

**Der Kleinspecht (*Picoides minor*) –
Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus**



Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften

vorgelegt beim Fachbereich Biologie und Informatik
der Johann Wolfgang Goethe-Universität
in Frankfurt am Main

von

Kerstin Höntsch

aus Mannheim

Frankfurt am Main 2004

(DF1)

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

ISBN 3-938098-19-8
Kelkheim/Taunus 2005

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ist ohne Zustimmung des Verlages unzulässig. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikrofilmverwertungen und die Einspeicherung in elektronische Medien.

Copyright by M.-G.-Schmitz-Verlag, Pressebüro, Versand-Buchhandlung und –Antiquariat
Unter den Birken 52, 65779 Kelkheim/Taunus, Tel. 06195-74338
Kontakt@schmitz-verlag.de
www.schmitz-verlag.de

Vom Fachbereich Biologie und Informatik der
Johann Wolfgang Goethe-Universität als Dissertation angenommen

Dekan: Prof. Dr. H. D. Osiewacz

Gutachter: Prof. Dr. R. Prinzing

Prof. Dr. W. Wiltshko

Datum der Disputation: 22.04.2005

für Luis

"Dieser niedliche Specht ist einer der muntersten und gewandtesten seiner Gattung.
Den, der ihn kennt, den hat er zum Freunde."

aus Brehms Tierleben, 1884

Danksagung

Ohne die Hilfe und Unterstützung zahlreicher Personen wäre diese Arbeit wohl nicht durchführbar gewesen.

Zuerst möchte ich Prof. Dr. R. Prinzing für die Übernahme des Themas danken sowie für die „Freiheit“, die er mir bei der Gestaltung der Studie gelassen hat. Prof. Dr. W. Wiltshko danke ich für die Anfertigung des Zweitgutachtens. Für die Hilfe und Motivation bei der Feldarbeit danke ich insbesondere Horst Vogt, Willi Westenberger, Michael Orf, Oliver Wölflik, Ralf Pinkel, Claudius Blume und Sven Burger sowie zahlreichen Praktikanten, Interessierten und Freunden. Eine ideen-, motivations- und spaßreiche Zeit während der Feld- und Auswertungsphase verdanke ich Eva Roßmanith. Antonia Campolattano danke ich besonders für die Unterstützung bei den Aufnahmen der Kleinspechtrufe. Wiebke Hörenz hat mir einen hilfreichen Einstieg in die Sonagramm-Auswertungs-Programme ermöglicht und mir ihre aufgezeichneten Kleinspechtrufe dankenswerter Weise zur Auswertung überlassen. Mit dem Wissen und der Ausrüstung von Ulrich Koss konnte ich die analogen Aufnahmen digitalisieren. Ingo Arndt verdanke ich die Fotodokumentation und das Bild auf der Titelseite. Unersetzlichen Rat bei der statistischen Auswertung gaben Dr. J. Brooks Ferebee und Dr. Gilberto Pasinelli. Außerdem haben die zahlreichen Anmerkungen von Dr. Gilberto Pasinelli ganz wesentlich zur Verbesserung des Manuskripts beigetragen. Ohne Frau Dr. Frauke Fischer würden sich die englischen Übersetzungen wohl ziemlich lustig anhören. Auf jegliche Fehler wurde das Manuskript in letzter Minute dankenswerter Weise von Christine Pfeffer, Ulrich Nothwang und Sabine Schiner geprüft. Bedanken möchte ich mich auch bei der AG Spechte in der DO-G, insbesondere bei Dr. Klaus Ruge für die Unterstützung und die zahlreichen Ideen, die in Gesprächen entstanden sind. Ein besonderer Dank geht nach Kiel an Ute Ojowski, Stephan Petschallies und Tochter Lea für die liebevolle Aufnahme und Betreuung von Luis und mir während einigen entscheidenden Wochen der Auswertung und des Schreibens. Mindestens genauso wertvoll war die Unterstützung durch meine und Olivers Eltern, insbesondere beim Babysitten während der letzten hektischen Zeit vor der Abgabe. Herzlicher Dank geht an Oliver Konz, der durch seine konstante Unterstützung bei der Feldarbeit, seinen Enthusiasmus und seine Ausdauer bei der Höhlensuche, seinen Rat während der Datenanalyse und bei der mehrfachen Verbesserung des Manuskripts ganz wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen hat.

Die Untersuchungen wurden finanziell unterstützt von der Stiftung Hessischer Naturschutz, der Deutschen Wildtier-Stiftung, der FAZIT-Stiftung, der Graduiertenförderung des Landes Hessen und der Licher Privatbrauerei und der HGON im Rahmen des Licher-Stipendiums.

Und zu guter Letzt wäre diese Arbeit nicht zustande gekommen ohne die Mitarbeit der Kleinspechte, sie waren nicht immer einfache aber sehr liebenswerte Untersuchungsobjekte.

Inhaltsverzeichnis

Allgemeine Einführung	11
Zusammenfassung	11
Einleitung	15
Untersuchungsobjekt	17
Untersuchungszeitraum	18
Untersuchungsgebiet	19
Material und Methoden	21
Literatur	24
<hr/>	
Kapitel I Phänologie und Geschlechtsunterschiede der Lautäußerungen mit Hinweisen zum Nachweis einer heimlichen Spechtart	27
Zusammenfassung	29
1. Einleitung	30
2. Material und Methoden	31
2.1 Ermittlung der akustischen Aktivität	31
2.2 Vermessung der Rufreihe	32
2.3 Statistische Auswertung	33
3. Ergebnisse	34
3.1 Phänologie der Lautäußerungen	34
3.2 Geschlechtsunterschiede in der Rufreihe	38
3.2.1 Anzahl der Rufelemente	39
3.2.2 Frequenz des ersten Obertons	39
3.2.3 Hauptkomponenten-Analyse (PCA)	40
3.2.4 Diskriminanzanalyse (DA)	42
3.3 Individuelle Unterschiede in der Rufreihe	43
4. Diskussion	44
4.1 Phänologie der Ruf- und Trommelreihe	44
4.2 Geschlechtsdimorphismus in der Rufreihe	46
4.3 Individuelle Unterschiede in der Rufreihe	47
4.4 Erfassung des Kleinspechts anhand seiner Lautäußerungen	48
5. Summary	51
6. Literatur	51
7. Anhang	56
<hr/>	
Kapitel II Inter- und intra-annuelle Veränderungen in Größe und Lage des Aktionsraums	59
Zusammenfassung	61
1. Einleitung	61
2. Material und Methoden	63
2.1 Radiotelemetrie und Datenaufnahme	63
2.2 Bestimmung der Aktionsraumgröße	65
2.2.1 Minimum-Konvex-Polygon-Kontur	66
2.2.2 Kernel-Kontur	66

2.3	Aktivitätszentrum	68
2.4	Lage der Höhlen	69
2.5	Aktionsraumüberlappungen und Nutzung dieser Bereiche	70
2.6	Brutbiologie	70
2.7	Statistische Auswertung	71
3.	Ergebnisse	71
3.1	Größe der Aktionsräume	71
3.1.1	Methodenvergleich	71
3.1.2	Veränderung von Winter zu Brutzeit	73
3.2	Aktionsraumgröße und Bruterfolg	74
3.3	Lage des Aktivitätszentrums	74
3.3.1	Aufeinanderfolgende Zeitabschnitte eines Jahres	74
3.3.2	Veränderungen zwischen verschiedenen Jahren	75
3.4	Lage der Höhlen im Aktionsraum	76
3.5	Reviernachbarn und Paarpartner	77
3.5.1	Überlappung der Aktionsräume	77
3.5.2	Nutzung der Überlappungszone	78
4.	Diskussion	79
4.1	Methodenvergleich: Darstellung der Aktionsräume	79
4.2	Raumnutzung	81
4.2.1	Aktionsraumgröße und saisonale Veränderungen	81
4.2.2	Saisonale und interannuelle Veränderung der Aktionsraumlage	84
4.3	Nachbarn und Territorialität	86
4.4	Mindestgröße für den Gebietsschutz	88
5.	Summary	89
6.	Literatur	89

Kapitel III	Habitatnutzung: Einfluss auf Raumannspruch und Reproduktion	95
	Zusammenfassung	97
1.	Einleitung	98
2.	Material und Methoden	99
2.1	Datenaufnahme	99
2.2	Zusammensetzung der Aktionsräume	100
2.3	Ermittlung der Habitatselektion	100
2.4	Ermittlung von Habitatpräferenzen	100
2.5	Datenaufnahme zum Reproduktionserfolg	101
2.6	Statistische Auswertung	101
3.	Ergebnisse	102
3.1	Zusammensetzung der Aktionsräume	102
3.2	Habitatnutzung	103
3.3	Habitatselektion	104
3.4	Habitatpräferenz	106
3.5	Aktionsraumgröße	107
3.5.1	Einfluss der Zusammensetzung des Aktionsraums	108
3.5.2	Einfluss der Habitatnutzung	109
3.6	Reproduktionserfolg	109
3.6.1	Habitatselektion und Reproduktionserfolg	109
3.6.2	Habitatnutzung und Reproduktionserfolg	110
4.	Diskussion	110

4.1	Selektion und Nutzung von Nadelwald	111
4.2	Selektion und Nutzung von Laubwald	112
4.3	Selektion und Nutzung von Obstwiesen	113
4.4	Selektion und Nutzung von Ufergehölz, Acker und Siedlung	114
4.5	Folgerungen für den Naturschutz	115
5.	Summary	117
6.	Literatur	117
7.	Anhang	122

Kapitel IV	Anlage von Schlaf- und Bruthöhlen mit Kommentaren zur Nutzungsdauer	123
	Zusammenfassung	125
1.	Einleitung	125
2.	Material und Methoden	126
2.1	Untersuchungsgebiet	126
2.2	Datenaufnahme	127
2.2.1	Am Höhlen- und am Zufallsbaum gemessene Parameter	127
2.2.2	In der Umgebung des Zufallsbaums gemessene Parameter	129
3.	Ergebnisse	130
3.1	Standortpräferenz	130
3.2	Wahl der Baumart und Zustand der Höhlenbäume	131
3.3	Höhlenhöhe und Einflugloch	135
4.	Diskussion	137
4.1	Ansprüche bei der Höhlenanlage und ihre biologischen Grundlagen	137
4.1.1	Totholz	137
4.1.2	Höhlenhabitat und Wahl der Baumart	138
4.1.3	Aststärke	139
4.1.4	Sichtschutz	140
4.2	Unterschiede zwischen Brut- und Schlafhöhlen	140
4.2.1	Distanz zum Waldrand	141
4.2.2	Höhe der Höhle über dem Boden	142
4.2.3	Sichtschutz und Größe des Einfluglochs	142
5.	Summary	143
6.	Literatur	143

	Curriculum Vitae	148
--	-------------------------	------------

Allgemeine Einführung

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie befasst sich mit der Autökologie des Kleinspechts. Im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte nahmen die Bestände der Art in Europa zum Teil drastisch ab (in Finnland bis zu 50 %). Die Gründe dafür liegen weitestgehend im Dunkeln, da viele Aspekte der Biologie dieses kleinsten europäischen Spechtes nicht bekannt sind. Das gilt in besonderem Maße für die Raumnutzung, die Habitatansprüche und die Höhlenwahl in Mitteleuropa. Da der Kleinspecht unauffällig lebt und in geringer Dichte siedelt, ist es schwierig ihn nachzuweisen bzw. systematisch zu untersuchen. Deshalb wurden die Vögel in dieser Studie mit Hilfe der Radiotelemetrie im Freiland verfolgt. Ihr Verhalten konnte so systematisch aufgezeichnet werden.

Für großflächige Untersuchungen oder Kartierungen ist diese Technik allerdings zu aufwendig. Hierfür sind präzise Hinweise nötig, wie Kleinspechte durch ihr auffälligstes Merkmal - die Lautäußerungen - nachzuweisen sind und welche Schlüsse daraus für die Erfassung der Bestände gezogen werden können. Da beide Geschlechter sowohl rufen als auch trommeln, war Gegenstand der Untersuchung in Kapitel I, ob die Geschlechter die gleiche Ruf- und Trommelaktivität zeigen und ob die Rufreihe neben der Arterkennung auch zur Geschlechterunterscheidung dienen kann.

In der Balzzeit, während der Monate März und April, war die höchste Ruf- und Trommelaktivität zu verzeichnen. Der Höhepunkt lag in den Morgenstunden, danach nahm die akustische Aktivität im Tagesverlauf stetig ab. In der Brutzeit dagegen nahm die Trommelaktivität gegen Sonnenuntergang hin zu, beschränkte sich allerdings auf die Männchen. Die Rufaktivität zwischen den Geschlechtern war innerhalb des Untersuchungszeitraums unterschiedlich. Die Weibchen waren in der Balzzeit signifikant ruffreudiger als die Männchen.

Multivariate Verfahren enthüllten zwei Faktoren mit denen erstmals die Unterscheidung der Geschlechter anhand ihrer Rufreihe gelang. Die Faktoren setzen sich aus drei Rufvariablen zusammen, nämlich der Frequenz, der Pausen- und der Elementlänge. Die Kleinspecht-Männchen riefen im Median mit einer signifikant höheren Frequenz, längeren Pausen und längeren Elementen als die Weibchen. Dagegen war die Anzahl der Rufelemente bei Männchen im Mittel mit 13 und Weibchen mit durchschnittlich 11 „ki“-Elementen annähernd gleich. Es war zudem erstmals die Unterscheidung von Kleinspecht-Individuen anhand ihrer Rufe möglich.

Das Wissen um die Phänologie der Lautäußerungen und die geschlechtspezifischen Unterschiede in der Rufreihe liefert wichtige Hilfestellung bei dringend notwendigen Aufgaben des Monitorings der Vogelart: Effektive Kartierungen sollten in den Morgenstunden der Monate März und April durchgeführt werden. Der Einsatz von geschlechtspezifischen Klangattrappen ist sinnvoll. Aufgrund der großen Aktionsräume (Kapitel II) zur Balzzeit ist dabei aber Vorsicht geboten. Es ist zu vermuten, dass in den Frühjahrsmonaten zahlreiche akustische Nachweise, die getrennten Vorkommen zugerechnet wurden, ein und dieselben Individuen betreffen. Deswegen müssen Kartierungen so angelegt sein, dass nur Mehrfachnachweise zur Auswertung gelangen. Hinweise auf Bruthöhlenstandorte geben Trommelreihen vor Sonnenuntergang zu Beginn der Brutzeit. Weitere Untersuchungen sind zur Bestätigung der individuellen Unterscheidbarkeit anhand der Rufreihe notwendig. Dann könnten diese Erkenntnisse auch zu weiterführenden Untersuchungen z. B. der Mortalität dienen, ohne dass die Individuen gefangen bzw. wiedergefangen werden müssten.

Voraussetzung für den effektiven Schutz bedrohter Arten ist die Kenntnis der wichtigsten Habitatrequisiten und des Raumanspruchs, um entsprechende Schutzgebiete einrichten zu können. Doch wie groß sollen solche Gebiete sinnvollerweise sein? Für die Berechnung von Aktionsraumgrößen stehen derzeit verschiedene Methoden zur Verfügung, u. a. die Bildung von Minimalen-Konvexen-Polygonen (MCP) und von Kernels. Wie viel Raum Kleinspechte beanspruchen und welche von beiden Methoden die geeignete zur Ermittlung der Aktionsraumgröße ist, wird in Kapitel II dargelegt.

Die Aktionsräume waren mit 211 ha im Winter, 131 ha in der Balzzeit und 27 ha in der Brutzeit für den spatzen großen Specht außergewöhnlich groß. Die saisonale Abnahme der Aktionsraumgröße auf ein Minimum zur Brutzeit lässt vermuten, dass eine kontinuierliche Konzentration auf ein Kerngebiet innerhalb des winterlichen Aktionsraumes stattfindet. Tatsächlich aber verlagerten die Individuen in der vorliegenden Untersuchung ihre Aktivitätszentren zwischen den Jahreszeiten regelmäßig. Sie drangen dabei jedoch nur in seltenen Ausnahmefällen in den Aufenthaltsbereich eines anderen Kleinspechts ein. Ein signifikanter Unterschied zwischen den MCP- bzw. Kernel-berechneten Aktionsraumgrößen konnte nicht festgestellt werden, doch war die räumliche Abbildung von intensiv genutzten Bereichen nur durch die Kernel-Kontur möglich.

Die Betrachtung der Zusammensetzung dieser Aktionsräume (Kapitel III) zeigt, dass die mobilen Kleinspechte in der Lage sind, einen hohen Grad an Fragmentierung ihres Lebens-

raums zu tolerieren. Wie groß die Aktionsräume der seltenen Vögel sind, hängt allerdings nicht nur von der Habitatqualität, sondern vor allem auch von der Partnersuche ab. Darauf deutet in erster Linie die enorme Größe der Aktionsräume während der Balzzeit hin. Die Entfernung zwischen den Bruthöhlen in aufeinanderfolgenden Jahren liefert ein weiteres Indiz. Bei verwitweten und deshalb neu verpaarten Individuen wurde die Bruthöhle signifikant weiter verlagert als bei „alten“ Paaren. Die räumliche Ausdehnung der Aktionsräume ist vor allem zur Balzzeit vom sozialen Kontakt innerhalb der Population geprägt. Angesichts der permanenten Verlagerung und der Größe ihrer Aktionsräume kann selbst bei großzügigen Flächenannahmen das Fassungsvermögen eines Raumes für Kleinspechte überschätzt werden.

Welches die Schlüsselfaktoren für den Rückgang des Kleinspechts sind, ist unbekannt. Die Zusammensetzung der Kleinspechthabitate, die Habitatpräferenzen der Vögel und ihre Habitatselektion bzw. -nutzung können aber Hinweise darauf geben. Die Ergebnisse dazu werden in Kapitel III dargestellt. Durch eine Prüfung des Einflusses dieser Parameter auf den Reproduktionserfolg bzw. die Aktionsraumgröße wurden Rückschlüsse auf die Habitatqualität möglich.



Streuobstwiese in Kelkheim, Taunus

Foto: O. Conz

Den größten Anteil im Aktionsraum machten Obstwiesen, Laubwald und Ackerflächen aus. Es zeigte sich eine ganzjährige Habitatpräferenz für Obstwiesen. Daneben korrelierte die Nutzung von Obstwiesen in der Brutzeit signifikant mit kleinen Aktionsräumen. Die Größe des Aktionsraums spielt zur Brutzeit eine wichtige Rolle für Faktoren, die zur Balzzeit noch

nebensächlich waren: Kurze Wege sind zur Brutversorgung und Bewachung der Bruthöhle wichtig. Da die Bruthöhlen größtenteils in Obstwiesen angelegt wurden, hatten Kleinspechte, die diesen Biotoptyp bevorzugt nutzten, kurze Wege bei der Jungenversorgung. Die Vögel hatten hier auch den höchsten Bruterfolg.

Im Winter wurde erstaunlicherweise Nadelwald bevorzugt genutzt, was bisher für diese Vogelart in Mitteleuropa noch nicht nachgewiesen worden war. Die intensive Nutzung des Nadelwalds während der Wintermonate wirkte sich allerdings negativ auf den Schlupferfolg aus. Auch die Nutzung von Laubwald in der Balzzeit korrelierte mit einem geringen Schlupferfolg. Dennoch standen sowohl ein großer Laubwaldanteil als auch eine intensive Nutzung von Laubwald zur Balzzeit in direktem Zusammenhang mit kleinen Aktionsräumen.

Die Habitatwahl der Kleinspechte wird von zwei wesentlichen Bedürfnissen geprägt: Zum einen von dem Vorhandensein nahrungs- und deckungsreicher Lebensräume im Winter und zum anderen von einem großen Totholzangebot zur Anlage der Bruthöhlen. Im dichten Nadelwald fanden die Kleinspechte genügend Deckung und damit Schutz vor Prädatoren. Allerdings fanden sie dort im Winter aber offenbar zu wenig Nahrung, um in der Brutzeit einen optimalen Reproduktionserfolg erzielen zu können. Im Laubwald litt der Reproduktionserfolg dagegen unter der Konkurrenz mit anderen primären und sekundären Höhlennutzern um Höhlenbäume bzw. Bruthöhlen. Die Biotoptypen Laub- und Nadelwald sind deshalb in ihrer derzeitigen Nutzungsform von geringer Habitatqualität für die Kleinspechte. Streuobstwiesen stellen unter diesen Bedingungen das günstigste Habitat dar.

Dieses Ergebnis wird auch durch die Höhlenwahl von Kleinspechten gestützt, mit der sich Kapitel IV befasst. Hierzu wurden 54 Schlaf- bzw. 33 Bruthöhlen untersucht. Häufigster Höhlenstandort waren Obstbäume. Im Verhältnis zum Angebot wurden Ufergehölze und Streuobstgebiete bevorzugt und Laubwälder gemieden. Streuobst und Ufergehölz waren als Höhlenstandort von großer Bedeutung, weil sie ein großes Totholzangebot aufwiesen. Apfelbäume und Weichhölzer gehörten zu den häufigsten Höhlenbäumen. Entscheidende Voraussetzung für die Höhlenanlage war weichfaules Holz, das beim Schlafhöhlenbau der Weibchen eine wichtigere Rolle spielte als bei den Männchen. Doch der hohe Zersetzungsgrad wirkte sich negativ auf die Haltbarkeit der Höhlen von Weibchen aus.

Beim Vergleich zwischen Brut- und Schlafhöhlen zeigten sich deutliche Unterschiede, die besonders in der geringeren Entfernung der Bruthöhlen zum Wald zum Ausdruck kamen. Das könnte die Folge einer optimierten Ausnutzung von Nahrungsressourcen sein unter gleichzeitiger Wahrung eines Sicherheitsabstandes gegenüber Buntspechten, die die Bruthöhlen aufha-

cken, um die Jungen zu erbeuten. Die Anlage der Bruthöhlen in größerer Höhe, die geringere Sichtbarkeit und das kleinere Einflugloch des Höhleneingangs könnten die Brut ebenfalls vor Störung und Prädatoren schützen.

Aus den Ergebnissen lassen sich Schlussfolgerungen für den Naturschutz ableiten: Streuobstwiesen sollten im Untersuchungsgebiet vordringlich geschützt bzw. nachgepflanzt werden, um die Bestände des Kleinspechts mittelfristig erhalten zu können. Langfristig und außerhalb klassischer Streuobstanbaugebiete wird dem Kleinspecht in Deutschland aber nur eine spürbare Veränderung des Waldbaus eine stabile Zukunft sichern. Notwendig ist eine deutliche Strukturanreicherung durch Erhalt und Schaffung weichholzreicher Vorwaldstadien. Eine kleinräumige Nutzungsvielfalt und eine Anreicherung von Totholz wären ebenso wichtig wie ein Netz von großflächigen Reservaten, in denen eine forstliche Nutzung vollends unterbleibt. Ein Schutzkonzept, das sich auf Mindestflächengrößen wie Kerngebiete innerhalb der Aktionsräume stützt, ist dagegen nicht sinnvoll, weil die Lage der Aktionsräume stark variiert und der im Laufe eines Jahres genutzte Lebensraum groß und heterogen ist.



Kleinspecht-Männchen im Apfelbaum

Foto: J. Ferdinand

Einleitung

Spechte sind durch ihre Bindung an Totholz, vor allem stehendes Totholz in großen Dimensionen, als Indikatoren für die Naturnähe von Waldbeständen geeignet. Dies ist wiederum eine wichtige Voraussetzung für den Erhalt der Biodiversität (SCHERZINGER 1982, ANGELSTAM &

MIKUSINSKI 1994, WÜBBENHORST & SÜDBECK 2002). Spechte schaffen durch das Meißeln von Höhlen wichtige und teilweise unentbehrliche Schlaf- und Brutplätze für andere Vögel aber auch für zahlreiche Säugetiere und Insekten (SCHERZINGER 1982). Sie haben deswegen eine besondere funktionale Bedeutung im Naturhaushalt. Da eine Vielzahl weiterer Arten von ihnen abhängig ist, bezeichnet man Spechte auch als „Schlüsselarten“ (MCLAREN et al. 1998). Sie sind zuverlässige Indikatoren des Zustandes ihrer Brutgebiete, da sie als Standvögel nicht wie ziehende Arten von Habitatveränderungen in den Überwinterungsgebieten beeinflusst werden. Spechte sind von Waldbaumaßnahmen direkt betroffen. Deshalb kommt ihnen für die Naturschutzplanung hohe Bedeutung zu (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992).

In Mitteleuropa haben sich die anthropogen bedingten Veränderungen in der Waldbedeckung und die Bewirtschaftung der Waldformationen in den letzten Jahrhunderten, teilweise unter enormem ökonomischen Druck, auf die Bestände von sechs europäischen Spechtarten negativ ausgewirkt (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Der Lebensraum Wald hat sich stark verändert. Dies führte u. a. zu einem Verlust von für Spechte geeigneten Altersklassen, von Strukturvielfalt, einer brauchbaren Anzahl stehenden Totholzes und bevorzugten Baumarten (SCHERZINGER 2002). Die Auswirkungen auf die Spechte sind vielfältig. An einzelnen Arten ist dies bereits untersucht worden (AULÉN 1993, PECHACEK 2004, PASINELLI et al. 2001). Arten wie Mittelspecht (*Picoides medius*), Dreizehenspecht (*P. tridactylus*) oder Weißrückenspecht (*P. leucotos*) sind als Spezialisten auf naturnahe Habitate angewiesen und erlitten deutliche Bestandseinbrüche. Auf der anderen Seite wurden Generalisten wie der Buntspecht (*P. major*) gestärkt (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1998, GATTER 2000).

Zu den bedrohten Arten gehört auch der Kleinspecht. In Finnland ging der Kleinspechtbestand innerhalb von 30 Jahren kontinuierlich zurück (TAINEN 1985). In Schweden stellten NILSSON et al. (1992) zwischen 1975 und 1985 sogar einen Rückgang von 50 % fest. In Hessen wird der Kleinspecht auf der Roten Liste der bestandsbedrohten Vogelarten als gefährdete Art eingestuft (HESSISCHES MINISTERIUM DES INNEREN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1997). In anderen Bundesländern sowie in der Schweiz wird von einer ähnlichen Gefährdung ausgegangen (HAVELKA & RUGE 1993, SCHMID 1993, ZBINDEN et al. 1994). Die Ursachen hierfür sind allerdings noch unklar, da bisher systematische und detaillierte Untersuchungen weitgehend fehlen. Die Gründe dafür sind folgende: Wegen der geringen Körpergröße und unauffälligen Lebensweise wird der Kleinspecht häufig übersehen und gilt als schwierig zu beobachten (SPITZNAGEL 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Hinzu kommt eine relativ geringe Siedlungsdichte. Bei geeignetem Standort reicht die Siedlungsdichte höchstens kleinräumig an jene des Buntspechts heran (1-2 Brutpaare pro 10 ha).

In größeren Flächen bleiben die Werte jedoch gewöhnlich unter 0,01 BP/10 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WIKTANDER 1998, SPITZNAGEL 2001, WÜBBENHORST & SÜDBECK 2002). Diese Bedingungen erschweren systematische Beobachtungen. Deshalb sind bisher nur wenige umfangreiche Studien in Skandinavien durchgeführt worden. Die Pionierarbeiten in Finnland von PYNNÖNEN (1939 und 1943) waren über lange Zeit die einzigen mit fundierten Beobachtungen zur Lebensweise der Art. Erst in jüngster Zeit wurde durch die technische Weiterentwicklung der Einsatz von Minisendern möglich. Sie sind klein und leicht genug, dass auch Kleinspechte sie tragen können. Diese Technik wurden erstmals von WIKTANDER und OLSSON (1998) in Schweden zur systematischen Beobachtung der Kleinspechte genutzt. An der skandinavischen Unterart (*P. m. minor*) wurden von 1990-1996 verschiedene Aspekte der Brutbiologie, des Nahrungssuchverhaltens und der Raum-Zeit-Nutzung untersucht. Auch eine radiotelemetrisch gestützte Pilotstudie in Deutschland über die Raum-Zeit-Nutzung der Kleinspechte liegt vor (HÖNTSCH 1996).

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Verbesserung des Wissens über die Biologie und Ökologie dieser bestandsbedrohten Indikatorart. Die Ergebnisse sollten im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen umsetzbar sein, um weitere Bestandsverluste verhindern zu können.

Diese Doktorarbeit wurde in vier Kapitel gegliedert, welche sich an die allgemeine Einführung mit römischen Ziffern (I-IV, siehe Inhaltsverzeichnis) anschließen. Im ersten Kapitel habe ich die Lautäußerungen der Kleinspechte analysiert. Hinweise auf Phänologie und geschlechtsspezifische Unterschiede können Hilfe beim Monitoring der Bestandsveränderungen leisten. In Kapitel II wurde der Raumbedarf und die zeitliche Raumnutzung des kleinsten europäischen Spechts ermittelt, um die Bedeutung und die Größe von Schutzgebieten einschätzen zu können. Kapitel III handelt von der Zusammensetzung und Nutzung der Kleinspechthabitate und den direkten Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg. Im letzten Kapitel (IV) präsentiere ich Daten zur Höhlenökologie. Dabei werden benötigte Habitatrequisiten des Kleinspechts deutlich.

Untersuchungsobjekt

Der Kleinspecht ist in der borealen, gemäßigten und mediterranen Klimazone der gesamten Paläarktis von Großbritannien, der Iberischen Halbinsel und Nordafrika im Westen bis Kamtschatka und Hokkaido im Osten verbreitet (ROSELAAR 1985). Er ist in Europa mit vier Unterarten vertreten (WINKLER et al. 1995). In Mitteleuropa brütet die Unterart *Picoides minor*

hortorum. Er ist der kleinste europäische Specht, die Vögel dieser Studie wogen durchschnittlich 21,2 g (Spannweite: 18,4-25,8 g; St. abw. = 1,36; n = 60).



Kleinspechtweibchen (li) und Männchen (re) bei der Beringung Foto: R. Prinzing

Mitteleuropäische Kleinspechte gehören zu den Jahresvögeln, die von wenigen Ausnahmen abgesehen (GATTER 1973), keine Wanderungen unternehmen (ROSELAAR 1985). Ganzjährig ernähren sich die Vögel von Insekten und Spinnen. In der blatt- und blütenlosen Zeit hacken sie hierfür überwiegend holzbohrende Arthropoden (Bockkäferlarven, Ceramycidae) aus toten Zweigen in den Baumkronen (OLSSON 1998). Mit dem Blattaustrieb wechseln sie zur ablesenden Nahrungssuche und sammeln rinden- und blattbewohnende Arthropoden. Zur hauptsächlichsten Nahrung, die auch den Nestlingen verfüttert wird, gehören Blattläuse (Aphidae, 52 %), Schmetterlingsraupen (Lepidoptera, 25 %) und Schnaken (Tipulidae, 15 %; ROßMANN 2005).

Untersuchungszeitraum

Die Untersuchung fand von 1995 bis 2000 (ausgenommen 1997) statt. Die Datenaufnahme erfolgte jeweils in den Monaten November bis Juni. Dieser Zeitraum der Datenaufnahme wurde in vier biologisch begründete Abschnitte eingeteilt. Der Zeitabschnitt von November bis Ende Februar wurde als „Winter“ definiert. In diesem Zeitraum sind die Laubbäume unbelaubt und die Zahl innerartlicher Begegnungen von Spechten gering. Dies spiegelt sich auch in der eingeschränkten Rufaktivität wider (Kapitel I). Der Zeitabschnitt vom 01. März bis ca. Ende April wurde als „Balzzeit“ bezeichnet. Diese Zeitspanne endete paarspezifisch

mit der Ablage des ersten Eies (Median 30. April). In der „Balzzeit“ wurde die größte Ruf- und Trommelaktivität der Kleinspechte festgestellt, und die Vögel waren häufig paarweise anzutreffen (Kapitel I). Außerdem setzte ab Ende März im Untersuchungsgebiet die Blüten- und Blattentwicklung ein (beobachtet an den Baumarten: Birke (*Betula pendula*), Kirsche (*Prunus avium*), Birne (*Pyrus communis*), Apfel (*Malus domestica*) und Eiche (*Quercus robur* und *Q. petraea*)). Die Zeitspanne von der Ablage des ersten Eies bis zum Ausfliegen der Jungvögel war ebenfalls paarspezifisch festgelegt (Median 30. Mai) und wurde „Brutzeit“ genannt. Die Zeit ab dem Ausfliegen der Jungvögel bis zur Auflösung der Familien, i. d. R. zwei Wochen später, wurde meist durch den mauserbedingten Senderverlust beendet und ging als „Führung“ in die Untersuchung ein. In der Zeit der „Führung“ gelangen allerdings nur wenige Beobachtungen. Vermutlich war das im Juni sehr hoch stehende Gras, das die Sicht behinderte und das Durchqueren der Wiesen erschwerte, dafür verantwortlich. Aufgrund der geringen Datenbasis wurde auf weiterführende Berechnungen für den vierten Zeitabschnitt verzichtet. Die Beobachtungen zur „Führung“ werden teilweise exemplarisch dargestellt.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Hessen, nordwestlich von Frankfurt am Main und umfasst eine Fläche von ca. 72 km². Naturräumlich schließt es den Übergangsbereich zwischen Main-Taunus-Vorland und Vortaunus ein (KLAUSING 1988). Die durchschnittliche Jahrestemperatur ist abhängig von der Höhenlage und liegt zwischen 7,5 und 10,0 °C (HESSISCHES LANDESAMT FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND LANDENTWICKLUNG 1981). Siedlungsbereiche der Städte Kelkheim, Bad Soden, Königstein und Hofheim mit den jeweiligen Vororten nehmen einen Teil des Gebietes ein.

Das Gebiet gliedert sich in zwei Teilgebiete (Abb. 1): Das Nördliche (Teilgebiet 1) ist mit ca. 66 km² das Größere und umfasst den Außenbereich Kelkheims (50°9′N, 8°27′E) und seiner Nachbarstädte und -gemeinden. Es liegt zum überwiegenden Teil auf einer Höhe von 235 m ü. NN, die höchste Erhebung ist der „Hoher Staufen“ mit 451 m ü. NN. Die Fläche ist mit 970 Einwohnern/km² sehr dicht besiedelt und folglich von zahlreichen Verkehrswegen zerschnitten. Die Grenzen des Gebiets ergeben sich im Norden und Westen durch den Übergang in den von Laubwald dominierten Taunus. Im Süden und Osten begrenzen ausgedehnte Ackerflächen das Teilgebiet 1. Das Teilgebiet 2 liegt bei Hofheim-Diedenbergen (50°4′N, 8°25′E; 200 m ü. NN) und ist etwa 6 km² groß (Tab. 1). Es wird im Norden und Westen von Acker und Grünlandflächen, im Süden und Osten hauptsächlich von Siedlungsbereichen begrenzt. Aufgrund der günstigen Bodenverhältnisse (Parabraunerden aus nährstoff- und

basenreichen Lößlehmen über Rendzinen) sind beide Teilgebiete zu je einem Drittel landwirtschaftlich genutzt (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 1990). In Teilgebiet 1 nehmen Siedlungsbereiche annähernd ein weiteres Drittel (28,8 %) der Fläche ein. Im Teilgebiet 2 beträgt der Anteil an versiegelter Fläche durch die Lage am Siedlungsrand dagegen nur 8,2 %. Ausgedehnte Laub- und Mischwälder finden sich in Gebiet 1 zu 22,5 % vorwiegend in der nordöstlichen Hälfte. Die dominanten Baumarten sind Eiche (*Quercus robur*, *Q. petraea*), Buche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Fichte (*Picea abies*). Daneben gehören Streuobstwiesen mit einem Flächenanteil von 9,3 % zu den charakteristischen Landschaftselementen (Tab. 1). Im Teilgebiet 2 ist mehr als die Hälfte der Fläche von ausgedehnten Laub-, Misch- und Nadelwäldern bedeckt. Obstbaumreihen und kleinere Streuobstbereiche nehmen einen vergleichsweise geringen Anteil ein (5 %).

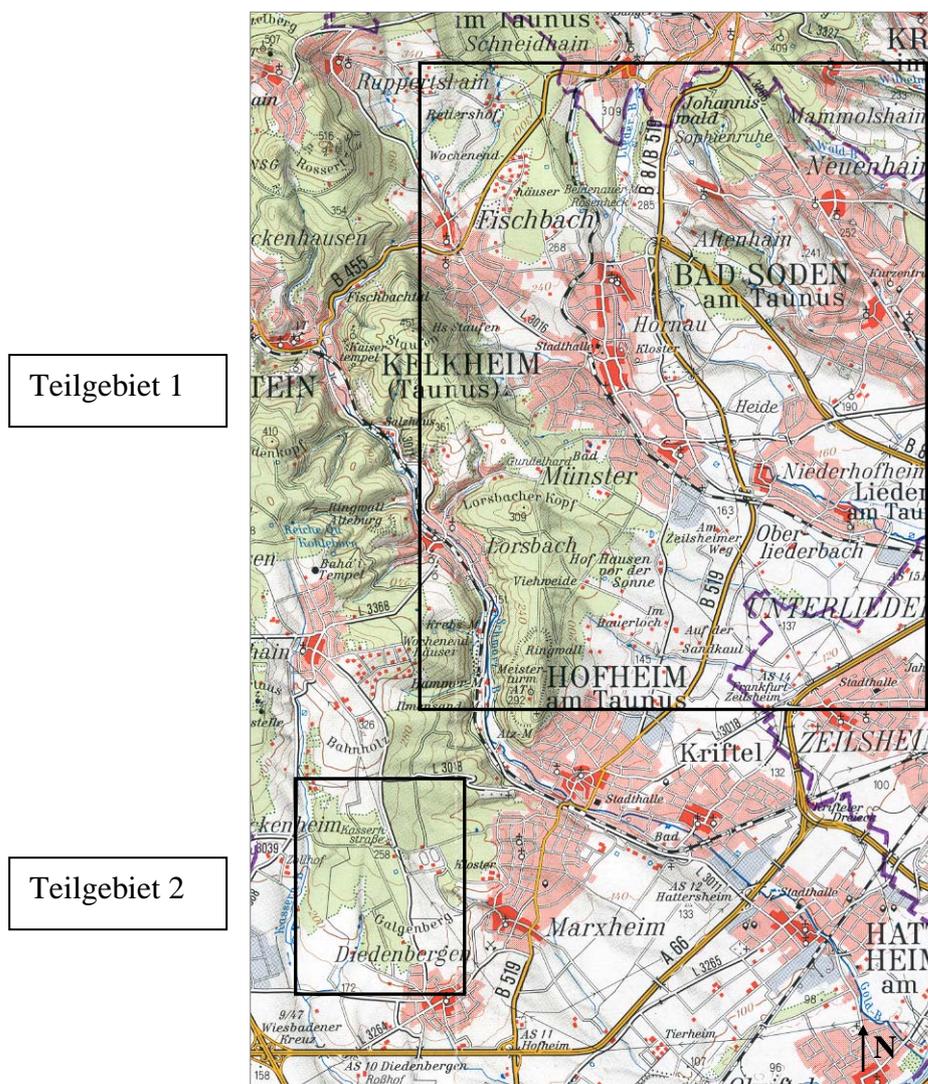


Abb. 1: Untersuchungsgebiet – Lage der Teilgebiete 1 und 2. Ausschnitt aus der topographischen Gebietskarte Region Rhein-Main (Maßstab 1:100.000; HESSISCHES LANDESVERMESSUNGSAMT 1997).

Im Untersuchungsgebiet kristallisierten sich zwölf Gebiete heraus, in denen mit gewisser Regelmäßigkeit Kleinspechte brüteten bzw. besenderte Individuen anzutreffen waren (Abb. 2). Deshalb wurden diese zwölf Gebiete als potenzielle Territorien eingeschätzt, die allerdings nicht jährlich besetzt waren.

Tab. 1: Flächenanteile [ha] und [%] der Biotoptypen in den Teilgebieten 1 und 2 des Untersuchungsgebiets.

Biotoptyp	Teilgebiet 1		Teilgebiet 2	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Acker/Grünland	2.117,1	32,2	196,7	31,2
Ufergehölz	61,8	0,9	5,6	0,9
Hecke	167,5	2,6	9,4	1,5
Laubwald	933,5	14,2	207,6	33,0
Mischwald	548,2	8,3	57,8	9,2
Aufforstung	34,6	0,5	4,0	0,6
Nadelwald	199,4	3,0	67,4	10,7
Obstwiesen	613,6	9,3	29,7	4,7
Siedlung	1.889,8	28,8	51,5	8,2
Fläche	6.565,5	100,0	629,7	100,0

Material und Methoden

Die Untersuchung basiert auf Freilandbeobachtungen. Um eine systematische Beobachtung der Vögel im Lebensraum zu ermöglichen, mussten sie leicht zu finden und individuell unterscheidbar sein. Doch gerade Kleinspechte sind aufgrund ihrer geringen Körpergröße und unauffälligen Lebensweise in den Kronen hoher Bäume schwierig zu entdecken (OLSSON 1998). Die Wahrscheinlichkeit, einen Kleinspecht zu entdecken, wird zudem von zahlreichen Faktoren wie Belaubungsgrad, Lautäußerungen des Spechts, Kenntnissen des Beobachters etc. beeinflusst (SPITZNAGEL 1993). Um die Abhängigkeit der Beobachtungsdaten von den genannten habitat- und beobachterspezifischen Faktoren zu vermindern und das routinemäßige Auffinden der Spechte zu ermöglichen, wurden im Rahmen dieser radiotelemetrischen Feldstudie Miniatursender eingesetzt. Nach der Ortung der Sendersignale war es möglich, sich den Kleinspechten zu nähern und sie über einen gewissen Zeitraum zu beobachten und zu verfolgen.

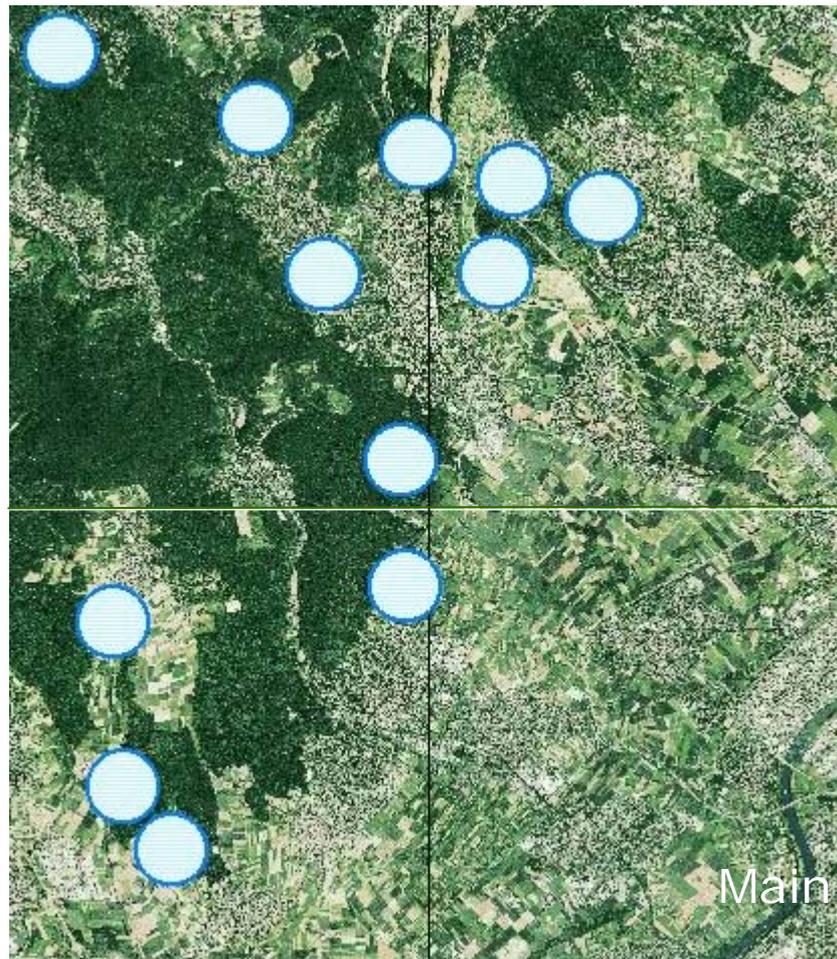


Abb. 2: Luftbildaufnahme des Untersuchungsgebiets. Die hellen Kreise bezeichnen in etwa die Lage der zwölf potentiellen Kleinspecht-Gebiete.

Fang und Markierung

Um die Kleinspechte mit Sendern versehen zu können, wurden 31 Individuen (17 Männchen, 14 Weibchen) an ihren Schlaf- oder Bruthöhlen kurzfristig gefangen. Voraussetzung hierfür war die regelmäßige Kartierung von potenziell nutzbaren Höhlen (Höhlenlochdurchmesser 3-4,5 cm) im Untersuchungsgebiet. Um von Kleinspechten benutzte Höhlen von nicht genutzten unterscheiden zu können, wurden die Höhlen tagsüber mit einem Mundspiegel, an dem eine Glühbirne befestigt war, eingesehen. Der Innenraum von genutzten Kleinspechthöhlen ist i. d. R. hell und sauber, es befinden sich kleine helle Hackspäne und keine Kotreste am Boden der Höhle (eig. Beob.). Erfüllte die untersuchte Höhle diese Bedingungen, wurde sie im Zeitraum von 45 min vor bis 15 min nach Sonnenuntergang aus der Deckung heraus beobachtet, um einen einschlüpfenden Kleinspecht nachweisen zu können. Wenn die Höhle tatsächlich als Schlafhöhle genutzt wurde, konnte der Kleinspecht beim morgendlichen Ausflug mit einem

Beutelkescher gefangen werden. Der Kescher wurde an einer Teleskopstange befestigt und konnte damit vor den Höhleneingang gehalten werden. Mit einer Nylonschnur ließ sich der Beutel verschließen, um eine Flucht des gefangenen Vogels beim Herablassen des Keschers zu verhindern. Während der Huderzeit im Sommer konnten die Vögel auch tagsüber beim Verlassen der Bruthöhlen mit Hilfe des Beutelkeschers gefangen werden.

Zur individuellen Markierung wurden die gefangenen Kleinspechte mit einem nummerierten Aluminiumring der Vogelwarte Helgoland sowie mit zwei Plastikfarbringen der Fa. A. C. Hughes Ltd., Großbritannien, versehen. Anhand der Farbringkombination war eine individuelle Erkennung der Vögel in den meisten Beobachtungssituationen auch nach Senderverlust noch möglich.

Um eine Verständigung über den Beobachtungserfolg bei der Feldarbeit zwischen den Mitarbeitern zu erleichtern, wurden den Vögeln Namen gegeben.



Fang eines Kleinspechts im Beutelkescher

Foto: R. Prinzinger

Radiotelemetrie

Die 31 Kleinspechte wurden mit einem Sender des Typs BD-2 der Fa. Holohil Systems Ltd., Kanada, ausgestattet. Der Sender wog 1,15 g (entsprechend ca. 5,5 % des Körpergewichts) und hatte eine Batterielaufzeit von neun Wochen. Die flexible Antenne war 10 cm lang. Die Sendersignale waren in offener Landschaft aus bis zu 1.500 m zu empfangen; in hügeligem Gelände oder im Wald waren die Signale je nach Standort des Vogels nur bis zu 200 m weit zu orten.

