# Die Reviervögel in bayerischen Prozessschutzgebieten des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön

TOBIAS GERLACH

Regierung von Unterfranken; UNESCO-Biosphärenreservat Rhön;
Oberwaldbehrunger Str. 4, 97656 Oberelsbach;
tobias.gerlach@reg-ufr.bayern.de

**Zusammenfassung**

Anhand von Revierkartierungen wurde in einer fünfjährigen Untersuchung die Vogelfauna in 20 unterfränkischen Prozessschutzgebieten des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön erfasst. Hierbei konnten Reviere von insgesamt 71 verschiedenen Vogelarten nachgewiesen werden, wovon ein Drittel einen landesweiten Gefährdungsstatus hat bzw. auf der Vorwarnliste steht. Diese Arbeit stellt die Reviervögel und deren Stetigkeiten in den verschiedenen Waldlebensräumen vor, vergleicht Arten-Areal-Beziehungen der hier untersuchten Gebiete, diskutiert das Vorkommen einiger bemerkenswerter Arten und soll Grundlage für eine ornithologische Langzeitdokumentation in Wäldern mit natürlicher Entwicklung der Rhön darstellen.

**Einleitung**

Biosphärenreservate dienen als Modellregionen für ein beispielhaftes Zusammenleben zwischen Mensch und Umwelt. Den nationalen Kriterien für Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten (MÖLLER 2018) folgend nehmen alle UNESCO-Biosphärenreservate mindestens 3% ihrer Gebietsfläche aus der Bewirtschaftung und stellen diese Gebiete als Referenzfläche für vom Menschen weitgehend unbeeinflusste Naturentwicklung bereit. Abseits von Küsten und Hochgebirgen stellen diese unbewirtschafteten Flächen meist Waldlebensräume dar, in denen der Prozessschutz, also das Zulassen von Alters- und Zerfallsprozessen der natürlichen Waldentwicklung, im Mittelpunkt steht. Als im Jahr 2014 der

bayerische Teil des länderübergreifenden UNESCO-Biosphärenreservats Rhön auf 1.295 km² vergrößert wurde und seitdem etwa die Hälfte des 2.433 km² großen Schutzgebiets darstellt, wurden diesen Kriterien folgend neue Prozessschutzgebiete ausgewiesen. Diese als Kernzonen bezeichneten Flächen sind als Naturschutzgebiet geschützt und decken aufgrund der vielfältigen Geologie der Rhön sowie deren unterschiedlicher Nutzungsgeschichte ein äußerst breites Spektrum an Waldlebensräumen ab. So umfassen die Kernzonen des Biosphärenreservats Rhön sowohl naturnahe, seit Jahrzehnten nutzungsfreie Schlucht- und Hangmischwälder niederschlagsreicher Basaltkuppen, Erlen-Eschen-Auwälder entlang von Flussbereichen im Buntsandstein, trockenwarme Kiefern-Eichenwälder auf Muschelkalk, aber auch großflächige Fichten-Aufforstungen der 1940er und 1970er Jahre.

Biodiversitätsforschung und ökologische Umweltbeobachtungen gelten als Voraussetzung für ein nachhaltiges Zusammenleben von Mensch und Umwelt und gehören somit zu den elementaren Aufgaben eines UNESCO-Biosphärenreservats (BFN 2008). Ökologische Daueruntersuchungen dieser Kernzonen dienen dazu, Folgen der Nutzungsaufgabe aufzuzeigen und Artveränderungen auch infolge des Klimawandels zu beobachten (MÖLLER 2011). Vögel eignen sich in besonderem Maße für ökologische Langzeituntersuchungen: als eine der artenreichsten Wirbeltierklassen sind Vögel in nahezu allen Lebensräumen vertreten, die Ökologie der Vögel ist vergleichsweise gut bekannt und die Artengruppe beinhaltet zahlreiche Habitatspezialisten, durch deren Vorkommen Rückschlüsse auf den Zustand des jeweiligen Lebensraums gezogen werden können. Zudem sind Vögel hochmobil und reagieren schnell auf Veränderungen von Waldlebensräumen und deren Bewirtschaftungsform (MÜLLER 2004; CZESZCZEWIK et al. 2015). Vögel unterstehen bundesweitem, teilweise europaweitem gesetzlichem Schutz und werden regelmäßig bei der Neuausweisung von Schutzgebieten erfasst (GREGORY et al. 2004; SÜDBECK & FISCHER 2005). Vogelerhebungen gehören daher oftmals zum Programm ökologischer Dauerbeobachtungsflächen und sind fester Bestandteil von Biodiversitätserhebungen in Großschutzgebieten (KOWATSCH et al. 2011).

Die vorliegende Studie beschreibt die Reviervogelfauna in 20 Prozessschutzgebieten im bayerischen Teil des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön in den Jahren 2016 bis 2020. Die einzelnen Untersuchungsgebiete werden kurz aufgelistet, das Vorgehen der angewandten Revierkartierung erläutert und das Gesamtartenspektrum sowie die Stetigkeiten der revierbildenden Arten dargestellt. Die so gewonnenen Erfassungsdaten sollen als Ersterhebung eines dauerhaft angelegten Reviervogelmonitorings dienen, welches die natürliche Waldentwicklung und deren Auswirkung auf die Vogelfauna in den Kernzonen des Biosphärenreservats Rhön dokumentiert.

