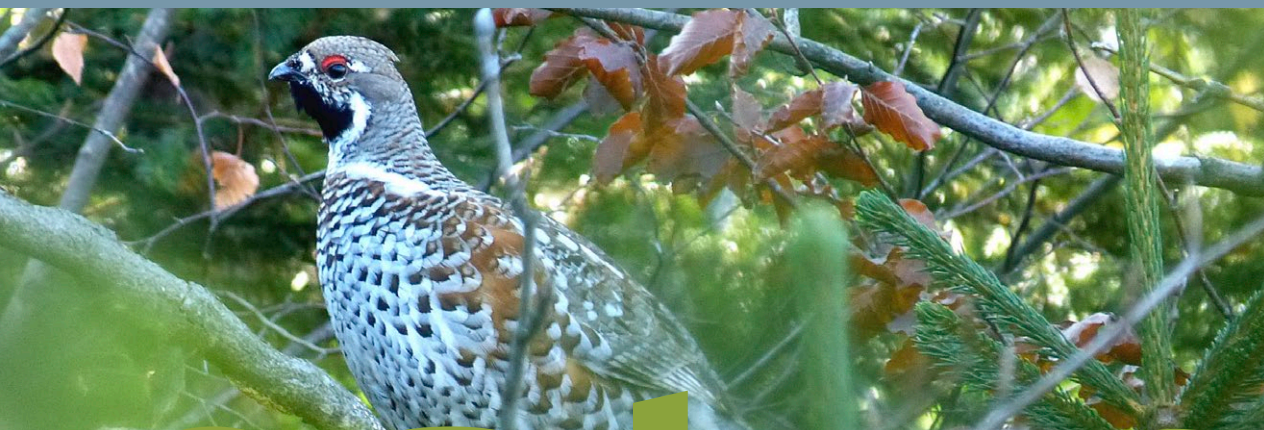




Erfassung bayerischer Haselhuhn- Vorkommen

Ostbayern



natur



Erfassung bayerischer Haselhuhn- Vorkommen

Ostbayern

Impressum

Erfassung bayerischer Haselhuhn-Vorkommen – Ostbayern

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

Dr. Ralf Siano,
Büro für Naturschutz und Forstplanung Siano, Schubertstraße 2, 01307 Dresden

Redaktion:

LfU, Referat 55

Bildnachweis:

alle enthaltenen Bilder: Dr. Ralf Siano,
Büro für Naturschutz und Forstplanung Siano, Schubertstraße 2, 01307 Dresden

Zitiervorschlag:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) [Hrsg.] (2020): Erfassung bayerischer Haselhuhn-Vorkommen – Ostbayern. – Bearbeiter: Dr. RALF SIANO, – Augsburg, 49 S.

Stand:

September 2019, veröffentlicht Juni 2020

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbenden oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 0 89 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund	5
2	Untersuchungsgebiet	6
3	Methodik	8
3.1	Festlegung Gebietskulisse	8
3.2	Routenlegung	8
3.3	Erbringung von Nachweisen	9
3.4	Zweitbegänge	9
3.5	Zeitlicher Rahmen	9
3.6	Einschätzung der Habitateigenschaften und der Lebensraumqualität	9
3.7	Bestandsermittlung und Haselhuhnverbreitung	10
4	Ergebnisse und Diskussion	12
4.1	Nachweisverteilung	12
4.1.1	Erstbegang	12
4.1.2	Zweitbegang und Saisonvergleich	14
4.2	Bestandsschätzung	16
4.3	Haselhuhnverbreitung	18
4.4	Habitatnutzung	20
4.4.1	Lebensraum	20
4.4.2	Bestandesstruktur	20
4.4.3	Weichlaubhölzer	23
4.4.4	Krautschicht und Heidelbeere	25
4.4.5	Strukturelemente	27
4.5	Lebensraumqualität	28
5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	30
6	Zusammenfassung	33
7	Literaturverzeichnis	34
8	Anhang	38

1 Hintergrund

Das Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) besiedelt die nördliche Nadelwaldzone und Teile des Laubwaldgürtels Eurasiens, wobei die Vorkommen Mitteleuropas fragmentiert und teils auf Inselpopulationen beschränkt sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, BERGMANN et al. 1996, KLAUS & BERGMANN 2004, STORCH 2007). Als Gefährdungs- und Rückgangsursachen sind vorrangig Lebensraumverlust und Habitatfragmentierung, hoher Prädationsdruck sowie die witterungsbedingte Beeinflussung des Reproduktionserfolges zu nennen.

In Deutschland finden sich individuenstarke Vorkommen lediglich in den Alpen und im Bayerischen Wald, der in Verbindung mit dem tschechischen Böhmerwald und dem österreichischen Mühl- und Waldviertel die zweitgrößte westeuropäische Population beheimatet (KLAUS & BERGMANN 2004). Weitere kleine Vorkommen, die im deutschen Brutvogelatlas aufgeführt werden (GEDEON et al. 2014), sind hinsichtlich ihrer Arealausdehnung und ihres Status nicht hinreichend gesichert (z. B. LIESER 2015). Das vermeintlich zusammenhängende Vorkommen (*Tetrastes bonasia rhenana*) im Rheinischen Schiefergebirge beispielsweise, ist in der im deutschen Brutvogelatlas beschriebenen Ausdehnung so nicht mehr existent und entweder als individuen schwaches Restvorkommen auf ein deutlich kleineres Areal beschränkt oder bereits ausgestorben (DIETZEN & HANDSCHUH 2019).

Langfristig betrachtet wird der Bestandstrend für Deutschland als rückläufig angegeben (GEDEON et al. 2014). In der aktuellen Roten Liste Deutschlands (5. Fassung) wird das Haselhuhn in der Kategorie 2 „Stark gefährdet“ geführt (GRÜNEBERG et al. 2015); in der Roten Liste der Brutvögel Bayerns (4. Fassung) in der Kategorie 3 „Gefährdet“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2016).

Die heimliche Lebensweise des Haselhuhns gestaltet dessen Erfassung äußerst schwierig, so dass sie im Zuge ornithologischer Flächenkartierungen nicht geleistet werden kann. Belastbare Bestandsdaten liegen deshalb kaum oder nur lokal vor. Zudem sind Angaben zur Artverbreitung lückenhaft oder weisen mitunter Fehler auf. Als seltene und naturschutzrechtlich relevante Art ist jedoch besonderes Augenmerk auf die Bestandsentwicklung und auf klare Kenntnisse zu den Verbreitungsgrenzen des Haselhuhns zu legen, um damit adäquate Grundlagen für geeignete Schutzmaßnahmen oder regionale und überregionale Planungen zu schaffen (vgl. LIESER 2015).

Während die Ökologie der Haselhuhnpopulation im Bayerischen Wald und im Böhmerwald bereits wiederholt im Fokus verschiedener Studien stand (z. B. SCHERZINGER 1976, KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995, KLAUS 1996, 2007, MÜLLER et al. 2009, LUDWIG & KLAUS 2016, KORTMANN et al. 2018), sind detaillierte Angaben zur Verbreitung und Bestandsgröße nur auf lokaler Ebene vorhanden (bzgl. Bayerischer Wald: SCHERZINGER 1976, SIANO 2014, 2017). Auf Landschaftsebene existieren hierzu erhebliche Kenntnislücken.

Ziel dieser Erfassung ist es, für die Haselhuhn vorkommen und potenziellen Verbreitungsareale im Osten Bayerns (Bayerischer- und Oberpfälzer Wald, Frankenwald) auf Grundlage einer artspezifischen Kartierung hinsichtlich Verbreitung, Bestandsdichte und Lebensraumsituation einen Status quo zu ermitteln, und somit Kenntnislücken zu schließen und essenzielle Grundlagendaten zu generieren.

2 Untersuchungsgebiet

Die Haselhuhnerfassung erfolgte in dem aus der Literatur bekannten Vorkommensgebiet in Ostbayern (Bayerischer Brutvogelatlas: RÖDL et al. 2012) sowie in Verdachtsflächen. Dabei wurden folgende Landschaften berücksichtigt:

- Frankenwald (Naturraum: 392)
- Oberpfälzer Wald (Naturräume: 400 und 401)
- Bayerischer Wald (Naturräume: 403, 404, 405, 408 und 409)

Als Verbreitungsschwerpunkt der Art wurde der Bayerische Wald vergleichsweise engmaschig untersucht. Im Oberpfälzer Wald und im Frankenwald erfolgte die Nachsuche weniger engmaschig oder nur räumlich begrenzt. Dabei fanden die folgenden Naturräume (vgl.: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT: Karte der Naturraum-Haupteinheiten und Naturraum-Einheiten in Bayern) Berücksichtigung (Abb. 1):

- Hinterer Bayerischer Wald (403)
- Regensenke (404)
- Vorderer Bayerischer Wald (405)
- Teilbereiche: Passauer Abteiland und Neuburger Wald (408)
- Teilbereiche: Wegscheider Hochfläche (409)
- Hinterer Oberpfälzer Wald (400)
- Teilbereiche: Vorderer Oberpfälzer Wald (401)
- Teilbereiche: Nordwestlicher Frankenwald (392)

Die Naturräume wurden den drei bearbeiteten Landschaften zugeordnet (Nummernangabe in Klammern, vgl. Abb. 1). Wird im Folgetext nicht explizit auf bestimmte Naturräume verwiesen, schließt die Landschaftsbezeichnung alle zugeordneten Naturräume ein.

Im Bayerischen Wald blieben die Waldflächen des Nationalparks und die südlichen Ausläufer des Mittelgebirgszuges – im Grenzgebiet zu Tschechien und Österreich – von der Erfassung unberücksichtigt (vgl. Abb. 1). Für diese Areale existieren bereits Daten aus fundierten Haselhuhnkartierungen oder es werden aktuell Forschungsprojekte mit Artbezug umgesetzt (SIANO 2014, 2017, RÖSNER & MÜLLER pers. Mitt.).

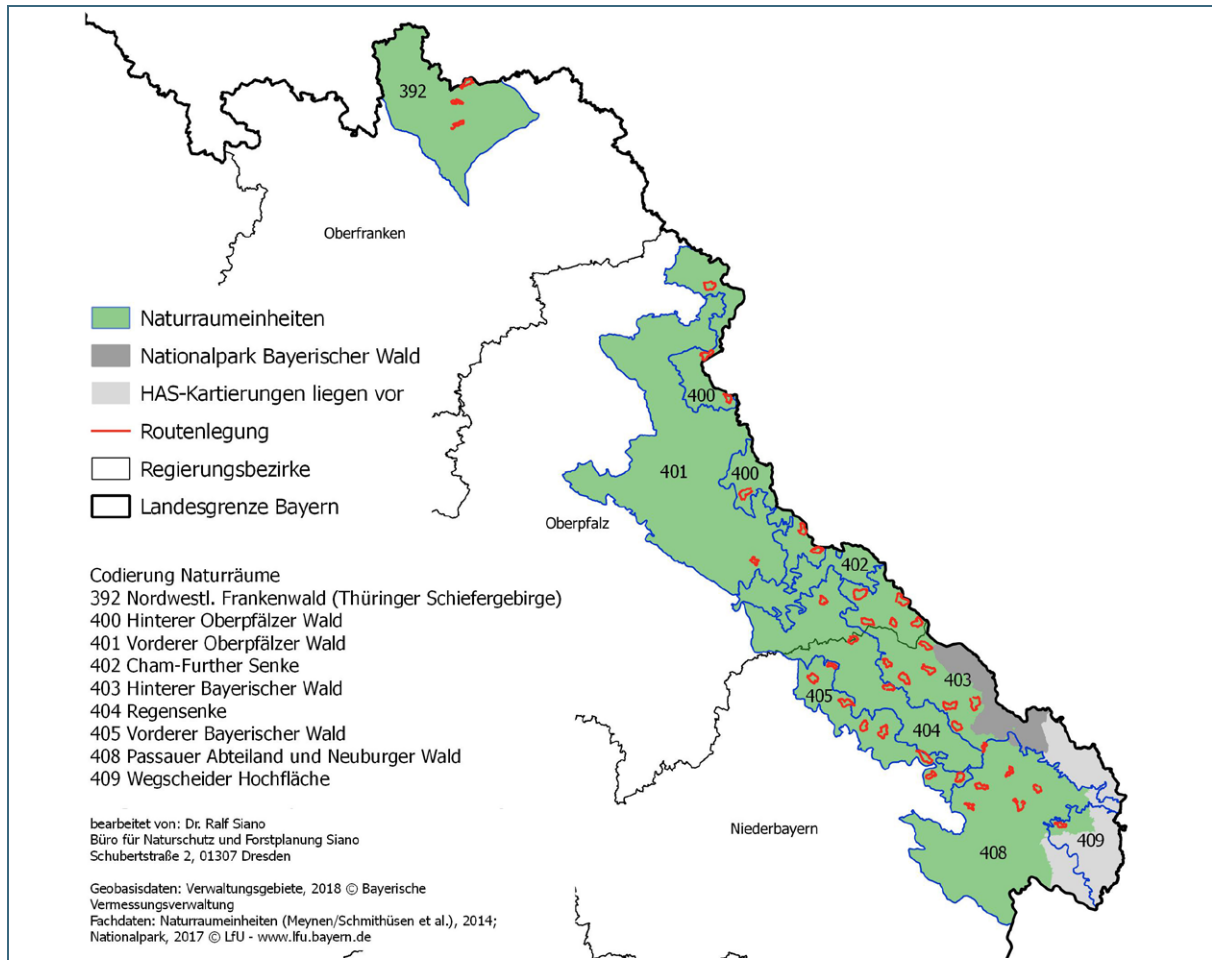


Abb. 1: Untersuchungsgebiet, unter Angabe der von der Erfassung berührten Naturraumeinheiten sowie Routenverteilung innerhalb der Naturräume

3 Methodik

3.1 Festlegung Gebietskulisse

Grundlage zur Festlegung der Gebietskulisse waren neben Kenntnissen zur Haselhuhnverbreitung aus dem aktuellen Brutvogelatlas Bayerns (RÖDL et al. 2012) zudem Haselhuhnmeldedaten aus verschiedenen weiteren Quellen. Dabei wurde auf folgende Datenquellen zurückgegriffen:

- interne Arten-Datenbank BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (digital, Punktelayer, Quelle: Auftraggeber)
- ornithologische Plattform ornitho.de (digital, Punktelayer, Quelle: Auftraggeber)
- Wildtier-Monitoring Bayern, Landesjagdverband Bayern e.V. (LANDESJAGDVERBAND BAYERN 2018); Haselhuhnpräsenz oder -abwesenheit ist auf Gemeindeebene ersichtbar
- interne Daten des Nationalparks Bayerischer Wald (digital, Punktelayer, Quelle: RÖSNER schriftl. Mitt.)

Im Frankenwald orientierte sich die Nachsuche zudem an Haselhuhnmeldedaten des Wiederansiedlungsprojektes im benachbarten Thüringen, die vereinzelt auch für die angrenzenden bayerischen Waldflächen vorliegen (KLAUS et al. 2015, KLAUS schriftl.).

Darüber hinaus sind regionale und überregionale Kenner der Art, Ornithologen und Raufußhuhnexperten befragt worden, um so insbesondere in Randgebieten und potenziellen Vorkommensgebieten die Nachsuche zu optimieren und auf Areale einzugrenzen, in denen am ehesten mit Haselhuhnpräsenz zu rechnen ist. Das Untersuchungsgebiet umfasst somit nicht nur die mit Sicherheit vom Haselhuhn besiedelten Waldflächen Ostbayerns, sondern auch Bereiche, in denen der Status der Art unklar ist oder wiederholte Einzelmeldungen ein Vorkommen lediglich vermuten lassen.

3.2 Routenlegung

Die Datenerfassung erfolgte entlang von zuvor festgelegten **Transekten**. Es standen insgesamt 40 Routen zur Verfügung, die auf das Untersuchungsgebiet verteilt wurden. Transektverteilung und deren Detailplanung war Aufgabe des Kartierers und somit nicht von Seiten des Auftraggebers vorgegeben. Die Begehung der Transekte erfolgte GPS-basiert unter Verwendung eines GARMIN GPSMAP 62s, wobei die Routen zumeist entlang von Forstwegen, Rückewegen, Wanderwegen und dergleichen verliefen. Das gezielte Begehen von Transekten ist im Zuge einer Haselhuhnerfassung gängige Praxis (z. B. KLAUS 2007, KAJTOCH et al. 2012, LUDWIG et al. 2015). Pro Tag war die Erfassung eines Transektes möglich.

Von den 40 kartierten Transekten liegt ein Großteil im Bayerischen Wald ($n = 30$, 75 %) (vgl. Abb. 1). 18 % ($n = 7$) befinden sich im Oberpfälzer Wald und 8% im Frankenwald ($n = 3$). Mit einer Gesamtlänge von rund 380 km und einer durchschnittlichen Länge von etwa 9,5 km pro Transekt wurden vergleichsweise lange Routen begangen. So gelang es eine hohe Kontrollfläche pro Transekt zu erzielen, bei einer zugleich adäquaten Kartierqualität. Die Routenlänge variiert zwischen 7,1 und 12,0 km.

Routen wurden bevorzugt in größere, möglichst zusammenhängende Waldareale gelegt. Zudem orientierte sich die Routenlegung an den Haselhuhn-Meldedaten aus den bereits genannten Quellen. Für den Bayerischen Wald steht außerdem ein großräumiges Haselhuhn-Habitatmodell zur Verfügung (Quelle: J. MÜLLER), das bezogen auf 25 Hektar-Kacheln die Lebensraumqualität innerhalb eines Wertebereiches von ca. 0 (geringe Qualität) bis 1 (hohe Qualität) angibt (vgl. MÜLLER et al. 2009, BAE et al. 2014). Im Oberpfälzer Wald fehlen Informationen zum Status des Haselhuhns weitgehend, jedoch schließen sporadische Meldungen bis weit in den Norden dieser Waldlandschaft eine Besiedlung nicht

aus. Um hier eine adäquate Kontrolle zu gewährleisten, wurden Routen stichprobenhaft entlang des mehr oder weniger kompakten Waldbandes im deutsch-tschechischen Grenzbereich gelegt, da im Falle einer Besiedelung diese mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Quellpopulation im Bayerischen Wald und im Böhmerwald herrühren dürfte.

3.3 Erbringung von Nachweisen

Die heimliche Lebensweise des Haselhuhns stellt an seine Erfassung besondere Anforderungen, was entsprechende Artkenntnis und das nötige Know-how voraussetzt. Eine gängige **Nachweismethode** ist die Erfassung singender, reviermarkierender Hähne während der Reaktionsmaxima im Frühjahr und im Herbst (SWENSON 1991a, BERGMANN et al. 1996, ANDRETTZKE et al. 2005). Für die hier durchgeführte Kartierung wurde der Hahnengesang mit Hilfe eines Metallpfeifchens (Lockpfeife) nachgeahmt, wobei entlang des gesamten Transekts wiederholt gelockt wurde. Die Begehung der Routen erfolgte gemäß der Reaktionsmaxima reviermarkierender Hähne im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019. Entlang aller Routen wurde zudem nach indirekten Nachweisen gesucht. Hierzu zählen Sandbadestellen, Losung, Federn und Trittsiegel. Dabei wurden u. a. gezielt solche Strukturen abgesucht, an denen sich vermehrt Huderpotenzial bietet; so z. B. Wurzelteller und sandige Abbruchkanten an Wegrändern.