Der Sender wurde mit Zahnseide an zwei Schwanzfedern des Kleinspechts festgebunden. Die Knoten wurden mit Sekundenkleber an den Federn fixiert. Kurz vor einem Batterieausfall wurde der Vogel erneut gefangen. Um den alten Sender durch einen neuen ersetzen zu können, wurden die fixierenden Fäden zerschnitten und ein neuer Sender angebunden (WIKTANDER et al. 2001). Ein automatisches Abfallen verfrüht ausgefallener Sender erfolgte spätestens mit der Mauser. Als Empfänger diente das Gerät RX-8910HE der Fa. Televilt, Schweden. Es erlaubt die Programmierung von zehn Kanälen und ermöglicht dadurch, mehrere Vögel gleichzeitig zu verfolgen. Das Gerät verfügt über eine eingebaute faltbare H-2 Antenne mit Richtcharakteristik. Zur Ortung über größere Entfernungen wurde über einen Adapter eine externe HB 9 CV-Antenne angeschlossen. Diese war an einer 1,2 m langen Holzstange befestigt, womit zusätzliche Höhe und damit eine bessere Reichweite gewonnen wurde. Zum Auffinden eines besenderten Kleinspechts wurde das Untersuchungsgebiet zunächst mit maximaler Signalstärke begangen, bis ein Signal zu hören war. Durch die Richtcharakteristik der Antenne war die Richtung der Ortung ablesbar. Diese Richtung wurde vom Beobachter eingeschlagen und durch wiederholte Peilungen korrigiert. Mittels Reduzierung der Signalstärke konnte dann die Entfernung des georteten Kleinspechts i. d. R. auf 20 m genau bestimmt werden. In den meisten Fällen wurden die Vögel dann auch gesichtet und direkt beobachtet.

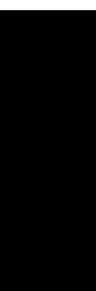
Literatur

- ANGELSTAM, P. & G. MIKUSINSKI (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. – *Annales Zoologici Fennici* 31: 157-172.
- AULÉN, G. (1993): Research and conservation aims of the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in Sweden 1975-1990. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 119-125.
- GATTER, W. (1973): Zugplanbeobachtungen an Spechten der Gattung *Dendrocopos* am Randecker Maar, Schwäbische Alb. – *Ornithologischer Anzeiger* 12: 122-129.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. – Aula Verlag, Wiebelsheim.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Kleinspecht. – In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Bd. 9, Wiesbaden.
- HAVELKA, P. & K. RUGE (1993): Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 33-38.

- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1990): Bodenkarte von Hessen, Blatt 5816: Königstein im Taunus, 1:25.000. – Wiesbaden.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND LANDENTWICKLUNG (1981): Standortkarte im Rahmen der agrarstrukturellen Vorplanung. – Wiesbaden.
- HESSISCHES MINISTERIUM DES INNEREN UND FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1997): Rote Liste Hessen – Wirbeltiere. – Wiesbaden.
- HÖNTSCH, K. (1996): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des Kleinspechts *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit TU-Darmstadt.
- KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens (inkl. Karte 1:200.000). – Schriftenreihe der hessischen Landesanstalt für Umwelt, 67.
- MCLAREN, M. A., I. D. THOMPSON & J. A. BAKER (1998): Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario. – *The Forestry Chronicle* 74: 241-248.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. – *Vogelwelt* 118: 277-283.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1998): Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe. – *Conservation Biology* 12: 200-208.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1992): Das Zielartenkonzept. – *Norddeutsche Naturschutzakademie Berichte* 5: 36-40.
- NILSSON, S.G., O. OLSSON, S. SVENSSON & U. WIKTANDER (1992): Population trends and fluctuation in Swedish woodpeckers. – *Ornis Svecica* 2: 13-21.
- OLSSON, O. (1998): Through the eyes of a woodpecker: Understanding habitat selection, territory quality and reproductive decisions from individual behaviour. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- PASINELLI, G., J. HEGELBACH & H. U. REYER (2001): Spacing behavior of the middle spotted woodpecker in Central Europe. – *Journal of Wildlife Management* 65 (3): 432-441.
- PECHACEK, P. (2004): Spacing behavior of Eurasian three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. – *Auk* 121: 58-67.
- PYNNÖNEN, A. (1939): Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte, Teil I. – *Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicae-Fennicae Vanamo* 7: 1-59.
- PYNNÖNEN, A. (1943): Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte, Teil II - Die Nahrung. – *Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicae-Fennicae Vanamo* 9: 1-167.

- ROSELAAR, C. S. (1985): Lesser Spotted Woodpecker. – In: CRAMP, S. (Hrsg.): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa, Volume IV, Oxford, 901-913.
- ROßMANITH, E. (2005): Breeding biology, mating system and population dynamic of the Lesser spotted woodpecker (*Picoides minor*): combining empirical and model investigations. – Dissertation Universität Potsdam.
- SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. – Passau 1982.
- SCHERZINGER, W. (2002): Niche separation in European woodpeckers – reflecting natural development of woodland. – Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48/2002 „International Woodpecker Symposium“: 139-153.
- SCHMID, H. (1993): Grün-, Grau- und Kleinspecht in der Schweiz: Aktuelle Verbreitung und Bestandssituation. – Der Ornithologische Beobachter 90: 201-212.
- SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 59-70.
- SPITZNAGEL, A. (2001): Kleinspecht *Picoides minor*. – In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.3 Non-Passeriformes. – Ulmer, Stuttgart.
- TIAINEN, J. (1985): Monitoring bird populations in Finland. – Ornis Fennica 62: 80-89.
- WIKTANDER, U. (1998): Reproduction and survival in the lesser spotted woodpecker. Effects of life history, mating system and age. – Dissertation University Lund, Schweden.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001): Seasonal variation in home-range size and habitat requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. – Biological Conservation 100: 387-395.
- WÜBBENHORST, J. & P. SÜDBECK (2002): Woodpeckers as indicators for sustainable forestry? First results of a study from Lower Saxony. – Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48/2002 „International Woodpecker Symposium“: 179-192.
- ZBINDEN, N., U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM, H. SCHMID & L. SCHIFFERLI (1994): Liste der Schweizer Brutvögel mit Gefährdungsgrad in den einzelnen Regionen. – In: DUELLI, P. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz: 24-30.

**Kapitel I Phänologie und Geschlechtsunterschiede der
Lautäußerungen mit Hinweisen zum Nachweis einer
heimlichen Spechtart**



Zusammenfassung

Der Kleinspecht ist eine heimliche, in geringer Dichte siedelnde Vogelart und dadurch schwierig nachzuweisen. Eine Kartierung ist häufig nur durch den Ankündigungsruf und das Trommeln der Vögel möglich. Ein Ziel dieser Studie war es daher, präzise Hinweise zu erlangen, wie Kleinspechte durch ihre Lautäußerungen nachzuweisen sind und welche Schlüsse aus diesen zur Erfassung der Bestände gezogen werden können. Da beide Geschlechter sowohl rufen als auch trommeln, war ein weiterer Gegenstand der vorliegenden Untersuchung, ob die Geschlechter die gleiche Ruf- und Trommelaktivität zeigen und ob die Ruffreihe neben der Arterkennung auch zur Geschlechterunterscheidung dienen kann.

Von 1998-2000 wurden von 23 besenderten Individuen (14 Männchen, 9 Weibchen) jeweils in den Monaten November bis Juni die Häufigkeit der Lautäußerungen registriert. Zur akustischen Auswertung wurden 72 Rufe von 14 Individuen (26 Ruffreihen von 7 Männchen, 46 von 7 Weibchen) auf Band aufgenommen. Mit den multivariaten Verfahren Hauptkomponentenanalyse und Diskriminanzanalyse wurde geprüft, ob und wie sich die Rufe in Bezug auf die Parameter Pausen-, Elementlänge und Frequenz dem Geschlecht zuordnen lassen.

Während der Monate März und April war die höchste Ruf- und auch Trommelaktivität in den Morgenstunden zu verzeichnen. Beides nahm im Tagesverlauf stetig ab. Dieses Muster der Tagesperiodik wurde für die Rufaktivität auch zur Brutzeit (Mai, Anfang Juni) deutlich, wenn auch insgesamt abgeschwächt. Die Trommelaktivität dagegen nahm in der Brutzeit im Tagesverlauf gegen Sonnenuntergang hin zu. Die Rufaktivität zwischen den Geschlechtern war in einigen Monaten des Untersuchungszeitraums unterschiedlich. Die Weibchen waren in der Balzzeit signifikant ruffreudiger als die Männchen. Ein geschlechtsspezifischer Unterschied in der Ruffreihe konnte anhand zweier Faktoren festgestellt werden, die von der Frequenz, der Pausenlänge und der Elementlänge geprägt wurden. Die Männchen riefen im Median mit einer signifikant höheren Frequenz als die Weibchen. Die Männchenrufe zeichneten sich neben der höheren Tonlage durch längere Pausen und geringfügig längere Elemente aus. Dagegen war die Anzahl der Rufelemente bei Männchen mit 13 und Weibchen mit 11 „ki“-Elementen annähernd gleich. Auch gelang erstmals die Erkennung von Kleinspecht-Individuen anhand ihrer Rufe.

Eine erfolgreiche Kartierung des Kleinspechtes sollte demnach in den Monaten März und April in der Zeit von Sonnenaufgang bis Mittag erfolgen. Hilfreich ist dabei der Einsatz von geschlechtsspezifischen Klangattrappen. Die Bruthöhlensuche ist in dem kurzen Zeitfenster der Eiablage vielversprechend, wenn die Männchen vor Sonnenuntergang in unmittelbarer Nähe des Höhlenbaumes trommeln.

1. Einleitung

Lautäußerungen sind ein akustisches Kommunikationsmittel, das bei Vögeln eine wichtige und vielseitige Rolle spielt. Bei vielen Vogelarten kann zwischen stimmlichen und instrumentellen Lautäußerungen unterschieden werden. Bei den Singvögeln findet man i. d. R. nur den Gesang. Er ist eng mit der Fortpflanzungszeit verknüpft, also am häufigsten um diese Zeit zu hören. Der Gesang dient u. a. der Arterkennung, der Standort- und Reviermarkierung, der Partnerwerbung und der Partnersynchronisation und gibt Auskunft über Fortpflanzungsstatus, physische Kondition, Alter und Geschlechtsreife (KROODSMA & MILLER 1996, PEGORARO & FÖGER 1995, BEZZEL & PRINZINGER 1990, KREBS 1977). Unter den Singvögeln der gemäßigten Zonen singen i. d. R. nur die Männchen (MORTON 1996). Damit liegt im Gesang indirekt auch eine geschlechtsspezifische Information vor.

Anders als bei vielen Singvögeln, mit deren Gesang das Rufen der Spechte häufig verglichen wird (WINKLER & SHORT 1978), verfügen bei den Spechten beide Geschlechter (meist) über ein identisches Lautrepertoire. Der Höhepunkt der akustischen Aktivität der Spechte liegt wie bei den Singvögeln auch in der Fortpflanzungszeit. Das Trommeln konzentriert sich fast ausschließlich auf diese Phase. Wenn beide Lautäußerungen aber im Zusammenhang mit der Fortpflanzung stehen, dann sollte die Information über das Geschlecht innerhalb des Rufes oder des Trommelns zu finden sein.

Im Lautrepertoire des Kleinspechts gibt es nach WINKLER & SHORT (1978) neben dem Trommeln neun verschiedene Arten von Rufen. Sechs davon sind nur auf kurze Distanz wahrnehmbar. In weiterer Entfernung hörbar sind nur zwei, und zwar die Rufreihe (Ankündigungsruf, „rattle call“; GARTHE 1996) und das Trommeln („drumming“). Ein weiterer Ruf, das Kicksen (Kontaktruf, „note call“), hat eine mittlere Reichweite, mit der er als Warnruf auch Vögel in der unmittelbaren Umgebung erreicht.

Nachweismethoden, die sich auf Lautäußerungen stützen, sollten daher die beiden gut wahrnehmbaren Lautäußerungen in den Blick nehmen. Da der Kleinspecht als schwierig zu erfassende Vogelart gilt (SPITZNAGEL 1993), sollen im Rahmen dieser Studie für effiziente und repräsentative Kartierungen einer bestandsbedrohten Vogelart präzise Hinweise gegeben werden, wie Kleinspechte durch die Lautäußerungen (Ankündigungsruf und Trommeln) nachzuweisen sind und welche Schlüsse daraus zur Erfassung der Bestände gezogen werden können.

Voraussetzung dafür ist die Kenntnis dieser Laute, ihrer Phänologie, ihres tageszeitlichen Zeitfensters und die Funktion der Lautäußerungen. Bisher liegen dazu nur wenige grundlegende analytische Arbeiten vor. Mit den Rufen des Kleinspechts beschäftigten sich WINKLER & SHORT (1978). Sie lieferten eine Übersicht der vokalen Lautsignale und kategorisierten sie mit Hilfe von Lautumschreibungen und unter funktionsspezifischen Aspekten. Daneben sind Trägerfrequenzen und Elementdauer einzelner Ruftypen beschrieben. Mit der funktionellen Bedeutung der instrumentellen Laute befasste sich eine vergleichende Studie von ZABKA (1980). Er fand Hinweise auf geschlechtsspezifische Variationen in der Länge der Trommelwirbel und deutliche Unterschiede zwischen zwei benachbarten Individuen.

Neben der Untersuchung der Phänologie der Lautäußerungen ist ein weiterer Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit die sonographische Untersuchung des Ankündigungsrufs, als die häufigste und auch die lauteste Lautäußerung. Zwar wurden geschlechtsspezifische Unterschiede bei den Rufen einiger europäischer Spechtarten vermutet, konkrete Nachweise gelangen bislang jedoch nicht. Da die Geschlechter beim Kleinspecht eine unterschiedliche Reaktion auf vorgespielte Klangattrappen zeigen (CAMPOLATTANO & HÖNTSCH 2002), soll geklärt werden, ob diese Rufreihe neben der Arterkennung auch zur Geschlechterunterscheidung dienen kann.

2. Material und Methoden

2.1 Ermittlung der akustischen Aktivität

Im Rahmen von radiotelemetrischen Untersuchungen zwischen 1998 und 2000 wurden von 23 besenderten Kleinspechten (14 Männchen, 9 Weibchen) jeweils in den Monaten November bis Juni 2010 Beobachtungen registriert (Tab. 3 im Anhang). Neun Vögel konnten in aufeinanderfolgenden Jahren wiederholt beobachtet werden. Nach Möglichkeit wurden Individuen mehrmals am Tag geortet und beobachtet. Zwischen den einzelnen Beobachtungen lag ein Zeitabstand von mindestens 15 Minuten. Wurden bei der Beobachtung Lautäußerungen in Form von Rufen oder Trommeln vernommen, wurde dies durch eine „1“ zu der entsprechenden Lautäußerung (Trommeln, Ruf) notiert, wenn nicht wurde eine „0“ notiert. Die absolute Anzahl der Rufreihen oder Trommelwirbel, die von einem Individuum bei der Beobachtung hervorgebracht wurde, wurde nicht notiert. Der Beobachtungszeitraum von November bis Juni wurde anhand verhaltensbiologischer Aspekte in die Zeitabschnitte „Winter“, „Balzzeit“, „Brutzeit“ und „Führung“ unterteilt (Details siehe Allgemeine Einführung).

2.2 Vermessung der Rufreihe

In den rufintensivsten Monaten (März und April) wurden Rufreihen auf Kassette aufgenommen. Als Aufnahmegerät diente ein Kassettenrekorder (Sanyo) mit einem Richtmikrofon (Sennheiser MKH 60). Zu jeder Aufnahme wurde das Verhalten des rufenden Vogels protokolliert und beurteilt, ob es sich um eine auffällige Situation handelte (Anwesenheit des Partners, vorherige Störung, Reaktion auf eine Klangattrappe etc.) oder ob eine neutrale Situation (ohne auffällige Verhaltensweisen und Umstände) vorlag. Der Einfluss des Verhaltens auf Frequenz und Elementlänge wurde überprüft (vgl. HÖRENZ 2000).

Die aufgenommenen Rufe wurden über eine Soundkarte in den PC eingelesen und mit Hilfe des Computerprogrammes *Cool Edit* (1996, Synthrilium Corporation) digitalisiert. Frequenzfilter wurden nicht eingesetzt. Zur weiteren sonographischen Auswertung wurde das Programm *Avisoft-Saslab Pro* verwendet (Version 3.82).

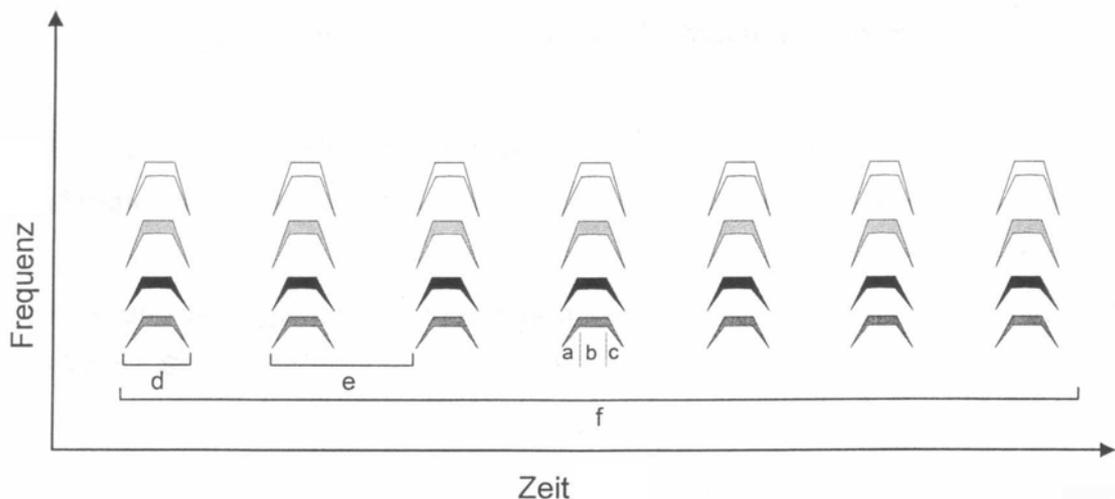


Abb. 1: Schematische Darstellung eines Kleinspechtrufes. Abgebildet ist die Grundfrequenz = unterstes Frequenzband mit drei Obertönen im zeitlichen Verlauf. Die Intensität der Schwärzung der Frequenzbänder spiegelt den „Energiegehalt“ (d.h. die Lautstärke) der Töne wider. a, b, c Anfangs-, Mittel- und Endteil eines Elements; d Rufelement, e Rufelement und Pausenlänge, f gesamte Strophe. Verändert nach HÖRENZ (2000).

Für die Auswertung wurden im Sonogramm die Rufabschnitte mit Hilfe eines manuell zu setzenden Markierungsrahmens gekennzeichnet (Abb. 1). Es ist davon auszugehen, dass dieser manuelle Arbeitsschritt nicht gänzlich objektiv durchzuführen ist (HÖRENZ 2000). Die Vermessung erfolgte am energiereichsten (entspricht dem dunkelsten) Frequenzband des Sonagramms (Abb. 1, zweites Band von unten). Eine Vermessung dieses ersten Obertons ist deshalb günstig, da er durch die höchste Lautstärke die weiteste Reichweite hat, d. h. am häufigsten beim Signalempfänger ankommt und deshalb am wahrscheinlichsten als Informa-

tionsträger dienen könnte. Höher frequente Bänder könnten aufgrund der atmosphärischen Einflußgrößen eine geringere Reichweite haben als tiefere Frequenzen.

Da nicht alle Rufe vollständig waren (bei einigen fehlte der Anfang durch verzögerten Aufnahmebeginn) wurden nur die letzten fünf Elementlängen, Pausenlängen und Frequenzwerte vermessen. Dadurch konnte dennoch ein möglichst großer Datensatz individuell zuordenbarer Lautäußerungen erzielt werden. Sechs Elemente konnten bei jeder Rufeihe aufgenommen werden und lagen auch bei den kürzesten vollständigen Rufen vor.

Folgende drei Parameter des ersten Obertons wurden vermessen: Frequenz im Elementmittelteil (b), Elementlänge (d), Pausenlänge (e-d). Zudem wurde die Anzahl der Rufelemente innerhalb der vollständigen Rufeihen (f) notiert. Anhand der Parameter a, b und c wurde versucht den Frequenzumfang anhand der Modulation des Anfangs- (a), Mittel- und Endteils (c) eines Elements zu vermessen. Von der weiteren Auswertung dieser Parameter wurde jedoch wegen der nicht immer klar und objektiv zu erkennenden Start- und Endpunkte abgesehen.

2.3 Statistische Auswertung

Zunächst wurde mit der Hauptkomponenten-Analyse (principle component analysis, PCA) nach noch unbekanntem Gruppierungen gesucht, ohne dass das Geschlecht berücksichtigt wurde. Die PCA liefert voneinander unabhängige Funktionen – die Hauptkomponenten –, die stellvertretend für die verschiedenen Aspekte des gesamten Datenmaterials stehen und erklären, wo die hauptsächlichsten Unterschiede zu finden sind. Außerdem wird der Prozentsatz der Varianz im gesamten Datenmaterial angegeben, der durch die einzelnen Komponenten erklärt wird (LAMPRECHT 1992). Anschließend wurde mit der Diskriminanzanalyse (DA) geprüft, ob und wie sich die Rufe in Bezug auf die drei Parameter Pausen-, Elementlänge und Frequenzwert dem Geschlecht signifikant zuordnen lassen. Die DA wurde einmal für die beiden Geschlechter, ungeachtet des Individuums, mit allen (d.h. 68) Rufen durchgeführt. Um auszuschließen, dass man hauptsächlich Unterschiede zwischen Individuen und nicht zwischen Geschlechtern entdeckt, wurde die Analyse dann mit nur einem zufällig ausgewählten Ruf pro Individuum wiederholt. Von acht Individuen lag mehr als ein Ruf vor (2-20 Rufe), so dass für diese Rufer mittels DA geprüft werden konnte, ob sich mit den vermessenen Parametern auch Individuen erkennen lassen. In die Analysen wurden die Hauptfaktoren der PCA (alle 15 vermessenen Werte der Pausen-, Elementlängen und Frequenzen einer Rufeihe) eingespeist. Die PCA und die DA wurden mit *Statistica 99* vorgenommen. Die Darstellung der übrigen Messdaten erfolgte mit *Microsoft Excel 98*. Die statistische Prüfung erfolgte mit den Tests

Mann-Whitney-U (M-W-U), *Kruskal-Wallis* und *Anova* (post-hoc *Scheffé*), die paarweise Prüfung mit dem *Wilcoxon*-Test. Als Signifikanzniveau wurde $p < 0,05$ angenommen.

3. Ergebnisse

3.1 Phänologie der Lautäußerungen

Eine Rufaktivität war von November bis Juni zu verzeichnen, sie war aber stark von der Jahreszeit abhängig (Abb. 2). Zwischen den drei Untersuchungsjahren konnten keine nennenswerten Unterschiede festgestellt werden. Von November bis Ende Februar riefen die Kleinspechte selten und trommelten fast gar nicht. Von Februar zu März stiegen die Beobachtungen mit Lautäußerung signifikant an (1-faktorielle *Anova*: $F_{7,74} = 17,91$; $p < 0,001$; post-hoc (*Scheffé*): Feb. zu März: $p < 0,001$). In 5,4 % der Ortungen wurde sowohl gerufen als auch getrommelt. Das Maximum der Lautäußerungen war im März und April zu verzeichnen. Im Mai waren die Vögel selten rufend bzw. trommelnd zu hören. Im Juni erreichte die Rufaktivität nochmals einen Höhepunkt, getrommelt wurde dagegen nicht mehr.

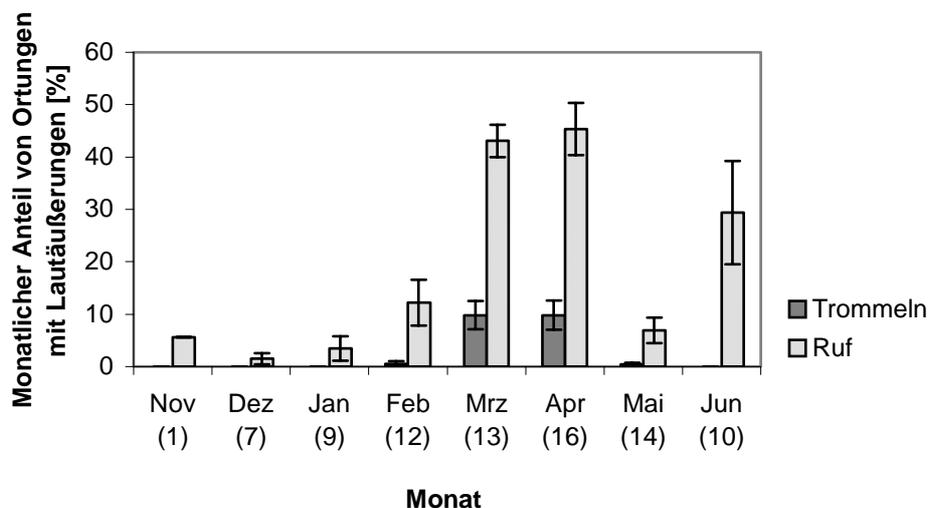


Abb. 2: Anteil der Beobachtungen (in %) von 1998–2000, bei dem Lautäußerungen vernommen werden konnten. Dargestellt ist der monatliche Mittelwert (\pm Standardfehler). Anzahl monatlich beobachteter Individuen in Klammern.

Die Rufaktivität zwischen den Geschlechtern war in einigen Monaten des Untersuchungszeitraums unterschiedlich (Abb. 3 u. Abb. 4a). Die Weibchen waren in der Balzzeit signifikant ruffreudiger als die Männchen (Abb. 4a, *Kruskal-Wallis*-Test: $p < 0,05$). Dagegen riefen die Männchen während der Führung der Jungvögel häufiger als die Weibchen. Ein signifikanter Unterschied bestand in diesem Zeitabschnitt jedoch nicht (Abb. 3; $p > 0,19$).

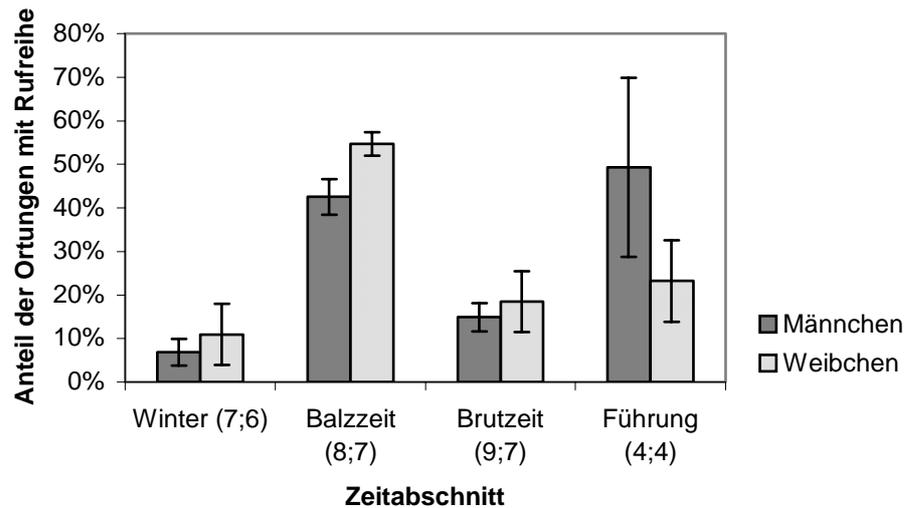


Abb. 3: Anteile der Beobachtungen (in %) von Männchen und Weibchen, bei denen Rufreihen registriert wurden. Anzahl beobachteter Individuen in Klammern (m;w).

Trommelreihen konnten nur in den Monaten von Februar bis Mai vernommen werden, zur Balzzeit, in den Monaten März und April, signifikant am häufigsten (Abb. 2; $F_{7,74} = 7,26$; $p < 0,01$). Es bestand kein Unterschied zwischen den Geschlechtern (Abb. 4b, $p = 0,27$). Erst zur Brutzeit Anfang Mai traten Unterschiede zwischen den Geschlechtern auf. Es waren noch einige Männchen trommelnd zu registrieren, die Weibchen trommelten nach der Eiablage nicht mehr (Abb. 5).

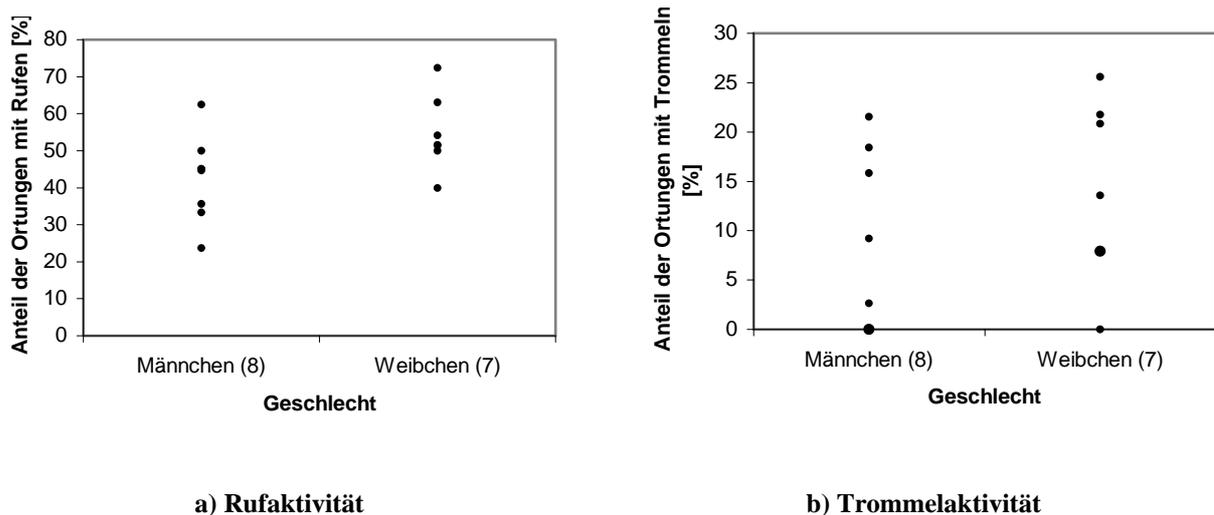


Abb. 4: Unterschiede zwischen den Geschlechtern während der Balzzeit
 a) Rufaktivität ($p < 0,05$).
 b) Trommelaktivität ($p = 0,27$; nicht signifikant).
 Anzahl der Individuen in Klammern.

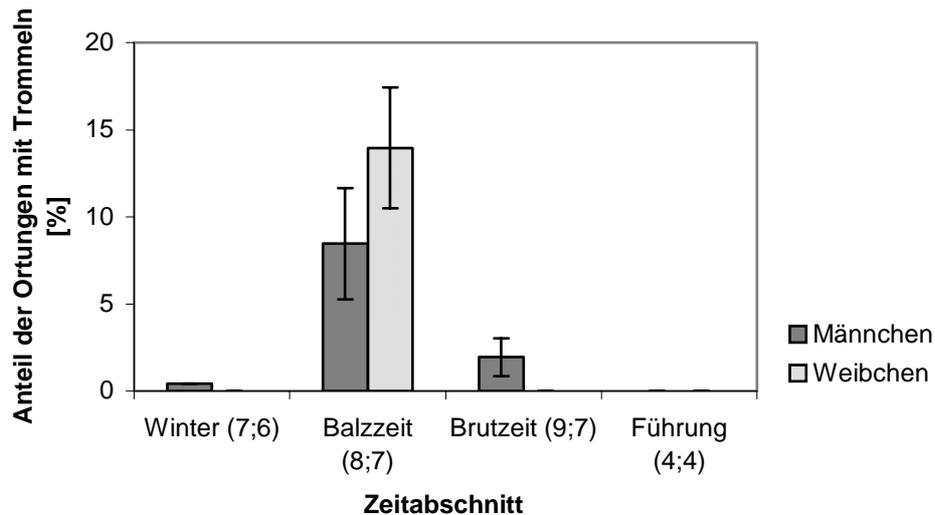


Abb. 5: Anteil der Beobachtungen (in %), bei dem Trommeln vernommen werden konnte. Kennzeichnung wie in Abb. 3.

Unterschiede bei den Lautäußerungen von Kleinspechten vor und nach der Eiablage können sowohl beim Trommeln wie auch bei den Rufen festgestellt werden. Beim Vergleich der individuellen Rufaktivität wird ersichtlich, dass die Spechte vor der Eiablage signifikant mehr rufen als danach (Abb. 6, *Wilcoxon*-Test: $p < 0,05$). Auch getrommelt wird in der Balzzeit (d. h. vor der Eiablage) signifikant mehr als danach (Abb. 5, $p < 0,05$).

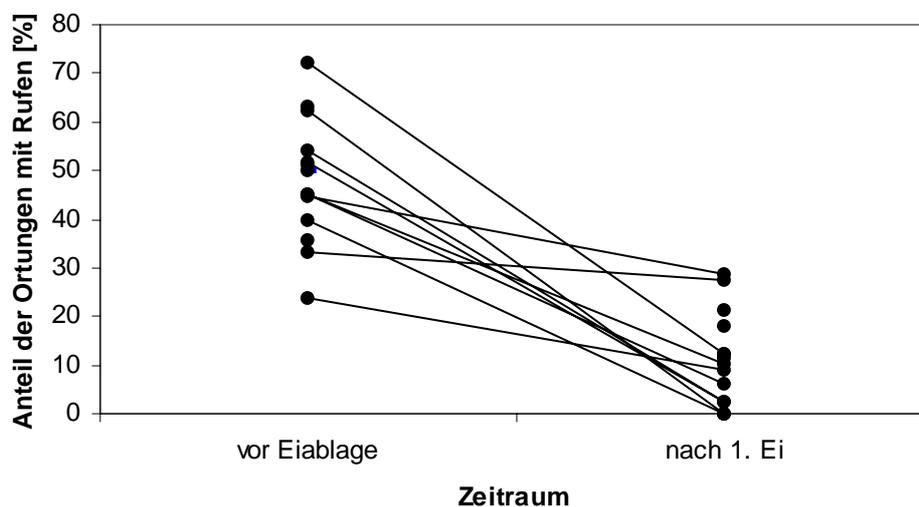


Abb. 6: Vergleich der Beobachtungen mit Rufen (in %) in Abhängigkeit von der Eiablage (N = 20). Zur Veranschaulichung wurden Werte, die von gleichen Individuen stammen, verbunden (N = 10).

Die Tagesperiodik der Lautäußerungen wurde für die Balz- und Brutzeit der Kleinspechte näher betrachtet. In der Balzzeit gelangen von 15 Individuen insgesamt 953 Beobachtungen, bei 565 Beobachtungen (59,3 %) davon wurden Lautäußerungen vernommen. Zur Brutzeit konnten 391 Beobachtungen von 16 Individuen ausgewertet werden, die nur in 11,3 % der

Beobachtungen Lautäußerungen von sich gaben. Während der Balzzeit war die höchste Rufaktivität in den Morgenstunden zu verzeichnen. Sie nahm im Tagesverlauf stetig ab. Dieses Muster der Tagesperiodik wurde auch zur Brutzeit deutlich, jedoch war die Rufaktivität insgesamt schwächer (Abb. 7).

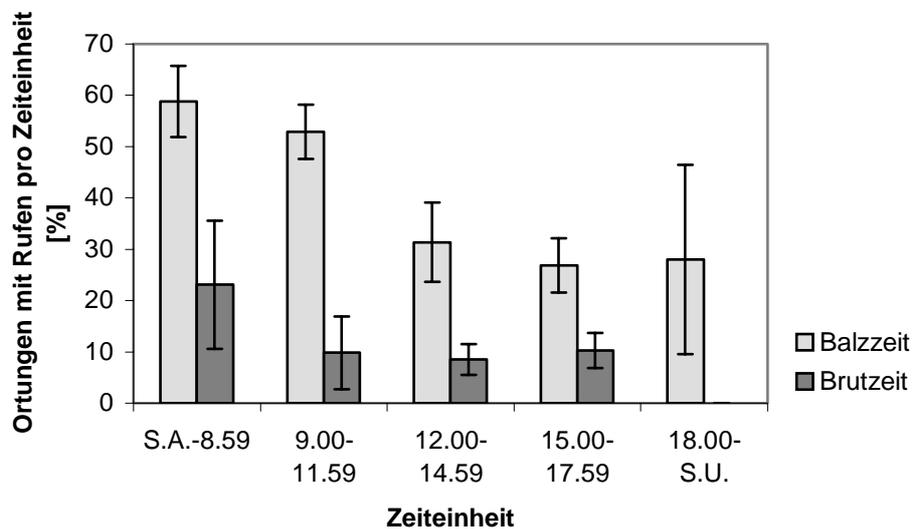


Abb. 7: Tagesperiodik der Rufaktivität während Balz- und Brutzeit. S.A. = Sonnenaufgang, S.U. = Sonnenuntergang. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler.

Der Tagesverlauf der Trommelaktivität war während der Balzzeit von Sonnenauf- bis Sonnenuntergang ebenfalls abfallend. In der Brutzeit dagegen nahm das Trommeln gegen Sonnenuntergang hin zu (Abb. 8). Insbesondere die brütenden Männchen konnten abends trommelnd in der Nähe ihrer Bruthöhlen beobachtet werden.

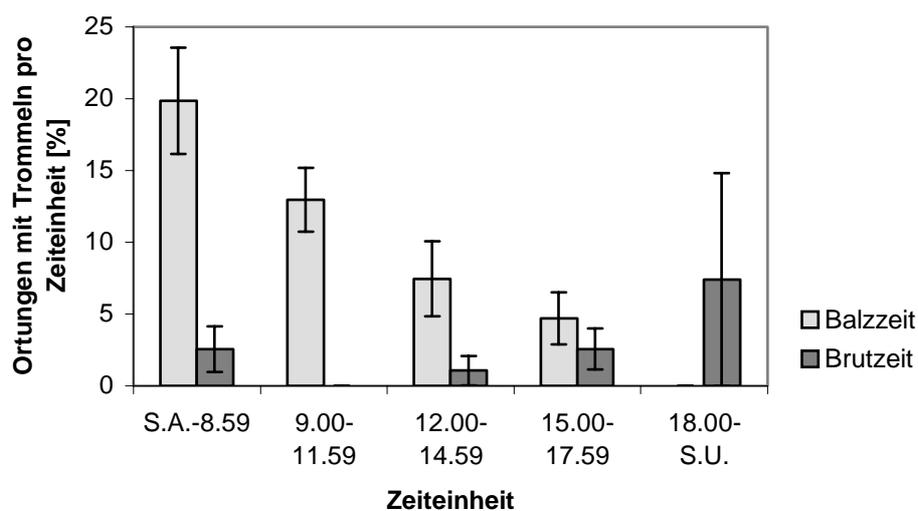


Abb. 8: Tagesperiodik der Trommelaktivität von 16 Kleinspechten während der Balz- und der Brutzeit. Kennzeichnung wie in Abb. 7.

3.2 Geschlechtsunterschiede in der Rufreihe

Insgesamt lagen zur akustischen Auswertung 72 Rufe von 14 Individuen vor (1-20 Aufnahmen pro Individuum), 26 Rufreihen von Männchen (N = 7), 46 von Weibchen (N = 7). Elf der 14 Vögel waren individuell markiert (mit Farbringen und/oder Telemetriesendern), wodurch in diesen Fällen eine eindeutige Identifikation sichergestellt werden konnte. Unter den 72 Rufen befanden sich auch zehn Rufe von drei Individuen (2 Männchen, 1 Weibchen) aus der Untersuchung von HÖRENZ (2000). Diese Vögel waren zwar unmarkiert, konnten aber anhand ihres Standortes und guter Sichtbeobachtungen eindeutig identifiziert werden (Tab. 4, Anhang).

In zwei Aufnahme-Situationen wurde davon ausgegangen, dass die Männchen bei der Rufaufnahme aufgeregt waren. Eines der Männchen reagierte auf den Reiz einer Klangattrappe, ein anderes wurde im Duett mit seinem Jungvogel aufgenommen. Die restlichen 20 Männchenrufe wurden spontan aufgenommen, d. h. es lagen zumindest für den Beobachter keine besonderen Umstände vor. Von den 46 Weibchenrufen gelangten 26 Aufnahmen in neutraler Situation. Bei den restlichen 20 Rufen lag eine auffällige Situation vor, z. B. vorheriges Schimpfen, Anwesenheit des Partners, Klangattrappeneinsatz oder vorheriges Trommeln. Eine vergleichende Untersuchung von Frequenz und Elementlänge im Zusammenhang mit den Umständen während der Rufsituation zeigte jedoch, dass die Situation keine Auswirkungen auf die vermessenen Parameter des Rufes hatte.

Die häufigste Lautäußerung der Kleinspechte ist die Rufreihe. Um zu prüfen, inwiefern sich das Geschlecht anhand dieser Lautäußerung bestimmen lässt, wurden die in Tab. 1 aufgeführten Parameter vermessen.

Tab. 1: Vermessene Parameter. Für Frequenz, Pausenlänge und Elementlänge wurden jeweils die Messungen der letzten fünf Elemente aller Rufreihen herangezogen. Die Anzahl der Rufelemente wurde nur bei vollständigen Rufen ermittelt. Anzahl der Rufe (n), Anzahl der Individuen (N).

Parameter	Einheit	Anzahl	Median	max.	min.
Anzahl Rufelemente		n = 63, N = 14	12	26	6
Frequenz 1. Oberton	[Hz]	n = 68, N = 13	5.254	5.770	4.134
Pausenlänge	[ms]	n = 72, N = 14	112	228	54
Elementlänge	[ms]	n = 72, N = 14	68	145	39

3.2.1 Anzahl der Rufelemente

Die Anzahl der Rufelemente von vollständig aufgenommenen Rufreihen war bei Männchen und Weibchen in etwa gleich (*M-W-U-Test*: $p > 0,1$). Die Männchen riefen im Median mit 13, die Weibchen mit 11 Elementen pro Rufreihe (Abb. 9).

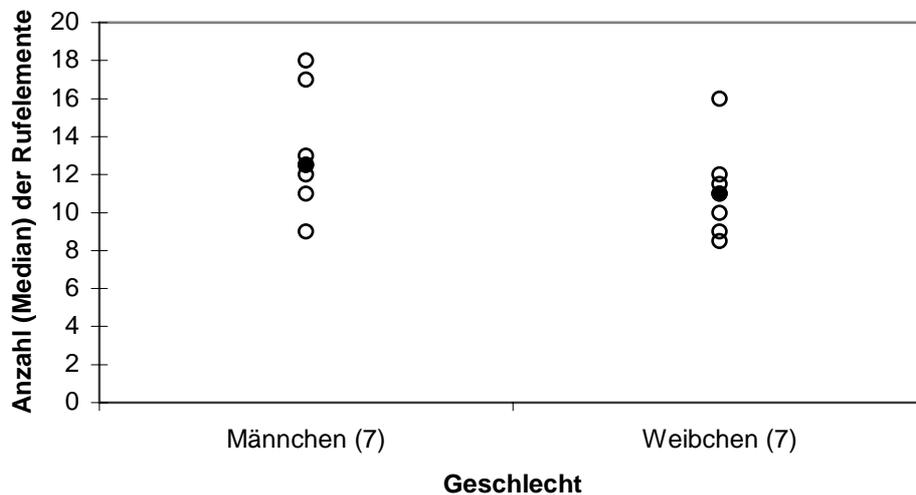


Abb. 9: Vergleich zwischen den Geschlechtern: Mittlere Anzahl der Rufelemente innerhalb der Rufreihe. Anzahl der Individuen in Klammern; gefüllter Kreis = Median innerhalb des Geschlechts.

3.2.2 Frequenz des ersten Obertons

Innerhalb der letzten fünf Elemente eines Kleinspechtrufes bleibt die Frequenzhöhe der aneinander gereihten Rufelemente annähernd gleich, wie anhand der Männchenrufe beispielhaft gezeigt werden kann (Abb. 10).

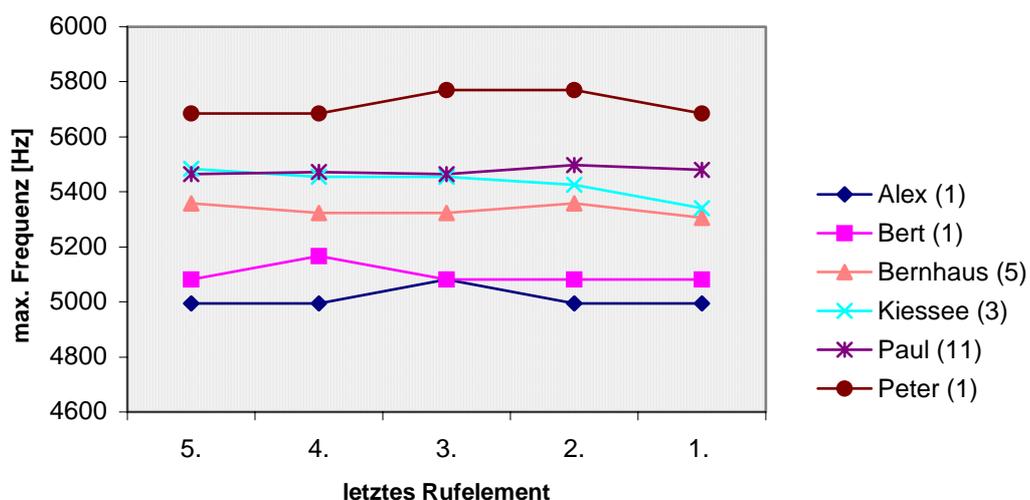


Abb. 10: Verlauf der Frequenz am Rufende. Tonhöhe der letzten fünf Rufelemente aus den Rufreihen von sechs Männchen. Anzahl der vermessenen Rufe in Klammern.

Die Männchen riefen im Median mit einer signifikant höheren Frequenz (5.383 Hz) als die Weibchen (5.117 Hz, *M-W-U-Test*: $p < 0,001$). Die Frequenz der Weibchen lag mit einer Ausnahme (4.500 Hz) in einem sehr engen Rahmen zwischen 5.000 und 5.250 Hz (Abb. 11).

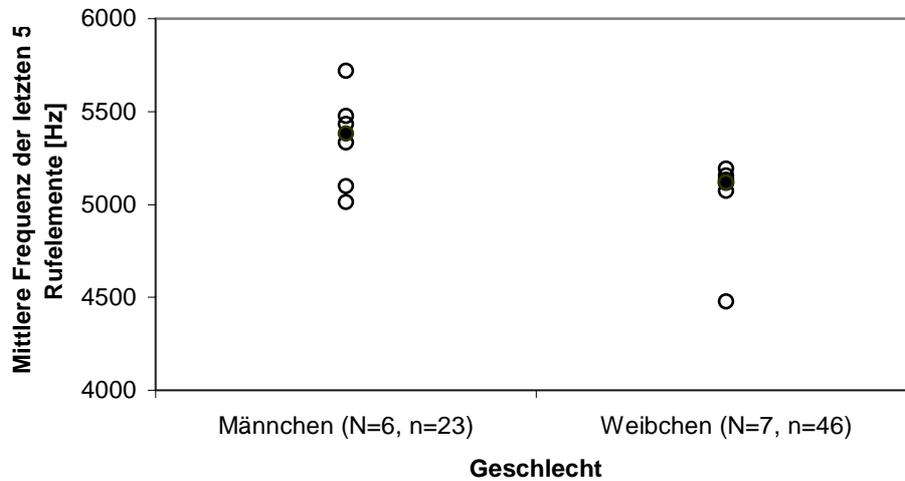


Abb. 11: Signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern bei der durchschnittlichen maximalen Frequenz im Elementmittelteil des ersten Obertons. Gefüllter Kreis = Median innerhalb des Geschlechts.

3.2.3 Hauptkomponenten-Analyse (PCA)

Es zeigte sich anhand der PCA, dass mit nur drei Hauptkomponenten (Faktoren) ein großer Anteil (91,3 %) der Varianz im Datenmaterial erklärt werden kann. Die erste Hauptkomponente hat die größte Aussagekraft und erklärt 47,7 % des Datenmaterials (Abb. 12).

