

Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz (Niedersachsen) – Ergebnisse und Erfahrungen

Thorsten Späth, Volker Laske & Alexander Mitschke

SPÄTH, T., V. LASKE & A. MITSCHKE (2008): Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz (Niedersachsen) – Ergebnisse und Erfahrungen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 181-199.

Auf Basis von Revierkartierungen in repräsentativen Untersuchungsflächen 1996, 2002 und 2006/07 wurde der gegenwärtige Status der Brutvögel im Nationalpark Harz (Niedersachsen) erfasst und erste Entwicklungstendenzen aufgezeigt. Die durch eine lange Nutzungsgeschichte weitflächig veränderte Vegetationszusammensetzung und -struktur sowie höhenzonale Effekte bedingen ein sehr heterogenes Habitatmosaik.

Typische Brutvogelarten alter Buchenwälder sind noch selten. Eine kontinuierliche Zunahme konnte bisher nur bei der Hohltaube nachgewiesen werden.

Deutliche Veränderungen der Brutvogelgemeinschaften traten in hochmontanen Fichtenwäldern auf. Nach der kalamitätsbedingten Lichtung zeigten sich deutliche Zunahmen bei Fitis und Baumpieper. Weniger deutlich nahm der Gartenrotschwanz zu. Dieser Trend scheint anzuhalten. Beim Baumpieper zeigt sich dagegen inzwischen ein deutlich negativer Trend. Bei Hauben-, Tannen-, und Kohlmeise deuten sich in den Hochlagen generell anhaltende Rückgänge an, so dass zu befürchten ist, dass die immissionsbedingte Bodenversauerung insbesondere hier die Entwicklung weiterhin beeinflusst.

Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass viele Waldvogelarten zu selten sind, um deren Bestandstrends in repräsentativen Untersuchungsflächen zu erfassen. Diese sollten daher ganzflächig erfasst werden. Für das im Rahmen eines Forschungsauftrags zu leistende ökologische Gebietsmonitoring empfiehlt sich jedoch gerade auch die Erfassung häufiger Arten. Um jahresweise Bestandsschwankungen dieser Arten gegenüber echten Trends abgrenzen zu können, scheint eine methodische Erweiterung in Anlehnung an das nationale Monitoringprogramm „Häufige Brutvogelarten“ geeignet.

T. S., Nationalparkverwaltung Harz, Oderhaus 1, D-37444 St. Andreasberg, spaeth@nationalpark-harz.de; V. L., Bergtal 8, D-38640 Goslar, volker.laske@t-online.de; A. M. Hergartweg 11, D-22559 Hamburg, alexander.mitschke@hanse.net

Einleitung

Mit der Ausweisung des niedersächsischen Nationalparks Harz 1994 wurde ein typischer Ausschnitt der Lebensräume dieses nördlichsten deutschen Mittelgebirges unter Schutz gestellt. Nach der Fusion mit dem Nationalpark Hochharz in Sachsen-Anhalt 2004 umfasst die Gesamtfläche des Schutzgebietes mit annähernd 250 km² etwa 10 % dieses Mittelgebirgsraums.

Angesichts der fortschreitenden Implementierung des Prozessschutzgedankens bietet sich die Chance, die eigendynamische Entwicklung einer ehemals kulturgeschichtlich geformten Waldlandschaft und ihrer Vogelwelt zu dokumentieren. Um die lange Tradition der vogelkundlichen Erforschung dieses Gebietes durch

ein großflächiges und standardisiertes Monitoring zu ergänzen, wurden im niedersächsischen Teilbereich 1996, 2002 und 2006/07 Brutvögel in Referenzgebieten erfasst. Die hier zusammengefassten Ergebnisse erlauben einen Einblick in die gegenwärtige Situation und einige Entwicklungstendenzen der Brutvogelwelt des Harzes.

Material und Methode

Naturräumliche Gliederung des Nationalparks Harz (niedersächsischer Teil)

Der 158 km² große niedersächsische Nationalparkteil umfasst Höhenlagen von 245 m bis 928 m ü. NN. Im Vergleich zu anderen deutschen Mittelgebirgen ist das Klima im Harz kühler. Während die Jahresmitteltemperatur in Bad

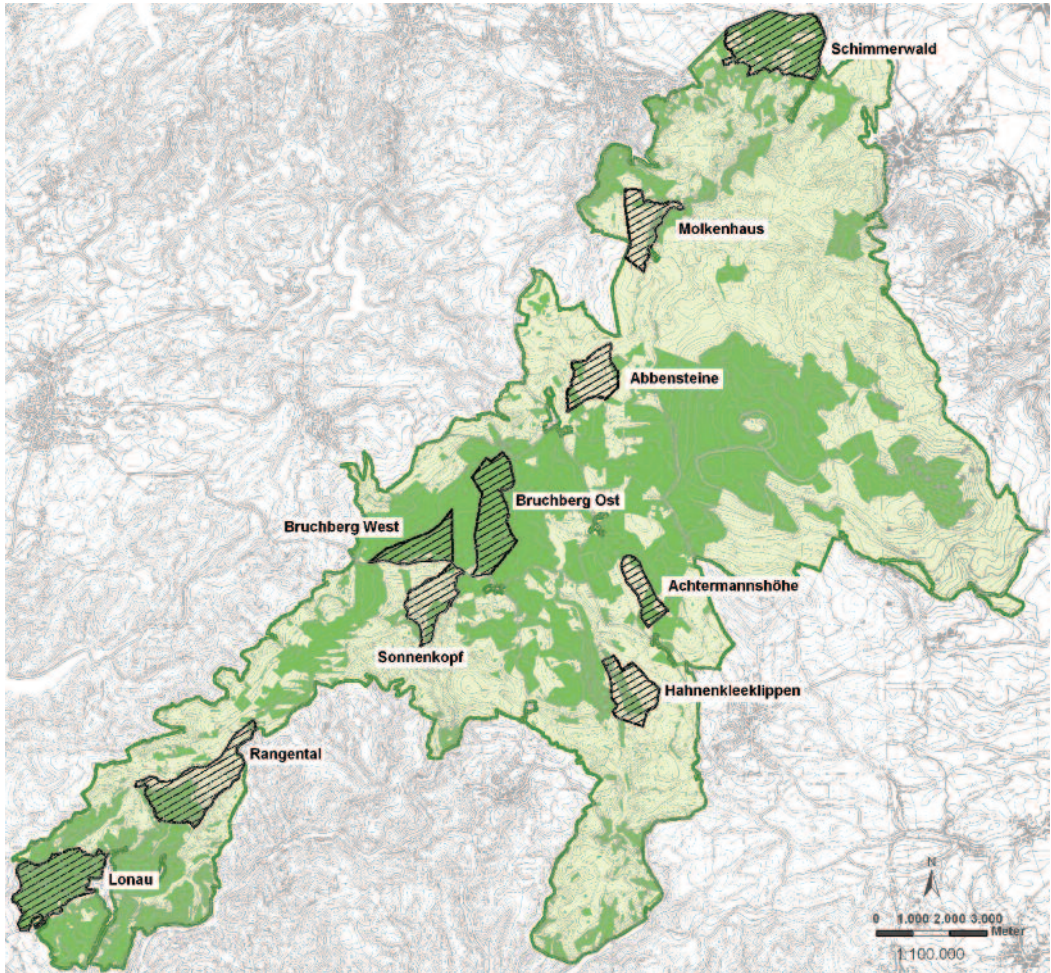


Abb. 1: Gebietsgliederung des Nationalparks Harz und Lage der Untersuchungsflächen im niedersächsischen Teil; dunkel dargestellt sind die eigendynamischer Entwicklung überlassenen Bereiche. – *Zonation of the Harz National Park and location of reference areas in the Lower Saxonian part; dark colour shows areas without forest management.*

Harzburg (am Nordrand des Nationalparks, 260 m ü. NN) noch wie im Harzvorland bei 8,9 °C liegt, sinkt sie, bedingt durch deutlich niedrigere Sommertemperaturen, auf 2,6 °C am Brocken (1.142 m ü. NN; Sachsen-Anhalt). Zum Vergleich sind im südlichen Schwarzwald die Durchschnittstemperaturen bei gleicher Höhenlage und Exposition um 2-3 °C höher. Dadurch liegen die Höhenstufen der Vegetation im Harz um bis zu 250 m tiefer als in süddeutschen Mittelgebirgen. Der Nationalpark befindet sich überwiegend im niederschlagsreicheren Teil des Harzes. Die Niederschlagssumme steigt

von etwas über 800 mm am südlichen Harzrand (Herzberg) auf rund 1.600 mm am Brocken an (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992).

Abgesehen von waldfreien Moorflächen in den Hochlagen ist das Gebiet fast vollständig bewaldet. Natürlicherweise herrschten die zonalen Waldgesellschaften Hainsimsen-Buchenwald und Wollreitgras-Fichtenwald vor (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992). Auf 46 % der Gesamtfläche ist die Vegetationszusammensetzung als naturnah einzustufen. Davon nehmen Buchenwälder 36 % und Fich-

tenwälder 61 % ein. Die natürliche Übergangszone mit Buchen-Fichtenwäldern ist nur fragmentarisch erhalten. Bedingt durch die unplanmäßige Bewirtschaftung und Übernutzung der Wälder in den früheren Bergbauperioden ging der natürliche Charakter des Gebietes verloren. Die im 18. Jahrhundert einsetzende nachhaltige Forstwirtschaft förderte den Anbau der Fichte. Eine Einbringung natürlich vorkommender Baumarten setzte erst ab den 1980er Jahren ein (OTTO 1989). So sind noch 54 % der niedersächsischen Nationalparkfläche von gleichaltrigen Fichtenforsten auf Buchenwaldstandorten (SCHUBART 1978) geprägt. In diesen als „Naturentwicklungszonen“ bezeichneten Flächen werden vorübergehend noch Initialmaßnahmen unter Förderung und Einbringung von Laubbaumarten durchgeführt (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2003).

