



Universität für Bodenkultur Wien

Grenzüberschreitende Habitatmodellierung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Karwendelgebirge

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und

Wildtiermanagement

Eingereicht von: Lisa Lutz

Matrikelnummer: 016513191

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

BetreuerIn:

Univ. Prof. Dipl.-Biol. Dr. Klaus Hackländer (IWJ)

Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Ursula Nopp-Mayr (IWJ)

Co-Betreuer:

Dipl.-Ing. Dr. Markus Immitzer, MSc. (Institut für Geomatik)

Florian Kunz, MSc. (IWJ)

Wien, Dezember 2020





Universität für Bodenkultur Wien

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen genutzt habe als jene, die im Text und in der Literaturliste erwähnt werden. Ich erkläre weiters, dass alle Personen und Institutionen, die direkt oder indirekt bei der Erstellung der Arbeit geholfen haben, erwähnt sind und dass die Arbeit oder Teile davon an keiner anderen Institution als Abschlussarbeit eingereicht worden ist.

14. Dezember 2020

Datum

Lisel

Unterschrift

Danksagung

An dieser Stelle danke ich all jenen, die durch ihre fachliche und persönliche Unterstützung zum Gelingen der Masterarbeit beigetragen haben.

Besonderer Dank gilt meinem Betreuerteam für die hilfreiche Unterstützung und konstruktive Kritik bei der Erstellung der Masterarbeit: Prof. Dr. Klaus Hackländer, Ass. Prof. Dr. Ursula Nopp-Mayr, Florian Kunz und Dr. Markus Immitzer von der Universität für Bodenkultur (BOKU) in Wien.

Ein großer Dank geht auch an Susanne Reichhart (Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ANL) für das persönliche Engagement, die Betreuung und die Vernetzung hilfreicher Kontakte.

Im Zuge der Erstellung des Habitatmodells wurden verschiedene Gespräche mit fach- und ortskundigen Personen geführt und die Ergebnisse auf Plausibilität geprüft. Für die Unterstützung bei der Modellevaluierung und den wertvollen fachlichen Input sowie die Kooperation bedanke ich mich bei: Michael Schödl (Gebietsbetreuer) und Elena Weindel (staatl. Bayerische Vogelwarte), Forstbetriebsleiter Rudolf Plochmann und Mitarbeiter Thomas Gugler (Bayerische Staatsforsten), Alois Simon (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Forstplanung), Johannes Frühauf (Modellersteller des Tiroler Modells) sowie Hermann Sonntag (Leiter des Naturparks Karwendel) und Jörg Oberwalder (CoopNATURA) für die Zeit und Bereitschaft mir einen Einblick in einen Birkhuhn-Lebensraum im Karwendel zu geben.

Außerdem bedanke ich mich herzlich bei allen beteiligten Institutionen und Personen, die indirekt und direkt an der Datenerfassung und -bereitstellung für die vorliegende grenzüberschreitende Habitatmodellierung mitgewirkt haben.

Zusammenfassung

Im Schutz- und Bergwald sind Offenlandlebensräume und lichte Wälder mit einer hohen Diversität an Pflanzen- und Tierarten assoziiert und somit bedeutend für den Naturschutz. Diese lichten Wälder schützen allerdings nur bedingt vor der Abwehr vor Naturgefahren, was zu einem Zielkonflikt zwischen dem Biotop- und Artenschutz und Schutzwaldsanierungen führt. Die Differenzierung und Priorisierung von Flächen hinsichtlich der Wichtigkeit für Belange des Naturschutzes und Naturgefahrenschutz stellt in diesem Konfliktfeld ein Lösungsansatz dar.

Als eine Schirmart für den sensiblen Lebensraum entlang des Ökoton der alpinen Baumgrenze wurde in vorliegender Arbeit eine Habitatmodellierung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) mit dem Softwarepaket MaxEnt erstellt. Das Ziel bestand darin, das Lebensraumpotenzial und geeignete Flächen für das Birkhuhn im Karwendelgebirge aufzuzeigen, welches in den Ostalpen zwischen Bayern in Deutschland und Tirol in Österreich liegt. Das entwickelte Habitateignungsmodell zeigte eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns in nördlich und östlich exponierten Höhenlagen zwischen 1.400-1.700 m ü. M.. Die enge Koppelung an anthropogen beeinflusste Gebiete, wie z. B. Almflächen, welche ein Mosaik aus unterschiedlichen Biotopen und Landschaftsstrukturen fördern, spielte für die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns eine besonders große Rolle. Ebenfalls einen positiven Einfluss hatten subalpine und alpine Gras- und Heidelandschaften, wogegen felsige Landschaften ohne Vegetation die Vorkommenswahrscheinlichkeit negativ beeinflussten. Das hier erstellte Modell wurde mit Hilfe von ExpertInnen vor Ort auf Plausibilität überprüft, wobei eine sehr gute Übereinstimmung des Modelloutputs mit der realen Situation im Studiengebiet festgestellt wurde. Das von mir erstellte Modell wurde außerdem mit bereits durchgeführten Habitatmodellierungen verglichen, welche die Habitateignung für das Birkhuhn im bayerischen und tiroler Teil des Karwendelgebirge abschätzten. Dabei wurde teilweise entlang der Landesgrenze von den bereits erstellten Modellen von Bayern und Tirol eine geringere Habitateignung prognostiziert als vom grenzüberschreitenden Modell der vorliegenden Arbeit. Dies ist der Fall, wenn Umweltdaten nicht über die Landesgrenze hinweg vorliegen und somit Variablen entlang der Grenze nicht korrekt berechnet werden. Daher ist der grenzüberschreitende Austausch zwischen Kollegen am Beispiel von hoch aufgelösten Geodaten zwingend erforderlich.

Die vorliegende Habitatmodellierung für das Birkhuhn trägt in letzter Konsequenz zur Entscheidungsfindung für ein effizientes, grenzüberschreitendes und kohärentes Gebietsmanagement in Tirol und Bayern bei.

Abstract

Open canopies and sparse stocking levels in mountain forests are associated with high diversity of wild animal and plant species and are thus crucial in terms of nature conservation. Since those open mountain forests only provide limited protection against natural hazards, a conflict of objectives arises between the restoration of protection forest and the conservation of species diversity. One solution for this area of conflict is the differentiation and the prioritisation of areas according to the importance for conservation of biodiversity or for the protection against natural hazards.

As the black grouse (*Tetrao tetrix*) is considered an umbrella species for the sensitive area along the timber line, a cross-border habitat suitability model was developed using the software MaxEnt. The goal of this thesis was to determine the habitat potential and suitable areas for the black grouse in the Karwendel Mountains, which are located in the Eastern Alps between Bavaria in Germany and Tyrol in Austria. The developed habitat suitability model showed a higher probability of occurrence for black grouse at north and east exposed altitudes between 1.400 and 1.700 meters above sea level. Important for the suitability was the tight interconnection between human influenced areas as for example mountain pastures supporting a mosaic of different biotopes and structures of landscapes. Subalpine and alpine grass- and heathland landscapes also had a positive influence, whereas rocky landscapes without vegetation had a negative impact on the probability of occurrence. The developed model was checked for plausibility by involving experts on site, whereby a very good conformity of the model output with the real situation could be determined.

The model developed in this thesis was compared with other models for Bavaria and Tyrol, that had already been carried out to estimate the habitat suitability for the black grouse. In some cases, a lower predicted habitat suitability could be noticed along the national border than in the developed model. This may occur if environmental data is unavailable across the border and thus variables along the border are not calculated correctly. Therefore, cross-border exchange between colleagues, using the example of high-resolution spatial data, is absolutely necessary.

Ultimately, the present habitat modeling for the black grouse contributes to the decision-making process for efficient, cross-border and coherent area management in Tyrol and Bavaria.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	GRENZÜBERSCHREITENDER ANSATZ.....	3
1.2	ALLGEMEINES ZUR HABITATMODELLIERUNG.....	5
1.3	MAXENT	6
1.4	FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG.....	7
2	MATERIAL UND METHODIK	8
2.1	UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	8
2.1.1	<i>Vegetation, Geologie und Klima</i>	9
2.1.2	<i>Naturschutz und Besitzverhältnisse</i>	11
2.2	DATENAKQUISITION UND -AUFBEREITUNG	12
2.2.1	<i>Abhängige Variable: Präsenznachweise des Birkhuhns</i>	12
2.2.2	<i>Unabhängige Umweltvariablen</i>	16
2.3	MODELLERSTELLUNG UND -EVALUATION	19
2.3.1	<i>Statistische Prüfung auf Korrelation</i>	21
2.3.2	<i>Finale Inputvariablen</i>	21
2.3.3	<i>Modelleinstellungen für das vorliegende Habitateignungsmodell</i>	23
3	ERGEBNISSE	24
3.1	FINALES HABITATEIGNUNGSMODELL.....	24
3.2	INPUTVARIABLEN	26
3.3	MODELLEVALUATION	29
3.4	VERGLEICH MIT BESTEHENDEN HABITATMODELLIERUNGEN	32
3.4.1	<i>Vergleich mit der Habitatmodellierung von Bayern (Deutschland)</i>	32
3.4.2	<i>Vergleich mit der Habitatmodellierung von Tirol (Österreich)</i>	35
4	DISKUSSION	38
5	AUSBLICK	41
6	LITERATUR	45

1 Einleitung

Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) gehört zur Familie der Raufußhühner (*Tetraoninae*).

Seine namensgebenden befiederten Füße sowie die mit Federn bedeckten Nasenlöcher sind äußerliche Merkmale der Anpassung an die bewohnten Lebensräume mit zeitweise kalten und schneereichen Wintern (Watson und Moss 2010). Das paläarktische Verbreitungsgebiet des Birkhuhns erstreckt sich von Skandinavien, Mitteleuropa, dem Balkan, Mittelasien bis nach Ostsibirien. In Nord- und Mitteleuropa war das Birkhuhn im Flachland vor allem in ausgedehnten Moor- und Heidegebieten sowie lichten Wäldern zu finden. Heutzutage sind größere geschlossene Populationen nur noch im Alpenraum verbreitet, wobei sich das Vorkommen in den Zentralalpen vorwiegend auf die Subalpinzone entlang der Waldgrenze konzentriert (Watson und Moss 2010; Reimann et al. 2019).

Trotz des großen Verbreitungsspektrums zeigen die unterschiedlichen vom Birkhuhn besiedelten Lebensräume strukturelle Gemeinsamkeiten auf. Bevorzugte Habitate befinden sich vorwiegend in Übergangsbereichen zwischen Wald und Offenland mit einem reich strukturierten Landschaftsmosaik. Dies schließt kurzlebige Habitate mit ein, z. B. offene, junge Waldbereiche, welche nach einem Steinschlag, Sturm, Waldbrand, Kahlschlag oder einer Insektenkalamität entstehen (Scherzinger 2015). Die hohe Diversität an Landschaftsstrukturen wird vor allem für die unterschiedlichen Aktivitäten des Birkhuhns während eines Jahreszyklus benötigt (s. Abb. 1).



Abb. 1: Überblick der saisonalen, artspezifischen Habitatpräferenzen von Birkhühnern in unterschiedlichen Vegetationshöhen. Diese sind in Balz, Brut und Jungenaufzucht, herbstliche Ruhezeit und Überwinterung gegliedert (Ruge und Glänzer 1980; aus Zeiler 2006).

Wichtige Landschaftselemente sind beispielsweise baumarme Freiflächen für die Balz, eine niedrige Buschvegetation für Brut, Aufzucht und Deckung sowie Bäume mit Früchten, Knospen, Nadeln und Blätter zur Nahrung (Ruge und Glänzer 1980; Sachser et al. 2017). Der Komplex aus den daraus resultierenden saisonalen, artspezifischen und kleinräumigen Habitatpräferenzen ist dafür ausschlaggebend, dass das Birkhuhn als eine Schirmart für den sensiblen Lebensraum anderer Tier- und Pflanzengesellschaften entlang des Ökoton der alpinen Baumgrenze gilt (Gossow 1988; Wöss et al. 2015). Der IUCN (International Union for Conservation of Nature) zufolge umfasst der weltweite Birkhuhnbestand zwischen 8.000.000 bis 14.000.000 adulte Individuen und wird nach der Roten Liste der IUCN als ungefährdet eingestuft.

Der Gefährdungsstatus variiert je nach Flächen- und Ortsbezug. Während das Birkhuhn in Russland, Skandinavien oder Finnland das Birkhuhn in seinem Bestand als ungefährdet eingeschätzt wird, weist es in West-, Mittel- und Südeuropa einen ungünstigen Erhaltungsstatus auf (Scherzinger 2015). Der Birkhuhnbestand in Österreich ist zwar die zweitgrößte stabile Population des Alpenraums, jedoch nimmt die Gefährdung geeigneter Lebensräume in den letzten Jahrzehnten zu (Ruge und Glänzer 1980; Storch 2007; BirdLife international 2016). So verursachen anthropogen bedingte Lebensraumveränderungen und Störungen, wie z. B. durch intensive Land- und Forstwirtschaft oder Freizeitnutzung, einen Anstieg der Habitatfragmentierung von typischen Birkhuhn-Lebensräumen, was wiederum eine Isolierung von Restpopulationen zur Folge hat (Braunisch et al. 2011; Immitzer et al. 2014; Wöss et al. 2008). Hinzukommend bewirken Aufforstungen entlang der Waldgrenze und die globale Klimaerwärmung eine Verschiebung der sogenannten Kampfzone in höhere Lagen (Schaumberger et al. 2006). Dies führt zu einem zusätzlichen Verlust des empfindlichen Ökoton der alpinen Baumgrenze für das Birkhuhn (Immitzer et al. 2014; Viterbi et al. 2015; BirdLife International 2016). Die Lebensräume des Birkhuhns sind nach der Europäischen Vogelrichtlinie 2009/147/EG, welche das Birkhuhn im Anhang I und II auflistet, unter Schutz gestellt. Mit dem Ziel heimische Vogelarten und deren Lebensräume zu erhalten bildet sie, neben der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, den Grundstein für die Etablierung des europäischen Schutzgebietsnetzes Natura 2000.

1.1 Grenzüberschreitender Ansatz

Im Schutz- und Bergwald sind Lückensysteme und Störungen, welche durch Lawinen, Muren oder Steinschläge entstehen, systemimmanent. Gerade die lichten Wälder und Offenlandbereiche stellen einen wertvollen Lebensraum für viele Pflanzen- und Tierarten dar, wie z. B. für das Birkhuhn.

Jedoch schützen lichte Wälder nur bedingt vor Naturgefahren. Dies führt zu einem Zielkonflikt zwischen der Abwehr vor Naturgefahren und dem Schutz von Offenlandlebensräumen und gleichzeitig zu einem Widerspruch der Rechtsgrundlagen zwischen dem Wald- und Naturgesetz (Reichhart and Adelman 2020).

