

Habitatstruktur und Siedlungsdichte des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* in den Allgäuer Hochalpen

Daniel Honold

Habitat structure and population density of the Water Pipit *Anthus spinoletta spinoletta* in the Allgäuer Hochalpen

In spring 2016, territories of the Water Pipit *Anthus spinoletta spinoletta* were counted in three study areas in the Allgäuer Hochalpen (Bavarian Alps, Germany) to describe the impact of cattle grazing on a common and typical breeding bird species of alpine grasslands. The main aim was to work out the difference between grazed and ungrazed areas and which habitat the occurrence of the pipits promotes. Therefore, territories of the pipits were mapped and a set of different variables was gathered from the territories as well as randomly distributed control plots within the study area. The results showed higher rates of herbals as well as lower rates of grass on the grazed pastures than on the ungrazed areas. Furthermore, the density and the height of the vegetation were higher on ungrazed pastures than on grazed pastures. The structure of the vegetation was more homogenous on the ungrazed pastures than on the grazed. Overall, the vegetation height and vegetation density had no impact on the occupancy of the territories, but the territories showed slightly higher rates of herbals than the control plots. The slope was higher in the territories than in the control plots. Furthermore, the habitat model suggests that cattle grazing is obviously not negative for the occurrence of the Water Pipit in the Allgäuer Alpen.

Key words: Water Pipit, *Anthus spinoletta spinoletta*, cattle grazing, habitat structure, population density, Allgäuer Hochalpen

Daniel Honold, Arnikaweg 2, D-87527 Sonthofen
E-Mail: daniel.honold@gmx.de

Einleitung

Landnutzung hat eine entscheidende Rolle in der Formung, Gestaltung und Prägung der Landschaft (Howard et al. 2015, Jetz et al. 2007, Lemoine et al. 2007, Stöcklin et al. 2007). Auch in den Alpen wurden seit mehreren Jahrhunderten diverse Landschaftsveränderungen, die auf vielfältige Nutzungen zurückzuführen sind, festgestellt (Bätzing 1991). Die meist traditionelle und kleinräumige Nutzung führte so im Laufe der Zeit zur Entwicklung besonderer Lebensräume und Ökosysteme (Bätzing 1991, Stöcklin et al.

2007). Heute findet man in der anthropogen geschaffenen alpinen Kulturlandschaft häufig eine große Artenvielfalt, die sich oftmals erst durch die Bewirtschaftung dieser Flächen entwickeln konnte (Stöcklin et al. 2007). Verändert sich allerdings die Landnutzung in einem Gebiet, so hat dies primär Einfluss auf die dort vorhandene Vegetation (Maurer et al. 2006, Tasser und Tappeiner 2002). In zahlreichen Studien konnte so bereits festgestellt werden, dass die Intensivierung der Nutzung als auch die Aufgabe der Bewirtschaftung gleichermaßen zu einem Verlust der biologischen Vielfalt führen können (Poschlod et al. 2005,

Reidsma et al. 2006, van Diggelen et al. 2005, Zimmermann et al. 2010). Der Alpbewirtschaftung kommt daher eine entscheidende Rolle hinsichtlich des Erhalts der biologischen Vielfalt zu (Stöcklin et al. 2007).

Veränderung in der Alpbewirtschaftung wirkt sich wiederum sekundär mitunter auch auf Vogelarten aus, für die beispielsweise die Vegetationshöhe und -dichte wichtig für die Auswahl, Besetzung und Nutzung der Reviere sind (Butler und Gillings 2004, Cody 1985). Im Rahmen dieser Arbeit soll daher der Frage nachgegangen werden, ob die Beweidung von Alpweiden die Ansiedlung des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* beeinflusst und welche Habitatstrukturen die Ansiedlung der Pieper begünstigen.

Material und Methode

Untersuchungsgebiet. Das Untersuchungsgebiet liegt in den Allgäuer Hochalpen im südwestlichen Bayern (Deutschland) zwischen 1.600–2.000 m ü. M. Das Klima wird hier vor allem von den hohen Jahresniederschlagssummen (über 2.000 mm) und einer Jahresmitteltemperatur von 2,0–3,0°C geprägt (BayLfU 2016).

Das Untersuchungsgebiet teilt sich dabei in drei Teilgebiete auf, welche durch unterschiedliche Beweidungseinflüsse, Flächengrößen sowie Höhenstufen gekennzeichnet sind (Tab. 1). Die drei Teilgebiete liegen in der subalpinen und alpinen Höhenstufe und sind überwiegend süd-exponiert. Zwei der drei Gebiete werden nicht beweidet, wohingegen eine Fläche beweidet wird. Während der Sommermonate werden in diesem Gebiet von Anfang/Mitte Juni bis Mitte September etwa 220 bis 230 Stück Jungvieh gesömmert. Die gesamte Weidefläche umfasst auf dieser Alpfläche circa 229 ha Lichtweidefläche und das Vieh wird hier in Staffebeweidung beschlagen, d. h., dass das Vieh nacheinander auf neue Flächen getrieben wird und während des Alpsom-

mers regelmäßig neue Flächen nutzt. Das Vieh folgt hierbei der Vegetationsentwicklung entlang verschiedener Höhenstufen in die Höhe und ab Mitte August wird das Vieh wieder in niedrigere Höhen getrieben (Alphirte der hinteren Seelpe. Gespräch am 08.07.2016).

Die drei Untersuchungsgebiete sind überwiegend typische Alpflächen, die sich durch einen hohen Offenlandanteil auszeichnen, der charakteristischerweise von alpinen Rasen oder Alpweideflächen eingenommen wird. In geringem Umfang weisen die Flächen auch höheren Bewuchs auf, welcher vor allem von Fichten *Picea abies* und Latschenkiefern *Pinus mugo mugo* dominiert wird.

Untersuchungsart. Der Bergpieper *Anthus spinoletta spinoletta* L., 1758 ist ein häufiger und weit verbreiteter Brutvogel der alpinen Matten und Rasen. Das europäische Verbreitungsgebiet ist allerdings stark disjunkt und so bewohnt die Art neben den Alpen auch die Gebirgsstöcke der Iberischen Halbinsel, des französischen Zentralmassivs, den Apennin, die Karpaten sowie die Inseln Korsika und Sardinien (Bauer et al. 2005, BirdLife International 2016). In Deutschland besiedelt der Bergpieper neben dem gesamten bayerischen Alpenbogen nur noch den Schwarzwald, wo die Art allerdings als Brutvogel kurz vor dem Aussterben steht (Ebenhöh 2003, Kratzer 2011). Der aktuelle Brutbestand für Deutschland wird zurzeit mit etwa 900–1.800 Revieren angegeben und gilt als stabil (Gedeon et al. 2014, Rödl et al. 2012). Der Bergpieper besiedelt die alpinen Offenlandbereiche, sofern diese Habitate kurzrasige, offene und feuchte Stellen bei gleichzeitig hohem Angebot an Warten aufweisen. Niedrige Vegetation wie Gräser oder Zwergsträucher sind dabei für die Bodenbrüter eine genauso wichtige Habitatrequisite wie Altschneefelder. Gemieden werden hingegen geschlossene Baumbestände oder hohe Vegetation. Die Nester werden dabei typischerweise in kleinen Erdmulden angelegt,

Tab. 1. Größe, Lage und Beweidung der Untersuchungsflächen. – Size, location and cattle grazing of the three study areas.