Charakteristika der Untersuchungsflächen

Abb. 1 zeigt die Lage der Untersuchungsflächen im niedersächsischen Teil des Nationalparks.

Kolline bis submontane Stufe

Die Untersuchungsflächen (UF) Schimmerwald und Lonau umfassen weite Bereiche der natürlicherweise von Laubwald (insbesondere Rotbuche) dominierten, kollinen bis submontanen Höhenstufe (Tab. 1a). Dabei erstreckt sich die Untersuchungsfläche Lonau bis in die montane Stufe. Beide Flächen sind durch Buchenwaldgesellschaften geprägt, wobei in der UF „Lonau“ auf fast 90 % der Fläche Hainsimsen-Buchenwald vorherrscht. In der UF Schimmerwald liegt ein kleinräumiger Wechsel verschiedener Buchenwaldgesellschaften mit eingesprengten Fichtenforsten vor.

Montane bis obermontane Stufe

In dieser natürlicherweise von Buchenwaldgesellschaften geprägten Höhenstufe sind im Westharz naturnahe Buchenwälder nur noch fragmentarisch vorhanden. Fichtenforste dominieren die in der montanen Stufe gelegenen Untersuchungsflächen Molkenhaus, Rangental, Sonnenkopf und Hahnenkleeklippen. Von den Mischbeständen aus Buche und Fichte, die in der obermontanen Stufe vorherrschen sollten, findet man gegenwärtig nur Reste, beispielsweise in der UF „Sonnenkopf“.

Hochmontane Stufe

Vier Untersuchungsflächen liegen in dieser von natürlichen Bergfichtenwäldern und offenen Moorflächen geprägten Höhenstufe. Die beiden UF Bruchberg West und Bruchberg Ost enthalten von Natur aus waldfreie Moore sowie ausgedehnte Flächen abgestorbener Fichtenaltbestände und Waldlichtungsfluren. Die Westflanke dieses Höhenzuges war ebenso wie seine Fortsetzung nach Südwesten, der „Acker“, aufgrund seiner Exposition besonders stark von den Waldschäden der 1970er und 1980er Jahre betroffen (ZANG 2004). Auf der Leeseite lösten sich erst Ende der 1990er Jahre, bedingt durch massenhaftes Auftreten des Borkenkäfers, die Fichtenaltbestände fast vollständig auf. Der Flächenanteil noch lebender Fichtenaltbestände lag 2007 in beiden Untersuchungsflächen zwischen 10 und 20 %, was in etwa auch die Situation im Jahre 2002 darstellt. Fichtenjungbestände gehen auf frühere Wiederaufforstungen zurück.

Die beiden UF Abbensteine und Achtermannshöhe sind nach wie vor von weitgehend geschlossenem Fichtenwald geprägt.

Die UF Abbensteine und Achtermannshöhe wurden erst seit 2002 bearbeitet. Seitdem sind 13,3 % des in Niedersachsen gelegenen Teils des Nationalparks durch die Untersuchungsflächen abgedeckt.

Alle Buchenwälder unterliegen mindestens seit der einstweiligen Sicherstellung 1992 (vor der Nationalparkausweisung 1994) ihrer natürlichen Dynamik. Dieses trifft in eingeschränktem Maße auch für die Fichtenwälder der hochmontanen Stufe zu, wobei bis 2006 noch Maßnahmen zur Minderung des Befallsdrucks durch Borkenkäfer stattfanden. In den Fichtenforstanteilen der Untersuchungsflächen wurden z. T. noch Initialmaßnahmen zur Laubbaumeinbringung ergriffen. Das damit verbundene Zurückdrängen der Fichte hatte bis zur letzten Kartierung im Jahre 2007 (s. o.) in den UF Schimmerwald, Molkenhaus und Sonnenkopf zu größeren Habitatveränderungen geführt.

Artenspektrum, Erfassungsmethode und Auswertung

Ziel der erstmaligen systematischen Erhebungen 1996 war es, das Vorkommen und die Siedlungsdichte von Spechten und einigen

Tab. 1a: Größe, Höhenlage und Biotopausstattung der Untersuchungsflächen in der kollinen bis submontanen Stufe. – *Extent, elevation and habitat composition of reference areas investigated in the foothill to submontane region.*

Untersuchungsgebiet	Fläche [km²]	Höhenlage [m ü. NN]	vorherrschende Biotoptypen	Anteil
Schimmerwald	3,71	245-430	Bodensaurer Buchenwald	39 %
			Mesophiler Kalkbuchenwald	17 %
			Mesophiler Buchenwald kalkärmerer Standorte	15 %
			Fichtenforst	14 %
Lonau	3,10	250-515	Bodensaurer Buchenwald	89 %
			Eichen-Mischwald	5 %

Tab. 1b: Größe, Höhenlage und Biotopausstattung der Untersuchungsflächen in der montanen Stufe. – *Extent, elevation and habitat composition of reference areas investigated in the montane region.*

Untersuchungsgebiet	Fläche [km²]	Höhenlage [m ü. NN]	vorherrschende Biotoptypen	Anteil
Molkenhaus	1,54	440-600	Fichtenforst	65 %
			Bodensaurer Buchenwald	17 %
			Waldlichtungsfluren u. Grünland	11 %
Rangental	3,05	440-750	Fichtenforst	63 %
			Bodensaurer Buchenwald	19 %
			Hochmontaner Fichtenwald	12 %
Sonnenkopf	1,54	570-770	Fichtenforst	86 %
			Fichten-Buchenwald	11 %
Hahnenkleeklippen	1,64	520-770	Fichtenforst	82 %
			Bodensaurer Buchenwald	8 %
			Felsschuttwald u. Felsen	8 %

Tab. 1c: Größe, Höhenlage und Biotopausstattung der Untersuchungsflächen in der hochmontanen Stufe. – *Extent, elevation and habitat composition of reference areas investigated in the high montane region.*

Untersuchungsgebiet	Fläche [km²]	Höhenlage [m ü. NN]	vorherrschende Biotoptypen	Anteil
Abbensteine	1,46	620-755	Fichtenforst (tlw. auf entw. Moorstandorten)	53 %
			Hochmontaner Fichtenwald	45 %
Achtermannshöhe	0,92	770-925	Hochmontaner Fichtenwald	95 %
Bruchberg Ost	2,65	770-905	Hochmontaner Moor-Fichtenwald	49 %
			Waldlichtungsfluren	21 %
			Fichtenwaldjungbestand	15 %
			Hoch- und Übergangsmoor	10 %
Bruchberg West	1,41	780-915	Hochmontaner Fichtenwald	33 %
			Hochmontaner Moor-Fichtenwald	32 %
			Waldlichtungsfluren	14 %
			Fichtenwaldjungbestand	19 %

Nachfolgenutzern von Spechthöhlen zu erfassen. In der Brutsaison 2002 wurde das vollständige Artinventar aufgenommen. Die dritte Bearbeitung erfolgte 2006 (am Bruchberg) und 2007 und konzentrierte sich auf Höhlenbrüter sowie sämtliche punktuell bzw. in geringeren Dichten verbreiteten Arten.

Die jeweils vollständige Revierkartierung der Flächen im Jahre 2002 folgte weitgehend den methodischen Vorgaben von FISCHER et al. (2005). Aufgrund der Größe des kartierten Gesamtgebietes konnten in den verschiedenen Untersuchungsflächen nur jeweils drei bis vier über die Brutzeit verteilte Kontrollen durchgeführt werden. Die frühmorgendlichen Kartierdurchgänge im Zeitraum März bis Juni wurden in möglichst gleichen Zeitabständen wiederholt. Die höhenzonal unterschiedlichen Maxima der Gesangsaktivität wurden durch räumliche und zeitliche Staffelung der Kartierdurchgänge berücksichtigt.

Die Auswertungen basieren auf der Einheit „Reviere“, Siedlungsdichten werden meist in Revieren/10 ha, fallweise auch als Reviere/km² angegeben.

Ein Vergleich der absoluten Artenzahlen ist wegen der unterschiedlichen Flächengröße nicht unproblematisch. Daher wurde zusätzlich die relative Artenzahl berechnet. Mittels Arten-Areal-Kurven (FLADE 1994) wurde zunächst die zu erwartende Artenzahl bei der jeweiligen Flächengröße errechnet. Die tatsächliche Artenzahl wurde durch diesen Wert dividiert und der errechnete Index als zusätzliche Maßzahl herangezogen. Dieses war nur für die Untersuchungsflächen Schimmerwald und Lonau sowie die Untersuchungsflächen der hochmontanen Stufe möglich, da bisher nur für diese Flächen die jeweiligen Anteile der Biotoptypen Berg-Buchenwald und Berg-Fichtenwald und der darin vorkommenden Arten herauszurechnen waren.

Zur Darstellung der α -Diversität in den Untersuchungsflächen wurde der Simpson-Diversitätsindex (SIMPSON 1949) und zur Darstellung der Ähnlichkeit der Artengemeinschaften der Dice-Similaritätsindex berechnet (MÜHLENBERG 1993). Der Simpson Index (1/D) ist empfindlich gegenüber den Abundanzen der häufigsten Arten. Er gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der zwei zufällig aus der Artengemeinschaft gegriffene Individuen unterschiedlichen Arten ange-

hören. Der Dice-Index ergibt sich aus der einfachen Division der gemeinsamen Arten durch die Gesamtartenzahl und kann dezimal oder als Prozentzahl ausgedrückt werden. Der Dice-Index ist weniger anfällig gegenüber unterschiedlichen Stichprobengrößen als vergleichbare Indizes (MÜHLENBERG 1993). Die statistische Analyse von Bestandstrends seit 1996 wurde mittels linearer Regressionsanalyse durchgeführt. Die Abundanzveränderungen zwischen 2002 und 2006/07 wurden mittels t-Test (zweiseitig, verbundene Stichprobe) auf Signifikanz untersucht. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass die Untersuchungsflächen als Probeflächen aufgefasst werden können, in denen übergeordnete Trends feststellbar sind.