3.4 Zweitbegänge

Teil der Erfassung waren auch Zweitbegänge von bereits im Herbst 2018 kartierten Transekten. Diese erfolgten im Frühjahr 2019. Aufgrund einer hohen Nachweisdichte im Zuge der Erstbegänge konnte eine Kontrolle aller Präsenzzouten von 2018 nicht erfolgen. Deshalb wurde in Absprache mit dem Auftraggeber eine Auswahl nach folgenden Kriterien getroffen: Ergab sich 2018 ein direkter Nachweis, wurde die entsprechende Route in jedem Fall 2019 erneut kontrolliert ($n = 8$). Alle weiteren bereits begangenen Routen – auch solche ohne Nachweis – mussten ein Mindestmaß an Lebensraumeignung aufweisen (vergleichbare Werte wie an den Routen mit direktem Nachweis; Lebensraumbewertung siehe 3.6) um für einen Zweitbegang vorgesehen zu werden. Die so qualifizierten Transekte wurden auf ein kartierbares Maß reduziert und räumlich gleichmäßig über das 2018 kartierte Gebiet im Bayerischen Wald verteilt ($n = 6$). Letztendlich wurden insgesamt 14 Routen im Rahmen eines Zweitbeganges im Frühjahr 2019 erneut kontrolliert.

3.5 Zeitlicher Rahmen

Hinsichtlich des Erstbeganges ergab sich folgende Verteilung der Erfassungszeiträume (Tab. 2): Von den 40 Transekten wurden 28 (Nr. 1 bis 28; 70 %) im Herbst 2018 begangen und auf Haselhuhnpräsenz geprüft. Diese Routen befinden sich ausnahmslos im Bayerischen Wald. Die Freilanderrfassung erfolgte dabei im Zeitraum vom 25.09.2018 bis zum 06.11.2018. 12 Routen (Nr. 29 bis 40; 30 %) sind im Frühjahr 2019 kartiert worden, was alle Transekte im Oberpfälzer Wald und dem Frankenwald umfasst sowie zwei im nördlichen Bayerischen Wald. Die Erfassung erfolgte im Zeitraum vom 12.04.2019 bis zum 01.05.2019.

Eine zweite Begehung bereits im Herbst 2018 kartierter Transekte erfolgte für 14 Routen (35 %) (Tab. 3). Die Begehung fand im Frühjahr 2019, im Zeitraum vom 02.05.2019 bis 11.06.2019 statt.

3.6 Einschätzung der Habitateigenschaften und der Lebensraumqualität

An den Nachweispunkten wurden in einem Radius von 20 m (1.257 m²) systematisch **Lebensraumparameter** erfasst. Zu den erfassten Parametern zählen unter anderem Daten zur Bestandesstruktur wie

Baumartenverteilung, Altersklasse, Anteil Weichlaubholz, Verjüngung und Bestandesdurchsichtigkeit. Weiter wurden die Bodenvegetation und Lebensraumstrukturen, wie Sandbadepotenzial und das Vorkommen von Wurzeltellern, aufgenommen. Zur Ermittlung der Bestandesdurchsichtigkeit, als Maß für das Deckungsbedürfnis der Art, kam der Entfernungsmesser BRESSER RANGEFINDER 4x21 zum Einsatz. Bei variierender Durchsichtigkeit des Bestandes wurde ein Mittelwert gebildet. Um einen einfachen Vergleich zwischen Angebot und Nutzung zu gewährleisten, sind im Frühjahr 2019 an jeweils zehn zufällig verteilten Stichprobepunkten entlang jeder doppelt begangenen Route dieselben Parameter erfasst worden. Traten an diesen Zufallspunkten Haselhuhnnachweise auf, wurden sie den Präsenzpunkten zugeschlagen. Letztendlich flossen 130 Absenzpunkte und 103 Präsenzpunkte in die Auswertung zur Lebensraumnutzung ein, wobei die entscheidenden Lebensraumparameter im Fokus standen (Auswahl vgl. Kapitel 4.4). Die Auswertung zur Habitatnutzung erfolgte beschränkt auf die Landschaft des Bayerischen Waldes, da aus dem Oberpfälzer Wald und dem Frankenwald nur einzelne Haselhuhnnachweise vorliegen und zudem die Absenzpunkte ausschließlich im Bayerischen Wald erfasst wurden.

Für jede Route erfolgte eine vereinfachte **Einschätzung** zu deren **Lebensraumqualität**. Grundlage dafür war die Habitatbewertungsmethode nach KLAUS et al. (2016), der eine dreistufige Skala zu Grunde liegt: vom optimalen Haselhuhnhabitat (Stufe 1), über suboptimale Eignung (Stufe 2) bis hin zum ungeeigneten Bestand (Stufe 3). Die Kriterien dieser Bewertungsstufen wurden auf Basis von Erkenntnissen zur Lebensraumwahl im Bayerischen Wald ergänzt und modifiziert. Entlang des Transekts wurde die Habitatqualität anhand der modifizierten dreistufigen Skala möglichst abschnittsweise definiert und anschließend die prozentuale Verteilung der drei Habitatstufen entlang der Route ermittelt. Hierfür wurden die Längen der entsprechenden Teilabschnitte im GIS ausgemessen. Die Verteilung der Habitatstufen wurde dann als Grundlage herangezogen, um hinsichtlich der Lebensraumqualität drei Transekt-Typen zu definieren, deren Eigenschaften aus Tabelle 1 ersichtlich sind. Hinsichtlich Qualitätstyp 1 wurde sich bei der Festlegung der Grenzwerte (vgl. Tab. 1: Anteil Lebensraumqualität) unter anderem an den Bedingungen an Routen mit direkten Nachweisen orientiert. Die mittlere Eignungsstufe spielte bei der Festlegung nur eine sekundäre Rolle, weshalb sie nicht explizit bei der Typenzuordnung berücksichtigt wurde.

Tab. 1: Einordnung der Transekte hinsichtlich ihrer Lebensraumqualität

Qualitätstyp	Beschreibung	Anteil Lebensraumqualität [%]	
		gut/optimal	ungeeignet
1	hoher Anteil geeigneter Lebensraumstrukturen	≥ 45	≤ 25
2	mittlere Lebensraumeignung und variierende Bedingungen	15–45	< 50
3	überwiegend ungeeignete Lebensraumstrukturen	≤ 20	≥ 50

3.7 Bestandsermittlung und Haselhuhnverbreitung

Die **Bestandsermittlung** erfolgte transektbasiert und orientierte sich zum einen an der Raumnutzung von Haselhühnern im Bayerischen Wald sowie an der Reichweite, innerhalb derer eine Reaktion auf den nachgeahmten Gesang zu erwarten ist (vgl. WIESNER et al. 1977). Dabei wurde wie folgt vorgegangen: Zunächst wurde unter Annahme eines 20 Hektar großen Wohngebietes (Mittelwert vgl. KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995) die Fundortverteilung betrachtet, und diese räumlich sinnvoll imaginären Territorien zugeordnet. So konnte pro Route eine minimale Individuenanzahl ermittelt werden.

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. Innerhalb eines 80 m-Radius rechts und links des Transekts kann bei Einsatz der Lockpfeife mit reagierenden Hähnen gerechnet werden (WIESNER et al. 1977, SWENSON 1991a). Unter dieser Annahme erfolgte pro Route die Flächenberechnung eines transektbegleitenden Puffers von 160 m Durchmesser. Der aufsummierte Betrag der jeweils für die Bestandsermittlung berücksichtigten Routen wurde sodann als Flächenbezug herangezogen. Aus der Kombination dieser Informationen wurde die Bestandsgröße ermittelt, angegeben in Individuen pro 100 Hektar (Ind./100 ha). Da sich Hahnen- und Hennenterritorien saisonal mehr oder weniger überlappen (BERGMANN et al. 1996), davon aber nicht ausgegangen werden kann, da es beispielsweise auch nicht verpaarte Hähne gibt, wurde bei der Bestandsermittlung eine Spanne wiedergegeben – minimal ein Individuum und maximal zwei Individuen pro Revier (Präsenz eines Pärchens). Daraus resultiert die in Tab. 4 wiedergegebene Spannweite der Bestandsdichte. Es wurde lediglich für den Bayerischen Wald eine Bestandsangabe gemacht, da nur hierfür die Datengrundlage ausreicht (vgl. Kapitel 4.2). Zwei der im Bayerischen Wald gelegenen Transekte konnten erst im Frühjahr 2019 erstmalig kartiert werden (Route 29 und 30, siehe Tab. 2). Zur Vereinfachung wurden diese beiden Routen hinsichtlich der Bestandsermittlung der Kartiersaison im Herbst zugeordnet.

Die **Übersichtskarte** zur aktuellen **Haselhuhnverbreitung** beruht vorrangig auf der vorliegenden Kartierung und wird im Falle des Bayerischen Waldes zudem von kürzlich durchgeführten Haselhuhnerfassungen und hinsichtlich des Nationalparks durch Literaturangaben gestützt. Unabhängig von grenzüberschreitenden Vorkommen endet die Verbreitungsangabe an der Bundesgrenze. Ansonsten diente die Nachweisverteilung an den Routen zur Festlegung der Arealgrenze. Um innerhalb der Landschaften nachvollziehbare Grenzen zu generieren, wurden möglichst markante Elemente oder Strukturen wie Naturraum- und Waldgrenzen, Straßen und Gewässerläufe genutzt.

Zur **grafischen Darstellung der Ergebnisse** diente das Programm QUANTUM GIS (QGIS 2.14.8-Essen). Digitales Kartenmaterial und Geodaten wurden zum einen vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt (DTK25, Orthophotos, Waldfläche). Zum anderen wurden die als OpenData öffentlich zugänglichen Geodaten der Bayerischen Vermessungsverwaltung (Verwaltungsgebiete, DTK500) sowie des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Schutzgebiete, Naturräume, Haselhuhn-Verbreitung nach RÖDL et al. 2012) genutzt.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Nachweisverteilung

4.1.1 Erstbegang

Nachweise auf Haselhuhnpräsenz gelangen an 29 der 40 begangenen Routen (Tab. 2, Abb. A1 bis A3), was 73 % aller geprüften Transekte entspricht. An 11 Routen (28 %) blieb ein Haselhuhn nachweis aus.

Die in Tabelle 2 als Fundorte bezeichnete Spalte gibt die Orte wieder, an denen Haselhuhn nachweise gefunden wurden, unabhängig von der Anzahl der Einzelnachweise pro Fundort. Sprich: wenn beispielsweise am Fundort einer Huderpfanne zugleich ein singender Hahn nachgewiesen werden konnte, dann handelt es sich um lediglich einen Fundort. Die Anzahl der Einzelnachweise pro Route, unabhängig von der Fundortanzahl, geht dann aus den folgenden Spalten hervor. Die Fundortdichte lag im Durchschnitt bei zwei Fundorten pro Route (1,7) und schwankte zwischen Absenkrouten bis hin zu sieben Fundorten pro Route (Transekt 21) (Tab. 2). Die mittlere Nachweisdichte erreichte mit zwei Nachweisen pro Route (2,2) einen sehr ähnlichen Wert.

Tab. 2: Verteilung der Haselhuhnachweise an den 40 Erstbegangs-Routen; H = Herbst, F = Frühjahr, BW = Bayerischer Wald, OW = Oberpfälzer Wald, FW = Frankenwald

Tran- sekt- nummer	Kartier- saison	Land- schaft	Anzahl Fund- orte	Nachweisart und-verteilung [n] pro Fundort					Nach- weise gesamt [n]
				direkt		indirekt			
				Gesang	Sichtung	Huder	Feder	Losung	
1	H18	BW	0	0	0	0	0	0	0
2	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
3	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
4	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
5	H18	BW	3	0	0	3	0	0	3
6	H18	BW	0	0	0	0	0	0	0
7	H18	BW	2	0	0	2	0	0	2
8	H18	BW	2	0	0	2	0	0	2
9	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
10	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
11	H18	BW	4	1	1	3	0	0	5
12	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
13	H18	BW	3	2	1	1	0	1	5
14	H18	BW	2	1	0	2	0	0	3
15	H18	BW	2	0	0	2	0	0	2
16	H18	BW	2	0	0	2	0	0	2
17	H18	BW	2	0	0	2	0	0	2
18	H18	BW	1	1	1	0	0	0	2
19	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
20	H18	BW	5	1	1	4	0	0	6
21	H18	BW	7	1	0	7	3	1	12
22	H18	BW	6	1	1	5	0	0	7
23	H18	BW	6	0	0	6	2	0	8
24	H18	BW	4	1	0	4	1	0	6
25	H18	BW	4	0	0	4	0	1	5
26	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
27	H18	BW	1	0	0	1	0	0	1
28	H18	BW	0	0	0	0	0	0	0
29	F19	BW	1	1	1	0	0	0	2
30	F19	BW	0	0	0	0	0	0	0
31	F19	OW	0	0	0	0	0	0	0
32	F19	OW	0	0	0	0	0	0	0
33	F19	OW	1	0	0	1	0	0	1
34	F19	OW	1	0	0	1	0	0	1
35	F19	OW	0	0	0	0	0	0	0
36	F19	OW	0	0	0	0	0	0	0
37	F19	OW	0	0	0	0	0	0	0
38	F19	FW	1	0	0	1	0	0	1
39	F19	FW	0	0	0	0	0	0	0
40	F19	FW	0	0	0	0	0	0	0
Summe			68	10	6	61	6	3	86

Insgesamt gelangen 86 Haselhuhnnachweise. Am häufigsten traten indirekte Nachweise auf (n = 70, 81 %). Huderpfannen waren dabei die dominante Nachweisart (siehe auch Abb. A9 bis A11), wobei im Zuge des Erstbegangs Feder- oder Losungsfunde ausschließlich in Huderstellen gelangen. Direkte Nachweise umfassten 19 % (n = 16) und beschränken sich auf singende Hähne und Sichtungen. Letztere gelangen ausnahmslos dort, wo Hähne mit Gesang auf das Locken reagierten (siehe auch Abb. A7 und A8).

Eine hohe Fundort- und Nachweisdichte ergab sich in dem zusammenhängenden Waldband der Hochlagen des Bayerischen Waldes (Naturraum: Hinterer Bayerischer Wald) (Abb. A1 und A2). Aber auch die darüber hinaus geprüften Teilareale des Bayerischen Waldes sind vom Haselhuhn besiedelt, jedoch tritt hier eine geringere Nachweisdichte auf. Dabei gelangen selbst in vergleichsweise stark fragmentierten Waldarealen (Passauer Abteiland) Haselhuhnnachweise (Abb. A1). Auch das südwestlich der Regensenke gelegene kompakte Waldband des Vorderen Bayerischen Waldes ist besiedelt, obwohl im Naturraum Regensenke die Zergliederung der Waldfläche auffällig ist (Abb. A1 und A2).

Im südlichen Oberpfälzer Wald traten nur sporadisch Haselhuhnnachweise auf (Abb. A2). Vermutlich stellt die hinsichtlich der Waldverteilung stark fragmentierte Cham-Further Senke (Naturraum 402) eine Ausbreitungsbarriere dar oder schränkt die Dispersion massiv ein. Nichtsdestotrotz scheint der südliche Oberpfälzer Wald vom Haselhuhn besiedelt, wenn auch in äußerst geringer Dichte. Im nördlichen Oberpfälzer Wald gelang hingegen kein Hinweis auf eine aktuelle Besiedlung.

An den drei Routen im Frankenwald gelang lediglich im Grenzbereich zu Thüringen ein Nachweis (Abb. A3). Das im benachbarten Thüringen ansässige Wiederansiedlungsprojekt (KLAUS et al. 2009, 2015) scheint somit aktuell eine individuen schwache Population zu stützen, was durch aktuelle Kartierergebnisse aus dem Thüringer Frankenwald bestätigt wird (SIANO unpubl.). Dieses Vorkommen erstreckt sich somit auch in die angrenzenden bayerischen Waldflächen hinein, wobei der im Zuge der Kartierung erbrachte Fundort im unmittelbaren Grenzbereich zu Thüringen liegt und zudem nur unweit (etwa 1 km) des dort genutzten Auswilderungsortes (KLAUS pers. Mitt.). In den vergangenen Jahren aufgetretene Meldungen (unter anderem Reproduktionsnachweis, KLAUS et al. 2015) im Kontrollbereich von Route 40 – etwa 9 km südlich der Landesgrenze (vgl. Abb. A3) – ließen sich im Zuge der vorliegenden Kartierung nicht durch einen Präsenznachweis belegen.

4.1.2 Zweitbegang und Saisonvergleich

Im Rahmen des Zweitbegangs im Frühjahr 2019 wurden 14 ausgewählte Routen im Bayerischen Wald erneut geprüft (Abb. 4), was u. a. saisonale Vergleiche hinsichtlich der Nachweisverteilung ermöglicht. Fundort- und Nachweisanzahl unterscheiden sich zwischen den Saisons kaum (Tab. 3). Jedoch fällt auf, dass der Anteil direkter Nachweise im Frühjahr (16 %) unter dem Vergleichswert im Herbst (26 %) liegt.

Während Transekt 1 im Herbst ohne Haselhuhnpräsenz blieb, waren es im Frühjahr die Routen 5 und 15. An Route 1 gelang hingegen ein Nachweis im Frühjahr 2019, was die Besiedlung des gesamten Waldkomplexes zwischen Hauzenberg und Waldkirchen nahelegt, wie bereits von SIANO (2017) im Zuge der Haselhuhnerfassung im Wegscheider Land vermutet. An den verbleibenden elf Routen konnten in beiden Saisons Nachweise erbracht werden (Tab. 3). Transekt 21, an den Hängen des Großen Arber, erwies sich im Herbst wie im Frühjahr als die Kartierroute mit den meisten Fundorten.

15 der im Herbst 2018 besetzten Wohngebiete konnten auch im Frühjahr 2019 bestätigt werden. Dies gelang auf verschiedenste Weise: Vereinzelt reagierten im Frühjahr erneut Hähne im unmittelbaren Umfeld der Herbst-Gesangsorte auf die Lockpfeife (Transekt 21, 22). Mitunter gelang es auch, Gesangsorte des Herbstes im Frühjahr durch indirekte Nachweise zu bestätigen (z. B. Route 13, 20).

Die erneute Nutzung von gut geeigneten Huderstellen, wie Wurzeltellern oder trockenen Stellen unter Gesteinsbrocken, trat ebenfalls auf (z. B. Transekt 13, 14). Bei einem kurzzeitigen Kontrollintervall, wie es dieser Untersuchung zu Grunde liegt, ist zu vermuten, dass diese Reviere durchgängig besetzt waren. Jedoch kann davon nicht zweifelsfrei ausgegangen werden, denn insbesondere gut geeignete Habitate werden bei Ausfall des Revierinhabers umgehend neu besetzt (KLAUS & LUDWIG 2018). So kommt es in optimalen Lebensräumen zu einer dauerhaften Besiedlung bestimmter Wohngebiete, wie es im Böhmerwald im Zuge einer Langzeitstudie bereits eindrucksvoll belegt werden konnte, mit teils seit Jahrzehnten nahezu kontinuierlich besetzten Territorien (KLAUS & LUDWIG 2018).

