

SCHRIFTENREIHE AUS DEM NATIONALPARK HARZ - BAND 18

## Vögel des Nationalparks Harz



### Vögel des Nationalparks Harz

Herausgegeben von der Nationalparkverwaltung Harz

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz

Band 18

#### Zitiervorschlag:

Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.) (2020): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18. 148 Seiten.

#### Impressum

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz ISSN 2199-0182

#### Herausgeber:

Nationalparkverwaltung Harz Lindenallee 35 38855 Wernigerode www.nationalpark-harz.de

Für den Inhalt der Artikel sind ausschließlich die jeweiligen Autoren verantwortlich.

#### Redaktion:

Nationalpark Harz Dr. Kathrin Baumann, Caren Pertl

Titelfoto: Ole Anders

1. Auflage 2020

## Inhalt

Vorwort	4
CAREN PERTL Ergebnisse des Monitorings häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz im Zeitraum von 2007 bis 2018	5
Ulrich Rees Die tagaktiven Brutvögel der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz – Ergebnisse der Revierkartierung 2018	85
Bernd Nicolai, Marc Kinkeldey & Michael Hellmann Zur Nahrung der Alpenbraunelle <i>Prunella collaris</i> auf dem Brocken im Nationalpark Harz – ein Vergleich mit dem Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i>	99
HERWIG ZANG Die Wasseramsel im Harz. Zusammenfassung der Ergebnisse einer 29-jährigen Langzeitstudie von 1977 bis 2005	106
GUNTER KARSTE Brutvogelerfassung auf einer Probefläche im Hohnegebiet von 2007 bis 2018	115
CAREN PERTL  Key ecological features determining territory occupancy rates in an isolated population of the ring ouzel <i>Turdus torquatus</i>	123



Kleiber. Foto: O. Anders

### Vorwort

Das Vogelmonitoring im Nationalpark Harz hat viele Facetten und fachliche Schwerpunkte: "klassische" Kartierungen, Beringungsprojekte, artspezifische Untersuchungen - vieles davon ist Bestandteil überregionaler Projekte. Das Spektrum der Untersuchungen umfasst häufige Brutvögel, Kleinhöhlenbrüter, Wasseramsel, Wanderfalke, Eulen und Spechte sowie für den Nationalpark Harz besondere Arten wie Ringdrossel und Grünlaubsänger. Einblicke in einige Projekte und ihre Ergebnisse gibt der vorliegende Band.

Die Erfassung der rund 80-85 Brutvogelarten in ihrer jetzigen Intensität wäre nicht möglich ohne den engagierten Einsatz zahlreicher Personen, von denen sich ein Großteil ehrenamtlich beteiligt. Viele von ihnen betreiben diese Erfassungen schon deutlich länger, als der Nationalpark besteht. Dieser Band der Nationalpark-Schriftenreihe verdankt seine Existenz all diesen Menschen, die seit vielen Jahren unter den nicht immer einfachen klimatischen Bedingungen des Harzes die Motivation nicht verlieren und alljährlich Vögel erfassen.

Wenn auch nicht alle Kartierer\*innen in den Beiträgen dieses Bandes namentlich genannt sind, so gilt ihnen doch größter Dank für ihren Einsatz, ohne den es nicht ginge.

Zuversichtlich, dass wir auch in den nächsten Jahren gemeinsam an weiterem Wissenszuwachs arbeiten und die einzigartige Chance nutzen, einen rasanten Wandel des Waldes im Harz fachlich begleiten zu können, wünsche ich allen Leser\*innen eine informative Lektüre.

Andreas Pusch Leiter des Nationalparks Harz CAREN PERTL, St. Andreasberg

# Ergebnisse des Monitorings häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz im Zeitraum von 2007 bis 2018

#### 1. Einleitung

Im Nationalpark Harz werden seit 2007 avifaunistische Erfassungen im Rahmen des Monitorings häufiger Brutvögel (MhB) durchgeführt. Diese Erfassungen erfolgen methodengleich zum bundesweiten Monitoringprogramm des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (MITSCHKE et al. 2005). Das Ziel des MhB ist die Berechnung von Bestandstrends einzelner Vogelarten. Da im Nationalpark Harz mit einem verdichteten Stichprobennetz gearbeitet wird, fließen die Ergebnisse nicht nur in die Auswertungen der Länder und des Bundes ein, sondern es können insbesondere die Entwicklungen im Nationalpark abgebildet werden. Bewältigt wird diese Aufgabe hauptsächlich durch das Engagement ehrenamtlich Kartierender und der Nationalparkmitarbeiter\*innen.

Gerade vor dem Hintergrund des Waldwandels im Nationalpark Harz ist die Entwicklung von Bestandstrends häufiger Brutvogelarten von großem Interesse. Inwieweit reagieren Arten auf die veränderten Lebensraumbedingungen? Wie ändert sich die Artenzusammensetzung in einer Probefläche, die innerhalb kurzer oder längerer Zeiträume von natürlichen Störungen wie Windwürfen oder Borkenkäfergradationen verändert wird?

#### 2. Methodik

Das Probeflächennetz des Nationalparks umfasst 28 MhB-Flächen (Abb. 1), davon sind zwölf den "Hochlagen" (> 700 m ü. NHN) zugeordnet und 16 den "Tieflagen" (< 700 m ü. NHN).

Im Zeitraum von 2007 bis 2018 waren insgesamt 27 Bearbeiter\*innen an den Felderfassungen beteiligt. Neun der 28 Probeflächen wurden in diesem Zeitraum kontinuierlich von denselben Personen bearbeitet. Dies ist insofern förderlich, als dass beim Wechsel von Bearbeiter\*innen die betroffene Fläche im Wechseljahr nicht in die Berechnungen zur Trendanalyse mit eingeht; so wird dem Einfluss, den Erfahrung und individuelle Fähigkeiten des Kartierenden auf die Ergebnisse haben können, Rechnung getragen.

Das Stichproben-Design zur Flächenauswahl orientiert sich am bundesweiten Vorgehen wie in Mitschke et al. (2005) beschrieben.

#### 2.1 Feldmethodik

An vier Terminen von März bis Juni (Tab. 1) werden alle potenziellen Brut- und Reviervögel entlang einer festgelegten, ca. drei bis vier Kilometer langen Route auf einer ein Quadratkilometer großen Probefläche kartiert (vgl. Abb. 2). Die Begehungen werden bei geeigneter Witterung (kein Niederschlag und Windstärke kleiner 4 Bft.) in den frühen Morgenstunden, also ab oder kurz nach Sonnenaufgang, durchgeführt. Zwischen zwei Begehungsterminen soll ein zeitlicher Abstand von mindestens einer Woche eingehalten werden. In den Hochlagen ist eine zeitliche Verschiebung der vier Zählperioden um jeweils maximal zwei Wochen möglich.

Die Kartierung beginnt immer am gleichen Startpunkt und erfolgt beiderseits der festgelegten Route. Beobachtungen werden nur auf dem Hinweg erfasst und punktgenau mit Artabkürzung und Verhaltenscode nach Südbeck et al. (2005) dokumentiert. Durchziehende Vögel und Gäste, die kurzzeitig revieranzeigende Verhaltensweisen zeigen können, werden nach Ende der Kartierungen bei der Ermittlung der Brutreviere ausgeschlossen.

Durchgang	Zeitraum		
1	10.03 31.03.*		
2	01.04 30.04.		
3	01.05 20.05.		
4	21.05 20.06.		

Tab. 1: Erfassungszeiträume der vier Begehungstermine. \* = in den Hochlagenflächen bis zum 15.04.

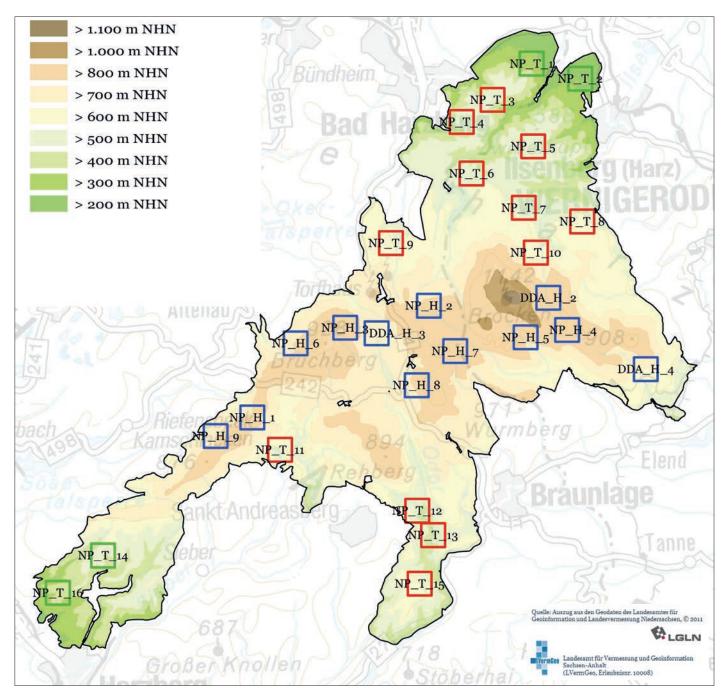


Abb. 1: Lage der 28 MhB-Probeflächen im Nationalpark Harz. H = "Hochlagen" (> 700 m ü. NHN, blau), T = "Tieflagen" (< 700 m ü. NHN, rot und grün), grüne Umrandung = Laubwalddominanz.

#### 2.2 Auswertung der Beobachtungsdaten

Für jede Art wird im Ergebnisbogen vorgegeben, während welcher Zähltermine auch Einzelnachweise als Reviervögel gewertet werden sollen, sofern diese in einem möglichen Bruthabitat vorkamen. Brutnachweise (Nestfund, fütternde Altvögel, Verleiten) sind davon abweichend grundsätzlich bei allen Begehungen zu werten. Des Weiteren sollen zwei Nachweise in einem Revier auch dann gewertet werden, wenn beide vor der Kernbrutzeit erfolgen. Es erfolgt keine Hochrechnung oder Schätzung für die gesamte Probefläche (MITSCHKE et al. 2005).

#### 2.3 Statistische Auswertung

Aus den ermittelten Revierdaten lassen sich langfristig Bestandstrends für die einzelnen Vogelarten berechnen. Die Berechnung erfolgt mit der von Statistics Netherlands für die Auswertung von Monitoring-Programmen entwickelte Software TRIM, die zur Analyse entsprechender Daten europaweiter Standard ist. So wird TRIM auch im Rahmen des Pan European Bird Monitoring Scheme (PECBMS) verwendet (Voříšek et al. 2008). Als für das europaweite Vogelmonitoring zuständige Stelle hat das European Bird Census Council

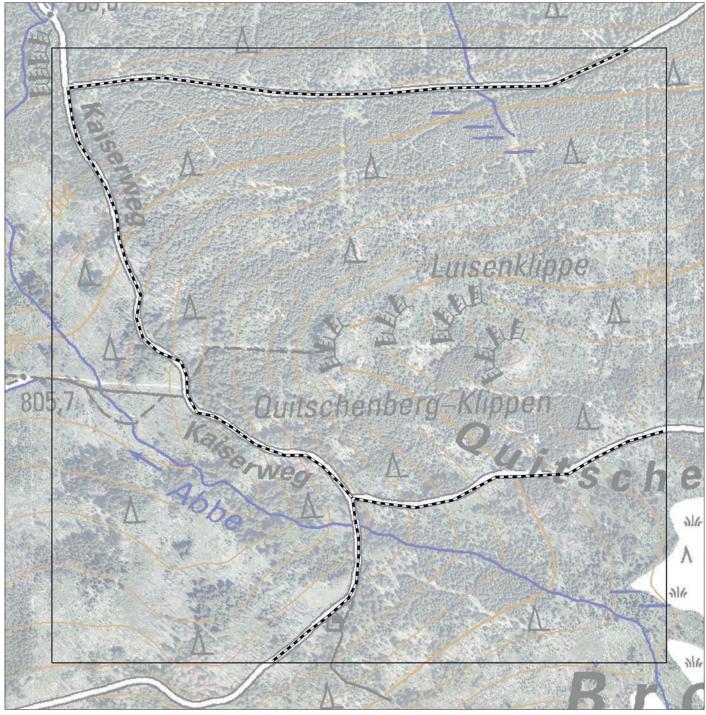


Abb. 2: Beispiel einer MhB-Probefläche mit Routenführung.



(EBCC) außerdem eine Datenbank-Software auf Access-Basis (BIRDSTATS) zur Verfügung gestellt. Unter Verwendung von BIRDSTATS sind die Trendberechnungen für größere Artenspektren automatisiert und folglich deutlich vereinfacht möglich (vgl. z.В. Мітsснке 2017).

Für die Auswertung im Nationalpark Harz wurden die Ergebnisse des Jahres 2008 gleich 100 % gesetzt, d.h. alle Ergebnisse werden in Relation zu denen des Jahres 2008 dargestellt. Gewählt wurde das Jahr 2008 als zweites Erfassungsjahr, da im ersten Jahr noch mit Unsicherheiten der Kartierenden bei der Anwendung der Methodik und entsprechenden Lernerfolgen gerechnet werden muss. Daher wurde das Jahr 2007 zwar zur Trendberechnung in die Auswertungen integriert, aber nicht als "Referenzjahr" gewählt.

Nicht alle Arten, die im Untersuchungsgebiet vorkommen, werden im Folgenden ausführlich dargestellt. Eine detaillierte und grafische Darstellung erfolgte nur, wenn sich daraus ein Erkenntnisgewinn ergibt. Manche Arten sind im Untersuchungsgebiet zu selten, sodass die Datengrundlage aus dem MhB für die Berechnung eines statistisch gesicherten Bestandstrends nicht ausreicht. So können z.B. für die Greife, mit Ausnahme des Mäusebussards, keine Angaben zu Bestandsentwicklungen oder -trends im Nationalpark Harz gemacht werden. Das MhB ist aufgrund seiner methodischen Auslegung nicht geeignet, ausreichende Daten zur Einschätzung der Greifvogelbestände oder ihrer Entwicklung zu generieren. In einigen Jahren wurden zwar gezielte Horstbaumkartierungen durchgeführt, ein jährliches Monitoring fehlt aber. Für einige Vogelarten liegen weitere Untersuchungen vor, deren Datengrundlage für eine Einschätzung eines Vorkommens geeigneter ist. Auf diese wird entsprechend verwiesen.

#### 2.4 Darstellung der Ergebnisse

Die Ergebnisse für die Arten mit einer ausreichenden Datengrundlage werden in der Regel durch zwei Abbildungen präsentiert: Die erste zeigt auf einer Übersichtskarte des Nationalparks die Vorkommensfrequenz der jeweiligen Art (s.u.) entlang der Routen in den 28 MhB-Probeflächen, die zweite die jeweilige Bestandsentwicklung. Die Trendkategorie ist in der entsprechenden Abbildung angegeben (Tab. 2).

Trendbezeichnung in den Abbildungen	deutsches Equivalent
moderate increase	leicht zunehmend
stable	stabil
moderate decline	leicht rückläufig
steep decline	stark rückläufig
uncertain	unsicher

Tab. 2: Trendkategorien.

Die Vorkommensfrequenz wurde folgendermaßen berechnet:

 $\frac{\text{n Jahre, in denen eine Art entlang der Route vorgekommen ist}}{\text{n Jahre, in denen die Fläche bearbeitet wurde}}*100$ 

Wurde beispielsweise eine Fläche im gesamten Zeitraum 2007-2018 erfasst und entlang der Route kamen jedes Jahr Kohlmeisen vor, so ist die Kohlmeise zu 100 % in dieser Fläche vorhanden gewesen. In den Karten wird die Vorkommensfrequenz durch die Punktgröße dargestellt: Je größer der Punkt, desto regelmäßiger kam die jeweilige Art in der Probefläche vor (Abb. 3).

Die Reihenfolge der Erwähnung einzelner Arten orientiert sich an deren EURING-Nummer.

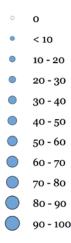


Abb. 3: Legende zur Vorkommensfrequenz einzelner Vogelarten in den MhB-Probeflächen (Angaben in Prozent).

#### 2.5 Vergleiche zu Entwicklungen auf anderen Gebietsebenen

Falls vorhanden, wurden Vergleiche zu den Entwicklungen in Niedersachsen/Bremen, Sachsen-Anhalt, Deutschland und Europa gezogen (Tab. 3). Datengrundlagen für diese Trends sind den genannten Quellen zu entnehmen. Jedoch liegen nicht für alle im Folgenden erwähnten Arten Trendberechnungen auf allen Gebietsebenen vor. Die Zeiträume, für die Entwicklungen und Bestandstrends angegeben sind, überlappen sich nur teilweise mit dem Zeitraum, in dem im Nationalpark häufige Brutvögel nach beschriebener Methodik kartiert wurden. Für Deutschland unterscheiden Geden et al. (2014) kurzfristige und langfristige Trends (vgl. Tab. 3), diese werden entsprechend in den folgenden Artkapiteln wieder gegeben.

Region	Zeitraum	Quelle
Niedersachsen & Bremen	2003-2016	Мітѕснке (2018)
Sachsen-Anhalt	2003-2015	Schönbrodt & Schulze (2017)
Deutschland	50-150 Jahre (langfristig)	Gedeon et al. (2014)
	25 Jahre (kurzfristig)	
Europa	1980-2017	EBCC/Birdlife/ RSPB/CSO (2019)

Tab. 3: Grundlagen für Vergleiche der Bestandsentwicklungen auf anderen Gebietsebenen. Kurzfristige Bestandstrends für Deutschland umfassen i. d. R. den Zeitraum 1985-2009. Die Spanne wurde verkürzt, sofern belastbare Daten aus frühen Jahren nicht verfügbar waren (siehe entsprechende Hinweise im Text).

#### 3. Vorkommen und Bestandstrends häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz

Insgesamt wurden für 68 Arten im Rahmen des MhB Reviervorkommen nachgewiesen, diese Arten werden nachfolgend in separaten Kapiteln behandelt.

Nach zwölf Jahren lassen sich für 30 Arten statistisch abgesicherte Bestandstrends berechnen: Sechs Arten zeigen einen positiven, 14 einen stabilen und 12 einen negativen Bestandstrend (Tab. 4).

Art	Bestandstrend			
	steep decline	moderate decline	stable	moderate increase
Mäusebussard		х		
Ringeltaube			х	
Kuckuck			х	
Schwarzspecht			х	
Buntspecht				х
Baumpieper			х	
Gebirgsstelze			х	
Zaunkönig			x	
Heckenbraunelle		х		
Rotkehlchen				х
Amsel			х	
Singdrossel			x	
Misteldrossel			x	
Mönchsgrasmücke			x	
Waldlaubsänger		x		
Zilpzalp				х
Fitis		x		
Wintergoldhähnchen		х		
Sommergoldhähnchen			x	
Trauerschnäpper		x		
Schwanzmeise		X		
Sumpmeise		x		
Haubenmeise			x	
Tannenmeise		х		
Kohlmeise			x	
Waldbaumläufer				х
Eichelhäher			х	
Buchfink		х		
Grünfink	X			
Gimpel		х		

Tab. 4: Bestandstrends häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz (Trendkategorien vgl. Tab. 2).

#### 3.1 Stockente (Anas platyrhynchos)

Stockenten besiedeln typischerweise langsam fließende oder stehende Gewässer mit ausreichendem Uferbewuchs. Dies können auch Gräben oder kleine Tümpel sein.

Nach Pannach (1985) kamen Stockenten im Harz eher selten vor, wobei Nestfunde bis 900 m ü. NHN bekannt waren. Diese Einschätzung ist auch aktuell zu bestätigen. Stockenten wurden bei den MhB-Erfassungen immer wieder in einigen Probeflächen festgestellt. Drei davon liegen über 900 m ü. NHN (Abb. 4). Auch durch ergänzende Beobachtungen außerhalb der systematischen Erfassung im Rahmen des MhB sind Brutvorkommen z.B. am Oder-, Silber- oder Glashüttenteich bekannt. Bei der geringen Anzahl von Brutpaaren, die durch das MhB erfasst werden, lässt sich keine Aussage über eine Populationsentwicklung treffen.

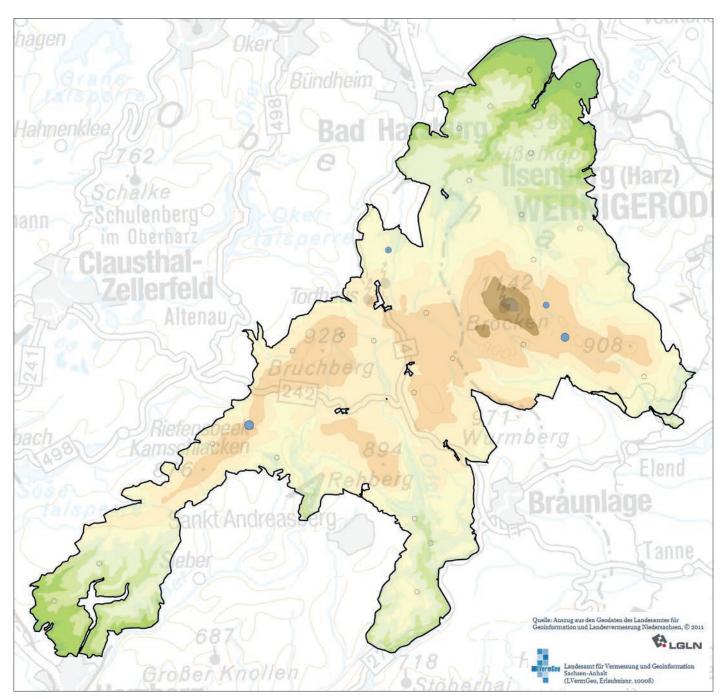


Abb. 4: Präsenz der Stockente in den MhB-Probeflächen.

#### 3.2 Rotmilan (Milvus milvus)

Der Rotmilan hält sich bevorzugt in größeren Offenlandbereichen mit Feldgehölzen, Waldrändern oder anderen kleineren Baumbeständen auf. Grünland- und Agrarflächen werden zur Nahrungssuche abgeflogen. Bäume werden zur Nestanlage sowie als Schlaf- und Sammelplatz genutzt (ZANG 1989a, NICOLAI 2018).

NICOLAI (2018) bezeichnet die Art als grundsätzlich verbreiteten Brutvogel und regelmäßigen Durchzügler in Sachsen-Anhalt, nennt aber u.a. die Harzer Höhenlagen ab 540 m ü. NHN als Ausnahme. Diese Aussage wird durch die vorliegenden

Daten gestützt. Rotmilane wurden zwar in vielen Bereichen gerade zur Zugzeit überfliegend beobachtet, Reviervorkommen beschränkten sich bislang aber in erster Linie auf die nördlichen Laubwaldrandgebiete (Abb. 5). Diese Beobachtungen aus den MhB-Kartierungen decken sich auch mit Zufallsbeobachtungen und Erkenntnissen aus einigen gezielten Kartierungen der Großhorste durch die Nationalparkverwaltung. Aus den Hochlagen sind bis heute keine Reviervorkommen bekannt. Für Aussagen zur Bestandsentwicklung reicht die Datengrundlage nicht aus.

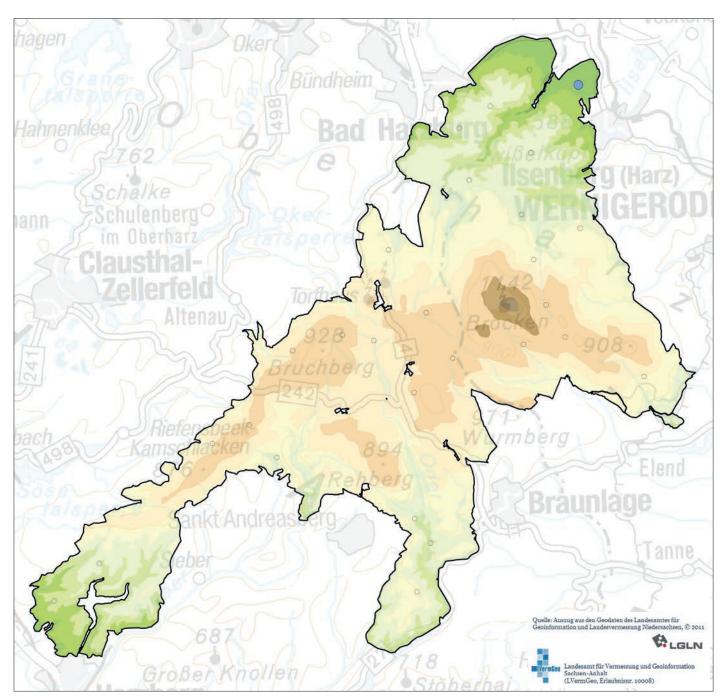


Abb. 5: Präsenz des Rotmilans in den MhB-Probeflächen.

#### 3.3 Habicht (Accipiter gentilis)

Habichte besiedeln bevorzugt Wälder mit Nadelholzanteil, die auch offenere, aber gleichzeitig für die Jagd ausreichend Deckung bietende Bereiche beinhalten. Für die Nistanlage werden in der Regel Altholzbestände genutzt. Die Art kommt als Brutvogel aber grundsätzlich in allen Waldtypen vor (ZANG 1989b).

Nach Zang (1989b) fehlten Brutvorkommen im Harz über 800 m ü. NHN. Im Rahmen des MhB konnten Habichtvorkommen bisher in sechs Probeflächen festgestellt werden, alle unter 600 m ü. NHN (Abb. 6). Über mehrere Jahre brütete der Habicht in den Laubmischwäldern bei Lonau. Auch aus dem nördlichen Nationalparkteil sind Brutvorkommen bekannt. Eine Bestandsentwicklung lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht ableiten.

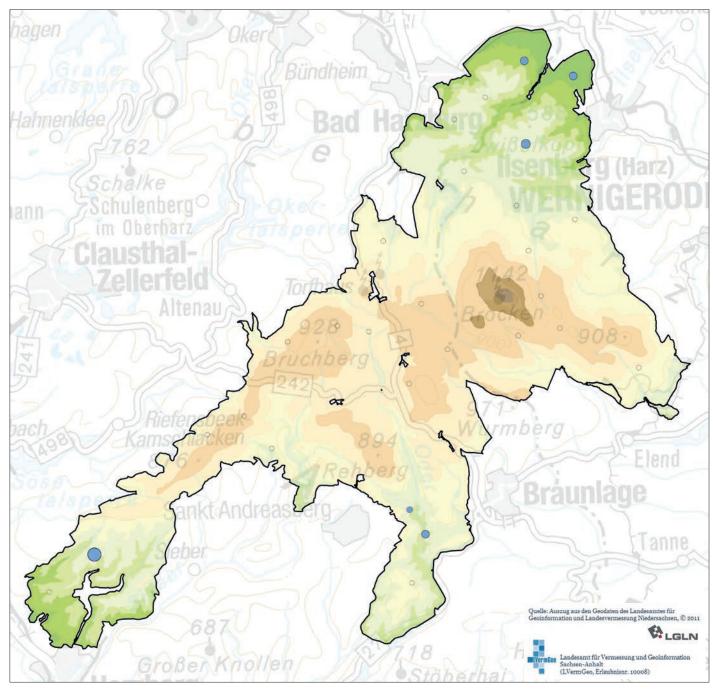


Abb. 6: Präsenz des Habichts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.4 Sperber (Accipiter nisus)

Sperber leben bevorzugt in strukturreichen Landschaften mit einem Wechsel von Wäldern und halboffenen Gebieten. Als Brutplätze dienen in erster Linie Stangenholzbestände verschiedener Nadelbaumarten, v.a. in Fichtenbeständen (MEBS & SCHMIDT 2014, ZANG 1989c).

Bis in die späten 1980er Jahre fehlte die Art als Brutvogel im Harz oberhalb 700 m ü. NHN (ZANG 1989c). Im Erfassungszeitraum wurden Sperber in neun MhB-Probeflächen festgestellt. Diese Flächen liegen mehrheitlich in den nördlichen, von Laubwald dominierten Gebieten und am Brocken. Vorkommen wurden nur in einzelnen Jahren beobachtet (Abb. 7).

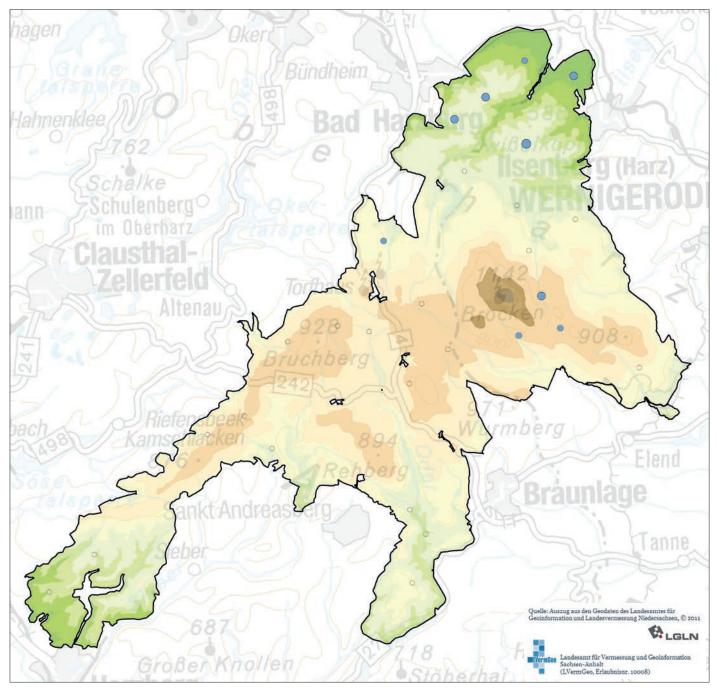


Abb. 7: Präsenz des Sperbers in den MhB-Probeflächen.

#### 3.5 Mäusebussard (Buteo buteo)

Der Mäusebussard gehört zu den weit verbreiteten Greifvogelarten und kommt überall dort vor, wo offene Bereiche zur Jagd und Bäume als Brutplatz vorhanden sind. Er brütet sowohl in Solitärbäumen, kleineren Baumgruppen als auch in Wäldern (Zang 1989d).

Über 800 m ü. NHN fehlte der Mäusebussard als Brutvogel im Harz nach Zang (1989d). Auch die Nachweise von Mäusebussarden in den MhB-Probeflächen erfolgten größtenteils in von Laubwald dominierten Gebieten im Norden und Süden des Nationalparkgebietes. Am häufigsten konnten Reviere westlich des Eckertals und im Köhlerholz erfasst werden. Die höchsten

Revierzahlen wurden in den ersten Jahren des MhB erfasst. Danach folgte ein fortlaufender Rückgang bis zur bis dato niedrigsten Bestandszahl im Jahr 2011. Nach einer Erholung im Folgejahr folgten weitere Rückgänge bis einschließlich 2014, dem bisherigen Tiefpunkt. Seitdem steigen die Zahlen kontinuierlich und waren 2017 und 2018 ungefähr auf dem Niveau von 2012 (Abb. 8).

Der Bestandstrend im Nationalpark ist rückläufig, in Niedersachsen/Bremen stabil, in Deutschland langfristig stabil, seit Ende der 1990er Jahre aber leicht rückläufig. In Europa ist der Trend positiv.

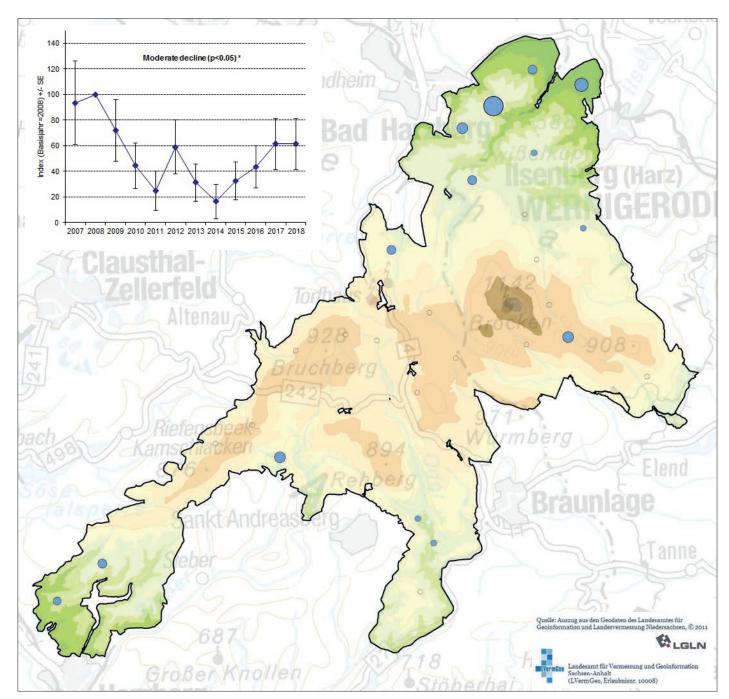


Abb. 8: Präsenz und Bestandsentwicklung des Mäusebussards in den MhB-Probeflächen.

#### 3.6 Waldschnepfe (Scolopax rusticola)

Waldschnepfen bevorzugen frische bis feuchte Wälder mit lückigem Kronenschluss und ausreichender Strauch- und Krautschicht. Die Art kommt aber grundsätzlich in fast allen Waldtypen vor (ZANG 1995).

Der Harz war innerhalb Niedersachsens immer eines der Hauptbrutgebiete (ZANG 1995). Im Rahmen des MhB konnten nur wenige Waldschnepfen festgestellt werden. Die Beobachtungen erfolgten hauptsächlich in den Fichtenwaldbereichen am Acker, Bruchberg, Achtermann und Brocken (Abb. 9). Da die Männchen vor allem in der Abenddämmerung revieranzeigendes Verhalten zeigen, sind sie allerdings kaum durch das MhB zu erfassen. Aufgrund des großen Aktionsradius balzender

Männchen sind Waldschnepfenreviere zudem schwer abzugrenzen (SÜDBECK et al. 2005). Selbst bei umfangreicheren Kartierungen ist eine Revierabgrenzung bei dieser Art schwierig, gerade in so unübersichtlichem Gelände, wie es für den Nationalpark Harz typisch ist (vgl. Pertl & Sandkühler 2017). Im Rahmen der Vogelschutzgebietskartierungen im Nationalpark wurden zahlreiche Beobachtungen von Waldschnepfen erbracht. In Kombination mit den Aussagen der ständig im Wald tätigen Mitarbeiter\*innen der Nationalparkverwaltung zu einer zunehmenden Beobachtungsfrequenz innerhalb der letzten Jahre wird daher von einer positiven Bestandsentwicklung ausgegangen (Pertl & Späth 2014, Pertl & Sandkühler 2017). Ein Bestandstrend lässt sich aus den MhB-Daten nicht berechnen.

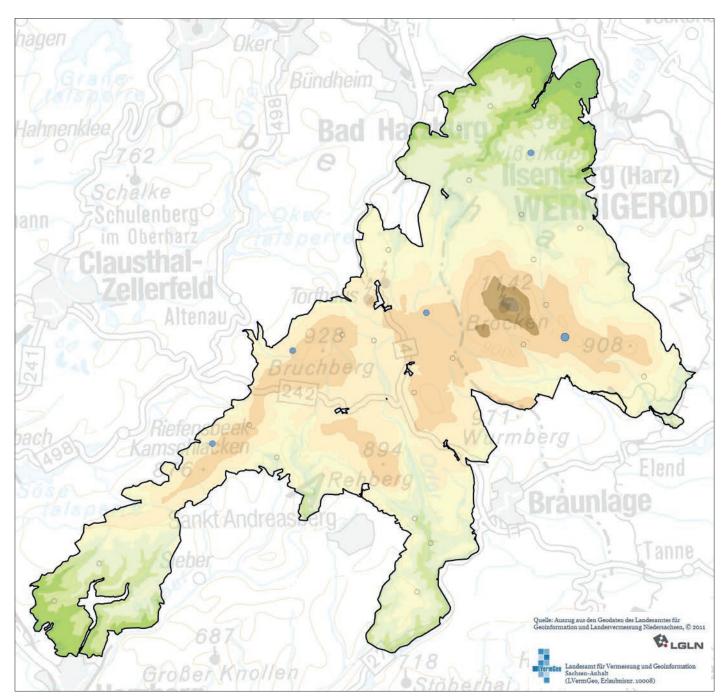


Abb. 9: Präsenz der Waldschnepfe in den MhB-Probeflächen.

#### 3.7 Hohltaube (Columba oenas)

Allgemein bewohnt die Hohltaube verschiedene Lebensräume bei einer Präferenz für Laub-, Misch- und Kiefernwälder oder für Parkanlagen mit größeren Baumbeständen (mit ausreichendem Höhlenangebot) sowie Freiflächen. Da die Hohltaube Folgenutzer von Schwarzspechthöhlen ist, steht ihr Vorkommen häufig mit dem des Schwarzspechts im Zusammenhang (Glutz von Blothzeim & Bauer 1980; Zang 1986a). Die Hohltaube war im Harz mindestens seit dem Jahr 1750 als regelmäßiger, z.T. häufiger Brutvogel mit Vorkommen bis

ca. 600-700 m ü. NHN bekannt (Zang 1986a). Auch aktuell beschränken sich die Vorkommen weitestgehend auf die Laub- und Mischwälder der Tieflagen (Abb. 10). Der Bestand der Hohltaube entwickelte sich von 2007 bis 2014 bei kleinen Schwankungen grundsätzlich positiv. Nach dem bisherigen Bestandshoch 2014 verläuft die Bestandskurve negativ. Der Bestandstrend über den gesamten Erfassungszeitraum ist als "unsicher" eingestuft. Bundesweit ist der kurzfristige Trend positiv, langfristig aber gleichbleibend. In Niedersachsen/Bremen und Europa nimmt der Bestand leicht zu.

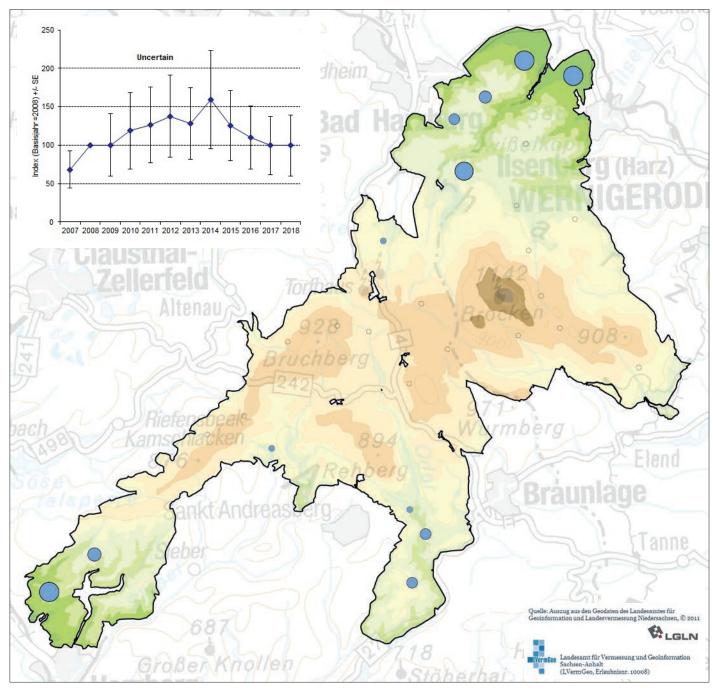


Abb. 10: Präsenz und Bestandsentwicklung der Hohltaube in den MhB-Probeflächen.

#### 3.8 Ringeltaube (Columba palumbus)

Ringeltauben kommen zwar in Wäldern aller Art vor, bevorzugen aber offene Kulturlandschaften, soweit Baumbestände vorhanden sind (Krüger et al. 2014). Sie brüten in Bäumen, häufig in räumlicher Nähe zueinander und teilweise kolonieartig, sodass sie häufig zu mehreren beobachtet werden. Bereiche mit lückiger oder niedriger Vegetation werden zur Nahrungssuche genutzt (Blaszyk 1986).

Im Harz war die Ringeltaube bereits in den 1980er Jahren als Brutvogel auch oberhalb von 900 m ü. NHN bekannt

(Blaszyk 1986). Ihre flächendeckende Verbreitung spiegelt sich auch in den MhB-Daten wider: sie kam in allen Probeflächen regelmäßig vor und war damit in sämtlichen Waldtypen und allen Höhenlagen präsent. Der Brutvogelbestand ist im gesamten Untersuchungszeitraum stabil, die höchsten Revierzahlen wurden 2015 festgestellt (Abb. 11).

Der Trend für Niedersachsen/Bremen und Europa zeigt eine Zunahme. Auf Bundesebene gilt der Bestand kurzfristig als stabil, langfristig aber als zunehmend.

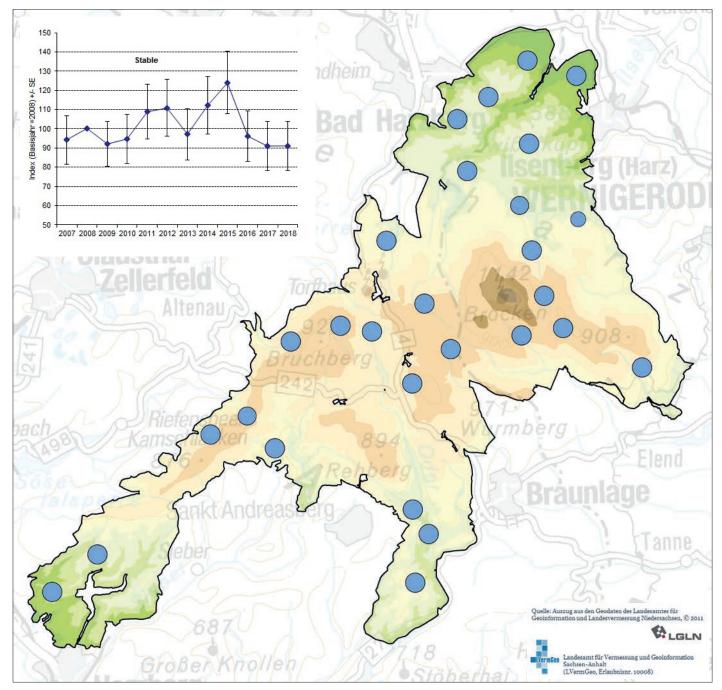


Abb. 11: Präsenz und Bestandsentwicklung der Ringeltaube in den MhB-Probeflächen.

#### 3.9 Turteltaube (Streptopelia turtur)

Turteltauben präferieren halboffene Landschaften als Brutgebiet und schätzen trockenwarme Bedingungen. In ausgedehnten Waldgebieten besiedeln sie Waldrandbereiche oder größere Lichtungen (Blaszyk & Heckenroth 1986).

Nach Blaszyk & Heckenroth (1986) besiedelte die Turteltaube im Harz nur die Randlagen bis 600 m ü. NHN. Auch heute kommt sie nur selten im Untersuchungsgebiet vor: Bislang gelang der Nachweis in lediglich fünf MhB-Probeflächen, in nur einer davon wurde die Art über mehrere Jahre festgestellt. Bei vier der Probeflächen handelt es sich um Bereiche bis einschließlich ca. 600 m ü. NHN und nur ein Nachweis gelang über 800 m ü. NHN bei Torfhaus (Abb. 12).

Aufgrund der wenigen Nachweise kann eine Berechnung eines Bestandstrends für das Nationalparkgebiet nicht durchgeführt werden. Trendberechnungen für die Bestandsentwicklung liegen für Niedersachsen/Bremen, Deutschland und Europa vor, alle ergeben einen negativen Trend. Die Rückgangsraten sind teilweise dramatisch: In Großbritannien wurde ein Verlust von 93 % im Zeitraum von 1979-2010 festgestellt (Quillfeldt et al. 2019). Als die größten Bedrohungen für diese Art wurden Lebensraumverluste sowohl in den Brut- als auch den Überwinterungsgebieten, illegaler Fang und Tötungen und unhaltbare Jagdzahlen identifiziert (Fisher et al. 2018).

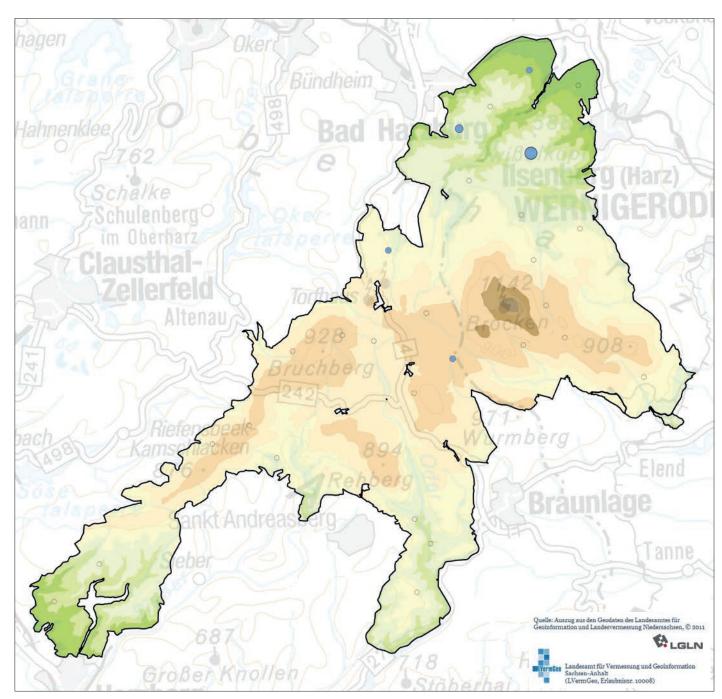


Abb. 12: Präsenz der Turteltaube in den MhB-Probeflächen.

#### 3.10 Kuckuck (Cuculus canorus)

Der Kuckuck kommt in vielerlei Lebensräumen vor, ist aber in geschlossenen Waldgebieten in geringerer Siedlungsdichte anzutreffen als z.B. in Hochmooren, auf Sandheiden oder Wiesen (Zang 1986b).

Bislang wurde die Art in 20 von 28 MhB-Probeflächen erfasst, in acht Probeflächen der Hochlagen regelmäßig. In den nördlich gelegenen tieferen Lagen trat sie nur in einzelnen Jahren auf, in

den südlichen Ausläufern gar nicht. Der Bestand zeigt Schwankungen, war insgesamt aber stabil. Die höchste Revierzahl wurde 2007 erfasst, die niedrigste 2012 und 2013 (Abb. 13). Der europäische Bestandstrend ist rückläufig, der in Niedersachsen/Bremen stabil. Bei letzterem zeigte sich ebenfalls 2013 ein Bestandseinbruch. Deutschlandweit ist der Trend langfristig abnehmend.

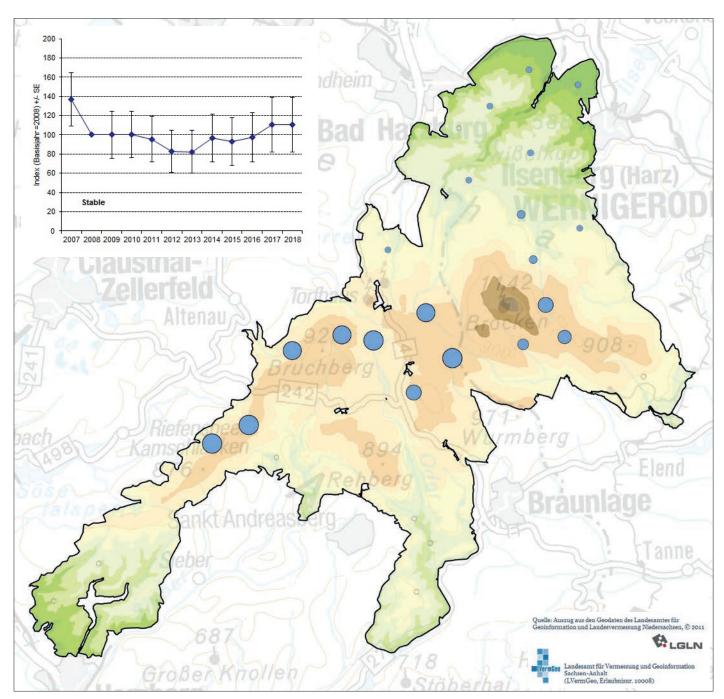


Abb. 13: Präsenz und Bestandsentwicklung des Kuckucks in den MhB-Probeflächen.

#### 3.11 Wendehals (Jynx torquilla)

Wendehälse sind als Höhlenbrüter, die keine eigenen Bruthöhlen bauen, auf ein bereits vorhandenes Höhlenangebot angewiesen. Wüßbenhorst (2012) beschreibt für Niedersachsen/Bremen eine fast ausschließliche Besiedelung von Biotopkomplexen, die von lückiger, niedriger Bodenvegetation und Nährstoffarmut charakterisiert werden. Neben geeigneten Bruthöhlen sind das Vorkommen und die Erreichbarkeit von Offenland-Ameisenarten ein wichtiges Kriterium für geeignete Wendehalshabitate. Diese finden sich insbesondere in Bergbaufolgelandschaften, auf Truppenübungsplätzen und auf Streuobstwiesen. Ansiedlungen auf den Kalamitätsflächen des Harzes sind

bekannt (Späth 2009). Im Nationalpark sind Wendehälse zwar

generell regelmäßig zur Zugzeit im Gebiet zu vernehmen, auf Reviere lassen aber nur wenige Beobachtungen im Rahmen der MhB-Erfassungen schließen. Der Wendehals wurde hierbei am häufigsten in einer Probefläche nördlich der Eckertalsperre festgestellt. Diese Probefläche wies schon zu Beginn des Erfassungszeitraumes einen vergleichsweise hohen Anteil an Offenflächen auf, der im Laufe der Jahre durch Borkenkäfer- und Sturmereignisse noch zunahm. Auch auf dem Ackerhöhenzug und östlich des Ilsetals wurde diese Art beobachtet (Abb. 14). Am Acker-Bruchberg-Höhenzug wurden 2006 auf rund 1.500 ha Fläche fünf Revierpaare erfasst (Späth 2009). Für Aussagen zur Bestandsentwicklung reicht die Datengrundlage nicht aus.

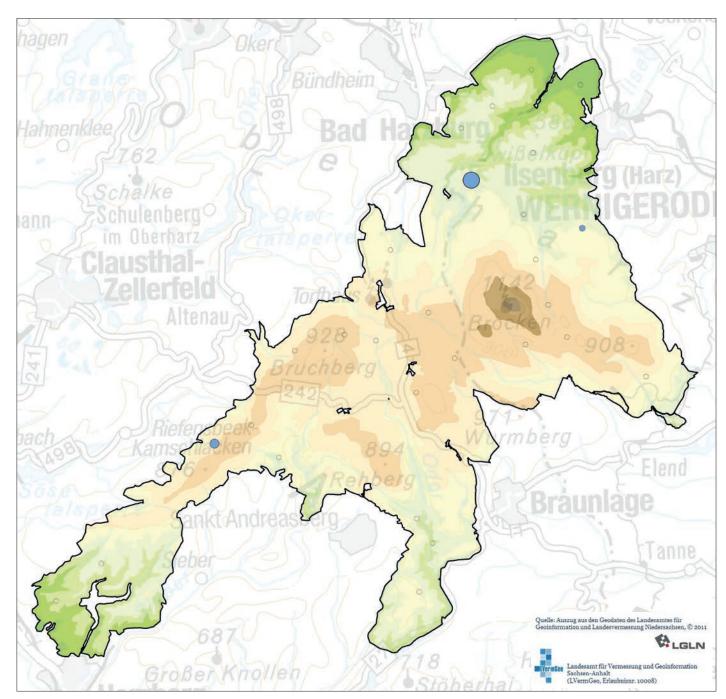


Abb. 14: Präsenz des Wendehalses in den MhB-Probeflächen.

#### 3.12 Buntspecht (Dendrocopos major)

Buntspechte besiedeln baumbestandene Lebensräume aller Art. Häufig sind sie daher in Wäldern, vor allem alten, strukturreichen Laubwäldern mit hohem Totholzanteil, wo sie die höchsten Siedlungsdichten erreichen (Krüger et al. 2014). Der Buntspecht war in allen MhB-Probeflächen präsent. Es zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede in der Regelmäßigkeit seiner Vorkommen: Am Ackerhöhenzug, am westlichen Bruchberg, im Odertal und in den Bereichen von ca. 600-700 m ü. NHN im östlichen Teil des Nationalparks war er

weniger regelmäßig anzutreffen als in den Laubwaldbereichen im Norden und Süden oder den Gebieten um Achtermann und Brocken.

Die Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet weist Schwankungen auf, der Trend ist insgesamt jedoch positiv (Abb. 15). Einen ebenfalls positiven Trend zeigen die Daten für Niedersachsen/Bremen, Deutschland und Europa. Die Bestandsentwicklungen auf allen genannten Gebietsebenen zeigen starke Schwankungen, die aber nicht synchron verlaufen.

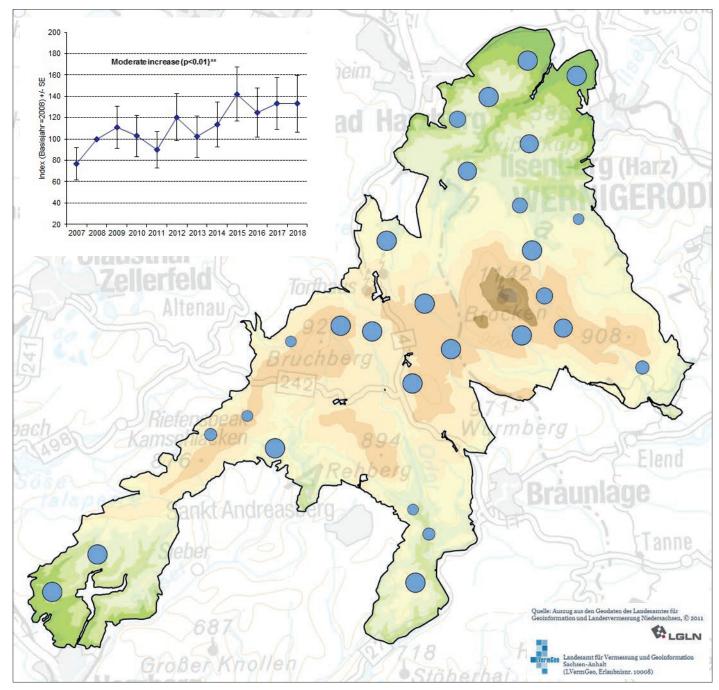


Abb. 15: Präsenz und Bestandsentwicklung des Buntspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.13 Grauspecht (Picus canus)

Alte Laubwälder, insbesondere alte Buchenwälder, sind der typische Lebensraum des Grauspechts. Bevorzugt werden in der Regel Wälder mit hohem Strukturreichtum, insbesondere hohen Totholzanteilen. Wichtig ist auch ein Zugang zu den am Boden lebenden Ameisen, die als die wichtigste Nahrungsquelle gelten (Brandt & Südbeck 1998, Krüger et al. 2014). Im Untersuchungsgebiete konnten Grauspechte bisher in rund einem Drittel der Probeflächen festgestellt werden. Am häufigsten waren Beobachtungen in den beiden nördlichen Laubwaldflächen im Schimmerwald und im Köhlerholz. Beobachtungen in anderen MhB-Probeflächen beschränkten sich auf einzelne Jahre (Abb. 16). Zu Bedenken ist jedoch, dass sich der Grauspecht aufgrund seiner

großen Reviere nur bedingt über das MhB erfassen lässt. Aussagekräftiger sind hier die Daten aus den Vogelschutzgebietskartierungen: 2015 wurden im niedersächsischen Teil des Nationalparks 14 Grauspechtreviere erfasst, im sachsen-anhaltischen Teil im Jahr 2013 neun Reviere. Auch hier lagen die meisten Reviere in den Laub- und Mischwaldbereichen, wobei ein Vorkommen in der Hochlage über 800 m ü. NHN bei Torfhaus die Ausnahme machte (Pertl & Späth 2014, Pertl & Sandkühler 2017). Bei vorangegangenen Revierkartierungen 1996, 2002 und 2007 in Probeflächen außerhalb der MhB-Kulisse wurden Grauspechte ebenfalls im Schimmerwald im Norden und den Laubwaldbereichen bei Lonau nachgewiesen, 2002 auch auf dem Bruchberg und in der Nähe des Sonnenkopfes (Mitschke & Laske 2008).

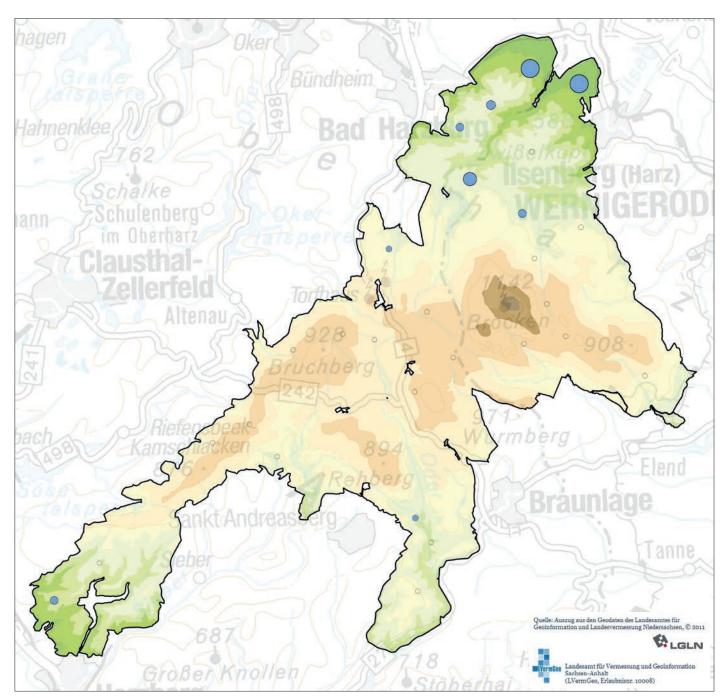


Abb. 16: Präsenz des Grauspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.14 Grünspecht (Picus viridis)

Der Grünspecht ist kein typischer Vogel geschlossener Waldgebiete, er bevorzugt offenere Landschaften. An Rändern von Laub- und Mischwäldern und auf Streuobstwiesen ist er häufiger anzutreffen. Siedlungsbereiche mit alten Baumbeständen werden ebenfalls genutzt. Kommt der Grünspecht in Wäldern vor, dann auf größeren Lichtungen, Waldwiesen oder Kahlschlägen, wo ausreichend Ameisen als Nahrung vorhanden sind (Schelper 1986).

Schelper (1986) spricht von einer Verbreitungslücke im Harz oberhalb von 300 m ü. NHN. Auch im Rahmen des MhB beschränkten sich Grünspechtvorkommen auf die nördlichen und südlichen Laub- und Mischwaldbereiche. Häufiger sind Zufallsbeobachtungen in der Nähe zu Wiesen und landwirtschaftlich genutzten Flächen im oder in unmittelbarer Nachbarschaft zum Nationalparkgebiet (Abb. 17). Außerhalb der Brutzeit wurden Grünspechte aber auch schon in höheren Lagen beobachtet, gerade zur Jungvogeldispersion (Abwanderung vom Geburtsort). Eine Bestandsentwicklung lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht ableiten.

