



ORNITHOLOGISCHER ANZEIGER

Zeitschrift bayerischer und baden-württembergischer Ornithologen

Band 48 – Heft 2

Oktober 2009

Ornithol. Anz., 48: 97–110

Vergleichende Untersuchung von Revieren des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im „Nördlichen Feilenforst“

Tobias Zehetmair

Comparative investigation of territories of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in the forest area “Nördlicher Feilenforst“

In spring 2007, forest inventory parameters were investigated in territories of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in the northern part of the forest area “Feilenforst“ near Ingolstadt, Bavaria. For the evaluation the breeding territories – which were mapped each year from 2001 to 2005 – were divided into the categories „permanently occupied“ (KAT 3) and „irregularly occupied“ (KAT 2). In addition „control areas“ (KAT 1) were examined, in which breeding of middle spotted woodpecker was never recorded. Altogether, 168 randomly selected sample plots of each 1000 m² were examined, spread over the 24 territories and the control areas. Data were analyzed with different statistic methods for strength of influence on middle spotted woodpecker frequency. The results show that the occurrence of the middle spotted woodpecker depends not only on the presence of oaks *Quercus robur* but significantly on the quantity of hardwood surface area, especially of rough-barked deciduous tree species. Tree species composition played only a subordinate role. Moreover, the positive influence of lime trees *Tilia spec.* was shown, a tree generally considered to be less important for the middle spotted woodpecker. Finally a list of proposals for forestry management of mixed-deciduous woodlands was developed to improve the habitat quality of potential middle spotted woodpecker territories. Many other threatened species with similar habitat requirements might also profit.

Key words: Middle spotted woodpecker, habitat parameter, minimum adequate model, threshold value

Tobias Zehetmair, Parkstraße 25, D-85356 Freising
E-Mail: tobias.zehetmair@gmx.de

Einleitung

Das weltweite Brutareal des Mittelspechts *Dendrocopos medius* beschränkt sich außer einem Vorkommen im Iran (Cramp 1985) ausschließlich auf die westpaläarktische Laubwaldzone. Mit einem Anteil von ca. 35 % der mitteleuropäi-

schen Brutpaare (Bauer et al. 2005) stellt Deutschland hierbei einen Verbreitungsschwerpunkt dar. Daraus leitet sich die Verpflichtung ab, den Mittelspecht als eine prioritäre Art des Anhangs I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie (EU-VSRL) in seinem Lebensraum zu schützen. Viele Autoren beschreiben die enge

Bindung dieser Art an Eichenwälder (Glutz & Bauer 1980, Blume & Tiefenbach 1997, Bachmann & Pasinelli 2002). Es konnten aber auch andere Laubwaldgesellschaften als geeignete Lebensraumtypen nachgewiesen werden, sofern die entscheidenden Bestandesstrukturen mit bestimmten Ausprägungen vorhanden sind (Hertel 2003, Weiß 2003). Für die derzeit laufende Kartierung des Mittelspechts in allen bayerischen SPA-Gebieten durch die Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF) werden bereits Habitatmodelle verwendet, in denen neben Eichen-, auch Buchen-, Erlen- und Edellaubbestände mit berücksichtigt werden (Lauterbach, pers. Mitt. 2007), sofern diese ein bestimmtes Alter oder bestimmte Kronenraumanteile aufweisen.

Ziel dieser Arbeit war es nun, quantitative Aussagen zu einzelnen Bestandesparametern in baumartenreichen Beständen zu treffen, um Aussagen hinsichtlich der Einnischung des Mittelspechts in bewirtschafteten Wäldern treffen zu können. Hierfür wurde im Rahmen einer Diplomarbeit der „Nördliche Feilenforst“ im Landkreis Pfaffenhofen bezüglich Waldstrukturen in den dort vorhandenen Mittelspechtrevieren untersucht. Gerade mit Hinblick auf die Gefährdungssituation des Mittelspechts durch Änderung der forstlichen Bewirtschaftung, Zersplitterung der Populationen und des Klimawandels ist es nötig, Beziehungen zwischen Mittelspechtvorkommen und den gegebenen Bestandesstrukturen aufzudecken. Dadurch können gezielte Erhaltungsmaßnahmen und Managementpläne formuliert werden, bei denen der Mittelspecht als Leitart für Artengruppen mit ähnlichen Habitatsprüchen dienen kann. Im Feilenforst bestand durch die flächendeckende Revierkartierung von 2001 – 2005 die Möglichkeit, die Bedeutung der vorhandenen Bestandesstrukturen für die Besetzungskonstanz von Mittelspechtrevieren zu prüfen und signifikante Einflüsse einzelner Parameter zu bestimmen. Die Revierzahlen nahmen in diesen fünf Jahren von 16 auf acht ab. Diese Abnahme gab den Anstoß für diese Arbeit.

Die Hauptziele dieser Arbeit waren es, die mittelspechtspezifische Bedeutung der Eiche in Beziehung zu anderen Baumarten zu analysieren, zu klären, ob es neben der Baumartenzusammensetzung noch weitere, für den Mittelspecht entscheidende Bestandesparameter gibt, und Schwellenwerte der Parameter zu finden,

die als Richtgrößen für eine angepasste forstliche Bewirtschaftung dienen können. Dazu wurden folgende Nullhypothesen entwickelt:

Hypothesen. H1: In einem artenreichen Laubmischwald ist die Eiche die entscheidende Baumart für den Mittelspecht. **H2:** Es gibt neben den Baumarten keine weiteren, relevanten Parameter für Mittelspechtreviere. **H3:** Es gibt keine Mindestwerte (Schwellenwerte) von Bestandesstrukturquantitäten, mit denen sich die Besetzungskonstanz von Mittelspechtrevieren erklären lässt.

Untersuchungsgebiet

Der „Nördliche Feilenforst“ liegt ca. 10 Kilometer südöstlich von Ingolstadt auf etwa 360 m Meereshöhe (Koordinaten: Länge 11°35'37" Breite 48°43'2"). Das 581,9 ha große Waldstück zwischen Ernsgaden im Norden und Geisfeld im Süden ist Teil des eigentlichen Feilenforsts, der mit 2400 ha das größte zusammenhängende Waldgebiet im Landkreis Pfaffenhofen darstellt. Der Staatswald wird vom Forstbetrieb Freising der Bayerischen Staatsforsten (BaySF) verwaltet (Forstdienststelle Ernsgaden). Naturräumlich gehört es zum Donaumoos (Unter Nummer 063-D – Donautrassen).

Mit einer Jahresmitteltemperatur von 8,1° C und Niederschlagsmengen von 701 mm pro Jahr (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung [BLE] 2007) gehört das Gebiet zur warm-gemäßigten Klimazone mit subkontinentaler Klimatönung (BayFORKLIM 1996). Die Anzahl der Tage mit Temperaturen von mindestens 5° C (= Vegetationsperiode) beträgt ca. 230.

