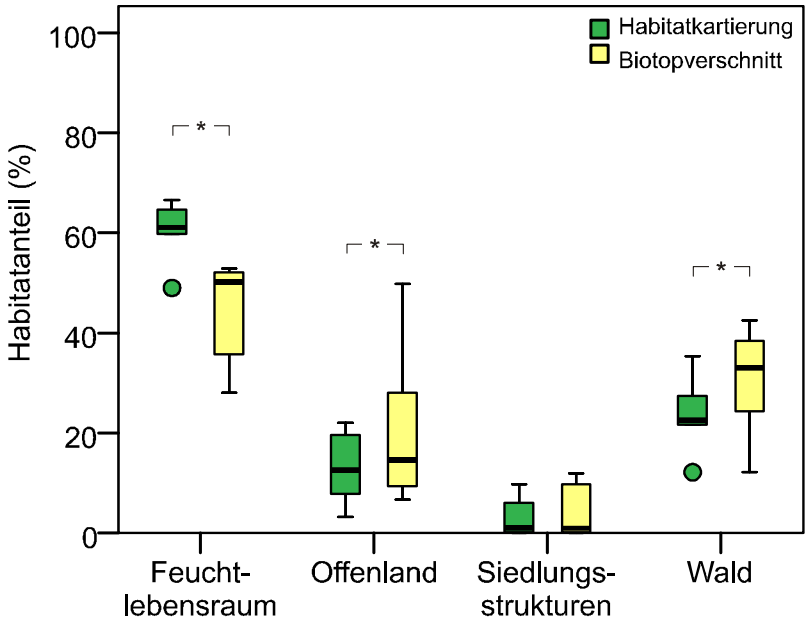


Abb. 4-10 Vergleich der Habitatanteile der sechs Tiere nach Habitatkartierungsmethode und Biotopverschnitt. (* $p < 0{,}05$,Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben)

4.5 Aktionsräume

Beispielhaft sind hier die sich aus der Intensivtelemetrie ergebenden Streifgebiete (MCP 100) der sechs untersuchten Tiere dargestellt (Abb. 4-11).

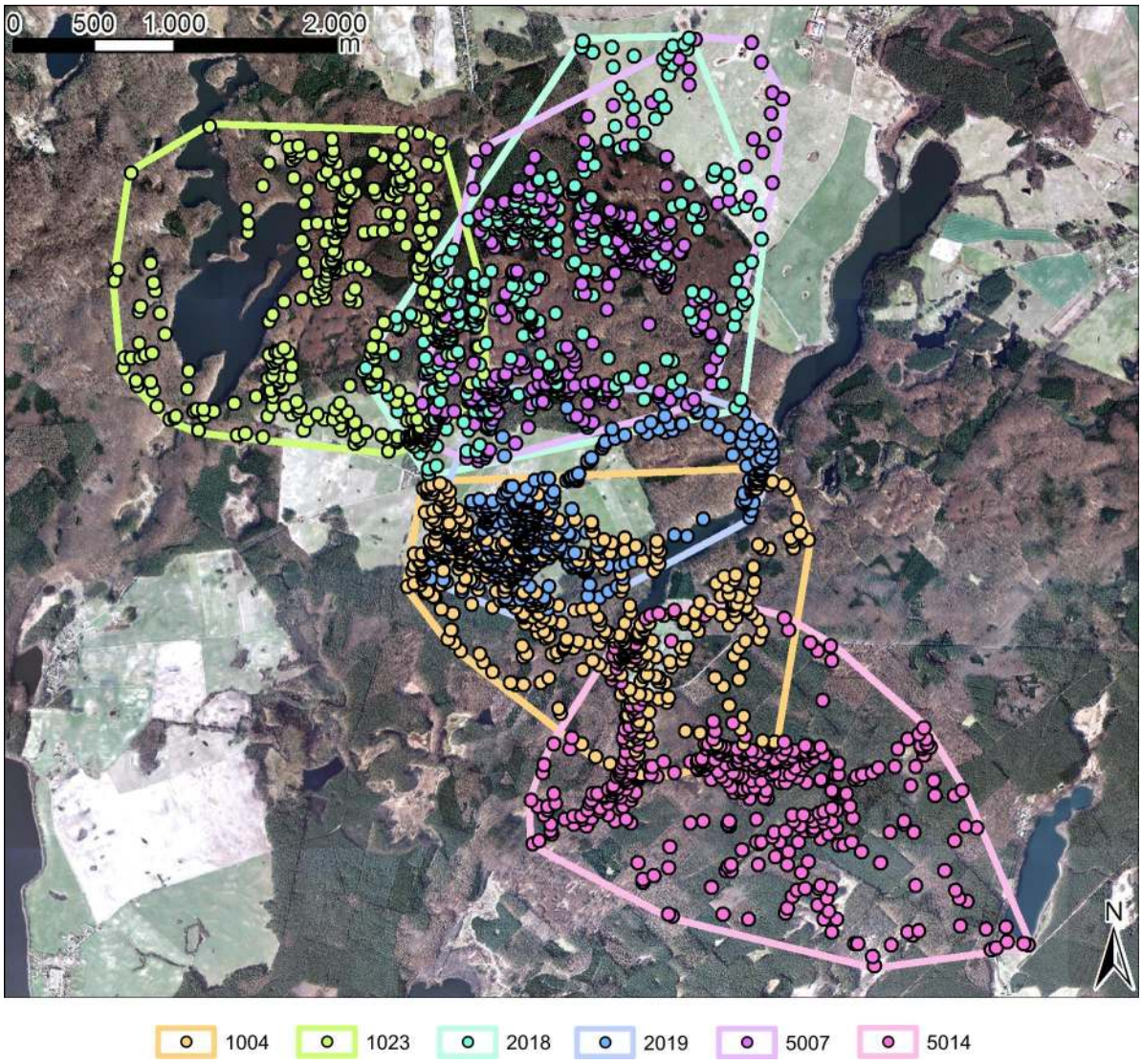


Abb. 4-11 Lage der Streifgebiete der sechs ebenfalls intensivtelemetrisch erfassten Tiere.

Beim Verschnitt der MCPs der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere zeigen sich große Überlappungen der Streifgebiete und bestätigen die Ergebnisse vorangegangener Raumnutzungsuntersuchungen zu den Waschbären im Müritz-Nationalpark (KÖHNEMANN 2007). Die Streifgebietsgröße (MCP 100) der 55 aus dem Gesamtdatenbestand des „Projekt Waschbär“ ausgewählten Tiere (insgesamt 20.350 Lokalisationen) betrug im Durchschnitt 492 ha (s = 307). Die Streifgebiete der männlichen Tiere (n = 27) umfassten dabei im Mittel 566 ha (98 – 1539 ha; s = 361), die der weiblichen Tiere (n = 28) 422 ha (102 – 1168 ha, s = 230).

Ein Größenunterschied der Streifgebiete zwischen den Geschlechtern ist zwar erkennbar, statistisch aber nicht signifikant (U-Test, p = 0,161) (Abb. 4-12).

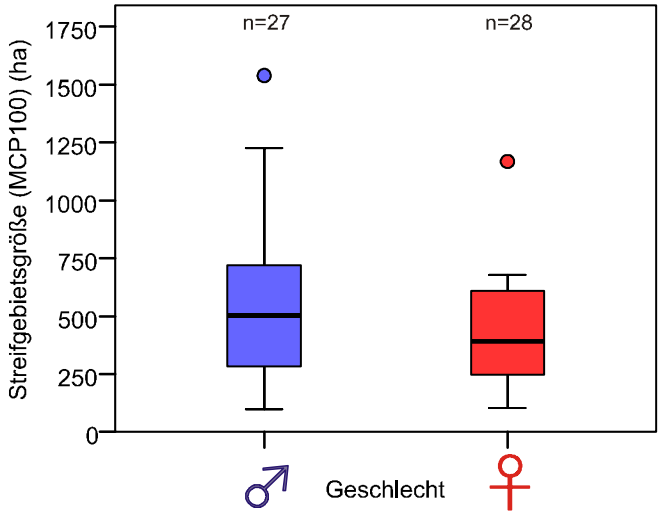


Abb. 4-12 Streifgebietsgröße von Rüden und Fähen. (p = 0,161, U-Test)

4.6 Habitatdiversität

Die meisten Waschbären (69%, n = 38) wiesen in der Habitatnutzung eine geringere Diversität auf, als bezogen auf das Angebot innerhalb ihres Streifgebiets zu erwarten gewesen wäre, d.h. sie spezialisierten sich auf bestimmte Habitattypen. Bei 31% (n = 17) war die Habitatstruktur der Nutzung diverser als das Angebot (Abb. 4-13).

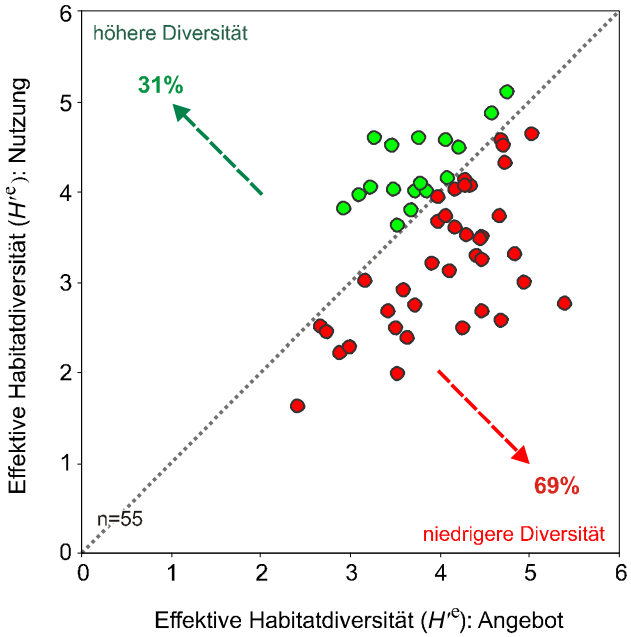


Abb. 4-13 Vergleich von Diversität im Habitatangebot (MCP100) und Nutzung (Lokalisationen und 15 m Puffer). (Shannon-Index)

4.7 Präferenz und Meidung von Habitaten

In den Streifgebieten (MCP 100) der im Zeitraum von 2006 bis 2010 beobachteten 55 Waschbären war Wald mit einem Anteil von durchschnittlich 54,2% die dominierende Habitatstruktur. Offenland hatte im Mittel einen Flächenanteil von 29,8%, Feuchtlebensräume von 13,5%. Siedlungsstrukturennahmen nahmen innerhalb der Hauptkategorien den kleinsten Flächenanteil in den Streifgebieten ein (im Mittel 2,4%). Die bewaldeten Flächen verteilten sich zu etwa gleichen Anteilen auf Laub- (41%) und Nadelwald (38%), der Flächenanteil von Mischwald betrug im Mittel 21% der Streifgebietsgrößen. Innerhalb des Laubwaldes waren Reinbestände der Buche der dominierende Waldtyp (im Mittel 98%). Eichenreinbestände waren mit 2% nur sehr spärlich und in fast vernachlässigbaren Flächenanteilen in den Streifgebieten vorhanden. Kiefernwald war am häufigsten als Reinbestand im Untersuchungsgebiet vorzufinden (im Mittel 75% Anteil an den Streifgebieten), gefolgt von Lärche (13%) und Fichte (9%). Douglasienbestände waren mit einem Anteil von 3% nur selten als Monokultur vertreten. Beispielhaft für die 55 ausgewählten Waschbären ist hier die Habitatausstattung der sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tiere mit allen Lokalisationen der Jahre 2006 bis 2010 im Biotopverschnitt dargestellt (Abb. 4-14).

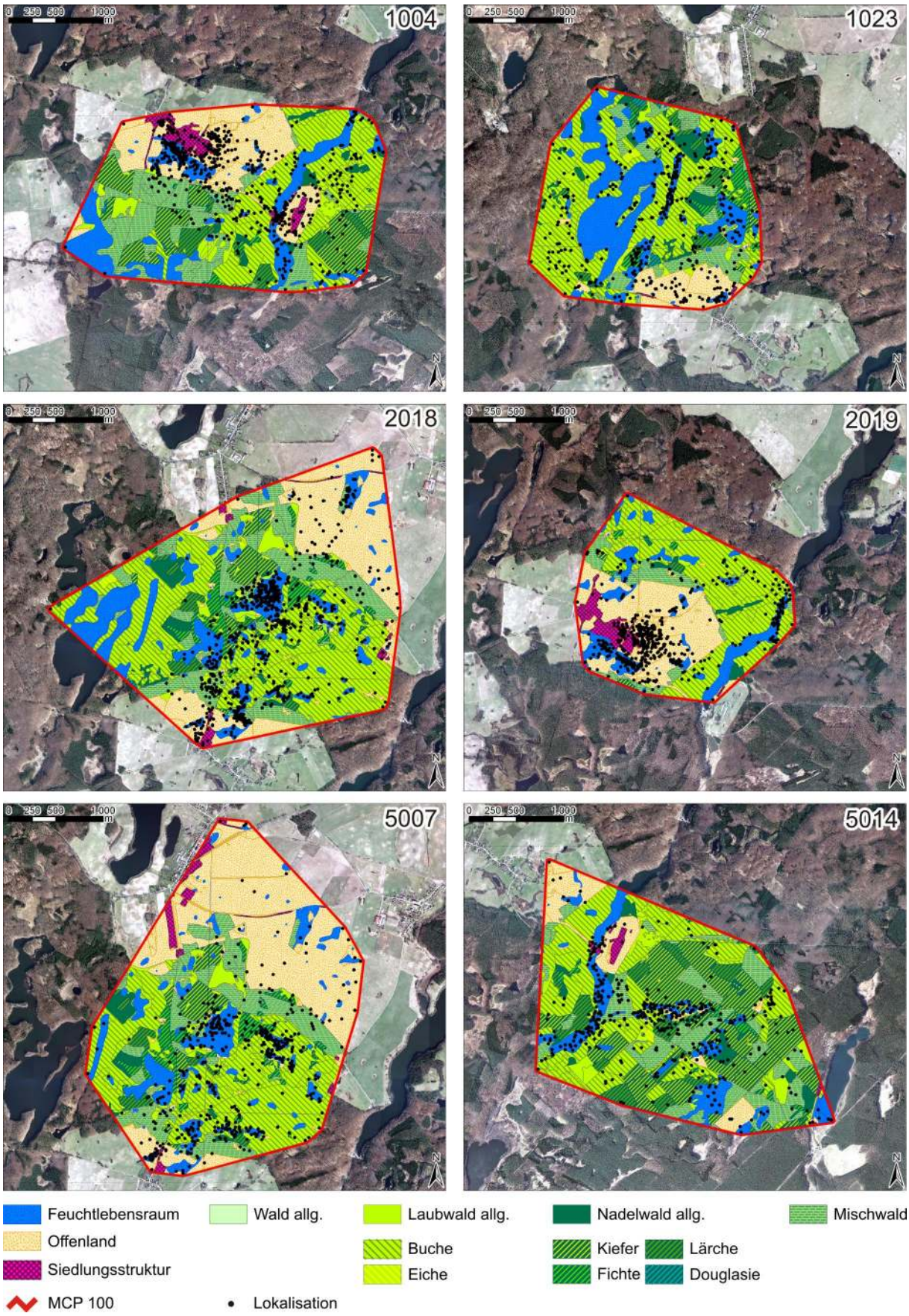


Abb. 4-14 Verschnitt der Biotopkarte mit den Streifgebieten der Tiere 1004, 1023, 2018, 2019, 5007 und 5014. Insgesamt 8575 Lokalisationen. (MCP 100 basierend auf allen Lokalisationen 2006-2010, Streifgebietsgrößen: Tier 1004: 531 ha, n = 1481; Tier 1023: 449 ha, n = 1112; Tier 2018: 407 ha, n = 1849; Tier 2019: 256 ha, n = 1401; Tier 5007: 503 ha, n = 1555; Tier 5014: 508 ha, n = 1177)

