

Zunehmende Bestände der Zaunammer *Emberiza cirulus* bei Grünstadt / Pfalz – hohe Revierdichte vor allem in Steillagen

Hans-Valentin Bastian, Axel Frey & Anita Bastian

Bastian H-V, Frey A & Bastian A: Increasing population of the Cirl Bunting *Emberiza cirulus* at Grünstadt / Palatinate - high territory density especially on steep slopes. Vogelwarte 63: 101–114.

Over the past few decades, the Cirl Bunting (*Emberiza cirulus*), a species originally found mainly in the western Mediterranean region, has spread its breeding range rapidly. From the end of the 1990s, the Haardtrand in Rhineland-Palatinate has been considered the most important German breeding area. Presumably starting from this region, a further spread within Rhineland-Palatinate and beyond began around 2010.

Between 2022 and 2024, breeding populations were mapped in two sample areas near Grünstadt (Palatinate) to investigate population trends, territory distribution and topographical and habitat-structural factors influencing territory density. The mapping was carried out in favorable weather conditions, mainly in April and May. By playing back species-specific songs, 87% of the territories could be identified already during the first survey. On the 676-hectare site “Grünstadt NW”, a population of 60.5 territories was found in 2024, which corresponds to an average population density of 0.89 territories per 10 hectares. On a 133-hectare sub-area, the number of territories has increased by 52% since 2020 - an average growth of two territories per year. On the 41.3-hectare area “Neuleiningen N”, the population remained constant between 2022 and 2024 at 7 to 8 territories, corresponding to a density of 1.70 to 1.94 territories per 10 hectares.

The territory density showed a significant correlation with the inclination of the area. The density of territories was particularly high on steep slopes (>20%), reaching a maximum of up to 5.7 territories per 10 hectares. In contrast, no significant differences in territory density were found between flat and moderately steep slopes. There was also a significant correlation between hedge density and slope inclination, which can be explained by the historical abandonment of steep-slope viticulture and the subsequent scrub encroachment. However, no correlation was found between territory density and hedge density.

The Cirl Bunting prefers steep slopes, preferably facing south-east to south and loosely covered with hedges, which are characterized by a dry and warm microclimate - conditions that have a positive impact on the phenology and abundance of arthropods. The climatic changes of recent years, in particular mild winters and hot summers are probably drivers of the positive population trend of the Cirl Bunting. However, further research is needed on life cycle, space use and population ecology of the species in order to better understand the multifactorial relationships in the colonization of new sites and the expansion dynamics.

✉ H-VB & AB; Geschwister-Scholl-Str, 15; 67304 Kerzenheim, E-Mail: bastian-kerzenheim@t-online.de,
Orchid-ID: 0000-0002-8091-2047
AF: Friedrich-Diffine-Str. 24, 67281 Kirchheim an der Weinstraße, E-Mail: AxelF1@posteo.de

1 Einleitung

In den letzten 30 bis 40 Jahren haben einige Vogelarten, die ursprünglich vorwiegend im Mittelmeerraum vorkamen, ihr Brutgebiet als Folge des Klimawandels erheblich nach Norden ausgeweitet und dabei auch Deutschland erreicht. Beispiele dafür sind Bienenfresser (*Merops apiaster*: Bastian & Bastian 2024; Stiels et al. 2021; Taheri et al. 2024), Orpheusspötter (*Hippolais polyglotta*: Engler et al. 2013), Seidensänger (*Cettia cetti*: Henkes & Kohler 2022; Wille et al. 2023; Taheri et al. 2024) sowie aktuell möglicherweise auch der Kuhreiher (*Bubulcus ibis*; König et al. 2023). Klimawandelbedingte Brutarealveränderungen sind vielfach belegt, und die Liste der betroffenen Arten – sowohl Gewinner als auch Verlierer – ließe sich erheblich erweitern (Trautmann et al. 2013; Schuster 2013/2014; Bairlein & Metzger 2014; Engler & Stiels 2016).

Die Zaunammer *Emberiza cirulus* gehört zum mediterranen Faunentyp mit einem Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Mittelmeerraum (Voous 1962). Nach einer Expansionsphase seit dem späten 18. Jahrhundert waren Mitte des 20. Jahrhunderts die Oberrheinebene, Bodensee, Neckar- und Donauraum, Pfalz, Mainzer Becken, Mittelrhein, Moseltal und Rheinland besiedelt (Petry 1937; Pfeifer 1938–39; Frey 1970; Federschmidt 1988). Diese Entwicklung wurde vor allem mit milden Wintern und der zoogeografischen Arealrandlage in Deutschland erklärt (Frey 1970). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stagnierte der Bestand und die Art verschwand aus vielen Regionen. Ende der 1990er Jahre waren stabile Vorkommen nur noch in Südbaden und am rheinland-pfälzischen Haardtrand anzutreffen, wo die Zaunammer als deutschlandweite Besonderheit galt (Groh 1975; Federschmidt 1988; Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010). In den

letzten 20 Jahren hat sich die Zaunammer, vermutlich als Folge des Klimawandels, in Rheinland-Pfalz erneut stark ausgeweitet und brütet darüber hinaus nun auch an der hessisch-badischen Bergstraße, im Rheingau, Ahrtal, oberen Moseltal, um Stuttgart, in der Neckar-Alb-Region, am Bodensee und in Unterfranken (z. B.: Schuphan 2014, Bastian & Bastian 2020; Folz & Laubengaier 2022; Honold & Günther 2020; Janz 2022; Emig-Brauch 2022; Anthes et al. 2024; DDA 2024; Ellwanger 2024; Mache, pers. Mitt.).

Die Zaunammer war schon häufig Gegenstand von Studien zur Verbreitungsdynamik (Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010; Schuphan 2017; Bastian & Bastian 2020; Laubengaier & Janz 2020; Emig-Brauch 2022; Laubengaier 2021, 2023; Janz 2022; Laubengaier et al. 2022), zur Winterökologie (Bradbury et al. 2008) und zur interspezifischen Konkurrenz (Schuphan 2014, 2018, 2020; Schuphan & Flehming 2013). Untersuchungen zur Ökologie und Habitatnutzung der Art sind jedoch bislang selten (Morelli et al. 2014).

Im Rahmen des Monitorings seltener Brutvögel wird durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) seit 2021 in einer kombinierten Punkt-Stopp- und Linienkartierung das Vorkommen der Zaunammer erfasst. Erste Ergebnisse zeigen einen weiterhin positiven Bestandstrend (Janz 2022). Allerdings ist das Programm

nicht darauf ausgelegt, den Brutbestand der Art verlässlich zu quantifizieren (Bastian & Bastian 2020; Janz 2022). Informationen zur Populationsstärke sind jedoch aus ökologischen und artenschutzrechtlichen Gründen von großer Bedeutung.

Ziel unserer Untersuchung war es, den Brutbestand der Zaunammer auf einer größeren Fläche zu ermitteln, diese Ergebnisse mit einer früheren Studie (Bastian & Bastian 2020) zu vergleichen und den Einfluss der Geländetopografie und Vegetationsstruktur auf die Revierdichte der Art zu untersuchen. Zudem sollte auf einer anderen, ähnlich dicht besiedelten Fläche untersucht werden, wie zuverlässig Brutbestände der Zaunammer mit nur einer Kartierungsbegehung ermittelt werden können.

2 Methodik

2.1 Kartierung

Der Bestand der Zaunammer wurde auf zwei Probestflächen in Rheinland-Pfalz untersucht (Abb. 1). Die erste Fläche, „Grünstadt NW“, liegt etwa 25 Kilometer nordwestlich von Mannheim und 30 Kilometer ostnordöstlich von Kaiserslautern. Sie wird durch die Orte Grünstadt-Asselheim, Mertesheim, Quirnheim, Kindenheim und Bockenheim begrenzt. Die zweite Fläche, „Neuleiningen N“, befindet sich rund 3,5 Kilometer südlich der ersten und grenzt im Osten an Grünstadt und im Süden an Neuleiningen.

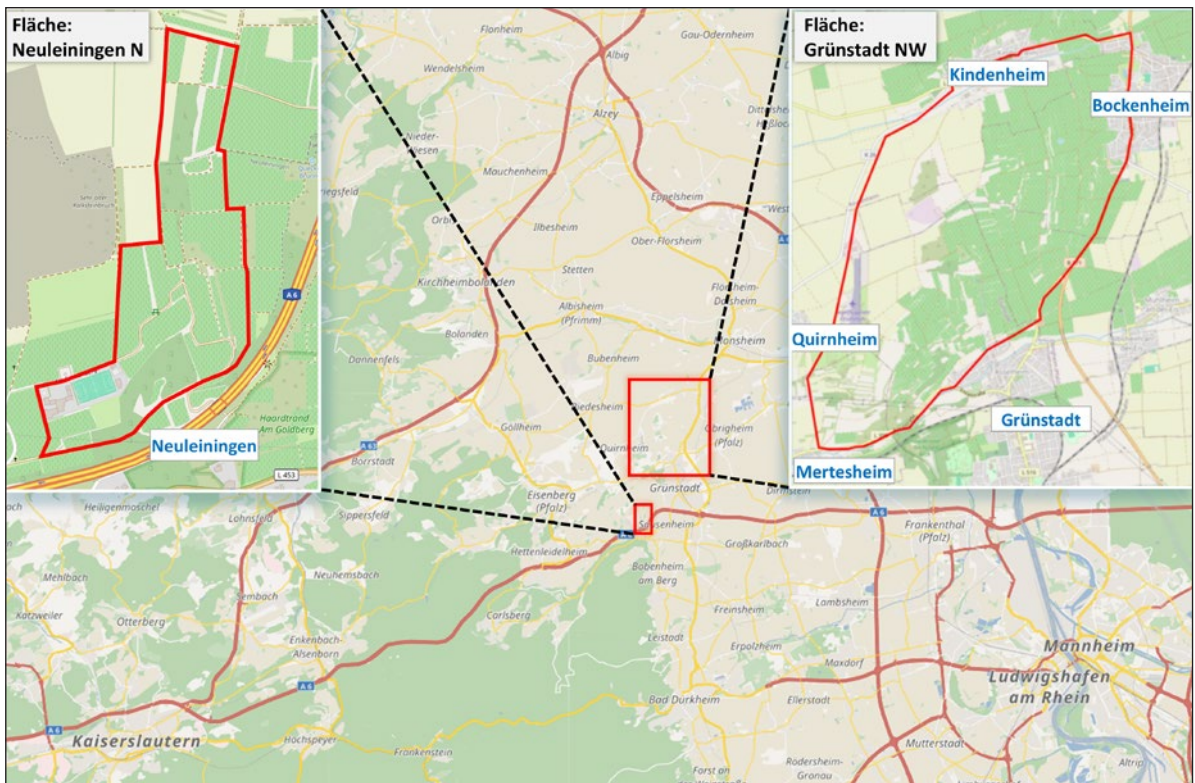


Abb. 1: Lage der beiden Untersuchungsflächen im Rheinhesischen Tafel- und Hügelland nordwestlich von Mannheim und Ludwigshafen/Rhein. – Location of the two study sites in the Rheinhesian table and hill country north-west of Mannheim and Ludwigshafen/Rhine.