Aufgrund der kleinräumigen und oft wechselnden Bodenverhältnisse mit teilweise oberflächennah anstehendem Grundwasser zeichnet sich das Gebiet des „Nördlichen Feilenforsts“ durch eine abwechslungsreiche Baumartenzusammensetzung aus. Neben den Hauptbaumarten Stieleiche *Quercus robur* und Schwarzerle *Alnus glutinosa* mit den beigemischten Nebenbaumarten Esche *Fraxinus excelsior*, Hainbuche *Carpinus betulus*, Linde *Tilia spec.* und Bergahorn *Acer pseudoplatanus* gibt es auch Teilbereiche mit hohen Nadelbaum-Anteilen (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*). Der im Untersuchungsgebiet noch in größeren Beständen anzutreffende Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario holostea-Carpinetum*) wurde früher aufgrund der Stockausschlagfähigkeit der gesellschaftsprägenden

Baumarten sehr häufig im Nieder- und Mittelwaldbetrieb bewirtschaftet (Walentowski et al. 2004). Rund 11 % der Bestände zählen zu den alten Wäldern (> 120 Jahre). Etwa ein Viertel ist jung oder nachwachsend, ein weiteres Viertel befindet sich in der optimalen Zuwachphase. Der Rest (ca. $\frac{1}{3}$) kann als reifender, mittelalter Wald angesehen werden.

Material und Methoden

Statistische Habitatmodelle und Auswahl der Parameter. Diese in den letzten Jahren immer wichtiger gewordenen statistischen Modelle zur räumlichen Verteilung von Arten und Artengemeinschaften tragen einen wichtigen Teil zur modernen naturschutzbiologischen Forschung bei (Schröder & Reineking 2004). Sie beschreiben die statistische Beziehung zwischen dem Vorkommen von Organismen und ihrem Lebensraum, der durch abiotische und biotische Umweltparameter charakterisiert ist (Kleyer et al. 1999/2000). Mithilfe dieser meist in Geländeuntersuchungen erhobenen Umweltparameter können Aussagen über Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der untersuchten Art(en) und damit Prognosen zur räumlichen Verteilung getroffen werden. Oder man analysiert einzelne Habitatparameter, durch die man Habitatpräferenzen und Schlüsselparameter ableiten kann, was zu einem besseren Verständnis der jeweiligen Art-Umwelt-Beziehung führt (vgl. Just 2005, Schröder 2002). Die ermittelten Schlüsselparameter können dazu dienen, Optimalhabitate zu beschreiben, die bei der Entwicklung von Schutzmaßnahmen oder Monitoring-Konzepten verwendet werden können. Für eine gute Prognosegüte der Modelle sind besonders Ziel- und Leitarten mit spezifischen Habitatansprüchen geeignet, die hohe ökologische Ansprüche an bestimmte Lebensraumtypen stellen (was z. B. auch beim Mittelspecht der Fall ist) und damit wichtige Orientierungshilfen für den Naturschutz liefern.

Grundsätzlich geht man bei der Auswahl der zu erhebenden Habitatparameter davon aus, dass sie den Lebensraum der zu untersuchenden Art ausreichend gut charakterisieren und wichtig für die Art hinsichtlich der Habitatwahl sind (Schröder 2002). Das heißt, entscheidende Faktoren für die Habitateignung sind bei der Auswahl zumindest indirekt ent-

halten (vgl. Just 2005). Der Entscheidung, welche Variablen aufgenommen werden sollten, ging eine Literaturrecherche zur Ökologie des Mittelspechts voraus, um statistische „Scheinkorrelationen“ zwischen dem Vorkommen der Art und den erhobenen Faktoren zu vermeiden (vgl. Mühlenberg 1993).

Im Fall des Mittelspechts sind das vor allem Parameter, die die Bestandesstruktur der Probestflächen beschreiben, um damit Rückschlüsse auf konkrete Ansprüche ziehen zu können. Aus den bisherigen Untersuchungen zum Mittelspecht hinsichtlich seiner Habitatansprüche wurden folgende Parameter für die Aufnahme im Gelände ausgewählt:

Baumartenzusammensetzung; BHD-Verteilung (Brusthöhendurchmesser in 1,3 m Baumhöhe); Bestandesstruktur; Totholz.

Stichprobendesign. Bei der Festlegung des Stichprobenumfangs wurde vor allem darauf geachtet, dass die Anzahl der Probepunkte groß genug ist, um die jeweilige Waldstruktur ausreichend zu repräsentieren und die statistische Auswertung abzusichern.

Grundlage für die Verteilung der Stichproben im „Nördlichen Feilenforst“ war die flächendeckende Kartierung der Mittelspecht-Reviere im Zeitraum von 2001 bis 2005 durch Wilfried Langer. Insgesamt konnten hierdurch 16 „Papierreviere“ (vgl. Südbeck et al. 2005) des Mittelspechts als Polygone über das Gebiet des „Nördlichen Feilenforsts“ gelegt werden. Diese Papierreviere waren über den Kartierungszeitraum von fünf Jahren nicht gleichmäßig und dauerhaft besetzt, womit die Möglichkeit einer Einteilung in zwei Klassen gegeben war, die sich hinsichtlich ihrer Nutzungshäufigkeit durch den Mittelspecht unterschieden. Insgesamt konnten jeweils acht Papierreviere den zwei Klassen zugeordnet werden, was eine gute Grundlage für die statistische Auswertung darstellte. Die Klasse der über den Kartierungszeitraum dauerhaft besetzten Reviere stellt die Revierkategorie 3 (KAT 3) dar, die unregelmäßig besetzten Reviere die Revierkategorie 2 (KAT 2). Zusätzlich wurden acht mittelspechtfreie „Referenzflächen“ (KAT 1), die mit jeweils einer Größe von 6,3 ha dem Mittelwert der 16 Ausgangsreviere entsprachen, im Zufallsprinzip über den Rest des Untersuchungsgebiets verteilt, um eine zusätzliche Komponente für die statistische Auswertung zu erhalten (Abb. 1).

**Abb. 1.**

Lage der drei Revierkategorien im „Nördlichen Feilenforst“. – Location of the three territory categories in the northern Feilenforst.

Anschließend wurde ein flächendeckendes Punktenetz (Gauss-Krüger-Koordinatensystem, Abstand: 75 m) über das Untersuchungsgebiet gelegt und mit den insgesamt 24 Revieren verschnitten. Aus den so erzeugten Punkten wurden im Zufallsprinzip jeweils sieben Inventurpunkte pro Revier ausgewählt, was zusammen einen Stichprobenumfang von 56 Aufnahme­punkten pro Revierkategorie (total: 168) im „Nördlichen Feilenforst“ ergab.

Datenaufnahme. Nach der Festlegung der Aufnahme­punkte in den GIS-Karten wurden die einzelnen Gauss-Krüger-Koordinaten (Rechts- und Hochwerte) der Punkte über eine Schnittstelle auf ein GPS-Gerät übertragen. Damit war es möglich, die Punkte im Gelände zu ermitteln,

welche die Mittelpunkte der Inventurkreise darstellten. Für die Aufnahme wurde ein Radius von 17,84 m gewählt, was einer Kreisfläche von 1000 m² entspricht (Aufnahmefläche pro Revier: 0,7 ha, gesamt: 16,8 ha).

In jedem Probekreis wurden die Bäume mit Art und BHD aufgenommen. Aufgrund der von Weiß (2003) beschriebenen Methodik seiner durchgeführten Revierkartierung, in der sehr junge Bestände mit einem BHD < 20 cm nur stichprobenartig kartiert wurden, weil dort keine Mittelspechte zu erwarten waren, wurden für die vorliegende Arbeit nur die Bäume aufgenommen, die mindestens einen BHD von 20 cm aufwiesen. Die Überlegung war, dass der Mittelspecht sehr junge Bäume selten zur Nahrungssuche nutzt, und diese damit bei der Be-

urteilung der Habitatqualität nur eine geringe Rolle spielen würden.