Der Jacobs-Präferenzindex zeigte eine signifikante, starke Präferenz (D = 0,6) der Tiere für Feuchtlebensräume gegenüber allen anderen Habitattypen (Abb. 4-15 a). Wald wurde genau wie Offenland moderat gemieden (beide D = -0,3). Siedlungsstrukturen wurden neutral (D = 0,1), d.h. entsprechend ihres Angebots genutzt. Die großen Streuungen innerhalb der Habitattypen resultieren aus der Bildung des Mittelwerts über alle Tiere, die sich doch sehr individualspezifisch verhalten. Laubwäldern wurden gegenüber Misch- und Nadelbeständen signifikant moderat präferiert (D = 0,3; Abb. 4-15 b). Nadelwälder wurden stark gemieden (D = -0,4), Mischwälder neutral genutzt (D = -0,1). Buchenbestände (D = 0,9) wurden gegenüber Eichenreinbeständen (D = -1) hochsignifikant bevorzugt (Abb. 4-15 c). Innerhalb der Nadelreinbestände zeigte sich eine neutrale Nutzung von Fichten- (D = 0,1) und Lärchenbeständen (D = 0) (Abb. 4-15 d). Kiefernbestände wurden moderat (D = -0,25) und Douglasienbestände am stärksten (D = -1) gemieden. Hochsignifikant ist dabei aber nur der Unterschied zwischen Douglasie und Fichte bzw. Lärche.

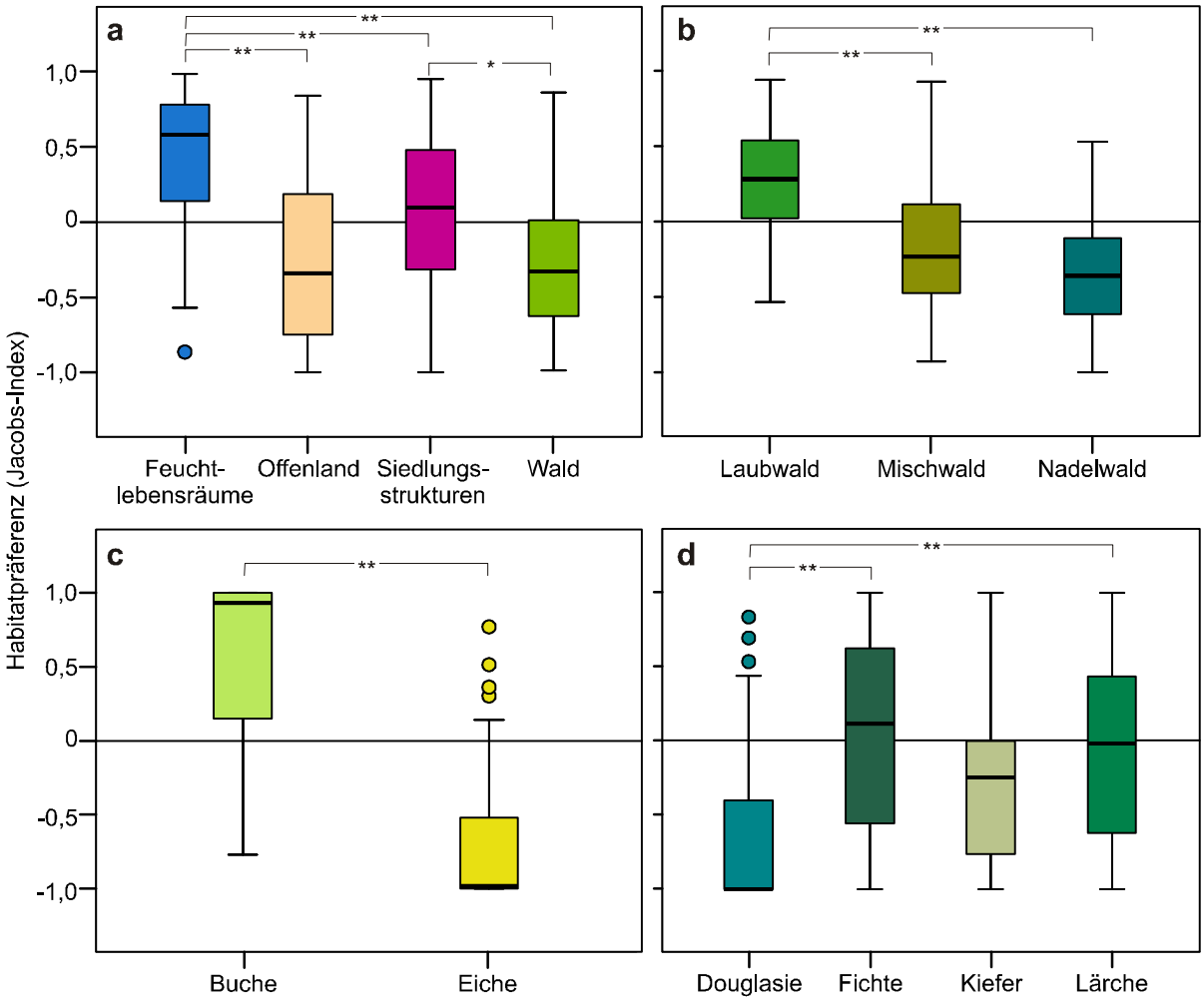


Abb. 4-15 Habitatpräferenzen der 55 Tiere nach unterschiedlichen Kategorien.
(* p < 0,05, ** p < 0,01 – Wilcoxon Test für verbundene Stichproben)

Zwischen beiden Geschlechtern (27 ♂, 28 ♀) konnten in der Präferenz der Haupthabitatkategorien keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden (Abb. 4-16).

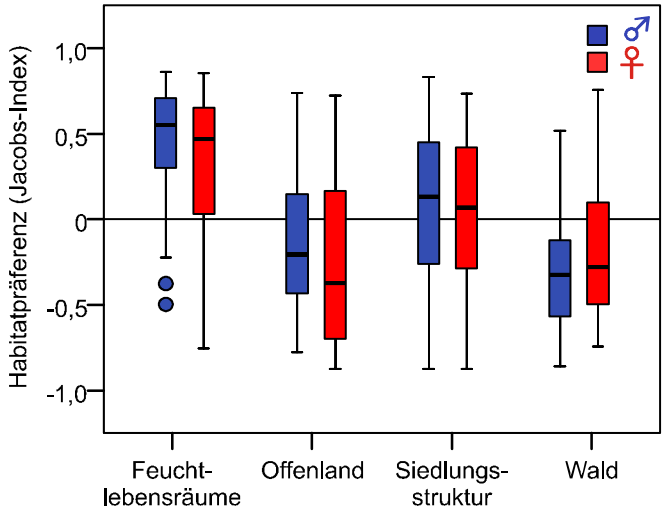


Abb. 4-16 Vergleich der Habitatpräferenzen beider Geschlechter.

4.8 Wurf- und Schlafplätze

Über 90% der Wurfplätze befanden sich in Habitaten mit einem Deckungsgrad von mindestens 60%. Im Mittel betrug die Deckung 79% (s = 19,66). Die Deckungsgrade beziehen sich auf die Dichte der Vegetation oder anderer Strukturen unmittelbar am Wurfplatz und können auch als „Grad der Einsehbarkeit“ verstanden werden (Abb. 4-17).

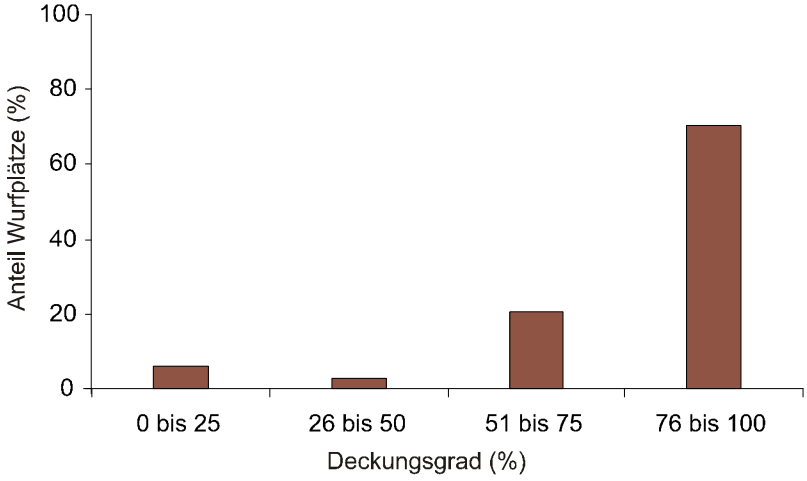


Abb. 4-17 Deckungsgrad an den Wurfplätzen

4.8.1 Habitatstruktur an den Wurfplätzen

Beim Methodenvergleich (Biotopverschnitt – Habitatkartierung) zur Habitatumgebung der Wurfplätze zeigte sich, dass sich an der Mehrzahl der Wurfplätze bei beiden Methoden Laubwaldstrukturen befanden, am zweithäufigsten wurden Feuchtlebensräume in der Nähe der Wurfplätze angetroffen (Abb. 4-18). Die Biotopkartierung ging von Wurfplätzen in Nadelbeständen und Offenland aus, während die manuelle Kartierung stattdessen Laub- und Mischwald als Habitate ergab. Der exakte Kreuztabellentest nach Fisher zeigte für keine Habitatkategorie einen signifikanten Unterschied zwischen beiden Methoden. Einer Signifikanz am nächsten war dabei das unterschiedliche hohe Auftreten von Offenland (p = 0,119).

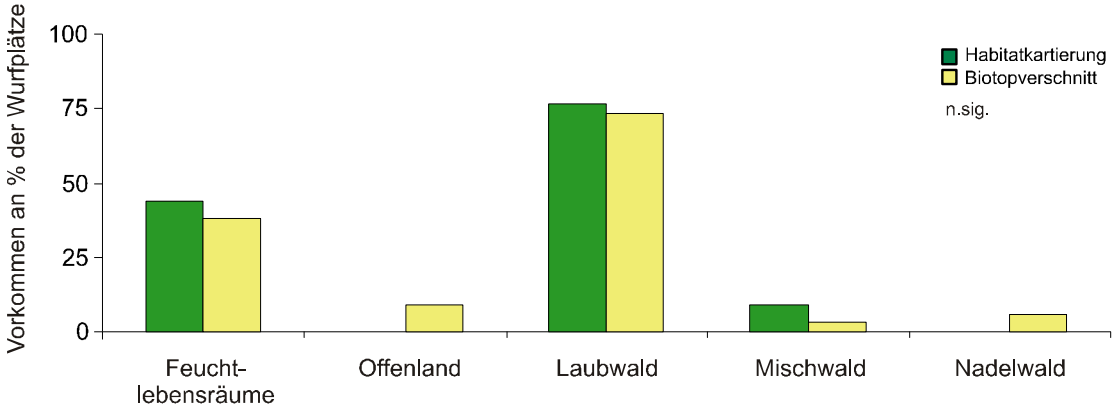


Abb. 4-18 Vorkommen von Haupthabitattypen an den Wurfplätzen nach Kartierung und Verschnitt.

4.8.2 Wurfplatzdistanzen zu Feuchtlebensräumen und Siedlungsstrukturen

Die Wurfplätze lagen überwiegend in direkter Gewässernähe (Abb. 4-19). Die mittlere Distanz nach eigener Abschätzung betrug 67 m (s = 129), die weiteste Distanz betrug 550 m. 91% (31 von 34) der Wurfplätze wiesen eine maximale Distanz zum Gewässer unter 165 m auf. Die sich aus dem Biotopverschnitt ergebende mittlere Distanz betrug 91,52 m (s = 131,00), wobei die weiteste Distanz 553 m betrug. Die maximale Distanz zum Gewässer betrug bei über 91% der Wurfplätze (31 von 34) weniger als 284 m. Zwischen den Methoden gab es keinen signifikanten Unterschied. (Wilcoxon-Test p = 0,232; Fisher Exact Test p = 0,356) (Abb. 4-20).