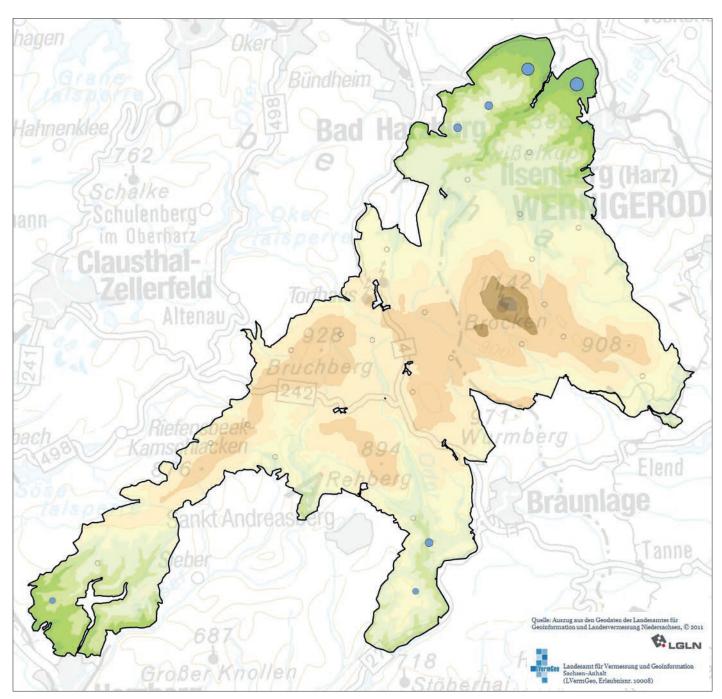


Abb. 17: Präsenz des Grünspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.15 Schwarzspecht (Dryocopus martius)

Der Schwarzspecht ist ein charakteristischer Vogel größerer Wälder, die einen hinreichenden Altholzanteil zum Bruthöhlenbau aufweisen. Häufig werden Rotbuchen zur Höhlenanlage genutzt (Zang 1986c), im Harz sind aber auch Schwarzspechthöhlen in Fichten bekannt.

Zang (1986c) beschreibt, dass das Brutgebiet des Schwarzspechtes im Harz häufig 200-300 m tiefer liegen kann als die Nahrungsgebiete. Das ist heute nicht mehr ausschließlich der Fall: der Schwarzspecht kommt im Nationalpark flächendeckend und bis über 900 m ü. NHN vor. Das zeigen auch die Ergebnisse der Vogelschutzgebietskartierungen (Pertl & Späth 2014, Pertl & Sandkühler 2017).

Die Bestandsentwicklung in den MhB-Probeflächen weist starke Schwankungen auf, der Bestand ist insgesamt aber stabil (Abb. 18). Aufgrund der großen Reviere (vgl. z.B. Bezzel 1985) ist das MhB für die Erfassung des Schwarzspechtes aber nur bedingt geeignet. Deutlich zielführender ist ein großflächiger Ansatz (vgl. DDA 2018). Vergleicht man die Revierpaarzahlen der Vogelschutzgebietskartierungen mit denen vorangegangener, methodisch abweichender Erfassungen (Mitschke & Laske 2008, Späth 2009), gelangt man zu der Einschätzung einer positiven Bestandsentwicklung im Nationalpark Harz. Der Bestandstrend für Niedersachsen/Bremen ist stabil, der für Deutschland und Europa positiv.

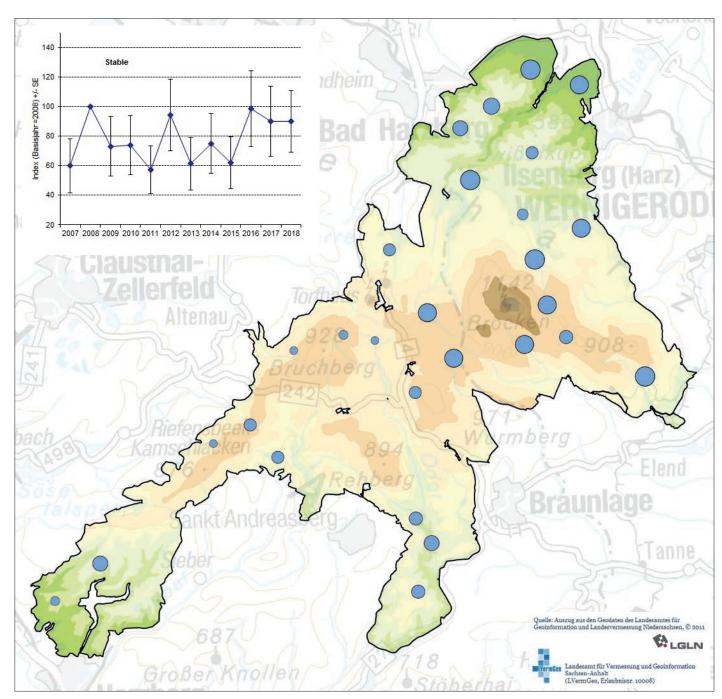


Abb. 18: Präsenz und Bestandsentwicklung des Schwarzspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.16 Mittelspecht (Dendrocoptes medius)

Alte Laubwälder in Tiefland- und Mittelgebirgsregionen werden gern von Mittelspechten als Brutgebiet angenommen. Mittelspechte sind in der Regel dort zu finden, wo raue Rindenoberflächen vorhanden sind, also in Hartholz-Auenwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern, sowie Rotbuchen- und Erlenwäldern mit sehr alten Bäumen und hohem Totholzanteil (SÜDBECK & Flade 2004).

Der Mittelspecht war bislang nur auf zwei Probeflächen des MhB vertreten, die in den nördlichen Laubwaldbereichen liegen (Abb. 19). Eine der beiden weist einen alten Eichenbestand auf,

die andere ist mit alten Buchen bestanden. Bei den Vogelschutzgebietskartierungen wurden Mittelspechte in diesen Bereichen bestätigt sowie in den alten Laubwaldbereichen im Süden bei Herzberg nachgewiesen. Die Wälder des Nationalparks bieten aufgrund der nur sehr lokalen Präsenz von Eichen und des Fehlens von Buchen-Uraltwäldern nicht den bevorzugten Lebensraum des Mittelspechts. Mit der Alterung der Buchenwälder und damit einer Zunahme an rauborkigen Bäumen ist von einer künftig besseren Lebensraumeignung auszugehen. Für eine Aussage zur Bestandsentwicklung reichen die Daten nicht aus.

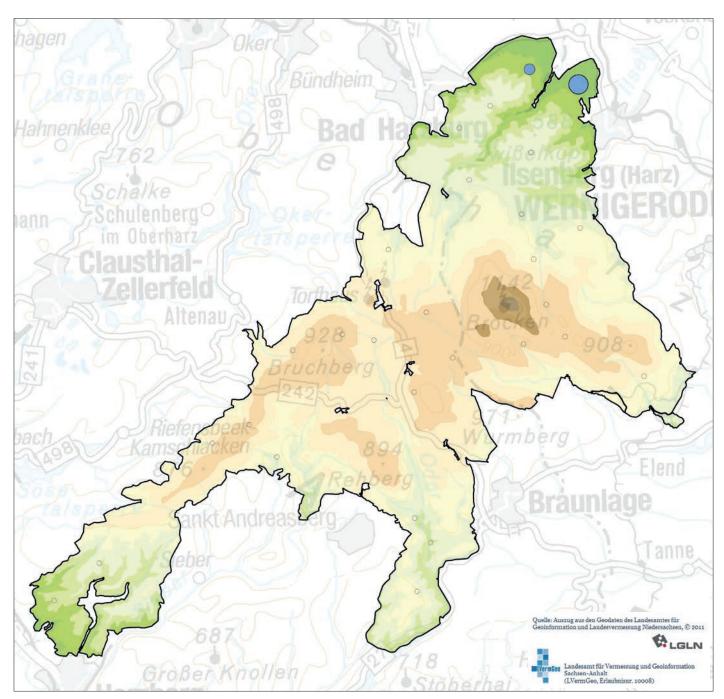


Abb. 19: Präsenz des Mittelspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.17 Kleinspecht (Dryobates minor)

Bevorzugte Lebensräume des Kleinspechts sind lichte Laubwälder, Parks oder Gärten. Weichhölzer werden als Brutbäume bevorzugt, sind aber kein ausschließliches Kriterium (Krüger et al. 2014). Stehendes Totholz sowie hohe Anteile von grobborkigen, alten Laubbäumen sind für den Kleinspecht attraktive Habitatelemente (NLWKN 2010).

In fünf verschiedenen MhB-Probeflächen vom Laubwald im Norden bis zum Fichtenwald über 900 m ü. NHN am Brocken konnte die Art beobachtet werden. Regelmäßig kam sie jedoch nur in den Laubwaldbereichen in ca. 200-400 m ü. NHN vor (Abb. 20). Für die Erfassung dieser Spechtart ist die Methodik des MhB ungeeignet (vgl. DDA 2018). Für eine Aussage zur Bestandsentwicklung reichen die Daten nicht aus.

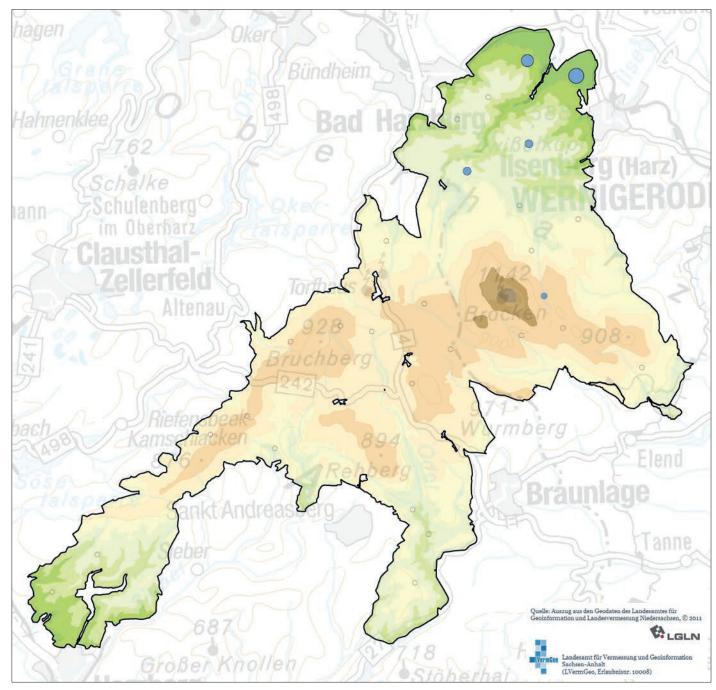


Abb. 20: Präsenz des Kleinspechts in den MhB-Probeflächen.

#### 3.18 Baumpieper (Anthus trivialis)

Halboffene Landschaften sind der bevorzugte Lebensraum des Baumpiepers. Charakteristische Habitatelemente sind eine gut ausgebildete Krautschicht und einzeln oder locker stehende Sträucher oder Bäume als Singwarten. Zu erwarten ist die Art daher z.B. in Heide- und Moorlandschaften (Krüger et al. 2014). Halboffene Gehölzsukzessionsflächen, wie es sie z.B. auf ehemaligen Truppenübungsplätzen gibt, erreichen die höchsten Siedlungsdichten in Deutschland (Geden et al. 2014). Im Harz kommt der Baumpieper typischerweise in durch Windwurf und Borkenkäfer aufgelichteten Bereichen vor. Zang (2001a) nennt Brutvorkommen bis oberhalb 900 m ü. NHN, der Baumpieper sei seit Beginn der Aufzeichnungen bis zur

Waldgrenze am Brocken als häufiger Brutvogel bekannt gewesen. Hierfür gibt es auch aktuellere Nachweise (Hellmann 2015). Im Rahmen des MhB wurden Baumpieper in einem Großteil der Probeflächen nachgewiesen. Nur in drei der Laubwaldflächen wurde diese Art noch nicht festgestellt; diese bieten keine halboffenen Lebensräume, ein Vorkommen ist folglich auch nicht zu erwarten. In den MhB-Flächen zeigen sich fast jährlich schwankende Bestandszahlen, die höchsten Werte wurden in den Jahren 2017 und 2018 festgestellt. Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg ist der Bestand stabil (Abb. 21). In Niedersachsen/Bremen ist der Bestandstrend stabil, in Deutschland und Europa gibt es einen Bestandsrückgang.

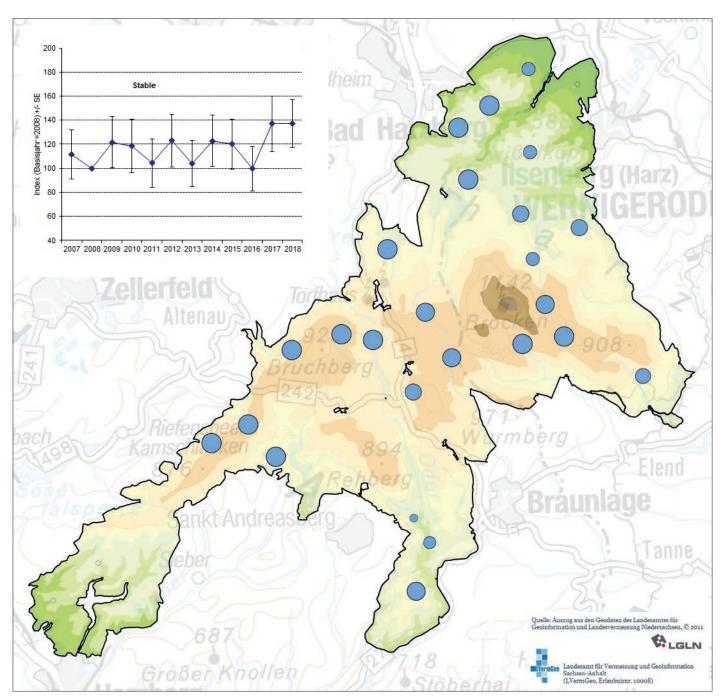


Abb. 21: Präsenz und Bestandsentwicklung des Baumpiepers in den MhB-Probeflächen.

#### 3.19 Wiesenpieper (Anthus pratensis)

Wiesenpieper besiedeln offene Lebensräume wie Hochmoore, Feuchtwiesen, aber auch Kalamitäts- und Kahlschlagsflächen innerhalb von Wäldern. Präferiert werden generell gehölzarme Lebensräume (Krüger et al. 2014).

In variierenden Dichten ist der Wiesenpieper auch im Harz seit langem als Brutvogel bekannt (Zang 2001b). Im Rahmen des

MhB wurden nur auf zwei Probeflächen Reviervorkommen festgestellt (Abb. 22). Beide liegen am Kamm des Ackerhöhenzuges, welcher zu großen Anteilen von lichten Moor- und Reitgras-Fichtenwäldern bewachsen ist. Das MhB ist im waldgeprägten Nationalpark Harz ungeeignet, um Aussagen zur Wiesenpieperpopulation zu treffen. Nach Hellmann (2015) ist der Wiesenpieper die häufigste Brutvogelart auf der Brockenkuppe.

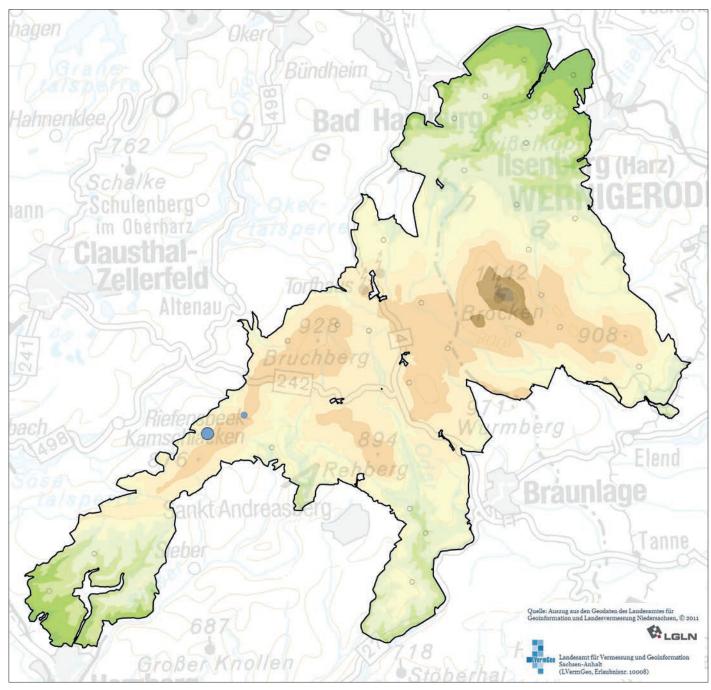


Abb. 22: Präsenz des Wiesenpiepers in den MhB-Probeflächen.

#### 3.20 Gebirgsstelze (Motacilla cinerea)

Typische Lebensräume für Gebirgsstelzen sind naturnahe, schnell fließende, beschattete Fließgewässer innerhalb von Wäldern. Es werden aber auch naturferne oder anthropogene Fließgewässer (z.B. Gräben, Kanäle) bis in urbane Bereiche hinein genutzt (Krüger et al. 2014).

Für den Harz wurden schwankende Siedlungsdichten angegeben. Bereits Mitte des 20. Jahrhunderts waren Brutvorkommen bis ca. 900 m ü. NHN bekannt (ZANG 2001c). Gebirgsstelzen wurden in 16 der 28 MhB-Probeflächen nachgewiesen. In den höher gelegenen Probeflächen vom Brocken über Achtermann und Bruchberg bis zum Ackerhöhenzug wurde die Art regelmäßig beobachtet. Der Bestand der Gebirgsstelze ist im Nationalpark insgesamt stabil, zeigt aber Schwankungen. Die niedrigsten Revierpaarzahlen wurden 2013 und 2015 erfasst, 2007, 2014, 2017 und 2018 die bislang höchsten (Abb. 23). Europaweit ist der Bestand stabil, kurzfristig auch deutschlandweit.

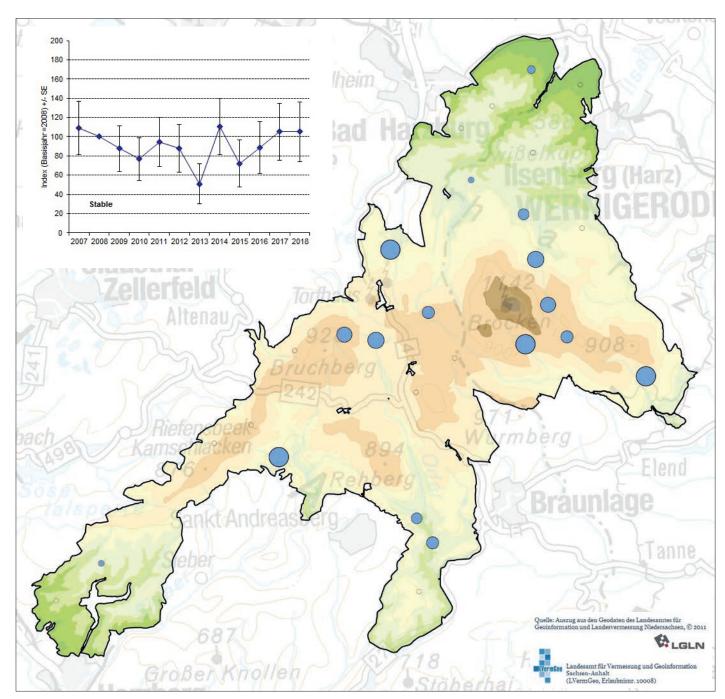


Abb. 23: Präsenz und Bestandsentwicklung der Gebirgsstelze in den MhB-Probeflächen.

#### 3.21 Bachstelze (Motacilla alba)

Offene bis halboffene Landschaften bieten Lebensräume für Bachstelzen. Das Vorhandensein von Gewässern und vegetationsarmen bis -freien Bereichen gehört zu den Grundvoraussetzungen für eine Besiedlung. Die Art hat sich erfolgreich an die Kulturlandschaft angepasst (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, Zang 2001d).

Für den Harz wurde die Art schon im 18. Jahrhundert erwähnt. Regelmäßige Brutvorkommen sind seit längerem bekannt, vereinzelt wurden sie auch über 800-900 m ü. NHN festgestellt (ZANG 2001d). Die MhB-Erfassungen ergaben Bachstelzen in nur drei Probeflächen, in denen sie auch nur in einzelnen Jahren nachgewiesen wurden (Abb. 24). Aussagen zur Bestandsentwicklung können daher nicht getroffen werden.

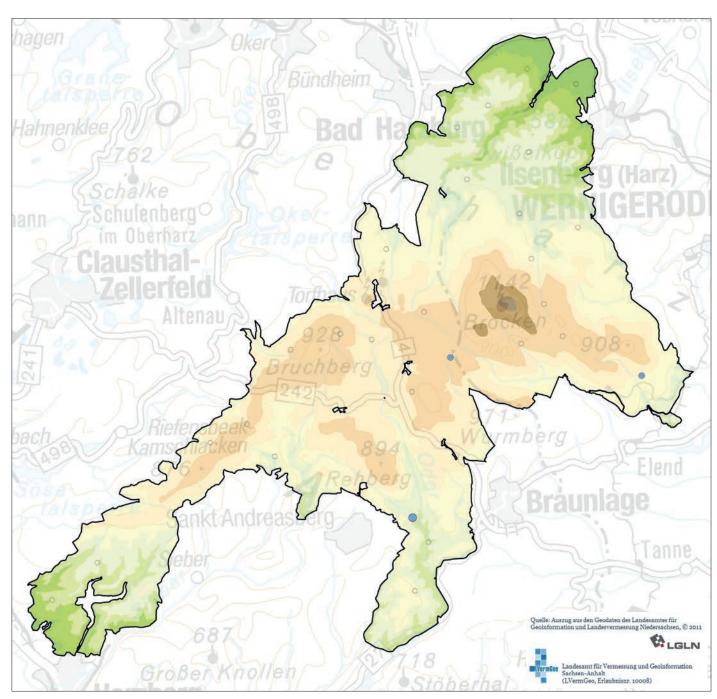


Abb. 24: Präsenz der Bachstelze in den MhB-Probeflächen.

#### 3.22 Wasseramsel (Cinclus cinclus)

Wasseramseln bauen ihre Nester bevorzugt an schnell fließenden, sauerstoffreichen Gewässern mit ausreichendem Insektenangebot. Naturnahe, locker bewachsene Ufer bieten entsprechende Nistmöglichkeiten.

Vorkommen im Harz sind seit langem bekannt (ZANG & BINK 2001) und bilden eines der niedersächsischen Schwerpunktvorkommen (Krüger et al. 2014). Reviervorkommen von Wasseramseln wurden in sechs MhB-Probeflächen erfasst, zwei von ihnen liegen oberhalb von 900 m ü. NHN (Abb. 25). Aussagen

zur Bestandsentwicklung können auf Basis der MhB-Daten nicht getroffen werden. Eine 2017 nach zehn Jahren wiederholte Kartierung im sachsen-anhaltischen Nationalparkteil ergab jedoch einen deutlich geringeren Bestand als 2007 (WADEWITZ 2017). Dies deckt sich mit bislang nicht veröffentlichten Ergebnissen aus dem Beringungsprojekt des Nationalparks, wonach Wasseramselbruten im nördlichen Bereich 2017-2018 sehr gering ausfielen. Im Jahr 2019 wurden wieder mehr erfolgreiche Bruten dokumentiert, es kann sich 2017/2018 folglich auch um einen nur vorübergehenden Bestandseinbruch gehandelt haben.

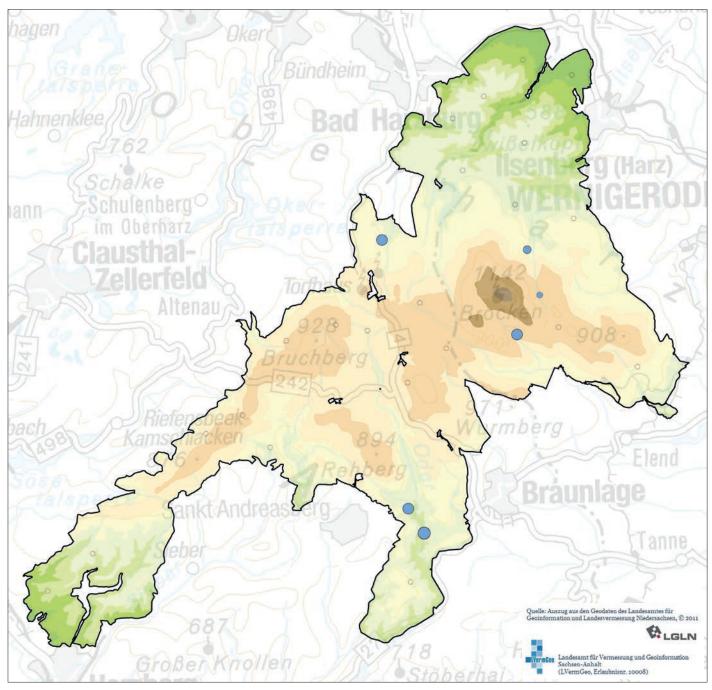


Abb. 25: Präsenz der Wasseramsel in den MhB-Probeflächen.

#### 3.23 Zaunkönig (Troglodytes troglodytes)

Zaunkönige besiedeln vor allem feuchte, unterholzreiche Laubund Mischwälder, Fichtenaltholzbestände und Bestände entlang von Fließgewässern mit genügend Deckung. Die Art brütet aber auch in anderen Biotopen mit Gehölzanteilen, so z.B. auf Friedhöfen oder in Parks. Die Nistplatzwahl ist variabel und kann z.B. auf Gebüsche, Wurzelteller oder Böschungen fallen (Zang 2001e, Glutz von Blotzheim & Bauer 1985, Flade 1994). Im Harz ist der Zaunkönig als Brutvogel aller Höhenlagen, auch über 1.000 m ü. NHN, bekannt (Zang 2001e, Hellmann 2015). Er kam mit großer Regelmäßigkeit in allen MhB-Probeflächen des Nationalparks vor. Nach einem Bestandshoch im Jahr 2008 folgte eine negative Entwicklung bis einschließlich 2011. Nach einem positiven Ausschlag 2012 folgte 2013 ein erneutes Tief, in den beiden Folgejahre stiegen die Bestandszahlen an und blieben nach einem leichten Rück-

gang 2016 bis 2018 auf einem in etwa gleichbleibenden Niveau. Insgesamt ergibt sich ein stabiler Bestandstrend (Abb. 26). Die geschilderten Schwankungen verlaufen im vergleichbaren Zeitraum in Niedersachsen/Bremen, Sachsen-Anhalt und Europa auffällig synchron (Bestandshoch 2008 und 2015, Einbrüche 2011 und 2013). MITSCHKE (2018) interpretiert die jahrweisen Bestandsverluste als Folgen langer, kalter und schneereicher Winter in Niedersachsen. Die Sensitivität dieser Art gegenüber solchen Witterungsverhältnissen ist bekannt (z.B. Flade & Schwarz 2004). Es liegt die Vermutung nahe, dass dies auch der Grund für die Einbrüche auf anderen Gebietsebenen inklusive des Nationalparks ist. In Niedersachsen/Bremen ist der Trend leicht rückläufig. Gedeon et al. (2014) beobachteten bundesweit insgesamt eine kurzfristige Bestandszunahme, stellten diese aber vor allem in urbanen Lebensräumen fest. Europaweit ist der Trend positiv.

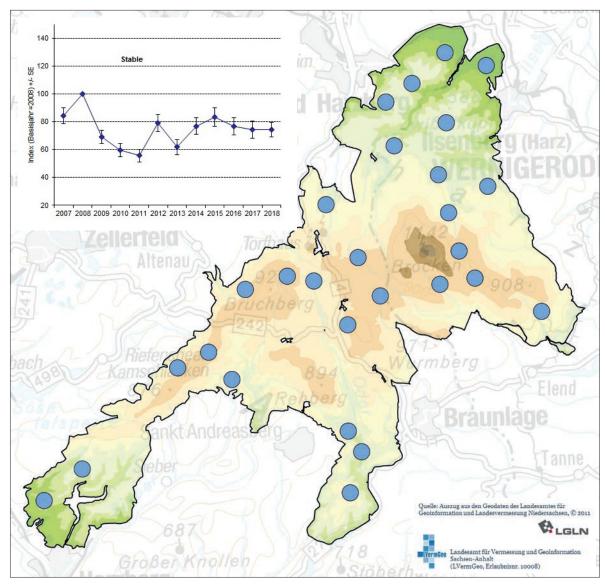


Abb. 26: Präsenz und Bestandsentwicklung des Zaunkönigs in den MhB-Probeflächen.

#### 3.24 Heckenbraunelle (Prunella modularis)

Naturnahe Fichten- und Fichtenmischwälder, die ein Mosaik aus dichten und offeneren Bereichen bieten, eignen sich gut als Brutlebensraum der Heckenbraunelle, die ihr Nest überwiegend in Nadelbäumen anlegt (ZANG 2001c). In Deutschland erreicht die Art in Fichten- und Kiefernforsten (inklusive Jungbeständen), in Hartholz-Auwäldern sowie auf Friedhöfen die höchsten Dichten. Auch verschiedene Laubwaldtypen (vor allem Feuchtwälder) sowie größere Gartenlebensräume im städtischen Bereich werden häufig besiedelt (GEDEON et al. 2014). Nach Zang (2001f) brütete die Art regelmäßig bis zur Waldgrenze am Brocken und ist im Harz seit langem als Brutvogel bekannt. Hellmann (2015) bezeichnet sie als alljährlichen Brutvogel der Brockenkuppe. Lediglich in einer der 28 MhB-Probeflächen konnte bisher keine Heckenbraunelle nachgewiesen werden. In allen anderen ist sie, wenn auch nicht jährlich, regelmäßig vertreten. Nach vergleichsweise großen Beständen in den ersten beiden Erfassungsjahren war 2009 ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Bis einschließlich 2011 erreichten die

Bestandszahlen wieder rund 80 % des Referenzjahres 2008, im Zeitraum von 2011 bis 2016 war die Entwicklung wieder leicht negativ, seitdem leicht positiv. Der Bestandstrend der Heckenbraunelle insgesamt ist leicht abnehmend (Abb. 27). Rückläufige Trends zeigen sich auch innerhalb Europas und in Niedersachsen/Bremen. Der deutschlandweite Trend wird langfristig als zunehmend, im Zeitraum 1990-2009 aber als leicht abnehmend eingestuft.

Im Nationalpark Harz hängt der negative Bestandstrend der Heckenbraunelle möglicherweise auch mit der Waldentwicklung (großflächiges Absterben von Fichtenbeständen) zusammen. Da ein Rückgang der Art aber auch überregional (s.o.) zu beobachten ist, kann dies nicht die ausschlaggebende Ursache sein. Allerdings sieht Mitschke (2018) im bundesweiten Trend der Forstwirtschaft zur stärkeren Förderung einheimischer, standortgerechter Laubhölzer gegenüber Nadelholz-Monokulturen eine mögliche Rückgangsursache. Gleichzeitig wurde in Niedersachsen/Bremen eine Zunahme der Heckenbraunelle in städtischen Bereichen beobachtet.

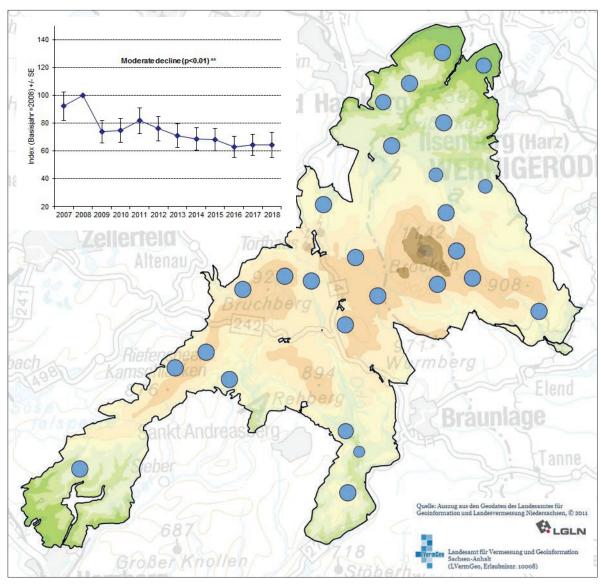


Abb. 27: Präsenz und Bestandsentwicklung der Heckenbraunelle in den MhB-Probeflächen.

#### 3.25 Rotkehlchen (Erithacus rubecula)

Als eine der häufigsten Brutvogelarten Deutschlands besiedelt das Rotkehlchen eine Vielzahl an Lebensräumen. Es kommt in Wäldern aller Art vor, brütet aber auch in Gärten und Parks, solange der Zugang zu offenem Boden gegeben ist (Geden et al. 2014).

Im Harz kam das Rotkehlchen seit Beginn der Aufzeichnungen in allen Höhenlagen bis zur Waldgrenze als häufiger Brutvogel vor (Zang & Wiehe 2005a). Im Untersuchungszeitraum waren Rotkehlchen stetig in allen MhB-Probeflächen präsent. Positive Ausschläge zeigte die Bestandsentwicklung in den Jahren 2008, 2011 und 2015, wohingegen in den Jahren 2007, 2010, 2012 und 2013 die bisher kleinsten Vorkommen erfasst wurden. Auch

wenn die Entwicklung häufige und deutliche Schwankungen zeigt, ist der Trend im betrachteten Zeitraum positiv. Insbesondere seit 2014 haben die Bestände zugenommen (Abb. 28). Auch auf europäischer Ebene zeigt sich ein insgesamt positiver Bestandstrend, und auch hier stiegen die Zahlen nach einem Bestandstief 2013 wieder an. In Niedersachsen/Bremen ist ein stabiler Bestand mit einem Tief 2013 zu verzeichnen. Letzteres gilt auch für Sachsen-Anhalt. Die Sensitivität des Rotkehlchens gegenüber Kältewintern ist bekannt (z.B. Zang & Wiehe 2005a, Flade & Schwarz 2004). Daher ist der kalte, lang anhaltende Winter 2012/2013 vermutlich ein Grund für die überregional beobachteten Bestandseinbrüche im Jahr 2013. Deutschlandweit zeigt sich von 1990-2009 eine leichte Abnahme.

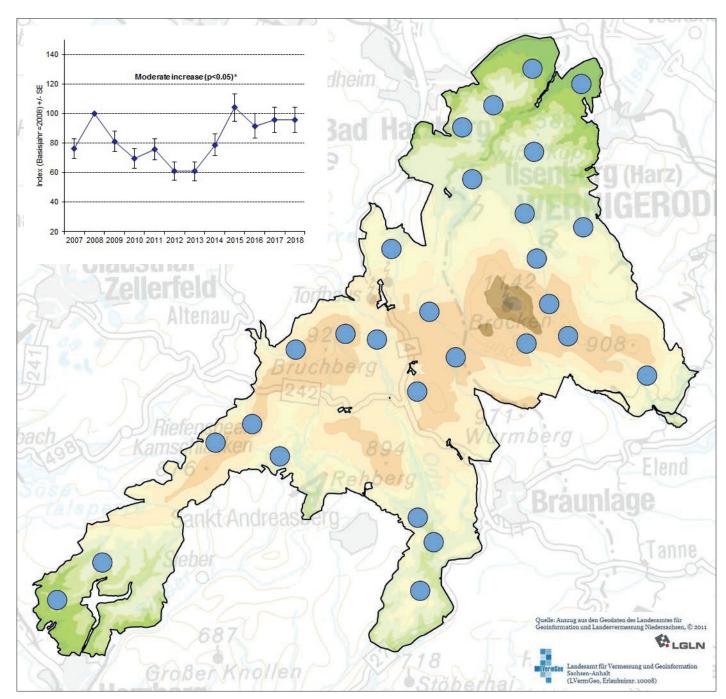


Abb. 28: Präsenz und Bestandsentwicklung des Rotkehlchens in den MhB-Probeflächen.

#### 3.26 Hausrotschwanz (Phoenicurus ochruros)

In Deutschland siedeln Hausrotschwänze mittlerweile am häufigsten im urbanen Raum (GEDEON et al. 2014). Ihre natürlichen Habitate sind Felsbereiche und Blockhalden der Gebirge, und auch im Harz sind Vorkommen in solchen Biotopen bekannt (Нескеnroth & Laske 1997). Auf Windwurf- und Kahlschlagflächen kann die Art ebenfalls vorkommen (Gedeon et al. 2014).

Eine Besiedelung des Harzes ist seit mindestens Mitte des 18. Jahrhunderts bekannt (Schmidt 2005). Hausrotschwänze sind in den MhB-Probeflächen allerdings selten anzutreffen. Da nur wenige Reviervorkommen erfasst wurden (Abb. 29), können keine Angaben zum Bestandstrend gemacht werden.

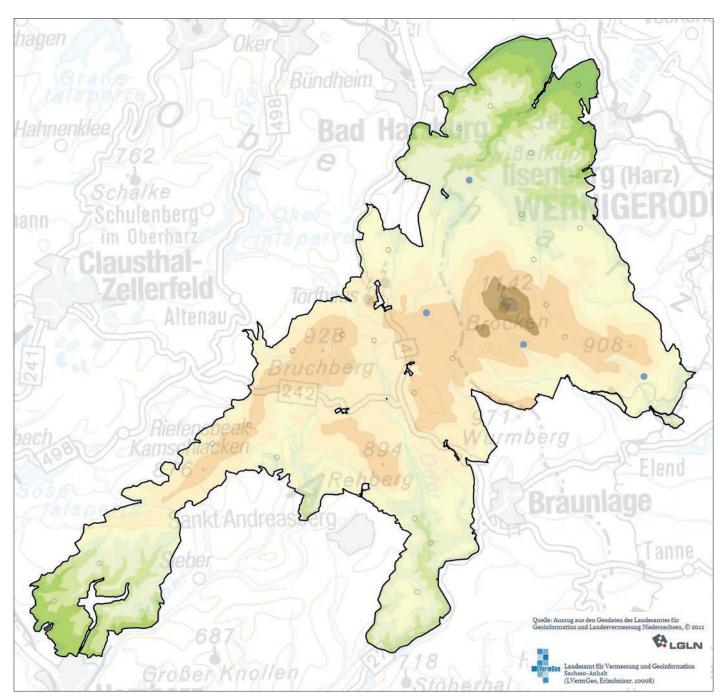


Abb. 29: Präsenz des Hausrotschwanzes in den MhB-Probeflächen.

## 3.27 Gartenrotschwanz (Phoenicurus phoenicurus)

Weisen Laub- und Mischwälder lichte Zerfallsphasen auf, werden diese vom Gartenrotschwanz besiedelt. Auch aus Kiefernforsten und naturnahen Fichtenwäldern sind Vorkommen bekannt. Zudem kommt die Art auch in durch Gartenanlagen und ältere Baumbestände geprägten Siedlungen vor (GEDEON et al. 2014, FLADE 1994).

Nach Winkel & Zang (2005) ist der Gartenrotschwanz "zweifellos seit jeher Brutvogel" im Harz. Im Rahmen des MhB konnte er bislang in der Hälfte der Probeflächen festgestellt werden. Lediglich drei Flächen (am Acker, westlich der B4 und

südlich des Brockens) fallen durch mehrjährige Beobachtungen auf (Abb. 30). Zur Berechnung eines Bestandstrends reicht die Datengrundlage nicht aus. Späth et al. (2008) geben für eine ca. 4 km² große Untersuchungsfläche am Bruchberg 23 Reviere im Jahr 2007 an. Bei Revierkartierungen in der Waldforschungsfläche Bruchberg wurden Gartenrotschwänze nur in einzelnen Jahren festgestellt (1996, 2002, 2006, 2009 und 2011; 2007, 2008, 2010, 2018 nicht) (Nationalparkverwaltung Harz 2012, Rees 2020). Die Art ist hier offensichtlich trotz geeigneter Habitatstrukturen kein regelmäßiger Brutvogel (Rees 2020).

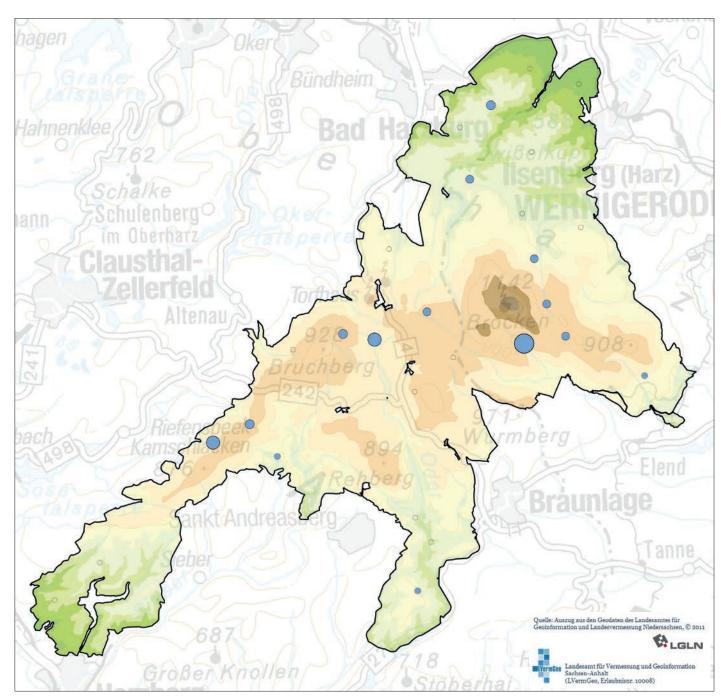


Abb. 30: Präsenz des Gartenrotschwanzes in den MhB-Probeflächen.

## 3.28 Ringdrossel (Turdus torquatus)

Ringdrosseln kommen in Deutschland in den nadelwaldgeprägten Mittelgebirgslagen und in der Alpenregion vor (Gedeon et al. 2014).

Das Hauptvorkommen im Harz beschränkt sich auf den Brocken, nur wenige Brutzeitbeobachtungen gelangen in anderen Bereichen wie z.B. Torfhaus oder Hohneklippen (HELLMANN et al. 1992, 1997, Knolle et al. 1973). Im Rahmen des MhB wurden bislang nur in zwei Probeflächen Reviervorkommen erfasst. Eine dieser Flächen liegt in räumlicher Nähe zum Hauptvorkommen am Brocken, die zweite am Bruchberg (Abb. 31). Bereits zur ADEBAR-Kartierung in der zweiten Hälfte der 2000er Jahre konnte H. Martens in diesem Bereich Ringdrosseln nachweisen (pers. Mitt.). Eine Bestandsentwicklung kann aus den MhB-Daten nicht abgeleitet werden. Am Brocken schwanken die Revierpaarzahlen seit Anfang der 90er Jahre zwischen 7 und 16 Paaren (Hellmann 2015).

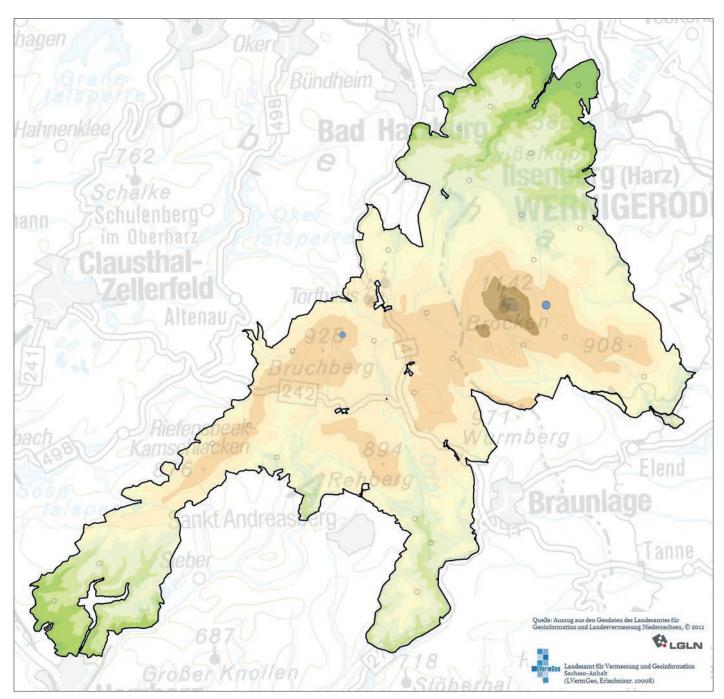


Abb. 31: Präsenz der Ringdrossel in den MhB-Probeflächen.

### 3.29 Amsel (Turdus merula)

Die Verbreitung der Amsel innerhalb Deutschlands reicht von der Küste bis zur Waldgrenze in den Alpen. Notwendige Lebensraumkomponenten sind neben Gehölzen für den Nestbau kurzrasige oder vegetationsfreie Flächen für die Nahrungssuche (Gedeon et al. 2014).

Für den Harz wird die Amsel zwar als "Brutvogel seit jeher" bezeichnet, dennoch sei sie "ungleich seltener" als andere Drosselarten (Zang 2005a). Haensel & König (1987) nennen sie als Jahresvogel bis in eine Höhe von 1.050 m ü. NHN. Im Untersuchungszeitraum waren Amseln in allen MhB-Probeflächen nahezu kontinuierlich vorhanden. Die größten Bestände wurden 2008 und 2015 erfasst, die kleinsten im Jahr 2011.

Die Art zeigt einen insgesamt stabilen Bestandstrend, wobei die Entwicklung Schwankungen in mehrjährigen Rhythmen aufweist (Abb. 32). In Niedersachsen/Bremen war der Trend ebenfalls stabil. Sowohl hier als auch in Sachsen-Anhalt waren die Bestände 2011 auf einem Tiefpunkt. Europaweit hingegen wird von einem moderat ansteigenden Trend ausgegangen. Bereits 2011 und 2012 wurden in Deutschland zahlreiche Amseln durch das Usutu-Virus getötet [2]. Das Virus breitet sich zunehmend in Deutschland aus. Bis einschließlich 2018 wurde in den das Nationalparkgebiet betreffenden Landkreisen nur im Landkreis Göttingen ein Labornachweis des Usutu-Virus erbracht [3], für den Nationalpark selbst gibt es bislang keinen Nachweis. Trotzdem sind Zusammenhänge mit den Bestandseinbrüchen im Nationalparkgebiet möglich.

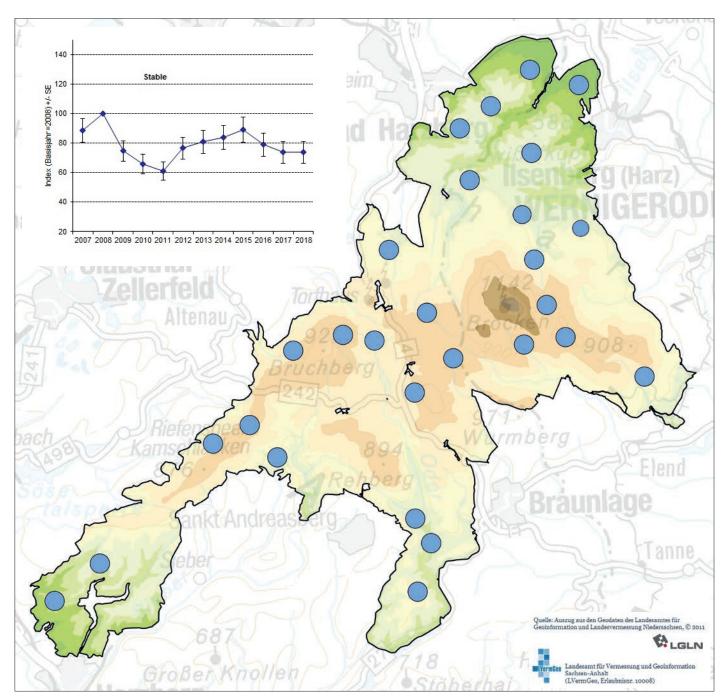


Abb. 32: Präsenz und Bestandsentwicklung der Amsel in den MhB-Probeflächen.

# 3.30 Wacholderdrossel (Turdus pilaris)

Die Wacholderdrossel brütet hauptsächlich in halboffenen Landschaften. Waldränder, Ufer- und Feldgehölze, Obstgärten und Parks sind gern angenommene Brutlebensräume (GEDEON et al. 2014). Die Art bevorzugt für die Brut Bäume, die einzeln, in Gruppen oder am Waldrand stehen. Zur Nahrungssuche eignet sich insbesondere Grünland.

Brutvorkommen im Harz wurden seit den 1970er Jahren festgestellt. Die Brutplätze waren meist nur temporär besetzt (ZANG 2005b). Im Rahmen des MhB wurde nur in einem Jahr (2017) ein Revier der Wacholderdrossel im Odertal erfasst (Abb. 33).

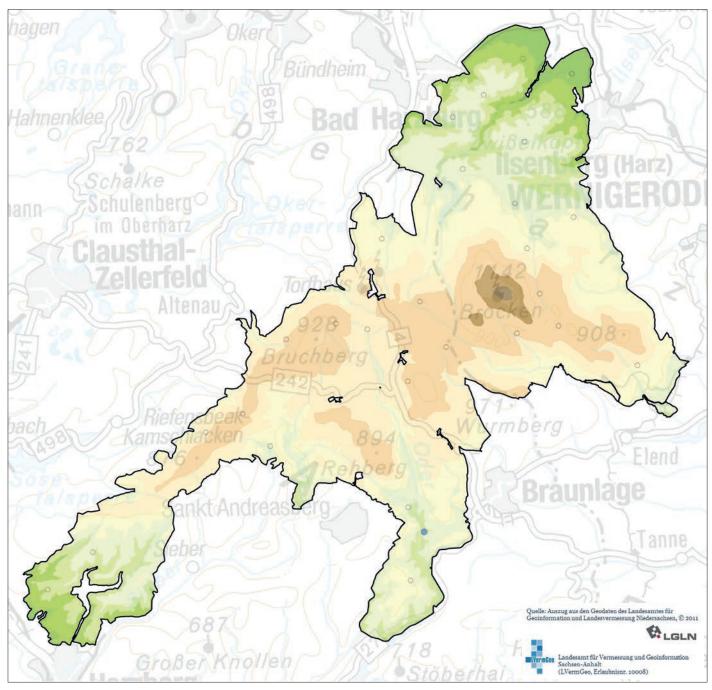


Abb. 33: Präsenz der Wacholderdrossel in den MhB-Probeflächen.

## 3.31 Singdrossel (Turdus philomelos)

Die Singdrossel besiedelt Wälder aller Art. Deutschlandweit finden sich die höchsten Dichten in Parks und auf Friedhöfen mit älteren Baumbeständen, in Auwäldern, Pappelforsten und Fichtenbeständen (Geden et al. 2014). Vor allem in letzteren tritt sie im Bergland auf, insbesondere wenn die Bestände reich an Unterholz sind.

Im Harz ist die Singdrossel seit Beginn der Dokumentation und in allen Höhenlagen als Brutvogel vorgekommen (Zang 2005c).

Auch aktuell ist sie regelmäßig und verbreitet vertreten. Starke Schwankungen der Bestandsentwicklung zeigte das MhB auf: So folgte auf einen deutlichen Spitzenwert 2012 im Folgejahr 2013 das bisher kleinste Vorkommen. Der Anstieg zeichnete sich schon 2011 ab, der Rückgang war auch 2014 noch deutlich. Der Bestand ist über den Untersuchungszeitraum stabil (Abb. 34), ebenso deutschlandweit seit 1990. Europaweit zeigt sich ein leicht positiver Trend. Auffällig ist auf allen Gebietsebenen der deutliche Bestandseinbruch 2013.

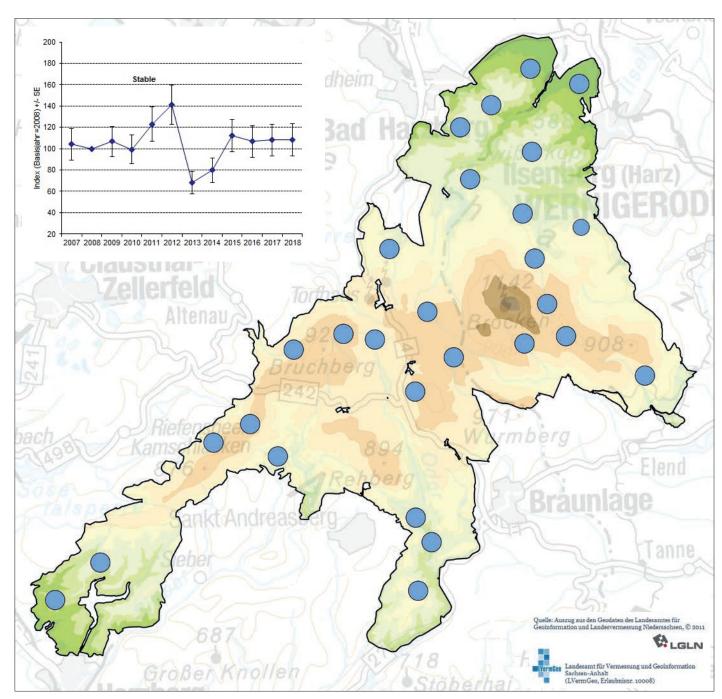


Abb. 34: Präsenz und Bestandsentwicklung der Singdrossel in den MhB-Probeflächen.

### 3.32 Misteldrossel (Turdus viscivorus)

Misteldrosseln präferieren als Bruthabitate die Randbereiche lichter Wälder mit hohem Nadelbaumanteil. In besiedelten Gebieten werden auch Parks oder Baumreihen genutzt. Im Harz ist die Art seit langem als Brutvogel aller Höhenlagen bekannt (Gedeon et al. 2014, Zang 2005d). Auch aktuell ist die Misteldrossel ein sehr regelmäßig vorkommender Brutvogel in allen MhB-Probeflächen. Sie weist stabile Bestände auf, obwohl ihre Entwicklung von starken Schwankungen geprägt ist.

Das bisher kleinste Vorkommen bestand im ersten Erfassungsjahr 2007, das bislang größte 2012 (Abb. 35). Auch die Daten aus Niedersachsen/Bremen ergeben stabile Bestandstrends. Die Entwicklung verläuft hier auffällig synchron zu der im Nationalpark Harz. Beide unterschieden sich nur im Jahr 2016, als im Nationalpark im Vergleich zum Vorjahr ein Rückgang zu beobachten war, in Niedersachsen/Bremen dagegen eine Zunahme. Der europäische Trend ist insgesamt stabil, der kurzfristige deutsche Trend rückläufig.

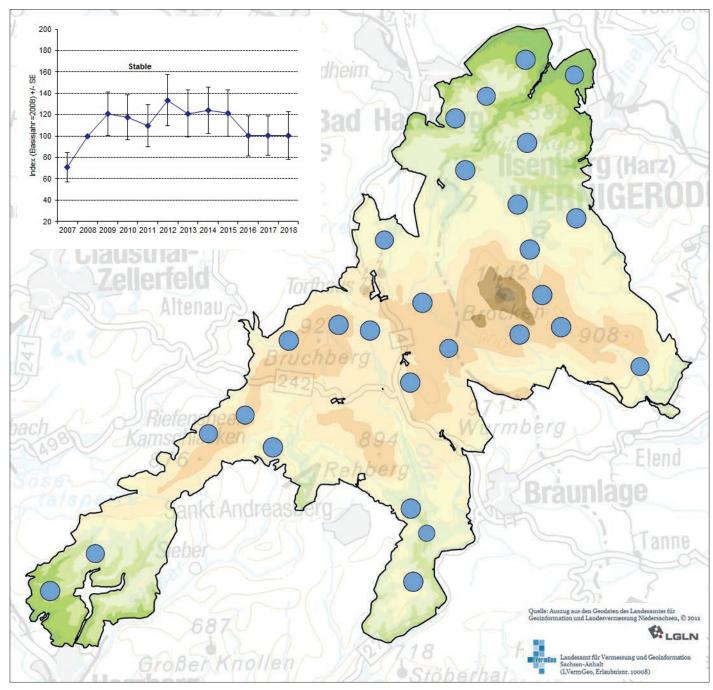


Abb. 35: Präsenz und Bestandsentwicklung der Misteldrossel in den MhB-Probeflächen.

## 3.33 Feldschwirl (Locustella naevia)

Feldschwirle kommen in Deutschland vor allem in waldfreien Mooren, extensiv genutzten Feuchtwiesen oder in Feuchtbrachen vor. Auch lichte, feuchte Wälder und Windwurfflächen innerhalb von Wäldern werden besiedelt, zudem Hecken, Heiden, Ruderalflächen und Trockenrasen (GEDEON et al. 2014). Ab dem frühen 20. Jahrhundert sind Nachweise aus den Harzrandgebieten bekannt, später auch aus dem Oberharz (ZANG

& Meier-Peithmann 2005). Das MhB stellte Feldschwirle bislang in nur sechs Probeflächen fest, davon in nur einer recht regelmäßig. Diese Fläche liegt nördlich der Eckertalsperre und ist seit Beginn des MhB-Programmes durch das Absterben der Altfichten in Folge von Borkenkäferbefall geprägt (Abb. 36). Eine Bestandsentwicklung lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht ableiten.

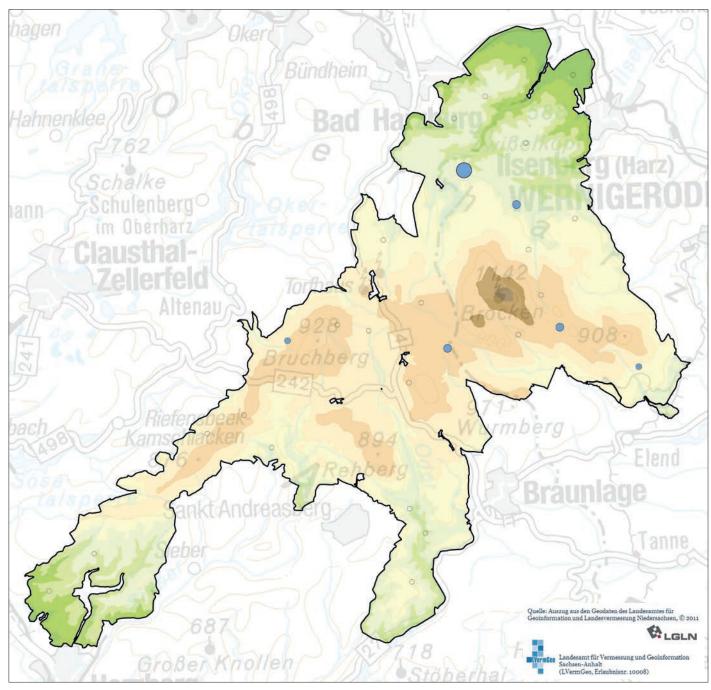


Abb. 36 Präsenz des Feldschwirls in den MhB-Probeflächen.

## 3.34 Klappergrasmücke (Sylvia curruca)

Klappergrasmücken brüten in Gebüschen oder jungen Nadelholzbeständen in halboffenen Landschaften, in Waldrandbereichen oder auch in Siedlungen. Die höchsten Siedlungsdichten werden in aufgelassenen Weinbergen und auf Friedhöfen erreicht (GEDEON et al. 2014).

Schon Zang (2005e) benannte Vorkommen bis 900 m ü. NHN, wobei Klappergrasmücken im Harz immer nur selten anzutreffen seien. Singende Männchen wurden

mittlerweile aber auch schon auf der Brockenkuppe beobachtet (Hellmann 2015). Die Art kam bisher in elf von 28 MhB-Probeflächen vor. Nachweise gelangen in einer Reihe von Lebensräumen vom Buchen-Eichenwald unterhalb 300 m ü. NHN bis zu Fichtenwäldern über 900 m ü. NHN im Acker-Bruchberggebiet sowie im Bereich des Achtermanns und des Brockens (Abb. 37). Für Aussagen zur Bestandsentwicklung reicht die Anzahl der Beobachtungen nicht aus.