Für eine möglichst aussagekräftige Beschreibung der Bestandesstruktur wurden folgende Parameter vom Mittelpunkt jedes Inventurkreises aus aufgenommen:

- Mittelhöhe des Hauptbestandes in m;
- Überschirmungsgrad des Hauptbestandes in %;
- Summe der Baumquerschnittsflächen in 1,3 m Höhe, bezogen auf einen Hektar, als ein Maß für die Verfügbarkeit von Bäumen zur Nahrungssuche (Grundfläche);
- Höhenstruktur des Bestandes (Schichtigkeit) – ein Maß für die Heterogenität des Bestandes.
- Totholz (stehend)

Statistische Methoden. Insgesamt wurden in den 168 Probekreisen 4281 Bäume und die Bestandesparametern, Mittelhöhe, Überschirmungsgrad, Grundfläche und Schichtigkeit aufgenommen. Für die weitere Analyse wurden die daraus ursprünglich berechneten 47 Parameter mittels parameterfreier Korrelationsanalyse (Spearman) und anschließend univariaten Signifikanztest auf 15 reduziert (Tab. 1).

Aufgrund der Mittelspecht-Revierkartierung über den Zeitraum von fünf Jahren (2001 – 2005) war es möglich, die so ermittelten Vor-

kommenshäufigkeiten (besetzte Reviere pro Jahr) in Bezug zu den Habitatparametern des jeweiligen Reviers zu setzen. Jedem der acht „Reviere“ der drei Revierkategorien (KAT 1 – 3) wurde der Abundanzwert (Dm) der besetzten Jahre durch den Mittelspecht zugeordnet. Da es sich bei den Revieren der KAT 1 um Vergleichsflächen ohne Mittelspechtvorkommen 2001–2005 handelt, wurde ihnen ein Dm-Wert von 0 zugeordnet, im Gegenzug den acht Revieren der KAT 3 einen Dm-Wert von 5, da sie alle fünf Jahre hintereinander regelmäßig besetzt waren. Bei den KAT 2-Revieren wurde mithilfe der Papierreviere ermittelt, wie oft das jeweilige Revier von 2001 bis 2005 besetzt war, woraus sich die Dm-Werte ermitteln ließen.

Mit den 15 nach der Variablenauswahl übrig gebliebenen Parametern (Tab. 1) wurden nun mithilfe der Multiplen lineare Regression verschiedene Modelle gebildet, die den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen (Dm-Wert, s.o.) des Mittelspechts und den Habitatparametern beschreiben. Hierbei wurde das Verfahren der „Forward Selection“ verwendet (vgl. Brannath 2006/2007), bei dem, beginnend mit dem „Null-Modell“, schrittweise Prädiktorvariablen in das Regressionsmodell eingefügt wurden. Wenn die zugefügte Variable bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % (p-Wert) einen zusätzlichen signifikanten Varianzanteil

Tab. 1. Liste der nach der Variablenselektion übrig gebliebenen Habitatparameter – *list of remaining habitat-parameters after selection.*

Habitatparameter	Erläuterung
GFLH	Grundfläche Laubholz m ² pro ha (= Summe der Grundflächen aller aufgenommen Laubhölzer)
GFLHgr	Grundfläche grobborkiges Laubholz m ² pro ha (= Summe GF Eiche + GF Esche + GF Flatterulme + GF Schwarzerle)
GFLHgl	Grundfläche glattrindiges Laubholz (Berga....) m ² pro ha (= Summe GF Bergahorn + GF Birke + GF Buche + GF Hainbuche + GF Linde)
GFNH	Grundfläche Nadelholz m ² pro ha
TGFLH	Grundfläche Laubtotholz m ² pro ha
Schi	Bestandes-Schichtigkeit (Mittelwert pro Revier)
GFBAh	Grundfläche Bergahorn m ² pro ha
GFBu	Grundfläche Buche m ² pro ha
GFEi	Grundfläche Eiche m ² pro ha
GFEs	Grundfläche Esche m ² pro ha
GFFi	Grundfläche Fichte m ² pro ha
GFFIU	Grundfläche Flatterulme m ² pro ha
GFKie	Grundfläche Kiefer m ² pro ha
GFLi	Grundfläche Linde m ² pro ha
GFSE	Grundfläche Schwarzerle m ² pro ha

Tab. 2. Grundflächen-Anteile der Baumarten in den drei Revierkategorien. – Rates of surface areas of tree species in the three territory-categories.

Baumart	KAT 1: Referenzflächen	KAT 2: unregelmäßig besetzt	KAT 3: dauerhaft besetzt
Fichte <i>Picea abies</i>	23 %	11 %	3 %
Kiefer <i>Pinus sylvestris</i>	32 %	8 %	0 %
Flatterulme <i>Ulmus laevis</i>	1 %	2 %	4 %
Bergahorn <i>Acer pseudoplatanus</i>	2 %	2 %	5 %
Buche <i>Fagus sylvatica</i>	2 %	0 %	0 %
Birke <i>Betula spec.</i>	5 %	4 %	3 %
Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	2 %	1 %	1 %
Esche <i>Fraxinus excelsior</i>	3 %	4 %	7 %
Linde <i>Tilia spec.</i>	3 %	3 %	18 %
Eiche <i>Quercus robur</i>	9 %	24 %	24 %
Schwarzerle <i>Alnus glutinosa</i>	18 %	38 %	36 %

erklärte, wurde sie im Modell belassen, ansonsten wieder herausgenommen. Die hierfür herangezogenen Gütekriterien waren R^2 , R^2_{adj} , Q^2 und AIC. Dadurch wurden Variablen, die keinen eigenen Erklärungsanteil lieferten, herausgefiltert. Als Ergebnis erhält man ein Regressionsmodell, bei dem jedes Herausnehmen einer Variablen zu einem signifikanten Anstieg der unerklärten Varianz führt. Dieses Modell wird als „Minimales Angemessenes Modell“ (minimum adequate model) bezeichnet (vgl. Leyer & Wesche 2007).

Ein weiteres Ziel dieser Arbeit war es, neben den Habitatmodellen konkrete Werte für diejenigen Parameter zu finden, die entscheidend für die Eignung eines Bestandes als Mittelspechtrevier sind. Hierfür wurde das Verfahren des „Rekursiven Partitionierens“ (Erstellung von Klassifikations- und Regressionsbäumen) verwendet, womit es möglich ist, sog. Bruchpunkte für einzelne Variablen zu finden (siehe Müller & Hothorn 2004a, Müller 2006). Für die Auswertungen wurden die zuvor für die Regressionsanalyse ausgewählten Parameter verwendet (Tab. 1), da diese bereits auf ihren univariaten signifikanten Einfluss in Bezug zur Vorkommenshäufigkeit D_m getestet wurden.

In den Baumdiagrammen werden bei den Knotenpunkten (Bruchpunkte) die p-Werte angegeben. Die dazugehörigen Schwellenwerte sind in die Äste eingezeichnet. Die D_m -Werte (Vorkommenshäufigkeiten) werden als Boxplots dargestellt.