Kartengrundlage: OpenStreetMap



Abb. 2: Revierstandorte auf der Fläche „Neuleiningen N“ in den Jahren 2022 bis 2024. Die rote Linie beschreibt den Verlauf der Kartierungsroute. – *Territory sites on „Neuleiningen N“ in the years of 2022 to 2024. The red line describes the mapping route.*

Beide Probeflächen gehören zum Göllheimer Hügelland, das die südlichen Ausläufer des Rheinhessischen Tafel- und Hügellands bildet. Der Landschaftsraum zeichnet sich durch eine vielseitige Struktur aus. Ackerbauflächen, terrassierte Weinberge, Böschungen, Feldgehölze und Heckenzüge prägen das Bild. Das Göllheimer Hügelland setzt den Haardtrand in nördlicher Richtung fort, der als ein Verbreitungsschwerpunkt der Zaunammer in Deutschland gilt (Janz 2022).

Vorkommen der Zaunammer wurden systematisch entlang von Wegen und Weinbergspfaden kartiert. An jedem potenziell geeigneten Standort (Hecken, Waldränder mit angrenzenden Agrar- oder Weinanbauflächen), der mindestens 100 Meter von einem bekannten Vorkommen entfernt lag, kam, wenn kein spontaner Zaunammergesang zu hören war, eine Klangattrappe (KA) zum Einsatz (Dauer: 1:08 min). Diese wurde über ein Smartphone mit angeschlossenem externen Lautsprecher abgespielt. Zeigte sich keine Reaktion, wurde die Klangattrappe nach einer zweiminütigen Pause erneut abgespielt. Erfolgte auch nach einer weiteren Minute Wartezeit keine Reaktion, galt der Standort als unbesetzt und diente auf der Fläche „Grünstadt NW“ für Auswertungen als Kontrollpunkt. Als territoriale Reaktionen wurden Gesangs-

widerung, Warnrufe sowie Anfliegen und Umkreisen des Standorts von Männchen oder Weibchen gewertet. Bei einer Reaktion wurde die KA sofort abgeschaltet, die Sichtung nach Möglichkeit visuell bestätigt und der Standort als besetzt dokumentiert. Reviernachweise wurden in dem Programm „NaturaList“ vor Ort dokumentiert, die Koordinaten der Reviere für weitere Analysen später der Datenplattform „ornitho.de“ entnommen.

2.2 Fläche „Neuleiningen N“ (Abb. 2)

Das 41,3 Hektar große Gebiet wurde auf einer 2,85 Kilometer langen Route kartiert und zeichnet sich durch Weinbau, zahlreiche Böschungen und eine stark abfallende Geländestufe im Osten des Areals aus. In den Jahren 2022, 2023 und 2024 wurden zwischen Ende März und Anfang Mai bei je drei Begehungen und bei meist sonnigen und nur leicht windigen Bedingungen Zaunammern entsprechend den Empfehlungen von Südbeck et al. (2005) kartiert. Ein Brutrevier galt als besetzt, wenn in einem Jahr bei drei Begehungen mindestens zweimal eine Zaunammer an einem Ort nachgewiesen wurde.

2.3 Fläche „Grünstadt NW“ (Abb. 3)

Die Fläche hatte eine Gesamtgröße von 1.030 ha. Davon blieben 160 ha Siedlungsfläche unbearbeitet. Weitere 194 ha, bestehend aus großflächigen, strukturalarmen Agrar- oder Weinbauflächen, wurden nur stichprobenhaft untersucht, da sie für die Zaunammer als Brutlebensraum wenig geeignet sind (Groh 1975; Glutz von Blotzheim & Bauer 1997; Schlotmann & Dietrich 2012; Laubengaier 2021). Somit verblieb eine Untersuchungsfläche (UF) von 676 ha, von der eine Teilfläche von 133 ha bereits 2020 kartiert wurde (Bastian & Bastian 2020). Die Topografie der UF variiert stark: Der südliche bis südöstliche Rand fällt steil ins Eisbachtal ab, während die nordwestlichen Bereiche weitgehend flach sind.

Die UF wurde 2024 bei 15 Begehungen vollständig, aber nur einmal kartiert; zwei Begehungen erfolgten im März, eine im April und zwölf im Mai. Drei Begehungen fanden nachmittags statt, die übrigen vormittags zwischen 6:00 Uhr und 9:55 Uhr. Meist herrschten sonnige, windstille bis leicht windige Bedingungen, mit Temperaturen zwischen 17 °C und 28 °C. Lediglich am 18. April war die Temperatur mit 7 °C deutlich niedriger.

Die Kartierungen wurden von zwei Personen (AB, H-VB) durchgeführt, um An- und Abflugrichtungen von Männchen oder Weibchen sowie Parallelbeobachtungen mehrerer Zaunammern präziser zu erfassen. Doppelzählungen konnten dennoch nicht vollständig ausgeschlossen werden, die Überschätzung des Bestandes wird jedoch auf weniger als 10 % geschätzt. Ein einmaliger Nachweis einer territorialen Zaunammer, sei es durch Spontanbesang oder Reaktion auf die Klangattrappe, galt als Beleg für ein Brutrevier.

2.4 Auswertungen und Statistik

Auf der Fläche „Grünstadt NW“ wurden für jeden Revierstandort die Hangneigung, der Abstand zu benachbarten Revieren, die daraus abgeleitete Revierdichte sowie die Vegetationsstruktur ermittelt.

Der Standort an dem eine Zaunammer spontan sang oder auf eine Klangattrappe reagierte, definierten wir als Revierstandort. Da die so definierten Standorte nicht zwangsläufig das Revierzentrum widerspiegeln, wurden zur Minimierung von Unschärfen bei der Berechnung der Distanz zu

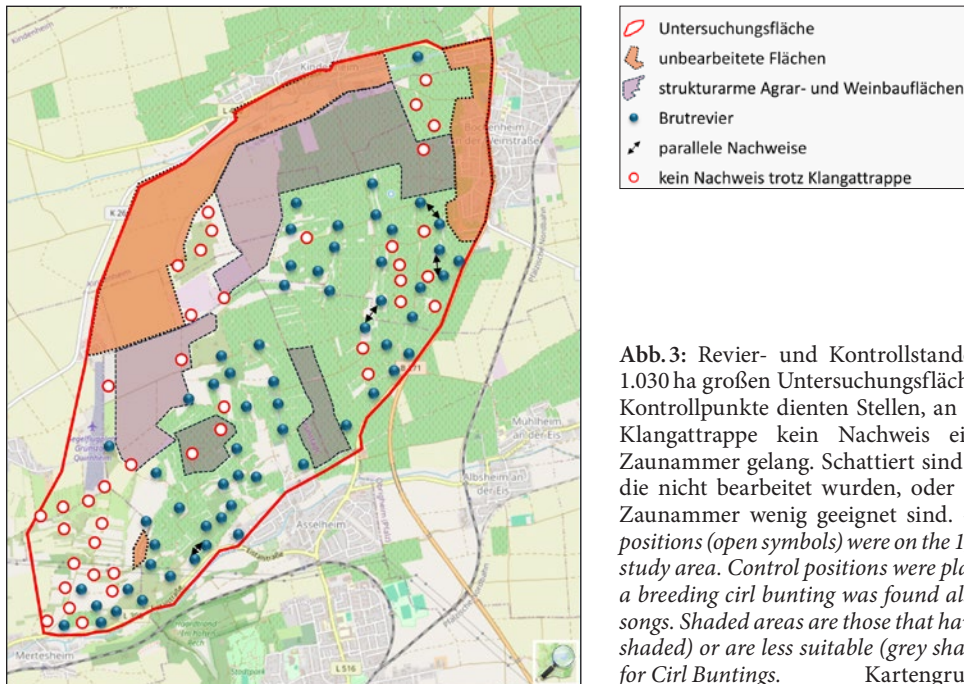


Abb. 3: Revier- und Kontrollstandorte auf der insgesamt 1.030 ha großen Untersuchungsfläche „Grünstadt NW“. Als Kontrollpunkte dienten Stellen, an denen trotz Einsatz der Klangattrappe kein Nachweis einer revieranzeigenden Zaunammer gelang. Schattiert sind die Flächen dargestellt, die nicht bearbeitet wurden, oder als Brutlebensraum für Zaunammer wenig geeignet sind. – Territory and control positions (open symbols) were on the 1,030 ha “Grünstadt NW” study area. Control positions were places where no evidence of a breeding cirl bunting was found also after playback of own songs. Shaded areas are those that have not been surveyed (red shaded) or are less suitable (grey shaded) as breeding habitat for Cirl Buntings. Kartengrundlage: OpenStreetMap

benachbarten Revieren Reviercluster gebildet. Ein Cluster umfasst ein Revier mit seinen beiden nächstgelegenen Nachbarn. Bei zwei randständigen Revieren konnte nur ein Nachbar für die Clusterbildung berücksichtigt werden, ein isoliertes Revier am nördlichen Rand der UF blieb unberücksichtigt.

Revierdistanzen wurden anhand der Längen- und Breitengrade der Revierstandorte ermittelt. Da Reviere häufig entlang linearer Strukturen wie z. B. Hecken verlaufen, wurde die Revierfläche als Ellipse berechnet, wobei der Radius der langen Ellipsenachse der Distanz eines Reviers zum nächsten Nachbarn oder, bei einem Reviercluster, der mittleren Distanz eines Reviers zu den zwei nächsten Revieren entsprach. Die Länge der kurzen Ellipsenachse entsprach der Hälfte der langen Achse. Die Revierdichte wurde als Anzahl Reviere pro 10 Hektar ausgewiesen.