**Methoden**

Im Gegensatz zu vielen anderen Artengruppen kann bei der systematischen Erfassung von Vögeln auf etablierte Methodenstandards zurückgegriffen werden (SÜDBECK 2005). Bei der Methode der Revierkartierung wird jedes Untersuchungsgebiet an sechs bis zehn festgelegten Terminen meist frühmorgendlich flächendeckend begangen und jeder wahrgenommene Vogel sowie eventuell gezeigtes Revierverhalten kartografisch festgehalten; später wird die Summe dieser Aufnahmen zum Ableiten individueller Reviere herangezogen (FISCHER et al. 2005). Revierkartierungen basieren – im Gegensatz zu Punkt- oder Transekterfassungen – daher nicht auf Hochrechnungen, sondern ergeben absolute Revierzahlen und liefern auch Informationen über seltene oder schwer erfassbare Arten, die bei Methoden mit wenigen, stichprobenartigen Erhebungen bzw. Hochrechnungen systematisch unterschätzt werden (BIBBY et al. 1996; SÜDBECK & FISCHER 2005). Zu den methodischen Nachteilen der Revierkartierung gehört neben hohen Ansprüchen an die Kartierer vor allem der vergleichsweise große Zeitaufwand, aufgrund dessen Flächen von mehr als 100 ha kaum zu erfassen sind und in strukturreichen Wäldern zu Flächengrößen von ca. 30 ha geraten wird (FISCHER et al. 2005). Revierkartierungen finden Anwendung in naturschutzrechtlichen Eingriffsregelungen (TRAUTNER 2006), bei Monitoringvorhaben und Neuausweisungen von Schutzgebieten (DOROW et al. 1992; FISCHER et al. 2005).

In dieser Erfassung wurden die Revierkartierungen durch den Einsatz von Klangattrappen ergänzt, um auch heimliche, schwer zu beobachtende oder weitgehend stumme Arten wie z.B. den Kleinspecht (*Dryobates minor*) sowie die meisten Eulen verlässlich nachzuweisen. Zwar muss die Nutzung von Klangattrappen mit Vorsicht erfolgen, um Stressreaktionen der Reviervögel zu minimieren, jedoch werden Klangattrappen für die sichere Erfassung einiger Arten als unerlässlich erachtet (BOSCHERT et al. 2005).

Die hier dargestellte Revierkartierung erfolgte in 20 verschiedenen Waldgebieten, die jeweils einmal zwischen den Jahren 2016 und 2020 an acht Terminen erfasst wurden. Die Größe der einzelnen Waldflächen erstreckte sich dabei zwischen 15,5 ha und 65,2 ha mit einem Mittelwert von 31,9 ha und einer Gesamtfläche der Untersuchungskulisse von 637,9 ha. Tabelle 1 gibt einen Überblick der Untersuchungsgebiete, eine Beschreibung des jeweiligen Waldlebensraums, sowie die Größe und das Erfassungsjahr an. Abbildung 1 zeigt eine Karte der Untersuchungsgebiete. Die einzelnen Kartiertermine orientierten sich nach den methodischen Vorgaben von FISCHER et al. (2005) mit jeweils einem frühmorgendlichen Kartierdurchgang in den Monaten März, April, Mai und Juni, abendlichen Erfassungen in den Monaten März und Mai, einer Tagesbegehung im Februar für balzende Spechte und zur Verortung von Nisthöhlen und Großvogelhorsten, sowie einer Nachkontrolle im Juli für spät brütende Langstreckenzieher. Allerdings beschreibt FISCHER et al. (2005) auch die Abhängigkeit der jahreszeitlichen Kartiertermine von lokalklimatischen Gegebenheiten: während in den hier untersuchten Weinbauregionen bei Hammelburg bereits im März das Revierverhalten der Vögel in vollem Gange ist, kann es in den Hochlagen der Rhön auf über 800 m NHN noch Anfang April zu Schneefall und verzögertem Balzgeschehen kommen. Aus diesem Grund wurden einzelne Kartiertermine in höheren Untersuchungsgebieten teilweise später durchgeführt, wobei die Gesamtanzahl der Begehungen in allen Gebieten gleichblieb.

Die so gewonnenen Einzelnachweise wurden auf digitalen Tageskarten gesammelt und zum Ableiten individueller Reviere genutzt. Den Vorgaben von FISCHER et al. (2005) folgend, musste für eine Revierableitung an mindestens drei separaten Terminen Revierverhalten – meist Gesang – einer Art am selben

Ort festgestellt werden, wobei für spät ankommende Langstreckenzieher wie auch für nachtaktive Arten schon zweimalig festgestelltes Revierverhalten ausreichte. Sichere Brutnachweise wie der Fund von Gelegen, Futter eintragende Alttiere oder die Beobachtung nicht flügger Jungvögel führten direkt zu einer entsprechenden Revierableitung.

**Tabelle 1**: Übersicht der untersuchten Prozessschutzgebiete mit Ortsangabe, kurzer Gebietsbeschreibung samt Höhenlage, Größe der Untersuchungsfläche und Jahr der Erfassung.