Tab. 3: Verteilung der Haselhuhnachweise an den 14 doppelt begangenen Routen im Bayerischen Wald, unter Berücksichtigung der Frühjahrserfassung 2019 sowie ausgewählter Vergleichswerte zur Herbstfassung 2018. dir = direkt, ind = indirekt

Nr. Route	Anzahl Fundorte	Nachweisart und -verteilung [n] pro Fundort						Erstbegang Herbst 2018		
		direkt		indirekt			Nachweise gesamt [n]	Fundorte	Nachweise	
		Gesang	Sichtung	Huder	Feder	Losung			dir	ind
1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
10	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1
11	6	0	0	6	0	0	6	4	2	3
13	2	0	0	2	1	0	3	3	3	2
14	6	0	1	4	0	1	6	2	1	2
15	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
18	1	0	0	1	0	0	1	1	2	0
20	5	1	1	5	1	0	8	5	2	4
21	11	1	1	11	0	0	13	7	1	11
22	4	1	1	3	0	0	5	6	2	5
24	3	0	0	3	0	0	3	4	1	5
26	2	0	0	2	0	0	2	1	0	1
27	2	1	0	1	0	0	2	1	0	1
Summe	44	4	4	40	2	1	51	40	14	40

Darüber hinaus zeigt die Doppelkartierung auch, dass im Herbst gefundene Reviere im Frühjahr ohne Nachweis blieben, während an anderer Stelle neue Belege für Haselhuhnpräsenz hinzukamen. Das Verhältnis hielt sich dabei die Waage; während 18 Herbstterritorien im Frühjahr ohne Nachweis blieben, traten 18 neue Wohngebiete auf die im Vorjahr unbesiedelt schienen.

4.2 Bestandsschätzung

Die Bestandsschätzung für den Bayerischen Wald ergibt unter Berücksichtigung aller von dieser Landschaft berührten Naturräume einen Herbstbestand von etwa ein bis drei Individuen pro 100 Hektar (Tab. 4). Um Unterschiede zwischen den Naturräumen herauszuarbeiten und Unterschiede in der Fundortdichte adäquat zu berücksichtigen, wurden kleinräumig alternative Bestandsgrößen ermittelt. Im kompakten Waldband des Hinteren Bayerischen Waldes traten etwa zwei bis vier Individuen pro 100 Hektar auf (Tab. 4). Diese Bestandsgröße entspricht der des Frühjahrsbestands im südöstlich gelegenen Forstbetrieb Neureichenau (SIANO 2014), der ebenfalls Teil dieses Naturraumes und des kompakten Waldkomplexes entlang der Hochlagen im Grenzbereich zu Tschechien ist. Für den dazwischenliegenden Nationalpark Bayerischer Wald liegen Vergleichswerte von SCHERZINGER (1976) vor, dessen Bestandsangaben je nach Lebensraumtyp schwanken und auf zwei bis zehn Individuen pro 100 Hektar im Herbst verweisen. Vergleichbare aktuelle Bestandszahlen liegen für den Nationalpark nicht vor. Aus einer Langzeitstudie im benachbarten Böhmerwald Tschechiens geht eine Bestandsdichte von zwei bis fünf Individuen pro 100 Hektar (Herbstbestand) hervor (KLAUS 1996, KLAUS & LUDWIG 2018).

Tab. 4: Transektbasierte Bestandsgrößen im Bayerischen Wald

Gebietskulisse beziehungsweise Naturraum	Begang	Kartiersaison	Anzahl Routen	Bestandsgröße [Ind./100 ha]	
				Min	Max
gesamt	Erstbegang	Herbst	30	1,3	2,5
gesamt, reduzierte Routenanzahl	Erstbegang	Herbst	14	1,5	3,1
	Zweitbegang	Frühjahr	14	1,5	3,1
Hinterer BayerWald	Erstbegang	Herbst	12	1,9	3,9
Vorderer BayerWald			8	0,8	1,6
Regensenke, Passauer Abteiland, Wegscheider Hochfläche			10	0,8	1,6

In den dem Hinteren Bayerischen Wald vorgelagerten Naturräumen liegt die Bestandsgröße mit etwa ein bis zwei Individuen pro 100 Hektar niedriger (Tab. 4). Vergleichsdaten hierfür liegen aus dem südlichen Ausläufer des Bayerischen Waldes vor – dem Wegscheider Land, die auf einen Frühjahrsbestand von 0,5 bis 1,0 Individuum pro 100 Hektar verweisen, wobei als Ursache dieser im Vergleich zu den Hochlagen deutlich niedrigeren Bestandsdichte die Waldfragmentierung genannt wird (SIANO 2017). Hintergrund ist, dass Haselhühner äußerst standorttreu sind, nur kleinflächige Wohngebiete von zehn bis 40 Hektar nutzen und somit nur eingeschränkt dispersionsfähig sind (SWENSON 1991b, KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995, LIESER 1994, 1995, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996). Ortsveränderungen beschränken sich auf die Nutzung unterschiedlicher Habitate innerhalb ihres Wohngebietes (adulte Vögel) oder die Abwanderung von Jungvögeln (z.B. LIESER 1994, 1995, BERGMANN et al. 1996). Adulten Haselhühnern wurden durchschnittliche Ortsveränderungen von unter 400 m nachgewiesen (BERGMANN et al. 1996). Jungvögel legen etwas größere Distanzen zurück und dispergieren im Mittel zwischen zwei und vier Kilometer weit (KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995, MONTADERT & LÉONARD 2006, RHIM & SON 2009). Die Standorttreue und das vergleichsweise eingeschränkte Abwanderungsverhalten der Art haben einen entsprechenden Einfluss auf die Besiedlung von Lebensräumen in fragmentierten Landschaften. Habitatfragmentierung tritt auf, wenn in geschlossenen Waldbeständen geeignete Habitate in einem hohen Anteil ungeeigneter Lebensräume eingebettet sind, oder wenn eingestreute Offenland- und Siedlungsbereiche zu einer Verinselung der Waldfläche führen (z. B. ANDRÉN

1994, ÅBERG et al. 1995, SEWITZ & KLAUS 1997, SAARI et al. 1998, ZACHRAI et al. 2005). 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 erwartungsgemäß 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 im Böhmerwald-Vorland 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 Hektar (SEWITZ & KLAUS 1997, KAJTOCH et al. 2012). Kleinere Waldbereiche blieben vom Haselhuhn unbesiedelt. Jedoch wird die Bedeutung solcher kleinerer Waldinseln 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 des Haselhuhns auf Landschaftsebene (MONTADERT & KLAUS 2011, KAJTOCH et al. 2012).

Für das Vorkommensgebiet im Bayerischen Wald zeigt sich eine Fragmentierung der Waldfläche insbesondere in den Naturräumen Regensenke, Passauer Abteiland und Wegscheider Hochfläche (vgl. Abb. A4, A5), was ein Grund für die hier geringere Bestandsgröße sein kann. Hinzu kommt eine überwiegend mittlere Lebensraumeignung in diesem Areal. Höhere Bestandsdichten sind unter diesen Bedingungen vermutlich nicht zu erreichen. Ein vergleichsweise hoher Anteil an Routen mit günstigen Lebensraumbedingungen und eine zusammenhängende Waldfläche hätten im südwestlich angrenzenden Vorderen Bayerischen Wald eine durchaus höhere Bestandsdichte erwarten lassen. Jedoch unterscheidet sich die hier ermittelte Bestandsgröße von etwa ein bis zwei Individuen pro 100 Hektar (Tab. 4) nicht von der in den angrenzenden fragmentierten Naturräumen. Es ist zu vermuten, dass die Waldfragmentierung der Regensenke die Bestandsdichte in diesem Teilareal der Verbreitung beeinflusst, da sie die Besiedlung beziehungsweise die Ausbreitung aus dem Hinteren Bayerischen Wald erschwert.

Die zweifache Begehung von 14 Routen im Bayerischen Wald ermöglicht einen Vergleich zwischen Herbst- und Frühjahrsbestand. Hier zeigte sich kein Unterschied, vielmehr waren die Bestandsgrößen identisch (Tab. 4). Lediglich die Fundortverteilung und somit die ermittelte Anzahl Individuen pro Transekt variierte mitunter. Auch im Böhmerwald konnte KLAUS (1996) keine signifikanten Unterschiede zwischen Frühjahrs- und Herbstbestand feststellen. Massive saisonale Unterschiede zugunsten eines bis zu 3,8 mal höheren Herbstbestands aufgrund von Jungensterblichkeit und teils erheblicher Winterverluste, wie bei BERGMANN et al. (1996) geschildert, lies sich somit nicht belegen.

Da im [Oberpfälzer Wald](#) und im [Frankenwald](#) lediglich Einzelnachweise auftraten, wurde hier von einer Bestandsschätzung abgesehen. Hier ist vielmehr weitere Kartierarbeit zu empfehlen, um detailliertere Angaben zu diesen Rand- und Inselvorkommen zu erzielen (vgl. Kapitel 5).

4.3 Haselhuhnverbreitung

Auf Basis der vorliegenden Kartierung ist es möglich, eine Einschätzung zum aktuell vom Haselhuhn besiedelten Areal in Ostbayern zu geben. Im Bayerischen Wald zeigt sich eine nahezu flächendeckende Verbreitung, von den Hochlagen im Dreiländereck zwischen Deutschland, Tschechien und Österreich im Südosten bis an die Naturraumgrenze der Cham-Further-Senke und entlang einer Linie von Bad Kötzing über Miltach und Konzell nach Haibach im Norden (Abb. A5). An der Naturraumgrenze des Vorderen Bayerischen Waldes und entlang einer Linie von Zenting über Neukirchen vorm Wald nach Oberzell verläuft die südwestliche Arealgrenze. Es sei jedoch darauf verwiesen, dass eine finale Grenzziehung noch nicht möglich ist, da weiterer Klärungsbedarf für Teilabschnitte entlang der Verbreitungsgrenze besteht (siehe Kapitel 5). An den südlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes stützen kürzlich durchgeführte Kartierungen die Verbreitungsangabe (Abb. A5) (SIANO 2014, 2017). Hier ist zudem davon auszugehen, dass sich das Vorkommen grenzüberschreitend in den Waldflächen Oberösterreichs fortsetzt, insbesondere in den Hochlagen des Böhmerwaldes (PÜHRINGER 2003). Dabei wird der grenznahe Waldkorridor als bedeutender Brückenschlag zwischen den dünn besiedelten und fragmentierten Waldflächen des Wegscheider Landes und dem kompakten Waldband der Hochlagen erachtet (SIANO 2017). Der zentral in den Hochlagen gelegene Nationalpark Bayerischer Wald war nicht Teil der vorliegenden Kartierung, gilt aber als weitgehend besiedelt (RÖDL et al. 2012), was durch jüngere Studien des Nationalparks untermauert wird (MÜLLER et al. 2009, KORTMANN et al. 2018). Grenzüberschreitend sind im benachbarten Tschechien weite Teile des Böhmerwaldes besiedelt, von der Čerchov-Region (Schwarzkopf) im Nordwesten bis in das Dreiländereck im Südosten und darüber hinaus entlang der österreichischen Grenze (KLAUS, BUFKA pers. Mitt.). Für das im südlichen Oberpfälzer Wald als besiedelt angegebene Areal existieren leider nur wenige Nachweise (Abb. A5), weshalb gerade hier eine erneute – um einige Routen erweiterte – Kartierung zu empfehlen ist (vgl. Kapitel 5). Einer der Fundorte befindet sich in der Čerchov-Region auf deutscher Seite, was die Angaben zur Verbreitung in Tschechien stützen würde. Der zweite Fundort liegt sogar noch nördlicher, etwa 20 km vom Schwarzkopf entfernt. Da sich die Verbreitungsangabe für dieses Teilareal jedoch nur auf wenige Nachweise stützt, ist sie als Schätzung einzuordnen und gegebenenfalls nach weiteren Kontrollen entsprechend anzupassen. Ein Vorkommen, das sich bis in den nördlichen Oberpfälzer Wald erstreckt, konnte nicht belegt werden. Noch in den 1990er Jahren wird für das grenzparallel in Tschechien verlaufende Waldband ein durchgehendes Vorkommen vom südlichen Šumava bis in die nördlichen Ausläufer des Oberpfälzer Waldes geschildert (KREN 2000), was mit hoher Sicherheit auf tschechischer Seite nicht mehr dem aktuellen Stand entspricht und in dieser Dimension in den unmittelbar angrenzenden Waldflächen Bayerns von den letzten drei bayerischen Brutvogelatlasen nicht gestützt wird (NITSCHKE & PLACHTER 1987, BEZZEL et al. 2005, RÖDL et al. 2012). Vielmehr dürfte die nördliche Grenze der Verbreitung aktuell in Höhe einer Linie Eslarn (D) – Bělá nad Radbuzou (CZ) liegen. Eine ähnliche Verbreitungsgrenze wurde bereits von BERGMANN et al. (1996) vermutet, die jedoch etwas nach Süden korrigiert werden muss, da die vorliegende Kartierung keine Hinweise darauf liefert, dass auch die Waldflächen bis Neustadt an der Waldnaab besiedelt sind.

Im Frankenwald strahlt das individuenschwache, auf ein thüringisches Wiederansiedlungsprojekt zurückgehende, Vorkommen (KLAUS et al. 2009, 2015) in die angrenzenden Waldflächen Bayerns aus. Die Kartierung in diesem Gebiet resultiert in einem sehr kleinen Verbreitungsareal (Abb. A5). Würde die Auswilderung im Thüringer Frankenwald eingestellt, ist mit einem zeitnahen Erlöschen dieses Vorkommens zu rechnen.

Ein Vergleich mit dem letzten Brutvogelatlas Bayerns macht deutlich (RÖDL et al. 2012, vgl. auch Abb. A5), dass insbesondere im Bayerischen Wald Kartierlücken (z. B. mittlerer Bayerischer Wald) geschlossen und der Kenntnisstand zum Vorkommen erweitert werden konnte, so dass die Haselhuhnverbreitung nunmehr detaillierter herausgearbeitet ist. Dies trifft auch auf den südlichen Oberpfälzer

Wald zu. Aus den gewonnenen Daten lässt sich für das im Bayerischen Wald kartierte Untersuchungsgebiet und unter Berücksichtigung des in diesem Zusammenhang kalkulierten Verbreitungsareals (vgl. Abb. A5: „Grundlage: vorliegende Kartierung“) eine Hochrechnung der Bestandsgröße umsetzen. Unter Annahme einer Bestandsgröße von 1,3 bis 2,5 Individuen pro 100 Hektar (vgl. Tab. 4), ergibt sich für die rund 1.200 km² umfassende Waldfläche innerhalb des Untersuchungsgebietes ein Haselhuhnbestand von etwa 1.500 bis 3.100 Individuen. Die im Nationalpark Bayerischer Wald sowie im Forstbetrieb Neureichenau und im Wegscheider Land (südlicher Bayerischer Wald) besiedelten Areale bleiben dabei unberücksichtigt (vgl. Abb. A5), ebenso die angrenzenden Vorkommen in Tschechien und Österreich. Die von KLAUS & BERGMANN (2004) geschätzte Bestandsgröße dieser länderübergreifenden Population von 2.000 bis 4.000 Individuen scheint somit unterschätzt, da anzunehmen ist, dass in den Hochlagen des Mittelgebirgszuges höhere Bestandsdichten erreicht werden (vgl. Kapitel 4.2, SCHERZINGER 1976, SIANO 2014). Auf bayerischer Seite wurde der Haselhuhnbestand von den Autoren auf weniger als 1.000 Individuen geschätzt (KLAUS & BERGMANN 2004), was von der vorliegenden Kartierung klar widerlegt wird. Es sei an dieser Stelle aber auch angemerkt, dass die schlichte Hochrechnung auf die vorhandene Waldfläche Aspekte wie beispielsweise Waldfragmentierung und deren Auswirkungen unberücksichtigt lässt, was die Qualität des angegebenen Wertes beeinflusst. Trotz dieser Unzulänglichkeiten bietet dieser Hochrechnungswert eine brauchbare Orientierungshilfe für ein großräumig besiedeltes Areal im Bayerischen Wald.

Mitte des 20. Jahrhunderts erstreckte sich das Haselhuhnvorkommen in Ostbayern noch deutlich über die Grenzen der aktuellen Schätzung hinaus, wobei die Art die Waldflächen nördlich der Donau vom Donaustauer Forst im Norden bis an die Landesgrenzen (Bayerischer Wald großflächig) besiedelte sowie weite Teile des Oberpfälzer Waldes (POPP & MÜLLER 1966, WÜST 1981). Als Schwerpunkte der Verbreitung werden die ehemaligen Kreise Viechtach, Deggendorf, Wegscheid, Grafenau, Regen und Kötzing genannt (POPP & MÜLLER 1966, WÜST 1981, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Diese damaligen Vorkommensschwerpunkte sind überwiegend auch heute noch besiedelt, jedoch wurden Randa-reale geräumt und die individuenreichen Verbreitungszentren haben sich räumlich reduziert. Neben der vorliegenden Studie belegt dies auch eine Umfrage unter Jagdinhabern im Landkreis Regen. Hier zeigt sich eine starke Abnahme oder ein regionales Erlöschen der Art für 57 % der betroffenen Jagdreviere (HOFMEISTER 2009). Bestandsentwicklungen des Haselhuhns im Zuge regulärer ornithologischer Erfassungen (Atlaswerke) adäquat wiederzugeben ist aufgrund seiner heimlichen Lebensweise schwierig. Deshalb ist für das Untersuchungsgebiet die Umsetzung artspezifischer systematischer und regelmäßiger Erfassungen dringendst anzuraten umso Langzeitdaten zu generieren, aus denen eine dauerhafte Kontrolle des Bestands resultiert (vgl. Kapitel 5). Die über 40-jährige Langzeitstudie am Haselhuhn im Böhmerwald ist ein eindrucksvolles Beispiel dafür. Hier zeigt sich übrigens, dass die dort bisher stabile Bestandssituation seit einigen Jahren rückläufig ist (KLAUS & LUDWIG 2018).

4.4 Habitatnutzung

4.4.1 Lebensraum

Das Haselhuhn ist ein Bewohner der Strauch- und unteren Baumschicht des Waldes. Es besiedelt unterholzreiche Nadel- und Mischbestände, Niederwälder, Wälder in jüngeren Entwicklungsphasen, natürliche Sukzessionsflächen, die beispielsweise durch ein vorhergegangenes Katastrophenereignis entstanden sind, sowie strukturreiche Wälder in der Zerfallsphase und Altbestände (vgl. Abb. 2 und Abb. 3 sowie Abb. A12 bis A16) (z. B. SCHERZINGER 1976, ZBINDEN 1979, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, LIESER 1994, 1995, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996, MATHYS et al. 2006, MÜLLER et al. 2009, MATYSEK et al. 2018). Hinsichtlich der Habitatwahl treten durchaus saisonale Unterschiede auf. Strukturlose Hallenbestände werden vom Haselhuhn gemieden. Für den Bayerischen Wald und den Böhmerwald erwiesen sich Aufichten-, Bergfichten- und Fichten-Buchenwälder, sowie Bergmischwälder und Erlenbachtäler als vom Haselhuhn besiedelte Waldtypen (SCHERZINGER 1976, BERGMANN et al. 1996, KLAUS 1996). Im Nationalpark Bayerischer Wald profitiert das Haselhuhn von den ausgedehnten Borkenkäferkalamitäten, in deren Folge durch die natürliche Regeneration des Waldes geeignete Lebensraumstrukturen entstanden sind oder entstehen (KORTMANN et al. 2018).

