

Verbreitung und Bestandsgröße des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im außeralpinen Bayern

Ralf Siano & Elena Weindel

Siano R & Weindel E 2024: Distribution and population size of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* in Bavaria, Germany, excluding the Alps. Vogelwarte 62: 175–195.

Between 2018 and 2022, the Hazel Grouse was surveyed in forests of Bavaria where it is currently or potentially distributed. The survey did not include the German Alpine region. The following areas were included: Bavarian Rhön Mountains, Franconian Forest, Fichtel Mountains, Upper Palatinate and Bavarian Forest, Reichswald of Nuremberg, Steinkart forest near Bad Griesbach and Alpine foothills. The survey is based on direct (sightings and vocals) and indirect (sand baths, droppings, feathers, tracks) Hazel Grouse signs recorded along transects. This also includes luring territorial males by song imitation using a whistle. In total, 133 transects with an overall length of 1,168 km and an average extent of 8.9 km were used to monitor the Hazel Grouse. A total of 190 signs of the Hazel Grouse were found at 144 sites. A site may contain several signs, e.g. a sand bath with feathers. In addition, sand baths were recorded at 14 sites that are most likely from the Hazel Grouse, but could not be assigned to the species with certainty. More indirect (78%) than direct signs (22%) were recorded. Sand baths were the most common among all signs. Our results suggest that a low population density is associated with fewer singing males than expected. In the Bavarian Forest, the Hazel Grouse population is still high with a density of 1.5 to 2.9 ind./100 ha at landscape level. However, the density varies considerably within the Bavarian Forest. Lower densities are attributed to forest fragmentation and its consequences. The highest densities of 2.9 to 5.8 ind./100 ha were found in the continuous forests of the low mountain range near the Czech border. This cross-border Hazel Grouse occurrence probably serves as the source population for the Bohemian Forest. Based on our study, the population size of the Bavarian Forest is estimated at 2,400 to 4,900 individuals in a forest-covered distribution range of about 1,700 km². In conclusion, the population size was underestimated in former assessments. Outside the Alps, the Hazel Grouse only occurs in the Bavarian Forest, the southern Upper Palatinate Forest and a small area in the Franconian Forest. In the latter, a release project takes place supporting a small founder population. It is recommended to establish a monitoring programme in all three distribution areas, which should be implemented at least every three years. Since habitat fragmentation influences dispersion and population development, further studies on this topic should be carried out at regional level. Due to the methodological challenges, future Hazel Grouse surveys should be solely focused on the species and carried out by experts. If Hazel Grouse records are registered outside the confirmed distribution range, they should only be considered if detailed documentation allows for clear identification. Their review should be done by people well experienced in identifying Hazel Grouse signs.

✉ RS: Büro für Naturschutz und Forstplanung Siano, Schubertstr. 2, 01307 Dresden. E-Mail: ralf_siano@yahoo.de
EW: Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 55: Arten- und Lebensraumschutz, Staatliche Vogelschutzwarte, Gsteigstr. 43, 82467 Garmisch-Partenkirchen. E-Mail: Elena.Weindel@lfu.bayern.de

1 Einleitung

Das Haselhuhn besiedelt großräumig die nördliche Nadelwaldzone und Teile des Laubwaldgürtels Eurasiens (Bergmann et al. 1996; Potapov & Sale 2013). Mitteleuropa liegt am westlichen Rand dieses ausgedehnten Verbreitungsgebietes. Hier sind die Vorkommen fragmentiert und scheinen im Bestandstrend rückläufig (Keller et al. 2020). Besonders gravierend zeigt sich dieser Rückgang im grenzüberschreitenden Rheinischen Schiefergebirge (DE, BE, LU, FR), wo die dort ursprünglich heimische Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* sehr wahrscheinlich ausgestorben ist (Handschuh 2018; Dietzen & Handschuh 2019; Paquet & Ryelandt 2019). Die im deutschen Brutvogelatlas für diese Mittelgebirgsregion aufgezeigten weitläufigen Vorkommen (Gedeon et al. 2014) sind so also nicht mehr existent. Individuenstarke Haselhuhnbestände

finden sich in Deutschland aktuell nur noch in den Alpen und im Bayerischen Wald, jeweils übergreifend nach Österreich und nach Tschechien (Klaus & Bergmann 2004; Gedeon et al. 2014; Keller et al. 2020). Darüber hinaus existiert noch eine isolierte Kleinpopulation im thüringisch-bayerischen Frankenwald, die auf ein Wiederansiedlungsprojekt zurückzuführen ist (Klaus et al. 2009, 2015). Im Schwarzwald ist das dortige Vorkommen vor ca. 25 Jahren aufgrund von Lebensraumverlust erloschen (Lieser & Roth 2001; Kramer et al. 2022). Somit ist das Haselhuhn in Deutschland aktuell nahezu ausschließlich auf Vorkommen in Bayern beschränkt.

Langfristig betrachtet wird der Bestandstrend für Deutschland als rückläufig angegeben (Gedeon et al. 2014; Ryslavý et al. 2020). In der aktuellen Roten Liste (6. Fassung) wird das Haselhuhn in der Kategorie 2

„stark gefährdet“ geführt (Ryslavý et al. 2020). Trotz des hohen Schutzstatus liegen Detailinformationen zur Bestandsgröße und Siedlungsdichte nur eingeschränkt vor. Zudem sind die Angaben zur Artverbreitung teilweise lückenhaft oder weisen Fehler auf. Derartige Defizite sind vor allem in der schweren Erfassbarkeit der Art begründet. Haselhuhnbestände können nur durch artspezifische Kartierungen, durchgeführt von erfahrenen Spezialisten, adäquat erhoben werden. Eine Erfassung im Zuge regulärer ornithologischer Flächenkartierungen führt hingegen nicht zu den erforderlichen Ergebnissen. Gezielte Haselhuhnerhebungen wurden in Deutschland bisher nur regional durchgeführt (Scherzinger 1976; Mieslinger 1994) und liegen mitunter lediglich in Form von nicht öffentlich zugänglichen Kartierungsberichten vor (Siano 2014, 2017, 2021; Berchtold 2020, 2022). Um dies zu ändern, wurde für die Haselhuhnvorkommen und potenziellen Verbreitungsareale im außeralpinen Bayern eine solche Kartierung im Auftrag des Landesamtes für Umwelt (LfU) umgesetzt. Sie dient dazu, Kenntnislücken hinsichtlich Vorkommen, Verbreitung, Bestandsdichte und Lebensraumsituation zu schließen und potentielle Gefährdungsfaktoren zu identifizieren. Für das Haselhuhn als seltene und naturschutzfachlich relevante Art sind diese Grundlagendaten für die Umsetzung adäquater Schutzmaßnahmen oder hinsichtlich der Beurteilung regionaler und überregionaler Planungen Voraussetzung (vgl. Lieser 2015). Die hier präsentierten Ergebnisse liefern Daten zur Verbreitung und Populationsgröße im außeralpinen Bayern.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Haselhuhnerfassung erfolgte zum einen in den in der Literatur beschriebenen außeralpinen Vorkommensgebieten Bayerns (vgl. Bayerischer Brutvogelatlas: Rödl et al. 2012) und zum anderen in Verdachtsflächen, in denen der Status der Art unklar ist (vgl. Abb. 4). Den außeralpinen Verbreitungsschwerpunkt der Art stellt der Bayerische Wald dar. Hier lag der Fokus der Erhebung. Die im äußersten Süden gelegenen Teile des Mittelgebirgszuges – im Grenzgebiet zu Tschechien und Österreich – blieben von der Erfassung unberücksichtigt. Für diese Areale existieren bereits Daten aus aktuellen Haselhuhnkartierungen (Siano 2014, 2017; vgl. Abb. 4), die in unsere Analyse einbezogen werden konnten. Darüber hinaus wurden folgende Gebiete berücksichtigt: Bayerische Rhön, Frankenwald, Fichtelgebirge, Nürnberger Reichswald, Oberpfälzer Wald, Waldgebiet Steinkart bei Bad Griesbach in Niederbayern und ausgewählte Waldgebiete im Alpenvorland (Abb. 4, Tab. 1). Neben den Verbreitungsangaben aus dem bayerischen Brutvogelatlas bildeten Haselhuhndaten aus verschiedenen Quellen die Grundlage für die Festlegung der Gebietskulisse (Artenschutzkartierung, ornithologische Plattform ornitho.de, Wildtiermonitoring des Landesjagdverbandes Bayern 2018). Darüber hinaus fanden diverse externe Meldedaten von Kennern der Art Berücksichtigung. So sollte insbesondere in Randgebieten und potenziellen

Vorkommen die Nachsuche optimiert und auf Areale eingegrenzt werden, in denen am ehesten mit Haselhuhnpräsenz zu rechnen ist.

Hinsichtlich der Baumartenverteilung ergeben sich erwartungsgemäß Unterschiede in den über Bayern verstreuten Haselhuhnkartiergebieten (Seibert 1968; Brunner 2005; Schnell & Bauer 2005). Bayerischer und Oberpfälzer Wald sowie Fichtelgebirge und Frankenwald werden von der Gemeinen Fichte (*Picea abies*, fortan Fichte) dominiert. Auch im Alpenvorland ist die Fichte die prägende Baumart. Insbesondere im Bayerischen Wald kommen Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Weißtanne (*Abies alba*) hinzu. Im Oberpfälzer Wald ist neben der Fichte zudem die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*) häufig vertreten. Letztere ist im Nürnberger Reichswald die bestimmende Baumart, bei einem zugleich geringen Laubholzanteil (Eiche – *Quercus spec.*, Rotbuche). Die Rhön ist im Gegensatz zu den anderen Kartiergebieten stark von Laubholz (Rotbuche, Eiche) geprägt. Die für das Haselhuhn bedeutenden Weichlaubhölzer (vgl. Bergmann et al. 1996) wie Birke (*Betula spec.*), Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Erle (*Alnus spec.*) oder Weide (*Salix spec.*) finden sich zumindest in geringen Anteilen in allen Landschaften, wobei lokal durchaus Unterschiede bestehen. Im Bayerischen Wald treten beispielsweise wiederholt größere Sukzessionsflächen mit lokal hohen Weichlaubholzanteilen auf (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2020).

Die Bezeichnung der kontrollierten Waldgebiete und -landschaften beruht zum einen auf den Naturraum-Haupteinheiten nach Meynen & Schmithüsen (1953–1962) und zum anderen auf den Landschaftsabgrenzungen nach Liedke und Dix (BKG 2017). In Einzelfällen sind untersuchte Waldgebiete nach deren regionaler Bezeichnung oder markanten Örtlichkeiten benannt worden. Dies betrifft den Nürnberger Reichswald, das Waldgebiet Steinkart bei Bad Griesbach, den Sulzschneider Forst (Allgäu) und die Waldgebiete um den Taubenberg (Alpenvorland). Im Text werden zudem wiederholt die Begriffe „Landschaft“ und „Landschaftsebene“ benutzt, die sich dann auf die entsprechende Gebietskulisse, wie z. B. den Bayerischen Wald, beziehen und zumeist einen größeren Landschaftsraum beschreiben.

2.2 Transektkartierung

Die Haselhuhnkartierung erfolgte 2018 bis 2022 entlang von Transekten. Es wurden 105 Transekte begangen, 28 davon zweimal (Tab. 1). Die Gesamtlänge beträgt 1.168 km (Erst- und Zweitbegehungen) und die durchschnittliche Routenlänge 8,9 km. Die Routen wurden möglichst in größere, zusammenhängende Waldareale gelegt. Lediglich in stark fragmentierten Waldflächen war in Einzelfällen die Aufsplittung eines Transektes in mehrere getrennte Abschnitte nötig. Wo möglich, wurden bei der Verteilung der Routen Haselhuhnmeldedaten berücksichtigt. Für den Bayerischen Wald stand zudem ein großräumiges Haselhuhnhabitatmodell zur Verfügung (Bereitstellung durch: J. Müller, Nationalpark Bayerischer Wald, 2013), das bezogen auf 25-Hektar-Kacheln die Lebensraumqualität definiert (vgl. Bae et al. 2014) und das vereinzelt bei der Transektplanung hinzugezogen wurde. Eine gezielte Routenlegung unter besonderer Berücksichtigung der geeignetsten Habitate erfolgte dabei jedoch nicht, da die Fundrate nicht positiv beeinflusst werden sollte.

50 (48 %) der 105 mindestens einmal begangenen Transekte entfallen auf den Bayerischen Wald (Tab. 1). Im an-

Tab. 1: Verteilung der Transekte in den untersuchten Landschaften und Waldgebieten. – *Distribution of the controlled transects with additional information.*

Landschaft bzw. Waldgebiet – <i>landscape or forest area</i>	Routenlänge – <i>transect length</i> [km]	Routenverteilung – <i>transect distribution</i>		
		n	%	zweifach begangen – <i>second control</i>
Bayerische Rhön – <i>Bavarian Rhoen Mountains</i>	35,8	4	3,8	0
Frankenwald – <i>Franconian Forest</i>	28,1	3	2,9	0
Fichtelgebirge – <i>Fichtel Mountains</i>	70,8	8	7,6	0
Nürnberger Reichswald – <i>Reichswald of Nuremberg</i>	73,3	8	7,6	3
Oberpfälzer Wald – <i>Upper Palatine Forest</i>	150,8	17	16,2	3
Bayerischer Wald – <i>Bavarian Forest</i>	445,9	50	47,6	20
Steinkart bei Bad Griesbach – <i>Steinkart forest near Bad Griesbach</i>	24,1	3	2,9	0
Alpenvorland – <i>Alpine foothills</i>	104,0	12	11,4	2
Summe – <i>total</i>	932,8	105		28

grenzenden Oberpfälzer Wald wurden 17 Transekte (16 %) kontrolliert. In diesen beiden Waldlandschaften liegt in weiten Teilen ein vergleichsweise enges Routennetz vor (vgl. Abb. 4), das im Laufe der Kartierung schrittweise erweitert wurde. Das wurde nötig, um die Grenzen des Verbreitungsareals im Detail abzuklären oder ergab sich aus der Suche nach eindeutigen Artnachweisen. Eine lokal begrenzte Verdichtung des Transektnetzes erfolgte auch im Nürnberger Reichswald. Im Alpenvorland wurden zwölf Routen (11 %) kontrolliert (Tab. 1). Darüber hinaus beschränkte sich die Transektanzahl pro Kontrollgebiet auf weniger als zehn (jeweils ≤ 8 %).

Teil der Haselhühnerfassung waren auch Zweitbegehungen von 28 bereits begangenen Transekten (Tab. 1). Die Zweitbegehungen im Bayerischen Wald dienten dem saisonalen Vergleich der Bestandsdichte. Im Oberpfälzer Wald, Nürnberger Reichswald und im Allgäuer Alpenvorland fand eine wiederholte Kontrolle statt, da bei der Erstbegehung keine oder nur vereinzelte Funde gelangen.

Die Dauer einer Transektbegehung war abhängig von der Routenlänge und der Fundortdichte. Durchschnittlich erfolgte die Kartierung zwischen 08:30 Uhr und 15:30 Uhr. Das mittlere Begehungstempo lag bei ca. 23 m/min. In einer Stunde konnte mit der beschriebenen Methodik (vgl. 2.3) ein Transektabschnitt von ca. 1,4 km kontrolliert werden.

