HOCHSCHULE WEIHENSTEPHAN-TRIESDORF

Fakultät Wald und Forstwirtschaft

Studiengang Regionalmanagement in Gebirgsräumen

MASTERARBEIT

Habitatstrukturanalyse und Siedlungsdichte des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* in den Allgäuer Hochalpen.

Verfasser: **Daniel Honold**
Kohlgrubäcker 17
87549 Rettenberg

Gutachter: **Prof. Dr. Volker Zahner**

Datum der Abgabe: **29.09.2016**

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis 4

Tabellenverzeichnis 7

Abkürzungsverzeichnis 8

1 Zusammenfassung 9

2 Einleitung 10

3 Material und Methoden 11

3.1 Untersuchungsart 11

3.2 Untersuchungsgebiet 13

3.3 Erfassung der Bergpieper 16

3.4 Struktur- und Umweltvariablen 17

3.5 Datenaufbereitung 20

3.6 Statistische Methoden und Auswertungen 21

4 Ergebnisse 23

4.1 Kartierergebnisse und Siedlungsdichte 23

4.2 Struktur- und Umweltvariablen 25

4.2.1 Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen 25

4.2.2 Vergleich besetzter und unbesetzter Reviere 40

4.2.3 Habitatmodell 55

5 Material- und Methodendiskussion 58

5.1 Untersuchungsart 58

5.2 Untersuchungsgebiet 58

5.3 Kartierung 59

5.4 Struktur- und Umweltvariablen 60

6 Ergebnisdiskussion 61

6.1 Kartierergebnisse und Siedlungsdichte 61

6.2 Struktur- und Umweltvariablen 62

7 Schutzmaßnahmen und Managementempfehlungen 69

Literaturverzeichnis 73

Anhang 1: Strauchanteil und Beweidung 83

Anhang 2: Felsanteil und Beweidung 84

Anhang 3: Lägerfluren und Beweidung 85

Anhang 4: Rohbodenanteil und Beweidung 86

Anhang 5: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe und Reviere 87

Anhang 6: ROC des Habitatmodells 88

Digitaler Anhang 89

Abstract 90

Erklärung 91

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage und Übersicht der drei Untersuchungsgebiete. 15
Abb. 2: Wetterdaten der Station Oberstdorf (Quelle: DWD 2016). 15
Abb. 3: Aufnahme der Vegetationshöhe und –dichte in UG_3. 18
Abb. 4: Blumenwiese im Untersuchungsgebiet. 22
Abb. 5: Lage der Reviere (n = 29) und der Zufallspunkte (n = 29) in den drei Untersuchungsgebieten. 23
Abb. 6: Höhenverteilung aller festgestellten Reviere je Höhenstufe (n = 29). 24
Abb. 7: Prozentualer Kräuteranteil der zufällig verteilten Reviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 25
Abb. 8: Prozentualer Grasanteil der Zufallsreviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 26
Abb. 9: Charakterart der Alpweide: Arnika *Arnica montana*. 27
Abb. 10: Expositionen der zufällig verteilten Reviere auf Gebieten mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 29
Abb. 11: Hangneigungen der Zufallsreviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 30
Abb. 12: Höhenverteilung der Zufallsreviere mit (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 31
Abb. 13: Vegetationshöhe der beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Zufallsreviere 32
Abb. 14: Standardabweichung der Vegetationshöhe auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten Zufallsrevieren. 33
Abb. 15: Vegetationsheterogenitätsindex der Zufallsreviere auf Flächen mit (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12). 34
Abb. 16: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe auf den beweideten (n = 17) und unbeweideten Zufallsrevieren (n = 12). 35
Abb. 17: Die unbewirtschafteten Flächen im Untersuchungsgebiet weisen niedrigere Vegetationsheterogenitätsindexwerte auf. Die Vegetation ist somit einheitlicher. 36
Abb. 18: Vegetationsdichte in 0 – 5 cm Höhe der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten. 37
Abb. 19: Vegetationsdichte in 15 - 20 cm Höhe der Zufallsreviere in beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten. 38
Abb. 20: Prozentualer Kräuteranteil der Reviere („1“, n = 29) und der Zufallsreviere („0“, n = 29). 40

Abb. 21: Prozentualer Grasanteil in Revieren („1“, n = 29) und in Nicht-Revieren („0“, n = 29). 41
Abb. 22: Prozentualer Anteil an Sträuchern in unbesetzten („0“; n = 29) und besetzten Revieren („1“; n = 29). 42
Abb. 23: Prozentualer Felsanteil der Reviere („1“; n = 29) und Nicht-Reviere („0“; n = 29). 43
Abb. 24: Prozentualer Anteil der Lägerfluren in unbesetzten Zufallsrevieren („0“; n = 29) und in besetzten Revieren („1“; n = 29). 44
Abb. 25: Rohbodenanteil in m² in Revieren („1“; n = 29) und Zufallsflächen („0“, n = 29)... 45
Abb. 26: Expositionen der Reviere („1“; n =29) und Zufallsreviere („0“, n = 29). 46
Abb. 27: Hangneigungen der Reviere („1“; n = 29) und Zufallsreviere („0“; n = 29). 47
Abb. 28: Höhenlage der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29). 48
Abb. 29: Vegetationshöhe der zufällig verteilten Reviere („0“; n = 29) und der besetzten Reviere („1“; n = 29). 49
Abb. 30: Standardabweichung der Vegetationshöhe in den Zufallsrevieren („0“; n = 29) und den Revieren („1“; n = 29). 50
Abb. 31: Vegetationsheterogenitätsindex der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29). 51
Abb. 32: Vegetationsdichten in 0 – 5 cm Höhe für die Reviere („1“; n = 29) und die Zufallsreviere („0“; n = 29). 52
Abb. 33: Vegetationsdichte in 15 – 20 cm Höhe für die Zufallsreviere („0“; n = 29) und die Reviere („1“; n = 29). 53
Abb. 34: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Kräuteranteils für verschiedene Beweidungsniveaus. 55
Abb. 35: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe für verschiedene Beweidungsniveaus. 56
Abb. 36: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Strauchanteils für verschiedene Beweidungsniveaus. 57
Abb. 37: Typisch für beweidete Gebiete sind die sogenannten „Terrassierungen“ oder „Treppungen“, die im Bildhintergrund zu erkennen sind. 59
Abb. 38: Strauchanteil der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten. 83
Abb. 39: Felsanteil der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten. 84

Abb. 40: Prozentualer Anteil an Lägerfluren auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten (n = 12) Zufallsflächen. 85
Abb. 41: Rohbodenanteil in m² auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten (n = 12) Zufallsflächen. 86
Abb. 42: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29). 87
Abb. 43: ROC-Kurve des Habitatmodells. 88

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Größe, Lage und Beweidung der Bergpieperuntersuchungsgebiete. 16
Tab. 2: Erfasste Struktur- und Umweltvariablen mit der jeweiligen Erfassungsmethode. 19
Tab. 3: Anzahl der Reviere und Abundanzen je Untersuchungsgebiet. 24
Tab. 4: Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den unbeweideten und beweideten Zufallsrevieren mit ihren Mittelwerten, Standardabweichungen und Medianen. . 39
Tab. 5: Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren mit ihren Mittelwerten, Standardabweichungen und Medianen. 54
Tab. 6: Verbleibende Variablen im finalen Habitatmodell. 56
Tab. 7: Gefährdungsursachen für den Bergpieper. 72

Abkürzungsverzeichnis

AUC	Area Under Curve
BP	Brutpaar(e)
DGM	Digitales Geländemodell
GIS	Geoinformationssystem
GLM	Generalisiertes Lineares Modell
ha	Hektar
Mio.	Million(en)
m ü.M.	Meter über Meer
N	Nord(en)
NN	Normal Null
NSG	Naturschutzgebiet
O	Ost(en)
ROC	Receiver Operator Characteristics
S	Süd(en)
UG	Untersuchungsgebiet(e)
W	West(en)
WMS	Web Map Service

1 Zusammenfassung

Honold, Daniel

Habitatstrukturanalyse und Siedlungsdichte des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* in den Allgäuer Hochalpen.

Masterarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, September 2016, 91 S.

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. Mithilfe eines generalisierten linearen Modells (GLM) mit Binominal-Verteilung wurde abschließend die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Bergpieper modelliert. Beweidete Flächen wiesen sowohl einen signifikant niedrigeren Kräuter- als auch einen signifikant höheren Grasanteil auf. Auf den Flächen ohne Beweidung waren dagegen die Vegetationsdichte und -höhe signifikant höher. Die Vegetationsstruktur der unbewirtschafteten Gebiete war zudem signifikant einheitlicher. Die Vegetationshöhe und –dichte hatten keine signifikanten Einflüsse auf die Revierbesetzung. Die Reviere wiesen allerdings einen leicht höheren Kräuteranteil auf. Der Strauchanteil beeinflusste die Revieransiedlung nicht. Die Hangneigung war dagegen signifikant höher in den Revieren. Die Ergebnisse des generalisierten linearen Modells (GLM) deuten zudem darauf hin, dass die Beweidung einen positiven Einfluss auf die Ansiedlung des Bergpiepers hat.

Schlagwörter: Bergpieper, *Anthus spinoletta spinoletta*, GLM, Beweidung, Habitatstrukturen, Siedlungsdichte, Allgäuer Hochalpen

2 Einleitung

Die Landnutzung hat neben dem Klima einen großen Einfluss auf die Häufigkeit von Vögeln (Howard et al. 2015; Jetz et al. 2007; Lemoine et al. 2007). Ihr kommt dabei vor allem eine entscheidende Rolle in der Formung, Gestaltung und Prägung der Landschaft zu (Stöcklin et al. 2007). Auch für die Alpen wurden seit mehreren Jahrhunderten diverse Landschaftsveränderungen durch vielfältige Landnutzungen festgestellt (Bätzing 1991). Landwirtschaftliche Nutzungen können dort seit mittlerweile mehr als 6000 Jahren nachgewiesen werden (Bätzing 1991; Lichtenberger 1994, zitiert in Laiolo et al. 2004). Die meist traditionelle und kleinräumige Nutzung führte im Laufe der Zeit zur Entwicklung besonderer Ökosysteme (Bätzing 1991; Stöcklin et al. 2007). Heutzutage findet man in der anthropogen geschaffenen alpinen Kulturlandschaft häufig eine große Artenvielfalt, die sich oft erst durch die Bewirtschaftung der Flächen entwickeln konnte (Stöcklin et al. 2007). Neben den bewirtschafteten Alpflächen finden sich hier allerdings auch noch große Flächen unbewirtschafteter alpiner Matten. Insbesondere Vögel reagieren als Bioindikatoren sehr schnell auf Habitat- und Umweltveränderungen in ihren Lebensräumen (Gregory et al. 2003; Gregory und van Strien 2010). So beeinflussen Änderungen in der Landnutzung in erster Linie die Vegetation eines Gebiets (Maurer et al. 2006; Tasser und Tappeiner 2002). Dies wirkt sich sekundär häufig auf Vogelarten aus, für die die Vegetationshöhe und –dichte unter anderem wichtig für die Nahrungssuche und bei der Auswahl des besiedelten Habitats sind (Butler und Gillings 2004; Cody 1985). Allgemein konnte in zahlreichen Studien festgestellt werden, dass Nutzungsintensivierungen als auch die Aufgabe der Bewirtschaftung gleichermaßen zu einem Verlust der biologischen und genetischen Vielfalt führen können (Poschold et al. 2005; Reidsma et al. 2006; van Diggelen et al. 2005; Zimmermann et al. 2010). Dies betrifft nicht nur die Tallagen, sondern auch die alpinen Weiden und Wiesen innerhalb des Alpenbogens (Tappeiner et al. 2006). Gerade im Alpenraum kommt der Alpbewirtschaftung daher eine entscheidende Rolle hinsichtlich des Erhalts der biologischen Vielfalt zu (Stöcklin et al. 2007).

Im Rahmen dieser Arbeit soll daher der Frage nachgegangen werden, ob Beweidung die Ansiedlung des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* (LINNAEUS 1758) beeinflusst und welche Habitatstrukturen die Ansiedlung der Pieper begünstigen.

Ausgehend von den Ergebnissen und der vorhandenen Literatur wurden zudem Schutz- und Managementempfehlungen für den Bergpieper in der alpinen Landschaft zusammengefasst und formuliert.

3 Material und Methoden

Im Jahr 2016 wurden zwischen den Monaten Mai und Juli Bergpieperreviere in ausgewählten Flächen innerhalb des Naturschutzgebietes Allgäuer Hochalpen (Bayerische Alpen, Deutschland) erfasst. Die Erfassung wurde auf Flächen mit und ohne Beweidung durchgeführt. Die Struktur- und Umweltvariablen wurden an vier Terminen in der zweiten und dritten Julidekade aufgenommen. Der Zusammenhang zwischen den Revieren und den Struktur- und Umweltvariablen wurde abschließend mithilfe eines generalisierten linearen Modells (GLM) analysiert.

3.1 Untersuchungsart

Der Bergpieper *Anthus spinoletta* wurde lange Zeit gemeinsam mit dem Pazifik- *Anthus rubescens* und Strandpieper *Anthus petrosus* unter dem Namen Wasserpieper *Anthus spinoletta* als eigene Art geführt (Böhm 2000). Genetischen Untersuchungen zur Folge wurde der Wasserpieper in der Zwischenzeit jedoch in drei eigenständige Arten aufgetrennt (Sangster et al. 2002). Berg-, Pazifik- und Strandpieper werden daher mittlerweile als eigene Arten mit mehreren Unterarten geführt (ebd.).

Dem Bergpieper werden heute drei Unterarten zugeschrieben (Bauer et al. 2005). In den Gebirgsstöcken Asiens kommt die Unterart *Anthus spinoletta blakistoni* vor. Die Brutgebiete reichen von Afghanistan über das Tienschan bis nach Zentral-China. Weiter westlich davon schließt sich das Brutareal von *Anthus spinoletta coutelli* an. Dies erstreckt sich vom Kaukasus und der Türkei bis in den Nordiran. Die in Europa vorkommende Nominatform *Anthus spinoletta spinoletta* besiedelt vor allem die Gebirge Zentral- und Südeuropas (ebd.). 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 und die Karpaten (Bauer et al. 2005; BirdLife International 2016; Gedeon et al. 2014). Die Inseln Korsika und Sardinien werden ebenso besiedelt wie der Balkan und die Vogesen (ebd.).

In dieser Arbeit wurde die Nominatform des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* näher untersucht.

Der aktuelle Brutbestand für Deutschland wird mit etwa 900 - 1.800 Revieren angegeben (Gedeon et al. 2014; Rödl et al. 2012). Europaweit wird der Bestand auf 640.000 - 2,0 Mio. Paare geschätzt. In Deutschland brütet die Art nahezu nur noch in den Bayerischen Alpen (ebd.). Ein kleines, isoliertes Restvorkommen außerhalb der Bayerischen Alpen findet sich

in Deutschland momentan nur noch im Schwarzwald (Ebenhöh 2003; Kratzer 2011). Der Bergpieper steht in Baden-Württemberg allerdings kurz vor dem Aussterben als Brutvogel (ebd.). Der bayerische Alpenbogen hingegen ist flächig besiedelt und aktuell sind keine großen Arealveränderungen erkennbar (Rödl et al. 2012). Es wird jedoch für einzelne Quadranten im Randbereich des Verbreitungsgebiets ein Rückzug bemerkt. Dieser konzentriert sich vor allem auf die niedrigeren Lagen. Ehemals besiedelte Gebiete, wie die Hochlagen des Bayerischen Waldes, sind mittlerweile erloschen. Ob dieser Rückgang methodisch oder durch andere Gründe bedingt ist, ist momentan unklar (ebd.). Auffällig ist, dass dies für Gebiete in der Schweiz ebenfalls festgestellt wurde (Maumary et al. 2007). Die höchsten Dichten des Bergpiepers in Bayern werden aktuell in einigen Gebieten im Allgäu und im Wettersteingebirge erreicht (Rödl et al. 2012). Insgesamt wird der Bestand sowohl kurz- als auch langfristig als stabil eingeschätzt (Sudfeldt et al. 2013). Der Bergpieper wird momentan nicht in der Roten Liste Bayerns als gefährdet eingestuft (BayLfU 2016a). Auch BirdLife International (2016) stuft den Bergpieper als nicht gefährdet ein.

Der typische Lebensraum des Bergpiepers sind die alpinen Matten und Rasen der subalpinen und alpinen Stufe (Glutz von Blotzheim et al. 1985). Die meisten Reviere liegen im Bereich zwischen 1.250 - 2.350 m, wobei der Schwerpunkt der Reviere zwischen 1.600 - 2.000 m liegt (Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984). Die vertikale Verbreitung zur Brutzeit reicht von etwa 700 m bis nahezu 3.000 m (ebd.). Optimale Habitate zeichnen sich vor allem durch kurzrasige, offene Flächen aus, die gleichzeitig ein hohes Angebot an Warten sowie feuchte oder sumpfige Stellen aufweisen (Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984). Niedrige Vegetation wie Gräser oder Zwergsträucher sind für die Bodenbrüter eine genauso wichtige Habitatrequisite wie Altschneefelder. Bereiche, die früh im Jahr schneefrei sind, werden von den Piepern bevorzugt besiedelt und als Reviere ausgewählt. Geeignete Habitate weisen häufig eine stärkere Hangneigung auf und liegen gerne in Nord- oder West-Lagen (ebd.). Gemieden werden hingegen ein dichter Baumbestand oder hohe Vegetation (Glutz von Blotzheim et al. 1985). Blockschutthalden werden ebenfalls nicht besiedelt (Andretzke et al. 2005).

Die Nester der Bodenbrüter werden dabei in kleinen Erdmulden angelegt, welche sich häufig in Hanglagen befinden (Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984). Diese können dabei in mehrere verschiedene Nesttypen eingeteilt werden, wobei Höhlen- oder Muldennester den Großteil der Nester darstellen (ebd.). Diese Form von Nest bietet Schutz gegenüber ungünstigen Witterungsverhältnissen wie Schnee oder Starkregen (Bauer et al.

2005; Böhm und Landmann 1995; Böhm 2000). Gewöhnlich brüten die Vögel nur einmal im Jahr, selten findet eine zweite Jahresbrut statt (Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Pätzold 1984). Gewöhnlich werden dabei vier bis fünf Eier gelegt. Ausnahmsweise können aber auch sechs oder sieben Eier pro Gelege vorkommen. Die Brutdauer beträgt circa 14 - 15 Tage und in etwa nochmal so lange werden die Nestlinge von den Altvögeln gefüttert. Danach werden die Jungvögel noch etwa zehn bis 14 Tage von den Adulten geführt (ebd.).
Die Hauptbrutzeit erstreckt sich üblicherweise von Anfang Mai bis Mitte Juli, wobei die Reviere meist ab Ende April besetzt werden und der Brutzeitraum im Sommer bis Ende Juli reichen kann (Andretzke et al. 2005; Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984). Die Reviere werden dabei ganztägig durch den typischen Singflug des Männchens angezeigt und verteidigt. Die Nistplatzwahl erfolgt in der Regel durch das Weibchen (Böhm und Landmann 1995; ebd.).
Gefährdungsfaktoren für den Bergpieper stellen vor allem Veränderungen im Lebensraum oder der Landnutzung dar (Bauer et al. 2005). Freizeit- und Tourismusaktivitäten im Lebensraum der Vögel sowie klimatische Veränderungen können als weitere Gefährdungsursachen aufgezählt werden (ebd.). In einigen Gebieten Europas werden in neuerer Zeit jedoch Verluste sowohl im besiedelten Areal als auch im Bestand festgestellt (Bauer et al. 2005). Dies wird vor allem auf Lebensraumverluste oder –beeinträchtigungen zurückgeführt. Aufkommende Sukzession durch die Aufgabe der Alm-/Alpbewirtschaftung kann ebenso ein Gefährdungsfaktor sein wie die Eutrophierung des Lebensraums infolge von Düngung oder eine Intensivierung durch erhöhten Viehbesatz (Bauer et al. 2005; Walter 2005). Folgen daraus sind beispielsweise das Zuwachsen offener Bereiche und eine höhere Vegetation, aus der eine schlechtere Nahrungsverfügbarkeit resultieren kann. Durch erhöhten Viehbesatz kann es zu Nestverlusten infolge von Viehvertritt kommen (ebd.). Eine ausführliche Übersicht zu den Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen findet sich in Kapitel 7.

3.2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im Naturschutzgebiet (NSG) Allgäuer Hochalpen in Süddeutschland. Das NSG erstreckt sich durch Verordnung vom 16. Januar 1992 gemäß Schutzgebietskennung 700.38 auf einer Fläche von 20.798 ha über die Gemeinden Bad Hindelang, Sonthofen und Oberstdorf (Schneider 2011; Werth 2016, persönliche Mitteilung). Deutschlandweit zählt es zu den größten Naturschutzgebieten. Das NSG

zeichnet sich vor allem aufgrund der Flächengröße, aber auch durch seine Gesteinsvielfalt aus. Daneben finden sich hier viele seltene und gefährdete Tiere und Pflanzen (ebd.).

Das UG teilt sich in drei kleine bis mittelgroße Teilgebiete auf. Alle Gebiete befinden sich innerhalb der NSG-Grenzen sowie in räumlicher Nähe zueinander. Teilgebiet „UG_1“ hat eine Flächengröße von 121 ha und erstreckt sich auf die Höhenstufen von 1.600 - 1.950 m. Teilgebiet Nummer zwei („UG_2“) liegt in direkter Nähe zu „UG_1“ und ist mit 8,4 ha das kleinste Gebiet. Es erstreckt sich aufgrund seiner Lage auch nur von 1.800 bis 1.950 m. Teilgebiet „UG_3“ weist eine Flächengröße von 60 ha auf und reicht von 1.600 - 2.000 m. Die Teilgebiete „UG_2“ und „UG_3“ werden ganzjährig nicht beweidet, wohingegen „UG_1“ im Sommerhalbjahr beweidet wird.

Alle Gebiete liegen in der Hochgebirgsstufe in der subalpinen und alpinen Zone. Die Untersuchungsflächen sind überwiegend südexponiert. Der niedrigste Punkt der Teilgebiete liegt bei etwa 1.600 m, der höchste liegt bei 2.000 m. Die Untersuchungsgebiete weisen zusammen eine Fläche von 189,4 ha auf, wovon 121 ha beweidet und 68,4 ha unbeweidet sind.

Das UG Nummer 1 (beweidet) liegt im Bereich der Alpgenossenschaft Seealpe. Während der Sommermonate werden dort von Anfang/Mitte Juni bis Mitte September etwa 220 bis 230 Stück Jungvieh gesömmert. Die gesamte Weidefläche umfasst 229 ha Lichtweidefläche. Das Vieh wird hier in Staffelbeweidung beschlagen, d. h., dass das Vieh nacheinander auf neue Flächen getrieben wird und während des Alpsommers regelmäßig neue Flächen nutzt. Das Vieh folgt hierbei der Vegetationsentwicklung entlang verschiedener Höhenstufen in die Höhe. Ab Mitte August wird das Vieh dann wieder in niedrigere Höhen getrieben (Anonymus 2016).

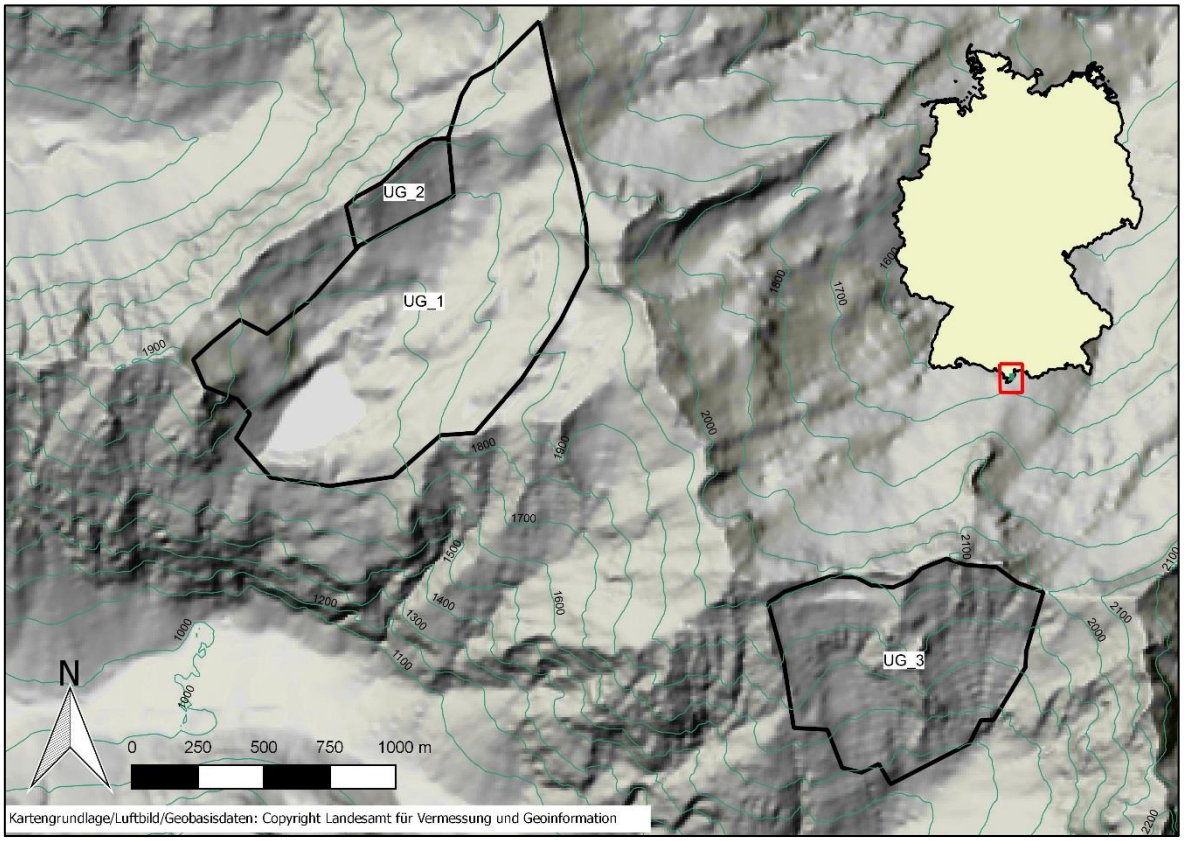

Abb. 1: Lage und Übersicht der drei Untersuchungsgebiete.

Die geologische Raumeinheit sind die Allgäuer Alpen (BayLfU 2016b). Das Klima ist subozeanisch geprägt (Schneider 2011). Die Jahresniederschlagssumme liegt bei über 2000 mm bei einer Jahresmitteltemperatur von 2°C - 3°C (BayLfU 2016b; Schneider 2011). Die Wetterdaten für das Jahr 2016 wurden der Internetseite https://www.dwd.de entnommen (Abb. 2). Die Daten enthalten die Werte der Station Oberstdorf, Landkreis Oberallgäu, welche in räumlicher Nähe zum Untersuchungsgebiet liegt.

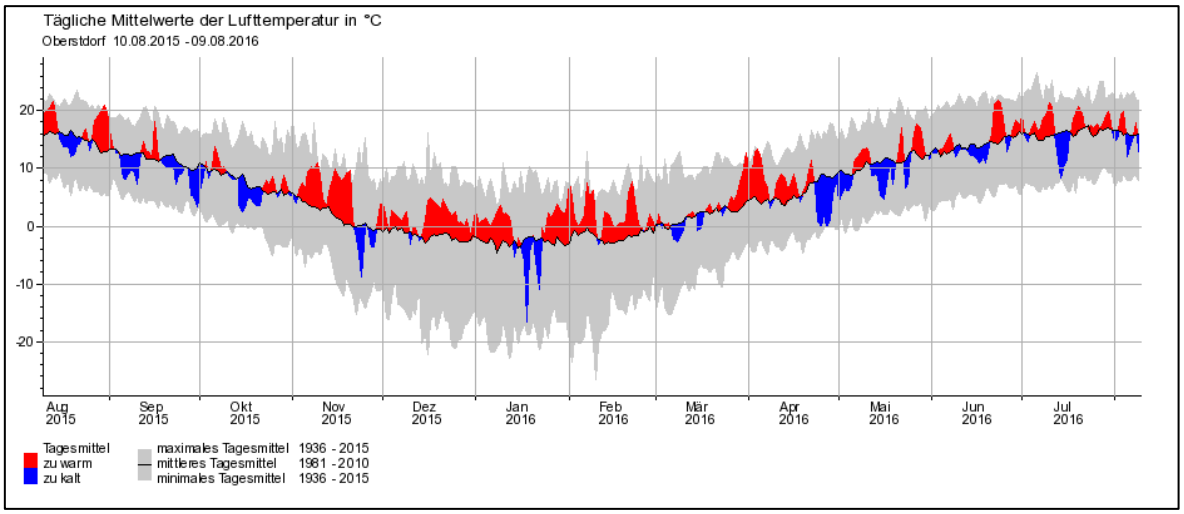

Abb. 2: Wetterdaten der Station Oberstdorf (Quelle: DWD 2016).

Die Gebiete liegen im Kalkalpin, mit Hauptdolomit als vorherrschender Gesteinsart (BGL 1996; Schneider 2011; Scholz 1995). Dieser zeichnet sich vor allem durch kalkhaltige Böden aus (ebd.). Auf den Flächen dominierten bei den Baumarten vor allem Fichten *Picea albie*s und Latschenkiefern *Pinus mugo mugo*.

Tab. 1: Größe, Lage und Beweidung der Bergpieperuntersuchungsgebiete.

Gebiet	Größe [ha]	Höhe [m ü.M.]	Koordinaten	Beweidung
UG_1	121,0	1.600 - 1.950	10°20'41" E 47°24'09" N	Ja
UG_2	8,4	1.800 - 1.950	10°20'35" E 47°24'25" N	Nein
UG_3	60,0	1.600 - 2.000	10°22'12" E 47°23'26" N	Nein

3.3 Erfassung der Bergpieper

Die Bergpieper wurden nach der Revierkartierungsmethode erfasst (Bibby et al. 1995; Fischer et al. 2005). Die Erfassung und Auswertung richtete sich dabei nach Andretzke et al. (2005). Die Kartierungen wurden überwiegend in den frühen Morgenstunden von Sonnenaufgang bis fünf Stunden nach Sonnenaufgang und bei guter Witterung durchgeführt. An regnerischen oder windigen Tagen wurde nicht kartiert. Im Zeitraum von Mitte Mai bis Anfang Juli wurden bei guten Wetterbedingungen auch tagsüber Erfassungen durchgeführt. Diese konzentrierten sich anfänglich vor allem auf die Kartierung singender Männchen, im weiteren Verlauf der Brutsaison wurde gezielter auf warnende, verleitende oder futtertragende Vögel geachtet. Jede Untersuchungsfläche wurde dabei mindestens fünfmal begangen. Die revieranzeigenden Vögel wurden während der Begehung in eine Karte mit dem Maßstab 1:10.000 eingetragen. Insgesamt wurden zwischen dem 21.05. und dem 08.07.2016 an 13 Tagen Bergpieper-Erfassungen durchgeführt. Nach Abschluss der Kartierarbeiten wurden die pro Kartierdurchgang erfassten Artnachweise in eine separate Karte übertragen und es wurden Papierreviere abgegrenzt. Für jedes abgegrenzte Revier wurde abschließend ein Reviermittelpunkt gesetzt. Die Punkte wurden dabei gutachterlich anhand der Kartierergebnisse der einzelnen Kartierdurchgänge festgelegt. Die Punkte wurden anschließend mittels QGIS 2.4.0 (QGIS Development Team 2014) digitalisiert.