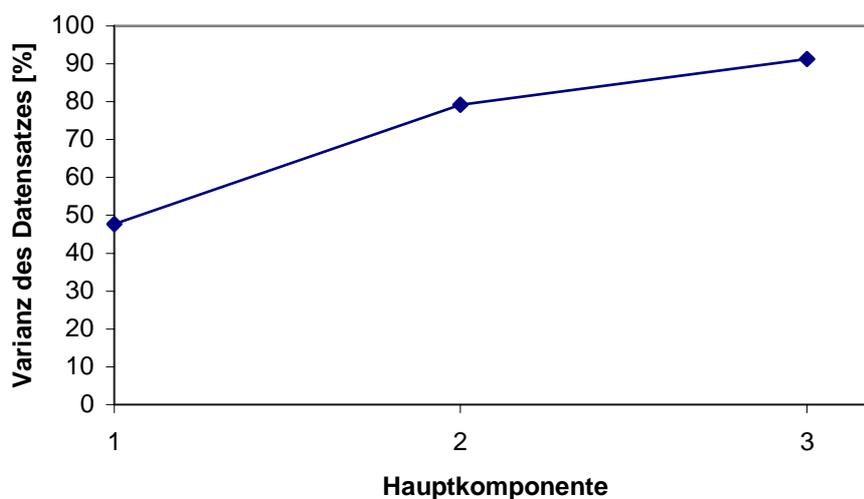


Abb. 12: Anteil der Varianz (in %), die durch drei Hauptkomponenten erklärt wird. Kumulative Darstellung.

Die Interpretation der Hauptkomponenten erfolgt anhand der dazugehörigen Faktorwerte (Abb. 13). Die Frequenz hat bei der 1. Hauptkomponente die größte Bedeutung, zu erkennen an einem hohen ($> 0,45$) und positiven Faktorwert (Abb. 13). Man könnte diese 1. Hauptkomponente als „Tonlage/Elementlänge-Faktor“ interpretieren. Die 2. Hauptkomponente erklärt immerhin noch 31,6 % der Varianz. Hier spielen die Pausenlänge und die Frequenz die wichtigste Rolle. Eine mögliche Interpretation wäre: „Pausenlänge/Tonlage-Faktor“. Die 3. Hauptkomponente erklärt nur noch 12,0 % der Varianz und hat damit die geringste Aussagekraft zur Erklärung der Gesamtvarianz. Selbst die positiven Faktorwerte von Elementlänge und Frequenz liegen $< 0,45$. Eine Interpretation wird dadurch unsicher. Die übrigen 8,7 % der Varianz im Datenmaterial werden von zwölf weiteren Komponenten erklärt, deren Faktorwerte aber so gering sind, dass sie von der Analyse nicht mehr als Hauptkomponenten berücksichtigt werden.

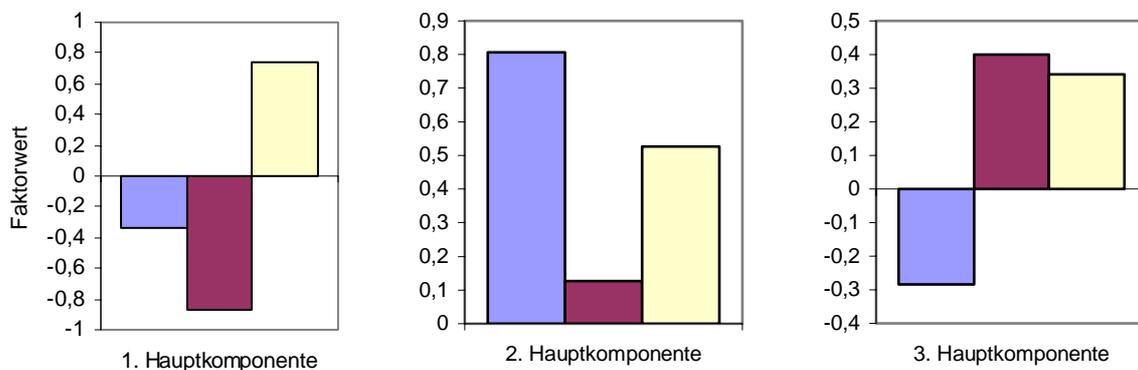


Abb. 13: Faktorwerte der drei Hauptkomponenten. Dargestellt ist jeweils der mittlere Faktorwert von Pausenlänge (grau), Elementlänge (schwarz) und Frequenz (weiß).

Trägt man die Faktorwerte der ersten beiden Hauptkomponenten zu jedem Ruf gegeneinander auf und färbt die Rufe der beiden Geschlechter in unterschiedlichen Farben ein, werden zwei Punktwolken (Ellipsen) deutlich, in die sich die Rufe fast vollständig nach dem Geschlecht einteilen lassen (Abb. 14). Nur jeweils ein Ruf des anderen Geschlechts findet sich in der „falschen“ Ellipse. Die Lage der Punktwolken im Koordinatensystem charakterisiert die Kleinspechtrufe. Die Männchenrufe zeichnen sich durch eine höhere Tonlage, längere Pausen und geringfügig längere Elemente aus. Der Weibchenruf ist tiefer in der Tonlage und kürzer sowohl in der Pause zwischen den Elementen als auch innerhalb der Elemente.

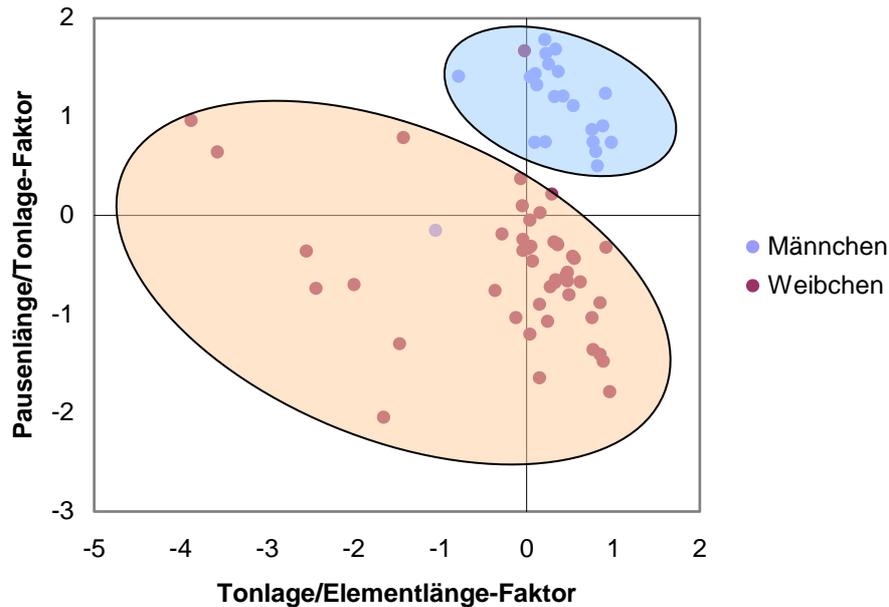


Abb. 14: Trennung der Geschlechter anhand der 1. und 2. Hauptkomponente. Die hellblaue Ellipse umfasst die Männchenrufe, die orangerote Ellipse die Weibchenrufe.

3.2.4 Diskriminanzanalyse (DA)

Die Rufe des Kleinspechts lassen sich nach dem Geschlecht unterscheiden (Wilks' Lambda = 0,328, $F_{3, 64} = 43,657$; $p < 0,00001$; Tab. 2, Abb. 15). 66 von 68 Rufen (97,1 %) wurden anhand der Analyse korrekt den beiden Geschlechtern zugeordnet.

Tab. 2: Ergebnisse der DA zur Trennung der Geschlechter (n=68); mit den drei Faktoren der PCA

Variable	F-Wert (1,64)	Toleranz-Wert	p-Wert
1. Hauptkomponente	10,35	0,91	< 0,003
2. Hauptkomponente	114,81	0,87	< 0,0001
3. Hauptkomponente	5,81	0,94	< 0,02

Ein Ruf eines Männchens, das sich im Duett mit seinem Jungvogel befand, wurde falsch klassifiziert. Ebenso ein Ruf eines Weibchens, der aus dem Datensatz von HÖRENZ (2000) stammte und bei dessen Aufnahme keine besonderen Umstände vorgelegen hatten.

Auch wenn man nur einen Ruf pro Individuum in die Analyse gab, ließ sich das Geschlecht bestimmen ($F_{1, 11} = 13,21$; $p < 0,004$). Es wurden zehn der zwölf Rufer (84,6 %) am Geschlecht erkannt. Je ein Ruf von Männchen und Weibchen wurden falsch klassifiziert. Es handelte sich bei dem Weibchen wiederum um den Ruf aus der Datensammlung von HÖRENZ

4. Diskussion

4.1 Phänologie der Ruf- und Trommelreihe

Kleinspechte sind außerhalb der Fortpflanzungsperiode Einzelgänger (WIKTANDER 1998). Das bedeutet, dass sie den überwiegenden Teil des Jahres ohne soziale Interaktionen mit Artgenossen verbringen. Daher gewinnen Lautäußerungen ihre größte Bedeutung während der Fortpflanzungszeit, wenn es darum geht, einen Partner zu finden. Für Kleinspechte gilt dies in besonderem Maße, da ihre Aktionsräume groß sind und benachbarte Individuen nur geringe Anteile ihrer Aktionsräume gemeinsam nutzen (HÖNTSCH 1996, WIKTANDER et al. 2001a, siehe Kapitel II).

Zur Paarfindung dienen vor allem die weithin hörbaren Lautäußerungen, nämlich Trommelserie und Rufreihe (WINKLER & SHORT 1978). Das spiegelt sich in den Ergebnissen zur Phänologie der akustischen Aktivität der untersuchten Kleinspechte sehr gut wider. Die Höhepunkte der Ruf- und Trommelaktivität lagen in der Balzzeit, nämlich in den Monaten März und April. Mit der Ablage des ersten Eies wurden die Lautäußerungen stark reduziert und erst zur Führungszeit der Jungvögel waren wieder verstärkt Rufreihen zu vernehmen. Dieser Verlauf stimmt auch mit den verfügbaren Literaturangaben überein. Die akustische Aktivität der Kleinspechte wurde von SPITZNAGEL (2001) für Baden-Württemberg und von GARTHE (1996) für Hamburg und Umgebung ähnlich zusammengefasst.

Die untersuchten Lautäußerungen waren von Männchen und Weibchen gleichermaßen zu hören. Allerdings unterschieden sie sich in Häufigkeit bzw. Phänologie zwischen den Geschlechtern. In der vorliegenden Studie riefen die Weibchen zur Balzzeit signifikant häufiger als die Männchen. Darüber wird bisher in der Literatur nur wenig und zum Teil widersprüchliches berichtet. SCHUSTER (1936) wie HURME (1973) hörten Männchen öfter rufen, STEINFATT (1939) hörte die Weibchen fast so viel rufen wie Männchen und TISCHLER (1934) hörte Weibchen häufiger rufen. Diese gegensätzlichen Aussagen könnten darauf beruhen, dass die Beobachtungen meist nur an einzelnen Paaren durchgeführt worden sind.

Die Ursachen für die in dieser Studie gefundenen Unterschiede in der Rufaktivität zwischen Männchen und Weibchen könnten in den unterschiedlichen Interessen der Geschlechter bei der sexuellen Selektion liegen. Bei Spechten ist bekannt, dass Männchen einen sehr hohen Aufwand bei der Brutfürsorge betreiben (WINKLER et al. 1995, MICHALEK & WINKLER 2001). Bei Arten, bei denen der Beitrag des Männchens zum Fortpflanzungserfolg derart entscheidend ist, könnte man vermuten, dass die Weibchen den größten Aufwand darauf verwenden, sich mit einem qualitativ hochwertigem Männchen zu verpaaren, um sich den bestmöglichen

Bruterfolg für den eigenen Nachwuchs zu sichern. Bei einem Männchenüberschuss in der Population wäre es dadurch zumindest einigen Weibchen möglich, sich mit einem zweiten Männchen zu verpaaren (sukzessive Polyandrie). Auch bei Kleinspechten überwiegt das elterliche Investment der Männchen jenes der Weibchen und es kommt gelegentlich zu Polyandrie (HÖNTSCH 1996, ROßMANITH 1999, WIKTANDER et al. 2000, ROßMANITH 2005). Daher ist es, insbesondere bei der spärlichen Verbreitung der Kleinspechte, für die Weibchen entscheidend, durch gesteigerte eigene Rufaktivität die Chancen bestmöglicher Fortpflanzung zu erhöhen. Wie stark die Konkurrenz unter den weiblichen Kleinspechten ist, belegen eigene Beobachtungen, bei denen sich Weibchen über mehrere Tage dauernde Kämpfe lieferten.

Die männlichen Kleinspechte sollten bei der genannten Interessenlage der Weibchen vor allem darauf bedacht sein, Fremdkopulationen der Weibchen zu verhindern und sie an die Brut zu binden. Dazu konnte vor der Eiablage wiederholt beobachtet werden, dass die Männchen ihre Partnerinnen über mehrere Stunden begleiteten. Diese Partnerbewachung („mate guarding“) ist eine Strategie, um Fremdkopulationen vorzubeugen (BIRKHEAD & MØLLER 1992).

Des weiteren könnte das Männchen das Weibchen durch sein Trommeln an die Brut binden. Die Funktion des Trommelns wurde bisher nur mit der Revierverteidigung gekoppelt (WINKLER & SHORT 1978, ZABKA 1980). Wegen der saisonalen Abhängigkeit wurde vermutet, dass es hauptsächlich ein Ausdruck von Territorialität sei. Dieser Ansicht muss entgegengehalten werden, dass das Trommeln eine zu geringe Reichweite aufweist, um den spärlich siedelnden Kleinspechten als Instrument der Revierverteidigung zu dienen, auch wenn Trommelplätze häufig exponierte Stellen in größerer Baumhöhe sind (WINKLER & CHRISTIE 2002). In der vorliegenden Studie trommelten beide Geschlechter gleichermaßen, und insbesondere während der Balzzeit sehr häufig im Duett mit dem Paarpartner. Das deutet darauf hin, dass es für die Paarsynchronisation genutzt wird. Allerdings trommelten während und noch kurz nach den Tagen der Eiablage nur noch die Männchen, vorzugsweise in den Abendstunden, in unmittelbarer Bruthöhlennähe. Die Weibchen dagegen hatten das Trommeln mit der Ablage des ersten Eies eingestellt. Das abendliche Trommeln nach der Eiablage könnte demnach auch im Sinne der Paarbindung und als Versuch der Männchen verstanden werden, die Bindung der Weibchen an die gemeinsame Brut zu festigen. Da die Weibchen die Eier nachts nicht bebrüten und in dieser Zeit noch keine Bindung durch bettelnde Jungvögel besteht, ist es denkbar, dass das Männchen diese Bindung durch seine Trommelserien zu festigen versucht. Dieses Verhalten gewinnt insbesondere vor dem Hintergrund der immer wieder auftretenden Polyandrie an besonderer Bedeutung. Auch bei Buntspechten (*Picoides major*) konnte eine ver-

stärkte Trommelaktivität im Zeitraum der Eiablage beobachtet werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

4.2 Geschlechtsdimorphismus in der Rufreihe

Bei der Balz von Singvögeln geben in den gemäßigten Zonen fast ausschließlich die Männchen einen auffälligen Gesang von sich, während die Weibchen meistens mit wenigen Rufen auskommen (BEZZEL & PRINZINGER 1990, MORTON 1996). Durch diesen Verhaltensunterschied zwischen den Geschlechtern muss der Gesang selbst keine Geschlechtsinformation enthalten. Beim Kleinspecht dagegen ist das wesentliche Lautrepertoire der Geschlechter identisch, zumindest sind bei den Rufen keine auffälligen Unterschiede wahrzunehmen (PYN-NÖNEN 1939). Sowohl das Trommeln wie auch die Rufe werden von beiden Geschlechtern vorgetragen. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Geschlechtsinformation in der Lautäußerung selbst enthalten sein muss. Eine Diplomarbeit von HÖRENZ (2000) konnte keine geschlechtsspezifische Trennung der Rufer nachweisen, was allerdings mit der geringen Stichprobengröße von nur vier identifizierten Kleinspechten (zwei Männchen, zwei Weibchen und drei Individuen unbekanntes Geschlecht) zusammenhängen könnte. Dagegen zeigte eine Studie von CAMPOLATTANO & HÖNTSCH (2002) über den Einsatz von Klangattrappen, dass Männchen und Weibchen differenziert auf die Rufreihen unterschiedlichen Geschlechts reagieren. Und tatsächlich konnte in der vorliegenden Untersuchung erstmals die geschlechtsspezifische Unterscheidung der Geschlechter beim Kleinspecht nachgewiesen werden. Der wichtigste Parameter, der zur Trennung diente, war die maximale Frequenz der Rufelemente. Daneben war die zeitliche Codierung der Elemente und Pausen ausschlaggebend. Die Männchen riefen mit höherer Frequenz und machten längere Pausen zwischen den geringfügig längeren Elementen als die Weibchen.

Die Bedeutung geschlechtsspezifischer Rufreihen erschließt sich vor allem beim Blick auf den Lebensraum und die Aktionsraumgröße von Kleinspechten. Wie alle Arten, die als Einzelgänger in ausgedehnten Aktionsräumen leben, stehen die Kleinspechte zur Balzzeit vor dem Problem der Partnerfindung. Über Kolonien oder Balzarenen verfügen sie nicht. Optische Möglichkeiten, wie Signalfarben oder Flugspiele, wirken im belaubten Kronendach nur auf kurze Distanz und sind daher bei den festgestellten Aktionsraumgrößen ebenfalls unbrauchbar, um die Aufmerksamkeit eines potenziellen Partners zu erregen. Deshalb wird die Rufreihe als hauptsächliches Mittel der Partnersuche und -werbung angenommen (WINKLER

& SHORT 1978). Mit ihren Lautäußerungen können die Kleinspechte Auskunft über ihre räumliche Verteilung geben.

In anderen Untersuchungen wurde dabei ein aktives Paarungsverhalten von Weibchen belegt. Für den Buntspecht wurde z. B. mehrfach beschrieben, dass vagabundierende Buntspechtweibchen in ausgedehnten Aktionsräumen nach Männchen suchen, die ein Territorium verteidigen (MICHALEK 1998, BACHMANN & PASINELLI 2002). Es wäre möglich, dass die Organisation der Partnersuche beim Kleinspecht ähnlich wie beim Buntspecht ist und die Weibchen deshalb verstärkte Rufaktivität zeigten. Wie anhand der genannten Funktion der Rufreihe zu vermuten ist und wie von CAMPOLATTANO & HÖNTSCH (2002) gezeigt wurde, reagieren Männchen besser auf die Rufe von Weibchen als auf die Rufe anderer Männchen. Dadurch, dass die Vögel offensichtlich das Geschlecht anhand des Rufes erkennen können, ist es so den Männchen möglich, gezielt auf umherstreifende und rufende Weibchen zu reagieren und kostspielige Auseinandersetzungen beim akustischen Disput mit rivalisierenden Männchen zu umgehen (WINKLER et al. 1995, VICARIO et al. 2001).

Geschlechtsunterschiede in den Rufen und eine intensivere Reaktion der Männchen auf die Weibchenrufe konnte auch bei Zebrafinken (*Taeniopygia guttata*) gefunden werden (VICARIO et al. 2001). Zu vergleichbaren Ergebnissen gelangte auch BAUMANN (2000) beim Pirol (*Oriolus oriolus*), einer Singvogelart bei der beide Geschlechter singen. Die Autorin konnte bei den Rufen des Pirols sowohl individuelle als auch geschlechtsspezifische Gesangsmerkmale nachweisen. Wichtigste Komponente zur Unterscheidung war die Frequenz, wobei die Männchen, anders als beim Kleinspecht, mit niedrigeren Frequenzen sangen als die Weibchen.

Der Nachweis einer akustischen Unterscheidung der Geschlechter gelang auch EXO (1984) beim „Ghuk“-Ruf des Steinkauz. Er zeigte, dass sich die (für das menschliche Ohr ähnlichen) Rufe der Geschlechter unterscheiden lassen.

In Bezug auf die Anzahl der Elemente pro Rufreihe konnte in dieser Studie zwischen den Geschlechtern kein Unterschied nachgewiesen werden. Laut HURME (1973) rufen Männchen kürzer (9,9 Elemente) als Weibchen (12,1 Elemente). Diese Aussage, die auf Beobachtung nur weniger Individuen basiert, wird durch den hier vorliegenden Datensatz widerlegt.

4.3 Individuelle Unterschiede in der Rufreihe

Zusätzlich kann anhand der Ergebnisse der Diskriminanzanalyse angenommen werden, dass der Rufer mit der Rufreihe nicht nur sein Geschlecht sondern auch seine Individualität verrät. Diesem Ergebnis liegen allerdings nur die Rufe von acht Individuen, einer relativ kleine

Stichprobe zugrunde. Deshalb kann hier nicht verallgemeinert werden. Doch auch von WINKLER & CHRISTIE (2002) wurde gemutmaßt, dass nicht ziehende Spechte, zu denen der Kleinspecht gehört, ihre im gleichen Gebiet lebenden Artgenossen anhand der Details ihrer Rufe unterscheiden können. Auch bei anderen Vogelarten konnten individuelle Unterschiede in den Rufen nachgewiesen werden. Für die Rufe von Zwergohreulen (*Otus scops*) konnten GALEOTTI & SACCHI (2001) eine individual-spezifische Zuordnung zeigen, für die Rufe von Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*) gelang dies ALLENBACHER et al. (1995), ebenfalls anhand einer Merkmalskombination. ALLENBACHER et al. (1995) vermuteten, dass sich sogar die Stimmungslage in den akustischen Merkmalen widerspiegelt. Insbesondere Veränderungen in der Ruhhäufigkeit und -geschwindigkeit könnten dafür verantwortlich sein. Doch beim Kleinspechtruf waren die Parameter Frequenz und Elementlänge bei unterschiedlich motivierten Stimmungslagen nicht betroffen. Da die Frequenz vermutlich wichtig für die Individualität des Rufers ist, wäre eine Veränderung der Frequenz wenig sinnvoll (vgl. ALLENBACHER et al. 1995). Die Gestalt der Sonogramme einzelner Individuen variierte beträchtlich, woraus vermutet werden kann, dass die Rufe zusätzliche Informationen enthalten, die einer Analyse aber noch nicht zugänglich sind (vgl. PEGORARO & FÖGER 1995).

4.4 Erfassung des Kleinspechts anhand seiner Lautäußerungen

Der Kleinspecht ist eine schwierig zu erfassende Vogelart, da er weder häufig ist, noch auffällige Spuren hinterlässt (BLUME & TIEFENBACH 1997). Eine Untersuchung von SPITZNAGEL (1990) zeigte, dass die Wahrscheinlichkeit einer Sichtbeobachtung von Spechten mit abnehmender Körpergröße sinkt. Der geringe Anteil von Beobachtungen beim Kleinspecht ist (neben der geringen Körpergröße von knapp 15 cm) wahrscheinlich durch dessen bevorzugten Aufenthalt im dichten Kronenbereich von Bäumen und seine Agilität bei der Nahrungssuche zu erklären (WINKLER 1971, OLSSON 1998). Durch seine im Verhältnis zur Körperlänge großen Aktionsräume ist die Antreffwahrscheinlichkeit im Habitat zusätzlich reduziert (HÖNTSCH 1996, WIKTANDER et al. 2001b, siehe Kapitel II). Lautäußerungen der Kleinspechte sind oft die einzige Möglichkeit die Vögel zu erfassen. Dabei ist besonders die Kenntnis darüber wichtig, wann die Kleinspechte verstärkt Laute von sich geben und wie diese im Verhaltenskontext zu deuten sind, um entsprechende Rückschlüsse auf etwaige Brutreviere ziehen zu können.

Bei der Beobachtung telemetriertes Kleinspechte konnten die meisten Lautäußerungen in Form von Rufreihen und Trommeln von beiden Geschlechtern während der Balzzeit in den Monaten März und April vernommen werden. Mit Beginn der Eiablage nahmen die Lautäu-

ßerungen drastisch ab. März und April sind demnach die günstigsten Monate, um Kartierungen durchzuführen. Auch SPITZNAGEL (1993) und CAMPOLATTANO & HÖNTSCH (2002) schlagen diesen Zeitraum vor, denn in der Zeit des jahresspezifischen Maximums der partner- und revierbezogenen Lautäußerungen lassen sich auch Klangattrappen zum Auffinden der Kleinspechte effektiv einsetzen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass von den Kleinspechten in der Balzzeit innerhalb kürzester Zeit noch weite Strecken in ausgedehnten Aktionsräumen zurückgelegt werden (WIKTANDER et al. 2001b, siehe Kapitel II). Der Ort, an dem die Kleinspechte rufen bzw. trommeln, muss noch nicht mit dem zukünftigen Brutplatz in Verbindung stehen.

Die Lautäußerungen konzentrierten sich zur Balzzeit in der ersten Tageshälfte, was auch andere Autoren bestätigen (OLSSON et al. 2000, CAMPOLATTANO 2001). Vermutlich widmen sich die Spechte in der zweiten Tageshälfte verstärkt der Nahrungssuche, sodass sie deshalb weniger häufig rufen und trommeln (OLSSON et al. 2000). Eine Kartierung in der Balzzeit sollte daher im Zeitraum von Sonnenaufgang bis zur frühen Mittagszeit durchgeführt werden. Tageszeitlich anders verhielt es sich mit den wenigen Lautäußerungen nach der Ablage des ersten Eies. Nur noch die Männchen trommelten und dies vermehrt in den Abendstunden. Bei diesen Trommelserien war außerdem eine enge Verbindung zur Bruthöhle zu bemerken (eig. Beob.). Meist wurde in nächster Nähe zur Bruthöhle getrommelt, in die das Weibchen schon das erste Ei gelegt hatte. Zu Beginn der Brutzeit kann die Suche nach der Bruthöhle in der Nähe eines abendlich trommelnden Männchens demnach vielversprechend sein.

Wie bei allen einheimischen Spechtarten stellt die Tatsache, dass beide Geschlechter der Art rufen und trommeln den Kartierer vor eine weitere Herausforderung. Nicht jedes rufende bzw. trommelnde Individuum darf dementsprechend mit einem Territorium gleichgesetzt werden, da es sonst zu Doppelzählungen kommen kann. Zu den Auswirkungen einer Fehlinterpretation sei auf die Arbeit von EXO (1984) verwiesen. Dieser konnte nachweisen, dass die zur Revierfeststellung benutzten Rufe des Steinkauzes nicht nur vom Männchen, sondern sehr wohl auch vom Weibchen zu hören sind. Zwar konnte in der vorliegenden Studie der umgekehrte Nachweis erbracht werden, also dass ein für das menschliche Gehör identischer Ruf von den Kleinspechten sehr wohl nach Geschlecht unterschieden werden kann. Doch ohne den Einsatz aufwendiger Technik bleibt das grundsätzliche Problem bei der Nachweisführung bestehen. Die Ergebnisse zum Geschlechtsunterschied sind aber besonders beim Klangattrappeneinsatz zu beachten.

Bei spektrographischen Untersuchungen der Rufe von Zwergohreulen konnten individuelle Unterschiede festgestellt werden (GALEOTTI & SACCHI 2001). Diese wurden dazu genutzt, die

Lebensdauer der standorttreuen Vögel zu bestimmen, in dem die Übernahme eines Reviers durch einen neuen Vogel über die Individualität der Rufe bestimmt wurde. Auch für Kleinspechte wäre dieser methodische Ansatz aufgrund der Ergebnisse zu individuellen Unterschieden in der Rufreihe denkbar, insbesondere da Untersuchungen zur Mortalität selten und bisher aufwändig (Farbberingung, Fang-Wiederfang) sind.

Bei Kartierungsvorhaben für Kleinspechte ergeben sich folgende Konsequenzen:

- Wegen der geringen Körpergröße und der heimlichen Lebensweise empfiehlt sich eine akustische Erfassung.
- Die Monate März und April sind die Monate mit der höchsten Rufaktivität und deshalb für Kartierungen zu empfehlen.
- Der Einsatz von Klangattrappen erhöht die Effektivität. Es ist dabei aber zu beachten, dass Kleinspechte in der Klangattrappe sowohl geschlechtsspezifische als wahrscheinlich auch individuenpezifische Informationen erkennen. Ihre Reaktion fällt entsprechend unterschiedlich aus. Ein Weibchenruf verbunden mit einer Trommelserie sollte den größten Erfolg versprechen. Der Weibchenruf provoziert andere Weibchen, die um die Gunst von Männchen werben und veranlasst zugleich die Männchen zu einer Antwort. Männchenrufe dagegen haben insbesondere auf andere Männchen eine uneinheitliche Wirkung. Das Trommeln dient der Paarsynchronisation und wird von Kleinspechten beider Geschlechter in bestimmten Stimmungslagen erwidert.
- Aufgrund der Tagesperiodik der Lautäußerungen empfehlen sich Erfassungen in den Vormittagsstunden.
- Die größten Schwierigkeiten bei der Erfassung von Kleinspechten dürften die großen Aktionsräume zur Balzzeit bereiten (siehe Kapitel II). Es steht zu vermuten, dass zahlreiche akustische Nachweise in den Frühjahrsmonaten, die getrennten Vorkommen zugerechnet wurden, ein und dieselben Individuen betrafen. Deswegen müssen Kartierungen so angelegt sein, dass nur Mehrfachnachweise zur Auswertung gelangen, wobei der Schwerpunkt der Nachweise auf dem Ende der Balzzeit liegen sollte.
- Das abendliche Trommeln der Männchen an der Bruthöhle eignet sich sehr gut zum Auffinden der Bruthöhle. Allerdings ist der Beginn der Eiablage variabel und das Trommeln nur während der Tage vor Vollendung des Geleges zu hören. Für eine großräumige methodische Erfassung ist dieses Zeitfenster zu kurz und zeitlich zu wenig festgelegt. Allerdings eignet sich die Methode gut in überschaubaren Untersuchungsgebieten und bei Fragestellungen, die die Brutbiologie mit einbeziehen.

5. Summary

Phenology and sexual differences in the calling activity of an elusive woodpecker species - with special reference to their detection

The lesser spotted woodpecker (*Picoides minor*) is an inconspicuous bird occurring at low densities and hence difficult to detect. Determination of this species is often only possible by its calls and drumming.

One of the aims of this study was to collect detailed information on calls and drumming in order to develop an effective tool for determining the presence of the species. Another aim was to detect sexual differences in calling to reveal if these acoustical signs might not only be species-specific but could be used to determine the sex of the calling individual.

During the study period (1998-2000) 23 individuals (14 males, 9 females) had been marked and radio tagged. Calling and drumming frequencies were recorded from November till June in all study years. In addition 72 note-calls of 14 individuals were tape-recorded (26 sequences of 7 males, and 46 sequences of 7 females respectively). Discriminate analyses (DA) were applied to investigate if calls in terms of pause-, element-length, and frequency-value could be allocated to one particular sex. Lesser spotted woodpeckers of both sexes called and drummed significantly more often in March and April (display-season) compared to other months. Highest acoustic activity during these months occurred in the morning with a steady decrease during the course of the day. While this daily pattern persisted for calling activity in the breeding season (May–beginning of June), drumming activity showed an increase during this period towards sunset, with only males drumming. Calling activity of both sexes differed for certain months with females calling more during the display-period.

Sexual differences in call-notes could be shown with the median frequency of male calls being significantly higher compared to female calls. Additionally male calls comprised longer pauses and element-lengths. The number of calling elements was similar for both sexes (13 “ki-elements” in males and 11 in females respectively). Calls could be allocated to individuals.

6. Literatur

ALLENBACHER, R., J. BÖHNER & K. HAMMERSCHMIDT (1995): Individuelle Merkmale im „Krah“-Ruf der Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*). – Journal für Ornithologie 136: 441-446.

- BACHMANN, S. & G. PASINELLI (2002): Raumnutzung syntop vorkommender Buntspechte (*Dendrocopos major*) und Mittelspechte (*D. medius*) und Bemerkungen zur Konkurrenzsituation. – Der Ornithologische Beobachter 99: 33-48.
- BAUMANN, S. (2000): Verhaltensstrategien des Europäischen Pirols (*Oriolus o. oriolus*) bei Gesang, Habitatnutzung und Migration. – Dissertation Universität Ulm.
- BEZZEL, E. & R. PRINZINGER (1990): Ornithologie. – 2. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart.
- BIRKHEAD, T. R. & A. P. MØLLER (1992): Sperm competition in birds: Evolutionary causes and consequences. – Academic Press, London.
- BLUME, D. & J. TIEFENBACH (1997): Die Buntspechte. – Neue Brehm-Bücherei Bd. 315, Magdeburg.
- CAMPOLATTANO, A. (2001): Lautäußerungen des Kleinspechts *Picoides minor*, Freilandbeobachtungen und Klangattrappenversuche. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- CAMPOLATTANO, A. & K. HÖNTSCH (2002): Reaktionsbereitschaft von Kleinspechten auf Klangattrappen. – Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48/2002 „International Woodpecker Symposium“: 27-33.
- EXO, K. M. (1984): Die akustische Unterscheidung von Steinkauzmännchen und –weibchen (*Athene noctua*). – Journal für Ornithologie 125: 94-97.
- GALEOTTI, P. & R. SACCHI (2001): Turnover of territorial Scops Owls *Otus scops* as estimated by spectrographic analyses of male hoots. – Journal of Avian Biology 32: 256-262.
- GARTHE, S. (1996): Kleinspecht - *Dendrocopos minor*. – In: GARTHE, S. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung, Bd. 3. – Wachholtz Verlag, Neumünster.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Kleinspecht. – In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9. – Wiesbaden.
- HÖNTSCH, K. (1996): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des Kleinspechts *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt.
- HÖRENZ, W. (2000): Untersuchungen zur Bestandserfassung des Kleinspechts (*Picoides minor*) unter besonderer Berücksichtigung seiner Lautäußerungen. – Unveröff. Staatsexamensarbeit Universität Göttingen.
- HURME, T. (1973): Havaintoja pikkutikan *Dendrocopos minor* soidin - ja pesintäaikaisesta käyttäytymisestä (Beobachtungen über das Verhalten des Kleinen Buntspechts zur Balz- und Brutzeit). – Lintumies 4, 1-8.
- KREBS, J. R. (1977): Song and territory in the great tit, *Parus major*. – In: STONEHOUSE, B. & C. PERRINS (Hrsg.): Evolutionary Ecology: 47-62. London, Macmillan.

- KROODSMA, D. E. & E. H. MILLER (1996): Ecology and Evolution of Acoustic Communication in Birds. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- LAMPRECHT, J. (1992): Biologische Forschung: von der Planung bis zur Publikation. – Verlag Paul Paray, Berlin/Hamburg.
- MICHALEK, K. (1998): Sex roles in Great Spotted Woodpeckers *Picoides major* and Middle Spotted Woodpeckers *P. medius*. – Dissertation, Konrad Lorenz Institut VV, Universität Wien, Österreich.
- MICHALEK, K. & H. WINKLER (2001): Parental care and parentage in monogamous great spotted woodpeckers (*Picoides major*) and middle spotted woodpeckers (*Picoides medius*). – Behaviour 138: 1259-1285.
- MORTON, E. S. (1996): A comparison of vocal behavior among tropical and temperate passerine birds. – In: KROODSMA, D. E. & E. H. MILLER (Hrsg.): Ecology and Evolution of Acoustic Communication in Birds: 258-268. – Ithaca, New York: Cornell University Press.
- OLSSON, O. (1998): Through the eyes of a woodpecker: Understanding habitat selection, territory quality and reproductive decisions from individual behaviour. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- OLSSON, O., U. WIKTANDER & G. NILSSON (2000): Daily foraging routines and feeding effort of a small bird feeding on a predictable resource. – Proceedings of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences 267: 1457-1461.
- PEGORARO, K. & M. FÖGER (1995): Die „Chrup“-Rufe des Waldrapps *Geronticus eremita*: Ihre verschiedenen Funktionen in einem komplexen Sozialsystem. – Journal für Ornithologie 136: 243-252.
- PYNNÖNEN, A. (1939): Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte, Teil I. – Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicae-Fennicae Vanamo 7: 1-59.
- ROßMANITH, E. (1999): Brutbiologische Untersuchungen am Kleinspecht *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- ROßMANITH, E. (2005): Breeding biology, mating system and population dynamic of the Lesser spotted woodpecker (*Picoides minor*): combining empirical and model investigations. – Dissertation Universität Potsdam.
- SCHUSTER, L. (1936): Einige Bemerkungen zum Brutgeschäft des Kleinspechts. – Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel 12: 221-225.
- SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the Upper Rhine Valley. – In: CARLSON, A. &

- G. AULEN (Hrsg.): Conservation and management of woodpecker populations, Upsala 17: 117-145.
- SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württembergs 67: 59-70.
- SPITZNAGEL, A. (2001): Kleinspecht *Picoides minor*. – In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.3 Non-Passeriformes. – Ulmer, Stuttgart.
- STEINFATT, O. (1939): Brutbeobachtungen beim Kleinspecht. – Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel 15: 9-14.
- TISCHLER, F. (1934): Paarungsspiele bei *Dendrocopos minor*. – Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel 10: 75.
- VICARIO, D. S., N. H. NAQVI & J. N. RAKSIN (2001): Sex differences in discrimination of vocal communication signals in a songbird. – Animal Behaviour 61: 805-817.
- WIKTANDER, U. (1998): Reproduction and survival in the lesser spotted woodpecker. Effects of life history, mating system and age. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2000): Parental care and social mating system in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. – Journal of avian Biology 31: 447-456.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001a): Annual and seasonal reproductive trends in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. – Ibis 143: 72-82.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001b): Seasonal variation in home-range size and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. – Biological Conservation 100: 387-395.
- WINKLER, H. (1971): Beobachtungen an Kleinspechten *Picoides (Dendrocopos) minor*. – Egretta 14: 21-24.
- WINKLER, H. & L. L. SHORT (1978): Comparative analysis of acoustical signals in Pied Woodpeckers *Aves, Picoides*. – Bulletin of the American Museum of Natural History 160: 1-109.
- WINKLER, H., D. A. CHRISTIE & D. NURNEY (1995): Woodpeckers – A guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the world. – Sussex.
- WINKLER, H. & D. A. CHRISTIE (2002): Family Picidae (Woodpeckers). – In: DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL (Hrsg.): Handbook of the birds of the world, Vol. 7, Jacamars to Woodpeckers. – Lynx Edicions, Barcelona.

ZABKA, H. (1980): Zur funktionellen Bedeutung der Instrumentallaute europäischer Spechte unter besonderer Berücksichtigung von *Dendrocopos major* und *D. minor*. – Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 56 (4): 51-76.

7. Anhang

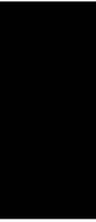
Tab. 3: Verteilung der Ortungen pro Individuum und Monat.

Ring-Nr.	Sex	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun
4	m				3	16	49	10	6
15	m		38	17	47	86	5		1
16	m				37				
17	m						43	9	
18	m			14	22	37	46	39	
33	m					9	3	20	13
35	m		8	18	49	38	16	33	3
37	m		13				6		
38	m			32	28	1			
39	m						1	9	20
57	m				3	6	3		
59	m					2	10	30	7
61	m							33	
66	m								10
13	w		3	41	38	112	100	34	38
19	w			38	18	42	16	40	1
20	w					5	5	31	50
29	w				16	71	17		
32	w					26	21		
34	w	19	13	4	16	68	33		1
36	w	1	37	27	9	19	9	3	8
50	w		16	30	5	49	14	37	
60	w							24	2
n Ortungen		20	128	221	291	587	397	352	160
N Individuen		2	7	9	13	16	18	14	13

Tab. 4: Anzahl der aufgenommenen Rufe pro Geschlecht und Individuum.

Ring-Nr.	Sex	Anzahl der Rufe
1	Männchen	11
2	Männchen	1
4	Männchen	1
33	Männchen	1
59	Männchen	4
100	Männchen	3
200	Männchen	5
Σ	Männchen	26
3	Weibchen	2
13	Weibchen	20
29	Weibchen	1
32	Weibchen	9
34	Weibchen	1
50	Weibchen	11
300	Weibchen	2
Σ	Weibchen	46
Gesamtsumme		72

Kapitel II Inter- und intra-annuelle Veränderungen in Größe und Lage des Aktionsraums



Zusammenfassung

Das Wissen über den Raumanspruch bedrohter Arten ist Voraussetzung dafür, entsprechende Schutzgebiete einrichten zu können. Die vorliegende Studie befasst sich mit der Raumnutzung des nicht ziehenden Kleinspechts, der im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte in Europa hohe Bestandseinbußen erlitt. Von 1995-2000 wurden 31 Vögel radiotelemetrisch verfolgt. Zur Schätzung ihrer Aktionsräume wurden die ältere und gebräuchlichere Minimum-Konvex-Polygon-Kontur und die modernere Kernel-Kontur herangezogen und ihre Ergebnisse miteinander verglichen. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Aktionsraumgrößen beider Methoden konnte nicht festgestellt werden, doch die räumliche Abbildung von intensiver genutzten Bereichen war nur durch die Kernel-Kontur möglich. Die mittleren Aktionsräume waren mit 211 ha im Winter, 131 ha in der Balzzeit und 27 ha in der Brutzeit für diesen kleinsten europäischen Specht außergewöhnlich groß. Die mobilen Kleinspechte sind wohl in der Lage einen hohen Grad an Fragmentierung ihres Lebensraums zu tolerieren, doch die Ursachen für die großen Aktionsräume hängen nicht nur von der Habitatqualität, sondern auch von der Partnersuche ab. Darauf deutet u. a. die signifikant weite Verlagerung des Bruthöhlenstandorts bei neuverpaarten Individuen hin. Die Raumnutzung des Kleinspechts ist wohl am stärksten vom sozialen Kontakt innerhalb der Population geprägt, weshalb ein Schutzkonzept, das sich auf Mindestflächengrößen stützt, nicht so sinnvoll ist, wie eines, das auf der Landschaftsebene ansetzt und ein Netz geeigneter Habitats in weitläufiger Nachbarschaft einbezieht.

1. Einleitung

Das Wissen über den Raumanspruch bedrohter Arten ist Voraussetzung dafür, entsprechende Schutzgebiete einrichten zu können. Zum Lebensraum einer Art gehören alle im Laufe des Jahres genutzten Aktionsräume. Als Aktionsraum wird der vom Individuum während der Ausübung seiner täglichen Aktivitäten (wie Nahrungssuche, Komfort- und Ruheverhalten, Fortpflanzung und Jungenversorgung) genutzte Raum während eines bestimmten Zeitabschnitts verstanden (BURT 1943, NEWTON 1979). Durch die strukturelle Untersuchung der Aktionsräume können Schlüsselfaktoren für das Vorkommen der Art aufgedeckt und mutmaßliche Ursachen für deren Rückgang ermittelt werden. Doch neben der Habitatstruktur beeinflussen u. a. auch die inter- und intraspezifische Konkurrenz (KREBS 1971) die Nahrungsverfügbarkeit (ENOKSSON & NILSSON 1983, CARPENTER 1987) und das Sozialverhalten (REVILLA & PALOMARES 2002) die Größe des Aktionsraums. Auch die Erfahrung eines Indi-

viduums in seinem Territorium kann sich auf die Reviergröße auswirken, wie beim Steinkauz (*Athene noctua*) gezeigt worden ist (FINCK 1993).

Wenn der Aktionsraum in diesem Sinne als eine Fläche verstanden wird, innerhalb welcher der Vogel die Summe aller für ihn kritischen Ressourcen vorfindet, dann sollte er den Aktionsraum gegen Konkurrenten verteidigen (BROWN 1969). Ist die kritische Ressource selbst oder der Zugang zu ihr unvorhersehbar, sollte territoriales Verhalten dagegen nicht auftreten oder zumindest im Hinblick auf die Kosten der Verteidigung reduziert sein. So sind Steinkäuze i. d. R. das ganze Jahr über territorial, doch wenn die Nahrungssuche im Winter durch schlechte Witterungsbedingungen beeinträchtigt wird, werden die Territorien nicht mehr verteidigt (FINCK 1990).

BINGHAM & NOON (1997) argumentieren, dass intensiv genutzte Gebiete innerhalb des Brutaktionsraums (sogenannte Kerngebiete) identifiziert und primär geschützt werden sollten, da sie die wichtigsten Habitatelemente für das Überleben und die Reproduktion enthalten. Dieses Kerngebiet-Konzept eignet sich aber nicht für alle Arten in gleicher Weise, da es Unterschiede in der Raumnutzung gibt (POWELL 2000). Langlebige territoriale Vögel bewohnen eher Aktionsräume, die in Größe und Lage über mehrere Jahre stabil sind. Kurzlebige Arten dagegen orientieren sich an dem aktuellen saisonalen Ressourcenangebot. Möglicherweise reicht dann die Größe der Kerngebiete als Ermessensgrundlage zum Schutz einer lebensfähigen Population nicht aus. Außerdem benötigen Vögel, die nur saisonale Territorialität zeigen, auch außerhalb der Brutperiode Ressourcen, die zum Überleben notwendig sind. Es wäre möglich, dass über mehrere Jahre, je nach aktuellem Ressourcenangebot, eine Verschiebung der Aktionsräume nötig ist, was wiederum zu einem größeren Raumbedarf führen würde.

Die vorliegende Studie befasst sich mit den saisonalen Unterschieden in der Raumnutzung des nicht ziehenden Kleinspechts. Es werden Ergebnisse zu Aktionsraumgröße und Lage präsentiert, die mittels Radiotelemetrie erfasst wurden. Im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte kam es beim Kleinspecht in Europa zu hohen Bestandseinbußen (NILSSON et al. 1992, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Nach HAVELKA & RUGE (1993) sind die Bestände auch in Deutschland lokal rückläufig (s. a. CONZ 1997, SPITZNAGEL 2001).

Detaillierte Untersuchungen über die Aktionsraumansprüche des kleinsten europäischen Spechts liegen bisher erst aus Skandinavien vor (WIKTANDER et al. 2001a). Dort ist der Kleinspecht nach OLSSON et al. (1999) und WIKTANDER et al. (2001a) ein territorialer Vogel, der außergewöhnlich große Aktionsräume bewohnt, die sich in der Fortpflanzungsperiode auf

einen kleineren verteidigten Raum reduzieren. Inwieweit diese Befunde auch für Mitteleuropa gültig sind, ist nicht bekannt.

Obwohl den Ergebnissen zur Aktionsraumgröße große Bedeutung zugemessen wird, sind die Methoden zur Darstellung von Aktionsräumen vielfältig und handhabbare Vergleiche und Anwendungskriterien selten (HARRIS et al. 1990). Aus diesem Grund wird den Ergebnissen der Vergleich zweier Methoden, die Minimum-Konvex-Polygon-Kontur (MCP, MOHR 1947) und die Kernel-Kontur (WORTON 1989), vorangestellt.

Folgende Fragen standen bei der Untersuchung im Vordergrund:

1. Führen Aktionsraumschätzungen mit unterschiedlichen Methoden zu vergleichbaren Ergebnissen?
2. Sind die Aktionsraumgrößen über das Verbreitungsgebiet des Kleinspechts vergleichbar?
3. Gibt es jahreszeitliche Änderungen in der Aktionsraumgröße und Unterschiede zwischen den Geschlechtern?
4. Welchen Einfluss haben Bruthöhlenstandort und Reviernachbarn?
5. Hat die Aktionsraumgröße Einfluss auf den Bruterfolg?
6. Worin könnten die Ursachen für den Rückgang des Kleinspechts liegen? Können aus den Ergebnissen Mindestgrößen für Schutzflächen abgeleitet werden?

2. Material und Methoden

2.1 Radiotelemetrie und Datenaufnahme

Untersucht wurde eine Kleinspechtpopulation in einem Gebiet etwa 20 km nordwestlich von Frankfurt/Main ($50^{\circ}09'N$, $08^{\circ}27'E$). Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von ca. 72 km². Um die Kleinspechte mit Sendern versehen zu können, wurden 31 Individuen (17 Männchen, 14 Weibchen) an ihren Schlaf- und Bruthöhlen gefangen. Zunächst wurden die gefangenen Kleinspechte zur individuellen Markierung mit einem nummerierten Aluminiumring sowie zwei Plastikfarbringen versehen. Die Vögel wurden dann mit einem Minisender (1,15 g, entspricht ca. 5,5 % des Körpergewichts) ausgestattet, der eine Batterielaufzeit von neun Wochen hatte. Zum Auffinden eines Kleinspechts wurde sein Sendesignal geortet und der Aufenthaltsort durch Annäherung i. d. R. auf 20 m genau bestimmt. In den meisten Fällen gelang anschließend die direkte Beobachtung der Vögel über einen längeren Zeitraum.