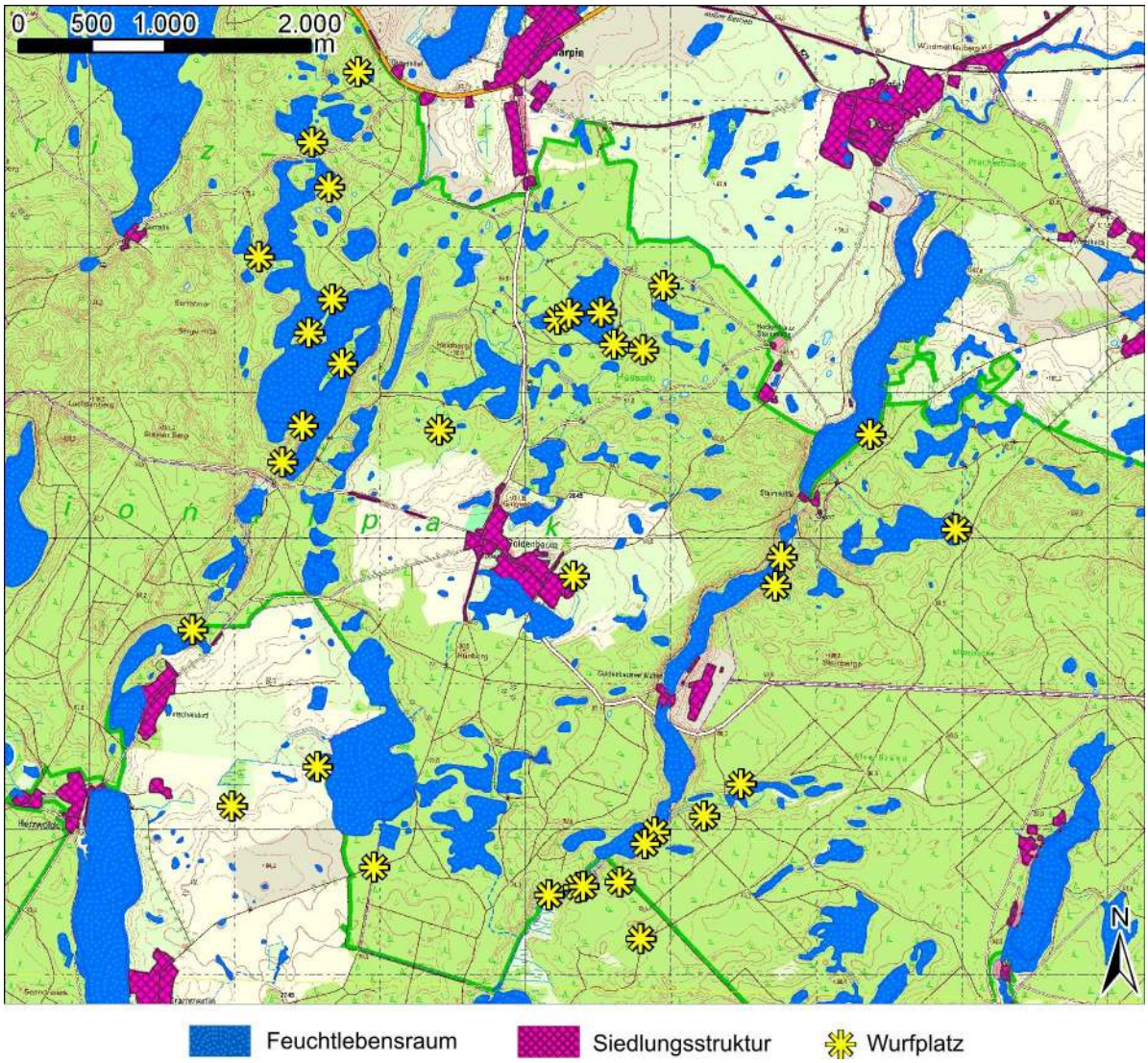


Abb. 4-19 Lage der Wurfplätze in Relation zur Verteilung von Feuchtlebensräumen und Siedlungsstrukturen.

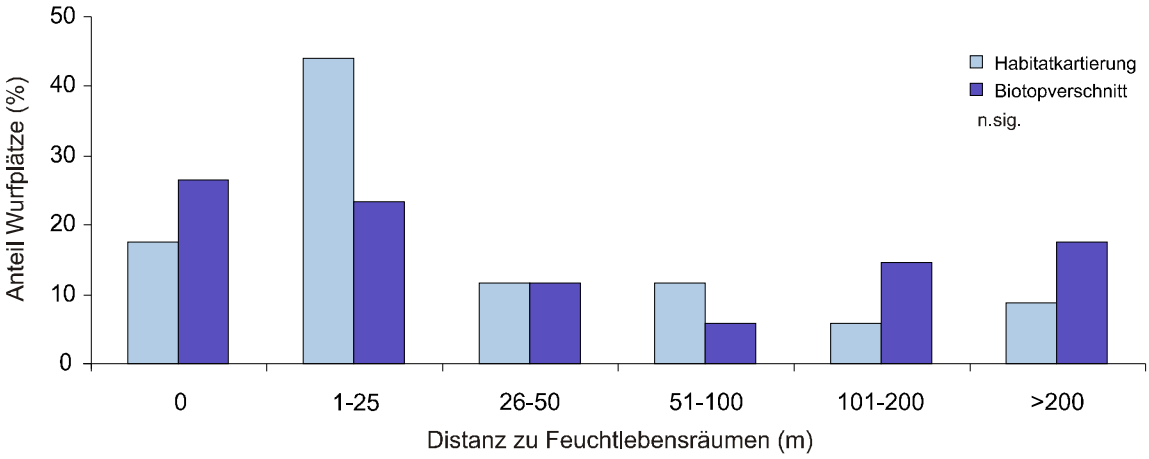


Abb. 4-20 Unterschiede in der Distanz der Wurfplätze zum nächstgelegenen Feuchtlebensraum nach Habitatkartierung und Biotopverschnitt.

Die Wurfplätze lagen nur vereinzelt in Siedlungsnähe (Abb. 4-21). Hier unterschieden sich die eigene Abschätzung und der Biotopverschnitt deutlicher. Die mittlere Distanz nach eigener Abschätzung betrug 302 m (s = 229), die kürzeste Distanz 5 m und die weiteste 780 m. 90% der Wurfplätze hatten eine Distanz zu Siedlungsstrukturen von mehr als 45 m. Die sich aus dem Biotopverschnitt ergebende mittlere Distanz betrug 827 m (s = 391), wobei die kürzeste Distanz mit 64 m angegeben wurde und die weiteste Distanz 1538 m betrug. Die maximale Distanz zur Siedlungsstruktur für 90% aller Wurfplätze betrug hier 284 m. Die Ergebnisse unterscheiden sich in ihrer Verteilung hochsignifikant (Fisher Exact Test, $p < 0{,}01$). Bei der Verwendung der Biotopkatasterdaten wurden Sieldungsstrukturen erst in größerer Entfernung festgestellt.

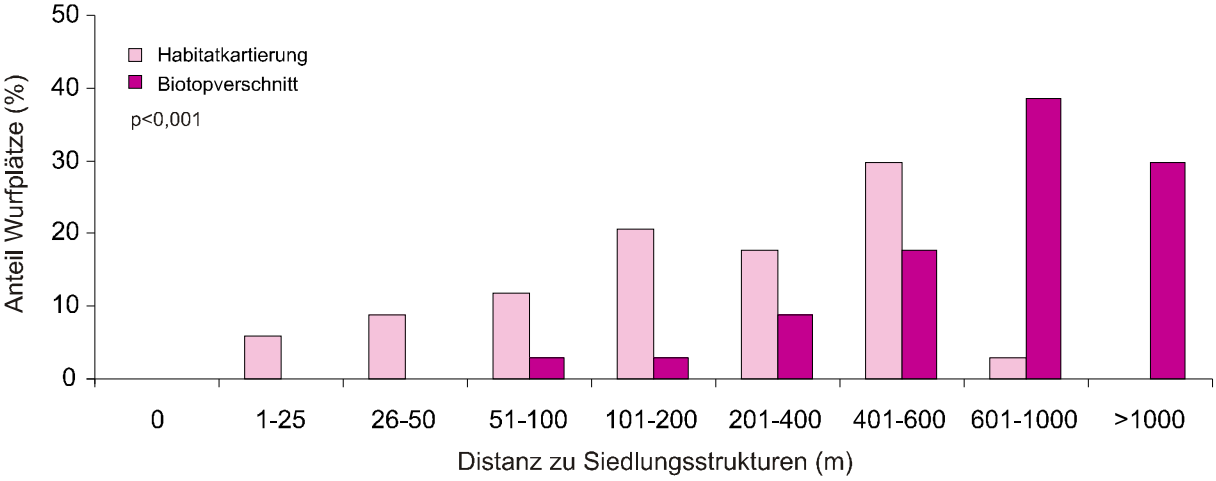


Abb. 4-21 Unterschiede in der Distanz der Wurfplätze zur nächstgelegenen Siedlungsstruktur nach Habitatkartierung und Biotopverschnitt.

4.8.3 Vergleich zwischen Wurfplätzen und reinen Schlafplätzen

Im Umkreis der Wurfplätze befanden sich gegenüber den reinen Schlafplätzen zu signifikant niedrigeren Anteilen Feuchtlebensräume und zu signifikant höheren Anteilen Laubwald (Fisher Exact Test, $p < 0{,}01$). Innerhalb der Übergruppe Wald befanden sich Wurfplätze gegenüber den Schlafplätzen zu signifikant höheren Anteilen in Laubwald (Fisher Exact Test, $p < 0{,}01$). Die Anteile an Nadel- und Mischwald waren demgegenüber an Wurfplätzen geringer als an Schlafplätzen (allerdings nicht signifikant). Offenland und Siedlungsstrukturen fanden sich an Wurfplätzen seltener als an Schlafplätzen (ebenfalls nicht signifikant) (Abb. 4-22).

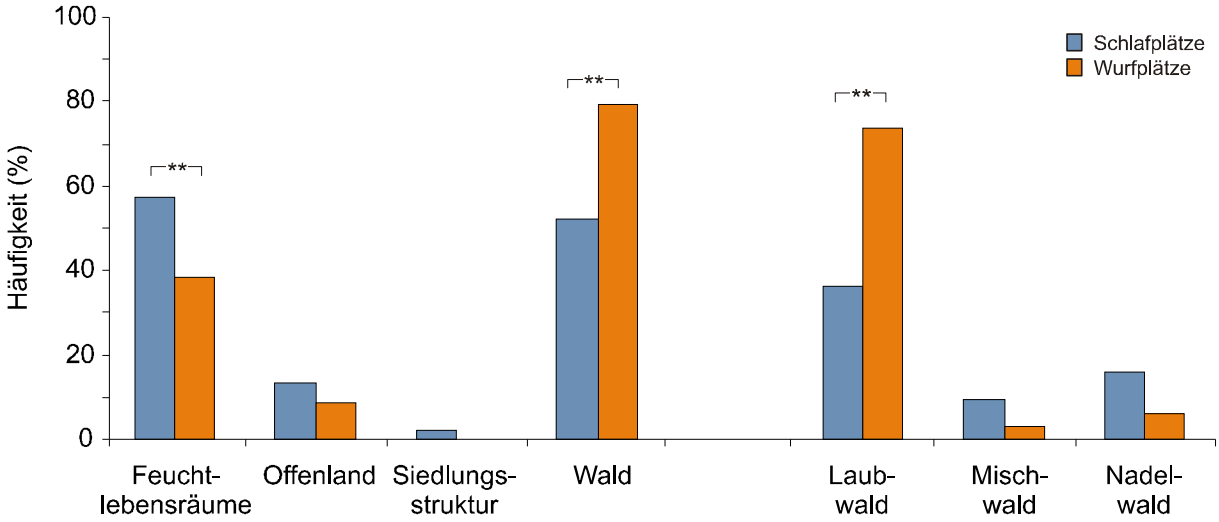


Abb. 4-22 Häufigkeit des Auftretens von Habitattypen im Umkreis der Wurf und Schlafplätze. (Fisher Exact Test p < 0,01)

Auffällig war die starke Meidung von Siedlungsstrukturen bei der Wahl des Wurfplatzes (Abb. 4-23). Zu beachten ist, dass es sich hier nicht um Distanzen, sondern den direkten Einfluss von Infrastruktur innerhalb des 15 m Radius um den Wurfplatz handelte. Die Schlafplatzwahl schien deutlich toleranter gegenüber Siedlungsgebieten. Waldhabitate wurden für Wurfplätze präferiert, während sie außerhalb der Reproduktionszeit als Schlafplätze eher gemieden wurden. Feuchtlebensräume wurden sowohl als Wurfplätze, aber vor allem auch als Schlafplätze präferiert.

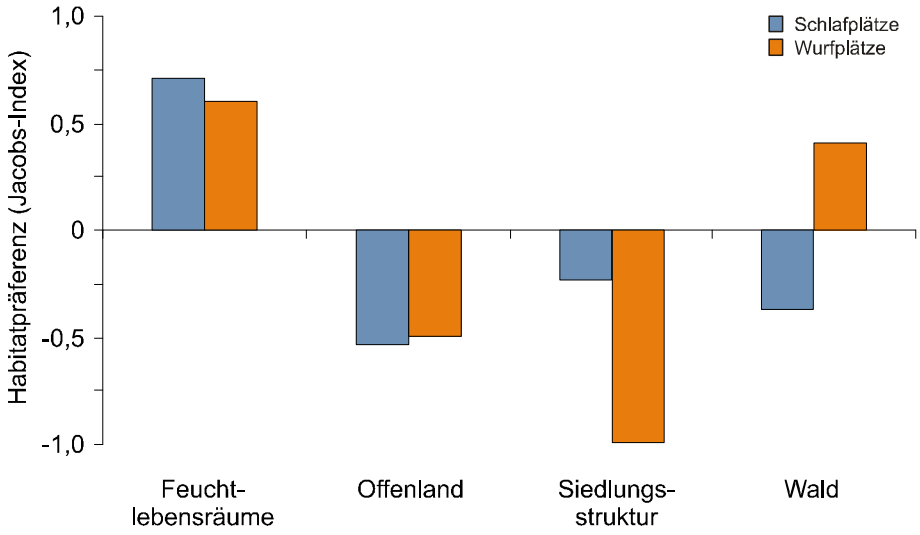


Abb. 4-23 Habitatpräferenzen für Wurf- und Schlafplätze. (summierte Gesamtfläche im 15 m Puffer gegenüber Gesamt-MCP100)

Wurf- und Schlafplätze unterschieden sich signifikant in ihrer Distanz zu Feuchtlebensräumen. Wurfplätze fanden sich seltener direkt innerhalb von Feuchtlebensräumen und waren weiter von Feuchtlebensräumen entfernt als Schlafplätze (Abb. 4-24 a). Bei der Distanz zu Siedlungsstrukturen zeigte sich zwar ein Trend zu höheren Anteilen von Wurfplätzen, die mehr als 400 m von solchen Bereichen entfernt waren, der Unterschied zwischen der Klassenverteilung von Schlaf- und Wurfplätzen war allerdings nicht signifikant (Abb. 4-24 b).