3.4 Struktur- und Umweltvariablen

Die Struktur- und Umweltvariablen wurden an vier Tagen zwischen dem 19. und 30. Juli aufgenommen. Die Datenaufnahmen in den beweideten Gebieten erfolgten vor dem Viehauftrieb. Folgende Variablen wurden aufgenommen und erfasst:

- durchschnittliche Vegetationshöhe
- durchschnittliche Vegetationsdichte
- Heterogenität der Vegetation
- Beweidung (N = keine Beweidung, J = Beweidung)
- Bedeckung mit Sträuchern in Prozent
- Bedeckung mit Felsen in Prozent
- Bedeckung mit Gras in Prozent
- Bedeckung mit Kräutern in Prozent
- Bedeckung mit Lägerfluren in Prozent
- Bedeckung mit Rohboden in m²

Die Bedeckungsanteile wurden jeweils anteilig geschätzt.

Die Variablen wurden im Umkreis von 40 m um die Reviermittel- bzw. Zufallspunkte erfasst. Zur Ermittlung der durchschnittlichen Vegetationshöhe wurden insgesamt 40 Messungen der Vegetationshöhe pro Aufnahmepunkt (Reviermittelpunkt oder Zufallspunkt) durchgeführt. Die durchschnittliche Höhe der Vegetation ergab sich aus dem Mittelwert der 40 Messungen. Die Messpunkte lagen dabei zufällig im 40 m Radius verteilt. Zur Ermittlung der durchschnittlichen Vegetationsdichte wurde ein Pappkarton (22 x 30 cm), welcher in 5 cm und 10 cm Rechtecke unterteilt wurde, benutzt. Insgesamt waren fünf Höhenbereiche mit folgenden Höhen vorgegeben: 0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 15 cm, 15 - 20 cm und 20 - 30 cm. Für die Messung der Vegetationsdichte wurde der Karton im rechten Winkel in die Vegetation gestellt (Abb. 3) und im Abstand von fünf Metern betrachtet. Aus dieser Entfernung wurde für jede Höhe die prozentuale Bedeckung des Kartons durch die Vegetation geschätzt. Pro Aufnahmepunkt wurden acht Messungen der Vegetationsdichte durchgeführt. Diese lagen ebenfalls innerhalb im 40 m Umkreis um die Reviermittel- bzw. Zufallspunkte und wurden an zufälligen Stellen erhoben.
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 (Abb. 3). Die Heterogenität wurde dann folgendermaßen berechnet:

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

Max enspricht 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). Insgesamt wurden pro Aufnahmepunkt zehn Heterogenitätsindexwerte aufgenommen und berechnet. Aus diesen zehn Indexwerten wurde anschließend der Mittelwert als weiterer Referenzwert genommen. Die Heterogenitätswerte befanden sich ebenfalls im 40 m Radius um die Reviermittel- bzw. Zufallspunkte.

Abb. 3: Aufnahme der Vegetationshöhe und –dichte in UG_3.

Die Werte für Exposition, Hangneigung und Höhenlage wurden anhand der zur Verfügung stehenden GIS-Daten aus dem digitalen Geländemodell (DGM) ermittelt. Für alle drei Variablen wurden jeweils die Mittelwerte der Stichprobenpunkte berechnet. Dazu wurden die einzelnen Stichprobenpunkte (Revier bzw. Zufallspunkt) mit einem 40 m Radius um den jeweiligen Aufnahmepunkt gepuffert. Weiter wurden aus dem DGM neue Raster zu Exposition und Hangneigung erstellt. Mithilfe des Tools „Zonenstatistik“ konnten sich aus

den neu gebildeten Rasteroberflächen die Mittelwerte der einzelnen Zonen berechnet werden lassen. Die Mittelwerte der Höhen wurden über die Zonenstatistik und dem DGM ermittelt. Die Exposition und die Hangneigung wurden jeweils in Grad gemessen, die Höhe in Meter über Meer.

Tab. 2: Erfasste Struktur- und Umweltvariablen mit der jeweiligen Erfassungsmethode.

Variable	**Erfassungsmethode**
Durchschnittliche Vegetationshöhe	40 Messungen im Radius von 40 m um jeden Aufnahmepunkt mittels Meterstab
Durchschnittliche Vegetationsdichte	Pappkarton mit Unterteilung in fünf Höhen (0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 15cm, 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

3.5 Datenaufbereitung

Die Grundlage für die Untersuchung bildete die Kartierung der Bergpieperreviere in den drei Teilgebieten. Nach Abschluss der Erfassung wurden den Revieren, wie bereits in Kapitel 3.3 beschrieben, Reviermittelpunkte zugewiesen. Diese wurden gutachterlich anhand der Kartierergebnisse festgelegt. Die Reviermittelpunkte wurden dann für jedes Revier als Punkt in QGIS 2.4.0 (QGIS Development Team 2014) digital verortet. Die Grundlage für die Eingabe in das GIS bildete ein Luftbild der Bayerischen Vermessungsverwaltung. Dies lag als WMS-Dienst vor. Die UGs wurden ebenfalls digital eingegeben und lagen als Polygone im GIS vor. Anschließend wurde mithilfe des Tools „Puffer“ ein Pufferbereich um jedes Revier kreiert. Die Reviere mit Pufferbereich wurden anschließend aus dem Polygon der UGs „ausgeschnitten“. Als Distanz um den Reviermittelpunkt wurden 40 m gewählt. Das dadurch neu entstandene Polygon (ohne die gepufferten Reviermittelpunkte) bildete danach die weitere Grundlage zur Ermittlung der Zufallspunkte. Mithilfe des Tools „Zufällige Punkte“ wurden anschließend Zufallspunkte innerhalb des neu entstandenen Polygons erstellt, die als Referenzpunkte dienten. Zuvor wurde noch festgelegt, in welche Bereiche die Zufallspunkte fallen dürfen. Flächen, die nicht durch Bergpieper besiedelbar oder im Rahmen der Strukturaufnahme nicht begehbar waren, wurden von der Berechnung ausgeschlossen. Dies betraf überwiegend felsige und steile Bereiche. Es wurde auch darauf geachtet, dass es zwischen den Reviermittelpunkten und den Zufallspunkten zu keinen Überschneidungen innerhalb des 40 m Umkreises kommt. Die Anzahl der Zufallspunkte entsprach dabei der Anzahl der Reviere. Nachdem die Zufallspunkte im GIS und die Reviere mithilfe der Kartierung ermittelt wurden, konnten die in Kapitel 3.4 genannten Struktur- und Umweltvariablen im Feld aufgenommen werden. Die Variablen wurden pro Punkt vor Ort erfasst und in einem standardisierten Beiblatt eingetragen. Zu den in Kapitel 3.4 aufgeführten Variablen wurde zusätzlich noch eine Unterscheidung in Reviere („1“) und in Zufallspunkte („0“) vorgenommen. Nach der Aufnahme der Variablen wurden die Daten anschließend in Microsoft Excel 2013 eingetragen und so für die weitere Verarbeitung und Auswertung aufbereitet. Die Daten wurden anschließend in RStudio übertragen und ausgewertet.

Die statistischen Auswertungen wurden mit R Version 3.3.1 (R Core Team 2016) sowie Microsoft Excel 2013 durchgeführt. Die Karten wurden mit QGIS 2.4.0 erstellt. Datenabfragen wurden ebenfalls mithilfe von QGIS 2.4.0 durchgeführt (QGIS Development Team 2014).

3.6 Statistische Methoden und Auswertungen

Die Variablen wurden zuerst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung getestet. Es wurden parametrische (t-Test) oder nicht-parametrische Tests (Mann-Whitney-U-Test) angewandt, abhängig davon, ob Normalverteilung vorlag oder nicht. Lag eine Normalverteilung der Daten vor, so wurde mit dem Levene-Test auf Varianzhomogenität getestet. Mit den zwei Testverfahren (t-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test) wurde untersucht, ob es Unterschiede zwischen den Revieren auf beweideten und unbeweideten Flächen gibt und, ob es Unterschiede zwischen Revieren und zufällig festgelegten Revieren gibt. Um die Habitatpräferenzen der Bergpieper näher zu beschreiben, wurde ein generalisiertes lineares Modell (GLM) mit Binominal-Verteilung verwendet. Als Signifikanzlevel wurde allgemein $\alpha = 0{,}05$ akzeptiert.

Der Habitatmodellierungsprozess erfolgte anhand von Präsenz-Absenz-Daten. Vor der Modellberechnung wurden die Variablen selektiert, um den Erklärungsgehalt des Modells zu verbessern. Die Korrelation der Variablenpaare wurde mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman geprüft. Eine zu starke Korrelation wurde bei $|r_{spearman}| > 0{,}7$ 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. Das finale Modell wurde folgendermaßen berechnet:

$$\text{Revier} \sim \text{Bin}(\pi_i)$$

$$E(\text{Revier}) = \pi_i \quad \text{und} \quad var(\text{Revier}) = \pi_i \times (1 - \pi_i)$$

$$\text{logit}(\pi_i) = \eta_i$$

$$\eta_i = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Vhoehe_varkoeff}_i + \beta_3 \times \text{Kraeuteranteil}_i + \beta_4 \times \text{Strauchanteil}_i + \beta_5 \times \text{Hoehe_ue_NN}_i + \beta_6 \times \text{Beweidung}_i$$

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).

Abb. 4: Blumenwiese im Untersuchungsgebiet.

4 Ergebnisse

4.1 Kartierergebnisse und Siedlungsdichte

Die Ergebnisse der Revierkartierung ergaben insgesamt 29 Reviernachweise (Abb. 5).

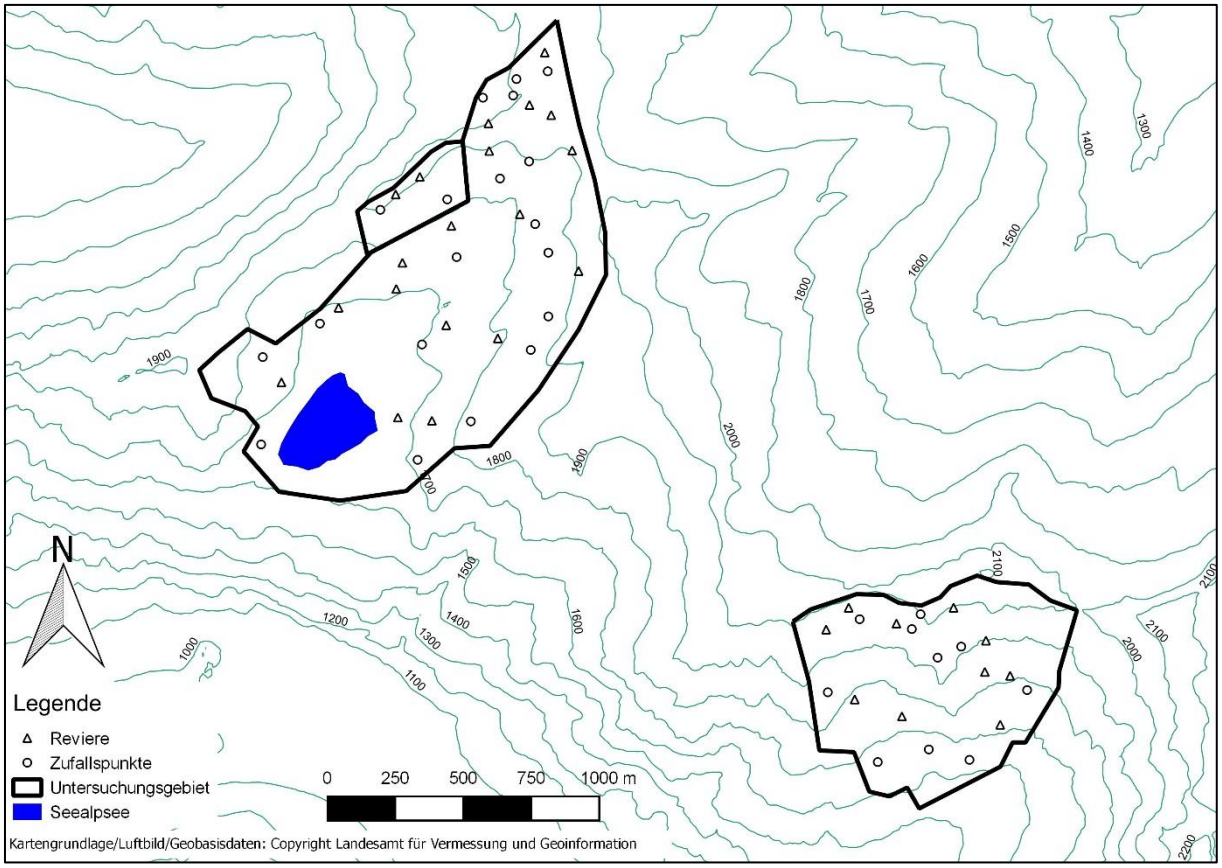

Abb. 5: Lage der Reviere (n = 29) und der Zufallspunkte (n = 29) in den drei Untersuchungsgebieten.

Davon entfielen 17 auf das beweidete UG („UG_1“) und 12 auf die zwei unbeweideten Gebiete. Die 17 Reviernachweise auf dem Gebiet mit Beweidung wurden auf einer Fläche von 121 ha festgestellt. Da etwa 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 Gebiete „UG_2“ und „UG_3“ 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 Flächen „UG_2“ und „UG_3“ separat, so ergeben sich Abundanzen von 2,4 Revieren / 10 ha respektive 2,0 Revieren / 10 ha. Als unbesiedelbar wurden steile Felsformationen, Gebäude, Bäume oder Sträucher, Blockschutthalden sowie Gewässer angesehen.

Tab. 3: Anzahl der Reviere und Abundanzen je Untersuchungsgebiet.

Gebiet	Beweidung	Anzahl Reviere [n]	Abundanz [Reviere/10ha]
UG_1	Ja	17	1,7
UG_2	Nein	2	2,4
UG_3	Nein	10	2,0

Die Reviere erstreckten sich ungleichmäßig über die gesamte Höhenstufe des Untersuchungsgebiets (Abb. 6). Die meisten Reviernachweise in beweideten Gebieten konnten zwischen 1.675 m und 1.725 m ü.M. erbracht werden (n = 4). Die wenigsten Reviere in den beweideten Gebieten lagen im Bereich zwischen 1.625 m und 1.675 m ü.M (n = 1). Keine Reviere fanden sich in den Höhenstufen 1.825 m bis 1.875 m ü.M. sowie zwischen 1.975 m und 2.025 m ü.M. Bei den unbeweideten Gebieten fanden sich die meisten Reviere im Bereich der Höhenstufe zwischen 1.875 m und 1.925 m ü.M. (n = 3). Gar keine Reviere fanden sich hier in den niedrigen Höhenstufen zwischen 1.625 m und 1.675 m ü.M.

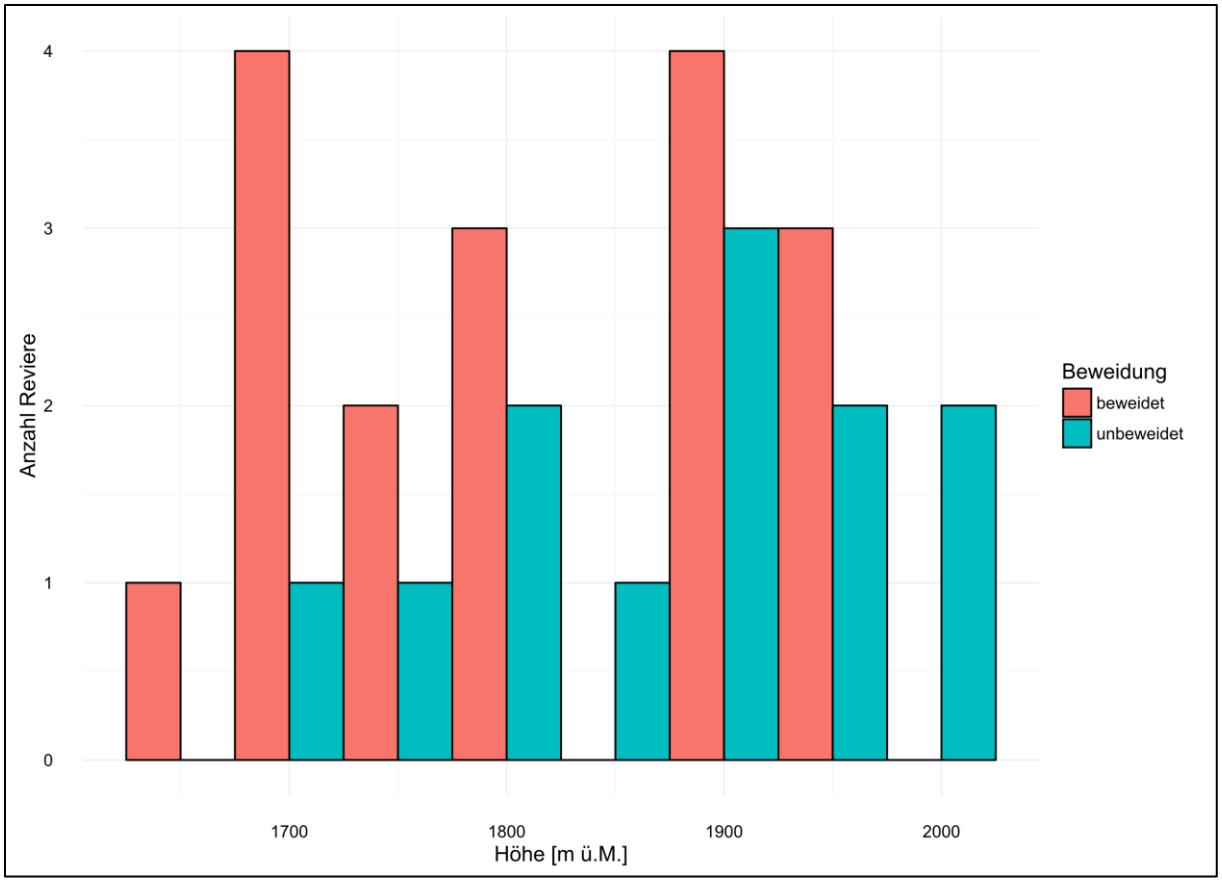

Abb. 6: Höhenverteilung aller festgestellten Reviere je Höhenstufe (n = 29).

4.2 Struktur- und Umweltvariablen

4.2.1 Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen

Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse basieren auf den zufällig ausgewählten Stichprobenpunkten (Zufallsreviere).

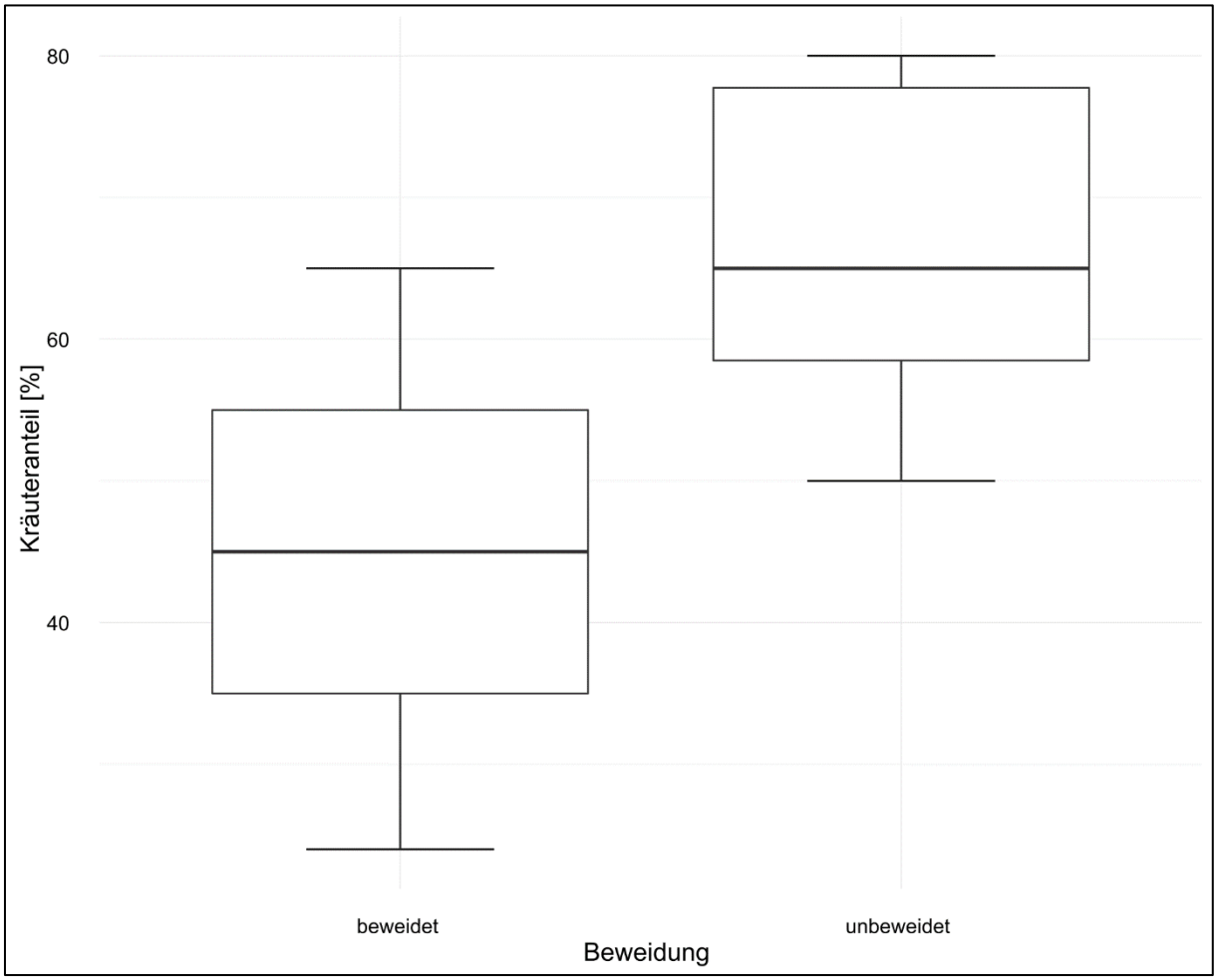

Abb. 7: Prozentualer Kräuteranteil der zufällig verteilten Reviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Der Kräuteranteil in beweideten Gebieten unterlag allgemein größeren Schwankungen. Das Minimum lag bei 24 %, das Maximum bei 65 %. In den unbeweideten Flächen waren mindestens immer 50 % mit Kräutern bedeckt und maximal wurden 80 % erreicht. Die Mittelwerte der beiden Plots lagen bei 45 % (beweidet) und bei 66 % (unbeweidet). Der Kräuteranteil zwischen Flächen mit und ohne Beweidung unterschied sich ebenfalls signifikant ($t = -4{,}6203$, $FG = 27$, $p < 0{,}001$).

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 lagen das Minimum bei 15 % und das Maximum bei 45 %. Die Mittelwerte lagen bei Beweidung bei 37 % und bei Flächen ohne Beweidung bei 28 %. Es bestand ebenfalls ein signifikanter Unterschied im Grasanteil zwischen den beweideten und unbeweideten Zufallsrevieren (t = 2,12, FG = 27, p = 0,043).

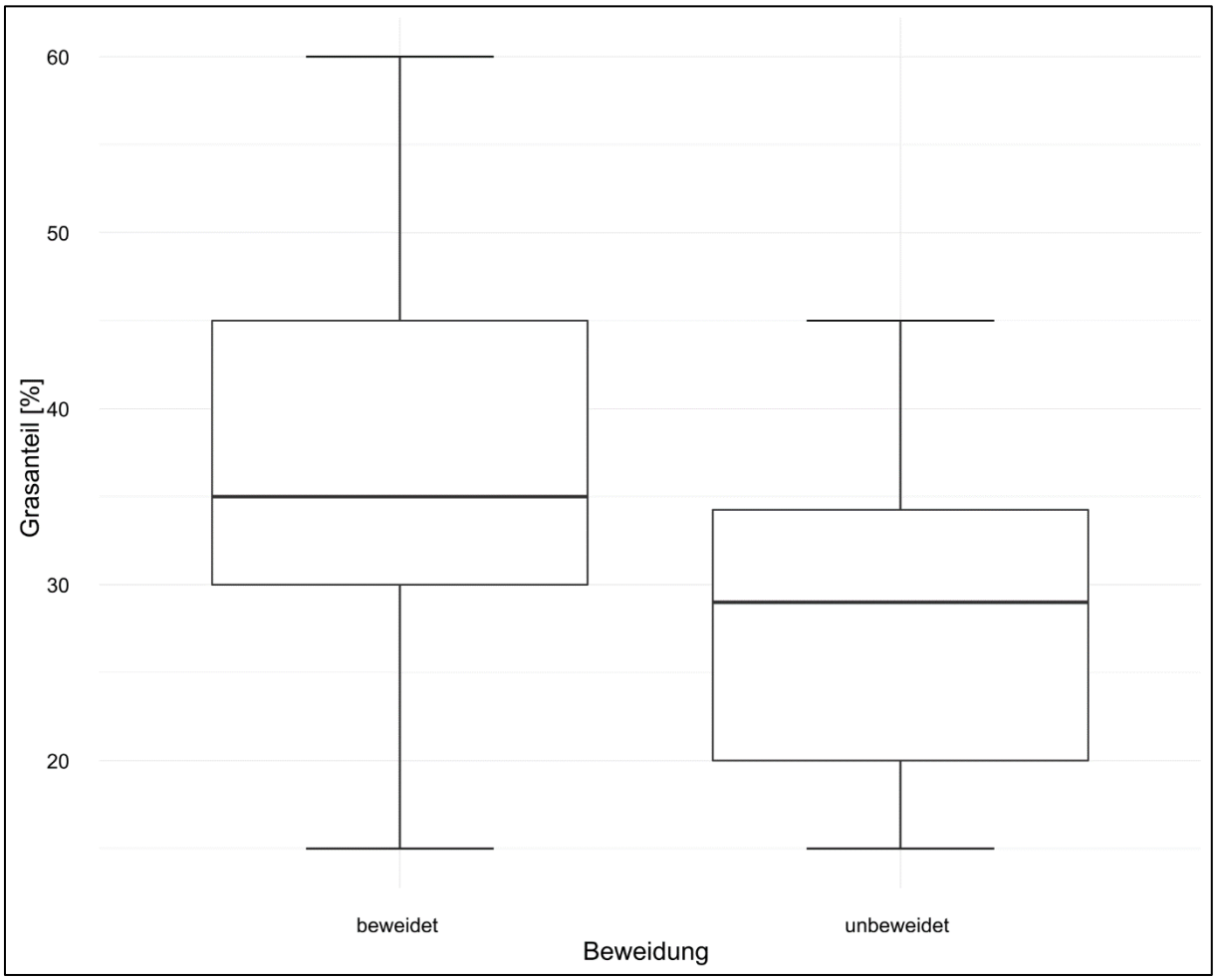

Abb. 8: Prozentualer Grasanteil der Zufallsreviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Abb. 9: Charakterart der Alpweide: Arnika *Arnica montana*.

Bäume, Gebüsche und Sträucher waren im Mittel auf 3 % der beweideten Zufallsreviere (n = 17) zu finden. Die Standardabweichung der beweideten Zufallsreviere ergab einen Wert von 7 %. Die unbeweideten Zufallsreviere (n = 12) wiesen dagegen keine Bestockung auf. Mittelwert und Median weisen in diesem Fall jeweils 0 % auf (siehe Anhang 1). Zwischen den unbeweideten und beweideten Zufallsrevieren ließ sich daher auch ein signifikanter Unterschied im Strauchanteil feststellen (W = 144,5, p = 0,023).

Der Felsanteil betrug im Mittel 7 % der beweideten Zufallsreviere und 6 % der unbeweideten Zufallsreviere. Der Median unterschied sich ebenfalls kaum zwischen den beiden Flächen (siehe Anhang 2). Der Median der beweideten Zufallsreviere (n = 17) lag bei 2 % der Fläche, wohingegen der der unbeweideten (n = 12) 4 % aufwies. Ein statistisch signifikanter Unterschied ließ sich allerdings nicht zwischen den beweideten und unbeweideten Zufallsrevieren im Felsanteil feststellen (W = 89, p = 0,58).

Lägerfluren konnten nur auf den beweideten Zufallsrevieren festgestellt werden (siehe Anhang 3). Die unbeweideten Gebiete wiesen keine Lägerfluren auf. Das Mittel ergab auf den beweideten Zufallsrevieren einen Anteil von 8 %, die Standardabweichung 13 % und der Median 3 %. Aufgrund der Tatsache, dass die unbeweideten Zufallsreviere keine Lägerfluren aufwiesen, konnte ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beweideten (n = 17) und den unbeweideten (n = 12) Zufallsrevieren festgestellt werden (W = 162, p = 0,002).

Beim Rohbodenanteil auf den beweideten und unbeweideten Zufallsrevierflächen konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (W = 128, p = 0,26). Im Mittel waren die Rohbodenanteile bei 30 m² (beweidete Zufallsreviere, n = 17) und 26 m² (unbeweidete Zufallsreviere, n = 12). Der Median unterschied sich dabei deutlicher. Auf den unbeweideten Gebieten lag der Median bei 5 m², wohingegen der Median bei den beweideten Gebieten bei 20 m² lag (siehe Anhang 4). Die Standardabweichung war mit 56 m² bei den unbeweideten deutlich höher als bei den beweideten. Dieser Wert lag hier nur bei 48 m².

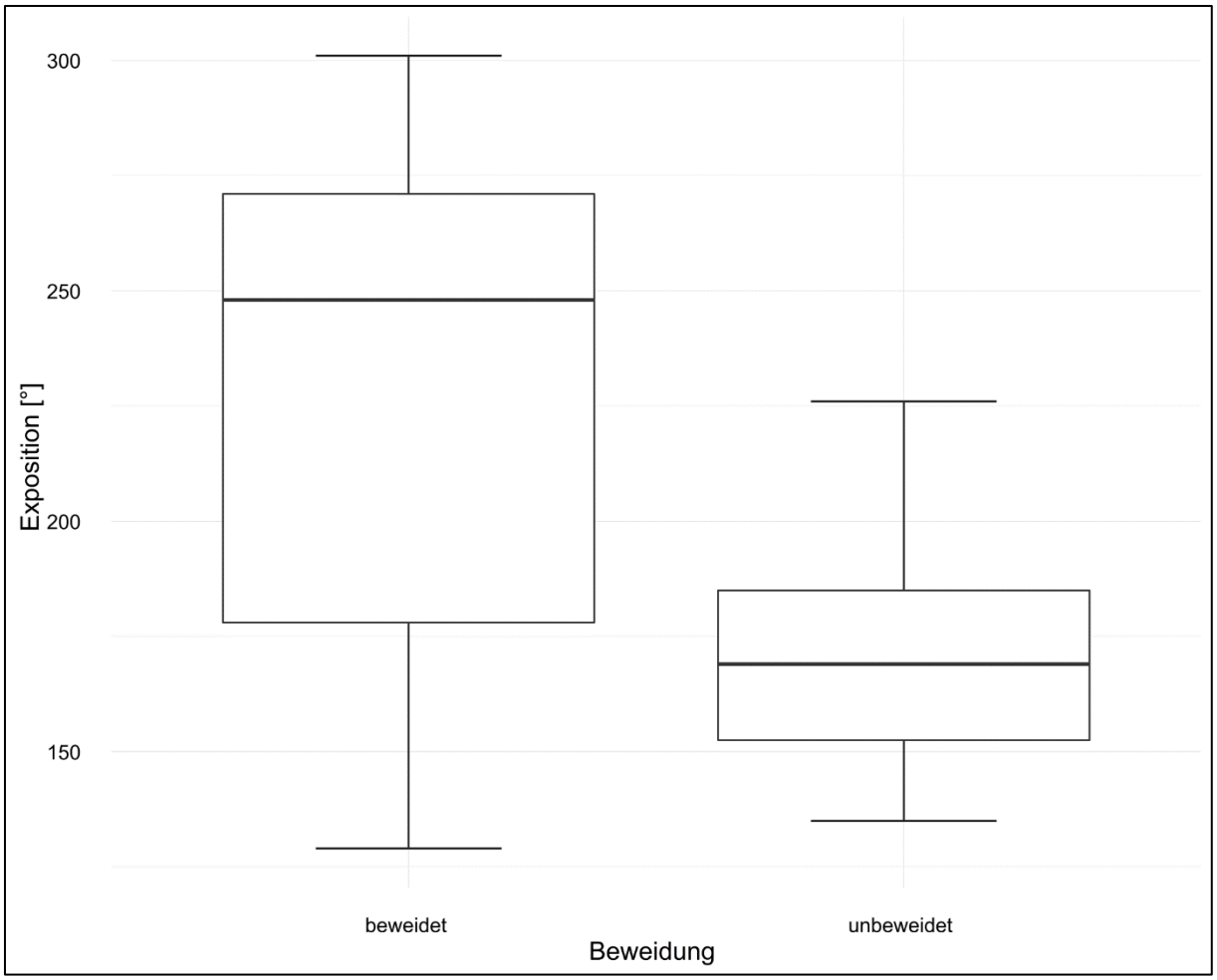

Abb. 10: Expositionen der zufällig verteilten Reviere auf Gebieten mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Die Expositionen der Zufallsreviere lagen im Mittel bei 228 ° auf den beweideten und bei 174 ° auf den unbeweideten Flächen. Die beweideten Reviere erstreckten sich auf einen höheren Bereich verglichen mit den unbeweideten. Zwischen den Flächen besteht hinsichtlich der Expositionen ein signifikanter Unterschied (W = 154, p = 0,023).