| **Gebietsname, Ort** | **Gebietsbeschreibung und durchschnittliche Höhe (NHN)** | **Flächen-größe (ha)** | **Erfassungs-jahr** |
|---|---|---|---|
| Batzenleite, Bad Kissingen | südostexponierter Hainsimsen-Buchenwald (LRT 9110) in Hanglage auf Buntsandstein, ca. 260m | 33,0 | 2020 |
| Bockleter Leite, Bad Bocklet | nordexponierter Hainsimsen-Buchenwald (LRT 9110) auf steilem Buntsandstein-Prallhang der Fränkischen Saale, ca. 300m | 18,4 | 2019 |
| Buchleite, Burglauer | nordexponierter, älterer Hainsimsen-Buchenwald (LRT 9110) auf Buntsandstein, teilweise mit hohem Eichenanteil auf ca. 300m | 19,5 | 2018 |
| ehemaliger Standortübungsplatz Mittelstreu | ostexponierter,wärmebegünstigter, lichter Kiefernwald mit Buche und Eiche unterbaut, Muschelkalk, (teilweise LRT 9150), ca. 340m | 65,2 | 2016 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Farnsberg, Riedenberg | nordexponierter, alter, naturnaher Hangmischwald (LRT *9180), teilweise basaltüberrollt, auf ca. 700m | 40,8 | 2017 |
| Gangolfsberg, Oberelsbach | naturnaher, altholzreicher, frischer Buchenwald, südwestexponiert, großflächige Schluchtwaldbereiche (LRT *9180) auf Basalt, ca 650m | 29,6 | 2018 |
| Guckas, Wildflecken | südexponierter Zwiebelzahnwurz- und Waldmeister-Buchenwald (LRT 9130), kleinflächig Quellsümpfe mit Erlen- & Eschen (LRT *91E0), ca. 630m | 20,1 | 2020 |
| Hündleinsbrunnen, Hohenroth | ostexponierter Hainsimsen-Buchenwald im Bachtal auf Buntsandstein mit Erlen-Eschen-Aubereichen (LRT *910E), ca. 380m | 28,0 | 2019 |
| Loh, Mellrichstadt | südexponierter, durchgewachsener Mittelwald auf Muschelkalk, mit überwiegend Eiche und Hainbuche (LRT 9170), ca. 400m | 30,2 | 2018 |
| Nasswald, Schönderling | plan liegendes, fichtendominiertes Waldgebiet mit | 37,2 | 2016 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | anmoorigen Bereichen sowie einzelnen Eichen- & Buchen-Altbeständen auf ca. 450m | | |
| Ofentaler Berg, Hammelburg | plan liegender, wärmebegünstigter Kiefernwald auf Muschelkalk mit geringem Oberboden, eingestreut Eiche, Feldahorn und Mehlbeere, ca. 300m | 15,5 | 2019 |
| Querenberg, Fladungen | nordexponierte Fichtendominanz mit Bergahorn-Buche Unterbau auf niederschlagsreichem Basaltplateau der Hochrhön, ca. 800m | 45,6 | 2016 |
| Saalehang, Niederlauer | südostexponierter Hainsimsen-Buchenwald (LRT 9110) mit Altbeständen aus Buche und Eiche auf steilem Buntsandsteinhang, ca. 250m | 17,1 | 2018 |
| Schildecker Berg, Schildeck | Edellaubholzreicher Schlucht- und Hangmischwald (LRT *9180) auf solitärem Basaltschlot, ca. 500m | 25,1 | 2019 |
| Schornhecke, Hochrhön | plan liegendes, fichtendominiertes Waldgebiet mit jungem Buchen-Bergahorn-Unterbau auf Basaltplateau, | 53,5 | 2017 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | Feuchtstandorte mit Erlensukzession, ca. 820m | | |
| Schwarzes Moor, Fladungen | offenes Hochmoor (*7110), umgrenzt von Karpatenbirken-Moorwald (*91D0), angrenzender Fichtenforst, ca. 800m | 36,7 | 2020 |
| Schwedenberg, Elfershausen | südostexponierter, warmer Eichen-Hainbuchen-Kiefernwald, teilweise mit Feldahorn und Mehlbeere auf magerem Muschelkalkplateau, ca. 300m | 24,2 | 2020 |
| Seeholz, Premich | nordostexponierter Hainsimsen-Buchenwald auf Buntsandstein mit hohem Fichtenanteil, ca. 300m | 18,7 | 2017 |
| Totnansberg, Schwarze Berge | niederschlagsreiches Basaltplateau mit Fichtenaufforstungen der 1950er Jahre, ca. 820m | 39,7 | 2017 |
| Werberger Berg, Bad Brückenau | südexponierter Hainsimsen-Buchenwald auf Buntsandstein, kleinräumig Douglasienbestände | 39,8 | 2016 |
| | Gesamtfläche (ha) | 637,9 | |

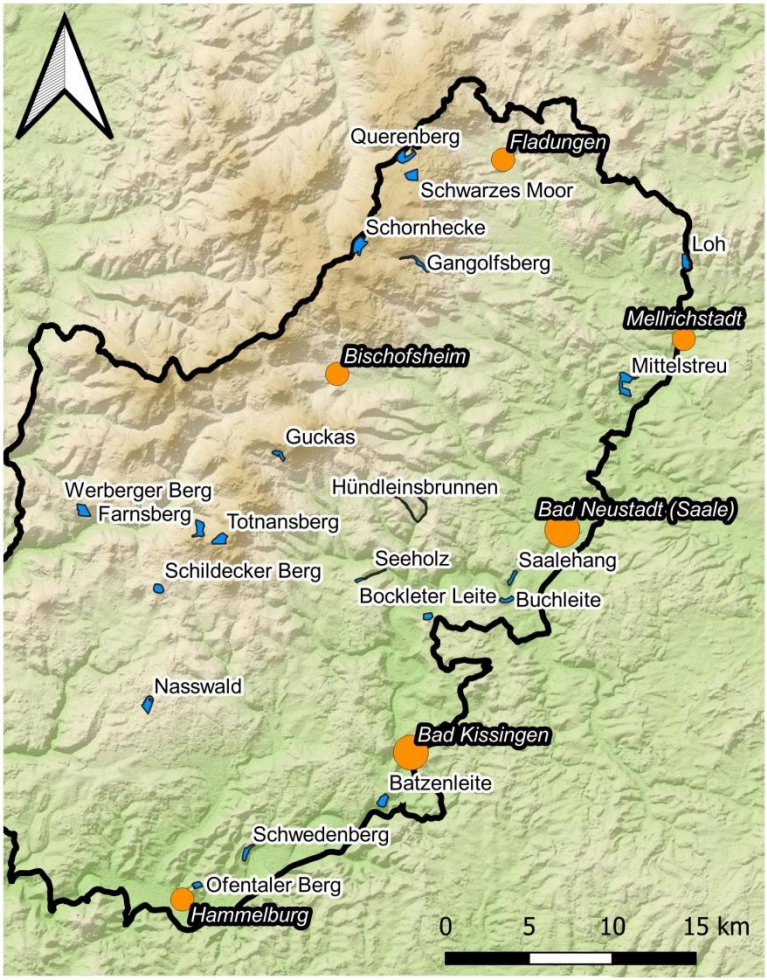



**Abbildung 1**: Übersichtskarte der einzelnen Untersuchungsgebiete innerhalb des bayerischen Teils des Biosphärenreservats Rhön.