Ergebnisse

Grundflächenanteile. Beim Vergleich der drei Revierkategorien im „Nördlichen Feilenforst“ bezüglich der Grundflächen-Anteile pro Hektar und Baumart zeigen sich deutliche Unterschiede (Tab. 2). Besonders auffällig ist die Abnahme der Nadelholzgrundfläche (= Summe der Grundflächen Fichte und Kiefer) von KAT 1 mit 55 % über KAT 2 mit 19 % hin zu KAT 3 mit gerade noch 3 %. Hinzu kommt der mit 18 % sechsmal so hohe Lindenanteil in KAT 3 im Vergleich zu KAT 1 und KAT 2 mit jeweils nur 3 %. Die Eiche besitzt mit identischen Anteilen von 24 % in KAT 2 und KAT 3 im Gegensatz zu 9 % in KAT 1 einen wesentlich größeren Anteil an der Gesamtgrundfläche pro ha. Ebenso die Schwarzerle, die mit nur 18 % in KAT 1 deutlich seltener ist als in den beiden anderen Kategorien, wo sie mit 38 % (KAT 2) bzw. 36 % (KAT 3) praktisch gleich häufig ist. Der Eschenanteil ist mit 7 % in KAT 3 etwa doppelt so hoch wie in KAT 1 (3 %) und KAT 2 (4 %).

Habitatmodell. Das Modell M – F 1 (Tab. 3) stellt mit den Werten $R^2 = 90,1$; $R^2_{adj} = 0,858$; $Q^2 = 0,822$; AIC = 66,578 das beste aus den Bestandsparametern zu bildende Modell hinsichtlich Gesamtgüte und signifikantem Einfluss der einzelnen Variablen auf die Zielvariable D_m (Vorkommenshäufigkeit des Mittelspechts) dar (= minimum adequate model). Dabei ergibt sich folgende Regressionsgleichung:

$$D_m = 0,9289 + 0,7211 \cdot \text{GFLH} + 0,9138 \cdot \text{GFLHgr}$$

Tab. 3. Habitatmodell M – F 1 (Parameternamen vgl. Tab 1). – Habitatmodell M – F 1 (names of parameters compare table 1).

Variable	Wert	Std. Fehler	t - Wert	p - Wert	Signifikanz
(Intercept)	0,93	1,07	0,87	0,397	
GFLH	0,72	0,14	5,13	0,000101	***
GFLHgr	0,91	0,19	4,88	0,000166	***
GFEi	0,42	0,15	2,79	0,0131	*
GFLi	0,53	0,18	2,90	0,0105	*
GFSE	0,38	0,17	2,32	0,0337	*
GFES	0,39	0,18	2,16	0,0465	*
Schi	-1,75	0,49	-3,59	0,00245	**

Signifikanz: 0 **** 0.001 *** 0.01 **

+ 0,4186 · GFEi + 0,5276 · GFLi + 0,3834 · GFSE + 0,3939 · GFES - 1,7465 · Schi.

Mit dem Modell M – F 1 werden durch die einfließenden Variablen 90,1 % (= R²) der Residuen erklärt, was einen sehr guten Wert für eine freilandökologische Aufnahme darstellt. Zwar ist der R²-Wert bei einigen Konkurrenzmodellen noch höher, die Hinzunahme weiterer (nicht signifikanter) Variablen, wie z. B. der Grundfläche des stehenden Totholzes pro ha, führte aber bei diesen stets zu einer Verschlechterung des AIC-Werts von 66,578, der im direkten Modellvergleich die entscheidende Rolle spielt.

Schwellenwerte. Die Bestandesparameter, die einen signifikanten Einfluss auf die Eignung

eines Bestandes als Mittelspechtrevier haben, wurden hinsichtlich möglicher Bruchpunkte untersucht. Die Darstellung erfolgt als Baumdiagramm, in der Reihenfolge der Habitatparameter mit abnehmender Signifikanz der Bruchpunkte. Der erste Bruchpunkt mit der höchsten Signifikanz wurde bei dem Parameter Grundfläche Laubholz (GFLH) gefunden. Die Vorkommenshäufigkeit des Mittelspechts im „Nördlichen Feilenforst“ ist ab 21,32 m² GFLH pro ha hochsignifikant größer (p=0,001; Abb. 2). Der zweite Bruchpunkt wurde bei der Grundfläche Nadelholz (GFNH) gefunden. Bei mehr als 2,8 m² Nadelholzgrundfläche sind Waldbestände für den Mittelspecht nicht mehr für eine dauerhafte Nutzung geeignet, allenfalls noch in Einzeljahren. Die Häufigkeit nimmt deutlich ab

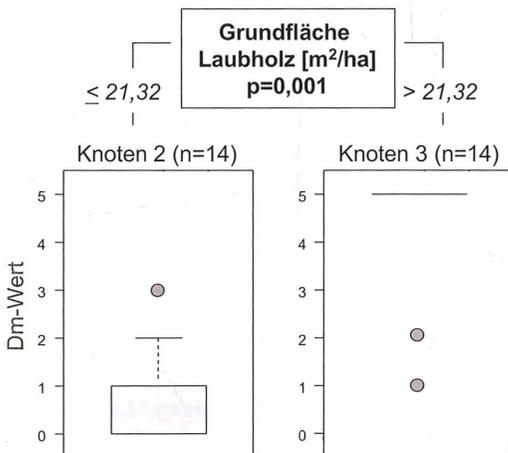


Abb. 2. Regressionsbaum 1 mit Habitatparameter „Grundfläche Laubholz“ (GFLH). – Regression-tree 1 with the habitat parameter 'proportion of broad-leaved trees' (GFLH).

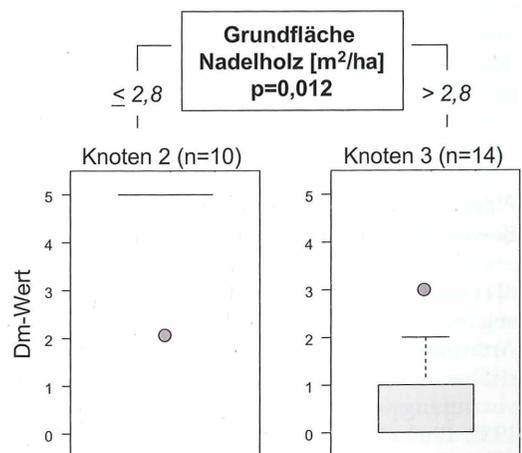


Abb. 3. Regressionsbaum 2 mit Habitatparameter „Grundfläche Nadelholz“ (GFNH). – Regression-tree 2 with the habitat parameter 'proportion of coniferous trees' (GFNH).

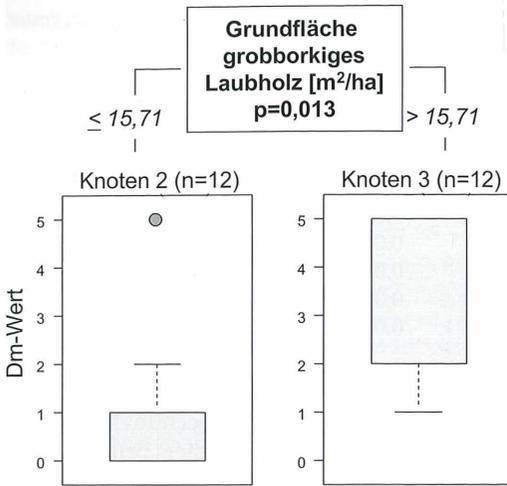


Abb. 4. Regressionsbaum 3 mit Habitatparameter „Grundfläche grobborkiges Laubholz“ (GFLHgr). – *Regression-tree 3 with the habitat parameter 'proportion of rough-barked broad-leaved trees' (GFLHgr).*

($p=0,012$; Abb. 3). Der Parameter mit der dritthöchsten Signifikanz ($p=0,013$) ist das grobborkige Laubholz (GFLHgr). Der Mittelspecht hat eine deutlich höhere Präferenz für Bestände, deren Grundfläche grobborkigen Laubholzes (Eiche, Esche, Flatterulme, Schwarzerle) mehr als 15,72 m² pro ha beträgt (Abb. 4). Wie schon durch das Habitatmodell M – F 1 verdeutlicht, spielt die Linde eine entscheidende Rolle bei der Habitateignung für den Mittelspecht im Feilenforst. Ab 1,31 m² Grundfläche pro ha kommt er dort signifikant ($p=0,015$) häufiger vor als bei geringeren Werten (Abb. 5).