Ergebnisse

Artenvielfalt, Diversität, Höhenverteilung und Dominanz der Brutvogelarten

Anhand der Erfassung des vollständigen Artenspektrums im Jahre 2002 lassen sich die Vielfalt und Struktur der jeweiligen Artengemeinschaften in den Untersuchungsflächen darstellen.

Mit 40 Arten wurde die höchste Artenzahl pro Untersuchungsfläche in den beiden randständigen, niedrig gelegenen Probeflächen Schimmerwald und Lonau ermittelt (Abb.2).

Die Artenzahlen dieser Buchenwaldkomplexe werden in den höher gelegenen Untersuchungsflächen nicht erreicht. Eine ähnlich hohe Artenzahl erreichte nur noch die UF Molkenhaus. Mittelspecht, Kleinspecht, Trauerschnäpper und Star fehlten hier aber bereits vollständig. Gartenbaumläufer und Weidenmeise wurden noch in dieser, aber in keiner weiteren Untersuchungsfläche der montanen Stufe festgestellt. Auch Kleiber, Blau- und Sumpfmeise traten in den übrigen UF dieser Höhenstufe höchstens vereinzelt auf.

Der Verlauf der Simpson-Diversitätsindizes zeigt den deutlichen und einen höhenzonalen Trend überlagernden Einfluss der Biotop- bzw. Strukturvielfalt in den Untersuchungsflächen. Dabei ist weniger als die Artenzahl die Dominanzverteilung maßgeblich (Abb. 4). Großflächig durch Fichtenforste geprägte Untersuchungsflächen wiesen gegenüber anderen Untersuchungsflächen derselben Höhenstufe geringere Werte auf. Dieses wird auch in der

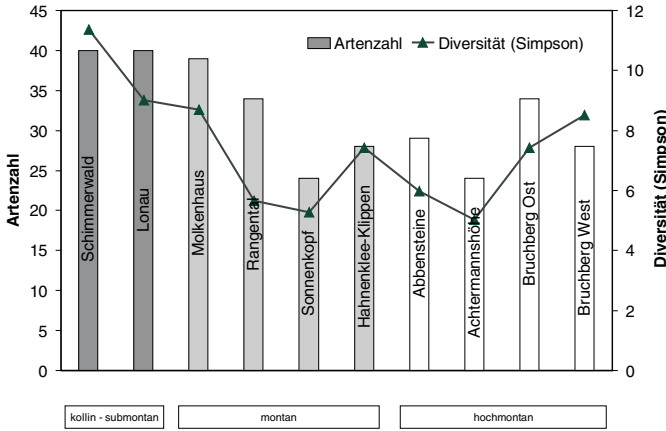


Abb. 2: Artenzahlen und α-Diversität (Simpson-Index) in den Untersuchungsflächen 2002; Einteilung nach vorherrschenden Biotoptypen: Buchenwald (dunkelgrau), Fichtenforst/Buchenwald (hellgrau), naturnahe, hochmontane Fichtenwälder (weiß). – *Number of species and α-diversity (Simpson-Index) in the reference areas in 2002; classification according to dominant habitat types: beech forest (dark grey), spruce forest with some beech stands (light grey), near natural, high-montane spruce forests (white).*

wäre. Diese Flächen sind also generell infolge ihrer hohen strukturellen Vielfalt als eher artenreich anzusehen. Demgegenüber ist die tatsächliche Artenzahl in den beiden buchenwalddominierten Untersuchungsflächen geringer als rechnerisch zu erwarten wäre.

Trotz des überlagernden Effekts der Biotopheterogenität in den einzelnen Untersuchungsflächen lassen sich Unterschiede in der Artensammensetzung zwischen den jeweiligen Höhenstufen erkennen. Die in der hochmontanen Stufe erfasste Artengemeinschaft hob sich deutlich von der Artengemeinschaft der kollinen und submontanen Stufe ab. Berechnet als Dice-Index

hochmontanen Stufe deutlich. Mit höherer Strukturvielfalt war dabei v. a. immer die Abschwächung der Dominanz des Buchfinks verbunden, und unter den dominanten Arten (Anteil jeweils > 5 %) erreichten Rotkehlchen, Amsel, Zaunkönig oder Meisenarten höhere Anteile.

ähnelten sich die Artengemeinschaften der submontanen und montanen Stufe noch zu 72 %. Die Ähnlichkeit der montanen und hochmontanen Stufe beträgt nur noch 53 % und die der submontanen und der hochmontanen Stufe nur 44 %. Die Vorkommen von Gartenrotschwanz, Klappergrasmücke,

In gewissem Umfang wird die Artenzahl durch die unterschiedlichen Flächengrößen überlagert. So wurden etwa in der relativ kleinen UF Achtermannshöhe im Vergleich zu den anderen Flächen in der hochmontanen Fichtenwaldstufe nur wenige Arten festgestellt. Dieser Effekt der Flächengröße auf die Artenzahl, lässt sich wegen ihrer Biotopheterogenität nur für wenige Untersuchungsflächen ausgleichen. Zieht man die Arten-Areal-Beziehungen nach FLADE (1994) heran (Abb. 3), zeigt sich, dass alle hochmontanen Untersuchungsflächen höhere Artenzahlen aufweisen als rechnerisch zu erwarten

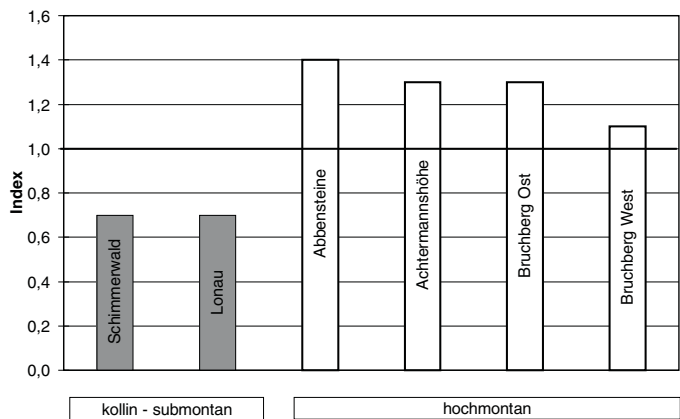


Abb. 3: Relative Artenzahlen (s. Text) in einigen Untersuchungsflächen 2002; Einteilung nach vorherrschenden Biotoptypen: Buchenwald (dunkelgrau), hochmontane Fichtenwälder (weiß). – *Relative number of species (s. text) in some of the reference areas; classification according to dominant habitat types: beech forest (dark grey), high-montane spruce forests (white).*

Kuckuck, Neuntöter, Wendehals und Wiesenpieper waren ausschließlich auf die Untersuchungsflächen der hochmontanen Stufe beschränkt.

Mit der vorliegenden Flächenauswahl dürften zwar alle wesentlichen Biotoptypen und Artengemeinschaften im westlichen Teil des Nationalparks erfasst worden sein. Allerdings lassen sich nach drei Kartierungen in größeren Zeitabständen aufgrund der Seltenheit vieler Arten, die sich u. a. in den steil abfallenden Dominanz-Rang-Kurven fast aller Untersuchungsflächen darstellt (Abb. 4), nur für wenige Arten verlässliche Aussagen zur Dichte und Bestandsentwicklung ableiten.

Dieses indiziert, dass nur wenige Arten (Buchfink, Amsel, Rotkehlchen, Zaunkönig, Kohlmeise etc.) in den Untersuchungsflächen häufig genug sind, um deren Bestandssituation und -trends ableiten zu können. In den Untersuchungsflächen am Bruchberg traten demgegenüber außer dem Buchfink auch Baumpieper, Fitis und Heckenbraunelle als häufige Arten auf.

Für Arten wie Tannenhäher, Sperlings-, Raufuß- und Waldkauz sowie den Schwarzspecht sind auf der Basis von maximal 371 ha großen Untersuchungsflächen kaum Aussagen zu Siedlungsdichte, Habitatwahl oder mittelfristigen Bestandsveränderungen möglich.

Abundanzen und Bestandstrends im submontanen Buchenwald (Tab. 2 bis 4)

Seit 1996 hat der Bestand der Hohltaube in beiden von Buchenwald geprägten Untersuchungsflächen der tieferen Lagen erheblich zugenommen. Mit 6,5 bzw. 7,5 Revieren je km² wurden 2007 hohe Siedlungsdichten festgestellt.

Dagegen zeigt sich beim Buntspecht eine deutliche Veränderung nur in der UF Schimmerwald, wo der Bestand von 1996 bis 2007 unter Schwankungen von 47 auf 63 Reviere (17

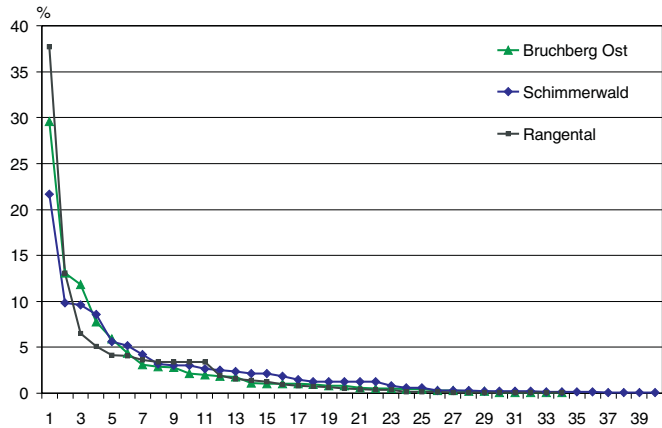


Abb. 4: Dominanz-Rang-Kurven in drei Untersuchungsflächen. Dargestellt wird der Anteil Individuen (Revier) je Art an der Gesamtartabundanz. – Exemplary demonstration of dominance-rank curves in three reference areas, ranked is the percentage of individuals (territories) per species in overall abundance.