Gebiet	Größe [ha]	Höhe [m ü. M.]	Koordinaten	Beweidung
B1	121,0	1.600–1.950	10°20'41" E 47°24'09" N	Ja
U1	8,4	1.800–1.950	10°20'35" E 47°24'25" N	Nein
U2	60,0	1.600–2.000	10°22'12" E 47°23'26" N	Nein

Tab. 2. Erfasste Struktur- und Umweltvariablen mit der jeweiligen Erfassungsmethode. – *Definitions and methods of the recorded environmental parameters.*

Variable	Erfassungsmethode
Durchschnittliche Vegetationshöhe	40 Messungen im Radius von 40 m um jeden Aufnahmepunkt mittels Meterstab
Durchschnittliche Vegetationsdichte	Karton mit Unterteilung in fünf Höhen (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm, 20–30 cm); Abschätzung der prozentual bedeckten Fläche pro Höhenstufe aus 5 m Entfernung; acht Messungen im Umkreis von 40 m um jeden Aufnahmepunkt
Heterogenität der Vegetation	Messung der Vegetationshöhe an vier Probepunkten je Aufnahmepunkt; insgesamt zehn Messungen pro Punkt
Beweidung	Beweidung (Ja / Nein)
Umweltfaktoren	Exposition, Hangneigung und Höhenlage; Daten aus GIS
Bedeckung Sträucher, Felsen, Gräser, Kräuter, Lägerfluren und Rohboden	Schätzung der Flächenanteile in Prozent je Stichprobe

welche sich häufig in Hanglagen befinden (Bauer et al. 2005, Böhm 2000, Glutz von Blotzheim et al. 1985, Pätzold 1984).

Untersuchungsdesign. Ziel der Untersuchung war es, herauszufinden, ob sich Gebiete mit und ohne Beweidungseinfluss hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur unterscheiden und, ob dies einen Einfluss auf die Besiedlung der Gebiete durch den Bergpieper hat. Die Untersuchung wurde hierzu in drei Untersuchungsgebieten in den Allgäuer Hochalpen auf Flächen mit und ohne Beweidung durchgeführt (Tab. 1). Um die Gebiete miteinander vergleichen zu können, wurde zunächst eine Revierkartierung zur Erfassung der Bergpieper durchgeführt. Je ermitteltem Revier wurde auch ein sogenannter Kontrollpunkt ausgewiesen. Die Fläche um einen solchen Kontrollpunkt wird im Weiteren auch als Kontrollfläche bezeichnet. Diese Kontrollpunkte wurden mithilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) erstellt und wurden durch die Software zufällig im Untersuchungsgebiet verteilt. Zwischen den Revieren und den Kontrollpunkten wurden zuvor noch Mindestabstände (Puffer) definiert, um Überschneidungen zwischen den einzelnen Datenaufnahmen der jeweiligen Struktur- und Umweltvariablen zu vermeiden. Weiter wurden so auch Flächen abgegrenzt, die aufgrund ihrer topologischen Lage nicht begehbar waren

und somit im Voraus für einen Kontrollpunkt auszuscheiden waren. An den Aufnahmepunkten der Revier- und Kontrollpunkte wurden dann die Struktur- und Umweltvariablen aus Tab. 2 erfasst.

Das Untersuchungsdesign sah insbesondere einen Vergleich zwischen Gebieten mit zwei unterschiedlichen Nutzungsformen vor, welche miteinander verglichen und die Unterschiede herausgearbeitet werden sollten. Die Wahl von insgesamt nur drei Untersuchungsflächen hat hierbei aber einen erheblichen Nachteil (Pseudoreplikation), da die statistische Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben ist (Hurlbert 1984). Dies bedeutet im konkreten Fall, dass die Untersuchungsgebiete nicht zwingend unabhängig voneinander sind und somit Replikate oder Wiederholungen ihrer selbst sind. Der Ansatz, zwei unterschiedliche Landnutzungsformen zu untersuchen, wird hauptsächlich durch das geringe Vorhandensein von unbeweideten Alpflächen in den Allgäuer Hochalpen begrenzt. Aufgrund des Untersuchungsdesigns und dessen Rahmenbedingungen mit nur drei Untersuchungsgebieten bei zwei verschiedenen Nutzungsformen, werden die Ergebnisse hier möglicherweise durch Gebiets- oder Akkumulationseffekte (Pseudoreplikation) überlagert. Trotz der Mängel in der Auswahl der Gebiete wurde für deskriptive Zwecke ein Habitatmodell erstellt. Die statistischen Tests sollten dabei nicht als formale Tests betrachtet werden,

sondern mehr als Hinweis, ob sich die erfassten Parameter unterscheiden.

Struktur- und Umweltvariablen und Erfassung der Bergpieper. Die Bergpieper wurden mittels Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) und Fischer et al. (2005) erfasst. Im Zeitraum von Mitte Mai bis Anfang Juli wurden an 13 Tagen Kartierungen im gesamten Untersuchungsgebiet durchgeführt und es wurden alle revieranzeigenden Beobachtungen, wie Gesang, Warnen oder Futtertragen, in eine mitgeführte Karte im Maßstab von 1:10.000 eingetragen. Jede Untersuchungsfläche wurde dabei mindestens fünfmal am frühen Morgen im Abstand von mindestens sieben Tagen je Kartierdurchgang begangen. Als Reviere wurden dabei nur solche gewertet, die die Kriterien von Fischer et al. (2005) erfüllten.

Da die Reviergrößen der Bergpieper in der Literatur meist mit 0,5–2,3 ha angegeben werden, wurden pro Aufnahmepunkt im Radius von 40 m die Struktur- und Umweltvariablen erfasst (Böhm 1986, Glutz von Blotzheim et al. 1985, Marka 1994, Wartmann 1985). Bei einem Radius von 40 m um den Aufnahmepunkt entspricht dies etwa 0,5 ha, die somit je Aufnahmepunkt abgedeckt werden. Die Struktur- und Umweltvariablen wurden größtenteils an den Aufnahmepunkten im Feld aufgenommen, wohingegen einzelne Daten mit Hilfe des GIS ermittelt wurden. Die jeweilige Erfassungsmethode, die je Variable angewandt wurde, findet sich in Tab. 2.

Für die Ermittlung der Pflanzenheterogenität wurden zwei handelsübliche Meterstäbe (2 m Länge) überkreuz in die Vegetation gelegt und an den vier Enden der Stäbe wurde jeweils die Höhe der Vegetation gemessen. Die Heterogenität wurde dann folgendermaßen berechnet:

$$\sum (max - min) / \sum x = \text{Index der Heterogenität}$$

Max entspricht dabei der maximalen Höhe der Vegetation an den vier Probepunkten und *min* der minimalen Höhe der Vegetation. Die mittlere Höhe der Vegetation der vier Probepunkte ist *x*. Ein niedriger Indexwert bedeutet Homogenität der Vegetation, wohingegen hohe Indexwerte für Heterogenität der Vegetation stehen (Bibby et al. 1995). Die Struktur- und Umweltvariablen wurden an vier Tagen zwischen dem 19. und 30. Juli aufgenommen und die Datenaufnahme im beweideten Gebiet erfolgte noch vor dem Viehaufrtrieb.

Statistische Auswertung. Wie bereits im Untersuchungsdesign erwähnt, hat die Wahl von nur drei Untersuchungsflächen den erheblichen Nachteil, dass die statistische Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben ist (Hurlbert 1984). Dieser Mangel ist vor allem den wenigen begehbaren Flächen in den Allgäuer Alpen, die zugleich räumlich, geologisch als auch topologisch vergleichbar sein sollten, geschuldet. Der Großteil der Untersuchung basiert daher auf deskriptiver Statistik, wohingegen durchgeführte statistische Tests (t-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test) mögliche Unterschiede der verschiedenen Parameter zwischen den beiden Nutzungsformen verdeutlichen bzw. unterstützen sollen.