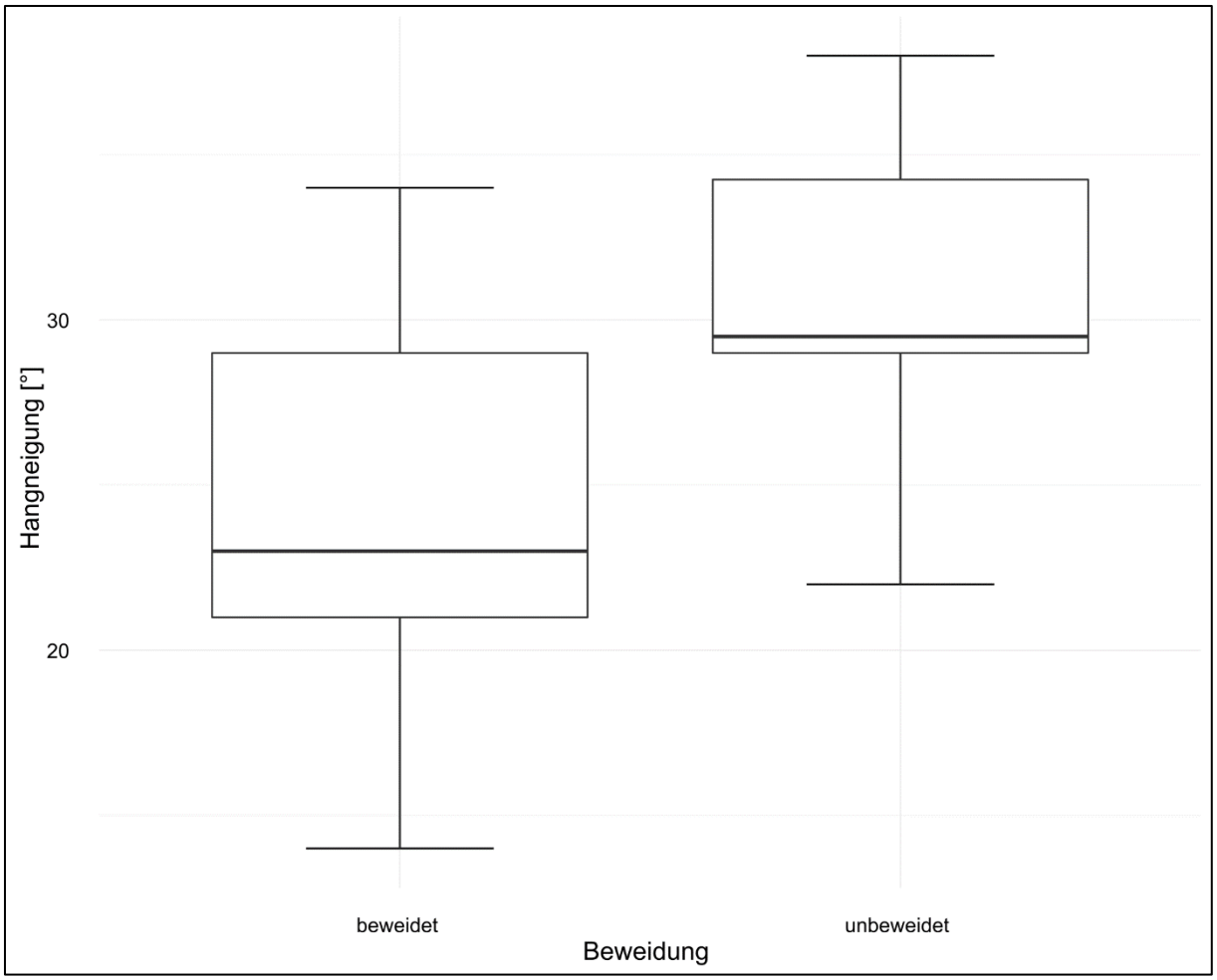

Abb. 11: Hangneigungen der Zufallsreviere mit Beweidung (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Die Hangneigungen (Mittelwerte der Flächen) auf der beweideten Fläche reichten von 14 ° bis 35 °. Der Mittelwert lag hier bei 24 °. Auf den unbeweideten Flächen lagen der Mittelwert bei 31°, das Minimum bei 22 ° und das Maximum bei 38 °. Allerdings lagen knapp 50 % aller Reviere im Bereich des Mittelwertes. Zwischen den Hangneigungen bestand ein signifikanter Unterschied (t = -3,0969, FG = 27, p = 0,005).

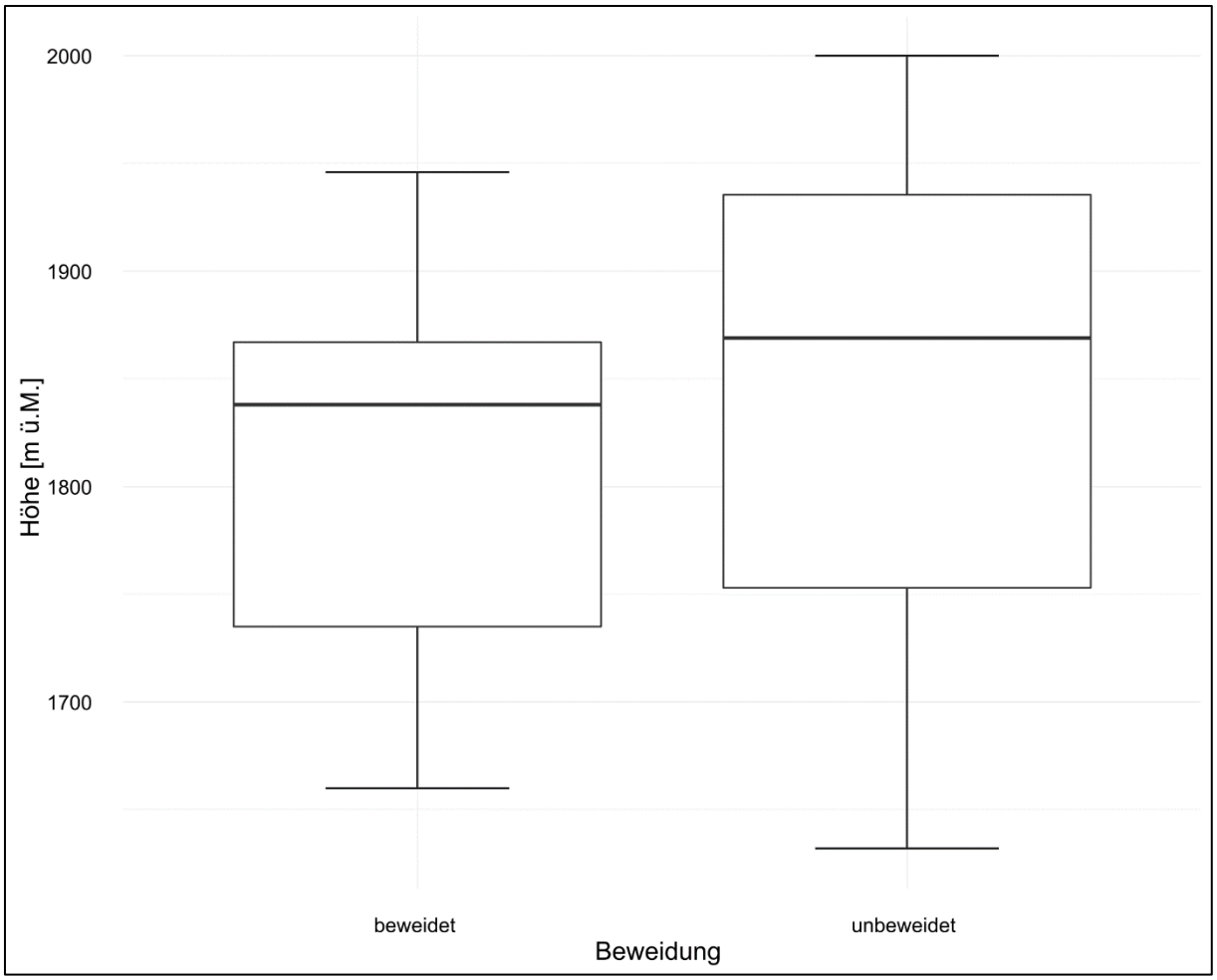

Abb. 12: Höhenverteilung der Zufallsreviere mit (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Die Zufallsreviere verteilten sich nahezu identisch über die Höhenstufen. Die Reviere in den beweideten Gebieten wiesen eine geringere Spannweite auf, wohingegen sich die Reviere in den unbeweideten Gebieten über einen größeren Bereich erstreckten. Die Mediane lagen bei 1.838 m ü.M. (beweidet) und bei 1.869 m ü.M. (unbeweidet). Es konnte kein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt werden (t = -0,6074, FG = 27, p = 0,55).

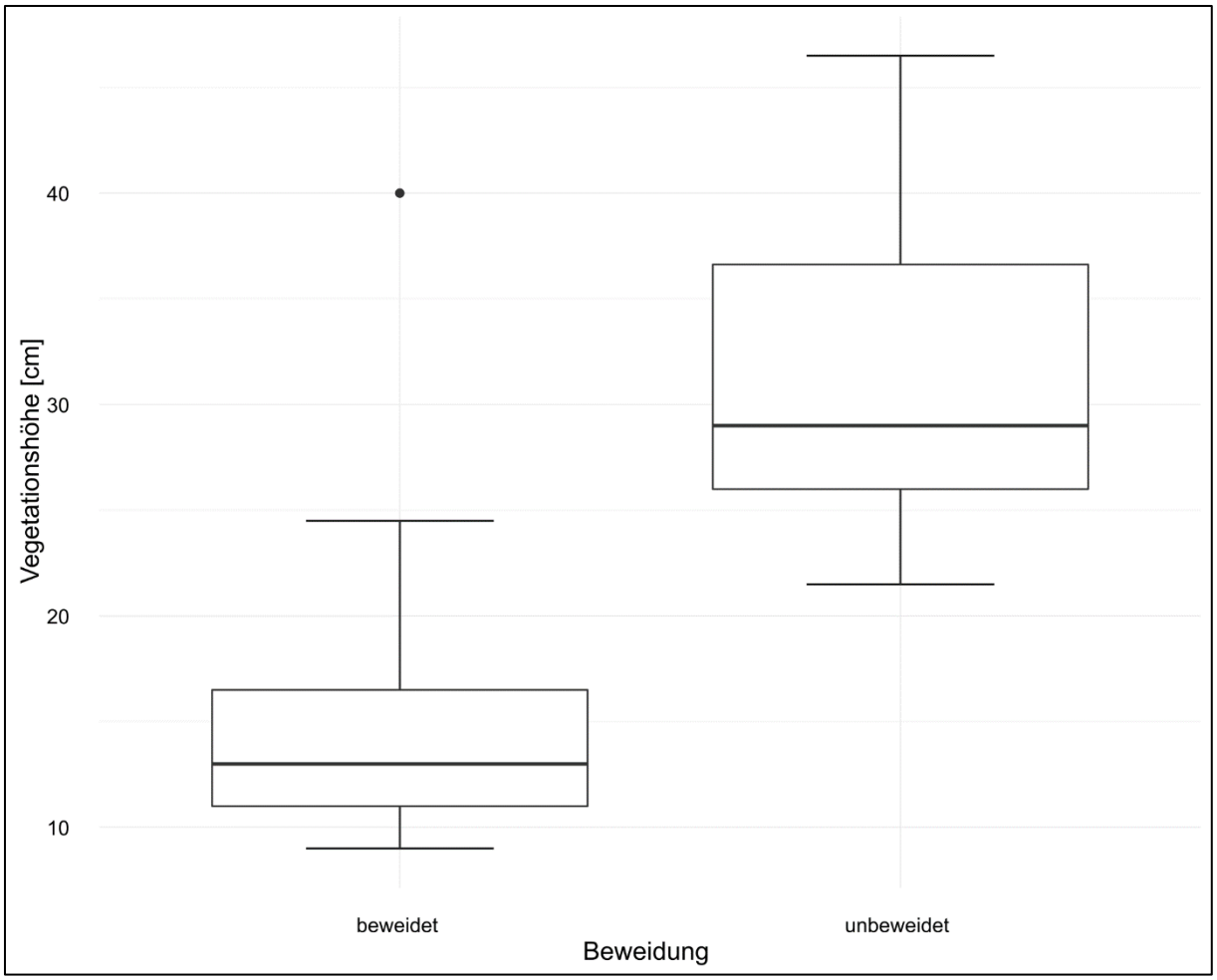

Abb. 13: Vegetationshöhe der beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Zufallsreviere.

Bei Betrachtung der Vegetationshöhe fallen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Beweidungsformen auf (Abb. 13). Dieser Unterschied ließ sich auch statistisch nachweisen. Die Vegetationshöhe unterschied sich signifikant zwischen den beweideten und den unbeweideten Flächen ($W = 12$, $p < 0{,}001$). Die Mittelwerte lagen bei 15 cm (beweidet; n = 17) und 31 cm (unbeweidet; n = 12). Auch die Mediane unterscheiden sich deutlich voneinander. Der Median lag bei 29 cm auf den unbewirtschafteten Flächen und bei 13 cm bei den bewirtschafteten Flächen. Einzelne Ausreißer fanden sich nur ausnahmsweise auf den beweideten Flächen.

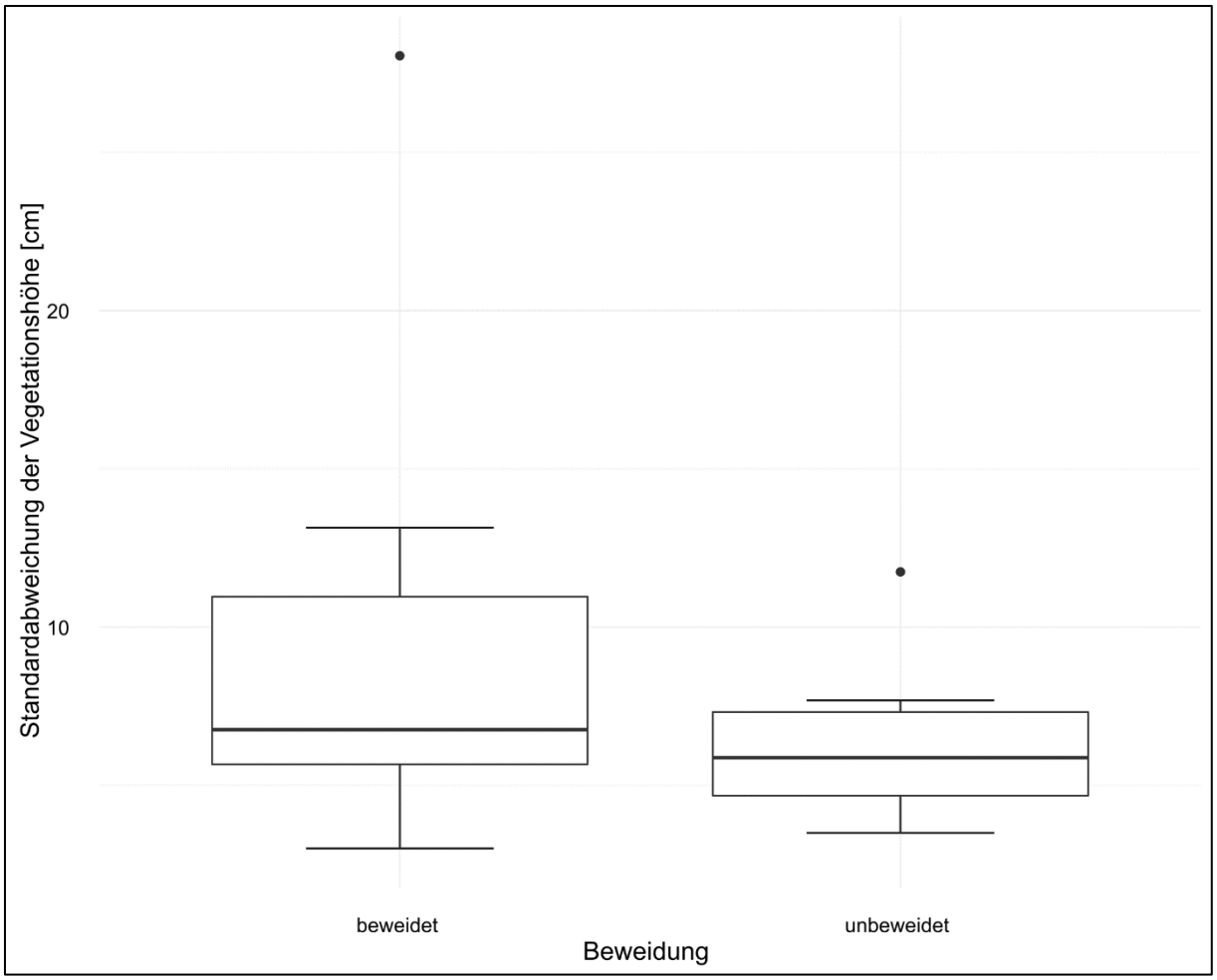

Abb. 14: Standardabweichung der Vegetationshöhe auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten Zufallsrevieren.

Für die Standardabweichung der Vegetationshöhe konnte im Gegensatz zur Vegetationshöhe kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (W = 125, p = 0,32). Die Mediane weichen allgemein nur gering voneinander ab. Die Spanne der Standardabweichungen war in den beweideten Gebieten größer als in den unbeweideten. Einzelne Ausreißer kamen sowohl in den Gebieten mit als auch ohne Beweidung vor.

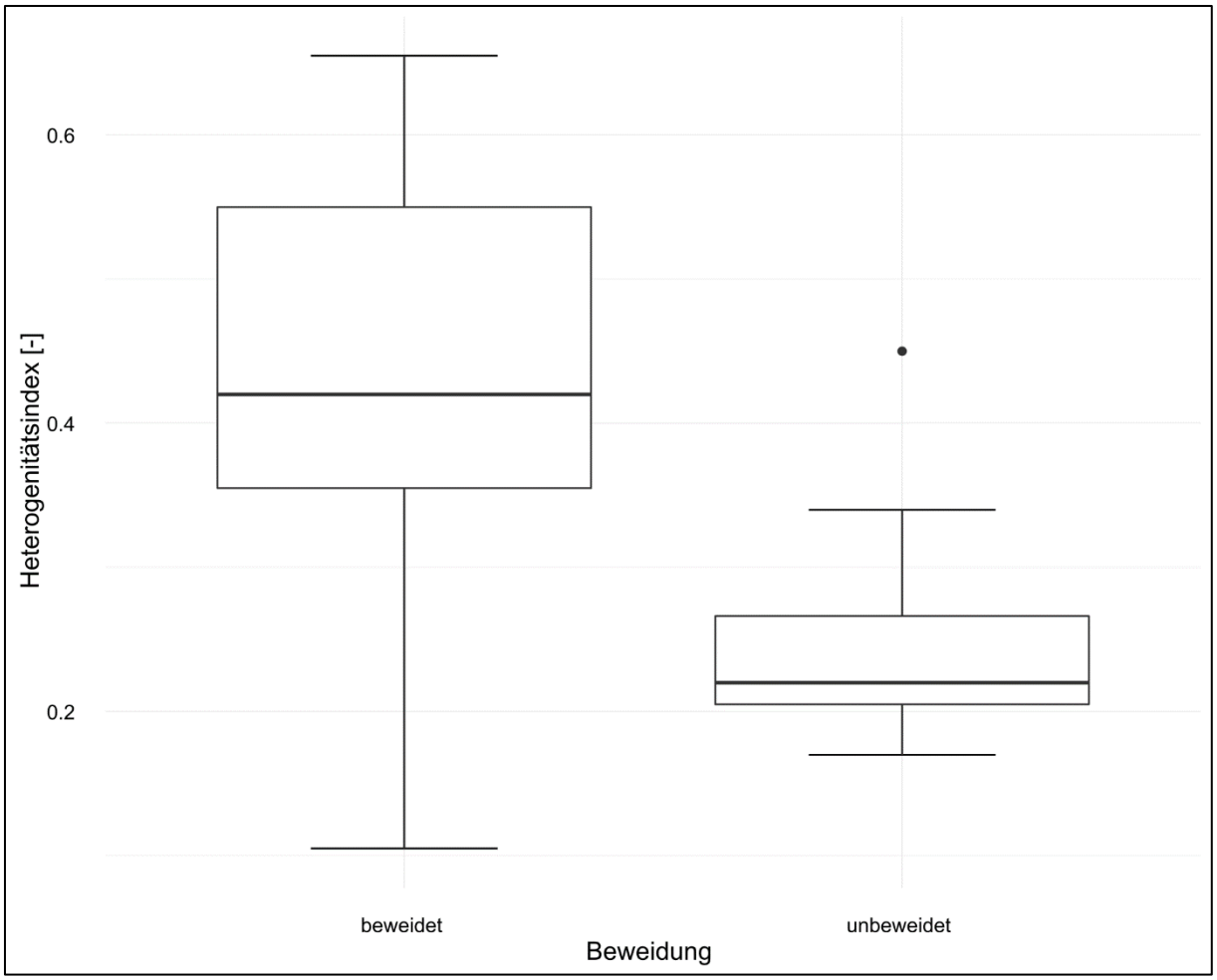

Abb. 15: Vegetationsheterogenitätsindex der Zufallsreviere auf Flächen mit (n = 17) und ohne Beweidung (n = 12).

Der Vegetationsheterogenitätsindex weist auf den beweideten Flächen höhere Indexwerte auf als auf den unbeweideten. Die beweideten Reviere zeichnen sich somit durch eine heterogenere Vegetation aus, wohingegen die unbeweideten Flächen einheitlicher sind. Ein statistisch signifikanter Unterschied konnte ebenfalls festgestellt werden ($t = 4{,}1831$, $FG = 27$, $p < 0{,}001$).

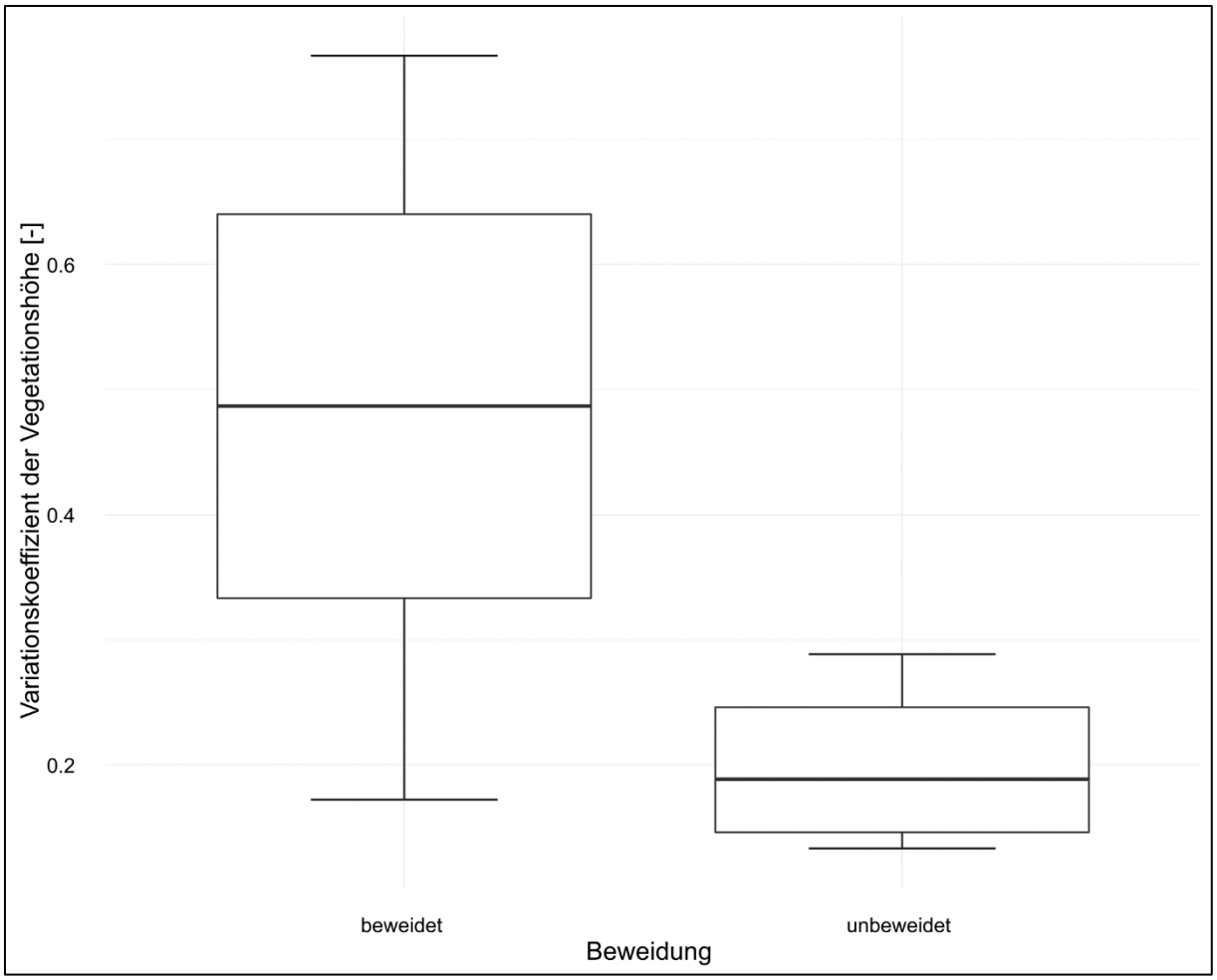

Abb. 16: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe auf den beweideten (n = 17) und unbeweideten Zufallsrevieren (n = 12).

Die Mediane der Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe unterscheiden sich ebenfalls deutlich voneinander. Auch die Statistik zeigt einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden betrachteten Gebieten ($t = 6{,}1203$, $FG = 20{,}521$, $p < 0{,}001$).

Abb. 17: Die unbewirtschafteten Flächen im Untersuchungsgebiet weisen niedrigere Vegetationsheterogenitätsindexwerte auf. Die Vegetation ist somit einheitlicher.

Die Vegetationsdichten der verschiedenen Höhenstufen zeigen 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 sehr hohe Mittelwerte (99 % respektive 97 %) und hohe Mediane (100 % respektive 100 %). Die Mittelwerte sinken auf den beweideten Zufallsrevieren von 84 % (Höhenstufe 0 – 5 cm) auf nur noch 51 % (Höhenstufe 5 – 10 cm) ab. Dies zieht sich in den weiteren drei Höhenstufen fort. Zwischen den beweideten und unbeweideten Zufallsrevieren finden sich für alle Höhenstufen statistisch signifikante Unterschiede in der Vegetationsdichte (siehe Tab. 4).

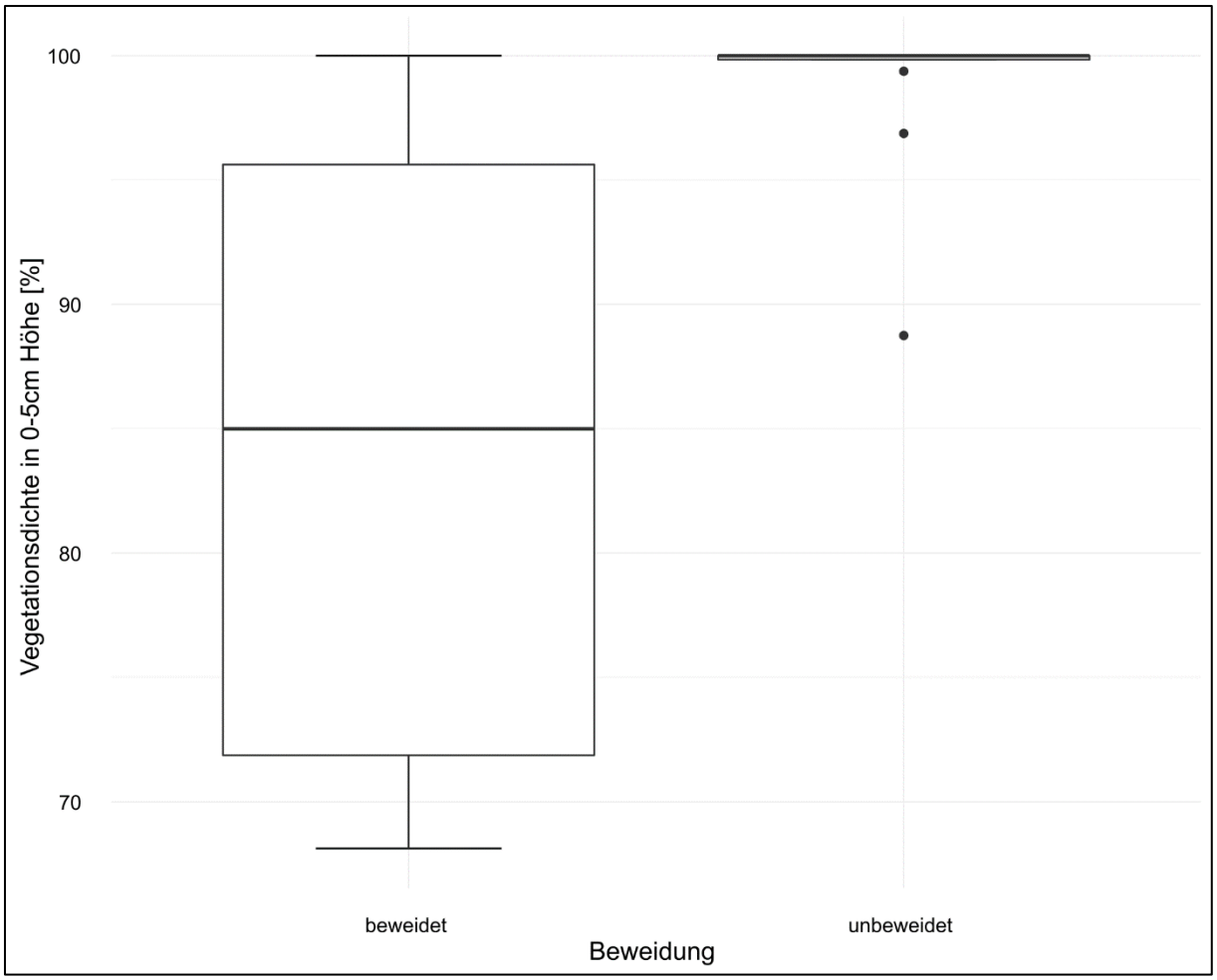

Abb. 18: Vegetationsdichte in 0 – 5 cm Höhe der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten.

Abbildung 18 zeigt beispielhaft die Unterschiede zwischen der Vegetationsdichte auf den beweideten und den unbeweideten Gebieten. Während die beweideten Gebiete eine recht große Spannweite der Vegetationsdichte aufweisen, weisen, bis auf einige, wenige Ausreißer, alle Gebiete in der Höhenstufe 0 – 5 cm Vegetationsdichtewerte von 100 % auf.