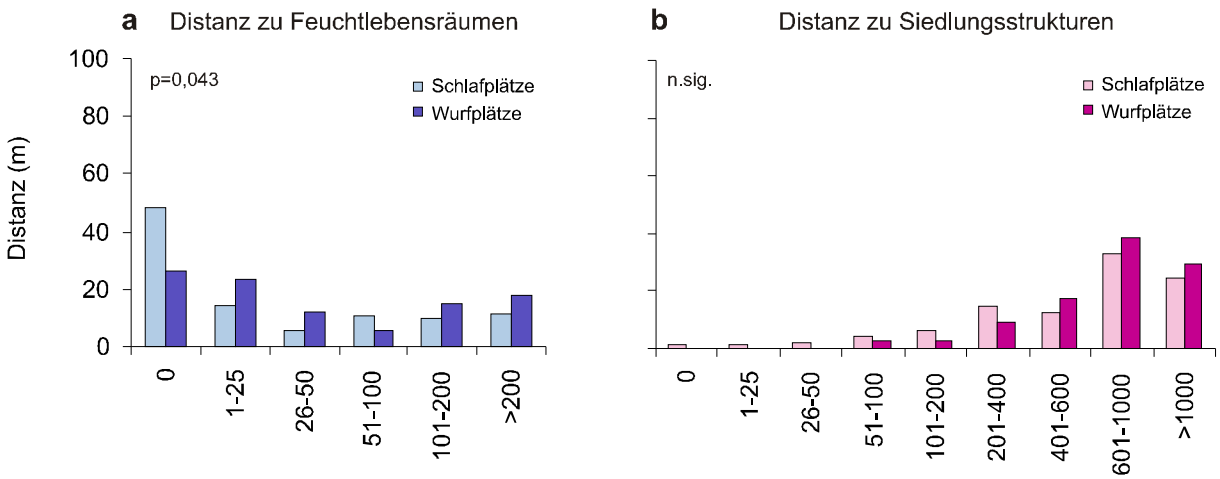


Abb. 4-24 Häufigkeitsverteilung der Distanzen von Schlaf- und Wurfplätzen.
a) Feuchtlebensräumen (p = 0,043) und b) Siedlungsstrukturen (Fisher Exact Test)

5 Diskussion

5.1 Methodendiskussion

Da innerhalb dieser Untersuchung unter anderem der Vergleich zweier Methoden zur Habitatnutzungsanalyse durchgeführt wurde, kann die folgende Methodendiskussion gleichzeitig als Teil der Ergebnisdiskussion verstanden werden.

5.1.1 Auswahl der Tiere

Die Streifgebiete der intensivtelemetrisch untersuchten Tiere sollten nach Möglichkeit Bereiche mit unterschiedlicher Habitatausstattung abdecken. Ausfälle der Peilsender einiger Tiere im Vorfeld der Intensivtelemetrie und die Angewiesenheit auf ein relativ dichtes, befahrbares Wegenetz ließen aber nur eine geringe Auswahl an Tieren zu, die in der Lage und Ausstattung ihrer Streifgebiete gewisse Redundanzen aufwiesen. Der Ausfall des Senders von Tier 5007 führte zu einer zum Herbst hin verschobenen Beobachtung gegenüber den anderen Tieren, die auch nicht mehr zufällig verteilt durchgeführt werden konnte, sondern aus Zeitgründen und um weitere, die Habitatnutzung beeinflussende, saisonale Verschiebungen (GEHRING & SWIHART 2003) zu verhindern, komprimiert durchgeführt werden musste.

5.1.2 Telemetrie

Bei der Telemetrie stellten sich gelegentlich zwei Schwierigkeiten ein: Zum einen war es nicht immer möglich, alle Tiere während ihrer kompletten Aktivitätsphase zu verfolgen, da einige Tiere – vor allem die Nachwuchs führenden Fähen aufgrund des gesteigerten Energiebedarfs – teilweise schon in den frühen Abendstunden oder sogar bereits tagsüber aktiv waren und/oder erst sehr spät morgens den Schlafplatz aufsuchten. Zum anderen war aufgrund des spärlichen Netzes an befahrbaren Wegen im Nationalpark und bei schneller Fortbewegung der Tiere im Gelände eine Triangulation nicht immer möglich (WHITE & GARROTT 1990, KENWARD 2001), sodass des Öfteren nur eine Kreuzpeilung oder sogar nur eine einfache Peilung möglich war, bei der die Tiere anhand der Richtung und Stärke des Signals lokalisiert wurden. Die Stärke des Signals konnte bei gleicher Entfernung zum Tier aufgrund VHF-absorbierender, -brechender und -reflektierender Topographie und Vegetation (Hügel, Ta-

leinschnitte, große Wasserflächen, vegetationsreiche Senken, dichte Wälder, Schneisen) (CHU et al. 1989, KENWARD 2001), Witterung (Regen, Nebel) und Funkleistung (Senderalter, -Hersteller und Batteriestärke) stark variieren. Während der zweimonatigen Einarbeitungsphase, bei der vor allem Tageslokalisationen durchgeführt wurden, aber auch dreimal Tiere bei Nacht intensivtelemetriert wurden (was aber nicht in die Datenauswertung mit einfloss), wurde neben der Kenntnis des Geländes ein Gespür für die Einschätzung der Telemetriesignale der verschiedenen Tiere in unterschiedlichen Landschaftselementen entwickelt.

5.1.3 Beeinflussung der Tiere in ihrem Verhalten

Während der Intensivtelemetrie wurde darauf geachtet, einen ausreichenden Abstand zum Tier einzuhalten, um es in seinem Verhalten nicht zu stören. Da die Größe des Peilfehlers aber in direktem Zusammenhang mit der mittleren Peilentfernung zum Sendertier steht und an den Lokalisationen kleinräumige Habitatkartierungen durchgeführt werden sollten, war es wichtig, den möglichst genauen Aufenthaltsort zu erfassen. Zwar wurden Fahrzeugbeleuchtung und Motor so oft es ging ausgeschaltet, eine Beeinflussung der Tiere kann aber nicht ausgeschlossen werden. Hierbei spielt der individuelle Grad der Scheu der Tiere hinein. Unter den sechs intensivtelemetrisch untersuchten Tieren schienen vor allem die Rüden unbeeindruckt von dem sie verfolgenden Auto, was mehrere teilweise kurz hintereinander gemachte Sichtbeobachtungen zeigten.

Weiterhin besteht die Vermutung, dass das Katzenfutter als Fallenköder nicht nur bei der Auswertung der speziellen Nahrungsressourcen eine Rolle spielte, sondern die Tiere regelmäßig zu den Fallenstandorten lockte. Es wurde während des Untersuchungszeitraums zwar darauf geachtet, keine Fallen im Streifgebiet der Tiere zu beködern, die in naher Zukunft intensivtelemetrisch beobachtet werden sollten, jedoch befand sich teilweise noch Futter an den Fallenstandorten, das in den Nächten zuvor nicht oder nicht vollständig aufgefressen worden war. Wie sich am Fotofallenmonitoring erkennen ließ, hatten die Fallen auf einige Tiere eine große Anziehungskraft – nicht verwunderlich, wenn man den Energiegehalt des verwendeten Katzenfutters („Brekkies“) betrachtet. Auch stellt sich die Frage, wie lange die Attraktionswirkung einer vormalig regelmäßig oder in regelmäßigen Abständen beköderten Falle in unbeködertem Zustand noch anhält. Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Tiere aufgrund der Fallenstandorte häufig in deren Umfeld aufhielten. In diesem Fall wird also der Fallenköder präferiert und nicht die jeweils als Nutzungsschwerpunkt vermutete Habitatstruktur.

5.1.4 Laufstrecke und -geschwindigkeit

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Durchschnittsgeschwindigkeiten für jedes Tier berechnet. Diese haben eine begrenzte Aussagekraft, da sich die Fortbewegung von Waschbären durch lange Verweildauern in Nahrungshabitaten und schnelle Sprints durch nahrungsökologisch uninteressante Gebiete auszeichnet. Die Fortbewegungsgeschwindigkeiten von Waschbären sind also habitatabhängig. ORTMANN (2010) hat für die Waschbären im Müritz-Nationalpark die Geschwindigkeiten für die Einzellokalisationsstrecken (gradlinige Distanz zwischen zwei aufeinanderfolgenden Lokalisationen) errechnet und konnte so Aussagen über Geschwindigkeitspeaks innerhalb der Raumnutzung machen.

Die Werteverteilung der einzelnen Tiere innerhalb der beiden Parameter Strecke und Geschwindigkeit weisen hohe Ähnlichkeiten auf. Dies ist durch ihre Abhängigkeit voneinander zu erklären. Da dem Waschbären als nachtaktives Tier (MECH et al. 1966, GEHRT et al. 1990, GEHRT 2003) für seine Aktivitätsphase in der Regel ein mehr oder minder festgelegtes Zeitfenster zur Verfügung steht, bedingt eine lange Strecke meist eine höhere Durchschnittsgeschwindigkeit. Zurückgelegte Strecke und Geschwindigkeit sollten also nie getrennt voneinander betrachtet werden.

Zu beachten ist außerdem, dass der von ORTMANN (2010) vorgeschlagene und hier verwendete Korrekturfaktor aufgrund der Multiplikation der Werte zu einer Vergrößerung der Unterschiede zwischen den Tieren führt. Auch muss überprüft werden, inwiefern ein handzahmer Waschbär das Verhalten eines Wildtieres widerspiegelt. Eventuell sollte versucht werden, einen Korrekturfaktor anhand von weniger zahmen, aber dennoch tagaktiven (eigene Beobachtung) Zootieren zu ermitteln. Allerdings haben Zoogehege nicht die gebietstypische Habitatausstattung des Müritz-Nationalparks.

5.1.5 Habitatkartierung

Sowohl das Eintragen der Lokalisationen in die topographischen Karten (Maßstab 1:10.000), als auch das Ablesen der Koordinaten barg bei einer Ablesegenauigkeit von ohnehin minimal 10 Metern das Risiko weiteren Datenversatzes. Weiterhin muss von einem Versatz der kartierten Flächen bei der Geländebegehung zur tatsächlichen Lokalisation ausgegangen werden. Gerade bei wichtigen Mikrostrukturen wie beispielsweise solitären Alteichen scheint es unwahrscheinlich, nach Lokalisationsversatz durch Peilungenauigkeit, Eintrag, Ablesen und

Aufsuchen im Gelände, sich noch in dem angesetzten 15 m Radius um den tatsächlichen Aufenthaltspunkt eines Tieres zu befinden. Man befindet sich also in dem Dilemma, einerseits die Kartierung zulasten der Erfassung von konkreten Mikrohabitaten großflächiger vornehmen zu müssen, andererseits bei einer kleinflächigen Kartierung Gefahr zu laufen, die genutzten Strukturen überhaupt nicht zu erfassen.

Im Gegensatz zur Kartierung der Biotopstruktur ist die Erfassung der speziellen Nahrungsressourcen als Nutzungslokalisation rein spekulativ. Dass ein Tier sich in einem Waldhabitat aufhielt, kann meist gesichert festgestellt werden, ob es aber die Brombeeren am Lokalisationspunkt als Nahrungsressource nutzte, nur daran vorbeilief oder die Laufkäfer am Boden fraß, unterliegt einem großen Interpretationsspielraum. Wird eine Nahrungsressource während der Aktivitätsphase komplett von einem oder mehreren Tieren aufgefressen (z.B. Tierfutter, anthropogen verursachte Abfälle), kann diese bei der Kartierung nicht festgestellt werden. Hier wäre die Dokumentation des Einflusses von Ressourcen-Wegnahme und -Hinzufügen der einzig eindeutige Nachweis für eine Präferenz (KENWARD 2001). Erwähnt sei hier noch einmal das bereits in den Methoden angesprochene Problem, dass tierische Nahrung – welche zwei Drittel des Nahrungsspektrums des Waschbären ausmacht (LUTZ 1981) und gerade im Zusammenhang mit der Moornutzung eine große Rolle spielen dürfte – überhaupt nicht angesprochen werden konnte. Habitatnutzungsanalysen mit Angaben zur Nutzung von Nahrungsressourcen sollten deshalb durch eine Analyse des Nahrungsspektrums anhand von Exkrementen oder Sektionen des Gastrointestinaltrakts ergänzt werden. Für die Waschbären des Müritz-Nationalpark sind zu Kotanalysen im Rahmen des „Projekt Waschbär“ zwei Arbeiten in Vorbereitung (ENGELMANN 2011 i.V., KÖHNEMANN 2013 i.V.).