Der Prozess der Habitatmodellierung erfolgte dann anhand von Präsenz-Absenz-Daten. Als Präsenzdaten dienten dabei die ermittelten Reviere der Bergpieper, wohingegen die sogenannten Kontrollpunkte, die Absenzdaten darstellten. Die Absenzdaten lagen dabei auf Flächen im Untersuchungsgebiet, die nicht vom Bergpieper besiedelt waren. Im Habitatmodell wird somit Revier gegen Kontrollpunkt getestet. Vor der Modellberechnung wurde noch eine Variablenselektion durchgeführt, um den Erklärungsgehalt des Modells zu verbessern. Die Korrelation der Variablenpaare wurde mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman geprüft. Eine zu starke Korrelation wurde bei $|\text{rspearman}| > 0,7$ angesehen (Fielding und Haworth 1995). Bei Variablenpaaren, deren Wert größer als 0,7 war, wurde die weniger wichtige Variable aus dem Modell entfernt. Um eine zu starke Korrelation der Variablenpaare im Habitatmodell zu vermeiden, wurden diese auf Multikollinearität geprüft (Graham 2003). Um auch nicht-lineare Zusammenhänge zwischen dem Auftreten des Bergpiepers und den Variablen zu prüfen, wurden auch quadratische Terme überprüft. Interaktionen zwischen den einzelnen Variablen wurden aufgrund der geringen Stichprobenzahl und der hohen Variablenzahl nicht getestet. Als Gütemaß für die Modellselektion wurde das Akaike Informationskriterium (AIC) berechnet. Es erfolgte eine schrittweise rückwärtige Entfernung der Variablen. Abschließend wurde der Effekt der verbliebenen Umweltvariablen (Variationskoeffizient der Vegetationshöhe, Kräuteranteil, Strauchanteil, Höhe und Beweidung) auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens des Bergpiepers mit einem logistischen Regressionsmodell geprüft.

Als Gütemaße für das Modell wurden der AUC (Robin et al. 2011) sowie das Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke (Nagelkerke 1991) berechnet. Um den unabhängigen Einfluss der einzelnen Variablen auf das Modell zu messen, wurde eine hierarchische Partitionierung durchgeführt.

Alle statistischen Auswertungen erfolgten in R 3.3.1 (R Core Team 2016). Bei der Datenexploration und der Variablenselektion im Habitatmodell wurde das Paket car (Version 2.1-2) verwendet (Fox und Weisberg 2011). Die hierarchische Partitionierung wurde mit dem Paket hier.part (Version 1.0-4) durchgeführt (MacNally und Walsh 2004). Die Grafiken wurden teilweise mit dem Paket Rcmdr (Version 2.2-5, Fox 2005) oder dem Paket ggplot2 (Version 2.1.0) erstellt (Wickham 2009).

Ergebnisse

Kartiererergebnisse und Siedlungsdichte. Insgesamt konnten in den drei Untersuchungsflächen 29 Reviere festgestellt werden. Davon entfielen 17 auf das beweidete Untersuchungsgebiet und 12 auf die zwei unbeweideten Gebiete. Die 17 Reviernachweise auf dem Gebiet mit Beweidung wurden auf einer Fläche von 121 ha festgestellt. Da allerdings 22,5 ha der Fläche nicht für den Bergpieper besiedelbar sind, verringert sich die rein theoretisch besiedelbare Fläche auf etwa 100 ha. Dadurch ergibt sich eine Abundanz von 1,7 Revieren/10 ha. Für die zwei unbeweideten Gebiete wurde die Flächengröße von 68,4 ha auf 57 ha verringert, wodurch sich eine Abundanz von 2,0 Revieren/10 ha ergibt. Betrachtet man die beiden Flächen separat, so ergeben sich Abundanzen von 2,4 Revieren/10 ha respektive 2,0 Revieren/10 ha (Tab. 3). Als unbesiedelbar wurden steile Felsformationen, Gebäude, Bäume oder Sträucher, Blockschutthalden sowie Gewässer angesehen.

Struktur- und Umweltvariablen

Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen. Beweidete und unbeweidete Flächen unterscheiden sich in mehreren Punkten voneinander. So weisen die beweideten Gebiete beispielsweise deutlich niedrigere Kräuteranteile auf als Gebiete ohne Beweidung. Im Mittel findet sich auf den beweideten Flächen ein Kräuteranteil von 45 %, wohingegen die unbeweideten Flächen 66 % aufweisen. Der Kräuteranteil in beweideten Gebieten unterlag allgemein größeren Schwankungen, wobei das Minimum hier bei 24 % und das Maximum bei 65 % lag. In den unbeweideten Flächen waren jedoch mindestens immer 50 % mit Kräutern bedeckt und es wurden maximal 80 % erreicht.

Auch der Grasanteil zeigte auf den beweideten Flächen deutlich größere Schwankungen als auf den unbeweideten Flächen. Die minimale Bedeckung mit Gras lag hier bei 15 %, die maximale bei 60 %. Auf den unbeweideten Gebieten lag das Minimum bei 15 % und das Maximum bei 45 %. Die Mittelwerte lagen bei Beweidung bei 37 % und bei Flächen ohne Beweidung bei 28 %.

Bäume, Gebüsche und Sträucher waren im Mittel auf 3 % der beweideten Gebiete (n = 17) zu finden, wohingegen auf den unbeweideten Flächen keine Bestockung mit Bäumen oder Sträuchern zu finden war. Auch beim Fels- und Rohbodenanteil konnte kein nennenswerter Unterschied festgestellt werden. Dagegen wiesen die beweideten Gebiete aber Lägerfluren auf, welche (logischerweise) auf den unbeweideten Gebieten nicht zu finden waren.

Die markantesten Unterschiede fanden sich allerdings bei der Vegetationshöhe und -dichte. Die Vegetationshöhe unterschied sich deutlich voneinander: Die Mittelwerte lagen jeweils bei 15 cm (beweidet; n = 17) und 31 cm (unbeweidet; n = 12). Für die Standardabweichung der Vegetationshöhe konnte jedoch im Gegensatz zur

Tab. 3. Anzahl der Reviere und Abundanzen je Untersuchungsgebiet. – *Number of territories and mean abundance of Water Pipit territories.*

Gebiet	Beweidung	Anzahl Reviere [n]	Abundanz [Reviere/10ha]
B1	Ja	17	1,7
U1	Nein	2	2,4
U2	Nein	10	2,0

Vegetationshöhe kein Unterschied festgestellt werden. Die beweideten Gebiete zeichnen sich allerdings durch eine offensichtlich heterogenere Vegetation aus. Dies wird auch durch den Variationskoeffizient der Vegetationshöhe deutlich. Die Vegetationsdichte der verschiedenen Höhenstufen zeigte ebenfalls ein unterschiedliches Bild für die

beweideten und unbeweideten Untersuchungsgebiete. Die unbeweideten Gebiete weisen im Mittel über alle fünf betrachteten Höhenstufen eine höhere Vegetationsdichte auf. Vor allem die Höhenstufen 0–5 cm und 5–10 cm haben hierbei sehr hohe Mittelwerte (99 % respektive 97 %) und hohe Mediane (100 % respektive 100 %). Die