Diskussion

Plausibilität des entwickelten Modells für die Bewertung von Mittelspechtrevieren. Durch seine Spezialisierung auf insektivore Nahrung, die er durch Stochern findet, ist der Mittelspecht eng an grobborkige Baumarten mit hohem Arthropodenreichtum gebunden. Daraus ergibt sich seine von vielen Autoren beschriebene Bevorzugung von Eichenwäldern (Glutz & Bauer 1980, Blume & Tiefenbach 1997, Bachmann & Pasinelli 2002). Aber auch andere Laubwaldgesellschaften können dem Mittelspecht einen geeigneten Lebensraum bieten (vgl. Hertel 2003, Weiß 2003), vorausgesetzt, die entscheidenden Habitatparameter (Schlüsselparameter) für

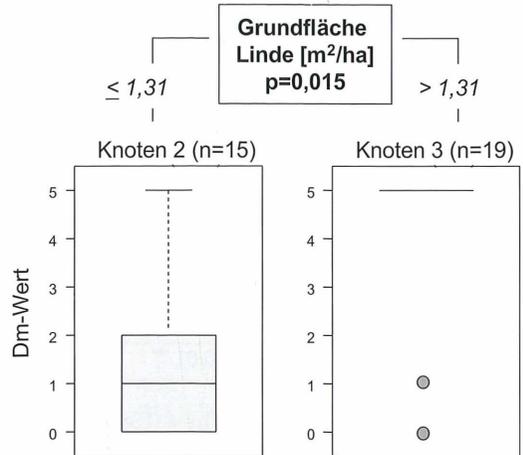


Abb. 5. Regressionsbaum 4 mit Habitatparameter „Grundfläche Linde“. – *Regression-tree 4 with the habitat parameter 'proportion of lime trees' (GFLi).*

Nahrungssuche und Höhlenanlage sind in ausreichender Anzahl vorhanden (Pasinelli 2000a). Die Ergebnisse der Untersuchungen im baumartenreichen „Nördlichen Feilenforst“ bestätigen diese Erkenntnisse. Sie lassen aber noch weitere Schlüsse hinsichtlich der für den Mittelspecht entscheidenden Bestandesparameter zu. Die Laubholzgrundfläche (GFLH) ist der Parameter, der die stärkste positive Korrelation mit der Mittelspechthäufigkeit aufweist. Alleine dadurch werden 66,9 % der Varianz erklärt ($p = 0,0001$). Ähnliche Ergebnisse fand auch Kosiński (2005). In seinen Untersuchungen korrelierte der Laubholzanteil stark positiv mit der Mittelspechtdichte ($r = 0,605$, $p = 0,006$). Das bedeutet, dass es vermutlich nicht eine einzelne Baumart wie die Eiche, Buche oder Erle ist, von der die Eignung eines Waldbestandes für den Mittelspecht abhängt, sondern ob und vor allem wie viel Laubholz vorhanden ist. Hierzu konnte ein hochsignifikanter Bruchpunkt von 21,32 m² pro ha ($p = 0,001$) für die Laubholzgrundfläche gefunden werden (vgl. Abb. 2). Auch die Grundfläche des grobborkigen Laubholzes (GFLHgr) korrelierte stark positiv mit der Mittelspechthäufigkeit. Dieser positive Einfluss grobborkiger Bäume wird von den meisten Autoren bestätigt (Günther & Hellmann 1997, Liesen 1997, Jobges & König 2001, Hertel 2003, Weiss, 2003, Kosiński 2005). Pasinelli (2000) hin-

gegen hält diesen Parameter für unwichtig (Eichen ausgenommen), weil Baumarten wie Weiden oder Erlen erst in sehr großen Dimensionen und Dichten auch hohe Arthropodendichten als Nahrungsquelle ermöglichen. In meinen Untersuchungen ist ein ganz klarer Zusammenhang zwischen Mittelspechtvorkommen und der Grundfläche grobborkiger Laubhölzer zu erkennen. Dies zeigt schon der Signifikanzwert der univariaten Korrelationsanalyse ($R^2 = 0,4711$; $p = 0,002$), sowie der Einfluss auf das Habitatmodell MF – 1 (vgl. Tab. 2). Der gefundene Bruchpunkt liegt bei $15,71 \text{ m}^2$ pro ha ($p = 0,013$; vgl. Abb. 4). Mit 12 m^2 pro ha kam Coch (1997) zu einem ähnlichen Wert. Allerdings handelt es sich hierbei um ehemalige Mittelwälder mit fast reiner Eichenbestockung.

Auf der anderen Seite konnte, wie auch von Kosiński (2005) beschrieben, keine negative Korrelation zwischen der Mittelspechthäufigkeit und der Grundfläche glattrindiger Laubbaumarten festgestellt werden, im Gegensatz zur Nadelholzgrundfläche (GFNH), bei der sich bereits bei $2,8 \text{ m}^2$ pro ha ($p = 0,012$; vgl. Abb. 3) ein hoch signifikanter Bruchpunkt bezüglich der Mittelspechthäufigkeit findet, die ab diesem Wert deutlich abnimmt. Mit diesem Parameter lassen sich 48 % der Varianz erklären, was fast genau dem Wert von 50 % entspricht, den Kosiński (2005) für den Nadelholzanteil gefunden hat. Der Bestandsparameter mit dem größten, signifikanten Einfluss auf das Modell MF-1 (vgl. Tab. 3), neben GFLH und GFLHgr, ist die Bestandesschichtigkeit (Schi). Diese Variable ist negativ korreliert mit der Häufigkeit des Mittelspechts (vgl. Tab. 1). Das bedeutet, dass ein Bestand umso geeigneter für den Mittelspecht erscheint, je weniger ausgeprägt seine vertikale Schichtung ist. Aus der Literatur ist bekannt, dass er sich gerne in offenen Waldstrukturen wie Mittelwäldern (vgl. Bachmann & Pasinelli 2002), Lichtwäldern und großen Parks (Glutz & Bauer 1980) aufhält, was schon einen Hinweis auf die bevorzugte Bestandesschichtigkeit liefert. Müller (2004) kommt zu dem Schluss, dass Bestände mit unverjüngtem Waldboden bevorzugt werden.