2.3 Nachweismethodik

Ein wesentlicher Bestandteil der Nachweismethode war die Erfassung singender, Reviere markierender Hähne während der Reaktionsmaxima im Frühjahr (April und Mai) und im Herbst (September und Oktober; Wiesner et al. 1977; Swenson 1991a; Bergmann et al. 1996; Andretzke et al. 2005). Dabei wurde der Hahnengesang mit Hilfe einer Metallpfeife nach-

geahmt, wobei entlang des gesamten Transekts permanent – alle paar Schritte – gelockt wurde. Regelmäßige Stopps mit längeren Lock- und Verhörzeiten, wie bei der von Swenson (1991a) beschriebene Lockroutine (ein Stopp alle 150 m und dort 6 min lang alle 30 s Locken), wurden nicht umgesetzt. Der Kartierende befand sich vielmehr überwiegend in Bewegung oder es erfolgten nur kurze Lockpausen von unter drei Minuten. Aufgrund des permanenten Lockens ist von einer akustischen Abdeckung des gesamten transektbegleitenden Areals in Hörweite (vgl. 3.3) auszugehen. Darüber hinaus wurde entlang der Routen nach indirekten Nachweisen beider Geschlechter gesucht. Hierzu zählen Sandbadestellen (Huderpfannen), Losung, Federn und Trittsiegel (Bergmann et al. 1996; Andretzke et al. 2005; Bergmann & Klaus 2016; Kämpfer-Lauenstein 2018). Potenzielle Huderplätze wie Wurzteller und Abbruchkanten an Wegen sind dabei gezielt kontrolliert worden.

Bei der Einordnung gefundener Haselhuhnsuren oder -anzeichen wurde zwischen Fundort und Nachweisarten unterschieden. Der Fundort gibt als Punkt in der Karte den Ort eines oder mehrerer Haselhuhnnachweise wieder, z. B. Federn in einer Huderpfanne (= 2 Nachweisarten) oder singender Hahn mit Annäherung auf Sichtkontakt an einem Wurzteller mit Huderpfanne (= 3 Nachweisarten). Des Weiteren wird zwischen sicheren und unsicheren Fundorten unterschieden. Letztere werden als Verdachtsfälle bezeichnet. Diese Ergänzung dient der differenzierten Einordnung von Funden und betrifft Huderpfannen ohne weitere Belege wie z. B. Losung oder Federn darin. Die Ausprägung und Größe von Haselhuhnhuderpfannen ist zwar gut dokumentiert (Klaus et al. 1976; Bergmann et al. 1996; Bergmann & Klaus 2016), jedoch kann die richtige Zuordnung je nach Zustand der Huderpfanne auch für erfahrene Kartierende eine Herausforderung

sein. Huderpfannen ohne weitere Belege darin wurden deshalb wie folgt gewertet:

- Verdachtsfall = im Umkreis von 10 km liegt kein eindeutiger Beleg für Haselhuhnpräsenz vor;
- sicher = im Umkreis von 10 km liegt ein eindeutiger Beleg (Gesang, Sichtung, Losung, klar zuzuordnende Federn – z. B. Großgefieder, Bauch- und Brustfeder etc.) für Haselhuhnpräsenz vor.

Huderpfannen ohne weitere Indizien darin sind somit nur dann in der Übersichtstabelle 3 als sicherer Nachweis geführt, wenn ein eindeutiger Beleg innerhalb eines 10 km-Radius vorlag. Bei dieser Zuordnung wurden auch eindeutige Belege aus jüngst durchgeführten Haselhuhnkartierungen (südl. Bayerischer Wald, Thüringer Frankenwald) berücksichtigt (Siano 2014, 2017, 2021). Haselhuhnmelde-daten aus anderen externen Quellen wurden nicht einbezogen. Hintergrund der zu Grunde gelegten Maximaldistanz von 10 km sind Erkenntnisse zur Dispersion von Haselhühnern, wobei auch größere Abwanderungsdistanzen juveniler Individuen berücksichtigt wurden (Montadert & Léonard 2011). Ergänzend wurden Fotos nicht eindeutig ausgeprägter Huderpfannen einem weiteren Haselhuhnspezialisten (Siegfried Klaus) zur Einschätzung vorgelegt. Das Ergebnis dieser Begutachtung entschied über deren prinzipielle Aufnahme als Fundort.

Die Einschätzung, mit welcher Wahrscheinlichkeit die ausgewiesenen Verdachtsfälle tatsächlich Haselhuhnnachweise waren (vgl. Tab. 2) und inwiefern in der Region ein Vorkommen denkbar ist, beruht auf Recherchen und Begleitbedingungen in den entsprechenden Gebieten. Dabei spielten u. a. die Distanz zur nächstgelegenen gesicherten Haselhuhnpopulation (ist Zuwanderung denkbar?), die lokale historische Bestandsentwicklung und die regionale Lebensraumeignung eine Rolle.

2.4 Verbreitungsangabe und Bestandsermittlung

Die Übersichtskarte zur aktuellen Haselhuhnverbreitung (Abb. 4) beruht auf der vorliegenden Kartierung, ergänzt durch die Haselhuhnerfassungen im südlichen Bayerischen Wald (Siano 2014, 2017). Die auf Verdachtsfällen beruhenden Fundorte wurden nur dann in das Verbreitungsareal einbezogen, wenn ein Vorkommen des Haselhuhns als mindestens wahrscheinlich eingeschätzt wurde (vgl. Tab. 2). Zudem wurden diese Bereiche farblich hervorgehoben (vgl. Abb. 4 und 5). Unabhängig von grenzüberschreitenden Vorkommen endet die Verbreitungsangabe an der Bundesgrenze. Zur Festlegung der Arealgrenze wurden möglichst markante Elemente oder Strukturen wie Naturraum- und Waldgrenzen, Straßen und Gewässerläufe genutzt. Die flächige Darstellung des Verbreitungsgebiets schließt auch vom Haselhuhn nicht nutzbare Offenlandbereiche und Siedlungen ein.

Aussagen zur Bestandsdichte waren auf Grundlage der Verteilung und Dichte der Fundorte lediglich für den Bayerischen Wald möglich. Siedlungsdichteangaben erfolgten dort nur für das durch sichere Fundorte belegte Verbreitungsareal (vgl. Abb. 5). Die Bestandsermittlung orientierte sich an Angaben zur Raumnutzung von Haselhühnern im Bayerischen Wald sowie an der Reichweite, innerhalb derer eine Reaktion auf den nachgeahmten Gesang zu erwarten ist. Dabei wurde wie folgt vorgegangen: Zunächst wurde unter

Annahme eines 20 ha großen Wohngebietes (= Revier; Mittelwert nach Kämpfer-Lauenstein 1995) die Fundortverteilung betrachtet und diese räumlich sinnvoll imaginären Territorien zugeordnet. Grundlage dabei ist, dass beim Haselhuhn Hähne und Hennen Wohngebiete haben (Bergmann et al. 1996). Sie leben saisonal (Herbst bis Frühjahr) in Paarbindung, welche jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann. Hahnen- und Hennenterritorien überlappen sich dann durchschnittlich zu ca. 50–65 % und die Individuen eines Paares treten häufiger zusammen auf (Swenson 1993; Swenson & Boag 1993). Während der Erfassungszeiträume war somit zu erwarten, dass an Fundorten Pärchen auftraten. Da davon aber nicht zwangsläufig ausgegangen werden kann, wurde bei der Bestandsermittlung eine Spanne mit minimal einem und maximal zwei Individuen pro Revier angegeben. Daraus resultiert die in Tabelle 4 wiedergegebene Spannbreite der Bestandsdichte. Gelang es bei einem direkten Nachweis mehr als ein Individuum an einem Fundort nachzuweisen, z. B. zwei singende Hähne, wurde dies bei der Auswertung entsprechend berücksichtigt. Unter der Annahme, dass Hähne etwa 80 m beidseits des Transektes auf die Lockpfeife reagieren (Wiesner et al. 1977; Swenson 1991a), ergibt sich ein transektbegleitender Waldstreifen von 160 m Breite. Diese Transektbreite mal die Transektlänge der Routen, die einer lokalen Siedlungsdichteermittlung zu Grunde lagen, ergab den Flächenbezug für die jeweilige Bestandsermittlung, angegeben in Individuen pro 100 ha (Tab. 4).

Beruhend auf der im Herbst 2018 für den Bayerischen Wald auf Landschaftsebene ermittelten Siedlungsdichte (vgl. Tab. 4) erfolgte eine Hochrechnung der Bestandsgröße. Grundlage hierfür ist die Waldfläche des in Abbildung 5 dargestellten Verbreitungsgebietes im Bayerischen Wald, einschließlich der auf Verdachtsfälle gestützten Flächen. Um den Einfluss der Waldfragmentierung zumindest eingeschränkt zu berücksichtigen (vgl. 4.5), wurde die Waldfläche um Fragmente kleiner 20 ha Größe reduziert. Hintergrund hierfür ist, dass vom Haselhuhn besetzte Waldinseln im Böhmerwald Mindestgrößen von ca. 20 ha aufwiesen (Sewitz & Klaus 1997). Die Hochrechnung erfolgte letztendlich für eine Waldfläche von etwa 1.700 km².

Zur grafischen Darstellung der Ergebnisse diente das Programm Quantum GIS (QGIS 3.16.14-Hannover).

2.5 Dichte und Gesangsreaktionen

Um zu prüfen, wie stark sich unterschiedliche Bestandsdichten auf das Locken auswirken, wurde die Anzahl reagierender Hähne für verschiedene Naturräume des Bayerischen Waldes mit dem Wert der Siedlungsdichte in Verbindung gebracht. Aufgrund der Nachweisverteilung wurde sich in der Datenauswertung auf die im Herbst 2018 begangenen Routen beschränkt. Diese lagen ausschließlich in dem von sicheren Fundorten definierten Verbreitungsareal (vgl. Abb. 5). Da mit sinkender Bestandsdichte prinzipiell mit weniger Gesangsreaktionen zu rechnen ist, wurde auf Grundlage der höchsten Dichte (Hinterer Bayerischer Wald) für die Naturräume mit geringeren Werten eine zu erwartende Anzahl an Gesangsreaktionen ermittelt. Die niedrigeren Siedlungsdichten betrugen 35 % im Vergleich zum Höchstwert im Hinteren Bayerischen Wald (vgl. Tab. 5). Dieser Prozentsatz diente sodann der Ermittlung der zu erwartenden Anzahl an Gesangsreaktionen auf Grundlage der im Hinteren Bayerischen Wald verhörten acht Hähne.

3 Ergebnisse

3.1 Verteilung der Fundorte

In den acht auf Haselhuhnpräsenz kontrollierten Landschaften und Waldgebieten ergaben sich 158 Fundorte (Tab. 2). Davon waren 144 sichere Fundorte (91 %) und 14 Verdachtsfälle (9 %). Nahezu alle Fundorte lagen im Bayerischen Wald (n = 153, 97 %). An 37 (74 %) von 50 im Bayerischen Wald gelegenen Transekten wurde im Rahmen von Erst- oder Zweitbegehungen mindestens ein Haselhuhnfundort verzeichnet. Lediglich neun der 153 Fundorte waren Verdachtsfälle (Tab. 2). Die durchschnittliche Fundortdichte im Bayerischen Wald lag bei 2,2 Fundorten pro Route und schwankte zwischen null und elf Fundorten pro Transekt. Mit durchschnittlich 3,3 Fundorten pro Transekt wurde die höchste Fundortdichte im Naturraum Hinterer Bayerischer Wald erreicht. Die wenigen Funde außerhalb des Bayerischen Waldes entfallen auf den Oberpfälzer Wald, den Frankenwald und den Nürnberger Reichswald (n = 5, 3 %). Dort handelt es sich ausnahmslos um Verdachtsfälle

(Huderpfannen), die nicht durch eindeutige Haselhuhnnachweise im näheren Umfeld bestätigt werden konnten. Diese Verdachtsfälle traten jeweils als Einzelereignis an verschiedenen Routen auf. Ansammlungen mehrerer Verdachtsfälle an einem Transekt – wie es mitunter im Bayerischen Wald vorgekommen ist – ergaben sich in diesen Landschaften nicht. Eine Einschätzung darüber, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Verdachtsfälle tatsächlich Haselhuhnnachweise waren, ist in Tabelle 2 aufgeführt. Dabei zeigt sich, dass abgesehen vom Nürnberger Reichswald alle weiteren Verdachtsfälle als mindestens wahrscheinlich einzustufen sind. Bei dem einzelnen Verdachtsfall im Nürnberger Reichswald ist es hingegen äußerst unwahrscheinlich, dass es sich um einen Haselhuhnnachweis handelt.

3.2 Nachweiszusammensetzung im Bayerischen Wald

An den 144 sicheren Haselhuhnfundorten im Bayerischen Wald ergaben sich 190 Nachweise. Dabei überwogen deutlich die indirekten Belege (78 %), wobei wiederum Huderpfannen (Abb. 1) klar dominierten

Tab. 2: Verteilung der Fundorte in den kontrollierten Landschaften und Waldgebieten und Einordnung der Verdachtsfälle hinsichtlich ihrer Aussagekraft. Die Daten aus Doppelbegehungen sind hier ebenfalls eingeflossen. – *Distribution of Hazel Grouse sites in the controlled landscapes and forest areas as well as classification of uncertain sites (data include second controls).*

Landschaft bzw. Waldgebiet – <i>landscape or forest area</i>	Anzahl – number [n]			Einordnung der Verdachtsfälle – <i>classification of uncertain sites</i>		
	Fundorte gesamt – <i>total number of sites</i>	sichere Fundorte – <i>proven sites</i>	Verdachts- fälle – <i>uncertain sites</i>	sehr wahr- scheinlich – <i>very likely</i>	wahr- scheinlich – <i>likely</i>	unwahr- scheinlich – <i>unlikely</i>
bayerische Rhön – <i>Bavarian Rhön Mountains</i>	0					
Frankenwald – <i>Franconian Forest</i>	1	0	1	x		
Fichtelgebirge – <i>Fichtel Mountains</i>	0					
Nürnberger Reichswald – <i>Reichswald of Nuremberg</i>	1	0	1			x
Oberpfälzer Wald – <i>Upper Palatinate Forest</i>	3	0	3		x	
Bayerischer Wald – <i>Bavarian Forest</i>	153	144	9	x		
Steinkart bei Bad Griesbach – <i>Steinkart forest near Bad Griesbach</i>	0					
Alpenvorland – <i>Alpine foothills</i>	0					
Summe – <i>total</i>	158	144	14			



Abb. 1: Ausgeprägte Huderpfanne eines Haselhuhns an einem Transekt im Hinteren Bayerischen Wald. – *Distinct Hazel Grouse sand bath found at a transect in the Bavarian Forest.*
Foto: Ralf Siano, 25.09.2021



Abb. 2: Von dem nachgeahmten Gesang angelockte Hähne waren nahezu die einzigen Sichtkontakte entlang der Routen, wobei sie die sichere Deckung kaum verließen. – *Males attracted by the imitated song were almost the only visual contact along the transect. They hardly ever left the protection of the vegetation cover.*
Foto: Ralf Siano, 29.10.2018

Tab. 3: Verteilung der Haselhuhnnachweise im Bayerischen Wald. Hier sind nur die Nachweise berücksichtigt, die als sichere Fundorte ($n = 144$) eingestuft wurden (vgl. 3.2). – *Distribution of Hazel Grouse signs found in the Bavarian Forest. Only signs that have been categorised as proven ($n = 144$) are included here.*

	Nachweisart und -verteilung – <i>kind of sign</i>					
	direkt – <i>direct</i>		indirekt – <i>indirect</i>			gesamt – <i>total</i>
	Gesang – <i>song</i>	Sichtung – <i>sighting</i>	Huder – <i>sand bath</i>	Feder – <i>feather</i>	Losung – <i>dropping</i>	
n	26	16	121	20	7	190
	42		148			
%	13,7	8,4	63,7	10,5	3,7	
	22,1		77,9			

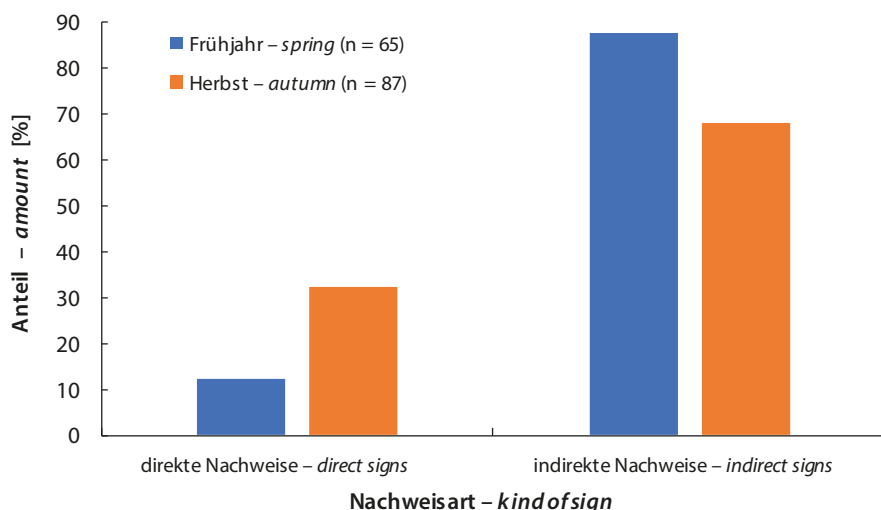


Abb. 3: Nachweisverteilung in den Kartiersaisons Frühjahr und Herbst für aufeinanderfolgende Erst- und Zweitbegehungen. – *Distribution of direct and indirect Hazel Grouse signs found in spring and autumn during consecutive surveys.*

(64 %, Tab. 3). Feder- und Losungsfunde traten vorwiegend als zusätzliche Belege in den Huderstellen auf. Der Anteil der direkten Nachweise Gesang und Sichtung lag bei 22 %. Gesangsnachweise waren häufiger als Sichtungen (Tab. 3). Letztere gelangen nahezu ausschließlich dort, wo Hähne mit Gesang und anschließender Annäherung auf das Locken reagierten (Abb. 2).