Neben ausreichend Deckung in Form von Koniferen, sind Weichlaubhölzer wie beispielsweise Weiden (*Salix* spp.), Erlen (*Alnus* spp.), Birken (*Betula* spp.) oder Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) als Nahrungsgrundlage ein äußerst wichtiges Lebensraumelement im Haselhuhnhabitat (z. B. LIESER 1994, 1995, SWENSON 1993, 1995, BERGMANN et al. 1996, KLAUS & BERGMANN 2004, KAJTOCH et al. 2012, KLAUS & LUDWIG 2015). Außerdem ist eine gut ausgeprägte Bodenvegetation mit einem hohen Anteil an Kräutern und Heidelbeere und das Vorkommen von Strukturelementen, wie liegendem Totholz, Ameisenhügel und Wurzeltellern, hinsichtlich der Lebensraumqualität von Bedeutung (MÜLLER et al. 2009, KAJTOCH et al. 2012, KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016).



Abb. 2: Aktuell vom Haselhuhn besiedelte junge Altersklassen an Route 14, mit guter Weichlaubholzbeimischung (Vorderer Bayerischer Wald)



Abb. 3: Strukturreicher Altbestand an Route 20 (Hinterer Bayerischer Wald), in dem der Nachweis eines singenden Hahnes gelang

4.4.2 Bestandesstruktur

Junge **Wuchsklassen** von Jungwuchs bis Stangenholz wurden als Lebensraum klar bevorzugt (Abb. 4). Ähnliches trifft auf Althölzer und Plenterbestände zu. Hingegen sind Baumhölzer klar gemieden worden. Ähnliche Präferenzen sind auch aus anderen europäischen Mittelgebirgs- und Gebirgs-vorkommen beschrieben, wobei die Bevorzugung bestimmter Bestandestypen im Jahresverlauf variieren kann (z. B. EIBERLE & KOCH 1975, MIESLINGER 1994, LIESER 1994, 1995, PFANDL et al. 2013).

Auch in Hinblick auf den Bayerischen Wald und den Böhmerwald bestätigen Studien junge Wuchsklassen um die 30 Jahre, sowie Stangenhölzer und strukturierte Altbestände als vom Haselhuhn präferiert (SCHERZINGER 1976, KLAUS 1996, SIANO 2014, 2017, KLAUS & LUDWIG 2018). SWENSON (1995) hebt insbesondere die Bedeutung von Althölzern hervor und bezeichnet diese als Primärhabitate, da aufgrund des gegebenen Strukturreichtums ein kleinflächiges Mosaik gegeben ist. Diversität von Altersklassen und Vegetationsdeckung, Heterogenität aufgrund eingestreuter Lücken, Wechsel dichter und lichter Bereiche resultieren hier in hohen Haselhuhndichten. Vergleichbare Bedingungen finden sich auch im vertikal reich und meist heterogen strukturierten Plenterwald, wobei reich strukturierte Althölzer zumeist einer Plenterstruktur entsprechen.

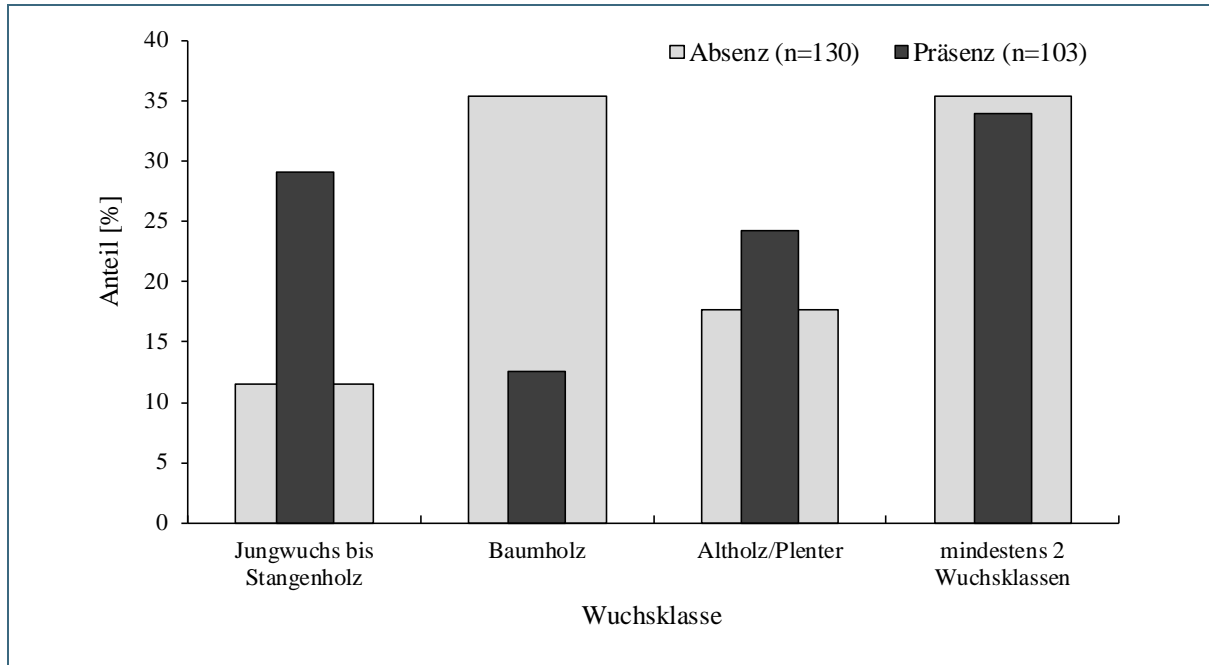


Abb. 4: Habitatnutzung hinsichtlich der Wuchsklasse

Prägend im Alt- und insbesondere im Plenterbestand ist ein mehrschichtiger Bestandesaufbau, der unter anderem dem ausgeprägten Deckungsbedürfnis der Art gerecht wird. Die bevorzugte Besiedlung unterholzreicher, mehrschichtiger Waldbestände wird wiederholt beschrieben (z. B. EIBERLE & KOCH 1975, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996, MATHYS et al. 2006, PFANDL et al. 2013). Für den Bayerischen Wald erwiesen sich mehrschichtige Bestände im Zuge eines Haselhuhn-Habitatmodells als ein bedeutendes Strukturelement (MÜLLER et al. 2009). Ein stufiger Bestandesaufbau ist im Erfassungsgebiet häufig gegeben. Auf Grundlage der Absenzzpunkte fand sich bei etwa 70 % aller Bestände ein solches Bestandesbild, so dass Mehrschichtigkeit kein limitierender Faktor ist.

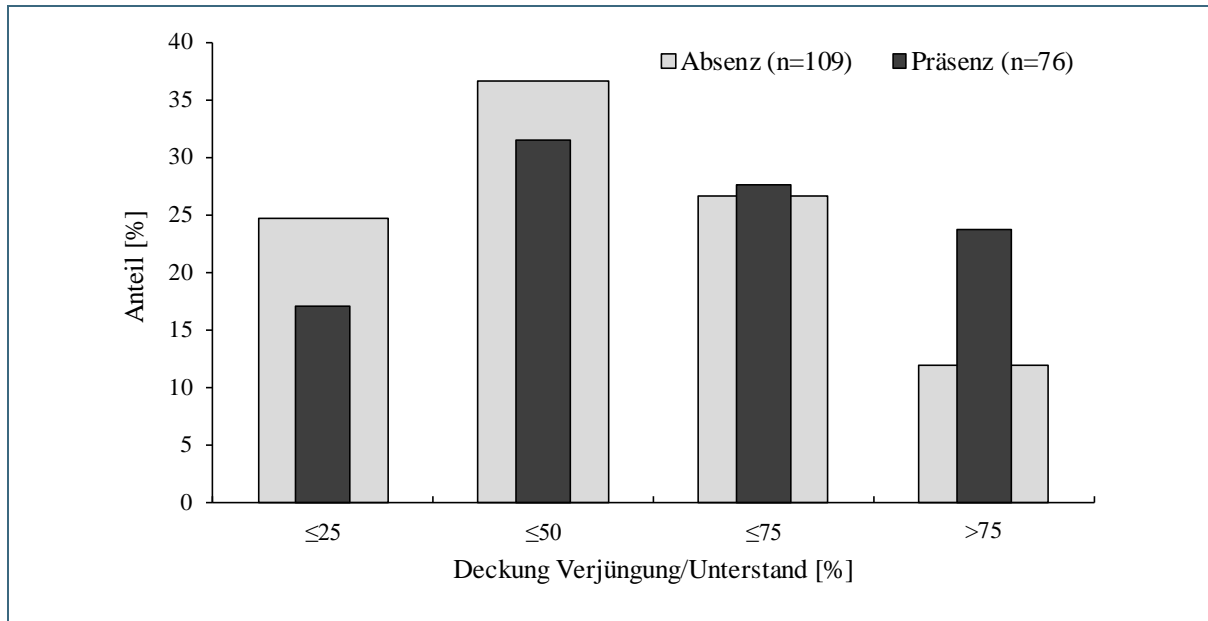


Abb. 5: Habitatnutzung in Bezug auf den Deckungsgrad von Unterstand beziehungsweise Verjüngung

Wie die vorliegende Erfassung darüber hinaus zeigt, nehmen vielmehr Deckungsgrad und Verteilung von Verjüngung beziehungsweise Unterstand Einfluss auf die Nutzungswahrscheinlichkeit. Bestände mit Unterstands-Deckungsgraden von über 75 % und dessen flächige Verteilung oder das Auftreten in größeren Verjüngungsinselführte zur Bevorzugung (Abb. 5 und Abb. 6).

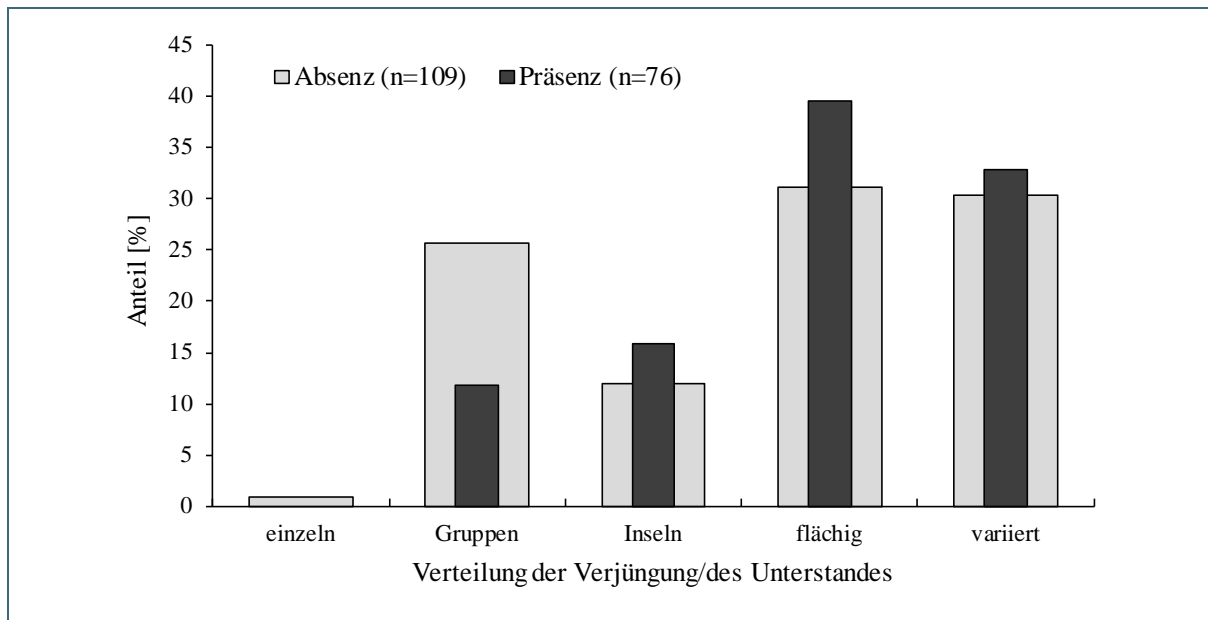


Abb. 6: Habitatnutzung in Bezug auf die Verteilung von Unterstand beziehungsweise Verjüngung

Häufig wird zudem die Bedeutung von beigemischttem Laubholz in den ansonsten durch Nadelholz, meist Fichten, dominierten Beständen betont, was die Wahrscheinlichkeit Haselhühner anzutreffen erhöht (ÅBERG et al. 2003, LUDWIG & KLAUS 2016). Die Angaben zu den Laubholzanteilen schwanken dabei zwischen 5 und 40 %. Im Kartiergebiet lagen unter Berücksichtigung von Ober- und Unterstand knapp 90 % aller Nachweispunkte in Beständen mit einer Laubholzbeimischung von mindestens 5 %, dazu zählen vorwiegend Buchen und Weichlaubhölzer. Eine Laubholzbeimischung von mindestens 5 % war bei gut Dreiviertel aller Absenzzpunkte gegeben, so dass Einschränkungen aufgrund dieses Lebensraumelementes im Bayerischen Wald nicht bestehen.

Weit einsichtige Waldbereiche bieten keine adäquate Strauch- und/oder Verjüngungsschicht als Deckung und Nahrungsquelle, so dass derartig aufgebaute, einschichtige Bestände vom Haselhuhn gemieden werden (BERGMANN et al. 1996). Um die Dichte eines Bestandes zu beschreiben und deren Einfluss auf die Habitatwahl zu definieren, wurde im Rahmen der Haselhuhn-Bestandserhebungen im Böhmerwald die **Bestandesdurchsichtigkeit** bei der Lebensraumbeschreibung ergänzt und ausgewertet. Dabei zeigte sich, dass mit zunehmender Einsehbarkeit des Bestandes die Wahrscheinlichkeit Haselhühner anzutreffen rapide abnimmt, wobei in Beständen mit einer Sichtweite von etwa 40 m kaum noch mit Haselhuhnpräsenz zu rechnen ist (KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016, KLAUS & LUDWIG 2018). Eine geringe Sichtweite von 10 m erhöht die Antreffwahrscheinlichkeit hingegen deutlich, auf rund 70 %. Die im Bayerischen Wald erhobenen Werte bestätigen dies. Bestände die mehr als 20 m einzusehen waren wurden gemieden (Abb. 7), wohingegen Waldbestände mit geringen Bestandesdurchsichtigkeiten von maximal 20 m klar bevorzugt waren. Knapp über 70 % aller Nachweise entfielen auf diese Kategorie. Bei Haselhühnerfassungen im südlichen Bayerischen Wald, wo ebenfalls die Bestandesdichte berücksichtigt wurde, zeigte sich ein sehr ähnliches Bild, mit präferierten Sichtweiten unter 20 m (SIANO 2014, 2017).

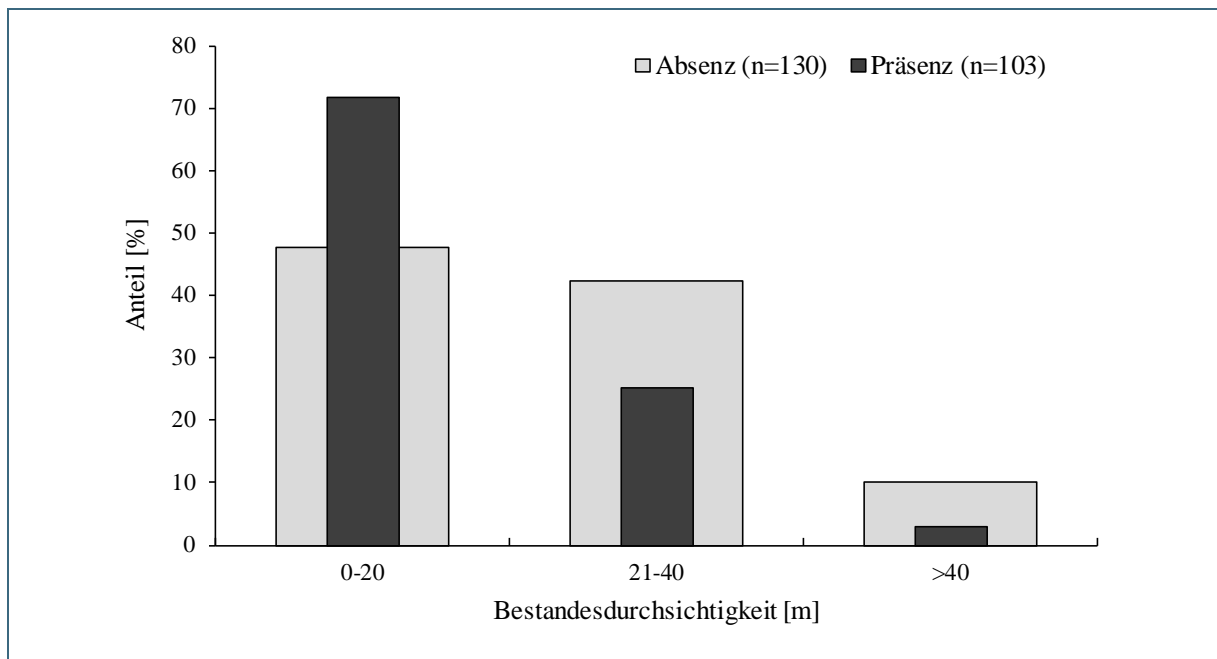


Abb. 7: Habitatnutzung hinsichtlich der Bestandesdurchsichtigkeit

4.4.3 Weichlaubhölzer

Als Nahrungsquelle – insbesondere im Winter und im Frühjahr – sind **Weichlaubhölzer** ein essenzielles Lebensraumelement (z. B. LIESER 1994, 1995, SWENSON 1993, 1995, BERGMANN et al. 1996, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011), was sich auch im Rahmen der vorliegenden Erfassung bestätigen lässt. An 96 % aller Nachweispunkte traten Weichlaubhölzer auf. Waldbereiche mit einem Pionierbaumanteil von mindestens 6 % wurden bevorzugt frequentiert (Abb. 8). Fehlendes Weichlaubholz oder dessen geringes Auftreten von bis zu 5 % führte hingegen zur Meidung solcher Waldteile. Letzteres ist auffällig, ist doch aus anderen Regionen bekannt, dass bereits ein Weichlaubholzanteil von unter 5 % genügt, um die Vorkommenswahrscheinlichkeit massiv zu erhöhen (KLAUS & LUDWIG 2015, 2018). Auch zeigten Kartierungen im südlichen Bayerischen Wald für diese Kategorie mindestens eine Nutzung entsprechend des Angebotes, jedoch keine klare Meidung (SIANO 2014, 2017). Weichlaubhölzer traten an 83 % aller Absenzpunkte auf, so dass sie auf Landschaftsebene keinen limitierenden

Faktor darstellen. Unter Umständen bevorzugen Haselhühner dann Bereiche, in denen die Pioniergehölze höhere Anteile aufweisen. Laut KLAUS & LUDWIG (2015, 2018) genügt im Haselhuhnlebensraum des Böhmerwaldes bereits ein vergleichsweise geringer Weichlaubholzanteil von 5 bis 10 % um ein Optimum der Antreffwahrscheinlichkeit zu erreichen. LIESER & ROTH (2001) empfehlen im Rahmen gezielter Lebensraummaßnahmen für das Haselhuhn hingegen einen Weichlaubholzanteil von mindestens 10 %, was die vorliegenden Ergebnisse untermauern.