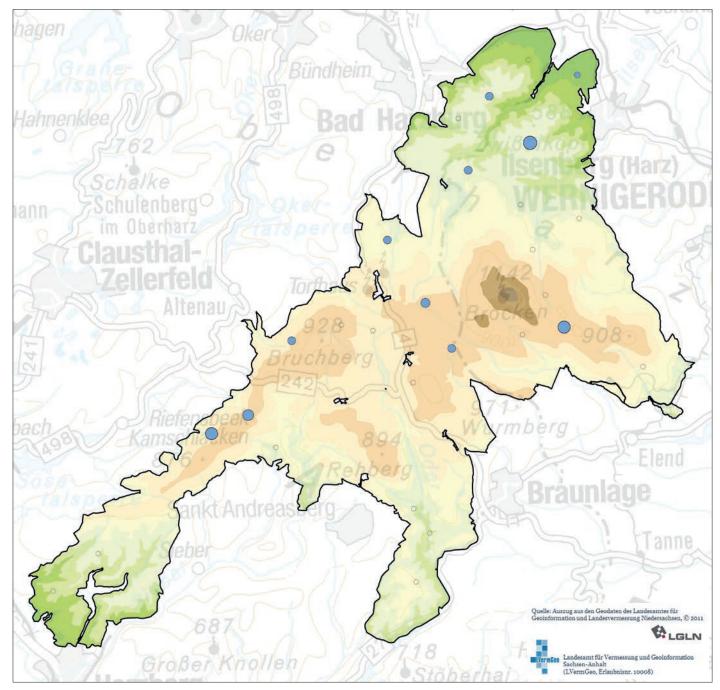


Abb. 37: Präsenz der Klappergrasmücke in den MhB-Probeflächen.

## 3.35 Dorngrasmücke (Sylvia communis)

Landschaften mit Gebüschen und Hecken oder gebüschreiche Waldränder bieten Lebensraum für die Dorngrasmücke. Ihr genügen wenige Quadratmeter große Bereiche mit strauchigem Bewuchs und sie siedelt gern in frühen Sukzessionsstadien auf Störflächen, wenn einige erhöhte Singwarten vorhanden sind. Unter diesen Bedingungen besiedelt sie diverse Biotopkomplexe wie Moore, Feuchtgebiete oder Heiden, kommt aber auch in Agrarbiotopen vor (ZANG 2005f).

Im Harz war die Dorngrasmücke in der Vergangenheit vor allem zu Zeiten präsent, während derer der Wald nicht geschlossen, sondern durch Borkenkäfergradationen oder Kahlschläge

geöffnet und in der Folge mit Jungbäumen, Him- und Brombeere bewachsen war (Zang 2005f). Auf der Brockenkuppe war die Art in jüngerer Zeit gelegentlich Brutvogel (Hellmann 2015). In den MhB-Probeflächen kam sie im Untersuchungszeitraum nur selten vor: entsprechende Nachweise erfolgten nur auf 25 % der Probeflächen, die sich hauptsächlich in den Fichtenlebensräumen fanden (Abb. 38). Aussagen zur Populationsentwicklung können nicht getroffen werden. Es ist aber davon auszugehen, dass die Dorngrasmücke künftig von den in der Naturdynamikzone zugelassenen Buchdruckergradationen profitieren wird.

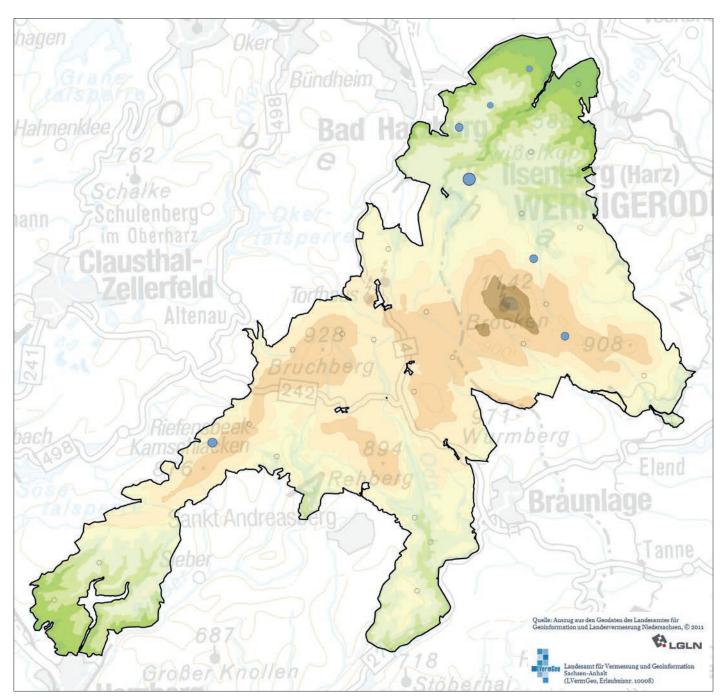


Abb. 38: Präsenz der Dorngrasmücke in den MhB-Probeflächen.

### 3.36 Gartengrasmücke (Sylvia borin)

Die Gartengrasmücke ist ein klassischer Gehölzbewohner. Gebüsche, Waldränder und Feldgehölze werden, insbesondere auf feuchten Standorten, präferiert. In Weidenauenwäldern finden sich die höchsten Dichten, hingegen fehlt die Art in älteren Nadelholzbeständen weitgehend (Gedeon et al. 2014). In der Vergangenheit war die Gartengrasmücke in den Tieflagen des Harzes bis 700 m ü. NHN regelmäßiger Brutvogel, in den Hochlagen nur ein seltener. Hier erfolgten die Nachweise in durch Waldschäden aufgelichteten Fichtenbeständen (Tiemeyer 2005).

Vorkommen dieser Art fanden sich in acht MhB-Probeflächen, die sich hauptsächlich in den nördlichen Tieflagen, aber auch am Ackerhöhenzug befinden. Am regelmäßigsten traten Gartengrasmücken in der Probefläche im Schimmerwald auf, die größtenteils durch Laubwald unterschiedlicher Altersstufen geprägt ist, mehrere Bachläufe und sehr feuchte Teilbereiche, aber auch mittlerweile durch Borkenkäferereignisse abgestorbene Fichtenbestände umfasst (Abb. 39). Für Aussagen zur Bestandsentwicklung reicht die Datengrundlage nicht aus.

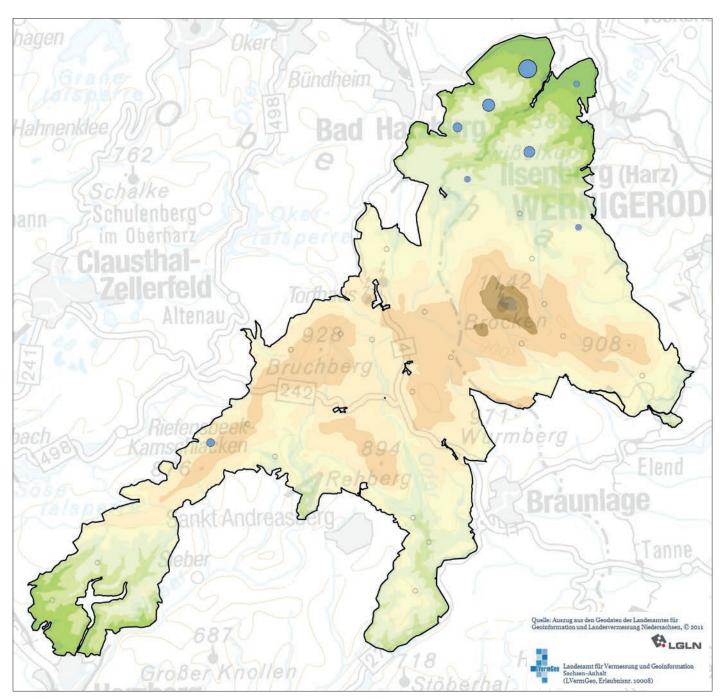


Abb. 39: Präsenz der Gartengrasmücke in den MhB-Probeflächen.

### 3.37 Mönchsgrasmücke (Sylvia atricapilla)

Unter den mitteleuropäischen Grasmücken ist die Mönchsgrasmücke die Art mit dem weitesten Lebensraumspektrum und in sämtlichen Waldtypen zu erwarten. Sind Gehölze mit älteren Bäumen vorhanden, besiedelt sie auch städtische Bereiche. Des Weiteren ist sie in halboffenen Agrarlandschaften, Mooren und Feuchtwiesenkomplexen zu finden. Die höchsten Siedlungsdichten wurden bisher in Feuchtwäldern festgestellt (Gedeon et al. 2014, Zang 2005g).

Nach Zang (2005g) war die Mönchsgrasmücke schon immer Brutvogel in allen Höhenlagen des Harzes. In den untersuchten MhB-Probeflächen war sie überall und mit großer Regelmäßigkeit vorhanden. Ihre Bestandsentwicklung verläuft insgesamt stabil. Im Jahr 2010 war ein deutlicher Einbruch zu verzeichnen, im Jahr 2015 wurde die bisher mit Abstand höchste Revierzahl ermittelt (Abb. 40). Auch in Niedersachsen/Bremen wurde 2015 ein vorläufiges Bestandshoch festgestellt. Hier gibt es ebenso positive Bestandstrends wie in Deutschland und Europa.

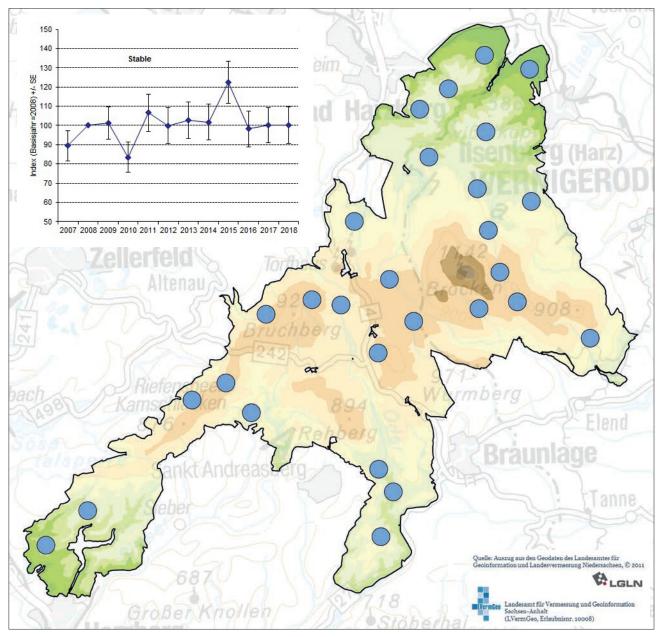


Abb. 40: Präsenz und Bestandsentwicklung der Mönchsgrasmücke in den MhB-Probeflächen.

### 3.38 Waldlaubsänger (Phylloscopus sibilatrix)

Die klassischen Lebensräume des Waldlaubsängers sind Laubund Laubmischwälder mit geschlossenem Kronendach und nur schwach entwickelter Kraut- und Strauchschicht. Bekannt sind Vorkommen auch aus Fichtenwäldern mit einzelnen Laubbäumen oder aus laubholzreichen Kiefernforsten. Wichtige Kriterien zur Auswahl von Brutrevieren sind die Präsenz erhöhter Singwarten sowie ausreichender Raum für den Singflug unterhalb des Kronendaches (Gedeon et al. 2014).

Im Harz ist der Waldlaubsänger seit langem als regelmäßiger Brutvogel der Buchenwaldstufe bekannt, seltener wurden Vorkommen bis 900 m ü. NHN erfasst (ZANG 2005h). Im Erfassungszeitraum kam die Art in 26 der 28 MhB-Probeflächen vor. Die Nachweise erfolgten in den Tieflagen recht regelmäßig, in den Hochlagen teilweise nur in einzelnen Jahren. Dass die Art auch hier kontinuierlich auftreten kann, zeigen die Ergebnisse

auf den Flächen im Bereich des Brockens. Die Bestandsentwicklung zeigt mehrere starke Einbrüche mit jeweils kurzfristiger Erholung, der Bestandstrend ist rückläufig. Ein deutliches Bestandshoch ist im ersten Monitoringjahr 2007 erfasst worden, merkliche Tiefpunkte wurden in den Jahren 2013 und 2016 erreicht (Abb. 41). Auch der deutschlandweite Bestand hat in den Jahren 1990-2009 stark abgenommen, ebenfalls rückläufig ist der Trend auf europäischer Ebene. Im Gegenteil dazu verläuft der Bestandstrend in Niedersachsen/Bremen leicht positiv. Dieser positive Trend liegt aller Wahrscheinlichkeit nach an den vergleichsweise geringen Bestandszahlen in Niedersachsen/ Bremen von 2003-2006, die zusammen mit den höheren Zahlen in den Folgejahren zu einer positiveren Einschätzung des Trends führen; im Nationalparkgebiet liegen diese Jahre noch nicht innerhalb des Erfassungszeitraumes.

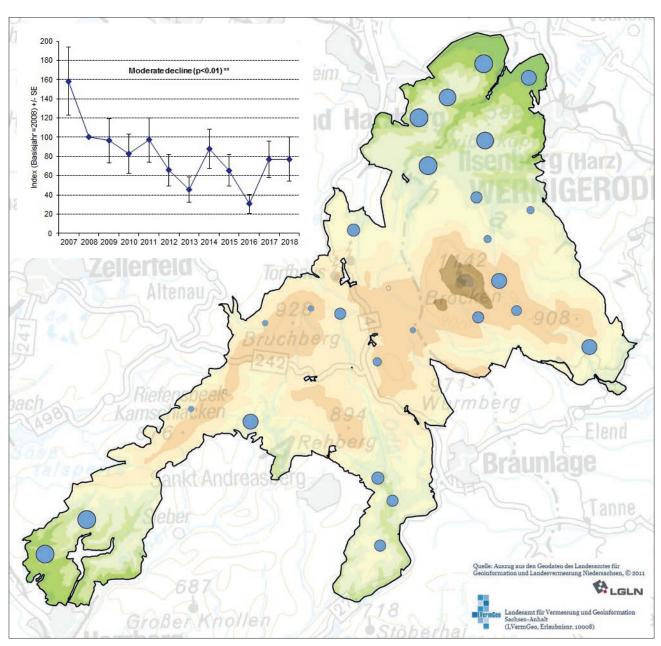


Abb. 41: Präsenz und Bestandsentwicklung des Waldlaubsängers in den MhB-Probeflächen.

# 3.39 Zilpzalp (Phylloscopus collybita)

Baumbestandene Lebensräume aller Art werden vom Zilpzalp besiedelt (Gedeon et al. 2014).

Im Harz ist der Zilpzalp "seit jeher und wohl in allen Höhenlagen Brutvogel gewesen" (Zang & Wiehe 2005b). Auch heute ist er eine auf fast allen MhB-Probeflächen vorkommende und auch regelmäßig auftretende Art. Die Bestandsentwicklung zeigt deutliche Schwankungen, insbesondere die Tiefstwerte 2010

und 2013 fallen auf. Insgesamt verläuft der Bestandstrend aber leicht positiv (Abb. 42). Diese positive Entwicklung tritt auch auf niedersächsischer/Bremer sowie europäischer Ebene auf. In beiden zeigten sich wie im Nationalpark grundsätzlich starke Schwankungen und das Tief im Jahr 2013. Deutschlandweit ist der langfristige Trend positiv, der kurzfristige aber leicht rückläufig.

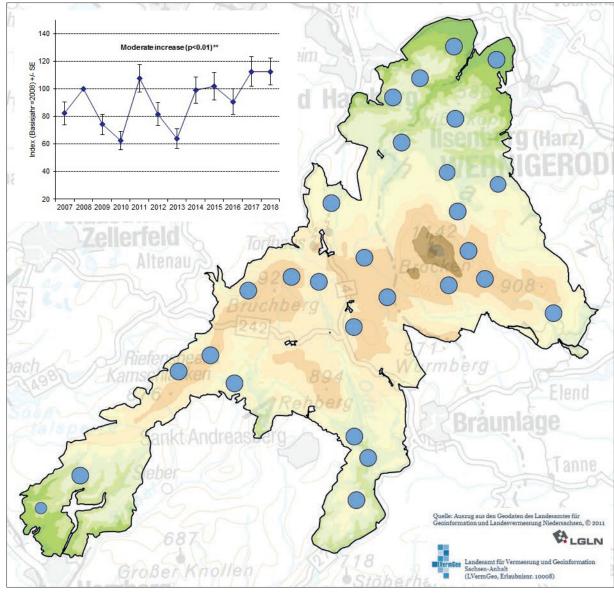


Abb. 42: Präsenz und Bestandsentwicklung des Zilpzalps in den MhB-Probeflächen.

### 3.40 Fitis (Phylloscopus trochilus)

Fitisse brüten in erster Linie in jungen Gehölzbeständen, Gebüschgruppen und Sukzessionsflächen mit Gehölzen sowie in lichten Wäldern. Deutschlandweit erreicht die Art in jüngeren Nadelbaumbeständen, Birken- und Erlenbruchwäldern, Weichholzauen und Pappelforsten die höchsten Revierdichten (Gedeon et al. 2014).

Im Harz war der Fitis seit Beginn der Aufzeichnungen in allen Höhenlagen typischer Brutvogel. Profitiert hat die Art hier in den Hochlagen ab Mitte der 1990er Jahre offensichtlich von "Auflichtungen infolge der Waldschäden" (ZANG & WIEHE 2005c). Bei den MhB-Erfassungen kamen Fitisse bisher nur in zwei der 28 Probeflächen nicht vor. In einigen wenigen Probeflächen beschränkten sich Vorkommen auf einzelne Jahre. Der Bestandstrend ist moderat rückläufig, die Entwicklung verläuft recht konstant negativ, wobei die Jahre 2007, 2010 und 2016 mit Negativausschlägen auffallen (Abb. 43). Auch in Niedersachsen/Bremen, Deutschland (kurzfristig)

sowie in Europa ist die Bestandsentwicklung rückläufig. Problematisch sind beim Fitis die Wertungszeiträume zur Revierabgrenzung von Einzelnachweisen. Nach den vorgegebenen Methodenstandards dürfen für den Fitis nur Einzelbeobachtungen aus Terminspanne vier (vgl. Tab. 1) als Reviere gewertet werden. Erfahrungen aus den praktischen Geländearbeiten weisen jedoch darauf hin, dass Revierpaare bereits im dritten Durchgang festgestellt werden können; diese fallen dann aber bei den Revierabgrenzungen wieder aus der Wertung. Daher ist die Zahl der Revierpaare in der Realität vermutlich deutlich höher. Natürlich lassen sich bei gleichbleibender Methodik trotzdem Bestandsentwicklungen abbilden. Zuverlässiger wären die Daten für den Fitis vermutlich aber mit angepassten Wertungszeiträumen für die Abgrenzung von Brutrevieren. Noch problematischer wird die Revierauswertung, falls sich im Zuge des Klimawandels, wie schon bei anderen Arten festgestellt (z.B. Вотн 2008, Zang 2019), Brutzeiträume zeitlich nach vorne verlagern.

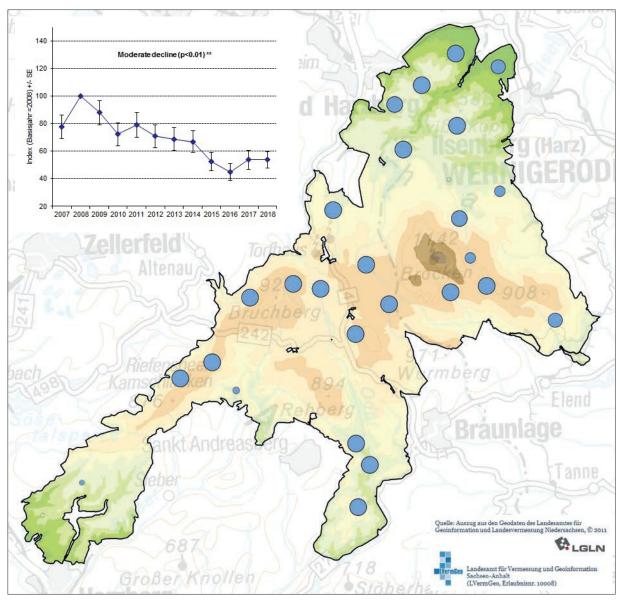


Abb. 43: Präsenz und Bestandsentwicklung des Fitis in den MhB-Probeflächen.

### 3.41 Wintergoldhähnchen (Regulus regulus)

Das Wintergoldhähnchen ist eng an Nadelbäume gebunden und zeigt klare Präferenzen für Fichten und Tannen. In Fichten- und Kiefern-Fichtenforsten des Tieflandes und der Mittelgebirge erreicht die Art in Deutschland ihre höchsten Dichten (Geden et al. 2014). Kooiker (2005a) bezeichnet das Wintergoldhähnchen als eine der dominanten Arten des Harzes. Sie kam im Erfassungszeitraum in allen MhB-Flächen vor, in zwei davon aber in nur wenigen Jahren. Nach einer sehr hohen Revierzahl 2008 folgte eine deutlich negative Entwicklung, die ihren Tiefstwert 2011 erreichte. In den Jahren 2012, 2017 und 2018 fanden Bestandserholungen statt, insgesamt verläuft der Trend aber negativ. Die

Revierzahlen scheinen sich seit 2012 auf einem niedrigeren Niveau einzupendeln (Abb. 44). Auch in Niedersachsen/Bremen sowie in Europa ist der Bestandstrend rückläufig, die Daten zeigen synchrone Verläufe. Der kurzfristige bundesweite Trend ist ebenfalls negativ. Ursächlich für den Rückgang des stark fichtengebundenen Wintergoldhähnchens ist im Nationalpark Harz vermutlich der Rückgang der Fichte durch die Waldentwicklungsmaßnahmen und insbesondere durch den massiven Borkenkäferbefall in den letzten Jahren. Aber auch auf größerer räumlicher Skala scheint die Entwicklung hin zu mehr Laubund Laubmischwäldern ein Grund für die negative Bestandsentwicklung zu sein (Geden et al. 2014, Mitschke 2018).

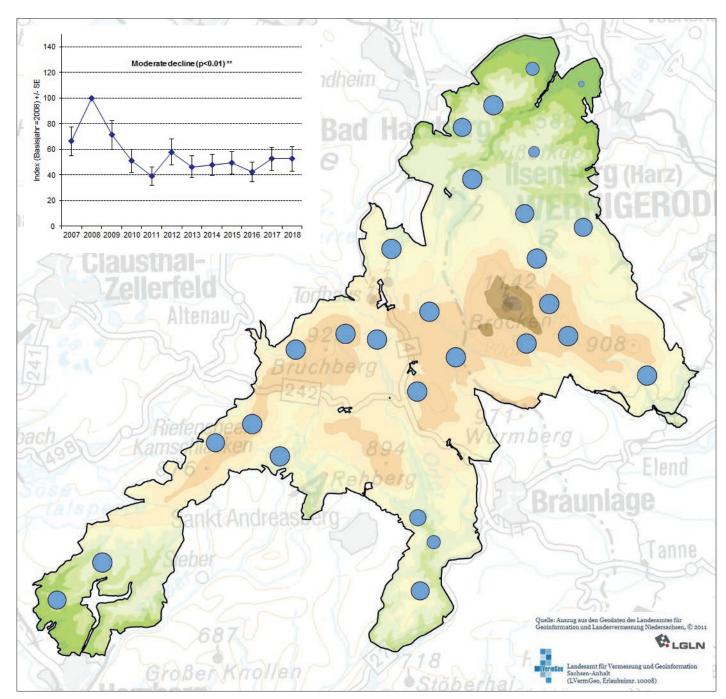


Abb. 44: Präsenz und Bestandsentwicklung des Wintergoldhähnchens in den MhB-Probeflächen.

## 3.42 Sommergoldhähnchen (Regulus ignicapilla)

Im Gegensatz zum Wintergoldhähnchen brütet das Sommergoldhähnchen in Nadel- und Mischwäldern sowie in Laubwäldern, sofern zumindest einzelne Nadelbäume vorhanden sind (Gedeon et al. 2014).

Erwähnt wird die Art für den Harz seit dem späten 19. Jahrhundert. Brutvorkommen in allen Höhenlagen bis ins Brockengebiet sind schon länger bekannt (KOOIKER 2005b). Sommergoldhähnchen kamen in allen MhB-Probeflächen vor, in einigen aber nur in wenigen Jahren. 2009 und 2013 erreichte der Bestand seine Tiefstwerte, von 2013-2016 stiegen die Zahlen an und sind seitdem konstant auf dem Niveau von 2007/2008. Insgesamt ist der Bestand stabil (Abb. 45). Ebenfalls stabil sind die Bestände in Niedersachsen/Bremen sowie in Europa. Deutschlandweit ist der Bestandstrend langfristig positiv.

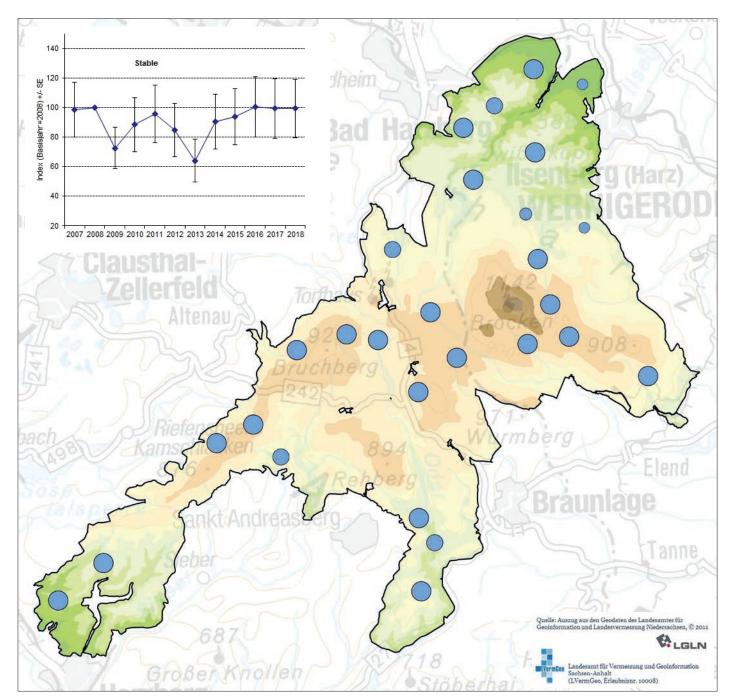


Abb. 45: Präsenz und Bestandsentwicklung des Sommergoldhähnchens in den MhB-Probeflächen.

## 3.43 Grauschnäpper (Muscicapa striata)

Grauschnäpperbruten sind aus Siedlungen, Grünanlagen mit altem Laubbaumbestand und aus Wäldern bekannt. Bevorzugt werden sonnige, lichte Gehölzstrukturen, wie sie z.B. an Waldrändern oder in Alleen zu finden sind (Gedeon et al. 2014). Nach Zang (2005i) war der Grauschnäpper für den Harz bis

600 m ü. NHN als Brutvogel bekannt, wobei Brutvorkommen über 400 m ü. NHN "unstet" waren. Im Rahmen des MhB wurde er bislang in sechs der 28 Probeflächen festgestellt. In den Jahren 2016 und 2017 wurden auch erstmals Reviere in den Hochlagenflächen dokumentiert (Abb. 46). Für die Berechnung eines Bestandstrends reicht die Datengrundlage nicht aus.

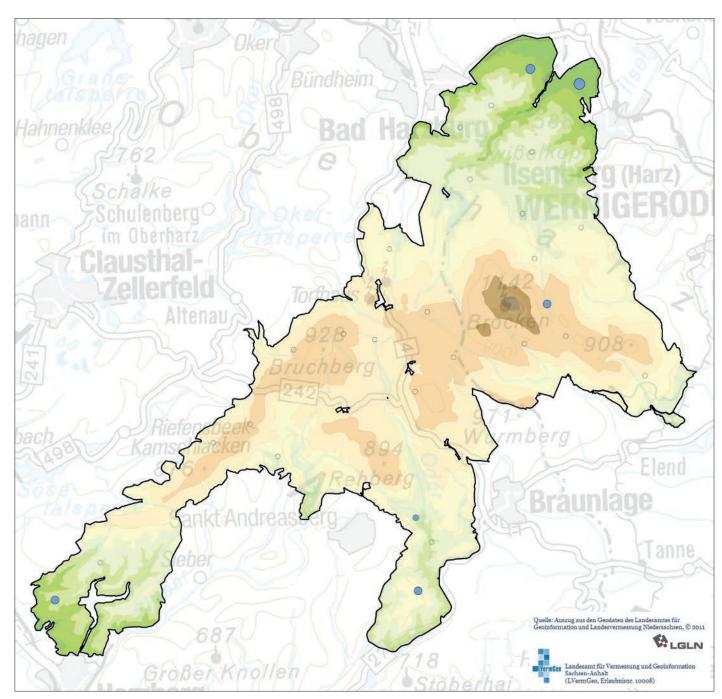


Abb. 46: Präsenz des Grauschnäppers in den MhB-Probeflächen.

# 3.44 Zwergschnäpper (Ficedula parva)

Deutschland ist Teil der westlichen Verbreitungsgrenze des Zwergschnäppers. Alte, strukturreiche Laub- und Bergmischwälder werden als Bruthabitat bevorzugt, die Art kommt aber auch im Flachland vor. Zwergschnäpper benötigen eine vielfältige vertikale Struktur mit Jagdmöglichkeiten im Kronenbereich.

Falls vorhanden, werden Reviere gern in Nähe von Gewässern oder Waldmooren besetzt (Gedeon et al. 2014, Krüger et al. 2014).

Im Rahmen des MhB gelangen nur drei Beobachtungen, die auf Reviervorkommen schließen ließen (Abb. 47). Aussagen zur Bestandsentwicklung sind dementsprechend nicht möglich.

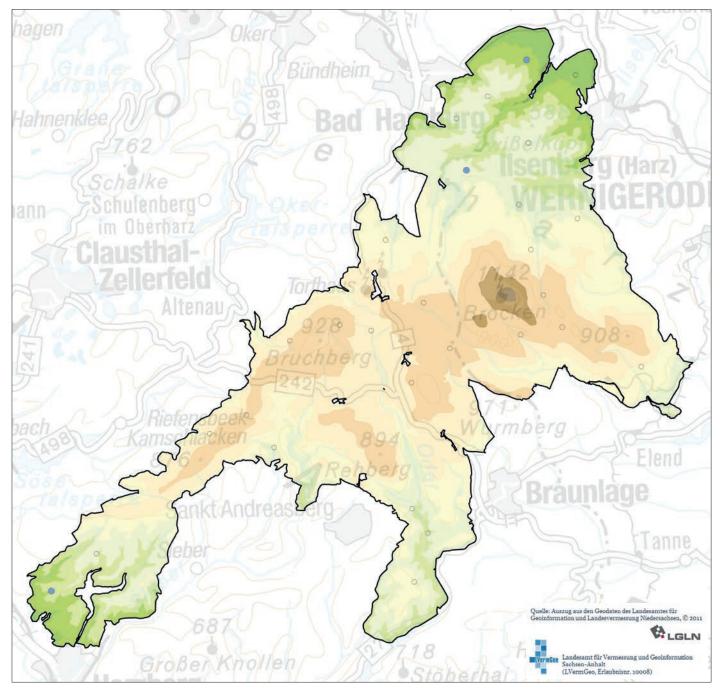


Abb. 47: Präsenz des Zwergschnäppers in den MhB-Probeflächen.

## 3.45 Trauerschnäpper (Ficedula hypoleuca)

Lichte Laub-und Mischwälder mit großem Höhlenangebot sind geeignete Habitate für den Trauerschnäpper. Naturnahe, altholzreiche Bestände weisen die höchsten Siedlungsdichten auf (Krüger et al. 2014).

Im Harz waren Bruten in künstlichen Nisthöhlen auch in Fichtenbeständen bekannt (Zang & Winkel 2005). Trauerschnäpper kamen in sieben MhB-Probeflächen vor, zwei davon sind laubwalddominierte Flächen. Die Probefläche im Schimmerwald wurde über mehrere Jahre hinweg als Brutrevier genutzt, während in den Hochlagenflächen nur vereinzelt Revierverhal-

ten beobachtet wurde. Zwar lässt sich aus den MhB-Daten eine negative Bestandsentwicklung berechnen (Abb. 48), eine bessere Datengrundlage bieten jedoch die seit vielen Jahren laufenden Studien an Kleinhöhlenbrütern, bei denen sich der hier festgestellte rückläufige Bestandstrend bestätigte (z.B. Zang 1997, 2019). So konnten Trauerschnäpper in den 1960er Jahren in den Fichtenbeständen bei Braunlage nachgewiesen werden, ab den 1990er Jahren nicht mehr. Auch die Daten aus Deutschland und Europa zeigen eine negative Entwicklung, die aus Niedersachsen/Bremen hingegen ergeben einen stabilen Trend.

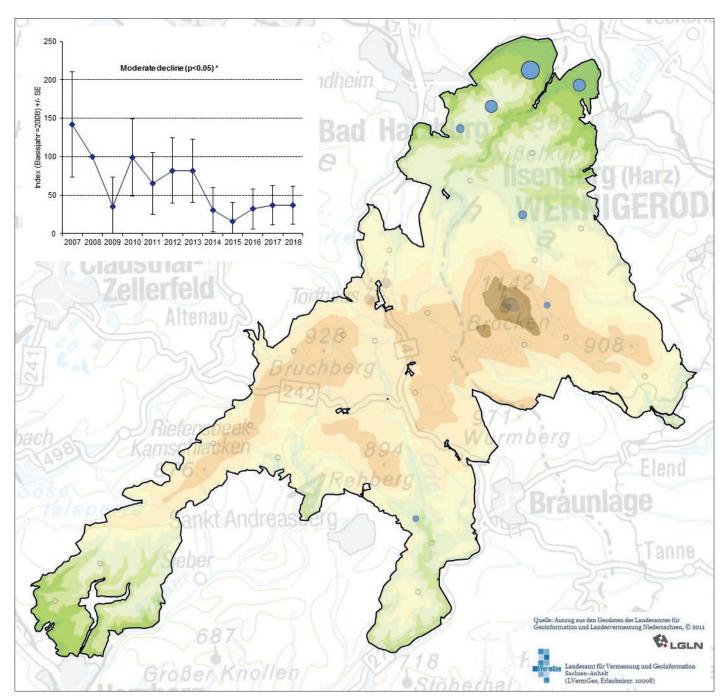


Abb. 48: Präsenz und Bestandsentwicklung des Trauerschnäppers in den MhB-Probeflächen.

### 3.46 Schwanzmeise (Aegithalos caudatus)

Die bevorzugten Lebensräume der Schwanzmeise sind feuchte, lichte Laubmischwälder mit ausgeprägter Strauch- und Krautschicht sowie strukturreichen Waldrändern, vor allem in Gewässernähe. Nadelholzforsten ohne Unterwuchs werden gemieden (ZANG 1998a).

Im Harz war die Schwanzmeise als Brutvogel der tiefer gelegenen Laubwälder bis 600 m ü. NHN bekannt und mied auch hier die Fichtenbestände (ZANG 1998a). In sieben der 28 MhB-Probeflächen wurden Schwanzmeisen bislang erfasst. In den Probeflächen der Hochlagen fehlt die Art bisher. Der Bestandstrend im Nationalpark ist rückläufig. Auffällig ist der sehr große Bestand im ersten Untersuchungsjahr 2007. In den Folgejahren schwankten die Bestände auf einem deutlich niedrigeren Niveau (Abb. 49). Auch in Niedersachsen/Bremen nimmt der Bestand ab. Auf europäischer Ebene ist er stabil; hier zeigte sich ein auffälliges Hoch abweichend vom Nationalpark nicht 2007, sondern - wie auch in Deutschland - 2008.

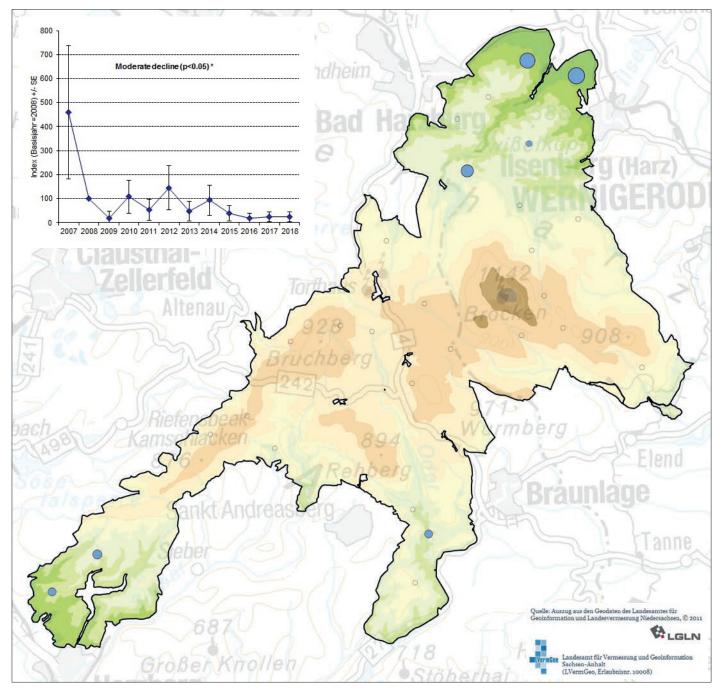


Abb. 49: Präsenz und Bestandsentwicklung der Schwanzmeise in den MhB-Probeflächen.

## 3.47 Sumpfmeise (Poecile palustris)

Die Sumpfmeise besiedelt größere Altholzbestände in artenund grenzlinienreichen Laub- und Mischwäldern mit rauborkigen Bäumen. Besonders geeignet sind nährstoffreiche, feuchte Laubwälder. Reine Nadelwälder werden gemieden (ZANG & WINKEL 1998a). Deutschlandweit sind die Siedlungsdichten in den Buchenwäldern der Mittelgebirge am höchsten (Gedeon et al. 2014). Sumpfmeisen fanden sich hauptsächlich in den Gebieten unter 700 m ü. NHN, nur am Bruchberg wurde ein höher gelegenes Vorkommen registriert. Insgesamt kam die Art in 13 MhB-Probeflächen vor. Die Bestandsentwicklung zeigt starke Schwankungen, besonders auffällig ist ein Einbruch ab dem Jahr 2016. Der Trend verläuft negativ (Abb. 50). In Niedersachsen/Bremen, langfristig in Deutschland sowie in Europa ist der Bestandstrend stabil.

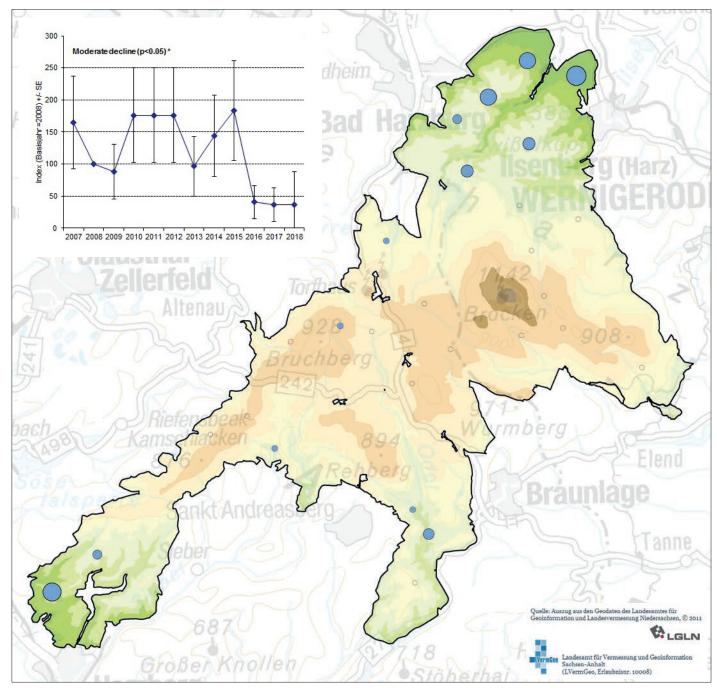


Abb. 50: Präsenz und Bestandsentwicklung der Sumpfmeise in den MhB-Probeflächen.

### 3.48 Weidenmeise (Poecile montanus)

Bevorzugt siedelt die Weidenmeise in nutzungsfreien oder extensiv genutzten Wäldern, die reich an Morschholz sind. Dennoch kommt sie in fast allen Waldtypen als Brutvogel vor (ZANG 1998b).

Nach Zang (1998b) gehörte sie mindestens im Zeitraum von 1940 bis 1970 trotz einzelner Nachweise nicht zu den Brutvögeln des niedersächsischen Harzes. Eine Besiedlung erfolgte in den 1970er Jahren aus dem nördlichen Harzvorland und dem Ostharz, aus dem seit 1963 eine Population bekannt war. Aktuell wurden Weidenmeisen zwar in fast 40 % der MhB-Probeflä-

chen festgestellt, ihre Vorkommen beschränkten sich allerdings auf nur wenige Jahre. Besiedelte Probeflächen sind sowohl in den Laubwäldern der Tieflagen also auch in den Fichtenwäldern der Hochlagen vorhanden. Die Bestandszahlen waren 2014 und 2015 auffällig niedrig, gefolgt von einem auffälligen Hoch 2016 und einem erneuten starken Rückgang in 2017 und 2018. Für den Nationalpark Harz ist der Bestandstrend unsicher (Abb. 51). Stabil war er hingegen in Niedersachsen/Bremen und langfristig in Deutschland, wo er aber kurzfristig ebenso leicht rückläufig war wie in Europa.

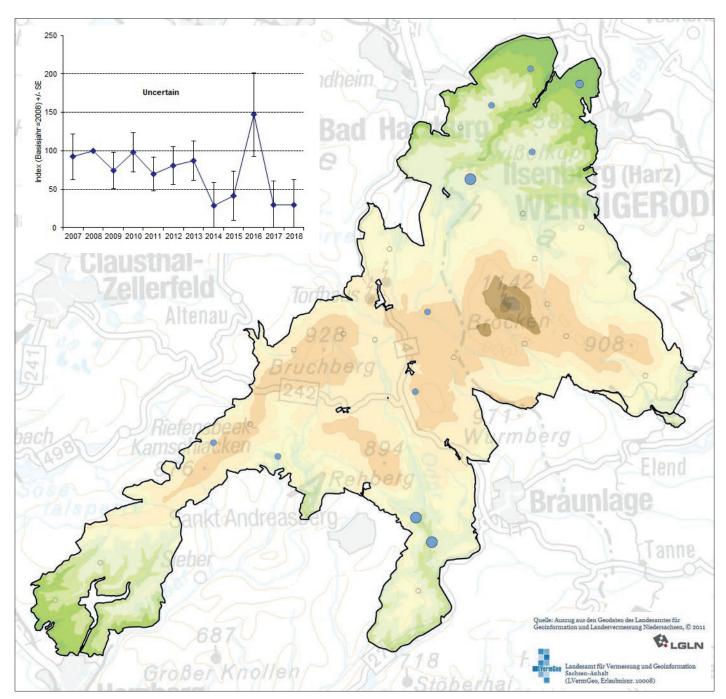


Abb. 51: Präsenz und Bestandsentwicklung der Weidenmeise in den MhB-Probeflächen.

## 3.49 Haubenmeise (Lophophanes cristatus)

Die Haubenmeise ist ein Nadelwaldbewohner. Präferenzen zeigt sie für von älteren Fichten oder Kiefern geprägte Wälder. Sind Laubbaumarten beigemischt, brütet sie in geringeren Dichten (Zang & Winkel 1998b). In einer Untersuchungsfläche von George (2018) bevorzugte die Haubenmeise Fichtenbestände mit fehlendem oder geringem Unterwuchs gegenüber einem mit Laubgehölzen durchmischten Altkiefernbestand.

Die Art kam in allen MhB-Probeflächen vor, wobei sich dennoch Präferenzen für einige Gebiete abzeichneten. So war sie nur selten in den nördlichen Laubwaldflächen zu finden, recht regelmäßig aber z.B. am Brocken und am Bruchberg oder in den südlichen Flächen. Die Bestände schwankten zunächst, aber seit 2014 waren die Revierzahlen relativ konstant. In den Jahren 2009 bis 2011 sowie 2013 waren vergleichsweise wenige Haubenmeisen im Gebiet, während 2008 und 2012 durch hohe Zahlen auffallen. Der Bestandstrend ist stabil (Abb. 52). Gleiches gilt für Niedersachsen/Bremen. Hier und auch in Europa fallen die Jahre 2008 und 2012 ebenfalls positiv auf, allerdings war der Bestandstrend in Europa leicht rückläufig.

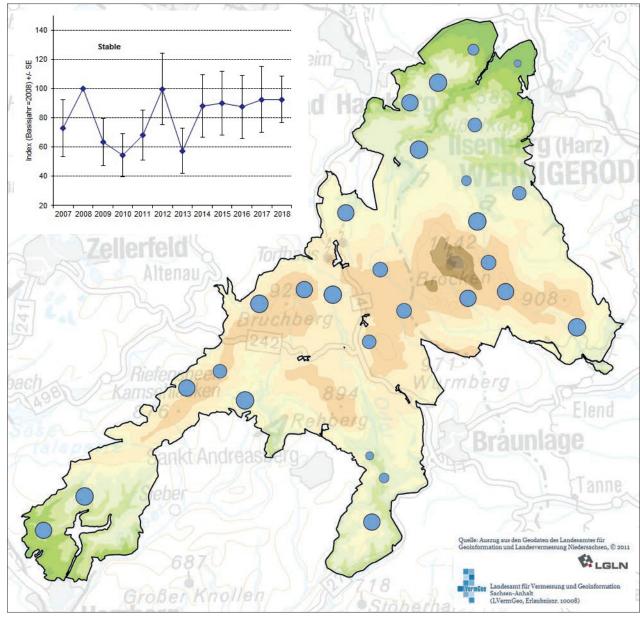


Abb. 52: Präsenz und Bestandsentwicklung der Haubenmeise in den MhB-Probeflächen.

### 3.50 Tannenmeise (Periparus ater)

Tannenmeisen sind an Wälder mit Nadelhölzern gebunden. Bevorzugt werden Fichten-Althölzer, aber auch Buchen-Fichten-Mischwälder werden gern besiedelt. In Laubwäldern reichen kleinere Fichteninseln, teilweise auch einzelne Bäume für eine Ansiedlung aus (Zang 1998c). Innerhalb Deutschlands werden die höchsten Siedlungsdichten in Bergfichtenwäldern und in Fichten- und Kiefernforsten des Tieflandes erreicht (Geden et al. 2014).

Die Tannenmeise gehört zu den Arten, die vom verstärkten Nadelholzanbau ab 1750 profitierte und damit zugenommen hatte. In den Hochlagen des Harzes gingen die Vorkommen vermutlich im Zusammenhang mit den Waldschäden ab 1975 zurück (Zang 2004). In 26 von 28 MhB-Probeflächen sind Tannenmeisen in jedem Bearbeitungsjahr vorgekommen, in den beiden anderen Flächen seltener. Die Bestände zeigten einen starken Einbruch nach einem Hoch im Jahr 2008. Ab 2009 hielt

sich der Bestand auf einem niedrigeren Niveau, ab 2013 erfolgte ein Anstieg bis 2015. Seit 2016 waren die Bestände wieder kleiner (Abb. 53).

Die hohen Zahlen 2008 und 2015 zeigen sich auch deutlich in den Bestandskurven für Niedersachsen/Bremen und Europa. In Sachsen-Anhalt ist der Wert für 2008 ebenfalls auffällig erhöht. Für die Bestandsentwicklung der Tannenmeise scheinen daher übergeordnete Ursachen vorzuliegen: Faktoren, die jahrweise starke Schwankungen hervorrufen können, sind die Bedingungen im Winter wie Temperatur und Nahrungsverfügbarkeit, die für diese Art v.a. auch von der Fichtenfruktifikation abhängt (Zang 1998c). Nach Ascoli et al. (2017) war die Fichtenmast im Jahr 2006 in Zentral- und Nordeuropa stark ausgeprägt, was ein Grund für die insgesamt hohen Bestandszahlen 2008 sein könnte. Der Bestandstrend ist im Nationalpark Harz, in Niedersachsen/Bremen und Europa rückläufig.

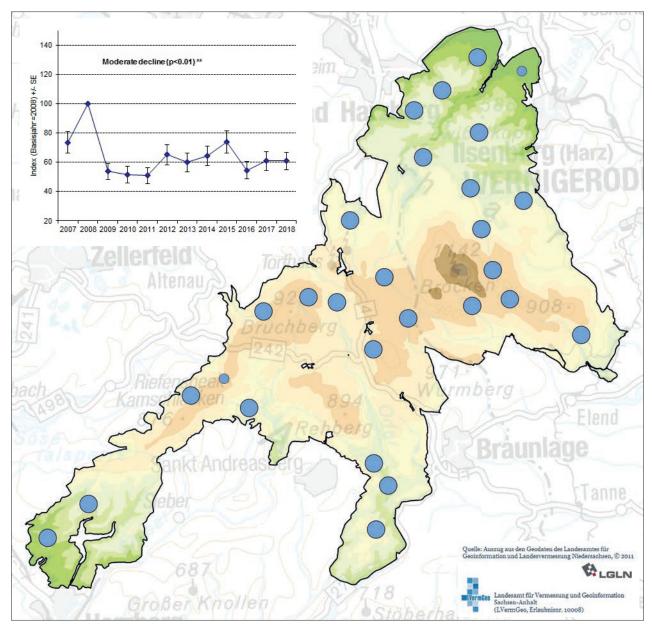


Abb. 53: Präsenz und Bestandsentwicklung der Tannenmeise in den MhB-Probeflächen.

### 3.51 Blaumeise (Cyanistes caeruleus)

Lichte, sonnige und vertikal gut strukturierte Laubwälder mit großem Höhlenangebot sind die von der Blaumeise bevorzugten Lebensräume, wobei Eichen(misch)wälder bevorzugt werden. Die Art ist aber auch in urbanen Bereichen vorhanden, sofern dort ältere Laubbäume vorhanden sind. Einförmige Nadelwälder werden gemieden (WINKEL & ZANG 1998a, GEDEON et al. 2014).

Nach Winkel & Zang (1998a) kamen Blaumeisen im Harz bis ca. 500 m ü. NHN regelmäßig, über 500 m ü. NHN nur vereinzelt als Brutvogel vor. Im Rahmen des MhB wurden Blaumeisen in den vier Laubwaldflächen und in zwei weiteren Flächen der mittleren Höhenlagen regelmäßig festgestellt. Reviervorkommen in sieben weiteren Probeflächen gab es nur in einzelnen Jahren. Die Bestandsentwicklung schwankt stark, die wenigsten Reviere wurden 2009 erfasst, die meisten 2015 (Abb. 54). Ein Bestandstrend lässt sich nicht berechnen. Die Entwicklungen im Nationalparkgebiet, in Niedersachsen/Bremen und Europa zeigen Parallelen: die höheren Revierpaarzahlen 2012 und 2015 sind auf all diesen Gebietsebenen dokumentiert worden. Der Bestand in Niedersachsen/Bremen ist stabil. In Deutschland ist er kurzfristig als "fluktuierend" eingestuft und zeigt wie auch im Nationalpark und in Europa 2009 einen Einbruch. Europaweit ist der Trend leicht positiv.

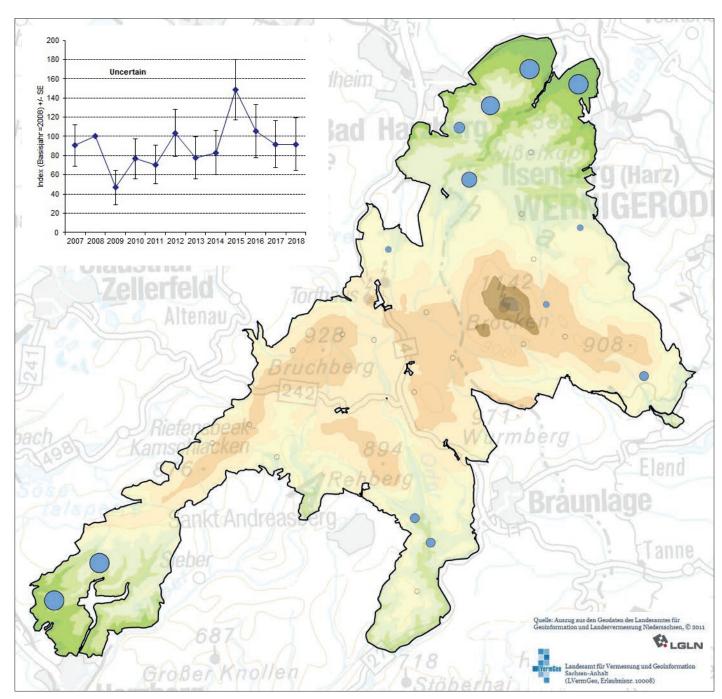


Abb. 54: Präsenz und Bestandsentwicklung der Blaumeise in den MhB-Probeflächen.

### 3.52 Kohlmeise (Parus major)

Die Kohlmeise ist als Brutvogel aller Lebensräume mit zumindest einzelnen größeren Bäumen bekannt. Ältere, schwach feuchte Laubmischwälder werden bevorzugt. Die höchsten Dichten finden sich innerhalb Deutschlands in Parks, Kleingärten, Auwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern und Buchwäldern im Tiefland. In Fichtenbeständen kommt diese Art zwar regelmäßig, aber in geringerer Siedlungsdichte vor (WINKEL & Zang 1998b, Geden et al. 2014).

Kohlmeisen wurden in allen MhB-Probeflächen sehr regelmäßig festgestellt. Auffällig ist die geringere Präsenz in der

Probefläche östlich des Brockengipfels. Dies passt zu Beobachtungen von Hellmann (2015), wonach die Kohlmeise erst seit 2001 Brutvogel auf der Brockenkuppe ist und dort erst seit 2009 jährlich Reviere festgestellt wurden. Die Bestände der Kohlmeise schwanken. Auffallend sind die hohen Werte in den Jahren 2008, 2012 und 2015. Diese sind auch in Niedersachsen/Bremen (2008, 2012, 2015), Deutschland (2008) und Europa (2015) sichtbar. Im Nationalpark ist der Bestand stabil (Abb. 55), was auch für den kurzfristigen Trend in Deutschland gilt. In Niedersachsen/Bremen und Europa ist der Trend zunehmend.

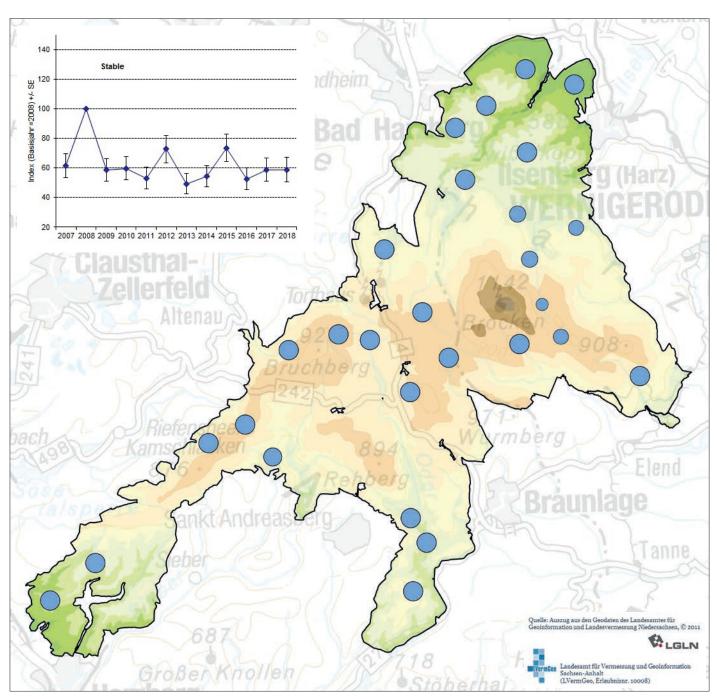


Abb. 55: Präsenz und Bestandsentwicklung der Kohlmeise in den MhB-Probeflächen.

### 3.53 Kleiber (Sitta europaea)

Kleiber haben eine enge Bindung an Buchen und Eichen und sind daher charakteristische Laubwaldbewohner. Höhlenreiche Laubaltholzbestände sowie strukturreiche, lichte Laub- und Laubmischwälder werden bevorzugt. In reinen Nadelwäldern ist die Art nur selten zu finden (ZANG & WINKEL 1998c, GEDEON et al. 2014).

Im Nationalparkgebiet fehlen Kleiber in den Hochlagen, sind in den tiefer gelegenen Bereichen aber regelmäßig vorhanden und kamen in zwölf MhB-Probeflächen vor. Der Bestand schwankte stark von Jahr zu Jahr: Gingen die Zahlen in einem Jahr zurück, stiegen sie im Folgejahr meist wieder an. Im Jahr

2015 wurde der größte Bestand ermittelt, im Jahr 2008 der zweitgrößte. "Peaks" zeigten sich im Jahr 2008 auch in Niedersachsen/Bremen, Deutschland und Europa, 2015 nur in Niedersachsen/Bremen. Für Europa wurde davon abweichend ein Bestandshoch im Jahr 2014 dokumentiert. In den Jahren 2011 und 2013 wurden im Nationalpark die bislang niedrigsten Revierzahlen erfasst, und auch in Niedersachsen/Bremen und Europa waren die Bestände in diesen Jahren kleiner. Insgesamt ist der Bestandstrend im Nationalpark "unsicher" (Abb. 56), gleiches gilt für den kurzfristigen deutschen Trend. Die Trends in Niedersachsen/Bremen und Europa sind positiv.

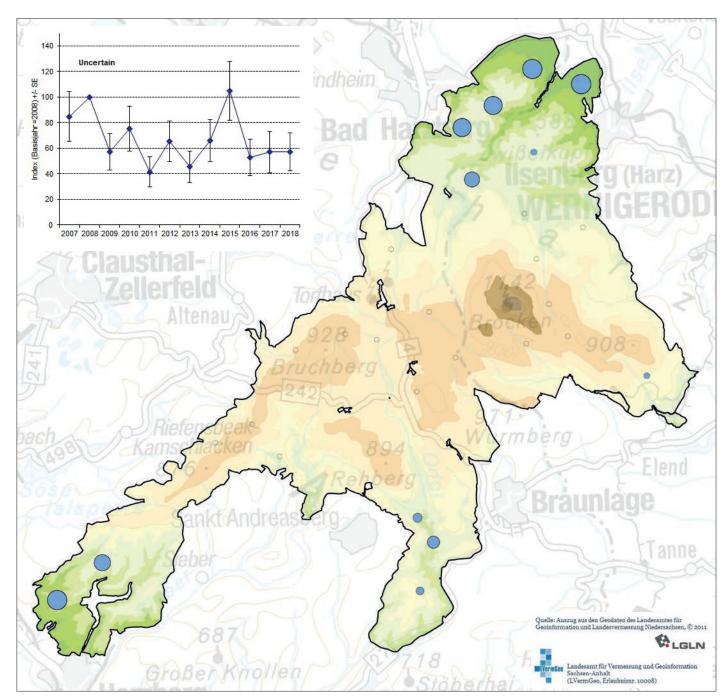


Abb. 56: Präsenz und Bestandsentwicklung des Kleibers in den MhB-Probeflächen.

### 3.54 Waldbaumläufer (Certhia familiaris)

Geschlossene, ausgedehnte Wälder mit Altholzbeständen werden vom Waldbaumläufer bevorzugt. Reine Fichtenwälder werden zur Brut ebenso genutzt wie Eichen(misch)wälder, aber auch in Buchenmischwäldern kann die Art vorkommen (Skiba 1998a). Deutschlandweit liegt der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in nadelwaldreichen Mittelgebirgen und in den Alpen (Geden et al. 2014).