Die durchgeführten Zweitbegehungen an ausgewählten Routen ermöglichten unter anderem einen Vergleich der Nachweisverteilung für zwei unmittelbar aufeinanderfolgende Kartiersaisons. Dabei zeigte sich, dass der Anteil direkter Nachweise im Frühjahr (12 %) deutlich unter dem Vergleichswert im Herbst (32 %) lag (Abb. 3).

3.3 Verbreitung des Haselhuhns im außeralpinen Bayern

Der Verbreitungsschwerpunkt des Haselhuhns außerhalb der Alpen ist der Bayerische Wald (Abb. 4). Hier zeigt sich eine weitgehend flächige Besiedelung von dessen nördlichen Ausläufern nahe der Naturraumgrenze zur Cham-Further Senke bis an die österreichische Grenze im Süden (Abb. 5). Dabei sind nicht nur die kompakten Waldgebiete des Hinteren und Vorderen Bayerischen Waldes besiedelt, sondern auch die fragmentierten Waldareale in den Naturräumen Regenssenke, Passauer Abteiland und Wegscheider Hochfläche. In Letzteren ist das Vorkommen an ausreichend miteinander vernetzte Waldareale, mit adäquater Habitateignung, gebunden. In Teilen des Passauer Abteiles und

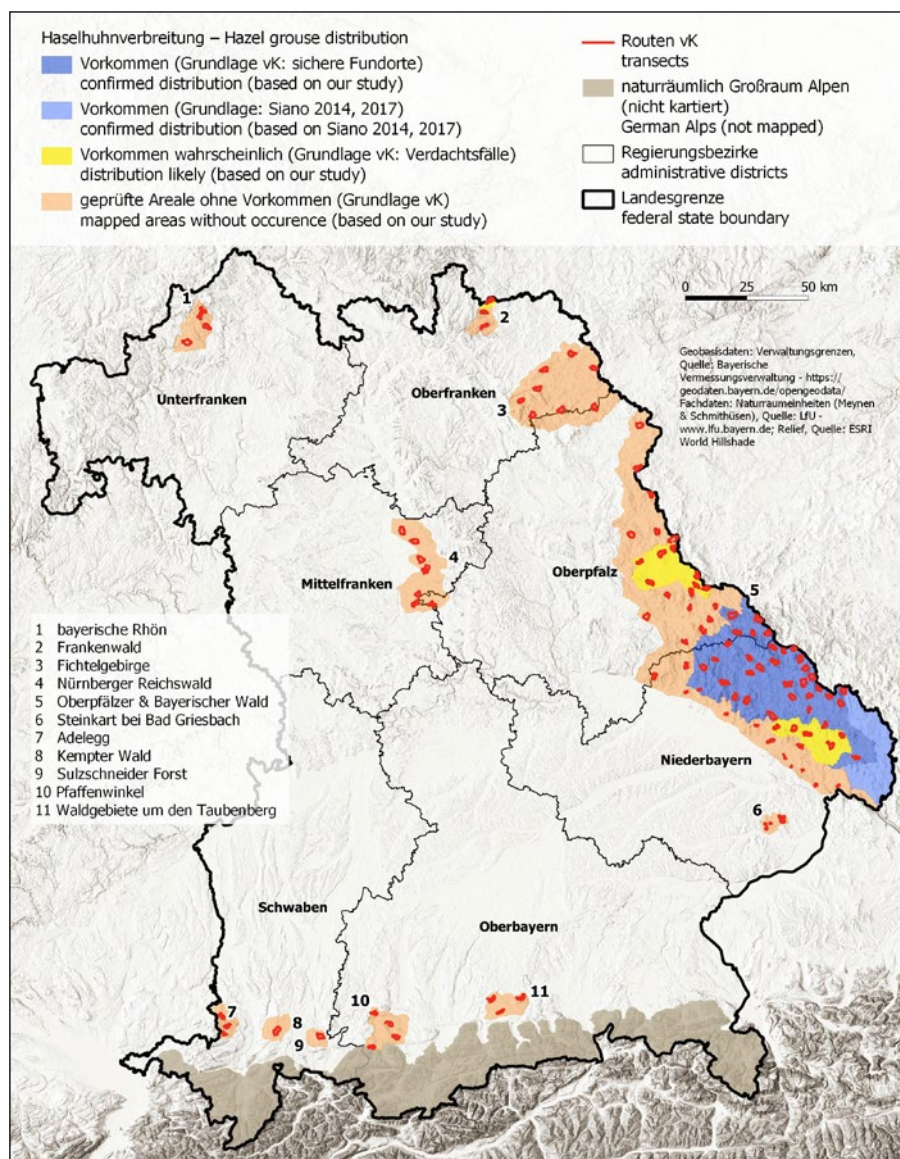


Abb. 4: Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Kartierung (vK) auf Haselhuhnpräsenz geprüften Landschaften und Waldgebiete sowie Haselhuhnverbreitung im außeralpinen Bayern. – *Landscapes and forests checked for Hazel Grouse presence in Bavaria outside the Alps and the consequential Hazel Grouse distribution.*

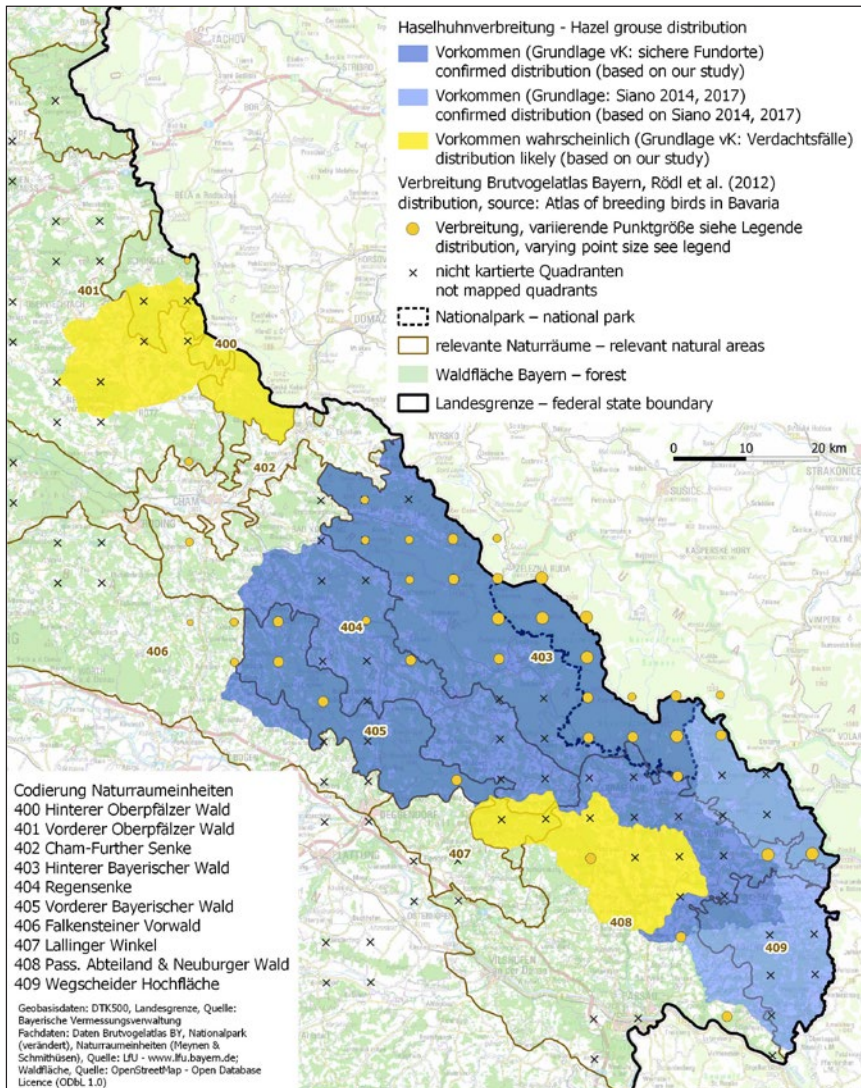


Abb. 5: Haselhuhnverbreitung im Bayerischen (Naturräume 403–409) und im südlichen Oberpfälzer Wald (Naturräume 400–401). vK: vorliegende Kartierung. Erläuternde Angabe zu Daten aus dem Brutvogelatlas Rödel et al. (2012): Häufigkeitsklassen entsprechend der zunehmenden Punktgröße: 1, 2–3, 4–7, 8–20 Reviere, ein Punkt entspricht einem besetzten TK25-Viertelquadranten. – *Hazel Grouse distribution in the Bavarian and the southern Upper Palatinate Forest. Explanatory information on data from the breeding bird atlas (Rödel et al. 2012): frequency classes correspondent to increasing point size: 1, 2–3, 4–7, 8–20 territories.*

kleinräumig im südlichen Vorderen Bayerischen Wald sowie der südlichen Regenschenke wird die Arealausdehnung lediglich durch Verdachtsfälle gestützt (Abb. 5). Eine Besiedlung durch das Haselhuhn ist hier jedoch sehr wahrscheinlich (Tab. 2; vgl. 4.3). In den nördlichen (Teile der Regenschenke), den südwestlichen und südlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes entlang des Donaurandbruchs (weite Teile des Falkensteiner Vorwaldes, Lallinger Winkel, Teile des Passauer Abteillandes) gelang kein Hinweis auf etablierte Vorkommen. Eingestreute Offenlandbereiche sind nicht Teil des besiedelten Areal, scheinen aber innerhalb des Verbreitungsgebietes die Lebensraumnutzung nicht auszuschließen, wenn auch die Bestandsdichte lokal schwankt (vgl. 3.4). Das in Abb. 5 aufgezeigte Vorkommen im Bayerischen Wald (inkl. das auf Verdachtsfälle gestützte Areal) umfasst eine Fläche von 2.842 km², die sich aus 62 % Wald und 38 % nicht bewaldeten Arealen zusam-

menstzt. Die potenziell besiedelte Fläche umfasst somit knapp 1.800 km².

Im südlichen Oberpfälzer Wald beruht die Verbreitungsangabe auf nur wenigen Verdachtsfällen. Selbst eine intensivierte Nachsuche, gestützt durch Ergänzungsrouten und Doppelbegehungen, führte hier nicht zu einem eindeutigen Nachweis. Unter anderem aufgrund der Nähe zur Haselhuhnpopulation des Bayerischen Waldes wurden die Verdachtsfälle hinsichtlich ihrer Aussagekraft als wahrscheinlich eingestuft (vgl. Tab. 2 und 4.3). Der nördliche und mittlere Oberpfälzer Wald blieben frei von Haselhuhnfundorten und sind somit nach der aktuellen Datenlage als nicht besiedelt einzuordnen.

Neben den bereits beschriebenen zwei Vorkommen tritt die Art äußerst kleinräumig und isoliert im Frankwald auf (Abb. 4), was auf ein Wiederansiedlungsprojekt im benachbarten Thüringen zurückgeht (Klaus

et al. 2009, 2015). Aufgrund der Auswilderungsbemühungen ist das dortige Auftreten des Haselhuhns zum Zeitpunkt der Erfassung als sehr wahrscheinlich einzuordnen.

In allen weiteren geprüften Arealen außerhalb der Alpen konnten keine Haselhuhnvorkommen bestätigt werden. Das betrifft die bayerische Rhön, das Fichtelgebirge, den Nürnberger Reichswald, das Steinkart sowie die überprüften Flächen des Alpenvorlandes (Abb. 4). Im Nürnberger Reichswald ergab sich zwar der Verdachtsfall einer Huderpfanne, der jedoch im Rahmen intensiver Nachsuchen nicht bestätigt werden konnte. Ein rezentes Haselhuhnvorkommen ist hier aus verschiedenen Gründen als äußerst unwahrscheinlich einzuordnen (Tab. 2; vgl. 4.3).

3.4 Siedlungsdichten und Bestandsschätzung für den Bayerischen Wald

Die Siedlungsdichte im Bayerischen Wald beträgt auf Landschaftsebene im Herbst 1,5 bis 2,9 Ind./100 ha (Tab. 4). Die zweifache Begehung von 13 im Bayerischen Wald verteilten Routen ermöglicht einen Vergleich zwischen dem Herbstbestand und dem darauffolgenden Frühjahrs. Hier ergibt sich nur ein geringer Unterschied zwischen den Werten (Tab. 4). Ein anderes Bild zeigt sich bei Betrachtung der saisonalen Bestandsgrößen begrenzt auf den Nationalpark Bayerischer Wald. Hier trat im Herbst mit etwa 3–6 Ind./100 ha eine mehr als doppelt so hohe Individuendichte wie im Frühjahr desselben Jahres auf. Wie Tab. 4 zudem zeigt,

ergeben sich deutliche Unterschiede in der Bestandsgröße bei separater Betrachtung verschiedener Naturräume. Mit einem Herbstbestand von etwa 2–4 Ind./100 ha tritt eine hohe Dichte auch in den über den Nationalpark hinausgehenden Teilen des Hinteren Bayerischen Waldes auf. Die für dieses zusammenhängende Waldgebiet der Hochlagen ermittelten Bestandsgrößen lagen deutlich über den Vergleichswerten der angrenzenden Naturräume, in denen lediglich 0,7 bis 1,5 Ind./100 ha ermittelt werden konnten (Tab. 4).

Unter Berücksichtigung der auf Landschaftsebene ermittelten Bestandsgröße von 1,5 bis 2,9 Ind./100 ha (vgl. Tab. 4) und der in Abschnitt 2.4 beschriebenen methodischen Grundsätze ergibt sich für den Bayerischen Wald ein Haselhuhnbestand von etwa 2.400 bis 4.900 Individuen.

Für die Vorkommen im Frankenwald und im südlichen Oberpfälzer Wald ist lediglich von äußerst geringen Bestandsdichten oder Einzelvögeln (Frankenwald) auszugehen. Der geschätzte Bestand für das außeralpine Bayern erhöht sich unter diesen Bedingungen nicht.