5.1.6 Biotopverschnitt

Bei der Methode des Biotopverschnitts ist es wichtig, dass das Kartenmaterial durch regelmäßige Aktualisierung den tatsächlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebiets entspricht. Das vom Nationalparkamt bereitgestellte Biotopkataster wurde 1991 – also 18 Jahre vor Beginn der vorliegenden Untersuchung – erstellt, einzelne Änderungen wurden zuletzt 1996 vorgenommen. In dieser Zeit können sich nicht unerhebliche Veränderungen im Landschaftsbild vollzogen haben. Vor allem die Infrastruktur in Siedlungsbereichen und die Zusammensetzung von Waldbeständen in forstwirtschaftlich genutzten Gebieten können sich relativ rasch ändern. Auch Managementmaßnahmen, wie sie in Nationalparks häufig betrieben wer-

den (Moorrenaturierung), können die Biotopstruktur entscheidend beeinflussen. Die Biotopkartierung wurde zudem teilweise fernerkundlich anhand von Luftbildern durchgeführt, was zu erkennbaren Fehlinterpretationen von Vegetationsstrukturen führte. Für eine Auswertung von Nutzungsdaten ist es unerlässlich, dass das verwendete Kartenmaterial die tatsächliche Biotopausstattung im Gelände wiedergibt.

5.2 Vergleich der Methoden zur Habitatnutzungsanalyse

Während für die Auswertung anhand von Biotopkarten eine große, bereits vorhandene Datenmenge herangezogen wurde, wurde für die Methode der Habitatkartierung eine kleine Auswahl an Sendertieren intensivtelemetriert. Die geringe Stichprobenzahl von nur sechs Tieren ist nicht repräsentativ für eine Population und birgt die Gefahr der Individualisierung. Eine Erhöhung der Stichprobenzahl zur Minimierung des Einflusses individualtypischen Verhaltens war aufgrund der geringen Auswahl von Tieren in für eine intensivtelemetrische Datenaufnahme geeignetem Gebiet nicht möglich.
Die Konzentration auf lediglich ein Tier pro Nacht ist für die Ermittlung von Laufwegen und -geschwindigkeiten von großer Bedeutung. Auch erleichtert sie das Kartieren der Habitatstrukturen am darauffolgenden Tag, da die Lokalisationen „am Stück“ abgegangen werden können und so innerhalb kurzer Zeit eine relativ große Datenmenge zusammengetragen wird.

Bei der statistischen Auswertung sind intensivtelemetrisch aufgenommene Daten aber unter Umständen problematisch: Präferenzanalysen benötigen eine Referenzfläche, die laut AEBISCHER et al. (1993) das Streifgebiet sein sollte. Für die Berechnung von Aktionsräumen sollten Lokalisationen aber zufällig und unabhängig voneinander sein (DUNN & GIPSON 1977, WHITE & GARROTT 1990, OTIS & WHITE 1999). SWIHART & SLADE (1985) empfehlen pro Tier zwei Peilungen in 24 Stunden, wenn die Tiere über mehrere Monate hinweg beobachtet werden können. Bei zeitlich stark begrenzten Untersuchungen sollte die Stichprobenzahl der Tiere verringert und die Beprobungsintervalle kürzer sein (ebd.). In jedem Fall sollte ein Tier aber die Möglichkeit haben, zwischen zwei Lokalisationen sein Streifgebiet entlang der längsten Ausdehnung durchqueren zu können. (SWIHART & SLADE 1985, HARRIS et al. 1990, WHITE & GARROTT 1990). Durch die chronologische Abhängigkeit der intensivtelemetrisch erhobenen Daten voneinander wiesen diese hohe Autokorrelationen auf (Prüfung mittels Schoener’s-Index), was zu einer Unterschätzung der Streifgebietsgröße führen kann (SWIHART & SLADE 1985). Um dem vorzugreifen, wurde für die Berechnung der Home Ranges auf alle

seit 2006 aufgenommenen Daten zurückgegriffen und auf Wahrscheinlichkeitsanalysen wie die Kernel-Berechnung verzichtet.

Die Tendenzen der Nutzungsraten stimmen bei beiden Methoden überein, jedoch gibt es signifikante Unterschiede. Gerade die bei der Habitatkartierung als so wichtig erachteten Feuchtlebensräume werden beim Biotopverschnitt drastisch unterschätzt. Dies liegt daran, dass bei der Kartierung im Gelände Mikrostrukturen wie kleine Feuchtsenken, temporäre Gewässer oder feuchte Gräben erfasst wurden, die durch die detailärmeren Katasterkarten nicht abgebildet werden. Für baumbestandene Flächen werden oft nur die Hauptbaumarten angegeben. Diese bedingen ökosystemar aber häufig weitere Aspekte, die für die Habitatnutzung unter Umständen viel relevanter sind. Eine Anreicherung von Birken und Erlen bedeutet beispielsweise meist einen vernässten oder moorigen Untergrund, der wiederum von Amphibien genutzt wird, lichte Eichenwälder erlauben dichte Bodenvegetation, die Brombeeren und Himbeeren ausbilden kann, Kiefernbestände können von Traubenkirschen unterwachsen sein (zwar werden seit 1997 Erhebungen zur Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche im Müritz-Nationalpark durchgeführt (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003) und mittlerweile existieren für das Serrahner Teilgebiet im Rahmen einer Diplomarbeit (SCHRÖCKER 2011) aktualisierte Karten (siehe Anhang), die Darstellung im Kataster ist aber sehr großflächig und für Nutzungsanalysen deshalb wenig geeignet).

Wichtig ist also, dass möglichst viele räumliche, ökologische und phänologische Aspekte eines Habitats erfasst werden. Dies ist nur bei einer kleinräumigen, zeitnahen Kartierung im Gelände der Fall. Eine allein auf Kartenmaterial gestützte Analyse kann die tatsächliche Habitatnutzung verschleiern und somit leicht zu Fehlinterpretationen verleiten.

5.2.1 Vergleich der Methoden zur Erfassung der Wurfplätze

Während sich die Distanzen der Wurfplätze zum nächsten Gewässer bei beiden Kartierungsmethoden nicht signifikant unterscheiden, gibt es bei der Distanzschätzung zum Siedlungsraum sehr wohl signifikanten Differenzen zu der digitalen Vermessung. Dies ist damit zu erklären, dass die Siedlungsstrukturen durch die genaue Kenntnis des Gebiets manuell viel kleinräumlicher erfasst wurden und kleinere und geringere anthropologische Strukturen besser abbilden. In den Biotopkarten sind meist nur Ballungen von Infrastruktur verzeichnet, Straßen

und Wege sind in der Regel nicht als solche durchgehend ausgezeichnet. So ist die Kreisstraße 30, die durch das Untersuchungsgebiet führt, z.B. nur teilweise als Siedlungsstruktur dargestellt. Insgesamt scheint bei der Biotopkartierung des Kartenmaterials dazu tendiert worden zu sein, Straßen und Strukturen im Offenland eher als Siedlungsstrukturen zu definieren als im Wald gelegene. Generell ist es sehr definitionsabhängig, welche Strukturen (ausgebaute Wanderwege, befestigte Pfade) als Siedlungsstrukturen bewertet werden.

5.2.2 Aktionsraumberechnung

Man geht davon aus, dass Rüden einen größeren Aktionsraum haben als weibliche Tiere, da sie ihr Streifgebiet regelmäßig auf der Suche nach Fähen ablaufen. Entgegen den aus der Literatur bekannten Werten (GEHRT & FRITZELL 1997, HOHMANN 1998, KÖHNEMANN 2007), unterscheidet sich die Größe der Streifgebiete zwischen Fähen und Rüden nicht signifikant. Dies lässt sich durch die große Menge der verwendeten, über mehrere Jahre hinweg aufgenommenen Daten erklären. Zwar wurden Arealverschiebungen – soweit erkennbar – nicht berücksichtigt, dennoch steigen mit der Dauer der Datenaufnahme die Größen der Aktionsräume generell an. Gerade das MCP100 führt aufgrund seiner Empfindlichkeit gegenüber Exkursionen der Tiere häufig zu einer Überschätzung des Home Ranges (FRITZELL 1978, SHERFY & CHAPMAN 1980, ROSATTE et al. 1987, GEHRT & FRITZELL 1997, HOHMANN 1998). Dies birgt die Gefahr, dass intersexuelle Unterschiede nivelliert werden.

5.2.3 Präferenz und Meidung

Für die Berechnung der Präferenz bzw. Meidung der unterschiedlichen Biotoptypen wurden die hundertprozentigen MCPs als Referenzfläche zur Nutzung herangezogen. Innerhalb der MCPs wurden die Gesamtflächenanteile eines jeweiligen Biotoptyps errechnet. Bei der Berechnung des Jacobs-Index zeigte sich, dass sich mit Abnahme der Biotopflächenanteile die Sensitivität gegenüber sehr hohen und sehr niedrigen Nutzungsraten erhöht (Abb. 5-1). Ist das Angebot also gering, wird aber trotzdem häufig frequentiert, so schnellt der Präferenzwert in die Höhe. Wird eine kleine Fläche selten aufgesucht, zeigt der Jacobs-Index eine überproportional hohe Meidung. Beläuft sich die Nutzung auf n = 0, suggeriert der Index eine totale Ablehnung des Habitats (Abb. 5-1 a). Dass ein Habitat keine Lokalisationen aufweist, kann aber auch daran liegen, dass die Stichprobenzahl zu gering war, um ein Tier wenigstens einmal dort abzubilden. Wird ein Tier auch nur einmal auf einer kleinen Fläche lokalisiert, steigt der

Wert rapide an. Werden die Habitatkategorien also so definiert, dass ein Habitat sehr geringe Anteile innerhalb eines MCP erreicht, kommt es schnell zu Verfälschungen.

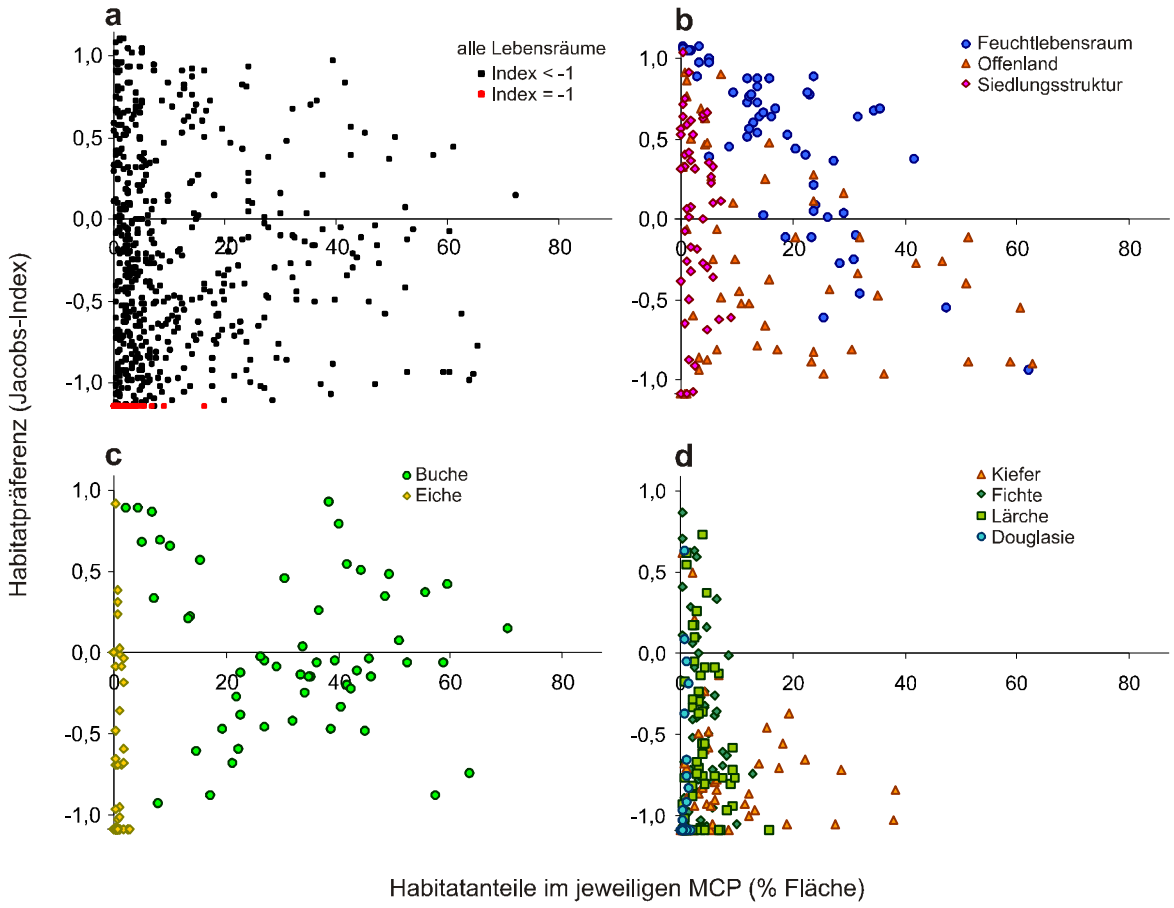


Abb. 5-1 Streuung der Habitatanteile innerhalb des Jacobs-Index.

Anhand dieses Umstands lässt sich auch die Meidung der Eiche gegenüber der Buche begründen. Feuchtlebensräume jedoch wurden immer präferiert, selbst wenn der Anteil im Streifgebiet sehr gering war. Dies deutet auf eine sehr hohe Attraktivität ebendieser hin. Bei großen Biotopanteilen zeigen sich die Werte hingegen generell unempfindlicher gegenüber der Nutzungsrate. Ist der Anteil der Feuchtlebensräume hoch, kommt es allerdings eher zu einer tendenziellen Meidung. Dies resultiert vermutlich aus großflächigen Seen, die den Anteil der Feuchtlebensräume in die Höhe treiben und zwar am Ufer genutzt, aber selten durchschwommen werden. Um diesen methodischen Fehler zu vermeiden sollte überlegt werden, ob große, offene Wasserflächen überhaupt als ‚nutzbares Habitat' betrachtet werden sollten. Eventuell sollte nur ein Puffer entlang des Ufers als Referenzfläche für die Berechnung der Präferenz berücksichtigt werden.