Waldbaumläufer kamen mit Ausnahme einer Fläche am Ackerhöhenzug in allen MhB-Flächen vor, in den meisten waren sie regelmäßig vorhanden. Der Bestandstrend ist positiv (Abb. 57). Von 2008 bis 2011 verlief die Entwicklung negativ, seitdem nehmen die Zahlen fast jährlich zu. Die Art brütet gern hinter abstehender Baumrinde oder in anderen vertikalen Spalten an Bäumen und findet daher in den abgestorbenen Fichten, deren Zahl im Nationalpark zuletzt sprunghaft angestiegen ist, sehr gute Brutplatzbedingungen. In Niedersachsen/Bremen ist der Bestandstrend leicht zunehmend, in Deutschland kurzfristig negativ und in Europa stabil.

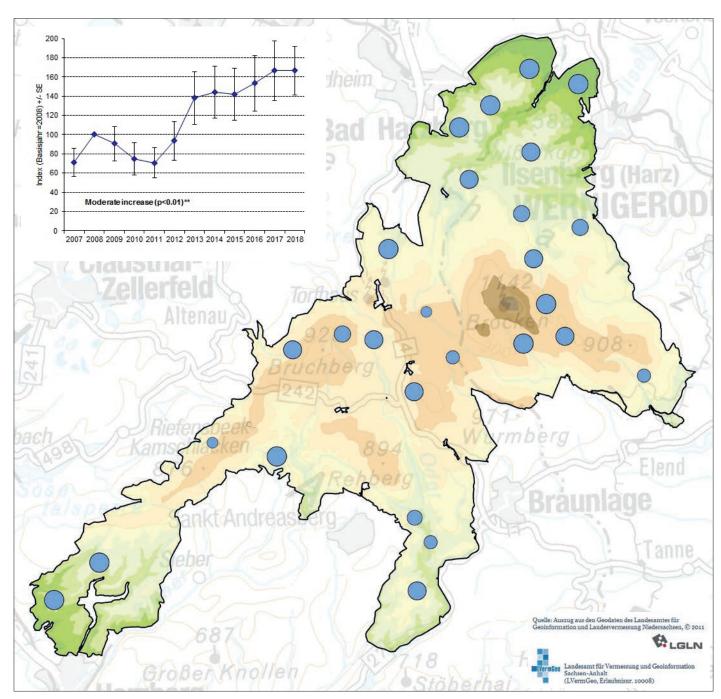


Abb. 57: Präsenz und Bestandsentwicklung des Waldbaumläufers in den MhB-Probeflächen.

## 3.55 Gartenbaumläufer (Certhia brachydactyla)

Bevorzugte Lebensräume des Gartenbaumläufers sind lichte ältere Eichen- und Eichenmischbestände. Vorkommen gibt es auch in Buchen- und Nadelwäldern. Grobborkige Bäume sind ein für die Nahrungssuche wichtiges Element. Sind solche vorhanden, siedelt der Gartenbaumläufer auch in Feldgehölzen oder urbanen Gebieten (SKIBA 1998b). Das Bergland Südniedersachsens gehört deutschlandweit zu den Gebieten mit den höchsten Siedlungsdichten (KRÜGER et al. 2014). Innerhalb des Nationalparks kommen Gartenbaumläu-

fer häufiger in den Tieflagen v.a. im nördlichen Bereich vor. Dennoch fanden sich auch einige Reviervorkommen in zwei MhB-Probeflächen in den Hochlagen über 800 m ü. NHN. Die Bestandsentwicklung schwankt stark, ein Trend lässt sich nicht berechnen (Abb. 58). Den tiefsten Stand erreichten die Revierzahlen im Jahr 2014, den höchsten 2017 und 2018. Auch die europäische Bestandsentwicklung ist von Schwankungen geprägt, hat insgesamt aber einen leicht positiven Trend. Der Trend in Deutschland ist langfristig stabil und kurzfristig fluktuierend, und der in Niedersachsen/Bremen ist stabil.

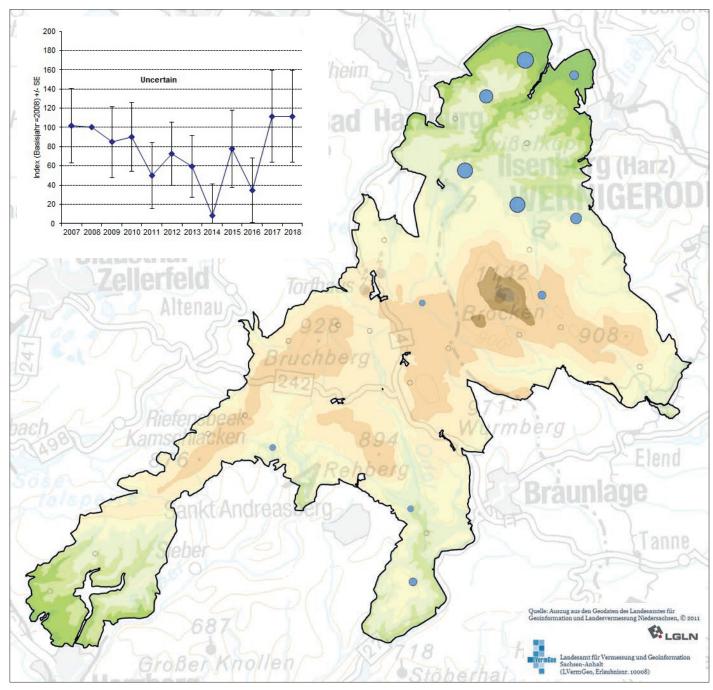


Abb. 58: Präsenz und Bestandsentwicklung des Gartenbaumläufers in den MhB-Probeflächen.

# 3.56 Eichelhäher (Garrulus glandarius)

Der Eichelhäher ist in Laub-, Misch- und Nadelwäldern gleichermaßen zu finden. Halboffene Lebensräume werden generell weniger genutzt, wobei er in Siedlungsbereichen mittlerweile häufig anzutreffen ist. Besonders hohe Siedlungsdichten erreicht er in den Mittelgebirgen, dem Alpenvorland und den Alpen, teilweise auch in waldreichen Gegenden im Tiefland (GEDEON et al. 2014).

Eichelhäher kommen in allen 28 MhB-Probeflächen vor, in den meisten sehr regelmäßig. Der Bestand ist stabil, auch wenn die Entwicklung einige Schwankungen zeigt. Die höchsten Revierzahlen wurden in den Jahren 2008 und 2013 erfasst, die niedrigsten 2012 (Abb. 59). Ebenfalls stabil sind die Bestände in Niedersachsen/Bremen, wohingegen der europäische Trend positiv ist.

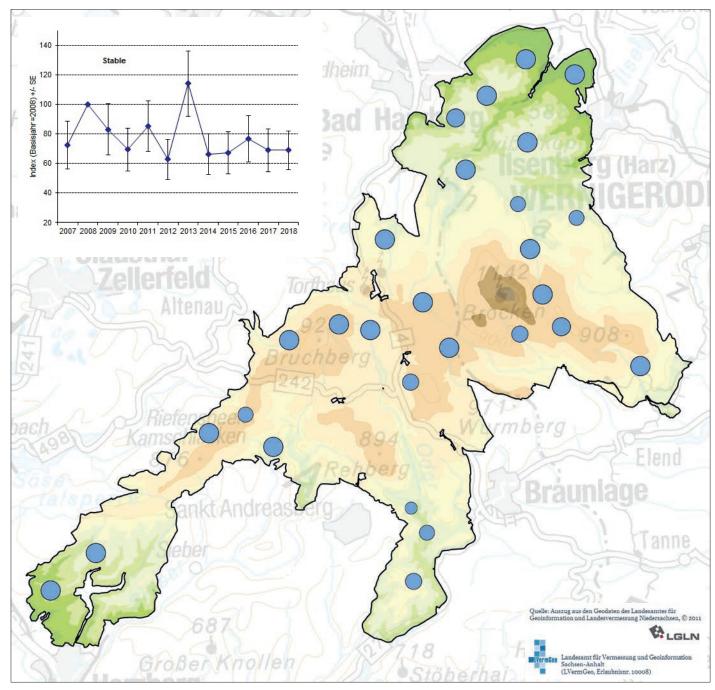


Abb. 59: Präsenz und Bestandsentwicklung des Eichelhähers in den MhB-Probeflächen.

# 3.57 Tannenhäher (Nucifraga caryocatactes)

Innerhalb Deutschlands brütet der Tannenhäher fast ausschließlich in Nadel- und Mischwäldern der Mittelgebirge und der Alpen. Fichtenwälder sind sein überwiegender Lebensraum, wobei Haselsträucher zumindest in der Nähe als Nahrungsgrundlage von Bedeutung sind (Gedeon et al. 2014, Zang 2009a).

Im Harz ist der Tannenhäher mindestens seit dem 18. Jahrhundert als Brutvogel bekannt (ZANG 2009a). Im Rahmen

des MhB konnten bislang in 18 Probeflächen Tannenhäher nachgewiesen werden. Am regelmäßigsten kam die Art in einer Probefläche am Acker vor (Abb. 60). Für Angaben zur Bestandsentwicklung reichen die vorliegenden Daten nicht aus. Eine gute Datengrundlage bieten die Ergebnisse der Vogelschutzgebietskartierungen (PERTL & SPÄTH 2014, PERTL & SANDKÜHLER 2017). Hierbei wurden im niedersächsischen Teil des Nationalparks 30 Reviere im Jahr 2015 erfasst, im sachsenanhaltischen Teil waren es 40 Reviere im Jahr 2013.

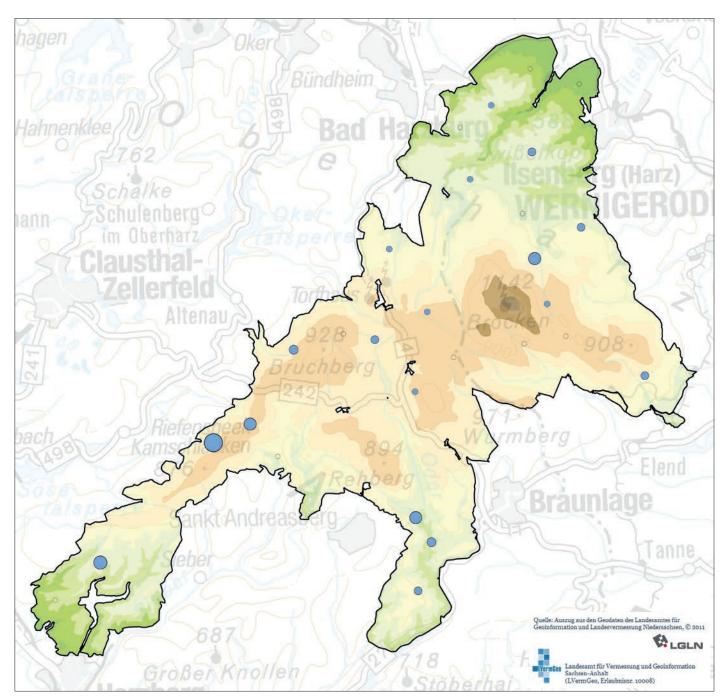


Abb. 60: Präsenz des Tannenhähers in den MhB-Probeflächen.

## 3.58 Rabenkrähe (Corvus corone)

Rabenkrähen meiden geschlossene, dichte Wälder, sind in lichteren Bereichen oder an Waldrändern aber durchaus vertreten. Die grundsätzlich sehr anpassungsfähigen Vögel präferieren aber halboffene bis offene Gebiete und treten zunehmend in urbanen Bereichen als Brutvogel auf (ZANG 2009b). Harzer Vorkommen werden bereits aus dem 18. Jahrhundert genannt (ZANG 2009b). Rabenkrähen wurden bei den Erfassungen für das MhB zwar regelmäßig beobachtet, in den meisten Fällen handelte es sich dabei aber vermutlich um Nahrungsgäste, sodass diese Beobachtungen nicht in die Trendberechnungen einfließen (vgl. Kap. 2.1.). Auf Aussagen zur Populationsentwicklung wird daher in diesem Fall verzichtet.

## 3.59 Kolkrabe (Corvus corax)

Kolkraben sind meist Baum- oder Felsbrüter, auch Gebäudebruten sind bekannt (GEDEON et al 2014).

Im Harz sind Brutvorkommen erst seit 1979 bekannt, in den Hochlagen ab den 1990er Jahren (ZANG 2009c). Der Kolkrabe ist heute im ganzen Harz verbreitet. Aufgrund seiner weiten Streifzüge ist eine Revierzuordnung im Rahmen des MhB aber nicht sinnvoll. Belastbare Aussagen zur Populationsgröße lassen sich nur an Nestfunden orientieren. Daher wird auf eine Darstellung verzichtet.

# 3.60 Star (Sturnus vulgaris)

Der Star ist auf ein ausreichendes Höhlenangebot zur Brutanlage angewiesen. Als Nahrungsflächen eignen sich z.B. Wiesen, Weiden oder andere grasige Bereiche (GEDEON et al. 2014). Nach Zang (2009d) waren im Harz regelmäßige Brutvorkommen bis zu ca. 600 m ü. NHN bekannt, vor allem in den Laubwäldern. Diese Aussage lässt sich durch das MhB nicht bestätigen: Der Star ist nur sporadisch in einzelnen MhB-Probeflächen als Brutvogel aufgetreten (Abb. 61). Aussagen zur Bestandsentwicklung sind nicht möglich.

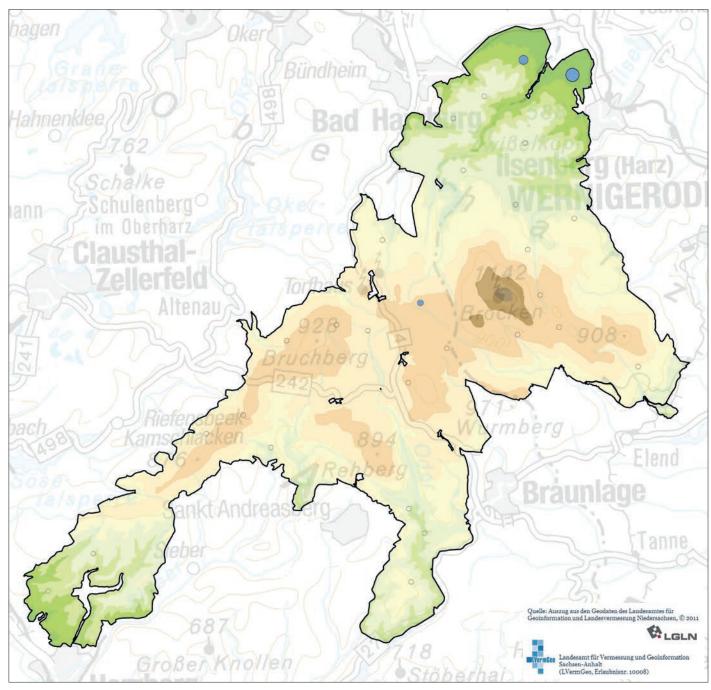


Abb. 61: Präsenz des Stars in den MhB-Probeflächen.

# 3.61 Buchfink (Fringilla coelebs)

Der Buchfink siedelt in Baumbeständen aller Art, kommt also sowohl in geschlossenen Wäldern als auch in kleinen Baumgruppen, -hecken oder -reihen vor. Die höchsten Siedlungsdichten dieser Art gibt es in Wäldern, insbesondere in Fichtenwäldern und -forsten. Buchfinken gehören zu den häufigsten Brutvogelarten Deutschlands (Geden et al. 2014). Auch im Harz gehörte der Buchfink immer zu den häufigen, wenn nicht zu den häufigsten Brutvögeln und brütete in allen Höhenlagen (Zang 2009e). Er kam auch jährlich in allen MhB-Probeflächen vor, war also flächendeckend verbreitet.

Dennoch ist der Bestand im Nationalpark rückläufig (Abb. 62), wohingegen er in Niedersachsen/Bremen und Europa stabil ist. Im Nationalpark zeigte sich ein markantes Tief im Jahr 2016 mit geringer Erholung in den folgenden Jahren, auch 2013 und 2014 waren die Revierzahlen niedrig. Diese Entwicklung hängt vermutlich mit den zunehmend absterbenden Fichtenbeständen zusammen. Wahrscheinlich gibt es aber weitere Ursachen, da auf europäischer Ebene von 2013-2016 ebenfalls niedrige Bestandszahlen ermittelt wurden.

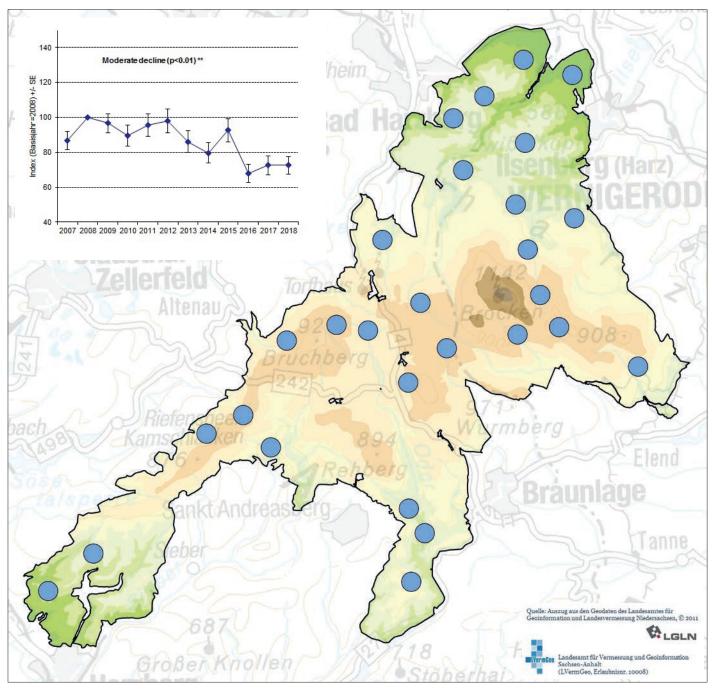


Abb. 62: Präsenz und Bestandsentwicklung des Buchfinks in den MhB-Probeflächen.

## 3.62 Girlitz (Serinus serinus)

Innerhalb Deutschlands kommt der Girlitz hauptsächlich in Nähe von Ortschaften vor, die eine kleinräumige Struktur und ausreichend Nahrung bieten. Höchste Siedlungsdichten wurden in Gartenstädten und auf Friedhöfen erfasst (Gedeon et al. 2014).

Für den Harz erwähnt Zang (2009f) wenige Brutvorkommen, die sich hauptsächlich auf die Ortslagen bezogen. Im Nationalpark wurde nur ein einziges Revier des Girlitzes in der MhB-Probefläche im Odertal festgestellt (Abb. 63). Aussagen zur Bestandsentwicklung können folglich nicht getroffen werden.

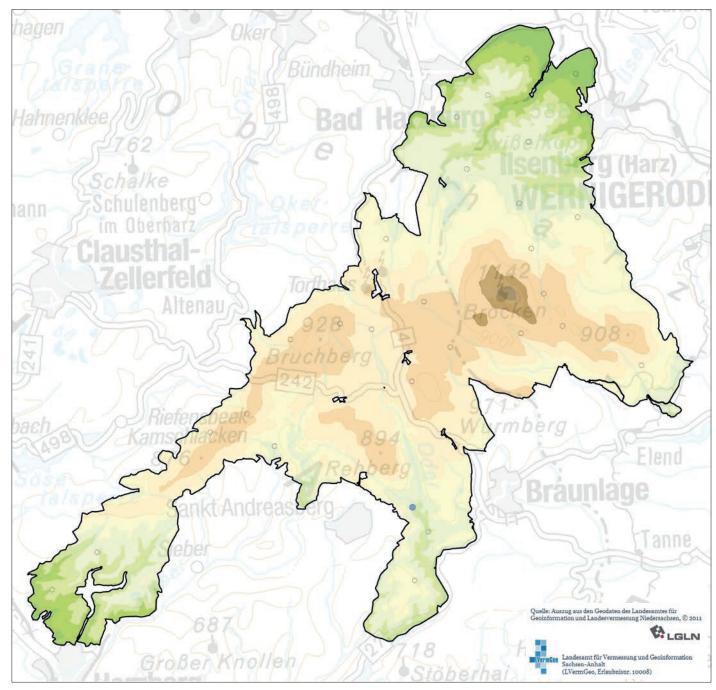


Abb. 63: Präsenz des Girlitz in den MhB-Probeflächen.

## 3.63 Grünfink (Chloris chloris)

Am häufigsten ist der Grünfink deutschlandweit in menschlichen Siedlungen anzutreffen, hier vor allem auf Friedhöfen und in Kleingartenkolonien. Wenn er in Wäldern vorkommt, dann am ehesten in deren Randbereichen (Geden et al. 2014). Im Harz war er seit jeher ein regelmäßiger, wenn auch in geringer Dichte auftretender Brutvogel, der bis zu einer Höhenlage von 800 m ü. NHN vorkam. Häufiger siedelte er in Siedlungen bzw. in deren Nähe (Zang 2009g). Grünfinkenreviere kamen in neun der 28 MhB-Probeflächen vor, sieben

davon lagen im nördlichen Nationalparkteil. In nur einer Fläche kam die Art regelmäßiger vor. Die Entwicklung zeigte deutliche Schwankungen, wobei beachtet werden muss, dass es sich hier insgesamt um nur wenige Reviervorkommen handelte und das Wegfallen weniger Reviere schon deutliche Auswirkungen auf die Bestandskurve hat. Die Trendberechnung ergibt eine stark rückläufige Tendenz (Abb. 64). Rückläufig sind auch die Trends für Niedersachsen/Bremen und Deutschland (1990-2009). In Europa hingegen ist der Bestand stabil.

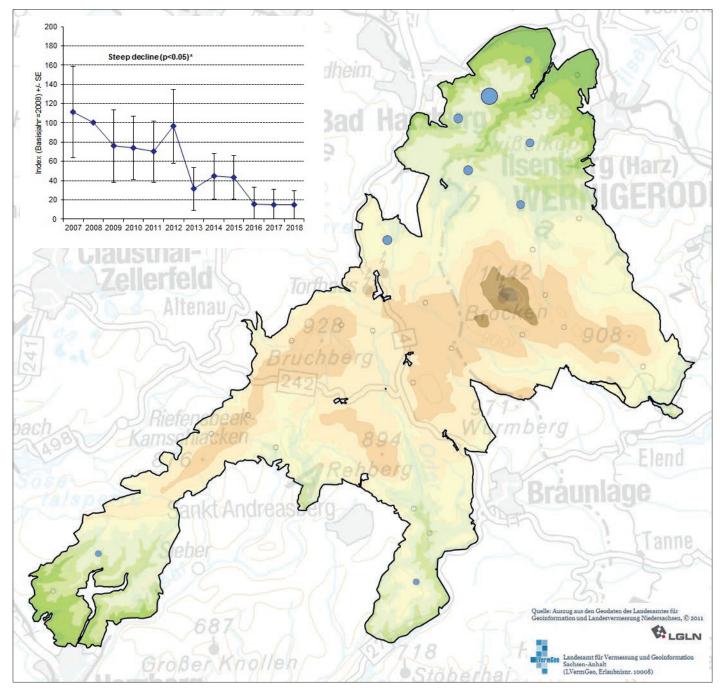


Abb. 64: Präsenz und Bestandsentwicklung des Grünfinks in den MhB-Probeflächen.

### 3.64 Erlenzeisig (Spinus spinus)

Lichte Nadel- und Mischwälder mit Fichten sind der bevorzugte Lebensraum des Erlenzeisigs in Deutschland (Gedeon et al. 2014).

Im Harz ist der Erlenzeisig als Brutvogel bis zur Waldgrenze vorhanden, ein Brutnachweis auf der waldfreien Brockenkuppe gelang bislang nicht (HELLMANN 2015). Die Art ist zur Brutzeit mehr oder minder stark von samentragenden Fichten als Nahrungsquelle abhängig (Zang 2009h). Erlenzeisige kamen in fast allen MhB-Probeflächen vor. Am regelmäßigsten war das Vorkommen im bewaldeten Bereich des Brockens. Die Revierzahlen in den Probeflächen unterliegen von Jahr zu Jahr starken Fluktuationen, was mit der Fichtenfruktifikation zusammenhängen dürfte. Der Bestandstrend ist unsicher (Abb. 65).

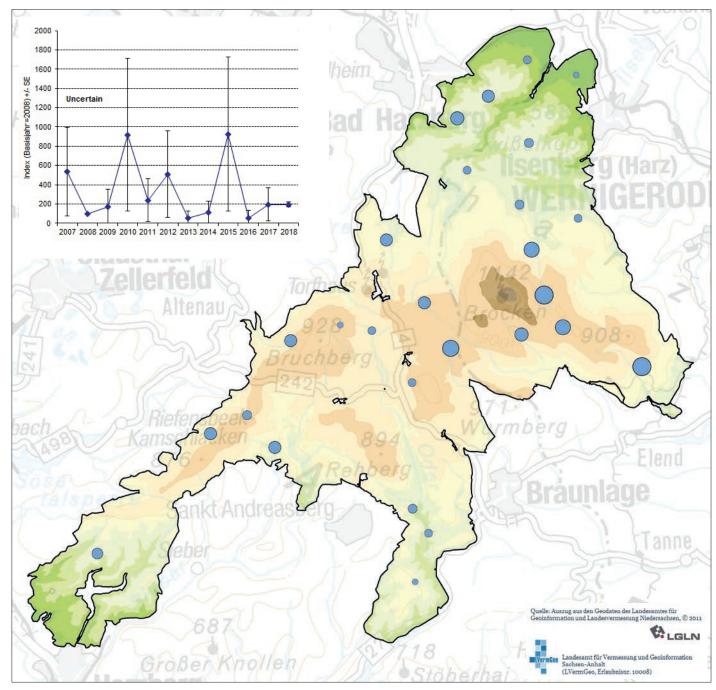


Abb. 65: Präsenz und Bestandsentwicklung des Erlenzeisigs in den MhB-Probeflächen.

#### 3.65 Fichtenkreuzschnabel (Loxia curvirostra)

Fichtenkreuzschnäbel sind von fruktifizierenden Fichtenbeständen und anderen Nadelbäumen abhängig, ihre Verbreitung ist sowohl zeitlich als auch räumlich ungleichmäßig. Die Art kommt v.a. in älteren, regelmäßig fruchtenden Fichtenwäldern vor. Einzelne Brutvorkommen gibt es auch in Laubwäldern mit eingestreuten Fichten, in Kieferwäldern oder in nadelholzreichen Siedlungsbereichen. Vorkommen finden sich in den Mittelgebirgen meist ab 600 m ü. NHN (Geden et al. 2014). Im Harz ist der Fichtenkreuzschnabel seit jeher als Brutvogel bekannt (Zang 2009i). Im Großteil der MhB-Flächen kam er zumindest in manchen Jahren vor. Die Entwicklung schwankt

sehr stark, einzelne Jahre stechen mit höheren Revierpaarzahlen heraus und bilden die arttypischen Populationsschwankungen ab; der Trend ist unsicher (Abb. 66). Die Bestandsentwicklung zeigt starke Ähnlichkeiten mit der des Erlenzeisiges im Nationalpark (vgl. Kap. 3.64). Da beide Arten stark an Fichtensamen als Nahrungsquelle angewiesen sind, ist ein Zusammenhang zwischen Bestandsschwankungen und Fichtenfruktifikation im Untersuchungsgebiet naheliegend.

Auf bundesweiter Ebene hat der Bestand langfristig zugenommen, kurzfristig ist er stabil und zeigt ebenfalls erhebliche Schwankungen.

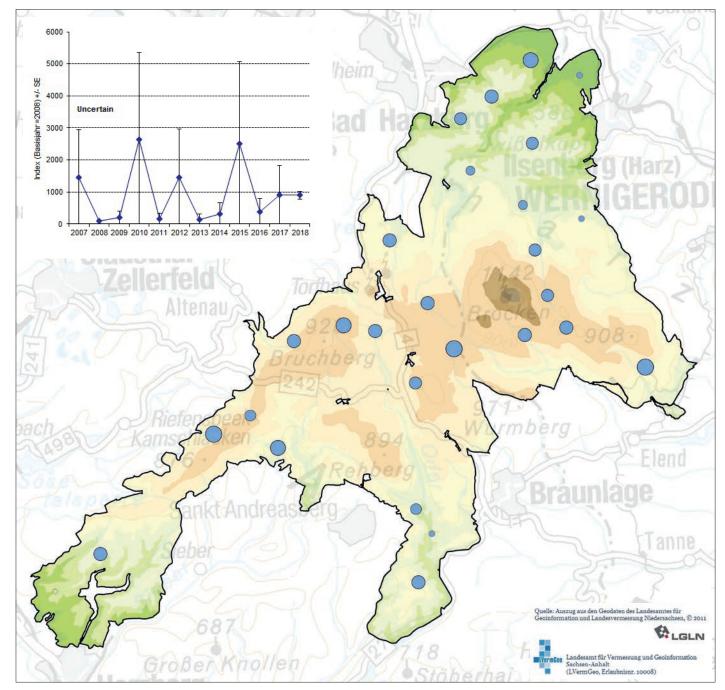


Abb. 66: Präsenz und Bestandsentwicklung des Fichtenkreuzschnabels in den MhB-Probeflächen.

### 3.66 Gimpel (Pyrrhula pyrrhula)

Unterholzreiche Nadel- und Mischwälder mit Lichtungen und Randstrukturen sind der primäre Brutlebensraum des Gimpels in Deutschland (Gedeon et al. 2014). Neben Nadelbäumen für den Nestbau braucht diese Art aber auch ausreichend Knospen, Beeren und Samen von Bäumen und krautigen Pflanzen, um sich ernähren zu können.

Im Harz war der Gimpel immer regelmäßiger Brutvogel in allen Höhenlagen (Zang 2009j). Im Rahmen des MhB wurde er in allen Probeflächen festgestellt, teilweise nur in einzelnen Jahren. Die Revierzahlen schwankten stark, Höchstwerte wurden 2007, 2010 und 2015 erfasst, Bestandseinbrüche folgten 2008, 2011-2013 und 2016 (Abb. 67). Der Trend ist rückläufig. Auch der europäische Trend ist negativ, wohingegen der für Niedersachsen/Bremen stabil ist. Hier und im Nationalpark zeigten sich allerdings sehr ähnliche Bestandsverläufe.

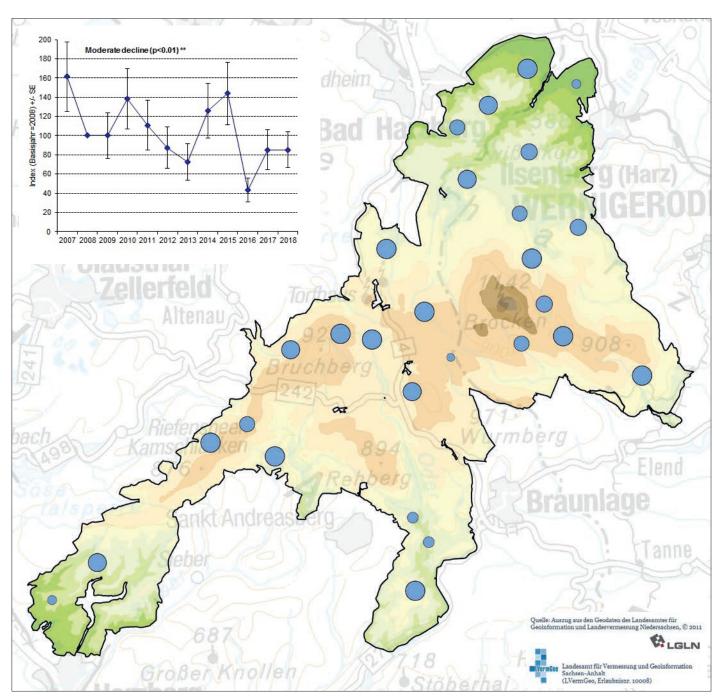


Abb. 67: Präsenz und Bestandsentwicklung des Gimpels in den MhB-Probeflächen.

#### 3.67 Kernbeißer (Coccothraustes coccothraustes)

Kernbeißer bevorzugen hohe, lichte Baumbestände. Höchste Siedlungsdichten kommen in Hartholzauwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern vor, geringer sind die Dichten in reinen Buchenwäldern (Krüger et al. 2014).

In den Laubwäldern des Harzes kam diese Art immer als Brutvogel vor, aber auch aus Mischwäldern und selbst aus Fichtenwäldern der Hochlagen sind Brutvorkommen bekannt (ZANG 2009k). Im Erfassungszeitraum des MhB kamen Kernbeißer hauptsächlich in den Laubwald-Probeflächen vor, aber in den

meisten anderen MhB-Probeflächen waren sie zumindest in einzelnen Jahren vertreten. Die Bestandskurve zeigt starke Schwankungen ohne Trend. Die bislang höchsten Revierzahlen wurden 2011, 2012 und 2015 erfasst (Abb. 68). Der europäische Bestandstrend ist stabil, der in Niedersachen/Bremen zunehmend. Auf diesen beiden Gebietsebenen zeichnen sich zumindest teilweise zum Nationalpark synchron verlaufende Bestandsentwicklungen ab. Bundesweit ist der Trend kurzfristig negativ, langfristig stabil.

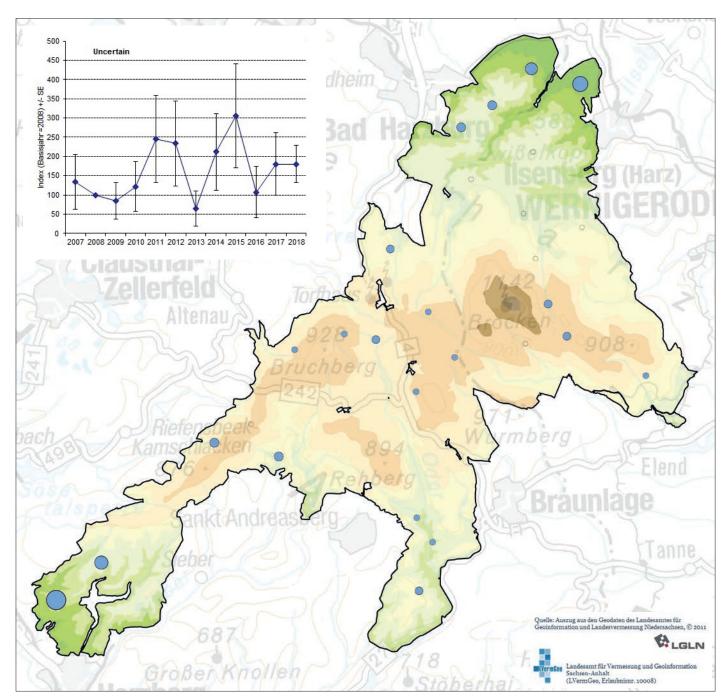


Abb. 68: Präsenz und Bestandsentwicklung des Kernbeißers in den MhB-Probeflächen.

#### 3.68 Goldammer (Emberiza citrinella)

Goldammern kommen vorwiegend in offenen und halboffenen Lebensräumen vor. In Wäldern werden Lichtungen, Kahlschläge oder andere Bestandslücken als Bruthabitat angenommen. Um das Jahr 1800 war der Harz aufgrund der aus Bergbaunutzung und Borkenkäferkalamitäten resultierenden großen Freiflächen ein durchaus günstiges Brutgebiet für die Goldammer. Dagegen siedelte sie in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts meist nur auf den offenen Flächen um die Siedlungen, da sich die ausgedehnten Fichtenforsten für diese Art nicht als Lebensraum eignen (Zang & Meier-Peithmann 2009). Die Goldammer

kam auf vier MhB-Probeflächen vor. In nur einer Fläche konnten Reviervorkommen über mehrere Jahre hinweg beobachtet werden (Abb. 69). Die Bestandsentwicklung ist rückläufig, auch wenn sich das bislang aufgrund der geringen Revierzahlen nicht statistisch belegen lässt. In Niedersachsen/Bremen, Europa und langfristig in Deutschland ist der Bestandstrend negativ. Dies könnte bedeuten, dass die Bestände im Nationalpark auch künftig nicht zunehmen werden, obwohl sich der Lebensraum durch die aktuell stark zunehmenden Kalamitätsflächen grundsätzlich günstiger für die Goldammer entwickelt.

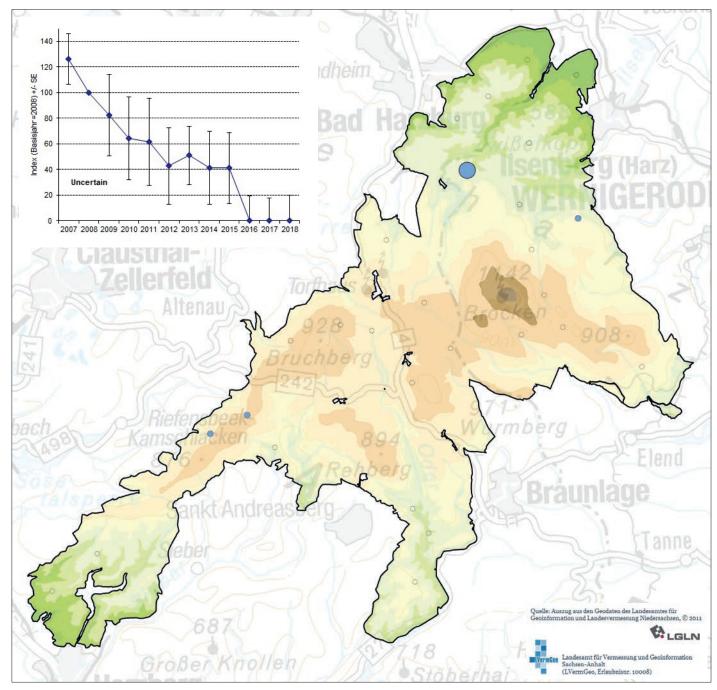


Abb. 69: Präsenz und Bestandsentwicklung der Goldammer in den MhB-Probeflächen.

#### 4. Zusammenfassende Bewertung

Für die Vogelwelt im Nationalpark Harz gilt wie überall, dass Vorkommen und vor allem Bestandsentwicklungen einzelner Arten nie geografisch isoliert betrachtet werden dürfen. Gerade bei dermaßen mobilen Tieren wie Vögeln sind grundlegende, gerade auch globale Faktoren immer mit einzubeziehen. Für viele der hier dargestellten Vogelarten ist der Nationalpark mindestens als Brutgebiet wichtig. Veränderungen innerhalb des Nationalparks, wie z.B. die Erhöhung der Strukturvielfalt durch Zulassen der natürlichen Entwicklung, beeinflussen das Vorkommen und die Populationsdynamik von Vogelarten. Die Borkenkäfergradationen der letzten Jahre verändern das Waldbild und damit den Lebensraum der hier vorkommenden Arten sehr schnell.

Es ist davon auszugehen, dass auf vitale Fichten angewiesene Arten wie Wintergoldhähnchen, Fichtenkreuzschnabel oder Tannenhäher künftig nicht mehr so flächendeckend vorkommen werden, wie es bislang der Fall war. Die Ergebnisse des MhB zeigen jedoch, dass diese Arten bislang nicht verschwunden sind. Andere Arten wie Baumpieper oder Waldbaumläufer scheinen von den Veränderungen zumindest vorübergehend zu profitieren. Der Baumpieper, in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt auf der Vorwarnliste (Krüger & Nipkow 2015, Schönbrodt & Schulze 2017), präferiert halboffene Lebensräume und meidet eher geschlossene Wälder. Für den Waldbaumläufer häufen sich z.B. durch abstehende Rinde an abgestorbenen Bäumen in der Zusammenbruchphase die Brutmöglichkeiten.

Die negativen Auswirkungen harter Winter auf die Populationen verschiedener Vogelarten sind bekannt. So werden z.B. Zaunkönig, Zilpzalp, Mönchsgrasmücke, Amsel, Sing- und Misteldrossel negativ von anhaltenden, besonders wohl auch späten, Dauerfrost- und Schneeperioden beeinflusst (Flade & Schwarz 2004). Abgesehen von den direkten Auswirkungen der Wintermonate (v.a. erhöhter Energiebedarf bei geringerem Nahrungsangebot) führen späte Wintereinbrüche häufig zu Brutabbrüchen. Besonders eindrücklich zeigte sich das im Jahr 2013, als bei mehreren Arten Bestandseinbrüche beobachtet wurden. 2013 lag die deutschlandweite Mitteltemperatur im brutrelevanten März knapp über 0°C, und auch die Monate April und Mai waren vergleichsweise kalt. Die Sonnenscheindauer war von Januar bis Mai auffallend niedrig [1]. Am Brocken wurden bis in den April hinein Schneehöhen von über 130 cm gemessen [4]. Lange bzw. harte Winter wirken sich vermutlich zumindest verzögernd auf die Entwicklung von Nahrungsgrundlagen (tierisch oder pflanzlich) aus (FLADE & SCHWARZ 2004). Bei anderen Arten, z.B. Buntspecht, Kohlmeise oder Kleiber, wird davon ausgegangen, dass das Nahrungsangebot im Winterhalbjahr entscheidend ist und nicht die Temperaturverhältnisse, die Bestandsentwicklungen dieser Vogelarten also von Waldbaumfruktifikationen abhängen (vgl. z.B. Flade & Schwarz 2004).

Gerade im Hinblick auf die ziehenden Vögel sind auch die Bedingungen in den Überwinterungsgebieten und auf den Zugwegen maßgeblich für das Überleben, die Rückkehr ins Brutgebiet und den Reproduktionserfolg. Jagd, Intensivierung der Landwirtschaft, Bevölkerungswachstum, Lebensraumverlust, der Klimawandel und dessen Folgeerscheinungen spielen eine Rolle. Für die im Harz brütenden Trauerschnäpper konnten Korrelationen zwischen Bestandseinbrüchen im Brutgebiet und Dürreperioden im afrikanischen Überwinterungsgebiet festgestellt werden (Zang 2014, 2019). Für Arten wie den Fitis, der in tropischen Gebieten südlich der Sahara überwintert, könnten auch Rodungen und Bevölkerungswachstum im Überwinterungsgebiet eine Rolle spielen (MITSCHKE 2018). Der Jagddruck auf ziehende Vogelarten entlang ihrer Zugrouten kann ebenfalls zu hohen Verlusten führen und ist für viele europäische Vogelarten ein nicht zu unterschätzender Mortalitätsfaktor (HIRSCHFELD & HEYD 2005). Dass Langstreckenzieher, also Arten, die in Südwestasien oder südlich der Sahara in Afrika überwintern, besonders hohe Bestandseinbußen aufweisen, ist bekannt (FLADE et al. 2013).

Im Vergleich zu anderen Gebieten sind Problematiken durch invasive Neobiota im Nationalparkgebiet noch gering. Beobachtungen der Prädation durch Waschbären häufen sich jedoch, und das Plündern von Nisthöhlen wurde bereits dokumentiert. Nimmt die Waschbärpopulation weiter zu, ist davon auszugehen, dass sich das auch auf die Reproduktionsraten der Vögel im Harz auswirken wird, wie es z.B. im Steckby-Lödderitzer Forst schon der Fall ist (Schwab et al. 2018).

Durch Großschutzgebiete wie den Nationalpark Harz besteht die Chance, zumindest einen Teil sich natürlich entwickelnder Lebensräume zu erhalten – die übergeordneten globalen Veränderungen durch ein sich veränderndes Klima und eine sich durch die anthropogene Nutzung kontinuierlich verändernde Umwelt hinterlassen aber auch hier ihre Spuren.

#### Dank

Herzlichster Dank gilt den aktiven und ehemaligen Kartierer\*innen der Nationalparkprobeflächen Friedrich Ahrens, Dr. Mei-Ling Bai, Susanne Benker, Thomas Dunz, Thomas Fechtler, Dirk Gronowski, Egbert Günther, Michael Hellmann, Reinhold Huke, Dr. Gunter Karste, Horst Kolodzey, Volker Laske, Dr. Hermann Martens, Carmen Müller, Michael Müller, Dr. Bernd Nicolai, Katja Osterloh, Dr. Ulrich Rees, Gerhard Reich, Dr. Peter Sacher, Klaus Vogelsang, Martin Wadewitz, René Wasmund, Frank Weihe und Herwig Zang, ohne deren Arbeit dieses Projekt unmöglich wäre. Gedankt sei in diesem Zusammenhang auch Thorsten Späth, dem Initiator des MhB im Nationalpark Harz.

Für die konstruktive, positive und freundliche Zusammenarbeit möchte ich mich bei den MhB-Landeskoordinatoren Alexander Mitschke, Stefan Fischer und Björn Schäfer sowie den Mitarbeitern des Dachverband Deutscher Avifaunisten, insbesondere Sven Trautmann, bedanken.

Dr. Kathrin Baumann, Andreas Marten und Michael Müller danke ich für die kritische Durchsicht dieses Manuskripts.

#### 5. Literatur

- ASCOLI, D., VACCHIANO, G., TURCO, M., CONEDERA,
  M., DROBYSHEV, I., MARINGER, J., MOTTA, R. &
  HACKET-PAIN, A. (2017): Inter-annual and decadal
  changes in teleconnections drive continental-scale synchronization of tree reproduction. Nature Communications 8
  (1): 1-9.
- Bezzel, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes – Nichtsingvögel. Wiesbaden, 800 S.
- BLASZYK, P. (1986): Ringeltaube Columba palumbus. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Tauben- bis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.7: 31-37.
- Blaszyk, P. & Heckenroth, H. (1986): Turteltaube Streptopelia turtur. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Tauben- bis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.7: 45-48.
- Brandt, T. & Südbeck, P. (1998): Zur ökologischen Flexibilität des Grauspechts (*Picus canus*) ein neuer Moorvogel am Steinhunder Meer. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 30 (1): 1-14.
- Both, C. (2008): Climate change and the advance of laying dates in Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*: the Harz and the rest of Europe. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 40: 91-97.
- DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten) (2018): Erfassungssteckbrief Spechtmodul. Bislang unveröffentlicht.
- EBCC/BIRDLIFE/RspB/Cso (2019): Trends of common birds in Europe, 2019 update. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends
- FISHER, I., ASHPOLE, J., SCALLAN, D., PROUD, T. & CARBONERAS, C. (2018): International Single Species Action Plan for the conservation of the European Turtle-dove Streptopelia turtur (2018 to 2028). European Commission Technical Report 2018.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Eching, 860 S.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.

- Flade, M., Schwarz, J. & Trautmann, S. (2013): Wer weit zieht, lebt gefährlicher: Bestandstrends deutscher Zugvögel. Der Falke 60: 54-57.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S. R., Steffens, R., Völkler, F., Witt, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster, 800 S.
- GEORGE, K. (2018): Haubenmeise Parus cristatus. In: FISCHER, S., NICOLAI, B. & TOLKMITT, D. (Hrsg.): Die Vogelwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Online-Publikation, Stand Februar 2018. http://www.vogelwelt-sachsenanhalt.de/
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. Wiesbaden, 1150 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10. Wiesbaden, 1189 S.
- HAENSEL, J. & KÖNIG, H. (1987): Die Vögel des Nordharzes und seines Vorlandes. Naturkundliche Jahresberichte des Museum Heineanum IX/6: S. 418.
- Hескеnroth, H. & Laske, V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen 37: 1-329.
- HELLMANN, M. (2015): Die Vogelwelt auf dem Brocken im Harz. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 33: 1-96.
- Hellmann, M., Günther, E., Ohlendorf, B. (1992): Zum Vorkommen der Ringdrossel (Turdus torquatus) im Hochharz. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 10: 107-116.
- Hellmann, M., Günther, E., & Nicolai, B. (1997): Bestandsentwicklung, Phänologie und Nahrungsverhalten der Ringdrossel Turdus torquatus am Brocken von 1990 bis 1997. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 15: 1-20.

- HIRSCHFELD, A. & HEYD, A. (2005): Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. Berichte zum Vogelschutz 42: 47-74.
- KNOLLE, F., KUNZE, P. & ZANG, H. (1973): Die Alpenringdrossel (Turdus torquatus alpestris). Brutvogel im Harz. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 5: 65-76.
- Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S. & Zang, H.(2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen 48: 1-552.
- Krüger, T. & Nipkow, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/2015. Hannover, 255 S.
- Kooiker, G. (2005a): Wintergoldhähnchen Regulus regulus. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen B, H. 2.9: 394-403.
- Kooiker, G. (2005b): Sommergoldhähnchen Regulus ignicapilla. In: Zang, H., Нескеnrотн, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen B, H. 2.9: 404-410.
- Мевs, Т. & Schmidt, D. (2014): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände (2. Auflage). Stuttgart, 494 S.
- Mitschke, A. (2017): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft. Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2003 bis 2015. Bericht i. A. des NLWKN. https://www.ornithologieniedersachsen.de/fileadmin/user/Projekte/Monitoring\_ haeufiger\_Brutvoegel/Ergebnisbericht\_MhB\_NI\_2003\_ bis\_2015\_100dpi\_.pdf
- Мітsснке, А. (2018): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft. Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in Niedersachsen und Bremen. Jahresbericht für 2016. Bericht i. A. des NLWKN. https://www.ornithologie-niedersachsen.de/fileadmin/user/Projekte/Monitoring\_haeufiger\_Brutvoegel/MhB\_NI\_JB2016.pdf

- Mitschke, A. & Laske, V. (2008): Zusammenfassende Ergebnisse von Probeflächenkartierungen im NP Harz aus den Jahren 1996, 2002 und 2006/07. Unveröffentl. Gutachten i. A. d. Nationalparkverwaltung Harz.
- MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., HEIDRICH-RISKE, H. & Dröschmeister, R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands. Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt 126: 127-140.
- Nationalparkverwaltung Harz (2012): Waldforschung im Nationalpark Harz. Waldforschungsfläche Bruchberg: Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 9., 120 S.
- NICOLAI, B. (2018): Rotmilan Milvus milvus. In: FISCHER, S., B. NICOLAI & TOLKMITT, D. (Hrsg.): Die Vogelwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Online-Publikation, Stand Juni 2018. http://www.vogelwelt-sachsen-anhalt.de/
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz ) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzrichtlinie. Hannover.
- Pannach, G. (1985): Stockente Anas platyrhynchos. In: Goethe, F., Heckenroth, H. & Schumann, H.: Die Vögel Niedersachsens – Entenvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H.2.2: 75-77.
- PERTL, C. & Späth, T. (2014): Ergebnisse der Erfassung wertgebender Brutvogelarten im Nationalpark Harz (Teil Sachsen-Anhalt) und EU SPA Vogelschutzgebiet Hochharz im Jahr 2013. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 6:41-48.
- Pertl, C. & Sandkühler, K. (2017): Brutvögel im Niedersächsischen Harz. Erfassungen ausgewählter Arten im EU-Vogelschutzgebiet V53 "Nationalpark Harz" 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/2017. Hannover, 155 S.
- Quillfeldt, P., Marx, M., Schumm, Y. & Metzger, B. (2019): Die Turteltaube. Der Falke 66 (10): 8-14.

- Rees, U. (2020): Die tagaktiven Brutvögel der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz. Ergebnisse der Revierkartierung 2018. In: Nationalparkverwaltung HARZ (Hrsg.): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18.
- Schelper, W. (1986): Grünspecht Picus virids. In: Zang, H. & Нескепкотн, Н.: Die Vögel Niedersachsens. Taubenbis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.7: 129-130.
- SCHMIDT, F.-U. (2005): Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros. In Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 63-73.
- Schönbrodt, M. & Schulze, M. (2017): Rote Liste der Brutvögel des Landes Sachsen-Anhalt. Apus 22: 3-80.
- Schwab, T., Fischer, S. & Arndt, E. (2018): Der Waschbär Procyon lotor als Prädator des Trauerschnäppers Ficedula hypoleuca in einem Nistkastenrevier in Sachsen-Anhalt. Vogelwelt 138: 177-184.
- Skiba, R. (1998a): Waldbaumläufer Certhia familiaris. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 100-104.
- Skiba, R. (1998b): Gartenbaumläufer Certhia brachydactyla. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 105-107.
- Späth, T. (2009): Spechte im Nationalpark Harz. In: Natio-NALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung – Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3, 92 S.
- Späth, T., Laske, V. & Mitschke, A. (2008): Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz (Niedersachsen) - Ergebnisse und Erfahrungen. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 40: 181-199.
- SÜDBECK, P. & FLADE, M. (2004): Bestand und Bestandsentwicklung des Mittelspechts Picoides medius in Deutschland und seine Bedeutung für den Waldnaturschutz. Vogelwelt 125: 319-326.

- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. (2005) (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Raldolfzell, 792 S.
- Tiemeyer, V. (2005): Gartengrasmücke Sylvia borin. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 324-334.
- Voříšek, P., Klvaňová, A., Wotton, S. & Gregory, R. D. (2008): A best Practice Guide for wild bird monitoring schemes. Třeboň. S. 87-92.
- WADEWITZ, M. (2017): Zum aktuellen Bestand der Wasseramsel im Nationalpark Harz, Teil Sachsen-Anhalt. Unveröffentl. Bericht i. A. d. Nationalparkverwaltung Harz.
- WINKEL, W. & ZANG, H. (1998a): Blaumeise Parus caeruleus. In: Zang, H. & Нескепкотн, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 66-76.
- WINKEL, W. & ZANG, H. (1998b): Kohlmeise Parus major. In: Zang, H. & Нескеппотн, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 78-90.
- Winkel, W. & Zang, H. (2005): Gartenrotschwanz Phoenicurus phoenicurus. In: ZANG, H., HECKENROTH, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 74-86.
- WÜBBENHORST, J. (2012): Der Wendehals Jynx torquilla in Niedersachsen und Bremen: Verbreitung, Brutbestand und Habitatwahl 2005-2010 sowie Gefährdungsursachen, Schutz und Erhaltungszustand. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 43:15-54.
- ZANG, H. (1986a): Hohltaube Columba oenas. In: ZANG, H. & Нескеnrотн, Н.: Die Vögel Niedersachsens. Taubenbis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.7: 25-30.
- ZANG, H. (1986b): Kuckuck Cuculus canorus. In: ZANG, H. & Нескеnrотн, Н.: Die Vögel Niedersachsens. Taubenbis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.7: 50-57.

- ZANG, H. (1986c): Schwarzspecht Dryocopus martius. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Tauben- bis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. B, H. 2.7: 131-137.
- Zang, H. (1989a): Rotmilan Milvus milvus. In: Zang, H, Hескеnroth, H. & Knolle, F.: Die Vögel Niedersachsens. Greifvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.3: 57-72.
- ZANG, H. (1989b): Habicht Accipter gentilis. In: ZANG, H, Hескеnrотн, Н. & Knolle, F.: Die Vögel Niedersachsens. Greifvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.3: 118-133.
- ZANG, H. (1989c): Sperber Accipter nisus. In: ZANG, H, Hескеnroth, H. & Knolle, F.: Die Vögel Niedersachsens. Greifvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.3: 134-146.
- ZANG, H. (1989d): Mäusebussard Buteo buteo. In: ZANG, H, Hескеnroth, H. & Knolle, F.: Die Vögel Niedersachsens. Greifvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.3: 148-168.
- Zang, H. (1995): Waldschnepfe Scolopax rusticola. In: Zang, H., Grosskopf, G. & Heckenroth, H. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens, Austernfischer bis Schnepfen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.5: 213-218.
- Zang, H. (1997): Bestandsentwicklung, Höhenverbreitung und Ansiedlungsverhalten des Trauerschnäppers Ficedula hypoleuca im Harz. Journal für Ornithologie 138: 39-49.
- ZANG, H. (1998a): Schwanzmeise Aegithalos caudatus. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 27-34.
- ZANG, H. (1998b): Weidenmeise Parus montanus. In: ZANG, H. & Нескепкотн, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 40-48.
- ZANG, H. (1998c): Tannenmeise Parus ater. In: ZANG, H. & Нескеnroтн, Н.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 55-65.

- ZANG, H. (2001a): Baumpieper Anthus trivialis. In: ZANG, H. & Нескепкотн, Н. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 123-130.
- Zang, H. (2001b): Wiesenpieper Anthus pratensis. In: Zang, H. & Нескеnroтн, H.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 131-145.
- Zang, H. (2001c): Gebirgsstelze Motacilla cinerea. In: Zang, H. & Нескепкотн, H.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 166-175.
- Zang, H. (2001d): Bachstelze Motacilla alba. In: Zang, H. & Нескепкотн, Н.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 176-190.
- Zang, H. (2001e): Zaunkönig Troglodytes troglodytes. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 208-218.
- ZANG, H. (2001f): Heckenbraunelle Prunella modularis. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 219-231.
- ZANG, H. (2004): Der Einfluss der Waldschäden auf die Vogelwelt. Vogelwelt 125: 259-270.
- ZANG, H. (2005a): Amsel Turdus merula. In: ZANG, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 135-151.
- ZANG, H. (2005b): Wacholderdrossel Turdus pilaris. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 154-165.
- Zang, H. (2005c): Singdrossel Turdus philomelos. In: Zang, H., Нескепкотн, Н. & Südbeck, Р.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 166-179.

- Zang, H. (2005d): Misteldrossel Turdus viscivorus. In: Zang, H., Нескеппотн, Н. & Südbeck, Р.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 187-197.
- Zang, H. (2005e): Klappergrasmücke Sylvia curruca. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 300-309.
- Zang, H. (2005f): Dorngrasmücke Sylvia communis. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 310-323.
- Zang, H. (2005g): Mönchsgrasmücke Sylvia atricapilla. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 335-349.
- Zang, H. (2005h): Waldlaubsänger Phylloscopus sibilatrix. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 360-366.
- ZANG, H. (2005i): Grauschnäpper Muscicapa striata. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 411-520.
- ZANG, H. (2009a): Tannenhäher Nucifraga caryocatactes. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 83-92.
- ZANG, H. (2009b): Rabenkrähe Corvus corone. In: ZANG, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 130-143.
- Zang, H. (2009c): Kolkrabe Corvus corax. In: Zang, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 153-166.

- ZANG, H. (2009d): Star Sturnus vulgaris. In: ZANG, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 167-186.
- Zang, H. (2009e): Buchfink Fringilla coelebs. In: Zang, H., Нескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 219-235.
- ZANG, H. (2009f): Girlitz Serinus serinus. In: ZANG, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 244-255.
- Zang, H. (2009g): Grünfink Carduelis chloris. In: Zang, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 259-271.
- ZANG, H. (2009h): Erlenzeisig Carduelis spinus. In: ZANG, H., Нескепкотн, Н. & Südbeck, Р.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 284-295.
- ZANG, H. (2009i): Fichtenkreuzschnabel Loxia curvirostra. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 335-345.
- Zang, H. (2009j): Gimpel Pyrrhula pyrrhula. In: Zang, H., Hескеnroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 365-376.
- ZANG, H. (2009k): Kernbeißer Coccothraustes coccosthraustes. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 377-385.
- Zang, H. (2014): Populationsstudien an Kleinhöhlenbrütern im Harz 1970 bis 2014. Tagungsband zur 147. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft: 109.
- Zang, H. (2019): Langzeitstudien an Kleinhöhlenbrütern im Harz. In: Nationalpark Harz (2019) (Hrsg.): Heile Welt Nationalpark? Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 17: 19-24.

