

Einflussfaktoren auf das Baumhöhlenangebot und dessen Auswirkungen auf die Arten und Dichten von Höhlenbrütern in Bergwäldern

Anna Kanold, Nils Rohrmann und Jörg Müller

Factors influencing the supply of tree cavities and the effects of supply on species composition and population density of cavity breeders in montane forests

To find out more about factors which influence cavities in trees, all such holes were recorded along five transects covering 293 hectares in the Bavarian Forest National Park. Age of woodland and amount of dead wood were found to be positive parameters and density of roads / paths and altitude to be negative parameters. In the montane mixed woodland zone, analysis of management types indicated significantly higher numbers of cavities in old woods and in non-intervention trial areas compared with managed areas. At higher altitudes also, supply of cavities is better in non-intervention areas. Use of a regression tree showed that presence of 5 cavities per hectare led to approximately double the number of cavity-breeding species. The analyses substantiate not just the outstanding role of old woods in providing an abundance of cavities, but also that of the non-intervention areas. Although management in the latter stopped only a few decades ago, they are developing into natural woods, with better conditions for woodpeckers and cavity-breeders.

Key words: Woodpeckers, cavity, cavity-breeding birds, cavity tree, montane forest.

Anna Kanold, Martin-Luther-Str. 2, D-85354 Freising, anna.kanold@gmx.de

Nils Rohrmann, Büchenschinken 8, D-21465 Reinbek

Jörg Müller, Nationalpark Bayerischer Wald, Freyunger Str. 2, D-94481 Grafenau, joerg.mueller@npv-bw.bayern.de

Einleitung

Baumhöhlen stellen eine Schlüsselstruktur für eine Vielzahl von Lebewesen in Wäldern dar (Jarzabek 2005, Martin & Eadie 1999, Ranius & Heding 2001, Scherzinger 1996, Scott 1978, Scott, Whelan & Svoboda 1980, Swallow, Gutierrez & Howard 1986). Erst durch die Bewirtschaftung sind sie vielerorts selten geworden, weil Bäume, aus ökonomischen Gründen, bereits lange vor der Entstehung von Höhlen gefällt werden (Ducasse & Brustel 2008, Scherzinger & Schumacher 2004, Speight 1989). So wurden Höhlenbäume zu einer knappen Ressource und folglich zu Zielgrößen im Waldnaturschutz. Sie finden sowohl in der Planung von Forstbetrieben Berücksichtigung als auch bei der Bewertung von Natura-2000-Lebensräumen. Spechte gelten dabei als die

Hauptproduzenten von Baumhöhlen und deren Initialstadien (Scherzinger 1982, Scherzinger 1998).

Einige Vogelarten, vor allem Höhlenbrüter und Spechte, reagieren sehr empfindlich auf strukturelle Veränderungen im Wald und gelten daher als Indikatoren für naturnahe Waldbestände (Scherzinger 1985, Müller, Hothorn & Pretzsch 2007). Durch das Aufhacken fester Holzstrukturen können Spechte, Kleiber und einige Meisenarten Nahrungsquellen erschließen, die für viele andere Vogelarten unzugänglich sind. Darüber hinaus schaffen sie durch den Höhlenbau Quartiere, in denen eine Vielzahl verschiedener Vögel, Säugetiere und Insekten leben (Kaule 1991, Blume 1996). Auch Pilze nutzen diese Höhlen als Eintrittspforten in noch lebende Bäume.

Der Nationalpark Bayerischer Wald wurde

1970 mit dem Ziel ausgewiesen, das Gebiet der natürlichen Sukzession zu überlassen. Durch eine Vielzahl unterschiedlich stark anthropogen überprägter Waldbestände und inzwischen großräumig ablaufender Dynamiken wie altersbedingtes Absterben, Windwurf und Borkenkäfergradation, ist ein vielfältiges Mosaik an Waldzuständen und Strukturen in den ehemaligen Forsten wieder entstanden.

Ein Teil der Fläche wurde in historischer Zeit nicht oder wenig genutzt. Aus diesem Grund ist ihre Baumarten- und Alterszusammensetzung, mit bis zu 400–600-jährigen Buchen und Tannen, osteuropäischen Bergurwäldern noch sehr ähnlich (Scherzinger 1985). Dieser Teil der Fläche wird im Folgenden als „Alte Wälder“ bezeichnet. Die totholzreichen Strukturen dieser Wälder beherbergen diverse Spechtarten, deren Folgenutzer sowie zahllose Totholzbewohner. Rund ein Drittel aller im Wald lebenden Arten ist von absterbenden und toten Bäumen abhängig (Schmidt 2006, Utschick 1991).

Ziel der vorliegenden Studie war, die folgenden Fragen zur Entstehung von Höhlen und deren Bedeutung für die Avifauna zu untersuchen:

1. Wie hoch ist der Anteil der Baumhöhlen im Bergwald, die von Spechten gemeißelt wurden?
2. Welche weiteren, nicht anthropogenen Umweltfaktoren bestimmen das Baumhöhlenangebot im Bergmischwald?
3. Welchen Einfluss haben die verschiedenen Managementtypen im Nationalpark auf das Baumhöhlenangebot?
4. Ab welchem Schwellenwert des Höhlenbaumangebots treten mehr Höhlenbrüter im Bergwald auf?

Das Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Bayerischer Wald liegt in Niederbayern an der Grenze zur Tschechischen Republik, in den Landkreisen Freyung-Grafenau und Regen. 1970 wurde der Nationalpark mit 13.100 ha gegründet (Altgebiet) und 1997 um 11.126 ha erweitert (Erweiterungsgebiet), womit der Nationalpark heute insgesamt 24.226 ha umfasst.

Die Höhenlagen des Nationalparks reichen von 598 m bis 1.453 m, die Jahresniederschläge

von 1.100 mm in den Tallagen bis zu 1.800 mm in den Hochlagen (Nationalpark Bayerischer Wald 2008). Die Jahresmitteltemperaturen liegen in den Tallagen bei 5–6 °C und sinken mit steigender Höhe auf bis zu 3–5 °C (NPV Bay. Wald 2008).