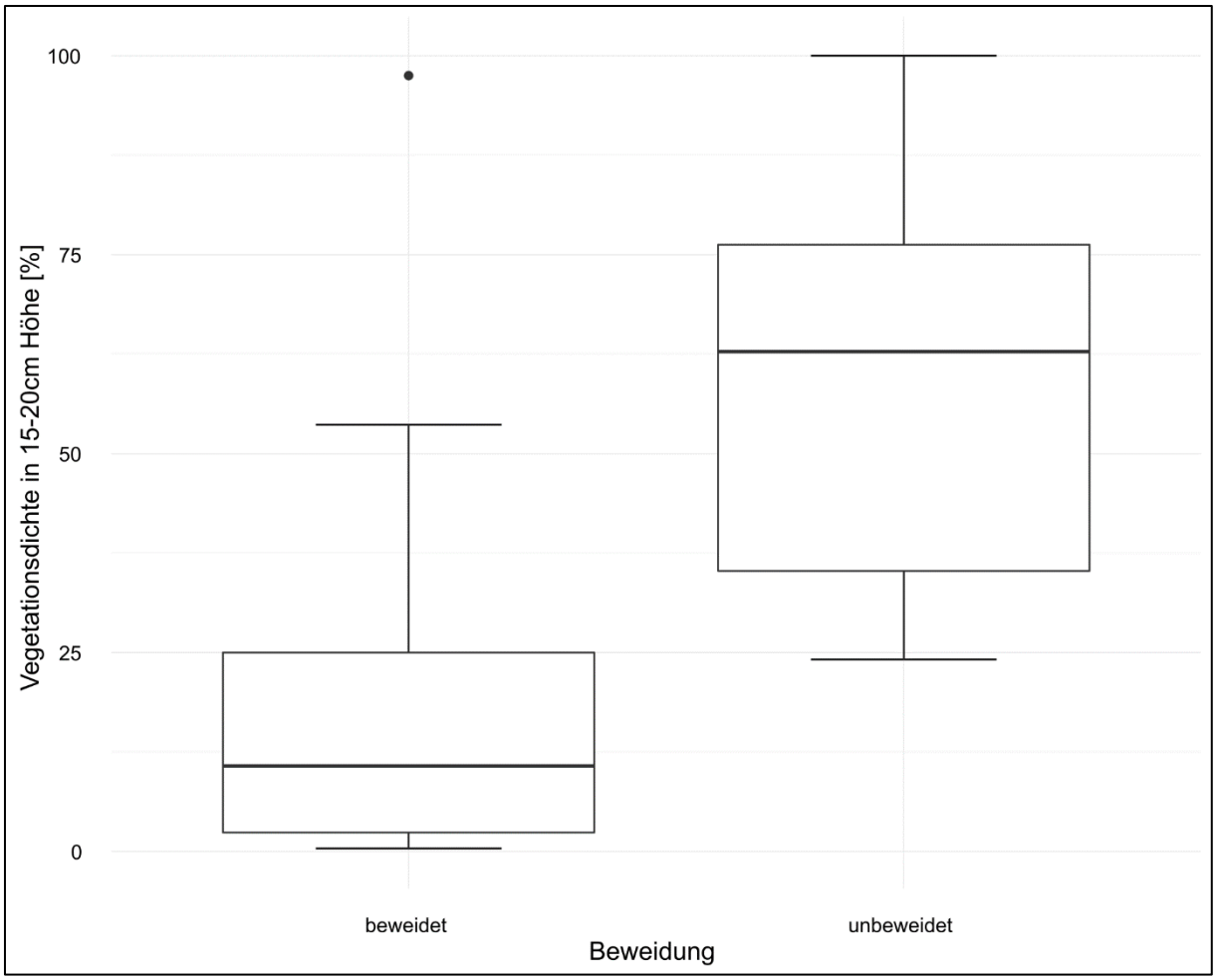

Abb. 19: Vegetationsdichte in 15 - 20 cm Höhe der Zufallsreviere in beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten.

Abbildung 19 zeigt die Vegetationsdichten in 15 – 20 cm Höhe für die beweideten und unbeweideten Gebiete. Hier zeigt sich noch ein ähnliches Bild wie in Abbildung 18. Die Dichte auf den beweideten Flächen nimmt, verglichen mit Abbildung 18, weiter ab, während diese auf den unbeweideten Flächen noch immer recht hoch ist. Einzelne Flächen weisen sogar noch Vegetationsdichten von 100 % auf. Bei den beweideten Gebieten finden sich einzelne Flächen, die bereits keine Vegetation mehr in dieser Höhe zeigen.

Tab. 4: Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den unbeweideten und beweideten Zufallsrevieren mit ihren Mittelwerten, Standardabweichungen und Medianen.

Variable	**Zufallsreviere unbeweidet** (n = 12)			**Zufallsreviere beweidet** (n = 17)			**p**
	Mittelwert	SA	Median	Mittelwert	SA	Median	
Kräuter (%)	**66**	**11**	**65**	**45**	**13**	**45**	**< 0,001**
Gräser (%)	**28**	**11**	**29**	**37**	**12**	**35**	**0,043**
Sträucher (%)	**0**	**0**	**0**	**3**	**7**	**0**	**0,023**
Felsen (%)	6	6	4	7	10	2	0,58
Lägerfluren (%)	**0**	**0**	**0**	**8**	**13**	**3**	**0,002**
Rohboden (m²)	26	56	5	30	48	20	0,26
Exposition (°)	**174**	**28**	**169**	**228**	**60**	**248**	**0,023**
Hangneigung (°)	**31**	**4**	**30**	**24**	**6**	**23**	**0,005**
Höhe (m ü.M.)	1839	129	1869	1815	87	1838	0,55
Vegetationsdichte 0-5 cm (%)	**99**	**3**	**100**	**84**	**12**	**85**	**< 0,001**
Vegetationsdichte 5-10 cm (%)	**97**	**6**	**100**	**51**	**24**	**44**	**< 0,001**
Vegetationsdichte 10-15 cm (%)	**86**	**15**	**91**	**31**	**26**	**25**	**< 0,001**
Vegetationsdichte 15-20 cm (%)	**59**	**25**	**63**	**20**	**25**	**11**	**< 0,001**
Vegetationsdichte 20-30 cm (%)	**23**	**20**	**20**	**12**	**23**	**2**	**0,025**
Vegetationshöhe (cm)	**31**	**7**	**29**	**15**	**8**	**13**	**< 0,001**
Standardabweichung der Vegetationshöhe (cm)	6,1	2,2	5,9	8,5	5,9	6,8	0,32
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe (Index)	**0,20**	**0,06**	**0,19**	**0,48**	**0,18**	**0,49**	**< 0,001**
Heterogenitätsindex der Vegetation (Index)	**0,27**	**0,08**	**0,22**	**0,44**	**0,14**	**0,42**	**< 0,001**

SA = Standardabweichung, Signifikante Werte wurden in Fettschrift hervorgehoben

4.2.2 Vergleich besetzter und unbesetzter Reviere

Die Ergebnisse dieses Unterkapitels basieren auf den Daten aller Reviere der beweideten und unbeweideten Flächen. Es werden die Daten der Reviere (Revier = 1) mit den Daten der Zufallsreviere (Revier = 0) verglichen.

Die Auswertung der Daten erbrachte keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Variablen Kräuteranteil und Grasanteil. Die Mittelwerte lagen beim Kräuteranteil bei 54 % in den Flächen ohne Revieren und bei 60 % in den Revieren (t = -1,6398, FG = 56, p = 0,11).

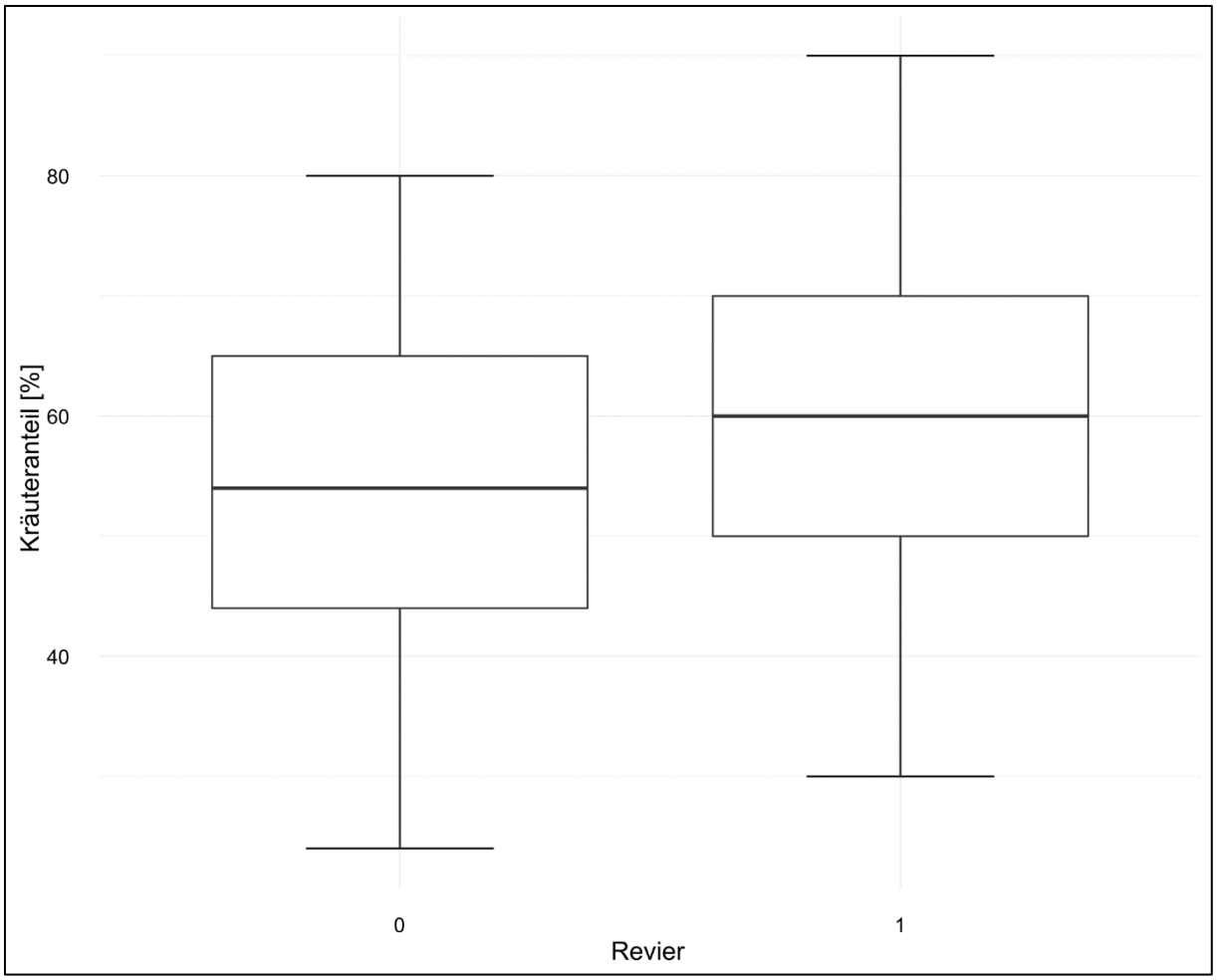

Abb. 20: Prozentualer Kräuteranteil der Reviere („1“, n = 29) und der Zufallsreviere („0“, n = 29).

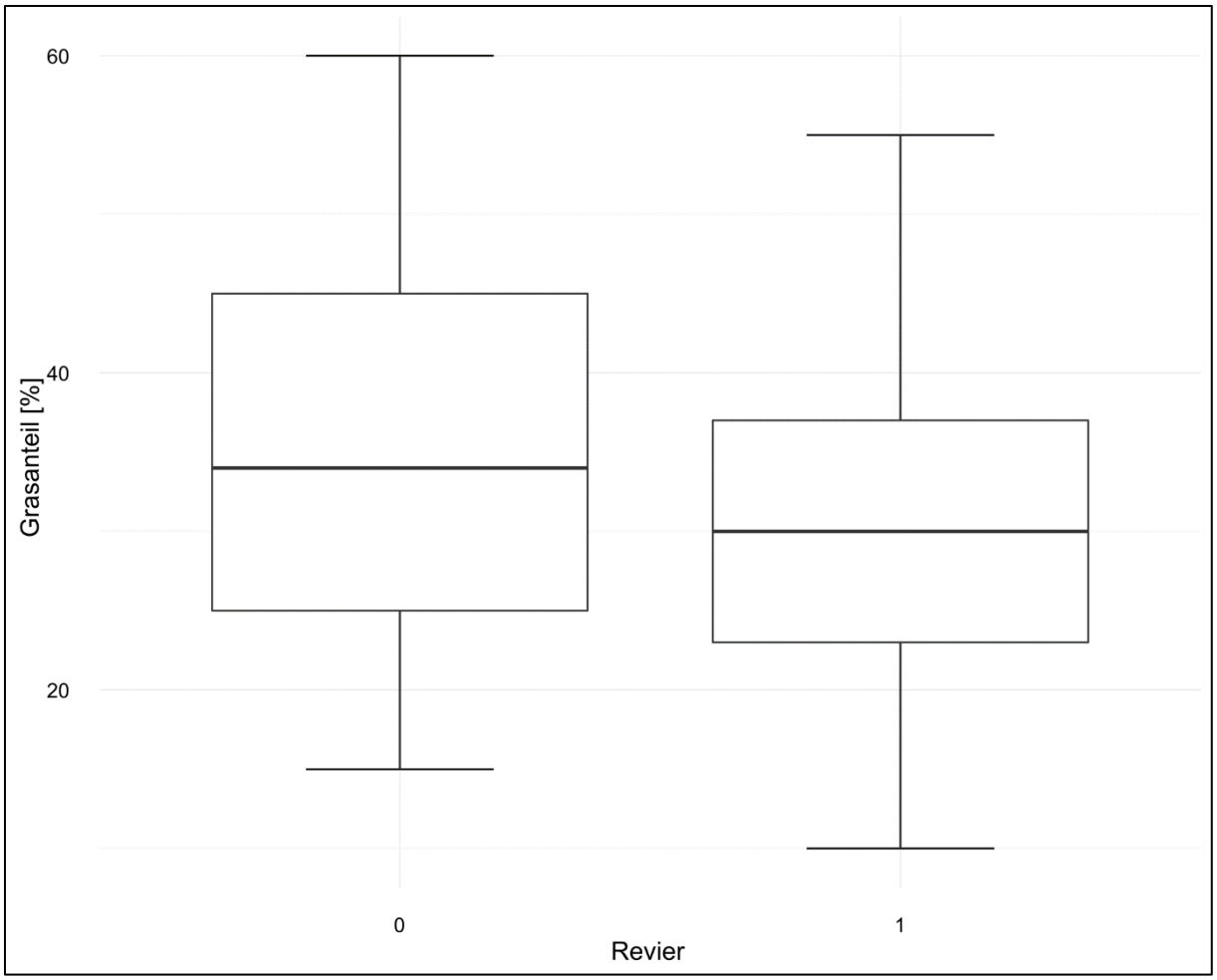

Abb. 21: Prozentualer Grasanteil in Revieren („1“, n = 29) und in Nicht-Revieren („0“, n = 29).

Abbildung 21 zeigt den Grasanteil der Reviere („1“) und der Zufallsreviere („0“). Die Reviere weisen einen leicht niedrigeren Wert auf als die zufällig verteilten Reviere. Zwischen den Mittelwerten gab es keinen großen Unterschied. Diese lagen allgemein recht nahe zusammen. Bei den Zufallsflächen beträgt das Mittel 34 %, bei den Revieren 31 %. Statistisch fand sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Flächen mit und ohne Beweidung (t = 1,0383, FG = 56, p = 0,30).

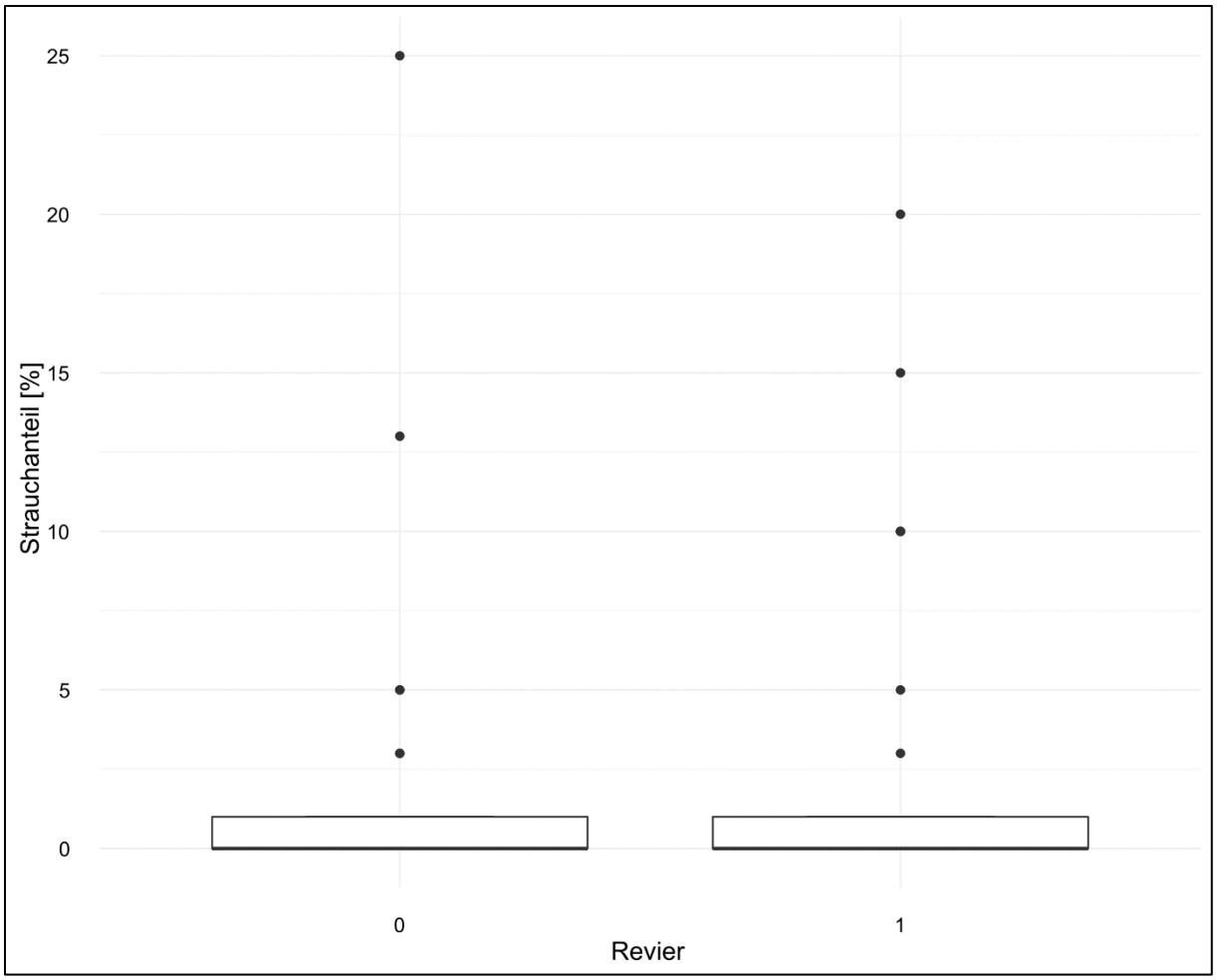

Abb. 22: Prozentualer Anteil an Sträuchern in unbesetzten („0“; n = 29) und besetzten Revieren („1“; n = 29).

Beim Strauchanteil konnten keine Tendenzen erkannt werden, die die Revierbesetzung beeinflussen. Der Mittelwert des Strauchanteils lag bei 2 % (Zufallsreviere) und bei 3 % (Reviere). Einzelne höhere Ausreißer kamen sowohl in besetzten, wie auch in unbesetzten Zufallsrevieren vor. Für den Strauchanteil konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (W = 422,5, p = 0,98).

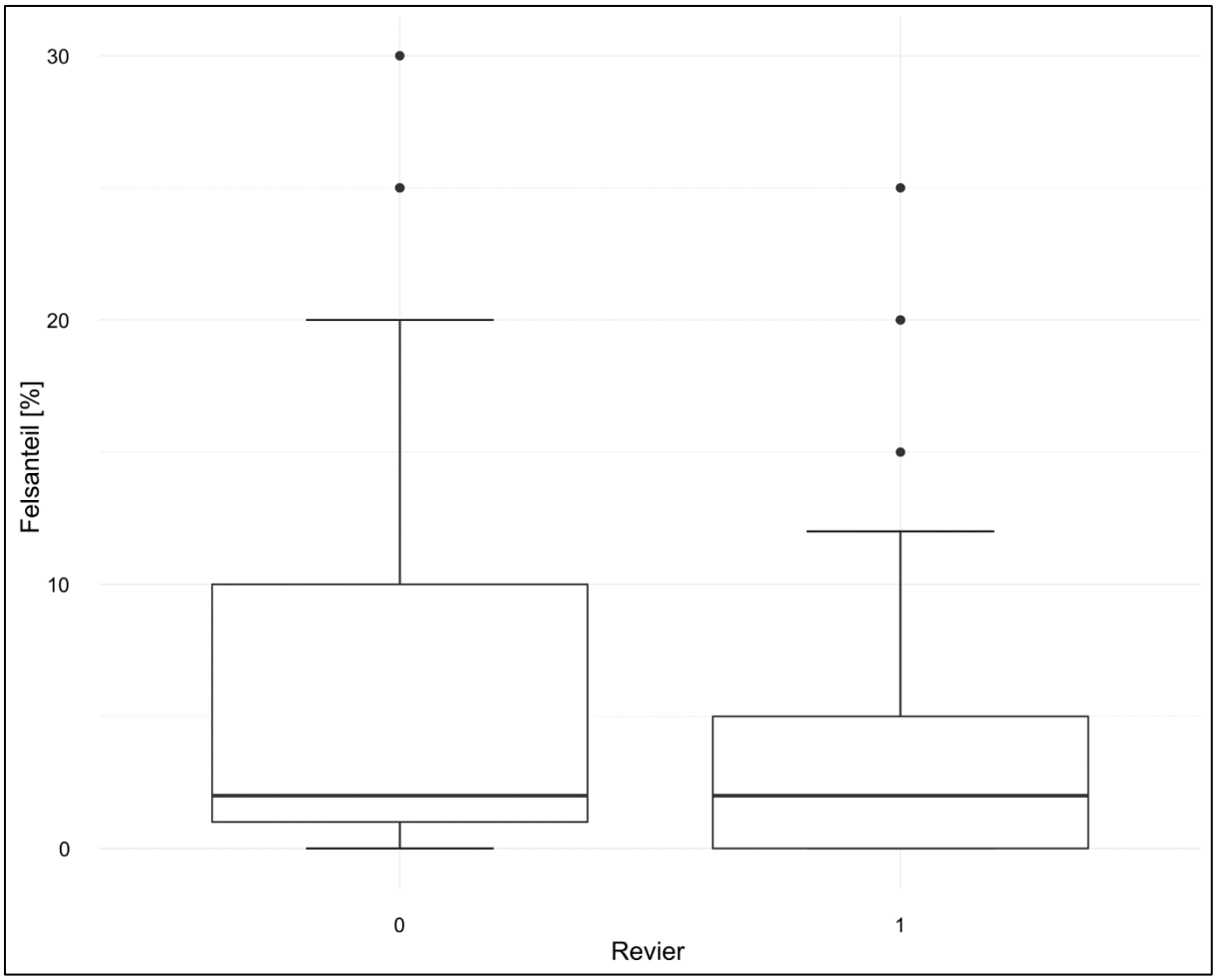

Abb. 23: Prozentualer Felsanteil der Reviere („1“; n = 29) und Nicht-Reviere („0“; n = 29).

Der Felsanteil wies ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Revieren und den Zufallsrevieren auf (W = 490, p = 0,27). Hier lag der Median bei den Revieren und den Zufallsrevieren jeweils bei 2 %. Die Zufallsreviere hatten im Mittel mit 7 % einen höheren Wert als die Reviere (5 %). Einzelne Gebiete wiesen größere Felsanteile auf. Maximal waren dabei 30 % der Fläche mit Felsen bedeckt. Die Reviere unterschieden sich, wenn auch nicht statistisch signifikant, durch einen geringeren Felsanteil von den Zufallsrevieren.

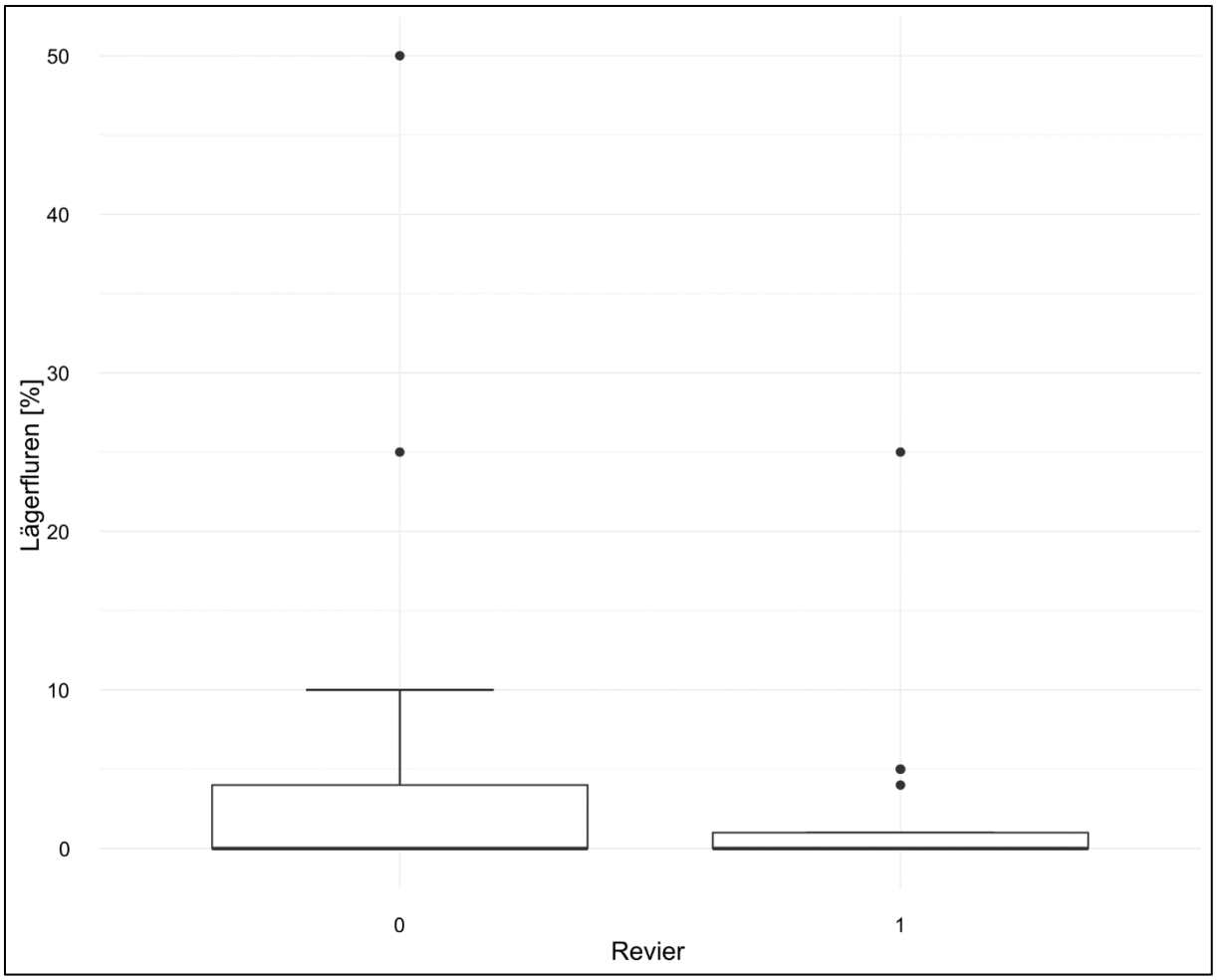

Abb. 24: Prozentualer Anteil der Lägerfluren in unbesetzten Zufallsrevieren („0“; n = 29) und in besetzten Revieren („1“; n = 29).

Lägerfluren hatten ebenfalls keinen signifikanten Einfluss auf die Revierbesetzung (W = 466,5, p = 0,39). Im Mittel waren 5 % der Zufalls- und 2 % der Reviere mit Lägerfluren bedeckt. Insgesamt wiesen nur 18 der 58 betrachteten Reviere und Zufallsreviere Lägerfluren auf. Auf den unbeweideten Stichprobenpunkten wurden generell keine Lägerfluren festgestellt. Einzelne Ausreißer kamen auch hier wieder vor. Maximal waren 50 % mit Lägerfluren (n = 1) bedeckt. Diese Fläche lag in einem Zufallsrevier. Für tatsächliche Reviere lag dieser Wert bei maximal 25 %. Dies blieb allerdings die Ausnahme.

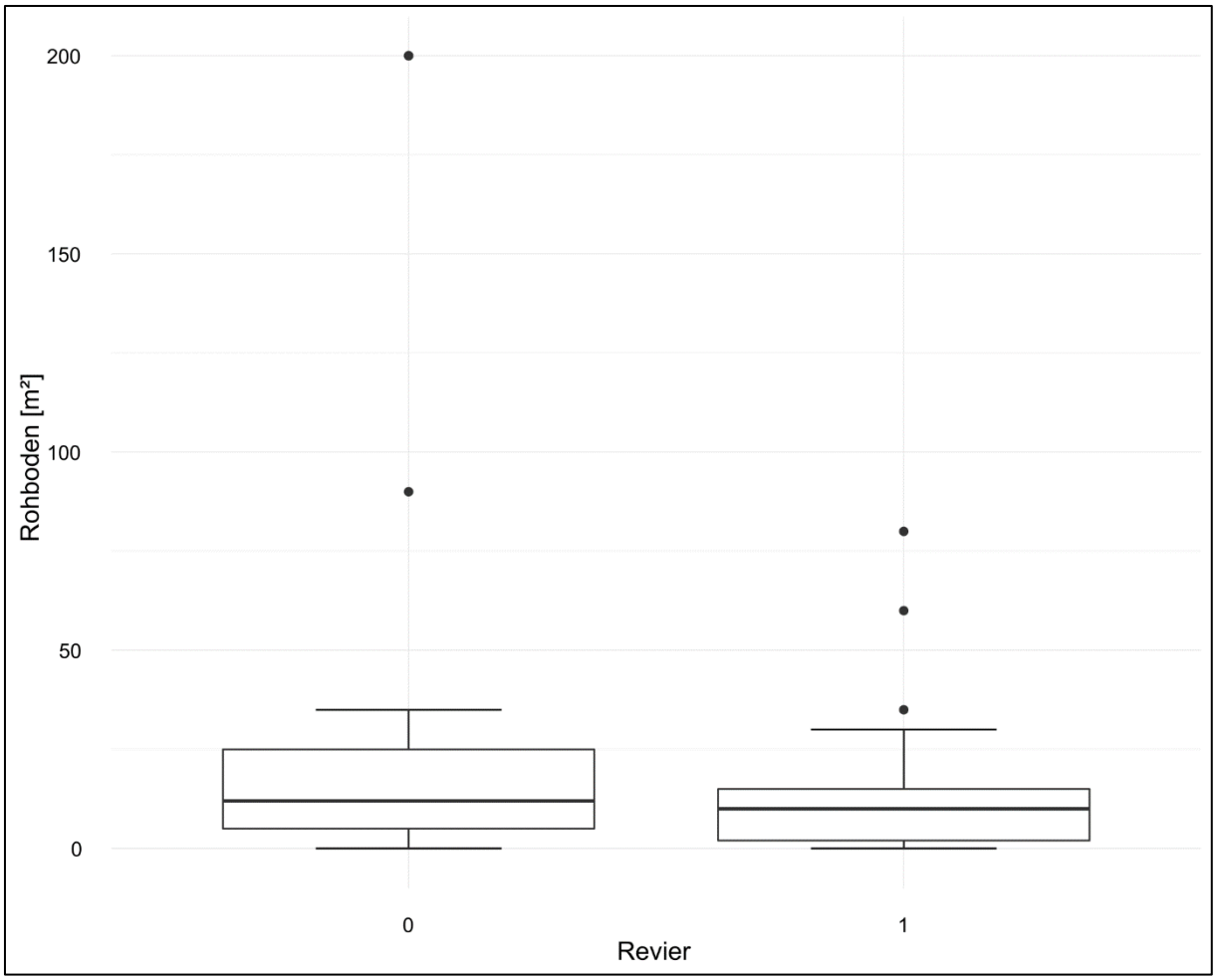

Abb. 25: Rohbodenanteil in m² in Revieren („1“; n = 29) und Zufallsflächen („0“, n = 29).