- ZANG, H. (2020): Die Wasseramsel im Harz. Zusammenfassung der Ergebnisse einer 29-jährigen Langzeitstudie von 1977 bis 2005. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18.
- ZANG, H. & BINK, K.-H. (2001): Wasseramsel Cinclus cinclus. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.8: 198-207.
- Zang, H. & Meier-Peithmann, W. (2005): Feldschwirl Locustella naevia, sp. In: Zang, H., Heckenroth, H. & SÜDBECK, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 202-210.
- Zang, H. & Meier-Peithmann, W. (2009): Goldammer Emberiza citrinella. In: Zang, H., Нескепкотн, Н. & SÜDBECK, P.: Die Vögel Niedersachsens. Rabenvögel bis Ammern. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.11: 393-408.
- ZANG, H. & WIEHE, H. (2005a): Rotkehlchen Erithacus rubecula. In: Zang, H., Нескепкотн, Н. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 23-34.
- ZANG, H. & WIEHE, H. (2005b): Zilpzalp Phylloscopus collybita. In: Zang, H., Нескепкотн, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. B, H. 2.9: 367-381.
- ZANG, H. & WIEHE, H. (2005c): Fitis Phylloscopus trochilus. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 382-393.
- ZANG, H. & WINKEL, W. (1998a): Sumpfmeise Parus palustris. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 35-39.
- ZANG, H. & WINKEL, W. (1998b): Haubenmeise Parus cristatus. In: Zang, H. & Heckenroth, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 49-54.

- ZANG, H. & WINKEL, W. (1998c): Kleiber Sitta europaea. In: ZANG, H. & HECKENROTH, H.: Die Vögel Niedersachsens. Bartmeisen bis Würger. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.10: 91-98.
- ZANG, H. & Winkel, W. (2005): Trauerschnäpper Ficedula hypoleuca. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P.: Die Vögel Niedersachsens. Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, H. 2.9: 430-448.

#### Online-Quellen:

- [1] http://www.bernd-hussing.de/klima.htm (aufgerufen am 18.12.2019)
- [2] http://www.lbv.de/ratgeber/naturwissen/krankheiten/ usutu-virus/ (aufgerufen 20.12.2019)
- [3] https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/voegel/gefaehrdungen/krankheiten/usutu/26311.html (aufgerufen am 12.12.2019)
- [4] https://www.wetteronline.de/wetterdaten/ brocken?pcid=pc\_rueckblick\_data&gid=10453&pid=p\_ rueckblick\_diagram&sid=StationHistory&iid=10453&m etparaid=SNLD&period=8&month=04&year=2012 (aufgerufen am 18.12.2019)

Anschrift der Autorin: Caren Pertl Nationalparkverwaltung Harz Oderhaus 1 37444 St. Andreasberg pertl@nationalpark-harz.de

Ulrich Rees, Gleichen

# Die tagaktiven Brutvögel der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz -Ergebnisse der Revierkartierung 2018

#### Einleitung

Im Nationalpark Harz wurden auf einigen der durch Borkenkäferbefall entstandenen Kalamitätsflächen Vogelarten der halboffenen Landschaften wie Grauschnäpper, Gartenrotschwanz oder Wendehals festgestellt. Auch Trauerschnäpper, Waldlaubsänger und Grauspecht traten manchmal in diesen Bereichen auf. Zudem bestand die theoretische Möglichkeit, dass sich der Dreizehenspecht dort angesiedelt haben könnte. Diese Vogelarten werden bisher als eher untypisch für den Hochharz angesehen. Für den Dreizehenspecht liegen bisher keine Nachweise aus dem Harz vor.

Mögliche Brutvorkommen dieser Arten in den Hochlagen des Harzes wurden deshalb exemplarisch auf der Waldforschungsfläche Bruchberg erfasst. Hier wurde eine flächige Revierkartierung aller tagaktiven Vogelarten durchgeführt, bei der das besondere Augenmerk auf Dreizehenspecht, Grauspecht und Wendehals lag. Die Waldforschungsfläche Bruchberg stellt mit ihrem kleinräumigen Wechsel von teilweise vermoorten Fichtenwäldern, die sich zum Teil in unterschiedlichen Sukzessionsstadien nach flächigem Borkenkäferbefall befinden, und weitgehend gehölzfreien Moorflächen einen typischen Ausschnitt der Hochlagen des Harzes dar.

#### Die Waldforschungsfläche Bruchberg

Der Bruchberg befindet sich im Nationalpark Harz südwestlich von Torfhaus und gehört mit 927 m ü. NHN zu den höchsten Erhebungen des Harzes. Seine markanteste Erhebung ist die aus verwittertem Acker-Bruchberg-Quarzit bestehende felsige Wolfswarte (ca. 918 m ü. NHN), während der eigentliche Gipfel auf einer bewaldeten Kuppe südlich der Wolfswarte liegt. Im Nordosten fällt der Bruchberg über steile Felsklippen ("Steile Wand") in das Kellwassertal ab. Im Südwesten geht er in den Höhenzug "Auf dem Acker" über.

Das eigentliche Untersuchungsgebiet, die etwa 78 Hektar große Waldforschungsfläche Bruchberg, liegt im Norden des Bruchberg-Höhenzugs am Oberhang seines Osthangs (Abb. 1). Sie weist eine unregelmäßige Form auf, mit einem nach Südosten ragenden Zipfel. Im Osten wird sie vom Clausthaler Flutgraben und im Südwesten vom Bruchberg-Oderteich-Graben begrenzt. Im Nordwesten endet die Fläche zwischen der Wolfswarte und dem Bruchberggipfel. Dort liegt auch ihr höchster Punkt (ca. 910 m ü. NHN), während die am tiefsten gelegenen Bereiche an der Ostgrenze am Clausthaler Flutgraben zu finden sind (ca. 820 m ü. NHN). Dementsprechend ist die Untersuchungsfläche der hochmontanen Höhenstufe zuzuordnen. Die Fläche ist schwach nach Osten geneigt, aber nur im südlichen Drittel erreicht das Gefälle größere Neigungswinkel bis etwa 15°. Die Waldforschungsfläche befindet sich in der Naturdynamikzone des Nationalparks. Sie wurde bereits 1971/72 als Naturwald ausgewiesen. Seitdem sind hier bis auf die Anlage von zwei Gatterflächen keine forstlichen Maßnahmen mehr durchgeführt worden. Auf der Fläche existieren weder Wege noch Pfade.

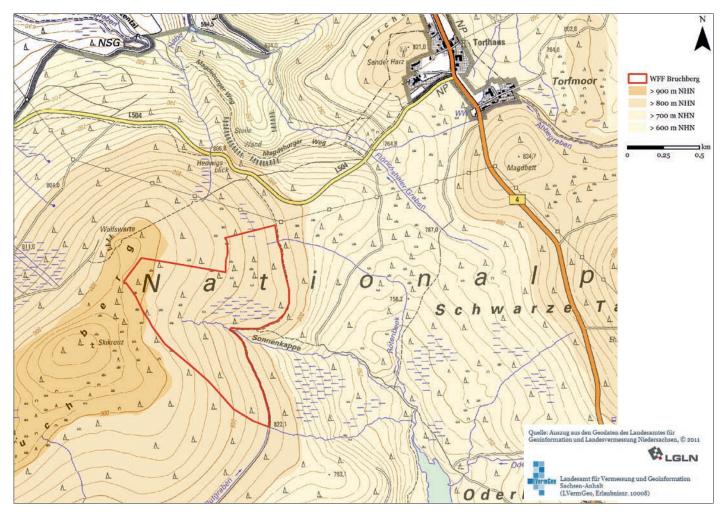


Abb. 1: Lage der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz. (Grafik: Nationalparkverwaltung Harz).

#### 2.2 Klima

Der Harz hebt sich als Kälteinsel von seinem Umland ab. Aufgrund seiner Exponiertheit ergeben sich bei allen Windrichtungen Stauwirkungen, so dass die Niederschlagssummen im Jahresdurchschnitt in den Höhenlagen ab 800 m ü. NHN bei rund 1.400 mm liegen. Auf dem Brocken (1.141 m ü. NHN) beträgt die Jahresdurchschnittstemperatur im langjährigen Mittel (1981-2010) 3,5°C (Quelle: Deutscher Wetterdienst). Zudem ist im Hochharz sehr häufig mit Nebel zu rechnen.

#### 2.3 Geologie und Hydrologie

Das Ausgangsgestein des Bruchbergs besteht aus Acker-Bruchberg-Quarziten. Aufgrund der Basenarmut gehören die daraus entstandenen Böden zu den nährstoffärmsten des Harzes (Nationalparkverwaltung Harz 2012). Die Bodenverhältnisse der Waldforschungsfläche Bruchberg sind durch den Wechsel von vermoorten und unvermoorten Bereichen charakterisiert, wobei Moorstandorte überwiegen (Abb. 2). Ihre Torfmächtigkeiten liegen meistens zwischen etwa 50 und 150 cm. Mineralböden nehmen nur etwa 25 Prozent der Fläche ein und konzentrieren sich besonders im mittleren Bereich des

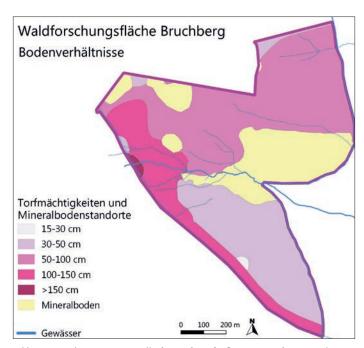


Abb. 2: Verteilung von Mineralboden und Torfauflagen sowie deren Mächtigkeiten auf der WFF Bruchberg (aus NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2012, verändert und mit den Gewässern ergänzt).

Gebiets. Entsprechend sind dort die wüchsigsten Fichtenwälder anzutreffen. Entwässert wird das Gebiet durch den an der Ostgrenze verlaufenden Clausthaler Flutgraben, den Bruchberg-Oderteich-Graben an der Westgrenze sowie die Sonnenkappe mit ihren zahlreichen Nebenarmen, die hier ihr Quellgebiet hat. Die Sonnenkappe mündet in die Rotenbeek, die wenige hundert Meter danach den Oderteich speist. Zudem existieren mehrere kleine Bachläufe und alte Gräben, die größtenteils in den Clausthaler Flutgraben fließen.

#### 2.4 Vegetation

Die Vegetation der Waldforschungsfläche besteht aus einem Mosaik aus Fichten-Moorwald, Reitgras-Fichtenwald und weitgehend gehölzfreien Moorflächen. Aufgrund der vielen abgestorbenen alten Fichtenbestände enthält das Gebiet große Mengen an stehendem und liegendem Totholz, die das Erscheinungsbild der Fläche prägen.

Die Waldentwicklung auf der Fläche ist in den vergangenen Jahrzehnten stark durch Borkenkäferbefall und Windwürfe beeinflusst worden. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre starben Fichtenaltbestände großflächig ab. Auf den Kalamitätsflächen kam jedoch bald Fichtenjungwuchs auf, zunächst hauptsächlich im stark zersetzten Moderholz von abgestorbenen Altbäumen, später auch weitgehend flächendeckend. Mittlerweile sind an manchen Stellen dichte Fichtenjungbestände aufgewachsen. Neben Fichten sind einzelne Ebereschen und Moorbirken vorhanden, die aber aufgrund des Verbisses durch Schalenwild nur in sehr geringen Anzahlen aufwachsen können (MEYER 2013). In die mehr oder weniger lichten Fichtenwälder sind meist zungenförmige waldfreie Hangmoore eingestreut, bei denen es sich um Übergangsmoore und Teile größerer Hochmoore handelt. Die Übergangsmoore werden teils vom Pfeifengras (Molinia caerulea) dominiert, teils handelt es sich um Wollgras-Torfmoosrasen und lokal ist eine hochmoorartige Vegetation entwickelt. Die in die Waldforschungsfläche hineinragenden Moorzungen des Hochmoores auf dem Bruchbergkamm sind überwiegend als von der Besenheide (Calluna vulgaris) geprägte Hochmoor-Stillstandskomplexe enwickelt (BAUMANN 2009).

#### 3. Erfassungsmethodik

#### 3.1 Kartierung

Die quantitative und flächendeckende Erfassung der Vogelarten erfolgte mittels der Revierkartierungsmethode (z.B. Bibby et al. 1995), die durch die Berücksichtigung der artspezifischen Erfassungszeiträume und -hinweise von Andretzke et al. (2005a, b) ergänzt wurde. Zwischen Ende März und Anfang Juli wurden sieben Kontrollgänge durchgeführt. Die frühmorgendlichen Kontrollen begannen spätestens bei Sonnenaufgang. Die Erfassung beschränkte sich auf tagaktive Vogelarten, auf Nachtbegehungen wurde verzichtet. Bei stärkerem Niederschlag und bei Windstärken von mehr als 4 Beaufort wurde nicht kartiert. Die Erfassungstermine mit der jeweils herrschenden Witterung sind in Tab. 1 aufgeführt. Der Startpunkt der einzelnen Begehungen wurde variiert, um möglichst viele Teilbereiche zu den Zeiten der höchsten Gesangsaktivität kontrollieren zu können. Bei den Begehungen wurden alle optischen und akustischen Feststellungen von Vögeln punktgenau unter Verwendung standardisierter Artkürzel und Verhaltenssymbole in jeweils einen GIS-Layer pro Termin ("Tageslayer") eingetragen. Auf dem verwendeten Feldrechner zeigte ein GPS-Signal den aktuellen Standort der kartierenden Person ständig an, so dass eine relativ hohe Genauigkeit bei der Verortung der Registrierungen in dem unübersichtlichen Gelände möglich war.

Bei der Vogelartenerfassung wurde angestrebt, das Gebiet in Streifen abzulaufen und sich dabei an dem 100 x 100 m-Raster zu orientieren, das sowohl im Gelände vermarkt ist als auch digital vorliegt. Auf diese Weise wurde gewährleistet, dass kein Punkt der Fläche weiter als 50 m von der kartierenden Person entfernt war. Aufgrund der Geländegegebenheiten, insbesondere durch die großen Mengen an liegendem starken Totholz und die im Frühling lokal schwer begehbaren Moorbereiche, aber auch durch die teilweise vorhandenen dichten und kaum zu durchdringenden Jungfichtenbestände musste von der idealen streifenförmigen Route oft abgewichen werden, manchmal um mehr als 50 m.

Der Zeitaufwand für die Geländeerfassungen belief sich auf etwa 12-14 Stunden pro Kartierdurchgang. Daher wurden die einzelnen Durchgänge entweder von einer Person an zwei möglichst aufeinanderfolgenden Vormittagen oder von zwei gleichzeitig auf verschiedenen Teilflächen arbeitenden Personen an einem Vormittag durchgeführt (vgl. Tab. 1). Um im letzteren Fall Doppelzählungen beim Einsatz von Klangattrappen zu vermeiden, wurden die Uhrzeiten des Abspielens sowie die eventuellen Reaktionen darauf notiert und später abgeglichen.

Termin	Zeitfenster	KA	Tag	Datum	Uhrzeit	Kartierer	Witterung	
1	E Mar	Dzs, Gsp	1a	15.03.*	06:15-11:00	U.R.	wolkig, kein Niederschlag, 3-4 Bft, -3-3°C	
			1b	21.03.	06:00-10:30	U.R.	sonnig, kein Niederschlag, 2-3 Bft, -92°C	
2	M Apr	Dzs, Gsp	2a	18.04.	06:00-11:00	U.R.	wolkig, kein Niederschlag,1 Bft, 9-16°C	
			2b	19.04.	06:15-11:00	U.R.	heiter, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 8-16°C	
3	A Mai	Dzs, Wh	3a	07.05.	05:30-11:00	U.R.	wolkenlos, kein Niederschlag, 3 Bft, 7-18°C	
			3b	08.05.	05:15-10:30	U.R.	wolkenlos, kein Niederschlag, 3 Bft, 9-19°C	
4	M Mai	Wh	4a	17.05.	05:15-11:00	U.R.	zuerst neblig, später aufklarend, 3 Bft, 7-12°C	
			4b	18.05.	05:00-10:00	R.W./U.R.	neblig, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 6-7°C	
5	A Jun	Wh	5a	06.06.	04:45-10:45	U.R.	heiter, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 9-19°C	
			5b	07.07.	05:00-10:30	U.R.	wolkig, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 11-22°C	
6	E Jun			20.06.	04:30-10:45	R.W./U.R.	bedeckt, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 8-18°C	
7	A Jul		7a	09.07.	05:15-10:15	U.R.	wolkig, kein Niederschlag, 2-3 Bft, 8-18°C	
			7b	10.07.	05:00-10:30	U.R.	bedeckt, zu Beginn Sprühregen, 3 Bft, 8-12°C	

Tab. 1: Erfassungstermine und Witterung. Spalte Zeitfenster: E=Ende, M=Mitte, A=Anfang. Spalte Datum: \* = Begehung bereits 5 Tage vor Beginn des Terminfensters aufgrund der Vorhersagen schlechten Wetters für den 16.03.-20.03. (bei starken Schneefällen und Wind bis 6 Bft sind keine Erfassungen möglich). Spalte KA (Klangattrappeneinsatz): Dzs=Dreizehenspecht, Gsp=Grauspecht, Wh=Wendehals. Spalte Kartierer: U.R.=U. Rees, R.W.=R. Wasmund.

#### 3.2 Klangattrappeneinsatz

Zur Erhöhung der Nachweiswahrscheinlichkeit für Dreizehenspecht, Grauspecht und Wendehals wurden Klangattrappen mit den artspezifischen Lauten von Stübing & Bergmann (2006) unter Berücksichtigung der Hinweise von Boschert et al. (2005) verwendet. Die Laute wurden über einen witterungsresistenten Lautsprecher wiedergegeben (JBL Charge 3, 2x10 W, 65 Hz bis 20 kHz). Die Terminfenster, in denen die Klangattrappen eingesetzt wurden, sowie Abspieldauer und -häufigkeiten sind aus Tab. 2 ersichtlich. Die Positionen der Abspielpunkte blieben über den gesamten Untersuchungszeitraum gleich und gehen aus Abb. 3 hervor.

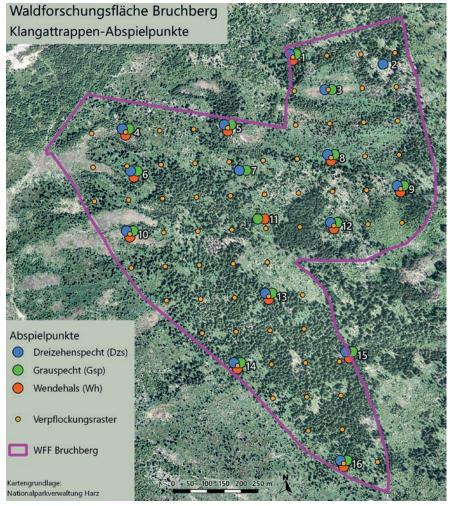


Abb. 3: Lage der Abspielpunkte der Klangattrappen.

Art	Zeitfenster	Abspiel- dauer	Warte- zeit	max. Wieder- holungen
Dreizehenspecht (Dzs)	E März, M April, A Mai	20 s	2 min	3
Grauspecht (Gsp)	E März, M April	20 s	2 min	3
Wendehals (Wh)	A Mai, M Mai, A Juni	20 s	2 min	3

Tab. 2: Klangattrappeneinsatz zur Erfassung von Dreizehenspecht, Grauspecht und Wendehals. Spalte Zeitfenster: E=Ende, M=Mitte, A=Anfang.

#### 3.3 Auswertung

Nach Abschluss der Geländearbeiten wurden die in den GIS-Tageslayern festgehaltenen Registrierungen der Vögel in je einen GIS-Layer pro Vogelart übertragen. Aus Mehrfachregistrierungen in räumlicher Nähe an verschiedenen Kontrollterminen, Simultanfeststellungen bestimmter Verhaltensweisen und unter Berücksichtigung der artspezifischen methodischen Hinweise von Andretzke et al. (2005a, b) in den "Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands" (Südbeck et al. 2005) lassen sich dann die ("Papier-") Reviere der Brutvögel abgrenzen.

Die Einteilung in die Statuskategorien gemäß Tab. 3 erfolgte in Anlehnung an die Kriterien des European Ornithological Atlas Commitee (HAGEMEIJER & BLAIR 1997) und die Brutzeitcodes des DDA [1] unter Einbeziehung der artspezifischen Auswertungshinweise in den Artsteckbriefen von Andretzke et al. (2005b). Eine Abweichung stellt lediglich Punkt (6) der Tabelle dar: Drei oder mehr Registrierungen einer Art am selben Ort wurden immer als Brutrevier gewertet, sofern mindestens eine revieranzeigende Verhaltensweise bzw. eine Paarbeobachtung im Kernerfassungszeitraum festgestellt wurde und mindestens eine zusätzliche Registrierung innerhalb der Wertungsgrenzen lag. Weitere Einschränkungen in den Artsteckbriefen von Andretzke et al. (2005b) wurden in diesem Fall nicht berücksichtigt.

Zu den Brutvogelarten eines Gebiets (Brutbestand) gehören die Arten, die in die beiden Statuskategorien "Brutverdacht/Wahrscheinliches Brüten" und "Brutnachweis/Gesichertes Brüten" fallen. Brutvögel mit Revieren im Bereich der Gebietsgrenze (Randsiedler) wurden dann als dem Untersuchungsgebiet zugehörig gewertet, wenn mindestens eine revieranzeigende Beobachtung innerhalb der Grenzen des Untersuchungsgebiets lag. Um den besonderen klimatischen Bedingungen des Hoch-

Statuskategorie	Kriterium
Durchzügler	(1) Registrierung außerhalb der artspezifischen Brutzeit
Nahrungsgast	(2) Registrierung außerhalb des Bruthabitats / keine Hinweise auf Brut
Brutzeitfeststellung / Mögliches Brüten	(3) Art während der Brutzeit im potenziellen Bruthabitat festgestellt; eine Brut ist zwar möglich, das Verhalten oder eine zu geringe Anzahl an Registrierungen (nach Andretzke et al. 2005b) lassen jedoch keine Einstufung in eine höhere Kategorie zu
	(4) Paar zur Brutzeit im potenziellen Bruthabitat festgestellt (artspezifisch 1-2 Registrierungen gemäß den "Artsteckbriefen" von Andretzke et al. (2005b), dort auch z. T. weitere Konkretisierungen)
	(5) Revierverhalten (Gesang, Revierkampf, etc.) an mindestens 2 Tagen im Abstand von mindestens 7 Tagen am gleichen Platz, wobei mindestens 1 Registrierung innerhalb des artspezifischen Erfassungszeitraumes liegt; bzw. weitere / andere artspezifische Feststellungen gemäß den "Artsteckbriefen" von Andretzke et al. (2005b)
Brutverdacht / Wahrscheinliches Brüten	(6) 3 oder mehr Registrierungen am gleichen Ort im potenziellen Bruthabitat im Abstand von jeweils mindestens 7 Tagen mit mindestens 1 revieranzeigenden Verhaltensweise oder 1 Paarbeobachtung im artspezifischen Erfassungszeitraum und mindestens 1 weitere Registrierung innerhalb der Wertungsgrenzen
	(7) Balzverhalten
	(8) Aufsuchen eines wahrscheinlichen Nistplatzes
	(9) Erregtes Verhalten bzw. Warnrufe von Altvögeln
	(10) Nest-, Höhlen- oder Nistmuldenbau, Vogel mit Nistmaterial
	(11) Jungvögel im Nest bzw. in Höhle gesehen und gehört
	(12) Nest mit Eiern
	(13) Nest bzw. Höhle mit brütendem Altvogel
	(14) Eierschalen geschlüpfter Jungvögel / eindeutig benutztes Nest aus der aktuellen Brutperiode
Brutnachweis / Gesichertes Brüten	(15) Altvögel verlassen oder suchen einen Nistplatz auf, wobei ihr Verhalten auf ein besetztes Nest bzw. besetzte Höhle hindeutet, das / die jedoch nicht eingesehen werden kann
	(16) Eben flügge Jungvögel
	(17) Futter eintragende Altvögel
	(18) Kotballen austragende Altvögel
	(19) Ablenkungsverhalten oder Verleiten von Altvögeln

Tab. 3: Statuskategorien und Einstufungskriterien zur Erfassung von Vögeln, in Anlehnung an das European Ornithological Atlas Commitee (EOAC, HAGEMEIJER & BLAIR 1997) und die Brutzeitcodes des DDA [1] unter Einbeziehung der artspezifischen Erfassungszeiträume nach Andretzke et al. (2005a, b).

harzes gerecht zu werden, wurden die Wertungsgrenzen von Andretzke et al. (2005a) für alle Vogelarten pauschal um eine Monatsdekade (10 Tage) nach hinten ausgedehnt. Bei zwei Arten, Kohlmeise und Ringeltaube, wurde zudem der Erfassungszeitraum von Andretzke et al. (2005b) um eine Dekade verlängert. Bei beiden Arten endet der Erfassungszeitraum bereits Ende April, was für die meisten der im Hochharz brütenden Vogelarten zu früh ist.

Als Kenngrößen des Vogelbestands wurden die Abundanz und Dominanz berechnet (z.B. Bezzel 1982). Die Abundanz gibt die Anzahl der Reviere (oder Individuen bzw. Brutpaare) einer Art bezogen auf eine einheitliche Flächengröße an, um Vergleiche zu erleichtern. Hier wurde als Bezugsgröße 1 km² (100 ha) gewählt. Die Dominanz ist die relative Häufigkeit (in Prozent) einer Art im Vergleich zu den anderen Arten einer Vogelgemeinschaft. Sie wird berechnet, indem das Verhältnis der Anzahl der Brutreviere einer Art (oder Individuen, Brutpaare) zur Gesamtanzahl der Reviere (Individuen, Brutpaare) der untersuchten Vogelgemeinschaft gebildet wird. Als dominante Arten werden in der Regel diejenigen Arten angesehen, deren Revieranzahl mehr als 5 % der Gesamtanzahl erreicht (Bezzel 1982).

#### Ergebnisse

# 4.1 Die auf der Waldforschungsfläche Bruchberg festgestellten Vogelarten

Auf der Waldforschungsfläche Bruchberg wurden in der Brutsaison 2018 insgesamt 35 Vogelarten registriert: 24 Brutvogelarten, 10 Nahrungsgäste und eine Art auf dem Durchzug (Tab. 4). Summarisch wurden 552 Reviere ermittelt. Die eudominanten Brutvogelarten mit einem Anteil ihrer Reviere von jeweils mehr als 10 Prozent an der Reviersumme aller Arten sind Buchfink (90 Reviere), Sommergoldhähnchen (78 Reviere), Rotkehlchen (70 Reviere) und Tannenmeise (58 Reviere). Weitere dominante Arten (5-10 % aller Reviere) sind Zaunkönig, Mönchsgrasmücke und Wintergoldhähnchen.

Die festgestellten Arten zählen zu den typischen Bewohnern der Hochlagen des Harzes mit offenen und halboffenen Moorflächen und unterschiedlich dichten und hohen Fichtenbeständen. Sowohl Vogelarten, die sich bevorzugt in geschlossenen Wäldern aufhalten als auch solche, die nur in Beständen mit größeren Lücken oder in Waldrandlagen anzutreffen sind, wurden in teilweise hohen Siedlungsdichten gefunden. Zu den im Untersuchungsgebiet häufigen Arten der eher geschlossenen Wälder gehören zum Beispiel Buchfink (90 Reviere), Tannenmeise (58 Reviere), Wintergoldhähnchen (30 Reviere) und Zaunkönig (47 Reviere). Die Brutvorkommen von Baumpieper (19 Reviere), Fitis (25 Reviere), Zilpzalp (12 Reviere) und auch Kuckuck (1 Revier) belegen dagegen den in Teilbereichen halboffenen Charakter der Waldforschungsfläche, der einerseits durch die

waldfreien Moorflächen und andererseits durch den Zusammenbruch vieler Fichtenbestände entstanden ist.

Die geringe Anzahl von lediglich 24 Brutvogelarten ist typisch für die Hochlagen des Harzes. Beispielsweise wurden auf einer Probefläche des Monitorings häufiger Brutvogelarten (MhB) am Westhang des Bruchbergs, etwa einen Kilometer von der Waldforschungsfläche entfernt und in vergleichbarer Höhenlage (ca. 750-850 m ü. NHN), zwischen 2012 und 2018 jährlich 20 bis 28 Brutvogelarten ermittelt, mit einem Median von 24 Arten. Auf einer anderen MhB-Fläche der Hochlagen (auf dem Ackerhöhenzug, 690-840 m ü. NHN), etwa 6 km südwestlich der Waldforschungsfläche, wurden von 2007 bis 2018 jährlich 22 bis 28 Brutvogelarten festgestellt. Der Median liegt hier bei 25,5 Arten (Daten der Nationalparkverwaltung Harz, Auswertung durch Verfasser).

Kürzel	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Reviere	Abundanz [Rev./km²]	Dominanz [%]	RL D	RL NI	RL NI BB	VSRL Anh. I
BRUT	VÖGEL								
A	Amsel	Turdus merula	15	19,3	2,7				
Вр	Baumpieper	Anthus trivialis	19	24,5	3,4	3	V	V	
В	Buchfink	Fringilla coelebs	90	116,1	16,3				
Bs	Buntspecht	Dendrocopos major	2	2,6	0,4				
Ei	Eichelhäher	Garrulus glandarius	3	3,9	0,5				
Fk	Fichtenkreuzschnabel	Loxia curvirostra	1	1,3	0,2				
F	Fitis	Phylloscopus trochilus	25	32,2	4,5				
Gm	Gimpel	Pyrrhula pyrrhula	7	9,0	1,3				
Hm	Haubenmeise	Lophophanes cristatus	14	18,1	2,5				
Не	Heckenbraunelle	Prunella modularis	13	16,8	2,4				
K	Kohlmeise	Parus major	12	15,5	2,2				
Ku	Kuckuck	Cuculus canorus	1	1,3	0,2	V	3	3	
Mg	Mönchsgrasmücke	Sylvia atricapilla	30	38,7	5,4				
Rfk	Raufußkauz	Aegolius funereus	1	1,3	0,2				х
Rt	Ringeltaube	Columba palumbus	14	18,1	2,5				
R	Rotkehlchen	Erithacus rubecula	70	90,3	12,7				
Ssp	Schwarzspecht	Dryocopus martius	1	1,3	0,2				х
Sd	Singdrossel	Turdus philomelos	4	5,2	0,7				
Sg	Sommergoldhähnchen	Regulus ignicapilla	78	100,6	14,1				
Tm	Tannenmeise	Periparus ater	58	74,8	10,5				
Wb	Waldbaumläufer	Certhia familiaris	5	6,4	0,9				
Wg	Wintergoldhähnchen	Regulus regulus	30	38,7	5,4				
Z	Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	47	60,6	8,5				
Zi	Zilpzalp	Phylloscopus collybita	12	15,5	2,2				
NAHR	RUNGSGÄSTE								
Ez	Erlenzeisig	Spinus spinus							
Ge	Gebirgsstelze	Motacilla cinerea							
Hr	Hausrotschwanz	Phoenicurus ochruros							
Kb	Kernbeißer	Coccothraustes coccothraustes					V	V	
Kg	Klappergrasmücke	Sylvia curruca							
Kra	Kolkrabe	Corvus corax							
Mb	Mäusebussard	Buteo buteo							
Md	Misteldrossel	Turdus viscivorus							
Rm	Rotmilan	Milvus milvus				V	2	2	х
Tf	Turmfalke	Falco tinnunculus					V	V	
DURC	HZÜGLER								
Sts	Steinschmätzer	Oenanthe oenanthe				1	1	1	

Tab. 4: Die Vogelarten der WFF Bruchberg in der Brutsaison 2018 in alphabetischer Reihenfolge. RL D: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands (Grüneberg et al. 2015), RL NI und RL NI BB: Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens allgemein sowie für die Region Bergland/Börden (Krüger & Nipкow 2015); es bedeuten jeweils: 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3= gefährdet, V=Vorwarnliste. Spalte VSRL Anh: I: Art des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie.

#### 4.2 Gefährdete Arten

Von den festgestellten Brutvögeln werden zwei Arten in einer Gefährdungskategorie der Roten Listen (RL 1, 2 oder 3) geführt: Der Baumpieper wird in Deutschland als "gefährdet" eingestuft (RL 3, Grüneberg et al. 2015), der Kuckuck steht in Niedersachsen sowohl insgesamt als auch in der Region Bergland mit Börden in der Kategorie "gefährdet" (RL 3, Krüger & Nipkow 2015). Unter den Nahrungsgästen wird der Rotmilan in Niedersachsen als "stark gefährdet" (RL 2) eingestuft. Der Steinschmätzer, der einzige registrierte Durchzügler, ist

in Deutschland und Niedersachsen "vom Aussterben bedroht" (RL 1). Neben den Rote-Liste-Einstufungen werden drei Arten im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (EU-VSRL) genannt: Die Brutvögel Raufußkauz und Schwarzspecht sowie der Nahrungsgast Rotmilan.

#### 4.3 Verteilung der Individuen

Die Registrierungspunkte der festgestellten Vögel waren zwar flächig über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt, es lassen sich jedoch Bereiche mit höheren und auch niedrigeren Individuendichten erkennen (Abb. 4).

Am Nord- und Nordwestrand sowie vom Zentrum bis an die mittlere Südwestgrenze ergaben sich Registrierungshäufungen (rot in Abb. 4). Diese Gebiete zeichneten sich fast ausnahmslos durch sehr hohen Strukturreichtum aus und bestanden aus einem Mosaik aus Fichtenbeständen und -gruppen unterschiedlichen Alters und kleinen baumfreien Flächen, auf denen Beersträucher (meist Heidelbeere *Vaccinium myrtillus*) wuchsen.

Stehendes und liegendes Totholz war überall reichlich vorhanden. Diese Bereiche stellten offensichtlich bevorzugte Aufenthaltsorte für viele Vögel dar.

Die weitgehend baumfreien echten Hochmoorflächen am Nordrand sowie am Nordwestrand der Waldforschungsfläche, die sich auf dem Luftbild als homogene bräunliche Flächen gut abzeichnen, wiesen erwartungsgemäß niedrige Individuendichten auf. Hier fehlen geeignete Niststandorte und das Nahrungsangebot ist auf den nährstoffarmen Moorflächen geringer als auf den angrenzenden Waldflächen.

In dem nach Norden zeigenden Arm der Waldforschungsfläche etwa dort, wo er südlich der offenen Moorfläche beginnt, fällt ein größerer Bereich auf, in dem nur wenige Individuen festgestellt wurden (gelblich in Abb. 4). Diese vermoorte und locker mit Fichten durchsetzte Fläche ist von *Molinia*-Dominanzbeständen geprägt, was für viele Vogelarten offenbar nicht besonders attraktiv zu sein scheint.

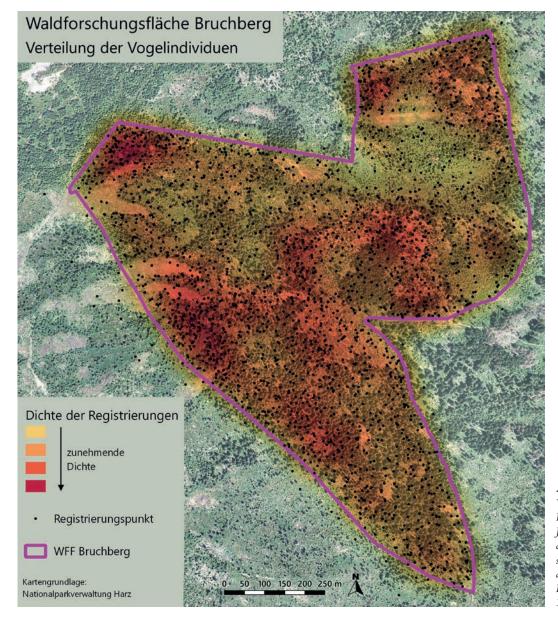


Abb. 4: Verteilung der Vögel auf der WFF Bruchberg, dargestellt als "Heatmap": Je stärker die Rotfärbung, desto höher die Individuendichte. Datenbasis: sämtliche 2101 Registrierungspunkte aller festgestellten Vogelindividuen, Radius für die Dichteberechnung: 100 m.

#### 4.4 Ausgewählte Arten

Das Hauptaugenmerk der Erhebung lag auf den Spechtarten Dreizehenspecht, Grauspecht und Wendehals. Daneben war von Interesse, ob sich Arten der halboffenen Landschaft möglicherweise auf den Kalamitätsflächen angesiedelt haben könnten, wie zum Beispiel Gartenrotschwanz und Grauschnäpper. Zu den im besonderen Fokus stehenden Arten gehörten zudem die Waldbewohner Trauerschnäpper und Waldlaubsänger, da über ihre Verbreitung in den Hochlagen des Harzes bisher nur lückenhafte Informationen vorliegen und ihre Bestände in letzter Zeit bundesweit deutlich abgenommen haben (Gedeon et al. 2014).

Von den genannten Arten wurde jedoch keine einzige in der Brutsaison 2018 auf der Waldforschungsfläche Bruchberg festgestellt. Bei früheren avifaunistischen Erhebungen waren Gartenrotschwanz und Waldlaubsänger auf der Waldforschungsfläche gefunden worden, die übrigen Arten jedoch ebenfalls nicht (National Park verwaltung Harz 2012).

Im Folgenden werden die Befunde zu ausgewählten Arten kurz beschrieben und mögliche Gründe für ihr Fehlen auf der Waldforschungsfläche Bruchberg aufgeführt.

#### Dreizehenspecht

Das Vorkommen des Dreizehenspechts korreliert mit dem Auftreten von frisch abgestorbenen Fichten. Wesentliche Nahrungsbestandteile dieses Spechts sind Borkenkäfer, die in toten Bäumen nur solange vorkommen, wie noch die Borke vorhanden ist. Dies ist nur wenige Jahre nach dem Absterben des Baums der Fall (Balasso 2016, Weissmair & Pühringer 2015). Während der Brutzeit und besonders als Futter für die Jungen überwiegen zwar Bockkäferlarven und Spinnentiere, aber im Winter stellen Borkenkäfer die wichtigste Nahrungsquelle dar (Реснаzек 2004). Auf der Waldforschungsfläche gab es im Untersuchungszeitraum nur wenige frisch abgestorbene Fichten, meistens handelte es sich dabei um geworfene Fichten. Die noch stehenden toten Fichten waren überwiegend seit längerem abgestorben und besaßen keine Borke mehr. Dem Dreizehenspecht fehlt deshalb eine entscheidende Nahrungskomponente. Zudem dürfte die Besiedlung des Harzes aufgrund der Verbreitung der Art schwierig sein, denn der Dreizehenspecht ist momentan als Brutvogel außerhalb der Alpen in Deutschland nur im Bayerischen Wald und im Schwarzwald anzutreffen, vereinzelt auch im Oberpfälzer Wald, im Fichtelgebirge und im Alpenvorland (Gedeon et al. 2014, Rödl et al. 2012, Wink 2012). Vor einigen Jahren erregte ein Totfund im Sauerland Aufsehen, weitere Individuen konnten dort aber nicht nachgewiesen werden (H. König, LANUV NRW, pers. Mitt., Pfennig 2012). Die bekannten Brutvorkommen sind allesamt mehrere hundert Kilometer vom Harz entfernt.

#### Wendehals

Der Wendehals wurde 2002 und 2007 am Bruchberg im Umfeld der Waldforschungsfläche – aber nicht auf der Fläche selbst – mit vier Revieren (2002) bzw. einem Revier nachgewiesen, 2006 wurden auf dem gesamten Acker-Bruchberg-Höhenzug fünf Reviere ermittelt (MITSCHKE & LASKE 2006, NATIONALPARKVERWAL-TUNG HARZ 2009, NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2012). Bei avifaunistischen Erhebungen 2015 im EU-Vogelschutzgebiet "Nationalpark Harz" (V53), das fast deckungsgleich mit dem niedersächsischen Teil des Nationalparks ist, wurde der Wendehals an drei Stellen in den unteren und mittleren Lagen des Harzes bis etwa 600 m ü. NHN registriert (Pertl & Sandkühler 2017). Zur Ausweisung von Brutrevieren reichten diese Feststellungen jedoch nicht aus. Erfassungen im EU-Vogelschutzgebiet "Hochharz" (V18), das große Teile des in Sachsen-Anhalt liegenden Teils des Nationalparks umfasst, ergaben 2013 lediglich ein einziges Wendehalsrevier. Auch dieses befand sich nicht in den Hochlagen (PERTL & SPÄTH 2014). Auf einer auf dem Acker-Höhenzug gelegenen Probefläche des MhB wurde der Wendehals von 2007 bis 2009 jährlich mit einem Brutrevier nachgewiesen, seit 2010 fehlt er dort jedoch. Der Wendehals kommt aktuell im Nationalpark offensichtlich nur noch als seltener Brutvogel in den unteren und mittleren Lagen vor. Die Hochlagen hat er seit rund zehn Jahren vollständig verlassen. Vermutlich ist die bodennahe Vegetation insgesamt auf den ehemals offenen Kalamitätsflächen mittlerweile so dicht geschlossen, dass er kaum noch Zugang zum Boden findet, wo er Ameisen als seine Hauptnahrung sucht.

#### Grauspecht

Bei einer Erfassung im EU-Vogelschutzgebiet "Nationalpark Harz", das fast den gesamten niedersächsischen Teil des Nationalparks Harz abdeckt, wurden 2015 14 Brutreviere des Grauspechts ermittelt. Nur eines dieser Reviere befand sich in den Hochlagen in einer von Borkenkäfern geschädigten fichtendominierten Fläche, alle übrigen lagen in Laubwaldbeständen unterhalb von 750 m ü. NHN (PERTL & SANDKÜHLER 2017). Bei weiter zurückliegenden Erhebungen 1996, 2002 und 2006 waren dagegen auch in den Hochlagen einige wenige Reviere festgestellt worden, 1996 und 2002 u.a. ein revieranzeigender Grauspecht in der Umgebung der Waldforschungsfläche Bruchberg (MITSCHKE & LASKE 2008). Insgesamt ist der Grauspecht ein regelmäßiger Brutvogel des Harzes, er beschränkt sich aber seit etwa zehn Jahren weitestgehend auf die Laubwaldstandorte der kollinen und submontanen Stufe. Wahrscheinlich spielt hier - für den Grauspecht ähnlich wie für den Wendehals - der fortgeschrittene Dichteschluss der bodennahen Vegetation auf den Kalamitätsflächen der Hochlagen eine große Rolle: Der Zugang zu am Boden lebenden Ameisen, einer wichtigen Nahrungskomponente, ist mittlerweile durch Gräser, Zwergsträucher und Fichtenjungwuchs so stark eingeschränkt, dass diese Flächen als Nahrungshabitat weitgehend ausfallen.

#### Gartenrotschwanz

Der Gartenrotschwanz wurde in der Vergangenheit bei avifaunistischen Erfassungen 1996, 2002, 2006, 2009 und 2011 auf der Waldforschungsfläche mit ein bis zwei Revieren angetroffen; 2007, 2008 und 2010 fehlte er jedoch als Brutvogel (NATIO-NALPARKVERWALTUNG HARZ 2012). In den Hochlagen des Harzes sind Gartenrotschwänze zwar nirgends häufig, kommen aber insgesamt gesehen in höheren Dichten vor als in den Randbereichen (Krüger et al. 2014). Die Habitatausstattung der Waldforschungsfläche Bruchberg ließe ein Brutvorkommen nach wie vor zu. Gründe für das Fehlen dieser Art in der Brutsaison 2018 sind nicht zu erkennen. Eventuell brütet der Gartenrotschwanz nur unregelmäßig auf der Fläche.

#### Grauschnäpper

Der Grauschnäpper ist im Harz nur sehr lückig in den Randlagen verbreitet. Brutvorkommen in Fichtenbeständen der Hochlagen sind nicht bekannt, die höchstgelegenen Bruten stammen aus Buchen- und Fichtenbeständen unterhalb 600 m ü. NHN (ZANG 2005a, Krüger et al. 2014). Eine regelmäßige Besiedlung der Hochlagen scheint derzeit nicht besonders wahrscheinlich zu sein.

#### Trauerschnäpper

Der Trauerschnäpper kommt in den Fichtenbeständen der Hochlagen des Harzes aktuell nicht vor (Krüger et al. 2014). Bis vor etwa 30 Jahren brütete er zwar auch in den Hochlagen, seit Mitte der 1980er Jahre ist er aus den Fichtenforsten des Harzes jedoch völlig verschwunden – unabhängig vom Höhlen- und Nistkastenangebot - und wird zur Zeit nur noch in Laubwäldern in Höhenlagen bis höchstens 700 m ü. NHN angetroffen (ZANG 2005b, 2019).

#### Waldlaubsänger

Das letzte bekannte Brutvorkommen des Waldlaubsängers auf der Waldforschungsfläche Bruchberg stammt von 2007 (ein Revier). Bei späteren Erhebungen wurde diese Art dort nicht mehr nachgewiesen (Nationalparkverwlatung Harz 2012). Am Westhang des Bruchbergs wurde 2017 ein Revier auf einer Probefläche des MhB festgestellt, dagegen fehlte die Art auf dieser Fläche von 2012 bis 2016 und auch 2018. Im Harz ist die Siedlungsdichte insgesamt gesehen zwar vergleichsweise hoch, bevorzugt besiedelt wird jedoch die Stufe der Buchenwälder bis etwa 700 m ü. NHN. In die Fichtenbestände der Hochlagen dringt der Waldlaubsänger selten vor, Bruten sind aber auch dort nicht ausgeschlossen (Zang 2005c, Krüger et al. 2014). Ein Brutvorkommen auf der Waldforschungsfläche Bruchberg wäre durchaus möglich. Der Nachweis des Waldlaubsängers in den Fichtenbeständen der Hochlagen des Harzes ist jedoch bei den generell hohen kurzfristigen Bestandsschwankungen (ZANG 2005c) und den sehr geringen Siedlungsdichten in

dieser Höhenstufe bei einjährigen Erfassungen stark vom Zufall abhängig.

#### 4.5 Vergleich mit vorhergehenden Erfassungen

Avifaunistische Untersuchungen auf der gesamten Waldforschungsfläche wurden bereits 1996, 2002 und 2006 durchgeführt. Jedoch beschränkten sich die Erhebungen 1996 auf die Spechtarten und einige Folgenutzer ihrer Höhlen, und auch 2002 und 2006 wurde nicht das gesamte Artenspektrum erfasst (National Park verwlatung Harz 2012). Beim Vergleich der 2018 festgestellten Brutvögel mit denen der Jahre 2002 und 2006 fallen zuerst die erheblich höheren Revieranzahlen der häufigen Arten 2018 gegenüber 2002 und 2006 auf (Tab. 5). Der größte Unterschied zeigt sich beim Sommergoldhähnchen: 2002 wurden sieben Reviere ermittelt, 2006 nur ein einziges und 2018 dann 78 Reviere (Steigerung der Revieranzahl um den Faktor 11 von 2002 bis 2018). Beim Zaunkönig sieht es ähnlich aus: 2002 sieben Reviere, 2006 fünf Reviere, 2018 58 Reviere (Anstieg der Reviere von 2002 bis 2018 um fast den Faktor 7) Auch bei der Tannenmeise stieg die Anzahl der Reviere um mehr als das Fünffache an. Vergleichbares zeigt sich bei Wintergoldhähnchen, Mönchsgrasmücke und Haubenmeise. Bei den in diesem Absatz genannten Arten handelt es sich um Vögel, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in geschlossenen Wäldern haben. Eine Ausnahme stellt nur die Mönchsgrasmücke dar, die ebenso häufig außerhalb von Wäldern vorkommt. Der extreme Dichteanstieg der Waldarten wird einerseits darauf zurückzuführen sein, dass sich die Waldforschungsfläche nach dem Zusammenbruch der Fichtenbestände in den 1990er Jahren seit 2006 wieder deutlich in Richtung Wald entwickelt hat. Allerdings sind in den Kalamitätsjahren nicht alle Fichten abgestorben. Im Zentrum und in der Südhälfte des Gebiets sind Reste der ursprünglichen Waldbestände erhalten geblieben, die über den kompletten Zeitraum als Lebensraum für die Arten der Fichtenwälder gedient haben könnten. Die stark angestiegenen Revieranzahlen der Waldvogelarten von 2006 bis 2018 sind zum Teil sicher eine Folge der fortgeschrittenen Waldentwicklung auf den Kalamitätsflächen, zusätzlich sind aber wahrscheinlich auch Unterschiede in der Erfassungsmethodik dafür verantwortlich.

Bei einigen Arten sind die Revieranzahlen der vorhergehenden Erfassungen bis 2018 weitgehend konstant. Der Kuckuck wurde sowohl 2006 als auch 2018 mit einem Revier festgestellt, beim Waldbaumläufer, einer typischen Waldart, ist die Anzahl mit vier beziehungsweise fünf Revieren in allen Untersuchungsjahren nahezu unverändert. Leicht negative Entwicklungen zeigen sich beim Vergleich der Erfassungen 2002, 2006 und 2018 nur bei Gartenrotschwanz und Gebirgsstelze (Tab. 5). Für den Gartenrotschwanz liefert die Tabelle jedoch ein zu negatives Bild: Die Art wurde auch in den Jahren 2009 und 2011 auf der Waldforschungsfläche festgestellt (vgl. Kapitel 4.4). Die Gebirgsstelze

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Revieranzahl			Veränderungen
		2002	2006	2018	
Amsel	Turdus merula	k.A.	k.A.	15	
Baumpieper	Anthus trivialis	23	11	19	<b>→</b>
Buchfink	Fringilla coelebs	k.A.	k.A.	90	
Buntspecht	Dendrocopos major	1	1	2	<b>→</b>
Eichelhäher	Garrulus glandarius	3	n.e.	3	
Fichtenkreuzschnabel	Loxia curvirostra	k.A.	k.A.	1	
Fitis	Phylloscopus trochilus	20	n.e.	25	
Gartenrotschwanz	Phoenicurus phoenicurus	2	1	-	Ψ
Gebirgsstelze	Motacilla cinerea	3	1	NG	Ψ
Gimpel	Pyrrhula pyrrhula	k.A.	k.A.	7	
Haubenmeise	Lophophanes cristatus	-	1	14	<b>^</b>
Heckenbraunelle	Prunella modularis	15	n.e.	13	
Klappergrasmücke	Sylvia curruca	1	-	NG	
Kohlmeise	Parus major	4	5	12	<b>^</b>
Kuckuck	Cuculus canorus	-	1	1	<b>→</b>
Misteldrossel	Turdus viscivorus	1	-	NG	
Mönchsgrasmücke	Sylvia atricapilla	9	6	30	<b>^</b>
Raufußkauz	Aegolius funereus	-	-	1	
Ringeltaube	Columba palumbus	k.A.	k.A.	14	
Rotkehlchen	Erithacus rubecula	k.A.	k.A.	70	
Schwarzspecht	Dryocopus martius	k.A.	k.A.	1	
Singdrossel	Turdus philomelos	-	1	4	
Sommergoldhähnchen	Regulus ignicapilla	7	1	78	<b>ተ</b> ተ
Sperlingskauz	Glaucidium passerinum	2	-	-	
Tannenmeise	Periparus ater	11	1	58	<b>个个</b>
Waldbaumläufer	Certhia familiaris	4	4	5	<b>→</b>
Waldschnepfe	Scolopax rusticola	2	-	-	
Wiesenpieper	Anthus pratensis	1	-	-	
Wintergoldhähnchen	Regulus regulus	10	3	30	<b>^</b>
Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	7	5	47	<b>^</b>
Zilpzalp	Phylloscopus collybita	6	1	12	<b>^</b>

Tab. 5: Brutvögel auf der Waldforschungsfläche Bruchberg 2002, 2006 und 2018 (Daten 2002 und 2006 aus NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2012). k.A.=keine Angabe, n.e.=nicht erfasst, NG=Nahrungsgast. Die Pfeile verdeutlichen qualitative Veränderungen.

konnte zwar 2018 nicht mehr als Brutvogel eingestuft werden, aber immerhin noch als Nutzerin der Fläche. Insgesamt kommen Gebirgsstelzen häufig im Umfeld von Fließgewässern im Harz vor und brüten in allen Höhenstufen bis etwa 900 m ü. NHN, jedoch mit starken Bestandsschwankungen von Jahr zu Jahr (ZANG 2001).

Der Buntspecht war trotz des hohen Anteils an stehendem Totholz in sämtlichen Untersuchungsjahren lediglich mit ein bis zwei Revieren vertreten. Bei der aktuellen Erfassung wurde in einem der beiden ermittelten Buntspechtreviere die Bruthöhle entdeckt. Im Jahr 2006 war das Revierzentrum nahezu deckungsgleich mit der Bruthöhle von 2018. Hier hat es im Lauf der Jahre keine Revierverschiebung gegeben.

Der Baumpieper weist beim Vergleich der Untersuchungsjahre beträchtliche Bestandsschwankungen auf, insgesamt scheint das Vorkommen jedoch stabil zu sein. Die Lage der Reviere korreliert deutlich mit den offenen Moorflächen (Abb. 5). Die Reviere konzentrierten sich 2006 und auch 2018 besonders in den Mooren im Nordwesten der Fläche. 2018 sind zudem die Moorbereiche im Nordosten neu besiedelt. In der Mitte der Fläche, im Umfeld der Sonnenkappe, waren 2006 noch vier Reviere besetzt, 2018 dagegen nicht mehr. Auf diesen Mineralbodenstandorten (Abb. 2) sind die Baumpieper wahrscheinlich durch die mittlerweile aufgewachsenen Fichten verdrängt worden.

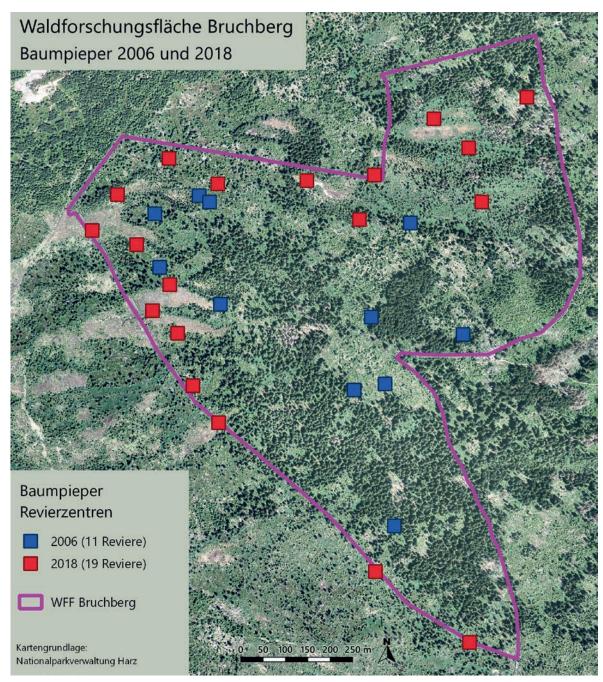


Abb. 5: Baumpieper auf der Waldforschungsfläche Bruchberg 2006 und 2018 (Daten 2006 aus Nationalparkverwaltung Harz

#### 5. Zusammenfassung

Auf der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz wurden 2018 alle tagaktiven Vogelarten bei einer flächendeckenden Revierkartierung erfasst. Die möglicherweise vorkommenden Arten Dreizehenspecht, Wendehals und Grauspecht waren dabei von besonderem Interesse. Ermittelt wurden 35 Vogelarten: 24 Brutvogelarten, 10 Nahrungsgäste und 1 Durchzügler. Die geringe Anzahl von 24 Brutvogelarten ist typisch für die Hochlagen des Harzes. Vogelarten, die bevorzugt in Wäldern vorkommen, wurden zum Teil in hohen Siedlungsdichten gefunden. Dazu zählen beispielsweise Buchfink (90 Reviere), Sommergoldhähnchen (78 Reviere), Tannenmeise (58 Reviere) und Wintergoldhähnchen (30 Reviere). Daneben

traten aber auch einige Arten in vergleichsweise hohen Dichten auf, die halboffene Moor- und Heideflächen sowie stark lückige Waldbestände oder Waldrandlagen besiedeln: Baumpieper (19 Reviere), Fitis (25 Reviere) und Zilpzalp (12 Reviere). Wendehals, Dreizehen- und Grauspecht konnten nicht nachgewiesen werden. Von den Spechtarten wurden nur Buntspecht (2 Reviere) und Schwarzspecht (1 Revier) festgestellt. Die Siedlungsdichten der häufigen Waldvogelarten haben seit 2006 zum Teil sehr stark zugenommen, wie der Vergleich mit vorhergehenden avifaunistischen Erfassungen auf der Waldforschungsfläche zeigt. Dagegen weisen die Revieranzahlen der Arten der halboffenen Bereiche keine bemerkenswerten Veränderungen auf.

#### 6. Literatur

- Andretzke, H., Schröder, K. & Schikore, T. (2005a): Anleitung zur Benutzung der Artsteckbriefe. In: Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 104-113. Radolfzell.
- Andretzke, H., Schikore, T. & Schröder, K. (2005b): Artsteckbriefe. In: Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 135-695. Radolfzell.
- Balasso, M. (2016): Ecological requirements of the three-toed woodpecker (Picoides tridactylus L.) in boreal forests of northern Sweden. Masterarbeit. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Science. Umeå.
- BAUMANN, K. (2009): Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 4, 244 S.
- Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart.
- Вівву, С. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul.
- Boschert, M., Schwarz, J. & Südbeck, P. (2005): Einsatz von Klangattrappen. In: Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 80-87. Radolfzell.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eikhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S. R., Steffens, R., Vökler, F. & Witt, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten - Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland u. Dachverband Deutscher Avifaunisten.
- Grüneberg, C., Bauer, H. G., Haupt, H., Hüppop, O., Rys-LAVY, T. & SÜDBECK, P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, (5. Fassung). Berichte zum Vogelschutz 52: 19-67.

- HAGEMEIJER, W.J.M. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European breeding birds: Krüger, T. & Nipkow, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvogelarten, 8. Fassung, Stand 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 35 (4): 181-256.
- Krüger, T. & Nipkow, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvogelarten. 8. Fassung, Stand 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 35 (4): 181-256.
- Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S. & Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Band 48. Hannover.
- MEYER, P. (2013): Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern. In: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 12: 27-36.
- MITSCHKE, A. & LASKE, V. (2006): Monitoring in NATURA-2000-Gebieten – Erfassung der Vorkommen von Wendehals, Neuntöter und Gartenrotschwanz in den Hochlagen des EU-SPA V53 Nationalpark Harz. Unveröff. Gutachten i. A. d. Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz (NLWKN).
- Mitschke, A. & Laske, V. (2008): Zusammenfassende Ergebnisse von Probeflächenkartierungen im NP Harz aus den Jahren 1996, 2002 und 2006/7. Unveröff. Gutachten i. A. der Nationalparkverwaltung Harz.
- National Park Verwaltung Harz (2009) (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung. Tagungsband zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3, 92 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012): Waldforschung im Nationalpark Harz. Waldforschungsfläche Bruchberg: Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 9, 120 S.