5.3 Ergebnisdiskussion

5.3.1 Laufstrecke und -geschwindigkeit

Auffällig war, dass die Durchschnittsgeschwindigkeiten deutlich höher lagen als bei vorangegangenen Untersuchungen zu Waschbären im Müritz-Nationalpark (ORTMANN 2010) und in Illinois (BARDING & NELSON 2008). Der Lebensraum der Waschbären in Illinois bestand vorwiegend aus Wald, Prärie und Acker mit wenig Feuchtlebensraum. Im Gegensatz zu vorangegangenen Untersuchungen zu Waschbären im Müritz-Nationalpark (ORTMANN 2010) und in Illinois (BARDING & NELSON 2008), bestand zudem weder ein signifikanter intersexueller Unterschied zwischen den zurückgelegten Laufstrecken, noch zwischen den Durchschnittsgeschwindigkeiten. Allerdings waren in der vorliegenden Untersuchung die Stichprobe der Tiere geringer und die Beobachtungszeiträume kürzer. Auch gab es eine saisonale Verschiebung hin zu den Sommermonaten.

Leichte Tendenzen zugunsten höherer Werte bei den männlichen Tieren lassen sich dennoch erkennen. Auffällig scheint, dass die Fähe ohne Nachwuchs (5014) innerhalb der weiblichen Tiere die längsten Strecken mit der höchsten Geschwindigkeit zurückgelegt hat. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass sie keine Jungtiere zu führen hatte, und somit ihr Lauftempo höher halten konnte als die Fähen mit Jungtieren. SCHNEIDER et al. (1971), ENDRES & SMITH (1993), ZEVELOFF (2002) und KAMLER & GIPSON (2003) berichten von Fähen, die ihren Aktionsraum während der Jungenaufzucht einschränkten. Bei genauerer Betrachtung des Streifgebiets von Fähe 5014 lässt sich zudem feststellen, dass sich dessen Habitatausstattung wesentlich von dem der anderen Fähen unterscheidet. Im Streifgebiet der Fähe befinden sich einige große Feuchtlebensräume, aber auch ausgedehnte Kiefernbestände. Als Schlafplätze wurden größtenteils Buchen genutzt. Das Streifgebiet von Fähe 2019 überschneidet sich in großen Teilen mit einem ausgedehnten Feuchtgebiet, in welchem sich auch viele ihrer Schlafplatznutzungen befanden. Das Streifgebiet von Fähe 2018 ist geprägt von einem Netz vieler kleinflächiger Moore. Erlenbulte in ausgedehnten Bruchwäldern wurden von allen Tieren in diesem Gebiet häufig als Bodenschlafplätze genutzt. Der Rüde 5007, dessen Streifgebiet sich fast komplett mit dem der Fähe 2018 deckt, hat eine fast gleiche Durchschnittsstrecke und ähnliche Durchschnittsgeschwindigkeiten wie die Fähe. Dies lässt darauf schließen, dass in diesem dichten Moorhabitat keine langen Distanzen zu den Ressourcen zurückgelegt werden müssen.

5.3.2 Aktionsräume

Größenunterschiede bei den Streifgebieten von Fähen und Rüden waren erkennbar, aber nicht signifikant. Die meisten Studien stellten bei männlichen Tieren ein größeres Streifgebiet fest (JOHNSON 1970, GEHRT & FRITZELL 1997, CHAMBERLAIN et al. 2003, BARDING & NELSON 2008). BARDING & NELSON (2008) begründen die größeren Home Ranges der männlichen Tiere nicht nur mit dem Sozialverhalten (GEHRT & FRITZELL 1997), sondern auch mit dem höheren Energiebedarf, der aufgrund größerer Körpermasse gedeckt werden muss. SCHNEIDER et al. (1971) und ENDRES & SMITH (1993) bemerkten zudem eine eingeschränkte Mobilität bei tragenden Fähen. Während der Jungenaufzucht scheinen aber vor allem die Fähen einen aufgrund der Laktation erhöhten Energiebedarf zu haben, sodass sie teilweise schon in den späten Nachmittagsstunden aktiv waren. Dabei hielten sich aber ausschließlich in dicht bewachsenen Mooren in der Nähe der Wurfplätze auf.

5.3.3 Habitatnutzung und spezielle Nahrungsressourcen

Wie erwartet zeigen alle Tiere bei beiden Methoden eine hohe Nutzung von Feuchtlebensräumen. Die Nutzungsanteile der Feuchtlebensräume fallen bei der Mikrohabitatkartierung noch höher aus. Auffällig ist, dass in Feuchtlebensräumen trotz hoher Nutzungsraten kaum spezielle pflanzliche Nahrungsressourcen gefunden wurden. Das lässt darauf schließen, dass vor allem tierische Nahrung die Ressource bildet und somit als Attraktor fungiert. Insbesondere Moore als Nahrungs- und Reproduktionshabitat von Teichfrosch (*Rana lessonae*), Wasserfrosch (*Rana esculenta*), Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Kammmolch (*Triturus cristatus*) sowie einer Vielzahl von Mollusken (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003) stellen einerseits eine ergiebige Nahrungsressource dar – erste Ergebnisse von Kotanalysen bestätigen einen hohen Amphibien- und Molluskenanteil im Nahrungsspektrum der Waschbären im Müritz-Nationalpark (ENGELMANN 2011 i.V.) – andererseits bieten Seggen- und Wurzelbulte ideale und häufig angenommene Schlafplatzstrukturen sowie gut geschützte Wurfplätze für die Jungenaufzucht.

Nadelbestände stellen nur in Ausnahmefällen (Unterwuchs von *Prunus serotina* in ausgedehnten Kiefernbeständen (SCHRÖCKER 2011), *Rubus* spec.) eine attraktive Nahrungsressource dar (HAMILTON 1936) und werden außerhalb der Fruchtreife eher wenig genutzt. Die Zahl der Lokalisationen, an denen fruktifizierende Traubenkirschen gefunden wurden, ist vernach-

lässigbar, trotzdem ist zu überlegen, welchen Einfluss eine weitere invasive Ausbreitung auf die Waschbärpopulation im Gebiet haben könnte.

Die Anteile und Anzahl der jeweilig genutzten speziellen Nahrungsressource bei den einzelnen Tieren sind sehr divers. Dies resultiert einerseits aus dem unterschiedlichen Habitatangebot in den Streifgebieten der Tiere, an welches das Vorkommen der Nahrungsressourcen gekoppelt ist, und lässt sich andererseits auf den sehr individuellen Geschmack von Waschbären bei der Nahrungswahl (HOHMANN & BARTUSSEK 2001) zurückführen. Auffällig ist die hohe Anzahl der Lokalisationen (n = 116) in einem milchreifen Maisfeld ab Ende August. Rüde 5007 und Fähe 2018, die die Kernzonen ihrer Streifgebiete in einem von Moorkomplexen durchzogenen Waldgebiet südlich des Ackers hatten, hatten dort ab Ende August innerhalb von drei Nächten hohe Verweildauern. Am 27.09. wurde begonnen, das Feld mit einem Maishäcksler abzuernten. Der Rüde, der zu dem Zeitpunkt als einziges Tier noch intensivtelemetriert wurde, konnte fortan nicht mehr auf dem Acker lokalisiert werden – ein Indiz dafür, dass der Mais direkten Einfluss auf die Nutzung der Offenfläche hatte – sein hoher Aufwuchs als gute Deckung gegenüber Sichtungen und noch viel mehr seine Kolben als Nahrungsressource. Dass Mais gerne genutzt wird, zeigt auch eine Studie in Kanada, bei der auf 100 ha Maisacker bis zu 290 Tiere gemessen wurden, deren spätsommerliche Nahrung zu über 50% aus Futtermais bestand (RIVEST & BERGERON 1981). Die wirtschaftlichen Verluste waren hier mit 1% trotzdem vernachlässigbar (ebd.). HUMBERG et al. (2007) verzeichneten in Indiana deutlich höhere Schäden in Maisfeldern, wobei Waschbären für über 97% des Verlustes verantwortlich gemacht wurden.

Siedlungen werden häufig wegen ihrer Nahrungsressourcen aufgesucht. Vor allem mit Beginn der Fruchtreife von Obstbäumen wurden einige Tiere vermehrt in Siedlungsstrukturen lokalisiert. Neben den Ressourcen, die kartiert wurden, ist davon auszugehen, dass viele weitere Nahrungs-Hot-Spots in Gärten und Höfen unentdeckt blieben. Mageninhaltsanalysen ergaben, dass anthropogene Abfälle (Fett-, Brot- und Fleischreste) mit 25% einen relativ hohen Anteil der aufgenommenen Gesamtbiomasse bilden (WINTER 2005). Im Vergleich zu den vorigen Untersuchungsjahren war die Zahl der Lokalisationen im Siedlungsraum dennoch auffällig gering. Dies wurde dadurch bestätigt, dass während des Untersuchungszeitraums 2009 relativ wenige Beschwerden der Anwohner über obstraubende Waschbären verzeichnet wurden (MICHLER mündl.).

Häufig wird der Waschbär in Anlehnung an URBAN (1970) beschuldigt, einen negativen Einfluss auf die avifaunistische Ausstattung eines Gebiets zu haben, indem er den Bruterfolg von Singvögeln und bodenbrütenden Wat- und Wasservögeln gefährdet. Bei der Habitatkartierung konnten an keiner Lokalisation Spuren eine Prädation von Gelegen nachgewiesen werden. Ein genauer Nachweis erfordert allerdings die Kartierung aller Gelege im Gebiet und ist nur durch Videoüberwachung oder Kotanalysen zu führen. Im Müritz-Nationalpark wird seit 2001 ein Monitoring der rastenden und brütenden Kraniche (*Grus grus*) durchgeführt (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Hier werden trotz einer gleichbleibend hohen Waschbärpopulation im Gebiet stetig Zuwächse der Brutpaare verzeichnet.

5.3.4 Präferenz und Meidung

Die Präferenz für Feuchtlebensräume bestätigt die meisten in der Literatur vorgefundenen Ergebnisse (FRITZELL 1978, SHERFY & CHAPMAN 1980, WINTER 2005, FISHER 2007). Es ist anzunehmen, dass die hohe Ausstattung mit Feuchtlebensräumen mit ihrem üppigen Nahrungsangebot der primäre Grund für die relativ hohe Dichte der Waschbären im Müritz-Nationalpark ist. Sie könnten auch der Grund sein, wieso die Tiere trotz der hohen Populationsdichte dort noch nicht stärker in die Wohngebiete vorgedrungen sind. Auch die Meidung von Offenland stimmt mit dem Großteil der bisher aus der Literatur bekannten Ergebnisse überein (FRITZELL 1978, SHERFY & CHAPMAN 1980, GLUECK et al. 1988, HOHMANN & BARTUSSEK 2001). Die Meidung von Wald scheint angesichts der naturnahen Wälder mit hohen Anteilen alter Bäume und Totholz verwunderlich. Ein Erklärungsansatz hierfür könnte die in der Methodendiskussion beschriebene Unabhängigkeit der Variablen bei der Berechnung des Präferenzindex sein. Eine Meidung von Waldgebieten wurde bisher nur im Zusammenhang mit dem Vorkommen bestimmter Baumbestände wie unterholzarme Gebirgsbuchenwälder (HEPTNER et al. 1974) und Fichtenbestände (PEDLAR et al. 1997) beschrieben. Auch HOHMANN (2000) verzeichnet bei seiner Untersuchung im Solling (Südniedersachsen) eine Meidung von Buchenwäldern. Er erklärt dies vor allem mit dem hohen Sicherheitsbedürfnis der Waschbären, welchem die glatte Rinde der Buche entgegensteht, da sie bei der Flucht weniger schnell erklettert werden kann als die anderer Baumarten (DELISSEN 1999). Diese Beobachtung konnte nicht bestätigt werden. Im Gegensatz zu den Waschbären des Solling zeigten die Tiere im Müritz-Nationalpark keine Meidung von Buchenwald, sondern selbst in Reinbeständen eine starke Präferenz. Bei der starken Meidung von Eichenbeständen handelt es sich auf-

grund des geringen Vorkommens von Reinbeständen wiederum um ein Artefakt des Präferenzindex. Eichen wurden häufig als Mikrohabitate genutzt, vor allem Schlafplätze fanden sich vielfach in Altbäumen. Diese sind aufgrund ihres oftmals solitären Vorkommens aber nicht in der, für die Präferenzberechnung benötigten, amtlichen Biotopkartierung erfasst. Dies führte neben den geringen Flächenanteilen von Eichenbeständen zu einer weiteren Unterschätzung der Nutzung von Eichen. Häufiger vorkommende Mischbestände der Eiche mit anderen Baumarten sind in den Biotopkategorien nicht erfasst. In Abhängigkeit vom Mastjahr (HOHMANN & BARTUSSEK 2001) wurden die Tiere ab September regelmäßig in einem Mischbestand aus Roteichen, Buchen und Kiefern lokalisiert (MICHLER mündl.). Die Meidung von Nadelwald gegenüber Laubwald war hochsignifikant. CHAMBERLAIN & LEOPOLD (2002) beobachteten bei Waschbären in Mississippi die Präferenz von Laubholzbeständen in nadelwalddominierter Landschaft. Die starke Meidung von Douglasienreinbeständen ist weiterhin auf die hohe Empfindlichkeit des Jacobs-Index gegenüber Nutzungsraten auf geringen Flächenanteilen zurückzuführen.

5.3.5 Wurf- und Schlafplätze

Besonderes Augenmerk wurde auf die Auswahl der Wurfplätze gelegt. Anhand der Distanzen zu Siedlungsstrukturen sollte die Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störeinflüssen quantifiziert werden. Hierbei muss sich aber gefragt werden, ob die Nähe zum Menschen überhaupt als für den Waschbären negativ zu betrachten ist. Die um ein Vielfaches höheren Populationsdichten von verstädterten Tieren (HOFFMANN & GOTTSCHANG 1977, SLATE 1985, ROSATTE et al. 1987, PRANGE et al. 2004, HOHMANN & BARTUSSEK 2001) beweisen das Gegenteil. Siedlungen bilden aufgrund anthropogen verursachter Nahrungsressourcen ein ideales Habitat und nicht selten werden Wurfplätze in unmittelbarer Nähe zum Menschen gewählt (z.B. Dachböden, MICHLER & HOHMANN 2005). Zwar wurden per Definition auf Straßen und Wege zu den Siedlungsstrukturen gezählt, in einem von vielen touristischen Tagesausflüglern frequentierten Gebiet wie dem Müritz-Nationalpark konnten aber auch entlang dieser Strukturen z.B. auf Wanderparkplätzen regelmäßig fressbare Abfälle gefunden werden.