Die natürliche Vegetation des Nationalparks bildet einerseits die hochmontanen Bergmischwälder in den Hanglagen und andererseits die Fichtenwälder der tiefsubalpinen Höhenstufen (Walentowski et al. 2004). Generell finden menschliche Eingriffe im Nationalpark nur noch im ‚Erweiterungsgebiet‘ und in den Pufferzonen in Form von Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen statt. In den Kernzonen des ‚Altgebietes‘ wird nicht mehr in die natürlichen Prozesse eingegriffen. Für eine ausführliche Darstellung der Konzeption siehe Scherzinger (2007). Auf dieser Basis lassen sich vereinfacht drei Managementkategorien unterscheiden: Die bereits zuvor erwähnte Kategorie „Alte Wälder“, die Kategorie „Prozessschutz“ mit strukturreichen Beständen, hervorgegangen durch Dynamiken der letzten 30 Jahre und die Kategorie „Management“ mit Flächen, in die weithin forstlich eingegriffen wird. Diese drei Kategorien lassen sich noch in die beiden

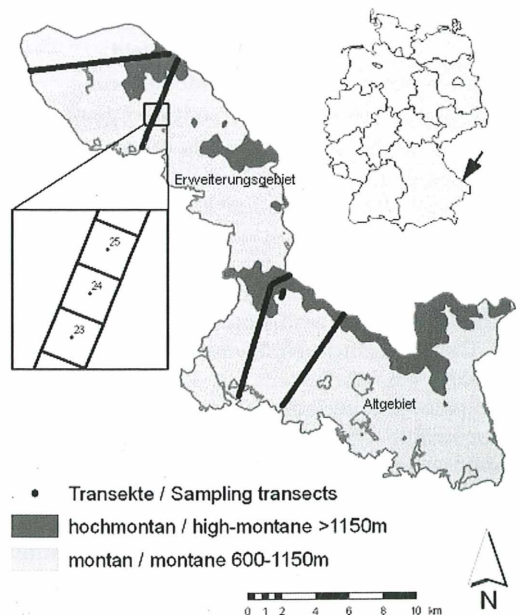


Abb. 1. Lage der fünf Untersuchungs-Transekte im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Position of the five study transects in the Bavarian Forest National Park.*

Tab. 1. Umweltfaktoren, die im generalisierten Modell auf ihren Einfluss auf das Höhlenangebot getestet wurden unter Angaben zur Erhebung, der Signifikanz (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, ▲ positiver Schätzer, ▼ negativer Schätzer, n.s. nicht signifikant) in der Poisson Regression, sowie den Spannweiten – *Environmental factors which were tested for their influence on availability, with indication of sources of data, significance (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, ▲ positive estimator, ▼ negative estimator, n.s. not significant) in the Poisson regression, and also ranges.*

Umweltparameter	Datenquelle	Statistischer Einfluss	Min	Max	Mittelwert	Median
Alter (Jahre)	Inventur des Nationalparks	▲***	10	400	144	135
Totholz Summe (fm/ha)	Vollständige Erhebung ab 12 cm in 0,1 ha Probekreis um Mittelpunkt	▲***	0	709	115	31
Forstwirtschaftsweg (m ² /ha)	GIS Analyse des 1,0 ha Gitterfeld	▼***	0	1.716	150	0
Höhe ü. NN (m)	GIS Bodenmodell	▼**	600	1.400	898	800
Brusthöhendurchmesser (BHDmax) (cm)	Erhebung des stärksten Baumes im 0,1 ha Probekreis um Mittelpunkt	n.s.	0	130	53	53
Totholzfläche (m ² /ha)	GIS Analyse Totholzfläche im 1,0 ha Gitterfeld	n.s.	0	10.000	1.868	0
Lufttemperatur (°C)	Modellierung mit ArcEgmo*	n.s.	3,9	6,9	5,5	5,3
Niederschlag (mm/Jahr)	für jedes Gitterfeld (*siehe Bässler et al. 2008)	▲*	1.346	1.786	1.533	1.511

Höhenstufen, oberhalb und unterhalb von 1.150 m, unterteilen.

Die Untersuchungsflächen gliedern sich in 5 Transekte, die jeweils im Tal beginnen und hangaufwärts verlaufen. Die Transekte wurden so gewählt, dass Altersstrukturen und Vegetationsgesellschaften des Nationalparks anteilig weitestgehend repräsentiert werden (Bässler et al. 2008). Insgesamt setzen sich die Transekte aus 293 aneinander gereihten Gitterfeldern mit jeweils 1 ha Größe zusammen (siehe Ausschnitt in Abb. 1). Die Transekte ‚Plattenhauser‘ (65 Gitterfelder), ‚Rachel‘ (81 Gitterfelder) und ‚Rachelsee‘ (5 Gitterfelder) liegen im ‚Altgebiet‘ des Nationalparks. Die Transekte ‚Scheuereck‘

(57 Gitterfelder) und ‚Lackenberg‘ (84 Gitterfelder) liegen im ‚Erweiterungsgebiet‘ (Abb. 1). Eine ausführliche Darstellung der Methodik findet sich in Bässler et al. 2008.

Material und Methoden

Höhlenkartierung und Umweltfaktoren. Die Kartierung der Baumhöhlen erfolgte in der laubfreien Zeit im Februar. Der Großteil der Fläche wurde mit Schneeschuhen begangen. Die Aufnahme erfolgte über das gesamte 1-ha-Gitterfeld durch ein Team aus zwei Personen. Den Mittelpunkt jedes Gitterfeldes kennzeich-

Tab. 2. Rasterfrequenzen der nachgewiesenen Höhlenbrüter - *Frequencies of occupancy of cavity-breeders.*

Art		Rasterfrequenz (gesamt 293)	Rasterfrequenz in %
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	262	89,4
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	141	48,1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	128	43,7
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	119	40,6
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	92	31,4
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	79	27,0
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	31	10,6
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	31	10,6
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	26	8,9
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	22	7,5
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	20	6,8
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	17	5,8
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	15	5,1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	14	4,8
Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>	6	2,0
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	6	2,0
Rauhfußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	5	1,7
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	3	1,0
Habichtskauz	<i>Strix uralensis</i>	1	0,3
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	1	0,3

nete ein roter Stab bzw. ein Schild. Zum leichten Auffinden war der nächststehende Baum mit einem Band oberhalb der Schneedecke markiert. Zuerst wurde vom Mittelpunkt aus nach Höhlen gesucht. Anschließend wurde von je einer Person ein 25-m- und ein 40-m-Radius abgesprochen. Bäume, in denen Höhlen vermutet wurden, kontrollierte man von allen Seiten. Bei Höhlenbäumen in der Nähe der Gitterfeldgrenze wurde mit einem Entfernungsmessgerät die Entfernung sowie mit dem Kompass die Gradzahl zum Mittelpunkt gemessen. So konnte der Baum in eine Karte eingezeichnet werden, die Aufschluss darüber gab, ob der Baum innerhalb oder außerhalb des Gitterfeldes lag.