Rev./km²) zugenommen hat, während das Vorkommen in der am Südrand des Harzes gelegenen UF Lonau stabil blieb. Mit 8,1 Rev./km² erreichte der Buntspecht hier eine geringere Siedlungsdichte als in der UF Schimmerwald. Der Buntspecht dürfte in dieser Untersuchungsfläche insbesondere von den eingestreuten Fichtenbeständen profitieren (Tab. 1a). Die Besiedlung der Probeflächen in den unteren Lagen des Nationalparks durch den Mittelspecht beschränkte sich auch 2007 noch auf die wenigen Eichenbestände mit 1 bzw. 3 Revieren. Mit weiteren Vorkommen im niedersächsischen Nationalparkteil ist zurzeit kaum zu rechnen. Seltene Arten blieben auch Schwarz- und Kleinspecht. Mit 1,6 Rev./km² erreichte dagegen der Grauspecht 2007 in der UF Schimmerwald eine recht hohe Siedlungsdichte. Auch beim Grauspecht dürfte der größte Teil der aktuellen Vorkommen im Nationalpark durch diese beiden Untersuchungsflächen abgedeckt sein.

Unter den höhlenbrütenden Singvögeln dominierten in beiden Untersuchungsflächen Kohl- und Tannenmeise, gefolgt von Kleiber, Blau- und Sumpfmeise. Deren Bestände waren von 2002 auf 2007 überwiegend stabil bis zunehmend. Der Rückgang bei Tannenmeise und Haubenmeise in der UF Schimmerwald steht mit der Auflösung verbliebener Fichtenbestän-

de in Zusammenhang. Weniger einfach ist die Interpretation bei anderen Arten, wobei sich bei Wiederholungskartierungen mit größerem zeitlichem Abstand der Einfluss jährlicher Schwankungen auf die dokumentierten Veränderungen nur schwer einschätzen lässt. Etwas rückläufig ist offenbar der Bestand der Sumpfmeise, und die Weidenmeise wurde 2007 nicht mehr festgestellt. Der Trauerschnäpper besiedelte 2007 weiterhin fast ausschließlich Nistkästen in der UF Schimmerwald, war aber in den jeweiligen Erfassungsjahren sehr unterschiedlich häufig. Das einzige Revier in der UF Lonau befand sich 2007 in einem Alteichenbestand. Hier siedelt auch die Mehrzahl der Stare, die überhaupt nur in dieser Untersuchungsfläche etwas häufiger sind; alle Vorkommen lagen in unmittelbarer Nähe zur angrenzenden offenen Kulturlandschaft.

Die erstmalige Feststellung von Baumpieper und Goldammer im Jahre 2007 auf neu entstandenen Blößen in der UF Schimmerwald ist eine direkte Folge der Waldumbaumaßnahmen. Auch die Bestände von Fitis und Zilpzalp waren in diesem Zusammenhang angestiegen. (Bezüglich der deutlichen Zunahme von Zaunkönig und Waldlaubsänger siehe unten.)

Abundanzen und Bestandstrends in der montanen bis obermontanen Höhenstufe (Tab. 2 bis 4)

Die meisten seit 1996 erfassten Höhlenbrüter dieser Höhenstufe zeigten nur Bestandschwankungen auf geringem Niveau. Eine Ausnahme ist auch hier die Zunahme der Hohltaube, insbesondere deren hohe Abundanz in der UF Molkenhaus, wobei sich 2007 9 Reviere in einem seit 1990 ausgewiesenen 17 ha großen „Naturwaldreservat“ mit etwa 160 Jahre altem Baumbestand befanden. In ähnlicher Weise konzentriert waren bisher auch die Vorkommen von Kleiber und Buntspecht. Mit 3,2 Rev./km² war die Siedlungsdichte des Buntspechts in der UF Molkenhaus bereits 1996 die höchste in dieser Höhenlage. 2007 hatte sie sich auf 5,8 Rev./km² erhöht. In allen anderen Untersuchungsflächen schwankte die Buntspechtdichte zwischen 0,3 und 3,0 Rev./km² und ohne erkennbare Trends. Ähnliches gilt für den Kleiber, der bisher nur in dieser Fläche mit 10 Revieren 2002 und 15 im Jahre 2007 höhere Abundanzen erreichte.

Aufgrund der klimatisch ungünstigeren Lage, aber auch wegen der für diese Höhenstufe des Harzes typischen großflächigen Fichtenforsten, leben in diesen Untersuchungsflächen deutlich weniger Arten als in den kollinen bis submontanen Laubwaldgebieten (vgl. Abb. 2). Außer der überall häufigen Mönchsgrasmücke wurden bisher nur einzelne Reviere der Gartengrasmücke in dieser Höhenlage festgestellt. Ähnlich verhält es sich mit Schwanz-, Sumpf- und Weidenmeise sowie Grünfink. Nur in der UF Molkenhaus konnten mehrere Reviere dieser Arten festgestellt werden. Außerdem fehlte die Blau-meise in dieser Höhenstufe bereits weitgehend. In den naturnahen Bereichen der Untersuchungsflächen dieser Höhenstufe blieb bisher auch das Auftreten von Gartenrotschwanz, Trauerschnäpper, Grau- und Kleinspecht auf einzelne Reviere beschränkt.

Artenturnover, Abundanzen und Bestandstrends im hochmontanen Fichtenwald (Tab. 2 u. 3)

Infolge des kalamitätsbedingten, fortschreitenden Absterbens der Fichten in den Hochlagen dürften hier die gravierendsten Veränderungen der Vogelwelt seit Ausweisung des Nationalparks Harz stattgefunden haben. Um dieses Geschehen, welches bis zur ersten Aufnahme 1996 schon weite Flächen erfasst hatte, in etwa zu rekonstruieren, werden die Siedlungsdichtewerte der Untersuchungsflächen mit weitgehend geschlossenem Fichtenwald (UF Abbensteine und Achtermannshöhe) denjenigen am Bruchberg, wo geschlossene Waldgebiete inzwischen fast vollständig fehlen, gegenübergestellt (Abb. 5).

Viele der in den geschlossenen Fichtenwäldern häufigen Arten wie Buchfink, Rotkehlchen, Goldhähnchen und Meisen sind in den aufgelichteten Flächen am Bruchberg seltener. Daraus resultiert eine Gesamtdichte von nur 44,1 Rev./10 ha in den aufgelichteten Flächen gegenüber 61,4 Rev./10 ha in den noch weitgehend geschlossenen Bereichen. Besonders die um etwa 50 % geringere Siedlungsdichte des Buchfinks in den offeneren Flächen war hierfür maßgeblich. Umgekehrt waren in den offeneren Flächen Fitis und Baumpieper deutlich häufiger und neben der Heckenbraunelle die nach dem Buchfink häufigsten Arten überhaupt. Dennoch war 2002 in den stark aufgelichteten Bereichen

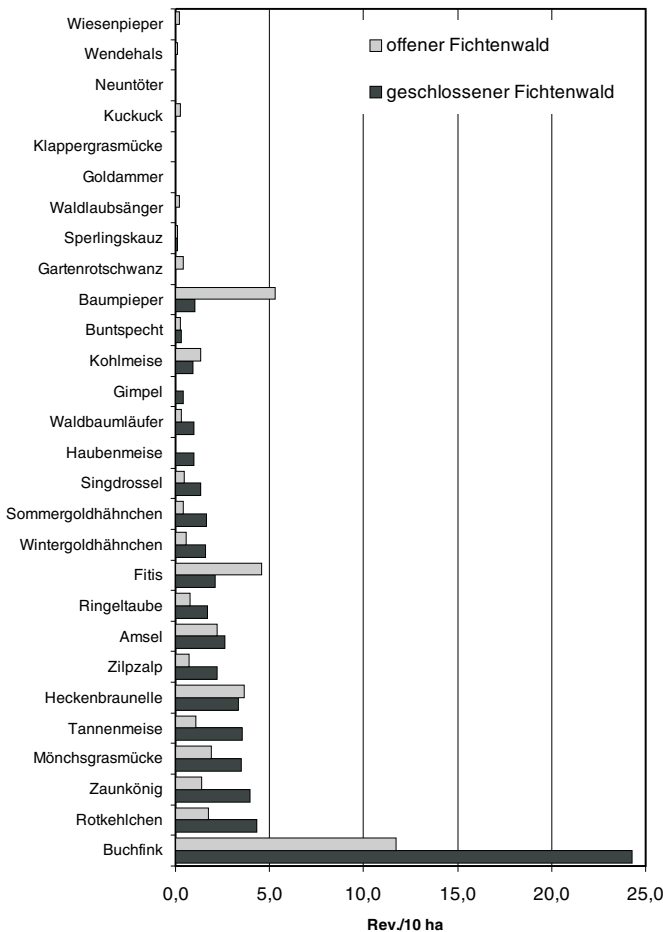


Abb. 5: Vergleich der Siedlungsdichten von Vogelarten im geschlossenen und im stark aufgelichteten, hochmontanen Fichtenwald. – *Comparison of density of bird species in dense and in open-canopy high-montane spruce forest.*

am Bruchberg noch das komplette Artenspektrum des geschlossenen Fichtenwalds anzutreffen. Mit Wendehals, Kuckuck, Neuntöter, Goldammer und Klappergrasmücke wurden außerdem einige Arten ausschließlich in den Untersuchungsflächen am Bruchberg gefunden. Dazu gehört auch der Gartenrotschwanz, denn außerhalb dieses Habitatkomplexes wurde nur ein Revier festgestellt. Mit Ausnahme von Kuckuck und Gartenrotschwanz blieb die Besiedlung durch diese Arten auf wenige Paare beschränkt. Die Vorkommen des Wiesenpiepers blieben weitgehend an die offenen Moorflächen gebunden.