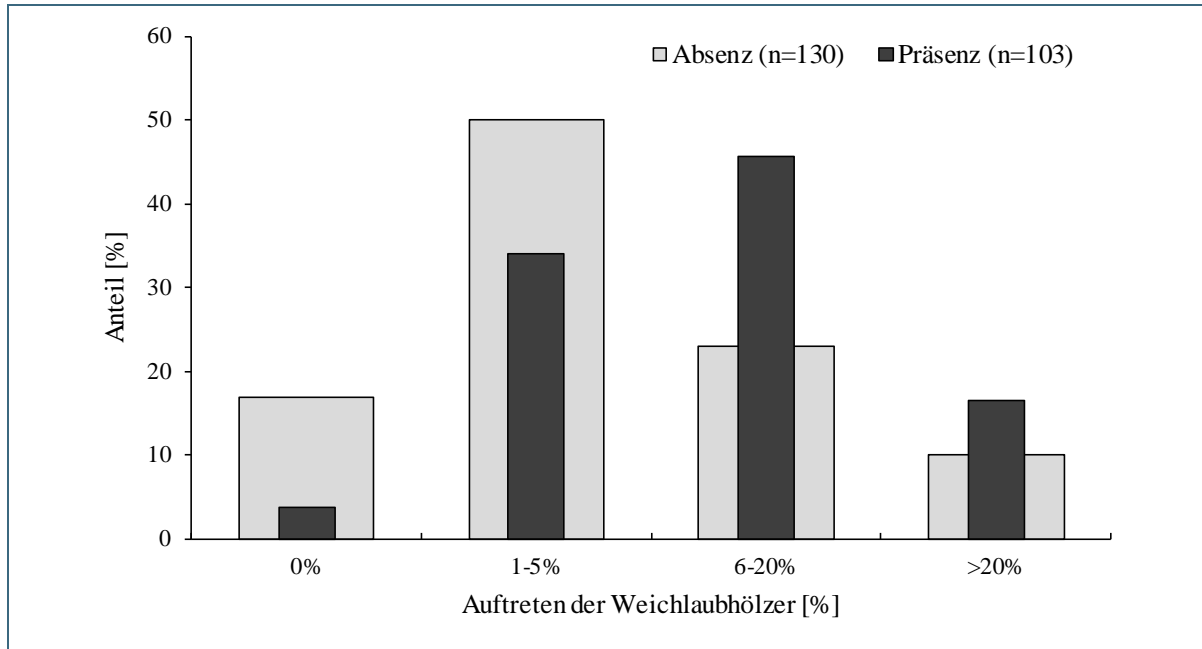


Abb. 8: Habitatnutzung und Vorkommen von Weichlaubhölzern

Die Literatur beschreibt ein breites Spektrum an Weichlaubholzarten die im Haselhuhnlebensraum relevant sind, darunter Vogelbeere, Weiden, Birken, Aspe (*Populus tremula*) und Erlen (z. B. SWENSON 1993, LIESER 1994, 1995, ÅBERG et al. 2003, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011, HOFSTETTER et al. 2015). Auf regionaler Ebene erwies sich im Nationalpark Bayerischer Wald das Vorkommen von Weiden und Vogelbeere als ein wichtiges Element der Haselhuhnterritorien (MÜLLER et al. 2009). KLAUS (1996) konnte im Böhmerwald Habitate reich an Erlen, Birken und Vogelbeere als bevorzugt besiedelte Bereiche aufzeigen. Quantifizierte Angaben zur Artendiversität der Pioniergehölze im Haselhuhnlebensraum finden sich jedoch selten. Wie die vorliegende Kartierung zeigt, wurden von Haselhühnern bevorzugt solche Bestände aufgesucht, in denen mindestens zwei Weichlaubholzarten vertreten waren (Abb. 9). Der Artenvielfalt innerhalb dieses Lebensraumelementes kommt demnach eine bedeutende Rolle zu. Auf lokaler Ebene konnte dies bereits für die Hochlagen sowie die vorgelagerten Ausläufer des südlichen Bayerischen Waldes bestätigt werden (SIANO 2014, 2017).

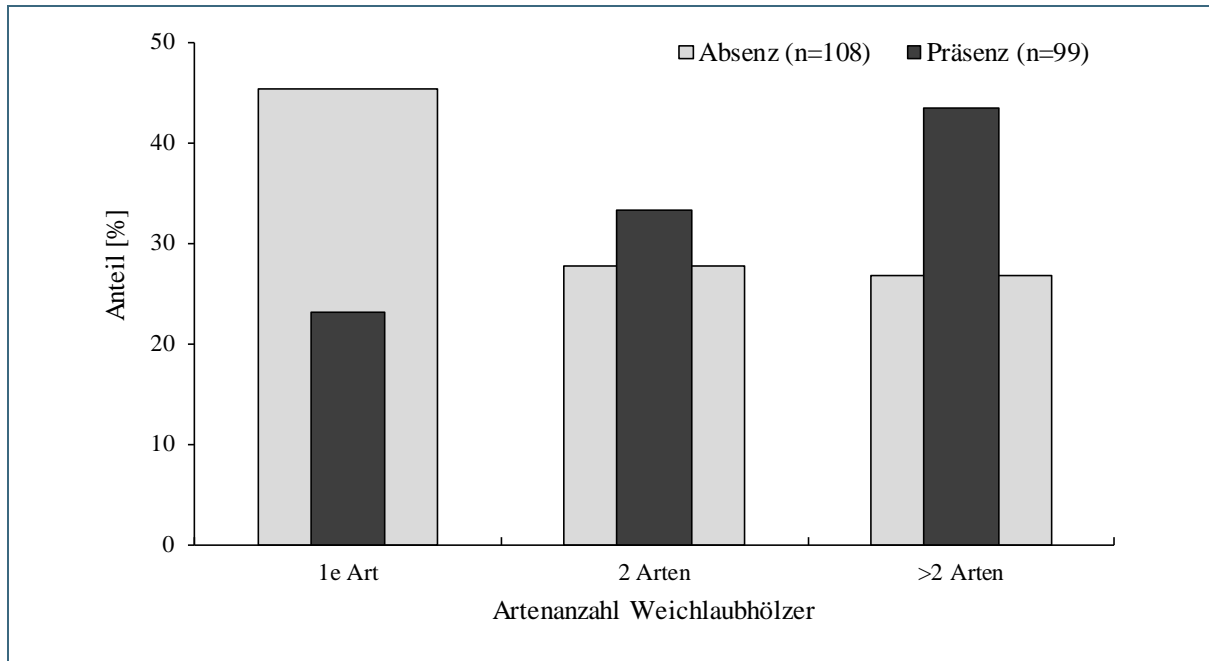


Abb. 9: Habitatnutzung unter Berücksichtigung der Weichlaubholz-Artendiversität

4.4.4 Krautschicht und Heidelbeere

Eine gut ausgeprägte **Krautschicht**, die dem Deckungsbedürfnis, aber auch den saisonalen Nahrungsansprüchen des Haselhuhns gerecht wird, wurde bereits wiederholt als wichtiges Lebensrauminventar beschrieben (z. B. LIESER 1994, 1995, ÅBERG et al. 2003, MATHYS et al. 2006, LUDWIG & KLAUS 2016). Wie die Kartierung im Bayerischen Wald zeigt, wurden Deckungsgrade von 21 bis 80 %, insbesondere von 41 bis 60 %, vom Haselhuhn bevorzugt (Abb. 10). Deutlich gemieden wurden Waldteile mit wenig Bodenvegetation von maximal 20 % Deckungsgrad.

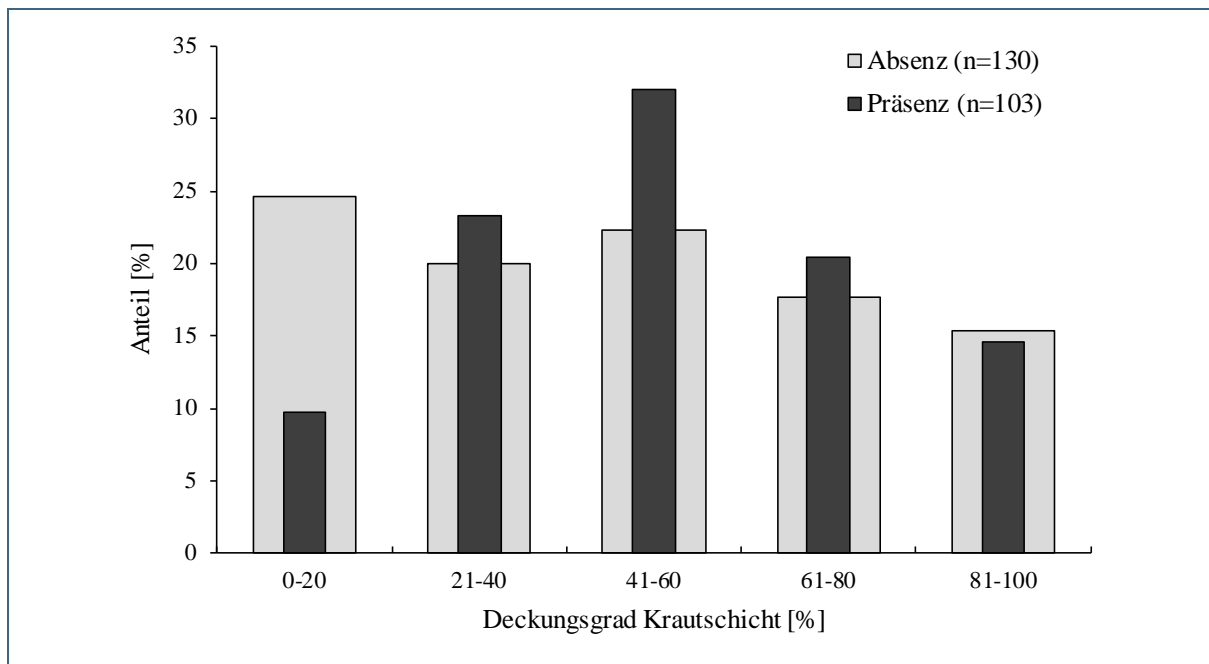


Abb. 10: Habitatnutzung hinsichtlich der Krautschichtdeckung (exklusive Moos)

Hinsichtlich der Vegetationshöhe zeigte sich die Präferenz mittlerer Werte von 21 bis 40 cm (Abb. 11). Dies entspricht Ergebnissen aus dem Böhmerwald, wo in den vom Haselhuhn frequentierten Waldbereichen ab einer Vegetationshöhe von 20 cm die Antreffwahrscheinlichkeit ihr Optimum erreichte (KLAUS & LUDWIG 2015, 2018), und bei sehr hoher Vegetation ab 60 cm wieder sank (LUDWIG & KLAUS 2016).

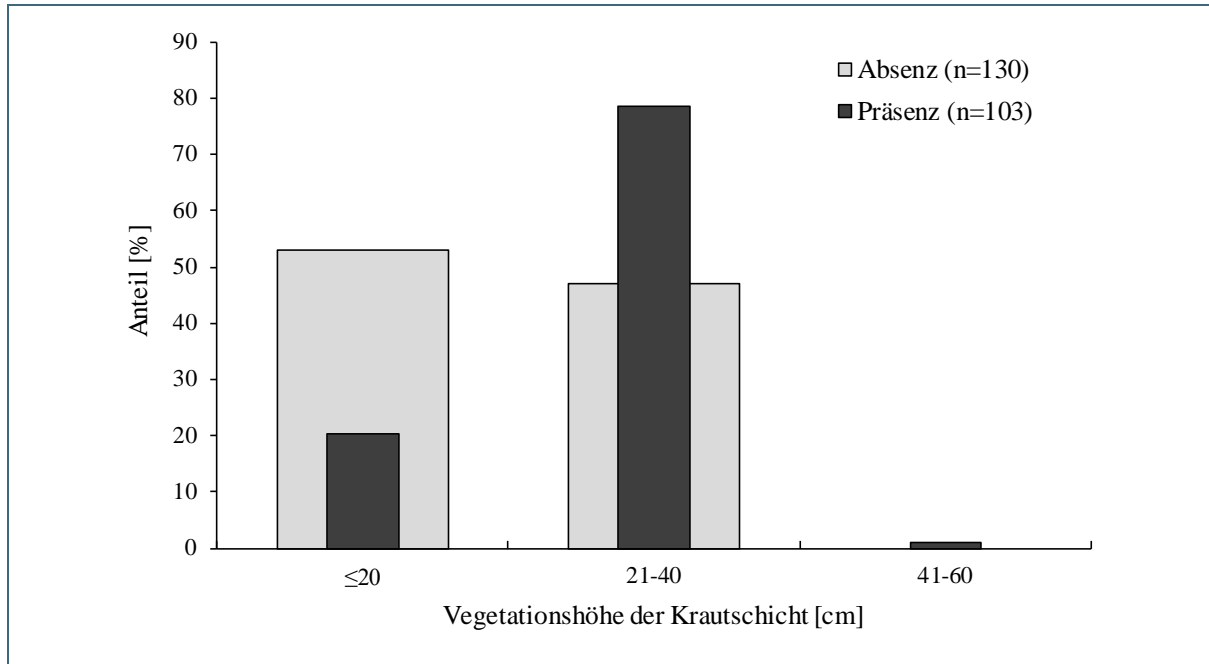


Abb. 11: Habitatnutzung hinsichtlich der Vegetationshöhe der Krautschicht

Insbesondere als Nahrungsquelle, aber auch als Deckungsschutz, ist die *Heidelbeere* (*Vaccinium myrtillus*) ein wichtiges Lebensrauminventar der Krautschicht (ZBINDEN 1979, BERGMANN et al. 1996, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011, KAJTOCH et al 2012, HOFSTETTER et al. 2015). Vergleichsdaten zu präferierten Deckungsgraden liegen jedoch nur in geringem Umfang vor. Im Böhmerwald erreichte die Vorkommenswahrscheinlichkeit bereits bei etwa 20 % Heidelbeerdeckung ihr Optimum, mit höchsten Antreffwahrscheinlichkeiten bei 40 bis 60 % (KLAUS & LUDWIG 2015, 2018, LUDWIG & KLAUS 2016). Für das Kartiergebiet im Bayerischen Wald zeigte sich keine klare Bevorzugung, jedoch zeichneten sich schwache Präferenzen für Waldbereiche mit Heidelbeerdeckungsgraden über 20 % ab (Abb. 12), was den Literaturangaben entspricht. Wie Abbildung 12 ebenfalls zeigt, war die Heidelbeere an 92 % aller Absenzpunkte und somit auf nahezu der gesamten Fläche präsent. Eine ausbleibende klare Präferenz kann hierdurch erklärt werden.

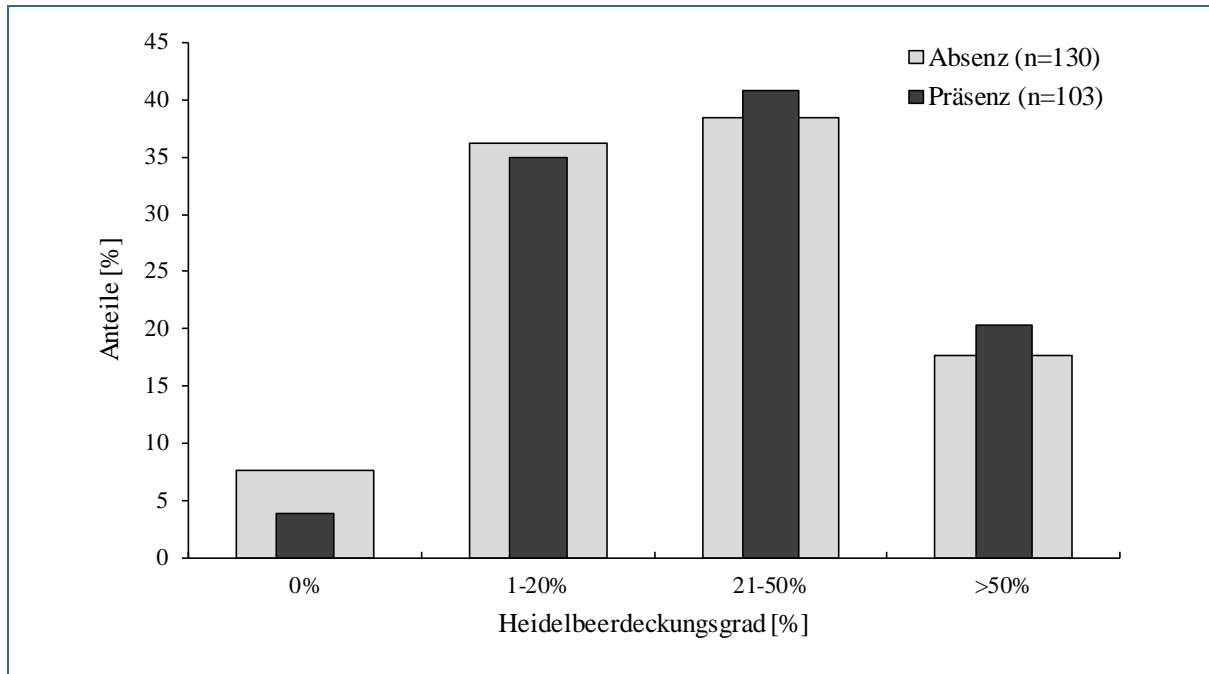


Abb. 12: Habitatnutzung hinsichtlich des Heidelbeerdeckungsgrades

4.4.5 Strukturelemente

Sandbaden ist Teil des Komfortverhaltens aller Hühnervögel, so auch beim Haselhuhn. Die Funktion des Sandbadens ist noch nicht vollumfänglich geklärt, es hilft vermutlich gegen Gefiederparasiten (BERGMANN et al. 1996). Sandbadestellen sind ein häufiger indirekter Nachweis im Vorkommensgebiet des Haselhuhns (SIANO 2014, 2017, KLAUS pers. Mitt.), was sich auch im Zuge der vorliegenden Kartierung bestätigt. Etwa 75 % aller Nachweise waren Huderpfannen. Wiederholt erwiesen sich Wurzelteller oder sandige Abbruchkanten an Wegrändern als gern frequentierte Hudemöglichkeiten (Abb. 13 und Abb. 14). Derartige Strukturen gilt es deshalb möglichst langfristig zu erhalten. Zudem erhöhen vielfältig bewachsene Wegränder, die beispielsweise an deckungsreiche Mischbestände angrenzen, die Vielfalt im Haselhuhnlebensraum (SCHERZINGER 1976, LIESER 1994, 1995). Hier findet sich eine reiche Krautschicht und es siedeln sich Pioniergehölze an. Somit können Wegsäume mehrere für das Haselhuhn bedeutende Strukturelemente und Lebensraumparameter auf engem Raum vereinen.



Abb. 13: Sandbadestelle an einem sehr gut ausgeprägten Wurzelteller (Route 10, Vorderer Bayerischer Wald)



Abb. 14: Beispiel für eine Wegabbruchkante, die gute Hudemöglichkeiten bietet (Wegscheider Land, südlicher Bayerischer Wald)

Wie ein Haselhuhn-Habitatmodell für den Bayerischen Wald zeigt, ist das Vorkommen von **Wurzeltellern** ein entscheidendes Kriterium für Haselhuhnpräsenz (MÜLLER et al. 2009). Die Ergebnisse der vorliegenden Kartierung untermauern dies. Traten Wurzelteller auf, wurden diese Bereiche bevorzugt genutzt (Abb. 15). Diese Kleinstruktur hat im Haselhuhnlebensraum verschiedene Funktionen: zum einen bietet sie offene, sandige und darüber hinaus zumeist trockene Stellen als Huderpotenzial und zum anderen haben die Vögel hier Gelegenheit zur Aufnahme von Magensteinchen.