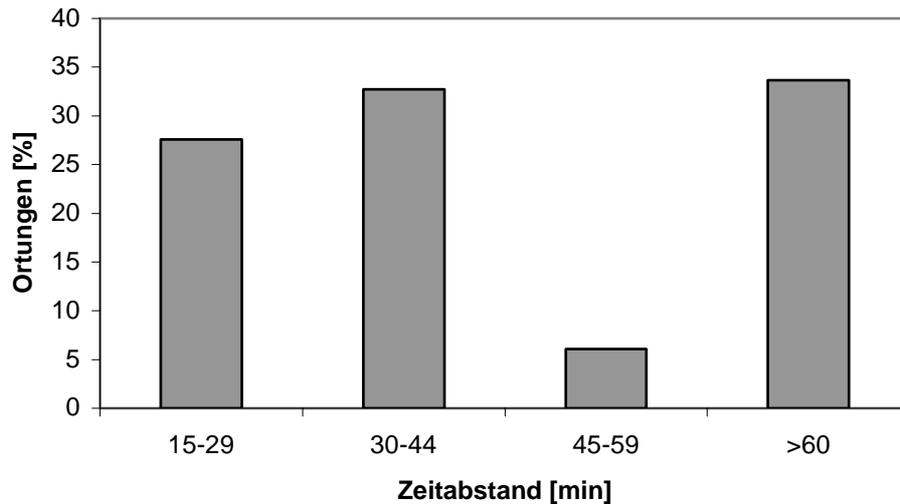


Abb. 1: Zeitlicher Abstand zwischen den Ortungen (n = 2.674), die zur Berechnung der Aktionsräume herangezogen wurden.

Ein Individuum wurde, wenn möglich, mehrmals am Tag beobachtet. Zwischen den einzelnen Ortungen lag ein Zeitabstand von mindestens 15 min, meistens jedoch mehr (Abb. 1). Durch diese Zeitspanne wird die räumliche Unabhängigkeit einer aufgenommenen Standortbeobachtung zu der vorangegangenen gewährleistet. Dem hier gewählten Mindestabstand von 15 min liegt die Annahme zugrunde, dass es dem Kleinspecht innerhalb dieses Intervalls möglich ist, seinen Aktionsraum einmal zu durchqueren (vgl. WIKTANDER 1998, KENWARD et al. 2001, WIKTANDER et al. 2001a).

Die Untersuchung fand von 1995 bis 2000 (ausgenommen 1997) statt. Der jeweilige Beobachtungszeitraum von November bis Anfang Juni wurde in vier biologisch begründete Abschnitte eingeteilt: Winter, Balzzeit, Brutzeit und Jungenführung (Details dazu siehe Allgemeine Einführung). In der Führungszeit gelangen nur wenige Beobachtungen, anhand derer sich nur für drei Individuen gesicherte Aktionsräume berechnen ließen. Die Ergebnisse zur Führungszeit werden deshalb im Ergebnisteil nur exemplarisch dargestellt. Auf weiterführende Berechnungen für diesen vierten Zeitabschnitt muss aufgrund der geringen Datenbasis verzichtet werden.

Zur Veranschaulichung des Flächenbedarfs der Vogelart wurden neben den saisonalen Aktionsräumen auch Gesamtaktionsräume für jene vier Individuen errechnet, die über alle drei Zeitabschnitte eines Jahres beobachtet werden konnten. Sie setzen sich aus der Summe der Ortungen von November bis Juni zusammen.

2.2 Bestimmung der Aktionsraumgröße

Die Darstellung des Aktionsraums eines Tieres ist selten das Ergebnis der permanenten Beobachtung eines Individuums während seines gesamten Lebenszyklus. Sie bildet vielmehr in der Regel eine Stichprobe aus der Aktivität des Individuums ab. Wie groß diese Stichprobe sein muss, um eine Aussage über den tatsächlichen Raumbedarf eines Individuums machen zu können, hängt von der Mobilität der Tierart und den Interaktionen des Einzeltieres mit seiner Umwelt ab (KENWARD 1987). Die notwendige Stichprobengröße ist daher von Tierart zu Tierart verschieden. PASINELLI et al. (2001) errechnete für den Mittelspecht (*Picoides medius*) ein Minimum von 27 Beobachtungspunkten. JÄGER & PECHACEK (2002) ermittelten als minimale Stichprobengröße für Berechnungen von Kernel-basierten Aktionsräumen beim Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) je nach Jahreszeit zwischen 19 und 26 Beobachtungspunkte. Nach WIKTANDER et al. (2001a) waren für die schwedische Nominatform des Kleinspechts 30 Beobachtungspunkte ausreichend. In der vorliegenden Arbeit über den mitteleuropäischen Kleinspecht gingen zwischen 23-136 Ortungen pro Individuum in die Berechnung der 52 Aktionsräume ein (Abb. 2). Individuen, von denen weniger als 23 Beobachtungspunkte vorlagen, wurden in der Aktionsraumberechnung nicht berücksichtigt. Durchschnittlich lagen im Winter 55 Ortungen, für die Balzzeit 62 und zur Brutzeit 38 Ortungen zur Berechnung eines Aktionsraums vor. Zwischen der Aktionsraumgröße und der zugrunde liegenden Anzahl von Ortungen konnte keine positive Korrelation festgestellt werden ($r^2 = 0,05$; $p > 0,13$; $n = 43$; vgl. ROLSTADT et al. 1998).

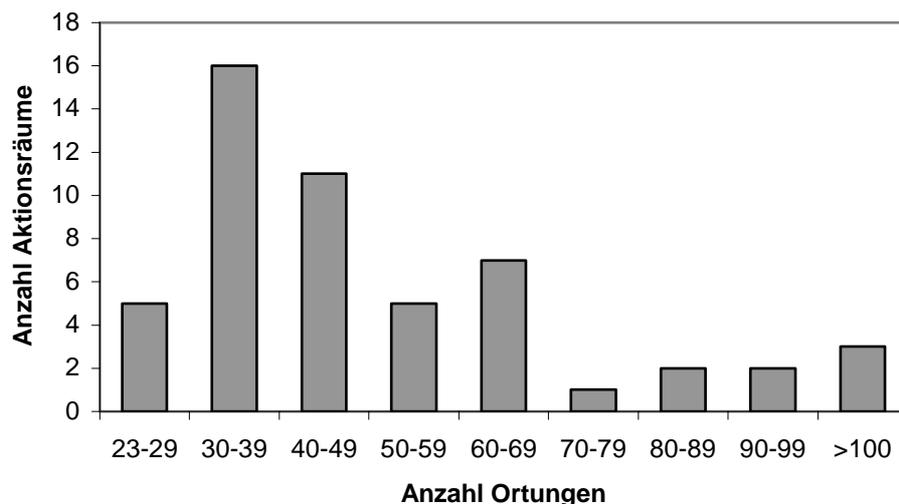


Abb. 2: Anzahl der Ortungen, die zur Berechnung von Aktionsräumen herangezogen werden konnten. Im Median lagen 45 Ortungen für die Berechnung eines Aktionsraums vor.

Durch fortlaufende Verfolgung eines Individuums am Tag konnten an manchen Tagen bis zu zehn Ortungen von einem Vogel erfolgen. Um abiotische oder sonstige unkalkulierbare Einflüsse auszugleichen, wurden aber nur Aktionsräume von Vögeln errechnet, die in einem Zeitabschnitt mindestens an fünf Tagen telemetriert worden waren. Manche Individuen ($N = 10$) konnten während des gleichen Zeitabschnitts in aufeinanderfolgenden Jahren telemetriert werden. Hatte der Kleinspecht ein anderes „Revier“ bezogen, d. h. die beiden Aktionsräume aus den unterschiedlichen Jahren überschritten sich nicht, wurden beide Aktionsräume des Individuums für diesen Zeitabschnitt berücksichtigt ($N = 2$). Bewohnte der Specht das gleiche „Revier“, wurde der Aktionsraum des Jahres ausgewählt, für das die meisten zusätzlichen Daten wie Bruthöhle, Schlafhöhle, brutbiologischer Datensatz etc. vorhanden waren.

2.2.1 Minimum-Konvex-Polygon-Kontur

Zur Analyse der Aktionsräume wurde das Programm ArcView GIS, Version 3.2, herangezogen. Zur Berechnung der Aktionsraumfläche wurden zwei Verfahren angewendet, die im Folgenden erläutert werden. Bei der Berechnung des Minimum-Konvex-Polygons (MCP; WHITE & GARROTT 1990, KENWARD et al. 2001) wird ein konvexes Polygon mit Außenwinkeln größer 180° konstruiert, das alle Beobachtungspunkte eines Datensatzes umschließt (100 %). Nach HARRIS et al. (1990) ist das die am häufigsten angewandte und anschaulichste Methode zur Aktionsraumberechnung. Sie erlaubt deshalb Vergleiche mit zahlreichen anderen Arbeiten. Durch die ungewichtete Einbeziehung aller, auch der extremen Ortungspunkte, können einzelne „Ausreißer“ die individuellen Aktionsräume stark ausweiten. Dies führt zu Aktionsraumgrößen, die unter Umständen das Bild von den tatsächlichen Raumansprüchen stark verzerren, da die Nutzungsintensität vernachlässigt wird. In dieser Studie wurde das MCP deswegen hauptsächlich dazu verwendet, die Maximalgröße der von einem Kleinspecht beflogenen Fläche abzuschätzen und die Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu gewährleisten (HARRIS et al. 1990).

2.2.2 Kernel-Kontur

MCPs werden durch die Verbindung der äußersten Ortungen gebildet und geben daher nur groben Aufschluss über die räumliche Verteilung der Aktivität eines Vogels in der Fläche. Im Unterschied dazu berücksichtigt das Kernel-Verfahren die Intensität, mit der einzelne Bereiche des Aktionsraums aufgesucht werden (KENWARD et al. 2001). Dadurch ergibt sich eine Aktionsraumgröße und -form, die dem tatsächlichen Verhalten des Tieres eher entspricht (SEAMAN & POWELL 1996, POWELL 2000). Bei diesem Verfahren wird in einem x-y-

Koordinatensystem, welches das Untersuchungsgebiet repräsentieren soll, jede Ortung durch einen dreidimensionalen Hügel (engl. „Kernel“) dargestellt. Höhe und Breite des Hügels ergeben sich durch einen Glättungsfaktor (h). Der Glättungsfaktor bestimmt, wie eng die Konturen des Hügels an die Peilungen angepasst werden, d. h. je kleiner der Glättungsfaktor ist, desto enger wird die Kontur um die Ortung gezogen und desto höher ist der Hügel.

In der vorliegenden Studie wurde das sogenannte „fixed Kernel“-Verfahren angewendet, bei dem der Glättungsfaktor innerhalb eines Datensatzes konstant bleibt und nicht in Höhe und Breite variiert (wie bei der „adaptive Kernel“-Berechnung). Die Berechnung des Glättungsfaktors liegt zum Großteil im Ermessen des Beobachters. Derzeit existiert keine Methode, die neben einer statistischen auch auf einer biologischen Begründung basiert. In dieser Arbeit wurde zur Ermittlung des Glättungsfaktors das Verfahren der „Least Square Cross Validation“ (LSCV) angewendet. Dieses Verfahren liefert auch gültige Werte für nicht normal verteilte Daten. Dabei werden verschiedene Glättungsfaktoren getestet und der mit dem kleinsten wahrscheinlichen Fehler ausgewählt (POWELL 2000). Zunächst wurde für jeden Datensatz, d. h. für jedes Individuum und für jeden Zeitabschnitt, vom Programm automatisch ein eigener Glättungsfaktor berechnet. Da die Verteilung und die Anzahl der Ortungspunkte in jedem Datensatz variierten, übten sie bei der Bestimmung des Glättungsfaktors einen großen Einfluss aus (SEAMAN & POWELL 1996). Diese individuelle Berechnung des Glättungsfaktors und die daraus resultierenden Kernels führten zu Verzerrungen in den Aktionsraumgrößen. Diese Verzerrungen waren allerdings nicht auf tatsächliche Verhaltensunterschiede zurückzuführen, sondern vor allem auf unterschiedlichen Ortungshäufigkeiten einzelner Individuen. Aus diesem Grund wurde für jeden der drei Zeitabschnitte ein gemeinsamer Glättungsfaktor berechnet. Dieser wurde dann für die Berechnung aller Aktionsräume innerhalb des Zeitabschnitts angewandt. Nach SEAMAN et al. (1999) sind Glättungsfaktoren allerdings nur dann sinnvoll zu berechnen, wenn sie mit Hilfe des LSCV-Verfahrens aus mehr als 30 Ortungen ermittelt werden. Deshalb wurden zur Ermittlung des anzuwendenden Glättungsfaktors nur die Datensätze der Vögel ausgewählt, deren Ortungsanzahl über dem Durchschnitt in der entsprechenden Saison lag. Das waren für die vorliegende Studie im Winter im Mittel 53 Ortungen (Spanne 36-93), in der Balzzeit 62 Ortungen (23-136) und zur Brutzeit 38 Ortungen (25-55) pro Individuum. Pro Zeitabschnitt wurde von den Datensätzen mit einer Ortungsanzahl über dem Mittelwert ihr jeweiliger Glättungsfaktor errechnet. Die individuellen Glättungsfaktoren wurden danach pro Saison gemittelt. Bei der Berechnung des Glättungsfaktors konnten im Winter die Datensätze von sechs Individuen, zur Balzzeit von fünf Individuen und zur Brutzeit von vier Individuen berücksichtigt werden. Für die Zeit der Jungenführung konnte kein

Glättungsfaktor ermittelt und damit auch keine Kernel-Kontur dargestellt werden. Mit dem resultierenden Glättungsfaktor pro Saison wurden dann die Aktionsraumgrößen für alle Individuen der betreffenden Saison berechnet.

Durch diese Vorgehensweise wurde sichergestellt, dass bei der Bildung von Kernels mit vergleichsweise wenigen Ortungen, diesen über den Glättungsfaktor gleichwohl eine Bedeutung zugemessen werden kann. Das wird dem tatsächlichen Verhalten der Individuen besser gerecht und minimiert den Einfluss der Ortungshäufigkeit.

Die Kernel-Kontur wurde mit dem Programm Arc View GIS 3.2 erstellt. Es wird die größtmögliche Kernel-Kontur mit 95 % Aufenthaltswahrscheinlichkeit dargestellt. Zusätzlich wird eine Kontur benutzt, die eine 50-prozentige Aufenthaltswahrscheinlichkeit repräsentiert. Durch diese Konzentration auf intensiver genutzte Bereiche im Aktionsraum soll das Kerngebiet dargestellt werden.

2.3 Aktivitätszentrum

Um überprüfen zu können, ob Kleinspechte in verschiedenen Zeitabschnitten des Jahres und über mehrere Jahre hinaus die gleichen Territorien bewohnen bzw. inwieweit sie ihre Aktionsräume verlagern, wurde das Aktivitätszentrum von jedem Vogel in seinem Aktionsraum bestimmt. Die hierzu angewandte Methode berechnet ein sogenanntes „Kernel-Zentrum“, d. h. einen Punkt im Kernel-Aktionsraum (KENWARD & HODDER 1995). Ebenso wie bei der Aktionsraumberechnung berücksichtigt das Kernel-Verfahren auch bei der Zentrenberechnung die Intensität, mit der einzelne Bereiche des Aktionsraums genutzt werden. Dort, wo die Häufigkeit der Beobachtungspunkte am größten ist, befindet sich das „Kernel-Zentrum“ (im folgenden Aktivitätszentrum genannt). Einzelne Extremwerte fallen dabei kaum ins Gewicht. Es wurden auch bei dieser Berechnung nur solche Individuen einbezogen, von denen ausreichend Ortungen zur Aktionsraumbestimmung vorlagen.

Untersucht wurden Veränderungen in der Lage der Aktivitätszentren sowohl zwischen aufeinanderfolgenden Zeitabschnitten innerhalb eines Jahres (vgl. Abb. 3) als auch zwischen gleichen Zeitabschnitten mehrerer Jahre. Der Abstand vom Aktivitätszentrum eines Zeitabschnitts zum nächsten wird in Meter angegeben.

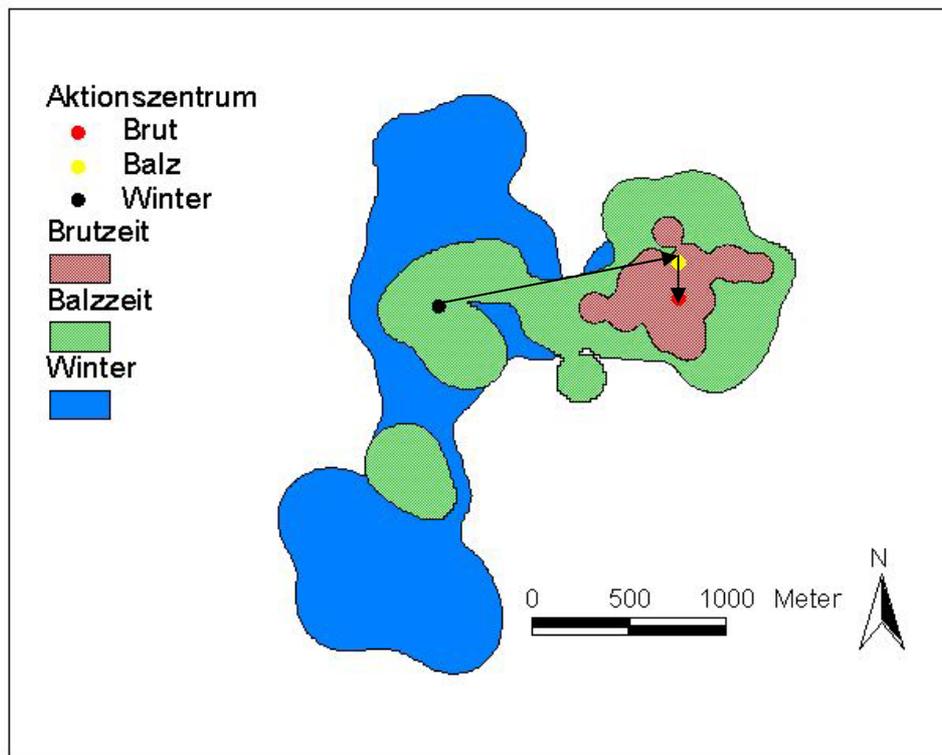


Abb. 3: Aktionsräume (95 %-Kernel-Kontur) mit den jeweiligen Aktivitätszentren des Vogels „Alma“ in den Zeitabschnitten Winter, Balz- und Brutzeit 2000. Die Pfeile verdeutlichen die Verschiebung des Aktivitätszentrums.

Um die Veränderung in der Lage des Aktionsraums von adulten Vögeln quantifizieren zu können, wurde überprüft, ob sich Aktivitätszentren innerhalb von Aktionsraumkonturen vorangegangener Zeitabschnitte befanden. Die Nutzungsintensität, also die Kernel-Kontur von 95 % und 50 % wurde dabei als Hilfsmaß benutzt. Fand sich ein Aktivitätszentrum innerhalb des Kerngebiets (= 50 %-Kernel-Kontur) eines zu vergleichenden Zeitabschnitts, wurde der Vogel als stark standorttreu eingestuft. Lag das Aktivitätszentrum wenigstens innerhalb der 95 %-Kontur, war er schwach standorttreu. Lag das Aktivitätszentrum aber außerhalb des Vergleichsaktionsraums, wurde keine Standorttreue angenommen.

2.4 Lage der Höhlen

Bei den Höhlen der Kleinspechte muss zunächst zwischen Schlaf- und Bruthöhlen unterschieden werden. Jedes Individuum hat eine eigene Schlafhöhle. Diese Schlafhöhlen können, sofern ihr Zustand es zulässt, über mehrere Monate und auch Jahre von den gleichen, aber auch wechselnden Individuen genutzt werden (HÖNTSCH 2001, siehe Kapitel IV). In der Balzzeit wird von beiden Partnern die Bruthöhle gebaut (ROßMANITH 1999). Diese Bruthöhle dient der Aufzucht der Jungvögel und wird gleichzeitig vom Männchen als Schlafhöhle ge-

nutzt. Ob insbesondere die Bruthöhlen einen Einfluss auf die Lage, Ausdehnung oder Verschiebung des Aktionsraums haben, soll untersucht werden. Zur Definition der Lage wurde die jeweilige Entfernung der Höhle zum Aktivitätszentrum ermittelt. Zur Ermittlung der Aktionsraumverschiebung wurde im Rückblick die Entfernung der jeweiligen Bruthöhle zum Aktivitätszentrum der vorangegangenen Zeitabschnitte „Winter“ und „Balzzeit“ gemessen. Für 18 Kleinspechte konnte der Abstand zwischen den Bruthöhlen verschiedener Jahre berechnet werden. Sechs dieser Kleinspechte brüteten mit dem gleichen Partner, 12 davon waren neu verpaart.

Polyandrische Weibchen ($N = 2$), die gleichzeitig mit zwei Männchen in zwei verschiedenen Bruthöhlen Jungvögel versorgten, wurden bei der Berechnung der Entfernung ihres Aktivitätszentrums zu den Bruthöhlen nicht berücksichtigt. Ihr Aktivitätszentrum war zu stark durch die Bindung an zwei Bruthöhlen beeinflusst.

2.5 Aktionsraumüberlappungen und Nutzung dieser Bereiche

Ein Überlappungsbereich ist das Gebiet, das im gleichen Zeitabschnitt zu den Aktionsräumen von mindestens zwei Vögeln gehört, also gemeinsam genutzt wird. Die Größe des Überlappungsbereichs ist immer als prozentualer Anteil der jeweiligen Aktionsraumfläche angegeben. Zur Bestimmung des Anteils der Überlappung wurden die Kernel-Aktionsräume herangezogen. Die Nutzung der Überlappungszone wurde wie folgt festgestellt: Innerhalb der Bereiche, die sich überlappten, wurden die Beobachtungen gezählt, die von den Individuen dort gelungen waren und prozentual ins Verhältnis zur Summe aller Beobachtungen der entsprechenden Individuen gesetzt. Ob die Nutzung des Überlappungsbereichs zufällig war (H_0), wurde geprüft, indem der prozentuale Anteil der Überlappungsfläche der prozentualen Ortungszahl in dieser gegenübergestellt wurde. Verglichen wurde die tatsächliche Ortungszahl mit der erwarteten mit Hilfe des *Wilcoxon*-Tests.

Auch benachbarte Individuen, die sich in ihren Aktionsräumen nicht überschneiden, gingen mit null Prozent Überlappung und Nutzung in die Berechnung ein. Als benachbart galten zwei Kleinspechte, wenn ihre Aktionsräume aneinander grenzten. Dabei durfte zwischen ihren Aktionsräumen weder der Aktionsraum eines anderen Kleinspechts, noch großflächige, von Spechten nicht nutzbare Landschaftstypen (Siedlung, Acker, Grünland) liegen.

2.6 Brutbiologie

Von 24 Brutpaaren konnten brutbiologische Daten erhoben werden. Der Legebeginn, die Gelegegröße und der Schlupferfolg pro Gelege wurde anhand von Höhlenspiegelungen festgestellt. Am 16. Nestlingstag wurde die Höhle zur Beringung der Nestlinge mit Hilfe einer

Akkubohrmaschine mit Lochsägeaufsatz in Höhe der Nestmulde kurzfristig geöffnet. Nach Beringung der Jungvögel wurden diese zurückgesetzt und die Höhle wieder verschlossen. Der Ausflugerfolg eines Paares wurde durch die Anzahl der beringten Jungvögel im Vergleich zur Zahl der gelegten Eier definiert.

2.7 Statistische Auswertung

Die statistischen Tests wurden mit dem Programm *Statistica 99* durchgeführt. Alle Tests waren zweiseitig. Ergebnisse wurden als signifikant erachtet, wenn sie durch eine Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 5,0 % ($p < 0,05$) gegen Zufälligkeit abgesichert waren. Die Grafiken wurden mit *Excel 2000* und *Statistica 99* erstellt.

Wenn nicht anders angegeben, wird als Maß für den Zentralwert der arithmetische Mittelwert (\bar{x}) und als Streuungsmaß die Standardabweichung (SD) angegeben. Die bei einer Berechnung berücksichtigte Anzahl der Individuen wird mit „N“ bezeichnet. Dagegen ist „n“ die Stichprobengröße von Beobachtungen, Ortungen etc..

3. Ergebnisse

Es konnten Aktionsräume von 25 Vögeln bestimmt werden (14 Männchen, 11 Weibchen). Fünf dieser Individuen konnten in allen drei Zeitabschnitten (Winter, Balz- und Brutzeit) beobachtet werden, sechs in zwei und 14 in einem der Zeitabschnitte. Für die Führungszeit und einen Jahreszyklus werden die MCP-Aktionsraumgrößen von drei bzw. vier Vögeln dargestellt.

3.1 Größe der Aktionsräume

3.1.1 Methodenvergleich

Tab. 1: Aktionsraumgröße [ha] von Kleinspechten in verschiedenen Zeitabschnitten. Dargestellt sind die MCP- und die Kernel-Kontur. Anzahl der Individuen in Klammern.

Angewandetes Verfahren	Darstellung	Winter (12)	Balzzeit (16)	Brutzeit (12)	Führung (3)
MCP	max	410,2	835,7	153,2	53,0
	Mittelwert	211,0	191,7	45,0	47,9
	min	93,2	37,7	11,7	40,9
Kernel	max	285,9	227,0	53,0	-
	Mittelwert	211,2	130,6	26,6	-
	min	106,7	47,7	10,0	-

Zwischen den Ergebnissen beider Methoden (MCP, Kernel-Kontur) kann für keinen Zeitabschnitt ein signifikanter Unterschied festgestellt werden (2-Weg-Anova: $F_{2,76} = 0,70$;

$p = 0,49$). Im „Winter“ ergeben sich mit Hilfe beider Verfahren fast identische Mittelwerte für die Aktionsraumgröße (Tab. 1). Die Spanne der Extremwerte ist bei dem MCP-Verfahren deutlich größer als bei den im Kernel-Verfahren geschätzten Werten.

Werden zwei räumlich getrennte Orte überproportional häufig von einem Kleinspecht besucht, so umschließt die Kernel-Kontur zwei inselartige Flächen. Dieses Phänomen wird bei der Raumnutzung durch die Kleinspechte besonders deutlich (Abb. 4, Abb. 5).

Bei Betrachtung der Kernel-Kontur gliedern sich 31 von 39 Aktionsräumen (80 %) in 2-9 Inseln. Allerdings gibt es Unterschiede zwischen den drei Zeitabschnitten. Zur Balz- und Brutzeit ist die „Verinselung“ besonders häufig und intensiv. Zur Balzzeit bestehen 13 von 15 (87 %) Aktionsräumen und zur Brutzeit 11 von 12 (92 %) Aktionsräumen aus durchschnittlich drei bzw. fünf kleinen Inseln. Im Winter sind nur 58 % der Aktionsräume (7 von 12) in durchschnittlich zwei Inseln aufgegliedert, die restlichen fünf Aktionsräume werden gleichmäßig genutzt und sind deshalb zusammenhängende Gebiete in der Darstellung.

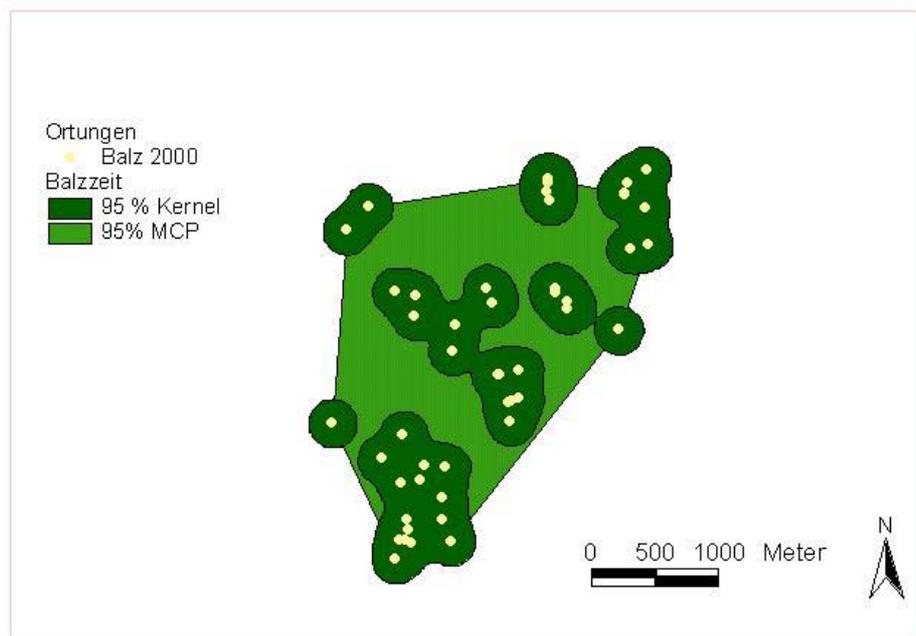


Abb. 4: Aktionsraum des Vogels „Bruno“ zur Balzzeit 2000 (MCP- und Kernel-Kontur). Die hellen Punkte stellen die Ortungen des Vogels dar.

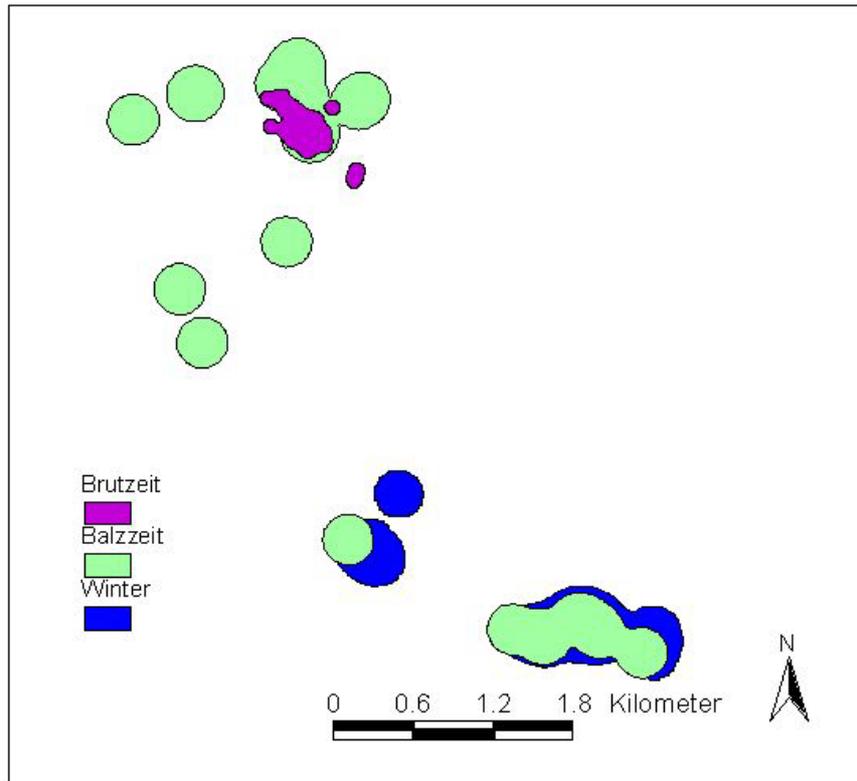


Abb. 5: Aktionsraum (Kernel-Kontur) des Vogels „Sammy“ für die Zeitabschnitte Winter, Balz- und Brutzeit 2000.

3.1.2 Veränderung von Winter zu Brutzeit

Die Gesamtfläche (100 %-MCP), die von einem Kleinspecht während des Untersuchungszeitraumes eines Jahres befliegen wurde, betrug im Mittel 578,9 ha (SD = 240,6 ha; N = 4).

Die folgenden Darstellungen und weiterführenden Aktionsraumberechnungen erfolgten mit Hilfe der Kernel-Kontur, da sich keine signifikanten Unterschiede in den Aktionsraumgrößen durch den Einsatz der zwei Methoden nachweisen ließen.

Die Größe der Aktionsräume veränderte sich im Jahresverlauf deutlich (Tab. 1, Abb. 6). Die Unterschiede in der Aktionsraumgröße sind zwischen allen drei Zeitabschnitten signifikant (*Anova*: $F_{2,38} = 53,89$; $p < 0,001$). Zwischen Männchen und Weibchen dagegen war die Größe der Aktionsräume in keiner Saison signifikant verschieden ($F_{2,41} = 0,75$; $p = 0,48$). Die Kerngebiete (50 %-Kernel-Kontur) umfassten im Winter 28,5 ha, in der Balzzeit 15,2 ha und in der Brutzeit 3,5 ha.

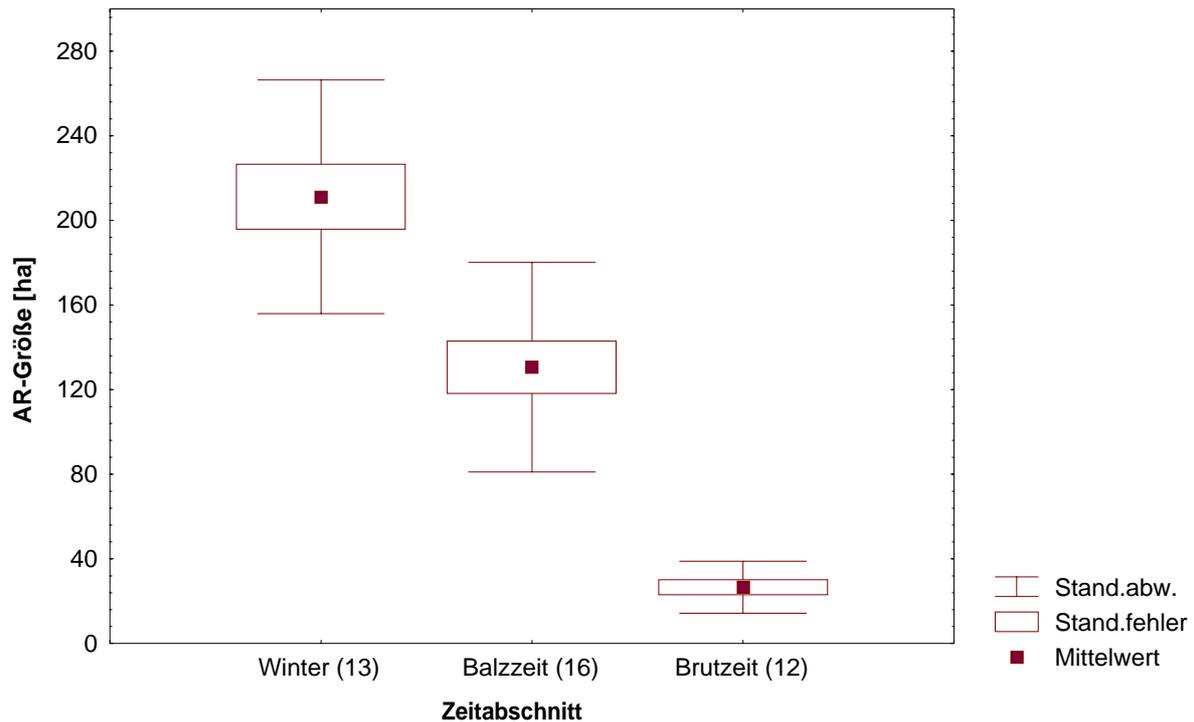


Abb. 6: Unterschiede in der Aktionsraumgröße von Winter bis Brutzeit. Anzahl der Individuen in Klammern.

3.2 Aktionsraumgröße und Bruterfolg

Kleinspechte, die zur Balzzeit einen verhältnismäßig kleinen Aktionsraum hatten, zeigten einen Schlupferfolg von 63,5 % (Median). Spechte mit großem Aktionsraum wiesen einen Schlupferfolg von 83,0 % (Median) auf. Die Größe des Aktionsraums, der während der Balzzeit beflogen worden ist, hatte aber weder einen signifikanten Einfluss auf den Schlupf- noch auf den Ausflugerfolg (Ausflugerfolg: *Spearman's-Rangkorrelation*: $R_s = 0,19$; $p = 0,5$; Brut-erfolg: $R_s = -0,007$; $p = 1,0$). Auch während der Brutzeit hatte die Aktionsraumgröße keinen signifikanten Einfluss auf den Ausflugerfolg ($R_s = -0,2$; $p = 0,6$).

3.3 Lage des Aktivitätszentrums

3.3.1 Aufeinanderfolgende Zeitabschnitte eines Jahres

Innerhalb des Aktionsraums lässt sich ein Zentrum mit konzentrierter Nutzungsintensität ermitteln. Eine Verschiebung dieses Aktivitätszentrums von einem Zeitabschnitt zum nächsten zeigt sich bei allen Individuen. Die Spanne reicht von 20 m bis 4.706 m. Im Median betrug die Verschiebung von Winter zu Balzzeit 655 m und von Balzzeit zu Brutzeit 180 m ($N = 15$, Abb. 7).

Von zehn Individuen konnte das Aktivitätszentrum im Winter mit dem zur Balzzeit verglichen werden. Sieben davon lagen zur Balzzeit innerhalb des Aktionsraums, der auch im Win-

ter genutzt worden war, zwei von diesen sieben sogar im Kernbereich (50 %-Kontur). Zwei der sieben befanden sich lediglich im äußersten Randbereich des Aktionsraums. Drei der zehn Zentren lagen außerhalb des winterlichen Aktionsraums. In der Hälfte der Fälle lässt sich demnach keine Konzentration auf ein kleineres Kerngebiet innerhalb des vorangegangenen größeren Aktionsraums erkennen.

Im Gegensatz dazu lagen zur Brutzeit alle fünf Aktivitätszentren innerhalb des vorangegangenen Aktionsraums zur Balzzeit. Vier davon sogar im Kerngebiet.

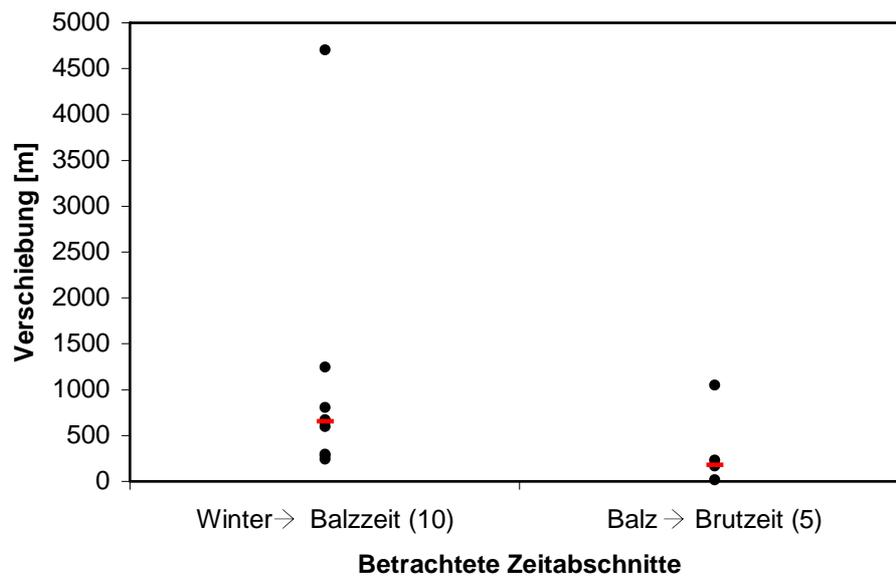


Abb. 7: Saisonale Verschiebung der Aktivitätszentren innerhalb des Beobachtungszeitraums. Die graue Linie kennzeichnet den Median. Anzahl der Individuen in Klammern.

3.3.2 Veränderungen zwischen verschiedenen Jahren

Von neun Individuen lagen Aktionsräume aus gleichen Zeitabschnitten aufeinanderfolgender Jahre vor. Von Winter zu Winter verlagerten zwei Kleinspechte ihr Aktivitätszentrum um 72 m und 3.205 m. Von Balzzeit zu Balzzeit verlagerten sich sechs Individuen im Median um 1.385 m. Die Spanne war vergleichbar mit der im Winter. In der Brutzeit verlagerte ein Individuum den Schwerpunkt seines Aktionsraums um 750 m (Abb. 8).

Ob die Aktivitätszentren im Folgejahr noch in Verbindung mit den im Vorjahr ermittelten Aktionsräumen stehen, zeigt wiederum die Lage innerhalb dieser Aktionsräume. Der Vogel, der sein Zentrum von Winter zu Winter über 3.000 m verlagert hat (Abb. 8), befand sich auch nicht mehr im Aktionsraum des Vorjahres, der andere mit 72 m Verschiebung befand sich dagegen noch im Kernbereich des Vorjahres-Aktionsraums. In der Balzzeit finden sich drei von sechs Aktivitätszentren innerhalb der vorjährig ermittelten Aktionsräume, doch keiner davon im Kernbereich. Das Aktivitätszentrum des Vogels, der in zwei Brutphasen beobachtet

werden konnte, befand sich nicht im Kern- aber im Randbereich des vorjährigen Aktionsraums.

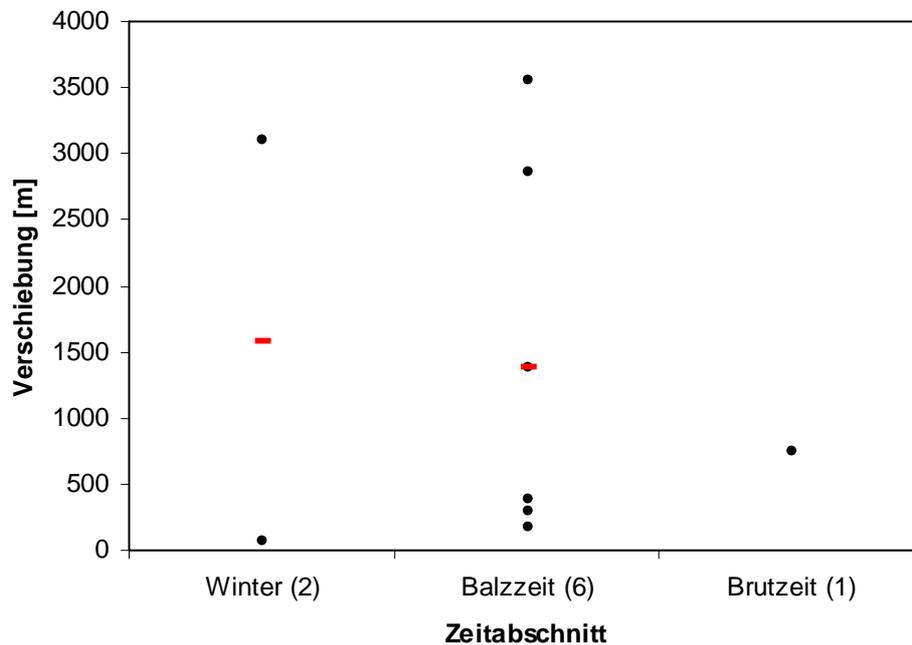


Abb. 8: Interannuelle Verschiebung der Aktivitätsszentren in den Zeitabschnitten Winter, Balz- und Brutzeit. Die graue Linie kennzeichnet den Median.

3.4 Lage der Höhlen im Aktionsraum

Die Schlafhöhlen wurden von den Kleinspechten ohne erkennbares Muster im Aktionsraum angelegt. In allen drei Zeitabschnitten lagen die Schlafhöhlen ($n = 31$) mit großer Spanne sowohl direkt im Aktivitätszentrum als auch bis 3.140 m von diesem entfernt. Im Median befanden sie sich in 690 m Entfernung vom Aktivitätszentrum.

Dagegen lag die Bruthöhle zur Brutzeit im Median nur 61 m vom Aktivitätszentrum entfernt. Vier der zwölf untersuchten Bruthöhlen lagen direkt im Aktivitätszentrum. Kleinspechte, die auch im Folgejahr brütend beobachtet werden konnten, hatten jedes Jahr eine neue Bruthöhle angelegt. Alle 18 Individuen verlagerten den Standort ihrer Bruthöhle. Die Verschiebung reichte von wenigstens 325 m bis maximal 2.311 m. Dabei zeigt sich ein signifikanter Unterschied in der Entfernung der Bruthöhlen zwischen alt- und neuverpaarten Individuen (*Mann-Whitney-U-Test*: $U = 2$, $p < 0,001$; Abb. 9). Die Individuen, die mit dem Partner des Vorjahres zusammen einen neuen Bruthöhlenstandort gesucht hatten, entfernten sich im Median nur um 481 m von der Bruthöhle des Vorjahres. Dagegen entfernten sich Kleinspechte mit neuem Partner, von der letzten Bruthöhle im Median 1.357 m und damit signifikant weiter als Paare, mit kontinuierlich verpaarten Partnern. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern zeigte sich nicht ($U = 8$, $p = 0,155$; $n = 5$ m, 7 w).

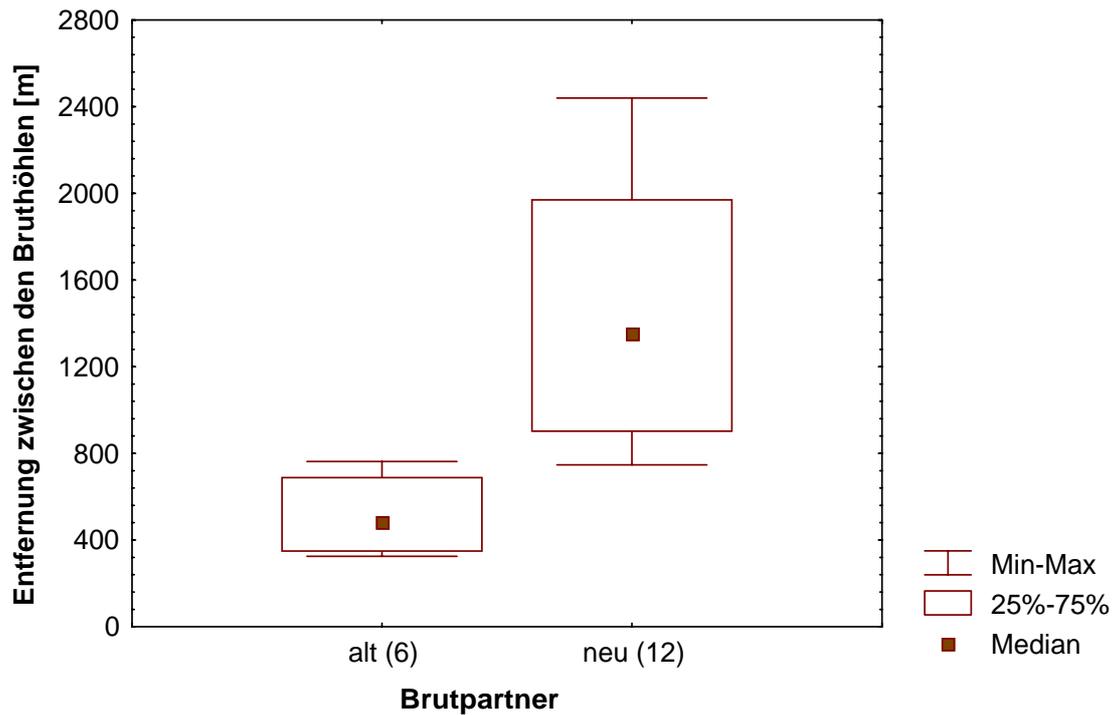


Abb. 9: Entfernung zwischen neuem und vorjährigem Standort der Bruthöhle. Gegenübergestellt sind Kleinspechte, die mit dem Brutpartner des Vorjahres brüteten (alt) und „Verwitwete“, die mit einem neuen Brutpartner brüteten (neu). Anzahl der Individuen in Klammern.