Um den Status der Arten, die auf derartige, von zusammenbrechenden Fichtenbeständen und Offenbereichen geprägten Flächen (weitgehend) beschränkt blieben, besser einschätzen zu können, wurde 2006 eine ergänzende Kartierung durchgeführt, wobei das Kartiergebiet mit 1.463 ha den größten Teil der stark aufgelichteten Hochlagen des Bruchbergs und des sich anschließenden Ackerhöhenzuges umfasste (Tab. 5).

Hierbei bestätigte sich, dass von den an halboffene bis offene Strukturen gebundenen Arten nur Baumpieper und Fitis als häufig eingestuft werden können. Vergleichsweise zahlreich waren auch Wiesenpieper und Gartenrotschwanz sowie Kuckuck und Goldammer. In Teilbereichen siedelten Wendehals, Klapper-, Dorn- und Gartengrasmücke sowie Neuntöter. Insgesamt sind diese Arten jedoch als selten zu bezeichnen.

Beim Gartenrotschwanz konnte in den Untersuchungsflächen am Bruchberg eine Zunahme von insgesamt 12 Revieren 1996 auf 23 Reviere im Jahre 2007 beobachtet und damit ein insgesamt positiver Trend nachgewiesen werden,

was vermutlich für den gesamten Nationalpark kennzeichnend ist. Für die noch selteneren Arten ist eine Trendeinstufung nur auf größerer Fläche möglich, da geeignete Habitate immer nur kleinflächig eingestreut sind (z. B. für Neuntöter, Goldammer, Grasmücken) und die innerhalb der Untersuchungsflächen beobachtbaren Veränderungen immer nur in kleinen Zahlen ablaufen.

Eine Einschätzung der weiteren Veränderungen nach 2002 ist auf Basis lediglich einer Folgekartierung nur für wenige Arten möglich. So ließe sich anhand der Vergleichswerte 2002 und 2006/07 für Kuckuck und Zaunkönig eine

Tab. 5: Revierzahlen und Siedlungsdichten ausgewählter Vogelarten auf 1,463 ha stark aufgelichteter Fichtenwälder des Acker-Bruchberg-Höhenzuges 2006. – *Number of territories and density of selected bird species on 1.463 ha of open-canopy spruce forest on the Acker-Bruchberg range in 2006.*

Art	Revierpaare gesamt	Siedlungsdichte (RP/10 ha)
Baumpieper	463	3,16
Fitis	270	1,84
Wiesenieper	40	0,27
Gartenrotschwanz	29	0,20
Kuckuck	23	0,16
Goldammer	16	0,11
Neuntöter	11	0,08
Klappergrasmücke	9	0,06
Wendehals	5	0,03
Dorngrasmücke	4	0,03
Gartengrasmücke	2	0,01
Pirol	1	0,01

leicht positive Tendenz in der Besiedlung der Untersuchungsflächen am Bruchberg ablesen. Deutliche Rückgänge ergaben sich bei der Kohlmeise in der UF Bruchberg West, jedoch nicht in der UF Bruchberg Ost. Auch Tannen- und Haubenmeise haben in den bis 2002 noch weitgehend geschlossenen Untersuchungsflächen Abbensteine und Achtermannshöhe bis 2007 abgenommen.

Besonders deutlich fällt die insgesamt negative Tendenz des Baumpiepers in dieser Höhenlage auf, der 2002 mit 4,8 bis 6,4 Rev./10 ha besonders am Bruchberg sehr häufig war.

Übergreifende Bestandstrends

Während sich innerhalb des betrachteten Zeitraums viele Abundanzveränderungen auf meist niedrigem Niveau ergaben und in den einzelnen Untersuchungsflächen teilweise unterschiedlich darstellten, fallen für eine Reihe von Arten gleichgerichtete Zu- oder Abnahmen auf. Der seit 1996 feststellbare positive Bestandstrend der Hohltaube ist statistisch signifikant (lineare Regressionsanalyse, $p = 0,032$). Da eine systematische Kartierung von Schwarzspechthöhlen erst 2007 begonnen wurde, liegen Vergleichsdaten, die eine Bewertung des

veränderten Habitatangebotes erlauben, aber nicht vor.

Demgegenüber liegen für die Mehrzahl der seit 1996 kartierten Höhlenbrüter nur kleine Bestandszahlen vor, die nicht für verlässliche Trendeinschätzungen herangezogen werden können.

Während die weitere Auflösung bzw. aktive, waldbauliche Zurückdrängung der Fichtenbestände zwischen 2002 und 2007 in einigen der Untersuchungsflächen zu veränderten Habitatstrukturen geführt hatte, ist das Ausmaß damit verbundener Abundanzveränderungen gegenüber einigen übergeordneten Trends gering. Da 2006/07 nicht alle Arten kartiert werden konnten, seien nur einige sehr auffällige Veränderungen des erfassten Gesamtbestands dargestellt (Abb. 6).

Die höheren Revierzahlen des Zilpzalps beschränkten sich im Wesentlichen auf die Untersuchungsflächen mit deutlichen Veränderungen der Vegetationsstruktur. Beim Baumpieper hängen die massiven Rückgänge in den Hochlagen möglicherweise mit sich verdichtender Bodenvegetation und zunehmendem Baumaufwuchs zusammen.

Der Rückgang der Misteldrossel war in allen Untersuchungsflächen mit Ausnahme der am tiefsten gelegenen Untersuchungsflächen Schimmerwald und Lonau festzustellen und markiert wohl genauso einen allgemeinen (s. o.) Trend wie die Zunahme des Wintergoldhähnchens, die in 7 der 10 Untersuchungsflächen festzustellen war.

Bei einigen Arten ergeben sich infolge gleichgerichteter Entwicklung statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Kartierungen 2002 und 2006/07.

Statistisch gesichert ist der höhere Bestand von Erlenzeisig ($p = 0,008$) und Fichtenkreuzschnabel ($p < 0,001$) 2007, sicherlich ausgelöst durch den bekannten Zusammenhang mit der Fruktifikationsintensität der Fichte. 2001 war ein Fehlmastjahr (REICHWALDT briefl.), worin wohl das fast vollständige Fehlen dieser Arten im Jahre 2002 begründet liegt.

Ebenso erweisen sich die Zunahmen von Sommergoldhähnchen ($p = 0,007$), Waldlaubsänger ($p = 0,013$) und Zaunkönig ($p = 0,013$) gegenüber 2002 als statistisch gesichert. Der in weiten Teilen des Harzes nachweisbare „Massenein-

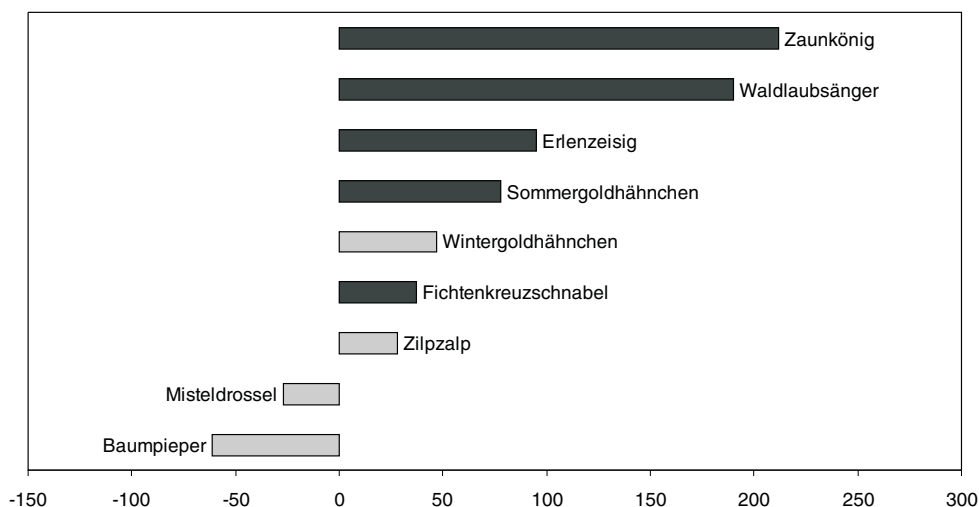


Abb. 6: Veränderungen in den Gesamtabundanzes einiger Singvogelarten zwischen 2002 und 2006/07; dunkle Balken indizieren statistisch signifikante Unterschiede. – *Changes in total abundances of some passerine birds between 2002 and 2006/07; dark bars indicate statistically significant differences.*

flug“ des Waldlaubsängers 2007 bedingte dabei eine Besiedlung teilweise auch reiner Fichtenbestände selbst in den hochmontanen Untersuchungsflächen. Dabei ist unklar, in welchem Maße jeweils auch Bruten stattgefunden haben. Auch am Beispiel des Zaunkönigs zeigt sich, dass wegen der enormen Bestandschwankungen dieser Art, periodisch erhobene Daten nicht unmittelbar veränderte Habitatqualitäten indizieren können.

Diskussion

Methodenkritik

Im Nationalpark Harz stellt sich die gesetzlich verankerte Aufgabe, einerseits den „...Aufbau und die Entwicklung der natürlichen und naturnahen Lebensgemeinschaften sowie die ökologischen Zusammenhänge im Nationalpark ...“ zu untersuchen und andererseits den Erhaltungszustand Wert bestimmender Vogelarten im flächen- und namensgleichen EU-Vogelschutzgebiet zu dokumentieren. Gewissermaßen ist damit sowohl die Dokumentation der ablaufenden natürlichen Prozesse ergebnisoffen zu verstehen als auch die wertende Darstellung des Bestandsstatus gefordert. Mit der Erfassung der Brutvögel auf repräsentativen Teilflächen wurde versucht, der teilweise unter-

schiedlichen Zielrichtung zu entsprechen. Wegen des damit verbundenen Aufwands konnte jedoch nur eine gegenüber methodischen Vorgaben (FISCHER et al. 2005) vereinfachte Revierkartierung durchgeführt werden.