Die vorliegende Masterarbeit wurde im Zuge des europäischen „Interreg“-Projekts „Biotop- und Artenschutz im Schutz und Bergwald“ (BASCH) initiiert. Im Projekt BASCH arbeitet ein länder- und ressortübergreifendes Team aus Bayern, Salzburg und Tirol an Strategien, um im Bergwald den Biotop- und Artenschutz zu optimieren, während gleichzeitig Schutzwaldbelange berücksichtigt werden (Heitz und Binder 2019). Dazu sollen Planungsmethoden und Parameter für Waldstrukturen und Wald-Offenland-Übergänge entwickelt werden. Lösungsansätze für das Konfliktfeld zwischen Naturgefahren- und Naturschutz beinhalten dabei die Schutzzielpriorisierung und das Finden eines Kompromisses. Dies bedeutet zum einen eine Differenzierung der Flächen hinsichtlich der Bedeutung für den Naturgefahren- bzw. Naturschutz als auch die Abwägung, welches Schutzziel lokal am wichtigsten ist (Reichhart und Adelman 2020). Das Projektgebiet von BASCH liegt an der bayerisch-österreichischen Grenze mit den zwei Pilotgebieten Lofer/Saalach und das Grenzgebiet Karwendel in den Ostalpen, welches auch in der vorliegenden Studie das Untersuchungsgebiet darstellt. In den randalpinen Gebieten, wie dem Karwendelgebirge, kommt das Birkhuhn vorwiegend auf den Erhebungen und Rücken im Bereich von 1.400 und 1.800 m ü. M. vor (Wöss et al. 2008). Nach neuesten Erhebungen wurde auf der tiroler Seite des Karwendels eine maximale Dichte des Birkwilds von 4,7 Birkhähnen pro km² geschätzt (Oberwalder et al. 2014). Das bevorzugte Habitat des Birkhuhns liegt hier hauptsächlich in der Übergangszone zwischen Waldflächen in frühen Sukzessionsstadien und (sub-)alpinen Rasen, vorzugsweise mit mosaikartigen Latschenfeldern (Oberwalder et al. 2014; Reimann et al. 2019). In Bayern ist das Birkhuhn in der Kategorie I („vom Aussterben bedroht“) der Roten Liste aufgeführt und wird deshalb ganzjährig geschont. In Tirol hingegen ist das Birkhuhn in der Roten Liste der Kategorie 4 („potenziell gefährdet“) zugeordnet. Die Hahnenbejagung in Tirol ist im Frühjahr zur Balzzeit (im Zeitraum vom 1. Mai bis zum 15. Juni, jeweils eingeschränkt auf maximal 15 Tage) abhängig vom Revier im jährlichen Turnus möglich (Tiroler Jägerverband 2020).

Im Rahmen des FFH-Managementplans wurde für das Birkhuhn im bayerischen Teil des Karwendels eine Rasterbewertung basierend auf dem Bewertungsschlüssel nach Wöss et al. (2008) vom Büro CoopNatura erstellt (unveröffentlichter Entwurf, Stand 2016). Außerdem wurden bereits auf tiroler Seite von Oberwalder et al. (2014) und auf bayerischer Seite vom LFU (2020) Habitatmodellierungen für das Birkhuhn im Karwendelgebirge durchgeführt. Bei diesen Modellierungen, welche sich nur auf ein Land beschränken, kann es von Nachteil sein, wenn Umweltdaten nicht über die Landesgrenze hinausgehen. Dadurch werden Variablen (z. B. zur Vegetation im Umkreis von Präsenzdaten) an Randbereichen unvollständig berechnet. So können Modelle entlang der Grenze zwischen Bayern und Tirol eine geringere Habitateignung oder -größe der Lebensräume ergeben als in der Realität vorhanden ist (LfU 2020).

Lebensraum von Wildtieren wird zudem nicht von politisch-administrativen Grenzen limitiert. Vielmehr wird er beeinflusst von z. B. unüberwindbaren Landschaftsformen, der Arrondierung von Lebensräumen sowie das Vorhandensein von Trittsteinen oder Korridoren (Grünschnachner-Berger et al. 2018). Die Möglichkeit der räumlichen Vernetzung, Verteilung und des damit einhergehenden genetischen Austausches ist dabei für die Überlebens- und Anpassungsfähigkeit von Birkhuhnpopulationen essentiell (Höglund et al. 2007; Sittenthaler et al. 2018). Auch im Sinne von sich ändernden Umweltbedingungen ist genetische Diversität und die Entfaltung des evolutionären Potenzials für einen nachhaltigen Birkhuhnbestand ausschlaggebend (Frankham et al. 2010). An den Randgebieten der bayerischen Alpen wurde bereits eine geringere genetische Diversität der Auerhuhnpopulationen (*Tetrao urogallus*) als in großen geschlossenen Verbreitungsgebieten festgestellt (Segelbacher et al. 2003). Eine ähnliche Situation wird auch für das Birkhuhn vermutet (Zeitler 2006). Die stabile Birkhuhnpopulation in Österreich kann infolge dessen als eine potenzielle Quellpopulation zur Bestandesstützung der angrenzenden Subpopulationen in Bayern fungieren.

Als eine typische Charakterart für Offenlandlebensräume entlang der Baumgrenze wurde für das Birkhuhn ein grenzüberschreitendes Habitateignungsmodell im Karwendelgebirge erstellt. Dies ermöglicht eine Identifizierung des Lebensraumpotenzials für das Birkhuhn im gesamten Karwendelgebirge, sowohl im bayerischen als auch im tiroler Teil des Karwendels. Im Sinne der geplanten Flächendifferenzierung und Schutzzielpriorisierung von BASCH können, aufbauend auf dieser Arbeit, auf lokaler Ebene wichtige Flächen als potentielle Trittsteine und Korridore erkannt werden. Daraufhin können Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung und Förderung überlebensfähiger Populationen des Birkhuhns definiert werden.

1.2 Allgemeines zur Habitatmodellierung

Im Bereich der Ökologie und im Management von Wildtieren stellt die Modellierung der räumlichen Verteilung von Arten (auf Englisch: Species Distribution Modelling [SDM]) ein wichtiges Werkzeug dar, um das Lebensraumpotenzial in einem bestimmten Gebiet für eine Art abzuschätzen (Guisan und Thuiller 2005). Darauf aufbauend können Schutzmaßnahmen lokal gezielt angewendet werden. Dabei wird versucht, Areale in einem Untersuchungsgebiet aufzuzeigen, die der ökologischen Nische einer bestimmten Tierart entsprechen. Angelehnt an die Definition von Hutchinson (1957) wird in diesem Kontext von der fundamentalen Nische einer Art ausgegangen, welche als eine Kombination von Umweltbedingungen verstanden wird, die den Fortbestand einer Art ermöglicht. Im Laufe der letzten zwanzig Jahren sind dafür unterschiedliche Methoden entwickelt worden, welche sich vor allem bezüglich der Art der genutzten Daten differenzieren lassen (Brotons et al. 2004; Baldwin 2009; Elith et al. 2011). So können Präsenz- und Absenzdaten von einer Tierart in einem konkreten Gebiet systematisch erfasst werden oder es liegen nur Präsenzdaten (auf Englisch: Presence Only [PO] Data) vor. Besonders bei kleinen Populationen kann die Fehlerquote bei der Datenaufnahme von Präsenz- und Absenzdaten recht hoch sein, da sich Abwesenheiten nicht direkt im Gelände verifizieren lassen (MacKenzie et al. 2002; Gu und Swihart 2004). Mitunter liegen der Wildtierforschung von seltenen oder scheuen Wildtierarten oftmals Daten vor, die nur auf deren Anwesenheit schließen lassen, z. B. bei einer historische Datensammlung von Museen oder Herbarien (Elith et al. 2011). Wenn keine Absenzdaten vorliegen, verringert sich jedoch die Präzision eines Habitatmodells bei Tierarten, welche einen großen Toleranzbereich bei Umwelt relevanten Anforderungen haben (Brotons et al. 2004). Auf den stark definierten Lebensraumanspruch der Birkhühner im Karwendel trifft das aber nicht zu. Zudem kann die Überprüfbarkeit von Absenzdaten bei störungsempfindlichen Tierarten nicht als verlässlich betrachtet werden.

Für die Erstellung des grenzüberschreitenden Habitateignungsmodells wird das von Phillips et al. (2006) entwickelte, frei verfügbare Softwarepaket MaxEnt verwendet. MaxEnt ist eine anerkannte Methode des maschinellen Lernens und hat sich für die Modellierung von Verteilungen von Arten basierend auf PO-Daten im Vergleich mit anderen Methoden zur Erstellung von SDMs bewährt, besonders wenn verfügbare Informationen unvollständig sind oder nur eine geringe Stichprobengröße verfügbar ist (Pearson et al. 2006; Elith und Graham 2009). Auch hat sich bereits gezeigt, dass die Modellierung mit MaxEnt mit dem Birkhuhn als Zielart sehr gut funktioniert (Decout und Signer 2010; Geary et al. 2013; Grünschachner-Berger 2018).

1.3 MaxEnt

Bei der Habitatmodellierung mit der Software MaxEnt werden die Präsenzdaten mit den dazugehörigen geographischen und räumlichen Eigenschaften der Landschaft in Beziehung zueinander gesetzt (Phillips und Dudík; Elith et al. 2011; Duscher und Nopp-Mayr 2017). Dazu werden zum einen Inputvariablen, welche die ökologische Nische der zu untersuchenden Tierart beschreiben und einheitlich das gleiche Gebiet abdecken, benötigt. Zum anderen erfordert die Modellierung eine Stichprobe von Präsenzdaten im Untersuchungsgebiet, welche möglichst gleichmäßig über das gesamte Gebiet verteilt sind (Merow et al. 2013). Die MaxEnt-Software beruht auf dem Maximum-Entropie-Prinzip, welches bei der Schätzung unbekannter Wahrscheinlichkeitsverteilungen verwendet wird und ein fundamentales Konzept der Informationstheorie darstellt. Entropie (H) wird hier als ein Maß für die Wahlfreiheit bei der Selektion eines Ereignisses verstanden (Shannon 1948). Hohe Entropie bedeutet viele Freiheiten und wenig Einschränkungen. Anders formuliert entspricht eine Wahrscheinlichkeitsverteilung maximaler Entropie einer Gleichverteilung von Ereignissen. Bei einer unbekanntem Wahrscheinlichkeitsverteilung π von einer Auswahl an Präsenzdaten beschreibt das Maximum-Entropie-Prinzip das Finden einer Wahrscheinlichkeitsverteilung π' von maximaler Entropie, welche π approximiert (Görlich 2008). Ähnlich wie bei der Logistischen Regression (welche auf der Berechnung mit Präsenz- und Absenzdaten beruht) unterliegt die Berechnung von MaxEnt dem Prinzip einer abhängigen (Präsenzdaten) und mehreren unabhängigen Variablen (Umweltvariablen). Unter der geschätzten Verteilung π' (der Vorkommenswahrscheinlichkeit) soll der Erwartungswert jeder Umweltvariable im Untersuchungsgebiet anhand definierter Einschränkungen möglichst genau an den empirischen Mittelwert der unabhängigen Variable angenähert werden. Diese Einschränkungen der Umweltvariablen werden anhand der vorherrschenden Bedingungen an Orten, wo Präsenzdaten vorliegen, abgeleitet (Elith et al. 2011; Merow et al. 2013; Phillips et al. 2017). Die Modellierung mit MaxEnt wird als ein nischenbasiertes maschinelles Lernverfahren angesehen, welches eine Approximation der ökologischen Nische einer Art charakterisiert und diese in den geographischen Raum projiziert (Elith et al. 2011). MaxEnt wurde für die Vorhersage von Verteilungen von Arten entwickelt und erzeugt eine Karte zur Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art innerhalb eines bestimmten Gebiets (Phillips et al. 2017). Hiermit kann eingeschätzt werden, in welchem Gebiet eine Tierart höchstwahrscheinlich vorkommt, wobei prognostizierte Abundanzen schlecht in der Realität zu überprüfen sind. Es kann z. B. nicht mit Sicherheit bestimmt werden, ob sich in der Realität eine Tierart im Untersuchungsgebiet zu 90 % im geeignetsten und zu 10 % im ungeeignetsten Gebiet aufhält (Merow et al. 2013).

Da die Vorrausage zur Vorkommenswahrscheinlichkeit auf dem Vorhandensein der Habitat beeinflussenden Faktoren basiert, wird im weiteren Schritt bei der Interpretation des Maxent-Modells, unter Verwendung des sog. logistischen Outputs „cloglog“, bei einer hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit auch eine hohe Habitateignung angenommen (Halvorsen 2013; Merow et al. 2013).

1.4 Fragestellung und Zielsetzung

Ergänzend zu bereits bestehenden Habitatmodellierungen für den tiroler Teil (Oberwalder et al. 2014) und den bayerischen Teil (LfU 2020) des Karwendels wurde eine neue grenzüberschreitende Habitatmodellierung für das Birkhuhn im gesamten Karwendelgebirge durchgeführt. Basierend auf verfügbarer Datengrundlage der Länder Bayern und Tirol und Expertenwissen bestand die Fragestellung darin, mit welchen Inputvariablen ein plausibles grenzüberschreitendes Modell erstellt werden kann.

Das entwickelte Habitateignungsmodell sollte

- (1)** Aufschluss über die Verteilung des Lebensraumpotenzials für das Birkhuhn im gesamten Untersuchungsgebiet geben
- (2)** mit Hilfe von Ortskundigen und ExpertInnen auf Plausibilität überprüft sowie mit den Ergebnissen der bereits durchgeführten Habitatmodellierungen verglichen werden
- (3)** als flächendeckende Kartengrundlage beim Lösungsansatz für den Zielkonflikt zwischen Naturschutz und Naturgefahrenschutz Verwendung finden, indem für das Birkhuhn potenziell geeignete Flächen priorisiert und im Schutzwaldmanagement berücksichtigt werden können.

2 Material und Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Karwendelgebirge erstreckt sich mit einer Fläche von rund 920 km² über Teile von Bayern und Tirol. Zusammen mit den Landschaftsschutzgebieten Walchensee, Sylvensteinsee und Oberes Isartal sind im Großraum um das bayerisch/tirolische Karwendel insgesamt über 1000 km² zusammenhängende Gebirgs- und Waldareale unter Schutz gestellt. Zudem ist der Großraum Karwendel teilweise unmittelbar mit dem Wettersteingebirge im Norden und den Brandenberger Alpen im Nordosten verknüpft. Er stellt somit einen ökologisch größtenteils intakten Verbund von störungsarmen und naturschutzfachlich bedeutsamen Lebensräumen dar (Landmann 2013).

Die naturräumliche Begrenzung des Karwendelgebirges verläuft in Nord- Süd Richtung zwischen dem Tiroler Inntal bis zum Isartal und in West-Ost Richtung von Scharnitz bis zum Achensee (s. Abb. 2, Lencer 2016). Es bildet somit einen selbständigen Gebirgsstock, welcher noch zu den Nördlichen Kalkalpen zählt. Die anteilmäßig größere Fläche des Karwendelgebiets (727 km²) liegt auf der österreichischen Seite im Bundesland Tirol und repräsentiert den größten Naturpark Österreichs (Naturpark Karwendel 2020).