Zu jedem gefundenen Höhlenbaum wurden neben seinem genauen Standpunkt (Entfernung und Grad zum Mittelpunkt) weitere Daten zum Baum sowie zur Höhle erfasst (Tab. 3). Pro Gitterfeld war durchschnittlich 1 Stunde Zeit

erforderlich, wobei es sehr höhlenreiche Flächen gab, mit einem 3–4 stündigen Arbeitsaufwand, aber auch Flächen, die in 15 Minuten bearbeitet waren. Die Begehrbarkeit der Fläche spielte hier eine große Rolle. Weitere Umweltvariable wurden aus der Datenbank des Nationalparks entnommen (Tab. 1), die im Rahmen des Biodiversitäts- und Klimaprojektes erhoben wurden (Bässler et al. 2008).

Vogelkartierungen. Die Avifauna wurde in 5 Begehungen von März bis Juni im Rahmen einer quantitativen Gitterfeldkartierung (Bibby, Burgess & Hill 1995, Müller 2005a, Utschick 2004) erfasst. Dabei wurden alle Vögel im 1-ha Gitterfeld innerhalb von 10 min kartiert. Als Höhlenbrüter wurden die Arten ausgewählt, die nach dem Kompendium der Vögel Mitteleuropas (Bauer et al. 2005) in Baumhöhlen brüten (Tab. 2). Für die Artenzahl baumhöhlenbrütender Vogelarten wurden alle Arten summiert,

die mindestens einmal bei 5 Begehungen pro Gitterfeld angetroffen wurden. Für die Individuenzahlen wurden die Registrierungen aller 5 Begehungen addiert. Da die Vogelzahlen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur zur Ableitung des Schwellenwertes genutzt wurden, wird auf eine ausführliche Darstellung und Diskussion verzichtet. Eine solche findet sich bei Moning & Müller (2008).

Statistik. Die Zahl der Höhlen und Höhlenbäume je Untersuchungsquadrat stellt eine typische Zählgröße mit linksschiefer Verteilung dar. Dies bedeutet, dass Gitterfelder mit niedrigen Werten wesentlich häufiger vorkommen als solche mit mittleren oder häufigeren. Aus diesem Grund wurde für die Analyse des Einflusses von Umweltparametern auf die Zielgröße ein generalisiertes Modell (GLM) mit Poisson-Verteilung verwendet (Lozán & Kausch 2004). Die Unterschiede in den Zielgrößen zwischen verschiedenen Managementtypen wurden mithilfe einer Ränge-basierten ANOVA getestet, bei der die Verteilungen der Zielgröße simuliert werden (Westfall & Young 1993). Dabei wurde ein Nachfolgetest, basierend auf den Rängen, durchgeführt. Alle statistischen Auswertungen erfolgten mit R 2.6.1 (version 2.6.1, R Development Core Team 2005). Die ANOVA wurde mithilfe einer Implementierung in den add-on Paketen 'coin' und 'multcomp' berechnet (Hothorn et al. 2006).

Für die Quantifizierung der Beziehung zwischen Baumhöhlen und Baumbrütern wurde ein Regressionsbaum berechnet. Mithilfe der maximal selektierten Rangstatistik erfolgt dabei im ersten Schritt eine Selektion der Umweltvariablen, die am besten zwischen niedrigen und hohen Werten der Zielgröße, in unserem Fall Höhlen bzw. Höhlenbäume, differenziert. Im zweiten Schritt wird ein Schwellenwert berechnet, der angibt, an welcher Stelle entlang des Umweltgradienten der Unterschied am deutlichsten ausfällt. Für diesen wird ein Signifikanzwert (p-Wert) ermittelt. Die Klassifizierung der Daten erfolgt so lange, bis in den unterteilten Gruppen keine weiteren signifikanten Schwellen mehr gefunden werden. Eine ausführliche Einführung der Methodik in Zusammenhang mit Vogelzahlen findet sich bei Müller & Hothorn (2004). Um einen Vertrauensbereich für jeden dieser Schwellenwerte zu ermitteln, wurde auf der Basis von zufällig

gezogenen Daten in 5.000 Bootstraps das 95%-Konfidenzintervall berechnet (Roff 2006). Einfache Schwellenwerte werden nur selten der komplexen Realität voll gerecht, da völlig abrupte Veränderungen einer Zielgröße entlang eines Gradienten nur selten sind. Für die praktische Naturschutzarbeit lässt sich aber mittels solcher Methode objektiv und multivariat testen, welche Einflussgrößen von Bedeutung sind und wo sich wichtige Kenngrößen für Empfehlungen ableiten lassen (Angelstam et al. 2003, Guénette & Villard 2005).

Ergebnisse

Anteil der Spechthöhlen. Auf 155 von 293 Gitterfeldern konnten Höhlen gefunden werden, insgesamt wurden 454 Höhlenbäume mit 734 Höhlen und 850 Eingängen erfasst. Über alle Gitterfelder verteilt, ergaben sich durchschnittlich 1,5 Höhlenbäume und 2,5 Höhlen je Hektar. Maximal konnten wir auf einem Gitterfeld 12 Höhlenbäume mit 31 Höhlen finden. Der Großteil der Höhleneingänge (668 von 850, 78,6%) konnte den Spechten zugeordnet werden.