3.5 Einfluss der Bestandsdichte auf die Anzahl Gesangsreaktionen im Bayerischen Wald

Die mit Abstand meisten Reaktionen auf das Locken gelangen im Hinteren Bayerischen Wald, wo auch die Bestandsdichte am höchsten war (Tab. 5). In den anderen Naturräumen mit deutlich geringerer Siedlungsdichte gelangen entweder überhaupt keine Gesangs-

Tab. 4: Bestandsdichten im Bayerischen Wald. NP: Nationalpark, Min: Minimum, Max: Maximum. – *Hazel Grouse population densities in the Bavarian Forest. 'Herbst': autumn, 'Frühjahr': spring.*

Untersuchungsgebiet bzw. Naturraum – study area / natural area	Kartiersaison – survey season	Anzahl Routen – number of transects [n]	Bestandsdichte – population density [Ind./100 ha]	
			Min	Max
Bayerischer Wald gesamt	Herbst 2018	22	1,5	2,9
Bayerischer Wald gesamt, Erst- und Zweitbegehung	Herbst 2018	13	1,5	3,0
	Frühjahr 2019	13	1,7	3,3
Hinterer Bayerischer Wald, Nationalpark (NP), Erst- und Zweitbegehung	Frühjahr 2021	6	1,4	2,8
	Herbst 2021	6	2,9	5,8
Hinterer Bayerischer Wald, außerhalb des NP	Herbst 2018	12	2,0	4,1
Vorderer Bayerischer Wald		6	0,7	1,5
Regensenke, Passauer Abteiland, Wegscheider Hochfläche		4	0,8	1,5

Tab. 5: Bestandsdichten und Anzahl Gesangsreaktionen in den vom Haselhuhnverbreitungsareal berührten Naturräumen des Bayerischen Waldes auf Basis der Herbstkartierung 2018. Die hier angegebene Bestandsdichte ist der Mittelwert aus dem entsprechenden Minimum- und Maximumwert in Tabelle 4. Definition „zu erwartender Wert“ siehe Abschnitt 2.5 – *Population densities and number of singing males in different parts of the Bavarian Forest (survey in autumn 2018). The population density is the average of the corresponding minimum and maximum value in Table 4. Definition of „expected number of singing males“ see 2.5.*

Naturräume (NR) – <i>natural areas (parts of the Bavarian Forest)</i>	Hinterer Bayerischer Wald	Vorderer Bayerischer Wald	sonstige NR Bayerischer Wald
Anzahl Routen – <i>number of transects</i> [n]	12	6	4
Bestandsdichte – <i>population density</i> [Ind./100 ha]	3,1	1,1	1,1
erfasste Anzahl Gesangsreaktionen – <i>number of counted singing males</i> [n]	8	1	0
zu erwartende Anzahl Gesangsreaktionen – <i>expected number of singing males</i> [n]	8	3	3

nachweise oder es reagierten lediglich einzelne Hähne. Die Anzahl antwortender Hähne lag dabei deutlich unter dem zu erwartenden Wert, wonach in den weniger dicht besiedelten Arealen mit jeweils drei Gesangsreaktionen zu rechnen gewesen wäre.

4 Diskussion

4.1 Erfassungsmethodik

Häufig wird das Haselhuhn als schwer erfassbare Art beschrieben (z. B. Bezzel et al. 2005; Gedeon et al. 2014; Bergmann & Klaus 2016), mit entsprechenden Auswirkungen auf die verfügbare Datenbasis wie Über- oder Unterschätzung des Bestandes, Lücken in den Verbreitungsangaben, Unklarheiten zum Auftreten von Kleinvorkommen oder Unsicherheiten bei Bestandsangaben. Die heimliche Lebensweise des Haselhuhns stellt an seine Erfassung besondere Anforderungen, was entsprechende Artkenntnis und das nötige Know-how voraussetzt (Klaus & Bergmann 2021; Siano & Berchtold 2023). Hierzu zählt umfassende Kartier- und Methodenerfahrung, was unter anderem das geschulte Auge bei der Suche nach indirekten Nachweisen und deren korrektes Erkennen und Einordnen einschließt. Deshalb ist die Erhebung des Haselhuhns nicht im Rahmen ornithologischer Flächenkartierungen umsetzbar, sondern erfordert eine artbezogene Erfassung.

Geeignete Haselhuhnerfassungsmethoden liegen vor und beschreiben die Vorgehensweise in der Fläche, Erfassungszeiträume sowie Details zu den direkten und indirekten Nachweismethoden (Wiesner et al. 1977; Pakkala et al. 1983; Swenson 1991a; Bergmann et al. 1996; Kämpfer-Lauenstein 2018; Klaus & Bergmann 2021). Für die großräumige Haselhuhnkartierung im außeralpinen Bayern kam eine Kombination verschiede-

ner methodischer Ansätze zum Einsatz. Dabei wurde entlang von Transekten die Erfassung singender Hähne mit der Nachsuche nach indirekten Nachweisen verknüpft. Ein solches Vorgehen ist im Zuge von Haselhuhnerhebungen gängige Praxis (z. B. Klaus 2007; Kajtoch et al. 2012; Matysek et al. 2018; Klaus & Ludwig 2021; Ludwig et al. 2021) und steigert die Nachweiswahrscheinlichkeit und Datenqualität deutlich.

Eine zeitlich beschränkte Erfassung auf die frühen Vormittags- und die Nachmittagsstunden, wie in Andretzke et al. (2005) empfohlen, erfolgte nicht. Diese Empfehlung beruht auf Erkenntnissen, dass die Reaktionen auf den nachgeahmten Gesang mittags zurückgehen (Swenson 1991a). Aus den Angaben in Swenson (1991a) wird aber auch ersichtlich, dass im Zuge der von ihm beschriebenen Punkt-Stopp-Methode, die ausschließlich auf Gesangsreaktionen aufbaut, die Kartierung mittags nicht unterbrochen werden muss. Wie unsere Studie zudem zeigt, gelangen Gesangsreaktionen im Bayerischen Wald häufig am späten Vormittag oder mittags (unveröffentl. Daten). Hinzu kommt, dass bei unserer Erhebung neben Gesangsreaktionen auch indirekte Nachweise erfasst wurden. Das im tschechischen Böhmerwald etablierte Langzeitmonitoring wird mit der gleichen Methodik und zu vergleichbaren Tageszeiten durchgeführt und erzielt seit Jahrzehnten belastbare Daten (Klaus 1996, 2007; Klaus & Ludwig 2021; Klaus pers. Mitt.).

Die Wahrscheinlichkeit einer Reaktion auf die Klangattrappe und somit auch die Nachweisdichte wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Neben jahreszeitlichen Schwankungen zählen hierzu beispielsweise die individuelle Reaktionsbereitschaft der Hähne, die Vegetationsdichte, die Position von Kartierendem und Hahn (Hörweite), die Siedlungsdichte oder Wetterbe-

dingungen (Pynnönen 1954; Wiesner et al. 1977; Scherzinger 1981; Bergmann et al. 1996). Jedoch bietet auch hier die kombinierte Erfassung von direkten und indirekten Nachweisen Vorteile, denn die zusätzliche Erhebung indirekter Nachweise kann ausbleibende Reaktionen kompensieren. Dabei wird davon ausgegangen, dass aufgrund der kleinräumigen Wohngebietsgrößen des Haselhuhns (vgl. 4.5) die Wahrscheinlichkeit, indirekte Nachweise aufzufinden, recht hoch ist, da diese räumlich konzentriert auftreten.

4.2 Nachweisverteilung und -interpretation

Das überwiegende Auftreten indirekter Nachweise, wie im Falle der vorliegenden Kartierung, ist auch aus anderen Haselhuhnerfassungen bekannt. Dabei wird auf Anteile von 70 bzw. 94 % verwiesen (Sewitz & Klaus 1997; Mathys et al. 2006). Huderpfannen spielen dabei eine entscheidende Rolle. Im Zuge des Langzeitmonitorings im Böhmerwald wurden 90 % der indirekten Nachweise mittels Huderpfannen erbracht (Klaus & Bergmann 2021). Auch in der vorliegenden Kartierung zeigte sich ein hoher Anteil an Sandbadestellen.

Die kritische Beurteilung von Huderpfannen hinsichtlich ihrer Einordnung als sichere Funde oder Verdachtsfälle dient dazu, mit Zweifeln behaftete Funde nicht uneingeschränkt eindeutigen Nachweisen gleichzustellen. Auch soll damit der Forderung nach einem angemessenen Kriteriensystem für die qualitative Einordnung von Haselhuhnmeldungen entsprochen werden (Weiss & Jöbges 2018). Die hier vorgestellte Vorgehensweise kann dazu dienen, von Spezialisten erhobene Huderpfannenfundorte einzuordnen, ist für die Prüfung externer Meldedaten – z.B. von ornithologischen Plattformen etc. – jedoch nicht ausreichend. Letztere sollten einer intensiveren Kontrolle durch Artexperten unterzogen werden. Besonders relevant ist eine solche Kontrolle, wenn Hinweise fernab bestätigter Vorkommen auftreten. Damit eine Überprüfung der Meldungen möglich ist, müssen diese gut dokumentiert sein. Zu empfehlen ist die Aufnahme des Haselhuhns in die nationale Liste meldepflichtiger Arten der Deutschen Avifaunistischen Kommission (DAK), wobei als Einschränkung Funde abseits der Alpen und des Bayerischen Waldes definiert werden könnten. Bereits bei Lieser (2015) findet sich der Hinweis auf eine entsprechende Berücksichtigung des Haselhuhns.

Im Herbst gelangen mehr direkte Nachweise als im Frühjahr. Der größte Teil davon waren Gesangsreaktionen auf das Locken. Die Reaktionsbereitschaft im Herbst wird deshalb als höher eingeschätzt. Ein solcher Befund geht auch aus Daten Pynnönens (1954) hervor, wenn gleich Swenson (1991a) keine Unterschiede zwischen den Jahreszeiten feststellen konnte. Besteht die Wahlmöglichkeit, ist aufgrund unserer Ergebnisse die Herbstkartierung der im Frühjahr vorzuziehen, auch da gegen Ende des Jahres häufig höhere Bestandsdichten auftreten (vgl. 4.4), was wiederum die Nachweis-

wahrscheinlichkeit (direkt und indirekt) steigern kann.

Mit abnehmender Siedlungsdichte sank die Anzahl der Gesangsreaktionen deutlich und zudem stärker als zu erwarten war. Das bestätigt die bereits wiederholt formulierte Vermutung, dass Reaktionen auf das Locken in dünner besiedelten und fragmentierten Arealen nachlassen (Bergmann et al. 1996; Sewitz & Klaus 1997; Siano 2017; Klaus pers. Mitt.). Dies steht im Widerspruch zu den Ergebnissen Swensons (1991a), die zeigen, dass variierende Bestandsdichten die Reaktionsrate nicht beeinflussten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei der von Swenson (1991a) angewandten Methodik an festen Kontrollpunkten über sechs Minuten hinweg gelockt wird. In der vorliegenden Studie war der Erfasser während des Lockens hingegen zumeist in Bewegung. Bei zukünftigen Erhebungen ist unter Einsatz der in unserer Studie genutzten Methodik deshalb eine geringe Reaktionsbereitschaft in schwach besiedelten Gebieten einzukalkulieren. In individuen-schwachen Populationen und Nachsuchgebieten ohne bestätigte Vorkommen kann die Anwendung der Punkt-Stopp-Methode von Swenson (1991a) oder der ergänzende bzw. alternative Einsatz anderer Verfahrensweisen sinnvoll sein. Hierzu zählen beispielsweise die gezielte Suche nach Losung im Winter, die dann unter Nahrungs- und Schlafbäumen besser aufzufinden ist (Zbinden 1979; Schmidt & Held 1991; Schäublin & Bollmann 2011), der Einsatz von Wildkameras an potenziellen Huderstellen (Stephani et al. 2014) oder Horchboxen, um singende Hähne zu erfassen (Zimmermann 2022; Bokämper, Müller pers. Mitt.), bis hin zum Einsatz professionell ausgebildeter Artenspürhunde, die gezielt Raufußhuhnnachweise aufspüren können (Amar et al. 2004; Taubmann & Ramlow 2019; Weiss & Junge 2021; Taubmann pers. Mitt.).

4.3 Zum Haselhuhnvorkommen im außeralpinen Bayern

Bayerischer und Oberpfälzer Wald

Der Bayerische Wald ist außerhalb der Alpen das einzige Haselhuhnvorkommen Deutschlands mit einer individuenstarken, sich selbst tragenden Population. In seiner Gesamtheit beheimatet der Böhmerwald (DE, CZ, AT) die zweitgrößte westeuropäische Population (Klaus & Bergmann 2004). Wie die vorliegende Kartierung zeigt, ist die Art auch aktuell noch in einem vergleichsweise großen Areal des Bayerischen Waldes verbreitet. Jedoch erstreckte sich Mitte des 20. Jahrhunderts ihr Vorkommen noch deutlich über die Grenzen der aktuellen Schätzung hinaus (Popp & Müller 1966; Wüst 1981; Nitsche & Plachter 1987; Glutz von Blotzheim et al. 1994). Das Haselhuhn besiedelte die Waldflächen nördlich der Donau vom Donaustauffer Forst (nahe Regensburg) bis an die Bundesgrenze zu Österreich, was nahezu den gesamten Bayerischen Wald umfasste. Dabei erstreckte sich das Vorkommen sogar über die Donau hinaus – z.B. im Neuburger Wald. Als Schwerpunkte

der Verbreitung werden die ehemaligen Kreise Viechtach, Kötzing, Deggendorf, Regen, Grafenau und Wegscheid genannt. Diese damaligen Vorkommensschwerpunkte sind überwiegend auch heute noch besiedelt. Jedoch wurden Randareale bzw. angrenzende Gebiete geräumt und die individuenreichen Verbreitungszentren haben sich räumlich reduziert. Neben der vorliegenden Studie belegt dies auch eine Umfrage unter Jagdinhabern im Landkreis Regen. Hier zeigte sich eine starke Abnahme oder ein regionales Erlöschen der Art in 57 % der betroffenen Jagdreviere (Hofmeister 2009). Das bei Rödel et al. (2012) aufgezeigte, in den nördlichen Teil des Bayerischen Waldes hineinragende Vorkommen südlich Cham und Roding blieb im Rahmen der Kartierung unbestätigt (vgl. Abb. 5). Überwiegend ungünstige Lebensraumbedingungen und Fragmentierung scheinen hierfür ein Grund zu sein (vgl. 4.5). Letzteres könnte auch die ausbleibende Besiedlung Donau-naher Waldgebiete begründen. In den Randbereichen des Vorkommens kann es aber durchaus zu räumlichen und zeitlichen Variationen der Arealausdehnung kommen, wie vereinzelte Beobachtungen außerhalb des in dieser Studie beschriebenen Verbreitungsgebietes zeigen (Scherzinger pers. Mitt.). Solche Verschiebungen sind am Arealrand nicht ungewöhnlich und sollten im Zuge regionaler Populationsstudien überwacht werden, um eine dauerhafte Besiedlung von kurzzeitigen Dispersionsphasen zu unterscheiden. Für die Areale des Bayerischen Waldes, in denen lediglich Verdachtsfälle auftraten, wird eine Besiedlung als sehr wahrscheinlich angenommen, da sich diese Waldflächen unmittelbar an das durch eindeutige Belege gesicherte Areal anschließen und hier zudem mehrere Verdachtsfälle an einer Route auftraten. Angrenzend an die Hochlagen des Bayerischen Waldes sind grenzüberschreitend im benachbarten Tschechien weite Teile des Böhmerwaldes besiedelt, in etwa von Nýrsko im Nordwesten bis auf Höhe der Stadt Horní Planá im Bezirk Český Krumlov (Šťastný et al. 2021). Darüber hinaus zeigt sich eine nur noch lückige Besiedlung bis zum Novohradské hory (Gratzener Bergland) bzw. bis an den nördlich davon gelegenen Höhenzug des Homolka (Bezirk Jindřichův Hradec). An den südlichen und südöstlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes, im Grenzbereich zu Österreich, stützen kürzlich durchgeführte Haselhuhnkartierungen die Verbreitungsangabe (Siano 2014, 2017). Während hier noch um die Jahrtausendwende davon auszugehen war, dass sich das Vorkommen grenzüberschreitend in den Waldflächen Oberösterreichs fortsetzte (Pühringer 2003), scheint sich das grenznahe Haselhuhnareal dort aktuell nur noch auf die Hochlagen des Böhmerwaldes zu beschränken (Pühringer & Pfleger 2020). Das steht im Widerspruch zur Annahme, dass der grenznahe Waldkorridor auf österreichischer Seite als bedeutender Brückenschlag zwischen den dünn besiedelten und fragmentierten Waldflächen der Wegscheider Hochflä-

che und dem kompakten Waldband der Hochlagen des südlichen Bayerischen Waldes fungiert (Siano 2017). Möglicherweise wurde die Art bei bisherigen avifaunistischen Erhebungen in diesem Bereich übersehen. Zumindest für die Waldareale zwischen Nebelberg und Schwarzenberg am Böhmerwald (vgl. Mayer 1978) wäre deshalb eine Haselhuhnkartierung zur Überprüfung sinnvoll. Aus dem aktuellen Brutvogelatlas Oberösterreichs ist auch abzulesen (Pühringer & Pfleger 2020), dass weite Teile des in Mayer (1978) aufgezeigten Haselhuhn-vorkommens im nördlichen Oberösterreich (Sauwald, Mühlviertel) heute so nicht mehr existieren. Vielmehr besteht eine ausgeprägte Verbreitungslücke zwischen den Hochlagen des Böhmerwaldes und denen des östlichen Mühlviertels.