Tab. 4. Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den unbeweideten und beweideten Gebieten. Variablen, die sich subjektiv deutlich voneinander unterscheiden, wurden in Fettdruck hervorgehoben. – *Comparison of the environmental parameters in grazed and non-grazed areas. Variables in bold print seem to differ subjectively more than variables without bold print.*

Variable	Kontrollflächen unbeweidet (n = 12)			Kontrollflächen beweidet (n = 17)		
	Mittelwert	SA	Median	Mittelwert	SA	Median
Kräuter (%)	66	11	65	45	13	45
Gräser (%)	28	11	29	37	12	35
Sträucher (%)	0	0	0	3	7	0
Felsen (%)	6	6	4	7	10	2
Lägerfluren (%)	0	0	0	8	13	3
Rohboden (m ²)	26	56	5	30	48	20
Exposition (°)	174	28	169	228	60	248
Hangneigung (°)	31	4	30	24	6	23
Höhe (m ü. M.)	1839	129	1869	1815	87	1838
Vegetationsdichte 0–5 cm (%)	99	3	100	84	12	85
Vegetationsdichte 5–10 cm (%)	97	6	100	51	24	44
Vegetationsdichte 10–15 cm (%)	86	15	91	31	26	25
Vegetationsdichte 15–20 cm (%)	59	25	63	20	25	11
Vegetationsdichte 20–30 cm (%)	23	20	20	12	23	2
Vegetationshöhe (cm)	31	7	29	15	8	13
Standardabweichung der Vegetationshöhe (cm)	6,1	2,2	5,9	8,5	5,9	6,8
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe (Index)	0,20	0,06	0,19	0,48	0,18	0,49
Heterogenitätsindex der Vegetation (Index)	0,27	0,08	0,22	0,44	0,14	0,42

SA = Standardabweichung

Mittelwerte sinken im beweideten Gebiet von 84 % (Höhenstufe 0–5 cm) auf nur noch 51 % (Höhenstufe 5–10 cm) ab. Dies zieht sich in den weiteren drei Höhenstufen so fort. Zwischen den Gebieten mit und ohne Beweidung finden sich für alle Höhenstufen klar erkennbare Unterschiede in der Vegetationsdichte (Tab. 4).

Vergleich der Reviere mit den Kontrollpunkten. Vergleicht man nun tatsächlich besetzte Reviere mit den Kontrollpunkten, so kann kein auffällig großer Unterschied beim Kräuter- als auch Grasanteil festgestellt werden. Die Mittelwerte beim Kräuteranteil liegen bei den Kontrollpunkten bei 54 % und bei den tatsächlichen Revieren bei

Tab. 5. Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den Kontrollpunkten und den Revieren. Variablen, die sich subjektiv deutlich voneinander unterscheiden, wurden in Fettdruck hervorgehoben. – *Comparison of the environmental parameters in control plots and occupied territories. Variables in bold print seem to differ subjectively more than variables without bold print.*

Variable	Kontrollflächen (n = 29)			Reviere (n = 29)		
	Mittelwert	SA	Median	Mittelwert	SA	Median
Kräuter (%)	54	16	54	60	15	60
Gräser (%)	34	12	34	31	11	30
Sträucher (%)	2	5	0	3	5	0
Felsen (%)	7	9	2	5	7	2
Lägerfluren (%)	5	11	0	2	5	0
Rohboden (m ²)	29	51	12	14	18	10
Exposition (°)	205	55	197	200	58	168
Hangneigung (°)	27	6	29	30	4	31
Höhe (m ü. M.)	1825	105	1843	1839	102	1829
Vegetationsdichte 0–5 cm (%)	90	12	96	92	12	98
Vegetationsdichte 5–10 cm (%)	70	30	81	68	37	89
Vegetationsdichte 10–15 cm (%)	54	35	56	54	40	76
Vegetationsdichte 15–20 cm (%)	36	31	28	37	34	33
Vegetationsdichte) 20–30 cm (%)	17	22	6	13	15	6
Vegetationshöhe (cm)	22	11	21	22	9	23
Standardabweichung der Vegetationshöhe (cm)	7,5	4,8	5,9	5,6	2,9	4,5
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe (Index)	0,37	0,20	0,29	0,27	0,12	0,24
Heterogenitätsindex der Vegetation (Index)	0,36	0,15	0,34	0,35	0,16	0,32

SA=Standardabweichung

60 %, was eine leichte Tendenz zu einer Bevorzugung eines erhöhten Kräuteranteils darstellt. Tatsächlich besetzte Reviere weisen dahingegen einen niedrigeren Grasanteil auf. Keine wirklichen Unterschiede konnten beim Fels-, Rohboden- und Strauchanteil sowie beim Anteil der Lägerfluren festgestellt werden (Tab. 5). Auch die Variablen Exposition und Höhenlage hatten keinen großen Einfluss auf die Revierbesetzung. Eine Bevorzugung von steilerem Gelände zeigte sich allerdings bei der Hangneigung, die in tatsächlich besetzten Revieren höher ausfällt als bei den zufällig ausgewählten Kontrollpunkten. Im Mittel liegt die Hangneigung hier bei 30°. Zwischen den Revieren und den Kontrollpunkten variierte die Vegetationshöhe, im Gegensatz zum Vergleich zwischen beweideten und unbeweideten Flächen, nicht. Abgesehen von der Standardabweichung der Vegetationshöhe konnten weder beim Vegetationsheterogenitätsindex, dem Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe noch der Vegetationsdichte in verschiedenen Höhenstufen auffällige Unterschiede festgestellt werden (Tab. 5). Die Vegetationsdichte unterschied sich beispielsweise kaum zwischen den miteinander verglichenen Revieren. Die Bergpieper präferieren somit in beweideten als auch in unbeweideten Gebieten Habitats, die ähnliche, für die Pieper passende, Vegetationshöhen und -dichten aufweisen. Gleichzeitig weisen die Reviere auch eine recht einheitliche Struktur (Heterogenität der Vegetation) auf, mit leichter Tendenz zu einem erhöhten Anteil an Kräutern in der Vegetation sowie einer höheren Hangneigung.

Habitatmodell. Im finalen Habitatmodell verblieben die Variablen Variationskoeffizient der Vegetationshöhe, Kräuteranteil, Strauchanteil, Höhe und Beweidung (Tab. 6). Das Habitatmodell deutet dabei auf eine allgemein höhere Wahr-

scheinlichkeit des Vorkommens mit steigendem Kräuteranteil hin (Abb. 1). Dies gilt sowohl für beweidete als auch für unbeweidete Gebiete, wobei dieser Faktor bei beweideten Gebieten eine höhere Wahrscheinlichkeit des Vorkommens sieht. Dahingegen sinkt die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens eines Reviers mit zunehmendem Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe (Abb. 2). Dies gilt wieder für Gebiete mit und ohne Beweidung. Der Faktor Beweidung war im Allgemeinen stark ausgeprägt.

Nicht nur mit steigendem Kräuteranteil, sondern auch mit steigendem Strauchanteil, nimmt die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Reviere zu (Abb. 3). Für Gebiete mit Beweidung ist die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens dabei wieder höher als für Gebiete ohne Beweidungseinflüsse.