Einflussfaktoren auf Höhlen. Insgesamt wurde der Einfluss von acht verschiedenen Faktoren (Tab. 1) auf das Vorkommen von Höhlen geprüft. Davon konnten zwei als förderlich für Höhlen sowie zwei als abträglich für das Höhlenangebot identifiziert werden (Tab. 1). Übertagender positiver Faktor für das Höhlenvorkommen war neben dem Alter, das Volumen an Totholz. Besonders negativ für das Höhlenvorkommen zeigte sich zum einen die hohe Forstwegedichte, zum anderen die Höhe ü. NN.

Management und Höhlenangebot. Beim Vergleich des durchschnittlichen Höhlen- bzw. Höhlenbaumvorkommens innerhalb der Waldtypen 'Alter Wald', 'Prozessschutz' und 'Management' unterhalb 1.150 m Meereshöhe ('Hang-/Tallagen') erkennt man ein signifikant häufigeres Höhlenvorkommen in den Kategorien 'Alter Wald' und 'Prozessschutz' gegenüber der Kategorie 'Management' (Abb. 2). Auch in den Hochlagen-Fichtenwäldern findet man in den Prozessschutzflächen signifikant mehr Höhlen als in den gemanagten Wäldern.

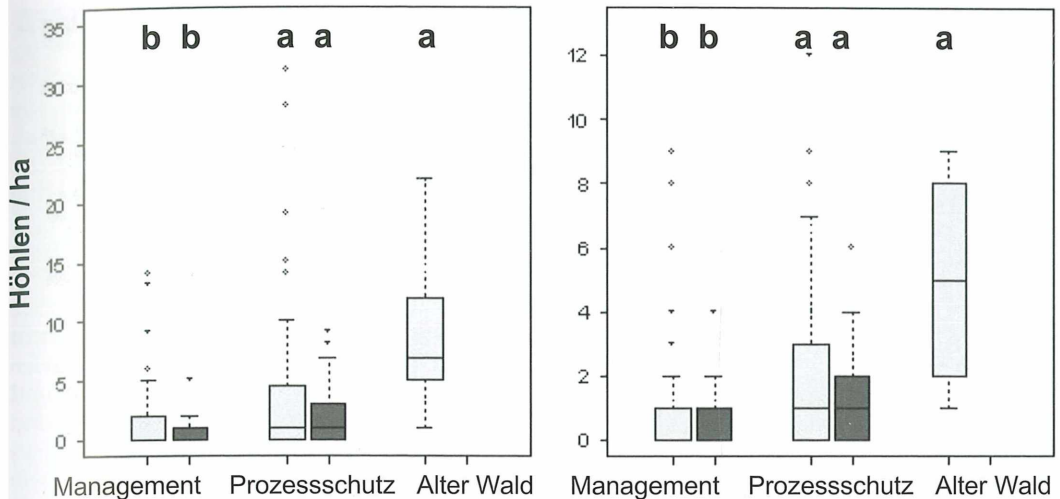


Abb. 2. Boxplot der Höhlen und Höhlenbaumanzahlen pro ha getrennt nach Managementtypen und Höhenlage (Hochlagenfichtenwälder >1.150 m NN sowie Fichten-Tannen-Buchenwäldern darunter). Statistische Unterschiede ($p < 0,05$) in den Posthoc-Tests sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet. Kategorien, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, sind signifikant unterschiedlich. Beachte, alle Tests wurden nur innerhalb einer Höhenstufe getestet. Die Boxen zeigen die 25- und 75%-Quartile, die Whisker die 95%-Quartile. Die leeren Kreise stellen Ausreißer dar. Der Balken zeigt den Median. – Boxplots of the cavities and cavity trees per hectare separated according to management types and altitude (high altitude spruce forest >1.150m a.s.l., as well as spruce-fir-beech woods below this). Statistically significant differences ($p < 0,05$) in the posthoc tests are indicated by different letters. Note that testing was always carried out within a single altitudinal zone.

Höhlenbaumangebot und Höhlenbrüter. Beim Vergleich des Höhlenangebotes mit dem Vorkommen höhlenbrütender Vogelarten je Gitterfeld ergab sich ein signifikanter Schwellenwert von 4 Höhlenbäumen pro Hektar (95%-Konfidenzintervall 4–5). Dies bedeutet, dass in Flächen mit mindestens 5 Höhlenbäumen die Zahl der Höhlenbrüter deutlich ansteigt. Vergleicht man die Mediane der Gruppe unter und ab 5 Höhlenbäumen pro ha, so liegt der Median bei letzterem etwa doppelt so hoch (Abb. 3). Dies gilt sowohl für die Artenzahl als auch für die Individuenzahl (nicht dargestellt).

Diskussion

Methodendiskussion. Da die Kartierungen nur vom Boden aus durchgeführt wurden, besteht die Gefahr, Höhlen übersehen oder falsch beurteilt zu haben. Da bei den meisten Studien Höhlen vom Boden aus kartiert werden, ist der Anteil der zu Unrecht angesprochenen Höhlen jeweils vergleichbar. Eine Kontrolle durch Besteigen der Bäume oder mit dem TreeTop Peeper (eine Kamera an einer Teleskopstange)

wäre mit zu viel Aufwand verbunden gewesen. Durch ein Absuchen der Bäume bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen, wie in anderen Studien (Weggler & Aschwanden 1999), hätte das Kartielergebnis noch verbessert werden können. Die Geländebedingungen und die Ausdehnung der Probeflächen mit mehr als 29 km ließen eine mehrfache Begehung innerhalb der vorgegebenen Zeit nicht zu. In der Rhön konnte in einer Studie festgestellt werden, dass $\frac{1}{4}$ der kartierten Höhlen nicht für Höhlenbewohner nutzbar waren (Zahner 1993). Insgesamt wurden die Kartierarbeiten aber bei gleichbleibender Kartiereffizienz durchgeführt, da es nur sehr wenige Gitterfelder gab, die aufgrund ihrer schlechten Begehrbarkeit und schlechten Sicht durch hohe Verjüngung ungenauer kartiert wurden. An Tagen mit starkem Nebel oder Schnee-/Regenschauern wurden die Kartierarbeiten abgebrochen.