Mindestens 25–30 km südwestlich des vom Haselhuhn besiedelten Areals im Bayerischen Wald befindet sich nahe Bad Griesbach das Waldgebiet Steinkart (Abb. 4). Aufgrund externer Meldungen (Lermer pers. Mitt.) wurde in diesem Gebiet gezielt nach der Art gesucht, wobei ein Haselhuhn-vorkommen nicht bestätigt werden konnte. Weder aktuell noch rückblickend für die letzten 120 Jahre finden sich in der Literatur Hinweise auf eine Besiedlung dieses Areals (Jäckel 1891; Popp & Müller 1966; Nitsche & Plachter 1987; Bezzel et al. 2005; Rödl et al. 2012). Während in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts der Neuburger Wald bei Passau und das heute stark fragmentierte Waldareal westlich von Andorf im angrenzenden Oberösterreich die nächstgelegenen Vorkommen waren (Popp & Müller 1966; Mayer 1978), sind diese Gebiete aktuell frei von Haselhühnern (Rödl et al. 2012; Pühringer & Pfleger 2020; Siano unveröffentl. Kontrollen). Somit befinden sich die rezenten ostbayerischen Haselhuhn-vorkommen alle nördlich der Donau, wobei sie eine stark zergliederte Wald-Offenlandschaft vom Steinkart trennt.

Aus Kren (2000) geht für Tschechien noch in den 1990er Jahren im grenzparallel verlaufenden Waldband ein durchgehendes Vorkommen vom südlichen Šumava bis in die nördlichen Ausläufer des Oberpfälzer Waldes hervor. Das trifft so jedoch nicht mehr zu. Vielmehr scheint ein solches lückenloses Vorkommen seit mindestens 50 Jahren nicht mehr existent – weder auf böhmischer Seite (Šťastný et al. 2021) noch in den unmittelbar angrenzenden Waldflächen Bayerns (Nitsche & Plachter 1987; Bezzel et al. 2005; Rödl et al. 2012). Seit den 1970er Jahren werden im Oberpfälzer Wald bzw. dem Český les lediglich kleinräumige, verinselte Vorkommen aufgeführt, wobei größere Waldareale unbesiedelt schienen. Aktuelle Literaturangaben lassen am ehesten auf ein sporadisches und individuen schwaches Auftreten des Haselhuhns im südlichen Oberpfälzer Wald schließen (Rödl et al. 2012; Šťastný et al. 2021). Die wenigen eigenen Fundorte – ausnahmslos Verdachtsfälle – scheinen diese Angaben zu bestätigen und resultieren in einem räumlich begrenzten Vorkommen

(Abb. 5). In den Waldflächen des nördlichen und mittleren Oberpfälzer Waldes blieben Hinweise auf Haselhuhnpräsenz aus. Entsprechend muss die von Bergmann et al. (1996) beschriebene Verbreitungsgrenze bei Neustadt an der Waldnaab nach Süden verschoben werden, da die vorliegende Kartierung keine Hinweise dafür liefert, dass Waldflächen nördlich einer Linie Oberviechtach – Schönsee besiedelt sind. Das gesicherte Verbreitungsareal im Bayerischen Wald liegt 7–13 km von dem im südlichen Oberpfälzer Wald angenommenen Vorkommen entfernt. Die kaum bewaldete Cham-Further Senke dürfte als Ausbreitungsbarriere wirken. Zudem bestehen größere Siedlungslücken in der nördlichen Regensenke und dem Falkensteiner Vorwald (Abb. 5). Unter Berücksichtigung der eigenen Ergebnisse, positiver regionaler Befunde aus Literaturangaben und da eine Zuwanderung aus der Population im Bayerischen Wald möglich erscheint, wurden die Verdachtsfälle hinsichtlich ihrer Aussagekraft dennoch als wahrscheinlich eingestuft (vgl. Tab. 2).

Das Haselhuhn im nördlichen Bayern

In Nordbayern ist das Haselhuhn nur noch in einem kleinräumigen Areal im Frankenwald zu finden. Dieses Inselvorkommen beruht auf einem Wiederansiedlungsprojekt, das im Jahr 2001 in unmittelbar angrenzenden Flächen in Thüringen begonnen wurde (Klaus et al. 2009, 2015). Seit Projektbeginn sind mehr als 200 Zucht- und Wildvögel in die Freiheit entlassen worden, was in mehreren Reproduktionsnachweisen und zumindest zwischenzeitlich auch in höheren Nachweisdichten resultierte (Klaus et al. 2015; Klaus & Hoffmann 2020). Dabei strahlte die Gründerpopulation auch in die angrenzenden bayerischen Waldflächen aus. Obwohl im Auswilderungsgebiet bundeslandübergreifend günstige Habitatbedingungen herrschen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2020; Siano 2021; Siano & Weindel unveröffentl.), gelang es bisher nicht, eine individuenstarke Population zu etablieren. Vielmehr treten aktuell lediglich Einzelindividuen auf (Siano 2021; vorliegende Studie). Sollte die Auswilderung im Thüringer Frankenwald eingestellt werden, kann von einem zeitnahen Erlöschen dieses Vorkommens ausgegangen werden.

Weder in der bayerischen Rhön noch im Fichtelgebirge gelang es im Zuge dieser Studie das Haselhuhn nachzuweisen. Wie aus verschiedenen Quellen hervorgeht, war die Rhön etwa ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts frei von Haselhühnern (Popp & Müller 1966; Berg-Schlosser 1968; Wüst 1981; Nitsche & Plachter 1987; Bergmann et al. 1996; Jürgens 2000). Im Unterschied dazu weisen jüngere Brutvogelatanten dort ein isoliertes Haselhuhnvorkommen aus (Bezzel et al. 2005; Rödl et al. 2012). Historische Quellen und aktuellere Angaben stehen somit im Widerspruch. Spezielle Kartierungen, die der schwer erfassbaren Art gerecht werden, erfolgten nach Kenntnis der Verfasser

bisher nicht. Die isolierte Lage – fernab einer stabilen Population – und die eingeschränkte Lebensraumqualität in der Region (Siano & Weindel unveröffentl.) lassen ein Vorkommen des Haselhuhns nicht erwarten, was auch die aktuelle Nachsuche bestätigt. Es ist denkbar, dass jüngere Beobachtungen Birkhennen (*Lyrurus tetrix*) betreffen. Birkhühner kommen nur unweit entfernt des Kontrollgebietes in der Langen Rhön vor (Kirchner 2015). In Habitatstrukturen, die beide Arten nutzen können, beispielsweise Waldsukzessionsflächen, kann es durchaus zu Verwechslungen kommen; auch, da flüchtende Vögel meist nur sehr kurz zu sehen sind. Gleiches gilt für die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), die in nahezu allen untersuchten Landschaften vorkommt und ein hohes Verwechslungspotenzial bietet. Im Fichtelgebirge wurde das Haselhuhn noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts bejagt und bis in die 1960er Jahre wird von einem Vorkommen in dem Mittelgebirge berichtet (Wüst 1981; Gubitz & Pfeifer 1993; Feulner & Müller 1994). Für das Jahr 1964 werden für den ehemaligen Landkreis Rehau zehn Individuen angegeben (Popp & Müller 1966; Wüst 1981). Bergmann et al. (1996) zweifeln jedoch an, dass das Haselhuhn zu diesem Zeitpunkt noch im Fichtelgebirge auftrat. Umso erstaunlicher ist es, dass sich bei Bezzel et al. (2005) die Angabe eines kleinen Inselvorkommens findet, das vermutlich auf externe Einzelmeldungen zurückgeht. Externe Hinweise auf Haselhuhnpräsenz treten aus verschiedenen Quellen von den 1990er Jahren bis 2018 in geringer Anzahl auf (Gubitz & Pfeifer 1993; Feulner & Müller 1994; Gerstberger schriftl. Mitt.; Scheidler, Gorny schriftl. Mitt.). Diese Meldungen sind jedoch fast nie durch eindeutige Belege untermauert und auch nicht detailliert dokumentiert. Ein Fotobeleg aus der Region, Anfang der 2000er Jahre, wird auf einen ausgewilderten Vogel zurückgeführt (Klaus & Bergmann 2004). Eine systematische, artbezogene Nachsuche fand nach Kenntnis der Verfasser in den letzten 30 Jahre nicht statt. Gerstberger & Spitznagel (2009) erwähnen lediglich „intensive Bemühungen von Ornithologen“, die jedoch keinen belastbaren Haselhuhnnachweis hervorbringen konnten. Darüber hinaus verweisen lokale Artenkenner auf fehlende Nachweise seit Jahrzehnten (Hertel pers. Mitt.; Liegl pers. Mitt.). Da eigene Funde im Fichtelgebirge ausblieben und auch im nördlichen Oberpfälzer Wald und im benachbarten Český les in Tschechien keine Vorkommen bekannt sind (Štátný et al. 2021; vorliegende Studie), kann eine lokale Haselhuhnpopulation im Fichtelgebirge ausgeschlossen werden.

Existiert ein Haselhuhnvorkommen im Nürnberger Reichswald?

Während eine isolierte Haselhuhnpopulation im Nürnberger Reichswald im bayerischen Brutvogelatlas der 1980er Jahre nicht belegt ist (Nitsche & Plachter 1987), wird ein solches in den letzten beiden Brutvogelatanten

Bayerns angegeben (Bezzel et al. 2005; Rödl et al. 2012). Externe Nachweise scheinen ein solches Vorkommen bis heute zu bestätigen (Brünner schriftl. Mitt.). Jedoch liegen eindeutige Belege wie Fotos von Individuen oder belegte Losungs- und Federfunde unserer Kenntnis nach nicht vor. Indizien auf ein aktuelles Haselhuhn-vorkommen in dieser Region stehen zudem entgegen den historischen Angaben. Jäckel (1891) schreibt seinerzeit bereits, dass das Haselhuhn in Mittelfranken fehlte und verweist explizit darauf, dass im Nürnberger Reichswald im 19. Jahrhundert kein festes Vorkommen bestand. Aus der für die 1960er Jahre von Popp & Müller (1966) erstellten Übersicht zu den Raufußhuhnbeständen Deutschlands geht Mittelfranken ebenfalls als vom Haselhuhn nicht besiedelt hervor. Quellpopulationen im unmittelbaren Umfeld existieren nicht und auch ein Brückenschlag zum nächstgrößeren Vorkommen im Bayerischen Wald bestand mindestens die letzten 40 Jahre nicht. In dieser Zeit waren weder der nördliche Oberpfälzer Wald noch die Fränkische Alb vom Haselhuhn dauerhaft bzw. flächendeckend besiedelt (z. B. Nitsche & Plachter 1987; Rödl et al. 2012; vorliegende Kartierung). Für die Fränkische Alb sind selbst in der historischen Literatur keine klaren Hinweise auf deren letztbekannte dauerhafte Besiedlung zu finden (vgl. Jäckel 1891; Valentinitich 1892; Popp & Müller 1966). Somit ist auch eine potenzielle Wiederbesiedlung in jüngerer Vergangenheit nicht nachvollziehbar; auch, da seit Jahrzehnten der Bestandstrend deutschlandweit rückläufig ist (Popp & Müller 1966; Glutz von Blotzheim et al. 1994; Gedeon et al. 2014). Die Standorttreue und das eingeschränkte Abwanderungsverhalten der Art sowie Lebensraumfragmentierung (vgl. 4.5) kommen erschwerend hinzu. Aktuell bemüht sich die regional angesiedelte Interessengemeinschaft Raufußhühner unter Einsatz verschiedener Hilfsmittel (Wildkameras, Horchboxen, speziell ausgebildeter Spürhund) intensiv darum, einen eindeutigen Haselhuhnnachweis zu erbringen, bisher jedoch ohne Erfolg (Brünner pers. Mitt.).

Im Zuge unserer Kartierung ergab sich im Lorenzer Reichswald der Verdachtsfall einer Huderpfanne, was weitere Kontrollen zur Folge hatte, die jedoch ohne positives Ergebnis blieben. Inwiefern die potenzielle Huderpfanne auf andere sandbadende Vogelarten (vgl. z. B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1994) zurückzuführen ist bleibt offen. Die Begleitumstände im Nürnberger Reichswald – historische Bestandsentwicklung, Ausbleiben eindeutiger Nachweise im Zuge der vorliegenden Kartierung und im Rahmen externer Bemühungen, das Fehlen einer Quellpopulation sowie die eingeschränkte Lebensraumqualität (Siano & Weindel unveröffentl.) – führen dazu, dass der Verdachtsfall hinsichtlich seiner Aussagekraft als Haselhuhnbeleg als unwahrscheinlich einzustufen ist (vgl. Tab. 2). Ein lokales Haselhuhn-vorkommen kann somit im Nürnberger Reichswald nicht bestätigt werden und

ist aufgrund der oben genannten Aspekte auch nicht zu erwarten.