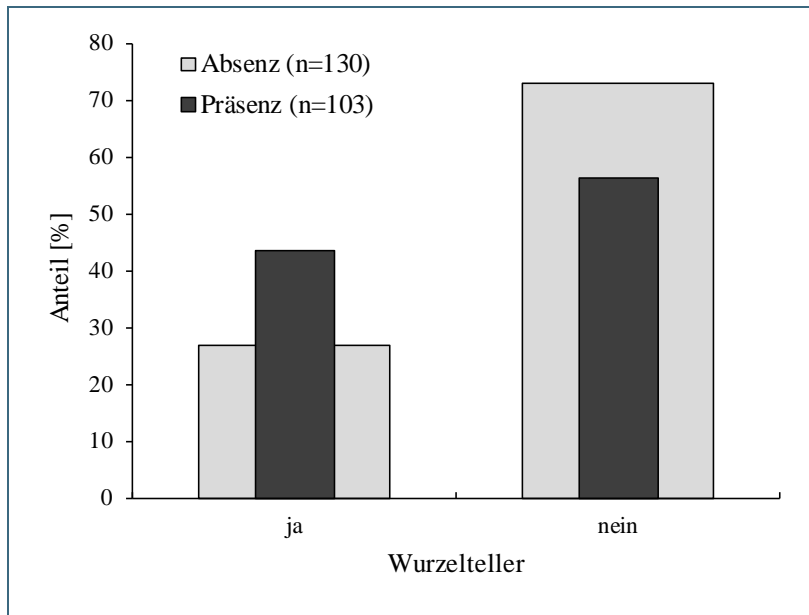


Abb. 15: Habitatnutzung und Kleinstrukturen: Wurzelteller

4.5 Lebensraumqualität

Auch wenn sich die vorliegende Einschätzung der Lebensraumqualität ausschließlich auf die Routen beschränkt und somit lediglich einen räumlich eingeschränkten Einblick in die Habitatqualität auf Landschaftsebene gibt, können ihr wertvolle Informationen entnommen werden. 50 % aller begangenen Transekte weisen eine mittlere Lebensraumeignung auf (Tab. 5). Überwiegend ungeeignete Lebensraumbedingungen finden sich lediglich an 13 % aller Routen. Diese sind vereinzelt eingestreut (Abb. A6). Ein hoher Anteil geeigneter Habitatstrukturen zeigt sich an etwa 38 % der Routen, wobei sich diese in den Naturräumen des Hinteren und Vorderen Bayerischen Waldes häufen (Abb. A6), was auf ein kompaktes und zusammenhängendes Vorkommen geeigneter Bestandesstrukturen in diesen Arealen hindeutet. Während ein Transekt im Frankenwald ebenfalls die Lebensraumqualitätsstufe 1 erreicht, bleibt ein solches Ergebnis im gesamten Oberpfälzer Wald aus (Abb. A6).

Tab. 5: Verteilung der Lebensraumqualitätstypen bzgl. der Routen

Qualitätstyp	Beschreibung	Verteilung der Lebensraumqualitätstypen	
		n	%
1	hoher Anteil geeigneter Lebensraumstrukturen	15	37,5
2	mittlere Lebensraumeignung beziehungsweise variierende Bedingungen	20	50,0
3	überwiegend ungeeignete Lebensraumstrukturen	5	12,5
Summe		40	

Ein großräumig für den Bayerischen Wald vorliegendes Habitatmodell, aus dem die Lebensraumqualität auf Grundlage von 25 Hektar-Kacheln hervorgeht (MÜLLER et al. 2009, BAE et al. 2014), deckt sich teilweise mit der hier herausgearbeiteten Verteilung. Insbesondere im nördlichen Hinteren Bayerischen Wald zeigt sich im Modell eine deutliche Konzentration günstiger Habitatbedingungen. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigen in diesem Bereich ein zusammenhängend geeignetes und vergleichsweise großräumiges Habitat. Auf Landschaftsebene ist eine solche Übereinstimmung jedoch nicht immer gegeben, was verschiedene Ursachen, wie einen unterschiedlichen Detailgrad oder Unterschiede in der Methodik, haben kann. Da das Habitatmodell momentan nicht alle besiedelten oder potenziell besiedelbaren Waldflächen im Bayerischen Wald abdeckt, wäre es sinnvoll, das Modell insofern zu erweitern, als dass es die Naturräume Vorderer und Hinterer Bayerischer Wald, Regenschenke, Passauer Abteiland und Neuburger Wald (beschränkt auf untergeordnete Naturraumeinheiten: Dreiburgenland, Ilz-Erlau-Hügelland) und Wegscheider Hochfläche komplett einbezieht.

Betrachtet man die den Qualitätsstufen zugeordneten Routen hinsichtlich der Fundortanzahl, so zeigt sich, dass ausschließlich an Transekten mit einem hohen Anteil geeigneter Lebensraumstrukturen auch hohe Fundortdichten auftraten (Abb. 16). Hohe Haseluhndichten waren somit an zusammenhängend geeignete Habitate gebunden. Vorwiegend ungeeignete Habitatbedingungen resultierten hingegen in geringeren Fundortdichten und ausbleibenden Nachweisen. Deutlich wird auch, dass Einzelnachweise innerhalb eines großflächig besiedelten Areals in keinem Qualitätstyp ausgeschlossen waren, auch nicht in ungünstigen Habitatarealen (Abb. 16). In diesem Zusammenhang sei jedoch darauf verwiesen, dass selbst an Stufe-3-Routen in geringem Umfang sehr gute oder zumindest mittlere Lebensraumbedingungen gegeben sein können (vgl. Tab. 1), wobei ein Anteil sehr guter Lebensraumstrukturen von weniger als 10 % pro Route nur in Einzelfällen auftrat (n = 2).

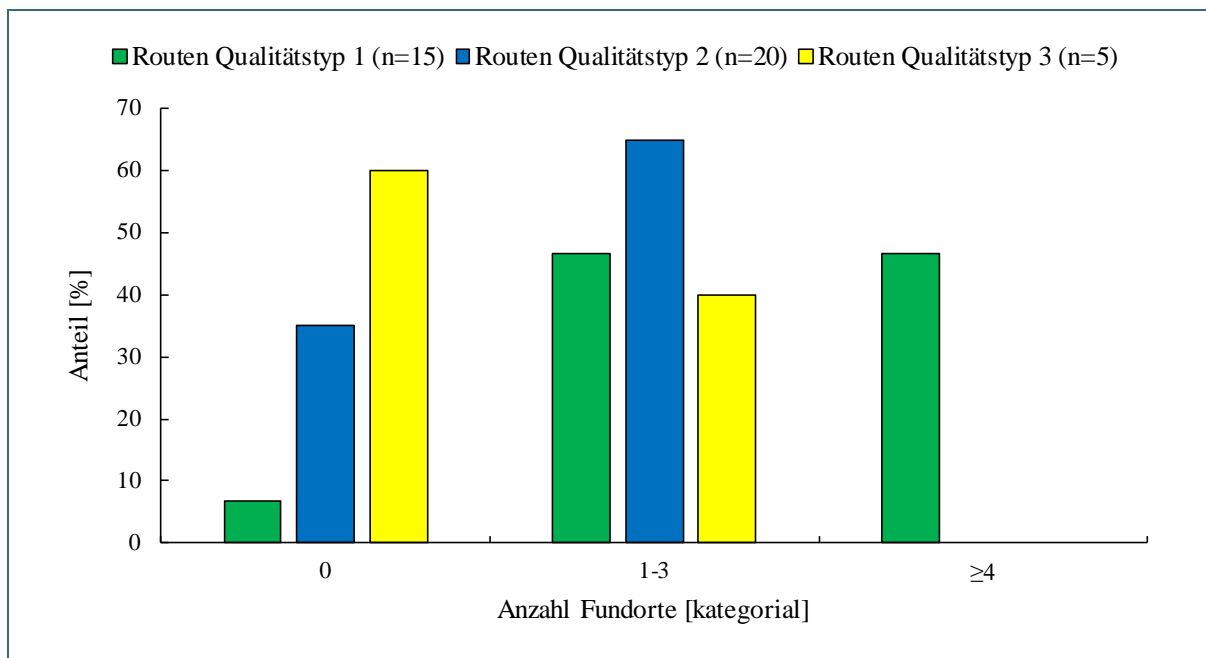


Abb. 16: Fundortdichte auf Grundlage des Erstbegangs in Bezug zu den Lebensraumeignungsstufen

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Wie sich zeigt, sind der Bayerische Wald großräumig, sowie Teile des Oberpfälzer Waldes und des Frankenwaldes vom Haselhuhn besiedelt. Im Zuge der Studie gelang es Kartierlücken zu schließen und eine aktuelle und vergleichsweise detaillierte Übersicht zur [Haselhuhnverbreitung](#) zu erstellen (vgl. Abb. A5). Letztere wirft jedoch neue Fragen auf. So gelang es nicht zweifelsfrei, die [Arealgrenze](#) zu definieren. Dies betrifft insbesondere die Ausläufer des Bayerischen Waldes in den Naturräumen Passauer Abteiland, Neuburger Wald (nördlich der Donau), Lallinger Winkel und Falkensteiner Vorwald (siehe Markierungen Abb. A5). Hier wären ergänzende Routen und somit weitere Erfassungen wünschenswert. Gleiches trifft auf die nördlichen Ausläufer der Regensenke sowie die fragmentierten Waldflächen der Cham-Further Senke zu. Der südliche Oberpfälzer Wald scheint vom Haselhuhn nur äußerst dünn besiedelt. Auch hier bleibt unklar, wie weit sich die Population nach Westen und Norden erstreckt. Zudem wird das dort beschriebene Vorkommensareal momentan durch zu wenige Transekte abgedeckt. Diesbezüglich ist zu empfehlen, das Routennetz im südlichen Teil des Vorderen und Hinteren Oberpfälzer Waldes zu erweitern sowie zu verdichten (siehe Markierungen Abb. A5). Im Frankenwald sollte in Zusammenarbeit mit Thüringen eine regelmäßige Kontrolle des dortigen Kleinvorkommens arrangiert werden; gegebenenfalls organisiert und umgesetzt von ThüringenForst – AöR, unter dessen Regie das Wiederansiedlungsprojekt aktuell realisiert wird (THÜRINGENFORST 2018). Hiermit wäre auch eine grundlegende Forderung für ein solches Artenschutzprojekt erfüllt: die Umsetzung eines projektbegleitenden Monitorings zur Kontrolle und zur Dokumentation der Bestandsentwicklung und des Auswilderungserfolges (z. B. WPA & IUCN/SSC RSG 2009, IUCN/SSC 2013).

Im Bayerischen Wald ist die Etablierung eines [Haselhuhn-Monitorings](#) auf Landschaftsebene dringend zu empfehlen; umgesetzt von Artexperten. Nur durch systematische Langzeiterfassungen können klare Bestandsanstiege oder -abnahmen belegt werden, und nur dann besteht die Möglichkeit auf einen Negativtrend adäquat zu reagieren. Derartige Datengrundlagen sind auch von hoher Naturschutzrelevanz, da sie klare Stellungnahmen gegenüber Planungsvorhaben o. ä. ermöglichen. Das im Rahmen der vorliegenden Kartierung erstellte Routennetz kann als Grundlage für ein solches Monitoring dienen, wobei Ergänzungen durchaus sinnvoll sind (siehe oben). Dabei sollte die Erfassung nach gleicher Methodik auch auf den Nationalpark Bayerischer Wald ausgeweitet werden. Die regelmäßige Kontrolle zumindest einer repräsentativen Auswahl an Transekten ist mindestens in einem 5-Jahres-Rhythmus anzustreben.

Für den im Bayerischen Wald gelegenen Anteil des Untersuchungsgebietes erfolgte eine Hochrechnung der [Bestandsgröße](#) (vgl. Kapitel 4.3), die den Bayerischen Wald jedoch nicht komplett umfasst. Eine Zusammenführung mit Daten aus bereits vorliegenden Kartierungen im südlichen Bayerischen Wald (SIANO 2014, 2017) und eine ergänzende Kartierung im Nationalpark, mit identischer oder vergleichbarer Methodik, ist in diesem Zusammenhang als äußerst sinnvoll zu erachten, um so zumindest für den in Deutschland gelegenen Anteil des Mittelgebirgszuges eine adäquate Populationsgröße ermitteln zu können. Deren Entwicklung sollte dann langfristig im Rahmen eines Monitorings verfolgt werden (siehe oben).

Die in den aktuellen Brutvogelatlantanten aufgezeigte Haselhuhnverbreitung in Bayern außerhalb der Alpen sollte durch weitere artspezifische Kartierungen gestützt oder widerlegt werden. Entgegen den dortigen Angaben ist der Artstatus in einigen dieser Areale unklar. Hierzu zählen Waldgebiete in der Bayerischen Rhön sowie dem Nürnberger Reichswald (RÖDL et al. 2012, GEDEON et al. 2014). Experten bezweifeln die Existenz dieser beiden Inselepopulationen. Verschärft wird die Situation durch Ansiedlungsbestrebungen in der bayerischen Rhön (URBAN pers. Mitt.), die aktuell ohne jegliche Grundlagenkenntnis und Basisforschung für das Gebiet erfolgen würde. Die Existenz einer lokalen Restpopulation in der Rhön ist aktuell fragwürdig, die Habitateignung unklar und eine Machbarkeitsstudie

existiert nicht. Eine Durchführung unter diesen Voraussetzungen entspricht nicht den allgemein gültigen Richtlinien für Ansiedlungen (z.B. WPA & IUCN/SSC RSG 2009, IUCN/SSC 2013). Darüber hinaus besteht Klärungsbedarf zur Haselhuhnverbreitung im Alpenvorland. Hier gibt es Empfehlungen, die folgende Waldflächen für eine Prüfung hinsichtlich eines Haselhuhnvorkommens vorschlagen: Kürnacher Wald (Adelegg) und Sulzschneider Forst, beide im Allgäu gelegen (SIERING pers. Mitt.). Unter Umständen sind nach adäquater Recherche weitere Waldgebiete hinzuzufügen (z. B. im Ammer-Loisach-Hügelland, vgl. RÖDL et al. 2012).

In Teilbereichen des Bayerischen Waldes legt die Verteilung der Waldflächen und die Bestandsdichte nahe, dass **Lebensraumfragmentierung** ein limitierender Faktor der Populationsentwicklung ist. Aufgrund des hohen Negativeinflusses der Waldfragmentierung auf das hinsichtlich Lebensraumzerstörung besonders anfällige Haselhuhn (vgl. Kapitel 4.2) ist in zergliederten Lebensräumen 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 Habitateignung in fragmentierten Lebensräumen in einem adäquaten Umfang gegeben sein, mit einem hohen Anteil haseluhntauglicher Habitate in möglichst größeren Flächendimensionen (SAARI et al. 1998). Um gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen in geeigneten Waldgebieten umzusetzen, 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 Ilz-Erlau-Hügellandes (Passauer Abteiland) und der Wegscheider Hochfläche stehen.

Ganz allgemein sind zusammenhängende Waldflächen mit einem hohen Anteil optimaler Habitate auf ausreichend großer Fläche im Sinne des Haselhuhns absolut anzustreben. Angaben zu minimalen oder adäquaten Flächengrößen sowie den dann nötigen Anteilen geeigneter Lebensraumstrukturen – beispielsweise in Hinsicht auf den Erhalt einer minimal überlebensfähigen Population oder entsprechende Erfahrungswerte aus anderen Vorkommensgebieten – liegen in der Form jedoch noch nicht vor. Wo bereits großräumig geeignete Lebensräume bestehen, wie im nördlichen Hinteren Bayerischen Wald, ist deren Erhalt zu fördern. In Bereichen überwiegend mittlerer Eignung ist eine Lebensraumaufwertung anzuvisieren. Maßnahmen und Vorschläge für eine aktive Gestaltung von Haselhuhnlebensräumen im Wirtschaftswald wurden bereits wiederholt formuliert (z. B. BERGMANN et al. 1996, LIESER & ROTH 2001, KLAUS & BERGMANN 2004, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011). Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Erkenntnisse aus dem Großraum Bayerischer Wald und Böhmerwald ergeben sich folgende **Maßnahmenvorschläge zur aktiven Lebensraumgestaltung**:

- Erhalt und Förderung eines struktur- und baumartenreichen Mischwaldes, basierend auf einem Mosaik verschiedener Wuchsklassen und Bestandestypen (junge Altersklassen und insbesondere Alt- und Plenterbestände).
- Förderung eines kleinflächigen Mosaiks innerhalb von Alt- und Plenterbeständen: Wechsel von Bestandeslücken mit Zugriff auf die Bodenvegetation, Verjüngungsiseln, dichten und lockeren Waldbereichen.
- Zur Förderung des Pionierwaldes ist natürliche Sukzession, beispielsweise auf Katastrophenflächen, zuzulassen.
- Erhalt und Förderung von Weichlaubhölzern in artenreicher Mischung. Dabei sollte mindestens ein Anteil von 5 bis 10 % erreicht werden.

- Förderung eines möglichst hohen Anteils haseluhntauglicher Lebensräume, insbesondere in fragmentierten Waldgebieten, um so den Populationsverbund und Dispersion zu ermöglichen.
- Wo nötig und sinnvoll, ist weitere Waldfragmentierung zu verhindern. In der zergliederten Landschaft sind Waldfragmente beispielsweise durch Gehölzstreifen oder bewaldete Korridore zu vernetzen.
- Erhalt von Strukturelementen: Wurzelteller und Abbruchkanten als potenzielle Sandbadestellen, Erhalt und Förderung eines vielfältigen Bewuchses an Wegrändern (Weichlaubhölzer, Kräuter, Beersträucher), Belassen starken liegenden Totholzes.

6 Zusammenfassung

Im Herbst 2018 und im Frühjahr 2019 erfolgte in aktuell und potenziell besiedelten Haselhuhnlebensräumen Ostbayerns eine artspezifische Kartierung auf Landschaftsebene. Dabei wurden im Bayerischen und Oberpfälzer Wald sowie im Frankenwald 40 Transekte mit einer Gesamtlänge von rund 380 km auf Haselhuhnpräsenz geprüft und zugleich deren Lebensraumeignung eingeschätzt. 14 Routen wurden in beiden Saisons begangen. Die Erfassung von Lebensraumparametern an Nachweis- und Absenzzpunkten ermöglichte einen Angebots-Nutzungs-Vergleich bezüglich relevanter Habitatrequisiten.

Mit 1 bis 3 Ind./100 Hektar ist der Bayerische Wald großflächig besiedelt, jedoch ergaben sich naturräumliche Unterschiede mit höchsten Bestandsdichten von 2 bis 4 Ind./100 Hektar in den Hochlagen des Hinteren Bayerischen Waldes. Regionale Unterschiede in der Bestandsdichte werden u. a. auf die Waldfragmentierung zurückgeführt. Im südlichen Oberpfälzer Wald gelangen nur Einzelnachweise, die auf eine äußerst dünne Besiedlung verweisen. Der nördliche Oberpfälzer Wald blieb ohne Nachweis. Ein im Frankenwald erzielter Fundort ist auf das Wiederansiedlungsprojekt im benachbarten Thüringen zurückzuführen. Auf Basis der Nachweisverteilung und weiterer lokaler Artdaten wurde eine Karte zur aktuellen Haselhuhnverbreitung in Ostbayern erstellt.