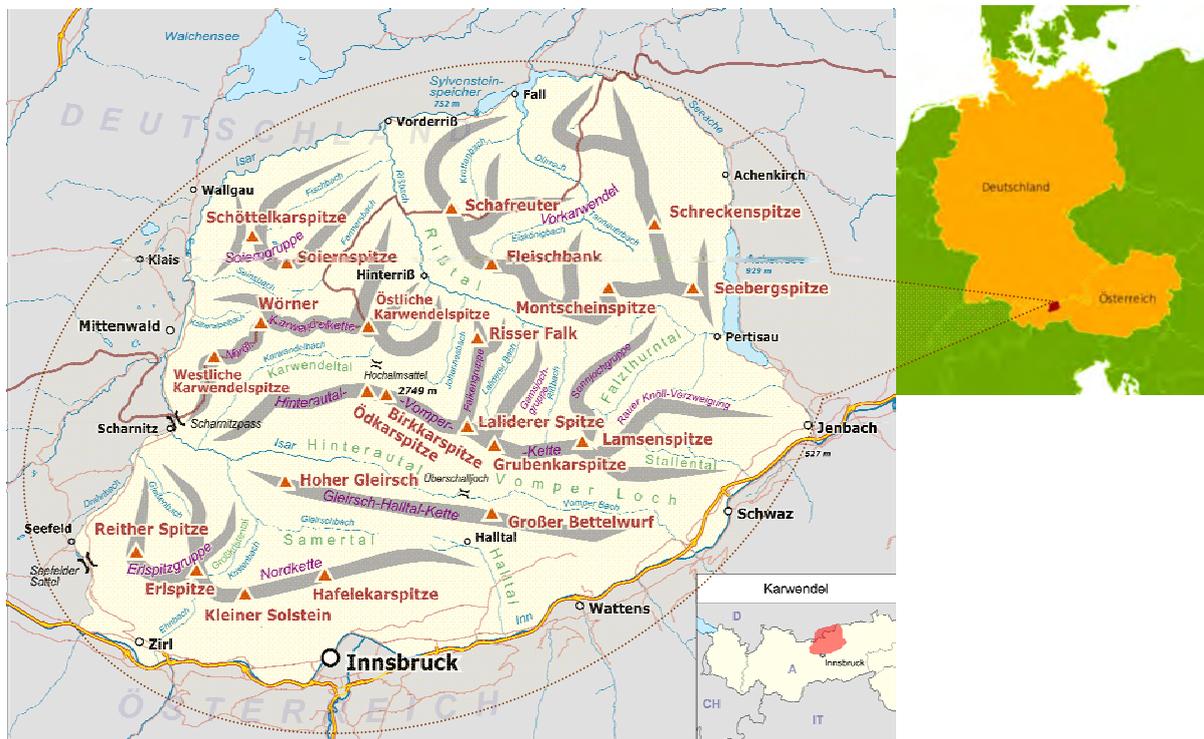


Abb. 2 Das Karwendelgebirge liegt zwischen Bayern in Deutschland und Tirol in Österreich (rechts). Der bayerische Teil umfasst Teile des Karwendel-Nordkammes und des Vorkarwendels, die Soierngruppe und das Isartal. Die Gebirgsketten auf der tiroler Seite werden in die Nördliche Karwendelkette, die Hinteraurtal-Vomper-Kette, die Gleirsch-Halltal-Kette und die Inntalkette untergliedert (links; Lencer 2016).

Der kleinere Teil des Karwendels in Bayern umfasst Teile des Karwendel-Nordkamms, des Vorkarwendels, der Soierngruppe und des Isartals und gehört zu den Landkreisen Bad Tölz-Wolfratshausen und Garmisch-Partenkirchen. Das Karwendelgebirge wird in deutlich voneinander abgesetzte Gebirgsketten gegliedert, welche nach den angrenzenden Tälern im Süden benannt sind. Die von Ost nach West verlaufenden Gebirgsketten werden von Nord nach Süd unterteilt in: Die Nördliche Karwendelkette (Grenzgebirgskamm zwischen Bayern und Tirol), die Hinterautal-Vomperkette (Karwendelhauptkette), die Gleirsch-Halltal-Kette und die Inntalkette.

2.1.1 Vegetation, Geologie und Klima

Mit einer sehr hohen Landschafts- und Strukturvielfalt bietet das Karwendelgebirge Lebensraum für europaweit bedeutende Pflanzen- und Tierarten (Naturpark Karwendel 2020). Im Karwendelgebiet sind in vielen einzelnen Landschaftskammern sämtliche für Gebirgsökosysteme charakteristische Abfolgen der Vegetationsstufen in gebietseigener und naturnaher Ausprägung vorzufinden (Tab. 1, Georgii und Elmauer 2002). Die Landschaft setzt sich größtenteils aus natürlich strukturierten Bergmischwäldern in den Tallagen, großflächigen Gebieten mit einem Mosaik aus alpinen Rasen, Almmatten, Felsfluren, Schutt- und Schottgesellschaften an den Bergflanken sowie ausgedehnten Latschenbeständen zusammen (Georgii und Elmauer 2002).

Tab. 1: Abfolge der Vegetationsstufen entlang eines Höhengradienten im Karwendelgebirge. Dominierende Landschaftselemente sind Kalkfelsen und Kalkschutthalden, naturnahe und natürliche Hochwälder (z. B. Fichten-Tannen-Buchenwälder) und Krummholzbestände (z. B. Karbonat-Latschen-Buschwald; Landmann 2013).

m. ü. M.	Höhenstufe	Vegetationszone	Nutzung	
2500	alpin	alpine Rasen		
2300		alpine Rasen		
2100	subalpin	Krüppelholz		
1900		Latschenkrummholz		
1700	hochmontan	Latschen-Fichten-(Lärchen)-Zone		Schafalmen, ehem. Hochmäher
1500		Fichten-(Lärchen)Hochwald		Hochleger
1300	montan	Fichten-Tannen-Hochwald		Mittelleger
1100		Tannen-(Kiefern)Hochwald		Niederleger
900	submontan	Buchen-Tannen-Hochwald		Bergmäher/ -weiden
700		Buchenhochwald		Talmäher/ -weiden

Das gesamte Untersuchungsgebiet deckt einen Höhengradienten von 600 bis zu 1.749 m ü.M. ab, wobei der Flächenanteil im Höhenbereich zwischen 1.000-2.000 m ü. M. am höchsten ist. Von flachen Talböden bis zu Steilwänden mit einer Neigung von 85° weist das Karwendelgebirge eine hohe Reliefenergie auf. Der Großteil des Karwendels in Tirol liegt in einen Neigungsbereich von 20-45° (Oberwalder et al. 2014). Daraus resultiert eine vielseitige Raum- und Kleinkammerung des Areals mit extremen Höhenunterschieden innerhalb geringer Horizontalabstände, was gleichzeitig eine überaus hohe Pflanzen- und Artenvielfalt bewirkt (Georgii und Elmauer 2002; Landmann 2013). Geröll- und Moränenablagerungen, z. B. im Reißtal, längs der Nordwände der Karwendelhauptkette oder auch zahlreiche Kare, Kuppen, Grate oder Rinnen zeugen von geologischen Prozessen im Zuge der langen Erdgeschichte, insb. der Eiszeit. Das Karwendel wird von zwei dominierenden Fels- und Schuttbildnern charakterisiert: der hellgraue Wettersteinkalk (z. B. charakteristisch für die Inntalkette, Solsteinkette, Gleirsch-Halltal-Kette, Karwendelhauptkette und Nördliche Karwendelkette) und der bräunlich bis dunkelgraue Hauptdolomit (z. B. bezeichnend für die Erlspitzgruppe und das Vorkarwendel; Georgii und Elmauer 2002). Bezüglich der Exposition sind die südexponierten Lagen flacher und häufiger als die steilen nordexponierten Lagen. Im Vergleich zu süd- und nordexponierten Lagen, kommen die nach Ost oder West exponierten Flächen seltener vor. Klimatisch durch die Staulage am nördlichen Alpenrand beeinflusst, wird das Klima als kühl, humid und temperiert eingestuft (Georgii und Elmauer 2002; Unterberger 2009). Das Klima zeichnet sich durch mäßig kalte Winter und feuchte Sommermonate mit einer relativ geringen Sonnenscheindauer (max. 8 Sonnentage pro Monat) aus. Bei einem Jahresniederschlag von 1400-2100 mm sind die Monate Juli und August von stärkeren Niederschlägen geprägt, wohingegen diese in den Wintermonaten von November bis März am geringsten ausfallen (Georgii und Elmauer 2002). Dabei ist die jährliche Niederschlagsmenge vor allem von Exposition und Höhenlage abhängig. In den süd- und südwestlichen Randgebieten bei Innsbruck, Hochzirl und Seefeld ist die Anzahl an Tagen mit geschlossener Schneedecke geringer und niederschlagsärmer als in Nordstau situierten Gebieten, wie z. B. im Reiß- oder Isartal (Georgii und Elmauer 2002).

2.1.2 Naturschutz und Besitzverhältnisse

Das Karwendelgebiet ist das größte zusammenhängende Naturschutzgebiet der Ostalpen und umfasst auf tiroler Seite vier Naturschutzgebiete, neun Landschaftsschutzgebiete und zwei Ruhegebiete. Sowohl die bayerische als auch die tiroler Seite des Karwendelgebiets ist nach der europäischen FFH- und Vogelrichtlinie als Natura 2000-Schutzgebiet ausgewiesen (Naturpark Karwendel 2020). Gerade die Abgeschlossenheit und der bereits im Jahre 1928 etablierte Schutzstatus auf der tiroler Seite des Karwendelgebiets machten es möglich, dass es heute eine der großflächig unberührtesten alpinen Naturlandschaften Europas ist (Naturpark Karwendel 2020). Zwar bestehen menschliche Aktivitäten im Karwendel von Alm- und Forstwirtschaft, Jagd, Tourismus bis zum Bergbau, dennoch ist das Gebiet bisher vor einer intensiven, weitgehenden Erschließung verschont geblieben.

Mit 90 % der Fläche ist der bayerische Teil des Karwendels überwiegend im Staatsbesitz und wird von den Bayerischen Landesforsten (BaySF) verwaltet. Die übrigen Flächen befinden sich im Kommunal- und Privatbesitz, u. a. vom Großherzogtum Luxemburg und Rauchenberg (Unterberger 2009). In Tirol wird 70 % der Fläche des Naturparks Karwendel von dem Unternehmen Österreichische Bundesforste (ÖBf) bewirtschaftet (Naturpark Karwendel 2020). Die verbleibenden Flächen verteilen sich auf die Gemeinden Vomp, Scharnitz und weiteren größeren und kleineren Privateigentümern und Agrargemeinschaften (z. B. Herzogliches Haus Sachsen-Coburg und Gotha (HSCG), Georgii und Elmauer 2002; Unterberger 2009).

2.2 Datenakquisition und -aufbereitung

Für die MaxEnt-Modellierung wurden abhängige Variablen (Präsenzdaten) und unabhängige Inputvariablen (Umweltvariablen) benötigt. Die Umweltvariablen sollten hierbei sowohl die topographischen und klimatischen Bedingungen als auch die Vegetation im Karwendelgebiet bestmöglich widerspiegeln und das gesamte Karwendelgebiet einheitlich abdecken. Die in das Modell einfließenden Inputvariablen sollten dafür als Rasterdaten im ASCII Format vorliegen. Die Datenaufbereitung für die Modellierung wurde in ArcGIS 8 (Version 10.7.1.) unter Verwendung der *SDM Toolbox*, (Version 2.4, Brown 2014) und in QGIS Madeira (Version 3.4.12) durchgeführt. Für die vorliegende Habitatmodellierung wurde das geographische Koordinatensystem ETRS 1989 UTM Zone 32N verwendet und mit einer Zellgröße von 10 m x 10 m gearbeitet.

2.2.1 Abhängige Variable: Präsenznachweise des Birkhuhns

Im Frühling 2013 und 2014 wurden auf der bayerischen Seite im Auftrag der Regierung von Oberbayern (Höhere Naturschutzbehörde) und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) simultane Balzplatzzählungen von CoopNatura (Büro für Ökologie und Naturschutz aus Tirol) durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten im Rahmen des Natura 2000-Gebietsmanagement und beliefen sich auf insgesamt 58 Präsenzdaten.

Auf tiroler Seite lagen insgesamt 739 Präsenzdaten vor, welche aus vier unterschiedlichen Quellen stammen. 320 Präsenzdaten beruhten auf Datenaufnahmen, welche im Auftrag der Tiroler Landesregierung (Abteilung Umweltschutz) von CoopNatura, Pollheimer & Partner OG, REVITAL IB (Integrative Naturraumplanung GmbH Nußdorf) und der ÖBf AG (Österreichische Bundesforste AG Forstbetrieb Oberinntal) durchgeführt wurden. Es handelte sich hierbei um indirekte (z. B. Losungsfunde) als auch direkte (optische und akustische Nachweise). Sie erfolgten im Zuge der „Ornithologischen Grundlagenerhebung im Natura 2000- und Vogelschutzgebiet Karwendel“ (Oberwalder et al. 2014). Der Zeitraum dieser Aufnahmen betrug drei Jahre (von April 2010 bis Oktober 2012), vorwiegend in den Monaten April – Juni. Des Weiteren wurden 405 Präsenzdaten im Rahmen der Raufußhühnerkartierung der Nördlichen Kalkalpen im Auftrag der Tiroler Landesregierung erhoben (Lentner et al. 2012). Zudem flossen neun Präsenzdaten vom Tiroler Brutvogelatlas mit ein, welche im Zeitraum von 2014-2017 unter der Projektleitung und -koordination von Dr. Reinhard Lentner, Abteilung Umweltschutz des Landes Tirols, kartiert wurden (Lentner und Lehne 2015, 2016, 2017).

Darüber hinaus wurden fünf Rangerbeobachtungen aus den Jahren 2012-2017 für die Modellierung berücksichtigt. Insgesamt standen für die Modellierung also 797 Präsenzdaten vom Birkhuhn im Karwendelgebiet zur Verfügung, welche vorwiegend in den Höhenlagen zwischen 1.500 bis 2.000 m. ü. M. im Untersuchungsgebiet erfasst wurden (Tab. 2, Abb. 3).

Tab. 2: Der Ausgangsdatensatz von insgesamt 797 Präsenznachweisen stammt aus fünf unterschiedlichen Erhebungen. Die römischen Zahlen stehen für die Monate Januar bis Dezember, in denen die Erhebungen erfolgten. Die Präsenznachweise aus Lentner und Lehne (2015, 2016, 2017) und Oberwalder et al. (2014) inkludieren direkte (optische und akustische) sowie indirekte Präsenznachweise (z. B. Losungen) für Birkhühner im gesamten Karwendelgebiet. Bei den übrigen Erfassungen handelt es sich ausschließlich um direkte Beobachtungen

Präsenzdaten aus Tirol	Zeitraum	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	gesamt
<i>Ornithologische Grundlagenkartierung im Natura2000-Gebiet Karwendel (Oberwalder et al. 2014)</i>	2010-2012	14	66	181	52	4			3	320
<i>Raufußhühnerkartierung Nördliche Kalkalpen (Lentner et al 2012)</i>	2011		405							405
<i>Naturbeobachtungen der Ranger im Alpenpark Karwendel (im Sommer)</i>	2012-2017					2	1	2		5
<i>Brutvogelatlas 2014, Avifaunistische Grundlagenkartierungen im Auftrag vom Land Tirol (Lentner und Lehne 2015,2016,2017)</i>	2014-2017		2	7						9
gesamt	2010-2017									739

Präsenzdaten aus Bayern	Zeitraum	gesamt
<i>Simultane Balzzählungen von CoopNatura</i>	2013	54
<i>Natura 2000-management (im Frühjahr)</i>	2014	4
gesamt	2013-2014	58

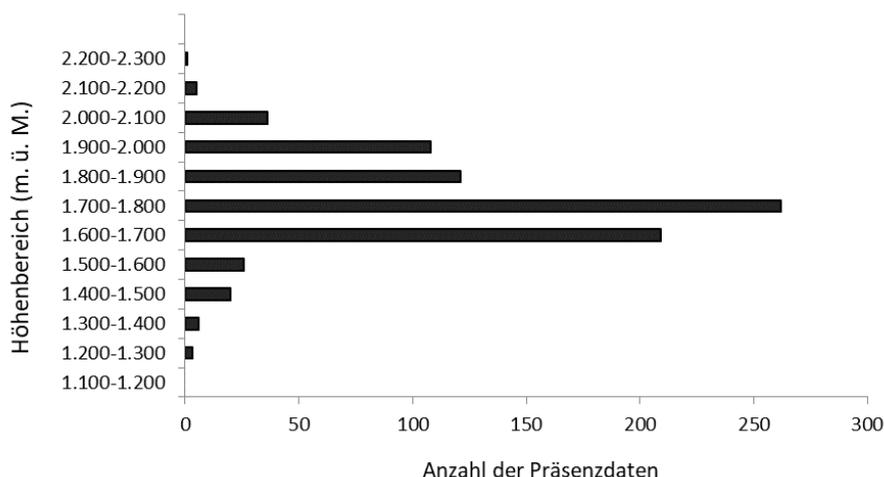


Abb. 3: Verteilung von 797 Präsenznachweisen des Birkhuhns in verschiedenen Höhenlagen im Karwendel im Zeitraum von 2010 bis 2017.