Situation im Alpenvorland

Historisch betrachtet erstreckte sich das Verbreitungsgebiet des Haselhuhns weit in das Alpenvorland hinein (Wiedemann 1888; Jäckel 1891). Für die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts wird jedoch davon ausgegangen, dass die Art aus dem gesamten Alpenvorland als Brutvogel verschwunden ist (Wüst 1981; Glutz von Blotzheim et al. 1994). Aufgrund der Nähe zum großräumig und dauerhaft besiedelten Alpenraum ist ein regional übersehenes Vorkommen oder eine Wiederbesiedlung Alpen-naher Waldareale jedoch durchaus vorstellbar. Die Haselhuhn-vorkommensgebiete in den Alpen befinden sich nur etwa fünf bis 20 km von den untersuchten Waldflächen entfernt oder grenzen direkt an diese an (Rödl et al. 2012; Berchtold 2020, 2022). Darüber hinaus deuten Angaben im bayerischen Brutvogelatlas auf eine lokale Besiedlung der Adelegg, des Pfaffenwinkels und der Waldgebiete um den Taubenberg hin (Lage siehe Abb. 4; Rödl et al. 2012). Im Zuge der vorliegenden Kartierung gelang es jedoch nicht, in den kontrollierten Waldflächen Belege für eine Besiedlung zu finden. Auch Verdachtsfälle traten nicht auf. Für einige der Areale dürfte die eingeschränkte Lebensraumqualität bzw. die Waldfragmentierung in Richtung der Quellpopulation Grund dafür sein. In der Adelegg finden sich beispielsweise kaum geeignete Habitatbedingungen für ein permanentes Auftreten der Art (Siano & Weindel unveröffentl.). Im Kempter Wald und dem Sulzschneider Forst (Allgäu, Abb. 4) treten hingegen äußerst günstige Lebensraumbedingungen auf (Siano & Weindel unveröffentl.), jedoch scheint hier die stark ausgeprägte Waldfragmentierung den Alpenraum eine kaum überwindbare Barriere zu sein. Im Pfaffenwinkel und den Waldgebieten am Taubenberg würde das moderate Auftreten geeigneter Habitatstrukturen (Siano & Weindel unveröffentl.) bei zugleich gemäßigt ausgeprägter Waldfragmentierung und dem Vorhandensein potenzieller Korridore (z. B. Ammertal) hingegen eine Besiedlung bei Populationsdruck aus dem alpinen Vorkommensgebiet zulassen. Auch wenn im Rahmen der vorliegenden Kartierung keine Nachweise im Alpenvorland erbracht werden konnten, ist hier zukünftig mit dem Auftreten der Art zu rechnen. Insbesondere dispergierende Jungvögel sind zu erwarten. Entsprechende Einzelnachweise bis zu 35 km außerhalb der Alpen liegen vor (Bergmann et al. 1996; Dietzen 1996; Lohmann & Rudolph 2006; Siering schriftl. Mitt.). Allerdings ist dabei klar zwischen einer dauerhaften Etablierung der Art und Dispersion von Einzelvögeln zu unterscheiden. Erstere ist aktuell am ehesten in den wenig fragmentierten und als Lebensraum gut geeigneten Waldgebieten nahe der Quellpopulation zu erwarten. Meldungen fernab des Alpenraumes (> 15 km) dürften auch weiterhin seltene Einzelercheinungen

bleiben. Zwar sind Dismigrationsdistanzen von bis zu 25 km bekannt, die Durchschnittswerte liegen mit ≤ 6 km jedoch deutlich darunter (Kämpfer-Lauenstein 1995; Montadert & Léonard 2011).

4.4 Bestandsdichte und -größe im Bayerischen Wald

Auf Landschaftsebene ergab sich im Bayerischen Wald ein Herbstbestand von 1,5 bis 2,9 Ind./100 ha. Regional zeigten sich allerdings Unterschiede in der Siedlungsdichte. Die höchsten Dichten traten im Hinteren Bayerischen Wald auf, wozu auch der Nationalpark gehört. Hier wurden im Herbst ca. 2–4 Ind./100 ha bzw. 3–6 Ind./100 ha ermittelt. Die erstgenannte Bestandsdichte entspricht dem von Siano (2014) im Südteil dieses Naturraumes erhobenen Wert. Für den Nationalpark liegen Vergleichswerte von Scherzinger (1976) vor. Das natürliche Optimum im Bergmischwald des Schutzgebietes liegt seinen Angaben zur Folge bei ca. 6 Ind./100 ha, was der Maximalangabe aus der aktuellen Herbstkartierung im Nationalpark entspricht. Somit scheinen im Schutzgebiet auch aktuell noch ähnliche Bestandsgrößen erreichbar zu sein wie vor etwa 50 Jahren. Für Waldflächen bei Kašperské Hory, im angrenzenden Böhmerwald Tschechiens, wird die Dichte mit ca. 2–5 Territorien/100 ha angegeben (Klaus & Ludwig 2018). In den dem Hinteren Bayerischen Wald vorgelagerten Naturräumen liegt die ermittelte Siedlungsdichte von 0,7 bis 1,5 Ind./100 ha (Herbstbestand) deutlich niedriger. Vergleichsdaten hierfür liegen aus der Wegscheider Hochfläche vor, deren Frühjahrsbestand mit 0,5 bis 1,0 Ind./100 ha ähnlich niedrig ist (Siano 2017). Als Ursache dieser deutlich geringeren Bestandsdichten ist die Waldfragmentierung und deren Einfluss anzunehmen (vgl. 4.5).

Die zweifache Kontrolle auf ausgewählten Routen ermöglichte einen Vergleich zwischen aufeinanderfolgenden Kartierperioden. Im Frühjahr ist die Bestandsdichte aufgrund der Jungensterblichkeit und teils erheblicher Winterverluste in der Regel niedriger als am Ende der Reproduktionsphase im Herbst. Dann treten neben den etablierten Revierinhabern zudem die diesjährigen Jungvögel auf. Das kann zu saisonalen Unterschieden mit einem bis zu 3,8-mal höheren Herbstbestand führen (Bergmann et al. 1996). Im Saisonvergleich 2021 zeigt sich für die im Nationalpark Bayerischer Wald zweifach begangenen Transekte im Herbst ein mehr als doppelt so hoher Wert wie im Frühjahr, was auf ein gutes Reproduktionsjahr schließen lässt und den oben beschriebenen saisonalen Unterschied bestätigt. Im Vergleich zwischen der Herbstsaison 2018 und der Frühjahrssaison 2019 zeigte sich hingegen kein deutlicher Unterschied der Siedlungsdichten. Dass es sich hier um keinen Einzelfall handelt, zeigen Ergebnisse aus dem tschechischen Böhmerwald, wo ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen aufeinanderfolgenden Kontrollperioden festgestellt werden konnten (Klaus 1996). Die Ursachen hierfür sind noch nicht umfassend geklärt. Klaus (1996) vermutet eine Unterschätzung junger Haselhühner im Zuge seiner Herbst-erfassung oder regional grundsätzlich gering ausgeprägte saisonale Unterschiede. Da sich in den Kontroll-saisons 2018/2019 die Siedlungsdichten im Herbst und Frühjahr kaum unterschieden, wird es von uns als unproblematisch erachtet, dass die Hochrechnung des Haselhuhnbestandes auf Landschaftsebene auf einer Herbstzählung beruht.

Die Hochrechnung für das herausgearbeitete Verbreitungsareal im Bayerischen Wald ergibt eine Bestandsgröße von ca. 2.400 bis 4.900 Individuen. Wie Tabelle 6

Tab. 6: Haselhuhn-Bestandsangaben aus verschiedenen Quellen für Deutschland und für den Bayerischen Wald/ Böhmerwald. * aus Revierangabe abgeleitet. – *Hazel Grouse population sizes from various sources for Germany and the Bavarian/ Bohemian Forest.* *derived from number of territories. ‘Hochrechnung’: extrapolation, ‘Schätzung’: estimation.

Gebietskulisse – <i>backdrop</i>	Bestandsangabe – <i>population size</i> [Ind.]	Grundlage – <i>based on</i>	Quelle – <i>source</i>
Bayerischer Wald – <i>Bavarian Forest</i> (DE)	2.400–4.900	Hochrechnung auf Basis einer Artkartierung	vorliegende Kartierung
	≤ 1.000	Schätzung	Klaus & Bergmann 2004
Böhmerwald – <i>Bohemian Forest</i> (DE, CZ, AT)	2.000–4.000	Schätzung	Klaus & Bergmann 2004
Bayern – <i>Bavaria</i>	750–2.400*	Hochrechnung auf Basis einer Übersichtskartierung (ADEBAR)	Rödel et al. 2012
Deutschland – <i>Germany</i>	900–2.600*	Expertenschätzungen	Ryslavy et al. 2020

zeigt, haben zurückliegende Bestandsangaben die Größe der Haselhuhnpopulation im Bayerischen Wald bzw. im gesamten Böhmerwald deutlich unterschätzt (Klaus & Bergmann 2004). Die von uns ermittelte Populationsgröße liegt sogar über der Schätzung zur Bestandsgröße in Bayern (Rödl et al. 2012) und über dem Wert für die gesamte Bundesrepublik (Ryslavy et al. 2020). Aufgrund hoher Anforderungen bei der Haselhuhnerfassung wurde schon bei Gedeon et al. (2014) auf eine mögliche Unterschätzung der nationalen Bestandsgröße hingewiesen, was sich hiermit bestätigt. Deren Ausmaß macht deutlich, wie wichtig die Bereitstellung belastbarer Daten ist. Für das Haselhuhn sind fundierte Bestandsangaben nunmehr auch für die bayerischen Alpen anzustreben. Für den tschechischen und österreichischen Böhmerwald ist eine Erhebung bei analoger Erfassungsmethodik wünschenswert – ähnlich der Bestandsermittlung beim Auerhuhn (*Tetrao urogallus*; Rösner et al. 2014). So wären Bestands- und Verbreitungsangaben für den gesamten Mittelgebirgszug möglich.

4.5 Habitatfragmentierung – Ausbreitungsbarrieren

Haselhühner sind äußerst standorttreu, nutzen nur kleinflächige Wohngebiete von unter 100 ha und sind nur eingeschränkt dispersionsfähig (Swenson 1991b; Kämpfer-Lauenstein 1995; Lieser 1994; Swenson 1995; Bergmann et al. 1996; Scridel et al. 2022). Ortsveränderungen beschränken sich auf die Nutzung unterschiedlicher Habitate innerhalb ihres Wohngebietes (adulte Vögel) oder die Abwanderung von Jungvögeln (z. B. Lieser 1994; Bergmann et al. 1996). Bei adulten Haselhühnern liegen Ortsveränderungen weitgehend unter 500 m (Bergmann et al. 1996). Jungvögel legen etwas größere Distanzen zurück und dispergieren im Mittel zwischen zwei und sechs Kilometern weit (Kämpfer-Lauenstein 1995; Rhim & Son 2009; Montadert & Léonard 2011). Diese Grundbedingungen haben einen entsprechenden Einfluss auf die Besiedlung von Lebensräumen, insbesondere in fragmentierten Landschaften. Habitatfragmentierung tritt auf, wenn in geschlossenen Waldbeständen geeignete Habitate in großflächig ungeeignete Lebensräume eingebettet sind oder wenn Offenland- und Siedlungsbereiche zu einer Verinselung der Waldfläche führen (z. B. Andrén 1994; Åberg et al. 1995; Sewitz & Klaus 1997; Saari et al. 1998). Daraus resultierende Isolationseffekte bringen ein erhöhtes Risiko des Aussterbens der Art mit sich und fragmentierte Lebensräume können sich als „ökologische Fallen“ für Teile einer Population erweisen (Bergmann et al. 1996; Rueda et al. 2013). Wie eine polnische Studie am Haselhuhn zeigt, sind Vögel in Populationen kleinerer und isolierterer Waldlandschaften durch eine geringere genetische Vielfalt gekennzeichnet als solche, die in zusammenhängenden, weniger fragmentierten Wäldern vorkommen (Rutkowski et al. 2016). Größere Offenlandbereiche und weit auseinanderliegende Waldinseln stellen für die Art massive Ausbreitungsbarrieren

dar. Sewitz & Klaus (1997) untersuchten die Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes. Dabei zeigte sich, dass der Grad der Isolation und die Waldinselgröße die entscheidenden Einflussfaktoren auf die Besiedlung waren. Über 50 % der dort vom Haselhuhn besiedelten Waldinseln lagen nicht mehr als 50 m voneinander entfernt (Sewitz & Klaus 1997). Die größte über Offenland zurückgelegte Distanz betrug 240 m. In Schweden zeigten sich nur solche Waldinseln als besiedelt, die maximal 100 m vom geschlossenen Wald entfernt lagen (Åberg et al. 1995). Prinzipiell erwies sich die Wahrscheinlichkeit, Haselhühner anzutreffen, in größeren Waldfragmenten als höher. Als kritische Waldinselgröße verweisen Studien auf rund 18 bis 30 ha (Sewitz & Klaus 1997; Kajtoch et al. 2012). Kleinere Waldfragmente blieben vom Haselhuhn unbesiedelt, jedoch wird deren Bedeutung als potenzielle Trittsteinbiotope betont (Sewitz & Klaus 1997). Darüber hinaus ist in fragmentierten Landschaften die Existenz von Gehölzsäumen und Waldkorridoren eine wesentliche Grundlage für den Erhalt der Art (Montadert & Klaus 2011; Kajtoch et al. 2012).

Für das Vorkommen im Bayerischen Wald zeigt sich eine Fragmentierung der Waldfläche insbesondere in den Naturräumen Regensenke, Passauer Abteiland und Wegscheider Hochfläche (vgl. Abb. 5). Das dürfte ein Grund für die hier geringere Siedlungsdichte sein. Hinzu kommen Defizite in der Habitategnung (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2020; Siano & Weindel unveröffentl.). Höhere Bestandsdichten sind unter diesen Bedingungen vermutlich nicht zu erreichen. Im Vorderen Bayerischen Wald hätten günstige Lebensraumbedingungen bei zusammenhängender Waldfläche hingegen eine höhere Siedlungsdichte erwarten lassen. Diese unterscheidet sich jedoch nicht von der in den angrenzenden fragmentierten Naturräumen. Die zwischen Vorderem und Hinterem Bayerischen Wald liegende Regensenke scheint aufgrund der dort herrschenden Waldfragmentierung die Ausbreitung aus den individuenreichen Hochlagen zu erschweren. Wie die Ergebnisse dieser Studie nahelegen, liegt jedoch im Hinteren Bayerischen Wald im Verbund mit den angrenzenden Böhmerwaldhochlagen Tschechiens der Schwerpunkt des Haselhuhnvorkommens, welches als Quellpopulation zu betrachten ist. Fragmentierung scheint hier kein limitierender Faktor zu sein und zudem bestehen hier – zumindest auf deutscher Seite – auf größerer Fläche günstige Lebensraumbedingungen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2020; Siano & Weindel unveröffentl.). Das resultiert in vergleichsweise hohen Bestandszahlen. In guten Reproduktionsjahren können bei darauffolgendem Populationsdruck von hier aus Bereiche in den dünner besiedelten, fragmentierten Waldarealen „aufgefüllt“ werden. Solange sich die Bedingungen in der Quellpopulation nicht massiv verschlechtern und in den fragmentierten Regionen die Waldinseln ausreichend vernetzt bleiben, z. B. durch

Gehölz- und Waldkorridore, sowie die Habitateignung in den Waldfragmenten genügt, ist keine Verschlechterung dieser Situation zu erwarten. Jedoch ist zu befürchten, dass die fortschreitende Verinselung der Haselhuhnhabitate sich zukünftig negativ auswirken wird. Besonders gravierend wäre das im Falle der Regensenke als Bindeglied zwischen Hinterem und Vorderem Bayerischen Wald. Entsteht hier eine Barriere, würde das die vom Haselhuhn besiedelbare Fläche deutlich reduzieren. Auch zwischen dem Bayerischen und dem Oberpfälzer Wald zeigt sich ein Barriereeffekt, zum einen in Form der kaum bewaldeten Cham-Further Senke (vgl. Abb. 5) und zum anderen aufgrund eingeschränkter Habitateignung in den nördlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes sowie angrenzender Waldflächen des südlichen Oberpfälzer Waldes (Siano & Weindel unveröffentl.). Ausbleibende Hinweise auf eine aktuelle Besiedlung der letztgenannten Waldareale dürften darauf zurückzuführen sein. Alles in allem zeigt sich eine deutlich eingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeit aus der Quellpopulation des Bayerischen Waldes gen Norden, sodass zu befürchten ist, dass das im südlichen Oberpfälzer Wald vermutete Haselhuhnvorkommen nicht langfristig bestehen kann. Erschwerend kommt hinzu, dass das dort vermeintlich besiedelte Areal selbst fragmentiert ist.