Auch beim Rohbodenanteil konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Revieren und den Zufallsrevieren festgestellt werden (W = 500, p = 0,22). Die Mittelwerte lagen hier jeweils bei 29 m² (für Zufallsreviere) und 14 m² (für Reviere). Der Median lag für die verglichenen Flächen bei 12 m² respektive 10 m². Einzelne, größere Ausreißer kamen in den Zufallsflächen sowie in den Revieren vor. Die höchsten Rohbodenanteile wurden mit 200 m² angeschätzt.

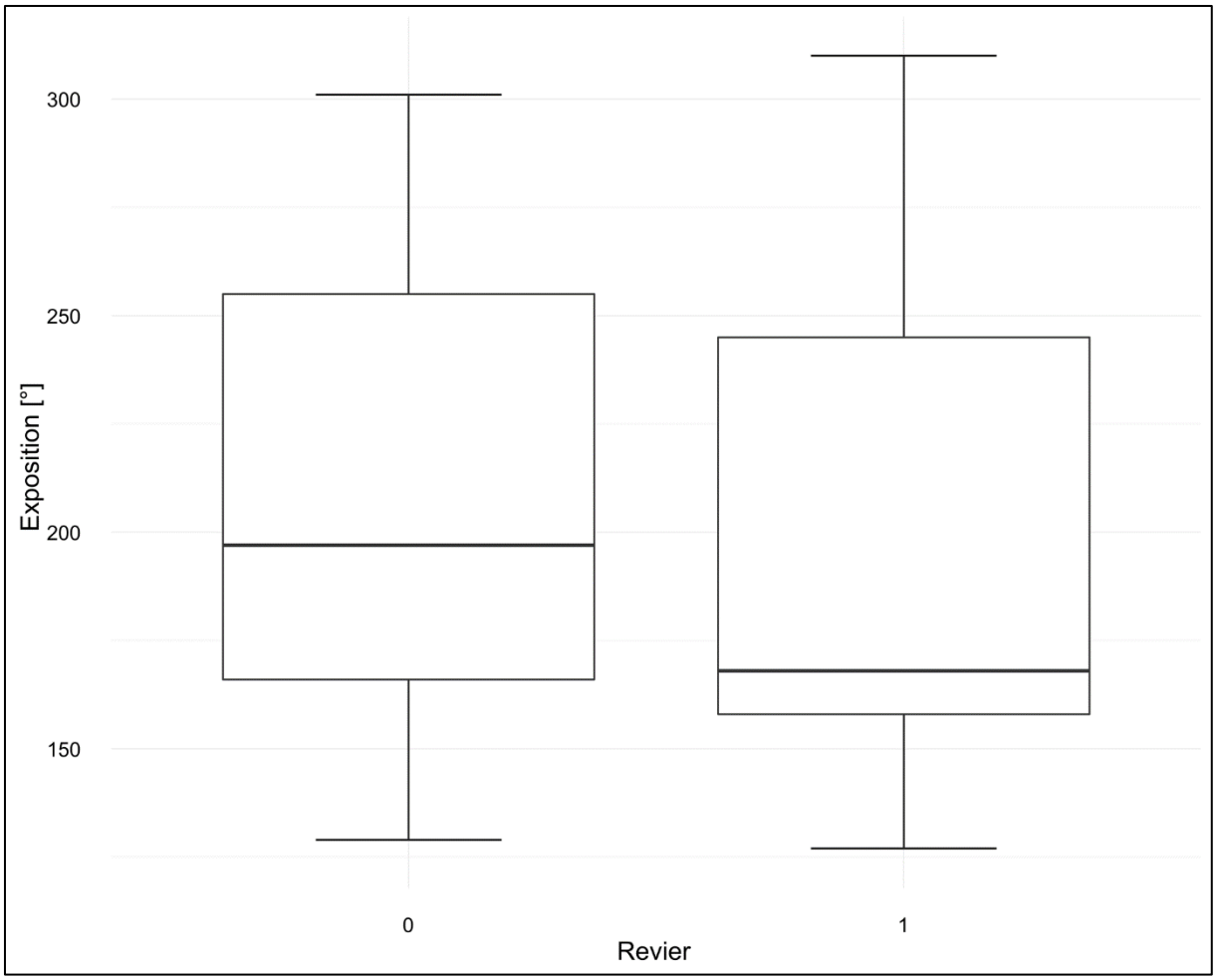

Abb. 26: Expositionen der Reviere („1“; n =29) und Zufallsreviere („0“, n = 29).

Für die Exposition ließ sich ebenfalls kein signifikanter Unterschied feststellen (W = 452, p = 0,63). Deskriptiv, als auch durch statistische Tests abgesichert, konnte keine eindeutige Tendenz erkannt werden. Die Hälfte der Reviere (50 %) lag im Bereich zwischen 166 ° und 255 ° (Zufallsreviere) und zwischen 158 ° und 245 ° (tatsächliche Reviere). Das Mittel lag bei 205 ° respektive 200 °.

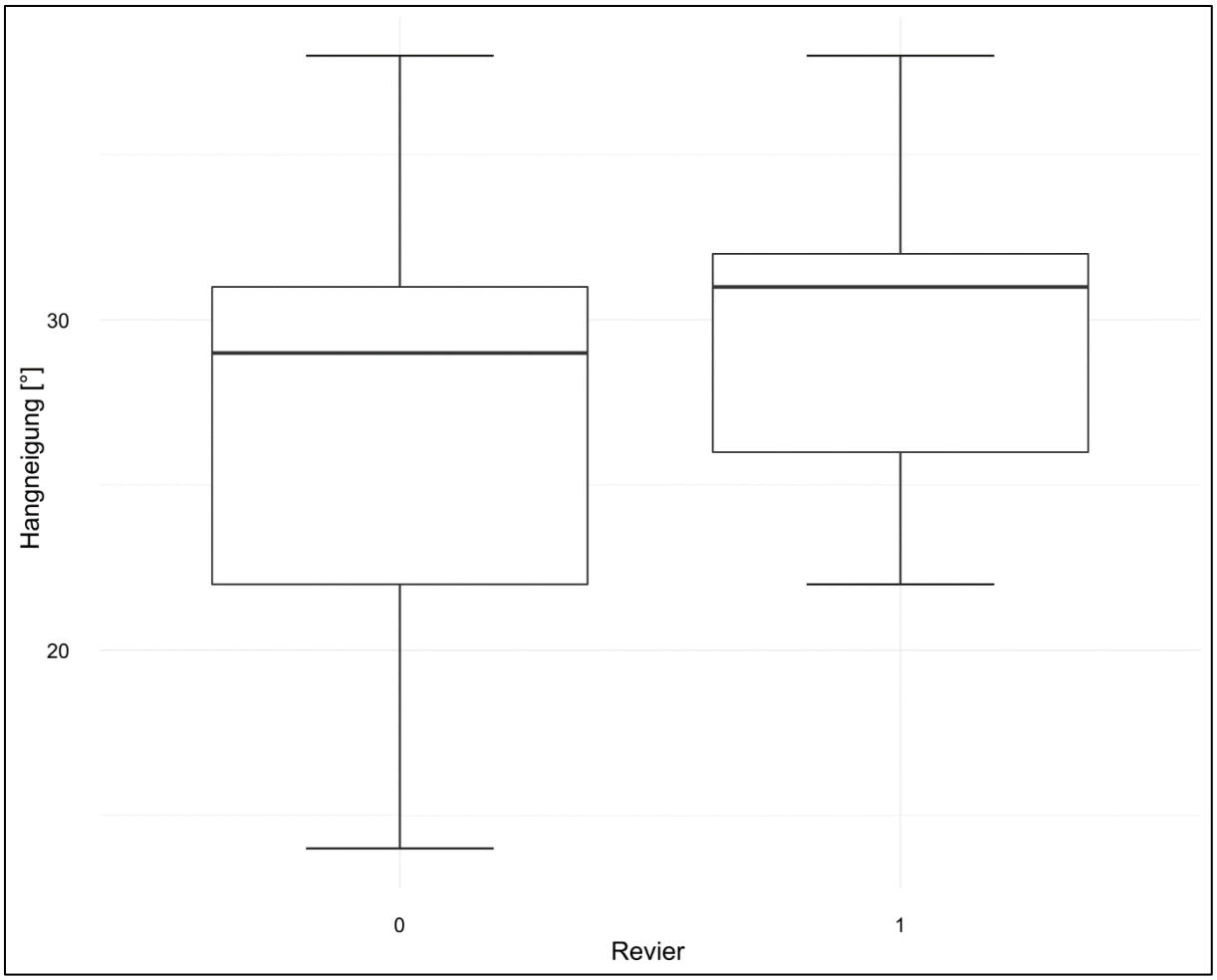

Abb. 27: Hangneigungen der Reviere („1“; n = 29) und Zufallsreviere („0“; n = 29).

Die Hangneigung zeigte signifikante Unterschiede zwischen den Zufallsrevieren und den tatsächlichen Revieren (t = -2,0458, FG = 56, p = 0,045). Die Mittelwerte der Neigungen lagen hier bei 27 ° in den zufällig ausgewählten Revieren und bei 30 ° in den tatsächlichen Revierflächen. Die größten Hangneigungen fanden sich mit 38 ° in den Zufallsrevieren. Bei den Revieren lag dieser Wert bei 35 °. 50 % der Reviere liegen im Bereich zwischen 22 ° und 31 ° (Zufallsreviere) sowie zwischen 26 ° und 32 ° (Reviere). Die Reviere lagen überwiegend in den steileren Hangneigungsbereichen, wohingegen die zufällig verteilten Reviere eine größere Spannweite aufwiesen.

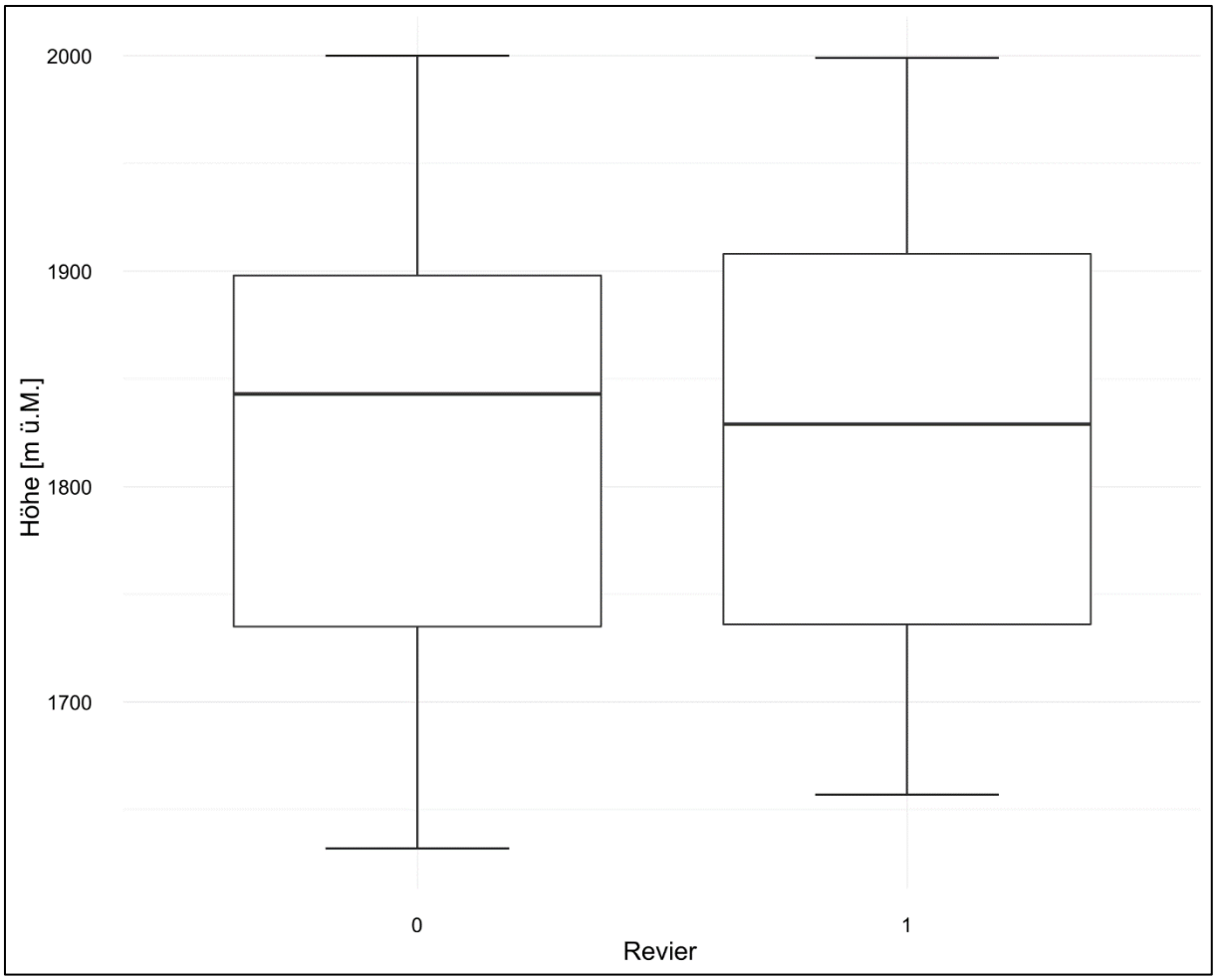

Abb. 28: Höhenlage der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29).

Ein recht einheitliches Bild zeigte sich auch bei der Höhe der Reviere. Das Maximum lag hier bei 2.000 m bei den besetzten und den zufälligen Revieren. Der Mittelwert lag bei 1.839 m ü.M., der Median bei 1.829 m ü.M. (jeweils für die tatsächlichen Reviere). Es konnte kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen besetzten und unbesetzten Revieren festgestellt werden (t = -0,5245, FG = 56, p = 0,60).

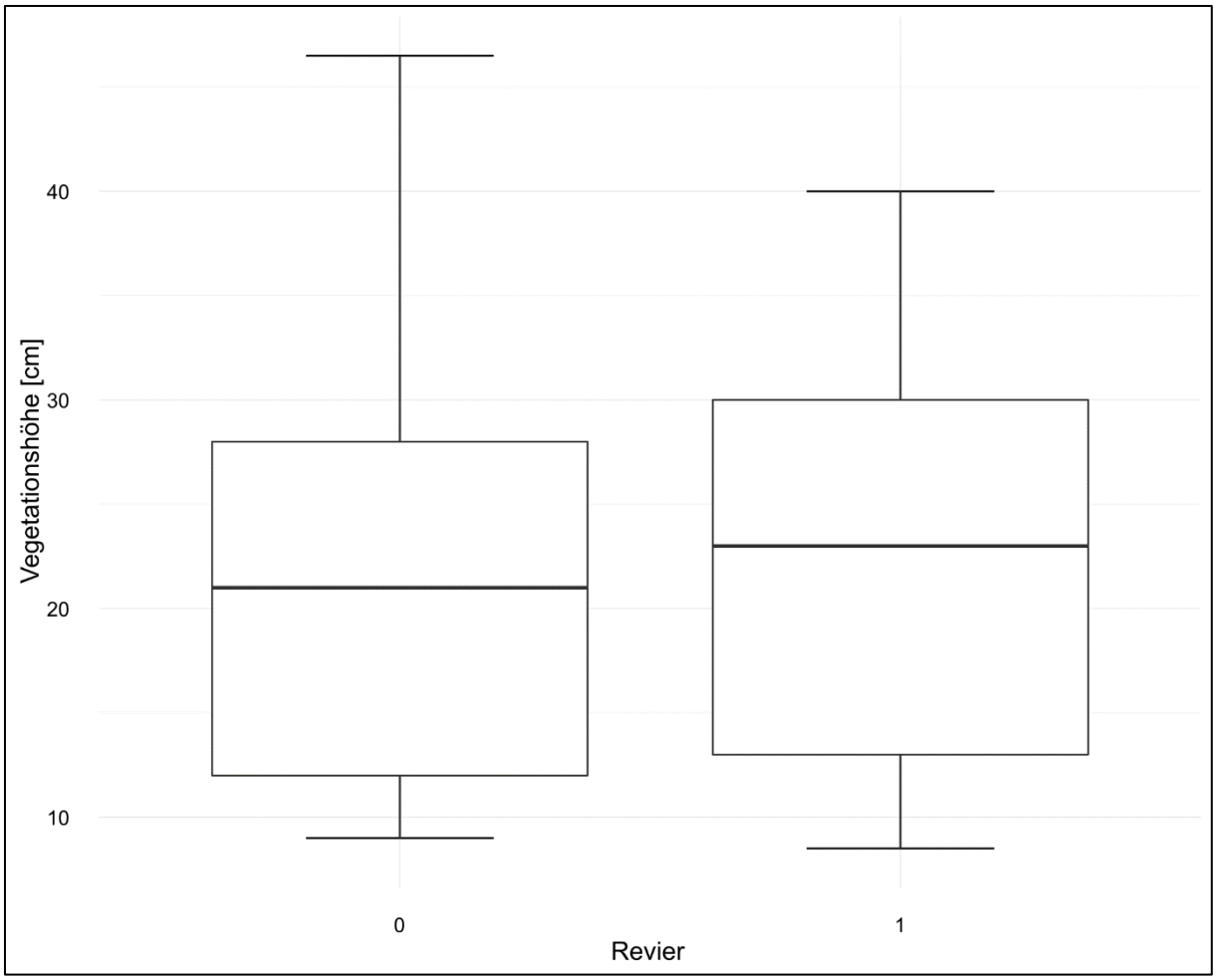

Abb. 29: Vegetationshöhe der zufällig verteilten Reviere („0“; n = 29) und der besetzten Reviere („1“; n = 29).

Die Vegetationshöhe der Reviere sowie der Zufallsreviere war im Mittel mit jeweils 22 cm gleich hoch. Der Median der Vegetationshöhe lag bei den unbesetzten Revieren mit 21 cm etwas niedriger als bei den besetzten Revieren. Hier lag der Wert bei 23 cm. Die Zufallsreviere wiesen dabei eine höhere maximale Vegetationshöhe auf als die tatsächlich besetzten Reviere. Es konnte allerdings kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren bezüglich der Vegetationshöhe festgestellt werden (W = 412,5, p = 0,91).

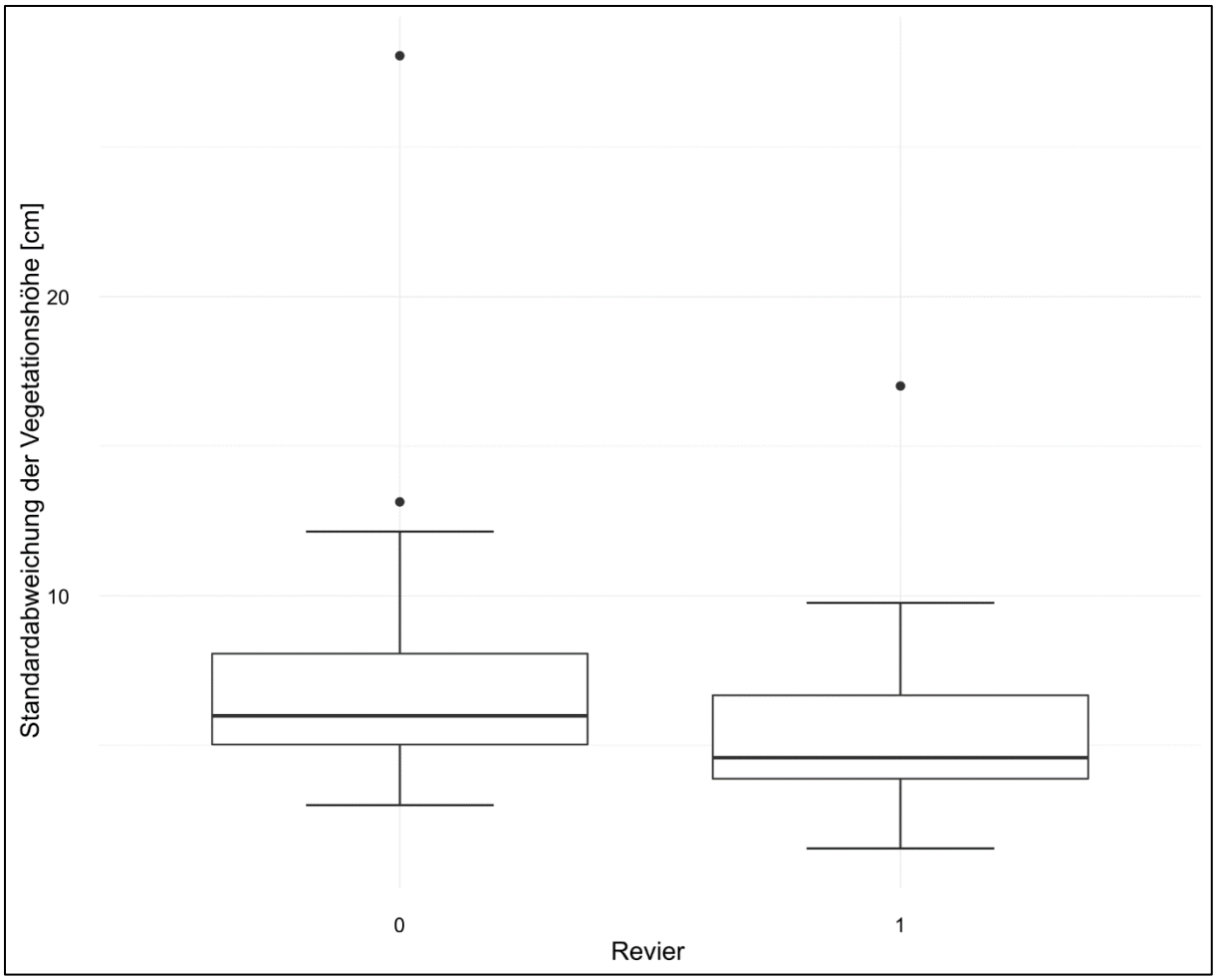

Abb. 30: Standardabweichung der Vegetationshöhe in den Zufallsrevieren („0“; n = 29) und den Revieren („1“; n = 29).

Die Standardabweichung der Vegetationshöhe zeigt einen signifikanten Unterschied zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren (W = 558, p = 0,033). Im Mittel beträgt die Standardabweichung der Vegetationshöhe bei den zufällig ausgewählten Revieren 7,5 cm und bei den Revieren 5,6 cm. Der Median lag hier bei 5,9 cm respektive 4,5 cm. Einzelne Ausreißer kamen sowohl in den Zufallsrevieren als auch in den tatsächlichen Revieren vor.

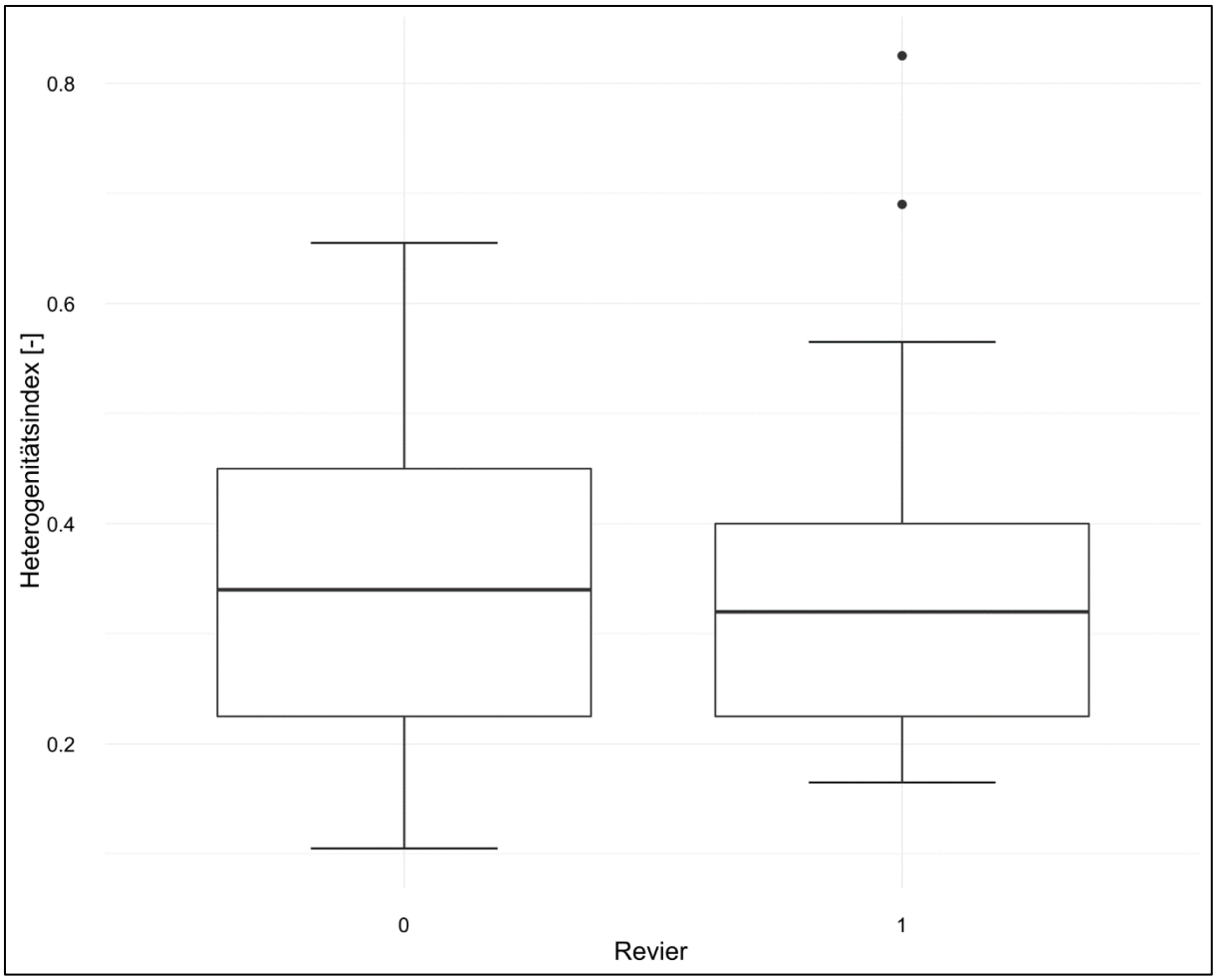

Abb. 31: Vegetationsheterogenitätsindex der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29).

Der Vegetationsheterogenitätsindex der Zufallsreviere unterschied sich nicht statistisch signifikant von den Revieren (W = 446,5, p = 0,69). Die zufällig verteilten Reviere weisen nahezu dieselben Indexwerte wie die Reviere auf. Der Median lag bei 0,36 bzw. 0,35. Die Vegetation unterscheidet sich somit kaum zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren. Die Vegetationsstruktur kann für die Zufallsreviere sowie die tatsächlichen Reviere als relativ homogen angesehen werden.

Der Variationskoeffizient der Vegetationshöhe wies keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren auf (W = 510, p = 0,166; siehe Anhang 5).

Betrachtet man die Vegetationsdichten der jeweiligen Höhenstufen genauer, so fällt vor allem auf, dass sich die jeweiligen Box-Plot-Diagramme der zufällig verteilten Reviere („0“) denen der Reviere („1“) stark ähneln. Mittelwerte, Standardabweichungen und auch die Mediane der einzelnen Dichtewerte in den verschiedenen Höhenstufen haben insgesamt sehr ähnliche Werte (vgl. Tab. 5). Für die Vegetationsdichten der verschiedenen Höhenstufen konnte daher auch kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den zufälligen Revieren und den Revieren festgestellt werden (siehe Tab. 5). Abbildung 32 verdeutlicht dies sehr anschaulich. Die Dichte der Vegetation ist bei den Zufallsrevieren nahezu gleich verteilt wie bei den tatsächlichen Revieren.

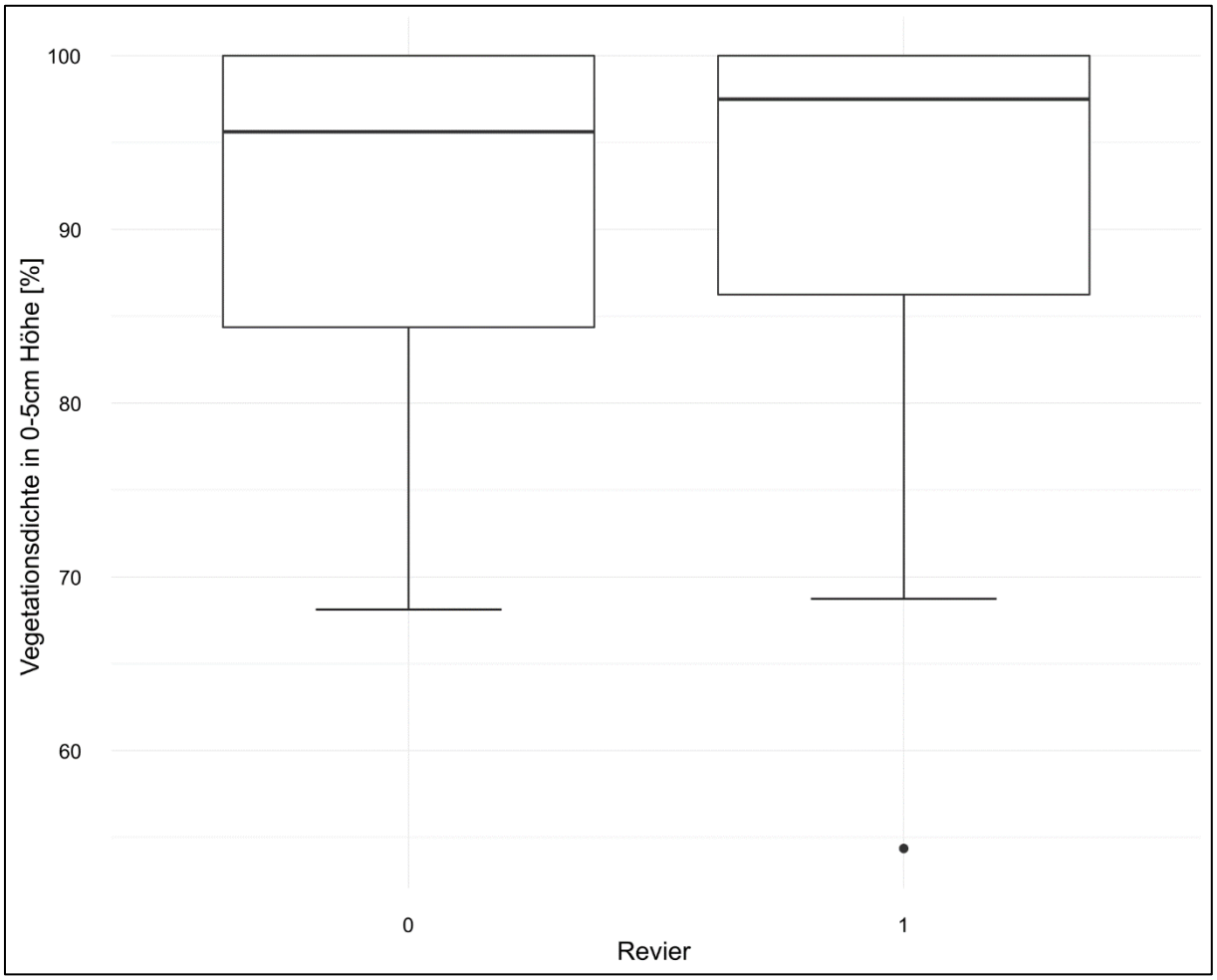

Abb. 32: Vegetationsdichten in 0 – 5 cm Höhe für die Reviere („1“; n = 29) und die Zufallsreviere („0“; n = 29).