Bei der MaxEnt-Modellierung wird die Ausprägung der einfließenden Umweltvariablen in Rasterzellen, wo Präsenzdaten vorliegen, mit der Ausprägung der Umweltvariablen in Rasterzellen, in denen das Vorkommen der untersuchten Tierart unbekannt ist, verglichen (Merow et al. 2013). Dies ermöglicht eine Differenzierung von Umweltparametern, welche das Lebensraumpotenzial für eine Art beeinflussen. Die Modellierung beruht dabei auf der Kalibrierung des Modells mit einem Trainingsdatensatz und der Überprüfung des kalibrierten Modells mit einem Testdatensatz. Wenn Präsenzdaten nicht schon im Vorfeld als Testdaten definiert wurden, wird der Testdatensatz vom MaxEnt-Programm zufällig ausgewählt. Eine Verzerrung bzw. ein *Sampling Bias* für das erstellte Modell entsteht jedoch, wenn Präsenzdaten ungleichmäßig im geographischen Raum verteilt sind (Veloz 2009; Brown 2014; Boria et al. 2014). So werden z. B. leicht zugängliche Orte bei der Datenerhebung eher bevorzugt als steile, abgeschiedene Berghänge, was zu einer Akkumulierung und Auto-Korrelation von Präsenzdaten an einem Ort führt. Potenziell geeignete Habitats können dann als fälschlicherweise ungeeignet eingestuft werden, nur weil keine Datenpunkte in diesem geographischen Raum vorliegen. Als Konsequenz ergibt sich eine Ungenauigkeit und Überanpassung des Modells, da den Umweltvariablen an den frequentierten Orten eine zu hohe Wichtigkeit beigemessen wird (Phillips et al. 2009; Fourcade et al. 2014).

Um die Balzlastigkeit der vorliegenden Präsenzdaten aufzufangen, können räumlich korrelierte Präsenzdaten entfernt werden, indem eine systematische Stichprobe der Präsenzdaten erzeugt wird (Veloz 2009). Unter Verwendung der *SDM Toolbox* (Version 2.4., mit dem Werkzeug *spatially rarefy occurrence data*) in ArcGis wurden dementsprechend Präsenzdaten, welche innerhalb einer euklidischen Distanz von einem Kilometer voneinander entfernt lagen, auf einen einzigen Präsenzpunkt reduziert. Die Distanz von einem Kilometer wurde gewählt, da vorwiegend Gebiete im Umkreis von einem bis drei Kilometer um das Balzgebiet von Birkhähnen genutzt werden (Zeitler 2006). Damit wurde sichergestellt, dass ausreichend Präsenzdaten auch von Birkhennen, welche sich weiter entfernt um das Balzgebiet oder in lichten Wäldern aufhalten, in die Modellierung einfließen. Von insgesamt 796 Präsenzdaten der Ausgangsdatenlage blieben danach für die Modellierung 127 Präsenzdaten übrig (s. Abb. 4). Daneben eignet sich ein sog. Bias-File, um die variierende Dichte der Präsenznachweise im geographischen Raum zu gewichten und somit negative Effekte des Bias für die Modellerstellung aufzufangen (Kramer-Schadt et al. 2013). Dieses Bias-File floss anschließend in die Modellierung mit ein, indem die Hintergrunddaten des Untersuchungsgebiets (auf Englisch: *background sampling*), welche zur Berechnung von MaxEnt benutzt werden, je nach Untersuchungsintensität gewichtet wurden.

Unter Verwendung der *SDM Toolbox* (Version 2.4, mit dem Werkzeug: *Gaussian Kernel Density of Sampling Localities*) in ArcGIS wurde mittels einer Berechnung der Gaußschen Kernel-Density ein Bias-file erzeugt, welches in einer räumlichen euklidischen Distanz von zwei Kilometern die Dichte der Präsenzdaten abbildet (Abb.4, Brown 2014).

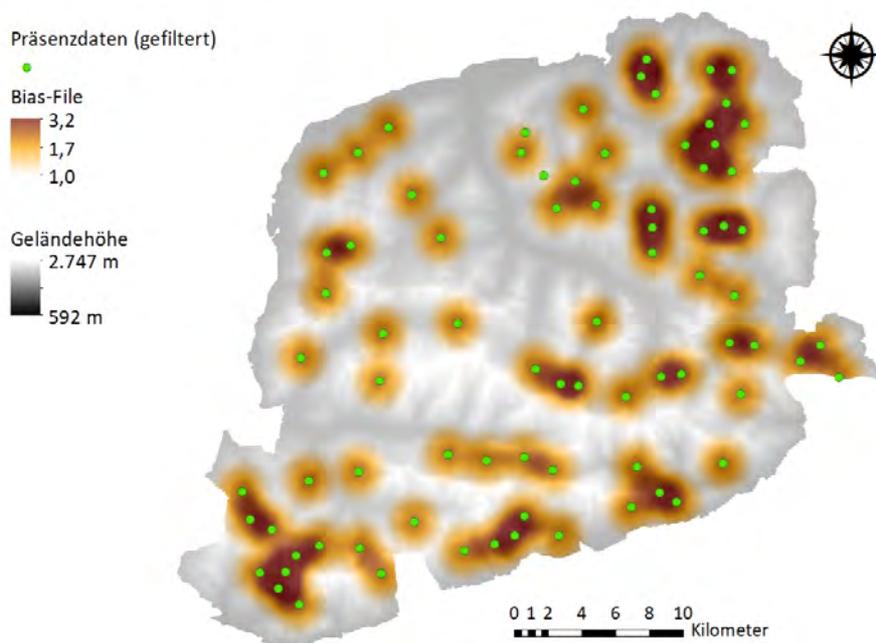
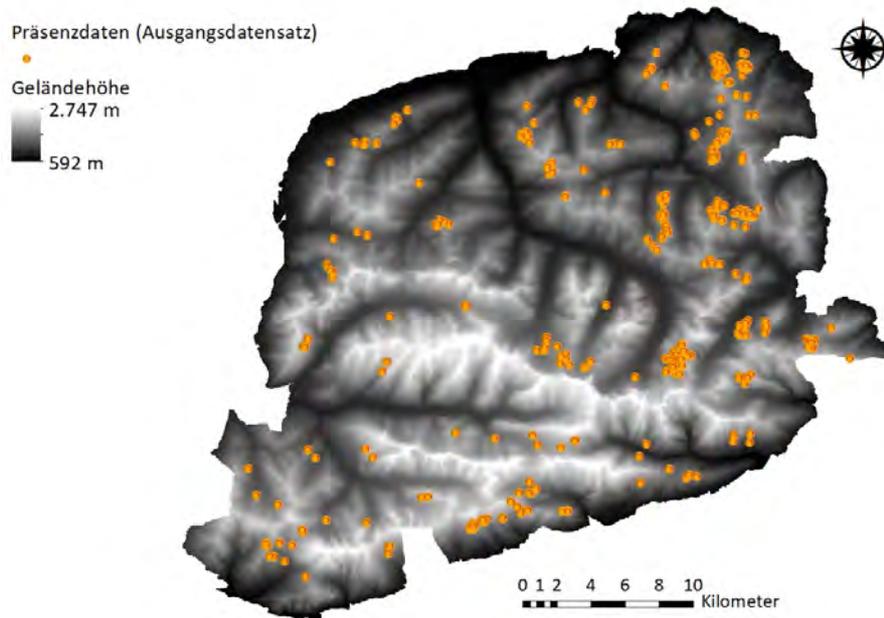


Abb. 4: Die ursprüngliche Anzahl von 796 Präsenzdaten (oben) wurde auf 127 (unten) reduziert, indem innerhalb von einem 1 km- Radius gehäufte Präsenzdaten auf einen Punkt beschränkt wurden. In die Habitatmodellierung floss außerdem das sog. Bias-File (unten) mit ein, welches den *Sampling Bias* im gesamten Untersuchungsgebiet reflektiert. Orte mit benachbarten Punkten werden hier stärker (> 1) gewichtet als Orte mit wenigen Präsenzdaten oder gar keinen ($= 1$).

2.2.2 Unabhängige Umweltvariablen

Als Datengrundlage wurden vom Amt der Tiroler Landesregierung und von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) Laserscandaten in Form von einem Digitalen Geländemodell (DGM) zur Verfügung gestellt. Diese liegen im Original mit einer Auflösung von 1 m x 1 m vor. Unter Verwendung des Werkzeugs *Raster/Mosaic Dataset* in ArcGis wurden diese zu einem gemeinsamen Rasterdatensatz, welcher das Karwendelgebiet abdeckt, zusammengeführt (Abb. 5). Er fließt in der vorliegenden Habitatmodellierung als Inputvariable *Geländehöhe* mit ein, welche die Information zur Geländehöhe des gesamten Karwendelgebiets von 592 bis 2.747 m. ü. M. beinhaltet. Daraus wurden weitere Geländeausformungen wie die *Hangneigung*, *Exposition* (mit dem Werkzeug *Spatial Analyst/Surface/Slope* und *-/Aspect* in ArcGis) und die *Rauigkeit* (mit dem Werkzeug *Raster/Analysis/Roughness* in QGis) abgeleitet (s. Abb. 5).

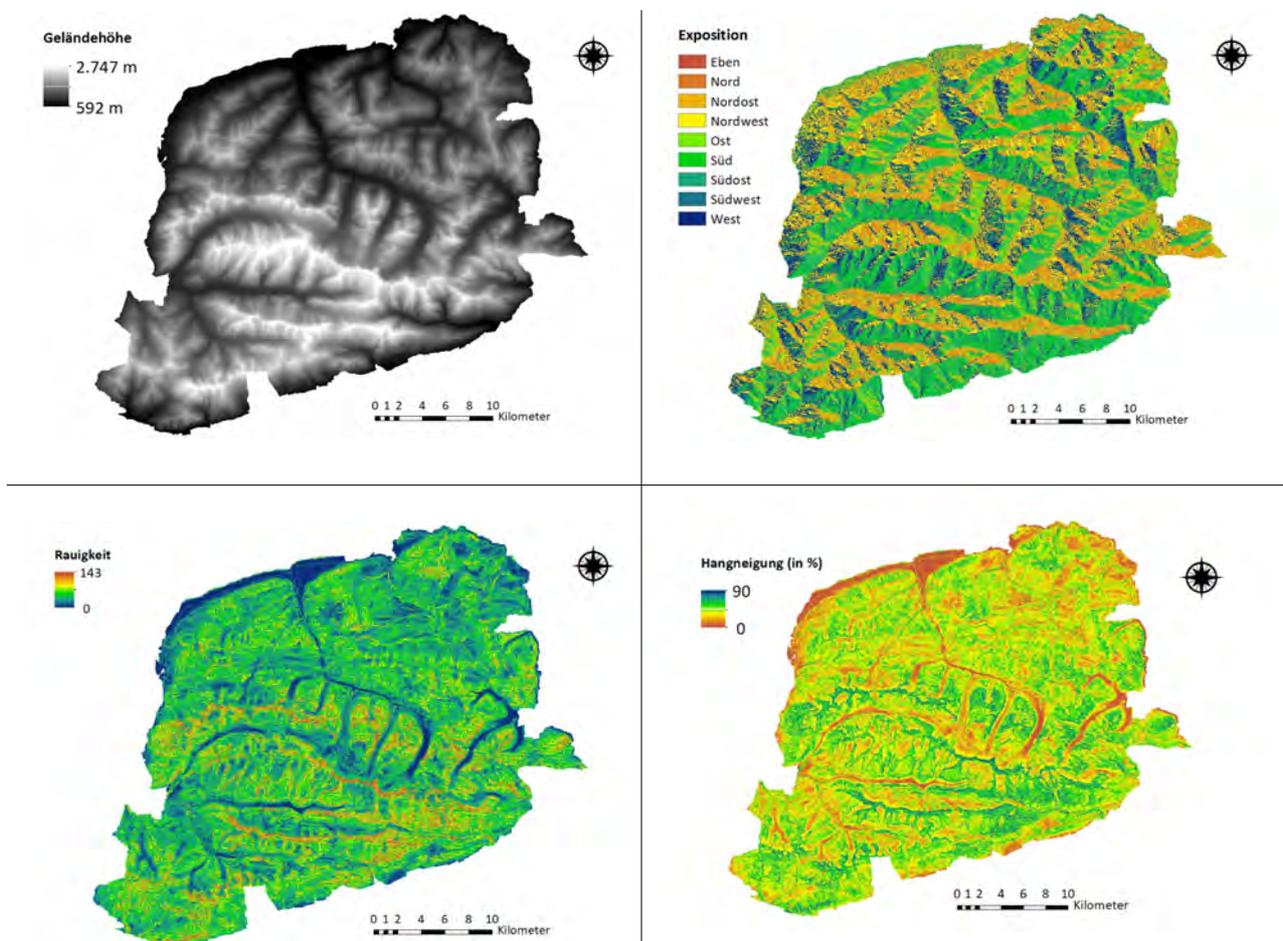


Abb. 5: Das Digitale Geländemodell (DGM) beider Länder wurden zu einem gemeinsamen Rasterdatensatz mit einer räumlichen Auflösung von 10 m x 10 m zusammengeführt (oben links). Daraus wurden anschließend die Umweltvariablen *Exposition* (oben rechts), *Rauigkeit* (unten links) und die *Hangneigung* (unten rechts) berechnet. Sie beschreiben unterschiedliche Aspekte der Geländemorphologie im Karwendelgebiet.