Die Hangneigung wurde mithilfe der online verfügbaren Karte „OpenSlopeMap“ (www.openslopedmap.org) von jedem Revierpunkt aus über eine Strecke von 50 bis 100 Metern in Richtung der stärksten Hangneigung gemessen. Der Höhenunterschied pro 100 Meter Distanz diente als Maß für die Neigung. Flächenanteile von Hecken, Rebflächen, Äcker, Grünland sowie Siedlungs- und Friedhofsflächen wurden für jeden Revierstandort anhand von Satellitenkarten (Google Maps) geschätzt und auf die jeweilige Reviergröße bezogen.

Der Shapiro-Wilk-Test diente zur Prüfung auf Normalverteilung. Die Verteilungen der Daten zur Hangneigung von Revier- und Kontrollstandorten, Revierdichten und Habitatstrukturen wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test auf Signifikanz geprüft. Um den Grad einer Abhängigkeit zweier Datensätze zu berechnen, wurde die Pearson-Korrelationsanalyse angewendet. Eine multivariate lineare Regression diente der Analyse der Reviergröße und ihrer potenziell erklärenden Variablen. Die Datenanalyse erfolgte mit Hilfe der Software „Real Statistics Resource Pack“ (Version 8.9.1; Zaitontz 2023), wobei das Signifikanzniveau bei $\alpha = 0,05$ festgelegt wurde.

3 Ergebnisse

3.1 Bestände, Bestandsdichte und Entwicklung

Auf der 41,3 ha großen Fläche „Neuleiningen N“ wurden zwischen 2022 und 2024 sieben bis acht Brutreviere festgestellt, was einer Dichte von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 ha entsprach (Tab. 1). Bereits mit den ersten Begehungen gelang es, 20 der 23 Reviere (87 %) nachzuweisen.

Auf der 1.030 ha großen Fläche „Grünstadt NW“ konnten 61 Zaunammerreviere (0,59 Rev. / 10 ha) nachgewiesen werden. Ein Drittel der Fläche entfiel auf Siedlungsflächen und großflächige, strukturarme Agrar- und Weinanbauflächen, die von Zaunammern gemieden wurden. Die eigentliche UF hatte eine Größe von 676 ha. Ein Revier überlappte mit einer Agrarfläche, so dass nur 60,5 Reviere in die Analysen einfließen. Die Revierdichte betrug 0,89 Revieren pro 10 ha (Tab. 1). An 40 Standorten der UF wurde auch mit Einsatz einer Klangattrappe keine Zaunammer nachgewiesen.

Die Revierdichte auf den Flächen der Cluster von zwei bis meist drei benachbarten Revieren (Tab. 2) betrug maximal 5,7 Revieren pro 10 ha, im Mittel 1,8 Reviere pro 10 ha, was der Revierdichte auf der Fläche „Neuleiningen N“ entsprach.

Auf der 133 ha großen, bereits 2020 untersuchten Teilfläche der UF, stieg die Anzahl Reviere von 15,5 auf 23, was einer Zunahme von 1,17 auf 1,78 Reviere pro 10 ha entsprach (+52%; Tab. 3). Der lokale Bestand nahm damit pro Jahr im Mittel um 10,3 %, resp. um zwei Reviere zu.

Tab. 1: Größen der Flächen Grünstadt NW und Neuleiningen N sowie Revierdichten. Auf der Fläche Grünstadt NW wird zwischen der Gesamtfläche sowie der um Teilflächen verkleinerten Untersuchungsfläche (UF) unterschieden. Auf der Fläche Neuleiningen N sind die Revierdichten für die drei Untersuchungsjahre separat dargestellt. – *Sizes and territory densities of the Grünstadt NW and Neuleiningen N area. At the Grünstadt NW site, a distinction is made between the total area and the survey area (UF) reduced by sub-areas (1, 2). The territory densities at the Neuleiningen N site are shown for each of the three survey years separately.*

	Flächengröße <i>plot size</i>	Reviere <i>territories</i> [N]	Revierdichte <i>territory density</i> [Rev. / 10 ha]
Fläche Grünstadt NW			
Gesamtfläche - <i>total area</i>	1.030 ha	61	0,59
(1) unbearbeitete Siedlungsflächen <i>unsurveyed urban areas</i>	160 ha	./.	./.
(2) strukturarme Agrar- und Weinbauflächen <i>low structured agricultural and vinicultural areas</i>	194 ha	0,5	0,03
Untersuchungsfläche (UF), ohne (1) und (2) <i>study area (UF), without (1) and (2)</i>	676 ha	60,5	0,89
Fläche Neuleiningen N			
Jahr 2022 - <i>year 2022</i>	41,3 ha	8	1,94
Jahr 2023 - <i>year 2023</i>	41,3 ha	7	1,70
Jahr 2024 - <i>year 2024</i>	41,3 ha	8	1,94

Tab. 2: Revierabstände und Revierdichten. Distanzen wurden zwischen direkten Reviernachbarn und in Clustern von drei Revieren ermittelt. Die Revierdichte basiert auf einer elliptischen Fläche, deren lange Achse der doppelten mittleren Distanz in Revierclustern entspricht und deren kurze Achse halb so lang ist. – *Territory distances and densities. Distances were measured between nearest neighbours and in clusters of three territories. The density of territories is based on an elliptical plot whose long axis corresponds to twice the mean distance in territory clusters and the short axis is half as long.*

	Min	Quartil 1	Median	Quartil 3	Max
Distanz zum nächsten Nachbar [m] - <i>nearest neighbour distance [m]</i>	72	130	157	197	479
mittl. Distanz von je drei am nächsten gelegenen Revieren = Reviercluster [m] <i>average distance between the three nearest territories = territory cluster [m]</i>	106	147	188	243	479
Dichte in Revierclustern [Reviere / 10 ha] <i>density in territory clusters [territories / 10 ha]</i>	0,3	1,1	1,8	2,9	5,7

Tab. 3: Revierdichte auf einer 133 ha großen Teilfläche der UF, auf der bereits 2020 nach derselben Methode Zaunammern kartiert wurden (Bastian & Bastian 2020). – *Territory density on a 133 ha sub-area of the UF on which the Cirl Bunting was already mapped in 2020 by the same survey method (Bastian & Bastian 2020).*

	Reviere territories [N]	Revierdichte territory density [Rev. / 10 ha]
Jahr 2020 - year 2020	15,5	1,17
Jahr 2024 - year 2024	23	1,78
Veränderung 2024 zu 2020 difference 2024 vs. 2020	+ 7,5	+ 52 %

3.2 Revierverteilung, Topografie und Vegetationsstruktur (nur Grünstadt NW)

Die Kontrollstandorte unterschieden sich bezüglich der Hangneigung signifikant von den besetzten Revierstandorten (Mann-Whitney-U-Test; $z = 3,6558$; $p < 0,001$). Während sich 30 % der unbesetzten Standorte ($N = 12$) in flachen Geländeabschnitten mit einer Neigung von maximal 10 % befanden, galt dies lediglich für 11,5 % der besetzten Reviere ($N = 7$). In Hanglagen mit einer Neigung von über 25 % waren hingegen sämtliche potenziell geeigneten Standorte von Zaunammern besetzt (Abb. 4).

Ein Revier grenzte im Mittel an vier Nachbarreviere (Spanne: 1–7). Die mittlere Distanz zum jeweils nächst-

gelegenen Revier betrug 157 m (Q1: 130 m; Q3: 197 m), mit einem Minimum von 72 m. Innerhalb eines Revier-Clusters lagen die mittleren Abstände bei 188 m (Q1: 147 m; Q3: 243 m; Tab. 2). Die Entfernung zum nächstgelegenen Nachbarrevier beziehungsweise zu einem Reviercluster korrelierte signifikant negativ mit der Hangneigung (nächster Nachbar: $t = -3,2598$; $p < 0,01$; Reviercluster: $t = -4,0531$; $p < 0,001$) und die Revierdichte signifikant positiv mit der Hangneigung (nächstes Revier: $t = 5,028$; $p < 0,001$; Reviercluster: $t = 6,253$; $p < 0,001$; Abb. 5).

Alle Reviere wiesen Hecken oder Feldgehölze auf, häufig ergänzt durch Rebflächen, Grünflächen oder einzelne Bäume. Teilweise umfassten sie auch Ackerflächen oder lagen im Siedlungsbereich, etwa auf Friedhöfen oder in Vorgärten.

Besonders hohe Revierdichten traten in einer 100–150 m breiten, seit Jahrzehnten brachliegenden ehemaligen Weinbau-Steillage von teils über 30 % Geländeneigung im Südosten des Untersuchungsgebiets auf (Abb. 6). Generell ist die Revierdichte an Stellen mit einer Hangneigung von über 20 % signifikant höher als in flachen (>20 % vs. <10 %: $z = 3,185$; $p < 0,001$) oder mäßig steilen Bereichen (>20 % vs. 10–20 %: $z = 4,377$; $p < 0,001$). In flachen und in mäßig steilen Lagen war die Revierdichte hingegen nicht unterschiedlich (<10 % vs. 10–20 %: $z = 0,979$; $p = 0,335$; Abb. 7A). Ob geringere Revierdichten mit größeren Revieren einhergingen, wurde nicht untersucht.