Ein weiterer Schwachpunkt des Kartiervorgangs auf einem 1,0-ha-Gitterfeld kann die Einhaltung des äußeren Kartierradius von 40 m, vor allem in unzugänglichem Gelände, darstellen. Im Bereich zwischen diesem Radius und der Gitterfeldgrenze wird die nach außen

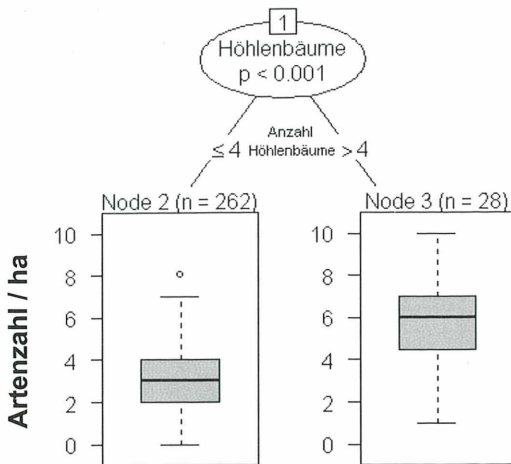


Abb. 3. Regressionsbaum für die Artenzahl höhlenbrütender Vogelarten in Abhängigkeit von der Zahl der Höhlenbäume. Dabei wird dargestellt, an welcher Stelle der Höhlenbaumzahl (hier > 4) die Zielgröße Vogelarten sich am deutlichsten zwischen niedrigen und hohen Werten trennen lässt. Für jede dadurch gebildete Untergruppe wird die Artenzahl als Boxplot (s. Erläuterung Abb. 2) dargestellt. Der Balken zeigt den Median der höhlenbrütenden Vogelartenzahl. – *Regression tree for the species number of cavity-breeding birds as determined by the number of cavity trees. For each subgroup built by the regression tree the values of species number of cavity-breeding birds is shown as boxplot.*

gerichtete Stammseite nicht eingesehen. Um diesen Fehler auszuschließen, könnte ein größerer Radius von ca. 70 m begangen werden, hier wäre der Abstand zwischen den beiden Radien aber zu groß und unübersichtlich, was wiederum zu einer neuen Fehlerquelle führen könnte.

Anteil der Spechthöhlen. Spechte sind mit ihren Schnäbeln und ihrer Anatomie die einzige Vogelfamilie, die über speziell angepasstes Werkzeug verfügt, um aktiv Höhlen in Holz zu zimmern (Miranda & Bürgi 2005). So überrascht es nicht, dass der Großteil (ca. 80%) der Höhleneingänge den Spechten zugeordnet werden kann. Gelegentlich nutzen Spechte auch Faulhöhlen, die sich durch Holzersetzer gebildet haben. Meistens entsprechen Faulhöhlen jedoch nicht den Ansprüchen der Spechte in Bezug auf Stabilität und Größe.

Einflussfaktoren auf Höhlen. Das Ergebnis, dass das Bestandesalter eine wichtige Größe für

das Baumhöhlenangebot ist, findet sich in vielen Arbeiten zu diesem Thema. Alte Wälder sind aus zwei Gründen für Höhlenbauer von Vorteil: Zum einen häufen sich Strukturen wie Spalten, Risse und Höhlen (Müller 2005b). Darin leben Insekten; die Hauptnahrung der Spechte. In Schweden wurde ein für Spechte deutlich reduziertes Nahrungsangebot in jüngeren Beständen festgestellt (Pettersson et al. 1995). Daneben sind faulende Totholzstrukturen in alten Wäldern für Spechte optimal, da sie viele geeignete Stellen zum Höhlenbau bieten. Nicht nur für die „zimmerschwachen“ Spechtarten wie den Kleinspecht *Dryobates minor* und Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* sind diese weichen Stellen zum Höhlenbau bedeutsam, auch für die kräftigen Arten wie Dreizehenspecht *Picoides tridactylus* und Buntspecht *Dendrocopos major* sind faule Stellen an Bäumen wichtig (Scherzinger 1998). Bei Untersuchungen im Sauerland wurden in Laubholzbeständen, die 140 Jahre alt waren, mehr Höhlenbäume gefunden (Noeke 1991). Nach Blume (1990) setzt die Höhleneignung bereits bei einem Alter von 75–80 Jahren ein. Mosler-Berger (1993) diskutiert weitere Eigenschaften alter Wälder, die diese gerade für Spechte prädestiniert: Durch die dicken, großen Bäume alter Bestände ist der Stammbereich licht, was einen freien Anflug zur Höhle ermöglicht, wenn es die Unter- und Mittelschicht des Bestandes zulässt. Der lichte Stammbereich bietet mehr Sicherheit, da Feinde auf größere Distanz erkannt werden können.

Als weitere, statistisch wichtige Einflussgröße erwies sich das Totholzangebot. Der Höhlenbau der meisten Spechte findet in geschwächtem oder totem Holz statt (siehe auch Noeke 1991, Schumacher 2006). Spechte verständigen sich durch Trommel- und Klopf-signale, wofür Totholz häufig den Resonanzboden bietet (Blume 1993). In einem Waldgebiet im südbayerischen Voralpenland reagierten rund 65% der Vogelarten auf Totholz. Daraus abgeleitet, gilt als optimale Totholzmenge je nach Waldtyp 20–60 m³/ha (Utschick 1991). Für den Dreizehenspecht ist nachgewiesen, dass er stehende Totholz mengen von 20 m³/ha benötigt, um ein Gebiet dauerhaft zu besiedeln (Bütler & Schlaepfer 2004). Eine Steigerung des Totholzanteils von 1 auf 3% der Holzmasse kann zu einer Verdoppelung der Höhlenbrüterdichte führen (Lauterbach & Walentowski



Foto 1. Brutbaum des Raufußkauzes *Aegolius funereus*. – Breeding site of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*.