Bezüglich der Landbedeckung im Karwendelgebirge wird der Datensatz Natura 2000 (N2k) von der EEA (European Environment Agency) benutzt. Dieser Datensatz wurde im Jahr 2006 im Rahmen des CLMS (Copernicus Local Land Monitoring Service) von der EEA initiiert, worauf ein Update im Jahr 2012 folgte (Buck und Büscher 2018). Es handelt sich hierbei um Landnutzungsdaten, die ausgewiesene Natura 2000- Gebiete in den 28 EU-Mitgliedstaaten abdecken, mit einer Pufferzone von zwei Kilometern. Als räumliche Auflösung von N2k wird eine MMU (Minimum Mapping Unit, kleinste Kartiereinheit) von 0,5 ha und einer MMW (Minimum Mapping Width, kleinste kartierbare Breite) von 10 m angegeben. Die Kategorisierung bezieht sich auf die Ökosystem-Typisierung von MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Europäische Union (2013, 2014)). Davon decken 24 Klassen des N2K-Layers das Karwendelgebiet ab, welche in sieben neue Kategorien zusammengefasst wurden: *Kultivierte Fläche, Landwirtschaftliche Flächen und Waldflächen, Extensiv genutztes Kulturland, Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft, Fels und Eislandschaft ohne Vegetation und Gewässer* (Tab.3 und Abb.6).

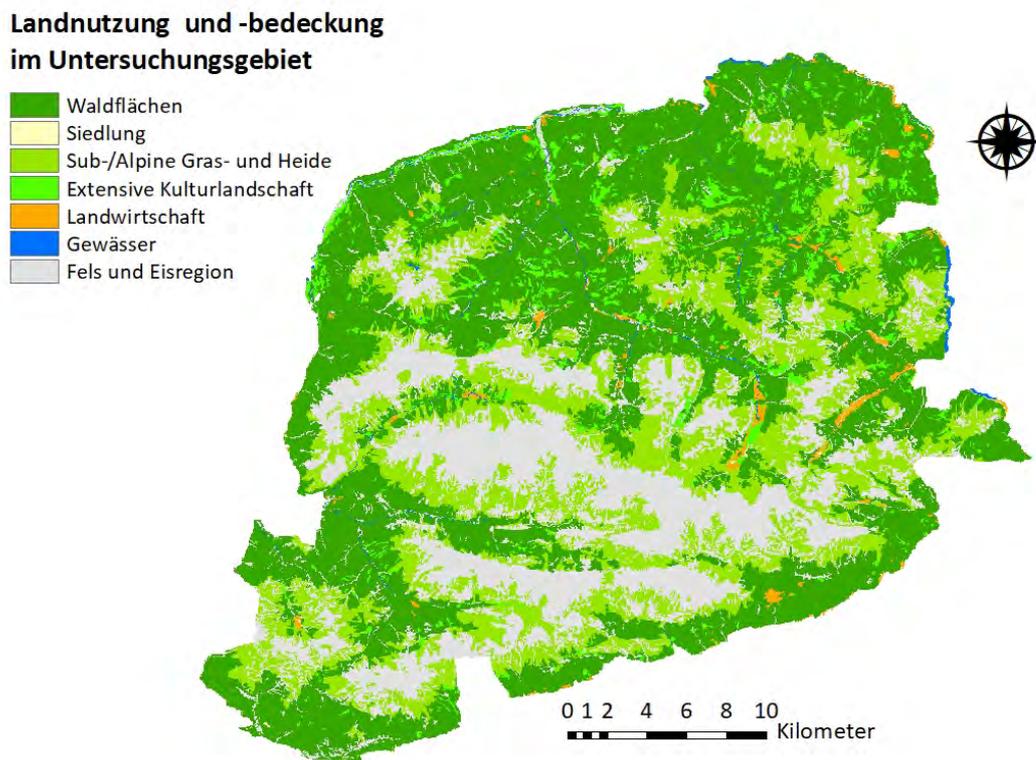


Abb. 6: Vorliegende Karte zeigt die verschiedenen Kategorien zur Landnutzung und -bedeckung im Untersuchungsgebiet.

Tab. 3: 24 Landnutzungsklassen des N2K-Datensatzes wurden in sieben neue, für das Birkhuhn relevante Kategorien zusammengefasst. Die Kategorien Waldflächen, Fels- und Eislandschaft ohne Vegetation und Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft nehmen den Großteil der Fläche ein. Die Nummern 1-7 beziehen sich auf die Abfolge der Kategorien in der MaxEnt-Modellierung.

Alte Kategorien der Bodenbedeckung und Landnutzung gemäß Buck und Büscher (2018)	Neue Kategorien für vorliegende Modellierung mit dem jeweilige Flächenausmaß im Untersuchungsgebiet
1.1.1 Urban geprägte Flächen (vorwiegend öffentliche und private Flächen) 1.1.2 Industrie-, Gewerbe- und Militärflächen 1.2.1 Straßennetze und funktionell zugeordnete Flächen 1.2.2 Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen 1.3.1 Abbauflächen, Deponien, Baustellen 1.4 Städtische Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	Siedlungsgebiete (4) 1,4 km ²
2.1.1 Bewässertes und nicht bewässertes Ackerland 4.1 Kultiviertes Grünland	Landwirtschaftliche Flächen (7) 8,6 km ²
3.1.1 Natürliche und naturnahe Laubwälder 3.2.1 Natürliche und naturnahe Nadelwälder 3.3.1 Natürliche und naturnahe Mischwälder	Waldflächen (1) 429,9 km ²
3.4.1 Wald/Strauch Übergangsstadien 4.2.1.1 Naturnahes Grünland mit Holzgewächse (Überschirmungsgrad ≥ 30 %) 4.2.1.2 Naturnahes Grünland ohne Holzgewächse (Überschirmungsgrad ≤ 30%)	Extensiv genutztes Kulturland (2) 33,1 km ²
4.2.2 Alpines und subalpines natürliches Grünland 5.1.1 Heiden und Moorheiden 5.1.2 sonstiges Buschland (Dickicht/Gestrüpp/Buschwälder [Überschirmungsgrad < 30%])	Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft (6) 229,5 km ²
6.1 Flächen mit spärlicher Vegetation 6.2.1 Strände und Dünen 6.2.2 Flussufer 6.3.1 Fels- und Schuttflächen ohne Vegetation	Fels- und Eislandschaft ohne Vegetation (3) 224,3 km ²
7.1 Feuchtflächen im Landesinneren (Sümpfe) 9.1.1 Vernetzte Gewässerläufe 9.2.1 Natürliche Wasserflächen	Gewässer (5) 4,7 km ²

Die drei Kategorien *3.4.1. Wald/Strauch Übergangsstadien*, *4.2.1.1 Naturnahes Grünland mit Holzgewächse (Überschirmungsgrad ≥ 30 %)* und *4.2.1.2 Naturnahes Grünland ohne Holzgewächse (Überschirmungsgrad ≤ 30 %)* wurden in der neuen Kategorie *Extensiv genutztes Kulturland* zusammengefasst. Diese Kategorie inkludiert sowohl extensiv genutzte und naturnahe Graslandschaften, assoziiert mit Einzelbäumen und Strauchvegetation, als auch Kahlflächen im Zuge von forstwirtschaftlichen Tätigkeiten.

Sie unterscheidet sich von der Kategorie *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* vor allem darin, dass die Flächen anthropogen land- und forstwirtschaftlich extensiv genutzt werden. Mit Ausnahme der Kategorie *Extensiv genutztes Kulturland* wurden die übrigen Kategorien *Siedlungsgebiete*, *Landwirtschaftliche Flächen* und *Waldflächen*, *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft*, *Fels- und Eislandschaft ohne Vegetation* und *Gewässer* im Wesentlichen den ursprünglichen Kategorien aus Buck und Büscher (2018) entnommen.

Als weitere Inputvariablen wurden die euklidischen Distanzen zu den Kategorien *Siedlungsgebiete* und *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* abgeleitet (errechnet in ArcGis mit dem Werkzeug *Spatial Analyst/Distance/Euclidean Distance*, Abb. 7).

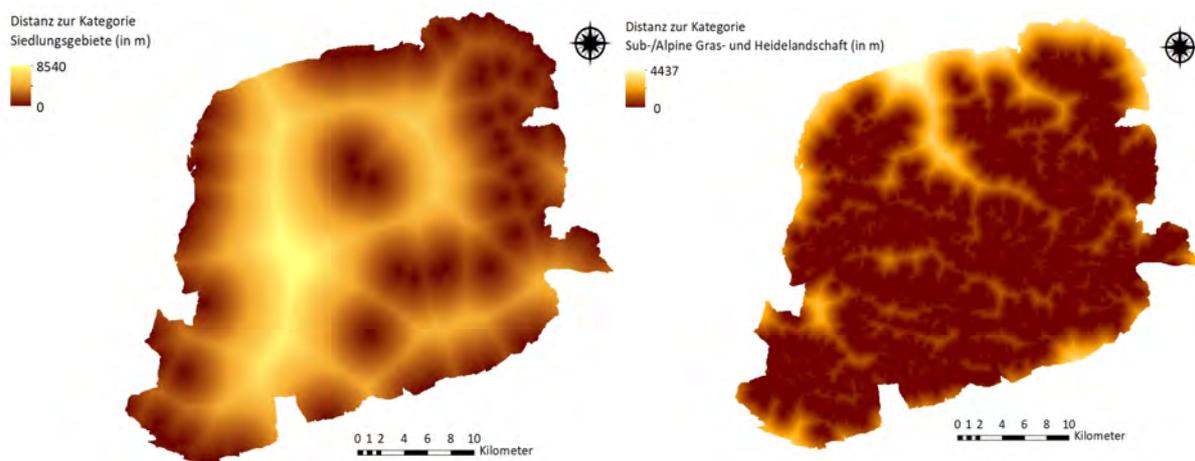


Abb. 7: Für die Modellierung wurden im Anschluss die euklidischen Distanzen zu den Landnutzungskategorien *Siedlungsgebiete* (links) und *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* (rechts) errechnet.

2.3 Modellerstellung und -evaluation

Im Zuge der Erstellung eines Habitateignungsmodells wurden mit der Software MaxEnt (Version 3.4.1.) Modelle mit unterschiedlichen Umweltvariablen und Sets von Präsenzdaten berechnet.

Diese wurden anhand des AUC (*Area Under Curve*)-Werts miteinander verglichen.

Für die Modellevaluation wurde das Gütemaß ROC (Receiver Operating Characteristic) herangezogen, welches in einem Diagramm die Sensibilität (*True Positive-Rate* [TP]) und 1-Spezifität (*False Positive-Rate* [FP]) des Modells gegenüberstellt. Sensibilität ist hier ein Maß dafür, wie viele Instanzen (Präsenzdaten) im entwickelten Modell als richtig vorhergesagt werden. Daneben beschreibt die Sensitivität in wie weit negative Werte in Form von Hintergrunddaten im entwickelten Modell korrekt als negativ klassifiziert wurden.

Die Fläche unter der ROC-Kurve (AUC) wird dabei als Maß für die Vorhersagekraft und die Qualität des Modells verwendet und reicht in der Regel von 0,5 bis 1 (Swets 1988). Die Aussagekraft des Modells steigt Richtung 1, während ein Wert von 0,5 einer zufälligen Verteilung entspricht. Modelle mit einem $AUC > 0,7$ gelten nach Peterson et al. (2011) als akzeptabel, wobei optimale Modelle einen Wert von $> 0,9$ erreichen können. Zu hohe Werte können jedoch auch auf eine Überanpassung des Modells hindeuten, weswegen die Anwendung des AUC-Wertes als Gütekriterium umstritten ist, besonders beim Vergleich von Modellen variierender Arten oder von Modellen in unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung (Warren und Seifert 2011). Auch abhängig davon, wie eng die ökologische Nische der Zielart ist, kann der AUC-Wert bei MaxEnt verzerrt sein. Da der Fokus der vorliegenden Modellierung aber nur auf dem definierten Raum Karwendel mit nur einer Zielart lag, gilt die Anwendung dieses Gütekriteriums als akzeptabel (Merow et al. 2013; Fourcade et al. 2014).

Des Weiteren wurde der einzelne statistische Informationsgehalt bzw. die Vorhersagekraft jeder Inputvariable im errechneten Modell angegeben. Dazu wurde der Modellbeitrag angezeigt, wenn eine Variable nicht ins Modell aufgenommen werden oder nur diese allein zur Modellierung genutzt werden würde. Eine zusätzliche Option zum Abschätzen des Informationsgehalts der einzelnen einfließenden und erklärenden Variablen war der sogenannte *Jack-Knife*-Ansatz. Nacheinander wurde eine erklärende Variable vom Modell ausgeschlossen und das Modell mit den verbliebenen Variablen berechnet. So konnte die Wichtigkeit des Informationsgehalts der einzelnen Variable für das Modell und Auto-Korrelationen erkannt werden (Baldwin 2009). Darüber hinaus wurden MaxEnt-Reaktionskurven in Form von Diagrammen erstellt, welche die Bandbreite an Werten jeder einfließenden Variable auf der X-Achse in Bezug zur geschätzten Wahrscheinlichkeit der Habitatsignung auf der Y-Achse darstellen. Damit kann nicht nur der Einfluss jeder Variable auf das Modell definiert werden, sondern auch die Art und Weise, wie eine Variable die Vorkommenswahrscheinlichkeit beeinflusst/prägt. Anhand dieser Informationen wurden so im Zuge der Modellierung unterschiedliche Modelle mit unterschiedlichen Inputvariablen getestet, bis nur noch Variablen mit relevanter Informationskraft übrig waren.

2.3.1 Statistische Prüfung auf Korrelation

Umweltvariablen, die in einem linearen Zusammenhang stehen (= korrelieren), können sich negativ auf die Modellqualität auswirken (Schweiger et al. 2012; Dormann et al. 2013). Effekte der erklärenden Variablen können so nicht mehr separat betrachtet werden und unter- oder überschätzt werden. Bei der Erzeugung von flächendeckenden Klimavariablen, wie etwa zur Temperatur oder zum Niederschlag, ist dies z. B. der Fall, wenn Daten von unterschiedlichen Messstationen basierend auf der Geländehöhe interpoliert werden. Unter Verwendung des Pearsons Korrelationskoeffizienten in ArcGis (mit dem Werkzeug *Spatial Analyst/Multivariate/Band Collection Statistics*) wurden daher verschiedene Kombinationen der vorhandenen Umweltvariablen getestet. Bei einer Korrelation von $r \geq |0,7|$ wurde die Variable mit dem statistisch höchsten Informationsgehalt ausgewählt (Dormann et al. 2013, s. Tab. 4).

Tab. 4: Ergebnisse der Prüfung auf Korrelation der für die Modellierung in Betracht gekommenen Inputvariablen unter Verwendung des Korrelationskoeffizienten nach Pearson et al. 2006. Als Ausschlusskriterium wurde eine Korrelation von $r \geq |0,7|$ zwischen den Variablen herangezogen. Abkürzungen: DGM = Digitales Geländemodell, Distanz zur Siedlung und Distanz zur Weide = Distanzen zur Kategorie 4 und 6 des Datensatzes zur Landnutzung, Temperatur und Niederschlag = Jahresmittelwerte der Monate Juli, Juni im Zeitraum von 2010-2018.