Die 2002 auf 13,3 % der Gesamtfläche des damaligen niedersächsischen Nationalparks Harz und alle Arten ausgeweitete Erfassung (LASKE & MITSCHKE 2002) zeigte, dass die Dokumentation des Erhaltungszustands Wert bestimmender Arten (Raufußkauz, Schwarzspecht, Sperlingskauz als typische Waldvogelarten) aus den Erfassungen der Untersuchungsflächen allein nicht möglich ist. Auch die Bestandssituation und -trends vieler weiterer als mittelhäufig bis selten einzustufender Arten werden nur ganzflächig erfasst werden können. Derartige artspezifisch auszurichtende Erfassungen (SÜDBECK et al. 2005) werden nur periodisch leistbar sein. Eine Dokumentation ökologischer Prozesse ist damit nur beschränkt möglich. Auf Basis der bisherigen Erfahrungen zeigt sich jedoch, dass v. a. die Erfassung häufiger Arten belastbare Daten für das ökologische Gebietsmonitoring liefert.

Die enormen Abundanzunterschiede beim Waldlaubsänger belegen beispielhaft die Schwierigkeiten der Interpretation von Daten,

die in größeren Zeitabständen erhoben werden. Entsprechend sollte eine Referenzierung solcher Daten auf Bestandsindizes (SCHUMACHER 2006) vor einer weiteren Bewertung erfolgen. Dass sich die Erarbeitung eigener Bestandsindizes für das Nationalparkgebiet lohnt, wird ebenfalls an diesem Beispiel deutlich. Das massierte Vorkommen des Waldlaubsängers 2007 war nach unserer Kenntnis ein „Harzer Phänomen“.

Die erforderliche Bearbeitungskontinuität wäre mittels der vollständigen Revierkartierung der Untersuchungsflächen nicht leistbar. Daher bedarf es auch hier einer erweiterten Konzeption und der Anwendung anderer Erfassungsmethoden, wie der Linienkartierung (BAUER & MITSCHKE 2005).

Ergebnisdiskussion

Das Habitatinventar innerhalb des niedersächsischen Flächenanteils dürfte durch die Untersuchungsflächen ausreichend repräsentiert sein. Mit insgesamt 63 Arten wurden die Mehrzahl der bisher nachgewiesenen 82 Brutvogelarten und fast alle Waldvogelarten (NATIONALPARK HARZ 2005) in den Untersuchungsflächen erfasst.

Die Interpretation der auf Untersuchungsflächen bezogenen Daten ist jedoch dadurch erschwert, dass einige von ihnen sehr unterschiedliche Biotoptypen umfassen. Deshalb werden insbesondere räumliche Verteilungsmuster noch differenzierter betrachtet werden müssen.

Dennoch wird deutlich, dass v. a. der Altersklassenaufbau der Wälder auf großer Fläche (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2003) die bisherigen Habitatqualitäten bestimmt.

Zu Beginn der Erfassungen 1996 fehlten in den Buchenwäldern der Tieflagen wegen des zunehmenden Dichteschlusses bereits Arten offener bzw. halboffener Strukturen (ZANG 1997). Wendehals und Gartenrotschwanz konnten bereits damals nicht mehr nachgewiesen werden. Mittelfristig dürften sich die Abundanzen der bisher beobachteten Arten weiter erhöhen. Gegenwärtig liegt die Gesamtdichte bereits deutlich über vergleichbaren Werten für Bergbuchenwälder Mittel- und Norddeutschlands (vgl. FLADE 1994), aber im Bereich dessen, was SCHUMACHER (2006) mehrheitlich für

Wirtschaftswälder in Nordostdeutschland anführt. Dieses gilt auch für die Gilde höhlenbrütender bzw. „holzbewohnender“ Arten. Aus Sicht des Naturschutzes besonders wertvolle alte Buchenwälder mit langer Entwicklungskontinuität (WINTER et al. 2004) fehlen in dieser Höhenlage des Nationalparks. Um 200 Jahre alte Buchen findet man nur vereinzelt oder kleinflächig, auf jeden Fall mit minimalem Gesamtanteil. Die Ausprägung wesentlicher Habitatstrukturen etwa für den bisher an Eichenbeständen gebundenen Mittelspecht wird vermutlich erst nach längeren Zeiträumen einsetzen (SCHUMACHER 2006).

Die geringe Dichte bzw. das Fehlen des Trauerschnäppers und seine weitgehende Bindung an Nistkästen lässt auf einen Mangel an geeigneten Kleinhöhlen schließen (WINKEL 1989, MÜLLER 2005).

Abhängigkeiten von der Fruktifikationsintensität der Buche (FLADE & SCHWARZ 2004) deuten sich in unseren Daten bisher nur an. Die von ZANG (2003; s. a. ZANG & KUNZE 2007) im gleichen Untersuchungsraum dargestellte Abhängigkeit des Kleibers vom Nahrungsangebot zeigte sich auch nach unseren Beobachtungen 2002, einem Jahr mit nur geringer Buchenmast (Sprengmast; REICHWALDT, briefl.).

Naturnahe Laubwälder mit längerer Entwicklungskontinuität sind im Nationalpark Harz meist recht kleinflächig ausgeprägt und liegen in der montanen Stufe. Sie sind recht gut in den Untersuchungsflächen dieser Höhenstufe repräsentiert, liegen aber meist in klimatisch ungünstigen Lagen. Dass hier viele Arten fehlen oder weniger dicht siedeln, ist bereits durch frühere Untersuchungen über die Höhenverbreitung von Buchenwaldvögeln im Harz belegt (Synopsis in FLADE 1994) und wird durch die vorliegenden Untersuchungen bestätigt.

Bemerkenswert ist aber die relativ dichte Besiedlung von Teilflächen in dieser Höhenlage durch die Hohltaube. Im Naturwald „Eckerhang“, der Fläche mit der höchsten Siedlungsdichte, wurden 2007 auf einer Fläche von 17 ha 58 Schwarzspechthöhlen kartiert (NATIONALPARK HARZ, unveröffentlichte Daten). Auch in den übrigen Untersuchungsflächen dieser Höhenlage scheint die Anzahl geeigneter Bruthöhlen kein limitierender Faktor zu sein, auch wenn Faulhöhlen als naturwaldtypische Strukturen (vgl. SCHUMACHER 2006) bisher selten

sind. Die nur sehr geringe Besiedlung der weiter im Inneren des Harzes gelegenen Untersuchungsflächen wird mit der Entfernung zu Nahrungsflächen zusammenhängen. ZANG (1986) gibt für den Harz Maximalabstände zwischen Brut- und Nahrungsflächen von 10 km an.

Seit Ausweisung des Nationalparks haben sich nur im hochmontanen Fichtenwald sehr deutliche Veränderungen der Waldstruktur ergeben. Weitflächig abgestorbene Fichtenwälder sind in großen Teilen deckungsgleich mit den Untersuchungsflächen am Bruchberg. Anhand des bisherigen Datenbestands lässt sich der damit verbundene Artenturnover nur in einer unechten Zeitreihe darstellen. Die Einreihung der Dichtewerte in die Ergebnisse von MEINEKE & MENGE (1992; teilweise veröffentlicht in ZANG 2004), die Teilbereiche dieser damals noch weitgehend geschlossenen Untersuchungsflächen kartierten, zeigt jedoch weit reichende Übereinstimmungen. 2002 traten demnach Gartenrotschwanz und Fitis tatsächlich neu auf oder zeigten ebenso wie der Baumpieper wesentlich höhere Dichten. Geringere Dichten wiesen Buntspecht, Zaunkönig, Rotkehlchen, Wintergoldhähnchen und Waldbaumläufer auf, teilweise auch die Tannenmeise. Kohlmeise und Buchfink waren 2002 dagegen häufiger als 1992!

Die bisherige Darstellung der Auswirkungen immissionsbedingter Waldschäden (Synopsis in ZANG 2004) käme allerdings in Teilen zu den gleichen Schlussfolgerungen, auch wenn die hier untersuchten Flächen nicht in den davon besonders betroffenen Westhanglagen gelegen sind. MEINEKE & MENGE (1992) bemerken dazu, dass durch das Waldsterben „paradoxe...Lebensräume für früher nicht oder nur seltener vorhandene Arten“ entstehen. Wendehals, Neuntöter und Baumpieper brüteten aber nach Angaben von KNOLLE (1980) und SKIBA (1983, 2005) in den Hochlagen des Westharzes auch schon in den 1960er Jahren. Diese Arten dürften damals u. a. von „Reparationshiebsen“ der Nachkriegszeit und der generell üblichen schlagweisen Bewirtschaftung der Fichtenforste (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992) profitiert haben (so z. B. Zang 1983 zu Brutvorkommen vom Wendehals). Der Gartenrotschwanz galt nach Angaben in WINKEL &

ZANG (2005) bereits Anfang des 20. Jahrhunderts als Brutvogel auch in den höchsten Lagen des Harzes und scheint Bereiche oberhalb 900 m ü. NN wenigstens seit 1950 kontinuierlich zu besiedeln. Aus klimatischen Gründen wird es geeignete Habitatstrukturen auch schon vor Eintritt der neuartigen Waldschäden (vgl. ZANG 2004) gegeben haben. HELLMANN et al. (1998) bemerken dagegen das weitgehende Fehlen des Gartenrotschwanzes im weniger geschädigten Leebereich des Brockens.