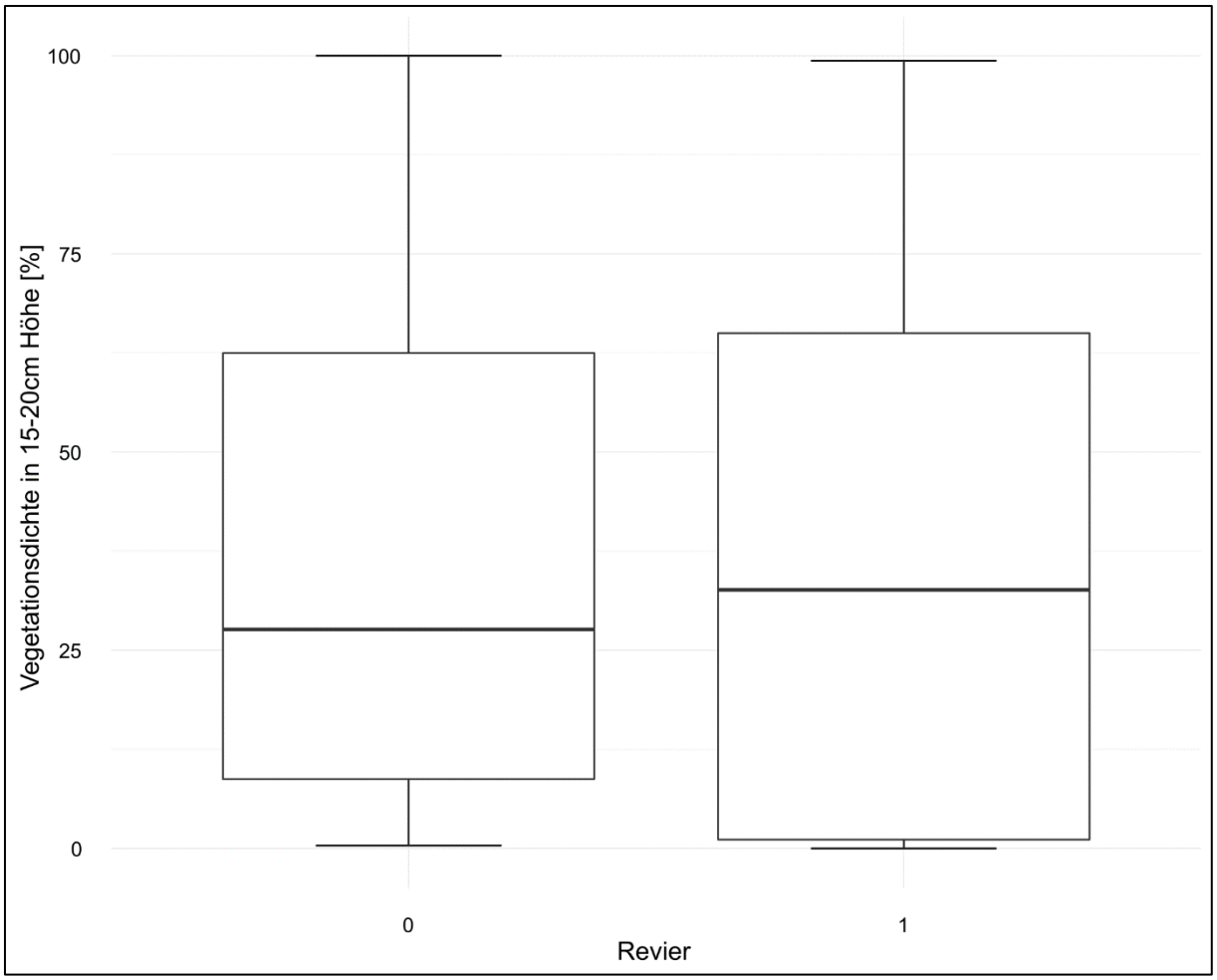

Abb. 33: Vegetationsdichte in 15 – 20 cm Höhe für die Zufallsreviere („0“; n = 29) und die Reviere („1“; n = 29).

Abbildung 33 zeigt die Vegetationsdichte in der Höhenstufe 15 – 20 cm für die Zufallsreviere („0“; n = 29) und die Reviere („1“; n = 29). Auch hier zeigt sich, ähnlich wie in Abbildung 32, dass sich die Dichtewerte der Vegetation nur minimal zwischen den beiden betrachteten Gebieten unterscheiden. In dieser Höhenstufe werden dabei noch Werte von 100 % erreicht sowie Werte von 0 %. Dies gilt für die Zufallsreviere als auch die tatsächlichen Reviere. Im Median werden noch 28 % („0“) und 33 % („1“) von der Vegetation bedeckt.

Tab. 5: Vergleich der Struktur- und Umweltvariablen zwischen den Zufallsrevieren und den Revieren mit ihren Mittelwerten, Standardabweichungen und Medianen.

Variable	**Zufallsreviere** (n = 29)			**Reviere** (n = 29)			**p**
	Mittelwert	SA	Median	Mittelwert	SA	Median	
Kräuter (%)	54	16	54	60	15	60	0,11
Gräser (%)	34	12	34	31	11	30	0,30
Sträucher (%)	2	5	0	3	5	0	0,98
Felsen (%)	7	9	2	5	7	2	0,27
Lägerfluren (%)	5	11	0	2	5	0	0,39
Rohboden (m²)	29	51	12	14	18	10	0,22
Exposition (°)	205	55	197	200	58	168	0,63
Hangneigung (°)	**27**	**6**	**29**	**30**	**4**	**31**	**0,045**
Höhe (m ü.M.)	1825	105	1843	1839	102	1829	0,60
Vegetationsdichte 0-5 cm (%)	90	12	96	92	12	98	0,49
Vegetationsdichte 5-10 cm (%)	70	30	81	68	37	89	0,72
Vegetationsdichte 10-15 cm (%)	54	35	56	54	40	76	0,68
Vegetationsdichte 15-20 cm (%)	36	31	28	37	34	33	0,69
Vegetationsdichte 20-30 cm (%)	17	22	6	13	15	6	0,48
Vegetationshöhe (cm)	22	11	21	22	9	23	0,91
Standardabweichung der Vegetationshöhe (cm)	**7,5**	**4,8**	**5,9**	**5,6**	**2,9**	**4,5**	**0,033**
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe (Index)	0,37	0,20	0,29	0,27	0,12	0,24	0,166
Heterogenitätsindex der Vegetation (Index)	0,36	0,15	0,34	0,35	0,16	0,32	0,69

SA = Standardabweichung; Signifikante Werte wurden in Fettschrift hervorgehoben

4.2.3 Habitatmodell

Im finalen Habitatmodell verblieben die Variablen Variationskoeffizient der Vegetationshöhe, Kräuteranteil, Strauchanteil, Höhe und Beweidung. Das Habitatmodell deutet dabei auf eine allgemein höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit mit steigendem Kräuteranteil hin (Abb. 34). Dies gilt sowohl für beweidete als auch für unbeweidete Gebiete, wobei dieser Faktor bei beweideten Gebieten eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit sieht. Dahingegen sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit eines Reviers mit zunehmendem Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe (Abb. 35). Dies gilt wieder für Gebiete mit und ohne Beweidung. Der Variationskoeffizient der Vegetationshöhe wies einen signifikanten p-Wert auf ($p = 0{,}023$). Auch der Faktor „Beweidung“ wies einen signifikanten p-Wert auf ($p = 0{,}041$). Die erklärte Devianz lag bei 0,16, das Pseudo-R^2 nach Nagelkerke bei 0,27 und der AUC-Wert (Area Under Curve) bei 0,778 (siehe Anhang 6).

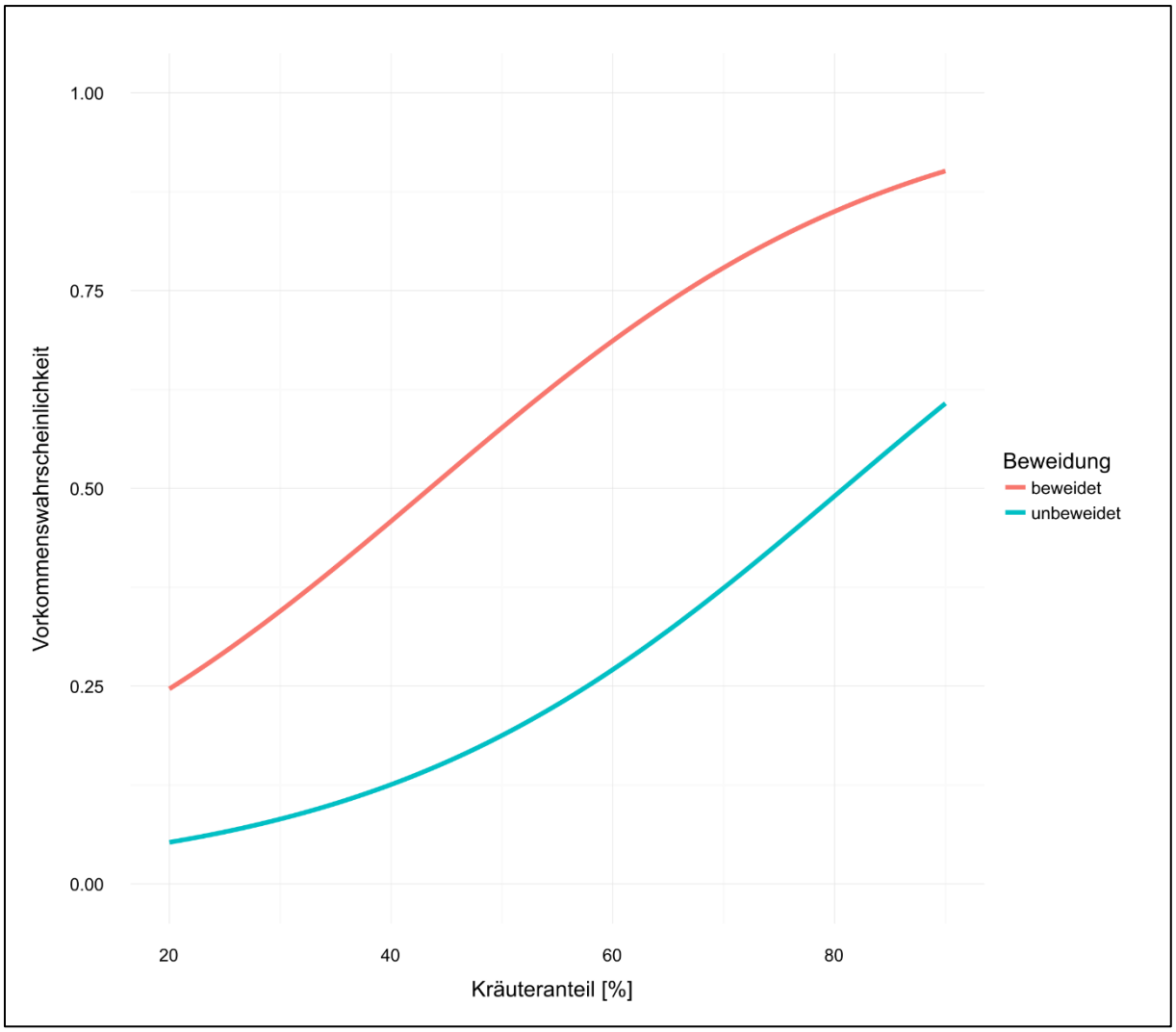

Abb. 34: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Kräuteranteils für verschiedene Beweidungsniveaus.

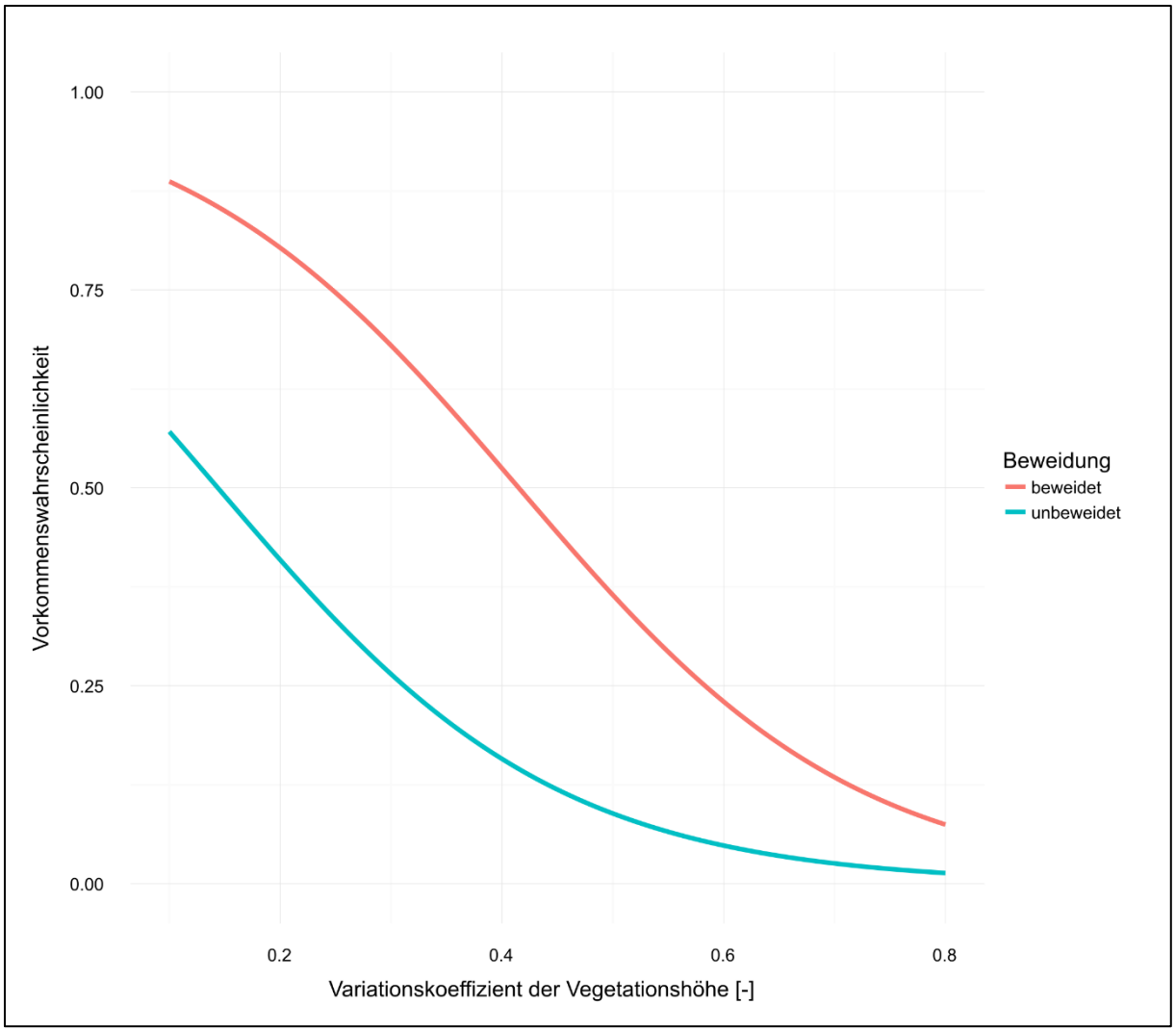

Abb. 35: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Variationskoeffizienten der Vegetationshöhe für verschiedene Beweidungsniveaus.

Tab. 6: Verbleibende Variablen im finalen Habitatmodell.

	Schätzwert	**Standardfehler**	**z-Wert**	**p-Wert**
Intercept	-9,734	6,557	-1,484	0,14
Variationskoeffizient der Vegetationshöhe	**-6,538**	**2,879**	**-2,270**	**0,023**
Kräuteranteil	0,048	0,026	1,832	0,067
Strauchanteil	0,110	0,071	1,560	0,12
Höhe m ü.M.	0,005	0,003	1,529	0,13
Beweidung [unbeweidet]	**-1,774**	**0,867**	**-2,047**	**0,041**

Signifikante Werte wurden in Fettschrift hervorgehoben

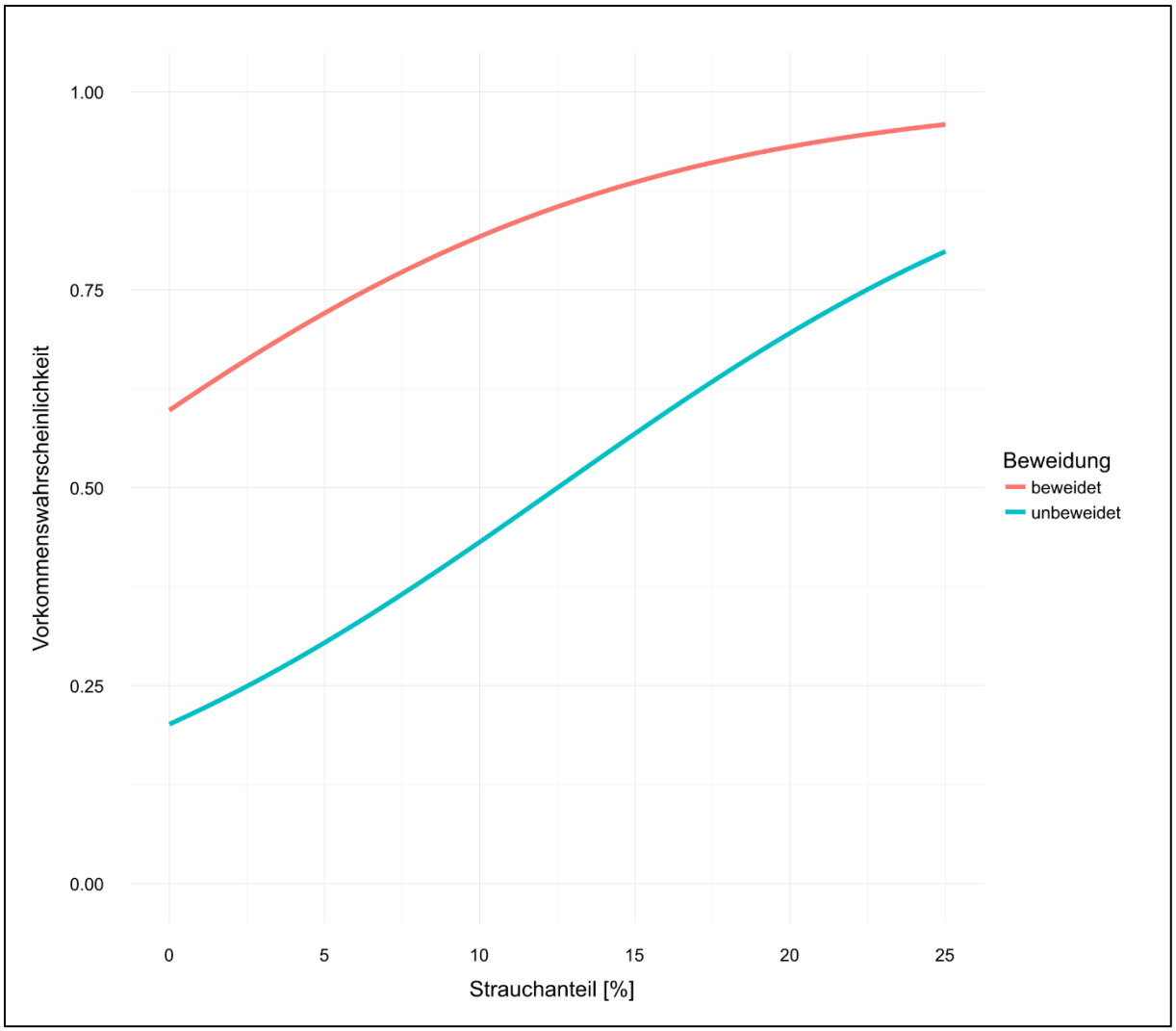

Abb. 36: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere in Abhängigkeit des Strauchanteils für verschiedene Beweidungsniveaus.

Nicht nur mit steigendem Kräuteranteil, sondern auch mit steigendem Strauchanteil nimmt die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere zu. Auch wenn sich dies nicht in einem statistisch signifikanten p-Wert äußert (p = 0,12), zeigt dies Abbildung 36 sehr deutlich. Für Gebiete mit Beweidung ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit dabei wieder höher als für Gebiete ohne Beweidungseinflüsse.

5 Material- und Methodendiskussion

5.1 Untersuchungsart

In der Arbeit wurde die Nominatform des Bergpiepers als Untersuchungsart ausgewählt. Zur Untersuchung, inwieweit sich die unterschiedliche Landnutzungsform in alpinen Gebieten auf eine lebensraumtypische Vogelart auswirkt, eignet sich der Bergpieper als Charaktervogel der offenen Gebirgslandschaft, der vor allem Alm- und Alpflächen besiedelt, bestens (Böhm 2000; Pätzold 1984). Der Bergpieper kann dabei nicht nur als Charakter-, sondern auch als Indikatorart für diesen Lebensraum angesehen werden (Teufelbauer 2010; Teufelbauer und Frühauf 2010). Für den österreichischen Farmland Bird Index wurde er daher beispielsweise neben dem Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe* als Indikatorart der Bergweidewirtschaft ausgewiesen und seither im Monitoring erfasst (Teufelbauer und Frühauf 2010). Hier steht er insbesondere für eine niedrige und vielfältige Vegetationsstruktur sowie für ein reichhaltiges Insektenangebot (Frühauf und Teufelbauer 2008). Neben Untersuchungen zur Habitat- und Lebensraumnutzung (Marka 1994, zitiert in Brendel 1998; Pöhacker 2014) ist der Bergpieper auch Untersuchungsobjekt von Studien, die sich mit klimatisch bedingten Arealveränderungen alpiner Vogelarten beschäftigen (Chamberlain et al. 2013; Melendez und Laiolo 2014; Flousek et al. 2015). Nicht zuletzt ist die Art aber auch Teil von Untersuchungen, die sich, ähnlich wie diese Arbeit, mit der Thematik Beweidung auseinandersetzen (Laiolo et al. 2004; Pavel 2004; Rolando et al. 2006).

5.2 Untersuchungsgebiet

Aufgrund der Fragestellung, die einen Vergleich zweier Landnutzungsformen vorsah, wurden für das Untersuchungsgebiet drei Teilgebiete mit unterschiedlichen Landnutzungsformen ausgewählt. Ein Teilgebiet sollte dabei mindestens mit und eines mindestens ohne Beweidung sein. Die Gebiete sollten idealerweise in räumlicher Nähe zueinander liegen, möglichst ähnliche Expositionen und Hangneigungen aufweisen und sich über eine annähernd gleich große Fläche und Höhenlage erstrecken. Bei der Gebietsauswahl wurde auch darauf geachtet, dass die UGs die gleiche Geologie zu Grunde hatten. Weiter sollte die Oberflächenbedeckung nahezu ähnlich sein. Die größte Schwierigkeit bei der Gebietsauswahl betraf vor allem die Landnutzungsform. Unbeweidete Flächen, die vom Bergpieper besiedelt werden können, sind in den Allgäuer Hochalpen nur in sehr geringem Umfang vorhanden (Werth 2016, persönliche Mitteilung). Gebiete, die zusätzlich noch über mehrere hundert Höhenmeter unbeweidet sind und sich dabei in puncto Flächengröße sowie den zuvor bereits aufgeführten Auswahlkriterien gleichen, sind

heutzutage kaum mehr in den Allgäuer Alpen vorzufinden (ebd.). Mit den Untersuchungsflächen „UG_1“, „UG_2“ und „UG_3“ konnten jedoch drei Gebiete gefunden werden, die die oben genannten Kriterien bei der Gebietsauswahl größtenteils erfüllen konnten.

Abb. 37: Typisch für beweidete Gebiete sind die sogenannten „Terrassierungen“ oder „Treppungen“, die im Bildhintergrund zu erkennen sind.

5.3 Kartierung

Die Kartierung wurde nach den Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands durchgeführt (Andretzke et al. 2005). Zur genauen Ermittlung der Reviere für die spätere Auswertung wurde die Revierkartierung als Methode herangezogen (Bibby et al. 1995; Fischer et al. 2005). Diese war hinsichtlich der Aufgabenstellung als auch in Anbetracht der erfassten Art, die Methode, die am geeignetsten erschien (ebd.). Die Wertungsgrenzen und der Erfassungszeitraum nach Andretzke et al. (2005) wurden weitestgehend eingehalten. Aufgrund der zahlreichen und späten Schneefälle konnten die ersten Erfassungen in beiden Gebieten allerdings erst ab der dritten Maidekade erfolgen. Ab dem 21.05.2016 wurden an insgesamt 13 Tagen Zählungen durchgeführt. Jedes Gebiet wurde dabei mindestens fünfmal begangen. Die Begehungen fanden größtenteils in den frühen Morgenstunden statt, wobei unregelmäßig auch Begehungen nachmittags stattfanden. Da die Art auch tagsüber aktiv ist, stellte dies jedoch

kein Problem bezüglich der Erfassung dar (Andretzke et al. 2005). Die Autoren weisen im Artkapitel zum Bergpieper z.B. darauf hin, dass die „Gesangsaktivität den ganzen Tag gut“ ist (ebd.). Daten aus Böhm (1988, zitiert in Böhm 2000) zeigen beispielsweise auch, dass Bergpieper nahezu den ganzen Tag über Gesang äußern. Die tageszeitlichen Aufzeichnungen der Gesangsaktivität, die von Pätzold (1984) festgestellt wurden, bestätigen dies gleichermaßen. Böhm (2000), wie auch Pätzold (1984), schreiben in ihren Monografien, dass das Wetter die Pieper in ihrer Gesangsaktivität kaum beeinflusst. Die teilweise ganztägigen Kartierungen hatten somit kaum Einfluss auf die Kartierergebnisse hinsichtlich der Revierermittlung. Als mögliche Fehlerquellen kann man insbesondere die Ermittlung der Reviermittelpunkte ansehen. Die Reviere wurden dabei nur durch Balzaktivitäten wie Gesang abgegrenzt. Neststandorte oder Plätze, die zur Nahrungssuche aufgesucht wurden, wurden hier nicht beachtet. Die Zentren der Balzplätze sind daher eventuell nicht repräsentativ für die Raumnutzung der Art.

5.4 Struktur- und Umweltvariablen

Die Strukturvariablen wurden nach gängigen Erfassungsmethoden aufgenommen und teilweise angepasst und verändert (Bibby et al. 1995; Rolando et al. 2006). Die Umweltvariablen wurden den GIS-Daten entnommen und für die weitere Verwendung aufbereitet.

Pro Revier und Zufallspunkt wurden im Radius von 40 m um die Punkte die Struktur- und Umweltvariablen erfasst. Ausschlaggebend für diese Distanz um den Punkt waren die in der Literatur angegebenen Reviergrößen. Diese werden mit 0,5 – 2,3 ha angegeben (Böhm 1986, zitiert in Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Marka 1994, zitiert in Brendel 1998; Wartmann 1985, zitiert in Böhm 2000). Bei einem Radius von 40 m um den Reviermittelpunkt entspricht dies etwa 0,5 ha, die somit pro Revier und Zufallspunkt abgedeckt werden. Damit wurde die in der Literatur angegebene Untergrenze der Reviergrößen abgedeckt und gleichzeitig hielt sich der zeitliche Rahmen hinsichtlich der Datenaufnahmen in angemessenem Umfang.

Um noch detailliertere Aussagen über den Einfluss der Beweidung treffen zu können, hätte man neben dem Anteil der Gräser und Kräuter auch noch die Pflanzenvielfalt auf Familien- oder Gattungsebene aufnehmen können.

6 Ergebnisdiskussion

6.1 Kartierergebnisse und Siedlungsdichte

Die Kartierergebnisse ergaben insgesamt 29 Reviere, die sich auf die drei Untersuchungsgebiete verteilten. 17 Reviere entfielen auf das beweidete UG, 12 auf die beiden unbeweideten. Dies entspricht einer Abundanz von 1,7 Revieren / 10 ha (beweidetes UG) und 2,0 Reviere / 10 ha (unbeweidete UG). Diese Werte decken sich teilweise recht gut mit den Werten, die Walter (1995) im Nebelhorngebiet während mehrjähriger Untersuchungen ermitteln konnte. Der Autor konnte bei seinen Erfassungen etwa 2,5 BP / 10 ha feststellen. Walter (1995) erwähnt für das Allgäu in kleinräumig günstigen Gebieten Brutpaardichten von 9 BP / 10 ha und 9,4 BP / 10 ha. Dies entspricht allerdings sicher nicht der Regel, da die Siedlungsdichten und die Größe der Reviere beim Bergpieper sehr variabel sein können (Pätzold 1984). So fand Pätzold (1984) bei Erfassungen im Riesengebirge nur 0,133 Paare / 10 ha. Das Maximum lag hier bei 0,4 Paaren / 10 ha. Höhere Werte werden von Pätzold (1984) in der Niederen Tatra ermittelt. Hier stellte der Autor 2,6 Paare / 10 ha fest. Allgemein unterliegen die Siedlungsdichten der Bergpieper innerhalb der Alpen recht großen Schwankungen (Böhm 2000). Die Randgebiete des Alpenbogens weisen allgemein niedrigere Dichten auf als beispielsweise die inneralpinen Gebiete (ebd.). So konnten Winding et al. (1993) Dichten von 14,2 – 18,1 BP / 10 ha im Gasteiner Tal in Österreich und 7 – 10 BP / 10 ha im Glockner Gebiet (Österreich) ermitteln (Winding 1985). Glutz von Blotzheim et al. (1985) geben an, dass die höchsten Dichten in der mittleren Alpinstufe erreicht werden. Ähnliche Werte, wie die in dieser Arbeit festgestellten, konnten im Chasseral (Schweiz) von Biber (1982) erfasst werden. Hier wurden 2,4 – 3,1 BP / 10 ha ermittelt. Catzeflis (1978, zitiert in Böhm 2000) konnte bei St. Bernhard in der Schweiz 3,0 – 3,5 BP / 10 ha feststellen und Wartmann (1985) gibt für das Dischmatal (Schweiz) 3,1 – 4,6 BP / 10 ha an. Winding et al. (1993) sieht für die hohen Dichten vor allem den mit der Höhe zunehmenden Anteil an offener Grasheide als wichtigen Faktor an. Folgt man den Autoren, so steigt mit zunehmendem Grasheideanteil neben der Revierdichte auch die Dominanz des Bergpiepers innerhalb der alpinen Brutvogelgemeinschaft. Untersuchungen im benachbarten Vorarlberg (Österreich) ergaben hingegen wieder ähnliche Werte, wie die im Rahmen dieser Arbeit festgestellten. Hier konnten Kilzer und Blum (1991, zitiert in Walter 1995) 1 – 1,7 singende Männchen / 10 ha ermitteln. Bedacht werden sollte außerdem, dass die Siedlungsdichte einer Art allgemein vom betrachteten Bezugsraum abhängt (Connor et al.

2000). Um die Dichten näher oder direkt vergleichen zu können, sollte daher immer der Maßstab der Erfassungen betrachtet werden.

Die Höhenverbreitung der Reviere zeigt ebenfalls keine großen Abweichungen zu den in der Literatur festgestellten Zahlen. Die Reviere verteilten sich nahezu gleichmäßig über die Höhenstufen (1.600 m – 2.000 m ü.M.). Die meisten Reviere (n = 7) konnten in der Höhenstufe zwischen 1.875 m und 1.925 m ü.M. festgestellt werden. Walter (1995) konnte beispielsweise im nahe gelegenen Koblatgebiet auf 40 ha zwölf Nester in der Höhenstufe zwischen 1.900 und 2.020 m ü.M. finden. Weiter konnte der Autor in einem anderen UG im Nebelhorngebiet auf zehn ha Fläche weitere sieben Nester zwischen 1.700 m und 1.880 m ü.M. feststellen (ebd.). Böhm (2000) sieht das Hauptverbreitungsgebiet des Bergpiepers in Mitteleuropa größtenteils oberhalb der Baumgrenze. Einzelne Reviere können sich allerdings auch noch in niedrigen Lagen finden. Dies stellt jedoch die Ausnahme dar (ebd.). Für die Ostalpen wird die Höhenverbreitung zwischen 1.000 m und 2.400 m ü.M. mit einem deutlichen Maximum zwischen 1.600 m und 2.000 m ü.M. gesehen (Dvorak et al. 1993, zitiert in Böhm 2000). Nach Glutz von Blotzheim et al. (1985) reicht die Vertikalverbreitung in den Westalpen dahingegen bis etwa 3.000 m. Böhm (2000) sieht die Höhenlage für den Bergpieper allerdings nicht als einen entscheidenden Faktor für eine Ansiedlung an. Vielmehr spielen „die Lage, die Höhenerstreckung und die klimatischen Verhältnisse des Gebirgsstockes“ eine entscheidende Rolle (ebd.). Welche Rolle die Geologie und die mit ihr einhergehende Vegetation einnimmt, wurde bisher nicht ausreichend untersucht.