**Ergebnisse**

In den 20 hier untersuchten Waldgebieten wurden insgesamt 9.274 Einzelnachweise festgestellt, aus denen 2.115 Reviere von 71 Vogelarten abgeleitet werden konnten. Von diesen 71 Reviervogelarten haben 21 und somit ein Drittel der Arten einen landesweiten Gefährdungsstatus bzw. sind auf der Vorwarnliste geführt (RUDOLPH et al. 2016).

Tabelle 2 listet alle nachgewiesenen Reviervogelarten, deren Rote Liste-Status und die Gesamtzahl der hier ermittelten Reviere angeordnet nach Stetigkeit der Vorkommen in den 20 untersuchten Prozessschutzgebieten auf. Tabelle 3 gibt eine Übersicht der erhobenen Artenzahlen und Revierdichten der jeweiligen Waldgebiete.

**Tabelle 2**: Reviervogelarten aller hier erhobenen Waldlebensräume mit landesweitem und bundesweitem Rote-Liste Status (RUDOLPH et al. 2016), sortiert nach jeweiliger Stetigkeit (Anzahl der Untersuchungsgebiete,UG, mit Vorkommen der Art).

| **Art** | **RL BY** | **RL D** | **Gesamt-zahl Reviere** | **Stetigkeit / Anzahl UG** |
|---|---|---|---|---|
| Amsel *(Turdus merula)* | * | * | 92 | 20 |
| Buchfink *(Fringilla coelebs)* | * | * | 398 | 20 |
| Mönchsgrasmücke *(Sylvia atricapilla)* | * | * | 91 | 20 |
| Rotkehlchen *(Erithacus rubecula)* | * | * | 180 | 20 |
| Kohlmeise *(Parus major)* | * | * | 221 | 19 |
| Zaunkönig *(Troglodytes troglodytes)* | * | * | 175 | 19 |
| Ringeltaube *(Columba palumbus)* | * | * | 93 | 18 |
| Zilpzalp *(Phylloscopus collybita)* | * | * | 106 | 18 |
| Buntspecht *(Dendrocopos major)* | * | * | 42 | 17 |
| Misteldrossel *(Turdus viscivorus)* | * | * | 40 | 17 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Kleiber *(Sitta europaea)* | * | * | 43 | 16 |
| Singdrossel *(Turdus philomelos)* | * | * | 45 | 16 |
| Waldbaumläufer *(Certhia familiaris)* | * | * | 49 | 15 |
| Blaumeise *(Parus caeruleus)* | * | * | 32 | 14 |
| Eichelhäher *(Garrulus glandarius)* | * | * | 22 | 14 |
| Sommergoldhähnchen *(Regulus ignicapilla)* | * | * | 89 | 14 |
| Waldkauz *(Strix aluco)* | * | * | 12 | 12 |
| Grünspecht *(Picus viridis)* | * | * | 15 | 11 |
| Kernbeißer *(Coccothraustes coccothraustes)* | * | * | 20 | 11 |
| Schwarzspecht *(Dryocopus martius)* | * | * | 13 | 11 |
| Tannenmeise *(Parus ater)* | * | * | 22 | 11 |
| Fitis *(Phylloscopus trochilus)* | * | * | 45 | 10 |
| Waldlaubsänger *(Phylloscopus sibilatrix)* | 2 | * | 22 | 10 |
| Wintergoldhähnchen *(Regulus regulus)* | * | * | 28 | 10 |
| Heckenbraunelle *(Prunella modularis)* | * | * | 34 | 7 |
| Hohltaube *(Columba oenas)* | * | * | 12 | 7 |
| Kuckuck *(Cuculus canorus)* | V | V | 8 | 7 |
| Rabenkrähe *(Corvus corone)* | * | * | 8 | 7 |
| Star *(Sturnus vulgaris)* | * | * | 13 | 6 |
| Baumpieper *(Anthus trivialis)* | 2 | V | 20 | 5 |
| Kolkrabe *(Corvus corax)* | * | * | 5 | 5 |
| Mittelspecht *(Dendrocopos medius)* | * | * | 6 | 5 |
| Trauerschnäpper *(Ficedula hypoleuca)* | V | * | 13 | 5 |
| Goldammer *(Emberiza citrinella)* | * | * | 6 | 4 |
| Haubenmeise *(Parus cristatus)* | * | * | 7 | 4 |
| Sumpfmeise *(Parus palustris)* | * | * | 5 | 4 |
| Dohle *(Coloeus monedula)* | V | * | 4 | 3 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Erlenzeisig *(Carduelis spinus)* | * | * | 3 | 3 |
| Gimpel *(Pyrrhula pyrrhula)* | * | * | 8 | 3 |
| Mäusebussard *(Buteo buteo)* | * | * | 3 | 3 |
| Pirol *(Oriolus oriolus)* | V | V | 4 | 3 |
| Dorngrasmücke *(Sylvia communis)* | V | * | 2 | 2 |
| Gartengrasmücke *(Sylvia borin)* | * | * | 2 | 2 |
| Grauschnäpper *(Muscicapa striata)* | * | * | 2 | 2 |
| Turteltaube *(Streptopelia turtur)* | 2 | 3 | 9 | 2 |
| Wacholderdrossel *(Turdus pilaris)* | * | * | 3 | 2 |
| Waldschnepfe *(Scolopax rusticola)* | * | V | 3 | 2 |
| Weidenmeise *(Parus montanus)* | * | * | 2 | 2 |
| Bachstelze *(Motacilla alba)* | * | * | 1 | 1 |
| Bekassine *(Gallinago gallinago)* | 1 | 1 | 3 | 1 |
| Birkhuhn *(Tetrao tetrix)* | 1 | 2 | 1 | 1 |
| Feldschwirl *(Locustella naevia)* | V | V | 1 | 1 |
| Fichtenkreuzschnabel *(Loxia curvirostra)* | * | * | 2 | 1 |
| Gartenrotschwanz *(Phoenicurus phoenicurus)* | 3 | * | 6 | 1 |
| Gebirgsstelze *(Motacilla cinerea)* | * | * | 2 | 1 |
| Heidelerche *(Lullula arborea)* | 2 | V | 1 | 1 |
| Karmingimpel *(Carpodacus erythrinus)* | 1 | * | 1 | 1 |
| Klappergrasmücke *(Sylvia curruca)* | 3 | * | 2 | 1 |
| Kleinspecht *(Dryobates minor)* | V | V | 1 | 1 |
| Neuntöter *(Lanius collurio)* | V | * | 1 | 1 |
| Rotmilan *(Milvus milvus)* | V | * | 1 | 1 |
| Schwanzmeise *(Aegithalos caudatus)* | * | * | 1 | 1 |
| Sperlingskauz *(Glaucidium passerinum)* | * | * | 1 | 1 |
| Stieglitz *(Carduelis carduelis)* | V | * | 2 | 1 |
| Stockente *(Anas platyrhynchos)* | * | * | 1 | 1 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Tannenhäher *(Nucifraga caryocatactes)* | * | * | 1 | 1 |
| Waldohreule *(Asio otus)* | * | * | 1 | 1 |
| Wasseramsel *(Cinclus cinclus)* | * | * | 2 | 1 |
| Wendehals *(Jynx torquilla)* | 1 | 2 | 3 | 1 |
| Wiesenpieper *(Anthus pratensis)* | 1 | V | 2 | 1 |
| Zitronenstelze *(Motacilla citreola)* | - | - | 1 | 1 |