Detaillierte Untersuchungen der kausalen Zusammenhänge nach Eintreten der neuartigen Waldschäden im Untersuchungsraum sind ZANG (1990, 1998) zu verdanken. Tannen- und Kohlmeise hatten in den Hochlagen u. a. geringeren Bruterfolg und waren erhöhter Wintermortalität ausgesetzt. Als Ursachen diskutiert ZANG (l. c.) ein verringertes Nahrungsangebot als Folge der Entnadelung sowie einen Kalkmangel in der Nahrungskette. In unseren Ergebnissen deutet sich ein weiterer Rückgang von Kohl- und Tannenmeise (ZANG 2004) sowie der Haubenmeise in fast allen Untersuchungsflächen dieser Höhenlage an. SKIBA (2006) dokumentiert u. a. den kontinuierlichen Rückgang der Kohlmeise in den Harzhochlagen von 1966 bis 2004.

Dabei dürfte das Absterben der Fichten durch Borkenkäferbefall z. T. die gleichen Wirkungsketten bedingen wie sie im Hinblick auf die immissionsbedingten Waldschäden beobachtet wurden. Der Rückgang von Arten, die im Kronenraum Nahrung suchen und den auch bereits OELKE (1989) zeigte, wird damit vermutlich nur noch beschleunigt. Offen ist aber, wie die Arten, die nach der Aufflichtung des Fichtenwaldes neu oder häufiger auftreten, mit dem von ZANG (1998) vermuteten Kalkmangel als latenter Folge der Versauerung zurecht kommen. MEINEKE & MENGE (1992) befürchteten daher, dass auch die vom Waldsterben profitierenden Arten wieder abnehmen würden. Dies konnte durch die umfangreiche Kartierung 2006, die auch die immissionsgeschädigten Westhänge einschloss, nicht bestätigt werden. Die am Bruchberg beobachteten Rückgänge des Baumpiepers oder das Fehlen des 1996 noch gefundenen Neuntöters scheinen eher auf den zunehmenden Dichtschluss der bodennahen Vegetation (vgl. a. SKIBA 2005), forciert

durch anhaltend hohe Stickstoffdepositionen (BÖHLMANN et al. 2005), zurückzuführen sein.

Dank

Unser herzlicher Dank richtet sich an Herwig Zang, der maßgebliche Beiträge zur Kenntnis über die Vogelwelt des Westharzes geleistet hat und die ornithologische Arbeit im Nationalpark auf vielfältige Weise unterstützt.

Die vorliegenden Untersuchungen hätten ohne die Unterstützung sowohl der Nationalparkverwaltung als auch der Staatlichen Vogelschutzwerke nicht durchgeführt werden können. Besonderer Dank gilt daher auch M. Hullen, H.-U. Kison, P. Südbeck, B. Oltmanns und C. Peerenboom.

Die Zusammenarbeit mit E. Günther, M. Hellmann, B. Nicolai und M. Wadewitz ist ein Gewinn für die anstehenden Aufgaben im länderübergreifenden Nationalpark Harz. Für den regen Austausch und die Erarbeitung gemeinsamer Konzepte gilt ihnen vielfacher Dank. Ebenso möchten wir uns bei S. Fischer und G. Dornbusch von der Staatlichen Vogelschutzwerke Steckby in Sachsen-Anhalt für die Hilfestellung beim inzwischen länderübergreifenden Brutvogelmonitoring bedanken.

Summary – Monitoring of breeding birds in Harz National Park (Lower Saxony) – Results and experiences

On the basis of territory mapping in representative reference areas in 1996, 2002 and 2006/07 we tried to examine the current status of breeding birds in the Harz National Park (Lower Saxonian part) and to assess preliminary abundance trends. Due to the long history of land utilization prior to the establishment of the national park both vegetation composition and structure were intensively altered. This and the altitudinal climatic gradients have resulted in a heterogeneous habitat mosaic.

Many bird species characteristic of mature beech forests turned out to be rare. An increase in numbers could so far be verified only for the Stock Dove.

We found conspicuous changes in breeding bird communities in high-montane spruce forests. After bark beetle calamities both Willow Warblers and Tree Pipits increased considerab-

ly in numbers. A moderate increase, which apparently continues, could also be demonstrated for the Common Redstart. Amongst others Crested Tits, Coal Tits and Great Tits appear to continuously decline in numbers at this altitude. We assume that the immission-induced soil acidification is still a key factor.

According to our experiences many forest bird species are too rare to sufficiently record their abundance trends within the reference areas. They should be monitored by surveys which cover the entire national park area. On the other hand common bird species would serve as very sensitive indicators for ecological monitoring. An adaptation of the methods to those used in the national Common Birds Monitoring Programme is considered to be practical for the differentiation between annual abundance changes and real trends in this group of species.

Literatur

- BAUER, H.-G., & A. MITSCHKE (2005): Linienkartierung. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 59-68. Radolfzell.
- BÖHLMANN, N., S. BERNSDORF, R. MEISSNER, U. WEGENER & M. SUCCOW (2005): N-Haushalt eines soligenen Hangmoores (Ilsemoor) im Nationalpark Harz unter Einfluss hoher atmosphärischer N-Einträge. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 44: 25-92.
- FISCHER, S., M. FLADE & J. SCHWARZ (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 47-53. Radolfzell.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.
- FLADE, M., & J. SCHWARZ (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms; Teil II: Bestandentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.
- HELLMANN, M., E. GÜNTHER & B. NICOLAI (1998): Die Vögel des Brockenurwalds: Vorkommen, Siedlungsdichte, Avizönose. Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum 16: 103-136.
- LASKE, V. (1996): Spechte und Nachfolgenutzer von Spechthöhlen im Nationalpark Harz. Unveröff. Gutachten i. A. Bezirksregierung Braunschweig, Nationalparkverwaltung Harz. Goslar. Braunschweig.
- LASKE, V., & A. MITSCHKE (2002): Monitoring in NATURA 2000-Gebieten – Brutvogelkartierung im EU-SPA V53, Nationalpark Harz. Unveröff. Gutachten

- im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte/NLÖ. Goslar, Hannover.
- MEINEKE, T., & K. MENGE (1992): Untersuchungen der Fauna montaner Fichtenbestände im niedersächsischen Harz. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Niedersächs. Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde für Naturschutz. Hannover.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl. Heidelberg.
- MÜLLER, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Diss. Univ. München.
- NATIONALPARK HARZ (2005): Artenbericht. <http://www.nationalpark-harz.de/download/Artenbericht2005.pdf>.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (1992): Waldentwicklung Harz. Fachgutachten, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2003): Waldbiotopkartierung und Waldeinrichtung im Nationalpark Harz. Fachgutachten. Wolfenbüttel.
- OELKE, H. (1989): Effects of the acid rain syndrome on bird populations (Harz Mountains, Lower Saxony, FR Germany). Beitr. Nat.kd. Niedersachs. 42: 109-128.
- OTTO, H.-J. (1989): Das Walderneuerungsprogramm Harz im Rahmen der langfristigen regionalen Waldbauplanung. Allg. Forstz. Nr. 18-20.
- SCHUBART, W. (1978): Die Verbreitung der Fichte im und am Harz vom hohen Mittelalter bis in die Neuzeit. Aus dem Walde 28. Niedersächs. Landesforstverw. Hannover.
- SCHUMACHER, H. (2006): Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Diss. Univ. Göttingen.
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.
- SKIBA, R. (1983): Die Tierwelt des Harzes. Clausthal-Zellerfeld.
- SKIBA, R. (2005): Auswirkungen von Immissionschäden auf die Vogelbestände des Hochharzes. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 37: 113-120.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & C. SUDFELDT (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- WINKEL, W. (1989): Langfristige Bestandsentwicklung von Kohlmeise (*Parus major*) und Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*): Ergebnisse aus Niedersachsen. J. Ornithol. 130: 335-343.
- WINKEL, W., & ZANG, H. (2005): Gartenrotschwanz – *Phoenicurus phoenicurus*. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (2005): Die Vögel Niedersachsens, Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. B, H.2.9: 74-86.
- WINTER, S., SCHUMACHER, H., MÖLLER, G. & FLADE, M. (2002): Vom Reichtum des Alterns - Buchenalt-
holzbestände und ihr Beitrag zum Erhalt der Lebensgemeinschaft von Tieflandbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtschaft. Landsch.ökol. 36: 69-76.
- ZANG, H. (1983): Zu Vorkommen, Höhenverbreitung und Brutbiologie des Wendehalses (*Jynx torquilla*) im Harz. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 15: 41-46.
- ZANG, H. (1990): Abnahme der Tannenmeisen *Parus ater*-Population im Harz als Folge der Waldschäden (Waldsterben). Vogelwelt 111: 18-28.
- ZANG, H. (1997): Die Bestandsentwicklung einiger Brutvogelarten des Harzes in den 28 Jahren 1969-1996. Ber. Nat.hist. Ges. Hannover 139: 277-288.
- ZANG, H. (1998): Auswirkungen des Sauren Regens (Waldsterben) auf eine Kohlmeisen *Parus major*-Population in den Hochlagen des Harzes. J. Ornithol. 139: 263-268.
- ZANG, H. (2003): Wie beeinflussen Fruktifikationen der Rotbuche *Fagus sylvatica* Bestandsdichte und Brutbiologie des Kleibers *Sitta europaea* im Harz? Vogelwelt 124: 193-200.
- ZANG, H. (2004): Der Einfluss der Waldschäden auf die Vogelwelt. Vogelwelt 125: 259-270.
- ZANG, H., & P. KUNZE (2007): Wie beeinflussen Buchenmast und Strenge des Winters die Populationsdynamik des Kleibers *Sitta europaea* außerhalb der Brutzeit? Vogelwelt 128: 1-10.

Tab. 2: Anzahl erfasster Reviere in den Untersuchungsflächen 2002. – Number of territories surveyed in the reference areas in 2002.