Die meisten Autoren weisen auf die große Bedeutung des Totholzangebotes hin (Glutz & Bauer 1980, Günther & Hellmann 1997, Hertel 2003, Weiß 2003). Meine Aufnahmen beschränkten sich lediglich auf das stehende Totholz. Die daraus resultierenden Ergebnisse der univaria-

ten bzw. multiplen Regressionsanalyse ließen allerdings keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Menge des stehenden Totholzes und der Mittelspechthäufigkeit erkennen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt Pasinelli (2000), der bei seinen Untersuchungen keine Korrelation zwischen der Dichte des stehenden Totholzes und der Reviergröße (home range size) erkennen konnte. Ähnlich Pasinelli (2000) vermuten auch Kosiński & Winięcki (2004), dass stehendes Totholz eine eher untergeordnete Rolle bei der Nahrungssuche des Mittelspechtes spielt, solange genügend lebende, grobborkige Bäume zur Verfügung stehen.

Bedeutung der Baumarten. Die Grundflächenparameter GFLH, GFLHgr und GFNH, in die die Werte der einzelnen Baumartengrundflächen einfließen, haben die stärksten Einflüsse auf die Mittelspechthäufigkeit. Um Aussagen bezüglich einzelner Baumarten treffen zu können, muss man deren jeweilige Einzelkorrelationen bewerten. Am auffälligsten ist dabei die Lindengrundfläche (GFLi) pro ha. Der signifikante Bruchpunkt ($p = 0,015$; vgl. Abb. 5) lässt die Vermutung zu, dass die Linde eine mit entscheidende Rolle bei der Bestandeseignung für den Mittelspecht im Feilenforst spielt.

Obwohl bislang sehr wenig über den Einfluss der Linde bekannt ist (vgl. Hertel 2003, Pasinelli 2003), kann man davon ausgehen, dass die Linde mit ihrem weichen Holz gut für die Höhlenanlage geeignet ist. Außerdem bietet sie mit ihren Blüten im Frühjahr vielen Insekten Nahrung, von denen auch der Mittelspecht profitieren könnte.

Die Eiche, die von den meisten Autoren als die wichtigste Baumart für den Mittelspecht beschrieben wird (Glutz & Bauer 1980, Hochebner 1993, Spitznagel 2001, Pasinelli 2000, Pasinelli et al. 2001, Pasinelli 2003, Kosiński 2005), spielt auch im Untersuchungsgebiet eine entscheidende Rolle. Der univariate Einfluss ist, genau wie der auf das „minimum adequate model“ (Tab. 3), signifikant hoch. Auch die hohen Grundflächenanteile von 24 % in den Revierkategorien KAT 2 und 3, im Gegensatz zu nur 9 % in den mittelspechtfreien Referenzflächen (vgl. Tab. 2), bestätigen die begünstigende Wirkung der Eiche. Allerdings ist es nicht die Eiche allein, die ein stabiles Mittelspechtrevier ausmacht (vgl. auch Hansbauer & Langer 2001). Erst die Kombination mit anderen – bis auf die

Linde – grobborkigen Baumarten wie Esche und vor allem Schwarzerle, die auch für sich alleine schon signifikante Auswirkungen auf die Häufigkeit des Mittelspechts haben, erklären die Verteilung und Abundanz der Mittelspechtreviere im „Nördlichen Feilenforst“. Weiß (2003) vermutet, dass besonders die Borke der Schwarzerle sehr attraktiv oder mindestens ebenso ergiebig zur Nahrungssuche wie die Eichenborke ist.

Alle Einzelsignifikanzen der Baumarten liegen unter denen der „kombinierten“ Bestandesparameter wie etwa die der gesamten Laubholzgrundfläche (GFLH) oder die der gesamten Grundfläche des grobborkigen Laubholzes. Das bedeutet, dass es nicht entscheidend darauf ankommt, welche Baumarten bestandesbildend sind. Wichtiger ist, dass eine gewisse Anzahl vorhanden ist, die über die Grundfläche pro ha quantifiziert wird, wie dies der hochsignifikante Bruchpunkt der Laubholzgrundfläche verdeutlicht (vgl. Abb. 2). Allerdings reicht es nicht aus, wenn diese Laubholzgrundfläche nur durch glattrindige Baumarten zustande kommt. Aus den ermittelten Bruchpunkten bezüglich GFLH und GFLHgr lässt sich ableiten, dass ein Anteil von ca. 70 % grobborkigen Laubholzes an der gesamten Laubholzgrundfläche als ein Maß für stabile Mittelspechtreviere angesehen werden kann.

Einfluss der forstlichen Nutzungsintensität.

Der Forstwirtschaft wird oft unterstellt, für den Rückgang von Wald bewohnenden Tierarten verantwortlich zu sein (vgl. Rote Liste Bayern 2005). Allerdings existieren kaum Daten zur langfristigen Bestandesentwicklung von Waldvogelarten (Gatter 2000). Mit den Daten des „Monitorings häufiger Waldvogelarten im Bayerischen Staatswald (1999–2004)“ wurde zum ersten Mal versucht, kurzfristige Bestandesentwicklungen speziell von Waldvogelarten zu analysieren. Dabei zeigte sich, dass die Populationsdynamik stark von klimatischen Bedingungen abhängig ist, Aussagen zu langfristigen Entwicklungen setzten dagegen auch ein langfristig angelegtes Monitoringprogramm voraus (vgl. Moning et al. 2007). Es ist daher nicht zu lässig, generell der forstlichen Bewirtschaftung die Schuld für den Artenrückgang im Wald zu geben. Es kommt auch entscheidend darauf an, die jeweiligen Voraussetzungen der Forstbetriebe mit zu berücksichtigen. Sicherlich

gibt es Unterschiede zwischen Privatwäldern und dem Staatswald, was die Bewirtschaftungsweise und damit den Waldvogelschutz betrifft.

Mit dem Totholzkonzept der Bayerischen Staatsforsten wurde z. B. ein Schritt in die richtige Richtung getan. Entscheidender ist aber eine angepasste, verträgliche Bewirtschaftung, speziell dort, wo entsprechende Voraussetzungen hinsichtlich Waldstrukturen und Arteninventar gegeben sind, wie dies im Untersuchungsgebiet „Nördlicher Feilenforst“ der Fall ist. Betrachtet man dort die Verteilung der Mittelspechtreviere, fällt auf, dass sich 86 % der Fläche der stabilen Reviere (KAT 3) mit Beständen decken, die nach der Forsteinrichtung der „Langfristigen Behandlung“ (LB) zugeordnet sind, dagegen nur 50 % der Fläche der unregelmäßig besetzten Reviere (KAT 2). Diese Bestände zeichnen sich, aufgrund der vorangegangenen forstlichen Behandlung, durch ein hohes Bestandesalter und damit große Durchmesserklassen der verschiedenen Baumarten aus. Speziell die Linde und die Erle erreichen hier hohe Durchmesser und unterliegen zudem einer sehr extensiven Nutzung, was sich positiv auf das Mittelspechtvorkommen auswirkt. Erst in solch alten Beständen können sich auch die, für den Mittelspecht wichtigen Strukturelemente wie z. B. raue Rindenstrukturen bzw. Rindenstörstellen, Kronentotholz, lichte und weit ausladende Kronen etc. ausbilden (vgl. Hertel 2003). Der Einfluss des Bestandesalters zeigt sich auch bei dem flächenmäßigen Anteil junger Bestände in den Revierkategorien 2 und 3. Während von den dauerhaft besetzten Flächen der KAT 3 lediglich 12 % den Nutzungsarten Jungbestandspflege (JP) und Jungdurchforstung (JD) zugeordnet sind, sind es in der KAT 2 bereits 27 %. Auch Kosiński (2005) fand einen negativen Zusammenhang zwischen dem Anteil junger Bestände und der Mittelspechtdichte und vermutet, dass junge Laubhölzer (≤ 40 Jahre) dem Mittelspecht sowohl keine Höhlenstandorte bieten als auch wenig für die Nahrungssuche geeignet sind (siehe auch Bühlmann & Pasinelli 1996). Diese beiden Beispiele zeigen, dass die Eignung von Waldbeständen für den Mittelspecht stark von Bewirtschaftungsweise und Nutzungsintensität abhängt.