**Tabelle 3**: Artenzahlen, Revierzahlen und Revierdichten der untersuchten Prozessschutzgebiete

| **Gebietsname** | **Flächengröße (ha)** | **Anzahl Vogelreviere** | **Reviere pro 10 ha** | **Anzahl Arten** |
|---|---|---|---|---|
| Batzenleite | 33 | 77 | 23,3 | 26 |
| Bockleter Leite | 18,4 | 70 | 38,0 | 21 |
| Buchleite | 19,5 | 113 | 57,9 | 22 |
| Farnsberg | 40,8 | 102 | 25,0 | 27 |
| Gangolfsberg | 29,6 | 107 | 36,1 | 22 |
| Guckas | 20,1 | 37 | 18,4 | 14 |
| Hündleinsbrunnen | 28 | 115 | 41,1 | 22 |
| Loh | 30,2 | 96 | 31,8 | 26 |
| Mittelstreu | 65,2 | 148 | 22,7 | 36 |
| Nasswald | 37,2 | 51 | 13,7 | 20 |
| Ofentaler Berg | 15,5 | 142 | 91,6 | 26 |
| Querenberg | 45,6 | 178 | 39,0 | 27 |
| Saalehang | 17,1 | 71 | 41,5 | 24 |
| Schildeck | 25,1 | 117 | 46,6 | 23 |
| Schornhecke | 53,5 | 275 | 51,4 | 35 |
| Schwarzes Moor | 36,7 | 111 | 30,2 | 31 |
| Schwedenberg | 24,2 | 59 | 24,4 | 17 |
| Seeholz | 18,7 | 79 | 42,2 | 22 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Totnansberg | 39,7 | 112 | 28,2 | 18 |
| Werberger Berg | 39,8 | 55 | 13,8 | 21 |

**Diskussion**

Die hier nachgewiesenen 71 Reviervogelarten decken ein breites Spektrum der Vogelfauna mitteleuropäischer Waldlebensräume ab. Neben weit verbreiteten Generalisten wie Amsel (*Turdus merula*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*), Kohlmeise (*Parus major*) und Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) konnten in dieser Erhebung typische waldbewohnende Vogelarten wie Kleiber (*Sitta europaea*), Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Tannenmeise (*Parus ater*) und Singdrossel (*Turdus philomelos*) mit hoher Stetigkeit nachgewiesen werden (Tabelle 2).

In den einzelnen hier untersuchten Waldgebieten wurden Reviere von 14 – 36 Vogelarten festgestellt (Tabelle 3). Diese Artenzahlen sind durchaus vergleichbar mit Ergebnissen ähnlicher Revierkartierungen: REES (2020) beschreibt 24 Reviervogelarten für ein 78 ha großes, nadelholzdominiertes Prozessschutzgebiet im Höhenzug des Nationalparks Harz, ähnlich der hier in den Hochlagen der Rhön nachgewiesenen 27 Reviervogelarten im Waldgebiet Querenberg bzw. 35 Vogelarten der Schornhecke. LÖB et al. (2009) kartierten im Hainsimsen-Buchenwald des 31,3 ha großen Naturwaldreservats Goldbachs- und Ziebachsrück 23 Reviervogelarten. SCHARTNER (2000) wies für das nahe Fulda gelegene, 73,7 ha große Naturwaldreservat Niddahänge östlich Rudingshain 35 Reviervogelarten mit einer Dichte von 57 Revieren pro 10 ha nach; ähnliche Revierdichten konnten in den hier untersuchten Buchenwaldgesellschaften Saalehang und Buchleite ermittelt werden (Tabelle 3).