Fotos: C. Moning, 2007



Foto 2. Sperlingskauz *Glaucidium passerinum* - Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*. Foto: C. Moning, 2007

2006). Stirbt in einem Bestand ein Baum ab, kann mehr Licht und Wärme durch die blattlose Krone an den Stamm und Boden gelangen. Dieser „Lichtschachteffekt“ lockt Insekten an (Noeke 1991). In den Wäldern des Nationalparks steigert das Totholzvorkommen die Dynamiken in mittelalten Beständen. Dies ist sicherlich der Grund, dass sich die Höhlendichte im Altbestand und auf Prozessschutzflächen gleicht. Damit lässt sich gut der fehlende Unterschied in den Höhlendichten zwischen Alter Wald und Prozessschutz erklären (Abb. 3).

Der negative Einfluss der Wegedichte konnte (Tab. 1) auch in anderen Studien festgestellt werden (Bütler et al. 2004). Die Ursache liegt dabei aber nicht im Vorhandensein der Wege, sondern in der wesentlich verbesserten Nutzungsmöglichkeit der Waldbestände innerhalb ihres Umfelds. Dadurch wurden in so nutzbaren Waldbereichen potenzielle Höhlenbäume bereits frühzeitig entfernt. Eine zusätzliche Ursache für das verminderte Höhlenvorkommen an Wegen stellt auch die Verkehrsicherungspflicht dar. Bei ihrer Ausführung



Foto 3. Kartierter Höhlenbaum mit brütendem Habichtskauz *Strix uralensis*. – Recorded cavity-tree with breeding Ural Owl *Strix uralensis*. Foto: Göggelmann, 2008

werden vor allem anbrüchige Bäume entnommen, die häufig die höhlenreicheren sind. Direkte negative Einflüsse der Wege sind gering. Sogar das Gegenteil ist der Fall: viele der Höhlenbauer, z. B. der Grünspecht *Picus viridis*, bevorzugen diesen „Ersatzlebensraum“ für Urwaldlücken wegen des erhöhten Sonnen- und damit verbundenen Nahrungsangebots (Müller 2005b).

Mit zunehmender Höhenlage zeigt sich ein hoch signifikant negativer Einfluss auf die Höhlendichte. Mit steigender Höhe nimmt der Jahresniederschlag zu und die Jahresmitteltemperatur sinkt. So verkürzt sich in den höheren Lagen die Vegetationsperiode, und das Nahrungsspektrum für Spechte verknappt sich, besonders in den langen schneereichen Wintern, die zu hohen Populationsverlusten führen können (Scherzinger 2007). Daneben sinkt der allgemeine Holzvorrat, somit die Anzahl der Bäume, in denen Höhlen gebaut werden können. Auch kann die niedere Temperatur im Zusammenspiel mit größerer Feuchtigkeit die Mortalität der Spechtbruten erhöhen. Aus diesem Grund werden die Hochlagen zum Höhlenbau gemieden. Eine tatsächliche Präferenz für die Fichtenhochlagenwälder zeigt im Wesentlichen nur der Dreizehenspecht, durch seine Bindung an totholzreiche Fichtenwälder, während andere Arten vorrangig in mittleren Hanglagen zu finden sind (Krištin 2003). Bei einer Untersuchung in der Mittelslowakei konnte eine Abnahme der Abundanz der gesamten Spechtgemeinschaft bei steigender Höhe (Untersuchungsrahmen 460 – 1.458 m ü. NN) beobachtet werden (Krištin 2001). Man konnte sogar für alle Vogelarten eine abnehmende Vogelartenzahl bei steigender Höhe feststellen (Scherzinger 1985).

Eine weitere Ursache ist der Anteil an Laubbäumen, der im Nationalpark über 1.150 m rasch absinkt. Generell wird Laubholz von Spechten bevorzugt, da es nicht harzt, Höhlenöffnungen langsamer überwallt und häufiger Totäste aufweist (Zahner 1993). Darüber hinaus bilden die Bäume in den höheren Lagen engere Jahrringe und dadurch eine höhere Holzdichte. So ist dieses Holz für Spechte schwerer zu bearbeiten. Ein häufigeres Vorkommen bestimmter Arten wie dem Schwarzspecht kann in höheren Gebirgslagen auftreten (Bauer, Bezzel & Fiedler 2005). Sie sind aber meist das Ergebnis eines von unten nach oben ansteigenden Struktur-



Foto 4. Kleinspecht *Dryobates minor* – Lesser Spotted Woodpecker *Dryobates minor*. Foto: J. Müller, 2007

angebots. Denn durch unzugängliche Waldungen in höheren Gebirgslagen findet man z. B. in den Alpen höhere Totholzvorräte als in niederen Lagen.

Höhlenbaumangebot und Höhlenbrüter. Diese Untersuchung zeigt, dass auf den Gitterfeldern mit mindestens 5 Höhlenbäumen/ha doppelt so viele höhlenbrütende Vogelarten vorkommen, als auf den Feldern mit weniger Höhlenbäumen/ha. Diese statistische Ableitung eines kritischen Schwellenwertes ist vor einer Verallgemeinerung kritisch zu hinterfragen. Generell ist ein statistisch abgesicherter Zusammenhang zwischen Höhlenbrütern und Höhlenbäumen nicht überraschend. Höhlenbäume sind zentrale Schlüsselstrukturen für deren Nutzer. In der Regel handelt es sich um alte oder tote und somit strukturreiche Bäume mit einer Vielzahl an Nischen (z. B. Höhlen, Spalten, abstehende Rinde). Dabei können zwei bis fünf Quartiere gleichzeitig an einem Höhlenbaum besetzt werden (Frank 1997). Für verschiedene Höhlenbewohner ist das breite

Angebot an Höhleneigenschaften wichtig, z. B. Volumina, Feuchtigkeit/Trockenheit und die Anzahl der Eingänge (Frank 1997). Die Chance, viele Arten oder Individuen mit den gleichen Ansprüchen zu befriedigen, steigt mit der Höhlenbaumanzahl. Damit sinkt die bestehende Quartierkonkurrenz um eine geeignete Höhle (Frank 1997). Erst durch ein insgesamt hohes Angebot an Höhlen haben auch konkurrenzschwache Arten wie die Blaumeise *Parus caeruleus*, der Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*, der Zwergschnäpper *Ficedula parva* oder der Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* die Chance, geeignete Höhlen beziehen zu können (Müller 2005b, Sachslehner 1995). Dass der Mangel an Höhlenbäumen die Nistmöglichkeiten für Höhlenbrüter limitiert, wurde nicht nur in vielen empirischen Arbeiten bereits beschrieben, sondern auch experimentell, über ein künstlich gesteigertes Nistplatzangebot nachgewiesen (Löhr 1957).