Mit Blick auf die ausgewerteten Lebensraumparameter bestätigen sich überwiegend die bereits bekannten Präferenzen. Bevorzugt wurden jüngere Altersklassen und reich strukturierte Alt- und Plenterbestände, darüber hinaus erwiesen sich dichte Bestände (Bestandesdurchsichtigkeiten maximal 20 m) mit hoher Deckung im Unterstand, Weichlaubholzbeimischungen von mindestens 6 % bei zugleich möglichst hoher Artendiversität dieser Baumartengruppe und eine hinsichtlich Deckungsgrad und Vegetationshöhe gut ausgestattete Krautschicht als präferierte Lebensräume. Einzelne betrachtete Lebensraumrequisiten im Bayerischen Wald nicht limitiert, dazu gehören unter anderem Mehrschichtigkeit, Weichlaubhölzer und Heidelbeere. Eine transektbasierte Lebensraumbewertung zeigt, dass an 38 % der begangenen Routen überwiegend geeignete Habitatbedingungen vorherrschen und sich diese in den Naturräumen Hinterer und Vorderer Bayerischer Wald häufen. Die Hälfte der Transekte weist eine mittlere Eignung auf, während an Einzelrouten (13 %) die Lebensraumbedingungen überwiegend ungeeignet sind. Abschließend werden allgemeine Empfehlungen zur aktiven Lebensraumgestaltung gegeben sowie Empfehlungen zum weiteren Umgang mit der Art, was eine Erweiterung des Kartierareals, die Etablierung eines Monitorings sowie Handlungsvorschläge zum Thema Lebensraumfragmentierung anbelangt.

7 Literaturverzeichnis

ÅBERG, J.; JANSSON, G.; SWENSON, J. E.; ANGELSTAM, P. (1995): The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. – *Oecologia* 103: 265-269.

ÅBERG, J.; SWENSON, J. E.; ANGELSTAM, P. (2003): The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. – *Forest Ecol. Manage.* 175: 437-444.

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.

ANDRETTKE, H.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. (2005): Artsteckbriefe. – In: P. Südbeck et al. (Hrsg.). *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell: 135-695.

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 (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. – Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.), 30 S., Augsburg.

BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S.; MÜLLER, F.; SCHERZINGER, W.; SWENSON, J. E.; WIESNER, J. (1996): Die Haselhühner. – *Neue Brehm Bücherei* 77, 4. überarb. Aufl.: 278 S., Magdeburg (Westarp-Wiss.).

BEZZEL, E.; GEIERSBERGER, I.; LOSSOW, G. v.; PFEIFER, R. (2005): *Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999*. – 560 S., Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).

DIETZEN, C.; HANDSCHUH, M. (2019): Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns in Deutschland. – In: *Westliches Haselhuhn: Biologie, Status und Perspektiven einer Erhaltungszucht*. Schreiber, A. & Montadert, M. (Hrsg.). *Pollichia Sonderveröff.* 26: 123-152.

EIBERLE, K.; KOCH, N. (1975): Die Bedeutung der Waldstruktur für die Erhaltung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia* L.). – *Schweiz. Z. Forstwesen* 126: 876-888.

GEDEON, K.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SUDFELDT, C.; EIKHORST, W.; FISCHER, S.; FLADE, M.; FRICK, S.; GEIERSBERGER, I.; KOOP, B.; KRAMER, M.; KRÜGER, T.; ROTH, N.; RYSLAVY, T.; STÜBING, S.; SUDMANN, S. R.; STEFFENS, R.; VÖKLER, F.; WITT, K. (2014): *Atlas Deutscher Brutvogelarten*. – Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, 800 S., Münster.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M.; BEZZEL, E. (Hrsg.) (1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5, Galliformes und Gruiformes*. – 2. Aufl.: 699 S., Wiesbaden (AULA-Verlag GmbH).

GRÜNEBERG, C.; BAUER, H.-G.; HAUPT, H.; HÜPPOP, O.; RYSLAVY, T.; SÜDBECK, P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 5. Fassung, 30. November 2015. – *Ber. Vogelschutz* 52: 19-67.

HOFMEISTER, M. (2009): Ergebnisse der Haselhuhnbestandserfassung im Landkreis Regen 2007 (ohne Nationalpark Bayerischer Wald). – *Ornithol. Anz.* 48: 88-91.

HOFSTETTER, L.; ARLETTAZ, R.; BOLLMANN, K.; BRAUNISCH, V. (2015): Interchangeable sets of complementary habitat variables allow for flexible, site-adapted wildlife habitat management in forest ecosystems. – *Basic Appl. Ecol.* 16: 420-433.

IUCN/SSC (2013): *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. Version 1.0. - Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.

- KAJTOCH, Ł.; ŽMIRHORSKI, 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.
- 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.; 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. Naturs. Thüringen 52: 62-68.
- KLAUS, S.; LUDWIG, T. (2015): Ökologie, Verhalten und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). – Schriftenreihe Landesjagdverb. Bayern 22, Symposium Raufußhühner: 45-54.
- KLAUS, S.; AUGST, U.; BENDA, P. (2016): Die Wiedereinbürgerung des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Nationalpark České Švýcarsko und grenznaher Bereiche des Nationalparks Sächsische Schweiz – Planungsgrundlagen für ein grenzüberschreitendes Artenschutzprojekt. – Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 11: 377-411.
- KLAUS, S.; LUDWIG, T. (2018): Ökologie und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). – Charadrius 54(2-3): 119-128.
- KORTMANN, M.; HEURICH, M.; LATIFI, H.; RÖSNER, S.; SEIDL, R.; MÜLLER, J.; THORN, S. (2018): Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). – Biol. Cons. 226: 81-91.
- KREN, J. (2000): Birds of the Czech Republic. – 336 S., London (Christopher Helm Ltd.).
- LANDESJAGDVERBAND BAYERN (2018): Wildtier-Monitoring Bayern – Band 4. – Landesjagdverband Bayern e.V. (Hrsg.), 360 S., Feldkirchen.
- LIESER, M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. – Ökol. Vögel – Ecol. birds 16, Sonderheft: 1-117.
- LIESER, M. (1995): Lebensraumansprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. – Naturschutzreport 10: 239-255.
- 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. & Borschert, M. Die Vögel Baden-Württembergs Bd. 2.2. Nicht-Singvögel 2. Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer): 16-33.

LUDWIG, T.; SIANO, R.; ANDREEV, A. V. (2015): A reconnaissance travel to the Okhotsk taiga in the Russian Far East. – *Grouse News* 49: 8-14.

LUDWIG, T.; KLAUS, S. (2016): Habitat selection in the post-breeding period by hazel grouse *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. – *J. Ornithol.*: DOI 10.1007/s10336-016-1365-z.

MATHYS, L.; ZIMMERMANN, N. E.; 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.

MIESLINGER, N. (1994): Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* in den östlichen Chiemgauer Alpen. – *Monticola* 7: 110-113.

MONTADERT, M.; LÉONARD, P. (2006): Post-juvenile dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. – *Ibis* 148: 1-13.

MONTADERT, M.; KLAUS, S. (2011): Hazel grouse in open landscapes. – *Grouse News* 41: 13-22.

MÜLLER, D.; SCHRÖDER, B.; MÜLLER, J. (2009): Modelling habitat selection of the cryptic hazel grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. – *J. Ornithol.* 150: 717-732.

NITSCHKE, G.; PLACHTER, H. (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983. – 269 S., München.

PFANDL, B.; LENTNER, R.; HOCHBICHLER, E. (2013): Siedlungsdichten und Habitatpräferenzen ausgewählter Waldvogelarten (Auerhuhn, Haselhuhn, Dreizehenspecht und Grauspecht) in den Brandenberger Alpen (Tirol) als Entscheidungshilfe für forstliche Planungen im Bergmischwald. – *Egretta* 53: 100-112.

POPP, D.; MÜLLER, F. (1966): Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhußhühnerbestände. – *Bonn. zool. Beitr.* 17: 228-240.

PÜHRINGER, N. (2003): Haselhuhn – *Bonasa bonasia styriaca* (v. Jordans & Schiebel 1944) – In: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen M. Brader & G. Aubrecht (Hrsg.). *Denisia* 7: 180-181.

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.; GÖRGEN, A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. – 256 S., Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).

RUEDA, M.; HAWKINS, B. A.; MORALES-CASTILLA, I.; VIDANES, R. M.; FERRERO, M.; RODRÍGUEZ, M. Á. (2013): Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. – *Global Ecol. Biogeogr.* 22: 1282-1292.

RUTKOWSKI, R.; JAGÓLKOWSKA, 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.

- SAARI, L.; ÅBERG, J.; SWENSON, J. E. (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): Raufuß-Hühner. – Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald. Heft 2, 71 S.
- SEWITZ, A.; KLAUS, S. (1997): Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*). – *Beitr. Jagd- und Wildf.* 22: 263-276.
- SIANO, R. (2014): Haselhuhnkartierung im Forstbetrieb Neureichenau. – unv. Bericht. Bayerische Staatsforsten AöR, Forstbetrieb Neureichenau.
- SIANO, R. (2017): Haselhuhnkartierung im Wegscheider Land. – unv. Bericht. Wildland Stiftung Bayern, Feldkirchen.
- STORCH, I. (Hrsg) (2007). Grouse: status survey and conservation action plan 2006-2010. – Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association. 114 S.
- SWENSON, J. E. (1991a): Evaluation of a density index for territorial male hazel grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. – *Ornis Fennica* 68: 57-65.
- SWENSON, J. E. (1991b): Is the hazel grouse a poor disperser? – *Trans. XXth Congr. Int. Union Game Biol.*, Gödöllő: 347-352.
- SWENSON, J. E. (1993): The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest evidence from four levels of scale. – *Ecography* 16: 37-46.
- SWENSON, J. E. (1995): The ecology of hazel grouse and management of its habitat. – *Naturschutzreport* 10: 227-238.
- THÜRINGENFORST (2018): Raufußhühner in Thüringen – Jahresbericht 2017 zu unseren Artenschutzprojekten. – ThüringenForst – AöR, Erfurt. 26 S.
- WIESNER, J.; BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S.; MÜLLER, F. (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). – *J. Ornithol.* 118: 1-20.
- WPA & IUCN/SSC RSG (Hrsg.) (2009): Guidelines for the reintroduction of galliformes for conservation purposes. Gland, Switzerland: IUCN and Newcastle-upon-Tyne, UK: World Pheasant Association. 86 S.
- WÜST, W. (1981): Avifauna Bavariae – Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Band 1, Gaviiformes Seetaucher bis Charadriiformes Wat-, Möwen- und Alkenvögel. 727 S., Altötting.
- ZACHRAI, G.; WOLTERS, V.; GOTTSCHALK, T. (2005): Lebensraumfragmentierung als entscheidende Gefährdungsursache für die Population des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) im hessischen Lahn-Dill-Bergland – Ergebnisse einer GIS-gestützten Habitatanalyse. – *Zeits. Vogelk. Naturschutz Hessen – Vogel und Umwelt* 16: 15-23.
- ZBINDEN, N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. – *Ornithol. Beob.* 76: 169-214.

8 Anhang

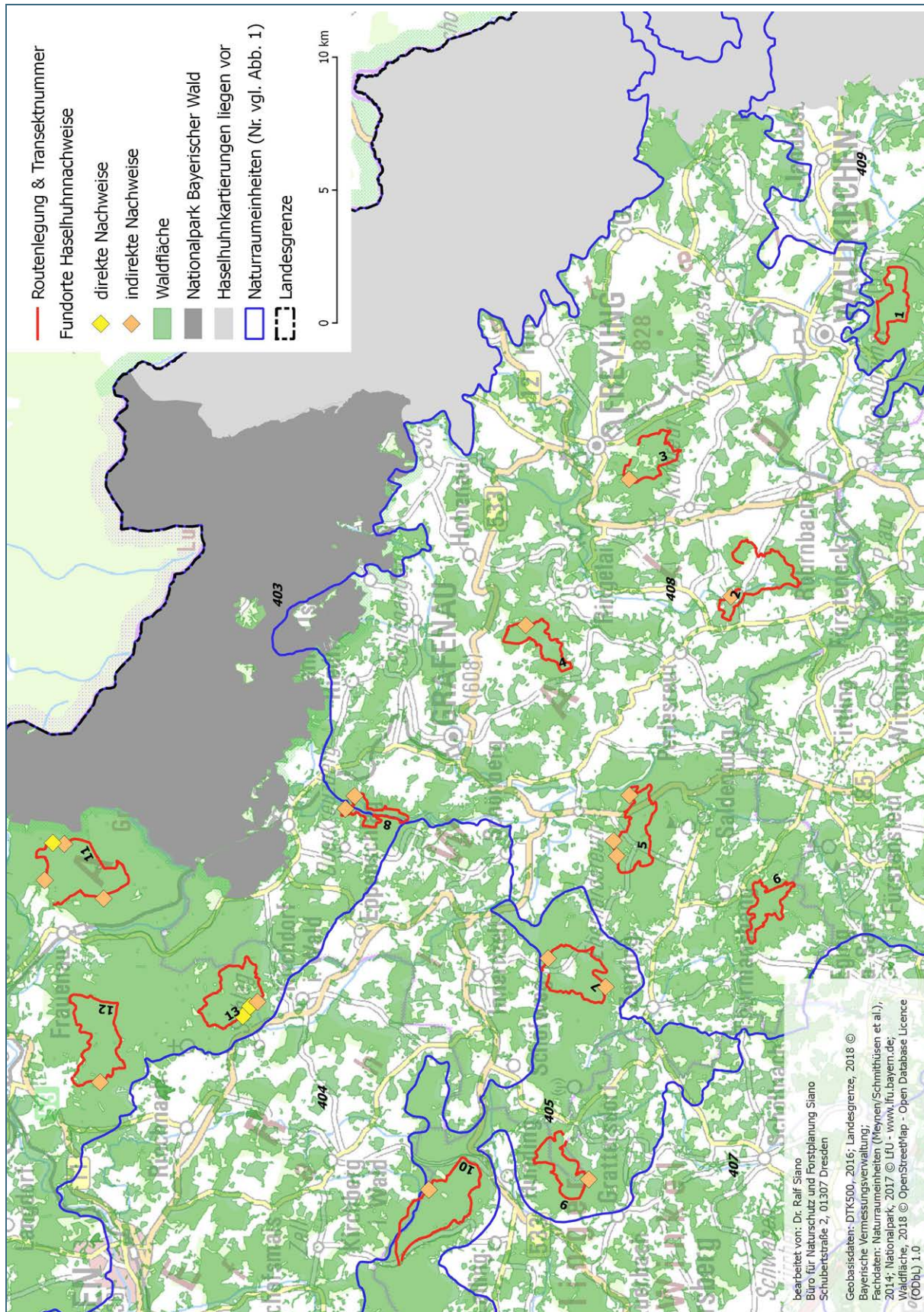


Abb. A1: Routenlegung und Fundorte mit Haselhuhnnachweisen im mittleren und südlichen Bayerischen Wald; Ergebnisse Erstbegang, Transekte 1 bis 13

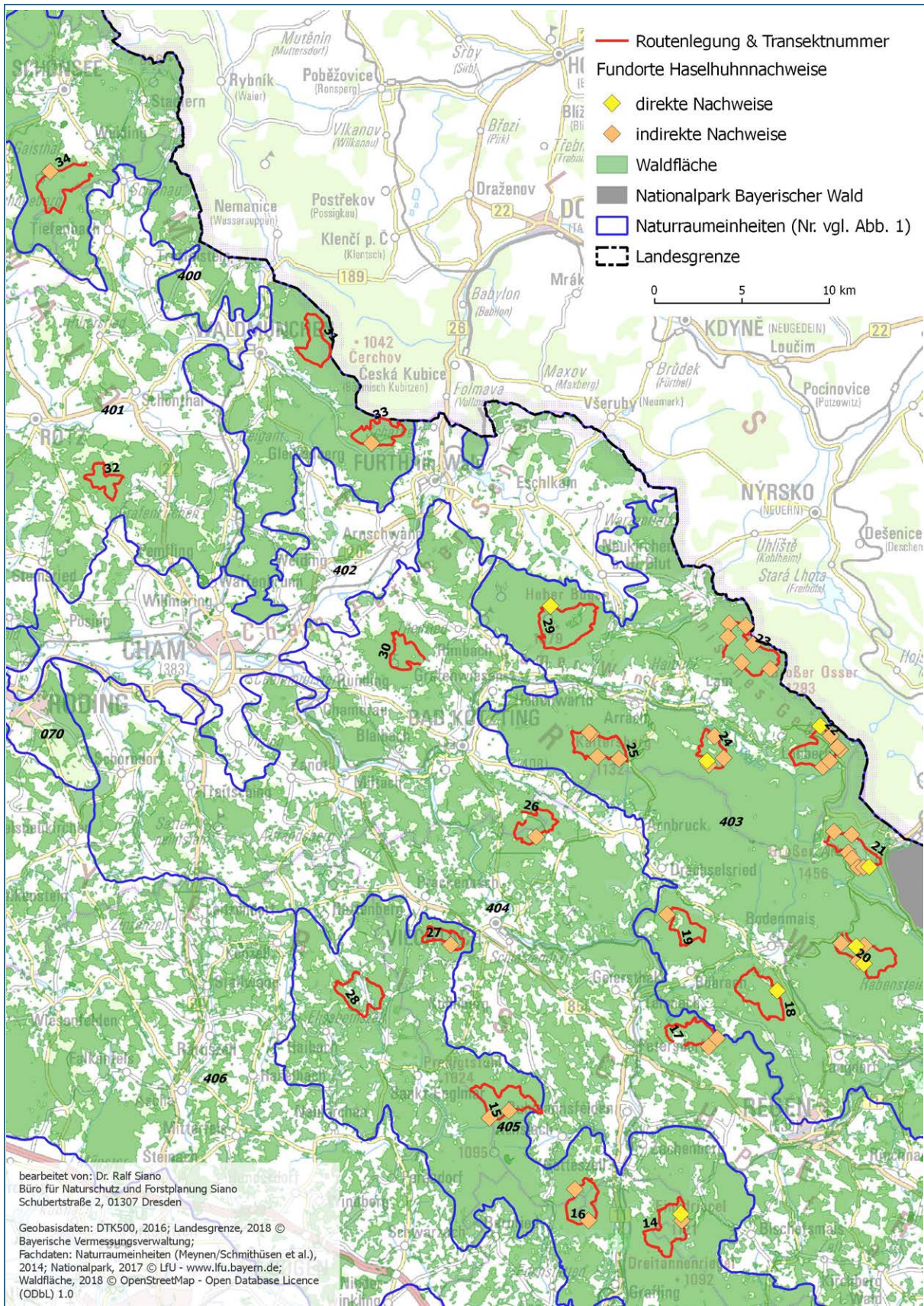


Abb. A2: Routenlegung und Fundorte von Haselhuhnachweisen im nördlichen Bayerischen Wald sowie im südlichen Oberpfälzer Wald; Ergebnisse Erstbegang, Transekte 14 bis 34