5 Fazit und Schlussfolgerungen

Für den großräumig besiedelten Bayerischen Wald gelang es im Zuge der Studie Kartierlücken zu schließen und eine aktuelle und vergleichsweise detaillierte Übersicht zur Haselhuhnverbreitung zu erstellen. Darüber hinaus liegen für die Verdachtsgebiete im außeralpinen Bayern nunmehr systematisch erhobene Daten vor, die belastbare Aussagen zum Haselhuhn zulassen. Die Verbreitungsangaben in zukünftigen Avifaunen Deutschlands und Bayerns sind entsprechend anzupassen. In den Haselhuhnpräsenzgebieten ist die Umsetzung eines Haselhuhnmonitorings von hoher Relevanz. Nur so können Langzeitdaten generiert werden, die eine dauerhafte Kontrolle der Population und ein sinnvolles Schutzmanagement ermöglichen (vgl. Beshkarev et al. 1994; Saari et al. 1998; Klaus & Ludwig 2021). Für das Haselhuhn als Rote Liste- und Anhang I-Art der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG vom 30. November 2009) sollte dies obligatorisch sein. Wichtig bei der Umsetzung artspezifischer Kartierungen ist der Einsatz von Artexperten oder adäquat geschultem Personal. Der Einsatz von Kartierenden, die mit der Art nicht vertraut sind, oder die Bündelung von Zufallsfunden führt nicht zu adäquaten Ergebnissen und ist für Verbreitungsangaben oder für fundierte Bestandsberechnungen nicht ausreichend (vgl. Folgetext). Die im Rahmen dieser Studie angewandte Transektkartierung und die daran gekoppelte Methodik ist auch für die Umsetzung eines Haselhuhnmonitorings zu empfehlen. Sie bietet bei einem ausgeglichenen Kosten-

Nutzen-Verhältnis eine effektive Möglichkeit, Grundlagendaten auf Landschaftsebene zu generieren. Im Bayerischen Wald ist in den Randbereichen des Vorkommens auf Ausbreitungs- oder Rückgangstendenzen zu achten, wobei zwischen einem etablierten Vorkommen und temporären Dispersionsereignissen unterschieden werden muss. Die regelmäßige Kontrolle von gleichmäßig im Verbreitungsareal und dessen Randbereichen verteilten Transekten ist mindestens in einem Drei-Jahres-Rhythmus anzustreben. Ein vergleichsweise enges Zeitfenster zwischen den Erfassungsjahren ist nötig, um natürliche Bestandsschwankungen, die bei Raufußhühnern regelmäßig auftreten (z. B. Lindén & Rajala 1981; Beshkarev et al. 1994; Saari et al. 1998), adäquat einzuordnen. Für das nur durch Verdachtsfälle abgedeckte Areal gilt es im Rahmen des Monitorings eindeutige Haselhuhnbelege (vgl. Folgetext) zu erbringen. Dabei ist auch der ergänzende Einsatz anderer Methoden sinnvoll (vgl. 4.2). Im Frankenwald sollte das Monitoring des dortigen bundeslandübergreifenden Kleinvorkommens in Zusammenarbeit mit Thüringen erfolgen; ggf. organisiert und umgesetzt von ThüringenForst – AöR, unter dessen Regie das Wiederansiedlungsvorhaben realisiert wird (ThüringenForst 2018).

Insbesondere externe Meldungen aus Arealen ohne belegte Vorkommen sind zukünftig kritisch zu prüfen, was insbesondere auf potenzielle Inselvorkommen weitab einer Quellpopulation zutrifft. Erhöhte Skepsis ist dabei schon ab Distanzen von ca. 20 km abseits des nächsten gesicherten Vorkommens angebracht – insbesondere dann, wenn Waldfragmentierung oder sonstige Ausbreitungsbarrieren ein Auftreten des Haselhuhns kaum erwarten lassen. Wie bereits verschiedene Autoren darlegten, waren externe Meldungen bisher häufig unzureichend dokumentiert und hielten einer kritischen Kontrolle bzw. Verifizierung kaum stand (Lieser 2015; Dietzen & Handschuh 2019; Klaus & Bergmann 2021, eigene Erfahrungen). Zukünftig sollten „harte“ Belege – wie Fotos, Lösungs- oder Federproben – und eine detaillierte Beschreibung des Fundes Grundvoraussetzungen für Drittmeldungen sein. Liegt eine solche Dokumentation nicht vor, ist von einer Aufnahme in Avifaunen und von der Verwendung für ornithologische oder sonstige fachliche Auswertungen abzusehen. Existiert eine adäquate Dokumentation, dann sollte diese einem Artspezialisten zur Prüfung vorgelegt werden. Für Bayern fungiert diesbezüglich das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) als Ansprechpartner (vogelschutzwaarte@lfu.bayern.de). Dieses prüft dann entweder selbst entsprechende Dokumentationen oder vermittelt sie an einen Spezialisten. Kommt eine solche Prüfung zu einem positiven Ergebnis, sind weiterführende artspezifische Nachsuchen in der entsprechenden Region anzustreben – durchgeführt von Personen mit ausreichender Fachkenntnis. Dabei ist auch zu bedenken, dass im Falle von Raufußhühnern vereinzelt auftretende Individuen fernab bekannter

Vorkommen unter Umständen auf ausgebrachte Zuchtvögel zurückzuführen sind (vgl. Klaus & Bergmann 2004; Hallfarth 2008; Klaus pers. Mitt.).

Für die im Allgäu gelegenen Transekte im Kempter Wald und im Sulzschneider Forst ist ein gesondertes Vorgehen zu empfehlen. Aufgrund der äußerst günstigen Lebensraumbedingungen in diesen beiden Waldfragmenten (Siano & Weindel unveröffentl.), in Kombination mit deren Nähe zum Haselhuhnvorkommen des Alpenraums, ist hier unabhängig von eingehenden Meldungen eine regelmäßige Kontrolle anzuraten. Dabei können hier durchaus größere Zeitspannen zwischen den Kontrollintervallen herangezogen werden, beispielsweise alle fünf Jahre. Dies würde zum einen eine dauerhafte Kontrolle dieser Gebiete gewährleisten und es zum anderen erleichtern, zwischen Nachweisen im Rahmen der Dispersion und Belegen für eine permanente Besiedlung zu unterscheiden.

In Teilbereichen des Bayerischen Waldes legt die Verteilung der Waldflächen und die Bestandsdichte nahe, dass Lebensraumfragmentierung ein limitierender Faktor der Populationsentwicklung ist. Gerade für das hinsichtlich Habitatzerschneidung besonders anfällige Haselhuhn ist der Erhalt oder die weitere Optimierung der Habitatvernetzung von hoher Relevanz, um so den Populationsverbund auf Landschaftsebene zu gewährleisten. Dabei ist die Vernetzung von Waldgebieten ebenso erforderlich wie der Erhalt bestehender oder die Begründung neuer Korridore zwischen den Waldfragmenten. Zugleich muss die Habitategnung in fragmentierten Lebensräumen in ausreichendem Umfang gegeben sein, mit einem hohen Anteil haselhuhn-tauglicher Habitate in möglichst großer Ausdehnung (Saari et al. 1998). Um entsprechende Maßnahmen in geeigneten Waldgebieten umsetzen zu können, sind weitere Untersuchungen anzustreben, welche die dafür grundlegenden und notwendigen Basisinformationen liefern. Dabei ist die Besiedlung der fragmentierten Waldareale im Detail zu klären, zudem sind ausreichend große Waldfragmente, Trittsteine und nutzbare Korridore aufzuzeigen. Ebenfalls gilt es, die Habitatqualität in den potenziell nutzbaren Waldfragmenten zu klären. So kann bestehenden oder potenziell entstehenden Ausbreitungsbarrieren begegnet und der notwendige Populationsverbund aktiv gefördert werden. Im Fokus sollten dabei die fragmentierten Waldflächen der Regensenke, des Passauer Abteillandes und der Wegscheider Hochfläche stehen (Abb. 5). In der Regensenke als wichtiges Verbindungselement zwischen Hinterem und Vorderem Bayerischen Wald sind aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Studie und auf Initiative des Landratsamtes Regen bereits zwei Verbundkorridore herausgearbeitet worden. Hier wurde eine Planung zum weiteren Vorgehen erstellt, inklusive gezielter Management- und Schutzmaßnahmen (Bayerisches Landesamt für Umwelt unveröffentl.). Derartige Aktivitäten sind auch in anderen Flächen anzustreben.

Dank

Für die Unterstützung im Zuge der Recherchearbeit zur Haselhuhnverbreitung bzw. im Rahmen der Detailplanung danken wir dem Bayerischen Jagdverband, R. Bönisch, F. Bossert, K. Brünner, Dr. P. Gerstberger, M. Hertel, G. Lerner, Prof. Dr. J. Müller, R. Pfeifer, Dr. S. Rösner, Dr. W. Scherzinger, M. Siering, J. Urban und allen weiteren Gesprächspartnern. Dr. T. Ludwig sei für die Unterstützung bei der Entstehung dieser groß angelegten Haselhuhnerfassung herzlichst gedankt. Herrn Prof. Dr. J. Müller danken wir für die Bereitstellung der Haselhuhn-Habitatmodelldaten. Dr. S. Klaus, B.-U. Rudolph und Dr. W. Scherzinger sei herzlich für die kritische Durchsicht des Manuskripts gedankt. Herrn Dr. S. Klaus danken wir zudem ganz herzlich für seine vielfältige Unterstützung und zahlreiche wertvolle Gespräche. J. Fürstenau sind wir für Unterstützung bei der englischen Übersetzung dankbar.

Das LfU hat diese Studie mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums finanziert.

6 Zusammenfassung

In den Jahren 2018 bis 2022 wurde im außeralpinen Bayern eine Haselhuhnerfassung in allen potenziell besiedelten und nachweislich von der Art genutzten Waldarealen umgesetzt. Ziel dabei war es, Angaben zur aktuellen Verbreitung und Bestandsgröße zu liefern. Dazu erfolgten Kontrollen in folgenden Gebieten: Bayerische Rhön, Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischer Wald, Nürnberger Reichswald, Steinkart bei Bad Griesbach und Alpenvorland. Die Kartierung erfolgte entlang von Transekten, wobei auf die Imitation des Reviergesangs reagierende Individuen erfasst wurden. Neben der Erhebung solcher direkten Nachweise wurde gezielt nach indirekten Nachweisen wie Sandbäder, Losung und Federn gesucht. Insgesamt sind 133 Routen begangen worden, mit einer Gesamtlänge von 1.168 km und einer durchschnittlichen Transektlänge von 8,9 km. Es traten 158 Fundorte auf, von denen 144 als sicher und 14 als Verdachtsfälle eingestuft wurden. An den 144 sicheren Fundorten traten 190 Nachweise auf, wobei der Anteil indirekter Nachweise (78 %) über dem der direkten (22 %) lag. Sandbäder waren die bei weitem dominante Nachweisart. Wie die Ergebnisse aus dem Bayerischen Wald zeigen, treten bei geringer Siedlungsdichte weniger Gesangsreaktionen auf als zu erwarten wären. Der außeralpine Verbreitungsschwerpunkt liegt im Bayerischen Wald, wo auf Landschaftsebene eine Bestandsdichte von 1,5 bis 2,9 Ind./100 ha ermittelt wurde. Letztere schwankt regional stark, was insbesondere auf Waldfragmentierung und deren Folgen zurückgeführt wird. Höchste Siedlungsdichten von maximal 2,9 bis 5,8 Ind./100 ha werden in dem zusammenhängenden Waldgebiet des Hinteren Bayerischen Waldes erreicht. Die grenzüberschreitenden Hochlagen des Mittelgebirges dürften somit als Quellpopulation fungieren. Die Hochrechnung des Bestandes für das im Bayerischen Wald herausgearbeitete Verbreitungsgebiet (1.700 km² Waldfläche) resultiert in 2.400 bis 4.900 Individuen, was zeigt, dass bisherige Angaben die Populationsgröße unterschätzt haben. Über den Bayerischen Wald hinaus

tritt das Haselhuhn lediglich im südlichen Oberpfälzer Wald und in einem kleinen Areal des Frankenwaldes auf, wobei in diesen beiden Gebieten lediglich Huderpfannen gefunden wurden. Darüber hinausgehende Kleinvorkommen, die in den aktuellen Avifaunen Deutschlands und Bayerns aufgeführt werden, ließen sich nicht bestätigen. Es wird empfohlen, im Bayerischen und im südlichen Oberpfälzer Wald sowie im Frankenwald ein Haselhuhnmonitoring zu etablieren, das mindestens in einem 3-Jahres-Rhythmus durchgeführt wird. In den potenziell besiedelten Waldflächen des südlichen Oberpfälzer Waldes sollten zudem weitere Nachsuchen erfolgen, um dort sichere Belege für die Präsenz der Art zu liefern. Im Frankenwald ist die Kontrolle der individuen schwachen Gründerpopulation im Rahmen des Thüringer Wiederansiedlungsprojektes bundeslandübergreifend zu gewährleisten. Für den Bayerischen Wald wird auf weiterführende Maßnahmen und Studien zur Lebensraumfragmentierung hingewiesen. Letztere hat beim Haselhuhn einen starken Einfluss auf die Dispersion und kann sich langfristig negativ auf die Populationsentwicklung auswirken. In Haselhuhnvorkommensgebieten ist zukünftig auf die Umsetzung artspezifischer Kartierungen zu achten. Externe Meldungen – insbesondere abseits bekannter Vorkommen – sollten in avifaunistischen Auswertungen nur dann berücksichtigt werden, wenn eine nachvollziehbare Dokumentation inklusive eindeutiger Belege vorliegt, die von Artexperten einer kritischen Prüfung unterzogen wurde.

7 Literatur

- Åberg J, Jansson G, Swenson JE & Angelstam P 1995: The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265–269.
- Amar A, Arroyo B, Redpath S & Thirgood S 2004: Habitat predicts losses of red grouse to individual hen harriers. *J. Appl. Ecol.* 41: 305–314.
- Andrén H 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Andretzke H, Schikore T & Schröder K 2005: Artsteckbriefe. In: Südbeck P et al. (Hrsg.) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 135–695. Radolfzell.
- Bae S, Reineking B, Ewald M & Mueller J 2014: Comparison of airborne lidar, aerial photography, and field surveys to model the habitat suitability of a cryptic forest species – the hazel grouse. *Int. J. Remote Sensing* 35: 6469–6489.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) 2020: Erfassung bayerischer Haselhuhn-Vorkommen – Ostbayern. Bearbeiter: Dr. Ralf Siano. Augsburg.
- Berchtold M 2020: Biodiversitätsprojekt Kenzen/Gfäll. Waldwirtschaftsplan mit integriertem Naturschutzkonzept. Fachteil Naturschutzkonzept. Unveröffentl. Bericht Regierung von Schwaben, Augsburg, Amt für Ernährung Landwirtschaft und Forsten Kaufbeuren, Füssen.
- Berchtold M 2022: Biodiversitätsprojekt Pfronten. Waldwirtschaftsplan mit integriertem Naturschutzkonzept für Rechlervverband Pfronten. Fachteil Naturschutzkonzept. unveröffentl. Bericht Regierung von Schwaben, Augsburg, Amt für Ernährung Landwirtschaft und Forsten Kaufbeuren, Füssen.
- Berg-Schlosser G 1968: Die Vögel Hessens. Ergänzungsband. Senckenberg-Buch 48, Frankfurt am Main.
- Bergmann H-H, Klaus S, Müller F, Scherzinger W, Swenson JE & Wiesner J 1996: Die Haselhühner. Neue Brehm Bücherei 77, 4. überarb. Aufl. Magdeburg.
- Bergmann H-H & Klaus S 2016: Spuren und Zeichen der Vögel Mitteleuropas. Entdecken – Lesen – Zuordnen. Aula Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- Beshkarev AB, Swenson JE, Angelstam P, Andrén H & Blagovidov AB 1994: Long-term dynamics of hazel grouse population in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. *Oikos* 71: 375–380.
- Bezzel E, Geiersberger I, Lossow G v & Pfeifer R 2005: Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BKG 2017: Deutschland Landschaften. Namen und Abgrenzungen. Karte 1:1.000.000. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt am Main.
- Brunner G 2005: Die Aktuelle Vegetation des Nürnberger Reichswaldes. Untersuchungen zur Pflanzensoziologie und Phytodiversität als Grundlage für den Naturschutz. Diss. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- Dietzen C & Handschuh M 2019: Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns in Deutschland. In: Schreiber A & Montadert M (Hrsg.) Westliches Haselhuhn: Biologie, Status und Perspektiven einer Erhaltungszucht: 123–152. Pollichia Sonderv. 26.
- Dietzen W 1996: Haselhenne *Bonasa bonasia* am Ortsrand von Breitbrunn am Chiemsee. *Ornithol. Anz.* 35: 102.
- Feulner J & Müller R 1994: Die Vogelwelt des Hofer Landes. Landesbund für Vogelschutz, Kreisgruppe Hof (Hrsg.), Hof.
- 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 SR, Steffens R, Vökler F & Witt K 2014: Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gerstberger P & Spitznagel A 2009: Grenzüberschreitender Biotopverbund für Raufußhühner in der "Euregio Egrensis". *Ornithol. Anz.* 48: 43–49.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E (Hrsg.) 1994: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5, Galliformes und Gruiformes. 2. Aufl. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1994: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9, Columbiformes – Piciformes. 2. Aufl. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- Gubit C & Pfeifer R 1993: Die Vogelwelt Ostoberfrankens. Grundlage für eine Avifauna. Beiheft zu den Berichten der Naturwiss. Gesell. Bayreuth 3. 1–568.
- Hallfahrt T 2008: Zum aktuellen Status des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in Sachsen. *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 10: 139–145.
- Handschuh M 2018: Possible extinction of the globally threatened Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg. *Regulus Wiss. Berichte* 33: 1–17.
- Hofmeister M 2009: Ergebnisse der Haselhuhnbestandserfassung im Landkreis Regen 2007 (ohne Nationalpark Bayerischer Wald). *Ornithol. Anz.* 48: 88–91.
- Jäckel AJ 1891: Systematische Übersicht der Vögel Bayerns mit Rücksicht auf das örtliche und quantitative Vorkommen der Vögel, ihre Lebensweise, ihren Zug und ihre Abänderungen. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München und Leipzig.