3.5 Reviernachbarn und Paarpartner

Die räumliche Verteilung von Individuen einer Population kann auch von Interaktionen mit anderen Individuen der gleichen Art geprägt sein. Deshalb wurde untersucht wie viele Nachbarn ein Kleinspecht hat. Über alle drei Zeitabschnitte waren bei 28 von 48 Aktionsräumen Nachbarn zu finden, deren Aktionsräume entweder angrenzten oder gar überlappten. Die Anzahl der Nachbarn schwankte zwischen einem und drei. Bei jeweils 14 Individuen konnte ein Nachbar, bei 12 Vögeln zwei Nachbarn gefunden werden. Sechs Kleinspechte hatten drei Nachbarn. Es zeigten sich saisonale Unterschiede. Die größte Anzahl von Nachbarn konnte tendenziell für die Balzzeit festgestellt werden (*Anova*: $F_{2,29} = 2,84$; $p < 0,075$).

3.5.1 Überlappung der Aktionsräume

Betrachtet man die Überlappung der Aktionsräume von Paarpartnern außerhalb der Brutzeit (Balzzeit) und zur Brutzeit selbst, kann man in beiden Zeitabschnitten eine große Übereinstimmung der Flächen von über 57 % feststellen (Abb. 10, BP: 1; Winter ($n = 0$), Balzzeit ($n = 8$), Brutzeit ($n = 4$)). Dagegen war die mittlere Überlappung zwischen fremden Nachbarn in allen Zeitabschnitten geringer (*Anova*: $F_{2,49} = 25,63$; $p < 0,001$; Abb. 10). 14 der 44 nachbarlichen Aktionsräume fremder Kleinspechte grenzten nur aneinander und überlappten sich

nicht. Im Winter ($n = 10$) und in der Balzzeit ($n = 22$) betrug die mittlere Überlappung 11,2 % bzw. 12,3 % und verringerte sich zur Brutzeit auf 4,1 % ($n = 12$; Abb. 10, BP: 0).

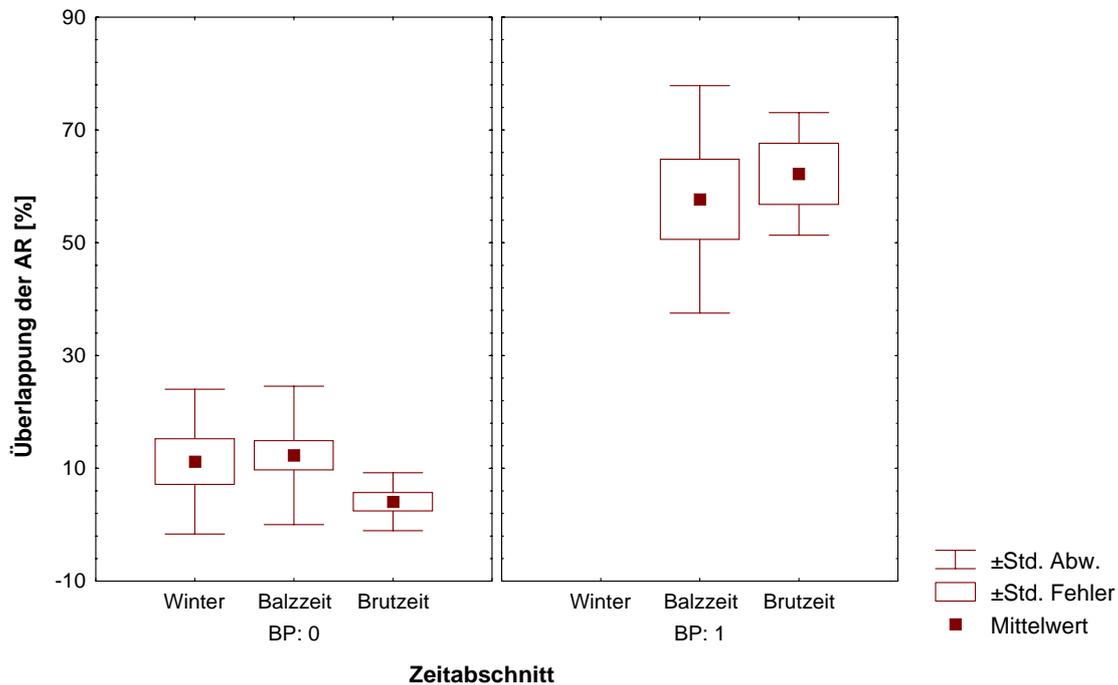


Abb. 10: Überlappung benachbarter Aktionsräume von Fremden (BP: 0) und Paarpartnern (BP: 1) in den entsprechenden Zeitabschnitten. Jeweiliges n siehe im obigen Text.

3.5.2 Nutzung der Überlappungszone

Die Paarpartner nutzten die Überlappungszone ohne nennenswerten saisonalen Unterschied sowohl außerhalb (56 %) als auch während (57 %) der Brutzeit ($U = 15,0$; $p = 0,86$). Im Median konnten 58,1 % der Gesamtbeobachtungen eines jeweiligen Paarpartners im Bereich der Überlappung gemacht werden. Dabei schwankte die Spanne der Beobachtungen zwischen 24,4 % und 93,8 %. Der Nutzungsanteil entsprach der Erwartung, die aufgrund der enormen Größe der Überlappungsflächen auch entsprechend hoch war (*Wilcoxon*-Test: $Z = 0,39$; $p = 0,7$). Bei paarfremden Nachbarn war die Nutzung einer Überlappungszone deutlich geringer, entsprach aber ebenfalls weitgehend der Erwartung. Die Spanne lag zwischen null Beobachtungen und 45,2 % der Gesamtbeobachtungen. Dabei fielen im Winter 12,9 % (Median) der Beobachtungen in die Überlappungszone ($Z = 0,73$; $p = 0,46$), in der Balzzeit tendenziell mehr als erwartet, nämlich 20,3 % ($Z = 1,71$; $p = 0,08$) und während der Brutzeit nur 4,6 % ($Z = 0,52$; $p = 0,60$).

Damit wird deutlich, dass die Überlappungszonen nicht nur durch die theoretische Linienführung zustande kamen, sondern von den Kleinspechten entsprechend ihrem Anteil genutzt und weder gemieden, noch bevorzugt aufgesucht wurden.

4. Diskussion

4.1 Methodenvergleich: Darstellung der Aktionsräume

Die Ermittlung von Aktionsräumen dient der Darstellung des räumlichen Verhaltens eines Tieres und gibt so Aufschluss über die Verteilung wichtiger Ressourcen für Individuen in Zeit und Raum. Schlussfolgerungen aus diesen Studien finden häufig Eingang in den praktischen Naturschutz. Obwohl den Ergebnissen also große Bedeutung zugemessen wird, sind die Methoden zur Darstellung von Aktionsräumen vielfältig und handhabbare Vergleiche und Anwendungskriterien selten. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Untersuchung zwei Methoden verglichen, die Minimum-Konvex-Polygon (MCP)-Kontur und die Kernel-Kontur. Das Ergebnis dieses Vergleichs lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Die räumliche Abbildung des Verhaltens von Individuen war unterschiedlich. Durch die inselartigen Konturen, die mit der Kernel-Darstellung deutlich wurden, konnten intensiver genutzte Bereiche innerhalb des Aktionsraums gefunden werden. Mit der MCP-Kontur wird nur die beflogene Fläche ohne Nutzungsinformation dargestellt.
- Die mittleren Aktionsraumgrößen waren bei den beiden Methoden nicht signifikant verschieden.
- Die Maximalwerte wichen stark voneinander ab.

Die MCP-Kontur schließt weite Bereiche mit ein, die die Individuen weder genutzt hatten noch tatsächlich nutzen konnten, weil mit ihr in einem geometrischen Verfahren lediglich Aktivitätspunkte verbunden werden. Damit kann jener Landschaftsausschnitt besonders gut beschrieben werden, in dem sich unter den gegebenen landschaftlichen Bedingungen alle notwendigen Habitatrequisiten finden. Die MCP-Kontur gibt so also auch Auskunft über den Anteil nicht nutzbarer Fläche in einer Landschaft für die untersuchte Art (z. B. Siedlungs- und baumlose landwirtschaftliche Flächen), und damit indirekt Aufschluss über die Qualität eines Habitats. Mit der Kernel-Kontur werden Schwerpunkte (sog. Inseln) entlang der Nutzungshäufigkeit bestimmter Räume gebildet. Die tatsächlich genutzten Bereiche werden dadurch stark hervorgehoben, ungenutzte Bereiche werden, je nach Abstand zu diesen Schwerpunkten, tendenziell ausgeblendet. Diese Darstellung gibt das Verhalten eines Individuums genauer wieder, als es mit der einfachen Projektion der MCP-Kontur möglich ist.

Die älteste, einfachste und gebräuchlichste Methode ist die MCP-Kontur (WHITE & GARROTT 1990). Die mit ihr gewonnenen Daten erlauben daher den Vergleich mit Größenangaben aus zahlreichen anderen Arbeiten (HARRIS et al. 1990). Allerdings kam ich mit der Kernel-Kontur

zumindest beim Kleinspecht in der vorliegenden Untersuchung zu vergleichbaren Ergebnissen bezüglich der Aktionsraumgröße. Das ist darauf zurückzuführen, dass in der Kernel-Kontur zwar ungenutzte Bereiche weitestgehend ausgeschlossen, genutzte Bereiche dafür aber über die tatsächliche Nutzung hinaus ausgedehnt werden. Dies könnte für Tierarten mit anderem räumlichen Verhalten zu stark abweichenden Ergebnissen für beide Methoden führen (WHITE & GARROTT 1990). In der vorliegenden Arbeit konnte damit aber der Schwerpunkt auf die Auswertung mit Hilfe der Kernel-Kontur gelegt werden, ohne auf eine Vergleichbarkeit der Aktionsraumgröße mit anderen Untersuchungen verzichten zu müssen, da sich die ermittelten Größen nicht signifikant unterschieden.

Auffällige Unterschiede zwischen beiden Methoden zeigten sich nur bei den Maximalwerten der Aktionsraumgröße. Die Spanne bei den Extremwerten ist mittels MCP-Kontur deutlich größer als bei den mit der Kernel-Kontur geschätzten Aktionsräumen. Dies könnte zum einen dadurch bedingt sein, dass es bei der Berechnung der Kernel-Konturen technisch nicht möglich war, eine Aufenthaltswahrscheinlichkeit von 100 % darzustellen, sondern nur von 95 %. Allerdings waren die Abweichungen zwischen den Maximalwerten nur für Balz- und Brutzeit sehr hoch, weniger stark für den Winter. In Balz- und Brutzeit wurden durch die Kernel-Kontur besonders viele „Aufenthaltsinseln“ gebildet, wodurch die Unterschiede zwischen beiden Berechnungsmethoden zustande kommen. Während bei der MCP-Methode alle Aufenthaltspunkte der Individuen gleich gewichtet in die Aktionsraumberechnung eingehen, werden bei der Berechnung der Kernel-Kontur Orte, die häufig aufgesucht wurden, stärker berücksichtigt als einmalige Beobachtungen an einem Ort. Dadurch werden in den Kernel-Konturen „Ausflüge“ von Kleinspechten in Randgebiete des Aktionsraums nur inselartig umfahren, während sie bei der MCP-Kontur aufgrund der geometrischen, gleichgewichteten Umspannung den Aktionsraum erheblich aufblähen und so zu den im Verhältnis größeren Maximalwerten führen. Dagegen wurde im Winter der Aktionsraum von den Spechten wohl gleichmäßiger genutzt.

Neben den Unterschieden zwischen beiden verwendeten Darstellungsmethoden gibt es auch Berechnungsvarianten innerhalb der Kernel-Methode. Das Ergebnis der Kontur hängt stark von dem gewählten Glättungsfaktor (h) ab (SILVERMAN 1986). Er bestimmt – vereinfacht gesagt – wie stark die Flächenausdehnung um Nutzungsschwerpunkte ausfällt und hat damit direkten Einfluss auf die ermittelten Aktionsraumgrößen. Für die Berechnung der Glättungsfaktoren gibt es bislang keine einheitliche und am Verhalten der Tiere orientierte Berech-

nungsart (POWELL 2000). Die in dieser Arbeit vorgestellte Methode, den Glättungsfaktor über die Bildung von Mittelwerten errechneter individueller Glättungsfaktoren aus Aktionsräumen zu bestimmen, denen eine hohe Anzahl von Orten zugrunde lag, hat sich bewährt (vgl. SEAMAN et al. 1999).

4.2 Raumnutzung

4.2.1 Aktionsraumgröße und saisonale Veränderungen

Die Aktionsräume des Kleinspechts waren durchweg erstaunlich groß. Mit durchschnittlich 211 ha im Winter, 131 ha während der Balz und immerhin noch 27 ha zur Brutzeit liegen sie weit über den Aktionsraumgrößen von vergleichbar großen Vogelarten im ähnlichen Habitat z. B. Dunenspecht (*Picoides pubescens*): Winter 10 ha (MATTHYSEN et al. 1993); Sumpfmehle (*Parus palustris*): Frühjahr 8,5 ha (LUDESCHER 1973), Kleiber (*Sitta europaea*): Winter 3,2 ha (NILSSON 1976), Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*): Brutzeit 7,4 ha (SUORSA et al. 2004) oder von verwandten größeren Arten (Mittelspecht: 9-19 ha, Buntspecht *Picoides major*). Andererseits sind die Raumansprüche der hier untersuchten Kleinspechte gegenüber denen der nordeuropäischen Nominatform *P. m. minor* noch vergleichsweise gering (WIKTANDER et al. 2001a, OLSSON et al. 1999).

In Südschweden setzt sich das Aufenthaltsgebiet der Nominatform hauptsächlich aus Fichtenforsten und Mischwäldern zusammen. Deshalb bestand die Vermutung, dass die Aktionsräume der nordeuropäischen Kleinspechte größer sind als im hiesigen Untersuchungsgebiet. Diese Vermutung konnte bestätigt werden. In Südschweden befliegen die Vögel im Durchschnitt einen winterlichen Aktionsraum von 742 ha. Damit ist der Aktionsraum mehr als drei Mal so groß wie der, der hier untersuchten Unterart *P. m. hortorum*. Ein wesentlicher Grund dafür könnte zum einen in den erwähnten Unterschieden im Habitat, zum anderen in der Struktur des Gebiets liegen. Zwar weisen die Landschaften in beiden Untersuchungsgebieten ähnlich große Anteile an nicht nutzbarer Fläche auf, diese ist jedoch unterschiedlich verteilt (WIKTANDER 1998, HÖNTSCH 1996). In Südschweden wurde der Kleinspecht in einer Seenlandschaft untersucht, in der die nutzbaren Waldhabitats recht gleichmäßig auf zahlreichen Inseln zwischen der nicht nutzbaren Wasserfläche verteilt waren. Im hessischen Vordertaunus sind die nutzbaren Biotoptypen stärker konzentriert, was es den Kleinspechten einerseits erleichtert, nicht nutzbare Flächen aus ihren Aktionsräumen auszuschließen, andererseits aber auch zu Barrieren innerhalb der Population führen kann. Der Vergleich zwischen dem schwedischen und dem hessischen Untersuchungsgebiet zeigt, dass die Kleinspechte in beiden Fällen bestrebt sind, ihren Aktionsraum flächenmäßig zu optimieren. Aus der Optimierung

sollten die Vögel auch einen Vorteil ziehen können. Aber weder Legebeginn noch Schlupferfolg waren mit der Aktionsraumgröße korreliert. Das trifft für die schwedische Population ebenso zu wie für die hier untersuchten Vögel im Vordertaunus (WIKTANDER et al. 2001b). Die südschwedischen Kleinspechte haben sogar, obwohl der größere Aktionsraum energetische Nachteile mit sich bringen müsste, größere Gelege (WIKTANDER et al. 2001b, ROßMANNITH 2005). Der Grund dafür dürfte allerdings in den geographischen Gesetzmäßigkeiten liegen: Je nördlicher der Breitengrad, desto größer das Gelege (ASHMOLE 1963). Doch wird der höhere Bruterfolg vermutlich durch eine höhere Sterblichkeit wieder aufgezehrt. Insgesamt betrachtet sind die mobilen Kleinspechte wohl in der Lage, einen vergleichsweise hohen Grad an Fragmentierung ihrer Lebensräume zu tolerieren (WIKTANDER et al. 2001a, siehe Kapitel III). Es scheint sogar so zu sein, dass sie selbst in urwaldähnlichen, unzerschnittenen Landschaften zwar höhere Dichten erreichen als in der vorliegenden Untersuchung (0,2 Brutpaare auf 10 ha im Urwald Polens, WESOŁOWSKI & TOMIALOJC 1986; 0,014 BP/10 ha in der vorliegenden Studie), die aber dennoch gering sind im Vergleich mit anderen Vogelarten ihrer Größe.

Die Ursachen für die erstaunlich großen Aktionsräume dürften daher zwar von der Habitatqualität stark abhängen, aber nicht ausschließlich in den landschaftsökologischen Bedingungen zu suchen sein. Die Ernährungsweise und die damit verbundene Nahrungsverfügbarkeit könnte ebenso verantwortlich für die enorme Aktionsraumgröße sein. Denn Vögel mit vergleichbarer Lebensweise, die sich aber im Winter anders als der Kleinspecht ganz oder teilweise vegetabil ernähren, haben deutlich geringere Aktionsraumgrößen. Kleiber nutzen im Winter Aktionsräume von 3,2 ha, die sie im Frühjahr sogar auf 2,0 ha reduzieren (NILSSON 1976, MATTHYSEN 1998). Das ist wohl Ausdruck einer größeren Flexibilität in der Nahrungswahl. Mittelspechte allerdings, die sich wie die Kleinspechte zu allen Jahreszeiten ausschließlich von baumbewohnenden Arthropoden ernähren, haben deutlich kleinere Aktionsräume. Sie befliegen in einem schweizerischen Eichen-Hainbuchenwald im Winter durchschnittlich nur 18,8 ha, zur Balzzeit 11,6 und während der Brutzeit lediglich 8,8 ha (PASINELLI 1999). Obwohl Klein- und Mittelspechte sich also von vergleichbaren Beutetieren ernähren und auch in vergleichbaren Habitaten leben, ist der Aktionsraum des Kleinspechts im Winter um mehr als das Zehnfache größer. Dabei haben Kleinspechte sogar den Vorteil, dass sie (anders als die größeren Mittelspechte) ihre Nahrung zu einem wesentlichen Teil aktiv frei hacken können, also auch regelmäßig an im Holz verborgene Nahrung gelangen, während der Mittelspecht fast nur stochert (PASINELLI & HEGELBACH 1997). Die Nahrungsverfügbarkeit kann damit die enorme Aktionsraumgröße der Kleinspechte im Vergleich zu etwa gleichgroßen

Vogelarten nicht allein erklären (vgl. WIKTANDER 1998). Es wäre denkbar, dass interspezifische Konkurrenz den Kleinspecht zu häufigen Ortswechselln zwingt bzw. die optimierte Ausnutzung vorhandener Ressourcen behindert. Gegenüber den kleineren Nahrungskonkurrenten, insbesondere Meisenarten und Kleiber, ist der Kleinspecht nach eigenen Beobachtungen dominant. Bei Auseinandersetzungen mit Bunt- und Mittelspechten, die ausschließlich außerhalb der Vegetationsperiode erfolgten, war der Kleinspecht allerdings unterlegen und musste in den beobachteten Einzelfällen die aufgesuchte Nahrungsquelle verlassen. Doch weichen die Vögel dieser Konkurrenz in der Regel durch Bevorzugung geringer, von den schwereren Spechtarten nicht nutzbaren Zweigdurchmessern aus, wo Nahrung mitunter auf Grund der jüngeren und dadurch weicheren Borke sogar einfacher zu erreichen ist (HÖNTSCH 1996). Wenn interspezifische Konkurrenz für die enorme Aktionsraumgröße ausschlaggebend ist, sollten die Unterschiede in der Aktionsraumgröße bei relativem Überfluss an Nahrung, also in der Vegetationsperiode, verschwinden (DI BITETTI 2001, DAVIES 1976). Zwar konnten in dieser Zeit keine Auseinandersetzungen mehr um Nahrungszweige beobachtet werden, die Größenunterschiede zwischen den Aktionsräumen des Kleinspechts und denen der anderen Arten blieben jedoch bestehen.

Letztlich könnte die Ursache für die auffällig großen Aktionsräume der Kleinspechte vor allem im intraspezifischen Sozialverhalten liegen. Aufgrund der Anlage der Bruthöhlen in äußerst weichem, morschen Holz, sind Kleinspechte bzw. ihre Brut besonders stark von Prädaation, vor allem durch Buntspecht und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) bedroht (TRACY 1933, GLUE & BOSWELL 1994, BROWN 1999, WÖLFLIK 2002, ROBMANITH 2005). Bei gleicher Gelegegröße dürften weniger Vögel ausfliegen als bei Bunt- und Mittelspechten, da Zweit- oder Ersatzbruten bislang nicht bekannt geworden sind. Des weiteren haben Kleinspechte im Vergleich zu den größeren Spechtarten ein ungünstigeres Verhältnis zwischen Körpergröße und -oberfläche, was ihren Energiebedarf erhöht und damit bei knappen Ressourcen ihre Wintersterblichkeit erhöhen könnte. Die Daten von ROBMANITH (mündl. Mitteilung) deuten auf eine erhöhte Sterblichkeit im Winter im Gegensatz zur Balz- und Brutzeit hin. Schließlich kann davon ausgegangen werden, dass die Lebenserwartung der Individuen der kleineren Art deutlich unter der der größeren Schwesterarten liegt (KOZLOWSKI & WEINER 1997). Große Flugstrecken im Winter erhöhen zudem das Prädaationsrisiko, da sich die Vögel aus dem Schutz der Baumlandschaft begeben müssen (DOHERTY & GRUBB 2002). Insgesamt könnte das zu einer geringeren Individuenzahl führen, was bei annähernd gleichmäßiger Verteilung im Gebiet zu größeren Aktionsräumen führen muss, um den sozialen Zusammenhalt der

Population sicherzustellen. Deutlich wird dies insbesondere in der Balzzeit, wenn unverpaarte Tiere sehr weite Flüge unternehmen und an den „Grenzen“ ihrer Aktionsräume Rufreihen von sich geben, die auf Partnersuche schließen lassen (eig. Beob.). Zur Brutzeit gibt die mehrfache Beobachtung von sukzessiver Polyandrie (HÖNTSCH 1996, ROßMANITH 1999, WIKTANDER et al. 2001b) Aufschluss darüber, dass Kleinspechtweibchen offenbar bestrebt sind, das weitere Umfeld ihres brutzeitlichen Aktionsraumes nach potenziellen weiteren Partner abzusuchen. Die gesteigerte Ruffreudigkeit der Weibchen könnte dafür ein Indiz sein (siehe Kapitel I).

Die ermittelten Aktionsräume unterlagen in ihrer Größe einem ausgeprägten saisonalen Wandel. Sie waren im Winter besonders groß, verringerten sich zur Balzzeit bereits um etwa 40 % und schrumpften zur Brutzeit signifikant weiter zusammen. Dieser saisonale Verlauf entspricht den Erwartungen, die aufgrund zahlreicher Studien über die Aktionsräume anderer Spechtarten der nördlichen Hemisphäre vorliegen (WIKTANDER et al. 2001a, PASINELLI et al. 2001, PECHACEK 2004). In Zeiten geringer Nahrungsverfügbarkeit ist der Aktionsraum am größten (PULLIAINEN 1963, ENOKSSON & NILSSON 1983). Zur Balzzeit erlaubt die Blatt- und Blütenentwicklung bereits eine Verkleinerung der Aktionsräume, da oberflächenlebende Insekten zum Vorschein kommen. Andererseits beanspruchen die Individuen noch relativ viel Raum, um den Kontakt zum künftigen Brutpartner herzustellen. Zudem haben BADYAEV et al. (1996) für wilde Truthühner (*Meleagris gallopavo*) gezeigt, dass die Habitatauswahl in großen Aktionsräumen vor der Brutzeit den Weibchen die Wahl eines besseren Brutstandorts erlaubt und sich dadurch positiv auf den Reproduktionserfolg auswirkt.

Gegen Ende der Balzzeit erfährt der von den Kleinspechten beflogene Raum durch den gemeinsamen Bau der Bruthöhle und die damit verbundene räumliche Bindung bereits eine Verkleinerung. Zur Brutzeit wird der Aktionsraum auf die Umgebung der Bruthöhle verringert, um die Bewachung und Versorgung von Gelege und Brut sicherzustellen.

4.2.2 Saisonale und interannuelle Veränderung der Aktionsraumlage

Die saisonale Abnahme der Aktionsraumgröße auf ein Minimum zur Brutzeit lässt vermuten, dass eine kontinuierliche Konzentration auf ein Kerngebiet innerhalb des winterlichen Aktionsraumes stattfindet (vgl. WIKTANDER et al. 2001a). Tatsächlich aber verlagerten die Individuen in der vorliegenden Untersuchung ihre Aktivitätszentren zwischen den Jahreszeiten regelmäßig. Auch über verschiedene Jahre hinweg wurden die Aktivitätszentren innerhalb der Jahreszeiten deutlich verschoben. Die Verlagerung nahm sich in absoluten Zahlen sehr groß aus. Im Verhältnis zur ohnehin bemerkenswert raumgreifenden Lebensweise der Kleinspechte

scheint dieses Verhalten aber nicht ungewöhnlich. Im Landschaftsmaßstab betrachtet verlagerten die Individuen zwar deutlich ihre Aktivitätszentren, sie drangen dabei jedoch nur in seltenen Ausnahmefällen in den Aufenthaltsbereich eines anderen Kleinspechts, nicht einmal in den Aktionsraum eines verschwundenen Individuums ein. Das heißt, dass Kleinspechte in einem weiten Rahmen grundsätzlich als ganzjährig standorttreu zu betrachten sind.

Die Instabilität der Aktionsräume zwischen zwei Wintern könnte sich mit der Nahrungssuche der Kleinspechte erklären lassen. In der blatt- und blütenlosen Jahreszeit gehen Kleinspechte bei der Nahrungssuche explorativ vor. Sie suchen vermeintlich ergiebige Nahrungszweige auf, prüfen diese kurz und gehen dann je nach Erfolg zur nächsten Nahrungsquelle über (OLSSON et al. 1999). Dieses unstete Nahrungssuchverhalten, das aus energetischer Sicht einen Kompromiss zwischen der Wahrscheinlichkeit, an gleicher Stelle auf weitere Nahrung zu treffen, und den Kosten für die Suche darstellt, führt bereits zu einem sehr zufällig wirkenden Verteilungsmuster der Aktivitätspunkte im Raum. Wahrscheinlich wird die Heterogenität der Aktionsräume durch die unterschiedliche Verteilung und Häufigkeit der Nahrung (baumbewohnende Insekten) noch verstärkt und könnte zu diesen Verlagerungen führen.

Innerhalb des Jahres fanden zwischen Winter und Balzzeit die größten Verlagerungen der Aktionsraumzentren statt. Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass sich auch der Schwerpunkt des Verhaltens, von der Nahrungssuche zur Partnerwahl verlagert. Die Vögel suchen zur Balzzeit verstärkt Orte auf, an denen sie auf ihren Partner treffen (eig. Beob.). In dieser Phase machte die Überlappungszone der Aktionsräume von Paarpartnern bereits 57 % aus. Gemeinsam mit dem Partner wählten sie einen Standort für die Bruthöhle aus und bauten diese gemeinsam (ROBMANITH 1999). Dies schlägt sich in den berechneten Aktivitätszentren zur Balzzeit nieder. Die Aktivitätszentren werden dann vom Lebensmittelpunkt des künftigen Partners, der Wahl eines geeigneten Brutbaumes und von der Bewachung der künftigen Bruthöhle geprägt und sind deshalb naturgemäß verschieden von den Aktivitätszentren im Winter. Kleinspechte haben anders als andere *Picoidea*-Arten keine ausgeprägten geschlechtsspezifischen Unterschiede in der winterlichen Nahrungswahl (PASINELLI 2000, MATTHYSEN et al. 1993, PETERS & GRUBB 1983, WILLIAMS 1980, HOGSTADT 1978). Da also eine intraspezifische Konkurrenzvermeidungsstrategie fehlt, gehen sich vermutlich selbst Paarpartner im Winter räumlich aus dem Weg und die Paarfindung bedeutet in der sich anschließenden Balzzeit zwangsläufig eine Verlagerung des Aktionsraumes (PETERS & GRUBB 1983).

Die Verlagerungen von Balz- zu Brutzeit fielen geringer aus, weil bereits in der Balzphase wesentliche Aktivitäten rund um den künftigen Bruthöhlenstandort stattgefunden hatten.

Allerdings gab es große Unterschiede von Jahr zu Jahr. Die Verlagerung des brutzeitlichen Aktionsraumes war bei miteinander erfahrenen Paaren deutlich geringer als bei neuverpaarten Vögeln. Offensichtlich finden sich erfahrene Paare in dem ihnen bekannten Brutaktionsraum wieder zusammen und haben dort auch ein Baumangebot, das es ihnen erlaubt, eine neue Bruthöhle anzulegen. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Obstbäume in überalterten Streuobstwiesen, die über einen großen Totholzreichtum verfügen (HÖNTSCH 2001). Wenn sich alte Individuen (vermutlich aufgrund des Verlusts ihres Partners) neu verpaarten, verlagerten sie den Aktionsraum erneut weit. Es gelingt den Vögeln offensichtlich nicht, ein unter Umständen erfolgreiches Bruthabitat in einer neuen Partnerschaft durchzusetzen. Eventuell ist das auch gar nicht in ihrem Interesse, wenn der alte Brutpartner z. B. aufgrund von Prädation durch einen ansässigen Beutegreifer nicht überleben konnte. Diese Umstände machen deutlich, wie stark die Raumnutzung der Kleinspechte von der Partnersuche geprägt ist. Sie hat ganz wesentlichen Anteil an Ausdehnung und Lage der Aktionsräume und beschreibt eine Vogelart, die ihre Verhaltensweise in großem Maße an ihre spärliche Verbreitung und ihre sozialen Bedürfnisse angepasst hat. Ähnliche Einflüsse auf die Raumnutzung haben BULL & HOLTHAUSEN (1993) für den Helmspecht (*Dryocopus pileatus*) festgestellt, in ihrer Studie hatten verpaarte Spechte kleinere Aktionsräume als verwitwete.

4.3 Nachbarn und Territorialität

Das Territorium oder Revier wird definiert als ein von einem Individuum, Paar oder einer Gruppe besiedeltes Gebiet, das gegen Artgenossen, aber auch gegen potenzielle Rivalen anderer Arten verteidigt wird (EMLEN 1957). Größe und Beständigkeit von Revieren hängen davon ab, ob sie ökonomisch zu verteidigen sind (BROWN 1969). Ein nicht verteidigtes Aufenthaltsgebiet wird demgegenüber als Wohngebiet oder „home range“ bezeichnet (BEZZEL & PRINZINGER 1990). Gemessen an dieser Definition sind die Kleinspechte, zumindest jene im Untersuchungsgebiet, nicht territorial. Die Aktionsräume sind allein schon wegen ihrer Flächengröße, der daraus resultierenden Unübersichtlichkeit und den begrenzten akustischen Möglichkeiten der Kleinspechte ökonomisch nicht sinnvoll zu verteidigen. Daher müssen sie als Wohngebiete verstanden werden.

Im Winter ist die Verteidigung des Aktionsraums auch wegen der unstillen Nahrungssuche wenig sinnvoll. Sie würde wegen der zwangsläufig erhöhten akustischen Auffälligkeit das Prädationsrisiko erhöhen. Hinzu kommt der energetische Aufwand für eine Verteidigung. Auf Grund der spärlichen Verbreitung der Art grenzte trotz der enormen Größe ohnehin kaum ein Aktionsraum an den eines Nachbarn. Dort wo die Aktionsräume von Individuen aneinander grenzten, wurden gewisse Bereiche überlappend genutzt, ohne dass es aber in diesen Zonen

zu häufigeren Aufenthalten als erwartet gekommen wäre. Das zeigt, dass Kleinspechte ihre Gebiete nicht abgrenzen.

In der Balzzeit war die Zahl nachgewiesener Nachbarn am größten. Es konnten Kämpfe zwischen gleichgeschlechtlichen Individuen an unterschiedlichsten Orten innerhalb eines Aktionsraumes beobachtet werden, keineswegs nur oder gehäuft entlang von Aktionsraumgrenzen. Vielmehr löste die Begegnung mit einem Individuum des gleichen Geschlechts immer eine heftige Auseinandersetzung aus. Diese konnten sich teilweise über mehrere Tage erstrecken. Nicht selten wurden diese Kämpfe von einem Kleinspecht des anderen Geschlechts mehr oder weniger teilnahmslos beobachtet (eig. Beob.). Der Aktionsraum in der Balzzeit ist als Gegenstand dieser Auseinandersetzungen immer noch zu groß. Er wird nicht verteidigt, zumal er in der Folgezeit ohnehin in weiten Teilen zu Gunsten eines engeren Gebietes um die Bruthöhle aufgegeben wird. Die Kämpfe hatten aber auch keinen räumlichen Bezug zu einer möglichen späteren Bruthöhle. Sie dienten wohl vielmehr dazu, die eigenen Chancen auf eine Verpaarung dadurch zu erhöhen, dass ein gleichgeschlechtlicher Rivale aus der unmittelbaren Umgebung vertrieben wurde, ohne dass diese Umgebung räumlich definiert war. Sie bezog sich vielmehr auf den augenblicklichen, zufälligen Aufenthaltsort bzw. den eines möglichen Partners.

Auch das akustische Verhalten der Kleinspechte deutet nicht auf Territorialität hin (siehe Kapitel I). Das Repertoire an Lautäußerungen ist schon wegen der Größe der Aktionsräume und der Entfernung zwischen einzelnen Individuen kaum geeignet, zur Reviermarkierung und Verteidigung zu dienen. CAMPOLATTANO (2001) konnte darüber hinaus zeigen, dass es keine Konzentration von Rufen an bestimmten Stellen im Aktionsraum gibt. Das Trommeln, das nahezu ausschließlich zur Balzzeit zu hören ist, ist wegen seiner geringen Lautstärke ebenfalls nicht zur Verteidigung oder Markierung geeignet und wird auch vornehmlich von Paarpartnern im Duett vorgebracht. Es dient wohl in erster Linie der Paarsynchronisation (siehe Kapitel I).

Zur Brutzeit zeigte sich das Fehlen territorialen Verhaltens noch deutlicher. Aufgrund der abermaligen Flächenreduzierung stoßen die Aktionsräume der Paarpartner ohnehin kaum noch auf nachbarliche Aktionsräume. Ist das trotzdem der Fall, werden die Grenzzonen kaum genutzt. Kämpfe wurden nicht mehr, Lautäußerungen kaum noch beobachtet (siehe Kapitel I). Nach wie vor waren die Aktionsräume mit 27 ha auch zu groß, um sie sinnvoll zu verteidigen. Darüber hinaus gab es auch keine knappe Ressource mehr, da die Verpaarung abgeschlossen und Nahrung im Überfluss vorhanden war.

4.4 Mindestgröße für den Gebietsschutz

In verschiedenen Arbeiten wurde bereits auf einen drastischen Rückgang von Kleinspechtbeständen hingewiesen (TIAINEN 1985, NILSSON et al. 1992, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Er könnte zum einen auf Lebensraumverlust (weichholzreiche Laubwälder, Streuobstwiesen; CONZ 1997, SPITZNAGEL 2001), zum anderen auf die Zunahme von Buntspecht und Eichelhäher als Nestprädatoren zurückgehen (ROßMANITH 2005). Angesichts von Jahresaktionsraumgrößen von durchschnittlich 580 ha stoßen klassische Schutzgebietskonzepte zumal im mit Menschen dicht besiedelten Mitteleuropa an Grenzen. Mindestflächengrößen für lebensfähige Populationen, wie sie von PECHACEK (2004) für den Dreizehenspecht oder von PASINELLI et al. (2001) für den Mittelspecht angegeben werden, können anhand der vorliegenden Ergebnisse für den Kleinspecht nicht ohne weiteres hergeleitet werden. Auf keinen Fall dürfen die hier ermittelten Kerngebiete dazu verführen, daraus Mindestanforderungen für den Schutz zu entwickeln. Vielmehr hat sich gezeigt, dass die Raumnutzung des Kleinspechts zwar auf Habitatrequisiten aufbaut, sie aber am stärksten vom sozialen Kontakt innerhalb der Population geprägt wird. In den Jahren 1996-2003 konnte von 32 Brutpaaren nur ein einziges Paar drei Jahre hintereinander zusammen brüten (eig. Beob., ROßMANITH pers. Mitteilung). Einen entsprechenden Schwund können nur vitale Populationen verkraften, in denen es den verwitweten Vögeln gelingt, einen neuen Partner zu finden. Ein Schutzkonzept muss daher auf der Landschaftsebene ansetzen und ein dichtes Netz geeigneter Habitate in weitläufiger Nachbarschaft erhalten bzw. schaffen. Angesichts der permanenten Verlagerung und der Größe ihrer Aktionsräume kann dabei selbst bei großzügigen Flächenannahmen das Fassungsvermögen eines Raumes für Kleinspechte überschätzt werden. Ausgehend von der Überlegung, dass Brutpaare zur Balzzeit, in der der Grundstein für den Fortpflanzungserfolg gelegt wird (OLSSON et al. 1999), einen gemeinsamen, etwa 180 ha großen Aktionsraum haben, der an die Aktionsräume anderer Paare angrenzt, könnte ein loses Netz aus etwa 180 ha großen Flächen mit tot- und weichholzreichen Kernelementen und einem hohen Laubholzanteil geeignet sein, das dauerhafte Überleben einer regionalen Kleinspechtpopulation zu sichern. Genaue Untersuchungen zur Mindestzahl solcher Flächen werden derzeit durchgeführt (JACKSON schriftl. Mitteilung). Wichtig ist, dass die Kernelemente mit den ausschlaggebenden Habitatrequisiten strengem Schutz unterliegen und in der übrigen Landschaft Bewirtschaftungskonzepte greifen, die zu einer weiteren Verbreitung dieser Strukturelemente führen.

5. Summary

Inter- and intra-annual changes in home range size and location

The knowledge of the spatial requirements of threatened species is crucial for the establishment of appropriate protected areas. This study deals with the spatial habitat use of an endangered non-migratory woodpecker, showing enormous decrease in Europe during the last two decades. 31 birds were radio-tagged and followed between 1996 and 2000. For the estimation of their home ranges the older and more common minimum convex polygon-method and the more recently developed Kernel-method were applied and compared to each other. No significant difference between the home range sizes resulting from both methods was determined. But the spatial illustration of more intensively used areas was only possible for the Kernel-method.

Home ranges averaged 211 ha in the winter, 131 ha in the pre-breeding-season and 27 ha in the breeding-season. The smallest of the European woodpeckers hence shows extraordinarily large home ranges. The mobile woodpecker does probably tolerate a high degree of fragmentation of its home range. Habitat quality alone does not explain the large areas which are probably a result of seeking mates. This might explain the significantly far shift of the cavity location in new paired individuals. The spatial habitat use of the lesser spotted woodpecker is probably most strongly affected by social contacts within the population. Conservation management, should strongly focus on determining networks of suitable habitats rather than looking on large patches of uniform habitat.

6. Literatur

- ASHMOLE, N. P. (1963): The regulation of tropical oceanic birds. – *Ibis* 103: 458-473.
- BEZZEL, E. & R. PRINZINGER (1990): Ornithologie. – 2. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart.
- BADYAEV, A. V., T. E. MARTIN & W. J. ETGES (1996): Habitat sampling and habitat selection by female wild turkeys: Ecological correlates and reproductive consequences. – *Auk* 113 (3): 636-646.
- BINGHAM, B. B. & B. R. NOON (1997): Mitigation of habitat “take”: application to habitat conservation planning. – *Conservation Biology* 11: 127-139.
- BROWN, J. L. (1969): Territorial behavior and population regulation in birds: A review and reevaluation. – *Wilson Bulletin* 81: 293-329.
- BROWN, J. S. (1999): Vigilance, patch use and habitat selection: Foraging under predation risk. – *Evolutionary Ecology Research* 1: 49-71.

- BULL, E. L. & R. S. HOLTHAUSEN (1993): Habitat use and management of pileated woodpeckers in northeastern Oregon. – *Journal of Wildlife Management* 57: 335-345.
- BURT, W. H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. – *Journal of Mammalogy* 24: 346-352.
- CAMPOLATTANO, A. (2001): Lautäußerungen des Kleinspechts *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- CARPENTER, F. L. (1987): Food abundance and territoriality: to defend or not to defend? – *American Zoologist* 27:387-399.
- CONZ, O. (1997): Kleinspecht *Dendrocopos minor* (Linné 1758). In: HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Avifauna von Hessen. – Echzell.
- DAVIES, N. B. (1976): Food, flocking and territorial behaviour of the Pied Wagtail (*Motacilla alba yarrellii* Gould) in winter. – *The Journal of Animal Ecology* 45: 235-253.
- DI BITETTI, M. S. (2001): Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigrurus*) in a subtropical rainforest of Argentina. – *Journal of Zoology* 253: 33-45.
- DOHERTY, P.F. & T. C. GRUBB (2002): Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. – *Ecology* 83, 3: 844-857.
- EMLEN, J. T. (1957): Defended Area? A critique of the territory concept and of conventional thinking. – *Ibis* 99: 352.
- ENOKSSON, B. & S. G. NILSSON (1983): Territory size and population density in relation to food supply in the Nuthatch *Sitta europaea* (Aves). – *The Journal of Animal Ecology* 52: 927-935.
- FINCK, P. (1990): Seasonal variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). – *Oecologia* 83: 68-70.
- FINCK, P. (1993): Territoriengröße beim Steinkauz *Athene noctua*: Einfluss der Dauer der Territorienbesetzung. – *Journal für Ornithologie* 134:35-42.
- GLUE, D. E. & T. BOSWELL (1994): Comparative nesting ecology of the Three British breeding woodpeckers. – *British Birds* 87: 253-269.
- HARRIS, S., W. J. CRESSWELL, P. G. FORDE, W. J. TREWHELLA, T. WOOLLARD & S. WRAY (1990): Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. – *Mammalian review* 20: 97-123.

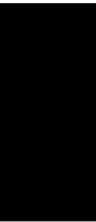
- HAVELKA, P. & K. RUGE (1993): Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 33-38.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1990): Bodenkarte von Hessen, Blatt 5816: Königstein im Taunus, 1:25.000. – Wiesbaden.
- HOGSTADT, O. (1978): Sexual dimorphism in relation to winter foraging and territorial behaviour of the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* and three *Dendrocopos* species. – Ibis 120: 198-203.
- HÖNTSCH, K. (1996): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des Kleinspechts *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit TU-Darmstadt.
- HÖNTSCH, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts *Picoides minor*. – Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum 5, Sonderheft: 107-120.
- JÄGER, J. & P. PECHACEK (2002): Minimale Stichprobengröße für Berechnungen von Kernelbasierten Aktionsräumen beim Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*). – Journal für Ornithologie 143: 416-423.
- KENWARD, R. E. (1987): Wildlife Radio Tagging. – Academic Press, London.
- KENWARD, R. E. & K. H. HODDER (1996): Ranges V. An analysis system for biological location data. – Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK.
- KENWARD, R., R. T. CLARKE, K. H. HODDER & S. S. WALLS (2001): Density and linkage estimators of home range: Nearest-neighbor clustering defines multinuclear cores. – Ecology 82 (7): 1905-1920.
- KOZLOWSKI, J. & J. WEINER (1997): Interspecific allometries are by-products of body size optimisation. – American Naturalist 149 (2): 352-380.
- KREBS, J. R. (1971): Territory and breeding densities in the Great Tit. – Ecology 52: 2-22.
- LUDESCHER, F.-B. (1973): Sumpfmehse *Parus p. palustris* und Weidenmehse *P. montanus salicarius* als sympatrische Zwillingsarten. – Journal für Ornithologie. 114: 3-56.
- MATTHYSEN, E., D. CIMPRICH & T. C. GRUBB (1993): Home ranges and social-behaviour of the Downy Woodpecker *Picoides pubescens* in winter. – Belgian Journal of Zoology 123, 2: 193-201.
- MATTHYSEN, E. (1998): The nuthatches. – T. & A. D. Poyser, Academic Press, London.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. – Vogelwelt 118: 277-283.
- MOHR, D. O. (1947): Table of equivalent populations of North American small mammals. – The American midland naturalist 37: 223-249.

- NEWTON, I. (1979): Population Ecology of Raptors. – Poyser, Berkhamstedt, UK.
- NILSSON, S. G. (1976): Habitat, territory size, and reproductive success in the Nuthatch *Sitta europea*. – *Ornis Scandinavica* 7: 179-184.
- NILSSON, S.G., O. OLSSON, S. SVENSSON & U. WIKTANDER (1992): Population trends and fluctuation in Swedish woodpeckers. – *Ornis Svecica* 2: 13-21.
- OLSSON, O. (1998): Through the eyes of a woodpecker: Understanding habitat selection, territory quality and reproductive decisions from individual behaviour. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- OLSSON, O., U. WIKTANDER, N. M. A. HOLMGREN & G. NILSSON (1999): Gaining ecological information about Bayesian foragers through their behaviour. II. A field test with woodpeckers. – *Oikos* 87: 264-276.
- PASINELLI, G. & J. HEGELBACH (1997): Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Northern Switzerland. – *Ardea* 85: 203-209.
- PASINELLI, G. (1999): Relations between habitat structure, space use and breeding success of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. – Dissertation Universität Zürich, Schweiz.
- PASINELLI, G. (2000): Sexual dimorphism and foraging niche partitioning in the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. – *Ibis* 142, 4: 635-644.
- PASINELLI, G., J. HEGELBACH & H. U. REYER (2001): Spacing behavior of the middle spotted woodpecker in Central Europe. – *Journal of Wildlife Management* 65 (3): 432-441.
- PECHACEK, P. (2004): Spacing behavior of Eurasian three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the breeding season in Germany. – *Auk* 121: 58-67.
- PETERS, W. D. & T. C. GRUBB (1983): An experimental-analysis of sex-specific foraging in the Downy Woodpecker *Picoides pubescens*. – *Ecology* 64: 1437-1443.
- POWELL, R. A. (2000): Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. In: Boitani, L. & T. K. Fuller (Hrsg.): *Research Techniques in Animal Ecology – Controversies and consequences*. – Columbia University Press, New York: 65-110.
- PULLIAINEN, E. (1963): Observations on the autumnal territorial behaviour of the Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*). – *Ornis Fennica* 40: 132-139.
- REVILLA, E. & F. PALOMARES (2002): Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. – *Journal of Animal Ecology* 71, 3: 497-512.

- ROLSTAD, J., P. MAJEWSKI & E. ROLSTAD (1998): Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. – *Journal of Wildlife Management* 62 (1): 11-23.
- ROßMANITH, E. (1999): Brutbiologische Untersuchungen am Kleinspecht (*Picoides minor*). – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- ROßMANITH, E. (2005): Breeding biology, mating system and population dynamic of the Lesser spotted woodpecker (*Picoides minor*): combining empirical and model investigations. – Dissertation Universität Potsdam.
- SEAMAN, D. E. & R. A. POWELL (1996): Accuracy of kernel estimators for animal home range analysis. – *Ecology* 77: 2075-2085.
- SEAMAN, D. E., J. J. MILLSPAUGH, B. J. KERNOHAN, G. C. BRUNDIGE, K. J. RAEDEKE & R. A. GITZEN (1999): Effects of sample size on kernel home range estimates. – *Journal of Wildlife Management* 63 (2): 739-747.
- SILVERMAN, B. W. (1986): Density estimation for statistics and data analysis. – Chapman & Hall, London.
- SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 59-70.
- SPITZNAGEL, A. (2001): Kleinspecht *Picoides minor*.- In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.3 Non-Passeriformes. – Ulmer, Stuttgart.
- SUORSA, P., H. HELLE, V. KOIVUNEN, E. HUHTA, A. NIKULA & H. HAKKARAINEN (2004): Effects of forest patch size on physiological stress and immunocompetence in an area-sensitive passerine, the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*): an experiment. – *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271 (1537): 435-440.
- TIAINEN, J. (1985): Monitoring bird populations in Finland. – *Ornis Fennica* 62: 80-89.
- TRACY, N. (1933): Some habits of the British woodpeckers. – *British Birds* 27: 117-132.
- WESOŁOWSKI, T. & L. TOMIALOJC (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. – *Acta Ornithologica* 22: 1-21.
- WHITE, G. C. & R. A. GARROTT (1990): Analysis of Wildlife Radio-tracking Data. – Academic Press.
- WILLIAMS, J. B. (1980): Intersexual niche partitioning in Downy Woodpeckers. – *Wilson Bulletin* 92: 439-451.