Layer	DGM	Distanz zur Siedlung	Distanz zur Weide	Exposition	Neigung	Rauigkeit	Temperatur	Niederschlag
Landnutzung	0,44	0,14	-0,45	- 0,04	0,09	0,09	-0,41	-0,28
DGM		0,36	-0,57	- 0,00	0,35	0,33	0,92	-0,52
Distanz zur Siedlung			-0,29	0,00	0,10	0,09	-0,44	-0,05
Distanz zur Weide				0,02	-0,27	- 0,22	0,51	0,38
Exposition					-0,02	-0,02	-0,01	0,02
Neigung						0,69	-0,27	-0,21
Rauigkeit							-0,26	-0,20
Temperatur								0,48

2.3.2 Finale Inputvariablen

Nach der Erstellung von unterschiedlichen Modellen mit verschiedenen Umweltvariablen und Sets von Präsenzdaten hat sich das Modell mit den Inputvariablen *Geländehöhe, Exposition, Hangneigung, Landnutzung* und die *euklidische Distanz zur Sub-/Alpinen Gras- und Heidelandschaft* anhand des AUC-Werts am aussagekräftigsten erwiesen. Die Inputvariablen *Distanz zur Landnutzungskategorie Siedlungsgebiete* wurde aufgrund des geringen Modellbeitrags exkludiert.

Ebenfalls nicht in das Modell eingeflossen sind die Klimavariablen *Niederschlag* und *Temperatur*, da sie einerseits aufgrund der ursprünglichen großen Auflösung von 1 km x 1 km als ungeeignet eingestuft und andererseits wegen der zu starken Korrelation ($r > |0,9|$) mit der *Geländehöhe* im Vorfeld ausselektiert wurden. Aufgrund der hohen Korrelation mit der *Hangneigung* und des geringen Modellbeitrags, wurde die *Rauigkeit* ebenfalls nicht ins Modell aufgenommen. Eine Übersicht aller Inputvariablen, welche im Zuge der Modellerstellung getestet und aufgrund der Ergebnisse für die vorliegende Modellierung inkludiert oder exkludiert wurden, ist in Tab. 5 und 6 zu finden.

Tab. 5: Überblick der fünf Inputvariablen (*Geländehöhe*, *Exposition*, *Hangneigung*, *Landnutzung* und die *euklidische Distanz zur Kategorie Sub-/Alpine Weide- und Graslandschaft*), welche in das finale MaxEnt-Modell inkludiert wurden.

Inkludierte Inputvariablen:	
Geländehöhe Digitales Geländemodell (DGM)	kontinuierlich, Rasterdatensatz, Auflösung 10 m x 10 m, zusammengeführt aus zwei Höhenmodellen der bayerischen und tiroler Seite des Karwendels. Errechnet in ArcGis (Version 10.7.1) mit dem Werkzeug <i>Raster/Mosaic Dataset</i> Quellen: ursprüngliche Auflösung 1 m x 1 m, Laserscandaten in Form von einem Digitalen Geländemodell Von Tirol: vom Amt der Tiroler Landesregierung, Erfassungsjahr: 2016. Von Bayern: vom Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Befliegungslose 2005-2014 (Renner et al.2018)
Exposition	kategorial, aus dem DGM erzeugt, Auflösung 10 m x 10 m Errechnet in ArcGis (Version 10.7.1) mit dem Werkzeug <i>Spatial Analyst/Surface/Aspect</i>
Hangneigung	kontinuierlich, aus dem DGM erzeugt, Auflösung 10 m x 10 m Errechnet in ArcGis (Version 10.7.1) mit dem Werkzeug <i>Spatial Analyst/Surface/Slope</i>
Landnutzung	kategorial, Rasterdatensatz, mit den Landbedeckungskategorien: <i>Siedlungsgebiete, Kultivierte Fläche, Waldflächen, Extensiv genutztes Kulturland, Sub/Alpine Gras- und Heidelandschaft, Fels und Eislandschaft ohne Vegetation und Gewässer</i> Quelle: Natura 2000 (N2k)-Datensatz von der EEA (European Environment Agency) im Rahmen des Copernicus Local Land Monitoring Service (CLMS), Erfassungsjahr 2012 (Buck und Büscher 2018)
Distanz zur Landnutzungskategorie Sub-/Alpine Weide- und Graslandschaft	kontinuierlich, Rasterdatensatz, Auflösung 10 m x10 m. Errechnet in ArcGis (Version 10.7.1.) mit dem Werkzeug <i>Spatial Analyst/Distance/Euclidean Distance</i> für die jeweilige Kategorien des Datensatzes zur Landnutzung

Tab. 6: Übersicht der in Betracht gekommenen Inputvariablen, welche nicht in das finale MaxEnt-Modell eingeflossen sind (Klimavariablen [*Temperatur* und *Niederschlag*], *Rauigkeit* und die *euklidische Distanz zur Landnutzungskategorie Siedlungsgebiete*)

Exkludierte Inputvariablen	
Rauigkeit	kontinuierlich, aus dem DGM erzeugt, Auflösung 10 m x 10 m Errechnet in QGis (Version 3.4.12 Madeira) mit dem Werkzeug <i>Raster/Analysis/Roughness</i> <i>Exkludiert wegen der hohen Korrelation mit Hangneigung und des geringen Modellbeitrags</i>
Distanz zur Landnutzungskategorie Siedlungsgebiete	kontinuierlich, Rasterdatensatz, Auflösung 10 m x 10 m. Errechnet in ArcGis (Version 10.7.1) mit dem Werkzeug <i>Spatial Analyst/Distance/Euclidean Distance</i> für die jeweilige Kategorie des Datensatzes zur Landnutzung <i>Exkludiert aufgrund des geringen Modellbeitrags</i>
Klimavariablen	kontinuierlich, Rasterdatensatz, Auflösung 10 m x 10 m, Jahresmittelwerte der Monate Juli, Juni im Zeitraum von 2010-2018 zum Niederschlag und der Temperatur Quelle: ursprüngliche Auflösung 1 km x 1 km, CRU-TS 4.03 (Harris et al. 2014; Fick und Hijmans 2017) <i>Exkludiert aufgrund der zu hohen Auflösung und der hohen Korrelation mit der Geländehöhe</i>

2.3.3 Modelleinstellungen für das vorliegende Habitateignungsmodell

Die MaxEnt-Modellierung wurde 10 mal wiederholt und gemittelt, um im Anschluss eine Karte zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns im Untersuchungsgebiet zu erhalten. Für die Modellierung wurden 25% der Präsenzdaten zufällig ausgewählt und als Testdatensatz verwendet. Die restlichen Präsenzdaten wurden als Trainingsdaten benutzt. Ebenso wurde die Anzahl der Iterationen (Wiederholungen des Algorithmus zur Optimierung des Modells) von 500 auf 5000 erhöht und der Parameter *regularization multiplier* auf zwei erhöht. Dadurch wurde vermieden, dass sich die Verteilung der Vorkommenswahrscheinlichkeit auf die Präsenzdaten zu sehr lokal fokussiert und das errechnete Modell überangepasst wird.

Alle weiteren Einstellungen wurden bei den Standardeinstellungen von MaxEnt belassen.

3 Ergebnisse

3.1 Finales Habitateignungsmodell

Die aus der Modellierung resultierende MaxEnt-Karte zur Vorkommenswahrscheinlichkeit zeigt eine geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Birkhuhn in blau und eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit in rot an (Abb. 8).

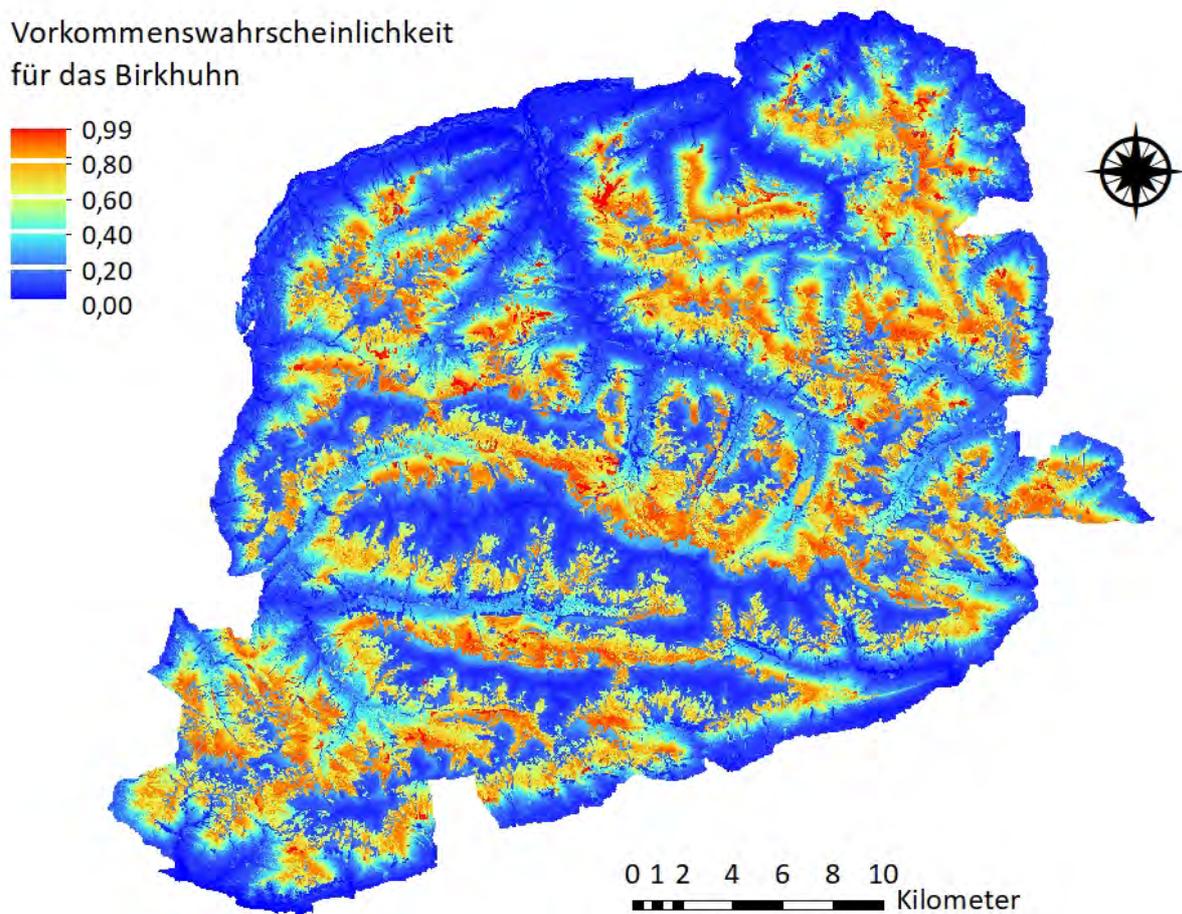


Abb. 8: Verteilung der Vorkommenswahrscheinlichkeit im bayerisch-tiroler Grenzgebiet Karwendel. Die Farbgebung reicht von rot (hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit) bis blau (geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit).

Zur besseren Verständlichkeit wurde bei anschließender Interpretation des Habitateignungsmodells eine andere Farbgebung von grün (hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit) bis rot (geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit) verwendet.

Um den Fokus auf Flächen mit hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Birkhuhn zu legen, wurde im nächsten Schritt eine Karte in QGIS erzeugt, welche ausschließlich die Gebiete mit hoher bis sehr hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit abbildet (mit Werten von $> 0,5$ -1, Abb. 9).

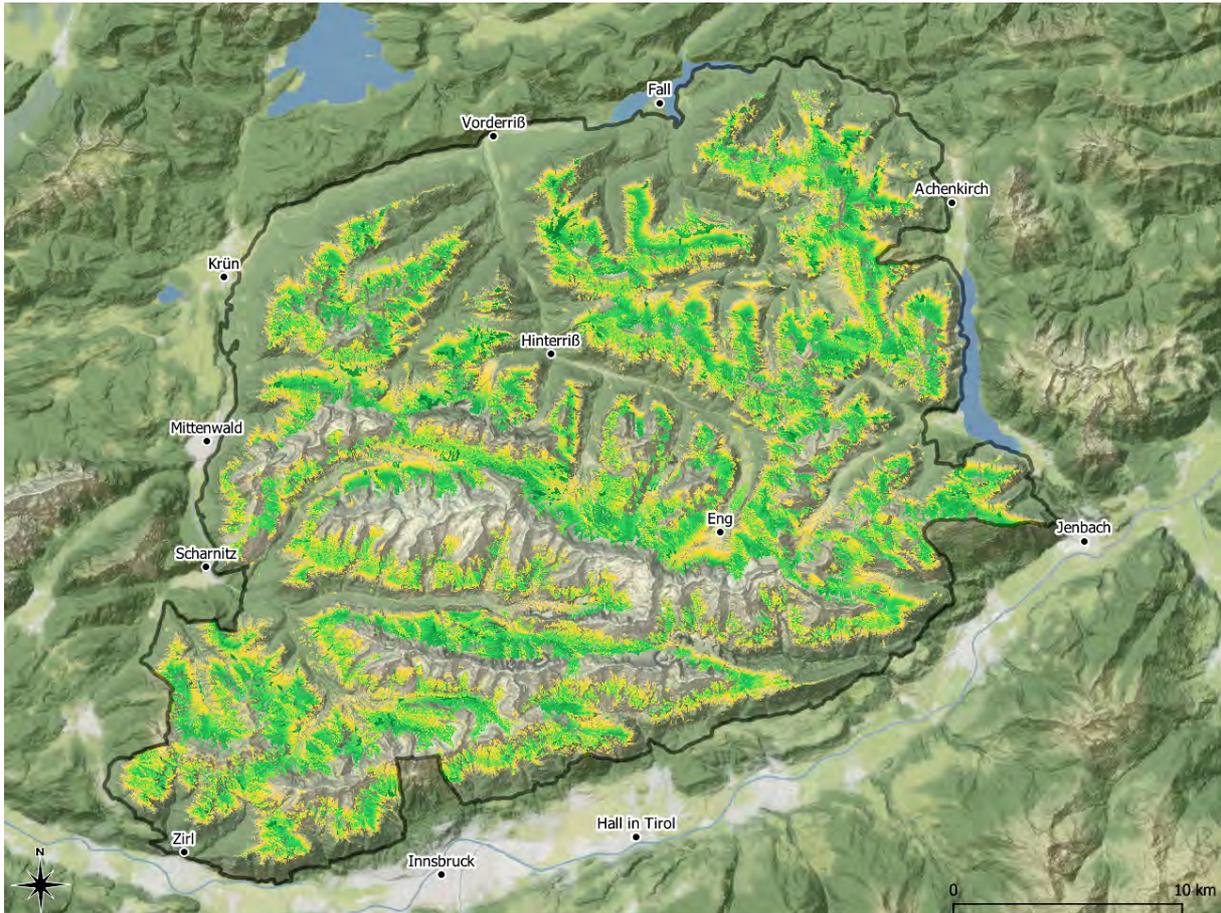


Abb. 9: Das finale Habitateignungsmodell zeigt Gebiete mit einer hohen bis sehr hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit ($> 0,5$, von gelb bis dunkelgrün) für das Birkhuhn im Untersuchungsgebiet an. (Kartengrundlage: Maptiles by Stamen Design unter CC BY 3.0. Data by OpenStreetMap, unter ODbL).