Auch korreliert der Heckenanteil von Revieren mit der Steilheit des Geländes (Abb. 7B). Reviere in Lagen von über 20 % Hangneigung wiesen deutlich größere Heckenanteile auf als Reviere in flachen (>20 % vs. <10 %: $z = 3,126$; $p < 0,001$) oder in mäßig steilen Lagen (>20 % vs. 10–20 %: $z = 2,820$; $p < 0,01$), und mäßig steil gelegene Revierstandorte hatten einen höheren

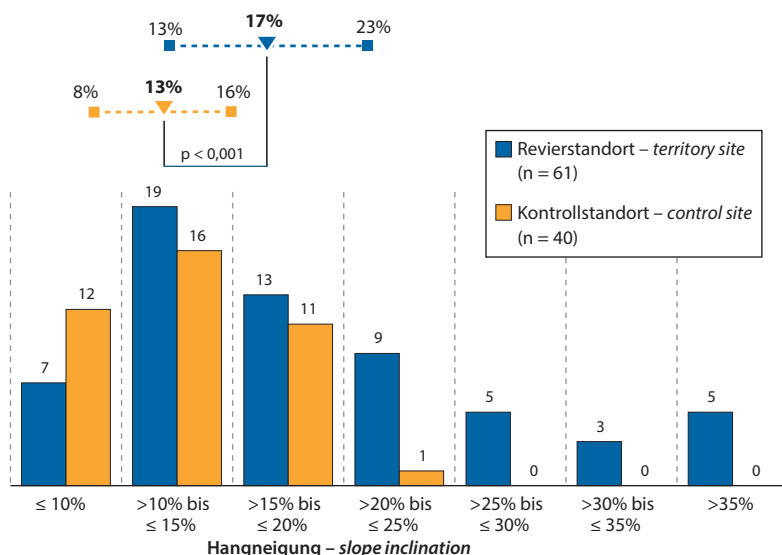


Abb. 4: Hangneigung an Revier- und Kontrollpunkten. Dreiecke geben die Mediane beider Verteilungen an, gepunktete Linien die Spannweite zwischen erstem und drittem Quartil. Über den Säulen sind die Anzahlen der Reviere angegeben, über den Dreiecken und Linien Eckpunkte die Mediane, resp. Werte des ersten und dritten Quartils. Verteilungsunterschiede wurden mit dem Mann-Whitney-U Test auf Signifikanz geprüft. – *Slope inclination at territory and control sites. Triangles indicate the medians of both distributions, dotted lines the range between the first and third quartiles. Numbers above columns, triangles and line vertices indicate the number of territories. Differences in distribution were tested with the Mann-Whitney U test.*

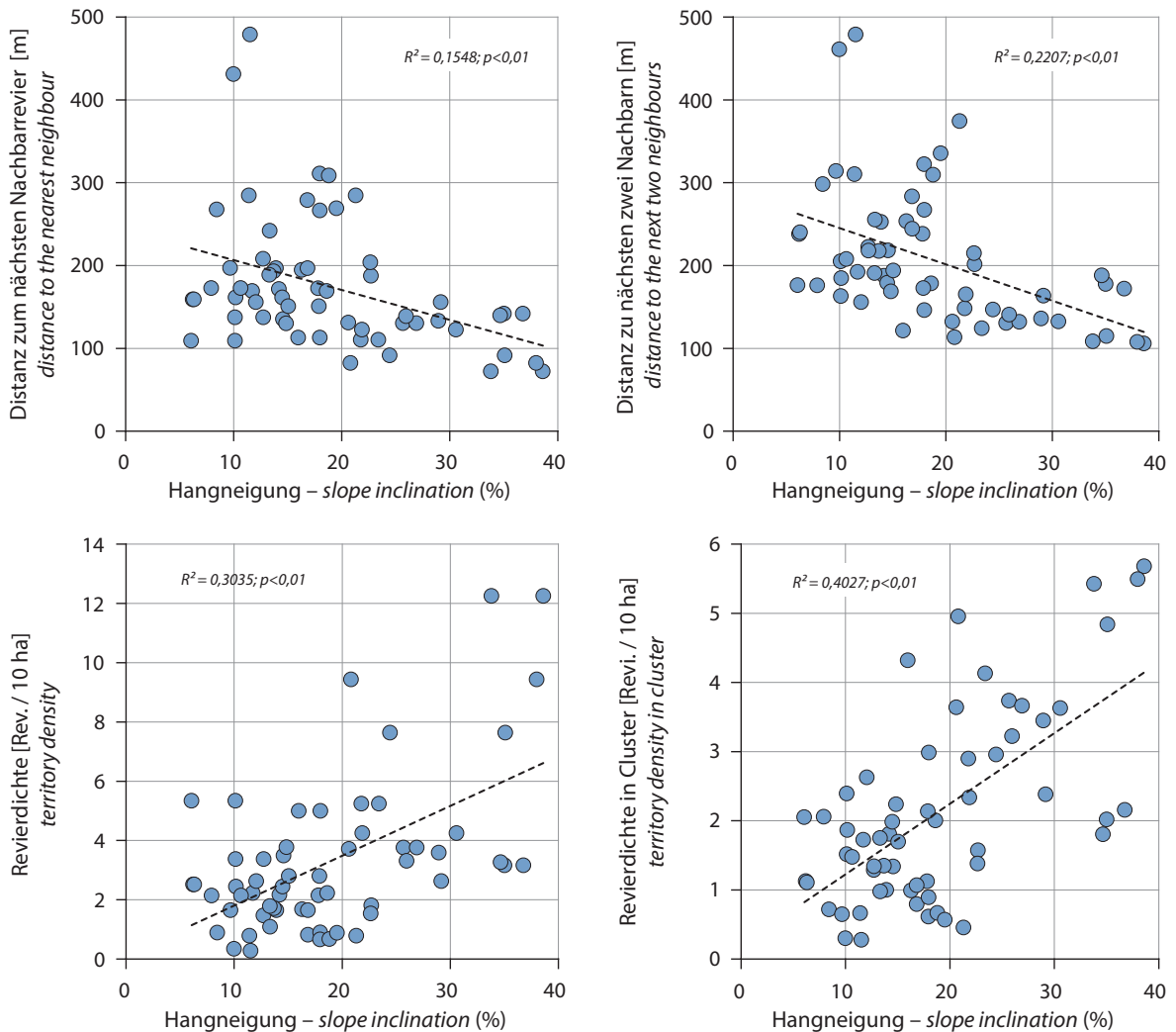


Abb. 5: Die Hangneigung der Zaunammerreviere korreliert signifikant (Spearman-Rangkorrelation) sowohl mit der Distanz zum nächsten Nachbar (oben) als auch mit der Revierdichte (unten). Dies gilt sowohl für die Verteilung einzelner Reviere (links) als auch für Reviercluster (rechts). Reviercluster weisen eine stärkere Korrelation auf als Einzelreviere, da sie Positionsunsicherheiten der einzelnen Reviere kompensieren. – *The slope inclination of cirl bunting territories correlates significantly (Spearman rank correlation) with both the distance to the nearest neighbour (top) and the territory density (bottom). This applies both to the distribution of individual territories (left) and to the distribution within territory clusters (right). Territory clusters show a stronger correlation than individual territories, as they compensate to a certain extent the positional uncertainties of single territories.*

Heckenanteil als Reviere in flachen Bereichen (10-20 % vs. <10 %: $z = 2,053$; $p < 0,05$).

Jedoch gibt es keine signifikante Beziehung zwischen dem Heckenanteil und der Revierdichte (Abb. 7C). Das bedeutet, dass Reviere in den Steillagen überproportional häufig eng beieinander liegen, dass diese Reviere dann aber nicht immer auch einen besonders hohen Heckenanteil aufweisen. Andererseits befinden sich in Steillagen besonders häufig Reviere mit einem hohen Heckenanteil, die dann aber nicht zwingend eng beieinander liegen. Die Kausalitäten der gefundenen

Korrelationen zwischen Steillage und Revierdichte einerseits und Steillage und Heckenanteil andererseits sind offensichtlich verschieden.

Auch in einer multivariat-linearen Regression erwies sich allein die Hangneigung als eine sowohl signifikante als auch relevante Prädiktorvariable zur Erklärung der Revierdichte. Zwar waren auch die Anteile von Hecken, Rebflächen und Ackerflächen statistisch signifikant, jedoch mit sehr geringen Steigungskoeffizienten, sodass ihr Beitrag zur Erklärung der Revierdichte vernachlässigbar war (Tab. 4).

Tab. 4: Ergebnisse einer multivariat linearen Regression mit der Hangneigung sowie den Flächenanteilen von Hecken, Weinbergen, Äckern, Grünland und Friedhöfe/Siedlungen als beschreibende Variablen zur Erklärung der Revierdichte. Relevant sind beschreibende Variablen, wenn sie signifikant sind, und der Einfluss auf die Revierdichte (Steigung) sich deutlich von null unterscheidet. QS = Quadratsumme. - Results of a multivariate linear regression with the slope inclination and the area shares of hedges, vineyards, fields, grassland and cemeteries/settlements as descriptive variables to explain the territory density. Descriptive variables are relevant if they are significant and the effect on territory density ("Steigung") is distinctly different from zero. QS = square sum.

Test auf Normalverteilung						
Shapiro-Wilk Test	W-Statistik	p-Wert	alpha	normalverteilt		
	0,974	0,223	0,05	Ja		

Generelle Modellgüte			
Multiple R	0,843	AIC	-22,237
R ²	0,710	AICc	-19,414
Adjusted R ²	0,677	BIC	-7,577
Standardfehler	0,787		
Beobachtungen	60		

ANOVA						
	df	QS	mittl. QS	F	p-Wert	signifikant
Regression	6	80,233	13,372	21,608	0,000	Ja
Residual	53	32,799	0,619			
Total	59	113,032				

	Steigung	Standardfehler	t Statistik	p-Wert	Signifikanz	Relevanz
Intercept	1,710	0,340	5,035	0,000	<0,001	
Hangneigung (%)	0,077	0,013	5,716	0,000	<0,001	+
Anteil Hecken (m ²)	-0,000	0,000	-4,751	0,000	<0,001	-
Anteil Weinberg (m ²)	-0,000	0,000	-3,552	0,001	<0,001	-
Anteil Äcker (m ²)	-0,000	0,000	-2,626	0,011	<0,05	-
Anteil Grünland (m ²)	0,000	0,000	1,484	0,144	n.s.	
Anteil Friedhof/Siedlung (m ²)	-0,000	0,000	-1,573	0,122	n.s.	

4 Diskussion

4.1 Methodik

Zaunammerbestände können bei günstigen Witterungsbedingungen und dem Einsatz einer Klangattrappe zu fast 90 % bereits mit einer Geländebegehung erfasst werden. Auch beim Wendehals (*Jynx torquilla*), der ebenfalls sehr zuverlässig auf eine Klangattrappe reagiert, ließ sich der Brutbestand mit einer Begehung und dem Einsatz einer Klangattrappe zu durchschnittlich 96 % ermitteln (Kircher & Wirsing 2023). Wir schließen jedoch nicht aus, dass der intensive Einsatz der Klangattrappe in bis zu 10 % der Fälle zu Doppel-

erfassungen führte. Gleichzeitig gehen wir auf Basis der Ergebnisse von „Neuleiningen N“ davon aus, dass 10–15 % der Brutreviere unentdeckt blieben. Daher dürfte der ermittelte Bestand von 61 Revieren und die abgeleitete Revierdichte von 0,89 Revieren pro 10 ha der realen Bestandssituation auf der UF sehr nahekommen.