6.2 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).

Wie bereits in Kapitel 3.1 näher beschrieben wurde, zeichnet sich das Habitat vor allem durch einen Mix aus verschiedenen Strukturparametern aus. Wichtig für die Revierausstattung sind insbesondere eine größtenteils geschlossene Vegetationsdecke, Felsen und einzelne Warten (Böhm 2000; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984). Böhm und Landmann (1995)

stellten beispielsweise fest, dass sich das Nestumfeld dabei nicht signifikant vom weiteren Umfeld unterschied. Ähnlich wird es auch von Böhm (2000) gesehen. Die Autorin bezeichnet das Habitat allgemein als „relativ homogen“. Beim Vergleich der unbesetzten und besetzten Reviere konnte dies anhand des Vegetationsheterogenitätsindexes ebenfalls bestätigt werden. Hier fanden sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den zufällig verteilten Revieren und den tatsächlichen Revieren. Auch deskriptiv war keine Tendenz erkennbar. Melendez und Laiolo (2014) sehen die höchsten Bergpieperdichten im alpinen Offenlandbereich dagegen wiederum in heterogenen Habitaten. Dies trifft vor allem auf die höher gelegenen Bereiche (1.600 m – 2.300 m ü.M.) zu. Nach Meinung der Autoren spielt hier insbesondere die Habitatdiversität auf Landschaftsebene eine wichtige Rolle für den Bergpieper. Diese ist positiv mit der Bergpieperdichte assoziiert. In niedrigen Gebieten spielen wohl eher klimatische Verhältnisse, insbesondere Frühjahrs- und Jahrestemperaturen, eine entscheidende Rolle (ebd.). Böhm und Landmann (1995) sprechen dem Bergpieper dahingegen wiederum eine Bevorzugung homogener Landschaften mit nur einzelnen Warten zu.

Betrachtet man sich die Oberflächenbedeckung der Bergpieperlebensräume genauer, so spielt vor allem die Vegetation eine bedeutende Rolle. Frey-Roos et al. (1995) wiesen nach, dass auf Strukturebene Gräser und Kräuter insbesondere für die Nahrungssuche wichtig sind. Weiter fanden die Wissenschaftler heraus, dass sich ein hoher Grasanteil (Habitattyp) positiv auf die Nahrungssuche auswirkt. Bätzing (1991) schreibt z.B., dass das Verhältnis von Gras zu Kräuter auf ungenutzen alpinen Rasenflächen etwa 70 % zu 30 % ist, wohingegen dies auf beweideten Flächen etwa umgekehrt ist. Diese Aussage kann für das UG nicht bestätigt werden. Im Rahmen dieser Arbeit ist der Grasanteil der beweideten Flächen höher als der Grasanteil auf den unbeweideten. Umgekehrt verhält es sich für den Kräuteranteil. Für diesen konnte ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Der Kräuteranteil der unbeweideten Flächen war deutlich über dem der beweideten. Betrachtet man den Gras- und Kräuteranteil über die Reviere, so weisen Nicht-Reviere einen minimal höheren Grasanteil auf, wohingegen der Kräuteranteil in den tatsächlichen Revieren höher ausgeprägt zu sein scheint. Die Gras- und Kräuteranteile unterscheiden sich nicht signifikant voneinander zwischen den zufällig verteilten Revieren und den tatsächlichen Revieren.

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). Für die Revierbesetzung in einem potenziellen Gebiet kann beispielsweise schon ein einzelner Felsbrocken, der im Spätwinter unter dem Schnee herausragt, ausschlaggebend sein (Biber 1982). 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. Die höchsten Dichten wurden in Bereichen mit niedrigem Strauchanteil erreicht. Das gleiche gilt auch für den Felsanteil. In der vorliegenden Arbeit fand sich kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen dem Strauchanteil und der Revierbesetzung. Zufällig ausgewählte Reviere und echte Reviere wiesen nahezu dieselben Strauchanteile auf. Allerdings steigt mit steigendem Strauchanteil die Vorkommenswahrscheinlichkeit eines Reviers stark an. Dies wirkt sich insbesondere in Gebieten mit Beweidung stärker auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit aus. Zwischen dem Strauchanteil auf den beweideten und unbeweideten Gebieten bestanden ebenfalls offensichtliche Unterschiede, da die unbeweideten Gebiete baum- und strauchfrei waren. Laiolo et al. (2004) stellten beispielsweise im italienischen Gran Paradiso Nationalpark auf unbeweideten Untersuchungsflächen das Gegenteil fest. Diese wiesen einen deutlich höheren Strauch- und Baumanteil auf als die beweideten Flächen. Dies trifft auch auf den Felsanteil zu. Bergpieper fanden sich dabei minimal häufiger auf den beweideten Plots. Zwischen den Gebieten mit und ohne Beweidung fand sich im Rahmen dieser Arbeit kein signifikanter Unterschied im Felsanteil. Dies gilt auch für die Revierbesetzung, wobei die Reviere einen niedrigeren Felsanteil aufwiesen als die Zufallsreviere. Die Tendenz zu einem allgemein geringeren Strauchanteil in den Revieren bzw. den Bergpieperlebensräumen kann einerseits dadurch erklärt werden, dass die Pieper einzelne Bäume und Sträucher als Warten für die Revierbesetzung und -markierung benötigen sowie ein geringer Anteil mittelgroßer Sträucher das Nest unter anderem gegen Schneefall schützt. Andererseits wählen die Pieper beispielsweise zum Schutz gegenüber Kreuzottern Flächen mit nur wenigen, einzelnen, mittelgroßen Sträuchern aus (Rauter et al. 2002). Weiter scheint der Strauchanteil in gewissem Maße auch für die Nahrungssuche Vorteile zu bieten. So konnten Bollmann et al. (1997) auf Flächen, die in unterschiedlicher Anzahl mit Bäumen und Sträuchern unterschiedlicher Größe bestockt waren, einen größeren Biomasseanteil der Beute nachweisen als auf unbestockten alpinen Bergwiesen und Weiden. Ähnliches stellen auch Frey-Roos et al. (1995) fest. So bevorzugen Bergpieper als Nahrungsgebiete vor allem Flächen, die nur einzelne wenige Büsche sowie einen geringen Felsanteil aufweisen. Im Allgemeinen präferieren Bergpieper unstrukturierte einheitliche Flächen, welche umso häufiger besiedelt werden, je größer der Abstand zum nächsten Wald ist (Frey-Roos et al. 1995; Pöhacker 2014).

Der Einfluss von Lägerfluren auf Bergpieper wurde in der Literatur bisher kaum beschrieben. Diese können wohl für die Nahrungssuche ein wichtiges Strukturelement sein (Biber 1982). Für die Revierbesetzung hatte der Anteil an Lägerfluren im UG keine Relevanz. Pöhacker (2014) stellt beispielsweise die Frage, ob sich durch den Dung des Viehs höhere Arthropodendichten einstellen und dies somit eine zusätzliche Nahrungsquelle für den Bergpieper darstellen könnte.

Weitere wichtige Habitatparameter stellen insbesondere die Exposition und die Hangneigung dar. Glutz von Blotzheim et al. (1985) sehen diese Parameter als weniger wichtig an, „sofern die für Nistplatzwahl und Nahrungserwerb wichtigen Bedingungen erfüllt sind“. Dies konnte auch für das UG festgestellt werden. Für die Revierbesetzung hatte die Hangneigung signifikante Einflüsse auf die Revieransiedlung. Die Exposition hatte dahingegen keine signifikanten Einflüsse auf die Reviere. Der Mittelwert der Hangneigung lag bei den Revieren bei 30 ° und im Mittel waren die Reviere nach SSW ausgerichtet (200 °). In der Literatur findet sich hierzu häufig eine Tendenz für Nord und West ausgerichtete Flächen (Glutz von Blotzheim et al. 1985). Nach Süden ausgerichtete Flächen werden aber ebenfalls ähnlich häufig besiedelt (ebd.). Walter (1995) fand beispielsweise bei mehrjährigen Untersuchungen im Nebelhorngebiet (Deutschland) 89 % aller Nester (n = 19) nach Süd oder West ausgerichtet. Catzeflis (1978, zitiert in Walter 1995) fand im Kanton Wallis (Schweiz) 69 % aller Reviere, die ebenfalls nach Süd und West ausgerichtet waren. Steile Hangneigungen werden dabei ebenso besiedelt wie wenig geneigte Flächen (Glutz von Blotzheim et al. 1985). So betrug beispielsweise die mittlere Hangneigung von 62 Nestern, die Böhm und Landmann (1995) in ihrer Arbeit zu Nistplatzwahl, Neststandort und Nestbau beim Wasserpieper ermittelten, etwa 22 °. 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 UG wurden die tatsächlichen Reviere häufig in den steileren Bereichen festgestellt. Flach geneigte Bereiche wurden eher gemieden. Da die Ergebnisse allerdings über eine Mittelwertbildung der Revierflächen (etwa 0,5 ha) ermittelt wurden, kann dieser Wert in manchen Fällen höhere Hangneigungswerte nach sich ziehen. Dies ist insbesondere der Fall, wenn sich um den Reviermittel- bzw. Zufallspunkt Felswände oder steilere Hänge befinden. Eine besondere Bedeutung haben die Exposition und die Hangneigung der Brutplätze vor allem für die Energiebilanz der Vögel. Rauter und Reyer (2000) wiesen dies am Beispiel des Bergpiepers nach, dass der Energieaufwand für die Thermoregulation während des Tages an

den WSW-Hängen niedriger war als an den ONO-Hängen. Die Autoren schlussfolgern daraus, dass klimatisch günstige Habitate die Energiebilanz der Vögel und somit die Brutbedingungen verbessern können. Dies deckt sich mit den Expositionen und Hangneigungen in Catzeflis (1978, zitiert in Walter 1995) und Walter (1995). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch diese Arbeit. Da die Untersuchungsgebiete dieser Arbeit größtenteils nach Süden ausgerichtet sind, wird das Ergebnis hier allerdings stark verfälscht.

Die Hangneigung ist aber nicht nur für die Anlage des Nestes und während des Brütens wichtig, sondern auch für die Revierauswahl und -besetzung. So zeigten Bollmann et al. (1997) unter anderem auf, dass die Schneebedeckung mit zunehmender Hangneigung abnimmt und dies für eine frühe Revierbesetzung günstig ist. Die Exposition und die Höhe hatten hingegen keinen signifikanten Einfluss auf die Schneebedeckung (ebd.). Die Höhenlage begrenzt allerdings das vom Bergpieper besiedelte Areal. Die vertikale Verbreitungsgrenze bildet hier in den meisten Fällen die Waldgrenze (Glutz von Blotzheim et al. (1985). Niedrigere Reviere werden oft nur besiedelt, wenn diese extensiv bewirtschaftet werden (ebd.). Melendez und Laiolo (2014) ermittelten die höchsten Bergpieperdichten im kantabrischen Gebirge (Spanien) zwischen 1.200 und 1.600 m ü.M. Unter- und oberhalb dieser Höhen nahmen die Dichten wiederum ab (ebd.). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen keine Präferenz für eine gewisse Höhenlage und wiesen auch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Zufallsrevieren und den tatsächlichen Revieren auf. Sowohl die zufällig ausgewählten Reviere als auch die tatsächlichen Reviere erstreckten sich auf die gleichen Höhenstufen. Dabei wurden, aufgrund des nach oben und unten hin begrenzten UGs, vermutlich nicht die Ober- und Untergrenzen der besiedelten Höhenstufen erreicht. Eine genaue Aussage zu den Ergebnissen lässt sich hierzu also nur bedingt treffen.

Eine sehr wichtige Einflussgröße, insbesondere für die Nahrungssuche, ist die Vegetationshöhe (Biber 1982). Vegetationshöhen über 10 cm werden häufig gemieden (ebd.). Dies wurde zum Beispiel auch von Douglas et al. (2008) für den Wiesenpieper *Anthus pratensis* in intensiv beweideten Moorgebieten Schottlands festgestellt. Die Nahrungsgebiete der Wiesenpieper wiesen hier signifikant niedrigere Vegetationshöhen und -dichten auf als die Kontrollflächen (ebd.). Auch für Alpen-Ringdrosseln *Turdus torquatus alpestris* wurde dies so belegt (Schirutschke und Kalko 2010). Das Meideverhalten gegenüber höherer Vegetation bei der Nahrungssuche ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Nahrung einerseits schwieriger entdeckt wird und andererseits weniger zugänglich ist (Butler und Gillings 2004). Gleichzeitig werden die Vögel durch zu hohe und zu dichte Vegetation bei der Futtersuche hinsichtlich ihrer Beweglichkeit eingeschränkt (Devereux et al. 2004). Ähnlich wie Douglas et al. (2008) und

Schirutschke und Kalko (2010) wiesen Brodmann et al. (1997) am Beispiel des Bergpiepers nach, dass die Nahrungssuche in höherer Vegetation länger dauert als in kurzer Vegetation. 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 (ebd.). Für das UG konnte festgestellt werden, dass sich die Zufallsreviere nicht statistisch signifikant von den echten Revieren unterscheiden. Die Vegetationshöhe weist für beide „Reviere“ (0 und 1) ähnliche Werte der Vegetationshöhe auf. Häufiger finden sich allerdings Unterschiede in der Vegetationshöhe zwischen unterschiedlich genutzten Flächen. Laiolo et al. (2004) stellten beispielsweise verschiedene Vegetationshöhen für unbeweidete und beweidete Gebiete fest. Die Ergebnisse der Arbeit von Laiolo et al. (2004) weisen für die unbeweideten Plots höhere Mittelwerte auf als für die beweideten (Grazing level 0 und 2). Auch Kruess und Tscharntke (2002) wiesen in ihrer Arbeit, bei der die Beweidungseffekte auf die Pflanzen- und Insektendiversität untersucht wurden, signifikant höhere Werte für die Vegetationshöhe und die –heterogenität auf den unbeweideten Gebieten nach. Die Ergebnisse dieser Arbeit spiegeln dies so wider. Im UG finden sich deutlich höhere Vegetationshöhen auf den unbewirtschafteten Gebieten als auf den bewirtschafteten. Die Vegetationshöhen unterscheiden sich hier ebenfalls signifikant zwischen den beweideten und unbeweideten Gebieten. Auf den Heterogenitätsindex der Vegetation trifft dies im Rahmen dieser Untersuchung nicht zu. Die beweideten Gebiete weisen hier höhere Werte auf als die unbewirtschafteten. Die Vegetation der beweideten Gebiete weist demnach eine uneinheitlichere Vegetationsstruktur auf, wohingegen die unbewirtschafteten Gebiete homogenere Strukturen haben.

Aus dem Habitatmodell ergibt sich, dass die Beweidung einen positiven und auch signifikanten Einfluss auf den Bergpieper hat. Dies wird auch durch den AUC-Wert gestützt, der einen Wert von 0,778 hat. Das Modell kann somit gut zwischen den Präsenz-Absenz-Daten unterscheiden. Folgt man Hosmer und Lemeshow (2000), so kann die Modellgüte ab einem Wert > 0,7 als akzeptabel angesehen werden. Je höher der AUC-Wert ist, desto besser ist die Modellgüte und somit auch die Vorhersagegenauigkeit (Hosmer und Lemeshow 2000). Werte unter 0,7 könnten demnach nur sehr schlecht zwischen den Präsenz-Absenz-Daten unterscheiden. Aus dem Habitatmodell geht weiter hervor, dass mit steigendem Kräuteranteil die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Reviere steigt. Dies trifft auch auf den Strauchanteil zu. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit ist dabei für beide Variablen in beweideten Gebieten höher als in unbeweideten. Der Faktor Beweidung hat somit einen positiven Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit 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. Frühauf 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 (ebd.). 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. Für Evans et al. (2015) lässt sich die Anzahl der Reviere am besten als eine Funktion der Arthropoden-Abundanz, des Koeffizienten der Vegetationshöhe, der Biomasse der Vegetation, des Jahres sowie dem Produkt aus der Biomasse der Vegetation und des Jahres erklären.

Um den Einfluss der Beweidung auf den Bergpieper noch genauer untersuchen und abschätzen zu können, sollten weitere Untersuchungen angestrebt werden. Neben einer größeren Untersuchungsfläche bietet sich insbesondere auch der Vergleich zwischen geologisch unterschiedlichen Gebieten an. Für das Allgäu kämen unter anderem Flächen im Flysch in Frage. Daneben kann auch der Zeitpunkt der Datenaufnahme variiert und beispielsweise eine noch feinere Bezugsgröße gewählt werden. Statt mit Präsenz-Absenz-Daten zu arbeiten, könnte der Bruterfolg oder der Fitnesszustand Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Andere Untersuchungsaspekte könnten unterschiedliche Beweidungsintensitäten darstellen, die sich nicht nur mit den Intensitäten mit und ohne Beweidung befassen, sondern noch genauer auf verschiedene Beweidungsintensitäten eingehen und diese näher betrachten.

7 Schutzmaßnahmen und Managementempfehlungen

In der Literatur werden die Gefährdungsursachen für den Bergpieper unterschiedlich eingestuft. Obwohl der Bergpieper aktuell von BirdLife International (2016) als nicht gefährdet eingestuft wird, sieht der Großteil der Autoren durchaus Gefährdungen, die den Bergpieper in seinem momentanen Verbreitungsgebiet oder seiner Häufigkeit bedrohen könnten. In Tabelle 7 wurden die Gefährdungsursachen, die von verschiedenen Autoren für den Bergpieper ausgemacht wurden, zusammengefasst. Als Offenlandart der alpinen Bereiche stellt vor allem die Landnutzungsform eine der größten Gefahren dar. Die größten Gefährdungen dürften aktuell von der Aufgabe der Alm-/Alpbeweidung als auch von einer Intensivierung der Beweidung ausgehen (Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Frühauf und Teufelbauer 2008; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Walter 2005). Die zunehmende Eutrophierung des Lebensraums kann ebenfalls als Gefährdung betrachtet werden. Eine Aufgabe der Beweidung führt in erster Linie zu einer Veränderung der Vegetation, die sich zumeist mit dem Aufkommen von Bäumen, Büschen und Sträuchern äußert. Die zunehmende Eutrophierung, beispielsweise durch erhöhten Düngemitteleinsatz oder durch Stickstoffeinträge aus der Luft, führt ebenfalls zu einer Änderung der Vegetation. Dies zeigt sich vor allem an einem schnelleren Graswachstum, was wiederum die Brut- und Nahrungshabitate verändern kann (Bauer et al. 2005; Böhm 2000; Glutz von Blotzheim 2000; Frühauf und Teufelbauer 2008). Eine weitere Gefährdung könnte auch der Klimawandel darstellen, der den potenziell besiedelbaren Lebensraum des Bergpiepers zukünftig verringern könnte. Dies ist vor allem durch den Anstieg der Waldgrenze nach oben hin bedingt, der durch ein vermehrtes Aufkommen von Wald in höheren Lagen einhergeht (Bauer et al. 2005; Chamberlain et al. 2013; Flousek et al. 2015; Melendez und Laiolo 2014). Eine geringere Gefährdung dürfte von natürlichen Einflüssen wie Prädation und Witterung ausgehen (Bauer et al. 2005; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Pätzold 1984; Walter 2005). Späte Schneefälle und hohe Wintermortalität können beispielsweise zu kurzzeitigen Bestandseinbrüchen führen, welche jedoch durch Nachgelege oder Bruten im Folgejahr ausgeglichen werden können (Ebenhöh 2003). Neu- oder Übererschließungen können genauso eine Gefahr darstellen wie Störungen, die sich aus Freizeit- oder Tourismusaktivitäten ergeben (Brendel 1998; Hölzinger et al. 2007; Walter 2005). Nicht zuletzt können auch Nester von Weidevieh zertreten werden (Bauer et al. 2005; Pavel 2004).

Betrachtet man die vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen, so zeigt sich hier ein ebenfalls unterschiedliches Bild. Der überwiegende Teil der Autoren nennt keine konkreten Schutzmaßnahmen (Böhm 2000; Chamberlain et al. 2013; Ebenhöh 2003; Frühauf und Teufelbauer 2008; Glutz von Blotzheim et al. 1985; Maumary et al. 2007; Pätzold 1984; Pavel 2004). Brendel (1998) sieht beispielsweise keine Erforderlichkeit von Schutzmaßnahmen für den Bergpieper. Einige Autoren nennen allerdings Maßnahmen, die die Art oder das Habitat schützen könnten. Eine Extensivierung der Nutzung wird z.B. von Bauer et al. (2005), Glutz von Blotzheim (2000) und Laiolo et al. (2004) als Schutzmaßnahme vorgeschlagen. Für Frühauf und Teufelbauer (2008) ist der Bergpieper beispielsweise eine Indikatorart, die für den „Fortbestand […] extensiver Nutzung von Grünland in der subalpinen und alpinen Stufe“ steht. Neben der extensiven Nutzung wird unter anderem auch die Verringerung von Weidevieh als Vorschlag eingebracht (Bauer et al. 2005). Nicht zu vergessen ist, dass der Bergpieper insbesondere auf offene Landschaften angewiesen ist, die sich häufig erst durch die Bewirtschaftung von Alm- und Alpflächen ergeben (Hölzinger et al. 2007; Walter 2005). Dem Erhalt offener Flächen durch Beweidung kommt somit eine entscheidende Rolle zu (ebd.). Maßnahmen zur Besucherlenkung können in manchen Gebieten Brutvorkommen schützen (Bauer et al. 2005; Hölzinger et al. 2007). Dies betrifft vor allem touristisch stark frequentierte Gebiete oder kleine Restvorkommen wie z.B. im Schwarzwald (Ebenhöh 2003).

Wie bereits von Laiolo et al. (2004) und Rolando et al. (2006) herausgearbeitet wurde, kommt der Beweidung alpiner Weiden und Wiesen 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 beizubehalten, um insbesondere gefährdete Arten der alpinen Gras- und Rasengesellschaften zu fördern. Laiolo et al. (2004) heben 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 positiven und signifikanten Einfluss der Beweidung auf den Bergpieper feststellen konnte. Insbesondere steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Bergpiepers mit der Beweidung an. Neben dem Bergpieper profitieren auch noch viele andere Vogelarten von der extensiven Beweidung. Zu diesem Ergebnis kommt beispielsweise auch 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 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 deswegen, die extensive Bewirtschaftung alpinen Grünlands beizubehalten oder wieder aufzunehmen. Dazu sollten die Bergpieperbestände stichprobenartig, z.B. über ein Brutvogel-Monitoring, erfasst werden, um Bestandsveränderungen frühzeitig festzustellen. Weiter soll eine Über- als auch Unterbestockung der Alpflächen mit Weidevieh vermieden werden. Den Flächen angepasste und möglichst auf ein Naturschutzziel ausgerichtete Viehbestände wären wünschenswert. Wie stark eine Fläche durch das Weidevieh abgegrast wird, wird überwiegend durch die Weideviehart bestimmt (Rook et al. 2004). Neben der Anzahl der Tiere sollte daher möglichst auch über die Weideviehart nachgedacht werden. Allerdings sollte vor der Umsetzung solcher Maßnahmen bedacht werden, dass nicht jedes Beweidungssystem in jeder Region oder jedem Land angewandt werden kann. Dies hat vor allem mit den Unterschieden in den Habitatstrukturen zu tun, die häufig auf traditionelle und über Jahrhunderte andauernde Nutzungen zurückgehen (Nikolov 2010).

In niedrigen Lagen könnte man über Staffelbeweidung oder über eine zeitversetzte Beweidung (durch Auszäunen bestimmter Flächen) nachdenken. In höheren Lagen dürfte dies weniger eine Rolle spielen, da die Pieper hier häufig schon mit dem Brutgeschäft fertig sind, ehe die Almen mit Vieh bestoßen werden. Dies konnte beispielsweise für die Untersuchungsgebiete im Nebelhorngebiet festgestellt werden (persönl. Beobachtung). Gefährdungen, die sich durch das Mähen der Alpwiesen ergeben könnten, können in manchen Gegenden durchaus zu Brutverlusten führen. Dies könnte durch einen späteren Mähzeitpunkt umgangen werden.

Allgemein kommt insbesondere dem Erhalt offener Flächen eine entscheidende Rolle zu. Nutzungsintensivierungen sollten möglichst vermieden und eine extensive Beweidung angestrebt werden.

Tab. 7: Gefährdungsursachen für den Bergpieper.

Gefährdungsursachen	**Autoren**
Aufgabe (extensiver) Almbewirtschaftung / Beweidung	Bauer et al. (2005) Böhm (2000) Frühauf und Teufelbauer (2008) Laiolo et al. (2004) Rolando et al. (2006) Walter (2005)
Eutrophierung, Sukzession, Landschaftsveränderung	Bauer et al. (2005) Böhm (2000) Brendel (1998) Chamberlain et al. (2013) Ebenhöh (2003) Frühauf und Teufelbauer (2008) Glutz von Blotzheim (2000) Walter (2005)
Intensivierung (Beweidung, Düngung)	Bauer et al. (2005) Böhm (2000) Brendel (1998) Frühauf und Teufelbauer (2008) Glutz von Blotzheim et al. (1985) Maumary et al. (2007) Walter (2005)
Klimatische Ursachen	Bauer et al. (2005) Böhm (2000) Brendel (1998) Chamberlain et al. (2013) Ebenhöh (2003) Flousek et al. (2015) Hölzinger et al. (2007) Melendez und Laiolo (2014)
Neu- / Übererschließungen	Bauer et al. (2005) Brendel (1998) Walter (2005)
Prädation	Glutz von Blotzheim et al. (1985) Pätzold (1984)
Störungen (Freizeitaktivitäten, Tourismus)	Bauer et al. (2005) Böhm (2000) Brendel (1998) Glutz von Blotzheim et al. (1985) Hölzinger et al. (2007)
Viehvertritt der Nester	Bauer et al. (2005) Pavel (2004)
Witterungseinflüsse	Bauer et al. (2005) Ebenhöh (2003) Hölzinger et al. (2007) Walter (2005)

Literaturverzeichnis

Andretzke H, Schikore T, Schröder K, 2005. Artsteckbriefe. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt C (Hrsg.). Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. AULA-Verlag, Wiebelsheim, S. 135-695.

Anonymus, 2016. Alphirte der hinteren Seealpe. Gespräch am 08.07.2016.

Bätzing W, 1991. Die Alpen. Entstehung und Gefährdung einer europäischen Kulturlandschaft. C. H. Beck, München, 287 S.

Bauer HG, Bezzel E, Fiedler W, 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas (2. Auflage). AULA-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

BayLfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt), 2016a. Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. Abgerufen am 18.08.2016, http://www.lfu.bayern.de/natur/rote_liste_tiere/2016/doc/voegel_infoblatt.pdf

BayLfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt), 2016b. GeoFachdatenAtlas (Bodeninformationssystem Bayern). Abgerufen am 24.02.2016, http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do

BGL (Bayerisches Geologisches Landesamt), 1996. Geologische Karte von Bayern 1:500000 (4. neubearbeitete Auflage). Bayerisches Geologisches Landesamt, München, 329 S.

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, 1995. Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul, 270 S.

Biber JP, 1982. Brutökologische Untersuchungen an einer Population des Wasserpiepers (Anthus spinoletta L.). Diss. Univ. Basel.

BirdLife International, 2016. Species factsheet: *Anthus spinoletta*. Abgerufen am 30.04.2016, http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22718571

Böhm C, 1986. Revierverhalten und Revierkriterien beim Wasserpieper (*Anthus spinoletta*). Ökol. Vögel, 8, 145-156.

Böhm C, 1988. Der Wasserpieper *Anthus spinoletta spinoletta*: Verhalten, Brutökologie und Postembryonalentwicklung (Vergleich mit dem Baumpieper *Anthus trivialis*). Diss. Univ. Wien.

Böhm C, 2000. Die Wasserpieper: vom Meeresstrand zum Gletscherrand. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 144 S.

Böhm C, Landmann A, 1995. Nistplatzwahl, Neststandort und Nestbau beim Wasserpieper (*Anthus spinoletta*). Journal of Ornithology, 136 (1), 1-16.

Bollmann K, Reyer HU, Brodmann PA, 1997. Territory quality and reproductive success: can Water Pipits *Anthus spinoletta* assess the relationship reliably? Ardea, 85, 83-98.

Brendel U, 1998. Vögel der Alpen. Ulmer, Stuttgart, 275 S.

Brodmann PA, Reyer HU, Baer B, 1997. The relative importance of habitat structure and of prey characteristics for the foraging success of Water Pipits (*Anthus spinoletta*). Ethology, 103 (3), 222-235.

Butler SJ, Gillings S, 2004. Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. Ibis, 146 (2), 123-130.

Catzeflis F, 1978. Sur la biologie de reproduction du pipit spioncelle alpin. Nos Oiseaux, 34, 287-302.

Chamberlain DE, Negro M, Caprio E, Rolando A, 2013. Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. Biological Conservation, 167, 127-135.

Cody ML (Hrsg.), 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, New York.

Connor EF, Courtney AC, Yoder JM, 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. Ecology, 81 (3), 734-748.

Devereux CL, McKeever CU, Benton TG, Whittingham MJ, 2004. The effect of sward height and drainage on Starlings and Lapwings foraging in grassland habitats. Ibis, 146, 115-122.

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, 55 (3), 290-296.

Dvorak M, Ranner A, Berg HM, 1993. Atlas der Brutvögel Österreichs. Wien.

DWD (Deutscher Wetterdienst), 2016. Wetterdaten der Station Oberstdorf. Abgerufen am 10.08.2016,
http://www.dwd.de/DE/wetter/wetterundklima_vorort/bayern/oberstdorf/_node.html

Ebenhöh H, 2003. Zur Bestandsentwicklung von Berg- und Wiesenpieper (*Anthus spinoletta* und *A. pratensis*) am Feldberg im Schwarzwald. Naturschutz südl. 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, S. 47-53.

Flousek J, Telenský T, Hanzelka J, Reif J, 2015. Population trends of Central European montane birds provide evidence for adverse impacts of climate change on high-altitude species. PLoS ONE, 10 (10), e0139465.

Fox J, 2005. The R Commander. A Basics Statistics Graphical User Interface to R. Journal of Statistical Software, 14 (9), 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 (3), 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, Ryslavy 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, 800 S.

Glutz von Blotzheim UN, 2000. Beträchtlicher Arealverlust des Bergpiepers *Anthus spinoletta* infolge Eutrophierung seines Lebensraums und vollständige Verdrängung des Baumpiepers *Anthus trivialis* durch die Mähwirtschaft. Ornithologischer Beobachter, 97 (4), 343-347.

Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM, Bezzel E, 1985. Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 10/II Passeriformes (1. Teil). Aula Verlag, Wiesbaden, 680 S.

Graham MH, 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. Ecology, 84, 2809-2915.

Gregory RD, Noble D, Field R, Marchant J, Raven M, Gibbons DW, 2003. Using birds as indicators of biodiversity. Ornis Hungarica, 12-13, 11-24.

Gregory RD, van Strien A, 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. Ornithological Science, 9 (1), 3-22.

Hölzinger J, Bauer HG, Berthold P, Boschert M, Mahler U, 2007. Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs, 5. Fassung. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Karlsruhe, 176 S.

Hosmer DW, Lemeshow S, 2000. Applied logistic regression. Wiley, New York.

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 (11), 1249-1260.

Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP, 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. PLoS Biol, 5 (6), e157.

Kilzer R, Blum V, 1991. Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Studio Moser, Dornbirn, 150 S.

Kratzer D, 2011. Aktuelle Brutvorkommen des Bergpiepers (*Anthus spinoletta*) im Südschwarzwald (2009/2010). Naturschutz südl. Oberrhein, 6, 59-62.

Kruess A, Tscharntke T, 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. Biological Conservation, 106 (3), 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 (2), 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 European Bird Community. Conservation Biology, 21 (2), 495-503.

Lichtenberger E, 1994. Die Alpen in Europa. Österreochiske Academie der Wissenshaften. Veröffentlichungen der Kommision für Humanökologie, 5, 53-86.

Lium SE, 2013. Long term effects of sheep grazing on Alpine avifauna. Master Thesis, unveröffentlicht. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 23 S.

Loe LE, Mysterud A, Stien A, Steen H, Evans DM, Austrheim G, 2007. Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. Biology Letters, 3 (1), 109-111.

MacNally R, Walsh CJ, 2004. Hierarchical partitioning public-domain software. Biodivers Conserv, 13, 659-660.

Marka S, 1994. Habitatnutzung des Wasserpiepers *Anthus spinoletta* auf Probeflächen des Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 123 der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, 200 S.

Maumary L, Vallotton L, Knaus P, 2007. Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Nos Oiseaux, Montmollin, 848 S.

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 (3), 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 (2), 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. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 108 S.

Pavel V, 2004. The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. Folia Zoologica, 53 (2), 171-178.

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 Akademikerverlag, Saarbrücken, 78 S.

Poschlod P, Bakker JP, Kahmen S, 2005. Changing land use and ist impact on biodiversity. Basic and Applied Ecology, 6 (2), 93-98.

QGIS Development Team, 2014. QGIS 2.4.0 Geographic Information System API Documentation. Open Source Geospatial Foundation Project.
https://www.qgis.org/

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Abgerufen am 20.07.2016,
https://www.R-project.org/

Rauter C, Reyer HU, 2000. Thermal and energetic consequences of nest location and breeding times in Water Pipits (*Anthus spinoletta*). Journal of Ornithology, 141 (4), 391-407.

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 (1), 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 S.

Rödl T, Rudolph BU, Geiersberger I, Weixler K, Görgen A, 2012. Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 256 S.

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.

Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, Osoro K, WallisDeVries MF, Parente G, Mills J, 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. Biological Conservation, 119, 137-150.

Sangster G, Knox AG, Helbig AJ, Parkin DT, 2002. Taxonomic recommendations for European birds. Ibis, 144 (1), 153-159.

Schirutschke M, Kalko EKV, 2010. Charakterisierung von Nahrungshabitaten der Ringdrossel *Turdus torquatos alpestris* auf zwei verschiedenen Höhenstufen im Oberallgäu. Ornithol. Anz., 49, 165-173.

Schneider M, 2011. Naturgeschichte Allgäu. Bauer-Verlag, Thalhofen, 607 S.

Scholz H, 1995. Bau und Werden der Allgäuer Landschaft (2., völlig neu bearbeitete Auflage). Schweizerbart, Stuttgart, 305 S.

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 Forschungssprogramms NFP 48 «Landschaften und Lebensräume der Alpen» des Schweizerischen Nationalfonds SNF. Zürich.

Sudfeldt C, Dröschmeister R, Frederking W, Gedeon K, Gerlach B, Grüneberg C, Karthäuser J, Langgemach T, Schuster B, Trautmann S, Wahl J, 2013. Vögel in Deutschland – 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

Tappeiner U, Tasser E, Leitinger G, Tappeiner G, 2006. Landnutzung in den Alpen: historische Entwicklung und zukünftige Szenarien. Alpine space – man & environment, 1, 23-39.

Tasser E, Tappeiner U, 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. Applied Vegetation Science, 5 (2), 173-184.

Teufelbauer N, 2010. Der Farmland Bird Index für Österreich – erste Ergebnisse zur Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten des Kulturlandes. Egretta, 51, 35-50.

Teufelbauer N, Frühauf J, 2010. Developing a national Farmland Bird Index for Austria. In: Anselin A (Hrsg.). Bird Numbers 2010. Monitoring, indicators and targets. Proceedings of the 18th Conference of the European Bird Census Council, Càceres, Spain (partim). Bird Census News, 23 (1-2), 87-97.

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 (2), 145-159.

Walter D, 1995. Zur Fortpflanzungsbiologie des Bergpiepers *Anthus spinoletta* in den Allgäuer Alpen (Bayern). Ornithologischer Anzeiger, 34, 61-67.

Walter D, 2005. Bergpieper *Anthus [s.] spinoletta*. In: Bezzel E, Geiersberger I, von Lossow G, Pfeifer R (Hrsg.). Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, S. 446-447.

Wartmann B, 1985. Vergleichende Untersuchungen zur Populations-, Brut-, und Nahrungsökologie von Wasserpieper und Steinschmätzer im Dischmatal GR. Diss. Univ. Zürich.

Werth H, 2016. Gebietsbetreuer Allgäuer Hochalpen. Telefonat vom 06.05.2016.

Wickham H, 2009. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag, New York.

Winding N, 1985. Gemeinschaftsstruktur, Territorialität und anthropogene Beeinflussung der Kleinvögel im Glocknergebiet (Hohe Tauern, Österreichische Zentralalpen). Veröff. des Österr. MaB-Programmes, 9, 134-156.

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). Wiss. Mitt. 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.

Anhang 1: Strauchanteil und Beweidung

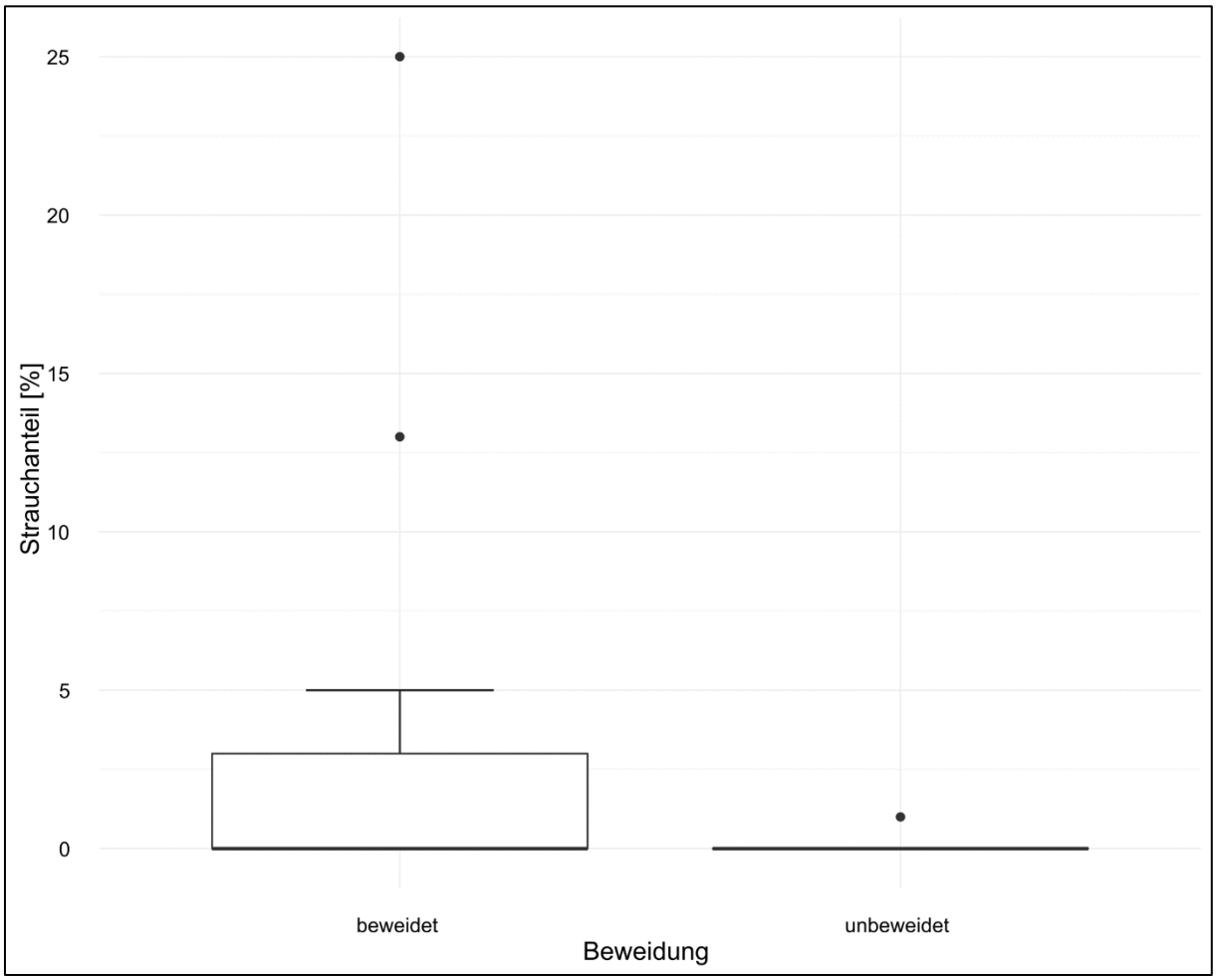

Abb. 38: Strauchanteil der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten.

Anhang 2: Felsanteil und Beweidung

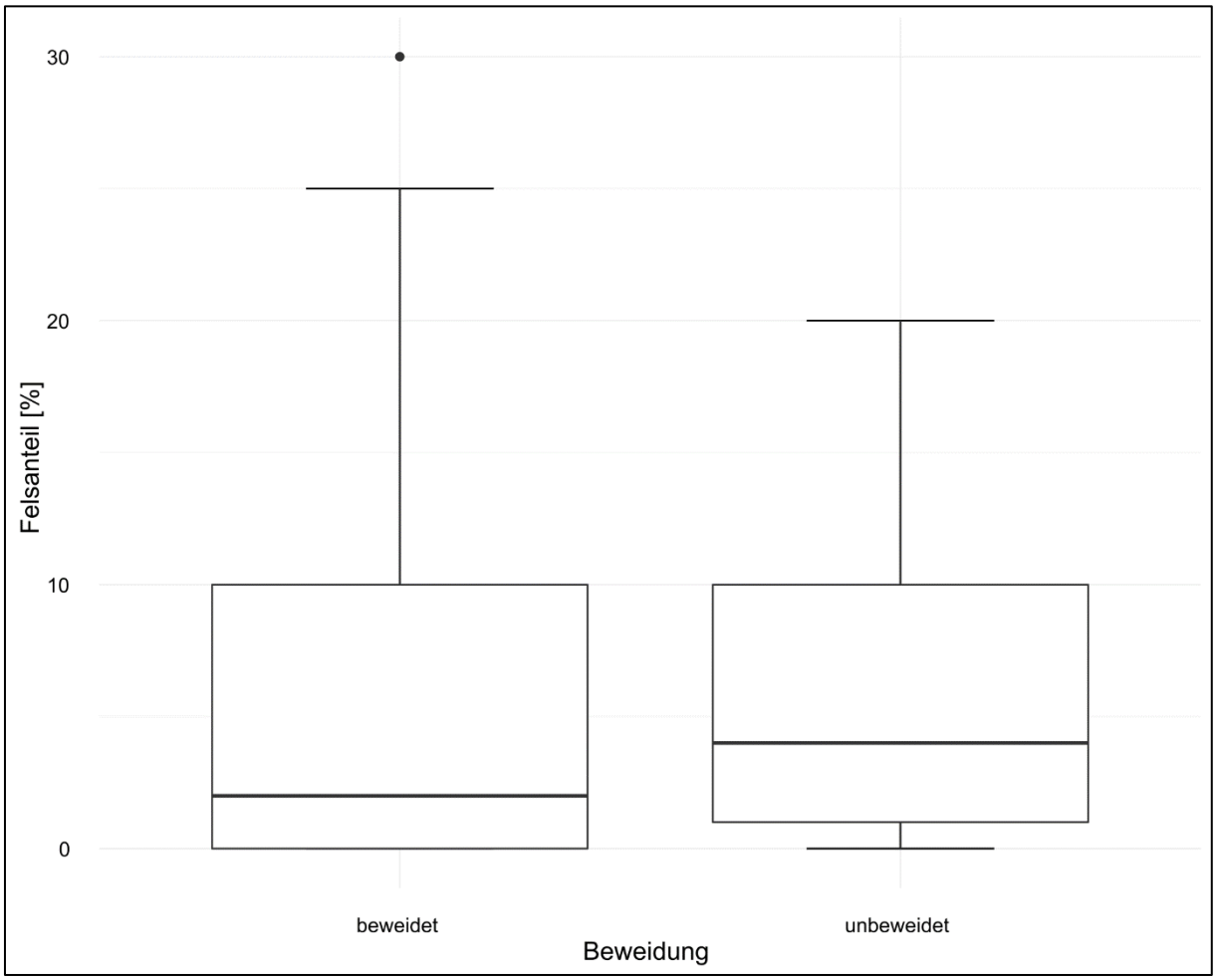

Abb. 39: Felsanteil der Zufallsreviere auf beweideten (n = 17) und unbeweideten (n = 12) Gebieten.

Anhang 3: Lägerfluren und Beweidung

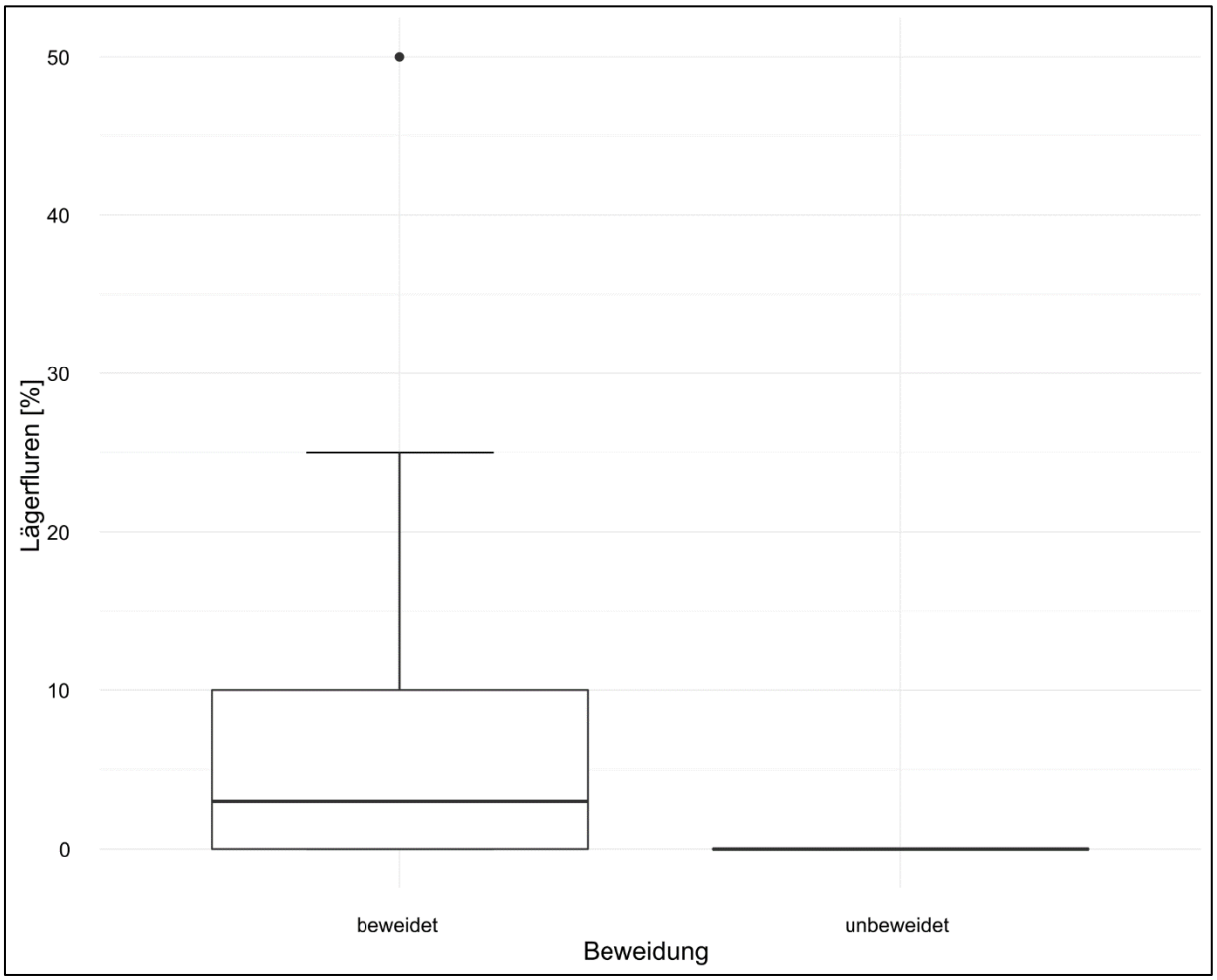

Abb. 40: Prozentualer Anteil an Lägerfluren auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten (n = 12) Zufallsflächen.

Anhang 4: Rohbodenanteil und Beweidung

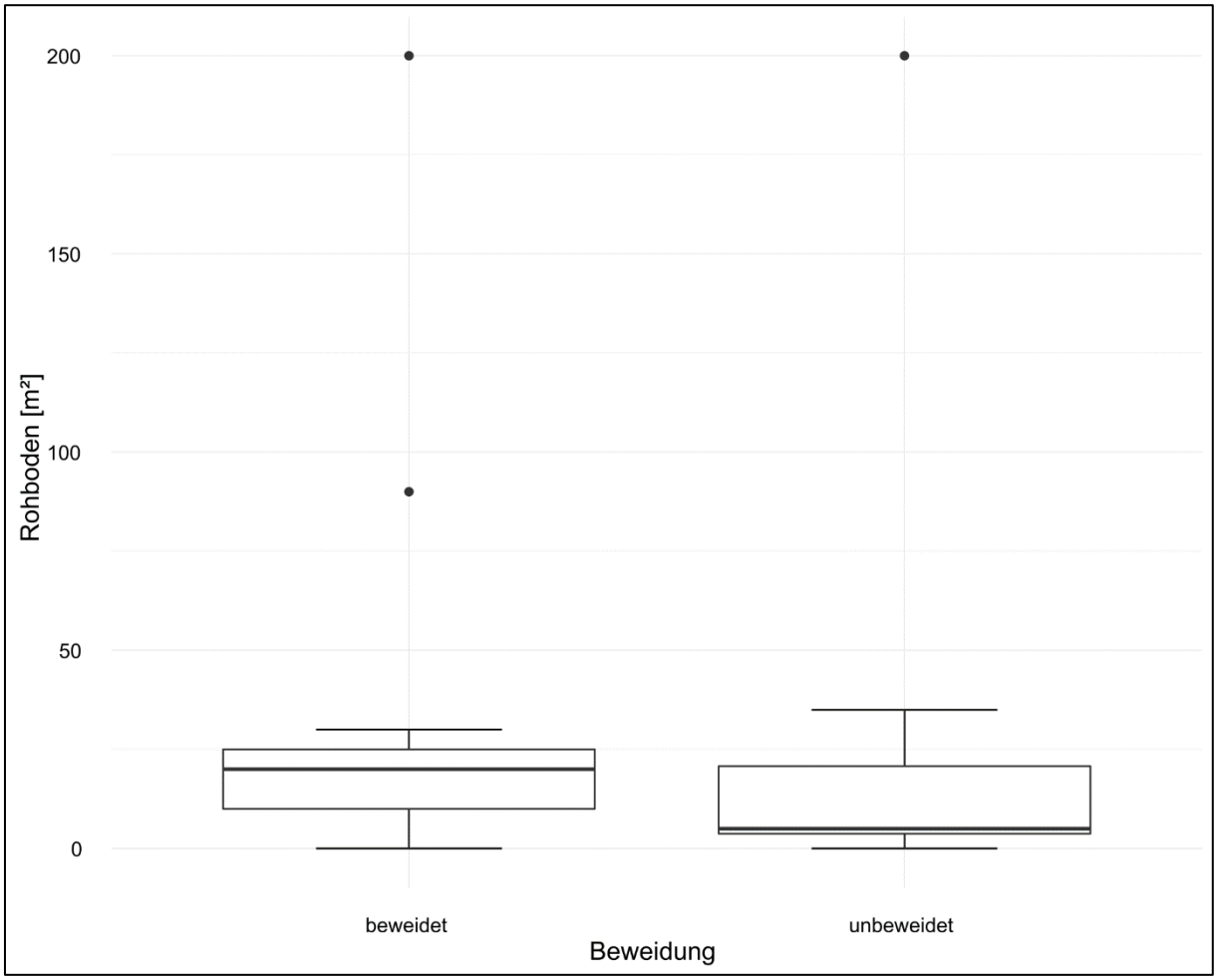

Abb. 41: Rohbodenanteil in m² auf den beweideten (n = 17) und den unbeweideten (n = 12) Zufallsflächen.

Anhang 5: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe und Reviere

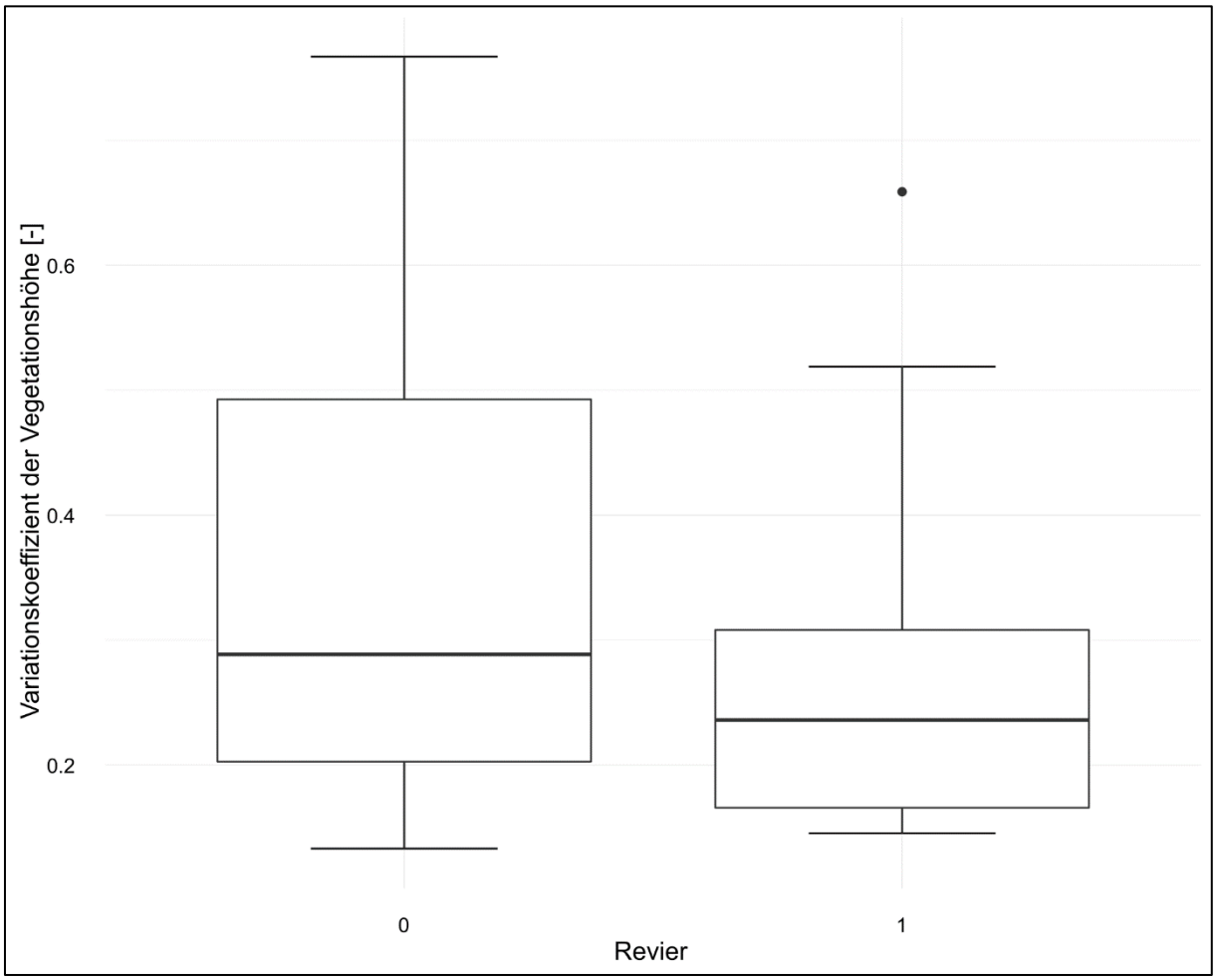

Abb. 42: Variationskoeffizient der Vegetationshöhe der Zufallsreviere („0“; n = 29) und der Reviere („1“; n = 29).

Anhang 6: ROC des Habitatmodells

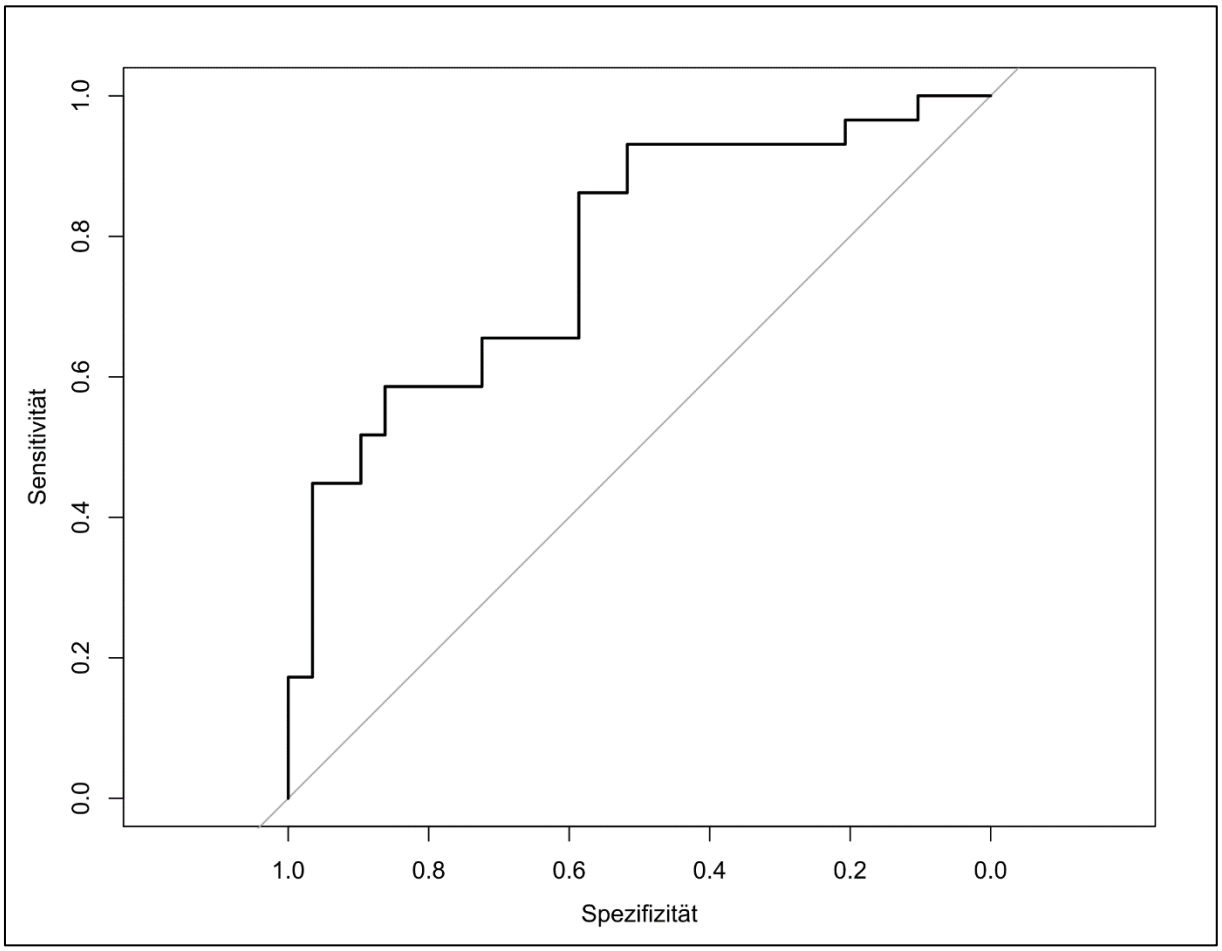

Abb. 43: ROC-Kurve des Habitatmodells.

Digitaler Anhang

Die beigefügte CD enthält folgende Datensätze:

- R – Skriptdateien
- Struktur- und Umweltvariablen
- Shapedateien der Reviere und Zufallsreviere sowie des Untersuchungsgebietes
- alle Abbildungen und Grafiken dieser Arbeit

Abstract

Honold, Daniel

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

Masterarbeit, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, September 2016, 91 S.

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 test the impact of cattle grazing on a common and typical breeding bird species of alpine grasslands. The main aim was to study the difference between grazed and ungrazed areas and which habitat promotes the occurrence of the pipits. Therefore, territories of the pipits were mapped and a set of different variables was gathered from the territories as well as randomly distributed locations within the study area. The probability of the occurrence was modeled using multiple logistic regression. The results showed significantly higher rates of herbals as well as significantly lower rates of grass on the grazed pastures than on the ungrazed areas. Furthermore, the density and the height of the vegetation was significantly higher on ungrazed pastures than on grazed pastures. The structure of the vegetation was significantly more homogenus on the ungrazed pastures than on the grazed. The vegetation height and vegetation density had no significant impact on the occupancy of the territories, but the territories showed slightly higher rates of herbals than the non-territories. The slope was significantly higher in the territories than in the non-territories. The results of the logistic regression model suggest a positive overall impact of cattle grazing on the Water Pipit in the Allgäuer Hochalpen.

Keywords: Water Pipit, *Anthus spinoletta spinoletta*, GLM, cattle grazing, habitat structure, population density, Allgäuer Hochalpen

Erklärung

Name des Verfassers/der Verfasserin: Daniel Honold

Name des Betreuers/der Betreuerin: Prof. Dr. Volker Zahner

Thema der Masterarbeit: Habitatstrukturanalyse und Siedlungsdichte des Bergpiepers *Anthus spinoletta spinoletta* in den Allgäuer Hochalpen.

1. Ich erkläre hiermit, dass ich die Masterarbeit selbständig verfasst, noch nicht anderweitig für Prüfungszwecke vorgelegt, keine anderen als die angegebenen Quellen oder Hilfsmittel benutzt sowie wörtliche und sinngemäße Zitate als solche gekennzeichnet habe.

Weihenstephan, den _____ _____

Datum Unterschrift Verfasser(in)

2. Ich bin damit einverstanden, dass die von mir angefertigte Arbeit mit o.g. Titel innerhalb des Bibliothekssystems der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf aufgestellt und damit einer breiteren Öffentlichkeit zugänglich gemacht wird. Die Arbeit darf im Bibliothekskatalog der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (und zugeordneten Verbundkatalogen) nachgewiesen werden und steht allen Nutzern der Bibliothek entsprechend den jeweils gültigen Nutzungsmodalitäten der Hochschulbibliothek der HSWT zur Verfügung. Ich bin mir auch darüber im Klaren, dass die Arbeit damit von Dritten ohne mein Wissen kopiert werden kann. Die Veröffentlichung der Arbeit habe ich mit meinem Betreuer/ meiner Betreuerin und falls zutreffend, mit der Firma/ Institution abgesprochen, die eine Mitbetreuung übernommen hatte.

☐ Ja

☐ Ja, nach Abschluss des Prüfungsverfahrens am

☐ Ja, nach Ablauf einer Sperrfrist von Jahren

☐ Nein

Weihenstephan, den _____ _____

Datum Unterschrift Verfasser(in)

Als Betreuer(in) bin ich mit der Aufnahme im Bibliothekssystem der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf einverstanden.

Weihenstephan, den _____ _____

Datum Unterschrift Betreuer(in)