3.2 Inputvariablen

In das finale Modell flossen die Variablen *Geländehöhe*, *Landnutzung*, *Distanz zur Landnutzungskategorie Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft*, *Exposition* und *Hangneigung* mit ein. Der durchschnittliche AUC-Wert der Testdaten lag bei 0,81. Die Vorhersagekraft bzw. die Modellgüte des Habitatsignungsmodells liegt daher also in einem guten bis sehr guten Bereich (Peterson 2011). Die im Modell wichtigsten erklärenden Variablen mit jeweils rund 40 % Beitrag im Modell waren die *Geländehöhe* und die *Landnutzung*. Der Modellbeitrag der Inputvariablen *Distanz zur Sub-/Alpinen Gras- und Heidelandschaft* und *Exposition* lag jeweils bei 9 % und der *Hangneigung* bei 1, 8 %. Dabei lag das Optimum der Habitatsignung in Höhenlagen zwischen 1.400 - 1.700 m ü. M.. Die für die Habitatsignung am günstigsten Landnutzungskategorien im Modell sind die *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* und *Extensive Kulturlandschaft*. Während die Kategorie *Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* einen weit größeren Flächenanteil im Karwendel abdeckt als die Kategorie *Extensive Kulturlandschaft*, trägt letztere um 14 % mehr zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns bei. Die Variable, welche am wenigsten zur Vorkommenswahrscheinlichkeit beiträgt, ist die Landnutzungskategorie *Fels- und Eislandschaft ohne Vegetation*. Bezüglich der *Exposition* ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns an nördlich, nordöstlich und östlich exponierten Lagen höher. Außerdem zeigt sich eine höhere Habitatsignung in mäßig geneigten Bereichen von 10-12°. Der Einfluss jeder Inputvariable auf die prognostizierte Vorkommenswahrscheinlichkeit wird mit sogenannten MaxEnt-Responsekurven visualisiert (Abb. 10 bis 12) .

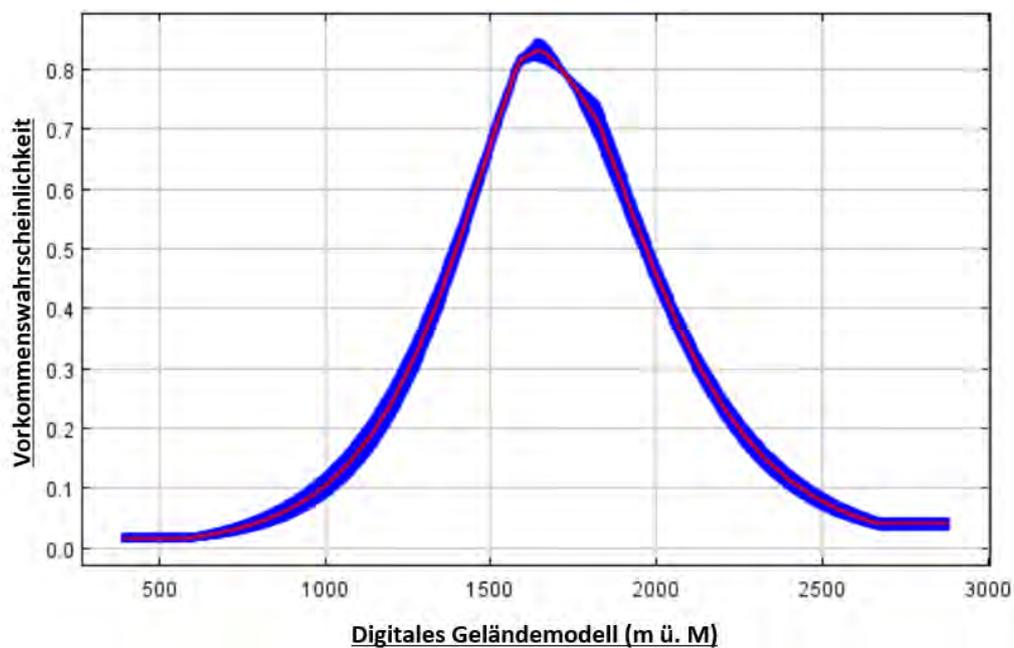


Abb. 10: Response-Kurve der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns zur Variable Geländehöhe.

Dabei wird die Spannweite der Daten jeder Variable auf der X-Achse der Vorkommenswahrscheinlichkeit auf der Y-Achse gegenübergestellt. So können einzelne Subkategorien oder die Art und Weise des Einfluss ersichtlich gemacht werden. Mittelwerte sind rot visualisiert und die Standardabweichung wird in den Säulendiagrammen mit blau und türkis dargestellt und in den übrigen Grafiken in blau.

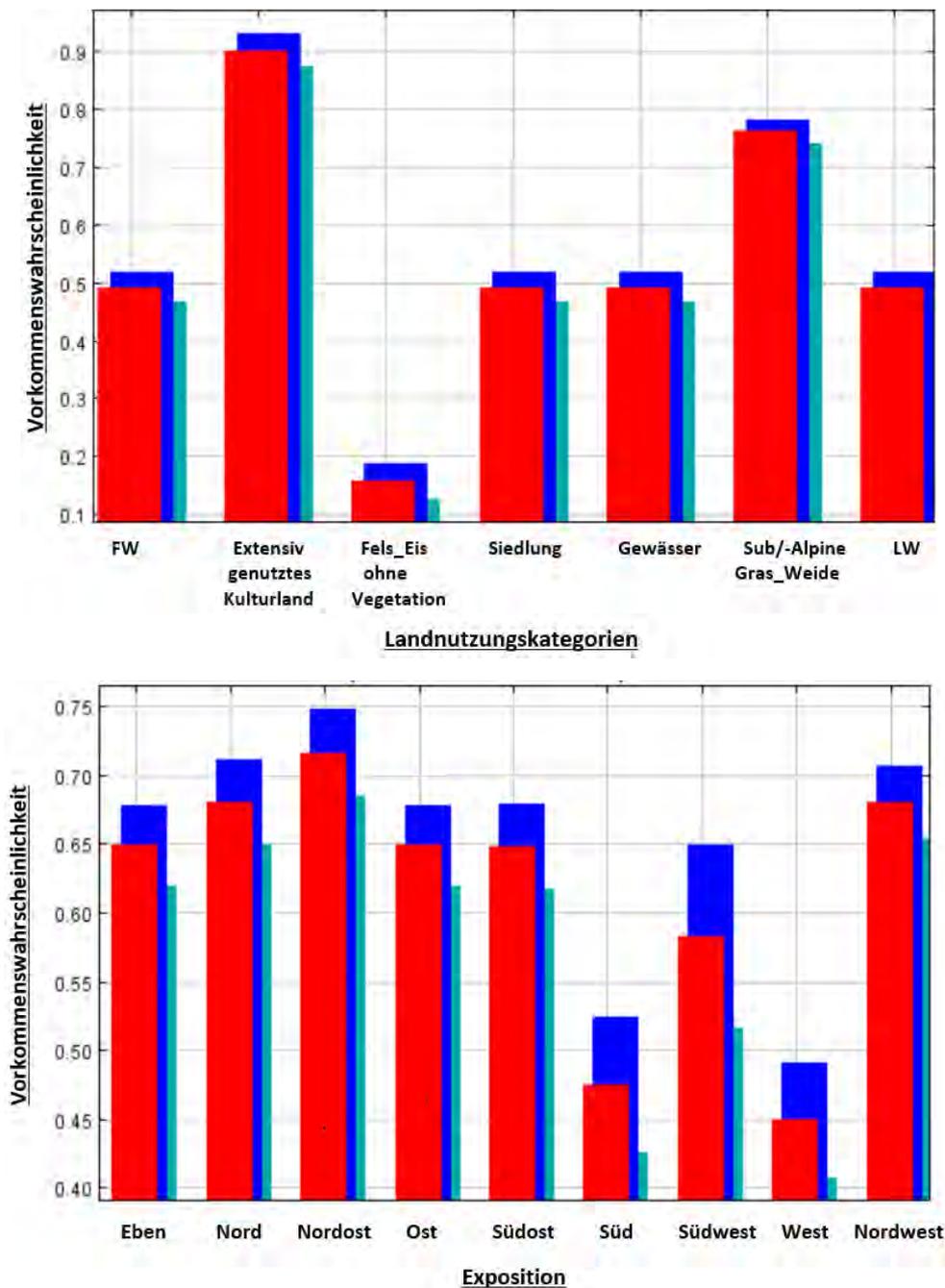


Abb. 11: Responsewerte der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns zu den Inputvariablen *Landnutzung* (oben; Abkürzungen: Waldflächen (FW), Extensiv genutztes Kulturland, *Fels und Eislandschaft ohne Vegetation*, Siedlungsgebiete, Gewässer, Sub-/Alpine Gras- und *Heidelandschaft*, Landwirtschaftliche Fläche (LW)) und zur Inputvariable *Exposition* (unten).

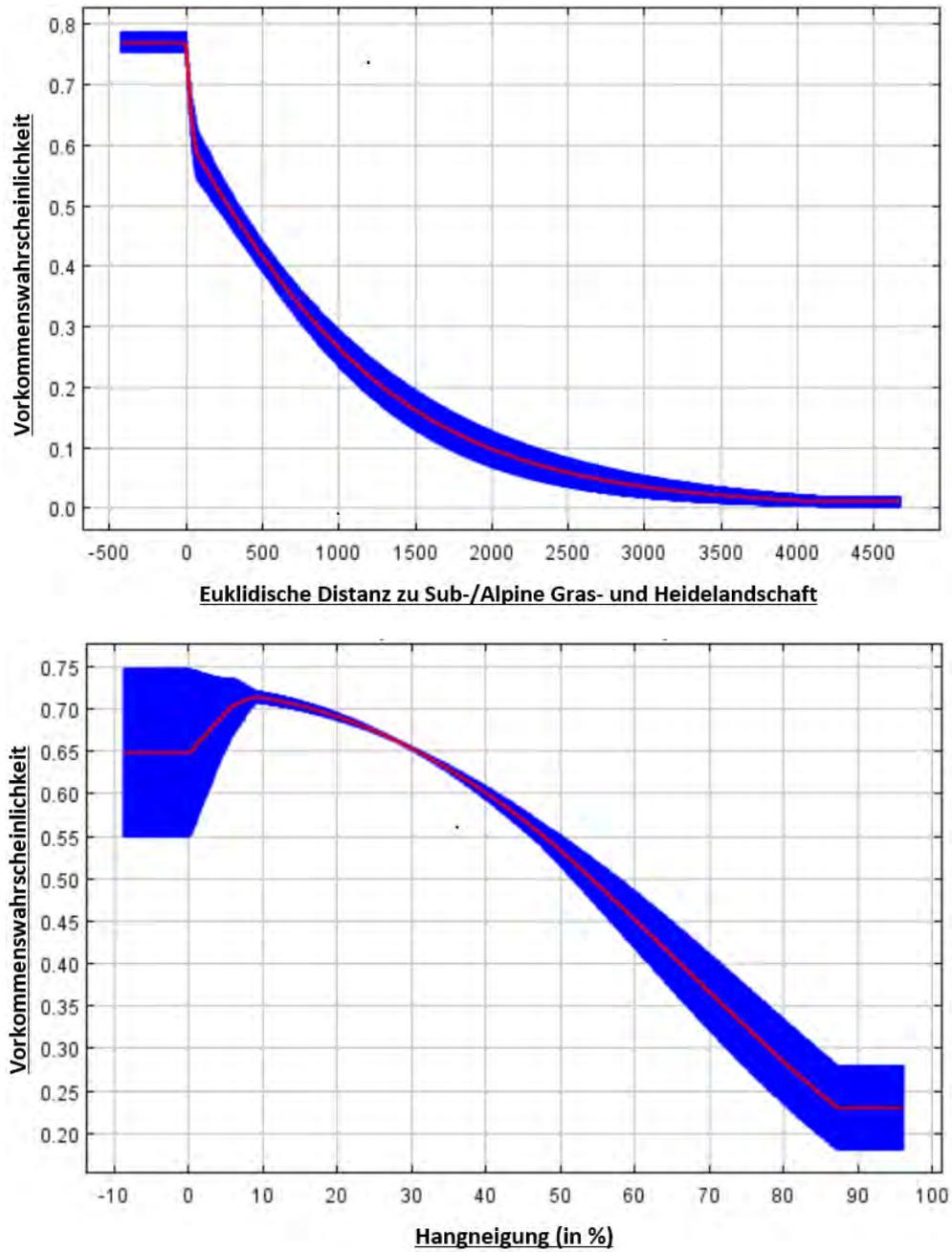


Abb. 12: Responsekurven der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkuhns zu den Inputvariablen *Distanz zur Landnutzungskategorie Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft* (oben) und *Hangneigung* (unten).

3.3 Modellevaluation

Um die Plausibilität und die Modellqualität des hier erstellten MaxEnt-Modells zu evaluieren, wurden folgende fach- und ortskundige ExpertInnen aus dem Naturschutz und im forstlichen Bereich zu den Modellergebnissen befragt: Gebietsbetreuer Michael Schödl und Raufußhuhn-Spezialistin Elena Weindel von der staatlichen bayerischen Vogelschutzwarte (LfU), Forstbetriebsleiter Rudolf Plochmann und Mitarbeiter Thomas Gugler von den Bayerischen Staatsforsten sowie Naturparkleiter Hermann Sonntag auf der österreichischen Seite des Karwendels.

Die im Modell als sehr gut geeigneten prognostizierten Flächen wurden mit den bereits bekannten Aufenthaltsorten von Birkhühnern verglichen. Hinsichtlich der Voraussagbarkeit des Lebensraumpotenzials für das Birkhuhn im Karwendelgebirge konnte eine sehr gute Abdeckung des hier erstellten Modells festgestellt werden. Die dargestellten Gebiete in den Abbildungen 13 bis 18 stellen eine Auswahl von Gebieten im gesamten Karwendelgebirge dar, welche bei der Modellevaluation betrachtet wurden. Um einen optischen Vergleich der Landschaftsstruktur dieser Gebiete mit der prognostizierten Habitataignung zu ermöglichen, wurde in QGIS ein Orthophoto (Map data ©2015 Google) für jedes Gebiet erstellt, welches rechts neben dem Bild zur Habitataignung abgebildet ist. Der Farbgradient für die Habitataignung erstreckt sich in den linken Abbildungen von rot (ungeeignete Flächen) bis zu dunkelgrün (sehr gut geeignete Flächen).

Am Beispiel der Moosenalm auf etwa 1.757 m ü. M. wurde vom Habitataignungsmodell der vorliegenden Arbeit eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit prognostiziert (Abb. 13). Die Eignung dieses Lebensraums konnte aus Sicht der ExpertInnen bestätigt werden. Genauso verhält es sich im Gebiet im Bereich um den Lerchkogel im Vorkarwendel (1.688 m. ü. M., Abb. 14), welcher allerdings von den Experten besser eingestuft wurde als das Modell diese Flächen bewertet. Im tiroler Teil des Karwendels decken sich prognostizierte Werte ebenfalls mit den Erfahrungen und der Expertise vor Ort. Geeignete Gebiete befinden sich z. B. im Bereich um den Lafatscher Hochleger (1.648 m ü. M., wenig östlich der Isarquelle, Abb. 15), die Rotwandalm (1.628 m ü. M., im Nordosten des tiroler Karwendelgebiets, Abb. 16), die Hochalm im Karwendeltal (ca. 1.576 m ü. M., Abb. 17) sowie um die Lalidersalm (1.526 m ü. M., Abb. 18).