Die Erfassung der Habitatstruktur anhand der Abschätzung von Flächenanteilen aus Satellitenbildern stellt zwar ein methodisch grobes Verfahren dar, lieferte jedoch belastbare Ergebnisse hinsichtlich der Einschätzung der Bedeutung von Topografie und Vegetationsstruktur für die Habitatwahl der Zaunammer.

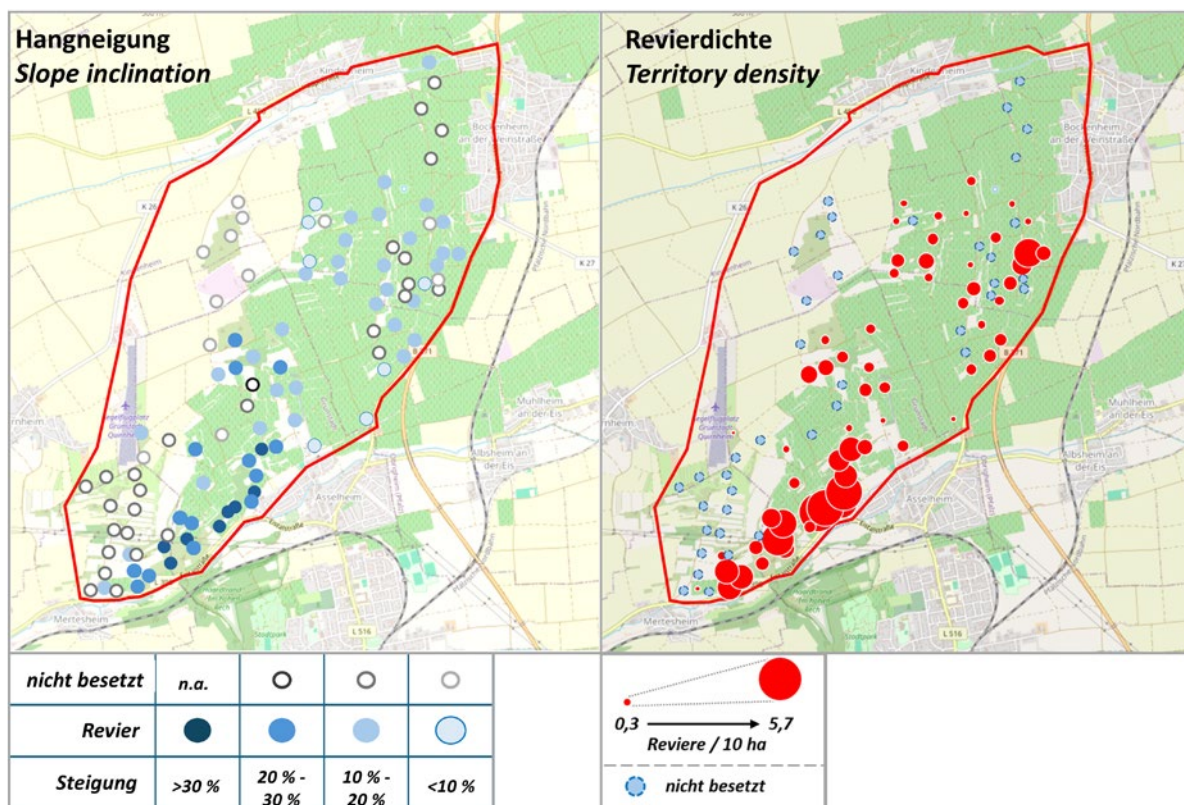


Abb. 6: Hangneigung [%] (links) und Revierdichte [Reviere pro 10 ha] von Revier- (gefüllte Symbole) und Kontrollstandorten (offene Symbole). Hohe Revierdichten kommen vor allem dort vor, wo die Hänge besonders steil sind. – Slope inclination [%] (left) and territory density [territories per 10 ha] of territory (filled symbols) and control sites (open symbols). High territory densities occur mainly where the slopes are steep. Kartengrundlage: OpenStreetMap

Gleichwohl wäre eine eigenständige Raumnutzungsanalyse wünschenswert, um die relative Bedeutung verschiedener Habitattypen für die Art fundierter bewerten zu können.

4.2 Topografie, Vegetationsstruktur, Revierdichte und Mikroklima

Um Revier- oder Siedlungsdichten aus verschiedenen Studien vergleichbar zu machen, ist die Berücksichtigung der Größe der Untersuchungsfläche essenziell (Bezzel 1982). Sowohl die Revierdichte von 0,89 Revieren pro 10 ha auf der 676 ha großen Untersuchungsfläche (UF) als auch die Dichten von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 ha auf der deutlich kleineren Fläche „Neuleiningen N“ (41,3 ha) folgen einer exponentiellen Korrelationskurve (Abb. 8). Im Vergleich zu früheren Auswertungen (Bastian & Bastian 2020) verläuft diese Korrelation flacher, was auf höhere Bestandszahlen vor allem auf größeren Flächen hinweist.

In flachen bis mäßig steilen Bereichen der UF lagen die Brutdichten meist unter 2 Reviere pro 10 ha, während in den steilen südlichen Abschnitten der UF bis zu knapp 6 Revieren pro 10 ha erreicht wurden. Diese Werte entsprechen einer fünfjährigen Studie aus Spanien, wo

in einer Orangenplantage Brutdichten von 0,6 bis 10,1 BP pro 10 ha ermittelt wurden (Ponz et al. 1996).

Im Gegensatz zu Beobachtungen aus mediterranen Gebieten, wo die Zaunammer eine Vielzahl von Habitaten nutzt – häufig in intensiv genutzten Kulturlandschaften (Morelli et al. 2014; Copete 2020; eig. Beobachtungen) –, zeigt sie in Deutschland eine Präferenz für kleinräumige, strukturreiche Heckenlandschaften mit angrenzendem Weinbau, bevorzugt in Steillagen (Groh 1975, Schlotmann & Dietrich 2012; Bastian & Bastian 2020; Honold & Günther 2020). Systematische Untersuchungen zum Zusammenhang von Revierdichte und Hangneigung fehlten bislang. Groh (1975) stellte zwar fest, dass über 70 % der Reviere am Haardtrand in Hanglagen mit mindestens 25° Neigung lagen (entspricht etwa 47 %), ohne jedoch Hinweise auf die Flächenverteilung dieser Hanglagen zu geben. Auf der UF lagen lediglich ein Drittel der Reviere (22 von 61) in Hanglagen mit über 20 % Neigung, während über die Hälfte (32 Reviere) in weniger steilen Bereichen (10–20 %) und sieben Reviere sogar in flacheren Lagen (<10 %) vorkamen. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse ist aber schwierig, da die Hangneigung von uns jeweils über eine Strecke von 50 bis 100 m ermittelt

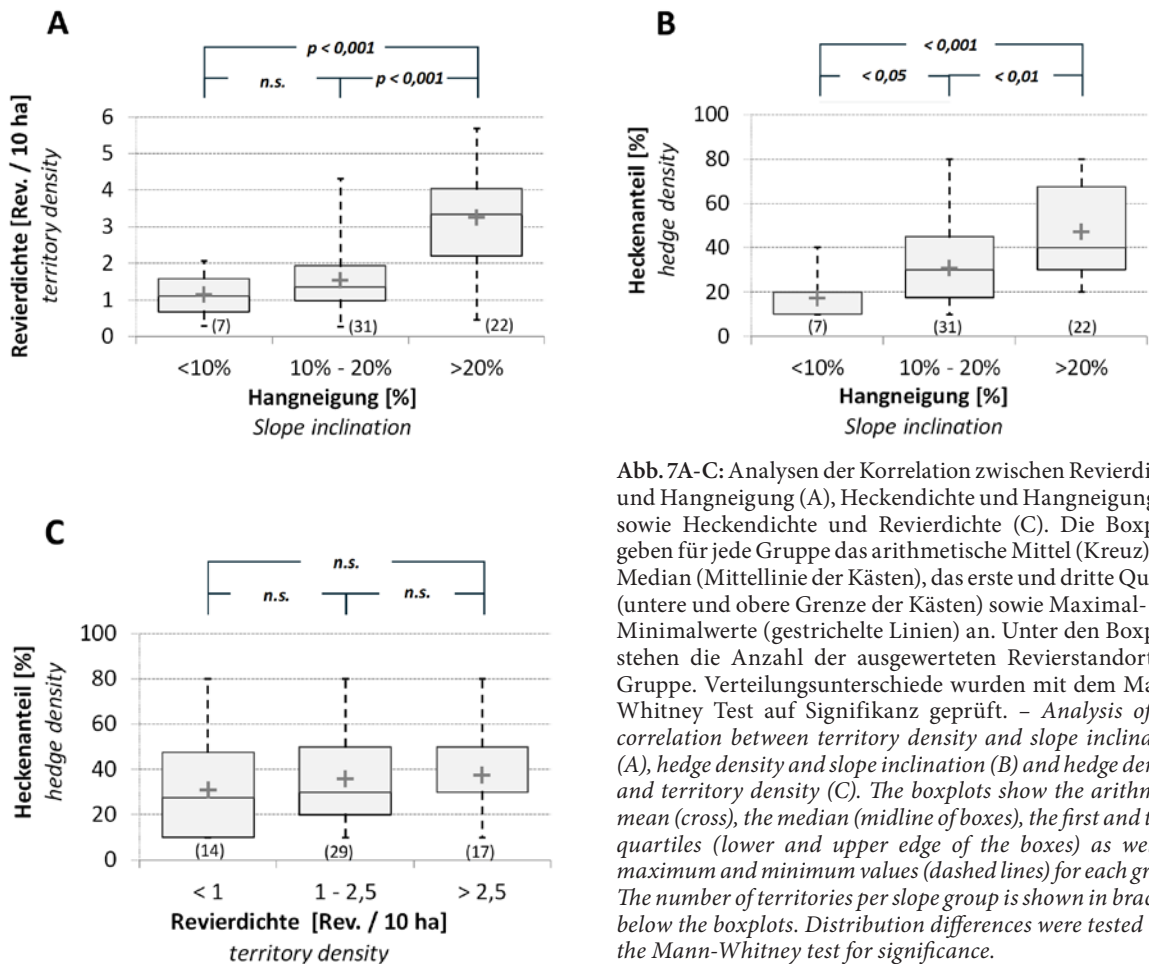


Abb. 7A-C: Analysen der Korrelation zwischen Revierdichte und Hangneigung (A), Heckendichte und Hangneigung (B) sowie Heckendichte und Revierdichte (C). Die Boxplots geben für jede Gruppe das arithmetische Mittel (Kreuz), der Median (Mittellinie der Kästen), das erste und dritte Quartil (untere und obere Grenze der Kästen) sowie Maximal- und Minimalwerte (gestrichelte Linien) an. Unter den Boxplots stehen die Anzahl der ausgewerteten Revierstandorte je Gruppe. Verteilungsunterschiede wurden mit dem Mann-Whitney Test auf Signifikanz geprüft. – *Analysis of the correlation between territory density and slope inclination (A), hedge density and slope inclination (B) and hedge density and territory density (C). The boxplots show the arithmetic mean (cross), the median (midline of boxes), the first and third quartiles (lower and upper edge of the boxes) as well as maximum and minimum values (dashed lines) for each group. The number of territories per slope group is shown in brackets below the boxplots. Distribution differences were tested with the Mann-Whitney test for significance.*

wurde, während Groh (1975) keine Details zur Messmethode gibt.