Bei der Interpretation von Angaben zu Artenzahlen und Dichten muss beachtet werden, dass Artenvielfalt selten linear zunimmt, sondern vielmehr in kleinen Gebieten mit zunehmender Flächengröße deutlich ansteigt, in größeren Gebieten jedoch nur noch schwach wächst, um sich langsam an das je nach Lebensraum und geographischer Lage zu erwartende Artenmaximum anzunähern. Eine Möglichkeit, Artenzahlen in Abhängigkeit der Größe

einzelner Untersuchungsgebiete zu vergleichen, bieten Arten-Areal-Kurven. Diese Kurven basieren auf einer Vielzahl vorangegangener Untersuchungen und dienen als Referenz zur Beurteilung der relativen Artenvielfalt eines Gebiets. Für Brutvögel gibt es bereits seit den 1980er Jahren erste Arten-Areal-Kurven des Großraums Mitteleuropa (REICHHOLF 1980; BANSE & BEZZEL 1984), die von STRAUB et al. (2011) anhand zahlreicher Vogelerfassungen für verschiedene Lebensräume Südwestdeutschlands präzisiert wurden. Ein Vergleich der hier festgestellten Reviervogelarten in Bezug zur Größe der jeweiligen Untersuchungsflächen mit den von STRAUB et al. (2011) zusammengestellten Arten-Areal-Kurven zeigt eine grobe Übereinstimmung mit der errechneten Kurve für Südwestdeutschland (Abbildung 2). Die beiden Waldgebiete Mittelstreu und Schornhecke zeigen die höchsten Artenzahlen dieser Untersuchung (Tabelle 3). Beide Gebiete sind von extensiven Mähwiesen und Weiden umgeben und liegen sehr nah an der von STRAUB et al. (2011) ermittelten Kurve für Wald/Offenland-Komplexe (Abbildung 2). Allerdings liegen die Artenzahlen der Rhöner Prozessschutzgebiete alle unter der berechneten Arealkurve für Waldlebensräume Südwestdeutschlands. Dies könnte durch das kühlere Klima der Rhön im Vergleich zu den eher wärmeren Großlandschaften Baden-Württembergs begründet sein, in denen der Großteil der von STRAUB et al. (2011) ausgewerteten Untersuchungsgebiete liegen. BLASCHKE & HANUSCH (2016) haben nach Waldtypen aufgegliederte Arten-Areal-Kurven für Vögel in bayerischen Naturwaldreservaten erstellt. Auch hier liegen die ermittelten Kurven für Wälder der Mittelgebirge und Hochlagen unter denen der Eichen- und Buchenwaldgesellschaften tieferer Regionen. Allerdings weicht die dort angewandte Gittererfassung aller beobachteten Vogelarten methodisch deutlich von der hier durchgeführten flächendeckenden Kartierung der Reviervögel ab, was einen direkten Vergleich der Daten verhindert.

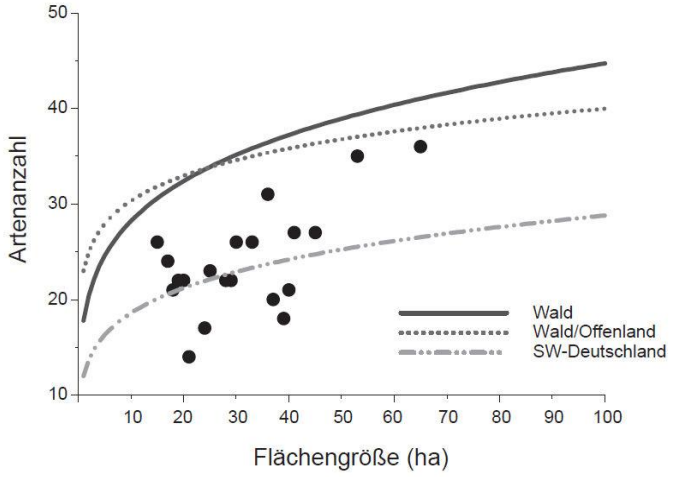



**Abbildung 2**: Artenzahlen der erfassten Reviervögel in Relation zur Flächengröße der einzelnen Untersuchungsgebiete (vgl. Tabelle 3) kombiniert mit Arten-Areal-Kurven Südwestdeutschlands nach STRAUB et al. (2011).

Die Gesamtzahl von 71 Reviervogelarten in allen hier untersuchten Prozessschutzgebieten verdeutlicht die Vielfalt der Vogelfauna in den Kernzonen des Biosphärenreservats Rhön. Neben der hier dargestellten Artenliste kommen in den Prozessschutzgebieten der Rhön aber noch weitere Reviervögel vor: so wurden Waldbereiche mit Revieren störungsempfindlicher Großvögel, wie Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Uhu (*Bubo bubo*) oder Habicht (*Accipiter gentilis*) absichtlich nicht kartiert, um mögliche Beeinträchtigungen durch wiederholtes Begehen der Revierzentren auszuschließen. Für zahlreiche weitere Arten wie Wespenbussard (*Pernis apivorus*), Baumfalke (*Falco subbuteo*), Kranich (*Grus grus*), Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*) und Mauersegler (*Apus apus*) gelangen zwar wiederholte Nachweise in verschiedenen hier untersuchten Kernzonen, jedoch keine Revierableitungen. Der in den Hochlagen der Rhön brütende Raubwürger (*Lanius excubitor*), RL BY 1, bevorzugt halboffene Landschaften oder Waldrandzonen und wurde in

dieser Untersuchung zwar wiederholt, jedoch ebenfalls ohne Revierableitung festgestellt.



**Abbildung 3**: Balzende Turteltaube (*Streptopelia turtur*) im lichten Eichen-Kiefernwald des ehemaligen Standortübungsplatzes nahe Mittelstreu.

**Bemerkenswerte Reviernachweise**

Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*), beide RL BY 3, sowie der im landesweiten Bestand stark rückläufige Wendehals (*Jynx torquilla*), RL BY 1, bewohnen neben mit Einzelbäumen bestandenen Offenlandschaften nur sehr lichte Waldlebensräume. Sie wurden in dieser Erhebung ausschließlich im Waldgebiet des ehemaligen Standortübungsplatzes Mittelstreu nachgewiesen.

Auch die Heidelerche (*Lullula arborea*), RL BY 2, konnte in dieser Untersuchung nur im Waldgebiet Mittelstreu erfasst werden, wo sie sicherlich von den ausgedehnten angrenzenden Magerwiesen des Standortübungsplatzes profitiert.