Auch Siedlungsdichten und Reviergrößen des Mittelspechts sind stark mit der forstlichen Bewirtschaftung verknüpft. Nach Pasinelli

(2003) sind der Bestandestyp und das Bestandesalter die entscheidenden ökologischen Faktoren. Sie hängen von der forstlichen Behandlung ab. Die Siedlungsdichten liegen dabei zwischen 0,01 bis 3,9 Brutpaare pro 10 ha, wobei sich die Angaben für typische Waldbestände des Flachlands zwischen (0,2-) 0,4 – 1,4 (-1,6) bewegen (vgl. auch Bühlmann & Pasinelli 1996, Günther & Hellmann 1997). Dabei unterscheidet man zwischen der „Rohdichte“ (crude density), die die gesamte Waldfläche berücksichtigt, und der „ökologischen Dichte“ (ecological density; vgl. Kosiński 2005), die auf der Fläche des potenziell geeigneten Habitats basiert. Die Rohdichte liegt im Nordteil des Feilenforstes bei 0,2 BP/10 ha, die ökologische Dichte bei 0,7 BP/10 ha.

Strategien zur Förderung des Mittelspechts im Wirtschaftswald

Optimale Lebensräume des Mittelspechts, die alle Bedürfnisse für Bruthöhlenanlage, Nestlingsnahrung, Winternahrung und Schlafhöhlen erfüllen, zeichnen sich nach Bühlmann & Pasinelli (1996) durch das Vorhandensein von mindestens 26 Alteichen pro ha mit einem BHD von 50 – 90 cm aus, was einem Eichenvolumen von ca. 110 m³/ha entspricht. Die gleichen Richtwerte bezüglich der Eichedichte werden auch von Hahn et al. (2005) beschrieben, wobei bereits Eichen mit einem BHD von 35 cm genügen sollen. Ähnlich geben Michalek et al. (2001) für Mittelspechtreviere in Eichen-Buchen-Wäldern eine notwendige Dichte von ca. 80 Eichen/ha mit einem Durchschnitts-BHD von 43 cm (entspricht ca. 155 m³/ha) an. Diese Richtwerte wurden in den Katalog der „Naturschutzfachlich prioritären Maßnahmen“ der SPA-Gebiete in Bayern (Natura 2000) für den Mittelspecht übernommen (M. Lauterbach, pers. Mitt. 2007). Aus den Ergebnissen dieser Arbeit lassen sich nun folgende waldbaulichen Konsequenzen zur Förderung des Mittelspechts im bewirtschafteten Laubmischwald ableiten, von denen auch viele andere Arten mit ähnlichen Lebensraumansprüchen profitieren würden:

- eine Laubholzgrundfläche von mindestens 21 m²/ha;
- davon ca. 15 m² Grundfläche grobborkiger Baumarten, wie Eiche, Esche oder Schwarzerle (entspricht ca. 70 %);

- Bestände, die aufgrund der vorhandenen Strukturen der „Langfristigen Behandlung“ zugeordnet sind, erhalten und nicht verjüngen;
- Strukturreichtum in reifenden, mittelalten Beständen fördern;
- junge Laubholzbestände so behandeln, damit sich die Strukturen herausbilden können, die Bestände der „Langfristigen Behandlung“ auszeichnen;
- junge Bestände mit ungeeigneter Bestandesstruktur frühzeitig umwandeln;
- Absenkung des Nadelholzanteils (unter 3 m²/ha) auf dafür geeigneten Flächen;
- kontinuierliche Durchforstung mit Entnahme des Unterstandes zumindest auf Teilfläche;
- Verjüngungsmaßnahmen nur auf Teilfläche;
- konsequente Förderung der Verjüngung grobborkiger, konkurrenzschwacher Baumarten (vor allem Eiche) durch forstliche Maßnahmen;
- Erhöhung der Umtriebszeiten glattrindiger Baumarten wie Bergahorn, Buche oder Hainbuche (Ausbildung rauer Oberflächenstrukturen erst im höheren Alter);
- Förderung von Baumarten wie Linde oder Ulme als zusätzliche, sich positiv auswirkende Strukturelemente;
- Erhaltung und Förderung alter Laubbäume mit weit ausladenden Kronen (bzw. hohen Kronentotholz-Anteilen) durch Entnahme von Bedrängern aus der Unterschicht;
- Erhöhung des Totholzangebotes durch Verzicht auf Entnahme geschädigter oder schlechtwüchsiger Bäume;
- Belassen von Bäumen mit bereits vorhandenen Rindenstörstellen, wie Blitzzinnen, Frostrissen, Krebsgeschwüren oder Rindenbrand;
- Schonung aller bestehenden und potenziellen Höhlenbäume bei der Durchforstung;
- Vernetzung potenzieller Mittelspechtreviere (auch innerhalb von Waldflächen) durch Entfernung von „Barrieren“ (z. B. Nadelholzkomplexe) und Belassen von „Trittsteinen“ (z. B. alter Eichen entlang von Forststraßen oder Waldrändern).

Der für den Mittelspecht wichtige Strukturreichtum lässt sich dauerhaft nur durch eine angepasste Forstwirtschaft erreichen. Die Dauerwald-Bewirtschaftung mit einzelstamm-

weiser Plenterung in Mischwäldern stellt ein gut geeignetes Instrument für die Förderung und Stabilisierung des Habitatangebots nicht nur für den Mittelspecht dar, sondern auch für viele andere Arten der Biozönose, die auf altholzreiche Waldbestände angewiesen sind. Hingegen scheint eine Nutzungsaufgabe in Waldbeständen wie dem „Nördlichen Feilenforst“ nicht zielführend zu sein.

Zusammenfassung

Im Frühjahr 2007 wurden in Revieren des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Nordteil des Feilenforstes (Landkreis Pfaffenhofen a. d. Ilm) Waldparameter erfasst. Für die Auswertung wurden die über einen Zeitraum von fünf Jahren kartierten Brutreviere in die Revierkategorien „dauerhaft besetzt“ und „unregelmäßig besetzt“ eingeteilt. In die Analyse flossen zusätzlich „Referenzflächen“ ein, in denen noch nie ein Mittelspechtrevier nachgewiesen wurde. Insgesamt wurden Bestandesparameter von 168 zufällig über die 24 Reviere und Referenzflächen verteilten Stichproben (\bar{a} 1000 m²) aufgenommen und hinsichtlich ihrer Einflussstärke auf die Mittelspechthäufigkeit analysiert. Mit der multiplen linearen Regression wurden Habitatmodelle erstellt, und das binäre rekursive Partitionieren lieferte konkrete Schwellenwerte.