Diskussion

Material- und Methodendiskussion. Das Untersuchungsdesign sah insbesondere einen Vergleich zwischen Gebieten mit zwei unterschiedlichen Nutzungsformen vor, welche miteinander verglichen und die Unterschiede herausgearbeitet werden sollten. Die Wahl von insgesamt nur drei Untersuchungsflächen hat hierbei aber einen erheblichen Nachteil (Pseudoreplikation), da die statistische Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben ist (Hurlbert 1984). Die Allgemeingültigkeit der Ergebnisse wäre daher am besten durch einen größeren Stichprobenumfang zu validieren, um somit einen statistischen Fehler aufgrund der geringen Datengrundlage bzw. der Pseudoreplikation auszuschließen bzw. zu verringern. Die hier nachfolgend aufgeführten Ergebnisse sollten daher auf regionaler Ebene betrachtet werden und können wohl nur in abgeschwächter Form als allgemeingültige Ergebnisse gesehen werden.

Tab. 6. Verbleibende Variablen im finalen Habitatmodell. – *Remaining variables in the final habitat model.*

	Schätzwert	Standardfehler	z-Wert
Intercept	-9,734	6,557	-1,484
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe	-6,538	2,879	-2,270
Kräuteranteil	0,048	0,026	1,832
Strauchanteil	0,110	0,071	1,560
Höhe m ü. M.	0,005	0,003	1,529
Beweidung [unbeweidet]	-1,774	0,867	-2,047

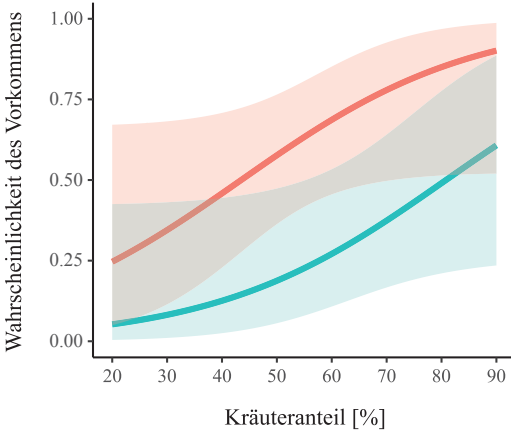


Abb. 1. Ergebnis der GLM-Analyse des Gesamtmodells: Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Reviere in Abhängigkeit des Kräuteranteils für verschiedene Beweidungsniveaus (rot = beweidet, blau = unbeweidet). Die Schattierungen zeigen jeweils das 95 %-Konfidenzintervall. – *Relationship between the probability of occurrence of Water pipit territories and the percentage of herbals (red = grazed, blue = ungrazed). The results are shown for different grazing levels and contain the results of the total model. The shades show the 95 % confidence interval.*

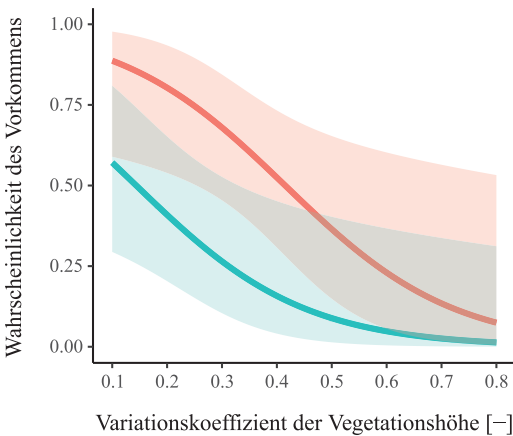


Abb. 2. Ergebnis der GLM-Analyse des Gesamtmodells: Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Reviere in Abhängigkeit des Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe für verschiedene Beweidungsniveaus (rot = beweidet, blau = unbeweidet). Die Schattierungen zeigen jeweils das 95 %-Konfidenzintervall. – *Probability of occurrence of Water pipit territories in reliance of the variation coefficient of the height of vegetation for different grazing levels (red = grazed, blue = ungrazed). The curves show the results of the total model and the shades show the 95 % confidence interval.*

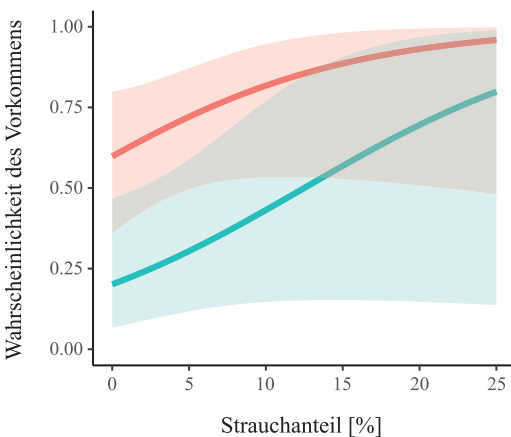


Abb. 3. Ergebnis der GLM-Analyse des Gesamtmodells: Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Reviere in Abhängigkeit des Strauchanteils für verschiedene Beweidungsniveaus (rot = beweidet, blau = unbeweidet). Die Schattierungen zeigen jeweils das 95 %-Konfidenzintervall. – *Probability of occurrence of Water pipit territories in reliance of the percentage of bushes for different grazing levels (red = grazed, blue = ungrazed). The curves show the results of the total model and the shades show the 95 % confidence interval.*

Kartiererergebnisse und Siedlungsdichte. Die ermittelten Siedlungsdichten (Tab. 3) decken sich recht gut mit den Werten, die Walter (1995) im nahe gelegenen Nebelhorngebiet während mehrjähriger Untersuchungen ermitteln konnte. Walter (1995) konnte dort bei seinen Erfassungen etwa 2,5 BP/10 ha feststellen und weitere Untersuchungen im benachbarten Vorarlberg (Österreich) ergaben zudem ähnliche Werte, wie die im Rahmen dieser Arbeit festgestellten Dichten. Hier konnten Kilzer und Blum (1991) 1–1,7 singende Männchen/10 ha ermitteln. Die hier erwähnten Siedlungsdichten fügen sich also gut in das Gesamtbild ein, wonach die Randgebiete des Alpenbogens allgemein niedrigere Dichten aufweisen als beispielsweise die inneralpinen Gebiete (Böhm 2000). Allgemein unterliegen die Siedlungsdichten der Bergpieper innerhalb der Alpen zudem recht großen Schwankungen und auch die Größe der Reviere variiert hier erheblich zwischen den Gebieten (Böhm 2000, Pätzold 1984). So konnten Winding et al. (1993) z. B. sehr hohe Dichten von 14,2–18,1 BP/10 ha im Gasteiner Tal in Österreich ermitteln, wohingegen Pätzold (1984) im Riesengebirge nur etwa 0,133 Paare/10 ha feststellen konnte. Glutz von Blotzheim et al. (1985) geben allgemein an, dass die höchsten Dichten in der mittleren Alpinstufe erreicht werden.

Struktur- und Umweltvariablen. Für die Revierauswahl werden vom Bergpieper eine Reihe von Struktur- und Umweltausprägungen bevorzugt. Böhm (2000) schreibt dazu passenderweise, dass „Bergpieperweibchen [bei der Auswahl des Neststandortes] eine Fülle von möglichen Bedingungen zu berücksichtigen [haben].“ Hohe Bedeutung haben daher „Komponenten wie Gelände- und Vegetationsstruktur in der weiteren Nestumgebung [sowie] Exposition und Reliefcharakteristika im näheren Nestbereich“ (Böhm 2000). Erschwerend kommt für die Bergpieper noch hinzu, dass die Revieransiedlung häufig stattfindet, wenn die Brutbiotope noch schneebedeckt sind (Biber 1982, Glutz von Blotzheim et al. 1985).