Art	Größe [ha]	Schimmerwald	Lonau	Molkenhaus	Rangental	Sonnenkopf	Hahnenklee-Klippen	Abbensteine	Achtermannshöhe	Bruchberg Ost	Bruchberg West
		371	310	154	305	154	164	146	92	265	141
Rotmilan		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Habicht		-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Sperber		2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mäusebussard		4	4	1	2	1	1	-	-	-	-
Waldschnepfe		-	-	3	-	2	2	2	2	3	-
Hohltaube		22	16	7	6	-	-	1	-	-	-
Ringeltaube		52	32	28	48	21	38	33	8	18	13
Kuckuck		-	-	-	-	-	-	-	-	8	2
Sperlingskauz		-	-	-	-	-	-	1	1	4	-
Waldkauz		4	3	1	1	-	-	-	-	-	-
Raufußkauz		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Wendehals		-	-	-	-	-	-	-	-	2	2
Grauspecht		3	1	-	-	1	-	-	-	1	-
Schwarzspecht		-	1	1	2	-	1	-	-	-	-
Buntspecht		37	21	8	4	4	5	5	2	5	5
Mittelspecht		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Kleinspecht		1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Baumpieper		-	-	2	2	-	9	1	24	126	90
Wiesenpieper		-	-	-	-	-	-	-	-	5	3
Gebirgsstelze		-	1	4	-	8	-	1	-	6	2
Bachstelze		-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
Zaunkönig		88	47	47	49	33	28	70	24	27	29
Heckenbraunelle		10	4	21	40	26	44	50	30	75	73
Rotkehlchen		168	183	79	154	69	127	84	19	42	29
Hausrotschwanz		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Gartenrotschwanz		-	-	-	-	-	-	1	-	10	7
Amsel		164	105	66	77	38	58	35	27	57	32
Singdrossel		72	84	36	40	21	34	23	9	11	7
Misteldrossel		14	9	8	5	9	8	7	3	10	10
Klappergrasmücke		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Gartengrasmücke		1	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Mönchsgrasmücke		52	28	40	40	11	41	55	28	30	48
Waldlaubsänger		43	9	18	9	-	12	-	-	-	8
Zilpzalp		32	27	14	23	2	25	40	13	10	20
Fitis		2	-	10	17	-	42	28	22	114	71
Wintergoldhähnchen		21	4	13	43	26	32	28	10	17	7
Sommergoldhähnchen		22	2	13	40	18	18	27	12	9	8
Trauerschnäpper		4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schwanzmeise		3	6	2	4	-	-	-	-	-	-
Sumpfmeise		41	27	2	1	-	-	-	-	-	-
Weidenmeise		5	2	3	-	-	-	-	-	-	-
Haubenmeise		22	3	14	11	3	12	16	7	1	-
Tannenmeise		96	49	51	60	27	56	54	31	19	25

Tab. 2: Fortsetzung. – Continued.

Art		Schimmerwald	Lonau	Molkenhaus	Rangental	Sonnenkopf	Hahnenklee-Klippen	Abbensteine	Achtermannshöhe	Bruchberg Ost	Bruchberg West
	Größe [ha]	371	310	154	305	154	164	146	92	265	141
Blaumeise		45	34	7	1	-	-	-	-	-	-
Kohlmeise		147	164	48	18	1	17	9	13	28	26
Kleiber		54	51	10	-	1	1	1	-	-	-
Waldbaumläufer		37	31	13	15	14	9	15	8	8	5
Gartenbaumläufer		22	4	4	-	-	-	-	-	-	-
Neuntöter		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Eichelhäher		25	19	16	8	7	11	15	3	21	9
Tannenhäher		-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Rabenkrähe		-	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Kolkrabe		1	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Star		4	14	-	-	-	-	-	-	-	-
Buchfink		371	321	237	445	227	284	364	215	285	192
Grünfink		5	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Erlenzeisig		-	-	1	-	-	1	-	1	-	-
Fichtenkreuzschnabel		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Gimpel		5	11	2	10	5	7	10	-	1	2
Kernbeißer		10	4	-	-	-	1	2	-	4	5
Goldammer		-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
Anzahl Arten		40	40	39	34	24	28	29	24	34	28
Rev./ 10 ha		46,1	42,9	54,2	38,7	37,3	56,3	67,1	55,8	36,4	51,8
Diversität (Simpson)		11,4	9,0	8,7	5,7	5,3	7,4	6,0	5,0	7,4	8,5

Tab. 3: Anzahl erfasster Reviere in den Untersuchungsflächen 2006/07. – Number of territories surveyed in the reference areas in 2006/07.

Art		Schimmerwald	Lonau	Molkenhaus	Rangental	Sonnenkopf	Hahnenklee-Klippen	Abbensteine	Achtermannshöhe	Bruchberg Ost	Bruchberg West
	Größe [ha]	371	310	154	305	154	164	146	92	265	141
Rotmilan		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Habicht		1	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Sperber		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mäusebussard		8	5	1	2	-	-	-	-	-	-
Hohltaube		28	20	12	11	-	1	-	-	-	-
Kuckuck		-	-	-	-	-	-	-	-	12	3
Wendehals		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Grauspecht		6	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Schwarzspecht		1	-	2	2	-	2	1	-	-	-
Buntspecht		63	25	9	1	3	4	4	2	2	3
Mittelspecht		1	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Kleinspecht		3	1	1	-	-	-	-	-	-	-
Baumpieper		8	-	5	4	2	11	3	12	97	51

Tab. 3: Fortsetzung. – Continued.

Art	Größe [ha]	Schimmerwald	Lonau	Molkenhaus	Rangental	Sonnenkopf	Hahnenklee-Klippen	Abbensteine	Achtermannshöhe	Bruchberg Ost	Bruchberg West
		371	310	154	305	154	164	146	92	265	141
Wiesenpieper	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1
Gebirgsstelze	-	2	5	-	5	-	1	-	-	2	-
Bachstelze	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Zaunkönig	133	105	81	76	56	43	66	43	36	15	
Heckenbraunelle	6	2	11	-	-	-	19	6	n.e.	n.e.	
Gartenrotschwanz	-	-	1	-	-	-	-	-	16	6	
Misteldrossel	13	14	5	6	4	1	2	1	8	2	
Klappergrasmücke	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
Gartengrasmücke	2	5	-	-	-	1	-	1	1	-	
Mönchsgrasmücke	n.e.	n.e.	35	38	24	30	n.e.	n.e.	31	n.e.	
Waldlaubsänger	118	53	12	57	-	29	7	13	-	-	
Zilpzalp	50	14	28	20	14	25	n.e.	16	7	n.e.	
Fitis	11	1	8	n.e.	-	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	
Wintergoldhähnchen	10	9	20	68	36	35	39	14	10	n.e.	
Sommersgoldhähnchen	35	-	25	58	31	32	33	19	6	n.e.	
Trauerschnäpper	15	1	1	-	-	-	-	-	-	-	
Schwanzmeise	2	4	1	-	-	-	-	-	-	-	
Sumpfmeise	29	19	6	1	-	-	-	-	-	-	
Weidenmeise	-	-	3	-	-	-	-	-	2	-	
Haubenmeise	10	1	11	14	7	11	10	3	2	-	
Tannenmeise	65	68	50	65	34	34	38	22	18	n.e.	
Blaumeise	69	34	6	2	-	-	-	-	-	-	
Kohlmeise	191	184	48	23	5	11	3	3	34	12	
Kleiber	68	51	15	4	1	3	-	-	-	-	
Waldbaumläufer	23	31	10	18	12	11	8	4	8	2	
Gartenbaumläufer	17	5	4	-	-	-	-	-	-	-	
Neuntöter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Eichelhäher	13	5	8	5	4	7	9	3	n.e.	n.e.	
Tannenhäher	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Rabenkrähe	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-	
Kolkrabe	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
Star	4	13	-	-	-	-	-	-	-	-	
Grünfink	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	
Erlenzeisig	-	-	3	5	27	18	19	10	16	-	
Fichtenkreuzschnabel	-	-	4	8	5	8	6	3	4	-	
Gimpel	-	2	5	16	13	13	13	4	7	-	
Kernbeißer	10	4	2	2	3	3	2	-	3	1	
Goldammer	1	-	2	-	-	-	-	-	3	1	

Tab. 4: Entwicklung der Revierzahlen einiger höhlenbrütender Vogelarten von 1996 bis 2007. – *Development of territory numbers of selected hole nesting birds from 1996 to 2007.*

Art	Jahr	Schimmerwald	Lonau	Molkenhaus	Rangental	Sonnenkopf	Hahnenklee-Klippen	Bruchberg Ost	Bruchberg West	gesamt
		3,71	3,1	1,54	3,05	1,54	1,64	2,65	1,41	
		Größe [km ²]								
Hohltaube	1996	14	5	5	7		0			31
	2002	22	16	7	6		0			51
	2007	28	20	12	11		1			72
Wendehals	1996							0	0	0
	2002							2	2	4
	2007							1	0	1
Grauspecht	1996	4	1			0		0	0	5
	2002	3	1			1		1	0	6
	2007	6	2			0		0	0	8
Schwarzspecht	1996	2	2	1	3	1				9
	2002	0	1	1	2	0	1			5
	2007	1	0	2	2	0	2			7
Buntspecht	1996	47	21	5	5	1	3	8	5	95
	2002	37	21	8	4	4	5	5	5	89
	2007	63	25	9	1	3	4	2	3	110
Mittelspecht	1996	0	1							1
	2002	0	1							1
	2007	1	3							4
Kleinspecht	1996	3	0							3
	2002	1	2	0						3
	2007	3	1	1						5
Gartenrotschwanz	1996						1	9	3	13
	2002			0			0	10	7	17
	2007			1			0	16	6	23
Trauerschnäpper	1996	19								19
	2002	4	0	0						4
	2007	15	1	1						17