Unstrittig ist, dass Zaunammern in Rheinland-Pfalz häufig in steilen Hanglagen vorkommen. Zur Bewertung der Gründe für diese Standortwahl ist jedoch nicht allein die Anwesenheit der Art im Lebensraum entscheidend, sondern auch deren Revierdichte. Dabei können unterschiedliche Gründe für eine hohe Revierdichte verantwortlich sein. Janz et al. (2008) heben als typische Lebensraumcharakteristika südlich exponierte Hänge hervor sowie strukturreiche Habitate mit lückiger, niedriger Vegetation und dichtem Gebüsch. Während unsere Daten ebenfalls die Topografie als zentraler Einflussfaktor für hohe Revierdichten zu belegen scheinen, wird in anderen Studien der Vegetationsstruktur – insbesondere ein hoher Anteil an Gebüsch – größere Bedeutung zugeschrieben (Schuphan 2018; Laubengeier 2021).

Eine Präferenz der Zaunammer für steile Hanglagen wird durch die signifikante Korrelation von Brutdichte und Hangneigung bestätigt. Auch die Ergebnisse der multivariat-linearen Regressionsanalyse zeigen, dass primär die Hangneigung ein relevanter Prädiktor für

die Revierdichte ist. Dennoch nimmt mit zunehmender Steilheit des Geländes auch der Flächenanteil von Hecken in Revieren zu, wobei es eine Korrelation zwischen Heckendichte und Revierdichte nicht gibt. Die Ergebnisse lassen daher vermuten, dass signifikante Korrelationen von Hangneigung und Revierdichte und von Hangneigung und Heckenanteil auf verschiedene Kausalzusammenhänge zurückzuführen sind.

Ursache dafür, dass die steilsten Bereiche der UF besonders dicht mit Hecken und Gebüsch bewachsen sind, ist die Aufgabe des Steillagenweinbaus vor einigen Jahrzehnten sowie die darauffolgende sukzessiv fortschreitende Verbuschung der Standorte. Zaunammern kommen zwar auch in solch dicht verbuschten Bereichen mit Heckenanteilen von bis zu 80 % vor, höhere Revierdichten sind aber an Standorte mit einer lückigeren Vegetation gebunden. So verdoppelte sich der Bestand eines kleineren Brutvorkommens auf einer besonders steilen Teilfläche der UF zwischen 2020 und 2025, nachdem dichte Heckenstrukturen durch eine gezielte Beweidung geöffnet wurden (Bastian et al., unpubl.). Während das gezielte Öffnen von dichten Gebüsch hier positive Effekte zeigte, kann das Zurück-

drängen von Heckenstrukturen andernorts negative Folgen für die Art haben (Groh 1975; Laubengaier 2021), wenn dadurch Brutstandorte in dichten Hecken verloren gehen.

Insgesamt finden wir keine Korrelation zwischen Revierdichte und Heckendichte (Abb. 7C). Vier der 17 Reviere mit den höchsten Revierdichten wiesen einen Heckenanteil von über 50 % auf, während vier Reviere weniger als 20 % Heckenanteil hatten. Auch wenn Hecken für Neststandorte und Schutzfunktionen für Zaunammern von großer Bedeutung sind, legen unsere Ergebnisse nahe, dass vor allem die Steilheit des Geländes für eine hohe Revierdichte entscheidend ist.

Wir gehen davon aus, dass die mikroklimatischen Bedingungen in Steillagen, begünstigt durch die topografische Ausrichtung der Hänge, Bedingungen schaffen, die es der Zaunammer erlaubt, in hoher Dichte zu brüten. Denn aufgrund intensiver Sonneneinstrahlung herrschen, vor allem an den nach Süden oder Südosten ausgerichteten Hängen, ganzjährig warme und trockene Mikroklimabedingungen, die sich positiv auf die Verfügbarkeit und Phänologie von Arthropoden auswirken.

4.3 Trends und Klimawandel

Vom späten 18. bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts erlebte die Zaunammer eine signifikante Ausbreitung in Regionen wie dem Oberrhein, Bodensee, Neckar- und Donaauraum, der Pfalz, dem Mainzer Becken, Mittelrhein, Moseltal und Rheinland (Petry 1937; Pfeifer 1938-39; Frey 1970; Federschmidt 1988). Diese Entwicklung wurde vor allem mit milden Wintern und der zoogeografischen Arealrandlage in Deutschland erklärt (Frey 1970). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verschwand die Zaunammer aus vielen Gebieten, sodass in den frühen 2000er Jahren stabile Vorkommen nur noch am Haardtrand, Oberrhein und rund um Freiburg existierten (Groh 1975; Federschmidt 1988; Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010). In den letzten zwei Jahrzehnten hat die Zaunammer ihr Brutareal und ihre Bestände erneut deutlich ausgeweitet. Die Population am Haardtrand wuchs zwischen 2009 und 2019 um 63 % und erreichte 2022 etwa 400–450 Brutpaare (Janz 2022). Vermutlich dienten diese Vorkommen als Quellpopulation für weiter nördliche Ansiedlungen im Rheingau, an der Nahe, im Ahr- und Moseltal und in Rheinhessen (Schuphan 2014, 2017, 2020; Bastian & Bastian 2020; Folz & Laubengaier 2022; Laubengaier et al. 2022; Laubengaier 2023; Schuphan & Weschbach 2023; Ellwanger 2024). Zaunammern brüten mittlerweile regelmäßig

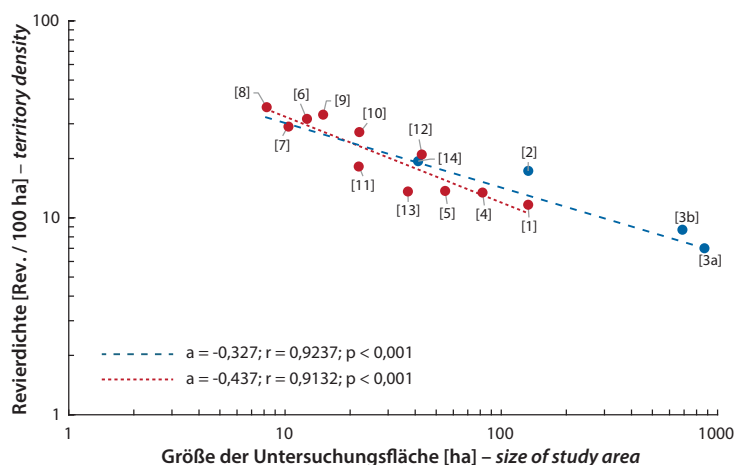


Abb. 8: Korrelation der Revierdichte mit der Größe der Untersuchungsflächen (doppelt logarithmische Skalierung), mit a = Steigung und r = Regressionskoeffizient der Pearson Korrelation. Daten der vorliegenden Studie sind mit blauen Punkten dargestellt (2, 3a, 3b, 14), weitere Daten (rote Punkte) entnommen aus Bastian & Bastian 2020 (1, 5), Schuphan & Flehmig 2013 (4), Schlotmann & Dietrich 2012 (6, 7, 8), Bergmann et al. 2003 (9, 10, 11, 12) und Hölzinger 1997 (13). Korrelationsgeraden wurden mit Daten bis 2020 (rot gepunktete Linie) und bis 2024 (blau gestrichelte Linie) berechnet. – Correlation of territory density and size of the study areas (double logarithmic scaling), with a = slope and r = regression coefficient of the Pearson correlation. Data from the present study are shown with blue dots (2, 3a, 3b, 14), further data (red dots) are taken from Bastian & Bastian 2020 (1, 5), Schuphan & Flehmig 2013 (4), Schlotmann & Dietrich 2012 (6, 7, 8), Bergmann et al. 2003 (9, 10, 11, 12) and Hölzinger 1997 (13). Two correlations were calculated with data up to 2020 (red dotted line) and up to 2024 (blue dashed line).

auch an der hessisch-badischen Bergstraße, im Raum Stuttgart, in der Neckar-Alb-Region und in Unterfranken (Honold & Günther 2020; Emig-Brauch 2022; Anthes et al. 2024; DDA 2024; Mache pers. Mitt.). Brutnachweise weit außerhalb bekannter Verbreitungsgebiete, die teilweise nur wenige Jahre Bestand hatten (z. B. Bezzel 1985; Schidelko et al. 2009; Kottolinsky et al. 2010; Jensen 2016), werfen die Frage auf, wie weit Satellitenvorkommen von Quellpopulationen entfernt sein können, um dauerhafte Ansiedlungen zu ermöglichen (Schuphan & Flehmig 2013; Laubengaier et al. 2022).

Auf der 133 ha großen Teilfläche der UF stieg der Bestand innerhalb von vier Jahren um 52 %, was einem Zuwachs von jährlich zwei Revieren entspricht. Trotz dieser Zunahme gab es keine Hinweise auf eine Arealausweitung, da keiner der 2020 unbesetzten Kontrollpunkte (Bastian & Bastian 2020) 2024 besetzt war, auch nicht in einem erweiterten Umfeld. So blieb ein Areal am südwestlichen Rand der UF vier Jahre lang unbesetzt, obwohl Hangneigung und -ausrichtung sowie Habitatstruktur vergleichbar waren zu den unmittelbar angrenzenden Arealen, wo Zaunammern in hoher Dichte vorkamen.