Auch der Vergleich der Wurfplätze mit den Schlafplätzen bezüglich der Entfernung zur nächsten Siedlungsstruktur zeigte keine signifikanten Unterschiede. Solange der Deckungsgrad der den Wurfplatz umgebenden Vegetation hoch ist, scheint das Sicherheitsbedürfnis von führenden Fähen also nicht wesentlich erhöht. Dies erklärt auch, dass sich nach Kartie-

rung keine Wurfplätze in Offenland finden. Der Biotopverschnitt hingegen suggeriert zwei komplett in Offenland liegende Wurfplätze und einen mit großem Offenlandanteil im Umfeld. Schlafplätze finden sich meistens in Feuchtlebensräumen. Demgegenüber ist der Anteil an Wurfplätzen unmittelbar an oder in Feuchtlebensraum geringer. Da Waschbären in Mooren meist auf Seggen- oder Wurzelbulten der Erle übertagen, weist dies auf eine geringere Nutzung von Bodenschlafplätzen während der Reproduktionsphase hin. Für die Jungenaufzucht werden in der Regel Baumhöhlen bevorzugt (OWEN 2003, HENNER et al. 2004). Insgesamt werden laubbaumbestandene Waldhabitate am häufigsten als Wurfplätze genutzt. In Habitaten mit Nadelwaldumgebung sind nur laut Biotopkataster Wurfplätze zu finden. Bei Geländebegehungen konnte kein einziger Wurfplatz in oder in direkter Nähe zu Nadelbeständen kartiert werden. Dies liegt zum einen darin begründet, dass sich Wurfplätze häufig in solitären Alteichen befinden, die primär in Laub- oder Mischwälder eingestreut sind, und andererseits darin, dass Nadelbäume selten Totholzanteile aufweisen und somit in der Regel keine Höhlen und höhlenartigen Vertiefungen besitzen. Adulten Waschbären bereitet es keine Probleme, in einer Astgabel zu übertagen, die Geburt oder Jungenaufzucht hingegen ist dort aufgrund der Absturzgefahr der Welpen kaum möglich. Auch als Schlafplätze wurden Nadelbäume deutlich seltener nachgewiesen (KÖHNEMANN 2007), wobei vor allem Kiefernbestände regelrechte „Waschbärwüsten“ darstellten.

6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde die Habitatnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* LINNEAUS, 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) untersucht. Es wurde sich dabei zweier unterschiedlicher Methoden bedient: Die erste Methode basierte auf der Habitatkartierung der Raumnutzungsdaten von sechs (3 ♂, 3 ♀) zwischen dem 23.05. und 03.10.2009 während ihrer Aktivitätsphase intensivtelemetrisch beobachteten Waschbären im Gelände. Zusätzlich wurden an den Lokalisationen (n = 4.184) vorgefundene pflanzliche Nahrungsressourcen erfasst. Für die zweite Methode wurden die Raumnutzungsdaten der sechs Waschbären mit der Biotop- und Nutzungstypenkartierung des Landes Mecklenburg-Vorpommern verschnitten. Neben der Habitatnutzungsanalyse wurden anhand von in den Jahren 2006 bis 2010 erhobenen Raumnutzungsdaten (n = 20.350) von 55 Waschbären mittels des Jacobs-Index (starke Meidung -1 < D < +1 starke Präferenz) eine Berechnung der Präferenz bzw. Meidung der verschiedenen Habitattypen durch die Waschbären durchgeführt.

Beim Vergleich der Methoden zeigt sich in den Ergebnissen ein signifikanter Unterschied in drei von vier Habitatkategorien (p = 0,031, Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben). Da die amtlichen Biotopkataster nur bis auf das Niveau von Parzellen kartiert sind, bilden sie genutzte Habitate – vor allem wenn es sich dabei um Mikrohabitate (etwa Einzelbäume oder Unterwuchs von Waldbeständen) handelt – nur bedingt ab. Aus diesem Grund kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der Habitatkartierung dem tatsächlich genutzten Spektrum eher entsprechen als der Biotopverschnitt. Die Erfassung von speziellen Nahrungsressourcen bewegte sich häufig im spekulativen Bereich und sollte durch Exkrement- oder Mageninhaltsanalysen verifiziert werden, zumal keine Daten über das Vorkommen tierischer Nahrung aufgenommen wurden.

Beide Methoden zeigen die höchsten Nutzungsraten in Feuchtlebensräumen (Habitatkartierung 60%, Biotopverschnitt 44%). Die meistgenutzte pflanzliche Nahrungsressource, die kartiert werden konnte, waren Feldfrüchte (45%); entsprechend fanden sich die meisten Lokalisationen, an denen spezielle Nahrungsressourcen vorgefunden wurden, im Offenland (63%). Anhand der Berechnung des Präferenzindex zeigte sich, dass Waldbestände mit hohem Laubanteil gegenüber Nadelbeständen bevorzugt wurden, wobei die das Untersuchungsgebiet dominierenden Buchenreinbestände stark präferiert wurden (D = 0,9). Feuchtlebensräume stell-

ten sich als hochsignifikant bevorzugt (D = 0,6) gegenüber allen anderen Habitattypen heraus. Sie scheinen mit ihrem üppigen Nahrungsangebot insbesondere an Amphibien, Mollusken und Insektenlarven sowie idealen Schlafplätzen dem Waschbären die Ressourcen zu bieten, die er für die Aufrechterhaltung seiner hohen Populationsdichte im Müritz-Nationalpark benötigt.

LITERATUR

AEBISCHER, N.J., ROBERTSON, P.A. & KENWARD, R.E. (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. - Ecology 74(5): 1313-1325.

ANDERSON, S. & WILLIS, G.W. (1982): The raccoon (*Procyon lotor*) on St. Catherines Island, Georgia. 8. Reduction in summer home ranges by females. - Am. Museum Nat. Hist. Novitates. 2751: 1-5.

BARDING, E.E. & NELSON T.A. (2008): Raccoons Use Habitat Edges in Northern Illinois. - Am. Midl. Nat. 159(2):394–402.

BEASLEY, J.C., DEVAULT, T.J, RETAMOSA, M.I. & RHODES, O.E. (2007): A hierarchical analysis of habitat selection by raccoons in northern Indiana. - J. Wildl. Manage. 71(4): 1125-1133.

BEYER, H.L. (2004): Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Erhältlich unter: http://www.spatialecology.com/htools

BORRMANN, K. & TEMPEL, H. (2005). Die Wildparks Serrahn & Lüttenhagen. - Verlag Erich Hoyer, Galenbeck

BORRMANN, K. (1979): Der Waschbär - eine neue Tierart im Kreis Neustrelitz. - Naturkundliche Forschungen und Berichte aus dem Kreis Neustrelitz 2/1979.

CHAMBERLAIN, M.J., CONNER, L.M., & LEOPOLD, B.D. (2001): Seasonal Habitat Selection by Raccoons (*Procyon lotor*) in Intensively Managed Pine Forests of Central Mississippi. - Am. Midl. Nat. 147(1):102-108.

CHAMBERLAIN, M.J. & LEOPOLD B.D. (2002): Spatio-temporal Relationships Among Adult Raccoons (*Procyon lotor*) in Central Mississippi. - Am. Midl. Nat. 148(2):297-308.

CHAMBERLAIN, M.J., CONNER, L.M., LEOPOLD, B.D. & HODGES, K.M. (2003): Space use and multi-scale habitat selection of adult racoons in central Mississippi. - J. Wildl. Mgmt. 67(2): 334-340.

CHU, D.S., HOOVER, B.A., FULLER, M.R. & GEISSLER, P.H. (1989): Telemetry location error in a forested habitat. - In: AMLANER, C.J. (Hrsg.): Proceedings of the tenth intern. symp. on telemetry. 188-194.

DELISSEN, D. (1999): Untersuchungen zum Kletterverhalten des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758). - Diplomarbeit, Universität Göttingen.

DRYGALA, F., STIER, N., ZOLLER, H., BOEGELSACK, K., MIX, H.M. & ROTH, M. (2008): Habitat use of the raccon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. - Mammalian Biology 73(5): 371-378.

DUNN, J.E. & GIPSON P.S. (1977): Analysis of Radio Telemetry Data in Studies of Home Range. - Biometrics 33(1): 85-101.

ENDRES, K.M. & SMITH, W.P. (1993): Influence of age, sex, season, and availability on den selection by raccoons within the central basin of Tennessee. - Am. Midl. Nat. 129(1):116-131.

ENGELMANN, A. (2011 i.V.): Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter besonderer Berücksichtigung der individuellen Raumnutzung. - Diplomarbeit, Universität Greifswald.

FISHER, C.E. (2007): Ecology of Raccoons in Central Alabama - A Study of Survival, Space Use, and Habitat Selection. - Masterarbeit, Auburn University, Alabama.

FRITZELL, E.K. (1978): Habitat use by prairie raccoons during the waterfowl breeding seasons.- J. Wildl. Mgmt. 42(1): 118-127.

GABELMANN, K. (2008): Entwicklung des Raumverhaltens von Waschbärweibchen (*Procyon lotor* L. 1758) während der postpartalen Phase - eine Telemetriestudie im Mürtiz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). - Diplomarbeit, Freie Universität Berlin.

GEHRING, T.M. & SWIHART, R.K. (2003): Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. - Biological Conservation 109 (2): 283-295

GEHRT, S.D. (1994): Raccoon social organization in South Texas. – Dissertation, Universität Missouri-Columbia.

GEHRT, S.D. & FOX, L.B. (2004): Spatial patterns and dynamic interactions among raccoons in eastern Kansas. - The Southwestern Naturalist 49(1): 116-212.

GEHRT, S.D. & FRITZELL, E.K. (1997): Sexual differences in home ranges of raccoons. - J. Mammalogy 78(3): 921-931.

GEHRT, S.D. & FRITZELL, E.K. (1998): Resource distribution, female range dispersion and male spatial interaction: group structure in a solitary carnivore. - J. Anim. Behav. 55: 1211-1227.

GEHRT, S.D. (2003): Raccoon (*Procyon lotor*) and allies. In: FELDHAMER, G.A., CHAPMAN J.A. & THOMPSON B.C. (Hrsg.): Wild Mammals of North America. (2. Aufl.) - The John Hopkins University Press, Baltimore.

GEHRT, S.D., SPENCER, D.L. & FOX, L.B. (1990): Raccoon denning behavior in eastern Kansas as determined from radio-telemetry. - Transactions of the Kansas Acadamy of Science 93(3/4): 71-78.

GIRARD, I., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R., DUSSAULT, C. & BRETON, L. (2002): Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home range size estimations. - J. Wildl. Mgmt. 66(4): 1290-1300.

GLUECK, T.F., CLARK, W.R. & ANDREWS R.D. (1988): Raccoon movement and habitat use during the fur harvest season. - Wildl. Soc. Bull. 16(1): 6-11.

GRUMMT W. (1965): Das Vorkommen des Waschbären im Berliner Raum. - Beiträge zur Jagd und Wildtierforschung IV: 179-180.

HAMILTON, W.J. (1936): The Food and Breeding Habits of the Raccoon. - Ohio J. Sci. 36(3): 131-140.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HARRIS, S., CRESSWELL, W.J., FORDE, P.G., TREWELLA, 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. - Mammal Review 20 (2-3): 97-123.

HENNER C.M., LEOPOLD B.D., BURGER L.W. & CHAMBERLAIN, M.J. (2004): A multi-resolution assessment of raccoon den selection. - J. Wildl. Manage. 68(1):179-187.

HEPTNER V., NAUMOV N., JÜRGENSON P., SLUDSKI A., CIRKOVA A. & BANNIKOV A. (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. - VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

HOFFMANN, C.O. & GOTTSCHANG, J.L. (1977): Numbers, distribution, and movements of raccoon population in a suburban residential community. - J. Mammalogy 58(4): 623- 636.

HOHMANN, U. & BARTUSSEK, I. (2001): Der Waschbär. - Oertel und Spörer, Reutlingen.

HOHMANN, U. (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. - Dissertation, Universität Göttingen.

HOHMANN, U. (2000): Raumnutzung und Sozialsystem des Waschbären in Mitteldeutschland. - Infodienst Wildbiologie & Ökologie. 3-2000, Zürich.

HÖTZEL, M., KLAR, N., SCHRÖDER, S., STEFFEN C. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel - Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. - Ökologie der Säugetiere Bd.5. - Laurenti-Verlag, Bielefeld.

HUBER, G. (2004): Steckbrief eingebürgerter jagdbarer Arten 3: Der Waschbär (*Procyon lotor*). - Bayrisches Landesamt für Wald- und Forstwissen aktuell (45/2004).

HUMBERG, L.A., DEVAULT, T.L., MACGOWAN, B.J., BEASLEY, J.C. & RHODES, O.E. (2007). Crop Depredation by Wildlife in Northcentral Indiana. In: STEWART, C.A. & FRALEY V.R. (Hrsg.) Proceedings of the Ninth National Wild Turkey Symposium, 59-64. - Michigan Department of Natural Resources, Grand Rapids.

IVLEV, V.S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. - New Haven: Yale Univ. Press

JACOBS, J. (1974): Quantitative measurements of food selection. - Oecologia 14(4): 413-417.

JENRICH, R.I. & TURNER, F.B. (1969): Measurement of noncircular home range. - Journal of Theoretical Biology 22: 227-237.

JOHNSON, A.S. (1970): Biology of the raccoon (*Procyon lotor* varius NELSON & GOLDMAN) in Alabama. - Auburn University Agricultural Experiment Station Bulletin 402: 1-148.

JOHNSON, D.H. (1980): The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. - Ecology 61:65-71.

JOST, L. (2006): Entropy and diversity. - Oikos 113(2): 363-375.

KAMLER, J.F. & GIPSON, P.S. (2003):Space and Habitat Use by Male and Female Raccoons, *Procyon lotor*, in Kansas. - Canadian Field-Naturalist 117(2): 218-223.