- РЕСНАСЕК, Р. (2004): Dreizehenspecht: Aus dem Leben eines Bergwaldbewohners. Der Falke 51: 88-91.
- Pertl, C. & Späth, T. (2014): Ergebnisse der Erfassung wertgebender Brutvogelarten im Nationalpark Harz (Teil Sachsen-Anhalt) und EU SPA Vogelschutzgebiet Hochharz im Jahr 2013. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 6: 41-48.
- PERTL, C. & SANDKÜHLER, K. (2017): Brutvögel im Niedersächsischen Harz. Erfassungen ausgewählter Arten im EU-Vogelschutzgebiet V53 "Nationalpark Harz" 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 37 (4): 117-156.
- PFENNIG, H. G. (2012): Der Dreizehenspecht von Hüinghausen. Charadrius 48: 82-83.
- Rödl, T., Rudolph, B. U., Geiersberger, I., Weixler, K. & GÖRGEN, A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Stuttgart.
- Stübing, S. & Bergmann, H. H., (2006) (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: Klangattrappen. Radolfzell.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeldt, C. (2005) (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell.
- Weissmair, W. & Pühringer, N. (2015): Population density and habitat selection of woodpeckers in mountain forests of the Northern Limestone Alps (Austria). Denisia 36: 113-134.
- WINK, U. (2012): Der Dreizehenspecht Picoides tridactylus alpinus im Alpenvorland: Vorkommen in den Spirkenmooren des Ammersee-Gebiets. Ornithologischer Anzeiger 51: 141-150.
- Zang, H. (2001): Gebirgsstelze Motacilla cinerea. In: Zang, H. & Нескеппотн, Н. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, 2.8: 166-175.

- ZANG, H. (2005a): Grauschnäpper Muscicapa striata. In: ZANG, H., Нескеппотн, Н. & Südbeck, Р. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, 2.9: 411-420.
- ZANG, H. (2005b): Trauerschnäpper Ficedula hypoleuca. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen -Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, 2.9: 430-448.
- ZANG, H. (2005c): Waldlaubsänger Phylloscopus sibilatrix. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen -Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, 2.9: 360-367.
- Zang, H. (2019): Langzeitstudien an Kleinhöhlenbrütern im Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 17: 19-24.

## Online-Quellen:

[1] https://www.ornitho.de/index.php?m\_id=1118&item=15 (xls-Datei Brutzeitcodes, Abruf vom 14.11.2018)

Anschrift des Autors: Dr. Ulrich Rees Burgfeld 33 37130 Gleichen urees@t-online.de

BERND NICOLAI, Halberstadt, MARC KINKELDEY, Schierke & MICHAEL HELLMANN, Halberstadt

# Zur Nahrung der Alpenbraunelle Prunella collaris auf dem Brocken im Nationalpark Harz - ein Vergleich mit dem Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros

Herwig Zang, dem Nestor der Avifaunistik im Harz, mit Dankbarkeit und tiefer Freundschaft zu seinem 80. Geburtstag gewidmet!

### Einleitung

Die intensiven Beobachtungen auf dem Brocken in den letzten zweieinhalb Jahrzehnten erbrachten viele neue Erkenntnisse zur Avifauna des höchsten Harzgebietes (HELLMANN & WADEWITZ 2000, HELLMANN 2015). Eine Besonderheit ist das Auftreten der Alpenbraunelle Prunella collaris, die erst in neuerer Zeit jährlich in unterschiedlicher Anzahl nachgewiesen wurde (Hellmann 2009, 2015) und deshalb als regelmäßiger Gast bezeichnet werden kann. Die Feststellungen und teilweise längeren Aufenthalte im Frühsommer lassen zukünftig Bruten erwarten. Dass in Deutschland nördlich der Alpen ein Brüten der Alpenbraunelle möglich ist, wurde 2018 für die Kammregion des Erzgebirges belegt (HERING & HINZ 2018). Wichtige Voraussetzungen für geeignete Rast- und Brutgebiete sind günstige Nahrungsbedingungen.

Alpenbraunellen suchen Nahrung überwiegend am Boden zwischen Steinen (Abb. 1), Moos, Flechten und kurzer Vegetation (HATCHWELL 2005). Im Spätwinter und Frühjahr werden besonders gern die feuchten Ränder abtauender Schneereste aufgesucht, wo sich potenzielle Beutetiere sehr wahrscheinlich eher aufhalten als auf den vom Wind bereits ausgetrockneten Freiflächen (Abb. 2a, b). Dabei sind sie nicht wählerisch und fressen verschiedene Wirbellose in einem breiten Artenspektrum, besonders Insekten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, Cramp 1988, Hathway 2005, Maumary et al. 2007). Während bereits experimentelle Kenntnisse über die vegetabile Nahrung vorliegen (Nakamura 1995, Janiga & Novotna 2006) und Marti et al. (1986) Angaben zur Nestlingsnahrung in Zentralspanien mitteilten, wissen wir noch wenig über die quantitative Zusammensetzung animalischer Nahrung adulter Alpenbraunellen (NICOLAI & HELLMANN 2009). Dazu werden hier weitere Kenntnisse beigetragen.



Abb. 1: Alpenbraunelle bei der Nahrungssuche zwischen mit Flechten bewachsenen Steinen. Foto: F. Weihe.

Mit dem Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros gibt es für das Brockengebiet hinsichtlich der Nahrungsökologie eine interessante Vergleichsart, die hier ebenfalls betrachtet wird.

#### Material und Methoden

Die Untersuchung des Nahrungsspektrums der Alpenbraunellen erfolgte mittels Kotproben, die von Hellmann (April 2005, November 2009, vgl. Nicolai & Hellmann 2009) und Kinkeldey (April 2018) gesammelt wurden.

Die Untersuchung der Proben erfolgte durch den Erstautor unter dem Stereomikroskop. Dazu wurde der getrocknete Kot einzeln in wenig Wasser aufgeschlossen und bei einer 10- bis 50fachen Vergrößerung auf bestimmbare Nahrungsreste untersucht. Anhand der definierten Teile ergab sich die quantitative Festlegung der Beutetiere; sie gilt als Mindestzahl. Die





Abb. 2a und b: Zwei Alpenbraunellen suchen Nahrung an feuchter Kante einer Schneefläche auf dem Brocken. Fotos: M. Kinkeldey.

Körperlänge der determinierten Beute wurde auf der Grundlage der in sehr unterschiedlichem Maße erhaltenen Fragmente abgeschätzt, wobei ihre Körperproportionen und entsprechend bekanntes Vergleichsmaterial Berücksichtigung fanden (vgl. NICOLAI 1992, 2018). Durch die Einteilung in Längenklassen für die Auswertung relativieren sich mögliche Fehleinstufungen weitgehend.

Der stark zerkleinerte Inhalt der Proben weist auf einen guten Aufschluss der Nahrung hin. Dadurch kann es zwangsläufig zu Fehlern bei der Identifikation kommen, indem sehr kleine und/ oder zarte Beutearten übersehen oder verschiedene Individuen gleicher Arten nicht differenziert und deshalb unterschätzt wurden.

Die Körperlänge aller Beutetiere (bestimmbar und unbestimmbar) wurde auf Grundlage der vorhandenen Fragmente geschätzt und in 2 mm-Schritten in folgende Klassen eingeteilt: 0-2 mm, 2-4 mm, 4-6 mm, 6-8 mm, 8-10 mm, > 10 mm.

#### Ergebnisse

Die Kotpellets der Alpenbraunellen sind charakterisiert durch ihre gleichmäßige und relativ kompakte Form. Die untersuchten Pellets waren überwiegend rund bei einem Durchmesser von 2,5 bis 3 mm, zwischen 10 und 18 mm lang und zum größten Teil gleichmäßig von einer dünnen weißen (Harnsäure-)Schicht überzogen. Neben den Nahrungsresten enthielten sie viel Grit, d.h. bis über 2 mm große Sand- und Mineral-Körnchen. Die Analyse der 2018 gesammelten 54 Kotproben erbrachte 263 Beutetiere (Tab. 1) und eine Anzahl Pflanzensamen (vgl. Tab. 3). Die meisten Beutetiere gehörten zu den Coleoptera (Käfer). Weitere bedeutende Beutetiergruppen sind die Hymenoptera (Hautflügler) und Hemiptera (Schnabelkerfe). Auch die unspezifische Gruppe der Insektenlarven stellt noch gut 5 % der

Beute. Die übrigen Beutetiergruppen sind jeweils nur in relativ geringen Anteilen vertreten, weisen aber insgesamt auf ein breites Nahrungsspektrum hin.

Im Gegensatz zu den früheren Proben (NICOLAI & HELLMANN 2009) konnten in der Aufsammlung 2018 keine Collembolen (Springschwänze) nachgewiesen werden. Das liegt möglicherweise auch an der Feinheit und geringen Größe der zarten Tiere, sodass sie ggf. übersehen wurden. Selbst im Falle eines positiven Befundes lässt sich daher auch nur schwer eine realistische Anzahl festlegen. Deshalb wurde diese Beute auch bei den früheren Proben nicht quantitativ erfasst und gewertet.

Auch der gesamte Anteil unbestimmter Insekten (9,5-13,6 %) liegt an deren geringen Größe und daher erschwerten Bestimmung der Beutereste.

Fast zwei Drittel aller Beutetiere in den Aufsammlungen 2018 waren bezüglich der Körperlänge kleiner als 4 mm. Mittelt man die Körperlänge aller Beutetiere auf Basis der Klasseneinteilung, ergibt sich eine durchschnittliche Länge von 3,7 mm (Tab. 2, Abb. 3). Viele Beutetiere (z.B. Schnabelkerfe, Blattkäfer), die in die Klasse 2-4 mm eingeordnet wurden, waren aber nur wenig größer als 2,0 mm, so dass der tatsächliche Mittelwert sehr wahrscheinlich noch kleiner ist. Zumeist kleinere Beutetiere verbergen sich dazu bei den unbestimmten Insekten und Käfern und wurden in dieser Berechnung nicht berücksichtigt. Bei weiterer Differenzierung zeigt sich, dass die dominierende Insektenordnung der Käfer auch die etwas größere Beute stellt. Dabei fallen vor allem die Laufkäfer (Carabidae) auf, die im Mittel Körperlängen in der Klassengröße 4-6 mm aufweisen (Abb. 4). Nach Einschätzung von A. Marten (mündl.) dürften aber auch kaum kleinere Laufkäfer im Untersuchungsgebiet vorkommen, dieses Ergebnis hängt folglich vermutlich auch mit der Nahrungsverfügbarkeit zusammen.

	<b>April 2018</b> (n = 263)	<b>April 2005</b> (n = 88)	November 2009 (n = 103)	gesamt (n = 454)
Springschwänze (Collembola)	(\$)	+	+	+
Fransenflügler (Thysanoptera)	-	1,1	-	0,2
Gleichflügler (Homoptera)	7,2	12,5	5,8	7,9
Wanzen (Heteroptera)	1,1	2,3	4,9	2,2
Schnabelkerfe unbestimmt (Hemiptera indet.)	1,9	6,8	7,8	4,2
$\Sigma$ Schnabelkerfe (Hemiptera)	10,2	21,6	18,5	14,3
Netzflügler (Neuroptera)	0,4	-	-	0,2
Laufkäfer (Carabidae)	12,9	-	4,9	8,6
Rüsselkäfer (Curculionidae)	6,1	8,0	6,8	6,6
Kurzflügler (Staphylinidae)	-	1,1	1,0	0,4
Schnellkäfer (Elateridae)	-	-	1,0	0.5
Blattkäfer (Chrysomelidae)	4,9	-	-	2,9
Borkenkäfer (Scolytinae)	1,5	-	-	0,9
Käfer unbestimmt (Coleoptera indet.)	24,0	19,3	26,2	23,6
Σ Käfer (Coleoptera)	49,4	28,4	39,9	43,5
Ameisen (Formicidae)	0,8	1,1	2,9	1,3
Hautflügler (Hymenoptera ohne Formicidae)	16,3	27,3	15,5	18,3
$\Sigma$ Hautflügler (Hymenoptera)	17,1	28,4	18,4	19,6
Zweiflügler (Diptera)	-	1,1	-	0,2
Schmetterlingslarven (Lepidoptera Larvae)	0,4	-	2,9	0,9
Käferlarven (Coleoptera Larvae)	1,5	-	-	0,9
Insektenlarven unbestimmt (Insecta Larvae indet.)	5,3	-	1,0	3,3
Σ Insektenlarven (Insecta Larvae)	7,2	-	3,9	5,1
Insekten unbestimmt (Insecta indet.)	9,5	12,5	13,6	11,0
Milben (Acari)	-	1,1	-	0,2
Webspinnen (Araneae)	-	-	5,8	2,9
Σ Spinnentiere (Arachnida)	2,7	1,1	5,8	3,1
Schnecken (Gastropoda)	3,0	4,5	-	2,6
Doppelfüßer (Diplopoda)	-	1,1	(\$)	0,2
Regenwürmer (Lumbricidae, Annelida)	0,4	-	-	0,2

Tab.1: Verteilung der Beutetiere in Kotproben der Alpenbraunelle am Brocken in den Jahren 2018 (n=54), 2009 (n=17) und 2005 (n=20). Angaben der Anteile in %. (?) = Bestimmung unsicher; + = vorhanden, Anzahl aber nicht bestimmbar; - = nicht vorhanden.

Längenklasse Beute (mm)	Anteil Beute (%)
0-2	25,2
2-4	38,0
4-6	22,3
6-8	8,7
8-10	2,1
> 10	3,7

Tab. 2: Häufigkeitsverteilung abgeschätzter Körperlängen der in den Kotproben der Alpenbraunelle 2018 gefundenen Beutetiere (n=263).

Aufsammlung	Gänsefuß Chenopodium spec.	sonst. Samen / Früchte	gesamt
2018 (n=54)	9,3	74,1	77,8
2009 (n=17)	35,3	58,8	70,6
2005 (n=20)	70	30	80
gesamt	27,5	61,5	76,9

Tab. 3: Anteile (%) der Kotpellets mit nachgewiesenen Pflanzensamen in den Jahren 2018, 2009 und 2005.

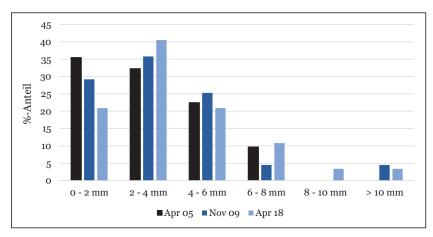


Abb. 3: Vergleich der Körperlängen gefressener Beutetiere in allen gesammelten Kotproben der Alpenbraunelle vom Brocken: 2005 (n = 31), 2009 (n = 67), 2018 (n = 148).

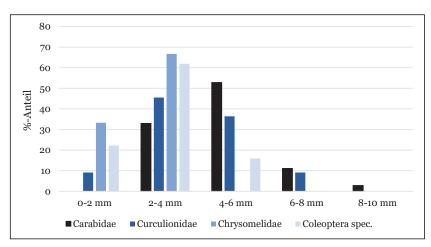


Abb. 4: Vergleich der Körperlängen gefressener Käfer in den Kotproben der Alpenbraunelle vom Brocken aus den Proben von 2005, 2009 und 2018 zusammengefasst.

Von den Laufkäfern konnten einige Individuen der Gattung Notiophilus (Eilkäfer) näher zugeordnet werden. Aus der Familie der Blattkäfer (Chrysomelidae) ließen sich sogenannte Erdflöhe (Unterfamilie Halticinae) etwas näher bestimmen. Dabei handelt es sich um kleinere Arten (< 3 mm) wie Phyllotreta spec. Des Weiteren wurden in drei Vierteln aller Kotpellets Pflanzensamen gefunden. In der Aufsammlung vom April 2018 konnte, im Gegensatz zu den beiden früheren Proben, nur in einem kleinen Anteil (9,3 %) Gänsefuß (Chenopodium spec.) nachgewiesen werden (Tab. 3). Bei den vorangegangenen Untersuchungen wurden hingegen auffällig hohe Anteile von Gänsefuß gefunden (Nicolai & Hellmann 2009). Dafür enthielten 2018 74 % der Proben überwiegend rundliche Samenkörnchen von etwa 1 mm Durchmesser, die nicht weiter bestimmt werden konnten.

#### Diskussion

Die eingangs erwähnten, generellen Literaturangaben zur Nahrung der Alpenbraunelle konnten durch die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigt werden. Während auf der Brockenkuppe am häufigsten Reste von Käfern (Coleoptera), Hautflüglern (Hymenoptera) und Schnabelkerfen (Hemiptera) nachgewiesen wurden, wurden in Kotproben aus Südwesteuropa (Pyrenäen) vor allem Käfer (Coleoptera) und Zweiflügler (Diptera) gefunden (HATCHWELL 2005), letztere fehlten auf dem Brocken nahezu völlig. Einzige Ausnahme war der Nachweis einer Schmetterlingsmücke (Psychodidae) in einer Probe aus dem Jahr 2005.

Charakteristisch ist der relativ große Anteil vegetarischer Nahrung, der in der vorliegenden Untersuchung aber nicht detaillierter analysiert wurde. Die Vögel auf der Brockenkuppe profitieren möglicherweise von dem vielfältigen Angebot im Brockengarten (vgl. Karste 2016, Abb. 7). Der im April 2018 beobachtete Aufenthalt der Alpenbraunellen nahezu ausschließlich im Bereich des Brockengartens dürfte hier den günstigen lokalen Bedingungen zu dieser Zeit (Schneefreiheit, Pflanzenvielfalt) geschuldet sein, denn die Beobachtungen und Nachweise dieser Art verteilen sich ansonsten über die gesamte Brockenkuppe (Hellmann 2009, 2015). Weiter kann daraus geschlossen werden, dass die nachgewiesene Beute bzw. Nahrung auch wirklich aus dem engeren Gebiet stammt und bei der Unstetigkeit der Vögel nicht von weit außerhalb. Es kann leider nicht gesagt werden, ob und welche Pflanzen im Brockengarten bevorzugt aufgesucht und genutzt wurden. Janiga & Novotna (2006) fanden bei Fütterungsversuchen indi-

viduelle Vorlieben der Alpenbraunellen hinsichtlich der Nahrungswahl. Allerdings bezog sich das auf das Futterangebot verschiedener Pflanzensamen. Sie zeigten auch, dass saisonale Unterschiede in der jeweils bevorzugten Nahrung bestehen. Die aufgenommenen Samen im Herbst enthielten mehr Kohlenhydrate als im Frühling und Winter aufgenommene Wirbellose. Die Nahrung in der "Schnee-Saison" war dagegen reicher an Lipiden. Zusätzliche pflanzliche Nahrungsangebote können sogar zu früherem Brutbeginn führen (NAKAMURA 1995). Der stark zerkleinerte Inhalt der Proben zeigt einen guten Aufschluss der tierischen Nahrung und weist auf eine effiziente Energieausnutzung hin, was als Anpassung an den extremen Lebensraum der Art gedeutet werden kann. Ein kräftiger Muskelmagen, charakteristisch für die Braunellen (HATCHWELL 2005), ist auch zum Aufschluss von Pflanzensamen erforderlich. Das wird durch die aufgenommenen Mineralkörnchen (Grit) unterstützt. Grit gelangt zwar auch durch das Fressen von Regenwürmern in den Vogelmagen, bei unseren Proben fand sich aber nur ein einzelner Nachweis eines Regenwurms. Dazu beobachtete

HELLMANN (2009) nur im April 2002 eine Alpenbraunelle beim Fressen eines Regenwurmes. Lumbriciden scheinen demnach zumindest auf dem Brocken keine regelmäßige Beute zu sein. Deshalb kann von einer aktiven Aufnahme von Grit ausgegangen werden.

Wegen des starken Aufschlusses der Nahrung sollten von sehr kleiner Beute und solcher ohne [Außen-]Skelett, wie Nacktschnecken oder Nematoden, kaum Reste übrig bleiben. So lassen mehrere Beobachtungen von HELLMANN, bei denen Alpenbraunellen mit einer hohen Pickfrequenz kleine Beutetiere fraßen (HELLMANN 2009, Nicolai & Hellmann 2009), vermuten, dass auch die Alpenbraunellen insbesondere Springschwänze (Collembola) fressen. Bei feucht-nebligem Wetter halten sich Massen von diesen Tieren auf den felsigen Oberflächen auf, die nachweislich intensiv von Heckenbraunellen Prunella modularis genutzt werden (NICOLAI & Hellmann 2009).

Bereits bei unserer ersten Auswertung fiel auf, dass die Beutetiere für die "kompakte" Alpenbraunelle (35-40 g) relativ klein waren (Tab. 4). Diese Feststellung bestätigt sich und kann präzisiert werden, da auch für den kleineren Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros (15-18 g) aktuelle Untersuchungen vorliegen (NICOLAI & KINKELDEY 2017). Das ist vor allem interessant, weil beide Arten in ihren ursprünglichen montanen Habitaten nebeneinander vorkommen und dabei insbesondere in höher gelege-

nen Regionen an teilweise extreme klimatische Bedingungen angepasst sind. Der Beuteerwerb erfolgt unter den Bedingungen auf dem Brocken bei beiden Arten vorwiegend am Boden. Ein Unterschied besteht darin, dass Hausrotschwänze überwiegend "Wartenjagd" und umherhüpfend "Streifsuche" betreiben (NICOLAI 1992, 2018), während Alpenbraunellen mehr zwischen Substrat (Steinen, Pflanzen etc.) "stöbern" und nach Beute suchen (GLUTZ von BLOTZHEIM & BAUER 1985, CRAMP 1988). Beide Arten erbeuten dabei sehr unterschiedliche Insekten und andere Wirbellose (Abb. 5). Alpenbraunellen nahmen deutlich mehr Käfer, dafür aber weniger Hemiptera (Wanzen, Zikaden, Pflanzenläuse) und Hautflügler auf. Letzteres relativiert sich allerdings, denn zu den Hautflüglern zählen auch die Ameisen. Diese finden sich verstärkt als Beute des Hausrotschwanzes (10,7 %) und nur zu 1,3 % bei der Alpenbraunelle (vgl. Tab. 1). Das bedeutet, dass die übrigen Hautflügler (Hymenoptera, ohne Formicidae) fast in gleichem Umfang von beiden Arten gefressen wurden: 21,6 % im Falle des Hausrotschwanzes und 18,3 % bei der Alpenbraunelle. Das könnte ein Hinweis darauf sein,

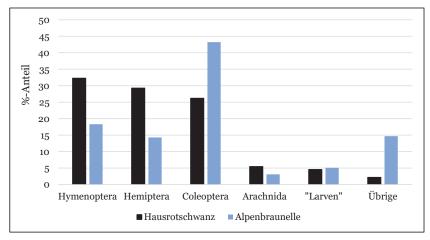


Abb. 5: Vergleich der Beutetier-Gruppen (Anteil in %) in den Kotproben der Alpenbraunelle (n = 454) mit denen vom Hausrotschwanz (n = 328) vom Brocken aus vergleichbaren Zeiträumen (jeweils Februar-Mai und November/Dezember).

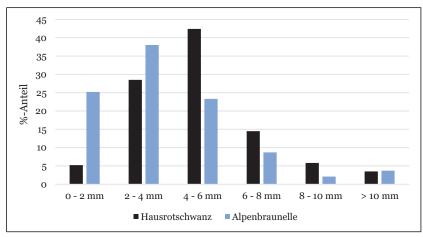


Abb. 6: Vergleich der Verteilung der Längen gefressener Beutetiere (Anteil in %) in den Kotproben der Alpenbraunelle (n = 246) mit denen des Hausrotschwanzes (n = 172) vom Brocken.

dass Ameisen für Alpenbraunellen weniger attraktive Beute darstellen. Allerdings stammen die Proben nicht aus dem gleichen Zeitraum und Ameisen könnten jeweils in unterschiedlicher Häufigkeit im Angebot gewesen sein, was übrigens auch für die anderen Beutegruppen zutrifft.

Neben der unterschiedlichen Beute der beiden Vogelarten besteht ein deutlicher Unterschied hinsichtlich der Körperlängen aufgenommener Beutetiere (Abb. 6). Im Mittel ist die vom Hausrotschwanz aufgenommene Beute um etwa ein Drittel länger (Tab. 4).

Ein erheblicher Unterschied in der Nahrung beider Arten besteht in der Aufnahme von Vegetabilien. Während die Hausrotschwänze fast nur im Herbst diverse Beeren und keine Samen fressen, nahmen die Alpenbraunellen im Herbst und Frühjahr ausschließlich Sämereien (keine Beeren!) auf. Insgesamt sind beide Arten nahrungsökologisch deutlich voneinander getrennt.

	Alpenbraunelle	Hausrotschwanz		
Zeitraum	April 2005, April 2018, November 2009	Februar bis Mai und November/Dezember 2015	Februar bis Dezember 2015	
Anzahl (n)	242	172	583	
Beutelänge (in mm)	$3.7 \pm 2.4$	5,0 ± 2,3	4,6 ± 2,1	
Median (Klassengröße)	2-4	4-6	4-6	
	χ²-Tes			

Tab. 4: Vergleich der Körperlängen der Beutetiere von Alpenbraunellen und Hausrotschwanz auf dem Brocken.



Abb. 7: Alpenbraunelle im Brockengarten auf einer Zwerg-Miere (Minuartia seduides), in der sich potenzielle Beute und alte Samen verbergen. Foto: M. Kinkeldey.



Abb. 8: Alpenbraunelle auf dem Zaun des Brockengartens. Foto: M. Kinkeldey.

#### Zusammenfassung

Untersucht wurden Kotpellets der Alpenbraunelle Prunella collaris vom Brocken (Nationalpark Harz) von Anfang April 2018. Diese wurden zusammen mit den Ergebnissen von 2005 und 2009 (Nicolai & Hellmann 2009) ausgewertet. Am häufigsten wurden Käfer (43,5 %), Hautflügler (19,6 %) und Schnabelkerfe (14,3 %) gefressen. In 70 bis 80 % der Pellets fanden sich Pflanzensamen. Auffallend waren die vorwiegend kleinen Beutetiere (im Mittel 3,7 mm Körperlänge). Der deutlich kleinere Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros frisst bei ähnlich breitem Artenspektrum signifikant größere Beutetiere (im Mittel 5,0 mm lang), aber keine Pflanzensamen.

#### Dank

Für die freundliche Unterstützung durch Beantwortung von Anfragen, Mitteilung von Beobachtungen, Hinweise und Fotos danken wir Uwe Anders, Jens Hering, Dr. Gunter Karste und Frank Weihe. Andreas Marten und Caren Pertl von der Nationalparkverwaltung Harz sahen dankenswerterweise das Manuskript kritisch durch und machten wertvolle Anmerkungen.

#### 6. Literatur

- CRAMP, S. (Hrsg.) (1988): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. V. Tyrant Flycatchers to Thrushes. New York, 1063 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., & BAUER, K. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10. Passeriformes. Teil 2. Wiesbaden.
- HATCHWELL, B.J. (2005): Family Prunellidae (Accentors). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & CHRISTIE, D. A. (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 10. Cuckoo-shrikes to Thrushes, Barcelona, 496-507.
- Hатнway, R. (2005): Prunellidae (Prunella) species accounts. In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & CHRISTIE, D. A. (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 10. Cuckooshrikes to Thrushes, Barcelona, 508-513.
- HELLMANN, M. (2009): Das Auftreten der Alpenbraunelle Prunella collaris auf dem Brocken im Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 27: 1-18.
- HELLMANN, M. (2015): Die Vogelwelt auf dem Brocken im Harz. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 33: 1-96.
- HELLMANN, M. & WADEWITZ, M. (2000): Die Vögel der Brockenkuppe. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 18: 1-49.
- HERING, J. & HINZ, C. (2018): Ein neuer Brutvogel im Erzgebirge - die Alpenbraunelle Prunella collaris im Klímovec-Fichtelberg-Gebiet. Mitteilungen des Vereins Sächsischer Ornithologen 11: 699-704.
- Janigá, M. & Novotná, M. (2006): Feeding preferences and foraging behaviour in the Alpine Accentor Prunella collaris. Ornis Fennica 83: 170-180.
- Karste, G. (2016): Der Brockengarten und sein Einfluss auf die Artenzusammensetzung und Entwicklung der Brockenvegetation. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 14: 52-60.
- Marti, R., Perales, J. A. & Gomez-Manzaneque, A. (1986): Notas sobre la dieta del pollo del Acentor Alpino (Prunella collaris Scop.) en la Sierra de Gredos. Ardeola 33 (1/2): 189-195.

- Maumary, L., Vallotton L. & Knaus, P. (2007): Die Vögel der Schweiz. Montmollin, 848 S.
- NAKAMURA, M. (1995): Effects of supplemental feeding and female age on timing of breeding in the Alpine Accentor Prunella collaris. Ibis 137 (1): 56-83.
- NICOLAI, B. (1992): Untersuchungen zur Nahrung und zum Nahrungserwerb des Hausrotschwanzes (Phoenicurus ochruros). Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 10: 75-105.
- NICOLAI, B. (2018): Nahrung und Nahrungsökologie beim Hausrotschwanz Phoenicurus ochruros. Eine Übersicht. Vogelwelt 138: 1-33.
- NICOLAI, B. & HELLMANN, M. (2009): Zur Nahrungsaufnahme der Alpenbraunelle Prunella collaris auf dem Brocken im Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 27: 19-25.
- NICOLAI, B. & KINKELDEY, M. (2017): Nahrung des Hausrotschwanzes Phoenicurus ochruros auf dem Brocken im Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 34: 47-55.

Anschriften der Autoren: Dr. Bernd Nicolai Herbingstr. 20 38820 Halberstadt nicolaibea@gmx.de

Marc Kinkeldey Kirchberg 12a 38879 Schierke marc.kinkeldey@dwd.de

Michael Hellmann Mahndorfer Str. 23 38820 Halberstadt

Herwig Zang, Goslar

# Die Wasseramsel im Harz.

# Zusammenfassung der Ergebnisse einer 29-jährigen Langzeitstudie von 1977 bis 2005

### Einleitung

Die Vorkommen der Wasseramsel in Deutschland erstrecken sich von den Alpen bis zum Nordrand der Mittelgebirge. Die nördlichsten Brutvorkommen Deutschlands finden sich im Weser-Leine-Bergland und im Harz einschließlich seines nördlichen Vorlands (Gedeon et al. 2014). Dem Tiefland fehlen regelmäßige Vorkommen, einige wenige Revierpaare werden aber immer wieder beobachtet (Krüger et al. 2014). Genauere Darstellungen der Vorkommen im Harzer Raum in bestimmten Zeiträumen sind bereits an anderer Stelle veröffentlicht worden (Gnielka & Zaumseil 1997, Krüger et al. 2014, Nicolai 1993, Wagner & Scheuer 2003).

Wasseramseln bevorzugen Fließgewässer mit Gebirgsbachcharakter, d.h. schnell fließende, sauerstoffreiche Flüsse und Bäche (Abb. 1). Weitere Kriterien sind das Vorhandensein von aus dem Wasser ragenden Steinen als Sitzwarten, geeigneten Neststandorten und sicheren Übernachtungsmöglichkeiten. Lückenhaft bewachsene, locker von Büschen, Bäumen oder Pestwurz bestandene Ufer sind geeignet, wobei wechselweise schattige Stellen für Nahrungserwerb und Feindschutz bedeutsam sind (Creutz 1986, Glutz von Blotzheim & Bauer 1985, Jost

Aufgrund morphologischer Anpassungen (näher beschrieben in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985) sind Wasseramseln in der Lage, ihre in erster Linie aus Larven von Köcher- und Steinfliegen bestehende Nahrung schwimmend oder tauchend zu erbeuten (Abb. 2).

Die Wasseramsel baut ein charakteristisch kugelförmiges Moosnest, das fast ausnahmslos direkt am oder über dem Wasser angelegt wird, bevorzugt im Bereich größerer Steinblöcke mit turbulent fließendem Wasser oder an Stromschnellen. Zumeist wird es auf fester Unterlage aufgesetzt, selten seitlich z.B. an



Abb. 1: Typischer Lebensraum der Wasseramsel. Foto: M. Müller.



Abb. 2: Wasseramsel mit erbeuteter Köcherfliegenlarve. Foto: M. Müller.



Abb. 3: Nest der Wasseramsel in einer Nisthilfe unter einer Brücke. Foto: M. Müller.



Abb. 4: Nest der Wasseramsel in einer Mauernische unter einer Brücke. Foto: M. Müller.

Felswänden angehängt und ist üblicherweise von oben gedeckt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Im Harz findet man die Nester hauptsächlich an anthropogenen Strukturen, v.a. in Nischen unter Brücken, auf Simsen und in Löchern von Ufermauern sowie in Nistkästen, außerdem im Wurzelwerk von Steilufern, Solabstürzen, Mühlen, gelegentlich hinter dem Wasservorhang von Wasserfällen und in der Tiefe von Wasserstollen (Abb. 3 und 4; vgl. Baake 1982, Blasius 1896, Gerhard 1935, P. Kunze pers. Mitt.).

#### Methodik und Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Jahr 1977 begonnen und werden bis heute fortgesetzt. Der Autor hat die Bearbeitung ab 2006 in Teilen an die Nationalparkverwaltung Harz übertragen. Da sich daraus gewisse methodische Abweichungen ergeben haben, die die Ergebnisse ggfs. beeinflussen, wird in der vorliegenden Arbeit nur der Zeitraum bis 2005 betrachtet. Zu Beginn des Projekts wurde ein Untersuchungsgebiet (UG) von ca. 10 x 20 km² abgegrenzt. Es erstreckte sich etwa zwischen den Ortschaften Bad Harzburg, Altenau, Sieber, St. Andreasberg, Bad Lauterberg, Zorge und Braunlage und umfasste im Wesentlichen die Fließgewässer Radau, Oker, Söse, Sieber, Kulmke, Oder, Wieda, Zorge und Warme Bode, jeweils einschließlich der größeren Zuflüsse, soweit sie vor der Grenzöffnung 1990 zugänglich waren (Abb. 5).

Soweit nicht bereits beim Bau neuer Brücken in den Seitenwänden Mauernischen angelegt worden waren, wurden unter sämtlichen Brücken des UG einfache Holz-Nistkästen angebracht (vgl. Abb. 3 und 4). Diese Brutgelegenheiten wurden ab Mitte März im Abstand von 7-14 Tagen über mehrere Wochen hinweg kontrolliert und dabei Daten zu Nestbau, Gelege, Zahl der Jungen und Zahl der ausgeflogenen Jungvögel notiert. Jungvögel und Weibchen wurden beringt. Brütende Ringträger wurden mit Netz oder Kescher gefangen und kontrolliert.

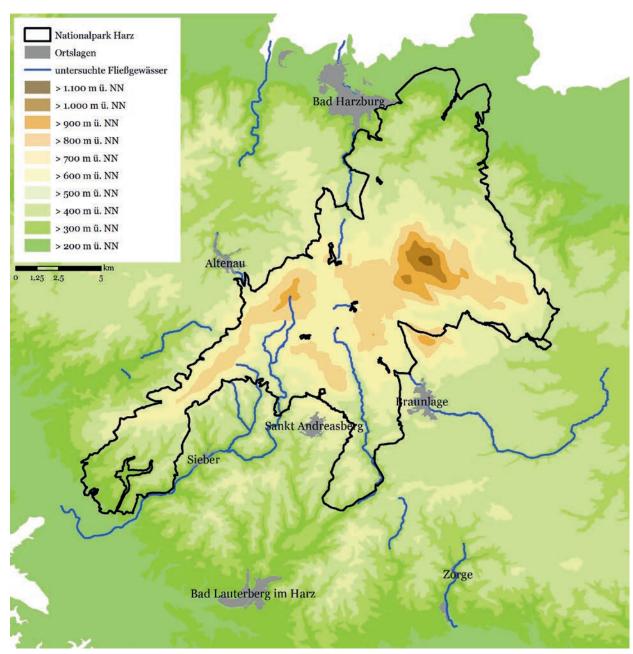


Abb. 5: Untersuchungsgebiet von 1977 bis 2005 (Grafik: Nationalparkverwaltung Harz).

#### 3. Ergebnisse und Diskussion

Bisheriger Kenntnisstand zur Wasseramsel im Harz Brutvorkommen der Wasseramsel im Untersuchungsgebiet lagen nach Kenntnis von Zang (1981) und Baake (1982) zwischen ca. 265 und 685 m ü. NHN. So konnte man die Wasseramsel im Harz, insbesondere im heutigen Nationalparkgebiet, an fast allen Gebirgsbächen antreffen, vereinzelt auch bis in Quellnähe mit einer Bachbreite von nur ca. 0,5 m (z.B. an Ecker und Warmer Bode). Auch mitten in Städten am Harzrand wie z.B. in Bad Harzburg, Ilsenburg und Wernigerode wurde die Art gefunden. Die Art fehlte dagegen weitgehend an langsam fließenden Gewässerbereichen mit verbauten Ufern sowie an stark verunreinigten Flussabschnitten. Im Rahmen des Monitoring häufiger Brutvögel wurde sie im Nationalpark zuletzt bis in Höhenlagen um 850 m ü. NHN beobachtet (PERTL 2020). Am dichtesten waren die Flüsse in der Regel dort besiedelt, wo die Fließgewässer das Gebirge verlassen (Jost 1975, Haensel 1977, BAAKE 1982). Im Harz sind diese Bereiche in den Höhenlagen von ca. 250-350 m ü. NHN teils durch Talsperren und Verbauungen in den Harzrandstädten beeinträchtigt, so dass die meisten Wasseramseln deutlich höher bei ca. 350-500 m ü. NHN vorkamen (ZANG 1981, BAAKE 1982). Im Harz war die Besiedlungsdichte an südexponierten Flüssen im Vergleich zu nordexponierten um 22 % höher (0,44 BP/km gegenüber 0,36 BP/km) und lag bei 0,2-0,6 BP/km (ZANG 1985). Ähnliche Dichten wurden auch im Solling (Scherner 1980) und bei Nordhausen (WAGNER & SCHEUER 2003) ermittelt. Weitere Informationen hierzu finden sich in Tab. 1.

Gebiet	Gewässer	Dichte (Paare/km)	Zahl d. Paare	Gewässerlänge (km)	Zeitraum	Quelle					
Weser-Leine-Bergland											
Hameln-Pyrmont		0,49	20	40,5	1985	J. Staude (bfl.)					
Solling	Ahle, Ilme, Reiherbach	0,67	11-12	17	1973-75	Scherner (1980)					
Solling	Ahle	0,63	10	16	1982	KH. Bink (bfl.)					
Münden	Nieste	0,2	1-5	14	1969-88	F. Hochrath (bfl.)					
Münden	Nieste	0,5	6-10	14	1989-99	F. Hochrath (bfl.)					
Göttingen	Leine u. Zuflüsse	0,1	20	200	1978	Schmidt et al. (1979)					
Goslar	Oker, Radau, Wedde	0,2	3-7	27	1991-99	P. Kunze, H. Zang					
		südl	liches Harzvorla	nd							
Nordhausen		0,3	38	126	1994	Wagner & Scheuer (2003)					
			Harz								
Harz	Flüsse <sup>1</sup>	0,44	60-66	143	1973	Oelke (1975)					
Harz	Bäche <sup>2</sup>	0,14	5	37	1973	Oelke (1975)					
Harz	Innerste	0,35	9-10	27	1975-78	Barthel et al. (1977), Becker et al. (1979), Hill et al. (1981)					
Harz	Flüsse <sup>3</sup>	0,2	12-14	51	1977-82	P. Kunze, H. Zang					
Harz	Flüsse <sup>3</sup>	0,61	29-33	51	1995-99	P. Kunze, H. Zang					
Harz	Zillierbach	0,43	5	11,5	1976-80	Вааке (1982)					

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Gose, Innerste, Lonau, Oder, Oker, Radau, Sieber und Söse

Tab. 1: Siedlungsdichte an Flüssen im Raum Harz sowie im Weser-Leine-Bergland.

#### 3.2 Bestandsentwicklung

Im UG wurde im Zeitraum von 1977 bis 2005 ein positiver Bestandstrend festgestellt. Die höchste Brutpaarzahl (BP) von 32 wurde im Jahr 2003 und die niedrigste mit 10 BP im Jahr 1990 erfasst. Vergleichsweise niedrige Zahlen wurden auch 1994 (13 BP), 2003 (24 BP), 2004 (21 BP) und 2005 (21 BP) registriert, ansonsten verlief die Zunahme recht kontinuierlich (Abb. 6). Die Bestände der Wasseramsel gelten in Deutschland dagegen als weitgehend stabil (Gedeon et al. 2014) und Wadewitz (2008) schätzte den Bestand im sachsen-

anhaltischen Teil des Nationalparks Harz vor 13
Jahren ebenfalls als stabil ein. Für die insofern
überraschend erscheinende positive Entwicklung im UG sind mit hoher Wahrscheinlichkeit
folgende Veränderungen im Umfeld der Harzer
Fließgewässer verantwortlich:

(1) Eine Verbesserung der Wasserqualität ist durch den Bau von Kläranlagen für alle Harzer Siedlungen erreicht worden. Auch die Schließung der letzten Hüttenwerke im Harz hat zu einer Minderung der Schwermetallbelastung der Gewässer beigetragen (vgl. Zang & Bink 2001).
(2) Seit den 1980er Jahren wurden im Rahmen des Fließgewässerprogramms der niedersäch-

sischen Landesforstverwaltung vielerorts stark beschattende Fichten beseitigt und durch Erlen und teils auch Weiden ersetzt. Die daraus resultierende stärkere Besonnung der Gewässer fördert die Primärproduktion und damit die Nahrungssituation der Wasseramsel. Gleichzeitig wurde die zunehmende Versauerung der Gewässer, die durch die Fichtenstreu gefördert wurde, gebremst (vgl. Brock & Blum 1977, Gahsche 1992).

(3) Mit der Schaffung sicherer Nist- und Schlafplätze wurde der Bestand aktiv gefördert.

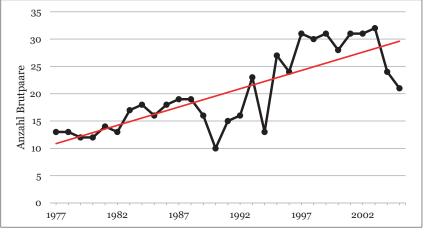


Abb. 6: Bestandsentwicklung der Wasseramsel im Untersuchungsgebiet von 1977-2005.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Gelmke, Grane, Gose, Wintertal, Varley, Riefenbach, Neile, Töllebach

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Brunnenbach, Ecker, Gr. Kulmke, Oder, Radau, Sieber, Sperrlutter, Sprakelsbach, Wieda, einige davon nur teilweise

#### 3.3 Bruterfolg und Überlebensraten

Im Idealfall konnten als Jungvögel beringte Tiere zu einem späteren Zeitpunkt wieder als Brutvögel im UG nachgewiesen werden. So konnten auch Herkunft und Alter zum Brutzeitpunkt bestimmt werden.

Diese mehrfach registrierten Vögel nisteten zwischen einem und sechs Jahren im UG, was zu 93 Bruten mit insgesamt 421 Eiern (4,5 Eier/Brut) führte. Hieraus wurden 319 Jungtiere (3,4 Jungvögel/Brut) flügge. Dies passt zu den Ergebnissen von Zang (1981), dass ein erfolgreiches Wasseramselpaar im Schnitt drei bis vier Jungvögel pro Brut großzieht.

Der Vergleich der Anzahl der Bruten und des Bruterfolgs zwischen den einzelnen Altersgruppen zeigt, dass die zwei-, drei- und vierjährigen Brutvögel mit je 22-23 % die meisten Bruten durchführten. Die drei- und vierjährigen Vögel legten auch die meisten Eier (24 % bzw. 22 %). Die meisten flügge gewordenen Jungvögel hingegen wurden von ein- und vierjährigen Brutvögeln aufgezogen (22 % bzw. 23 %) (Tab. 2).

Bereits von Zang (1981) wurde festgestellt, dass der Bruterfolg (= flügge gewordene Jungvögel) generell zu Beginn der Brutzeit höher ist und gegen deren Ende sinkt und dass zwischen 400 und 500 m ü. NHN erfolgende Bruten die erfolgreichsten sind.

#### 3.4 Vorverlegung der Brutzeit

Als Maß für die Brutzeit werden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung die Schlüpftermine herangezogen. Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1977 lag der Median der Schlüpftermine am 9. Mai, an deren Ende im Jahr 2005 bereits am 24. April. Bei linearer Regression ergibt sich von 1977-2005 eine Vorverlegung des Schlüpfens um rund 19 Tage; sowohl der früheste als auch der späteste Schlüpftermin wurde in dem Zeitraum um rund 12 Tage vorverlegt (Abb. 7). Unabhängig von der Vorverlegung der Schlüpftermine ist die Länge der Gesamtbrutzeiten folglich unverändert geblieben.

Die Vorverlegung der Brutzeit infolge der Klimaerwärmung ist im Harz auch von anderen Vogelarten bekannt, so z.B. von Trauerschnäpper, Kleiber und Kohlmeise (ZANG 2014, 2019). Doch die Wasseramsel übertrifft im Ausmaß der Vorverlegung diese Waldvogelarten deutlich. Darum ist zu vermuten, dass hierfür nicht nur die Klimaerwärmung, sondern auch die stärkere Besonnung der Bachufer nach der Beseitigung der Fichten ausschlaggebend war. Dass in der Vergangenheit viele Gewässerufer auf der Harzhochfläche durch Fichten beschattet waren, hatte zur Folge, dass sich die Bäche im Frühjahr nur sehr langsam erwärmten.

Alter des brütenden Weibchens in Jahren (Anzahl Vögel)	Anzahl Bruten (%)	Anzahl gelegter Eier (%)	Mittlere Gelegegröße	Anzahl flügger JV (%)	flügge JV/Brut
1 (16)	16 (17)	79 (19)	4,94	71 (22)	4,4
2 (10)	20 (22)	74 (18)	3,70	44 (14)	2,2
3 (7)	21 (23)	99 (24)	4,71	63 (20)	3,0
4 (5)	20 (22)	93 (22)	4,65	73 (23)	3,7
5 (2)	10 (11)	47 (11)	4,70	40 (13)	4,0
6 (1)	6 (6)	29 (7)	4,83	28 (9)	4,7
Summe bzw. Mittelwert	93	421	4,53	319	3,4

Tab. 2: Anzahl der Bruten, Gelegegröße und Bruterfolg (flügge Jungvögel) nach Alter der Weibchen im Harz. JV=Jungvögel.

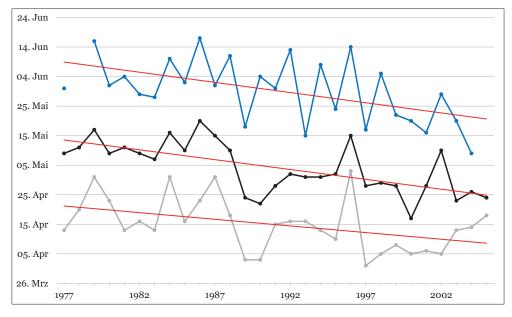


Abb. 7: Vorverlegung der Brutzeit im Harz von 1977-2005. Früheste (grau) und späteste (blau) Schlüpftermine im Vergleich mit den Medianen im gleichen Zeitraum (schwarz).

#### 3.5 Brutorttreue

## 3.5.1 Als Jungvögel beringte und später erneut festgestellte Individuen

Von den 45 im UG geborenen und später wieder festgestellten angesiedelten Vögeln wurden 15 (33 %) nur im ersten Lebensjahr brütend nachgewiesen; sie dürften in der Regel nicht länger überlebt haben. Dafür sprechen die große Brutorttreue der Art sowie die Tatsache, dass nennenswerte Umsiedlungen ab dem zweiten Lebensjahr im und aus dem UG hinaus bislang fehlen. Von den verbleibenden 30 später wieder vorgefundenen Vögeln wurden elf bis zum zweiten, fünf bis zum dritten, drei bis zum vierten und einer bis zum fünften Jahr jeweils am selben Brutplatz festgestellt (Tab. 3). Das sind insgesamt 44 % der als Jungvogel markierten und später wieder als Brutvogel festgestellten Individuen.

Zu diesen 20 brutplatztreuen Tieren kommen zehn weitere Weibchen hinzu, die zwar drei bis sechs Jahre lang im UG gebrütet, ihre Jungen aber nicht stets am selben Brutplatz aufgezogen haben; sie haben den Brutplatz zwischen oftmals geburtsorttreuen Phasen ein- bis dreimal gewechselt. Die Entfernungen, die zwischen diesen Brutplätzen bestanden waren, mit 0,2-3,1 km bei einem Mittelwert von 1,2 km relativ gering (Tab. 3). Wasserscheiden wurden anders als bei den Neuansiedlungen bei diesen Brutplatzwechseln nicht überflogen. Die Weibchen blieben stets in dem Fließgewässersystem, in dem sie erstmalig angetroffen wurden.

Dass Wasseramseln geeignete Brutplätze oftmals jahrelang nutzen und sogar zumeist dieselben Nester, bei denen nur die Innennester erneuert werden, ist seit langem bekannt. Die vorliegenden Untersuchungen zeigten jedoch, dass es sich dabei nicht immer um dieselben Individuen handeln muss.

## 3.5.2 Als Altvögel beringte und teils später erneut festgestellte Individuen

Nicht alle als Brutvögel gefangenen Tiere waren bereits beringt. Von diesen Tieren, die erst als Brutvögel beringt wurden, ist folglich weder Geburtsort noch Alter bekannt. Die Mehrheit von ihnen (54 %) wurde nur ein einziges Mal festgestellt, die übrigen mindestens zweimal. Bei 34 % der Bruten mehrfach festgestellter Tiere wurde der Brutplatz beibehalten, bei 12 % gewechselt. Bei letzteren blieben die brütenden Weibchen stets im selben Fließgewässersystem. Die Entfernung dieser Umsiedlungen war mit 1,2-2,4 km bei einem Mittelwert von 1,7 km gering und spricht dafür, dass zumeist eines der Nachbarreviere besetzt wurde (Tab. 4).

Folglich zeigten die sicher im UG geborenen (= als Jungvogel beringten) und auch die hier erst später als Brutvögel angetroffenen (= als Brutvogel beringten) Tiere dieselben Muster in Bezug auf Brutplatztreue und -wechsel.

Einzelne Fernfunde deuten an, dass sich Individuen auch über sehr weite Strecken entfernen können. Die Population des Harzraums ist damit nicht isoliert, sondern es gibt Verbindungen zu weit entfernten Vorkommen. So hat eine von W. Schmid (pers. Mitt.) als Jungvogel bei Weilheim-Teck südöstlich von Stuttgart beringte Wasseramsel die außergewöhnliche Entfernung von 357 km Richtung Nordnordost zurückgelegt. Sie wurde mehr als 3,5 Jahre nach ihrer Geburt von P. Kunze und dem Autor am Schlafplatz bei Braunlage kontrolliert und als Männchen bestimmt. In umgekehrter Richtung bewegte sich eine Wasseramsel aus dem Ostharz: sie flog über 250 km in südwestliche Richtung nach Eltville bei Wiesbaden (HERRMANN 1973, Zink 1981).

Jahre aufeinander folgender Bruten*	Bruten gesamt (Anzahl)	Bruten stets am selben Standort (Anzahl)	Bruten mit Wechsel des Brutstandorts (Anzahl)	Mittlere Umsiedlungsentfernung von Bruten mit Wechsel des Brutstandorts in km (Anzahl)	Spanne (km)
1	15	-	-	•	-
2	11	11	-		-
3	10	5	5	1,3 (5)	0,7-2,4
4	4	3	1	0,5 (1)	
5	4	1	3	1,5 (3)	0,5-3,1
6	1	-	1	0,2 (1)	0,2
Summe/Mittelwert	45	20	10	1,2 (10)	

<sup>\*</sup> desselben Weibchens. Einzelne Weibchen nicht kontrolliert infolge von Hochwasser, Prädation, Verlust eines Brutvogels o. ä.

Tab. 3: Standorttreue und Umsiedlungsentfernung von Wasseramseln, die als Jungvogel markiert und in bis zu sechs Folgejahren als Brutvogel erfasst wurden.

Jahre aufeinander folgender Bruten*	Bruten gesamt (Anzahl)	Bruten stets am selben Standort (Anzahl)	Bruten mit Wechsel des Brutstandorts (Anzahl)	Mittlere Umsiedlungsentfernung in km (Anzahl)	Spanne (km)
1	84	-			-
2	27	20	7	1,4 (7)	0,8-2,3
3	21	19	2	1,5 (2)	1,4-1,6
4	10	8	2	1,4 (2)	1,3-1,4
5	11	6	5	2,4 (7)	0,6-3,5
6	2	1	1		-
7	1	-	1	1,2 (3)	0,4-1,8
8	1	-	1		-
Summe/Mittelwert	157	54	19	1,7 (21)	

<sup>\*</sup> desselben Weibchens. Einzelne Weibchen nicht kontrolliert infolge von Hochwasser, Prädation, Verlust eines Brutvogels o. ä., aber zumeist als Ringträger beobachtet

Tab. 4: Standorttreue und Umsiedlungsentfernung von Wasseramseln, die als Brutvogel markiert und in bis zu acht aufeinander folgenden Jahren erneut als Brutvogel kontrolliert wurden.

#### Beispielhafte Lebensgeschichte einzelner Weibchen 3.5.3

Wie die Lebensgeschichte eines Weibchens abläuft, ob von Brutorttreue oder Brutortwechsel bestimmt, wird vermutlich von verschiedenen Faktoren wie z.B. Revierdichte, Verfügbarkeit von Partnern, Alter des Tieres, Habitatqualität oder jeweiliger Wasserführung des Fließgewässers ausgelöst. Einige wenige Beispiele sollen das im Folgenden veranschaulichen. Das Weibchen 7662061 brütete über fünf Jahre erfolgreich stets an der gleichen Stelle, im sechsten Jahr jedoch 200 m flussaufwärts, während der alte Brutplatz von einem neuen, zuvor nicht beringten Weibchen besetzt wurde. In diesem Jahr war der Bruterfolg von Weibchen 7662061 rückläufig: während es zuvor stets fünf Eier legte und jedes Jahr alle Jungvögel erfolgreich groß zog, bestand das Gelege im sechsten Brutjahr aus nur vier Eiern und nur drei Jungvögel wurden flügge. Dies ist möglicherweise dem zunehmenden Alter des Weibchens zuzuschreiben. Weibchen 7743840 hatte sich im ersten Jahr nach seiner Geburt im Bereich der Radau südlich von Bad Harzburg angesiedelt. Dass hier unterhalb seines Brutplatzes auf ca. 4 km Bachlänge noch weitere drei Paare gebrütet haben, mag ein Hinweis auf die gute Eignung dieses Bereiches sein. Das genannte Weibchen wechselte alljährlich (viermal) den Brutplatz, konnte sich dabei jeweils den nächst tiefer gelegenen erobern und erreichte damit klimatisch günstiger gelegene Brutplätze entlang der Radau. Vier Weibchen konnten über jeweils mindestens sechs aufeinanderfolgende Jahre am Brutplatz kontrolliert werden: Weibchen 7662312 nistete ohne Unterbrechung in einem Holznistkasten im Siebertal. Weibchen 7662852 brütete zunächst über drei Jahre in der Mauernische einer Brücke in Kamschlacken und wechselte dann 1,3 km flussabwärts unter eine Brücke bei Riefensbeek, wo es zwei weitere Jahre blieb. Über sieben Jahre wurde Weibchen 7743302 erfasst: zuerst in einem Holznistkasten im Siebertal, ein Jahr später 1,8 km flussaufwärts in einer Mauernische, wo es sechs Jahre lang als Brutvogel festgestellt werden konnte.

Weibchen 7662946 ist mit acht positiven Brutjahrkontrollen der am längsten beobachtete Vogel in dieser Untersuchung und liegt mit seinem Alter von demzufolge mindestens acht Jahren nur knapp unter dem für Wasseramseln bekannten Höchstalter von neun Jahren (Bairlein et al. 2014). Es nutzte über den gesamten Zeitraum das gleiche Revier von knapp 2 km Länge im System der Radau. Nachdem es in den ersten beiden Jahren erfolgreich in einem Holznistkasten unter einer Brücke über die Baste gebrütet hatte, verlor es seine Brut samt Nistplatz durch Hochwasser, nutzte in den folgenden drei Jahren einen 520 m flussabwärts liegenden künstlichen Brutplatz und kehrte im Anschluss in den erneut angebrachten Nistkasten seines vorherigen Brutortes an der Baste zurück.

#### Zusammenfassung

Die Brutvorkommen der Wasseramsel im Untersuchungsgebiet des Harzes liegen an der nördlichen Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa. Im betrachteten Zeitraum von 1977-2005 war die Bestandsentwicklung positiv. Die Weibchen legen durchschnittlich 4,5 Eier/Brut, aus denen sich 3,4 flügge Jungvögel/Brut entwickelten. Der größte Anteil der Bruten wurde von zwei- bis vierjährigen Vögeln beigetragen (jeweils 22-23 %). Der Brutzeitraum wurde um ca. 20 Tage vorverlegt. Die Brutorttreue war groß, die Weibchen brüteten stets in demselben Fließgewässersystem mit Nebenbächen, in dem sie erstmalig angetroffen wurden. Die festgestellten Umsiedlungsdistanzen waren mit max. ca. 3 km gering.

#### Dank

Bau und Anbringung der Nistkästen erfolgten gemeinsam mit Herrn P. Kunze (Wiedelah). Die Schaffung von Mauernischen wurde je nach Gelegenheit beim Brückenbau von der Forst- bzw. Nationalparkverwaltung eingeplant. Herrn P. Kunze und allen Forstleuten gilt ein besonderer Dank für ihre stete Unterstützung. Herrn M. Müller (Goslar) sei gedankt für die Bereitstellung der Fotos und Frau C. Pertl und Frau Dr. K. Baumann (beide Nationalparkverwaltung Harz) für die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Mit Gründung des niedersächsischen Nationalparks Harz 1994 wurde das Untersuchungsgebiet fast vollständig in diesen integriert. Der Nationalparkverwaltung Harz gebührt ein besonderer Dank dafür, dass die langfristigen Untersuchungen nicht abgebrochen, sondern methodisch weitgehend unverändert weitergeführt werden konnten und auch künftig fortgesetzt werden.

#### Literatur

- BAAKE, W. (1982): Ein Harzbach und seine Wasseramseln. Der Falke 29: 373-376.
- Bairlein, F., Dierschke, J., Dierschke, V., Salewski, V., GEITER, O., HÜPPOP, K., KÖPPEN, U. & FIEDLER, W. (2014): Atlas des Vogelzugs. Wiebelsheim, 586 S.
- BARTHEL, P.H., HILL, A., LAUFER, J. & SCHOPPE, R. (1977): Avifaunistischer Jahresbericht 1976. Mitteilungen des ornithologischen Vereins Hildesheim 1: 7-59.
- BECKER, P., HILL, A., OELKERS, D., CHOPPE, R. S. & HESSING, F. (1979): Avifaunistischer Jahresbericht 1977. Mitteilungen des ornithologischen Vereins Hildesheim 3: 38-96.
- BLASIUS, R. (1896): Die Vögel des Herzogthums Braunschweig und der angrenzenden Gebiete. Braunschweig, 74 S.
- Brock, V. & Blum, R. (1977): Steinfliegen (Plecoptera) in einem Fließgewässer im Harz. 125 Jahre naturwissenschaftlicher Verein Goslar: 37-60.
- CREUTZ, G. (1986): Die Wasseramsel. Neue Brehm-Bücherei Nr. 364 (2. Aufl.), 142 S.
- Gahsche, J. (1992): Ökologisch-faunistische Untersuchungen zweier Bachsysteme - ein Beitrag zur Inventarisierung im Gebiet des Nationalparks Hochharz. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Goslar 3: 111-130.

- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., ROTH, N., RYSLAVY, T., STÜBING, S., SUDMANN, S. R., Steffens, R., Völkler, F. & Witt, K. (2014): Atlas deutscher Brutvogelarten. Münster, 800 S.
- GERHARD, K. (1935): Die Wasseramsel (Cinclus aquaticus Bechstein). Naturforscher 12: 296-299.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 10: 957-962. Wiesbaden.
- GNIELKA, R. & ZAUMSEIL, J. (1997): Atlas der Brutvögel Sachsen-Anhalts. Kartierung des Südteils 1990-1995. Halle (Saale). 220 S.
- HAENSEL, J. (1977): Zum Vorkommen der Wasseramsel (Cinclus cinclus aquaticus Bechstein) im Harz. Beiträge zur Vogelkunde 23: 9-30.
- HERRMANN, W. (1973): Zum Brutvorkommen der Wasseramsel (Cinclus cinclus) im Südharz. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 10: 28-29.
- HILL, A., Becker, P., HESSING, F. & SCHOPPE, R. (1981): Avifaunistischer Jahresbericht 1978 für den Raum Hannover-Hildesheim-Salzgitter-Alfeld. Mitteilungen des ornithologischen Vereins Hildesheim 4/5: 103-203.
- Jost, O. (1975): Zur Ökologie der Wasseramsel (Cinclus cinclus) mit besonderer Berücksichtigung ihrer Ernährung. Bonner zoologische Monographien 6. 183 S.
- Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S. & Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 48: 420-421.
- NICOLAI, B. (1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. Jena, Stuttgart. 314 S.
- OELKE, H. (1975): Wasseramsel (Cinclus cinclus) und Gebirgsstelze (Motacilla cinerea) im Westharz (Bestandsaufnahme 1973). Vogelkundliche Berichte Niedersachsen 7: 19-31.

- Pertl, C. (2020): Ergebnisse des Monitorings häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz im Zeitraum von 2007-2018. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18.
- SCHERNER, E. R. (1980): Vogel und Umwelt im Solling. Faunistische Mitteilungen Süd-Niedersachsen 3.
- Schmidt, F.U., Corsmann, M., Kolley, N. & Lottmann, R. (1979): Beiträge zur Kenntnis der Verbreitung von Eisvogel (Alcedo atthis), Wasseramsel (Cinclus cinclus) und Gebirgsstelze (Motacilla cinerea) und der Qualität ihres Lebensraums im südlichen Leinetal. Faunistische Mitteilungen Süd-Niedersachsen 2: 59-78.
- WADEWITZ, M. (2008): Bestand von Wasseramsel Cinclus cinclus und Gebirgsstelze Motacilla cinerea im Nationalpark Harz (Teil Sachsen-Anhalt). Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 26: 117-129.
- Wagner, M. & Scheuer, J. (2003) (Hrsg.): Die Vogelwelt im Landkreis Nordhausen und am Helmestausee. Bürgel, 420 S.
- Zang, H. (1981): Zur Brutbiologie und Höhenverbreitung der Wasseramsel (Cinclus c. aquaticus) im Harz. Journal für Ornithologie 122: 153-162.
- ZANG, H. (1985): Hangexposition und Brutbiologie von Wasseramsel (Cinclus cinclus), Trauerschnäpper (Ficedula hypoleuca), Kohl- und Tannenmeise (Parus major, P. ater). Journal für Ornithologie 126: 73-84.
- Zang, H. (2014): Populationsstudien an Kleinhöhlenbrütern im Harz 1970-2014. Vogelwarte 52 (4): 308-309.
- Zang, H. (2019): Langzeitstudien an Kleinhöhlenbrütern im Harz. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Heile Welt Nationalpark? Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 17: 19-24.
- ZANG, H. & BINK, K.-H. (2001): Wasseramsel Cinclus cinclus. In: Zang, H. & Heckenroth, H. (2001.): Die Vögel Niedersachsens, Lerchen bis Braunellen. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen Bd. 2.8, S. 198-207.
- ZINK, G. (1981): Der Zug europäischer Singvögel, ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Lieferung 3. Möggingen.

Anschrift des Autors: Herwig Zang Oberer Triftweg 31A 38640 Goslar herwig.zang@onlinehome.de Gunter Karste, Wernigerode

# Brutvogelerfassung auf einer Probefläche im Hohnegebiet von 2007 bis 2018

#### 1. Ausgangssituation

Nach der Fusion der Nationalparke Hochharz (Sachsen-Anhalt) und Harz (Niedersachsen) wurde vor nunmehr 13 Jahren die Erfassung häufiger Brutvögel auf festgelegten Flächen im gesamten Nationalparkgebiet von Thorsten Späth und Dr. Peter Sacher initiiert. Sie erfolgt seitdem nach dem Vorbild des bundesweiten Programmes "Monitoring häufiger Brutvögel" (MhB) (MITSCHKE et al. 2005), dessen Methodik und Ergebnisse für

das Nationalparkgebiet im vorliegenden Schriftenreihe-Band ausführlich beschrieben werden (PERTL 2020). Der Autor hatte das große Glück, von 2007 an eine der insgesamt 28 Probeflächen, die Hohne, kartieren zu dürfen. Für diese Fläche möchte ich die Bestandsdynamik der dort erfassten Vogelarten über einen Zeitraum von zwölf Jahren darstellen. Wo möglich, sollen Zusammenhänge zwischen den Veränderungen im Gebiet und die Reaktion der Vogelwelt auf diese gezeigt werden.



Abb. 1: Impression der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne). Foto: G. Karste.

#### 2. Gebietsbeschreibung

Die Probefläche (DDA H 4) liegt in einem Höhenbereich von 600-780 m ü. NHN, wobei ca. 75 % der Fläche unterhalb 700 m ü. NHN und damit im potenziell natürlichen Verbreitungsgebiet der Buche liegen.

Im Zentrum der Untersuchungsfläche befindet sich der Steinbruch Knaupsholz, der im Untersuchungszeitraum bis 2015 in dem vom Nationalpark festgelegten Rahmen extensiv bewirtschaftet wurde. Seitdem ist der Abbau an sich eingestellt. Die Fläche wird zudem von den Gleisen bzw. dem Bahndamm der Brockenbahn, der Wormke und dem Wormkegraben durchzogen. Bezogen auf die Zonierung des Nationalparks, befindet sich die Probefläche zum größten Teil in der Naturentwicklungszone und nur zu einem kleinen Anteil in der Naturdynamikzone. Diese Flächenanteile haben sich während des Untersuchungszeitraums nicht geändert.

Trotz des Steinbruchs dominieren im Kartierungsgebiet Fichtenforste. Zu Beginn der Brutvogelerfassung im Jahr 2007 herrschten noch relativ dunkle Sauerkleefichtenforste vor (vgl. Karste et al. 2011). Von 2007 bis 2018 wurden diese vielerorts durchforstet, um günstigere Standortbedingungen für die Buche (*Fagus sylvatica*) zu schaffen, die aktiv eingebracht wurde. Die Durchforstungsarbeiten führten zu einer deutlichen

Zunahme der Drahtschmiele (Deschampsia flexuosa), so dass aus den dunklen Sauerkleefichtenforsten sukzessive Schlängelschmielen-Fichtenforste wurden. Der Anteil von Deckreisig wurde im Ergebnis der Durchforstungsarbeiten deutlich erhöht. In den Altholzbeständen oberhalb des Drudensteines schaffte der Borkenkäfer Strukturen (stehendes Totholz), die u.a. dem Bunt- und Schwarzspecht, aber z.B. auch dem Waldbaumläufer entgegen kamen. Zwischen den Altholzbeständen der Ost- und der Westgrenze der Probefläche befindet sich oberhalb des Glashüttenweges ein bis zu 100 m breiter Fichtendickungsstreifen. Im Herzen der Fläche auf der Hohne liegt der o.g. Steinbruch, der in Richtung Norden durch den Drudenstein begrenzt wird. Hier hat der Anteil der Birken-und Ebereschensukzession deutlich zugenommen. Auch auf den "Fichtenzusammenbruchsflächen" tauchen diese Pionierbaumarten verstärkt auf. An der Südostgrenze der Probefläche befinden sich Buchenwaldreste, östlich hiervon grenzt eine kleine Fläche mit einem Erlenwald an, der von einem Rohglanzgrasdominanzbestand durchsetzt

Das Sturmtief Friedrike am 15. Januar 2018 hat flächige Strukturveränderungen (Windwurf und Windbruch) in den Fichtenbeständen herbeigeführt.

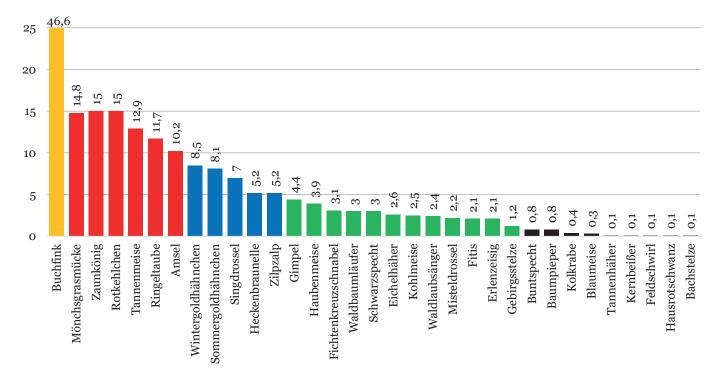


Abb. 2: Durchschnittliche jährliche Brutvogelzahl einzelner Vogelarten in der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne) von 2007-2018. Die Klassen >15, 10-15, 5->10, 1->5 und <1 sind farblich differenziert.

#### 3. Methode

Die Methodik folgt MITSCHKE et al. (2005) und wird für den Nationalpark im vorliegenden Schriftenreihe-Band dargestellt (PERTL 2020), worauf an dieser Stelle verwiesen wird. Für die Erfassung der hier betrachteten Probefläche dauerte ein Kartierdurchgang, je nach Anzahl der zu registrierenden Vogelarten und Individuen, 3-5 Stunden.

#### 4. Ergebnisse

Insgesamt wurden in den vergangenen zwölf Jahren 33 Vogelarten in der Probefläche an der Hohne (DDA H 4) festgestellt (Abb. 2). Charakterart war von Beginn an der Buchfink, der mit einer durchschnittlichen Anzahl von 46 Brutpaaren (BP) am häufigsten wahrgenommen wurde. 2014 wurden sogar 63 BP dieser Art erfasst. In den ersten vier Jahren nahm die Anzahl kontinuierlich zu, um sich dann ab 2011 auf einem sehr hohen Level von ca. 55 BP pro Jahr einzupendeln (Abb. 5). Die Art hat die Beobachtungsfläche mehr oder weniger gleichmäßig besetzt. Im direkten Steinbruchgebiet und dort, wo die Fichtenforste besonders dunkel und dicht sind, war die Besiedlungsdichte etwas geringer. Immerhin in elf Fällen wurde die Art im Zeitraum von zwölf Jahren an der gleichen Stelle als Brutvogel erfasst, in 39 Fällen im Zeitraum von sechs Jahren (vgl. Abb. 3). Sechs Arten wiesen durchschnittlich 10-15 BP pro Untersuchungsjahr auf. Hierzu gehören die Mönchsgrasmücke, der Zaunkönig und das Rotkehlchen mit je ca. 15 BP, die Tannenmeise mit 13 BP, die Ringeltaube mit 12 BP und die Amsel mit 10 BP (Abb. 2).

Betrachtet man nun die Bestandsentwicklung der einzelnen Arten, so stellt man deutliche Schwankungen fest (Abb. 5). Bei der Mönchsgrasmücke nahm die Brutvogelzahl in den ersten vier Jahren leicht ab. 2011 erreichte sie mit 22 BP ihren Höhepunkt. In den Folgejahren wurden im Durchschnitt 15 BP registriert. Von 2007 bis 2018 waren es 4 BP, die in den zwölf Untersuchungsjahren an der gleichen Stelle vorkamen und 10 BP, die über einen Zeitraum von sechs Jahren am gleichen Ort auftraten (Abb. 4). Beim Zaunkönig nahm die Brutvogelanzahl von 2007 bis 2014 von 5 BP auf 25 BP zu. Von 2014 bis 2018 wurden dann im Durchschnitt 22 BP festgestellt (Abb. 5). Viermal brütete der

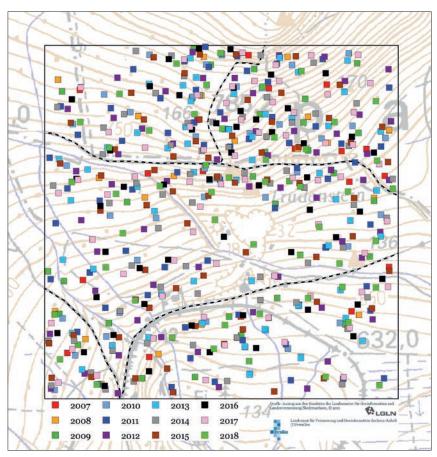


Abb. 3: Räumliche Verteilung im Erfassungszeitraum festgestellter Reviere des Buchfinken in der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne) (schwarz, Begehungsroute gestrichelt).

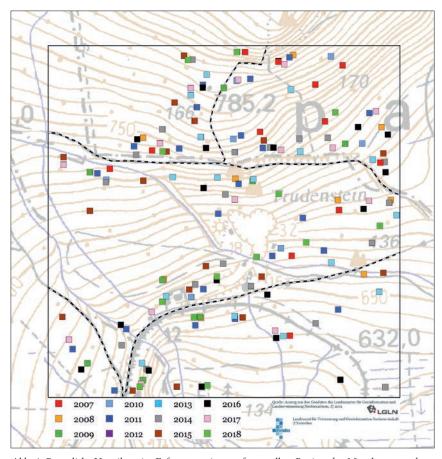


Abb. 4: Räumliche Verteilung im Erfassungszeitraum festgestellter Reviere der Mönchsgrasmücke in der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne) (schwarz, Begehungsroute gestrichelt).

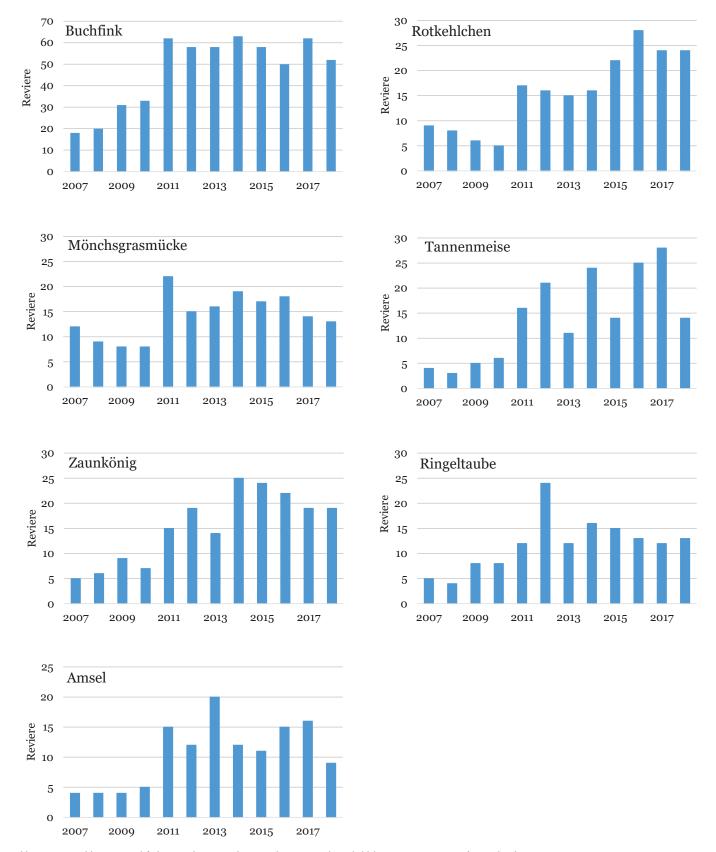


Abb. 5: Revierzahlen von Buchfink, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Amsel, Rotkehlchen, Tannenmeise und Ringeltaube.

Zaunkönig in den vergangenen zwölf Jahren an der gleichen Stelle und siebenmal wurde er über einen Zeitraum von sechs Jahren am gleichen Platz mit territorialem Verhalten beobachtet (Abb. 6).

Beim Rotkehlchen verringerte sich die Brutvogelzahl wie bei der Mönchsgrasmücke in den ersten vier Jahren und erreichte 2010 mit 5 BP pro Jahr in dieser Probefläche ihren Tiefpunkt (Abb. 5). In den Jahren 2011-2014 wurden im Durchschnitt 16 BP erfasst und in den Jahren 2015-2018 waren es im Durchschnitt 25 BP. Neunmal wurde das Rotkehlchen über den gesamten Beobachtungszeitraum von zwölf Jahren und achtmal über einen Beobachtungszeitraum von sechs Jahren an den gleichen Stellen registriert (Abb. 7). Hieraus kann man vorsichtig ableiten, dass die Brutplätze für das Rotkehlchen sehr attraktiv sind und sich in den vergangenen zwölf Jahren eher zum Positiven als zum Negativen entwickelten.

Bei der Tannenmeise schwankte die Anzahl von brütenden Vögeln in den vergangenen zwölf Jahren. 2013, 2015 und 2018 hatte der Bestand mit 11 und 14 BP einen Tiefstand. Verglichen mit den ersten vier Jahren ist dennoch eine Zunahme zu erkennen (Abb. 5).

Die Bestandsentwicklung der Ringeltaube war von 2007 bis 2012 von einer steten Zunahme der rufenden Männchen gekennzeichnet. Mit 24 registrierten BP im Jahr 2012 erreichte der Bestand seinen höchsten Wert (Abb. 5). In den Jahren 2013-2018 war die Art im Gebiet mit durchschnittlich 14 BP gut vertreten.

Bei Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Rotkehlchen, Tannenmeise, Ringeltaube und auch bei der Amsel war der Bestand in den Jahren 2011 und 2012 relativ groß. Nur bei der Amsel war dieser 2013 mit 20 BP am höchsten (Abb. 5), wogegen bei den anderen genannten Arten 2013 deutlich weniger territoriale Vögel registriert wurden als im Vorjahr 2012.

Fünf Vogelarten wiesen durchschnittlich 5-9 BP in den zwölf Untersuchungsjahren auf. Hierzu gehören das Wintergoldhähnchen, das Sommergoldhähnchen, die Singdrossel, die Heckenbraunelle und der Zilpzalp (vgl. Abb. 2). Allerdings liefern diese Durchschnittswerte keine Aussage zur Bestandsdynamik der einzelnen Arten, was im Folgenden berücksichtigt werden muss.

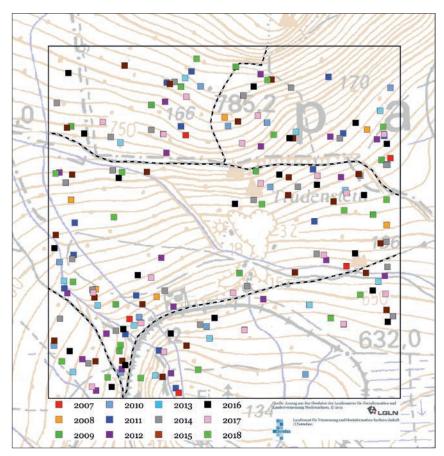


Abb. 6: Räumliche Verteilung im Erfassungszeitraum festgestellter Reviere des Zaunkönigs in der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne) (schwarz, Begehungsroute gestrichelt).

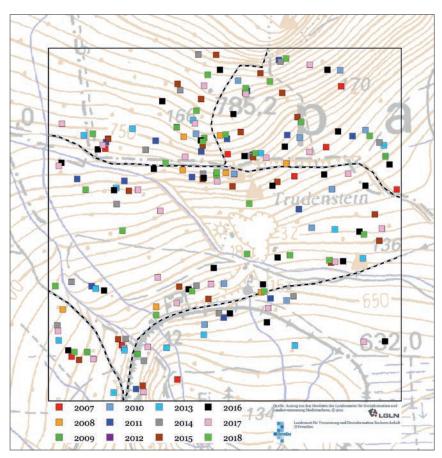
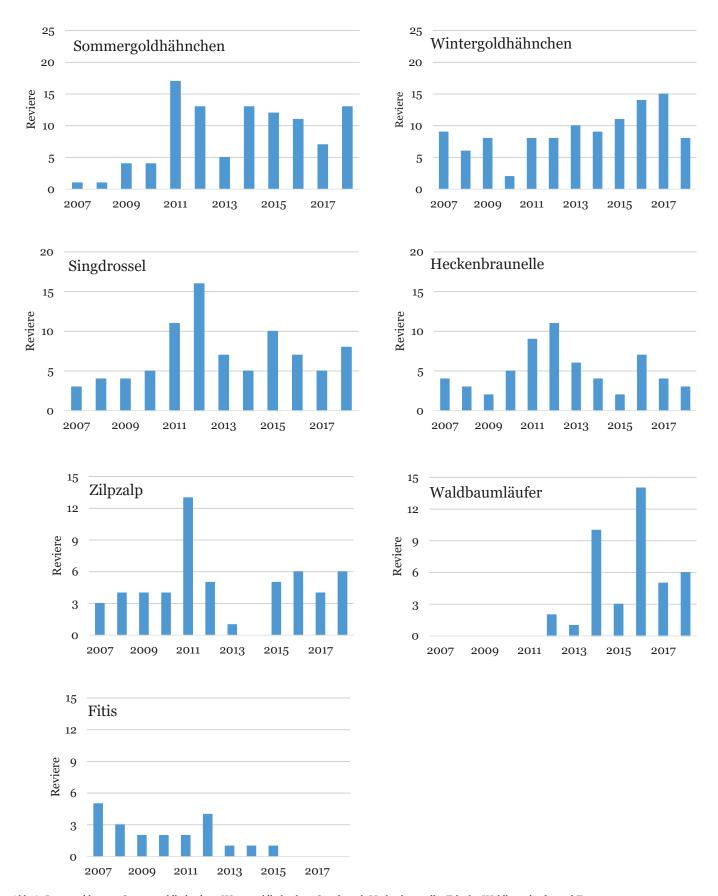


Abb. 7: Räumliche Verteilung im Erfassungszeitraum festgestellter Reviere des Rotkehlchens in der MhB-Probefläche DDA H 4 (Hohne) (schwarz, Begehungsroute gestrichelt).



 $Abb.\ 8:\ Revierzahlen\ von\ Sommergoldh\"{a}hnchen,\ Wintergoldh\"{a}hnchen,\ Singdrossel,\ Heckenbraunelle,\ Zilzalp,\ Waldbauml\"{a}ufer\ und\ Fitis.$ 

Das Sommergoldhähnchen, die Singdrossel und die Heckenbraunelle weisen die höchsten Brutvogelzahlen 2011 und 2012 auf (Abb. 8). Dabei weichen diese deutlich von den Durchschnittswerten ab. So kommt die Singdrossel zum Beispiel im Durchschnitt mit 7 BP in den zwölf Untersuchungsjahren vor, 2012 waren es mit 16 BP immerhin mehr als doppelt so viele. Ähnliches gilt für die Heckenbraunelle mit durchschnittlich 5 BP und einem Maximalwert

Der Zilpzalp und auch das Sommergoldhähnchen wiesen die höchste Anzahl an BP 2011 auf und bei beiden wurde die geringste Zahl 2013 beobachtet (Abb. 8). Im Gegensatz zum Sommergoldhähnchen, bei dem die Anzahl 2017 mit 7 BP relativ niedrig war, hat das Wintergoldhähnchen 2017 mit 15 BP seine höchste Dichte erreicht. Ein Jahr später, 2018, konnten allerdings nur 8 BP festgestellt werden (Abb. 8). Der Gimpel und die Haubenmeise kamen im Durchschnitt mit 4 BP vor. Fichtenkreuzschnabel, Waldbaumläufer, Schwarzspecht und Eichelhäher wurden in den vergangenen zwölf Jahren im Durchschnitt mit 3 BP beobachtet. Kohlmeise, Waldlaubsänger, Misteldrossel, Fitis und Erlenzeisig waren im Durchschnitt mit 2 BP im Gebiet vertreten (vgl. Abb. 2).

Auffällig ist, dass der Schwarzspecht ab 2011 häufiger erfasst wurde als in den vier Jahren zuvor (Abb. 9). Der Waldbaumläufer trat erst ab 2012 als Brutvogel auf (Abb. 8). Beide Arten profitieren vom stehenden Totholz, das in dem angegebenen Zeitraum tatsächlich häufiger zu Verfügung stand als davor. Obwohl sich der Lebensraum für den Fitis nicht negativ entwickelte, trat er in den Jahren 2013-2015 nur mit einem BP und in den Jahren 2016-2018 gar nicht mehr auf (Abb. 8). Beim Zilpzalp, der vergleichbare Lebensraumbedingungen braucht, war diese kontinuierliche Abnahme nicht zu beobachten (Abb. 8). Gebirgsstelze, Buntspecht, Baumpieper, Kolkrabe, Blaumeise, Tannenhäher, Kernbeißer Feldschwirl, Hausrotschwanz und Bachstelze wurden durchschnittlich mit maximal einem BP erfasst (vgl. Abb. 2).

Die Gebirgsstelze wurde von 2007-2018 zehnmal stets an der gleichen Lokalität an der Wormke beobachtet. Der Baumpieper trat siebenmal ebenfalls stets am gleichen Ort an der Nordgrenze der Beobachtungsfläche auf.

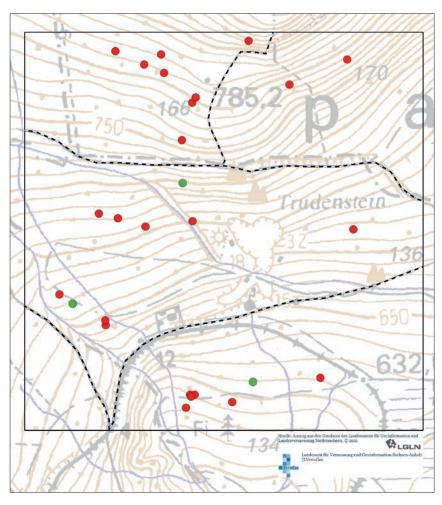


Abb. 9: Vorkommen des Schwarzspechts vor (grün) und ab (rot) 2011.

## 5. Zusammenfassende Bewertung

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen, dass sich die Attraktivität der 1 km² großen MhB-Probefläche auf der Hohne im Wesentlichen für viele der von Beginn an festgestellten Brutvogelarten nicht verschlechtert hat. Die Tatsache, dass der Bestand bei ca. zehn Arten von 2007 bis 2018 zunahm (zum Teil allerdings nur geringfügig) zeigt, dass sich der Lebensraum für diese Arten sogar verbesserte. Bei ca. 15 Brutvogelarten blieb die Anzahl brütender Paare konstant, bei den meisten Arten schwankte sie von Jahr zu Jahr und nur bei einer Art nahm sie ab. Bei einigen Vogelarten traten große Schwankungen bei der Bestandsdichte auf. Man sollte daher stets sehr vorsichtig bei der Einschätzung von Bestandsdichte und -entwicklung sein. Stellt man seine Beobachtungen in einem zu kurzen Zeitraum an, kann man sehr schnell zu falschen Ergebnissen kommen. In diesem Beitrag nicht dargestellt werden auch deshalb all die Arten, die in den zwölf Untersuchungsjahren nur in einem Jahr beobachtet wurden.

Teilt man die erfassten Brutvogelarten nach dem Verlauf der Bestandsschwankungen grob ein, so sind zu unterscheiden:

- · Arten, die von Beginn an einen relativ hohen Bestand aufwiesen. Dieser pendelte sich in den ersten fünf Jahren auf einem relativ hohen Level ein und unterlag im weiteren Untersuchungszeitraum keinen extremen Schwankungen (Buchfink, Mönchsgrasmücke),
- Arten, die zu Beginn der Untersuchungen einen relativ geringen Bestand aufwiesen und diesen bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes ohne größere Einbrüche deutlich erhöhten (Zaunkönig, Rotkehlchen),
- Arten, deren Bestand sich von 2007-2011 bzw. 2007-2012 teils um das Dreifache erhöhte, um in den Folgejahren bis 2018 wieder den geringen Anfangsbestand zu erreichen (Heckenbraunelle, Singdrossel, Zilpzalp),
- Arten, die 2007 nicht als Brutvögel auftraten, in den letzten Jahren aber regelmäßig als solche erfasst wurden (Waldbaumläufer, Misteldrossel),
- Arten, bei denen die Populationsdichte ohne erkennbare Rhythmik schwankt (Eichelhäher, Gimpel, Erlenzeisig, Fichtenkreuzschnabel),
- · Arten, bei denen die Dichte von 2007 bis 2018 kontinuierlich abnimmt (Fitis),
- Arten, die in der Regel nur mit einem Brutpaar im Gebiet erfasst wurden (Gebirgsstelze, Tannenhäher, Bachstelze, Blaumeise).

Nach zwölf Beobachtungsjahren im Hohnegebiet kann zusammenfassend festgestellt werden, dass es der Avifauna hier noch "recht gut geht". Fehlender Herbizid- und Insektizideinsatz, strukturverbessernde Maßnahmen im Rahmen der waldbaulichen Initialmaßmahmen und natürliche Entwicklung: all dies war in der Beobachtungsfläche der Fall und wirkte sich positiv auf die Brutvogelentwicklung aus.

Das Sturmtief Friedricke am 15. Januar 2018 hat allerdings flächige Strukturveränderungen (Windwurf und Windbruch) in den Fichtenbeständen auch im Hohnegebiet herbeigeführt, die für Arten wie Tannenmeise, Haubenmeise oder auch für das Wintergoldhähnchen eher nachteilig sind (ZANG et al. 2005). Andere Arten wie Zilpzalp, Fitis oder auch Heckenbraunelle profitieren eventuell von diesen Ereignissen.

Da die ökologischen Ansprüche der erfassten Arten zum Teil doch recht unterschiedlich sind, müssen es stets viele Faktoren sein, die ihre Entwicklung beeinflussen. Schwankende Witterungsverläufe, veränderte Biotopstrukturen und damit u.a. schwankendes Nahrungs-, Brutplatz- und Schutzangebote vor Ort oder im Überwinterungsgebiet, Veränderungen der Prädatorendichte oder auch der Gesundheitszustand der Individuen können derartige Faktoren sein.

Ursachenermittlung hat sehr häufig das Ziel, Negativeinflüsse auf bestimmte Arten durch ein gezieltes Arten- und Biotopschutzmanagement zu kompensieren. Da im Nationalpark Harz, wie auch in den anderen deutschen Nationalparken, der Schutz der natürlichen Dynamik auf möglichst großer zusammenhängender Fläche das vorrangige Ziel ist (Bässeler 2011), wird möglichen negativen Veränderungen i.d.R. nicht mit aktiven Maßnahmen begegnet. Wir sollten es allerdings nicht versäumen, kontinuierlich ökologische Parameter zu erfassen, die die Dynamik in den Ökosystemen und die Entwicklung der Biologischen Vielfalt untersuchen. Wichtig ist, dass diese langfristig angelegten Untersuchungen auch weiterhin fortwährend durchgeführt werden um u.a. derartige Veränderungen im Untersuchungsgebiet perspektivisch bewerten zu können.

#### 6. Literatur

Bässeler, C., Holzer, H. & Hahn. Ch. (2011): Zwischenbilanz der Philosophie "Natur Natur sein lassen". AFZ-Der Wald 6: 30-33.

GEDEON, K., MITSCHKE, A. & C. SUDFELDT (2004): Brutvögel in Deutschland. Hohenstein-Ernstthal.

Karste, G., Schubert, R., Kison, H.-U. & U. Wegener (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte Wernigerode, 60 S.. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 7, 59. S.

PERTL, C. (2020): Ergebnisse des Monitorings häufiger Brutvögel im Nationalpark Harz im Zeitraum von 2007 bis 2018. In: National Park verwaltung Harz (Hrsg.): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18.

Mitschke, A., Sudfeldt, C., Heidrich-Riske, H. & Dröschmeister, R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands. Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt 126: 127-140.

Zang, H., Heckenroth, H. & Südbeck, P. (2005): Die Vögel Niedersachsens: Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, B, H. 2.9.

Anschrift des Autors: Dr. Gunter Karste Nationalparkverwaltung Harz Lindenallee 35 38855 Wernigerode karste@nationalpark-harz.de

CAREN PERTL, Göttingen

# Key ecological features determining territory occupancy rates in an isolated population of the ring ouzel Turdus torquatus<sup>1</sup>

Ökologische Schlüsselfaktoren bei Revierbesetzungsraten einer isolierten Population der Ringdrossel Turdus torquatus<sup>2</sup>

#### Zusammenfassung

Der Schwerpunkt dieser Arbeit lag bei der Untersuchung ökologischer Schlüsselfaktoren, die die Revierbesetzungsraten der Ringdrossel Turdus torquatus auf dem Brocken im Nationalpark Harz bestimmen. Im Untersuchungsgebiet kommt das nördlichste regelmäßige Brutvorkommen dieser seltenen Drosselart in Zentraleuropa vor, gleichzeitig ist der Brocken eine der Haupttouristenattraktionen im Harz. Diese Konstellation ist, gerade im Hinblick auf Naturschutzbestrebungen, sehr interes-

Mithilfe Linearer Regressionsanalyse wurden der Einfluss und die Bedeutung von Tourismus, Topografie, Baumbewuchs und Nahrungsflächen getestet. Zusätzlich wurden die Effekte des globalen Klimawandels und mikroklimatischer Unterschiede untersucht.

Als wichtigster Faktor, der die Revierwahl der Ringdrosseln beeinflusste, wurde die Höhenlage identifiziert, gefolgt von

Baumhöhe und Deckungsgrad der Bäume. Tourismus, Bodenbeschaffenheit und Deckungsgrade von Gräsern und Kräutern beeinflussten ebenso die Attraktivität von Brutlebensräumen. Die Annahme, dass die globale Erwärmung das Vorkommen dieser Vogelart beeinflusst, wurde bestätigt.

#### **Abstract**

The key ecological features determining territory occupancy rates of the timid ring ouzel Turdus torquatus on the mountain Brocken in Harz National Park were the focus of this project. In particular, I focused on the timespan between the re-opening of this area to the public after the fall of the Iron Curtain and the present day. The study area is home to the northernmost regularly breeding population of this rare thrush species in Central Europe and a major tourist attraction at the same time. This constellation is thus of particular interest and conservation concern.

<sup>1</sup> This work was originally submitted as a master thesis to the Faculty of Biology, Georg-August-Universität Göttingen, in partial fulfilment of the requirements for the integrated bi-national degree Master of Science/Master of International Nature Conservation (M.Sc./M.I.N.C.) of Georg-August-Universität Göttingen, Germany and Lincoln University, New Zealand in 2014 (first supervisor: Prof. Dr. Niko Balkenhol, second supervisor: Prof. Dr. Ulrich Brose). In order to publish it in this series, some minor changes were made: the layout was adjusted according to the guidelines of the series (fig. 2 and 3 were updated to meet print quality standards, fig. 5 was substituted with a more suitable map and the original fig. 6 showing plant communities was removed due to insufficient print quality). A German summary was added. Apart from that, the original master thesis remains unaltered and was not edited by Harz National Park administration. The author is solely responsible for content and linguistic accuracy.

Diese Arbeit wurde von der Autorin im Jahr 2014 als Masterarbeit des Studiengangs Integrated bi-national Master of International Nature Conservation an der Georg-August-Universität Göttingen eingereicht (Betreuer: Prof. Dr. Niko Balkenhol, Gutachter: Prof. Dr. Ulrich Brose). Um sie im vorliegenden Band der Nationalpark-Schriftenreihe zu veröffentlichen, wurden einige kleinere Änderungen in Bezug auf die Abbildungen (Abb. 2 und 3 aktualisiert, Abb. 5 ersetzt, ursprüngliche Abb. 6 entfernt) vorgenommen. Eine deutsche Zusammenfassung wurde ergänzt. Im Übrigen handelt es sich um die ursprüngliche Masterarbeit, die seitens der Nationalparkverwaltung redaktionell nicht bearbeitet worden ist. Für Inhalt und sprachliche Richtigkeit ist allein die Autorin verantwortlich.

By use of linear regression analysis, the influence and importance of tourism, topography, forest cover and foraging grounds was tested. In addition, the effects of global climate change and microclimatic differences were investigated.

Altitude was found to be the most important factor driving territory choice of ring ouzels, followed by tree height and percentage coverage of trees. Tourism, ground surface characteristics and percentage coverage of grass and herbs also influenced the appeal of breeding habitats. The likelihood of general global warming affecting the occurrence of this bird was confirmed. This study is, to my knowledge, the first to address these questions for such a small population and range size. Parallelism of our results to findings of studies on bigger populations strongly supported the validity of this project's results.

#### Keywords:

Turdus torquatus, Germany, microhabitat, climate, tourism

#### Introduction

"A strange bird flew across the bonnet. It looked like a Blackbird with a white gorget. [...] We had seen our first Ring Ouzel. My interest in this uncommon bird was immediately aroused [...]" Ian Appleyard, Ring Ouzels of the Yorkshire Dales, 1994

#### 1.1 General

The ring ouzel Turdus torquatus is a globally declining species and the rarest of the six thrush species breeding in Western Europe (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). It resembles the Blackbird *T. merula* in appearance and behaviour, but ring ouzels are slightly larger and have a white gorget and yellow bill with a brown tip (Appleyard 1994; fig.1). Ring recoveries showed that ring ouzels can reach a high age. Known longevity records were held by a Spanish ring ouzel which was nine years and a month old when it was found dead and a bird from the British and Irish ringing scheme which reached an age of seven years and three months (Fransson et al. 2010).

#### 1.2 Distribution and Habitat Requirements

This species' range is confined to the Western Paleartic where it breeds in three geographically isolated areas. The boreal T. t. torquatus inhabits Great Britain and Scandinavia whereas the mountain subspecies T. t. alpestris is found in the Pyrenees, the Massif Central, the Alps, Germany's low mountain ranges, the Carpathians and the Balkans. T. t. amicorum occurs in Asia Minor (fig. 2).

All subspecies are migratory with T. t. torquatus and T. t. alpestris overwintering in southern Spain and north-west Africa. Eastern European alpestris also winter at lower elevations in southern areas of their breeding ranges while T. t. amicorum is known to migrate to Iran and Turkmenistan (CRAMP 1988). In Europe, ring ouzel habitats have been studied in several



Figure 1: T. torquatus (photo by M. Kinkeldey, Brocken, 2013).

countries, i.e. Germany (e.g. Schirutschke & Kalko 2010), Great Britain (e.g. Sim et al. 2007) and Switzerland (e.g. von DEM BUSSCHE et al. 2008). British ring ouzels are typically associated with upland areas and open moorland where they breed preferably in heather-, pasture- or bracken dominated areas (CRAMP 1988, GIBBONS et al. 1993). In Britain, breeding sites have been recorded from sea-level up to 1,150 m a.sl. (Flegg & Glue 1975). Ring ouzels of Fennoscandia are known to breed in similar areas as well as on the margins of birch and spruce plantations (Bannerman 1954). To the contrary, T. t. alpestris is known to nest in open conifer forests in vicinity to moist meadows. This subspecies typically occurs at altitudes of 600 to 2,000 m. a.s.l. (Cramp 1988, Glutz von Blotzheim 1988, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). While T. t. torquatus nests on the ground, T. t. alpestris prefers trees (GLUTZ VON BLOTZ-HEIM 1988, RING OUZEL STUDY GROUP 2013). Despite these differing breeding habits, it was generally recognized that smallscale differences in vegetation structure and cover seemed to be of major importance to ring ouzel habitat selection (CIACH & Mrowiec 2013, Lehikoinen et al. 2014, Sim et al. 2007, von DEM BUSSCHE et al. 2008).

As typical for a thrush species in northern latitudes, invertebrates provide the main food source during the breeding season with earthworms and terrestrial insects being the major constituents (Cramp 1988, Sim et al. 2012). Fruit and berries serve as the most important feed from late summer onwards (SIM et al. 2012).

#### 1.3 Demography and Conservation Status

Ring ouzel populations have been noted to decline in several parts of their range (Janiga & Poxton 1997, BirdLife International 2004, Burfield & Brooke 2005, Sim et al. 2010). Such a development has been noted in Great Britain as early as the beginning of the 20th century (Burfield 2002). Possible factors of this negative population trend have been put together by the RSPB (1998) and include agricultural changes,



Figure 2<sup>s</sup>: Geographical range of T. torquatus. Colours symbolise extant (resident, breeding, non-breeding from darkest to brightest shade) (Bird-Life International and Handbook of the Birds of the World (2018)).

afforestation, disturbance, pollution, competition, predation, problems on wintering grounds, problems on migration routes and climate change. Some of these have been investigated recently in Great Britain and other countries. Sim et al. (2007) researched the importance of habitat composition to breeding site occupancy in Great Britain whereas von dem Bussche et al. (2008) focused on the influence of climate change on ring ouzel populations by means of vegetation changes and thus habitat loss and competition with black birds *T. merula* in Switzerland. When Ciach & Mrowiec (2013) investigated habitat selection of *T. torquatus* in the Western Carpathians, they also emphasized the negative impact of human disturbance which was supported by studies in other regions (Bingham 2012, Schulze et al. 2008).

Research effort and hypothesized and identified possible threats to ring ouzels vary across countries and so does their conservation status. These birds are listed as a species of "least concern" at the global level (IUCN 2013) and in the Red List of breeding birds of Germany (Südbeck et al. 2007). In the UK on the other hand, ring ouzels are of high conservation concern. BirdLife International (2011) classified the European population as "stable" meaning "no significant increase or decline, and most probable trends are less than 5 % per year." (fig. 3). However, in Saxony-Anhalt, where this study was conducted, the ring ouzel *T. torquatus* is listed on the Red List for Birds in category 1 and is thus recognized to occur very rarely and only in very few areas (Dornbusch et al. 2004).

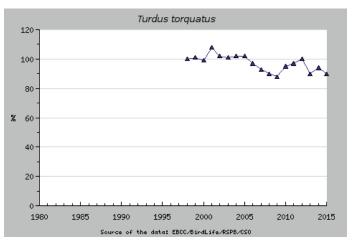


Figure 3<sup>4</sup>: Ring Ouzel population index (%) 1998-2015, Europe. Trend classification: Stable. Source of data and graph: EBCC/RSPB/BirdLife/Statistics Netherlands. Contributing countries: Austria (2008-2015), France (2002-2014), Italy (2000-2015), Norway (2006-2015), Slovakia (2005-2015), Spain (2002-2015), Sweden (1998-2015), Switzerland (1999-2015) (BirdLife International 2015).

#### 1.4 Ring Ouzels in Harz National Park

One of these few occurrences in Germany is Harz National Park. The National Park is located in Germany's northernmost low mountain range, the Harz. Its highest peak is the Brocken with 1, 141 m a.s.l. At present, the Brocken is the only breeding location of the ring ouzel in this area and the ring ouzel in turn is the only alpine breeding bird in Harz National Park. The closest occurrences are about 210 km and 220 km away in Fichtelgebirge and Ore Mountains (Hellmann 2012) but whether the latter population still exists was doubted (W. Heim, pers. comm.). About twice the distance are the breeding habitats in the Alps whereas Scandinavian populations are about 750 km away (Hellmann 2012). This geographical isolation and the specific status of this alpine bird already justify a focus on this species and its population's development. Knolle et al. (1973) noted that ring ouzels bred in lower ranges of Harz Mountains in the past, but no ring ouzel nesting sites other than the Brocken have been known in recent years. The development of the remaining population on the Brocken has been monitored by M. Hellmann since 1990. Most importantly, these observations showed that the population has been declining over the past two decades (fig. 4). Therefore, not all known territories were occupied every year and thus occupancy rates varied from territory to territory (Hellmann 2012).

<sup>3</sup> Due to print quality, this figure had to be exchanged. Thus, a more current figure is used here.

Aufgrund der Bildqualität musste die Abbildung für den Druck in diesem Band erneuert werden. Daher ist hier ein aktuellerer Stand abgebildet.

<sup>4</sup> Due to print quality, this figure had to be exchanged. Thus, a more current figure is used here. Trend estimates have not changed.

Aufgrund der Bildqualität musste die Abbildung für den Druck in diesem Band erneuert werden. Daher ist hier ein aktuellerer Stand gegeben. Die Trendeinschätzung hat sich jedoch nicht verändert.

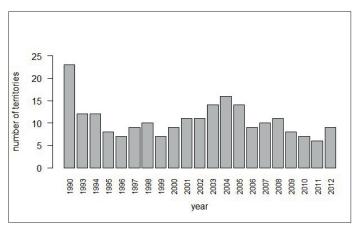


Figure 4: Number of ring ouzel territories on the Brocken from 1990 to 2012 (after Hellmann 2012).

#### 1.5 Rationale for this study

The above mentioned observations from the past decades raise the question:

What determines ring ouzel territory choice and occupancy

In order to approach an answer to this, this study aimed to clarify the factors determining territory choice of ring ouzels on the Brocken. Based on the current knowledge on habitat preferences and mode of life of these birds, the hypotheses that choice of breeding territories in this particular environment depended on

- disturbance due to tourism
- topography
- increased predation risk as a result of insufficient forest cover
- foraging possibilities within the territory
- vicinity to foraging sides outside the territory were tested.

In line with habitat parameters including vegetation and vicinity to humans, the changing climate and its consequences have been held responsible for the general decline in ring ouzel populations (Beale et al. 2006, von dem Bussche et al. 2008). Therefore this study additionally investigated the long-term influence of temperature and precipitation on population development as well as the microclimatic differences between territories. Comparative studies exist by von DEM Bussche et al. (2008) and CIACH & MROWIEC (2013). Both of these studies were based on the scale of countries and regions. The current study is the first to apply a modelling approach in this context on such a small geographical scale and population and thus tests, by passing, whether results from large-scale analyses apply to local scenarios.

#### Study Area

This study was conducted on the Brocken, Saxony-Anhalt, Germany (fig. 5).

With an altitude of 1, 141 m a.s.l., it is the highest mountain of Northern Germany and Harz mountain range. Due to its exposed location, the Brocken has a subalpine climate equivalent to that of alpine regions at about 2,200 m a.s.l. with 1,814 mm annual rainfall and a mean temperature of 2.9°C (DWD 2013). With an annual mean wind speed of 42 km/h, the Brocken is the location of the highest wind speed in Germany, but at the same time has 300 days a year of mist and fog (DWD 2013). The hilltop lies above the natural tree line and its vegetation is characterized by the plant communities Cirsio arvensis-Deschampsietum cespitosi, Calamagrostio villosae-Vaccinietum, Calamagrostio villosae-Piceetum and Epilobio augustifolii-Senecionetum hercynici (Karste et al. 2011).

The Brocken was restricted military area during the cold war, but was re-opened in December 1989. Renaturation of the hilltop started in 1991 and concluded in 1998. Nowadays, visitors are restricted to the walkways and 80 % of the hilltop area within the circular route were regarded as near-natural (NATIO-NALPARK HARZ 2011). The Brocken is the most popular tourist attraction in Harz with about two million visitors per year (HARZLIFE 2013).



Figure 55: Location of the study area (coloured spot) in Germany (figure by Harz National Park Administration 2019).

<sup>2.</sup> Methodology and Statistical Analysis

This figure was exchanged with a more suitable map. Diese Abbildung wurde durch eine geeignetere ersetzt.

Since 1990, a total of 29 ring ouzel territories were identified in the study area (fig. 6). However, due to the great structural changes that occurred on the Brocken directly after the opening of the border (Hellmann, pers. comm.) data collected in 1990 was excluded from analysis. Therefore, all following analysis was based on territory occupancy from 1993 to 2012, as there were no recordings for 1991 and 1992.

#### 2.2 Analysis of Habitat Hypotheses

Recording of habitat parameters took place from  $24^{th}$  June to  $11^{th}$  July 2013. In all 21 territories included in the analysis (fig. 6), two plots were chosen for habitat analysis. The first of these two plots was located in the approximate centre of each territory. The choice of location for the second plot was based on observations of ring ouzels in the respective territory and ideally placed close to known nesting sites. Caution was taken to place the second plot at least 25 metres away from the first one. Each plot used for recording of habitat parameters was a circle with r=10 m resulting in an area of 314.159 m $^2$  per plot and therefore a total area of 628.318 m $^2$  per territory.

Choice of habitat parameters was based on von DEM BUSSCHE et al. (2008) and Schirutschke & Kalko (2010), but sensibly adjusted to local conditions (table 1). All parameters were recorded by always the same person.

Altitude, slope angle and aspect were recorded using the respective devices, i. e. GARMIN GPSmap 62 series, inclination scale and compass. Profile curvature and vegetation parameters were estimated by eye if not stated otherwise. Vegetation density was measured using a vertical grid of 100 x 80 cm (Schirutschke & Kalko 2010, fig. 7). Readings were taken in 10 cm steps at heights from 0 to 80 cm. This procedure was repeated at the centre point of the respective plot as well as the northern, eastern, southern and western point of the plot.

Tree height (h) was calculated using the distance to the tree (d) and angles to the top  $(\alpha_1)$  and bottom  $(\alpha_2)$  of the tree and applying the formula  $h = d^*(\tan \alpha_1 - \tan \alpha_2)$  (fig. 8).

Distances to meadows, settlements, roads and railroads, hilltop and hilltop area were calculated using the ArcGIS tool "Generate Near Table (Analysis)".

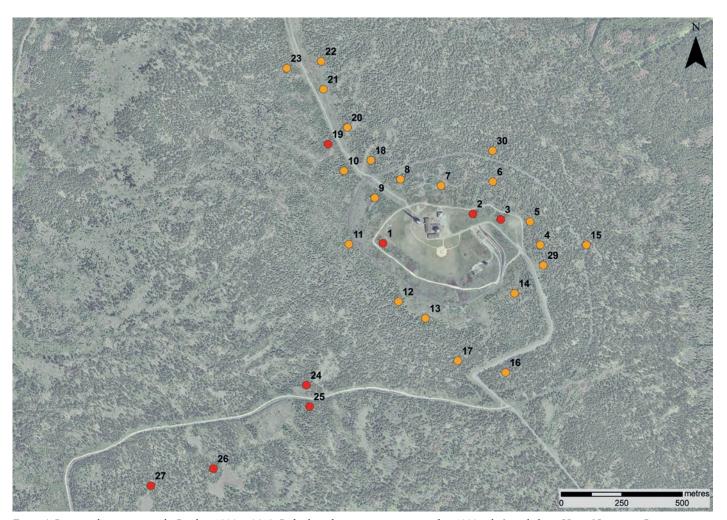


Figure 6: Ring ouzel territories on the Brocken 1990 to 2012. Red coloured territories were occupied in 1990 only (aerial photo: Harz National Park Administration 2011).

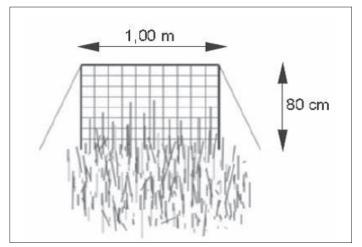


Figure 7: Grid used for vegetation density measurements (illustration by Schirutschke & Kalko 2010).

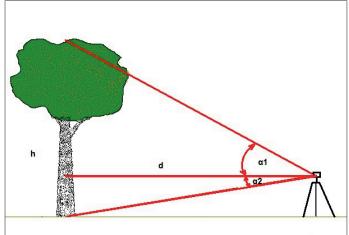


Figure 8: Calculation of tree height. (Graph modified from The Forestry FORUM (2013)).

Parameter	Abbreviation	Description
Topography		
altitude	alt	meters above sea level (m a.s.l.)
slope angle	angle	terrain inclination
aspect	aspect	N,E,S,W and intermediate
profile curvature	pro_curv	vertical shape of terrain: concave, convex, convex-concave, flat
Vegetation		
coverage of herbaceous and mossy ground vegetation	cov_herb	% of total area
grass	gras	% of total area
Harzer Greiskraut (Senecio hercynicus)	veg_hg	% of total area
blueberry (Vaccinium myrtillus)	veg_hd	% of total area
sphagnum moss	veg_sphagn	% of total area
vegetation density	veg_dens	% coverage on a vertical grid of 100 x 80 cm, at heights from 0 to 80 cm (Schirutschke & Kalko 2010), measured at centre point, N, E, S, W
bare ground	bare_ground	ground not covered by any vegetation
Trees		
% coverage	perc_cov	% of total area
height	tree_height	average height of trees
Territory character		
distance to meadows	dist_meadows	meadows = clearings, waysides, meadows
forest in territory	forest	no (0), yes (1)
territory centre in forest	terr_ctr_for	no (0), yes (1)
soil moisture	moist	dry (1), wet (0)
wetland in territory	wetland	no (0), yes (1)
Structure		
rocks	n_rocks	number of rocks
root bales	n_rtbales	number of root bales
tree stubs	n_stubs	number of stubs
Tourism		
distance to settlements	dist_settlements	settlements = hotel, museum, railway station, weather station, garden shed
distance to roads and railway tracks	dist_road_rail	main roads and tracks, railway tracks
distance to hilltop	dist_hilltop	hilltop = highest point
distance to hilltop area	dist_hilltop_area	hilltop area = area including everything above the circular path

Table 1: Habitat parameters adjusted to local conditions. Parameters shaded in light green were excluded later in the analysis (see below).

Whether or not there was forest or wetland in the territory and whether the soil was moist or not was assessed on site. Number of rocks, root bales and stubs were count data.

Parameters were grouped to test the aforementioned hypotheses (table 2). Of the original set of parameters as given in table 1, some were excluded (shaded in light green) to reduce the number of parameters (Good & Hardin 2003).

The percentage coverage of Senecio hercynicus and sphagnum moss were omitted because their importance as ground covering vegetation was indirectly included by the total coverage of herbaceous and mossy ground vegetation and has otherwise no known importance for ring ouzel habitat choice. Whether or not the centre of each territory was forested seemed less relevant than general presence of forest in the territory, particularly considering the uncertainty of exactly mapping these birds' territories. Soil moisture and whether or not wetland was part of the territory were also primarily excluded to reduce the number of variables. In addition, the low occurrence of ponds and other easily accessible sources of water suggested that the birds either satisfy their demand of water differently or do not depend on open water in their own territories given that their habitat area is comparatively small. Root bales and tree stubs have been suggested as possible singing perches (von dem Bussche et al. 2008), but own observations in the study area showed that local ring ouzels mainly used spruce treetops.

Subsequently, correlations within each group of variables were tested. No correlations were observed between parameters used for hypotheses two, three and five. In group four, a correlation > 0.7 between blueberry and grass was shown. Therefore, blueberry coverage was excluded from further analysis. Although berry coverage was recognized as an important food plant for ring ouzels (Burfield 2002, Sim et al. 2012), it's exclusion

Hypotheses: ring ouzel habitat choice in dependence of	Parameters
1) disturbance due to tourism	· dist_tourism
	· residuals_dist_tourism_alt
	· dist_road_rail
2) topography	· alt
	· angle
	· pro_curv
	· aspect
3) increased predation risk as a result of	· tree_height
insufficient forest cover	· perc_cov
	· forest
4) foraging possibilities within the territory	· cov_herb
(in terms of habitat structure)	· gras
	· veg_dens
	· bare_ground
	· n_rocks
5) vicinity to foraging sides outside the terri-	· dist_meadows
tory (in terms of habitat structure)	

Table 2: Hypotheses and respective parameters.

from further analysis can be justified by the fact that blueberries didn't fruit at this time of year and strict territory borders didn't seem to exist after fledging of the young. In addition, larger areas not covered by blueberries were most often observed to be covered by grass; hence the blueberry coverage parameter was not entirely lost. In addition, the distances in group one were correlated which can be explained by their close vicinity and partly even congruence (fig. 9). In order not to lose any of their information or disregard their likely importance (CIACH & Mrowiec 2013, Bingham 2012, Hellmann 2012), Principal Component Analysis (PCA) was applied to combine dist\_settlements, dist\_road\_rail, dist\_hilltop and dist\_hilltop\_area into one single parameter (dist\_tourism) to be used for further analysis. The same method was applied to the vegetation density measurements as these were taken at five points per plot, thus resulting in a total of ten measurements per territory. The single parameter resulting from PCA was called veg\_dens. Finally, linear regression analysis was used to identify the models that best explain ring ouzel habitat choice on the Brocken. In order to test every hypothesis individually, an all-subset approach was applied within each group of variables to test every possible combination of variables. Choice of the best models was based on AICc, adjusted R-squared, p- and F-values. AICc was chosen instead of AIC to adjust for small sample size (Symonds & Moussalli 2011).

In order to then further compare and rank the respective models,  $\Delta$  AICc values between the best model and the remaining models were calculated. This was then used to calculate Akaike weights (probability that a specific model is the best approximating model) to identify model selection uncertainty (Symonds & Moussalli 2011).

For model rejection, the guidelines of Richards (2005) were followed. Hence, models with  $\Delta$  AICc up to 2 were considered to be as good as the best model and models with  $\Delta$  AICc smaller than 6 were not discounted. In addition, the approach of choosing a confidence set of variables (Burnham & Anderson 2002) was taken into account.

#### 2.3 Comparison of Models across Hypotheses

The best models of all hypotheses were compared to each other in terms of model strength, but were not combined into a single final model. The high correlations between the parameters "alt" and "dist\_tourism" and "alt" and "perc\_cov" prohibited their utilisation in a single model (Appendix 1). Omitting any of these variables in order to build a single final model was not justified as they resulted in comparatively strong models when considered individually.

Correlations between single variables were estimated using Spearman rank correlation coefficient (DYTHAM 2003).

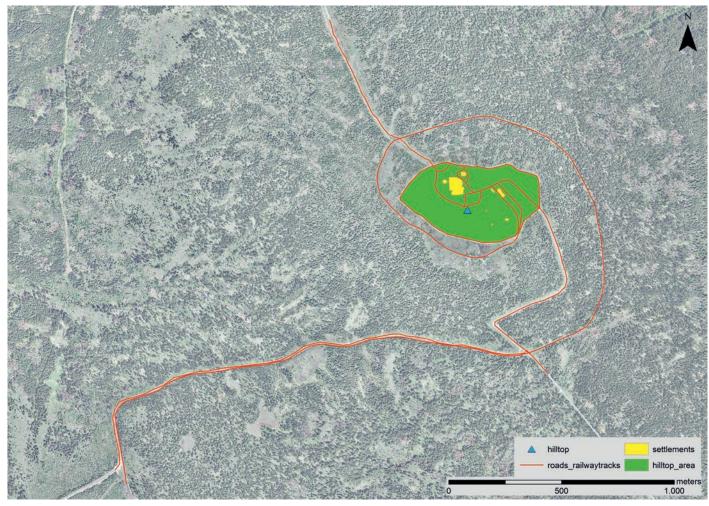


Figure 9: Variables on the Brocken to which distance was measured (aerial photo source: HARZ NATIONAL PARK ADMINISTRATION 2011).

#### 2.4 Analysis of Climatic Influences

The influence of climatic factors on ring ouzel territory choice was analysed at two levels. First, data collected by the German Meteorological Service (DWD) at the meteorological station on the Brocken was related to occupancy rates from 1993 to 2012. Second, OM-EL-USB-2 data loggers (OMEGA Engineering, INC., Stamford, Connecticut) were used to record temperature, humidity and dew point in all 21 territories included in the analysis. One logger each was placed in the centre of every single territory and set to collect data from mid-May to end-July to cover the time span ring ouzels were most likely to spend in their territories for nest building and rearing of the young. Readings were taken four times a day at 6 am, 12 pm, 6 pm and 12 am. Hence, recordings cover times ring ouzels have been observed to be most active (6 am, 6 pm) (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1988) as well as times without any expected activity (12 am) and intermediate activity levels (12 pm). This aimed at detecting fine-scale differences in climatic conditions within the study area. Significance of temperature changes from 1993 to 2012 was tested using Spearman's rank correlation coefficient (Dytham 2003).