- WIKTANDER, U. (1998): Reproduction and survival in the lesser spotted woodpecker. Effects of life history, mating system and age. – Dissertation University Lund.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001a): Seasonal variation in home-range size and habitat requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. – *Biological Conservation* 100: 387-395.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001b): Annual and seasonal reproductive trends in the lesser spotted woodpecker *Dendrocopos minor*. – *Ibis* 143: 72-82.
- WÖFLIK, O. (2002): Vergleichende Untersuchungen der Bruthöhlenhabitats von Kleinspecht (*Picoides minor*) und Buntspecht (*Picoides major*), unter besonderer Berücksichtigung der Nestprädation des Kleinspechts durch den Buntspecht. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- WORTON, B. J. (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. – *Ecology* 70: 164-168.

**Kapitel III Habitatnutzung: Einfluss auf Raumanspruch und
Reproduktion**



Zusammenfassung

Für den Bestandsrückgang von sechs europäischen Spechtarten wird die Habitatzerstörung durch die intensive Land- und Forstwirtschaft verantwortlich gemacht. Zu diesen sechs Arten gehört auch der Kleinspecht. Bestandseinbußen wurden u. a. in Skandinavien, England, der Schweiz und Deutschland nachgewiesen. Welche die Schlüsselfaktoren für den Rückgang des Kleinspechts sind, ist unbekannt. Da die Aufklärung bevorzugter Biotoptypen hier wichtige Hinweise liefern kann, wurden von 1995-2000 an 31 telemetrierten Kleinspechten Daten zu Habitatselektion, -nutzung und -präferenz ermittelt, und Daten über Aktionsraumgröße und Bruterfolg gegenübergestellt.

Die wichtigsten Biotoptypen, die den größten Anteil im Aktionsraum eines Kleinspechts ausmachten, waren Obstwiesen und Laubwald – unabhängig vom Untersuchungsmonat. Der Laubwald gehörte zwar zu den flächenhaft bedeutenden Lebensräumen, doch sowohl bei der Selektion als auch bei der Nutzung war der Laubwald unterrepräsentiert. Dagegen zeigte sich eine ganzjährige Habitatpräferenz für Obstwiesen. Außerdem wurde Nadelwald im Winter intensiv genutzt und sogar überproportional häufig aufgesucht, was bisher für diese Vogelart noch weitgehend unbekannt war. Für die Brutzeit konnte eine Korrelation zwischen Habitatnutzung und Aktionsraumgröße festgestellt werden: Eine intensive Laubwaldnutzung führte zu großen Aktionsräumen, wogegen die überwiegende Nutzung der Obstwiesen zu kleinen Aktionsräumen führte. Die Nutzung des Nadelwalds während des Winters und von Laubwald während der Balzzeit korrelierte mit einem geringen Schlupferfolg. Im dichten Nadelwald fanden die Kleinspechte genügend Deckung und damit Schutz vor Prädation. Allerdings fanden sie dort im Winter aber offenbar zu wenig Nahrung, um in der Brutzeit einen optimalen Reproduktionserfolg erzielen zu können. Im Laubwald litt der Reproduktionserfolg dagegen unter der Konkurrenz mit anderen primären und sekundären Höhlennutzern um Höhlenbäume bzw. Bruthöhlen. Die Biotoptypen Laub- und Nadelwald sind deshalb in ihrer derzeitigen Nutzungsintensität von geringer Habitatqualität für die Kleinspechte. Streuobstwiesen stellen unter diesen Bedingungen das günstigste Habitat dar. Sie sollten vordringlich geschützt bzw. nachgepflanzt werden, um durch ein flächenhaftes Vorhandensein die Bestände des Kleinspechts im Gebiet sichern zu können.

1. Einleitung

Der Rückgang von Arten hat seine wichtigsten Ursachen in der Jagd und direkten Verfolgung, der Verdrängung durch Neozoen und der Habitatzerstörung. Für den Bestandsrückgang von sechs europäischen Spechtarten wird besonders die Habitatzerstörung als Konsequenz der intensiven Land- und Forstwirtschaft verantwortlich gemacht (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Zu diesen sechs Arten gehört auch der Kleinspecht. Bestandseinbußen wurden u. a. in Skandinavien, England, der Schweiz und Deutschland, hier vor allem in Baden-Württemberg nachgewiesen (TAINEN 1985, HAVELKA & RUGE 1993, CONZ 1997, SPITZNAGEL 2001).

Welches die Schlüsselfaktoren für den Rückgang des Kleinspechts sind ist unbekannt. Da die Kenntnis bevorzugter Biotoptypen hierzu wichtige Hinweise liefern kann, sollten diese Biotoptypen deshalb möglichst identifiziert und geschützt werden. Denn es kann davon ausgegangen werden, dass sich Tierarten in Habitaten, die sie bevorzugen, besser reproduzieren und überleben als in jenen, in denen bevorzugte Habitatmerkmale fehlen (CONWAY & MARTIN 1993, GARSHELIS 2000).

Studien über die Habitatansprüche des Kleinspechts liegen bisher hauptsächlich aus Skandinavien über die nördliche Unterart (*P. m. minor*) vor. Dort haben sich alte Laubholzbestände mit hohem Totholzanteil als bevorzugte Lebensräume erwiesen (HAGVAR et al. 1990, OLSSON et al. 1992, WIKTANDER et al. 1992, PETTERSON 1993). Inwiefern diese Befunde auch für den Kleinspecht in Mitteleuropa (*P. m. hortorum*) gültig sind, ist nicht bekannt. Bisherige Studien haben sich in Mitteleuropa primär mit der Siedlungsdichte des Kleinspechts oder der Präsenz bzw. Absenz in verschiedenen Lebensräumen befasst. Hieraus wurden Auwälder, weichholzreiche Waldgebiete und extensiv bewirtschaftete Obstwiesen als regelmäßige Habitate dieser Art abgeleitet (z. B. FLADE 1994, MIRANDA & PASINELLI 2001). Allerdings ist die alleinige Anwesenheit eines Vogels in einem Habitat noch keine Garantie für gute Habitatqualität (VAN HORNE 1983, PULLIAM 1988). Erst durch den Vergleich der Habitatnutzung z. B. mit dem Bruterfolg wird es möglich, Rückschlüsse auf die Habitatqualität im Lebensraum zu ziehen. Die Habitatqualität beeinflusst die Fitness der Altvögel und damit auch ihre Mortalität und den Bruterfolg (ROLSTAD et al. 1998, OLSSON et al. 1999 und 2000). Dieser Zusammenhang konnte bereits in verschiedenen Studien nachgewiesen werden (z. B. STACEY & LIGON 1987, CATCHPOLE & PHILIPS 1992).

In Baden-Württemberg wird vermutet, dass die anhaltende Beseitigung von hochstämmigem Streuobst für die Bestandsrückgänge des Kleinspechts verantwortlich ist (SPITZNAGEL 2001). Laut GATTER (2000) gingen die Obstwiesen zwischen 1970 und 1996 um 42 % zurück. Durch

Überbauung und natürlichen Abgang ohne Nachpflanzungen dürfte der Flächenrückgang sogar mehr als 50 % betragen. Die hessische Kulturlandschaft mit ihrem hohen Streuobstwiesenanteil ist mit der in Baden-Württemberg gut vergleichbar. Auch in Hessen fand in den letzten Jahren ein dramatischer Niedergang von Streuobstwiesen statt (NIEMEYER-LÜLLWITZ 1993). Nach einer Erhebung sind die Bestände in den vergangenen 20 Jahren hier um 70 % zurückgegangen. Hauptsächliches Ziel der vorliegenden Arbeit war, die Zusammensetzung der Kleinspechthabitate zu beschreiben, die Habitatpräferenzen aufzuzeigen und zu prüfen, ob die Habitatselektion bzw. -nutzung Einflüsse auf Reproduktionserfolg und Raumannspruch ausüben. Die Erkenntnisse dienen als Grundlage für die Erarbeitung von Schutzmaßnahmen.

2. Material und Methoden

2.1 Datenaufnahme

Das Untersuchungsgebiet liegt in Hessen, nordwestlich von Frankfurt am Main (50°09'N, 08°27'E) und umfasst eine Fläche von ca. 72 km² (detaillierte Ausstattung siehe Allgemeine Einführung). Die Untersuchung fand von 1995 bis 2000 (ausgenommen 1997) statt. Der jeweilige Beobachtungszeitraum von November bis Anfang Juni wurde in Winter, Balzzeit und Brutzeit eingeteilt (Details siehe Allgemeine Einführung). Von 31 farblich beringten und mit Minisendern versehenen Kleinspechten (17 Männchen, 14 Weibchen) wurden Daten zur Aktionsraumgröße und Habitatnutzung aufgenommen. Von 24 Brutpaaren wurden Daten zur Brutbiologie gesammelt. Die Kleinspechte wurden durch Peilungen aufgespürt und bis zum Sichtkontakt verfolgt. Während der Direktbeobachtung wurde mit einem zeitlichen Abstand von mindestens 15 Minuten der Aufenthaltsort in eine topografische Karte übertragen und der Biotoptyp notiert, in dem sich das Individuum zum Zeitpunkt der Beobachtung aufgehalten hat. Diese Beobachtungen gingen in die Auswertung zur Nutzung des jeweiligen Biotoptyps ein.

Auf Basis der Direktbeobachtungen (23 bis 136 Beobachtungen pro Individuum und Zeitabschnitt, Median 45 Beobachtungen) wurden individuelle Aktionsräume mit Hilfe des Kernel-Verfahrens (WORTON 1989) geschätzt. Für 25 Individuen lagen ausreichend Ortungen zur Schätzung von Aktionsräumen vor. Einige Individuen konnten über zwei oder auch über alle drei Zeitabschnitte beobachtet werden (Tab. 1).

Einige Vögel konnten in mehreren Jahren beobachtet werden. Diese Vögel wurden aber aus statistischen Gründen nur für ein zufällig ausgewähltes Jahr in der Datenauswertung berücksichtigt. Eine Ausnahme wurde bei dem Vogel „Sammy“ gemacht. Dieser Kleinspecht hatte in zwei aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren seinen Aktionsraum so weit verlagert,

dass keine Überschneidung mit dem Aktionsraum des Vorjahres bestand. Dadurch konnte von zwei unabhängigen Datensätzen ausgegangen werden.

Tab. 1: Aktionsräume pro Zeitabschnitt.

Zeitabschnitt	Anzahl Aktionsräume
Winter	12
Balzzeit	16
Brutzeit	12

2.2 Zusammensetzung der Aktionsräume

Die Ermittlung des Flächenanteils verschiedener Biotoptypen erfolgte durch Verschneidung der individuellen Aktionsräume (95 % -Kernel-Kontur) mit den Daten einer Biotopkartierung im Geographischen Informationssystem (GIS). Die Kartiereinheiten der Biotop- und Nutzungstypenkartierung (UMLANDVERBAND FRANKFURT 1996) wurden dazu in fünf für Kleinspechte nutzbare Biotoptypen (Ufergehölz, Obstwiese, Laubwald, Nadelwald und Feldgehölz), sowie zwei nicht nutzbare Biotoptypen (Acker und Siedlung) zusammengefasst. Acker und Siedlung wurden von den Spechten nicht genutzt, da hier keine oder kaum Bäume stehen (detaillierte Zusammenfassung der Biotoptypen im Anhang).

2.3 Ermittlung der Habitatselektion

Um verschiedene Ebenen der Habitatnutzung betrachten zu können, wurde zunächst die individuelle Aktionsraumzusammensetzung der Ausstattung im Untersuchungsgebiet gegenübergestellt („Habitatselektion“, JONES 2001). Die Gegenüberstellung vom Angebot an Biotoptypen im Untersuchungsgebiet und im Aktionsraum wurde für jedes Individuum ausgewertet und für die drei Zeitabschnitte getrennt betrachtet. Dazu wurde der Quotient aus Flächenanteil im Aktionsraum (% N) und Flächenanteil im Untersuchungsgebiet (% A) gebildet. In einem weiteren Schritt wurde der Quotient logarithmiert, um für positive und negative Selektion vergleichbare Bereiche zu erhalten:

$$\text{Selektionsindex: } \log (\% \text{ N} / \% \text{ A})$$

2.4 Ermittlung von Habitatpräferenzen

Außerdem wurde der tatsächliche Aufenthalt in den Biotoptypen (%-Anteil), im folgenden nur noch als Habitatnutzung durch die Kleinspechte bezeichnet, der Zusammensetzung des

Untersuchungsgebiets gegenübergestellt. Der resultierende Quotient (Nutzungsindex) zeigt ein Meiden oder eine Bevorzugung der einzelnen Biotoptypen an, je nachdem ob er über oder unter „1,0“ liegt. Die Habitatnutzung variierte stark je nach Individuum. Trotzdem sollte abgeschätzt werden, ob die Indizes signifikant von „1,0“ abweichen, deshalb wurden die 95 %-Konfidenzintervalle ($\alpha = 0,05$) ermittelt. Da Vergleiche mit allen sieben Biotoptypen innerhalb einer Analyse durchgeführt wurden, wurde das übliche Signifikanzniveau von $p < 0,05$ durch die Anzahl der Biotoptypen geteilt, um einen neuen kritischen Wert zu erhalten ($z = \alpha / 7 = 0,007$; MANLY et al. 1993). Der Nutzungsindex mit dem entsprechend korrigierten Intervall zeigte, ob die Meidung bzw. Bevorzugung eines Biotoptyps ($>$ bzw. < 1) signifikant war.

2.5 Datenaufnahme zum Reproduktionserfolg

Von 24 Brutpaaren wurden brutbiologische Daten erhoben. Der Legebeginn, die Gelegegröße und der Schlupferfolg pro Gelege wurden durch die Kontrolle der Bruthöhlen mit einem beleuchteten Mundspiegel festgestellt.

Am 16. Nestlingstag wurde die Höhle zur Beringung der Jungvögel geöffnet. Die Kleinspechte waren zu diesem Zeitpunkt ca. sechs Tage vor dem Flüggewerden. In diesem Stadium sind die Jungvögel voll befiedert und der Lauf für die Beringung weit genug entwickelt. Dieser Zeitpunkt wurde auch deshalb gewählt, weil die Jungvögel noch nicht so ängstlich sind, dass sie bei der Öffnung aus dem Höhlenloch flüchten. Der Ausflugerfolg eines Paares wurde durch die Anzahl beringter Jungvögel im Vergleich zur Zahl der gelegten Eier definiert.

Der Schlupferfolg wurde der Habitatselektion und -nutzung in Winter und Balzzeit gegenübergestellt, da angenommen werden kann, dass die Nahrungssituation während dieser Zeitabschnitte einen Einfluss auf die Fitness beider Geschlechter hat. Für die Männchen, weil sie den Höhlenbau leisten und für die Weibchen aus Gründen der Eierproduktion. Dagegen wurde die Habitatselektion und -nutzung während der Brutzeit mit dem Ausflugerfolg in Verbindung gebracht.

2.6 Statistische Auswertung

Die Aufbereitung der Daten erfolgte in Microsoft Excel, die statistische Überprüfung der Ergebnisse in *Statistica 99*. Nicht-parametrische Daten wurden mittels *Mann-Whitney-U-Test* und *Kruskal-Wallis-Test* auf Signifikanz getestet. Zur Überprüfung von Korrelationen diente der *Spearman-Rang-Test*. Bei normaler Verteilung der Daten wurden *Anova/Manova-Tests* und der *Post-hoc-Test* von *Scheffé* eingesetzt. Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0,05$ festgesetzt. War $p < 0,07$ wurde das Ergebnis als tendenziell sicher angesehen.

3. Ergebnisse

3.1 Zusammensetzung der Aktionsräume

In den Aktionsräumen der Kleinspechte waren in allen Zeitabschnitten alle Biotoptypen vertreten, doch überwiegend fanden sich Acker-, Obstwiesen- und Laubwaldflächen (Abb. 1). Die Biotoptypen Feld- und Ufergehölz waren am geringsten vertreten. Die Flächenanteile änderten sich teilweise signifikant zwischen den Zeitabschnitten. Von der Balz- zur Brutzeit gab es im Flächenanteil der Obstwiesen und Ufergehölze einen signifikanten Anstieg. Dagegen war beim Anteil des Nadelwalds eine tendenzielle Abnahme zu verzeichnen (*1-faktorielle MANOVA*: Wilk's Lambda = 0,36; $p < 0,01$; *Post-hoc-Test (Scheffé)*: Obstwiese $p < 0,05$; Ufergehölz $p < 0,05$; Nadelwald $p < 0,06$).

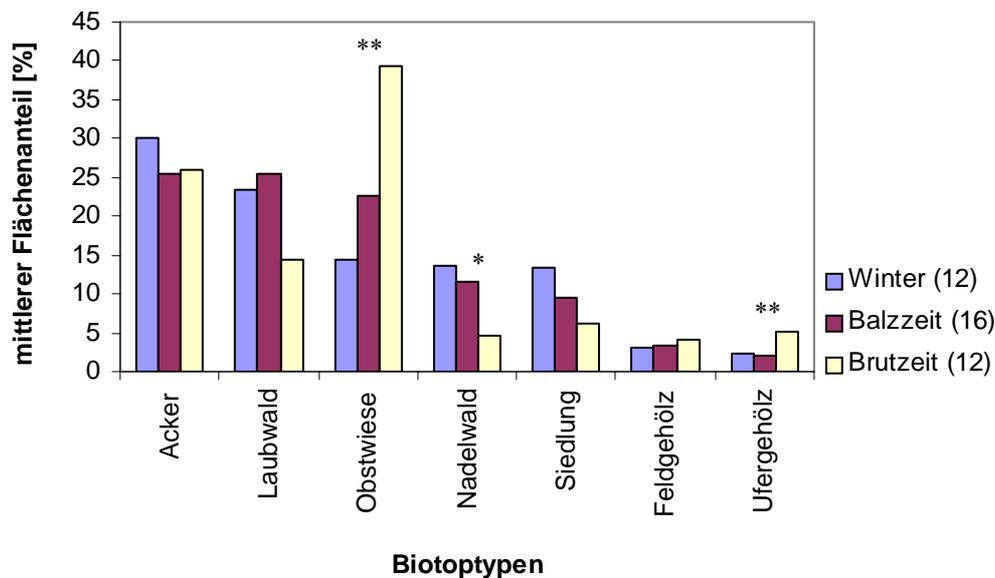


Abb. 1: Zusammensetzung (in %) der Aktionsräume von Kleinspechten in verschiedenen Zeitabschnitten. N in Klammern. Signifikante Änderung zwischen den Zeitabschnitten (**: $p < 0,05$; *: $p < 0,06$).

In allen drei Zeitabschnitten war der Anteil an nicht nutzbarer Fläche in den Aktionsräumen hoch. Im Winter lag er bei durchschnittlich 43,3 %. Von 211 ha (Mittelwert) konnten im Mittel nur 125 ha zur Nahrungssuche und Höhlenanlage genutzt werden. In der Balzzeit wurde das Verhältnis von nutzbarer zu nicht nutzbarer Fläche geringfügig besser. 65,0 % der Aktionsraumfläche waren nutzbar (81 ha im Mittel). In der Brutzeit veränderten sich die Anteile kaum: Der Aktionsraum enthielt 32,4 % nicht nutzbarer Fläche. Von 27 ha (Mittelwert) waren für den Kleinspecht zur Brutzeit durchschnittlich 17 ha potenziell nutzbar.

3.2 Habitatnutzung

Die Kleinspechte nutzten die Biotoptypen im Verlauf des Jahres ganz unterschiedlich. Im Folgenden wird die tatsächliche Nutzung dargestellt. Im Winter wurden Laub-, Nadelwald und Obstwiese zu ähnlichen Anteilen von den Vögeln aufgesucht. In Ufer- und Feldgehölz verbrachten die Vögel weniger Zeit. Bemerkenswert war der häufige Aufenthalt in Nadelwäldern (Abb. 2).

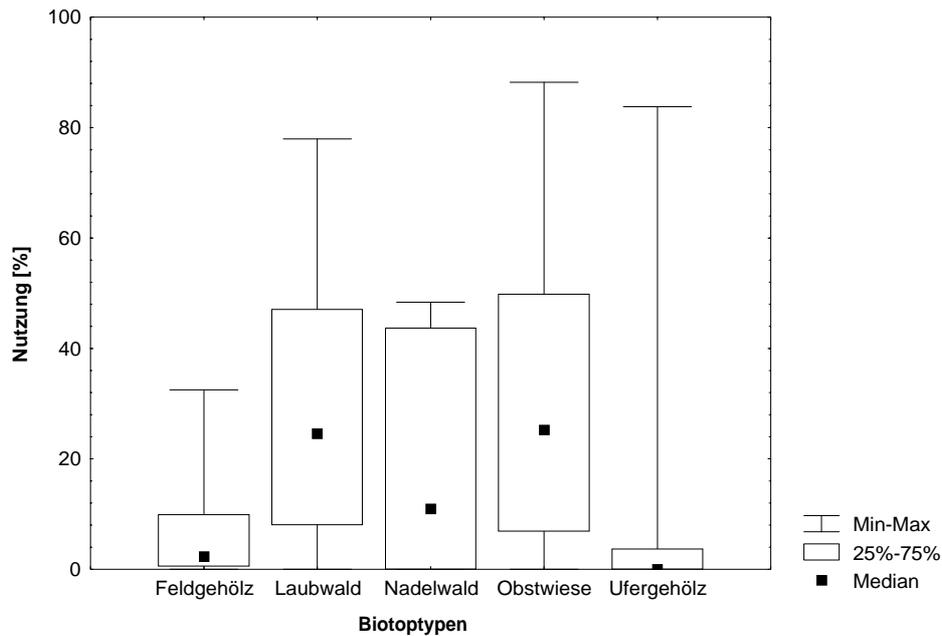


Abb. 2: Habitatnutzung (in %) von 12 Kleinspechten im Winter.

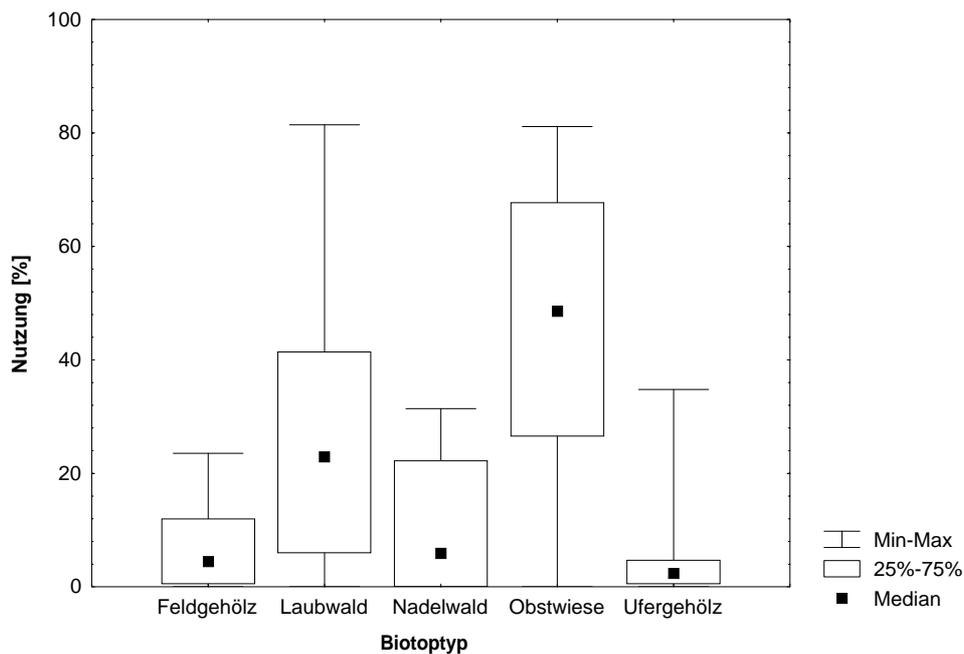


Abb. 3: Habitatnutzung (in %) von 16 Kleinspechten zur Balzzeit.

Die Habitatnutzung änderte sich zur Balzzeit kaum. Die Vögel wurden am häufigsten in den Obstwiesen und im Laubwald angetroffen. Feldgehölz, Nadelwald und Ufergehölz wurden relativ unverändert genutzt (Abb. 3).

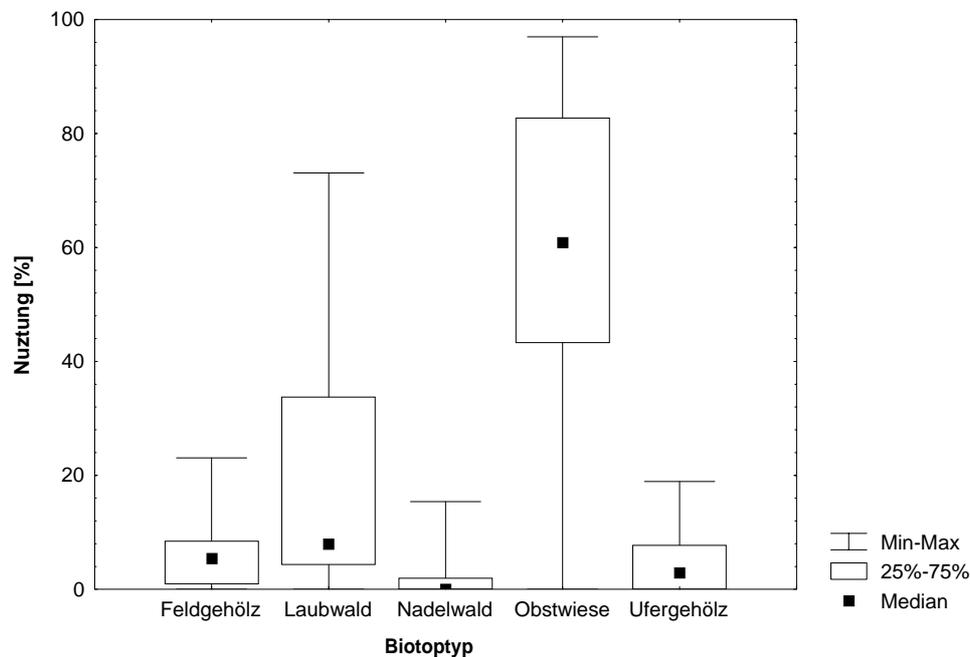


Abb. 4: Habitatnutzung (in %) von 12 Kleinspechten zur Brutzeit.

Zur Brutzeit verändert sich die Habitatnutzung deutlich. In den Nutzungsanteilen gibt es zwischen Balz- und Brutzeit keine signifikanten Veränderungen, sehr wohl aber im Vergleich mit der winterlichen Habitatnutzung. Die Kleinspechte hielten sich in der Brutzeit im Vergleich zum Winter signifikant häufiger in Obstwiesen und signifikant seltener in Nadelwäldern auf (Wilk's Lambda = 0,56; $p = 0,05$; *Scheffé*: Obstwiese $p < 0,05$; Nadelwald $p < 0,05$). Wie in den vorangegangenen Zeitabschnitten waren die Obstwiesen der am häufigsten genutzte Biotoptyp, auf sie entfielen im Median 60,8 % der Nutzungsanteile (Abb. 4).

3.3 Habitatselektion

Im Winter waren die Biotoptypen Nadelwald und Ufergehölz in den Aktionsräumen der Kleinspechte überrepräsentiert (d. h. 3 % Nadelwald im Untersuchungsgebiet standen im Mittel ca. 13 % Nadelwald im Aktionsraum gegenüber) (Abb. 5). Dagegen waren die Biotoptypen Acker, Siedlung, Feldgehölz und Laubwald unterrepräsentiert. Der mittlere Anteil von Obstwiesen lag zwar im negativen Bereich, doch die Betrachtung der individuellen Selektion zeigt, dass 75 % der Individuen (9 von 12) diesen Biotoptyp mit größerer Fläche in ihren Aktionsräumen hatten als dies dem Anteil im Untersuchungsgebiet entsprochen hätte.

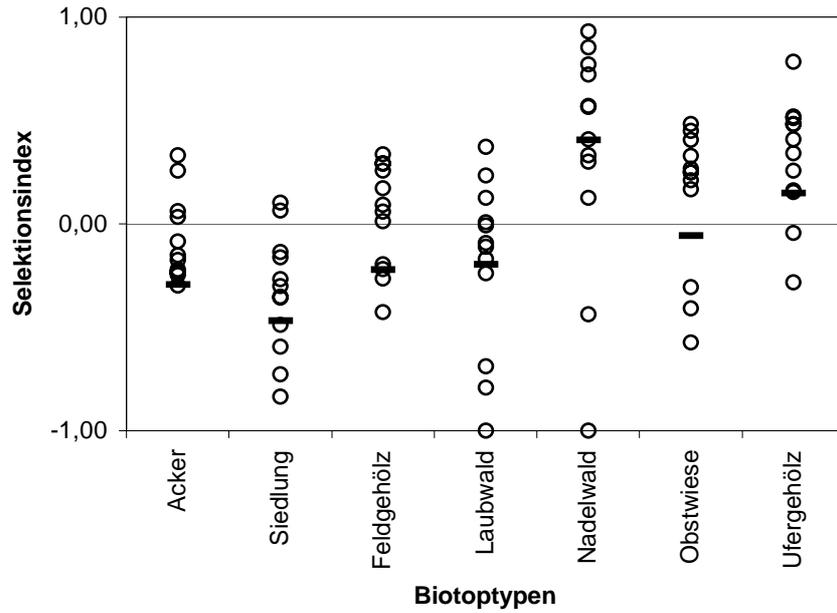


Abb. 5: Habitatselektion durch 12 Kleinspechte im Winter. Selektionsindex der Individuen (offene Kreise), Mittelwerte (kurze Linien).

Während der Balzzeit waren die Aktionsräume anders strukturiert. In diesem Zeitabschnitt waren die Biotypen Feldgehölz, Nadelwald, Obstwiese und Ufergehölz überrepräsentiert (Abb. 6). Dagegen war der Biotyp Siedlung unterrepräsentiert. Die Anteile von Acker und Laubwald entsprachen in etwa dem Anteil im Untersuchungsgebiet.

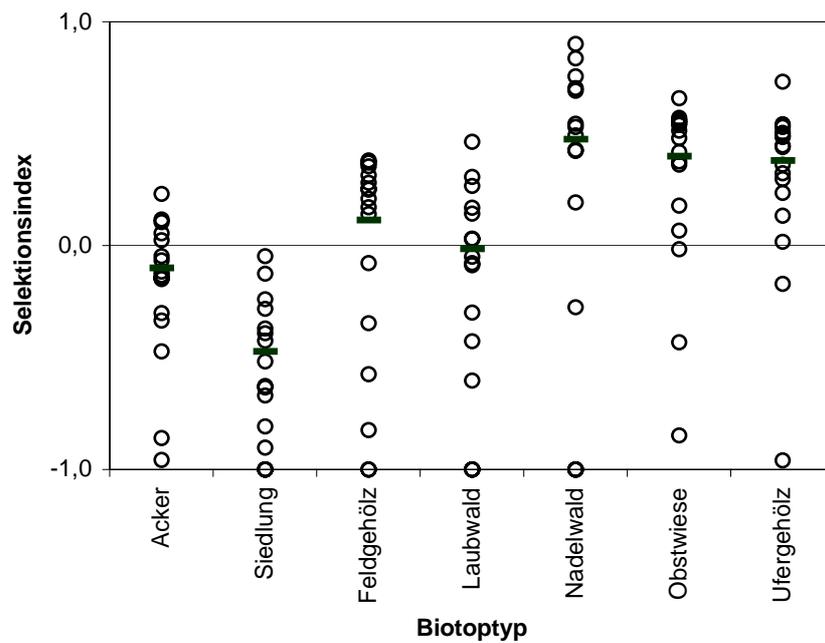


Abb. 6: Habitatselektion durch 16 Kleinspechte in der Balzzeit. Kennzeichnung wie in Abb. 5.

Wie schon aus Abb. 1 ersichtlich wurde, waren während der Balzzeit die nutzbaren Biotoptypen Laubwald bzw. Obstwiese flächenmäßig am stärksten in den Aktionsräumen vertreten. Es konnte festgestellt werden, dass die Vögel entweder Obstwiesen oder Laubwald als dominanten Biotoptyp in ihren Aktionsräumen hatten ($R_s = -0,70$; $p < 0,003$, $n = 16$).

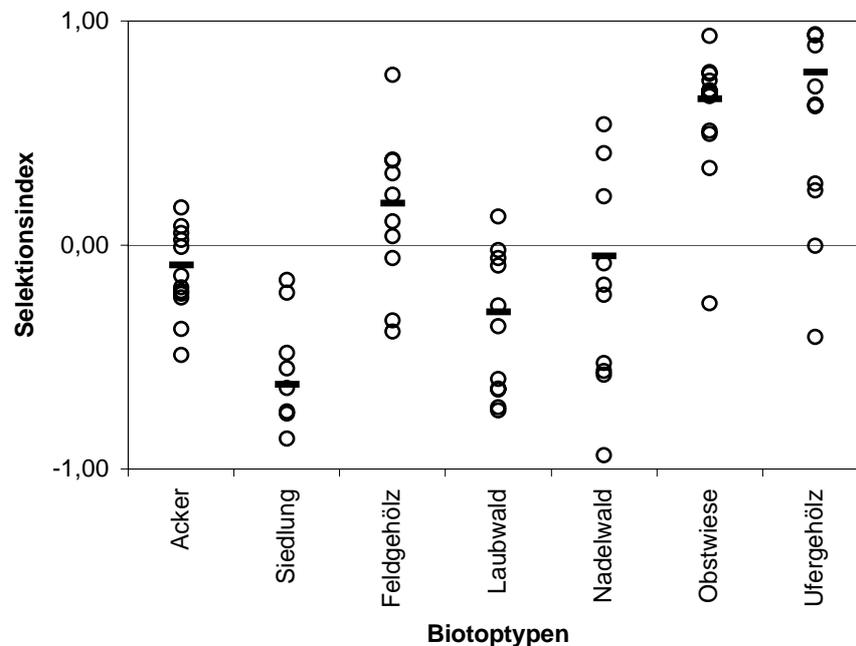


Abb. 7: Habitatselektion durch 12 Kleinspechte in der Brutzeit. Kennzeichnung wie in Abb. 5.

Im letzten Zeitabschnitt, der Brutzeit, waren die Aktionsräume wiederum anders zusammengesetzt. Die Biotoptypen Obstwiesen, Feld- und Ufergehölz waren überrepräsentiert (Abb. 7). Dagegen waren die Biotoptypen Siedlung und Laubwald unterrepräsentiert. Die Anteile von Acker und Nadelwald entsprachen in etwa der Erwartung aufgrund des Angebots im Untersuchungsgebiet.

3.4 Habitatpräferenz

Die winterliche Nutzung (%-Ortungen) des Untersuchungsgebiets zeigt, dass Acker und Siedlung signifikant gemieden wurden (Tab. 2). Dagegen lag der Nutzungsindex (mitsamt der Konfidenzintervalle) von Nadelwald, Obstwiese und Ufergehölz im positiven Bereich, was eine Präferenz dieser Biotoptypen bedeutet. In der Balzzeit zeigt die prozentuale Nutzung der Biotoptypen, dass die Kleinspechte Acker und Siedlung, wie im Winter, mieden (Tab. 3). Die Nutzung von Feldgehölz, Laubwald, Nadelwald und Ufergehölz war je nach Kleinspecht sehr unterschiedlich und bewegte sich in einem großen Bereich und war deshalb für keinen Bio-

toptypen über- oder unterproportional. Nur die Obstwiesen wurden auch zur Balzzeit bevorzugt aufgesucht. Auch in der Brutzeit zeigten die Kleinspechte bei der Nutzung des Untersuchungsgebiets ein Meiden der Biotoptypen Acker und Siedlung und eine Bevorzugung der Obstwiesen (Tab. 4).

Tab. 2: Mittlerer Nutzungsindex und Konfidenzintervall (basierend auf $\alpha = 0,007$) im Winter.

Biotoptyp	Nutzungsindex	Konfidenzintervall		Interpretation
		von	bis	
Acker	0,03	-0,04	0,11	Meiden
Siedlung	0,13	0,02	0,23	Meiden
Feldgehölz	2,76	0,14	5,38	Indifferenz
Laubwald	1,17	0,73	1,61	Indifferenz
Nadelwald	4,50	2,42	6,57	Präferenz
Obstwiese	3,39	2,05	4,74	Präferenz
Ufergehölz	9,72	5,65	13,79	Präferenz

Tab. 3: Mittlerer Nutzungsindex und Konfidenzintervall (basierend auf $\alpha = 0,007$) in der Balzzeit.

Biotoptyp	Nutzungsindex	Konfidenzintervall		Interpretation
		von	bis	
Acker	0,10	-0,04	0,25	Meiden
Siedlung	0,05	-0,04	0,15	Meiden
Feldgehölz	2,64	-0,13	5,42	Indifferenz
Laubwald	1,13	0,66	1,56	Indifferenz
Nadelwald	2,89	0,96	4,76	Indifferenz
Obstwiese	5,20	3,27	6,92	Präferenz
Ufergehölz	5,13	-1,42	11,77	Indifferenz

Tab. 4: Mittlerer Nutzungsindex und Konfidenzintervall (basierend auf $\alpha = 0,007$) in der Brutzeit.

Biotoptyp	Nutzungsindex	Konfidenzintervall		Interpretation
		von	bis	
Acker	0,14	-0,02	0,30	Meiden
Siedlung	0,05	-0,09	0,19	Meiden
Feldgehölz	2,79	-0,88	6,46	Indifferenz
Laubwald	0,70	0,18	1,23	Indifferenz
Nadelwald	0,31	-0,82	1,44	Indifferenz
Obstwiese	6,64	4,73	8,56	Präferenz
Ufergehölz	5,33	-2,21	12,87	Indifferenz

3.5 Aktionsraumgröße

Die im Winter beflogenen Flächen waren im Mittel 211 ha groß (Abb. 8), die Spannweite reichte von max. 286 ha bzw. min. 107 ha. Zur Balzzeit reduzierte sich die Fläche auf durchschnittlich 131 ha, doch die Spannweite war in diesem Zeitabschnitt sehr groß. Einige Vögel machten weite Ausflüge und erreichten eine Aktionsraumfläche von 227 ha, andere Individu-

en reduzierten ihren Aktionsraum auf unter 50 ha. Zur Brutzeit schrumpften die Aktionsraumflächen erneut. Sie waren dann im Mittel 27 ha groß (siehe Kapitel II).

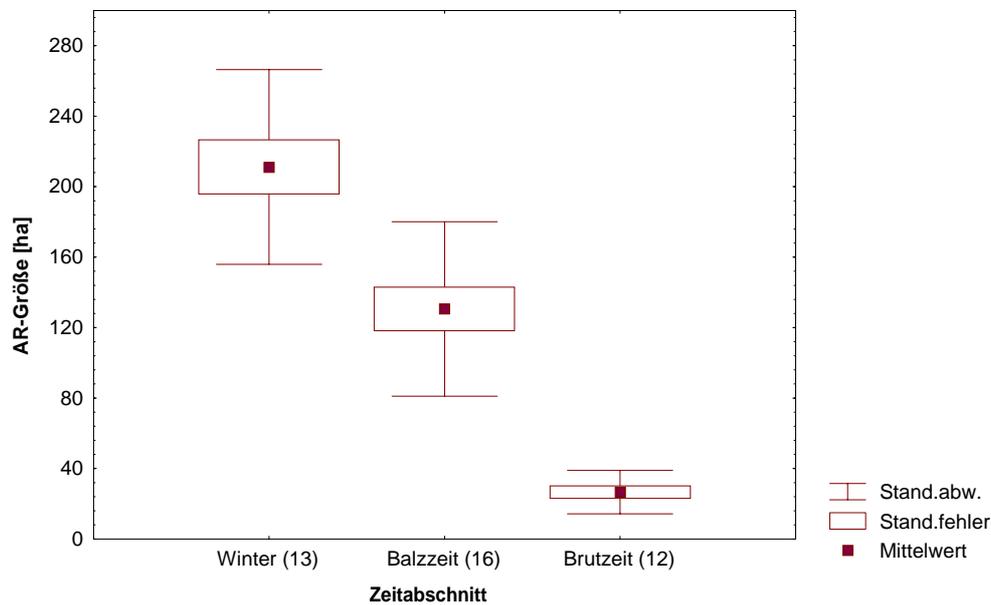


Abb. 8: Saisonale Unterschiede in der Aktionsraumgröße (ermittelt nach dem Kernel-Verfahren). Anzahl der Individuen in Klammern.

Im Folgenden wurde geprüft, ob die Flächenanteile bestimmter Biotoptypen, bzw. ob die individuelle Nutzung der Biotoptypen, Einfluss auf die Aktionsraumgröße hatte. Dazu wurde die Aktionsraumgröße den Parametern Aktionsraumzusammensetzung und Habitatnutzung gegenübergestellt.

3.5.1 Einfluss der Zusammensetzung des Aktionsraums

Es konnte über alle Zeitabschnitte festgestellt werden, dass eine hochsignifikante Korrelation zwischen der Aktionsraumgröße und der Hektarzahl an nicht nutzbarer Fläche bestand ($R_s = 0,86$; $p < 0,001$; $n = 40$). Je größer die Aktionsräume waren, desto größer war die nicht nutzbare Fläche, die sich darin befand, und umgekehrt. In kleinen Aktionsräumen fand also keine Optimierung durch eine Verringerung des Anteils an nicht nutzbarer Fläche statt.

Mit dem quantitativen Vergleich der einzelnen Aktionsräume und der Ausstattung des Untersuchungsgebiets wurde die Habitatselektion ermittelt. Im Winter konnte zwischen der Aktionsraumzusammensetzung und der Aktionsraumgröße kein Zusammenhang festgestellt werden.

Anders in der Balzzeit: Große Anteile von Feldgehölz und Siedlung im Aktionsraum korrelierten signifikant positiv mit der Größe des Aktionsraums (Feldgehölz: $R_s = 0,73$; $p < 0,01$;

Siedlung: $R_s = 0,56$; $p < 0,05$; $n = 16$). Dagegen gingen große Laub- und Nadelwaldanteile mit kleinen Aktionsräumen einher (Laubwald: $R_s = -0,58$; $p < 0,05$; Nadelwald: $R_s = -0,48$; $p < 0,06$). In der Brutzeit waren die Korrelationen nur tendenziell nachweisbar. Große Nadelwaldanteile standen im Zusammenhang mit großen Aktionsräumen und große Obstwiesenanteile mit kleinen Aktionsräumen (Nadelwald: $R_s = 0,57$; $p < 0,06$; Obstwiese: $R_s = -0,53$; $p < 0,07$; $n = 12$).

3.5.2 Einfluss der Habitatnutzung

Die Habitatnutzung, also der tatsächliche Aufenthalt in den Biotoptypen (%-Anteil), wurde der Aktionsraumgröße gegenübergestellt.

Im Winter konnte keine Korrelation zwischen Habitatnutzung und Aktionsraumgröße festgestellt werden. In der Balz- und der Brutzeit wirkte sich die Habitatnutzung signifikant auf die Aktionsraumgröße aus. In der Balzzeit korrelierte eine intensive Nutzung von Laubwald und eine geringe Nutzung von Ufergehölz mit kleinen Aktionsräumen (Laubwald: $R_s = -0,56$; $p < 0,05$; Ufergehölz: $R_s = 0,51$; $p < 0,05$; $n = 16$). In der Brutzeit dagegen stand eine vermehrte Nutzung von Laubwald in unmittelbarem Zusammenhang mit großen Aktionsräumen ($R_s = 0,65$; $p < 0,05$; $n = 12$). Je größer die Nutzung von Obstwiesen war, desto kleiner waren die Aktionsräume ($R_s = -0,66$; $p < 0,05$; $n = 12$).

3.6 Reproduktionserfolg

Die Weibchen legten jedes Jahr zwischen dem 14. April und dem 10. Mai jeweils ein Gelege mit 3-6 Eiern (Median: 6; $n = 20$). Der mittlere Schlupferfolg lag bei 60 % (3,3 Nestlinge/Gelege, $n = 19$), der mittlere Ausflugerfolg bei 40 % (2,3 Jungvögel/Gelege, $n = 19$).

Im Folgenden wurde geprüft, ob Habitatselektion oder Habitatnutzung zur Balz- bzw. Brutzeit Einfluss auf den Reproduktionserfolg hatten. Dazu wurden Schlupf- und Ausflugerfolg der Zusammensetzung des Aktionsraums und der Habitatnutzung gegenübergestellt.

3.6.1 Habitatselektion und Reproduktionserfolg

Zwischen der Habitatselektion im Winter und dem Schlupferfolg konnte eine signifikante Korrelation festgestellt werden: War in den Aktionsräumen viel Nadelwald enthalten, stand dies in unmittelbarem Zusammenhang mit einem geringen Schlupferfolg zur Brutzeit ($R_s = -0,84$; $p < 0,05$; $n = 7$).

Die Zusammensetzung der Aktionsräume in der Balzzeit ($n = 11$) korrelierte nicht mit dem Schlupferfolg. Genauso wenig zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Habitatselektion während der Brutzeit und dem Ausflugerfolg ($n = 11$).

3.6.2 Habitatnutzung und Reproduktionserfolg

Nicht nur die Habitatselektion, sondern auch die Habitatnutzung von Nadelwäldern im Winter hatte einen signifikant negativen Einfluss auf den Schlupferfolg der Kleinspechte ($R_s = -0,76$; $p < 0,05$; $n = 7$).

In der Balzzeit nutzten einige Individuen fast ausschließlich (bis zu 80 %) Obstwiesen bzw. Laubwälder. Dies ist anhand der maximalen Nutzungswerte aus Abb. 3 zu erkennen. Kleinspechte, die während der Balzzeit überwiegend Obstwiesen und Feldgehölze genutzt haben, hatten einen Schlupferfolg von 83,0 % (Median). Der Schlupferfolg von Vögeln mit überwiegender Nutzung von Laubwald lag bei nur 41,7 %. Die Nutzung von Laubwald wirkte sich signifikant negativ auf den Schlupferfolg aus ($R_s = -0,67$, $p < 0,05$; $n = 11$; Abb. 9).

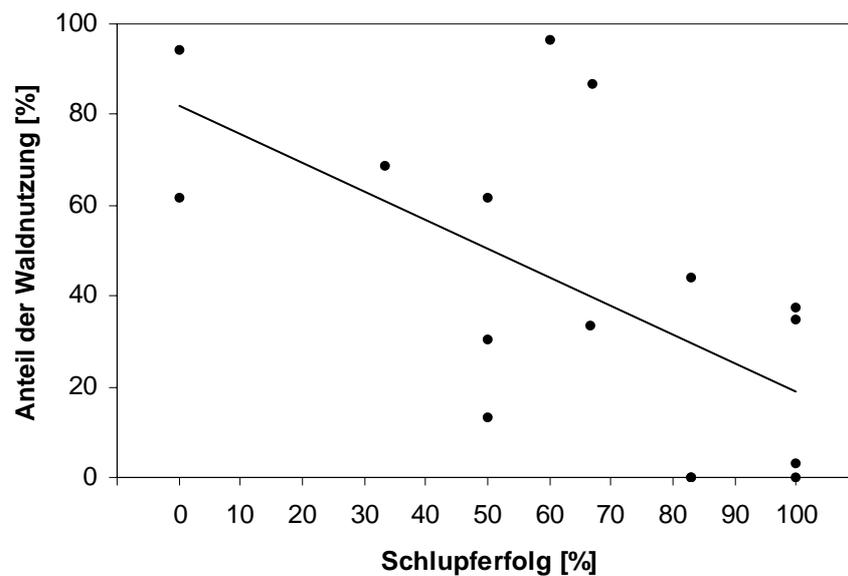


Abb. 9: Auswirkung der Nutzung von Laubwald während der Balzzeit auf den Schlupferfolg. Die Trendlinie verdeutlicht die negative Korrelation ($R_s = -0,67$; $p < 0,05$).