Dabei wurde die signifikante Abhängigkeit der Mittelspechtabundanz von der vorhandenen Laubholzgrundfläche, im Speziellen von der Grundfläche grobborkiger Baumarten deutlich. Die Baumartenzusammensetzung spielte hierbei nur eine untergeordnete Rolle. Es konnte nachgewiesen werden, dass der Mittelspecht Bestände bevorzugt, die eine geringe vertikale Schichtung aufweisen und die der „Langfristigen Behandlung“ als forstlicher Nutzungsart unterliegen. Die Einzelbaumanalyse ergab, dass Mittelspechtvorkommen nicht nur vom Vorhandensein von Eichen abhängen. Es konnte auch der positive Einfluss der Linde als bisher wenig beachtete Baumart für den Mittelspecht nachgewiesen werden. Nach den Analysen im „Nördlichen Feilenforst“ können auch alte, sehr baumartenreiche Laubholzbestände gute Mittelspechthabitate darstellen.

Dank. Zuallererst gilt mein Dank Prof. Dr. Hans-Joachim Leppelsack von der TU München für die mir gegebene Möglichkeit, das vorlie-

gende Thema zu bearbeiten sowie für die Unterstützung der Freilandaufnahmen.

Mein Dank gilt genauso Dr. Hans Utschick vom Lehrstuhl für Tierökologie an der TU München, der für meine Anliegen stets ein offenes Ohr hatte. Seine Hinweise und Ratschläge in zahlreichen Diskussionen waren mir eine große Hilfe bei der Erstellung des Konzepts dieser Arbeit, besonders aber auch bei der Datenauswertung und Interpretation der Ergebnisse. Ein besonderer Dank geht an Wilfried Langer, ohne dessen jahrelange Kartierung der Mittelspechtreviere im „Nördlichen Feilenforst“ es nicht möglich gewesen wäre, diese Untersuchung durchzuführen. Weiter möchte ich mich bei Peter Donabauer, Leiter der Forstdienststelle Ernsgaden, für die sehr angenehme und konstruktive Zusammenarbeit bedanken sowie bei Dr. Axel Gruppe vom Lehrstuhl für Tierökologie an der TU München für die kritische Durchsicht der Arbeit, die vielen Anregungen und Diskussionen, ebenso wie Sebastian Werner, Leiter der LBV-Kreisgeschäftsstelle Starnberg, und dem Ramsarbüro Ammersee.

Literatur

- Bachmann, S. & G. Pasinelli (2002): Raumnutzung syntop vorkommender Buntspechte *Dendrocopos major* und Mittelspechte *D. medius* und Bemerkungen zur Konkurrenzsituation. Ornithol. Beob. 99: 33 – 488.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Blume, D. & J. Tiefenbach (1997): Die Buntspechte. Neue Brehm-Bücherei Vol. 315, Wittenberg.
- Brannath, W. (2006/2007): Multiple Regression II. VO Biostatistik, Universität Wien.
- Bühlmann, J. & G. Pasinelli (1996): Beeinflussen kleinflächige Waldnutzung und Wetter die Siedlungsdichte des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. Ornithol. Beob. 93: 267 – 276.
- Coch, T. (1997): Spechte (Gattung *Picoides*) und Strukturmerkmale als Wegweiser einer Eigenart bewahrender Pflege- und Entwicklung ehemaliger Mittelwälder, 240 pp. + appendix. Ph.D. thesis. Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.

- Cramp, S. (1985): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9: S. 1055 – 1078. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Günther, E. & M. Hellmann (1997): Der Mittelspecht und die Buche: Versuch einer Interpretation seines Vorkommens in Buchenwäldern. Orn. Jber. Mus. Heineanum 15: 97 – 108.
- Hahn, P., D. Heynen, M. Indermühle, P. Mollet & S. Birrer (2005): Holznutzung und Naturschutz. Vollzug Umwelt. BUWAL und Vogelwarte Sempach, 113 S.
- Hansbauer, M. M. & W. Langer (2001): Bestand des Mittelspechtes *Dendrocopos medius* im Feilenforst, nördlicher Landkreis Pfaffenhofen an der Ilm. Ornithol. Anz. 41: 31 – 40.
- Hertel, F. (2003): Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des norddeutschen Tieflandes. Vogelwelt 124: 111 – 132.
- Hochebner, T. (1993): Siedlungsdichte und Lebensraum einer randalpinen Population des Mittelspechtes *Picoides medius* im niederösterreichischen Alpenvorland. Egretta 36: 25 – 37.
- Jobges, M. & H. König (2001): Urwaldspecht im Eichenwald: Brutbestand, Verbreitung und Habitatnutzung des Mittelspechtes in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen Mitteilungen 2: 12 – 27.
- Just, P. (2005): Entwicklung eines statistischen Habitategignungsmodells zur räumlichen Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs (*Crex crex* L.) im Nationalpark Unteres Odertal – Ein landschaftsökologischer Beitrag zum Schutz einer gefährdeten Vogelart. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen.
- Kleyer, M., R. Kratz, G. Lutze & B. Schröder (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 177 – 194.
- Kosiński, Z. & A. Winiecki (2005): Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. J. Ornithol. 146: 263 – 270.
- Kosiński, Z. (2005): Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests – a case study from Poland. Ann. Zool. Fennica 43: 198 – 210.
- Leyer, I. & K. Wesche (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Liesen, J. (1997): Zweijährige Untersuchungen zur Habitatwahl des Mittelspechtes (*Picoides medius*) in ehemaligen Mittelwäldern. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 13: 129 – 144.
- Michalek, K. G., J. A. Auer, H. Grossberger, A. Schmalzer & H. Winkler (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *medius*) im Wienerwald. Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum 5 (Sonderheft): 31 – 58.
- Moning, C., M. Lauterbach & C. Franz (2007): Vogelmonitoring im bayerischen Staatswald 1999 – 2004. LWF aktuell 56. Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, Freising.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. UTM, Stuttgart.
- Müller J. (2004): Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern, Mittelwäldern und Naturwaldreservaten, Teil 8: Vögel. Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, Freising-Weihestephan.
- 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 – 228.
- Müller, J. (2006): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation TU München.
- Pasinelli, G. (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relation between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93: 227 – 235.

- Pasinelli, G. (2003): *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update Vol. 5 No. 1. Oxford University Press.
- Schröder, B. & B. Reineking (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. UFZ-Bericht 9/2004: 5–26.
- Schröder, B. (2002): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. – In: Albrecht Gnauck (Hrsg.): Theorie und Modellierung von Ökosystemen -Workshop Kölpinsee 2000. Shaker, Aachen, S. 201 – 224.
- Spitznagel, A. (2001): *Picoides medius* (Linnaeus 1758) Mittelspecht. In Hölzinger, J. & U. Mahler: Die Vögel Baden-Württembergs, S. 436 – 464. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Geedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Walentowski, H., Ewald J., Fischer, A., Kölling, C. & Türk, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften in Bayern. Geobotanica.
- Weiß, S. (2003): Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. Vogelwelt 124: 177 – 192.

Eingereicht am 27. Januar 2009

Revidierte Fassung eingereicht am 5. Mai 2009

Angenommen am 10. Mai 2009



Tobias Zehetmair, Jg. 1980, Diplom-Ingenieur der Forstwissenschaften. Zurzeit am Lehrstuhl für Tierökologie der TU München, Studienfakultät für Forstwissenschaft & Ressourcenmanagement, Weihenstephan. Diese Arbeit war die Diplomarbeit. Interessen: Waldökologie, Struktureinflüsse, Waldnaturschutz, ornithologische Kartierungen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [48_2](#)

Autor(en)/Author(s): Zehetmair Tobias

Artikel/Article: [Vergleichende Untersuchung von Revieren des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im "Nördlichen Feilenforst" 97-110](#)