Linear regression analysis was used to find the best approximating models for both DWD and logger data.

All statistical analysis was carried out using R (R Core Team (2012), Vienna, Austria). Distances were calculated by use of ArcGIS 10.1 (ESRI 2011, Redlands, CA).

#### 3. Results

#### 3.1 Analysis of Habitat Hypotheses

Throughout all analyses of hypotheses, there was most often one single best model. For hypotheses 3 and 4, a second model existed that could be considered as good as the best model ( $\Delta$  AICc < 2). In three out of five hypotheses existed several models that were not discounted immediately ( $\Delta$  AICc < 6). This selection of models was confirmed by application of a "credibility set" of models which included all models that had a cumulative Akaike weight < 0.95 (table 4).

## 3.1.1 Hypothesis 1: Disturbance due to Tourism

For hypothesis 1, the influence of tourism and the vicinity to humans, the best model was the one using the variable "dist\_tourism", which was the variable resulting from Principal Component Analysis including all relevant distance parameters. Its AICc value was by far the lowest compared to the remaining candidate models (Appendix 3). With an AICc weight of about 0.93, there was a probability of approximately 93 % that this was the best approximating model in respect to disturbance through tourism (table 4).

#### 3.1.2 Hypothesis 2: Topography

In case of the topography analysis, the model including only the variable "alt" showed the best results (table 3, Appendix 3). This model showed a probability of about 52 % to be the best approximating model and  $\Delta$  AICc to the next best model ("alt+pro\_curv") was about 2.5, which was therefore not considered for model averaging (table 4, Appendix 4).

# 3.1.3 Hypothesis 3: Increased Predation Risk as a Result of Insufficient Forest Cover

The predation / cover hypothesis was best approximated by the model consisting of "tree\_height" and "perc\_cov" (table 3, Appendix 3). The second best model had a  $\Delta$  AICc value of less than 2, but concerned the single variable "perc\_cov", which was already nested in the former model and hence model averaging was not applied (Appendix 4). "tree\_height+perc\_cov" was, with a probability of about 58 %, strongly supported to be the best approximating model (table 4).

# 3.1.4 Hypothesis 4: Foraging Possibilities within the Territory

Hypothesis 4, the foraging possibilities within the territory as a major driving force for habitat choice, revealed two models considered to be equally good ( $\Delta$  AICc < 2). These were models consisting of one independent variable each, namely "n\_rocks" and "cov\_herb", both with comparatively low AICc weights (table 4, Appendix 4). According to model averaging, "n\_rocks" had a much larger effect than "perc\_cov", which was also supported by its higher AICc weight (Appendix 2).

# 3.1.5 Hypothesis 5: Vicinity to Foraging Sides outside the Territory

The 5<sup>th</sup> hypothesis concerning the foraging possibilities outside, but in vicinity to the territory was only tested using one independent variable. The resulting model was not significant (tables 3 and 4).

#### 3.2 Comparison Across all Hypotheses

When comparing the best models across all hypotheses, topography, i.e. altitude, was a driving factor determining a territory's occupancy rate ( $r^2 = 0.632$ ). On the other hand, cover from potential predators seemed of great relevance ( $r^2 = 0.405$ ), followed by the distance to tourism ( $r^2 = 0.308$ ), foraging possibilities within the territory ("n\_rocks" ( $r^2 = 0.199$ ), "cov\_herb" ( $r^2 = 0.157$ )) and the foraging possibilities outside the territory itself ( $r^2 = -0.035$ ) (table 3).

Hypothesis	Model	AICc	p-value	F-stats	Adj. r²	Intercept
1) tourism	dist_tourism	3.455	0.005	9.882 on 1 and 19 DF	0.308	0.776
2) topography	alt	-9.793	0.000	35.28 on 1 and 19 DF	0.632	-9.141
3) predation / cover	tree_height+perc_cov	2.232	0.004	7.799 on 2 and 18 DF	0.405	0.362
4) foraging within	n_rocks cov_herb	6.508 7.589	0.024 0.043	5.975 on 1 and 19 DF 4.721 on 1 and 19 DF	0.199 0.157	0.379 1.142
5) foraging outside	dist_meadows	11.894	0.576	0.324 on 1 and 19 DF	-0.035	0.511

Table 3: Extract of the results of the all-subset approach showing only the best approximating models (lowest AICc values). Abbreviations are as specified in Table 1. Values are shown with three decimal places. Significant p-values (p < 0.05) are bold. A table showing all possible models is given in Appendix 3.

Hypothesis	Model	K	AICc	Δ_AICc	AICcWt	LL	Cum.Wt
1) tourism	dist_tourism	3	3.455	0.000	0.929	1.978	0.929
2) topography	alt	3	-9.793	0.000	0.517	8.602	0.517
3) predation / cover	tree_height+perc_cov	4	2.232	0.000	0.582	4.134	0.582
4) foraging within	n_rocks	3	6.508	0.000	0.262	0.452	0.262
	cov_herb	3	7.589	1.081	0.153	-0.089	0.415
5) foraging outside	dist_meadows		11.894				

Table 4: Extract of the model selection results of the analysis of all 21 territories included in the analysis. Shown are the best approximating models. K = number of parameters in the model, AICcWt = Akaike weight, LL = log-likelihood, Cum.Wt = cumulative Akaike weight. Values are shown with three decimal places. A table showing results of all models is given in Appendix 4.

Hypothesis	Variable	Estimate	SE	lower 95% Cl	upper 95% Cl
1) tourism	dist_tourism	2.303	0.733	0.770	3.837
2) topography	alt	0.009	0.002	0.006	0.012
3) predation / cover	tree_height perc_cov	-0.102 0.205	0.047 0.053	-0.201 0.093	-0.003 0.316
4) foraging within	cov_herb n_rocks	-0.003 0.011	0.004 0.007	-0.018 0.003	0.000 0.033
5) foraging outside	dist_mea- dows	-0.001	0.001	-0.004	0.002

Table 5: Estimates, standard errors (SE) and 95 % confidence intervals (CI) of the variables included in the best model for each hypothesis. Model averaged values are shown for n\_rocks and cov\_herb. Values are shown with three decimal places.

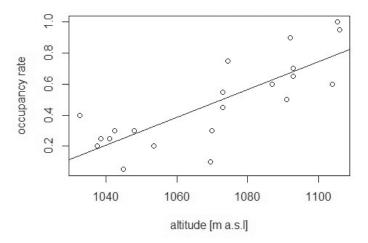


Figure 10: Correlation of altitude and occupancy rates. Data are shown as mean values. n=21.

# 1075 1080 1085 1090 mean attitude [m as.l.]

Figure 11: Number of territories and respective mean altitude from 1993 to 2012. Data are shown as absolute values (number of territories) and mean values (mean altitude).

year

#### 3.3 Relationships of Single Factors

The variables "dist\_tourism", "alt", "perc\_cov" and "n\_rocks" all showed positive relationships with occupancy rates (table 5), meaning the higher the values of these variables, the greater were occupancy rates. In contrast, "tree\_height", "cov\_herb" and "dist\_meadows" showed negative correlations to occupancy rates. Therefore, territories with smaller trees, less coverage of grass and herbaceous ground vegetation and smaller distances to meadows were preferred by ring ouzels.

Further investigation of the apparent importance of altitude showed a highly significant positive correlation with occupancy rate (r = 0.823837; p < 0.001; fig. 10).

Plotting the number of occupied territories and respective mean altitude from 1993 to 2012 showed that mean altitude was lower when many territories were taken and vice versa (fig. 11). A significantly negative relationship existed between the number of territories and mean altitude (r = -0.5595342; p < 0.05; fig. 12). All other variables shown in table 5 did not give such clear results, but significant correlations can be found in Appendix 5 in the interest of completeness. The variables "tree\_height" and "dist\_meadows" were not significantly correlated to occupancy rates.

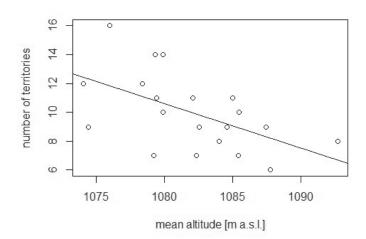


Figure 12: Relationship of number of territories and mean altitude. Data are mean values. n = 21.

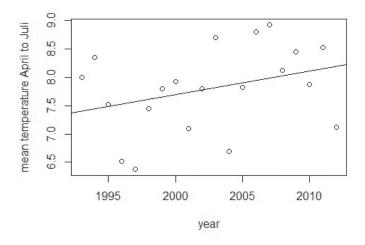


Figure 13: Mean temperature of the months April to July from 1993 to 2012. Data are mean values, n = 20.

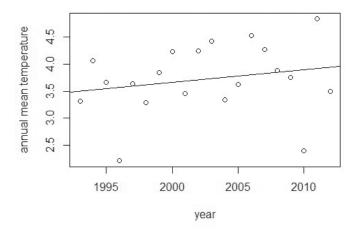


Figure 14: Annual mean temperature from 1993 to 2012. Data are mean values. n = 20.

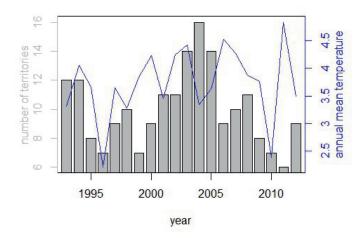


Figure 15: Annual mean temperature and number of territories from 1993 to 2012. Data are mean values. n = 20.

#### 3.4 Analysis of Climatic Influences

In general, temperature on the Brocken has risen since 1993. This was true both for the time span of April to July (fig. 13) which was most relevant for this study, but also for annual mean temperatures (fig. 14). Neither of these developments was significant, but a trend was noticeable in both cases.

Further investigation of the influence of temperature on territory occupancy did not result in any apparent pattern. Temperature fluctuations were a maximum of approximately 2.5 °C which did not seem to influence the number of occupied territories (fig. 15). This accounted for both annual mean temperatures and mean temperatures from April to July. The same was true for precipitation (mm), sunshine hours (h), wind force (m / s) and cloud cover (okta).

Linear regression analysis did not provide results supporting the hypotheses that overall climatic conditions or microhabitat climate had a major effect on number of territories occupied per year or mean altitude of chosen territories (Appendix 6).

#### 4. Discussion

#### 4.1 Analysis of Habitat Hypotheses

The great importance of habitat structure for the choice of territories and breeding sites in the animal kingdom is beyond Controversy (Ciach & Mrowiec 2013, Cody 1981, von dem Bussche et al. 2008). From previous studies, it was known that ring ouzels inhabited a range of environments. In the Carpathians, they were found in lowlying alluvial forests, beech and mixed forests, upper subalpine spruce forests, Mountain Pine patches and high mountain meadows with clusters of Mountain Pine (CIACH & MROWIEC 2013). Swiss ring ouzels' ideal habitat was found to be in subalpine forests consisting of spruce, stone-pine and larch (von DEM Bussche et al. 2008). Ring ouzels in the Alps occurred on montane and high montane meadows with adjacent spruce forests and patches of great maple (Schirutschke & Kalko 2010). In Britain on the other hand, ring ouzels were predominantly found in heather and grassheather mosaics (SIM et al. 2007).

In this study, I found that several factors were driving ring ouzel territory choice on the Brocken, an area of natural spruce forest including the timber line. These factors were, in order of significance:

- topography, with particularly altitude playing an important role
- trees, especially in terms of height and percentage coverage
- distance to humans and associated infrastructure
- + ground surface characteristics, mainly the number of rocks
- · percentage coverage of grass and herbs.

In order of the previously named hypotheses, each of the above was discussed in the following.

#### 4.1.1 Hypothesis 1: Disturbance due to Tourism

Ring ouzels were recognised as being timid and wary birds (Malmhagen 2013) that were not seeking closeness to people. The potentially negative effect of people manifests not only in the disturbance through the mere presence of people and high tourist pressure, but also in the associated development of buildings and infrastructure in mountain areas (CIACH & Mrowiec 2013, Hellmann 2012). Ring ouzels were known to avoid build-up areas, but also compact tree plantations and fertile meadows (Buchanan et al. 2003, von dem Bussche et al. 2008) which come along with the development of mountain areas. In our study area, Hellmann (2012) hypothesised that the demolition of buildings on the Brocken's plateau from 1991 to 1998 had an impact on the ring ouzel population. It is likely that the birds were disturbed by the activities and employment of machinery during the demolition and renaturation of the previously sealed surfaces. This disturbance could thus be an explanation why the ring ouzel population declined rapidly after 1990 and has not reached its original density ever since. The scenarios of Ciach & Mrowiec (2013) and von Dem Bussche et al. (2008) were only limitedly comparable to the Brocken when it comes to scale and tourist pressure. Visitor numbers of about two million per year (HARZLIFE 2013) in our study area speak for themselves. It is possible, that the local birds got - to some degree - habituated to the visitors and have a lower flight initiation distance than ring ouzels passing through on migration. However, Hellmann (2012) opposed this suggestion and reported only single birds as being more resilient. Our results initially showed a positive relationship between occupancy rate and the distance to tourism. This implied that occupancy rates where highest in territories with greater contact to humans. Such a conclusion did not make biological sense and the nature of this relationship certainly was a side effect of the very strong correlation with altitude. In this particular environment, high altitude and high tourist pressure, i.e. low distance to tourism coincided. Results concerning this particular aspect therefore have to be treated with great caution.

Observations showed that ring ouzels were foraging along the pathways in the early morning before the rush of visitors began or on bad weather days when fewer people visited the summit and a greater number of earthworms emerged. In regard to the general decline of the ring ouzel population on the Brocken since its reopening in 1990, along with observations from other regions (BINGHAM 2012, CIACH & MROWIEC 2013), all evidence points in the direction that these birds avoid close proximity to humans. Our results however suggested that other factors such as altitude and vegetation structure were potentially more important drivers for habitat choice. Nonetheless it has to be considered that amongst the after 1990 immediately abandoned territories were those at the very top of the Brocken - in nearly ideal habitat. Nowadays, these territories are located in

narrow strips of fenced off vegetation surrounded by primary walkways. Therefore, the influence of visitors on this susceptible species should not be underestimated. This was also supported by the findings of Bingham (2012) who reported that ring ouzel breeding success more than doubled at the Derbyshire gritstone edges during the foot-and-mouth disease access restrictions. Bingham also documented that only remote or well hidden nests fledged successfully whereas those at closer range to visitors failed to fledge.

### 4.1.2 Hypothesis 2: Topography

Results of this study indicating the important role of altitude were in line with findings from CIACH & MROWIEC (2013), VON DEM BUSSCHE et al. (2008) and SIM et al. (2007). Whereas the altitudinal range of Swiss populations was from 1,000 to 2,600 m a.s.l. (the lower subalpine zone to high rocky areas), the Carpathian ring ouzels were found between 500 and 1,700 m a.s.l. and ring ouzels in the Oberallgäu (Germany, Bavaria, Swabia) bred between 1,000 up to at least 2,100 m a.s.l. with the highest population density between 1,300 and 1,600 m a.s.l. (Schirutschke 2005). This emphasizes the extremely narrow altitudinal range that ring ouzels in our study area are occupying at present. The lowest territory occupied in the specified time frame from 1993 to 2012 was at about 1,033 m a.s.l, the highest at 1,106 m a.s.l. If territories from 1990 were included, altitudes ranged from about 995 to 1,121 m a.s.l. Thus, the scale of these studies testing the importance of altitude varied greatly in altitudinal range and areal extension but came to the same conclusion that altitude was a major factor for ring ouzel territory choice. Therefore, the great importance of altitude to ring ouzels in such environments can be regarded as certain.

In the past, ring ouzels bred in lower regions of Harz Mountains as well (Knolle et al. 1973). However, with the global decline of this bird species and the resulting lower population density, it was expected that the remaining birds preferably occupy territories of higher quality. The hypothesis that altitude was of primary importance to these birds thus explains why the only population left in Harz Mountains is found on the Brocken, the highest mountain in northern Germany.

## 4.1.3 Hypothesis 3: Increased Predation Risk as a Result of **Insufficient Forest Cover**

The fact that ring ouzels were found at such different altitudinal ranges depending on the country and research area might have been due to local differences in the altitudinal extent of vegetation and climatic zones (Hess 1965 in Ciach & Mrowiec 2013). Just like the Swiss birds (von dem Bussche et al. 2008), ring ouzels in Harz National Park seemed to favour areas near the upper limits of the forest. Their current habitat in the study area coincided with the natural timber line on the Brocken.

Results of this study indicated that territories with smaller trees providing high coverage were preferred. The negative correlation of occupancy rate with tree size could be a result of the increasing altitude – the higher on the mountain, the smaller the trees. However, the greater coverage by small trees limits the exposure to predators, especially Eurasian jay which has been observed preying on nestlings (PERTL 2013). Eurasian jay, spotted nutcracker and squirrels have also been reported as being amongst the main causes for losses of ring ouzel broods in the Alps (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1988). This does not contradict von DEM BUSSCHE et al.s (2008) findings that ring ouzels needed coniferous stands with an open canopy. None of our sites had a closed canopy. Hence speaking of greater coverage refers to the presence of several trees with a dense crown, but gaps in the canopy were present in all cases. It is expected that ring ouzels avoid building and approaching nests in very open areas in order to deter avian predators, i. e. corvids which are known to prey on songbirds (Weidinger 2009).

# 4.1.4 Hypothesis 4: Foraging Possibilities within the Territory and

# 4.1.5 Hypothesis 5: Vicinity to Foraging Sides outside the Territory

In this study, the vicinity of feeding grounds was not amongst the most dominant factors driving territory choice. However, our results showed that there was a preference for habitats with lower coverage of the herbs and grass layer. Such conditions facilitate feeding on insects and earthworms which are the main food source at the beginning of the breeding season (Cramp 1988, Sim et al. 2012).

However, it has to be kept in mind that our total study area - and the breeding habitat of the ring ouzel in this area - was much smaller than most of the study areas in comparable surveys (Ciach & Mrowiec 2013, Sim et al. 2012, von dem Bussche et al. 2008). Glutz von Blotzheim (1988) and KNOLLE et al. (1973) stated that ring ouzels in Harz foraged up to 500 to 700 m away from their nests in bad weather conditions or snow and still used a radius of 300 to 400 m in other regions. Similar observations have also been documented more recently (Hellmann 2012). Assuming the open area around the Brocken summit was the primary feeding area of ring ouzels in the study area, its distance to each territory would be crucial for the latter's appeal as breeding territory. The furthermost territory from the highest point on the Brocken lied at a distance of about 1 km. It was thus unlikely that foraging possibility within the territory or in direct vicinity was important – all feeding grounds were within range. In addition, DURMAN (1978) documented that neighbouring birds often foraged close together in feeding areas at some distance from their nesting territories. They showed no aggression which supports the conclusion that feeding areas within the own territory were not a primary

criterion. In general, the importance of the availability of feeding grounds at a reasonable distance is beyond debate, but in this particular habitat such areas seemed to be close enough not to play a major role in ring ouzel territory choice.

Although the open areas on the hilltop and grassy sides of the walkways have been suspected to be of major importance as feeding grounds (Hellmann 2012) it seemed likely that ring ouzels also foraged within the forested areas and small open patches further downhill. For one reason, blueberry stands were not found on the very top of the hill which rendered this area less attractive later in the season. But even earlier in the year was the high touristic pressure on the hilltop likely to keep the birds from foraging there during the day (Hellmann 2012). In contrast, the restriction of visitors to the walkways and the tendency of many people to visit the Brocken by train and stay on the hilltop without further exploring the area gave ring ouzels the possibility to retreat down slope at that time of day. It was however assumed that foraging in the forested areas required more time than on the short grassland on the plateau which in turn may negatively impact breeding success (Hellmann et al. 1997).

In addition, the increasingly prevalent tussock grass *Deschampsia cespitosa* nearly covered the ground on the open areas on the plateau in recent years. In combination with heights of about 30 to 70 cm, this development aggravated the accessibility of invertebrates to foraging ring ouzels (Hellmann 2012). Development of the vegetation on the Brocken was, due to the prevalent climatic conditions, delayed compared to lower ranges. This benefited the ring ouzels at the beginning of the season because of facilitated foraging conditions due to less dense and high vegetation. Problematic was this delayed development because the increased vegetation growth coincided with the increased feed demands of the fledglings. This most likely negatively impacts breeding success (Hellmann 2012).

#### 4.2 Analysis of Climatic Influences

Our results showed that mean altitude of occupied territories increased from 1990 to 2012 and so did mean temperatures (fig. A5.5, fig. 15). It is thus possible that, with increasing temperatures, ring ouzels moved further uphill. This hypothesis was supported by von DEM BUSSCHE et al. (2008) who predicted an upward shift of about 440 m up to 2,200 m a.s.l. in the median occupied altitude for the Swiss ring ouzel population and a decline in suitable ring ouzel habitat in the coming years due to climatic and thus vegetational changes. Such developments were not only observed in ring ouzels, but climate change is in general expected to cause uphill and poleward range shifts of species and hereby causing a loss of habitat area range size (Huntley et al. 2007, Parmesan 2006, Thomas 2010, Lehikoinen et al. 2014). Particularly alpine habitats and species were anticipated to change comparatively fast (Gonzalez et al. 2010 in

Lehikoinen et al. 2014, Huntley et al. 2007). However, in our study this concerned only a few metres difference in height. Therefore this suggestion might seem far-fetched to the critical reader. The increase in mean altitude of occupied territories may also result from the birds' general preference of higher grounds. Whether this preference was also caused by minimal temperature differences remains unsolved. It is widely accepted, that birds living in mountain environments and the European boreal and arctic zones are at highest risk regarding the predicted climate change (Beniston et al. 1997, Lemoine et al. 2007). The presence of their required vegetation zones is inevitably determined by climatic conditions. Under the current scenario of global warming, it is expected that the upper limits of vegetation zones will be elevated and thus lead to the disappearance of species associated with such conditions (Beniston et al. 1997, Thomas et al. 2004, Huntley et al. 2006). Since the ring ouzel is associated with boreal and mountain plant communities (CIACH & MROWIEC 2013), climate change is a potential cause of its global decline (Beale et al. 2006) by initiating habitat changes which are of great relevance to these birds associated with highly specific zonal conditions (von dem Bussche et al. 2008). In this context, Hellmann (2012) assumed that the ring ouzel population on the Brocken might face a further aggravation of their food resources if the general rise of temperature entailing an earlier vegetation development in the study area continued. However, not only long-term vegetational changes were argued to cause population declines in montane birds. Lehikoinen et al. (2013) presented a multi-national bird indicator for the Fennoscandian mountain range in northern Europe based on common species of montane tundra and subalpine birch forest. Their results showed that numbers of nine out of 14 species declined significantly during a ten year period. This development was in parallel to higher summer temperatures and precipitation during their study period in comparison to the previous 40 years. It was suggested, that increased rainfall may aggravate breeding success (Newton 1998) because the nesting sites of montane species are often open and therefore exposed to rain (CRAMP et al. 1977-1994). This opposes our finding that ring ouzels on the Brocken preferred territories with dense trees for nest building but at the same time backs up this aspect of the here presented results. The models of von dem Bussche et al. (2008) also indicated a higher likelihood of ring ouzel occurrence in habitats of low July temperature and low precipitation rate. Regardless of the changing climate scenario, climatic factors like late cold spells were recognized as playing an important role across species particularly in juvenile survival (CAWTHORNE & Marchant 1980, Robinson et al. 2007). With respect to the ring ouzel's capability to cope with temperature ranges and fluctuations, GLUTZ VON BLOTZHEIM (1988) documented that cold spells that caused the eggs to freeze and the eggshells to crack were amongst the most common causes of lost broods.

This may also be true for early broods on the Brocken where late snow and cold spells regularly occur during the first broods. On the other hand, it was known that such weather conditions often did not have tremendous effects during the second half of the incubation period or during rearing of the young (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1988). Therefore, the impact of cold spells on breeding success cannot be generalized, but depends on the development stage and condition of the young as well as synergies with other potentially threatening factors.

#### Conclusion 5.

To sum up, our results showed that the choice of breeding territories depended on the interaction of several factors including topographical, vegetational, anthropogenic and climatic parameters. The importance of altitude is likely to be strongly connected with associated vegetational zones and is thus probably attributable to the ease of food acquisition and predator avoidance. The impact of tourism and related infrastructure should not be disregarded and is likely to gain greater importance in the coming years if climatic changes further aggravate the conditions on the Brocken. Continued monitoring of this species in the future is therefore strongly recommended, also because the ring ouzel has been recognized as an umbrella species of alpine environments (CIACH & MROWIEC 2013).

#### Acknowledgements

First and foremost, I would like to thank Prof. Dr. Niko Balkenhol who showed great interest in this topic for his constructive suggestions during data analysis and his willingness to supervise this project. Assistance provided by Prof. Dr. Ulrich Brose was greatly appreciated. His being the second supervisor made it possible to conduct this study.

I would like to emphasize my gratitude to Thorsten Späth for offering this topic and helping me throughout the project. I am also very grateful to Michael Hellmann on whose long-term observations this thesis was based and who agreed for his data to be used here.

Special thanks go to the members of the Ring Ouzel Study Group for sharing their knowledge and the valuable hints they provided without hesitation.

The friendly and welcoming atmosphere among staff of the Harz National Park administration was greatly appreciated.

#### 6. References

- Appleyard, I. (1994): Ring Ouzels of the Yorkshire Dales. Leeds.
- Bannermann, D. A. (1954): The birds of the British Isles. Vol. III. Edinburgh.
- Beale, C. M., Burfield, I. J., Sim, I. M. W., Rebecca, G. W., Pearce-Higgins, J. W. & Grant, M. C. (2006): Climate change may account for the decline in British ring ouzels *Turdus torquatus*. Journal of Animal Ecology 75: 826-835.
- Beniston, M., Diaz, H. F. & Bradley, R. S. (1997): Climatic change at high elevation sites: an overview. Climatic Change 36: 233-251.
- BINGHAM, D. (2012): A study of human activities taking place on and around the Derbyshire gritstone edges and their impact on the local population of breeding ring ouzels. RSPB.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. BirdLife International, Cambridge.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2011): The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 4.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): The BirdLife checklist of the birds of the world. Version 8. Checklist 8 downloaded from the BirdLife website.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL AND NATURESERVE (2013): Bird Species Distribution Maps of the World. 2012. *Turdus torquatus*. In: IUCN (2013). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2
- BIRDLIFE INTERNATIONAL AND HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD (2018): *Turdus torquatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002): Model selection and multimodel inference (2<sup>nd</sup> edition). New York.
- Buchanan, G. M. Pearce-Higgins, J. W., Wotton, S. R., Grant, M. C. & Whitefield, D. P. (2003): Correlates of the change in Ring Ouzel *Turdus torquatus* abundance in Scotland from 1988-91 to 1999: The change was correlated with environmental, habitat and management variables. Bird Study 50: 97-105.

- Burfield, I. J. (2002): The breeding ecology and conservation of the ring ouzel *Turdus torquatus* in Britain. Cambridge.
- Burfield, I. J. & Brooke, M. de L. (2005): The decline of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in Britain: evidence from bird observatory data. Ring. Migr. 22: 199-204.
- CAWTHORNE, R. A. & MARCHANT, J. H. (1980): The effects of the 1978/79 winter on British bird populations. Bird Study 27 (3): 163-172.
- CIACH, M. & MROWIEC, W. (2013): Habitat selection of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in the Western Carpathians: the role of the landscape mosaic. Bird Study 60: 22-34.
- Cramp, S., ed. (1988): The birds of the western Palearctic. Vol. V. Tyrant flycatchers to thrushes. Oxford.
- CRAMP, S., SIMMONS, K. E. L. & PERRINS, C. M. (1977–1994): Handbook of the birds of the Europe, the Middle East and North America: birds of the Western Palearctic. Vol. 1-9. Oxford.
- Cody, M. L. (1981): Habitat Selection in Birds: The Roles of Vegetation Structure, Competitors, and Productivity. BioScience 31 (2): 107-113.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2013): Vor Ort:
  Bergwetterwarte Brocken. http://www.dwd.de/bvbw/
  generator/DWDWWW/Content/Presse/Broschueren/
  KRS\_\_ Brocken\_PDF,templateId=raw,property=pub
  licationFile.pdf/KRS\_Brocken\_PDF.pdf, accessed 21st
  January 2014.
- Dornbusch, G, Gedeon, K., Gnielke, R. & Nicolai, B. (2004): Rote Liste der Vögel (Aves) des Landes Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- DURMAN, R. F. (1978): Ring Ouzels in the Pentlands. Edinburgh Ringing Group Report 5: 24-27.
- Dytham, C. (2003): Choosing and Using Statistics. A Biologist's Guide. Oxford.
- Fransson, T., Kolehmainen, T., Kroon, C., Jansson, L. & Wenninger, T. (2010): EURING list of longevity records for European birds (http://www.euring.org/data\_and\_codes/longevity.htm).
- FLEGG, J. J. M. & GLUE, D. E. (1975): The nesting of the Ring Ouzel. Bird Study 22: 1-8.

- GIBBONS, D. W., REID, J. B. & CHAPMAN, R. A. (1993): The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland: 1988-1991. London.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Vol 11.II. Wiesbaden.
- Good, P. I. & Hardin, J. W. (2003): Common errors in statistics (and how to avoid them). Hoboken.
- Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J. (1997): The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. London.
- HARZLIFE (2013): Der Brocken. www.harzlife.de/top/brocken. html, accessed 06/11/2013.
- Hellmann, M., Günther, E., Nicolai, B. (1997): Zum Vorkommen der Ringdrossel (Turdus torquatus) im Hochharz. Ornithologische Jahresberichte Museum Heineanum 10: 107-116.
- HELLMANN, M. (2012): Bestandsentwicklung der Ringdrossel Turdus torquatus auf dem Brocken im Harz (Sachsen-Anhalt) von 1993 bis 2012. Ornithologische Jahresberichte Museum Heineanum 30: 91-105.
- Huntley, B., Collingham, Y.C., Grenn, R.E., Hilton, G.M., RAHBEK, C. & WILLIS, S. G. (2006): Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. Ibis 148: 8-28.
- Huntely, B., Green, R. E., Collingham, Y. C. & Willis, S. G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham Univ., The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- IUCN (2013): IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.
- JANIGA, M. & POXTON, I.R. (1997): Ring Ouzel Turdus torquatus. In Hagemeijer, W.J.M. & Blair, M. J. (eds): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. London: 542-543.
- KNOLLE, F., KUNZE, P. & ZANG, H. (1973): Die Alpenringdrossel (Turdus torquatus alpestris) Brutvogel im Harz. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 5: 65-76.
- Lehikoinen, A. G., Husby, M., Käläs, J. A. & Lindström, A. (2013): Common montane birds are declining in northern Europe. Journal of Avian Biology 44: 001-012.

- Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M. & Böhning-GAESE, K. (2007): Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. Conservation Biology 21: 495-503.
- Malmhagen, B. (2013): Ring Ouzel Photo Guide. Birdwatch 249: 37-42.
- Nationalparkverwaltung Harz (2011): Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011-2020. Wernigerode.
- Newton, I. (1998): Population limitation in birds. Academic Press.
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 37: 637-669.
- PERTL, C. (2013): Ökologische Untersuchungen zur Ringdrosselpopulation am Brocken 2013. unpublished report on behalf of National Park Harz administration.
- RICHARDS, S. A. (2005): Testing ecological theory using the information-theoretic approach: Examples and cautionary results. Ecology 86: 2805-2814.
- RSPB (1998): Species Action Plan 1186: Ring Ouzel Turdus torquatus. Unpublished report by the Royal Society for the Protection of Birds.
- RING OUZEL STUDY GROUP (2013): About Ring Ouzels. http://www.ringouzel.info/aboutringouzels\_interestingfacts.html, accessed 13/12/2013.
- Robinson, R. A., Baillie, S. R. & Crick, H. Q. P. (2007): Weather-dependent survival: implications of climate change for passerine population processes. Ibis 149: 357-364.
- Schirutschke, M. (2005): Untersuchungen zur Brutökologie der Alpen-Ringdrossel (Turdus torquatus alpestris) im Oberallgäu. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Arbeitskreis Kempten 40 (1/2): 17-30.
- SCHIRUTSCHKE, M. & KALKO, E.K.V. (2010): Charakterisierung von Nahrungshabitaten der Ringdrossel Turdus torquatus alpestris auf zwei verschiedenen Höhenstufen im Oberallgäu. Ornithologischer Anzeiger 49: 165-173.

- Schulze, M., Lämmel, D. & Pschorn, A. (2008): Brutvorkommen wertgebender Vogelarten im EU SPA Vogelschutzgebiet Hochharz im Jahr 2007. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 4: 53-64.
- Sim, I. M. W., Burfield, I. J., Grant, M. C., Pearce-Hig-GINS, J. W. & DE L. BROOKE, M. (2007): The role of habitat composition in determining breeding site occupancy in a declining Ring Ouzel Turdus torquatus population. Ibis 149: 374-385.
- Sim, I., Rollie, C., Arthur, D., Benn, S., Booker, H., Fairbrother, V., Green, M., Hutchinson, K., Ludwig, S., Nicoll, M., Poxton, I., Rebecca, G., SMITH, L., STANBURY, A., WILSON, P. (2010): The decline of the Ring Ouzel in Britain. British Birds 103: 229-239.
- Sim, I. M. W., Ludwig, S., Grant, M., Loughrey, J., REBECCA, G., REDPATH, S. (2012): Seasonal variation in foraging conditions for Ring Ouzels Turdus torquatus in upland habitats and their effects on juvenile habitat selection. Ibis 155: 42-54.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. The Red List of breeding birds of Germany. Berichte zum Vogelschutz 44: 23-81.
- Symonds, M. R. E. & Moussalli A. (2011): A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion., Behavioral Ecology and Sociobiology 65: 13-21.
- The Forestry Forum (2013): Calculation of tree height, http://www.forestryforum.com/members/ donp/3treehgtclcs.htm, accessed 25/10/2013.

- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., De Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Townsend Peterson, A., Phillips, O. L. & Williams, S. E. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427: 145-148.
- Тномаs, C. D. (2010): Climate, climate change and range boundaries. Diversity and Distributions 16: 488-495.
- von dem Bussche, J., Spaar, R., Schmid, H., Schröder, B. (2008): Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel and Blackbird in Switzerland. Journal of Ornithology 149: 529-544.
- Weidinger, K. (2009): Nest predators of woodland opennesting songbirds in central Europe. Ibis 151: 352-360.

Address of the author/Anschrift der Autorin: Caren Pertl caren.pertl@gmail.com

#### Appendices

Appendix 1: Correlation coefficients between variables considered for a final model.

	dist_tourism	alt	tree_height	perc_cov	cov_herb	n_rocks	dist_meadows
dist_tourism	1.000	0.804	0.184	0.534	-0.584	0.452	0.158
alt	0.804	1.000	-0.094	0.723	-0.632	0.459	-0.041
tree_height	0.184	-0.094	1.000	0.342	0.205	-0.290	0.361
perc_cov	0.534	0.723	0.342	1.000	-0.469	0.091	-0.002
cov_herb	-0.584	-0.632	0.205	-0.469	1.000	-0.609	0.087
n_rocks	0.452	0.459	-0.290	0.091	-0.609	1.000	0.136
dist_meadows	0.158	-0.041	0.361	-0.002	0.087	0.136	1.000

 $Table\ A1:\ Correlation\ coefficients\ between\ variables\ considered\ for\ a\ final\ model.\ Correlations > 0.7\ are\ shaded\ in\ light\ green.\ Values$ are shown with three decimal places.

#### **Appendix 2:** Extract of hypothesis 4 model averaging output.

**	7.1		0 0 1		
	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
(Intercept)	0.660	0.417	0.424	1.556	0.120
n_rocks	0.018	0.007	0.008	2.289	0.0221 *
cov_herb	-0.009	0.004	0.005	2.035	0.0419 *
Signif. codes: 0'**	*' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.0	05".0.1''1			
Full model-averag	ed coefficients (with	shrinkage):			
(Intercept)	n_rocks	cov_herb			
0.660	0.011	-0.003			
Relative variable is	mportance:				
n_rocks	cov_herb				
0.63	0.37				

Table A2: Extract of the hypothesis 4 model averaging output showing the importance of variables. Values are shown with three decimal places.

Appendix 3: Results of all-subset approach.

Hypothesis	Model	AICc	p-value	F-stats	Adj. r²	Intercept
1) tourism	dist_tourism	3.455	0.005	9.882 on 1 and 19 DF	0.308	0.776
	residuals_dist_tourism_alt	12.010	0.646	0.218 on 1 and 19 DF	-0.041	0.476
	dist_road_rail	12.021	0.654	0.208 on 1 and 19 DF	-0.041	0.379
2) topography	alt	-9.792	0.000	35.28 on 1 and 19 DF	0.632	-9.141
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	alt+pro_curv	-7.256	0.000	17.39 on 2 and 18 DF	0.621	-9.657
	alt+aspect	-7.050	0.000	17.14 on 2 and 18 DF	0.617	-9.390
	alt+angle	-6.880	0.000	16.93 on 2 and 18 DF	0.614	-8.939
	alt+angle+pro_curv	-4.001	0.000	11.15 on 3 and 17 DF	0.604	-9.452
	alt+pro_curv+aspect	-3.922	0.000	11.08 on 3 and 17 DF	0.602	-9.756
	alt+angle+aspect	-3.789	0.000	10.98 on 3 and 17 DF	0.6005995	-9.177
	alt+angle+pro_curv+aspect	-0.208	0.001	7.986 on 4 and 16 DF	0.583	-9.545
	angle	9.711	0.135	2.441 on 1 and 19 DF	0.067	0.223
	pro_curv	10.624	0.231	1.529 on 1 and 19 DF	0.026	0.354
	aspect	11.630	0.460	0.57 on 1 and 19 DF	-0.022	0.400
	angle+pro_curv	11.835	0.223	1.634 on 2 and 18 DF	0.060	0.168
	angle+aspect	12.528	0.301	1.284 on 2 and 18 DF	0.028	0.192
	pro_curv+aspect	13.579	0.471	0.786 on 2 and 18 DF	-0.022	0.331
	angle+pro_curv+aspect	15.294	0.399	1.042 on 3 and 17 DF	0.006	0.159
3) predation / cover	tree_height+perc_cov	2.232	0.004	7.799 on 2 and 18 DF	0.405	0.362
3) predacion / cover	perc_cov	3.984	0.007	9.164 on 1 and 19 DF	0.290	0.045
	tree_height+perc_cov+forest	5.732	0.012	4.91 on 3 and 17 DF	0.370	0.3610677
	perc_cov+forest	6.739	0.025	4.554 on 2 and 18 DF	0.262	0.145
	forest	11.508	0.419	0.683 on 1 and 19 DF	-0.016	0.250
	tree_height	11.740	0.503	0.467 on 1 and 19 DF	-0.027	0.640
	tree_height+forest	13.200	0.400	0.965 on 2 and 18 DF	-0.004	0.407
4) foraging within	n_rocks	6.508	0.024	5.975 on 1 and 19 DF	0.199	0.379
1) loraging within	cov_herb	7.589	0.043	4.721 on 1 and 19 DF	0.157	1.142
	cov_herb+n_rocks	8.606	0.056	3.401 on 2 and 18 DF	0.194	0.759
	veg_dens+n_rocks	8.880	0.063	3.241 on 2 and 18 DF	0.194	0.737
	gras+n_rocks	9.591	0.085	2.833 on 2 and 18 DF	0.155	0.389
	bare_ground+n_rocks	9.596	0.085	2.83 on 2 and 18 DF	0.155	0.379
	cov_herb+gras	10.506	0.126	2.328 on 2 and 18 DF	0.133	1.174
	cov_herb+bare_ground	10.547	0.128	2.306 on 2 and 18 DF	0.117	1.168
	cov_herb+veg_dens	10.563	0.128	2.298 on 2 and 18 DF	0.115	1.087
				0.927 on 1 and 19 DF	-0.004	0.610
	gras	11.249	0.348	2.4 on 3 and 17 DF	0.174	0.561
	cov_herb+veg_dens+n_rocks	11.422	0.104			0.790
	cov_herb+bare_ground+n_rocks	12.048	0.120	2.244 on 3 and 17 DF 2.163 on 3 and 17 DF	0.157	0.790
	C	12.048			0.149	
	bare_ground	12.242	0.933	0.007 on 1 and 19 DF	-0.052	0.475
	veg_dens		0.956	0.003 on 1 and 19 DF	-0.052	0.490
	gras+veg_dens+n_rocks	12.315	0.143	2.064 on 3 and 17 DF	0.138	0.209
	veg_dens+bare_ground+n_rocks	12.379	0.146	2.041 on 3 and 17 DF	0.135	0.184
	gras+bare_ground+n_rocks	13.091	0.188	1.784 on 3 and 17 DF	0.105	0.389
	cov_herb+gras+bare_ground	13.836	0.244	1.524 on 3 and 17 DF	0.244	1.207
	cov_herb+veg_dens+bare_ground	13.940	0.253	1.489 on 3 and 17 DF	0.068	1.114
	cov_herb+gras+veg_dens	13.951	0.254	1.485 on 3 and 17 DF	0.068	1.130
	gras+veg_dens	14.261	0.630	0.474 on 2 and 18 DF	-0.056	0.555
	gras+bare_ground	14.334	0.650	0.441 on 2 and 18 DF	-0.059	0.609
	cov_herb+gras+veg_dens+n_rocks	15.321	0.194	1.722 on 4 and 16 DF	0.126	0.601
	veg_dens+bare_ground	15.327	0.995	0.005 on 2 and 18 DF	-0.111	0.488
	cov_herb+veg_dens+bare_ground+n_rocks	15.385	0.198	1.704 on 4 and 16 DF	0.124	0.582
	cov_herb+gras+bare_ground+n_rocks	15.742	0.221	1.608 on 4 and 16 DF	0.108	0.820
	gras+veg_dens+bare_ground+n_rocks	16.314	0.261	1.457 on 4 and 16 DF	0.084	0.209
	gras+veg_dens+bare_ground	17.756	0.825	0.3 on 3 and 17 DF	-0.117	0.553
	cov_herb+gras+veg_dens+bare_ground	17.792	0.396	1.086 on 4 and 16 DF	0.017	1.167
	cov_herb+gras+veg_dens+bare_ground+n_rocks	19.879	0.315	1.303 on 5 and 15 DF	0.070	0.631
5) foraging outside	dist_meadows	11.894	0.576	0.324 on 1 and 19 DF	-0.035	0.511

Table A3: All possible models (all-subset approach). Within hypotheses, models are ranked according to AICc values, starting with the lowest. Best models within each hypothesis are shaded light green. Significant p-values (p < 0.05) are bold. Values are shown with three decimal places.

Appendix 4: Model selection results.

Hypothesis	Model	K	AICc	Δ_AICc	AICcWt	LL	Cum.Wt
1) tourism	dist_tourism	3	3.455	0.000	0.929	1.978	0.929
	null model	2	9.505	6.049	0.045	-2.419	0.974
	residuals_dist_tourism_alt	3	12.010	8.555	0.013	-2.299	0.987
	dist_road_rail	3	12.021	8.566	0.013	-2.305	1.000
2) topography	alt	3	-9.793	0.000	0.517	8.602	0.517
	alt+pro_curv	4	-7.256	2.537	0.145	8.878	0.662
	alt+aspect	4	-7.050	2.743	0.131	8.775	0.793
	alt+angle	4	-6.880	2.913	0.120	8.690	0.914
	alt+angle+pro_curv	5	-4.001	5.791	0.029	9.001	0.942
	alt+pro_curv+aspect	5	-3.922	5.870	0.027	8.961	0.970
	alt+angle+aspect	5	-3.789	6.004	0.026	8.894	0.996
	alt+angle+pro_curv+aspect	6	-0.208	9.585	0.004	9.104	1.000
	null model	2	9.505	19.297	0.000	-2.419	1.000
	angle	3	9.711	19.504	0.000	-1.150	1.000
	pro_curv	3	10.624	20.417	0.000	-1.606	1.000
	*	3	11.630	21.422	0.000	-2.109	1.000
	aspect		11.835	21.422	0.000	-0.668	1.000
	angle+pro_curv	4					
	angle+aspect	4	12.538	22.331	0.000	-1.019	1.000
	pro_curv+aspect	4	13.579	23.372	0.000	-1.540	1.000
\ 1 /	angle+pro_curv+aspect	5	15.294	25.087	0.000	-0.647	1.000
) predation / cover	tree_height+perc_cov	4	2.232	0.000	0.582	4.134	0.582
	perc_cov	3	3.984	1.752	0.242	1.714	0.825
	tree_height+perc_cov+forest	5	5.732	3.500	0.101	4.134	0.926
	perc_cov+forest	4	6.739	4.507	0.061	1.881	0.987
	null model	2	9.505	7.273	0.015	-2.419	0.987
	forest	3	11.508	9.276	0.006	-2.048	0.993
	tree_height	3	11.740	9.508	0.005	-2.164	0.998
	tree_height+forest	4	13.200	10.968	0.002	-1.350	1.000
l) foraging within	n_rocks	3	6.508	0.000	0.262	0.452	0.262
	cov_herb	3	7.589	1.081	0.153	-0.089	0.415
	cov_herb+n_rocks	4	8.606	2.099	0.092	0.947	0.507
	veg_dens+n_rocks	4	8.880	2.372	0.080	0.810	0.587
	null model	2	9.505	2.997	0.055	-2.419	0.610
	gras+n rocks	4	9.591	3.083	0.053	0.454	0.663
	bare_ground+n_rocks	4	9.596	3.088	0.053	0.452	0.716
	cov_herb+gras	4	10.506	3.998	0.034	-0.003	0.749
	cov_herb+bare_ground	4	10.547	4.039	0.033	-0.024	0.782
	cov_herb+veg_dens	4	10.563	4.056	0.033	-0.032	0.815
	gras	3	11.249	4.741	0.023	-1.919	0.838
	cov_herb+veg_dens+n_rocks	5	11.422	4.914	0.023	1.289	0.859
	cov_herb+gras+n_rocks	5	11.833	5.325	0.021	1.083	0.877
	cov_herb+bare_ground+n_rocks	5	12.048	5.541	0.017	0.976	0.877
	-	$\rightarrow$				-2.415	
	bare_ground	3	12.242	5.734	0.014		0.906
	veg_dens	3	12.246	5.738	0.014	-2.417	0.920
	gras+veg_dens+n_rocks	5	12.315	5.807	0.014	0.843	0.934
	veg_dens+bare_ground+n_rocks	5	12.379	5.871	0.013	0.810	0.947
	gras+bare_ground+n_rocks	5	13.091	6.583	0.009	0.455	0.956
	cov_herb+gras+bare_ground	5	13.836	7.328	0.006	0.082	0.963
	cov_herb+veg_dens+bare_ground	5	13.940	7.432	0.006	0.030	0.969
	cov_herb+gras+veg_dens	5	13.951	7.443	0.006	0.024	0.975
	gras+veg_dens	4	14.261	7.753	0.005	-1.881	0.980
	gras+bare_ground	4	14.334	7.826	0.005	-1.917	0.985
	cov_herb+gras+veg_dens+n_rocks	6	15.321	8.813	0.003	1.340	0.988
	veg_dens+bare_ground	4	15.327	8.819	0.003	-2.414	0.991
	cov_herb+veg_dens+bare_ground+n_rocks	6	15.385	8.877	0.003	1.308	0.994
	cov_herb+gras+bare_ground+n_rocks	6	15.742	9.234	0.002	1.129	0.996
	gras+veg_dens+bare_ground+n_rocks	6	16.314	9.807	0.002	0.843	0.998
	gras+veg_dens+bare_ground	5	17.756	11.248	0.001	-1.878	0.999
	cov_herb+gras+veg_dens+bare_ground	6	17.792	11.284	0.001	0.104	1.000
	cov_herb+gras+veg_dens+bare_ground+n_rocks	7	19.879	13.371	0.000	1.368	1.000
5) foraging outside		1 /		×2+21 ±	3+000	1+200	1.000

Table A4: Model selection results of the analysis of all 21 territories included in the analysis. Shown are all models plus the null model for each hypothesis. K = number of parameters in the model, AICcWt = Akaike weight, LL = log-likelihood, Cum.Wt = cumulative Akaike weight. Outlined in green =  $\Delta$  AICc < 2, shaded in blue =  $\Delta$  AICc < 6, outlined in violet = credibility set of models with Cum.Wt < 0.95. Values are shown with three decimal places.

## Appendix 5: Relationships of single factors.

The relationship between occupancy rate and "dist\_tourism" was very highly significant (r = 0.6729598; p < 0.001).

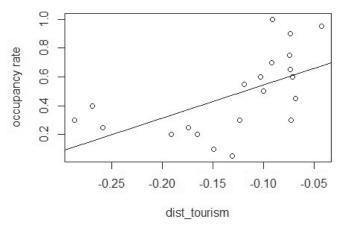


Figure A5.1: Occupancy rate in relation to dist\_tourism. Data are mean values. N = 21.

Occupancy rate was positively related to perc\_cov. The correlation was highly significant (r = 0.5616676; p < 0.01).

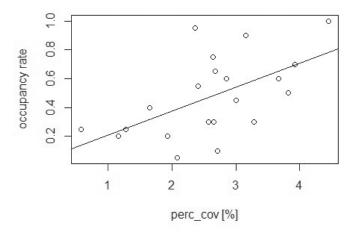


Figure A5.2: Occupancy rate in dependency of perc\_cov. Data are mean values. N = 21.

Occupancy rate and cov\_herb showed a significantly negative correlation (r = -0.493642; p < 0.05).

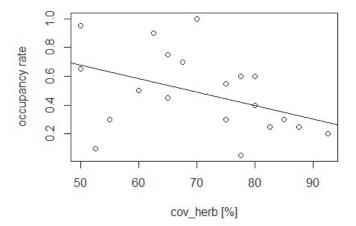


Figure A5.3: Occupancy rate in dependency of cov\_herb. Data are mean values. N=21.

Occupancy rate and n\_rocks were positively correlated. The relationship was significantly positive (r = 0.5078384; p < 0.05).

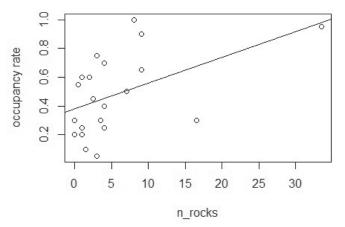


Figure A5.4: Occupancy rate in dependency of n\_rocks. Data are mean values. N = 21.

Mean altitude increased from 1993 to 2012. The positive relationship was highly significant (r = 0.6616541; p < 0.01).

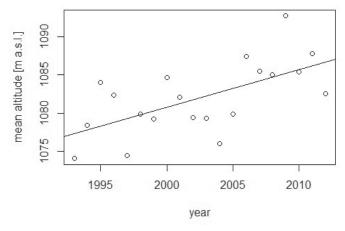


Figure A5.5: Correlation of mean altitude and year. Data are mean values. N=20.

## Appendix 6a: Climate models using DWD data.

Hypothesis	Model	AICc	p-value	F-statistics	Adj. r²	Intercept
mean_alt~	mean_temp_max	118.049	0.012	7.785 on 1 and 18 DF	0.263	1049.833
	mean_cloud_cover	118.108	0.012	7.71 on 1 and 18 DF	0.261	1128.468
	mean_temp	119.704	0.028	5.738 on 1 and 18 DF	0.200	1057.715
	mean_cloud_cover+mean_wind_force	120.944	0.042	3.843 on 2 and 17 DF	0.230	1120.235
	mean_temp_max+mean_wind_force	120.976	0.043	3.823 on 2 and 17 DF	0.229	1058.443
	mean_temp_min	122.011	0.093	3.151 on 1 and 18 DF	0.102	1068.184
	mean_temp+mean_wind_force	122.712	0.089	2.799 on 2 and 17 DF	0.159	1065.126
	mean_temp_min+mean_wind_force	124.985	0.234	1.585 on 2 and 17 DF	0.058	1076.779
	mean_wind_force	125.179	0.820	0.053 on 1 and 18 DF	-0.052	1087.329
n_territories~	mean_wind_force	100.972	0.281	1.236 on 1 and 18 DF	0.012	-4.002
	mean_cloud_cover	101.370	0.367	0.857 on 1 and 18 DF	-0.008	-0.194
	mean_temp_max	102.214	0.784	0.077658 on 1 and 18 DF	-0.051	12.163
	mean_temp_min	102.278	0.891	0.019 on 1 and 18 DF	-0.054	9.340
	mean_temp	102.289	0.925	0.009 on 1 and 18 DF	-0.055	10.631
	mean_cloud_cover+mean_wind_force	103.673	0.467	0.798 on 2 and 17 DF	-0.022	-8.902
	mean_temp_max+mean_wind_force	103.992	0.534	0.650 on 2 and 17 DF	-0.038	-1.574
	mean_temp+mean_wind_force	104.113	0.563	0.595 on 2 and 17 DF	-0.045	-3.129
	mean_temp_min+mean_wind_force	104.137	0.568	0.584 on 2 and 17 DF	-0.046	-4.143

Table A6a.1: All possible models (all-subset approach). Within hypotheses, models are ranked according to AICc values, starting with the lowest. Significant p-values (p < 0.05) are bold. Values are shown with three decimal places.

Hypothesis	Model	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	LL	Cum.Wt
mean_alt~	mean_temp_max	3	118.049	0.000	0.305	-55.275	0.305
	mean_cloud_cover	3	118.107	0.058	0.296	-55.304	0.601
	mean_temp	3	119.704	1.654	0.133	-56.102	0.734
	mean_cloud_cover+mean_wind_force	4	120.944	2.895	0.072	-55.139	0.806
	mean_temp_max+mean_wind_force	4	120.976	2.926	0.071	-55.154	0.876
	mean_temp_min	3	122.011	3.962	0.042	-57.256	0.918
	null model	2	122.444	4.394	0.034	-58.869	0.952
	mean_temp+mean_wind_force	4	122.712	4.663	0.030	-56.023	0.982
	mean_temp_min+mean_wind_force	4	124.985	6.936	0.010	-57.159	0.991
	mean_wind_force	3	125.179	7.129	0.009	-58.839	1.000

Table A6a.2: Model selection results of the analysis using "mean\_alt" as dependent variable. Shown are all models plus the null model. K = number of parameters  $in \ the \ model, \ AICcWt = Akaike \ weight, \ LL = log-likelihood, \ Cum.Wt = cumulative \ Akaike \ weight. \ Values \ are shown \ with \ three \ decimal \ places.$ 

Hypothesis	model	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	LL	Cum.Wt
n_territories	null model	2	99.506	0.000	0.327	-47.400	0.327
	mean_wind_force	3	100.972	1.466	0.157	-46.736	0.484
	mean_cloud_cover	3	101.370	1.864	0.129	-46.935	0.612
	mean_temp_max	3	102.214	2.708	0.084	-47.357	0.697
	mean_temp_min	3	102.278	2.773	0.082	-47.389	0.779
	mean_temp	3	102.289	2.784	0.081	-47.395	0.860
	mean_cloud_cover+mean_wind_force	4	103.673	4.167	0.041	-46.503	0.900
	mean_temp_max+mean_wind_force	4	103.992	4.486	0.035	-46.663	0.935
	mean_temp+mean_wind_force	4	104.113	4.607	0.033	-46.723	0.968
	mean_temp_min+mean_wind_force	4	104.136	4.631	0.032	-46.735	1.000

Table A6a.3: Model selection results of the analysis using "n\_territories" as dependent variable. Shown are all models plus the null model. K = number of parameters in the model, AICcWt = Akaike weight, LL = log-likelihood, Cum.Wt = cumulative Akaike weight. Values are shown with three decimal places.

#### Appendix 6b: Climate models using logger data.

Hypothesis	Models	AICc	p-value	F-stats	Adj. r²	Intercept
occup~	temp+hum+dew	14.623	0.328	1.241 on 3 and 16 DF	0.037	-17.079
	temp+hum	12.975	0.391	0.994 on 2 and 17 DF	-0.001	2.905
	temp+dew	12.508	0.320	1.219 on 2 and 17 DF	0.022	0.477
	hum+dew	12.896	0.378	1.032 on 2 and 17 DF	0.003	2.645
	,		1		1	
	temp	11.455	0.482	0.516 on 1 and 18 DF	-0.026	-0.041
	hum	9.847	0.168	2.067 on 1 and 18 DF	0.053	2.525
	dew	11.550	0.521	0.429 on 1 and 18 DF	-0.031	0.982

Table A6b.1: All possible models (all-subset approach) using logger data. Models are ranked according to AICc values, starting with the lowest. Values are shown with three decimal places.

Hypothesis	model	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	LL	Cum.Wt
occup~	null model	2	9.227	0.000	0.339	-2.260	0.339
	hum	3	9.847	0.620	0.249	-1.174	0.588
	temp	3	11.455	2.228	0.111	-1.978	0.699
	dew	3	11.550	2.323	0.106	-2.025	0.805
	temp+dew	4	12.508	3.281	0.066	-0.921	0.871
	hum+dew	4	12.896	3.669	0.054	-1.115	0.925
	temp+hum	4	12.975	3.748	0.052	-1.154	0.977
	temp+hum+dew	5	14.623	5.396	0.023	-0.169	1.000

Table A6b.2: Model selection results of the analysis using logger data. Shown are all models plus the null model. K = number of parameters in the model, AICcWt = Akaike weight, LL = log-likelihood, Cum.Wt = cumulative Akaike weight. Values are shown with three decimal places.

### Bisher erschienen:

KISON, H.-U. & WERNECKE, J. (2004): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. Forschungsbericht. Wernigerode, 184 S. (vergriffen).

Nationalparkverwaltung Harz (2007) (Hrsg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsbericht zum Wald-Workshop des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 1.73 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2008) (Hrsg.): Tun und Lassen im Naturschutz. Tagungsbericht zur 7. wissenschaftlichen Tagung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 2. 119 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2009) (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung - Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3. 92 S.

BAUMANN, K. (2009): Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 4. 244 S.

Schultz, T. (2010): Die Großpilzflora des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 5. 216 S.

KARSTE, G.; WEGENER, U.; SCHUBERT, R. & KISON, H.-U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Niedersachsen). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 6. 80 S.

Karste, G.; Schubert, R.; Kison, H.-U. & Wegener, U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 7 (unveränderter Nachdruck der Ausgabe von 2006). 59 S.

KOPERSKI, M. (2011): Die Moose des Nationalparks Harz. Eine kommentierte Artenliste. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 8. 248 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012) (Hrsg.): Waldforschung im Nationalpark Harz - Waldforschungsfläche Bruchberg; Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 9. 120 S.

Nationalpark Verwaltung Harz (2013) (Hrsg.): Zur Situation der Gewässer im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 10. 92 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013) (Hrsg.): Die Libellen des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 11. 211 S.

Nationalparkverwaltung Harz (2014) (Hrsg.): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz, Band 12. 97 S.

SCHIKORA, H.-B. (2015): Die Webspinnen des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 13. 371 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2016): 125 Jahre Brockengarten. Festsymposium 2015 in Drübeck. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 14. 82 S.

Schindler, H., Stein, H. & Hahn, H.-J (2017): Quellen im Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 15. 224 S.

KISON, H.-U., SEELEMANN, A., CZARNOTA, P., UNGETHÜM, K., SCHIEFELBEIN, U. & HAMMELSBECK, U. (2017): Die Flechten im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 16, 305 Seiten.

Nationalparkverwaltung Harz (2019): Heile Welt Nationalpark? Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 17. 84 Seiten.