Weder die überwiegende Nutzung von Obstwiesen noch von Laubwäldern während der Brutzeit beeinflusste den Ausflugerfolg ($n = 11$).

4. Diskussion

Um die Ansprüche einer Vogelart beschreiben zu können, müssen in einem ersten Schritt bevorzugte Biotoptypen erkannt und ihr flächenhaftes Vorhandensein in den Aktionsräumen

festgestellt werden (RENKEN & WIGGERS 1989). Da sich Habitatzusammensetzung und -nutzung auf die Aktionsraumgröße und den Reproduktionserfolg auswirken können, werden im nächsten Schritt die ermittelten Parameter gegenübergestellt. Mit den Ergebnissen dieses Vergleichs können dann Rückschlüsse auf die Habitatqualität für die Vogelart gezogen werden (GARSHELIS 2000).

Die wichtigsten Ergebnisse, die sich dazu für Kleinspechte aus der vorliegenden Studie ergeben, sind:

- Eine intensive Nutzung von Nadelwald im Winter hatte einen unmittelbar negativen Einfluss auf den Schlupferfolg.
- Die Nutzung von Laubwald zur Balzzeit stand direkt in Zusammenhang mit einem geringen Schlupferfolg.
- Die Nutzung von Obstwiesen in der Balzzeit führte zu einem hohen Schlupferfolg. Außerdem ging die überwiegende Nutzung von Obstwiesen zur Brutzeit mit kleinen Aktionsräumen einher.

4.1 Selektion und Nutzung von Nadelwald

In Winter und Balzzeit war der Nadelwaldanteil in den Aktionsräumen hoch. Zudem wurde Nadelwald im Winter intensiv genutzt und sogar häufiger aufgesucht als anhand des Flächenangebots im Untersuchungsgebiet zu erwarten gewesen wäre. Das war für diese Vogelart bisher noch weitgehend unbekannt. Nur in Südschweden hatte WIKTANDER (1998) Nadelwaldnutzung für die dortige Unterart des Kleinspechts (*P. m. minor*) beobachten können. Das weitgehende Fehlen von Zufallsbeobachtungen im Nadelwald lässt sich wahrscheinlich auf die schlechte Sichtbarkeit der Kleinspechte in den immergrünen Wäldern und ihre geringe Rufaktivität im Winter zurückführen (SPITZNAGEL 2001, siehe Kapitel I). Mit Hilfe der Telemetrie wurde der Nachweis im Nadelwald im beschriebenen Umfang nun möglich.

Die Kleinspechte suchten den Nadelwald hauptsächlich im Winter auf, in einer Jahreszeit mit fehlender oder nur schwacher Belaubung in den Laubwäldern. Es wäre möglich, dass sie für die Nahrungssuche in den dichten Nadelwäldern vor möglichen Prädatoren Deckung und Schutz suchen, denen sie im blattlosen Laubwald stärker ausgesetzt wären.

Nach OLSSON (1998) gehören Nadelwälder für Kleinspechte nicht zu den optimalen Nahrungsgebieten, wenn man die maximal erzielbare Energierate betrachtet. Aber nach seinen Untersuchungen ist die Energiemaximierung im Winter nicht bedeutend. In anderen Studien konnte ebenfalls nachgewiesen werden, dass Tiere Lebensräume aufsuchen, um ihr Prädationsrisiko zu minimieren und dabei auf optimale Nahrungsversorgung verzichten (FERGUSON

et al. 1988, COWLISHAW 1997). Doch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass dieses Verhalten negative Auswirkungen bis in die Brutzeit haben kann. Denn der Schlupferfolg der Kleinspechte stand in negativer Korrelation zur Habitatselektion und Nutzung von Nadelwald im Winter. Da der Bruterfolg neben Faktoren wie Gelegegröße, Brutbeginn, Alter und Erfahrung der Elternvögel auch von der Verfügbarkeit der Nahrung vor und während der Brutzeit beeinflusst werden kann (MARTIN 1987), erscheint Nadelwald als qualitativ geringwertiger Biototyp für den Kleinspecht. Doch beachtet man, dass Kleinspechte im Nadelwald besser vor Prädation geschützt sind und damit unter Umständen über mehrere Jahre für die Reproduktion zur Verfügung stehen, könnte sich die geringe Qualität des Habitattyps relativieren. Möglicherweise führt der zwar niedrige Bruterfolg nach einer intensiven winterlichen Nadelwaldnutzung, auf die Lebenszeit bezogen, zu höheren Reproduktionsraten.

Im Verlauf von Winter zu Brutzeit nahm die Nutzung des Nadelwalds signifikant ab. Es erscheint einleuchtend, dass in den folgenden Monaten des Frühlings und Sommers der Schutzaspekt dort keine Rolle mehr spielte, da dann auch Laubbäume ausreichend belaubt waren und Deckung vor Fressfeinden boten. Nadelwälder wurden weder in der Balz- noch in der Brutzeit bevorzugt aufgesucht. Auch als Bruthabitat spielten sie keine Rolle, denn Nadelbäume sind, insbesondere in der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Altersklasse, für Kleinspechte zur Höhlenanlage ungeeignet.

4.2 Selektion und Nutzung von Laubwald

Laubwald gehörte aufgrund der Flächengröße in den Aktionsräumen zwar zu den bedeutenden Lebensräumen, doch wurde er weder bevorzugt genutzt noch war er überproportional in den Aktionsräumen vertreten. In der Balzzeit standen große Laubwaldanteile und eine intensive Laubwaldnutzung in direktem Zusammenhang mit kleinen Aktionsraumgrößen. Das könnte seinen Grund darin haben, dass der Laubwald als relativ unzerschnittener Biototyp im Gebiet vorkommt und dadurch nicht nutzbare Flächen vom Vogel leichter ausgeschlossen werden konnten. Doch hatte die Nutzung von Laubwald zur Balzzeit nicht nur einen positiven Effekt auf die Aktionsraumgröße, sondern auch einen negativen Einfluss auf den Schlupferfolg. Kleinspechte mit überwiegender Laubwaldnutzung hatten einen signifikant schlechteren Schlupferfolg. Die Nutzung von Laubwald könnte für die Kleinspechte durch die Konkurrenzsituation mit den größeren Buntspecht-Arten erhöhten Stress bedeutet haben. Denn vor allem im Laubwald konnte beobachtet werden, wie der Höhlenbau der Kleinspechte von Buntspechten schon früh gestört wurde. Die Buntspechte hackten dann entweder die vom Kleinspecht neu angelegte Höhle auf oder bauten sie selbst weiter aus. Deshalb mussten

Kleinspechte in Laubwäldern häufiger neue Höhlen meißeln als in anderen Biotoptypen (HÖNTSCH unveröff.). Dieser erhöhte Energieaufwand könnte sich negativ ausgewirkt haben. Nach OLSSON et al. (1992), PETTERSON (1993) und HAGVAR et al. (1990) bevorzugen Kleinspechte in Skandinavien alte Waldbestände mit viel Totholz. Doch die Umtriebszeiten in hessischen Wäldern sind kurz, so dass verhältnismäßig wenige Äste einen hohen Zerfallsgrad erreichen. Weichhölzer, die von den Kleinspechten bevorzugt werden (MIRANDA & PASINELLI 2001), sind in den Laubwäldern des Untersuchungsgebiets nur schwach vertreten, da sie schon früh in den Vorwaldstadien entnommen werden, um ertragreichere Baumarten zu fördern (LUDER et al. 1983). Daher kommt es in den hessischen Laubwäldern zu der beschriebenen Konkurrenz um potenzielle Höhlenbäume.

Ein schlechtes Nahrungsangebot war wahrscheinlich kein Grund für den geringen Schlupferfolg, da zahlreiche Specht- und Meisenarten mit ähnlicher Nahrungswahl dort erfolgreich brüteten (HÖNTSCH unveröff.). Zudem handelt es sich im hessischen Untersuchungsgebiet hauptsächlich um einen Eichen-Hainbuchenwald, in dem sich gemäß GRÜEBLER (1997) ganzjährig zahlreiche Arthropoden an Eichen aufhalten.

4.3 Selektion und Nutzung von Obstwiesen

Der wichtigste Habitattyp, der einen großen Anteil im Aktionsraum der Kleinspechte ausmachte, ist die Obstwiese und das in allen Untersuchungsmonaten. Beim Anteil der Obstwiesen konnte sogar eine signifikante Zunahme von der Balzzeit zur Brutzeit nachgewiesen werden. Es zeigte sich eine ganzjährige Habitatpräferenz für Obstwiesen, von Winter zur Brutzeit hin zunehmend. Die hier ermittelte Bedeutung von Obstwiesen stimmt mit den von FLADE (1994) als geeignet abgeleiteten Habitaten überein.

FREY-ROOS et al. (1994) konnten an Wasserpiepern (*Anthus sp. spinoletta*), die sich wie Kleinspechte ausschließlich von Insekten ernähren, zeigen, dass in präferierten Biotoptypen signifikant mehr Beutetiere vorhanden waren als in gemiedenen oder indifferent genutzten. Obwohl in der vorliegenden Studie keine Untersuchungen zum Nahrungsangebot gemacht wurden, ist dieser Umstand für die Obstwiesen anhand eines hohen Schlupferfolgs ableitbar. Denn das Angebot an holzbohrenden Insekten während der Vorbrutzeit ist für den Kleinspecht laut WIKTANDER et al. (2001) maßgeblich für den Legebeginn und die Anzahl der schlüpfenden Jungvögel verantwortlich. Der Schlupferfolg wird von der Fitness bestimmt, die die Vögel gegen Ende der Balzzeit aufweisen. Sowohl die Fitness der Weibchen als Eierproduzentinnen als auch die der Männchen als hauptsächliche Höhlenbauer spielt dabei wahrscheinlich eine entscheidende Rolle. In der schwedischen Studie von OLSSON et al. (1999) war die Nahrungsverfügbarkeit der Hauptunterschied zwischen Brutpaaren (und damit Terri-

torien), die einen unterschiedlichen Bruterfolg hervorbrachten. Das Alter der Altvögel und der Brutbeginn spielten in der schwedischen Studie dagegen keine Rolle. Die Aussage, dass die Nahrungsverfügbarkeit und damit der Energiegewinn direkt positiv mit dem Bruterfolg korreliert, wurde von LEMON (1991) auch experimentell hergeleitet.

In den hessischen Obstwiesen finden sich viele abgestorbene Äste in allen Größenklassen, die von holzbohrenden Insekten besiedelt werden können. Durch die verbreitete Pflege- und Nutzungsaufgabe kommt außerdem kein Insektizid zum Einsatz. Dadurch konnten die Kleinspechte an den Obstbäumen in der Vorbrutzeit genügend Insektenlarven finden (HÖNTSCH & KRISTIN unveröff.).

Zudem stehen durch das reiche Totholzangebot, das sich durch den nachlassenden anthropogenen Einfluss schon über mehrere Jahre aufbauen konnte, viele potenzielle Höhlenbäume zur Anlage der Brut- und Schlafhöhlen zur Verfügung. Streuobstbereiche waren im Untersuchungsgebiet häufigster und bevorzugter Höhlenstandort der Kleinspechte (HÖNTSCH 2001, siehe Kapitel IV).

In der Brutzeit korrelierte die Habitatselektion und Nutzung der Obstwiesen signifikant mit kleinen Aktionsräumen. Die Größe des Aktionsraums spielt nun eine wichtige Rolle für Faktoren, die zur Balzzeit noch nebensächlich waren: Kurze Wege sind zur Brutversorgung und Bewachung der Bruthöhle wichtig. Während der Brutzeit setzt sich die Nahrung anders zusammen als im Winter und zur Balzzeit (OLSSON et al. 1999). Die Vögel gehen zur ablesenden Nahrungssuche über und sammeln hauptsächlich Blattläuse (Aphidae), Spannerrauen (Geometridae) und Schnaken (Tipulidae) von der Blatt- und Blütenoberfläche der Obst- und Laubbäume. Diese Nahrung wird auch den Nestlingen verfüttert (PYNNÖNEN 1943, TÖRÖK 1990, ROMERO 1994, ROßMANITH 2005). Da die Bruthöhlen größtenteils in Obstwiesen (Apfelbaum *Malus* sp.) angelegt wurden (HÖNTSCH 2001, siehe Kapitel IV), hatten Kleinspechte, die diesen Biotoptyp bevorzugt nutzten, kurze Wege bei der Jungenversorgung.

4.4 Selektion und Nutzung von Ufergehölz, Acker und Siedlung

Die Größe von Ufergehölz-Flächen in den Aktionsräumen war zwar gering, doch im Vergleich zum Angebot dieses Biotoptyps im Untersuchungsgebiet, waren die Anteile in jedem Zeitabschnitt überproportional groß. Das Angebot an Ufergehölz war deshalb gering, da es sich im Untersuchungsgebiet hauptsächlich um schmale Bachränder handelt und großflächige Auen ganz fehlen. Doch im Winter wurden diese Ufergehölzstreifen von den Kleinspechten überproportional häufig aufgesucht. Die Bedeutung von Weichhölzern für Kleinspechte ist bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MIRANDA & PASINELLI 2001). ZIMMERLI

(1973) stellte für die Schweiz fest, dass außerhalb der Brutzeit Feld- und Ufergehölze gerne von Kleinspechten genutzt wurden. Das könnte zum einen daran liegen, dass die Nahrungsverfügbarkeit dort gut ist. Denn AULÉN (1988) fand z. B. in Weiden (*Salix* sp.) große Vorkommen von rinden- und holzbewohnenden Arthropoden. OLSSON (1998) stellte ähnliches für Birken (*Betula pendula*) und Erlen (*Alnus glutinosa*) fest. Diese Baumarten sind wichtige Nahrungsbäume für Kleinspechte (OLSSON 1998). Zum anderen nutzt der Kleinspecht neben den Apfelbäumen (*Malus domestica*) der Obstwiesen bevorzugt Weichhölzer für die Anlage von Brut- und Schlafhöhlen (HAGVAR et al. 1990, HÖNTSCH 2001, siehe Kapitel IV).

Acker und Siedlungsflächen wurden, wie erwartet, ständig gemieden. Das Untersuchungsgebiet ist stark von Siedlungs- und Landwirtschaftsflächen geprägt. Kleinspechte sind durch Körperbau und Verhalten jedoch an Bäume angepasst und damit an baumbestandene Flächen gebunden. Dazwischenliegende Acker- und Siedlungsflächen wurden deshalb überflogen und nur ausnahmsweise genutzt, wenn Einzelbäume darauf zu finden waren. Das Überfliegen der teilweise weitläufigen Ackerflächen vollzogen die Kleinspechte scheinbar mühelos stets in größerer Höhe (eig. Beob.). Wahrscheinlich sind weite Flüge bis zu einem gewissen Grad sogar energetisch günstiger als kurze, da hohe Kosten durch Manövrieren bei Start und Landung relativiert werden (CARLSON & MORENO 1992).

4.5 Folgerungen für den Naturschutz

Der Kleinspecht ist kein Lebensraumspezialist im klassischen Sinne. Im Untersuchungsgebiet bewohnte er ganzjährig nahezu alle gehölzbestandenen Lebensräume mit Ausnahme der Siedlungen, die im Untersuchungsgebiet allerdings auch von standortfremden Baumarten dominiert werden. Doch jahreszeitlich variierte die Intensität der Nutzung einzelner Biotoptypen erheblich. Dieses Verhalten verdeutlicht, dass Kleinspechte zumindest in einer vom Menschen stark überformten Landschaft, auf ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlichster gehölzbestandener Lebensräume angewiesen sind. Der Kleinspecht kann damit als typischer Vogel der vielfältigen, naturnahen Mittelgebirgslandschaft angesehen werden, dessen Jahreslebensraum Bachauen, Obstwiesen und Laubwälder gleichermaßen umfasst.

Die Habitatwahl der Kleinspechte wird von zwei wesentlichen Bedürfnissen geprägt: Zum einen von dem Vorhandensein nahrungs- und (!) deckungsreicher Lebensräume im Winter und zum anderen von einem großen Totholzangebot zur Anlage der Bruthöhlen. Im Wirtschaftswald heutiger Prägung finden sich diese Lebensräume nur selten.

Über viele Jahrzehnte boten Laubwald-Dickungen nach Kahlschlägen einen deckungsreichen Lebensraum, der zugleich ein reichhaltiges Angebot an Larven bot (SCHERZINGER 1996). Angesichts der vertretenen geringen Aststärke sind diese Biotoptypen für Kleinspechte prädestiniert (HÖNTSCH 1996). In einer dieser seltenen Flächen konnte ein Kleinspecht-Männchen im Winter 1995/1996 über mehrere Tage beobachtet werden. Dieser Vogel bewies beim Ausbeuten der Ressource eine Ausdauer und Ortsgebundenheit wie in keinem anderen Lebensraum. Allerdings verhindert die Forstwirtschaft durch gezielte Lichtsteuerung unter einem Dauerschirmstand flächenhafte, weichholzreiche Vorwaldstadien im naturnahen Dauerwald. Deshalb bieten sich dem Kleinspecht als deckungsreiche Alternative derzeit hauptsächlich Fichtenwälder mittleren Alters, die im unteren Astbereich einen großen Anteil toter Zweige mit ausreichendem Nahrungsangebot aufweisen. Der Vorteil des geringeren Prädationsrisikos, das der Nadelwald im Winter bietet, ist für die Kleinspechte zur Brutzeit allerdings mit einem geringeren Schlupferfolg verbunden.

Da es im Wirtschaftswald ein geringes Angebot an Totholz gibt, eignet er sich weniger als Bruthabitat. Überwachsene, absterbende Pionierbaumarten fehlen fast völlig. Auf die wenigen verbleibenden geeigneten Bäume konzentrieren sich die Ansprüche aller primären und sekundären Höhlenbrüter, denen der Kleinspecht in vielen Fällen unterlegen ist (eig. Beob.). Dementsprechend wird er beim Höhlenbau oft gestört und auf weniger optimale Höhlenstandorte abgedrängt.

Unter diesen schlechten Voraussetzungen im Wald sind Streuobstwiesen wichtige Ersatzlebensräume. Pestizideinsatz hat in diesem Lebensraum keine Bedeutung. Die Bestände sind überaltert und reich an stehendem Totholz jeder Stärke. Dies und die geringeren Buntspechtdichten machen den Biotoptyp zu einem bevorzugten Bruthabitat für die Kleinspechte. Die Streuobstwiesen haben allerdings einen erheblichen Bedeutungsverlust in der Landwirtschaft erlebt und sind von einer allgemeinen Nutzungsaufgabe gekennzeichnet. Deshalb haben die Lebensräume allein in Hessen seit den 1930er Jahren um 90 % abgenommen (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1987).

Daraus ergeben sich folgende Empfehlungen für den Naturschutz:

- Duldung der natürlichen Sukzession auf Katastrophenflächen im Wald.
- Effektiver Schutz vorhandener und potenzieller Höhlenbäume im Wald zur Steigerung des Höhlenangebotes.
- Standortgerechte Bestockung von Bachtälern und Feuchtstandorten im Wald mit Weichhölzern.

- Dauerhafte Sicherung von Streuobstbeständen durch gesetzlichen Schutz und Förderung von Nachpflanzung und ökologischer Bewirtschaftung.
- Großräumige Vernetzung von gehölzbestandenen, laubholzreichen Lebensräumen.

5. Summary

Influence of habitat selection on space requirements and reproduction

Human-induced changes in forestry and anthropogenic landscape has resulted in numerical decline in six European woodpecker species, among those the poorly known Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*). Since the key-factors for the decline are unknown I aimed to identify the preferred habitat, which is most likely a crucial factor, in order to develop future management plans.

31 birds were radio-tagged and followed from 1995 to 2000. Data on habitat selection, habitat use and habitat preference were collected and related to home range size and breeding success. The largest component of habitat types in the home range comprised orchards and deciduous forests in all months of the study period. Even when deciduous forests were important in terms of space, they were underrepresented in habitat selection and habitat use. On the other hand there was a preference for orchards throughout the seasons. Spruce forest was used intensively in winter and visited even over proportionally, which was hitherto unknown for this bird species.

In the breeding season habitat use could be correlated with home range size: An intensive use of deciduous forest led to large home ranges, while in contrast predominant use of orchards resulted in small home ranges. Since the use of spruce forests during winters and of deciduous forests during the courting season correlated with small breeding success, it can be concluded that these habitat types were of inferior quality. Orchards represented the best quality for Lesser Spotted Woodpeckers and are hence of highest conservation concern, in order to secure the future persistence of the species in the study area.

6. Literatur

- AULÉN, G. (1988): Ecology and distribution history of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. – Dissertation Universität Uppsala, Schweden.
- CARLSON, A. & J. MORENO (1992): Cost of short flights in the Willow Tit measured with doubly-labeled water. – Auk 109: 389-393.

- CATCHPOLE, C. K. & J. F. PHILIPS (1992): Territory quality and reproductive success in the Dartford Warbler *Sylvia undata* in Dorset, England. – *Biological Conservation* 61: 209-215.
- CONWAY, C. J. & T. E. MARTIN (1993): Habitat suitability for Williamson's Sapsuckers in mixed-conifer forests. – *Journal of Wildlife Management* 57: 322-328.
- CONZ, O. (1997): Kleinspecht *Dendrocopos minor* (Linné 1758). In: HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Avifauna von Hessen. – Echzell.
- COWLISHAW, G. (1997): Trade-offs between foraging and predation risk determine habitat use in a desert baboon population. – *Animal Behaviour* 53: 667-686.
- FERGUSON, S. H., A. T. BERGERUD & R. FERGUSON (1988): Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population. – *Oecologia* 76: 236-245.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. – Eching.
- FREY-ROOS, F., P. A. BRODMANN & H.-U. REYER (1994): Relationships between food resources, foraging patterns and reproductive success in the water pipit, *Anthus sp. spinoletta*. – *Behavioral Ecology* 6, 3: 287-295.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. – Aula Verlag, Wiebelsheim.
- GARSHELIS, D. L. (2000): Delusions in habitat evaluation: Measuring use selection, and importance. – In: BOITANI, L. & T. K. FULLER (Hrsg.): *Research Techniques in Animal Ecology – Controversies and consequences*. – Columbia University Press, New York: 111-164.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Kleinspecht. – In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Bd. 9, Wiesbaden.
- GRÜEBLER, M. (1997): Arthropodenangebot auf Eichen und dessen Nutzung durch rindenabsuchende Vögel im Winter. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Zürich, Schweiz.
- HAGVAR, S., G. HAGVAR & G. MONNESS (1990): Nest site selection in Norwegian woodpeckers. – *Holarctic Ecology* 13: 156-165.
- HAVELKA, P. & K. RUGE (1993): Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 33-38.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1990): Bodenkarte von Hessen, Blatt 5816: Königstein im Taunus, 1:25.000. – Wiesbaden.

- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ (1987): Natur in Hessen: Streuobstanbau. – Wiesbaden.
- HÖNTSCH, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts *Picoides minor*. – Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum 5, Sonderheft: 107-120.
- JONES, J. (2001): Habitat selection studies in Avian Ecology: A critical review. – Auk 118: 557-562.
- LEMON W. C. (1991): Fitness consequences of foraging behaviour in the zebra finch. – Nature 352: 153-155.
- LUCKE, R. (1980): Landschaftsprägender Streuobstbau. – Landesverband Obstbau, Garten, Landschaft Baden-Württemberg.
- LUDER, R., G. SCHWAGER & H. P. PFISTER (1983): Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürholzvorkommen. – Der Ornithologische Beobachter 80: 273-280.
- MANLY, B., L. McDONALD & D. THOMAS (1993): Resource selection by animals. – Academic Press.
- MARTIN, T. E. (1987): Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. – Annual Review of Ecology and Systematics 18: 453-487.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. – Vogelwelt 118: 277-283.
- MIRANDA, B. & G. PASINELLI (2001): Habitatansprüche des Kleinspechts (*Dendrocopos minor*) in Wäldern der Nordost-Schweiz. – Journal für Ornithologie 142: 295-305.
- NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. (1993): Kulturbiotop Obstwiese: Ohne Nutzung keine Zukunft. – LÖLF-Mitteilungen 3: 10-14.
- OLSSON, O., I. N. NILSSON, S. G. NILSSON, B. PETTERSSON, A. STAGEN & U. WIKTANDER (1992): Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. – Ornis Fennica 69: 119-125.
- OLSSON, O. (1998): Through the eyes of a woodpecker: Understanding habitat selection, territory quality and reproductive decisions from individual behaviour. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- OLSSON, O., U. WIKTANDER, N. M. A. HOLMGREN & G. NILSSON (1999): Gaining ecological information about Bayesian foragers through their behaviour. II. A field test with woodpeckers. – Oikos 87: 264-276.

- OLSSON, O., U. WIKTANDER & G. NILSSON (2000): Daily foraging routines and feeding effort of a small bird feeding on a predictable resource. – Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 267: 1457-1461.
- PETTERSON, B. (1993): Breeding habitat of Lesser Spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor*) in South Sweden. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 127-132.
- PULLIAM, H. R. (1988): Sources, sinks and population regulation. – American Naturalist 132: 652-661.
- PYNNÖNEN, A. (1943): Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte, Teil II - Die Nahrung. – Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicæ-Fennicæ Vanamo 9: 1-167.
- RENKEN, R. B. & E. P. WIGGERS (1989): Forest characteristics related to Pileated Woodpecker territory size in Missouri. – Condor 91: 642-652.
- ROLSTAD, J., P. MAJEWSKI & E. ROLSTAD (1998): Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. – Journal of Wildlife Management 62 (1): 11-23.
- ROMERO, J. L. (1994): Alimentación de los pollos de pico menor *Dendrocopos minor* en un nido de la Valle d' Aran (Lleida, NE de España) (Nestling food of the Lesser Spotted Woodpecker at a nest in the Val d' Aran). – Butlletí GCA 11: 59-62.
- ROßMANITH, E. (2005): Breeding biology, mating system and population dynamic of the Lesser spotted woodpecker (*Picoides minor*): combining empirical and model investigations. – Dissertation Universität Potsdam.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. – JEDICKE, E. (Hrsg.): Praktischer Naturschutz. – Stuttgart, Ulmer.
- SPITZNAGEL, A. (2001): Kleinspecht *Picoides minor*. – In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.3 Non-Passeriformes. – Ulmer, Stuttgart.
- STACEY, P. B. & J. D. LIGON (1987): Territory quality and dispersal options in the Acorn Woodpecker, and a challenge to the habitat saturation model of cooperative breeding. – American Naturalist 130: 654-676.
- TIAINEN, J. (1985): Monitoring bird populations in Finland. – Ornis Fennica 62: 80-89.
- TÖRÖK, J. (1992): Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season. – Holarctic Ecology 13: 257-264.

- UMLANDVERBAND FRANKFURT (1996): Biotop- und Nutzungstypenkartierung des Umlandverbandes Frankfurt 1991, Erläuterungen zu den Kartiereinheiten. – Umlandverband Frankfurt, Region Rhein-Main.
- VAN HORNE, B. (1983): Density as a misleading indicator of habitat quality. – *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.
- WIKTANDER, U., I. N. NILSSON, S. G. NILSSON, O. OLSSON, B. PETTERSSON & A. STAGEN (1992): Occurrence of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in relation to area of deciduous forest. – *Ornis Fennica* 69: 113-118.
- WIKTANDER, U. (1998): Reproduction and survival in the lesser spotted woodpecker. Effects of life history, mating system and age. – Dissertation University Lund.
- WIKTANDER, U, O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001): Annual and seasonal reproductive trends in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. – *Ibis* 143: 72-82.
- WORTON, B. J. (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. – *Ecology* 70: 164-168.
- ZIMMERLI, E. (1973): Kleinspecht – Schwarzspecht. – *Vögel der Heimat* 43: 226-237.

7. Anhang

Zusammenfassung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung des Umlandverbands Frankfurt 1991.

- Acker: Acker, Ackerbrache, Erwerbsgartenanbau, Weinbau, Grünland, Magerrasen, Heiden, Scherrasen, Sportrasen
- Feldgehölz: Gebüsch, Feldgehölz, Buschwerk, Hecke, Strauchreihe, Baumhecke, Gehölzpflanzung
- Laubwald: Laubwald, Laubmischwald, Baumschulen, Laubwald-Dickung, Baumreihen
- Nadelwald: Nadelwald, Nadelmischwald, Nadelwald-Dickung, Weihnachtsbaumplantagen, Windwurf
- Obstwiese: Streuobstwiesen, landwirtschaftliche Hof- und Gebäudeflächen, Obstplantagen, Kleingärten, Baumreihen (flächig und linienhaft; Ausnahme Straßenbäume)
- Siedlung: Siedlungsstrukturen, Sport-, Erholungs-, Freizeitanlagen, Campingplätze, Park- und Wallanlagen, Grünflächen (öffentlich/privat), Straßenverkehrsflächen, Lärmschutzwall, Industriebrachen, (Kultur-)Historische Gebäude, Friedhöfe, Flächen für Rohstoffgewinnung, Ruderalflure, Vegetationsfreie und -arme Standorte
- Ufergehölz: Gewässer und Gewässerstrukturen, Vegetation naturnaher Feucht- und Nassstandorte, Auenwälder

Kapitel IV Anlage von Schlaf- und Bruthöhlen mit Kommentaren zur Nutzungsdauer ¹

¹ in leicht abgewandelter Form veröffentlicht als

HÖNTSCH, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts (*Picoides minor*). – Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum 5, Sonderheft: 107-120.

Zusammenfassung

Von 1995-2000 wurden 54 Schlaf- bzw. 33 Bruthöhlen von Kleinspechten (*Picoides minor*) mit Hilfe der Radiotelemetrie gefunden und untersucht, um allgemeine Ansprüche an die Höhlenanlage zu beschreiben und Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede von Brut- und Schlafhöhlen aufzudecken. Verschiedene Parameter zu Höhlenstandort, -baum und Einflugloch wurden aufgenommen. Häufigster Höhlenstandort waren Obstwiesenbereiche. Im Verhältnis zum Angebot betrachtet, wurden Ufergehölze und Obstwiesengebiete bevorzugt und Wälder gemieden. Apfelbäume und Weichhölzer gehörten zu den häufigsten Höhlenbäumen. Entscheidende Voraussetzung für die Höhlenanlage war weichfaules Holz, das für Weibchen noch wichtiger erschien als für Männchen. Der hohe Zersetzungsgrad beeinflusste die Haltbarkeit der Höhlen negativ. Mit einem mittleren Durchmesser von 16,2 cm waren die Baumteile, in denen sich die Höhlen befanden, vergleichsweise schwach.

Obstwiesen und Ufergehölze waren als Höhlenhabitate von großer Bedeutung, weil sie qualitativ ein überdurchschnittliches Totholzangebot aufwiesen. Diskutiert wird die geringere Entfernung der Bruthöhlen zum Wald als Folge einer optimierten Ausnutzung von Nahrungsressourcen. Die Anlage der Bruthöhlen in größerer Höhe, die geringere Sichtbarkeit und das kleinere Einflugloch des Höhleneingangs könnten zur erhöhten Sicherheit der Brut vor Störung und Prädation beitragen.

1. Einleitung

Höhlen haben eine herausragende Bedeutung für Ökologie und Verhalten der meisten Spechtarten (WINKLER et al. 1995). Kleinspechten dienen sie außer zur Jungenaufzucht in der Brutzeit auch als Schlafplatz. Darüber hinaus haben sie eine wichtige Bedeutung bei der Balz (BLUME & TIEFENBACH 1997, LANG & ROST 1990). Fast immer nutzen Kleinspechte selbstgebaute, in Ausnahmefällen auch von Artgenossen gebaute Baumhöhlen (BLUME & TIEFENBACH 1997). Die Herstellung erfordert vom Specht einen hohen Zeit- und Energieaufwand, dem eine geringe Nutzungsdauer gegenübersteht (HÖNTSCH 1996). Außerhalb der Brutzeit werden Höhlen zuweilen eigens als exklusive Schlafhöhlen gebaut (vgl. BLUME 1961). Bruthöhlen werden jedes Jahr neu gebaut. Dabei werden von einem Brutpaar meistens zwischen zwei bis fünf Höhlen angelegt und unter diesen dann eine als endgültige Bruthöhle ausgewählt (ROBMANITH 1999, PYNNÖNEN 1939). Um Präferenzen der Spechte für den Niststandort zu ermitteln, dürfen nur besetzte Bruthöhlen in die Auswertung einbezogen werden.

Die Radiotelemetrie ist eine geeignete Methode, um eine Unterscheidung zwischen besetzten und unbesetzten Höhlen vorzunehmen. Außerdem werden damit auch die Höhlen entdeckt, die in schwer einsehbare Baumteile gemeißelt wurden.

Bei vielen anderen Spechtarten, z. B. Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grünspecht (*Picus viridis*), Buntspecht (*Picoides major*) gibt es zur Höhlenökologie schon intensive Untersuchungen (SMITH 1997, GRANITZA & TILGNER 1993, BLUME 1981, PYNNÖNEN 1939). Am Kleinspecht sind dazu erst wenige systematische Studien durchgeführt worden. Die bisherigen Studien beschäftigten sich zudem fast ausschließlich mit den Bruthöhlen (PETTERSSON 1993, HAGVAR et al. 1990, BLUME 1961, OLSSON et al. 1992, PYNNÖNEN 1939).

Ziel dieser Arbeit ist es zum einen, Charakteristika der Kleinspechthöhlen und ihrer Umgebung darzustellen und zu klären, inwieweit diese die Nutzungsdauer beeinflussen. Zum anderen soll die Frage beantwortet werden, ob und wie sich Schlaf- und Bruthöhlen voneinander unterscheiden.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Hessen, nordwestlich von Frankfurt am Main (50°09'N, 08°27'E) und umfasst eine Fläche von ca. 72 km². Anhand einer Biotop- und Nutzungstypenkartierung, die vom Umlandverband Frankfurt 1991 durchgeführt wurde, konnte mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) das Angebot an Biotoptypen ermittelt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Prozentuale Zusammensetzung des Untersuchungsgebiets (Angebot an Landschaftstypen).

Biototyp	Anteil [%]
Acker/Grünland	29,4
Laub- und Mischwald	27,4
Siedlung	21,8
Obstwiese	11,4
Nadelwald	8,9
Ufergehölz	1,1

2.2 Datenaufnahme

Im Rahmen von radiotelemetrischen Untersuchungen zwischen 1995 und 2000 wurden von 28 Brutpaaren 33 Nisthöhlen entdeckt. Von den beteiligten Kleinspechten waren 36 Vögel aus 20 Brutpaaren markiert (beringt oder besendert). Von 26 Individuen (13 Weibchen, 13 Männchen) konnten außerdem 54 Schlafhöhlen, entweder durch Verfolgung der besenderten Vögel oder durch intensive Suche in geeignet erscheinenden Habitaten, entdeckt werden. Bruthöhlen, die von Männchen während der Nestlingszeit auch als Schlafhöhlen genutzt wurden, gingen nur als Bruthöhlen in die Auswertung ein. Damit individuelle Präferenzen die Auswertung nicht beeinflussen, wurden alle Höhlen eines Individuums bzw. eines Brutpaares zusammengefasst, ein durchschnittlicher Datenwert berechnet und als ein Datensatz (n) behandelt.

Um Präferenzen der Spechte für ihre Höhlenbäume deutlich machen zu können, wurden den Daten von 55 Höhlenbäumen je ein Datensatz eines zufällig ausgewählten Baums (im folgenden Zufallsbaum genannt) gegenübergestellt. Der Zufallsbaum wurde auf folgende Weise bestimmt: Per Computer wurde eine Zufallszahl zwischen 23 und 50 ermittelt. Diese Zahl wurde in Metern vom Höhlenbaum aus zurückgelegt. Die Richtung wurde vorher zufällig ausgewählt. Der Baum, der diesem Punkt am nächsten stand, wurde als Zufallsbaum angenommen. Von diesem Baum wurde der gleiche Datensatz erhoben, wie vom Höhlenbaum. Einzige Einschränkung bei der Wahl des Zufallsbaumes war, dass sich dieser im gleichen Biotoptyp (Obstwiese, Ufergehölz, Laubwald) befinden musste wie der Höhlenbaum, um vergleichbare Datensätze zu erhalten.

2.2.1 Am Höhlen- und am Zufallsbaum gemessene Parameter

Es wurden Parameter erhoben, die den Höhlenstandort und auch die Höhle umfassend charakterisieren (vgl. HAGVAR et al. 1990). Einige dieser Parameter sind veränderlich und sollten deshalb im Jahr der Höhlennutzung aufgenommen werden. Dazu gehören u. a. die Maße des Einfluglochs der Höhle. Der Zeitpunkt, zu dem das Einflugloch der Schlafhöhlen vermessen wurde, war allerdings nicht einheitlich, da nicht in allen Fällen das Entstehungsjahr der Schlafhöhlen bekannt war. Dadurch könnten die Lochmaße der Schlafhöhlen ungenauer und damit tendenziell größer im Durchmesser sein als die der Bruthöhlen.

Bei Höhleneingängen, die mit einer 9 m hohen Leiter nicht erreichbar waren, wurden nur Daten zum Höhlenbaum notiert. Insgesamt wurden folgende Parameter am Höhlenbaum und, soweit sie nicht höhlenspezifisch waren, auch am Zufallsbaum aufgenommen:

- Biotoptyp des Standorts.

- Entfernung zum Waldrand, wenn der Höhlenbaum außerhalb des Waldes lag.
- Baumart (die Obstbaumarten Zwetschge (*Prunus domestica*) und Mirabelle (*Prunus* sp.) wurden unter dem Namen „Zwetschgenartige“ (Prunoidea) zusammengefasst, da sie im unbelaubten Zustand nicht sicher differenzierbar waren).
- Anzahl weiterer Spechthöhlen im Baum.
- Zustand des Holzes (vom gesamten Baum und im unmittelbarem Höhlenbereich).
Dabei erfolgte die Einteilung in sechs Kategorien (vgl. HAGVAR et al. 1990):
 1. Vital (100-67 % Belaubung, ohne abgestorbene Leitäste).
 2. Teilvital (mit Zeichen der Schwächung, 66-33 % Belaubung).
 3. Geringvital (nur noch wenige Teile mit Belaubung, < 33 %).
 4. Frisch tot (erst kürzlich abgestorben, noch dünne Triebe sichtbar, noch festes Holz).
 5. Tot (bereits viele Jahre abgestorben, evtl. Pilzbefall, weiches Holz).
 6. Lange tot (evtl. Pilzbefall, morsches Holz, Abbruch jederzeit zu erwarten).
- Position der Höhle im Ast oder Stamm.
- Höhe des Einfluglochs über dem Boden.
- Verdeckungsgrad. Dazu wurde um die Höhle eine virtuelle Kugel mit einem Durchmesser von etwa einem Meter gelegt. Die Kugel wurde geviertelt. Es wurde eingeschätzt, wie viele Viertel durch hereinragendes Laub ausgefüllt sind und somit einen Sichtschutz für den Höhleneingang bilden (Abb. 1).

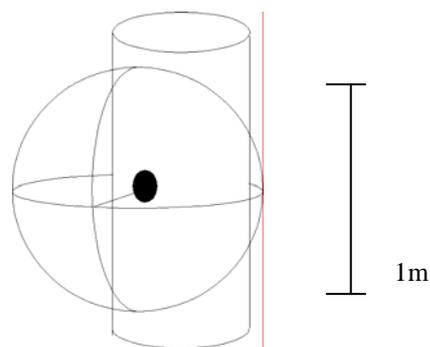


Abb. 1: Schematische Darstellung zur Ermittlung der Sichtbarkeit des Höhleneingangs.

- Durchmesser des Baumteils am Einflugloch der Höhle.
- Maße des Einfluglochs (vertikaler und horizontaler Durchmesser).
- „Lebensdauer“ der Höhle. Die „Lebensdauer“ der Höhle wurde nach ihrer Nutzung mindestens einmal überprüft. Dazu wurden die Höhlen nach 6-18 Monaten aufgesucht und im

Zustand bewertet. Höhlenbäume, die nicht mehr aufzufinden waren, wurden in dieser Bewertung nicht berücksichtigt. Die Einteilung erfolgte in:

- „Nutzbar“, die Höhle war unverändert oder nur der Höhleneingang war vergrößert.
- „Fehlend“, die Höhle war nicht mehr vorhanden, z. B. bedingt durch Sturmbruch oder Fällung.
- „Aufgehackt“, die Höhle war in Höhe des Brutraums aufgehackt worden.

Um herauszufinden, ob die Wahl des Höhlenstandortes lediglich das Vorhandensein bestimmter Biotoptypen widerspiegelt oder tatsächlich Ausdruck gezielter Biotoppräferenz ist, wurden relative Präferenzen ermittelt. Dabei wurden die Anteile der Biotoptypen im Untersuchungsgebiet (Ressourcenangebot, Tab. 1) der prozentualen Nutzung als Höhlenstandort gegenübergestellt. Zur Berechnung der Standortpräferenzen wurden zunächst die Quotienten aus Höhlenstandort (N) und Flächenanteilen (A) gebildet. Der Quotient wurde logarithmiert ($\log(N/A)$), um für positive und negative Selektion gleiche Bereiche zu erhalten. Nutzungsanteile von „Null“ (keine Höhle im Biotyp) wurden gleich 0,1 % gesetzt, um Logarithmieren zu ermöglichen (LILLE 1996). Die landwirtschaftlichen Nutzflächen (Acker und Grünland) wurden wegen des Fehlens von Bäumen bei dieser Gegenüberstellung nicht berücksichtigt.

2.2.2 In der Umgebung des Zufallsbaums gemessene Parameter

Die Umgebung des Zufallsbaums wurde durch einen Radius von 11 m bestimmt. Mittelpunkt war der Zufallsbaum. Daraus resultiert in etwa eine Fläche von 0,04 ha. In diesem Bereich wurden alle Bäume vermessen, deren Brusthöhendurchmesser (BHD) mehr als 9 cm betrug (Tab. 2). Bäume mit einem BHD von weniger als 9 cm wurden nicht aufgenommen, da Kleinspechte zur Höhlenanlage nur Holz nutzen, das im Durchmesser mindestens 9 cm stark ist (s. 3.2). Folgende Parameter wurden von den Bäumen erhoben: Baumart, BHD, Baumhöhe, Zustand des Baumes (siehe oben), Totholzanteil und Zustand des Totholzes, weitere Spechthöhlen, Pilzbefall.

Tab. 2: Anzahl der vermessenen Bäume in den 55 Zufallsgebieten (ca. 2,2 ha) und ihre Verteilung auf die Biotoptypen.

Biotyp	Laubwald	Obstwiese	Ufergehölz	gesamt
Baumanzahl	195	117	120	432

3. Ergebnisse

3.1 Präferenz für Höhlenstandorte

Höhlenbäume von Kleinspechten wurden in drei verschiedenen, baumbestandenen Biotoptypen gefunden: in Obstwiesengebieten, Ufergehölzen und Laubwäldern. In Nadelwäldern und Siedlungsbereichen wurden von den Spechten keine Höhlen angelegt.

Die meisten Höhlen (70,4 %) wurden in Streuobstwiesen entdeckt. In Laubwäldern konnten 18,9 % der Höhlen gefunden werden, in Ufergehölzen lagen 10,7 % aller Kleinspechthöhlen. Hohe Nutzungsanteile im Vergleich zum Flächenangebot sind in Streuobstwiesen und vor allem zur Brutzeit im Ufergehölz zu verzeichnen. Es ergeben sich Quotienten von 2,5-6,5. Damit werden diese Biotoptypen mehr als doppelt bis sechsmal häufiger als Höhlenstandort genutzt, als nach dem Flächenanteil zu erwarten gewesen wäre. Als Maß für die positive oder negative Abweichung von der flächenproportionalen Nutzung lässt sich die Standortpräferenz heranziehen. Der Laubwald liegt deutlich im negativen Bereich, sowohl bei der Anlage von Schlaf- als auch von Bruthöhlen. Nadelwälder und Siedlungsbereiche wurden als Höhlenstandorte ebenfalls abgelehnt (Abb. 2).

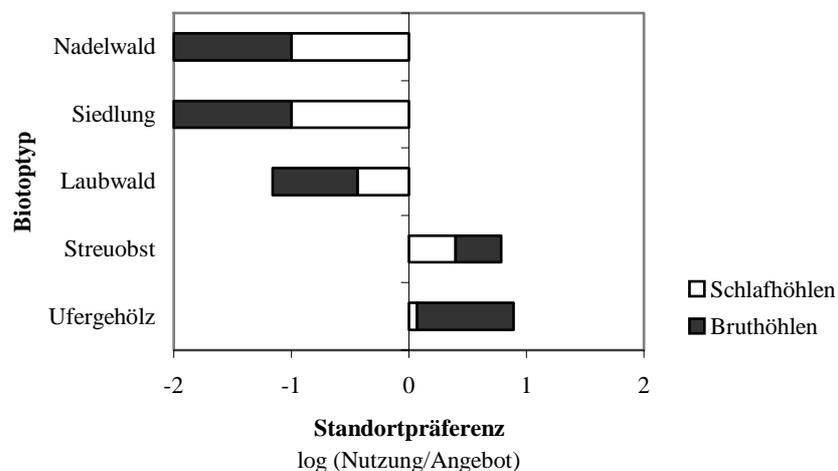


Abb. 2: Relative Präferenz bei der Wahl von Biotoptypen als Brut- bzw. Schlafhöhlenstandort.

Die Entfernung zum nächsten Waldbestand war bei Bruthöhlen signifikant geringer als bei Schlafhöhlen (*Mann-Whitney U-Test*, zweiseitig, $p < 0,02$; Abb. 3). Zur Brutzeit wurden im Laubwald weniger Bruthöhlen als Schlafhöhlen angelegt. Die durchschnittliche Entfernung zwischen Bruthöhle und Waldrand betrug 182 m, die maximale Distanz lag bei 1.000 m. Schlafhöhlen waren im Durchschnitt 340 m und maximal 1.750 m vom Waldrand entfernt.

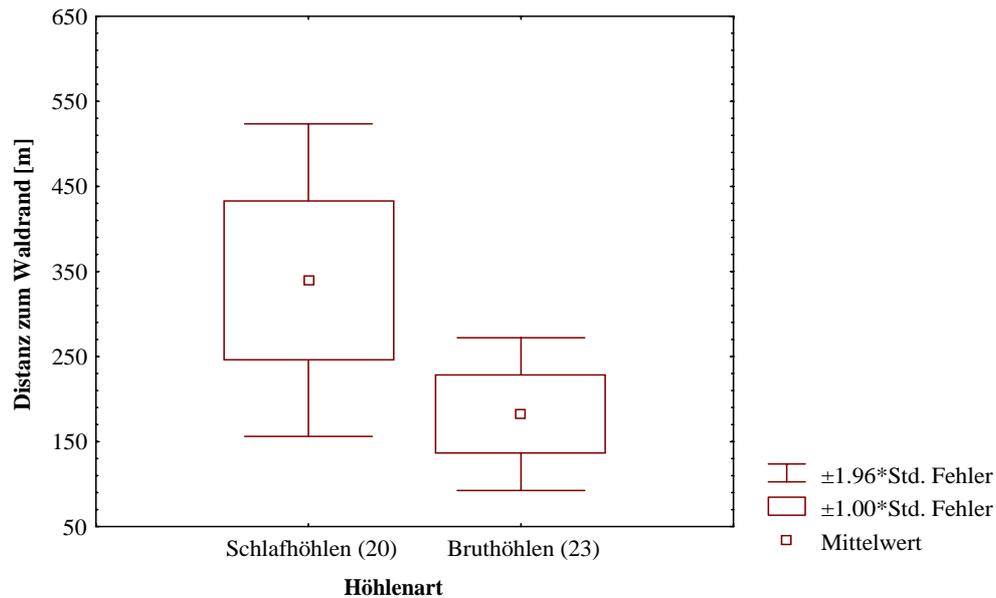


Abb. 3: Entfernung von Brut- und Schlafhöhlen zum Waldrand (ermittelt bei Höhlen, die außerhalb des Waldes lagen). n in Klammern.