Konkrete Empfehlungen zur Anzahl notwendiger Höhlen sind relativ selten. Schumacher (2006) gibt aus avifaunistischer Sicht als Bewirtschaftungsempfehlung ein Belassen von 5 Altbäumen/ha in Wirtschaftswäldern und 7 Höhlenbäumen/ha in Naturschutzgebieten. Für kolline Buchenwälder werden 5 Höhlenbäume als kritische Untergrenze für eine Besiedlung durch den Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* angegeben (Müller 2005b). Die Schwierigkeit, hier valide Empfehlungen zu geben, drückt Frank (1997) durch seinen Ratschlag aus „Ein Zuviel dürfte es nicht geben“. Damit soll der in der vorliegenden Arbeit ermittelte Schwellenwert, als einer aus den Daten eines Nationalparks mit langen Gradienten (keine bis viele Höhlen pro Hektar) angesehen werden, der sich aber durchaus in den Rahmen bestehender Arbeiten einreicht.

Schlussfolgerungen

Die Analyse des Höhlenangebotes im Nationalpark Bayerischer Wald ergibt im Wesentlichen zwei wichtige Ergebnisse. Zum einen sind in Prozessschutzflächen durch natürliche Dynamiken bereits Höhlendichten entstanden, die sich nicht mehr statistisch von alten Wäldern unterscheiden lassen. Damit ist belegt, dass der Schritt, die Flächen sich selbst zu überlassen zu einer Annäherung an urwaldartige

Bestände geführt hat. Zum anderen hat sich gezeigt, dass für eine deutliche Erhöhung von Höhlenbrütern in bewirtschafteten Bergwäldern eine Etablierung von mindestens 5 Höhlenbäumen pro Hektar notwendig ist.

Zusammenfassung

Um mehr über die Einflussfaktoren auf das Baumhöhlenangebot herauszufinden, wurden im Nationalpark Bayerischer Wald auf 293 Hektar entlang von fünf Transekten alle Baumhöhlen kartiert. Alter und Totholzmenge erwiesen sich als positive, Forstwegedichte und Höhenlagen als negative Einflussfaktoren für das Vorhandensein von Baumhöhlen.

Der Vergleich der drei Managementtypen ergab signifikant höhere Baumhöhlenzahlen in alten Wäldern und Prozessschutzflächen gegenüber den gemanagten Flächen in der Stufe der Bergmischwälder. Auch in den Hochlagen ist das Höhlenangebot in Prozessschutzflächen signifikant größer. Mithilfe eines Regressionsbaumes konnte ermittelt werden, dass sich ab fünf Höhlenbäumen pro Hektar die Zahl der Höhlenbrüterarten in etwa verdoppelt.

Die Analysen belegen eine überragende Rolle alter Wälder für den Höhlenreichtum. Aber auch die Prozessschutzflächen, obwohl erst einige Jahrzehnte aus der Nutzung, entwickeln sich zu Naturwäldern mit besseren Voraussetzungen für Spechte und andere Höhlenbrüter.

Dank. Für die Betreuung der Diplomarbeit danken wir Volker Zahner. Bea Zimmermann, Rita Summ und Hannes Steidinger leisteten redaktionelle Hilfe. Martin Lauterbach und Markus Blaschke stellten freundlicherweise Literatur zur Verfügung.

Literatur

- Angelstam, P., R. Bütler, M. Lazdinis, G. Mikusinski, & J.M. Roberge (2003): Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 473-82.
- Bässler, C., B. Förster, C. Moning & J. Müller (2008): The BIOKLIM-Projekt: Biodiversity

- Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 21-33.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Bd. 1-3. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. Neumann, Radebeul.
- Blume, D. (1990): Die Bedeutung des Alt- und Totholzes für heimische Spechte – Folgerung für die Forstwirtschaft, NZ NRW-Seminarberichte Heft 10: 48-50.
- Blume, D. (1993): Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1993): Artenschutzsymposium Spechte. Naturschutz und Landschaftspflege in Bad.-Württ., 67: 157-162.
- Blume, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Bütler, R. & R. Schlaepfer (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweiz. Z. Forstwes. 155: 31-37.
- Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund & R. Schlaepfer (2004): Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest, *Forest Ecology and Management* 119: 305-318.
- Ducasse, J.-J. & H. Brustel (2008): Saproxylic beetles in the Grésigne forest management. *Rev. Écol. (Terre Vie)*, suppl. 10: 75-80.
- Frank, R. (1997): Zur Dynamik der Nutzung von Baumhöhlen durch ihre Erbauer und Folgenutzern am Beispiel des Philosophenwaldes in Gießen an der Lahn. *Vogel und Umwelt* 9: 59-84.
- Guénette, J.S. & M.A. Villard (2005): Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conserv. Biol.*, 19: 1168-80.
- Hothorn, T., K. Hornik, M.A. van de Wiel & A. Zeileis (2006): A Lego-System for Conditional Inference. *The American Statistician* 60: 257-263.
- Jarzabek, A. (2005) Baumhöhlen als Schlüssellebensraum für xylobionte Käfer in Buchenwäldern. Diplomarbeit, FH Weihenstephan, Freising.
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Krištin, A. (2001): Woodpecker distribution and abundance along a vertical gradient in the Polána Mts. (Central Slovakia). *Nationalpark Berchtesgaden, International Woodpecker Symposium*: 119-125.
- Krištin, A. (2003): Woodpecker distribution and abundance along a vertical gradient in the Polána Mts. (Central Slovakia). *Forschungsbericht des Nationalpark Berchtesgaden* 48: 119-26.
- Lauterbach, M. & H. Walentowski (2006): Vogelschutz im Wald, LWF Merkblatt 21. Lerchl-Druck, Freising.
- Löhl, H. (1957): Populationsökologische Untersuchungen beim Halsbandschnäpper. *Bonn. zool. Beitr.* 5: 33-48.
- Lozán, J.L. & H. Kausch (2004): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- Martin, K. & J.M. Eadie (1999): Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management* 115: 243-57.
- Miranda, B. & M. Bürgi (2005): Spechte – anspruchsvolle Waldbewohner. WSL Merkblatt für die Praxis, Bruhin AG, Birmersdorf.
- Moning, C. & J. Müller (2008): Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256: 1198-208.
- Mosler-Berger, Ch. (1993): Spechte – Teil 2: Lebensraum, Infodienst Wildbiologie & Oekologie – Biologie Einheimischer Wildtiere 1/43, Zürich.
- Müller, J. & T. Hothorn (2004): Maximally selected two-sample statistics as a new tool for the identification and assessment of habitat factors with an application to breeding-bird communities in oak forests. *Eur. J. Forest Res.* 123: 219-28.
- Müller, J. (2005a): Vögel als Indikatoren in Eichenwäldern. *Ornithol. Beob.*, 102: 12-32.
- Müller, J. (2005b): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation, Technische Universität, München, <http://mediatum.ub.tum.de>.
- Müller, J., T. Hothorn & H. Pretzsch (2007): Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology*