KENWARD, R.E. (1987): Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analyses. - Academic Press, London.

KENWARD, R.E. (2001): A manual for wildlife radio tagging. - Academic Press, London.

KÖHNEMANN, B.A. & MICHLER, F.-U. (2009): Sumpf- und Moorlandschaften der nordostdeutschen Tiefebene - Idealhabitate für Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Mitteleuropa? - Beitr. Jagd- und Wildforschung, Bd. 34: 511-524

KÖHNEMANN, B.A. (2007): Radiotelemetrische Untersuchung zu saisonalen Schlafplatznutzungen und Aktionsraumgrößen adulter Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in einer Moor- und Sumpflandschaft im Müritz-Nationalpark. - Diplomarbeit, Universität Hamburg.

KÖHNEMANN, B.A., MICHLER, F.-U., GANZHORN, J. & ROTH M. (2008): Bog and swamp areas in the north east German lowlands - ideal habitats for raccoons? - In: Sonderheft zum Bd. 73 der Mammalian Biology. Abstracts zur 82. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde, Wien 2008. Elsevier, Jena.

KÖHNEMANN, B.A. (2013 i.V.): Der Waschbär in der Naturlandschaft - Untersuchungen zur Nahrungsökologie und zum Endoparasitenbefall eines umstrittenen Neubürgers in der nordostdeutschen Tiefebene. - Dissertation, Technische Universität Dresden.

KRUUK, H. & PARISH, T. (1987): Changes in the size of groups and ranges of the European badger (*Meles meles* L.) in an area in Scotland. - J. Anim. Ecol. 56(1): 351-364.

LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG-VORPOMMERN, NATIONALPARK MÜRITZ (2003): Müritz-Nationalpark – Nationalparkplan – Band II: Bestandsanalyse - Eigenverlag, Malchin und Hohenzieritz.

LUTZ, W. (1981): Untersuchungen zur Nahrungsbiologie des Waschbären *Procyon lotor* (Linné 1758) und zum Einfluß auf andere Wildarten in seinem Lebensraum. - Dissertation, Universität Heidelberg.

LUTZ, W. (1984): Die Verbreitung des Waschbären (*Procyon lotor*, Linné 1758) im mitteleuropäischen Raum. - Z. Jagdwiss. 30 (4): 218-228.

MACDONALD, D.W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. - Nature 301: 379-383.

MECH L.D., TESTER, J.R. & WARNER, D.W. (1966): Fall daytime resting habits of raccoons as determined by telemetry. - J. Mammology 47(3): 450-466.

MICHLER, F.-U. & HOHMANN, U. (2005): Investigations on the ethological adaptations of the raccoon (*Procyon lotor*, L. 1758) in the urban habitat using the example of the city of Kassel, north Hessen (Germany), and the resulting conclusions for conflict management. - In: POHLMEYER, K. (ed.): Extended Abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005. DSV-Verlag. Hamburg.

MOHR, C.O. (1947): Table of equivalent populations of North American small mammals. - Am. Midl. Nat. 37(1): 223-249.

MORRISON M. & HALL L. (2002): Standard Terminology: Toward a Common Language to Advance Ecological Understanding and Application. In: SCOTT J., HEGLUND P., MORRISON M., HAUFLER J., RAPHAEL M., WALL W. & SAMSON F. (Hrsg.) Predicting Species Occurrence: Issues of Accuracy and Scale, 43-52. - Island Press, Covelo.

NACHTIGALL W., STUBBE, S. & HERRMANN, S. (2003): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (*Milvus milvus*) im Winter – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. - Journal of Ornithology 144(3): 284-294.

NATIONALPARKTAMT MÜRITZ (2006): Müritz-Nationalpark – Forschung- und Monitoring 1990-2006. - Eigenverlag, Hohenzieritz.

ORTMANN, S. (2010): Telemetrische Untersuchungen zum Raum-Zeit-Verhalten adulter Waschbären im Müritz-Nationalpark. - Diplomarbeit, Technische Universität Dresden.

OTIS, D.L. & WHITE, G.C. (1999): Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. - J. Wildl. Manage. 63(3): 1039-1044.

OWEN, S.F. (2003): Ecology and management of raccoons within an intensively managed forest in the central Appalachians. - Dissertation, West Virginia University, Morgantown.

PEDLAR J., FAHRIG L. & MERRIAM H. (1997): Raccoon habitat use at 2 spatial scales. - J. Wildl. Manage. 61(1): 102-112.

PITT, J.A., LARIVIÈRE,S. & MESSIER F. (2008): Social organization and group formation of raccoons at the edge of their Distribution. - Journal of Mammalogy, 89(3): 646-653.

PORTER,W.F. & CHURCH, K.E. (1987): Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. - J. Wildl. Manage. 51(3): 681-685.

POWELL, R.A. (2000): Animal home ranges and territories and home range estimators. - In: BOITINI, I. & FUELLER, T.K. (Hrsg.): Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences: 65-110. - Columbia University Press. New York.

PRANGE, S., GEHRT, S.D. & WIGGERS, E.P. (2004): Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. - J. Mammalogy. 85(3): 483-490.

PROVOST P., KERIBIROU C. & JIGUET, F. (2010): Foraging range and habitat use by Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* during a fall migration stopover. - Acta Ornithologica 45(2):173-180.

RIVEST, P. & BERGERON J.-M. (1981): Density, Food Habitats and economic importance of raccoons in Quebec agrosystems. - Can. J. Zool. 59(9): 1755-1762.

RODGERS, A.R., CARR, A.P., BEYER H.L., SMITH L. & KIE J.G. (2007): HRT: Home Range Tools for ArcGIS. Version 1.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.

ROSALINO, M.L., MACDONALD D.W. & SANTOS-REIS, M. (2004): Spatial structure and land-cover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. - Can. J. Zool. 82(9): 1493-1502.

ROSATTE, R.C., KELLY-WARD, P.M. & MACINNES, C.D. (1987): A strategy for controlling rabies in urban skunks and raccoons. - In: ADAMS, L.W. & LEEDY, D.L. (Hrsg.): Integrating man and nature in the metropolitan environment. - Natl. Inst. for Urban Wildl. USA. Columbia: 161-167.

SCHNEIDER, D.G., MECH, L.D. & TESTER, J.R. (1971): Anim. Behavior Monographs 4 Part 1: Movements of the female raccoons and their young as determined by radio-tracking. - Bailliere Tindall, London.

SCHRÖCKER, S. (2011): Die Ausbreitungsentwicklung der gebietsfremden Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) im Müritz-Nationalpark. - Diplomarbeit, Technische Universität Dresden.

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. Mgmt. 63: 739-747.

SEAMAN, D.E. & POWELL, R.A. (1996): An evaluation on the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. - Ecology 77 (7): 2075-2085.

SHERFY, C.F. & CHAPMAN, J.A. (1980): Seasonal home range and habitat utilization of raccoons in Maryland. - Carnivore 3(3): 8-18.

SLATE, D. (1985): Movement, activity, and home range patterns among members of a high density suburban raccoon population. - Dissertation, Rutgers University, New Brunswick.

SPELLERBERG, I.F. & FEDOR, P.J. (2003): A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. - Global Ecology and Biogeography 12(3): 177-179.

SPSS INC. (2007). SPSS for Windows, Version 16.0.1. SPSS Inc., Chicago.

STUBBE, M. (1993): Waschbär. In: NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Band 5(1). 331-364. - Aula Verlag, Wiesbaden.

SWIHART, R.K. & SLADE, N.A. (1985): Testing for independence of observations in animal movements. - Ecology 66(4): 1176-1184.

UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (1992): Vorläufiges Gutachtliches Landschaftsprogramm

URBAN, D. (1970): Raccoon populations, movement patterns, and predation on a managed waterfowl marsh. - J. Wildl. Mgmt. 34(2): 372-382.

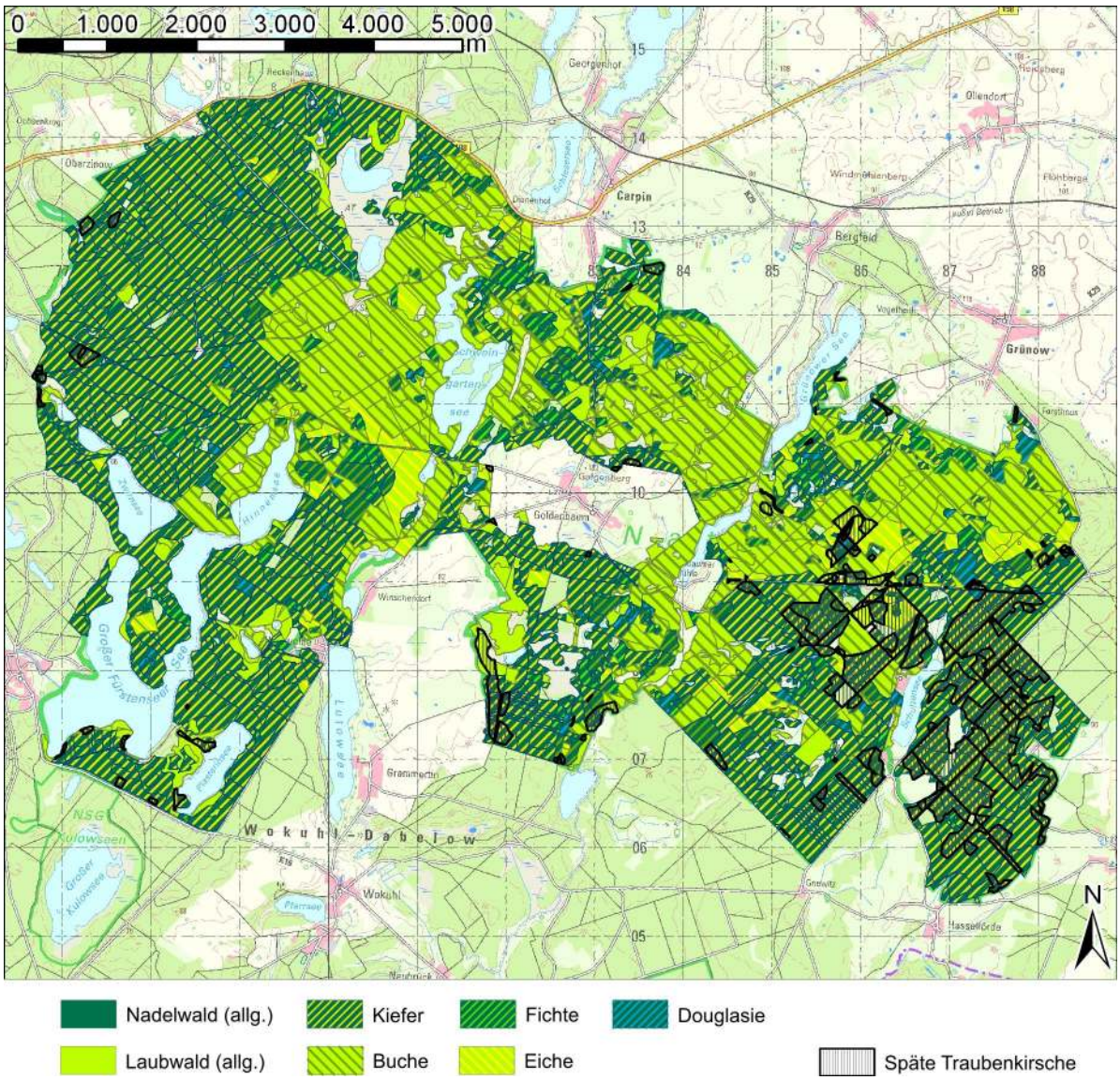
WHITE G.C. & GARROTT, R.A. (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. - Academic Press, New York.

WINTER, M. (2005): Zur Ökologie des Waschbären (*Procyon lotor*, L.1758) in Sachsen-Anhalt. - Diplomarbeit, Universität Halle-Wittenberg.

WORTON, B. (1989): Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home range studies. - Ecology, 70(1): 164-168.

ZEVELOFF, S.I. (2002): Raccoons: a natural history. - Smithsonian Institution Press, Washington.

Anhang



Nadelwald (allg.) | Kiefer | Fichte | Douglasie

Laubwald (allg.) | Buche | Eiche | Späte Traubenkirsche

A.1–1 Verbreitung der Traubekirsche und Hauptbaumarten im Müritz-Nationalpark, Teilgebiet Serrahn. (Quelle: Schröcker 2011)

Erklärung zur Diplomarbeit

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken als solche kenntlich gemacht habe. Die Diplomarbeit habe ich bisher keinem anderen Prüfungsamt in gleicher oder vergleichbarer Form vorgelegt. Sie wurde bisher auch nicht veröffentlicht.

Trier, den 30.05.2011

Danksagung

Ganz herzlich möchte ich Dr. Ortwin Elle und Prof. Mechthild Roth für die Betreuung und Durchsicht dieser Arbeit danken.

Mein ganz besonderer Dank gilt den Leitern des „Projekt Waschbär“ Dipl.-Biol. Frank Michler und Dipl.-Biol. Berit Köhnemann, die diese Arbeit erst ermöglicht und mich mit Geduld und Vertrauen betreut haben.

Den Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung danke ich für die kostenlose Unterbringung in der Außenstelle Serrahn. Insbesondere danke ich Frau Heike Männel und Herrn Wolf Nüske für die Bereitstellung von Kartenmaterial und Klimadaten.

Ein großes Dankeschön geht an Frau Bernadette Makowka, in deren Haus ich während des letzten Monats der Datenaufnahme kostenfrei wohnen durfte.

Weiterhin danke ich Dr. Oliver Keuling für die Bereitstellung von Unmengen an Literatur.

Mein tiefster Dank gilt meinen Eltern, die immer für mich da waren und mich während meines gesamten Studiums unterstützt haben.

Ganz persönlich danke ich Dennis Hanselmann für die moralische Unterstützung und seine unentbehrliche Hilfe bei der Anfertigung dieser Diplomarbeit.

Handzahmer Waschbär „Molly“ am Wolfsbruch. (Foto: Berit Köhnemann)