Das vom Bergpieper bevorzugt besiedelte Habitat zeichnet sich daher vor allem durch einen Mix aus verschiedenen Strukturparametern aus. Böhm und Landmann (1995) stellten beispielsweise fest, dass sich das Nestumfeld dabei nicht signifikant vom weiteren Umfeld unterscheidet. Ähnlich wird es auch von Böhm (2000) gesehen, wonach das Habitat allgemein als „relativ homogen“ bezeichnet werden kann. Beim Vergleich der

Reviere (Kontrollpunkt vs. Revier) konnte dies anhand des Vegetationsheterogenitätsindex bestätigt werden. Hier fanden sich keine merklichen Unterschiede. Melendez und Laiolo (2014) sehen die höchsten Bergpieperdichten im alpinen Offenlandbereich dagegen wiederum in heterogenen Habitaten. Nach Meinung der Autoren spielt hier insbesondere die Habitatdiversität auf Landschaftsebene eine wichtige Rolle für den Bergpieper.

Betrachtet man die Oberflächenbedeckung der Bergpieperlebensräume genauer, so spielt vor allem die Vegetation eine bedeutende Rolle. Frey-Roos et al. (1995) wiesen beispielsweise nach, dass auf Strukturebene Gräser und Kräuter insbesondere für die Nahrungssuche wichtig sind. Weiter fanden die Wissenschaftler heraus, dass sich insbesondere ein hoher Grasanteil positiv auf die Nahrungssuche auswirkt. Im Rahmen dieser Arbeit ist der Grasanteil der beweideten Flächen höher als der Grasanteil auf den unbeweideten, wohingegen der Kräuteranteil der unbeweideten Flächen deutlich über dem der beweideten Gebiete war. Betrachtet man den Gras- und Kräuteranteil über die Reviere hinweg, so weisen die Kontrollflächen einen minimal höheren Grasanteil auf, wohingegen der Kräuteranteil in den besetzten Revieren höher ausgeprägt zu sein scheint. Dass der Kräuteranteil zumindest auf lokaler und regionaler Ebene einen wichtigen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens des Bergpiepers hat, zeigt insbesondere auch das Ergebnis des Habitatmodells, wonach ein höherer Kräuteranteil eine höhere Wahrscheinlichkeit des Vorkommens prognostiziert.

Neben der Vegetationsbedeckung mit Gräsern und Kräutern ist vor allem auch der Anteil der Sitzwarten wichtig. Diese spielen unter anderem für die Revierbesetzung und –markierung eine wichtige Rolle (Böhm 2000). In der vorliegenden Arbeit konnte jedoch kein Zusammenhang zwischen dem Strauchanteil und der Revierbesetzung festgestellt werden. Die Kontrollflächen und die besetzten Reviere wiesen nahezu dieselben Strauchanteile auf. Allerdings steigt mit steigendem Strauchanteil die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens eines Reviers stark an. Dies wirkt sich insbesondere in Gebieten mit Beweidung stärker auf die Wahrscheinlichkeit einer Ansiedlung aus. Für die Revierdichte hat das Angebot an kleineren Warten allerdings keinen großen Einfluss, jedoch steigt die Siedlungsdichte mit zunehmender Anzahl höherer Warten, wie Büsche

und kleinerer Bäume, an (Biber 1982). Melendez und Laiolo (2014) fanden in ihrer Arbeit dahingegen einen negativ assoziierten Zusammenhang zwischen dem Strauchanteil und der Dichte der Bergpieper heraus.

Weitere wichtige Habitatparameter stellen insbesondere die Exposition und die Hangneigung dar, wobei die Exposition keinen Einfluss auf die Reviere hatte. Im Rahmen der Untersuchung war aber die Hangneigung in den besetzten Revieren höher als in den Kontrollflächen. Der Mittelwert lag hier bei den Revieren bei 30°, wobei dies den Mittelwert des Umkreises um den vermuteten Reviermittelpunkt wiedergibt. Böhm und Landmann (1995) konnten beispielsweise in ihrer Arbeit zu Nistplatzwahl, Neststandort und Nestbau beim Wasserpieper an 62 Nestern eine mittlere Hangneigung von etwa 22° feststellen. Die Hangneigungen oberhalb des Nestes waren dabei signifikant höher als die direkt am Eingang des Nestes und in der weiteren Nestumgebung. Weiter war die Neigung unterhalb des Nesteingangs signifikant geringer als die mittlere Hangneigung. Die steilsten Bereiche werden von den Piepern allerdings gemieden (Melendez und Laiolo 2014). Im Untersuchungsgebiet wurden die Reviere häufig in den steileren Bereichen festgestellt. Flach geneigte Bereiche wurden eher gemieden.

Eine sehr wichtige Einflussgröße, insbesondere für die Nahrungssuche, ist die Vegetationshöhe (Biber 1982). Vegetationshöhen über 10 cm werden dabei häufig gemieden. Dies wurde zum Beispiel auch von Douglas et al. (2008) für den Wiesenpieper *Anthus pratensis* in intensiv beweideten Mooregebieten Schottlands festgestellt. Die Nahrungsgebiete der Wiesenpieper wiesen hier signifikant niedrigere Vegetationshöhen und -dichten auf als die Kontrollflächen (Douglas et al. 2008). Auch für Alpen-Ringdrosseln *Turdus torquatus alpestris* wurde dies so festgestellt (Schirutschke und Kalko 2010). Frey-Roos et al. (1995) stellten zudem fest, dass sich die Vegetation in Nahrungsgebieten und in Territorien von Bergpiepern unterschied. Die Vegetation der Nahrungsflächen war dabei signifikant niedriger als in den Revieren. Für das Untersuchungsgebiet konnte festgestellt werden, dass sich die Kontrollflächen kaum von den besetzten Revieren unterscheiden. Die Vegetationshöhe weist für die Kontrollflächen und die Reviere insgesamt ähnliche Werte auf. Zwischen den Vegetationshöhen auf beweideten und unbeweideten Gebieten

fanden sich allerdings große Unterschiede. Im Untersuchungsgebiet fanden sich deutlich höhere Vegetationshöhen auf den unbewirtschafteten Gebieten als auf den bewirtschafteten, was so auch von anderen Autoren festgestellt wurde (Kruess und Tschardt 2002, Laiolo et al. 2004). Auf den Heterogenitätsindex der Vegetation trifft dies im Rahmen dieser Untersuchung jedoch nicht zu. Die beweideten Gebiete weisen hier höhere Werte auf als die unbeweideten. Die Vegetation der beweideten Gebiete weist demnach eine uneinheitlichere Vegetationsstruktur auf, wohingegen die unbewirtschafteten Gebiete homogenere Strukturen haben.

Aus dem Habitatmodell deutet sich an, dass die Beweidung einen leicht positiven Einfluss auf die Besiedlung durch den Bergpieper hat. Der Faktor Beweidung hat offensichtlich einen positiven Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Reviere.