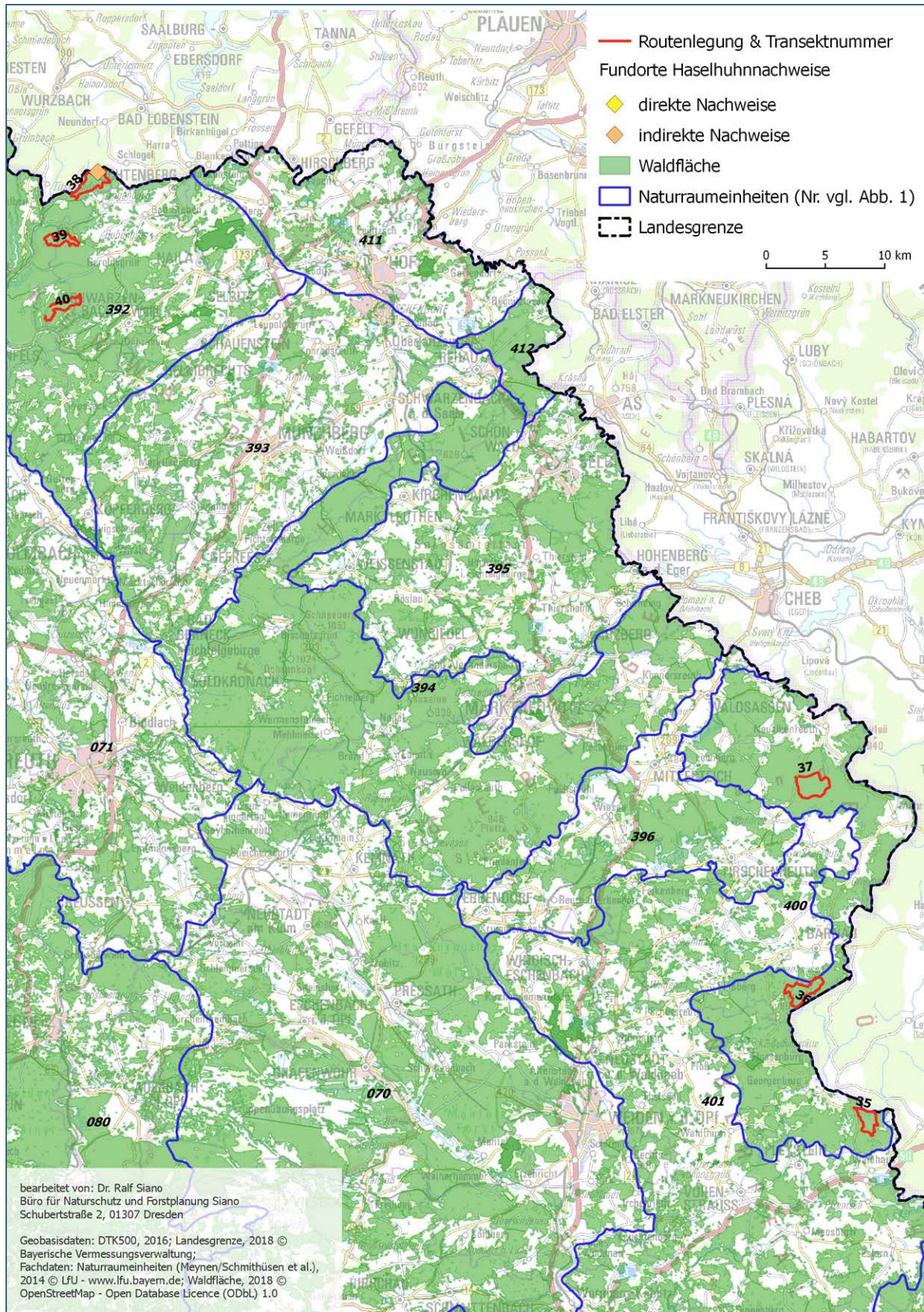


Abb. A3: Routenlegung und Fundorte von Haselhuhnnachweisen im nördlichen Oberpfälzer Wald sowie im Franconwald; Ergebnisse Erstbegang, Transekte 35 bis 40

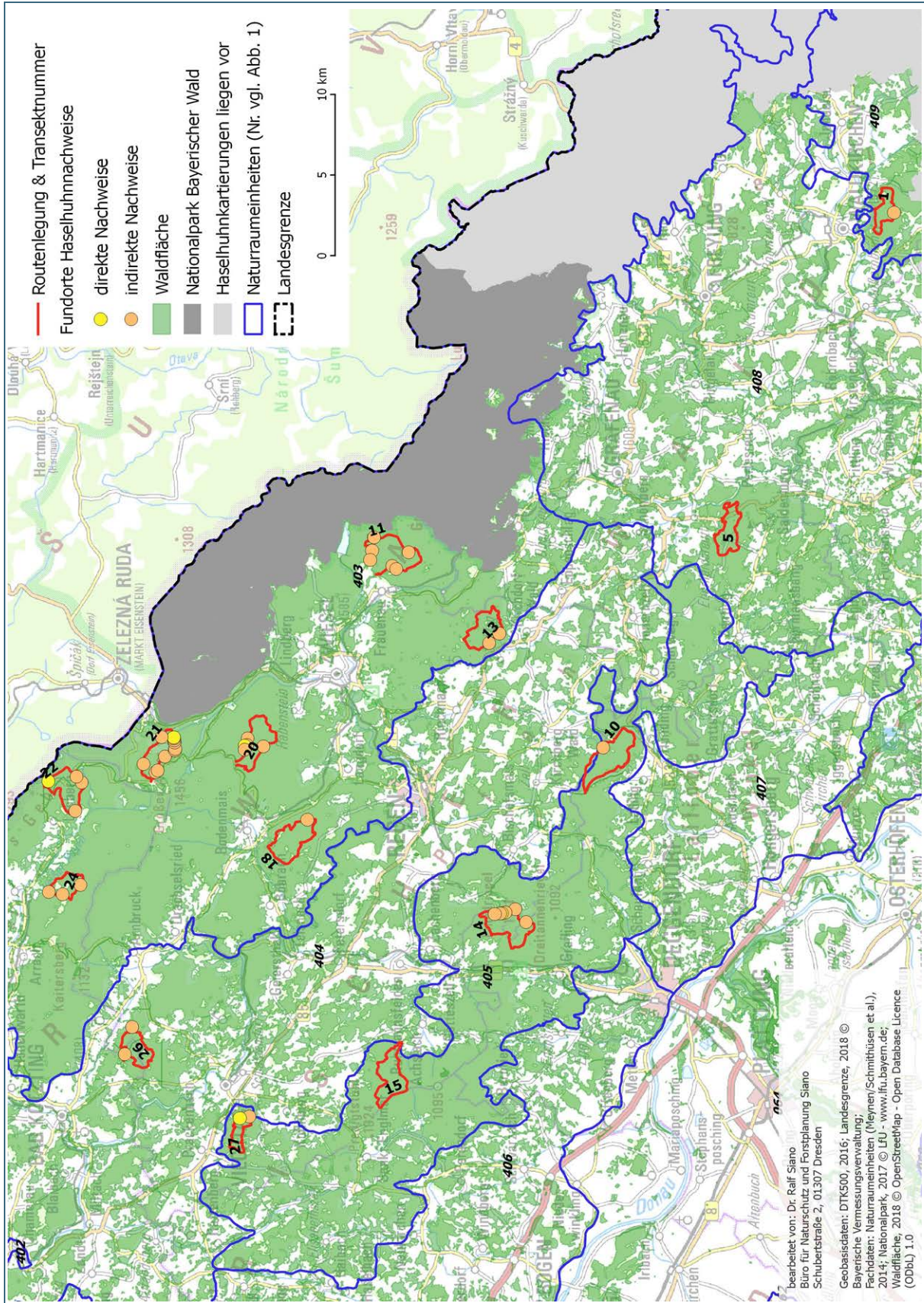


Abb. A4: Fundorte mit Haselhuhnnachweisen an den zweifach begangenen Routen im Bayerischen Wald; Ergebnisse Doppelgang, 14 Transekte

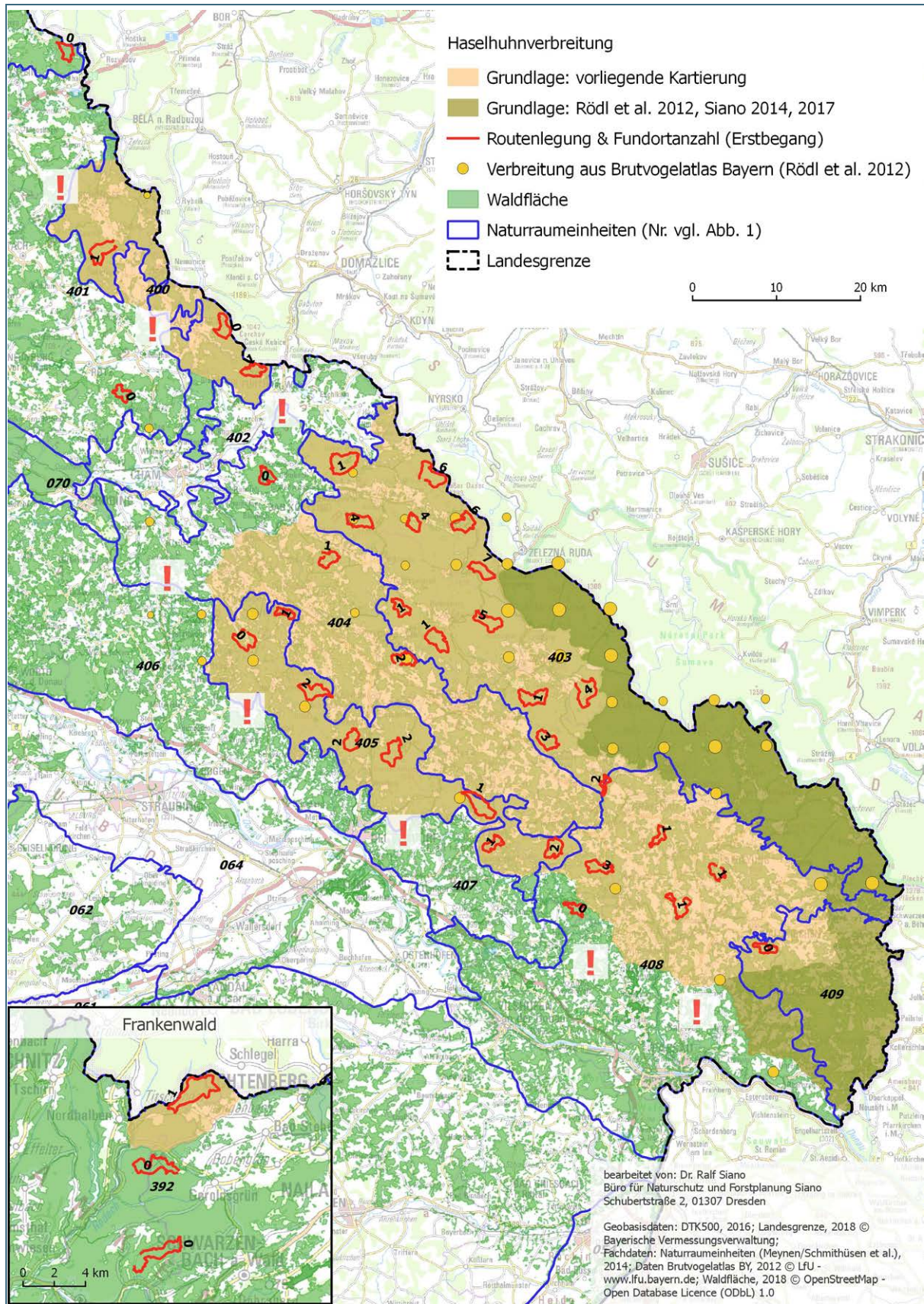


Abb. A5: Einschätzung des aktuell vom Haselhuhn besiedelten Areal im südlichen Oberpfälzer Wald, dem Bayerischen Wald und im Frankenwald sowie weiterführende Kartierempfehlungen (Ausrufezeichen)

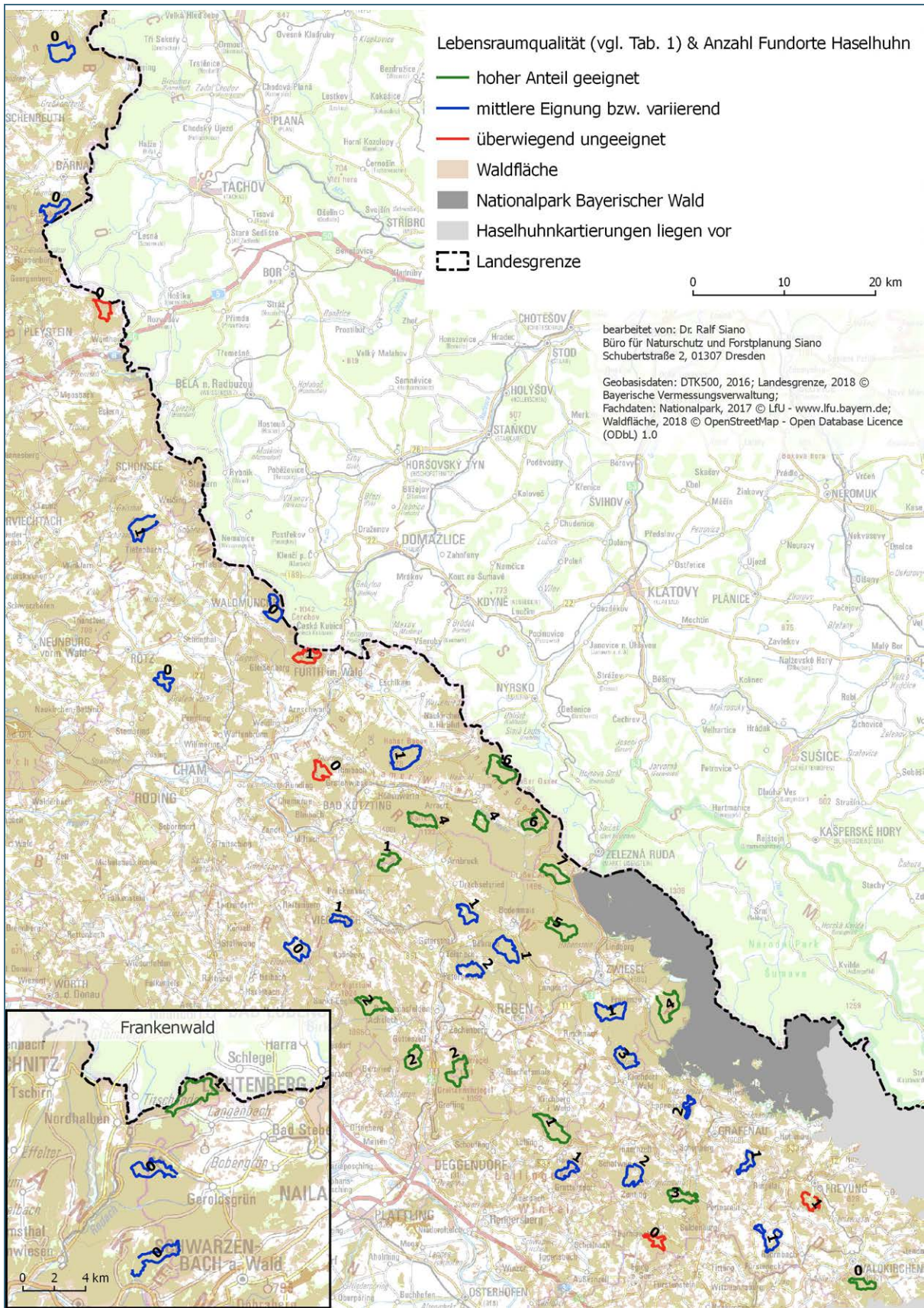


Abb. A6: Einschätzung der Lebensraumqualität an den Transekten sowie Angabe der Fundortanzahl (Grundlage: Erstbegang)



Abb. A7: Häufig nähern sich die vom nachgeahmten Gesang angelockten Hähne bis auf Sichtkontakt, wie dieses Männchen an Route 11 (Hinterer Bayerischer Wald).



Abb. A8: Eine im Haselhuhn-Lebensraum typische geringe Bestandeseinsehbarkeit ermöglicht zumeist nur sehr kurze Sichtungen (Route 18, Hinterer Bayerischer Wald).



Abb. A9: Frische, sehr schön ausgeprägte Huderpfanne – mit markanter Ausmuldung – unter einem Felsblock an Route 13 (Hinterer Bayerischer Wald).



Abb. A10: Eine markante Ausmuldung und eine Länge/ein Durchmesser von etwa 15 cm (vgl. auch BERGMANN et al. 1996) sind typische Merkmale der Haselhuhn-Huderpfanne (Route 22, Hinterer Bayerischer Wald).



Abb. A11: An und in frisch genutzten Huderpfannen finden sich mitunter Federn, die den indirekten Nachweis Huderstelle entsprechend untermauern (Route 21, Hinterer Bayerischer Wald). Auch Losung kann hier auftreten.



Abb. A12: Beispiel Haselhuhn-Lebensraum: Strukturierter Bestand mit Altholz-Überhalt und günstiger Laubholzbeimischung im Unterstand (inkl. Weichlaubholz) sowie geeigneter Ausprägung der Krautschicht (Route 20, Hinterer Bayerischer Wald). In diesem Areal gelang der Nachweis von zwei singenden Hähnen.



Abb. A13: Beispiel Haselhuhn-Lebensraum: Neben einem geeigneten Bestandesaufbau ist das Vorhandensein von adäquaten Kleinstrukturen von Bedeutung. An diesem markanten Wurzelteller mit sehr gutem Huderpotenzial an Route 25 (Hinterer Bayerischer Wald) gelang es Hasel- und Auerhuhn nachzuweisen.



Abb. A14: Beispiel Haselhuhn-Lebensraum: Eingemischtes Weichlaubholz, in möglichst artenreicher Mischung, ist ein entscheidendes Lebensraumelement (Route 13, Hinterer Bayerischer Wald).



Abb. A15: Ein lebhafter Wechsel zwischen geeigneten Bestandesstrukturen, bei genügend Weichlaubholzbeimischung, kann in hohen Bestandsdichten resultieren, wie hier in der Arber-Region (Route 21).



Abb. A16: Wiederholt fanden sich entlang der Transekte großräumige Sukzessionsflächen mit hohen Weichlaubholzanteilen (z. B. Route 18, Hinterer Bayerischer Wald), die geeignete Habitate darstellen.

Danksagung

Ganz herzlich möchte ich mich bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Bayerischen Landesamtes für Umwelt/Staatliche Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen für die Möglichkeit bedanken, diese Haselhuhnerfassung durchführen zu können sowie für die vielfältige Unterstützung während der Bearbeitung; im Besonderen Herrn Dr. T. Ludwig, Herrn S. Kluth, Frau E. Weindel und Herrn A. Pavlovic. Für die Unterstützung im Zuge der Recherchearbeit zur potenziellen Haselhuhnverbreitung in Ostbayern danke ich dem Bayerischen Jagdverband, R. Bönisch, R. Pfeifer, W. Scherzinger, M. Siering und allen weiteren Gesprächspartnern. Herrn Prof. J. Müller und S. Rösner vom Nationalpark Bayerischer Wald danke ich für die Bereitstellung des Haselhuhn-Habitatmodells und vorhandener Nachweisdaten für die Art. Bei Herrn E. Witting möchte ich mich für die zur Verfügungstellung der ornitho.de-Daten bedanken. Nicht zuletzt sei Herrn Dr. S. Klaus ganz herzlich für seine vielfältige Unterstützung und zahlreiche wertvolle Gespräche gedankt.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