Die ausgeprägte Bestandszunahme auf Teilen der UF und die über drei Jahre konstante Anzahl an Brutpaaren bei „Neuleinigen N“ deuten darauf hin, dass großräu-

mige Bestandstrends nicht zwingend auf kleinräumiger Ebene übertragbar sind. Vermutlich beeinflussen bislang unzureichend untersuchte ökologische, populationsbiologische oder mikroklimatische Faktoren die Eignung eines Areals als Bruthabitat und bestimmen damit die Kapazität des Gebiets für Zaunammern. Ob der Bestand auf „Neuleiningen N“ weiter ansteigen wird oder ob die Lebensraumkapazität für Zaunammer auf dieser Fläche bereits ausgeschöpft ist, bedarf weiterer Untersuchungen.

Die aktuelle großräumige Bestandszunahme wird, wie vor 50 Jahren, auf günstige Witterungsbedingungen zurückgeführt, die heute durch den Klimawandel erklärt werden (z. B. Schuphan 2018, 2020; Schlotmann & Dietrich 2012). Die Zaunammer reiht sich damit in die Gruppe ursprünglich mediterran verbreiteter Vogelarten ein, die ihr Brutareal nach Norden ausgedehnt haben (z. B. Schuster 2013/2014). Jedoch anders als beispielsweise der Bienenfresser, der von warmen, trockenen Sommern profitiert (Bastian & Bastian 2024), ist die Zaunammer als überwiegende Standvogelart sowohl von der Sommer- als auch von der Winterwitterung abhängig. Die durch den Klimawandel bedingten häufigeren milden, schneearmen Wintern wirken sich positiv auf die Bestände der Zaunammer aus, da dadurch der für das Überleben der Art wichtige Zugang zu verunkrauteten Nahrungsflächen auch im Winter gegeben ist (Frey 1970; Groh 1975; Evans et al. 1997; Schlotmann & Dietrich 2012; Jeffs et al. 2016). In Südeuropa, wo der Zugang zu Nahrungshabitaten ganzjährig gesichert ist, korreliert die Brutdichte mit der Niederschlagsmenge im Winter, nicht jedoch, wie in unserer Region, mit der Wintertemperatur (Ponz et al. 1996).

Der Bruterfolg der Zaunammer hängt maßgeblich von der Verfügbarkeit geeigneter Insektennahrung für die Nestlinge ab Anfang Mai ab, wobei sich die Zusammensetzung des Nahrungsangebots im Verlauf der Brutseason verändert (Evans et al. 1997). Jungvögel aus frühen Bruten wurden überwiegend mit Spinnen, Raupen und Käfern gefüttert, während in späteren Bruten vermehrt Heuschrecken und Grillen dominierten. Da die Insektenhäufigkeit positiv mit der Umgebungstemperatur korreliert, wirken sich die durch den Klimawandel bedingten zunehmend warmen und trockenen Sommer positiv auf Verbreitung, Phänologie und Abundanz von Arthropoden aus (z. B. Arbeiter et al. 2016; Landmann 2017; Löffler et al. 2019; Welti et al. 2022). Während es bei vielen Langstreckenziehern durch die verfrühte Nahrungsverfügbarkeit häufig zu phänologischen Mismatches zwischen Nahrungsangebot und -bedarf kommt (z. B. Carey 2009; Both 2010), scheint die Zaunammer – insbesondere an wärmebegünstigten Brutstandorten – von einem frühzeitig reichhaltigen Insektenangebot zu profitieren.

4.4 Fazit

Die klimawandelbedingten milden, schnee- und frostarmen Winter sowie die trocken-heißen Sommer schaf-

fen in strukturreichen Steilhängen, die von Hecken durchzogen sind und an Weinanbau- oder Offenlandflächen angrenzen, ideale Lebensräume für die Zaunammer. Die Bedingungen an solchen Idealstandorten fördern den Bruterfolg sowie daraus folgend das Bestandswachstum und die Arealausweitung in Deutschland.

Neben Topografie, Witterung und Habitatstrukturen als Treiber der Bestandsdynamik, sind weitere Daten zum Ansiedlungsverhalten, zur nachbrutzeitlichen Dismigration, zur generellen Raumnutzung im Jahresverlauf sowie zum Lebenszyklus der Zaunammer erforderlich, um die multikausalen Zusammenhänge bei der Besiedlung neuer Standorte und der Expansionsdynamik der Art besser zu verstehen. Mit dem fortschreitenden Klimawandel ist zu erwarten, dass die Zaunammer in Deutschland zunehmend weitere klimatisch begünstigte Regionen besiedeln wird. Weitere Nachweise aus dem Saarland, Hessen oder erste Brutansiedlungen in Sachsen oder Sachsen-Anhalt wären daher wenig überraschend. In diesen Regionen sollte künftig verstärkt auf den markanten Gesang der Zaunammer in sonnigen und strukturierten Steilhängen geachtet werden.

5 Dank

Wir danken zwei anonymen Gutachtern für ihre wertvollen Kommentare und Hinweise.

6 Zusammenfassung

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich das Brutareal der ursprünglich vor allem im westlichen Mittelmeerraum verbreiteten Zaunammer *Emberiza cirulus* deutlich ausgebreitet. Seit Ende der 1990er Jahre gilt der Haardtrand in Rheinland-Pfalz als eines der bedeutendsten Brutgebiete der Art in Deutschland. Vermutlich ausgehend von dieser Region begann etwa ab dem Jahr 2010 eine weitere Ausbreitung innerhalb von Rheinland-Pfalz und darüber hinaus.

Zwischen 2022 und 2024 wurden auf zwei Untersuchungsflächen bei Grünstadt (Pfalz) Brutvorkommen erfasst, um die Bestandsentwicklung, Revierverteilung sowie topografische und lebensraumstrukturelle Einflussfaktoren auf die Revierdichte zu analysieren. Die Kartierungen erfolgten bei günstigen Witterungsbedingungen, überwiegend im April und Mai. Dabei kamen Klangattrappen zum Einsatz, wodurch bereits nach einer einzigen Begehung eine Erfassungsrate von 87 % der Reviere erzielt wurde.

Auf der 676 Hektar großen Fläche „Grünstadt NW“ wurde im Jahr 2024 ein Bestand von 60,5 Revieren festgestellt, was einer mittleren Siedlungsdichte von 0,89 Revieren pro 10 Hektar entspricht. Auf einer 133 Hektar großen Teilfläche nahm die Revieranzahl seit 2020 um 52 % zu – ein durchschnittlicher Zuwachs von zwei Revieren pro Jahr. Auf der 41,3 Hektar großen Fläche „Neuleiningen N“ blieb der Bestand zwischen 2022 und 2024 weitgehend konstant bei 7 bis 8 Revieren, entsprechend einer Dichte von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 Hektar. Die Revierdichte zeigte eine signifikante Korrelation mit der Hangneigung des Geländes. Besonders in steilen Lagen (> 20 %) war die Revierdichte erhöht und erreichte Maximalwerte von bis zu 5,7 Revieren pro 10 Hektar. Zwischen flachen

und mäßig geneigten Hängen konnten hingegen keine signifikanten Unterschiede der Revierdichte festgestellt werden.

Es bestand eine deutliche Korrelation zwischen Heckenanteil und Hangneigung, die sich durch die historische Aufgabe des Steillagenweinbaus und die anschließende natürliche Verbuschung erklären lässt. Eine Korrelation zwischen Revierdichte und Heckenanteil konnte hingegen nicht nachgewiesen werden, da die Zaunammer auch in gebüschreichen Steillagen bevorzugt Habitatbereiche mit aufgelockerter Heckenstruktur wählt.

Zaunammern präferieren mit Hecken bewachsene, süd- bis südostexponierte Steilhänge, die sich durch ein trockenwarmes Mikroklima auszeichnen - Bedingungen, die sich günstig auf Phänologie und Abundanz von Arthropoden auswirken. Die klimatischen Veränderungen der letzten Jahre, insbesondere milde Winter und heiße Sommer, sind deswegen wahrscheinlich auch Treiber des positiven Bestandstrends der Zaunammer. Jedoch sind weitere Forschungen zum Lebenszyklus, der Raumnutzung und Populationsökologie der Art erforderlich, um die multikausalen Zusammenhänge bei der Besiedlung neuer Standorte und der Expansionsdynamik besser zu verstehen.