- Jürgens F 2000: Haselhuhn – *Bonasa bonasia* (Linné 1758). In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e. V. (Hrsg.) Avifauna von Hessen, 4. Lieferung.
- Kajtoch Ł, Żmihorski M & Bonczar Z 2012: Hazel grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *Eur. J. For. Res.* 131: 1783–1795.
- Kämpfer-Lauenstein A 1995: Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. *Naturschutzreport* 10: 261–267.
- Kämpfer-Lauenstein A 2018: Stecknadel im Heuhaufen? Wie weit ich Haselhühner *Tetrastes bonasia* nach? *Charadrius* 54: 95–99.
- Keller V, Herrando S, Voříšek P, Franch M, Kipson M, Milanesi P, Martí D, Anton M, Klvaňová A, Kalyakin M V, Bauer H-G & Foppen R. P. B. 2020: European breeding bird atlas 2: distribution, abundance and change. *European Bird Census Council & Lynx Edicions*, Barcelona.
- Kirchner T 2015: Das Birkwildprojekt in der Rhön – Gelingt ein länderübergreifendes Schutzkonzept für die Leitart im Biosphärenreservat Rhön? *Schriftenr. Landesjagdverband Bayern* 22: 55–64.
- Klaus S 1996: Hazel grouse in Bohemian Forest: results of a 24-year-long study. *Silva Gabreta* 1: 209–219.
- Klaus S 2007: A 33-year study of hazel grouse *Bonasa bonasia* in the Bohemian Forest, Šumava, Czech Republic: effects of weather on density in autumn. *Wildl. Biol.* 13 (Suppl. 1): 105–108.
- Klaus S, Wiesner J, Bergmann H-H & Müller F 1976: Nächsten und Sandbänke beim Haselhuhn. *Falke* 23: 414–420.
- Klaus S & Bergmann H-H 2004: Situation der waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. *Vogelwelt* 125: 283–295.
- Klaus S, Hoffmann H & Heinrich XII Prinz R 2009: Haselhuhn *Bonasa bonasia* – Wiederansiedlung im Thüringer Frankenwald. *Ornithol. Anz.* 48: 83–87.
- Klaus S, Hoffmann H & Heinrich XII Prinz R 2015: Wiederansiedlung des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* am “Grünen Band” des Thüringer Frankenwaldes. *Landschaftspfl. Natursch. Thüring.* 52: 62–68.
- Klaus S & Ludwig T 2018: Ökologie und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). *Charadrius* 54: 119–128.
- Klaus S & Hoffmann H 2020: Zwischenbericht Haselhuhnprojekt Thüringen 2018 bis 2019. *WPA-Magazin* 140: 11.
- Klaus S & Ludwig T 2021: Long-term trends of hazel grouse (*Tetrastes bonasia*) in the Bohemian Forest (Šumava), Czech Republic, 1972–2019. *Birds* 2: 127–137.
- Klaus S & Bergmann H-H 2021: Spuren und Zeichen eines seltenen Waldvogels: Heimliches Haselhuhn. *Falke* 68: 12–17.
- Kramer M, Bauer H-G, Bindrich F, Einstein J & Mahler U 2022: Rote Liste der Brutvögel Baden-Württembergs. 7. Fassung, Stand 31.12.2019. *Naturschutz-Praxis Artenschutz* 11.
- Kren J 2000: *Birds of the Czech Republic*. Christopher Helm Ltd., London.
- Landesjagdverband Bayern 2018: *Wildtier-Monitoring Bayern – Band 4*. Landesjagdverband Bayern e. V. (Hrsg.), Feldkirchen.
- Lieser M 1994: Untersuchungen der Lebensraumsprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. *Ökol. Vögel – Ecol. Birds* 16, Sonderheft: 1–117.
- Lieser M 2015: Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland? *Vogelwarte* 53: 155–156.
- Lieser M & Roth K 2001: *Bonasa bonasia* (Linnaeus, 1758). Haselhuhn. In: Hölzinger J & Boschert M: *Die Vögel Baden-Württembergs* Bd. 2.2. Nicht-Singvögel 2: 16–33. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Lindén H & Rajala P 1981: Fluctuation and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland, 1964–77. *Finnish Game Res.* 39: 13–34.
- Lohmann M & Rudolph B-U 2016: Die Vögel des Chiemseegebietes. *Ornithol. Gesellschaft in Bayern e. V., München*.
- Ludwig T, Siano R & Andreev A V 2021: Habitat selection of sympatric siberian grouse and hazel grouse in natural and exploited forests of the lower Amur region. *Ornis Fennica* 98: 142–161.
- Mathys L, Zimmermann NE, Zbinden N & Suter W 2006: Identifying habitat suitability for hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. *Wildl. Biol.* 12: 357–366.
- Matysek M, Gwiazda R & Bonczar Z 2018: Seasonal changes of the hazel grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *J. Ornithol.* 159: 115–127.
- Mayer G 1978: Das Haselhuhn in Oberösterreich. *Jb. Oö. Mus.-Ver.* 123/I: 291–309.
- Meynen E & Schmithüsen J (Hrsg.) 1953–1962: *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen/Bad Godesberg (9 Lieferungen in Büchern, aktualisierte Karte 1:1.000.000 mit Haupteinheiten).
- Mieslinger N 1994: Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* in den östlichen Chiemgauer Alpen. *Monticola* 7: 110–113.
- Montadert M & Léonard P 2011: Natal dispersal affects population dynamics of hazel grouse in heterogeneous landscapes. In: Sandercock KB et al. (Hrsg.): *Ecology, conservation, and management of grouse*. *Studies in Avian Biology* 39: 89–103. University of California Press, Berkeley, CA.
- Montadert M & Klaus S 2011: Hazel grouse in open landscapes. *Grouse News* 41: 13–22.
- Nitsche G & Plachter H 1987: *Atlas der Brutvögel Bayerns 1979–1983*. *Ornithol. Gesellschaft Bayern, Bayerisches Landesamt Umweltschutz* (Hrsg.), München.
- Pakkala T, Tiainen J, Lindén H, Piiroinen J, Vickholm M & Virolainen E 1983: A comparison of different methods in censusing the hazel grouse. *Ann. Zool. Fennici* 20: 25–29.
- Paquet J-Y & Ryelandt P 2019: Der aktuelle Status des Haselhuhns in Belgien: Phantomart oder ein Naturjuwel, das noch gerettet werden kann? In: Schreiber A & Montadert M (Hrsg.) *Westliches Haselhuhn: Biologie, Status und Perspektiven einer Erhaltungszucht*: 101–114. *Pollichia Sonderver.* 26; franz. mit engl. Zus.
- Popp D & Müller F 1966: Bedrohlicher Rückgang unserer Raufußhühnerbestände. *Bonn. Zool. Beitr.* 17: 228–240.
- Potapov R & Sale R 2013: *Grouse of the world*. New Holland Publishers. London, Cape Town, Sydney, Auckland.
- Pühringer N 2003: Haselhuhn – *Bonasa bonasia styriaca* (v. Jordans & Schiebel 1944). In: *Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen* (Hrsg.) *Atlas der Brutvögel Oberösterreichs*: 180–181. *Denisia* 7.

- Pühringer N & Pfleger N 2020: Haselhuhn *Tetrastes bonasia* (Linnaeus 1758). In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Oberösterreichischen Landesmuseum (Hrsg.) Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018: 152–153. Denisia 44.
- Pynnönen A 1954: Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns, *Tetrastes bonasia* (L.). Papers on Game Research 12: 1–90.
- Rhim S-J & Son S-H 2009: Natal dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* in relation to habitat in a temperate forest of South Korea. For. Ecol. Managem. 258: 1055–1058.
- Rödl T, Rudolph B-U, Geiersberger I, Weixler K & Görden A 2012: Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Rösner S, Brandl R, Segelbacher G, Lorenc T & Müller J 2014: Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. Eur. J. Wildl. Res. 60: 789–801.
- Rueda M, Hawkins BA, Morales-Castilla I, Vidanes RM, Ferrero M & Rodríguez MÁ 2013: Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. Global Ecol. Biogeogr. 22: 1282–1292.
- Rutkowski R, Jagołkowska P, Zawadzka D & Bogdanowicz W 2016: Impacts of forest fragmentation and post-glacial colonization on the distribution of genetic diversity in the Polish population of the hazel grouse *Tetrastes bonasia*. Eur. J. Wildl. Res. 62: 293–306.
- Ryslavy T, Bauer H-G, Gerlach B, Hüppop O, Stahmer J, Südbek P & Sudfeldt C 2020: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. Ber. Vogelschutz 57: 13–112.
- Saari L, Åberg J & Swenson J 1998: Factors influencing the dynamics of occurrence of the hazel grouse in a fine-grained managed landscape. Conserv. Biol. 12: 586–592.
- Schäublin S & Bollmann K 2011: Winter habitat selection and conservation of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. J. Ornithol. 152: 179–192.
- Scherzinger W 1976: Rauhfuß-Hühner. Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald 2: 1–71.
- Scherzinger W 1981: Stimminventar und Fortpflanzungsverhalten des Haselhuhnes *Bonasa bonasia*. Ornithol. Beob. 78: 57–86.
- Schmidt R & Held H 1991: Zum Nüchternungsverhalten des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) als Bestandserfassungshilfe. Zeitschrift Vogelkd. Naturschutz Hessen 6: 207–210.
- Schnell A & Bauer A 2005: Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern. LWF Wissen 49: 1–102.
- Scridel D, Tenan S, Brambilla M, Celva R, Forti A, Fracasso I, Volcan G, Dorigatti E, Anderle M, Marchesini A, Crestanello B, Vernesi C, Pedrini P & Partel P 2022: Early-succession secondary forests following agropastoral abandonment are key winter habitats for the conservation of a priority bird in the European Alps. Eur. J. Forest Res. 141: 1029–1043.
- Seibert P 1968: Vegetation und Landschaft in Bayern. Erdkunde 22: 294–313.
- Sewitz A & Klaus S 1997: Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*). Beitr. Jagd- und Wildforschung 22: 263–276.
- Siano R 2014: Haselhuhnkartierung im Forstbetrieb Neureichenau. Unveröffentl. Bericht Bayerische Staatsforsten AöR, Forstbetrieb Neureichenau.
- Siano R 2017: Haselhuhnkartierung im Wegscheider Land. Unveröffentl. Bericht. Wildland Stiftung Bayern, Feldkirchen.
- Siano R 2021: Erfassung des Haselhuhns im Thüringer Frankenwald. Abschlussbericht Erfassungszeitraum 2020. Unveröffentl. Bericht Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz (TLUBN), Weimar.
- Siano R & Berchtold M 2023: Heimliche Waldbewohner mit hohem Schutzbedarf: Auer- und Haselhuhn in Bayern. Falke 70: 7–13.
- Šťastný K, Bejček V, Mikuláš I & Telenský T 2021: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2017–2017. Aventinum, Prag.
- Stephani A, Bitterlin L & Graf RF 2014: Observing dust baths with camera traps – A non-invasive approach to gather data on breeding success of endangered grouse populations. Grouse News 48: 15–18.
- Swenson JE 1991a: Evaluation of a density index for territorial male hazel grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. Ornis Fennica 68: 57–65.
- Swenson JE 1991b: Is the hazel grouse a poor disperser? Trans. XXth Congr. Int. Union Game Biol., Gödöllő, Hungary: 347–352.
- Swenson JE 1993: Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season: mutual benefits of a cooperative alliance. Behav. Ecol. 4: 14–21.
- Swenson JE 1995: The ecology of hazel grouse and management of its habitat. Naturschutzreport 10: 227–238.
- Swenson JE & Boag DA 1993: Are hazel grouse *Bonasa bonasia* monogamous? Ibis 135: 463–467.
- Taubmann J & Ramlow S 2019: Forschungsprojekt „Artenspürhunde im Wildtiermonitoring“. Abschlussbericht, Dezember 2019. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- ThüringenForst 2018: Raufußhühner in Thüringen – Jahresbericht 2017 zu unseren Artenschutzprojekten. ThüringenForst – AöR, Erfurt.
- Valentinitich F 1892: Das Haselhuhn (*Tetrao bonasia*) dessen Naturgeschichte und Jagd. Adolph W. Künast, Wien.
- Weiss J & Jöbges MM 2018: Zur Bestandssituation des Haselhuhns *Tetrastes bonasia rhenana* in Nordrhein-Westfalen und Vorschläge zur Bewertung von Beobachtungsmeldungen. Charadrius 54: 100–110.
- Weiss J & Junge C 2021: Haselhuhsuche mit einem Spürhund. Natur in NRW 2/2021: 38–41.
- Wiedemann A 1888: Die Vögel des Regierungs-Bezirktes Schwaben und Neuburg. Ber. naturwiss. Verein Schwaben 30: 35–232.
- Wiesner J, Bergman H-H, Klaus S & Müller F 1977: Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Białowieża (Polen). J. Ornithol. 118: 1–20.
- Wüst W 1981: Avifauna Bavariae – Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Band 1, Gaviiformes Seetaucher bis Charadriiformes Wat-, Möwen- und Alkenvögel. Altötting.
- Zbinden N 1979: Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. Ornithol. Beob. 76: 169–214.
- Zimmermann J-L 2022: Twenty-five years of monitoring the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in the canton of Neuchâtel, Switzerland. Grouse News 64: 11–15.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde](#)

Jahr/Year: 2024

Band/Volume: [62_2024](#)

Autor(en)/Author(s): Siano Ralf, Weindel Elena

Artikel/Article: [Verbreitung und Bestandsgröße des Haselhuhns Tetrastes bonasia im außeralpinen Bayern 175-195](#)