- and Management 242: 297-305.
- Nationalpark Bayerischer Wald (2008): Natura 2000. Wissenschaftliche Reihe Heft 17, Prag.
- Nationalparkverwaltung Bay. Wald (NPV Bay. Wald) (2008): www.nationalpark-Bayerischer-Wald.de/detail/naturgeschichte/klima/index.htm (03/2008)
- Noeke, G. (1991): Abhängigkeit der Dichte natürlicher Baumhöhlen von Bestandesalter und Tothholzangebot. Naturschutz-Zentrum Nordrhein-Westfalen, Seminarbericht 10: 51-53.
- Petterson, R. B., J. P. Ball, K.-E. Renhorn, P.-A. Esseen & K. Sjöberg (1995): Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. Biological Conservation 74: 57-63.
- Ranius, T. & J. Heding (2001): The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. Oecologia 126: 363-70.
- Roff, D.A. (2006): Introduction to computer-intensive methods of data analysis in biology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sachslehner, L.M. (1995): Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald, Österreich. Vogelwelt 116: 245-54.
- Scherzinger, W. & H. Schumacher (2004): Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Vogelwelt – eine Übersicht. Vogelwelt 125: 215-50.
- Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 9, Grafenau.
- Scherzinger, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald, Schriftenreihe des Bayer. Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 12, Grafenau.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Scherzinger, W. (1998): Sind Spechte „gute“ Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? Vogelwelt 119: 1-6.
- Scherzinger, W. (2007): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. Vogelwelt 127: 209-63.
- Schmidt, O. (2006): Totes Holz voller Leben. LWF aktuell 53: 1.
- Schumacher, H. (2006): Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland, Göttingen.
- Scott, V.E. (1978): Characteristics of Ponderosa Pine Snags Used by Cavity-Nesting Birds in Arizona. Journal of Forestry 76: 26-28.
- Scott, V.E., J.A. Whelan & P.L. Svoboda (1980): Cavity-nesting birds and forest management. In: USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Wildlife Habitat and Silviculture Laboratory, Nacogdoches. pp. 311-24.
- Speight, M.C.D. (1989): Saproxyllic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Nature and environment series 42: 1-79.
- Swallow, S.K., R.J. Gutierrez & R.A. Howard (1986): Primary cavity-site selection by birds. Journal of Wildlife Management, 50: 576-83.
- Utschick, H. (1991): Beziehung zwischen Tothholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Centralblatt 110: 135-148.
- Utschick, H. (2004): Saisonale Veränderungen der Raumnutzungsmuster von mittelschwäbischen Waldvogelzönosen. Ornithol. Anz. 43: 19-48.
- Walentowski, H., E. Ewald, A. Fischer, Ch. Kölling & W. Türk (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaft Bayerns, Verlag Geobotanica, Freising.
- Wegglar, M. & B. Aschwanden (1999): Angebot und Besetzung natürlicher Nisthöhlen in einem Buchenwald. Ornithol. Beob. 96: 83-94.
- Westfall, P.H., & S.S. Young (1993): On adjusting P-values for multiplicity. Biometrics 49: 941-945.
- Zahner, V. (1993): Höhlenbäume und Forstwirtschaft. AFZ 11: 538- 540.

Eingereicht am 9. Juli 2008

Revidierte Fassung eingereicht am 17. Oktober 2008

Angenommen am 19. Oktober 2008



Anna Kanold, Jg. 1983, gelernte Landwirtschaftlich-technische Assistentin, Studium an der FH für Wald und Forstwirtschaft in Weihenstephan. Diese Studie war die Diplomarbeit. Momentan Beamtin auf Widerruf (Ausbildung zum gehobenen technischen Forstdienst an der Forstschule Lohr a. Main). Ornithol. Interessen: Die Freude an der Vogelbeobachtung!



Nils Rohrmann, Jg. 1974, staatlich geprüfter elektrotechnischer Assistent. FH Niederrhein (Krefeld) Fachrichtung: Verfahrenstechnik, FH Weihenstephan: Abschluss Dipl.-Ing. (FH) Forstwirtschaft. Seit 2008 selbstständig (Forstdienstleistung; Betreuungsdienst für Anlagen und Maschinen).

Dr. Jörg Müller, Jg. 1973, Zoologe im Nationalpark Bayerischer Wald, Diplomarbeit zum Fischadler in Bayern, Schwerpunkt Ornithologie im Bereich Waldvögel, Strukturbindung und Einflüsse der Holznutzung.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [47_2-3](#)

Autor(en)/Author(s): Kanold Anna, Rohrmann Nils, Müller Jörg

Artikel/Article: [Einflussfaktoren auf das Baumhöhlenangebot und dessen Auswirkungen auf die Arten und Dichten von Höhlenbrütern in Bergwäldern 116-129](#)