3.2 Wahl der Baumart und Zustand der Höhlenbäume

Kleinspechthöhlen konnten in zehn verschiedenen Baumarten entdeckt werden. 58,0 % der Höhlen wurden in Apfelbäumen gefunden. Auch in Zwetschgenbäumen wurden von Kleinspechten häufig Höhlen angelegt (11,4 %). Auf die restlichen sieben Baumarten verteilten sich die Kleinspechthöhlen relativ gleichmäßig. Die Bruthöhlen fanden sich vor allem in Apfelbäumen und Weiden (61,7 bzw. 16,7 %). Vergleicht man die genutzten Baumarten in den jeweiligen Biotoptypen mit dem Baumartenangebot in den Zufallsgebieten, so zeigten Kleinspechte für Weiden und Birken eine große Präferenz. Apfelbäume und die Zwetschgenartigen wurden entsprechend der Erwartung genutzt, Erlen wurden eher gemieden. Für die restlichen Baumarten bestand keine Präferenz (Abb. 4).

Tab. 3: Zur Höhlenanlage genutzte Baumarten (in %) in den jeweiligen Biotoptypen (N). Gegenübergestellt ist das Angebot (A) in den jeweiligen Zufallsgebieten. Stichprobengröße in Klammern.

Biotoptyp	Laubwald		Obstwiese		Ufergehölz	
	A (195)	N (10)	A (117)	N (38)	A (120)	N (6)
Apfelbaum (<i>Malus domestica</i>)	0	0	58,1	81,3	1,7	0
Zwetschgenartige (Prunoidea)	2,6	1,4	13,7	15,6	0	0
Weide (<i>Salix</i> sp.)	0	0	0	0	25,8	94,2
Pappel (<i>Populus tremula</i>)	8,7	18,2	0	0	0	0
Birke (<i>Betula pendula</i>)	4,6	23,1	5,1	0	0	0
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	10,8	10,0	0	0	0	0
Eiche (<i>Quercus</i> sp.)	28,7	22,4	1,7	0	2,5	0
Kirschbaum (<i>Prunus avium</i>)	8,7	0	10,3	3,1	7,5	0
Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	24,1	19,9	0	0	0	0
Erle (<i>Alnus glutinosa</i>)	0	5,0	0	0	40,0	5,8
andere	11,8	0	2,5	0	22,5	0

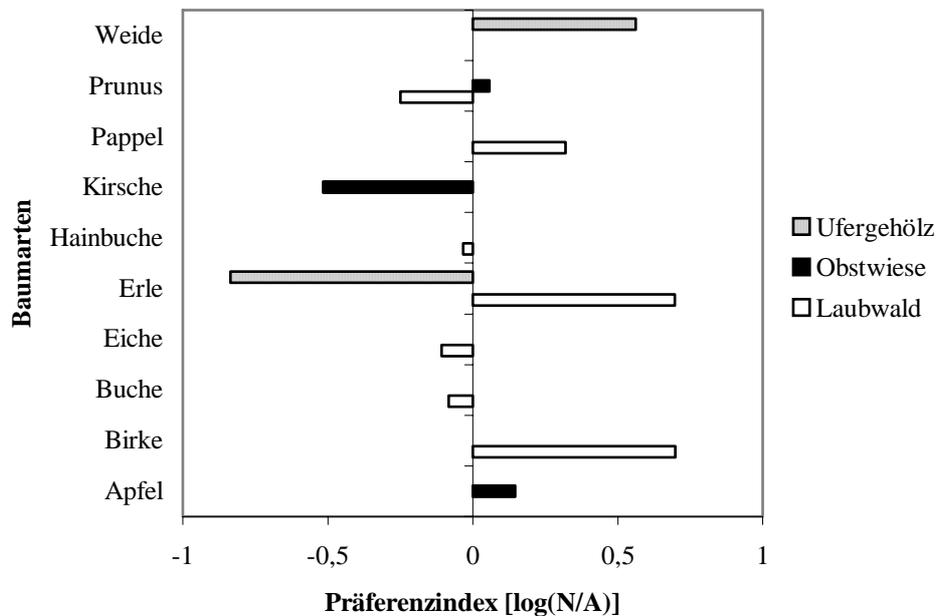


Abb. 4: Bevorzugte Höhlenbäume, getrennt nach Biotoptypen.

Kleinspechte legten ihre Höhlen zu 81 % in Seitenästen an, der Höhleneingang war fast immer zum Boden geneigt. Der Astbereich, in dem sich die Höhle befand, hatte einen mittleren Durchmesser von 16,2 cm (min. 9,2 cm; max. 23,6 cm). Die Stämme, in die Höhlen gebaut wurden, waren ebenfalls von geringem Durchmesser (durchschnittlich 19,3 cm; min. 11,5 cm; max. 37,6 cm, mittlerer BHD 21,0 cm). Der BHD der Zufallsbäume war im Mittel mit 47,0 cm (min. 10,8 cm; max. 101,2 cm) erheblich größer. Das Holz des Bereichs, in dem die Höhle gebaut worden war, war in fast allen Fällen (94 %) abgestorben (Zustand „tot 4-6“).

Im Laubwald und im Ufergehölz waren die meisten (84 % bzw. 50 %) der zur Höhlenanlage genutzten Bäume tote Stümpfe, deren Krone schon abgebrochen war. In den Obstwiesengebieten nutzten die Kleinspechte zu 78 % vitale Bäume zur Höhlenanlage (Abb. 5). Hier fanden sich die Höhlen selten im Stammbereich, sondern überwiegend in toten Seitenästen. Insgesamt war die Nutzung von toten Bäumen zur Höhlenanlage in allen drei Biototypen signifikant höher als erwartet (χ^2 -Test, FG = 3; $p < 0,01$; Abb. 5). Beim Angebot der toten Bäume im 0,04 ha Umkreis konnte kein Unterschied zwischen den Biototypen festgestellt werden.

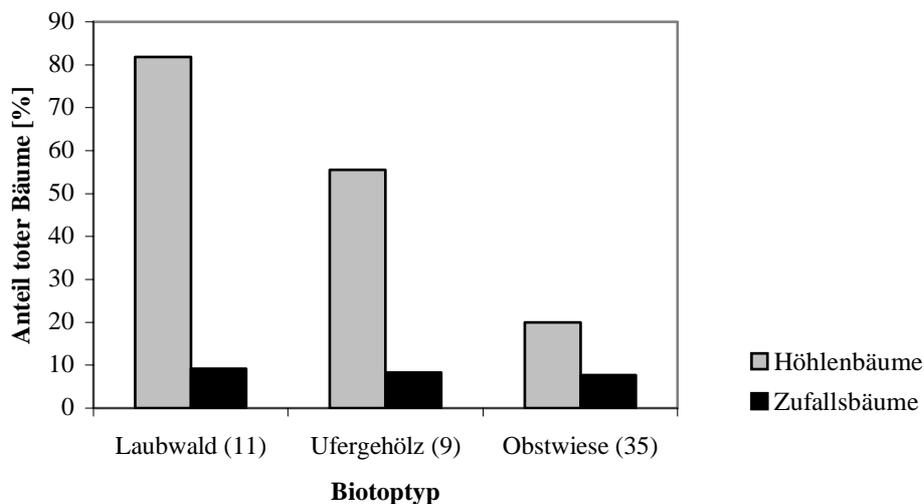


Abb. 5: Die Nutzung abgestorbener Bäume zur Höhlenanlage im Vergleich zum Angebot an abgestorbenen Bäumen in den Biototypen.

Die Schlafhöhlen der Weibchen wurden zu 85 % in totem Holz mit dem höchsten Zerfallsgrad (6 „lange tot“) gefunden. Die Männchen bauten nur 30 % ihrer Schlafhöhlen in Holz dieser Qualität. Nach Kontrolle der „Lebensdauer“ der Schlafhöhlen zeigte sich, dass die Schlafhöhlen der Weibchen zu 49 % abgebrochen waren, die der Männchen nur zu 23 %. Die Kontrolle der „Lebensdauer“ aller Kleinspechthöhlen ergab, dass der Höhlenbereich trotz des abgestorbenen Holzes in 2/3 der Fälle noch existent war. Viele der Höhleneingänge waren

zwar vergrößert und damit verändert, diese Höhlen waren jedoch immer noch nutzbar. Zahlreiche, vermutlich von Buntspechten aufgehackte Höhlen waren dagegen unbrauchbar. Die Schlafhöhlen wurden auf diese Weise selten beschädigt (< 8 %), die Bruthöhlen hingegen waren zu 21 % in Höhe des Brutraums aufgehackt worden (Abb. 6). In noch intakten Höhlen wurden folgende Nachnutzer angetroffen, denen die Kleinspechthöhlen entweder als Brut- oder Schlafhöhle dienten:

Kohlmeise (*Parus major*), Blaumeise (*Parus caeruleus*), Weidenmeise (*Parus montanus*), Feldsperling (*Passer montanus*), Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*), Kleiber (*Sitta europaea*), Wendehals (*Jynx torquilla*), Star (*Sturnus vulgaris*), Buntspecht und Wespen (*Vespoidea*).

Kleinspechte nutzten ihre Bruthöhlen nur für eine Brutzeit, manche wurden auch außerhalb der Brutzeit noch als Schlafhöhle von teilweise wechselnden Individuen genutzt. Auch verlassene Schlafhöhlen wurden von anderen Individuen als Schlafhöhle genutzt. Eine weitere Nutzung als Bruthöhle wurde dagegen nie beobachtet.

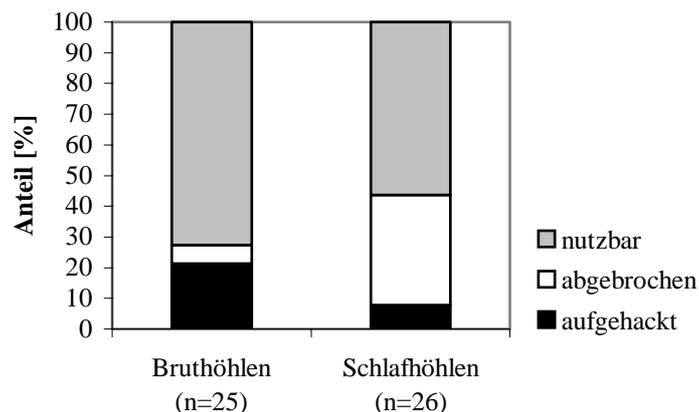


Abb. 6: Zustand der Schlaf- und Bruthöhlen nach 18 Monaten.

Bei der Einschätzung des Höhlenbaumzustands wurden auch andere, bereits vorhandene Spechthöhlen im selben Baum notiert. Dabei zeigten sich Unterschiede zwischen den Höhlenbäumen in den drei Biotoptypen: Im Laubwald wurden in 76,0 % der Höhlenbäume zusätzliche Spechthöhlen gefunden. Im Ufergehölz waren in 61,8 % und in Obstwiesen nur in 52,5 % der Höhlenbäume weitere Höhlen zu finden. In den Zufallsbäumen war in keinem Biotoptyp eine Spechthöhle. Bei der Suche nach weiteren Höhlenbäumen im 0,04 ha Umfeld um den Zufallsbaum wurden in Obstwiesen die meisten Höhlenbäume gefunden (5,1 %). Im Laubwald fanden sich nur in 1,0 % der abgesuchten Bäume Höhlen (Abb. 7).

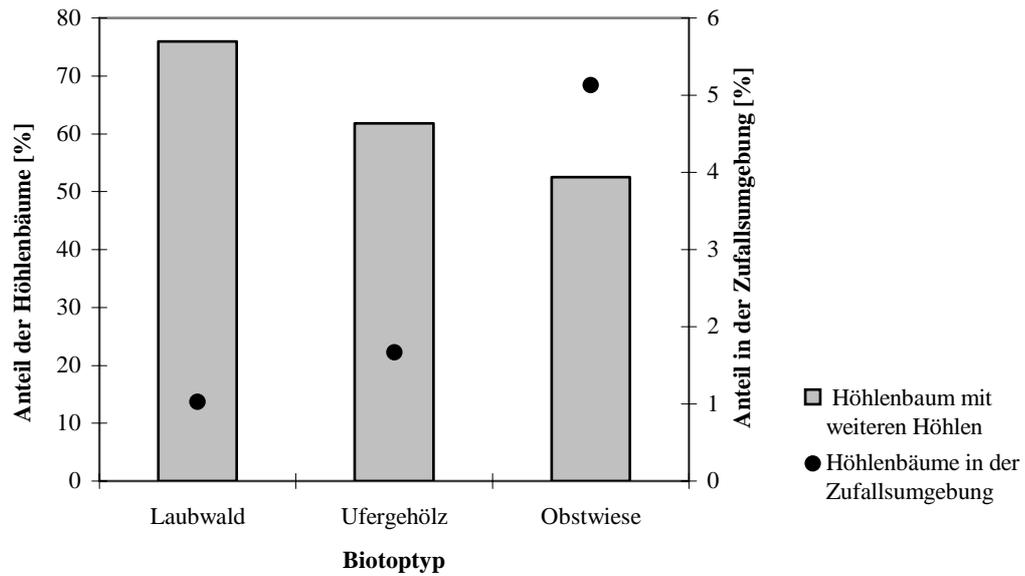


Abb. 7: Anteil von Höhlenbäumen der Kleinspechte mit zusätzlichen Spechthöhlen im Vergleich zum Anteil weiterer Bäume mit Spechthöhlen im jeweiligen Biotoptyp.

3.3 Höhlenhöhe und Einflugloch

Der Großteil der Kleinspechthöhlen lag 2-6 m über dem Boden. Die Spannweite der Höhlenhöhe reichte von 0,8 m für eine Schlafhöhle im Stamm eines Apfelbaums bis zu 17 m für eine Bruthöhle in dem Ast einer Weide.

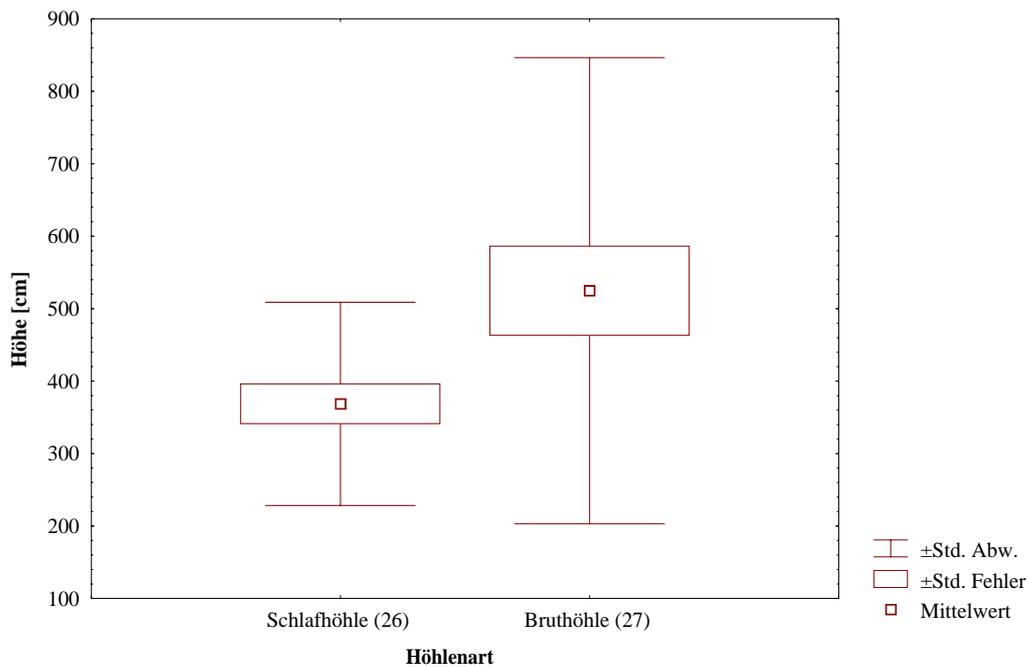


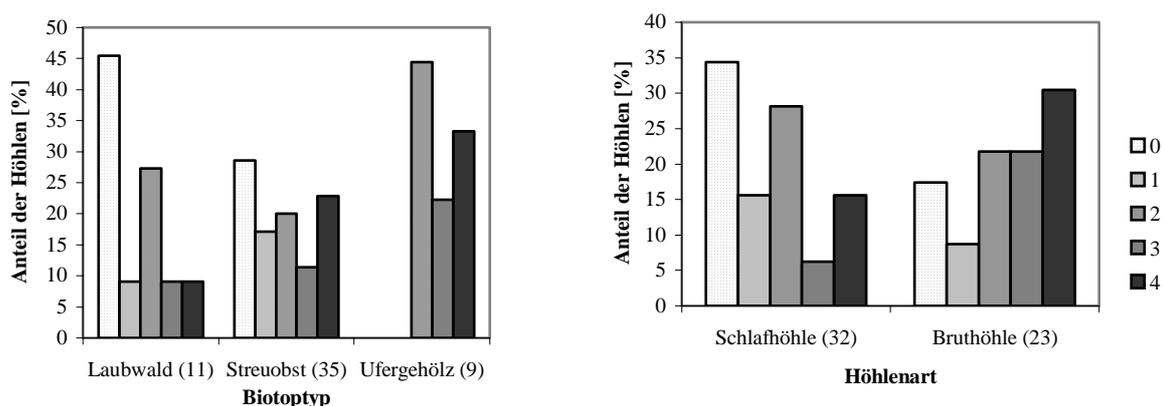
Abb. 8: Höhe der Schlaf- und Bruthöhlen über dem Boden. n in Klammern ($p < 0,01$).

Im Ufergehölz und im Laubwald war die Höhe der Höhlen (im Mittel 8,4 m) aufgrund der natürlichen Baumhöhe höher als in Obstwiesen (im Mittel 3,3 m). Die Obstbäume waren nur 6 m, maximal 7-8 m hoch. Die Höhlenhöhe korrelierte positiv mit der Baumhöhe (*Spearman-Rangkorrelation*: $R_s = 0,6475$; $p < 0,001$; $n = 51$). Schlafhöhlen wurden signifikant niedriger als Bruthöhlen angelegt (*Mann-Whitney-U-Test*: $U = 206$, $p < 0,01$; Abb. 8). Die mittlere Höhe der Schlafhöhlen lag bei 3,69 m, die mittlere Höhe der Bruthöhle betrug 5,25 m.

Die Vermessung des vertikalen und horizontalen Durchmessers am Einflugloch ergab, dass der Höhleneingang etwas höher als breit, also leicht hochoval war. Die durchschnittlichen Maße lagen bei 37 mm in der Lochhöhe und 35 mm in der Lochbreite ($n = 33$). Die Bruthöhlen waren etwas enger im Einflug als die Schlafhöhlen. Das kleinste Einflugloch einer Bruthöhle war kreisrund mit einem Durchmesser von 30 mm. Die Tiefe der Höhlen wurde nur bei einigen Bruthöhlen nach Ausflug der Jungvögel vermessen. Sie betrug vom oberen Rand des Einfluglochs bis hinunter zur Höhlenmulde zwischen 20-25 cm.

Die Verdeckung der Höhleneingänge durch Laub- und Astwerk war im Ufergehölz am stärksten und im Laubwald am geringsten (Abb. 9a). Im Ufergehölz gab es keine Höhle, die nicht mindestens von zwei Seiten her verdeckt war. Im Wald dagegen waren 45 % der Höhlen gar nicht verdeckt. In Obstwiesen sind alle Kategorien relativ gleich vertreten, wobei auch hier die Höhlen mit wenig Verdeckung das Bild dominieren (Abb. 9a).

Bei den Schlafhöhlen war ein tendenziell größerer Anteil (50 %) der Höhleneingänge nicht oder nur einseitig verdeckt. 74 % der Bruthöhlen waren von zwei Seiten oder mehr verdeckt (Abb. 9b).



a)

b)

Abb. 9: Anteil der Höhleneingänge (in %) mit optischer Verdeckung:

a) Vergleich zwischen den Biotypen.

b) Vergleich zwischen Schlaf- und Bruthöhlen. Bei der Ziffer 0 ist die Höhle von keiner Seite her verdeckt, bei 4 vollständig. n jeweils in Klammern.

4. Diskussion

In der vorliegenden Untersuchung über die Höhlen von Kleinspechten konnten neben Gemeinsamkeiten, die allen Höhlen zugrunde lagen, auch Unterschiede zwischen Brut- und Schlafhöhlen entdeckt werden.

4.1 Ansprüche bei der Höhlenanlage und ihre biologischen Grundlagen

4.1.1 Totholz

Kleinspechte können nur in Tot- oder Weichholz ihre Höhlen bauen. Dies wird sowohl durch die vorliegende Untersuchung deutlich, als auch schon früher von anderen Autoren beschrieben (u. a. RÜGER 1972, HAGVAR et al. 1990, GLUE & BOSWELL 1994, WESOŁOWSKI & TOMIALOJC 1995, BLUME & TIEFENBACH 1997). Der Schädel des Kleinspechts zeigt, trotz des relativ kurzen Schnabels, eine ausgeprägte Anpassung an das Meißeln (RÜGER 1972). Dennoch benötigt der kleine Specht weiches Holz, um seine Höhle in einem angemessenen Zeitraum von 4-14 Tagen (BLUME & TIEFENBACH 1997, WIKTANDER 1998, ROßMANITH 1999) fertig stellen zu können. Obwohl eine starke Selektion für tote Höhlenbäume vorliegt (Abb. 5), wurden in der vorliegenden Untersuchung die meisten Höhlen in abgestorbenen Seitenästen vitaler Bäume angelegt.

Bei der Wahl des Holzzustands zur Anlage der Schlafhöhlen zeigte sich ein geschlechtsspezifischer Unterschied. Die Weibchen bauten ihre Schlafhöhlen in stärker vermorschtes und damit weiches Holz als die Männchen. Möglicherweise sind sie in ihrem Körperbau nicht so gut an das Meißeln in festes Holz angepasst wie die Männchen. Dies würde auch die ungleiche Beteiligung der Geschlechter beim Bau der Bruthöhlen erklären. Bisher wurden vorwiegend Männchen beim Ausbau der Bruthöhle beobachtet (PYNÖNEN 1939, BLUME & TIEFENBACH 1997, WIKTANDER 1998, ROßMANITH 1999). Erste Hinweise für anatomische Unterschiede, die sich beim Höhlenbau auswirken könnten, lieferte HOGSTAD (1978). Er ermittelte bei Kleinspechten eine größere Schnabellänge für Männchen (15,8 mm) als für Weibchen (15,6 mm). Bei Mittelspechten (*Dendrocopos medius*) zeigt sich ein ähnliches Phänomen. MICHAŁEK (1998) und PASINELLI (1992) konnten beobachten, dass sich die Weibchen des Mittelspechts teilweise gar nicht am Bruthöhlenbau beteiligten. PASINELLI (1999) fand hier signifikant größere Schnabelmaße der Männchen und deutete sie als Adaption an den vermehrten Höhlenbau.

4.1.2 Höhlenhabitat und Wahl der Baumart

In der vorliegenden Studie konnten Kleinspechthöhlen in Ufergehölzen, Obstwiesengebieten und Laubwäldern entdeckt werden. In allen drei genutzten Lebensraumtypen wurde ein ähnliches Angebot an Totholz vorgefunden (Abb. 5). Zur Höhlenanlage wurden jedoch Ufergehölze und Obstwiesen gegenüber den Laubwäldern bevorzugt (Abb. 2). Die Ursachen für die Bevorzugung dieser beiden Biotoptypen könnten in der Qualität des potenziellen Höhlensubstrats liegen. Geeignetes Holz muss sich in einem fortgeschrittenen Zersetzungsstadium befinden, eine Voraussetzung die in Ufergehölzen und Obstwiesengebieten besser erfüllt sein könnte als in Laubwäldern. Ufergehölze werden im Untersuchungsgebiet nicht bewirtschaftet und tote Baumteile werden nur zum Zweck der Verkehrssicherung entfernt. Dadurch können hier tote Äste über mehrere Jahre in das geeignete Zersetzungsstadium gelangen. Außerdem wachsen in den Ufergehölzen viele Weichhölzer (z. B. Weide), die selbst in noch lebendem Zustand für Spechte leicht zu bearbeiten sind (RÜGER 1972).

Ähnlich verhält es sich in den Obstwiesengebieten. Hier steht den Kleinspechten, bedingt durch die allgemeine Pflege- und Nutzungsaufgabe der Obstwiesen in der Region, ein gewisses Potenzial an Höhlenbäumen zur Verfügung (MÜLLER et al. 1988, ZIMMERLI 1973). Aufgrund der Überalterung der Bäume sterben Leitäste ab, die nach einigen Jahren für Kleinspechte den richtigen Zersetzungsgrad aufweisen. Hier nutzten Kleinspechte überwiegend Apfelbäume, die ihnen in der Untersuchung am häufigsten als Höhlenbaum dienten (Tab. 3). Laut BITZ (1992) erreichen Apfelbäume besonders schnell eine entsprechende Eignung für Spechte. Das Holz dieser Baumart wird im Inneren durch eindringende Pilze weich wie Styropor, wenn es abgestorben ist (eigene Beobachtung, WÖFLIK 2002). Das bietet dem Kleinspecht ideale Bedingungen, um eine Höhle zu hacken. Allerdings ist das Höhlenbaumangebot der Streuobstwiesen nur von vorübergehendem Nutzen, da die Bestände überaltern und kaum junge Bäume nachgepflanzt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Der Rückgang der Obstwiesen scheint sich gebietsweise schon negativ auf den Kleinspechtbestand ausgewirkt zu haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, CONZ 1997, SPITZNAGEL 2001).

Bei den im Laubwald untersuchten Flächen handelte es sich hauptsächlich um Eichen-Hainbuchen- und Buchenwälder. Das Holz dieser Baumarten ist hart und wird erst durch einen langjährigen Zersetzungsprozess morsch und damit weich genug für die Ansprüche des Kleinspechts. Dieser langfristige Zersetzungsprozess wurde bislang durch die herrschende Bewirtschaftungsweise (kurze Umtriebszeiten, Entfernung von Totholz) im überwiegenden Teil der Wälder verhindert (LUDER et al. 1983, HOHLFELD 1995). Damit erreichten verhältnismäßig wenige Äste den Zerfallsgrad, der zur Höhlenanlage benötigt wird. Weichhölzer

sind in den Laubwäldern nur schwach vertreten, da sie schon früh in den Vorwaldstadien entnommen werden, um ertragreichere Baumarten zu fördern (LUDER et al. 1983). Die Erhaltung insbesondere der abgebrochenen Stümpfe von Birken, Pappeln und Erlen wäre ökologisch sehr wertvoll. Sie stellen im Laubwald die zur Höhlenanlage bevorzugten Baumstrukturen dar. Allen Waldstandorten war die Konkurrenz um Totholz gemeinsam. Viele primäre Höhlenbrüter bewohnen diesen Lebensraum, in teilweise hoher Dichte (GLUE & BOSWELL 1994). Diese Vermutung wird durch den Fund von zusätzlichen Spechthöhlen in Kleinspechthöhlenbäumen (76 %) im Laubwald gestützt. Das Angebot an potenziellen Höhlenbäumen im bewirtschafteten Laubwald war gerade für die konkurrenzschwächeren Spechtarten eher eingeschränkt (PRILL 1991, PETERSSON 1993). Das wird auch durch die geringe Anzahl weiterer Höhlenbäume verdeutlicht. Die wenigen zusätzlichen Spechthöhlen in den Höhlenbäumen im Streuobst und Ufergehölz, könnten in diesen Lebensräumen auf eine entspanntere Konkurrenzsituation hindeuten.

Für andere Bundesländer kamen KRATZER (1991), KELLNER (1986), MILDENBERGER (1984) und SPITZNAGEL (2001) zu vergleichbaren Ergebnissen bei der Wahl der Höhlenbaumarten.

4.1.3 Aststärke

Zur Höhlenanlage war eine minimale Holzstärke von 9,2 cm ausreichend. Der mittlere Durchmesser war mit 16,2 cm ebenfalls sehr gering. Die von Kleinspechten bevorzugte Aststärke wurde schon von PYNNÖNEN (1939) und HAGVAR et al. (1990) als sehr gering beschrieben. GLUE & BOSWELL (1994) fanden Höhlen von Kleinspechten ebenfalls häufig in dünnen Seitenästen. Die Nutzung eines dünnen Astes zur Höhlenanlage könnte für Kleinspechte verschiedene Vorteile haben. Zum einen wird der Übernahme und dem Ausbau der Kleinspechthöhle durch größere Spechte, z. B. Buntspechte (BLUME & TIEFENBACH 1997), vorgebeugt. Diese haben aufgrund ihrer Körpergröße ein erhöhtes Platzbedürfnis (min. Durchmesser 18 cm; SMITH 1997). Zum anderen könnte die geringe Aststärke auch bei der Vermeidung von Prädation hilfreich sein. Ein Specht kann sich besser vor Prädation schützen, wenn er in der Lage ist, an dem Ast vorbei zu schauen, auf dem er sitzt (LIMA 1992). Je kleiner der Specht ist, desto schmaler sollte der Ast sein, damit der Vogel daran vorbeischaun und mögliche Feinde erkennen kann. Das könnte für den Altvogel sowohl beim Höhlenbau wie auch bei Fütterung der Jungvögel an den Bruthöhlen von Vorteil sein.

4.1.4 Sichtschutz

Durch die Belaubung umliegender vitaler Äste ergibt sich für die Höhle ein Sichtschutz, der wirkungsvoll gegen Prädatoren aus der Luft oder vom Boden sein könnte. Dieser Sichtschutz wird durch die Strukturen in Ufergehölzen und Obstwiesen begünstigt, weil die abgestorbenen Baumteile hier von einer tiefreichenden Belaubung verdeckt wurden. Dagegen legten die Kleinspechte in Laubwäldern ihre Höhlen eher in freistehenden abgebrochenen und damit toten Baumstämmen an, die im Altersklassenwald gut sichtbar sind (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, OLSSON et al. 1992, WIKTANDER 1998). Diese Beobachtungen lassen vermuten, dass im Laubwald der Zerfallsgrad des Holzes im Höhlenbereich bei der Höhlenanlage eine wichtigere Rolle spielte als der Sichtschutz, den ein noch belaubter Baum geboten hätte. Allerdings konnte WÖLFLIK (2002) feststellen, dass die Bruthöhlen, die von Kleinspechten im Laubwald angelegt worden sind, alle von Buntspechten aufgehackt wurden. Dies könnte an der fehlenden Verdeckung der Höhleneingänge gelegen haben. Hinzu kommt, dass der Laubwald das wichtigste Bruthabitat des Buntspechts ist.

4.2 Unterschiede zwischen Brut- und Schlafhöhlen

Höhlen stellen einen sehr guten Schutz sowohl für die Brut, als auch für den schlafenden Specht während der Nacht dar (WINKLER et al. 1995, BLUME & TIEFENBACH 1997). Abhängig von ihrer Nutzung als Schlaf- oder Bruthöhle, erfüllen sie unterschiedliche Funktionen:

- a) **Bruthöhlen:** Sie sollen für die gesamte Dauer der Brutzeit Tag und Nacht Schutz vor Prädation des Geleges, der Eltern und der Jungen bieten. Zusätzlich schützen sie vor Witterungseinflüssen und Störungen (BLUME & TIEFENBACH 1997). Sie sollten in einem guten Nahrungshabitat liegen, das die optimale Versorgung der Jungen gewährleistet. Außerdem dient ihr Bau als Auslöser für Balzverhalten und Brutaktivität (BLUME 1961, LANG & ROST 1990).
- b) **Schlafhöhlen:** Sie bieten Schutz für mindestens eine Nacht. Bei Störungen an den Schlafhöhlen können diese sofort verlassen werden (eigene Beobachtung). Meist gibt es Ausweichhöhlen, die die Spechte nach Störung ohne Suche anfliegen können (BLUME 1961). Schlafhöhlen liegen nicht unbedingt in nächster Nähe zum Nahrungshabitat, sie können am Rand oder sogar außerhalb vom Aktionsraum angelegt werden (PRILL 1991, HÖNTSCH 1996).

In der vorliegenden Untersuchung konnten neben Gemeinsamkeiten, die allen Höhlen zugrunde lagen, auch Unterschiede zwischen Brut- und Schlafhöhlen von Kleinspechten entdeckt werden.

4.2.1 Distanz zum Waldrand

Bruthöhlen wurden in geringerer Entfernung zum Waldrand angelegt als Schlafhöhlen. Grund hierfür könnte das Nahrungsangebot sein. Zur Brutzeit ist ein gutes Nahrungsangebot in Höhlennähe besonders wichtig, sowohl zur eigenen Versorgung in Bebrütungspausen, als auch zur Jungenaufzucht (VILLARD 1991). Aufgrund der großen Blattfläche leben im Laubwald viele Insekten, u. a. auch Blattläuse und Schmetterlingsraupen, die die bevorzugte Nestlingsnahrung der Kleinspechte darstellen (ROMERO 1994, ROßMANITH 1999). Die engere Umgebung der Höhlenstandorte in Ufergehölz und Streuobst genügte den Ansprüchen der Kleinspechte vielfach nicht (HÖNTSCH, unveröff.). Streuobstwiesen, die oft nur noch in kleinen Resten bestehen, und schmale Streifen von Ufergehölzen boten alleine offenbar keine ausreichende Nahrungsgrundlage. Die geringe Entfernung der Bruthöhle zum Waldrand, machte die Nahrungsressourcen im Wald jedoch erreichbar. In unmittelbarer Nähe um die Schlafhöhle war das Nahrungsangebot dagegen nicht ausschlaggebend, da die Kleinspechte gerade außerhalb der Brutzeit große Aktionsräume von bis zu 835 ha nutzten (WIKTANDER et al. 2001, siehe Kapitel II). Ob durch die größere Distanz der Schlafhöhlen zum Wald auch einer Zerstörung der Höhlen durch den Buntspecht vorgebeugt wurde, kann in dieser Untersuchung nicht geklärt werden. Allerdings deuten die Ergebnisse darauf hin. In der vorliegenden Untersuchung waren 21 % der Bruthöhlen, vermutlich durch Buntspechte, aufgehackt worden. Der Anteil zerstörter Schlafhöhlen lag dagegen bei unter 8 %. Beobachtungen von Buntspechten, die Bruthöhlen von Kleinspechten sowie auch von anderen Kleinvögeln aufhackten und die Jungvögel an die eigene Brut verfütterten, sind bereits mehrfach beschrieben worden (u. a. TRACY 1933, SCHUSTER 1936, LUDESCHER 1973, SERMET 1973, MELDE 1994, GLUE & BOSWELL 1994). Möglicherweise versuchen Kleinspechte durch die Wahl eines anderen Bruthöhlenstandorts als Buntspechte, dieser Gefahr zu entgehen. Ein weiterer Unterschied zwischen Brut- und Schlafhöhlen besteht im Höhlenstandort. Bruthöhlen wurden tendenziell seltener im Laubwald angelegt als Schlafhöhlen. Obgleich die Individuenzahl im Laubwald sehr gering war, soll dieser Aspekt nicht unerwähnt bleiben. Denn die häufige Anlage der Bruthöhlen außerhalb des Laubwaldes könnte dem Schutz der Brut vor Prädation durch waldbewohnende Buntspechte dienen.

4.2.2 Höhe der Höhle über dem Boden

Die Bruthöhlen lagen an allen Standorten höher über dem Boden als die Schlafhöhlen. Die Anlage der Bruthöhle in großer Höhe wird als wirkungsvoller Schutz der Brut und der Altvögel vor Störung und Prädation interpretiert (PETERSON & GRUBB 1983, BLUME & TIEFENBACH

1997). Im Laub hoher Bäume verborgen, kann der ständige Anflug der Eltern zur Fütterung unbemerkt erfolgen. Für Schlafhöhlen waren solche Schutzvorkehrungen nicht nötig, da sie erst kurz vor Einbruch der Dunkelheit aufgesucht wurden und Sichtschutz deswegen keine Rolle spielte. Zu ähnlichen Ergebnissen über die Höhe von Kleinspechthöhlen kamen auch WESOŁOWSKI & TOMIALOJC (1995) im Wald und SPITZNAGEL (2001) im Streuobst. Die häufige Vermutung, dass höhere Höhlen unterrepräsentiert wären, weil sie schwieriger zu entdecken sind, kann hier entkräftet werden, da die Spechte mit dem Telemetriesender auch im Laub hoher Bäume gefunden worden wären.

4.2.3 Sichtschutz und Größe des Einfluglochs

Ein erhöhter Sichtschutz der Bruthöhleneingänge und kleine Einfluglöcher könnten die Sicherheit der Brut vor Prädation ebenfalls erhöhen. Die Bruthöhlen, die überwiegend in Ufergehölzen und Streuobstwiesen angelegt wurden, waren besser von noch belaubten Zweigen des oftmals vitalen Höhlenbaums verdeckt. Die Einfluglöcher der Bruthöhlen waren tendenziell kleiner als die der Schlafhöhlen. Zur Feindvermeidung scheint das sinnvoll. Durch ein kleineres Einflugloch war die Bruthöhle vor einer Übernahme durch größere sekundäre Höhlennutzer, wie z. B. Stare, besser geschützt, als die Schlafhöhle. PETERSON & GRUBB (1983) fanden beim amerikanischen Dunenspecht (*Picoides pubescens*) die kleinsten Einfluglöcher bei im Winter genutzten Schlafhöhlen. Sie deuteten das als Anpassung an tiefere Temperaturen. Die Ergebnisse stehen nicht direkt im Widerspruch zur vorliegenden Untersuchung, da hier nicht zwischen Schlafhöhlen aus Sommer und Winter, sondern nur zwischen Brut- und Schlafhöhlen im Allgemeinen unterschieden wurde.

5. Summary

Construction of roosting and breeding cavities with commentaries on their utilization endurance

The selection of tree holes by lesser spotted woodpeckers (*Picoides minor*) was investigated from 1996 to 2000 in Hessian. I collected data on the characteristics of the cavity location as well as the cavity tree at 33 breeding and 54 roosting sites. The results were compared with sample surveys of available trees, to reveal overlaps and differences between roosting and breeding sites. Riparian sites were preferred while forests were avoided. Most (70.4 %) of the cavities were found in orchards. Apple trees (*Malus domestica*), willows (*Salix* sp.) and pop-

lars (*Populus tremula*) were the preferred trees. Soft wood showing an advanced degree of decay was mainly used to build a cavity. Trees used by females were more decayed than those used by males. The dead wood influenced the durability of the holes negatively. The smallest tree used for nesting was 9.2 cm in diameter at the cavity entrance, while the average was 16.2 cm.

Orchards and riparian sites were of great importance due to the high availability of dead wood. The relatively short distance between nesting holes and the nearest forest may be the result of an attempt to enhance and facilitate feeding. The excavation of the breeding holes high above the ground, with concealed and small cavity entrances all contribute to an improved protection of nestlings.

6. Literatur

- BITZ, A. (1992): Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. – Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 15: 593-719.
- BLUME, D. (1961): Über die Lebensweise einiger Spechtarten. – Journal für Ornithologie 102, Sonderheft.
- BLUME, D. (1981): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. – Neue Brehm Bücherei 300, Wittenberg.
- BLUME, D. & J. TIEFENBACH (1997): Die Buntspechte. – Neue Brehm Bücherei 315, Magdeburg.
- CONZ, O. (1997): Der Kleinspecht. – In: HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Avifauna von Hessen. – Echzell.
- GLUE, D. E. & T. BOSWELL (1994): Comparative nesting ecology of the three British breeding woodpeckers. – British Birds 87: 253-269.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1994): Kleinspecht. – In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9, Wiesbaden.
- GRANITZA, M. & W. TILGNER (1993): Höhlennutzung beim Schwarzspecht *Dryocopus martius* am Bodanrück (Forstbezirk Konstanz/Bodensee). – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 133-138.
- HAGVAR, S., HAGVAR, G. & G. MONNESS (1990): Nest site selection in Norwegian woodpeckers. – Holarctic Ecology 13: 156-165.

- HOHLFELD, F. (1995): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel eines Bannwaldgebietes unter besonderer Berücksichtigung des Höhlenangebotes für Höhlenbrüter. – Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 11: 1-62.
- HÖNTSCH, K. (1996): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des Kleinspechts *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt.
- HOGSTAD, O. (1978): Sexual dimorphism in relation to winter to winter foraging and territorial behaviour of the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* and three *Dendrocopos* species. – Ibis 120: 198-203.
- KELLNER, V. (1986): Kleinspecht *Dendrocopos minor*. – In: KNORRE, D. (Hrsg.): Die Vogelwelt Thüringens, Jena.
- KRATZER, R. (1991): Kleinspecht. – In: KRATZER, R. (Hrsg.): Die Vogelwelt im Landkreis Tübingen, Karlsruhe.
- LANG, E. & R. ROST (1990): Brutaktivität, Bruterfolg und Schutz des Schwarzspechtes *Dryocopus martius*. – Vogelwelt 111 (1): 28-39.
- LIMA, S. L. (1992): Vigilance and foraging substrate: anti-predatory considerations in a non-standard environment. – Behavioral Ecology and Sociobiology 30: 283-289.
- LILLE, R. (1996): Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer. – Agrarökologie 21.
- LUDER, R., G. SCHWAGER & H. P. PFISTER (1983): Häufigkeit höhlen- und nischenbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürholzvorkommen. – Der Ornithologische Beobachter 80: 273-280.
- LUDESCHER, F.-B. (1973): Sumpfmehse *Parus p. palustris* und Weidenmehse *P. montanus salicarius* als sympatrische Zwillingarten. – Journal für Ornithologie 114: 3-56.
- MELDE, M. (1994): Zum Verhalten und Vorkommen unserer Spechtarten. – Falke 41: 258-267.
- MICHALEK, K. (1998): Sex roles in Great Spotted Woodpeckers *Picoides major* and Middle Spotted Woodpeckers *P. medius*. – Dissertation Konrad Lorenz Institut VV, Universität Wien.
- MILDENBERGER, H. (1984): Kleinspecht. – Die Vögel des Rheinlandes, Düsseldorf.
- MÜLLER, W., R. HESS, R. & B. NIEVERGELT (1988): Die Obstgärten und ihre Vogelwelt im Kanton Zürich. – Der Ornithologische Beobachter 85: 123-158.
- OLSSON, O., I. NILSSON, S. NILSSON, B. PETTERSSON, A. STAGEN & U. WIKTANDER (1992): Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. – Ornis Fennica 69: 119-125.

- PASINELLI, G. (1992): Habitatnutzung und Brutbiologie des Mittelspechts. – Unveröff. Diplomarbeit Zoologisches Museum der Universität Zürich, Schweiz.
- PASINELLI, G. (1999): Relations between habitat structure, space use and breeding success of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. – Dissertation Universität Zürich, Schweiz.
- PETERSON, A. W. & T. C. GRUBB (1983): Artificial trees as a cavity substrate for woodpeckers. – *Journal Wildlife Management* 47 (3): 790-798.
- PETTERSSON, B. (1993) Breeding habitat of Lesser Spotted Woodpecker in South Sweden. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 127-132.
- PRILL, H. (1991): Untersuchungen an Spechten und deren Bedeutung für andere höhlenbewohnende Vögel im Naturschutzgebiet Serrahn. – *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg- Vorpommern* 34: 52-65.
- PYNNÖNEN, A. (1939): Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte, Teil I. – *Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicæ-Fennicæ Vanamo* 7: 1-166.
- ROMERO, J. L. (1994): Alimentación de los pollos de Pico menor *Dendrocopos minor* en un nido de la Val d'Àran (Lleida, NE de España). – *Butlletí del GCA* 11: 59-62.
- ROßMANITH, E. (1999): Brutbiologische Untersuchungen am Kleinspecht *Picoides minor*. – Unveröff. Diplomarbeit Universität Frankfurt/Main.
- RÜGER A. (1972): Funktionell-anatomische Untersuchungen an Spechten. – *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* 134: 63-163.
- SCHUSTER, L. (1936): Einige Bemerkungen zum Brutgeschäft des Kleinspechts. – *Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel* 12: 221-225.
- SERMET, E. (1973): Le Pic épeichette *Dendrocopos minor* délogé par L'Epeiche *Dendrocopos major*. – *Nos Oiseaux* 32: 3-9.
- SMITH, K. W. (1997): Nest site selection of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in two oak woods in southern England and its implications for woodland management. – *Biological Conservation* 80: 283-288.
- SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the Upper Rhine Valley. – In: CARLSON, A. & G. AULEN (Hrsg.): Conservation and management of woodpecker populations; Swedish University of Agricultural Science, Dept. of Wildlife Ecology, Report 17, Uppsala.

- SPITZNAGEL, A. (2001): Kleinspecht *Picoides minor*. – In: HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.3 Non-Passeriformes. – Ulmer, Stuttgart.
- TRACY, N. (1933): Some habits of the British woodpeckers. – *British Birds* 27: 126-130.
- VILLARD, P. (1991): Utilisation de l'espace chez le Pic mar *D. medius*: intérêt de la radio-téléométrie. – *L'Oiseau* 61: 101-110.
- WESOŁOWSKI, T. & L. TOMIALOJC (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. – *Acta Ornithologica* 22, S. 1-17.
- WESOŁOWSKI, T. & L. TOMIALOJC (1995): Ornithologische Untersuchungen im Urwald von Bialowieza – eine Übersicht. – *Der Ornithologische Beobachter* 92: 111-146.
- WINKLER, H., D. A. CHRISTIE & D. NURNEY (1995): Woodpeckers – A guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the world. – Sussex.
- WIKTANDER, U. (1998): Reproduction and survival in the lesser spotted woodpecker. – Dissertation Universität Lund, Schweden.
- WIKTANDER, U., O. OLSSON & S. G. NILSSON (2001): Seasonal variation in home-range size and habitat requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. – *Biological Conservation* 100: 387-395.
- WÖFLIK, O. (2002): Vergleichende Untersuchungen der Bruthöhlenhabitate von Kleinspecht *Picoides minor* und Buntspecht *Picoides major*, unter besonderer Berücksichtigung der Nestprädation des Kleinspechts durch den Buntspecht. – Unveröff. Diplomarbeit, Universität Frankfurt/Main.
- ZIMMERLI, E. (1973): Kleinspecht – Schwarzspecht. – *Vögel der Heimat* 43: 226-237.

Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Name: Kerstin Höntsch
Geburtsdatum: 19.07.1969
Geburtsort: Mannheim
Kind: Luis Robin Höntsch, geb. 20.02.2002

Ausbildung

1976 – 1980 Grundschule in Speyer
1980 – 1981 Edith-Stein-Gymnasium, Speyer
1981 – 1989 Gymnasium der St. Angela-Schule, Königstein/Taunus. Abitur
1989 – 1991 Ausbildung zur Industriekauffrau (Hoechst AG, Frankfurt/Main)

Hochschulausbildung

1991 – 1997 Studium der Biologie an der Technischen Hochschule Darmstadt;
Fächer: Zoologie, Ökologie, Entomologie und Bodenkunde
1996 Diplomarbeit an der TH Darmstadt im Fachgebiet Ökologie über
„Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raum-Zeit-Nutzung des
Kleinspechts *Picoides minor*“ unter der Leitung von Prof. Dr. R.
Kinzelbach.
1997 – 2004 Doktorandin im Arbeitskreis Stoffwechselphysiologie der Johann
Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt/Main; Dissertation unter der
Leitung von Prof. Dr. R. Prinzinger über „Der Kleinspecht (*Picoides
minor*) – Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen
Vordertaunus“.