Folgt man Laiolo et al. (2004) und Rolando et al. (2006), so hat die Beweidung keinen großen Einfluss auf typische, alpine Offenlandbewohner wie z. B. den Bergpieper. Die Autoren schlagen deshalb vor, Extensivbeweidung anzustreben, um einerseits Arten, die in ihrem Bestand gefährdet sind, zu fördern sowie andererseits dadurch vielfältige Habitatstrukturen zu schaffen, die gleichzeitig die Artenvielfalt fördert. Frühau und Teufelbauer (2008) sehen anhand der im Rahmen des österreichischen Brutvogel-Monitorings erhobenen Habitat-Daten beim Bergpieper eine leichte Präferenz für Weideflächen. Dies deckt sich mit den Ergebnissen dieser Arbeit. Evans et al. (2015) fanden in ihrer Untersuchung zum Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten am Beispiel des Wiesenpiepers die meisten Reviere in den Flächen mit intermediärer Bestockung. In den unbeweideten Plots fanden sich die wenigsten Reviere. Laiolo et al. (2004) fanden beim Bergpieper minimal mehr Reviere in den beweideten Flächen als in den unbeweideten. Dies wird in dieser Arbeit jedoch nicht festgestellt, da die Abundanzen in den unbeweideten Gebieten höhere Werte aufweisen als die der beweideten Gebiete. Ähnliches stellt Pöhacker (2014) auch in seiner Arbeit fest, bei der Almen und alpine Matten hinsichtlich der Lebensraumnutzung des Bergpiepers im Nationalpark Gesäuse (Österreich) miteinander verglichen werden. Der Autor kann in der GIS-gestützten Untersuchung einen Großteil der Brutvorkommen auf alpinen Matten feststellen, wohingegen

auf nur 16 % der anthropogen-beeinflussten Almen Brutvorkommen nachgewiesen werden konnten.

Wie bereits von Laiolo et al. (2004) und Rolando et al. (2006) herausgearbeitet wurde, kommt der Beweidung alpiner Weiden und Wiesen somit eine wichtige Rolle zu. Mit der Aufgabe der Beweidung geht meist ein Aufkommen von Wald einher, was wiederum nachteilig für einen Großteil alpiner Offenlandbewohner ist. Die Autoren schlagen deshalb vor, Extensivbeweidung in den Alpen anzustreben oder weiter aufrechtzuerhalten, um insbesondere gefährdete Arten der alpinen Gras- und Rasengesellschaften zu fördern. Laiolo et al. (2004) heben weiter hervor, dass eine Beweidung oberhalb der Waldgrenze kaum Einflüsse auf typische, alpine Vogelarten der Weiden und Wiesen hat. In niedrigen Lagen hat die Beweidung dagegen einen größeren Einfluss. Für den Bergpieper, der sein Verbreitungsgebiet überwiegend oberhalb der Waldgrenze hat, kann extensive Beweidung somit als nicht eindeutig nachteilig angesehen werden. Zu diesem Schluss kommt auch das Habitatmodell, das einen leicht positiven Einfluss der Beweidung auf den Bergpieper feststellen konnte. Insbesondere steigt hier die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens des Bergpiepers mit der Beweidung an. Neben dem Bergpieper profitieren aber auch noch viele andere Vogelarten von der extensiven Beweidung. Zu diesem Ergebnis kommt beispielsweise Nikolov (2010), der auf extensiv beweideten Flächen im bulgarischen Hochland mehr Vogelarten und eine höhere Diversität nachweisen konnte als auf unbewirtschafteten Flächen. Dies wird von Laiolo et al. (2004) und Rolando et al. (2006) ebenfalls so festgestellt. Man kann dies vor allem durch eine größere Strukturkomplexität gegenüber den unbewirtschafteten Flächen erklären (Nikolov 2010). Sowohl kurz- als auch langfristig hat die Beweidung dabei auch positive Auswirkungen auf die alpine Avifauna (Lium 2013, Loe et al. 2007). Laiolo et al. (2004), Nikolov (2010) und Rolando et al. (2006) sprechen der extensiven Beweidung daher eine hohe Bedeutung zu, die für viele gefährdete und spezialisierte Vogelarten Lebensräume erhält oder schafft. Insbesondere Vogelarten, die sich auf alpine Weiden und Wiesen spezialisiert haben, profitieren sehr davon. Für den Bergpieper und viele andere Bewohner der alpinen Rasengesellschaften empfiehlt es sich daher, die extensive Bewirtschaftung alpiner Grünlands beizubehalten oder wieder aufzunehmen.

Zusammenfassung

Um den Einfluss der Beweidung auf eine häufige und typische Brutvogelart der alpinen Rasengesellschaft zu untersuchen, wurden im Frühjahr 2016 Reviere des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* in drei Untersuchungsgebieten in den Allgäuer Hochalpen (Bayerische Alpen, Deutschland) kartiert. Die Ziele dieser Arbeit waren es, herauszufinden, wie sich Gebiete mit und ohne Beweidung voneinander unterscheiden und welche Habitatfaktoren eine Ansiedlung der Pieper begünstigen. Dazu wurden die Reviere der Pieper kartiert und es wurden verschiedene Umweltvariablen an den Reviermittelpunkten und an zufällig verteilten Punkten aufgenommen. Trotz Mängel bei der Auswahl der Stichprobenflächen, wurde ein Habitatmodell erstellt. Beweidete Flächen wiesen sowohl einen niedrigeren Kräuter- als auch einen höheren Grasanteil auf. Auf den Flächen ohne Beweidung waren dagegen die Vegetationsdichte und -höhe deutlich höher. Die Vegetationsstruktur der unbewirtschafteten Gebiete war zudem einheitlicher. Die Vegetationshöhe und -dichte hatten keine merklichen Einflüsse auf die Revierbesetzung. Die Reviere wiesen allerdings einen leicht höheren Kräuteranteil auf. Der Strauchanteil beeinflusste die Revieransiedlung wiederum nicht. Die Hangneigung war in den Revieren dafür auffällig höher. Die Ergebnisse des generalisierten linearen Modells (GLM) deuten zudem darauf hin, dass die Beweidung einen leicht positiven Einfluss auf die Ansiedlung des Bergpiepers hat. Aufgrund der Pseudoreplikation des Untersuchungsdesigns, sind die Ergebnisse jedoch möglicherweise durch Gebietseffekte überlagert und sollten hinsichtlich der Allgemeingültigkeit in einer größeren, stichprobenreicheren Erfassung validiert werden.

Literatur

- Bätzing W (1991) Die Alpen. Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft. C. H. Beck, München
- Bauer HG, Bezzel E, Fiedler W (2005) Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas (2. Auflage). Aula, Wiebelsheim
- BayLfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2016) GeoFachdatenAtlas (Bodeninformationssystem Bayern). <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do>. Abgerufen am 24.02.2016.

- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA (1995) Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul
- Biber JP (1982) Brutökologische Untersuchungen an einer Population des Wasserpiepers (*Anthus spinoletta* L.). Diss. Univ. Basel
- BirdLife International (2016) Species factsheet: *Anthus spinoletta*. <http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22718571>. Abgerufen am 30.04.2016
- Böhm C (1986) Revierverhalten und Revierkriterien beim Wasserpieper (*Anthus spinoletta*). Ökologie der Vögel 8: 145–156
- Böhm C (2000) Die Wasserpieper: vom Meeresstrand zum Gletscherrand. Aula, Wiebelsheim
- Böhm C, Landmann A (1995) Nistplatzwahl, Neststandort und Nestbau beim Wasserpieper (*Anthus spinoletta*). Journal für Ornithologie 136: 1–16
- Butler SJ, Gillings S (2004) Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. Ibis 146: 123–130
- Cody ML (Ed., 1985) Habitat selection in birds. Academic Press, New York
- Douglas DJT, Evans DM, Redpath SM (2008) Selection of foraging habitat and nestling diet by Meadow Pipits *Anthus pratensis* breeding on intensively grazed moorland. Bird Study: 290–296
- Ebenhöh H (2003) Zur Bestandsentwicklung von Berg- und Wiesenpieper (*Anthus spinoletta* und *A. pratensis*) am Feldberg im Schwarzwald. Naturschutz südlicher Oberrhein 4: 11–19
- Evans DM, Villar N, Littlewood NA, Pakeman RJ, Evans SA, Dennis P, Skartveit J, Redpath SM (2015) The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: a 10-year experiment. Ecosphere, 6 (3), Article 42
- Fielding AH, Haworth PF (1995) Testing the generality of bird-habitat-models. Conservation Biology 9: 1466–1481
- Fischer S, Flade M, Schwarz J (2005) Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt (Hrsg.). Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, pp 47–53
- Fox J (2005) The R commander. A basics statistics graphical user interface to R. Journal of Statistical Software 14: 1–42
- Fox J, Weisberg S (2011) An R companion to applied regression (second edition). Thousand Oaks CA, Sage
- Frey-Roos F, Brodmann PA, Reyer HU (1995) Relationship between food resources, foraging patterns, and reproductive success in the water pipit *Anthus sp. spinoletta*. Behavioral Ecology, 6: 287–295
- Frühauf J, Teufelbauer N, 2008. Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich. Vorstudie. BirdLife Österreich, Wien, 141 S.
- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudfeldt C, Eikhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavý T, Stübing S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F, Witt K (2014) Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM (1985) Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 10/II Passeriformes (1. Teil). Aula, Wiesbaden
- Graham MH (2003) Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. Ecology 84: 2809–2915
- Howard C, Stephens PA, Pearce-Higgins JW, Gregory RD, Willis SG (2015) The drivers of avian abundance: patterns in the relative importance of climate and land use. Global Ecology and Biogeography 24: 1249–1260
- Hurlbert SH (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs. Ecological Society of America 54: 187–211
- Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP (2007) Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. PLoS Biol 5, e157
- Kilzer R, Blum V (1991) Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Studio Moser, Dornbirn
- Kratzer D (2011) Aktuelle Brutvorkommen des Bergpiepers (*Anthus spinoletta*) im Südschwarzwald (2009/2010). Naturschutz südlicher Oberrhein 6: 59–62
- Kruess A, Tschardt T (2002) Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. Biological Conservation 106: 293–302
- Laiolo P, Dondero F, Ciliento E, Rolando A (2004) Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. Journal of Applied Ecology 41: 294–304
- Lemoine N, Bauer HG, Peintinger M, Böhning-Gaese K (2007) Effects of climate and land-use change on species abundance in a central euro-

- pean bird community. *Conservation Biology* 21: 495–503
- Lium SE (2013) Long term effects of sheep grazing on alpine avifauna. Master Thesis, unveröffentlicht. Norwegian University of Life Sciences, Ås
- Loe LE, Myrsterud A, Stien A, Steen H, Evans DM, Austrheim G (2007) Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters* 3: 109–111
- MacNally R, Walsh CJ (2004) Hierarchical partitioning public-domain software. *Biodiversity and Conservation* 13: 659–660
- Marka S (1994) Habitatnutzung des Wasserpiepers *Anthus spinoletta* auf Probeflächen des Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 123 der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden
- Maurer K, Weyand A, Fischer M, Stöcklin J (2006) Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 130: 438–446
- Melendez L, Laiolo P (2014) The role of climate in constraining the elevational range of the Water Pipit *Anthus spinoletta* in an alpine environment. *Ibis* 156: 276–287
- Nagelkerke NJD (1991) A note on general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691–692
- Nikolov SC (2010) Effects of land abandonment and changing habitat structure on avian assemblages in upland pastures of Bulgaria. *Bird Conservation International* 20: 200–213
- Pätzold R (1984) Der Wasserpieper. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt
- Pöhacker J (2014) Modelle zur Lebensraumnutzung von Bergpiepern im Nationalpark Gesäuse. Modellierung der Habitatansprüche des Bergpiepers (*Anthus spinoletta spinoletta*) im Nationalpark Gesäuse mit Mitteln der Fernerkundung und GIS. AV Akademiker-verlag, Saarbrücken
- Poschlod P, Bakker JP, Kahmen S (2005) Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology* 6: 93–98
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> Abgerufen am 20.07.2016
- Reidsma P, Tekelenburg T, van den Berg M, Alkemade R (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114: 86–102
- Robin X, Turck N, Hainard A, Tiberti N, Lisacek F, Sanchez JC, Müller M (2011) pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics* 12, 77 pp.
- Rödl T, Rudolph BU, Geiersberger I, Weixler K, Görden A (2012) Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Ulmer, Stuttgart
- Rolando A, Dondero F, Ciliento E, Laiolo P (2006) Pastoral practices and bird communities in Gran Paradiso National Park: management implications in the Alps. *Journal of Mountain Ecology* 8: 21–26
- Schirutschke M, Kalko EKV (2010) Charakterisierung von Nahrungshabitaten der Ringdrossel *Turdus torquatus alpestris* auf zwei verschiedenen Höhenstufen im Oberallgäu. *Ornithologischer Anzeiger* 49: 165–173
- Stöcklin J, Bosshard A, Klaus G, Rudmann-Maurer K, Fischer M (2007) Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen. Thematische Synthese zum Forschungsschwerpunkt II «Land- und Forstwirtschaft im alpinen Lebensraum» des Nationalen Forschungsprogramms NFP 48 «Landschaften und Lebensräume der Alpen» des Schweizerischen Nationalfonds SNF. Zürich
- Tasser E, Tappeiner U (2002) Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science* 5: 173–184
- Van Diggelen R, Sijtsma FJ, Strijker D, van den Burg J, 2005. Relating land-use intensity and biodiversity at the regional scale. *Basic and Applied Ecology* 6: 145–159
- Walter D (1995) Zur Fortpflanzungsbiologie des Bergpiepers *Anthus spinoletta* in den Allgäuer Alpen (Bayern). *Ornithologischer Anzeiger* 34: 61–67
- Wartmann B (1985) Vergleichende Untersuchungen zur Populations-, Brut-, und Nahrungsökologie von Wasserpieper und Steinschmätzer im Dischmatal GR. Diss. Univ. Zürich
- Wickham H (2009) ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer, New York
- Winding N, Werner S, Stadler S, Slotta-Bachmayr L (1993) Die Struktur von Vogelgemeinschaften am alpinen Höhengradienten: Quantitative Brutvogel-Bestandsaufnahmen in den Hohen Tauern (Österreichische Zentralalpen).

Wissenschaftliche Mitteilungen Nationalpark
Hohe Tauern 1: 106–124

Zimmermann P, Tasser E, Leitinger G, Tappeiner
U (2010) Effects of land-use and land-cover
pattern on landscape-scale biodiversity in the
European Alps. *Agriculture, Ecosystems and
Environment* 139: 13–22

Eingegangen am 14. August 2018

Angenommen nach Revision: 24. März 2019



Daniel Honold, Jg. 1988, studierte an der FH Weihenstephan-Triesdorf Forstingenieurwesen und hat an der FH Weihenstephan-Triesdorf sowie der HAFL Zollikofen (Schweiz) seinen Master in Regionalmanagement in Gebirgsräumen abgeschlossen. Seit 2017 ist er freiberuflich tätig und zudem ist er aktuelles Mitglied der Bayerischen Avifaunistischen Kommission (BAK). Ornithologische Schwerpunkte: Alpengvögel, Avifaunistik Bayerns, Vogelzug.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: [58_1](#)

Autor(en)/Author(s): Honold Daniel

Artikel/Article: [Habitatstruktur und Siedlungsdichte des Bergpiepers *Anthus spinoletta* spinoletta in den Allgäuer Hochalpen 16-30](#)