7 Literatur

- Anthes N, Götz H, Ströhle G & Schöffski N 2024: Ornithologischer Sammelbericht für die Region Neckar-Alb (Landkreise Tübingen, Reutlingen, Zollernalb) - Berichtszeitraum Januar bis Juni 2024. <https://www.ogbw.de/regionale-ag/oag-tuebingen/downloads>. Download am 19.10.2024.
- Arbeiter S, M Schulze, P Tamm & Hahn S 2016: Strong cascading effect of weather conditions on prey availability and annual breeding performance in European bee-eaters *Merops apiaster*. J. Ornithol. 157: 155–163.
- Bairlein F & Metzger B 2014: Klimawandel, Zugvögel und ihre Rolle bei der Verbreitung von Infektionskrankheiten – zunehmende »Gefahr« in Zeiten klimatischer Veränderung? In: Lozán JL, Grassl H, Karbe L & Jendritzky G (Hrsg.) Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage, Kap. 3.2.9 - www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de.
- Bastian A & Bastian H-V 2020: Neue Vorkommen der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) nordwestlich von Grünstadt – Verbreitung und Methodenanalyse. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 395–414.
- Bastian H-V & Bastian A 2024: European Bee-eater (*Merops apiaster*), version 3.0. In: Billerman SM & Keeney BK (Hrsg.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.eubeat1.03>.
- Bergmann F, Eisengrein Wv, Gabler E, Hüttl J & Schneider F 2003: Brutzeitverbreitung und Bestand der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Südbaden. Natursch. südl. Oberrhein 4: 1–10.
- Bezzel E 1982: Vögel in der Kulturlandschaft. E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Bezzel E 1985: Zaun- und Zippammer (*Emberiza cirulus*, *E. cia*) im Werdenfelser Land / Oberbayern. Garmischer vogelkundl. Ber. 14: 20–29.
- Both C 2010: Food availability, mistiming, and climate change. In: Möller A, Fiedler W & Berthold P (Eds.). The effect of climate change on birds. Oxford University Press, New York. 129–147.
- Bradbury RB, Bailey CM, Wright D & Evans AD 2008: Wintering Cirl Buntings *Emberiza cirulus* in southwest England select cereal stubbles that follow a low-input herbicide regime. Bird Study 55: 23–31.
- Carey C 2009: The impacts of climate change on the annual cycles of birds. Phil. Trans. R. Soc. B 364: 3321–3330.
- Copete JL 2020: Cirl Bunting (*Emberiza cirulus*), version 1.0. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA & de Juana E (Hrsg.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.cirbun1.01>.
- DDA 2024: Monitoring seltener Brutvögel - Feedback zur Zaunammer-Saison 2024. www.dda-web.de/downloads/msb/feedback/2024/MsB_Feedback_Zaunammer_2024.pdf. Download am 19.10.2024.
- Emig-Brauch A 2022: Ausbreitungsverhalten der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) an der hessisch-badischen Bergstraße. Jb. Natsch. Hessen 21: 43–44.
- Ellwanger G 2024: Einwanderung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in das Ahrtal (Landkreis Ahrweiler, Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 15: 477–487.
- Engler JO, Roderus D, Elle O, Secondi J & Hochkirch A 2013: Zeitlicher Vergleich der genetischen Struktur von Arealrandpopulationen beim expansiven Orpheusspötter *Hippolais polyglotta*. Vogelwarte 51: 179–184.
- Engler JO & Stiel D 2016: Arealdynamik von Vögeln im globalen Wandel. Vogelwarte 54: 27–44.
- Evans AD, Buckingham DL & Evans J 1997: Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of Cirl Buntings in England. Bird Study 44: 66–79.
- Federsmidt A 1988: Zu Verbreitung und Habitatwahl der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Südbaden. Ökol. Vögel 10: 151–164.
- Folz H-G & Laubengaier S 2022: Neue Fundorte und Brutnachweise der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Umfeld des Ober-Hilbersheimer Plateaus, Rheinhessen. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 1679–1682.
- Frey H 1970: Tiergeographische Untersuchungen über säkulare quantitative und qualitative Veränderungen im Brutvogelbestand der Oberrheinischen Tiefebene und der Wetterau. Decheniana Beih. 16: 1–177.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer K 1997: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 14, Passeriformes (5. Teil). III: Emberizidae. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Groh G 1975: Zur Biologie der Zaunammer (*Emberiza cirulus* L.) in der Pfalz. Mitt. Pollichia 63: 72–139.
- Henkes W & Kohler A 2022: Erster Brutnachweis des Seidensängers *Cettia cetti* in Rheinland-Pfalz bei Ingelheim am Rhein. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 1345–1358.
- Hölzinger J 1997: Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 3.2. Singvögel 2. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Honold J & Günther J 2020: Zaunammer – *Emberiza cirulus*. In: Weixler K, Fünfstück H-J & Schmolz M (Hrsg.) Seltene Brutvögel in Bayern 2018 & 2019 - 7. Bericht. Otus 11: 47–48.
- Janz U 2022: Bestandsentwicklung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in den Brutgebieten am Haardtrand (Rheinland-Pfalz) von 2009 bis 2022. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 1383–1394.
- Janz U & Grüneberg C 2010: Bestand und Verbreitung der Zaunammer in Rheinland-Pfalz. DDA-Monitoring-Rundbrief 2/2010: 8–10.

- Janz U, Platz V & Post M 2008: Bestand und Verbreitung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11: 357–375.
- Jeffs C, Davies M, Carter I, Gregson J, Sainsbury A & Lister J 2016: Reintroducing the Cirl Bunting to Cornwall. Brit. Birds 109: 374–388.
- Jensen C 2016: Erste erfolgreiche Brut der Zaunammer *Emberiza cirulus* nach 31 Jahren in Bayern. Orn. Anz. 55: 42–46.
- Kircher S & Wirsing T 2023: Methodenvergleich zur Erfassung des Wendehalses *Jynx torquilla* im Hinblick auf die Etablierung eines Monitorings in Baden-Württemberg. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 39: 1–21.
- König C, Busch M, Stübing S & Wahl J 2023: Brütende Kuhreihher, wenige Wachtelkönige, viele Seltenheiten. Der Falke 70/11: 35–41.
- Kottolinsky E, Maak N & Steinbrink R 2010: Erster Zaunammer-Brutnachweis in Nordrhein-Westfalen seit über 50 Jahren. Charadrius 46: 224–226.
- Landmann 2017: Sommerfrische in den Bergen: Jahreszeitliches Auftreten der Heuschrecken Österreichs. Denisia 39: 111–135.
- Laubengaier S 2021: Bestandserfassung von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) südlich von Bingen am Rhein bei Bad Kreuznach (Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 853–861.
- Laubengaier S 2023: Bestandsausbreitung der Zaunammer - Revierkartierung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im nordwestlichen Rheinhessen. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 15: 99–102.
- Laubengaier S, Englert J, Krauss M, Spatz N & Rademacher M 2022: Bestandserfassung und Monitoring von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) - Zwischenbericht des Ammern-Projekts der Technischen Hochschule Bingen am Rhein. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 1395–1407.
- Laubengaier S & Janz U 2020: Bestandserfassung von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) im Landkreis Mainz-Bingen (Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 529–538.
- Löffler F, Poniatowska D & Fartmann T 2019: Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. Biol. Conserv. 236: 315–323.
- Morelli F, Pruscini F & Santolini R 2014: Habitat preferences and spatial overlap between three species of Buntings (*Emberiza hortulana*, *Emberiza cirulus*, *Miliaria calandra*) in farmlands of central Italy. Pol. J. Ecol. 62: 303–313.
- Petry W 1937: Zum Vorkommen der Zaunammer im Rheingebiet. Decheniana 95B: 147–156.
- Pfeifer S 1938/1939: Die Zaunammer, *Emberizus cirulus* L., Brutvogel im Maingau? Luscinia 22: 23.
- Ponz A, Barba E & Jil-Delgado JA 1996: Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirulus* in eastern Spain. Bird Study 43: 38–46.
- Schidelko K, Schröter A & Stiels D 2009: Erster Nachweis der Zaunammer *Emberiza cirulus* in Nordrhein-Westfalen nach fast 50 Jahren. Charadrius 45: 20–26.
- Schlotmann F & Dietrich E 2012: Die Avifauna der Weinanbaugebiete in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 629–702.
- Schuster S 2013/2014: Arealverschiebungen durch den Klimawandel. Ökol. Vögel 35/36: 401–422.
- Schuphan I 2014: Die Zaunammer *Emberiza cirulus* im Wettstreit um den Lebensraum der Zippammer *Emberiza cia* und der Goldammer *Emberiza citrinella* am Oberen Mittelrhein: Unerwartete Besiedlung des Mittleren Rheingaus. Vogelwarte 52: 13–18.
- Schuphan I 2017: Die Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Unteren Rheingau: Anhaltende Ausbreitung und Zunahme der Populationsdichte neben der Zipp- und Goldammer bis ins Jahr 2015. Vogel Umwelt 22: 15–24.
- Schuphan I 2018: Arealausdehnung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Zippammer (*Emberiza cia*)-Habitat des Unteren Rheingaus als mögliche Folge der Klimaerwärmung (Stand 2017). Vogel Umwelt 23: 63–74.
- Schuphan I 2020: Einwanderung der Zaunammer *Emberiza cirulus* im Zippammer *Emberiza cia*- und Goldammer *Emberiza citrinella* - Habitat des Unteren Rheingaus als mögliche Folge der klimabegünstigten Populationsentwicklung in der nahen Pfalz. Vogelwarte 58: 373–380.
- Schuphan I & Flehmig B 2013: Ausbreitung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im traditionellen Populationsgebiet der Zippammer (*Emberiza cia*) im Unteren Rheingau zwischen Rüdesheim und Assmannshausen. Vogel Umwelt 20: 3–13.
- Schuphan I & Weschbach A 2023: Ein unerwarteter Nutzen der Klimaerwärmung: Die Zaunammer überrennt die Weinberge des Rheingaus. Der Falke 70/5: 7–9.
- Stiels D, Bastian H-V, Bastian A, Schidelko K & Engler JO 2021: An iconic messenger of climate change? Predicting the range dynamics of the European Bee-eater (*Merops apiaster*). J. Ornithol. 162: 631–644.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Schikore T, Schröter K & Sudfeldt C 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Taheri S, Naimi B & Araújo MB 2024: climetrics: an R package to quantify multiple dimensions of climate change. Ecology: e07176. <https://doi.org/10.1111/ecog.07176>.
- Trautmann S, Laube I, Schwager M & Böhning-Gaese K 2013: Sind Vögel vom Klimawandel gefährdet? – Modellierung des Einflusses des Klimawandels auf Vögel. In: Bundesamt für Naturschutz (Hg.): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel. Risiken und Handlungsoptionen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 129: 103–121.
- Voous KH 1962: Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Ein tiergeographischer Atlas über die Lebensweise aller in Europa brütenden Vögel. Paul Parey Verlag, Hamburg & Berlin.
- Welti EAR, Zajicek P, Frenzel M, Ayasse M, Bornholdt T, Buse J, Classen A, Dziock F, Engelmann RA, Englmeier J, Fellendorf M, Förchler MI, Fricke U, Ganuza C, Hippke M, Hoenselaar G, Kaus-Thiel A, Kerner J, Kilian D, Mandery K, Marten A, Monaghan MT, Morkel C, Müller J, Puffpaff S, Redlich S, Richter R, Rojas-Botero S, Scharnweber T, Scheiffarth G, Schmidt Yanez P, Schumann R, Seibold S, Steffan-Dewenter I, Stoll S, Tobisch C, Twietmeyer S, Uuler J, Vogt J, Weis D, Weisser WW, Wilmking M & Haase P 2022: Temperature drives variation in flying insect biomass across a German malaise trap network. Ins. Conserv. Divers. 15: 168–180.
- Wille V, Krause T & Krischer O 2020(2021): Der Seidensänger *Cettia cetti*: eine neue Brutvogelart etabliert sich in Nordrhein-Westfalen und Deutschland. Charadrius 56: 68–81.
- Zaiontz C 2023: Real Statistics Using Excel. www.real-statistics.com

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2025

Band/Volume: [63_2025](#)

Autor(en)/Author(s): Bastian Hans-Valentin, Frey Axel, Bastian Anita

Artikel/Article: [Zunehmende Bestände der Zaunammer *Emberiza cirrus* bei Grünstadt / Pfalz – hohe Revierdichte vor allem in Steillagen 101-114](#)