Der Baumpieper (*Anthus trivialis*), RL BY 2, weist in Bayern drastische Rückgänge auf. Die Art bewohnt neben halboffenen Landschaften Waldränder, Lichtwaldbereiche und Sukzessionsstadien von Mooren und konnte in dieser Erfassung in den wärmebegünstigten Kernzonen Loh, Mittelstreu, Ofentaler

Berg, sowie in den kühlen Hochlagen der Rhön in den Waldbereichen Querenberg und Schwarzes Moor als Reviervogel nachgewiesen werden.
Die Turteltaube (*Streptopelia turtur*, Abbildung 3), RL BY 2, zeigt landesweit einen starken Bestandsrückgang und wurde hier im sommertrockenen Waldgebiet Mittelstreus, aber auch in dem von Kiefern geprägten Waldmoor Nasswald mit mehreren Revieren erfasst.
Auch der Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*, Abbildung 4), RL BY 2, zeigt in Bayern einen starken Bestandsrückgang. Als Bodenbrüter benötigt die Art naturnahe, ältere Hochwälder mit nur geringer Krautschicht. Mit Reviernachweisen in zehn der 20 hier untersuchten Prozessschutzgebiete kann der Waldlaubsänger in den Kernzonen des Biosphärenreservats als vergleichsweise verbreitet gelten.



**Abbildung 4**: Der stark gefährdete Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*), hier ein singendes Männchen, ist landesweit deutlich im Rückgang. Die Art konnte in der Hälfte der hier untersuchten Prozessschutzgebiete als Reviervogel nachgewiesen werden.

Die landesweit vom Aussterben bedrohten (RL BY 1) Arten Bekassine (*Gallinago gallinago*) und Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) bewohnen Feuchtwiesen und sind keine typischen Vertreter von Waldlebensräumen. Reviere beider Arten wurden hier nur in der Kernzone Schwarzes Moor als Reviervögel erfasst.

Für die in dieser Erfassung ebenfalls ausschließlich im Schwarzen Moor nachgewiesenen Arten Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Karmingimpel (*Carpodacus erythrinus*), beide RL BY 1, sowie der Reviernachweis einer in der landesweiten Roten Liste nicht bewerteten Zitronenstelze (*Motacilla citreola*) ist in den nächsten Jahren mit Veränderungen zu rechnen: Während der Bestand des Birkhuhns in der Rhön aktuell nur noch auf wiederholten Auswilderungen aus Schweden beruht und auf Dauer wohl nicht zu halten ist, breitet sich der Karmingimpel von seinem zentralasiatischen Verbreitungs schwerpunkt deutlich nach Westen und somit auch in Bayern aus (WEIXLER 2006) und wird als Bewohner feuchter Saumgesellschaften in der Rhön vermutlich zunehmen. Auch die in Zentralasien und Osteuropa beheimatete Zitronenstelze breitet ihr Vorkommen nach Westen aus. Die Art wurde als Ausnahmeerscheinung erstmals durch KELLNER (1987) in Bayern beobachtet, später folgten Brutnachweise in der Schweiz (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1997) und Norddeutschland (KRÜGER & FRYE 2014). Eine erfolgreiche Brut in Bayern wurde bisher noch nicht dokumentiert. Die Zitronenstelze bewohnt in Zentralasien feuchte Lebensräume mit vegetationsarmen Bereichen; in dieser Erhebung wurde im Schwarzen Moor ein einzelnes, Revierverhalten zeigendes Männchen über einen Zeitraum von sechs Wochen beobachtet.

Der Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*) gilt aufgrund stabiler Vorkommen im Alpenraum und in den ostbayerischen Mittelgebirgen als landesweit nicht gefährdet (RL BY *). Allerdings zeigen Berechnungen der Populationsentwicklung, dass der in kühlen, nadelholzdominierten Hochlagen brütende Tannenhäher zu den am stärksten vom Klimawandel bedrohten europäischen Vogelarten gehört (GREGORY et al. 2009). Während der Tannenhäher in den 1980er Jahren in der Hochrhön noch mit ca. 20 Brutpaaren, darunter mehreren Revieren in den hier untersuchten Waldgebieten Querenberg und Schwarzes Moor dokumentiert wurde

(BANDORF & PFRIEM 1986), gelang in der vorliegenden Erfassung nur ein einziger Reviernachweis im Untersuchungsgebiet Schornhecke.

**Ausblick**

Diese Studie stellt eine Bestandsaufnahme der Reviervogelarten, Revierzahlen und -dichten in den verschiedenen Prozessschutzgebieten des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön dar. Die Arbeit beschreibt den aktuellen Zustand der Avifauna und soll als mögliche Referenz für Folgeuntersuchungen dienen. Durch die 2013 erfolgte Ausweisung der hier untersuchten Wälder als Kernzonen ohne wirtschaftliche Nutzung werden sich diese Waldlebensräume in den nächsten Jahrzehnten deutlich verändern – so ist mit einer Zunahme von Alt- und Totholz mit Auswirkungen auf Höhlenbrüter und Naturnähezeiger zu rechnen. Womöglich noch schneller als die Auswirkungen dieser Nutzungsaufgabe werden die Folgen des Klimawandels die hier erfassten Waldökosysteme beeinflussen. Die Fichte (*Picea abies*) gehört nicht zur natürlichen Vegetation der Rhön; die teilweise großflächigen Reinbestände gehen hier auf Pflanzungen des letzten Jahrhunderts zurück. Für die auf gute Wasserversorgung angewiesene Fichte stellen zunehmende Trockenphasen ein schwerwiegendes Problem dar und so zeigt die Fichte in der Rhön wie anderenorts auch großflächige Schäden, die von Borkenkäfergradationen weiter verstärkt werden. Aber auch die standortheimische Buche (*Fagus sylvatica*) hat in den eigentlich niederschlagsreichen Hochlagen der Rhön durch die Trockenheit der Jahre 2018 und 2019 starken Schaden genommen.
Wie diese Veränderungen durch Nutzungsaufgabe und Klimawandel die Vogelfauna der Prozessschutzgebiete beeinflussen wird, müssen zukünftige Untersuchungen zeigen.

**Dank**

Herzlicher Dank gilt Michael Geier und Petra Birkwald für die kritische Durchsicht dieses Artikels.

**Referenzen**

BANDORF, H. & PFRIEM, U. (1986): Die Vögel des Naturschutzgebietes „Lange Rhön“. In: KNEITZ, G.; FÜCHTBAUER, W. & TRAPP, W. (Hrsg.) Erhebung botanischer und faunistischer Daten im Naturschutzgebiet Lange Rhön, Band 3. Naturwissenschaftlicher Verein Würzburg e.V. Würzburg, S.:2-44.

BANSE, G.; BEZZEL, E. (1984): Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. Journal für Ornithologie 125 (3): S.291–305.

BLASCHKE, M.; HANUSCH, S. (2016): Naturwaldreservate als Basis für ökologische Waldvogelforschungen. Ornithologischer Anzeiger (55): S.23–41.

BIBBY, C., J.; BURGESS, N., D.; HILL, D., A. & MUSTOE, S. H. (1996): Bird census techniques. Academic Press, Oxford. 302 Seiten

BOSCHERT, M.; SCHWARZ, J. & SÜDBECK, P. (2005): Einsatz von Klangattrappen. In: SÜDBECK, P.: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: S.80-87.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) 2008: Forschung und Monitoring in den deutschen Biosphärenreservaten. Bonn, 31 Seiten.

CZESZCZEWIK, D.; ZUB, K.; STANSKI, T.; MUSTAPHA, S.; KAPUSTA, A. & WALANKIEWICZ, W. (2015): Effects of forest management on bird assemblages in the Bialowieza Forest, Poland. iForest - Biogeosciences and Forestry 8: S.377-385 doi: 10.3832/ifor1212-007(3)

DOROW, W. H.; FLECHTNER, G. & KOPELKE, J.-P. (1992). Zoologische Untersuchungen: Konzept. Naturwaldreservate in Hessen. Senckenberg. Frankfurt am Main, Wiesbaden: Hessische Landesforstverwaltung. 3: 163 Seiten.

FISCHER, S.; FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK, P. (Hrsg.) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S.47-53. Radolfzell

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1997): Erste Brut der Zitronenstelze *Motacilla citreola* in der Schweiz und aktueller Stand der Arealexpansion. Der Ornithologische Beobachter 94: S.347–352.

GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W. & DONALD, P. F. (2004): Bird census and survey techniques. Bird ecology and conservation: S.17-56.

GREGORY, R. D.; WILLIS, S. G.; JIGUET, F.; VORÍSEK, P.; KLVANOVÁ, A.; VAN STRIEN, A.; HUNTLEY, B.; COLLINGHAM, Y.; COUVET, D. & GREEN, R. (2009): An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. In: PloS one 4 (3), e4678. DOI: 10.1371/journal.pone.0004678.

KELLNER, R. (1987): Erstnachweis der Zitronenstelze, *Motacilla citreola* (Pallas 1776), in Bayern. Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft Bayern 26: S.173-180.

KOWATSCH, A.; HAMPICKE, U.; KRUSE-GRAUMANN, L. & PLACHTER, H. (2011): Indikatoren für ein integratives Monitoring in deutschen Großschutzgebieten. BfN-Skripten 302, Bonn-Bad Godesberg. 149 Seiten.

KRÜGER, T. & FRYE, L. (2014): Brut der Zitronenstelze *Motacilla citreola* im nördlichen Niedersachsen 2013. Vogelkundliche Berichte Niedersachsens 44: S.23-30.

LÖB, B.; KIEFER, S. & HOFFMAN, M. (2009): Siedlungsdichte der Vögel im Naturwaldreservat Goldbachs- und Ziebachsrück (Hessen). Untersuchungszeitraum 1995. In: DOROW, W.; BLICK, T. & KOPELKE, J.-P.: Naturwaldreservate in Hessen. Band 11/2.1. Goldbachs- und Ziebachsrück. Zoologische Untersuchungen 1994-1996, Teil 1. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 45: S.283-323.

MÖLLER, L. (2011): For life, for the future. Biosphere reserves and climate change. A collection of good practice case studies. Deutsche UNESCO-Kommission, Bonn

MÖLLER, L. (2018): Der Mensch und die Biosphäre (MAB) – Umsetzung des UNESCO-Programms in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Bonn. 116 Seiten.

MÜLLER, J. (2004): Vögel als Inspektionsbeamte in Eichenwäldern. LWF Wissen 46: S.22-28.

REES, U. (2020): Die tagaktiven Brutvögel der Waldforschungsfläche Bruchberg im Nationalpark Harz - Ergebnisse der Revierkartierung 2018. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.) (2020): Vögel des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 18. 148 Seiten.

REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Ornithologischer Anzeiger 19: S.13–26.

SCHARTNER, S. (2000): 3.11 Aves (Vögel). In: FLECHTNER, G.; DOROW, W. & KOPELKE, J.-P.: Naturwaldreservate in Hessen 5/2.2 Niddahänge östlich Rudingshain. Zoologische Untersuchungen 1990-1992. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 32: S.351-428

STRAUB, F.; MAYER, J.; TRAUTNER, J. (2011): Arten-Areal-Kurven für Brutvögel in Hauptlebensraumtypen Südwestdeutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung 43 (11): S.325–333.

SÜDBECK, P. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Max-Planck-Institut für Ornithologie, Radolfzell. 789 Seiten

SÜDBECK, P. & FISCHER, S. (2005): Welche Methode zu welchem Zweck? In: SÜDBECK, P. (Hrsg): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell, S.40-46.

TRAUTNER, J. (2006): Geschützte Arten in Planungs- und Zulassungsverfahren. Filderstadt, Books on Demand, 236 Seiten.

WEIXLER, K. (2006): Auftreten und Ausbreitungshistorie des Karmingimpels *Carpodacus erythrinus* in Bayern. Avifaunistik in Bayern 3 (1): S.56–72.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg

Jahr/Year: 2021

Band/Volume: 54

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

Artikel/Article: Die Reviervögel in bayerischen Prozessschutzgebieten des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön 49-71