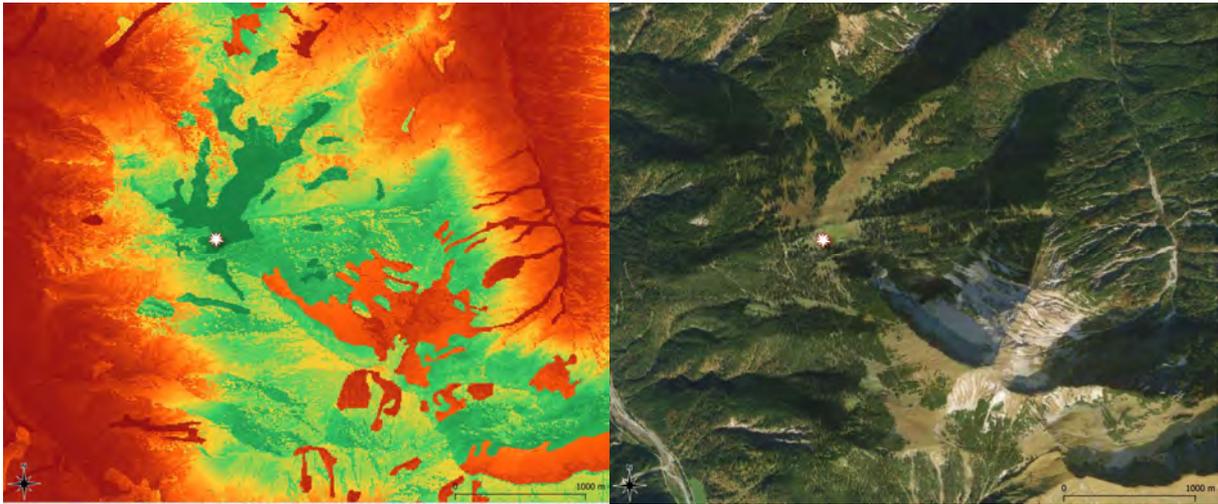


Abb. 13: Im Gebiet um die Moosenalm (weiß markiert, 1.757 m. ü. M.) im bayerischen Teil des Karwendels wurde vom vorliegenden Modell eine hohe Habitateignung prognostiziert, was von den ExpertInnen bestätigt wurde (links).

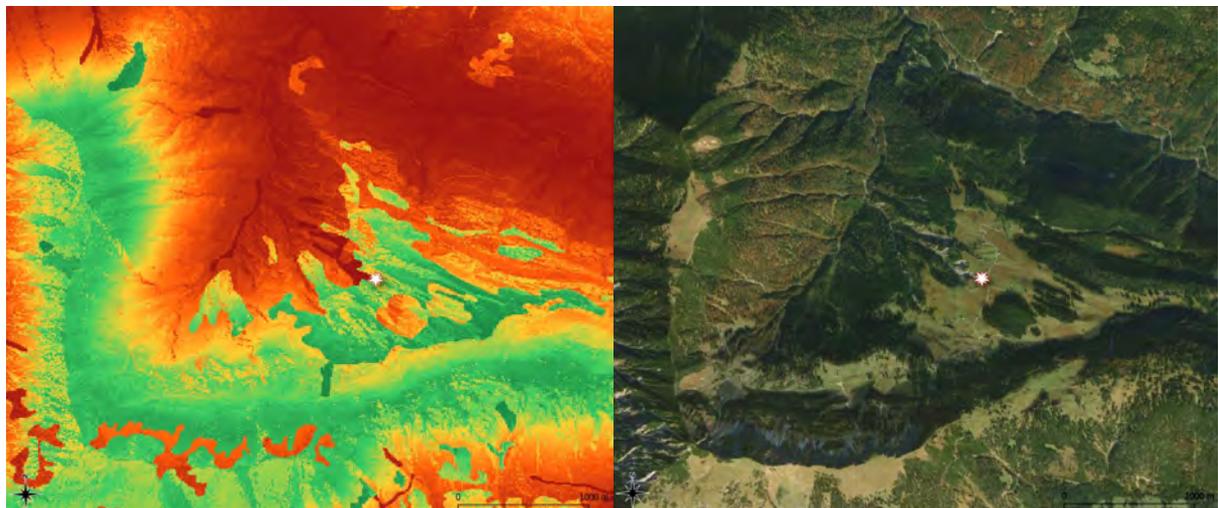


Abb. 15: Der Bereich um den Lerchkogel (weiß markiert, 1.688 m. ü. M.) im Vorkarwendel wurde von den ExpertInnen als besser geeignet eingeschätzt als es das vorliegende Modell bewertet.

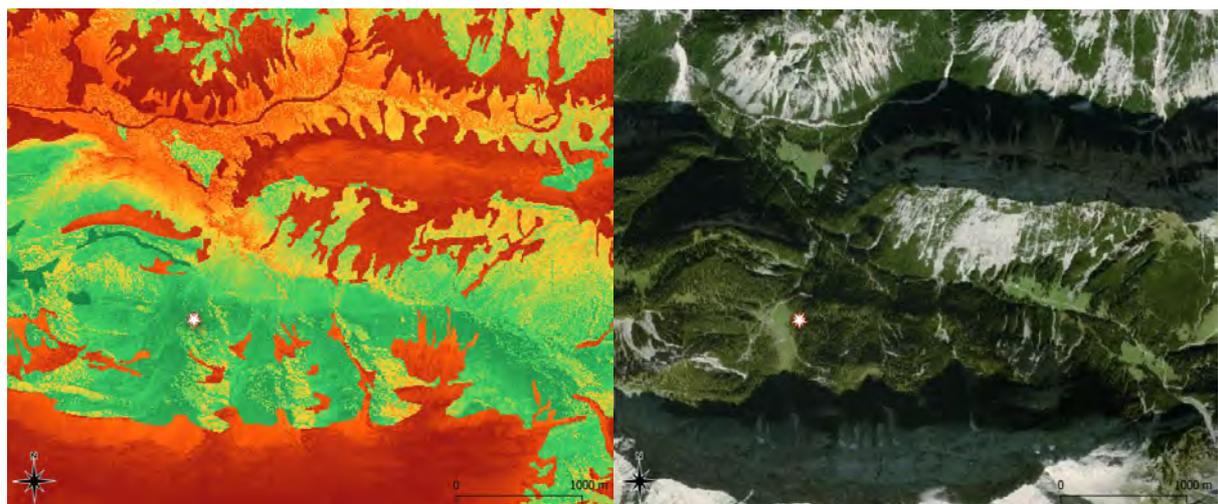


Abb. 14: Im Bereich um den Lafatscher Hochleger (weiß markiert, 1.638 m.ü.M.) im tiroler Teil des Karwendels wurde vom vorliegenden Modell dieser Arbeit eine hohe Habitateignung prognostiziert, was von den ExpertInnen bestätigt wurde.

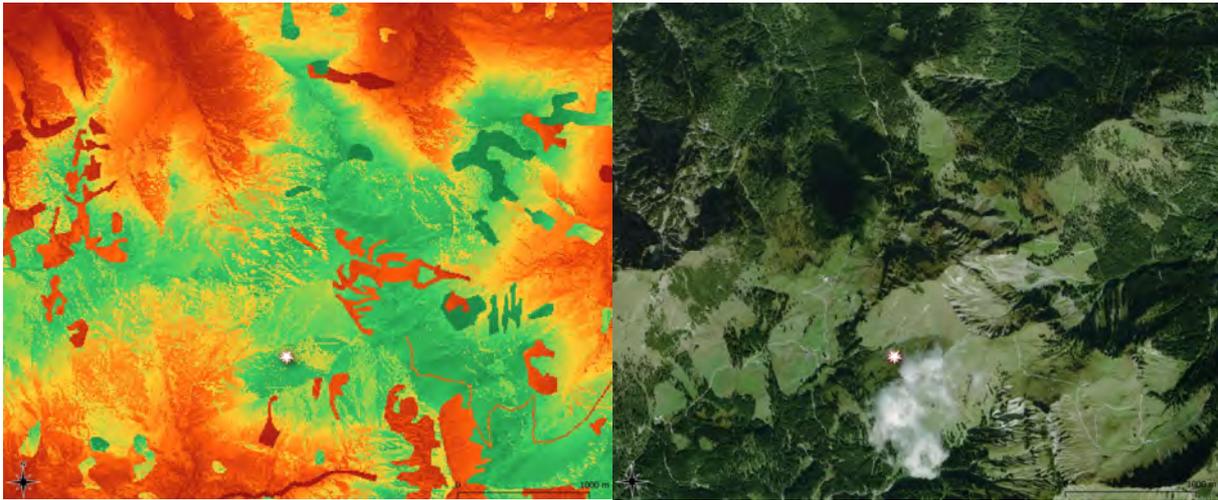


Abb. 16: Im Bereich um die Rotwandalm (weiß markiert ,1.628 m ü. M.) im Nordosten des tiroler Karwendelgebiet liegt laut vorliegendem Modell eine hohe Habitateignung vor. Dies konnte laut der Vor-Ort-Expertise bestätigt werden.

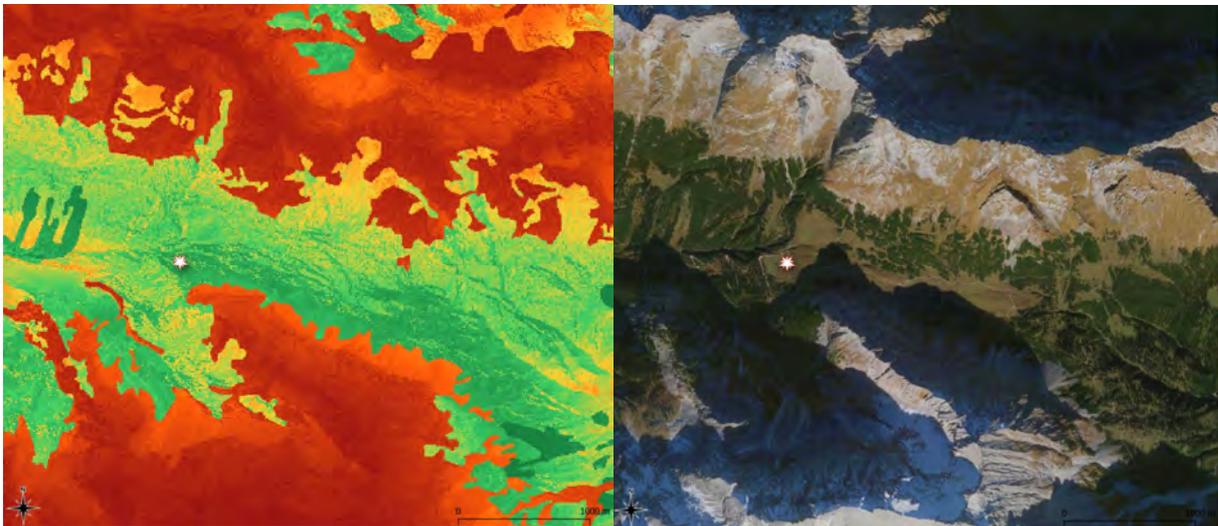


Abb. 17: In Tirol Im Bereich der Hochalm (weiß markiert, ca. 1.576 m ü. M.) im Karwendeltal wurde vom Modell dieser Arbeit eine hohe Habitateignung prognostiziert, was von den ExpertInnen bestätigt wurde (links).

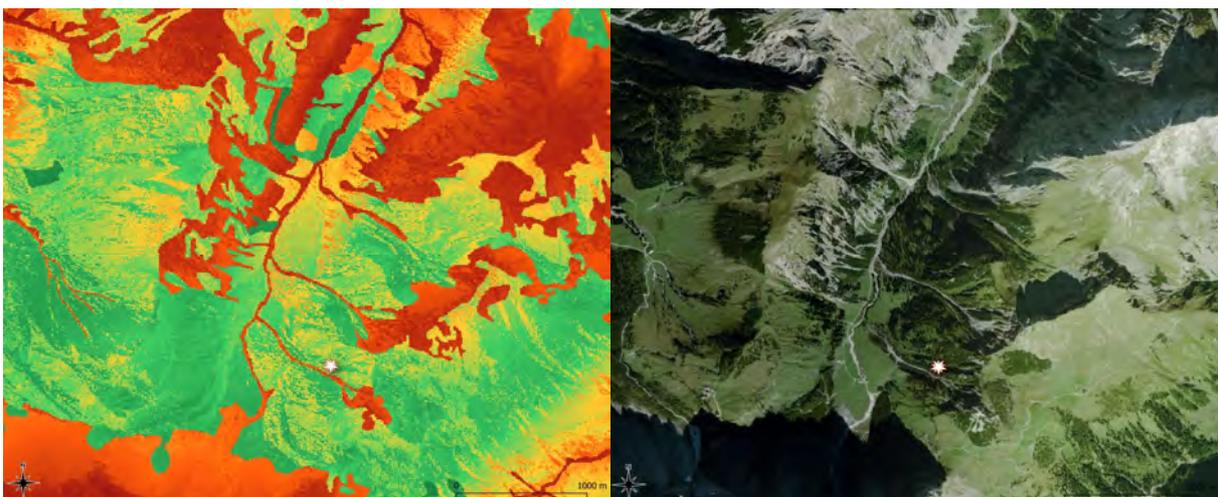


Abb. 18: Im Bereich um die Lalidersalm (weiß markiert ,1.526 m ü. M.) im tiroler Teil des Karwendels wurde vom Modell der vorliegenden Arbeit eine hohe Habitateignung prognostiziert, welche durch die Vor-Ort-Expertise bestätigt wurde.

3.4 Vergleich mit bestehenden Habitatmodellierungen

Für einen Vergleich des grenzüberschreitenden Habitatmodells der vorliegenden Arbeit mit bereits erstellten Habitatmodellen wurden die Habitatmodellierungen von Bayern (LfU 2020) und Tirol (Oberwalder et al. 2014) herangezogen, welche auch mit der Software MaxEnt erstellt wurden.

Dabei unterscheiden sich das Bayerische (LfU (2020)) und das Tiroler Modell (Oberwalder et al. (2014)) vom grenzüberschreitenden Modell wesentlich in der räumlichen Auflösung und in der Auswahl der in die Habitatmodellierung einfließenden Inputvariablen. Ein Vergleich konnte daher also vor allem bezüglich der Unterschiede oder Gemeinsamkeiten in der Vorhersage von geeigneten Gebieten für das Birkhuhn vollzogen werden. Auch wurden die für das errechnete Habitateignungsmodell ausschlaggebenden Faktoren miteinander verglichen.

3.4.1 Vergleich mit der Habitatmodellierung von Bayern (Deutschland)

Im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LfU) wurde 2020 eine Habitatmodellierung für das Birkhuhn im Alpenraum durchgeführt (LfU 2020). Das übergeordnete Ziel dabei war, überlebensfähige Birkhuhnpopulationen in Bayern durch die Verbesserung und Sicherung geeigneter Lebensräume zu erhalten. Im Zuge dessen sollten neue Erkenntnisse bezüglich der Verbreitung und des Lebensraumpotenzials erbracht sowie Vorschläge für ein besseres Monitoring von Raufußarten entwickelt werden. Für die erstellte Habitatmodellierung des LfU wurden insgesamt 1.417 Präsenzdaten aus den Erfassungen im Rahmen des Natura 2000-Managementplans, von ornitho.de und vom Artendaten-Erfassungsprogramm PC-ASK verwendet, wobei besonders viele Daten zur Balzzeit von April bis Juni vorlagen.

Für ein Ganzjahresmodell zur Habitateignung für das Birkhuhn im bayerischen Alpenraum kam ein Verallgemeinertes Lineares Modell zum Einsatz (LfU 2020). Hier waren die zwei Variablen *Geländehöhe* (zwischen 1.500 und 1.800 m) und der *Anteil an alpinem Rasen* die beiden wichtigsten erklärenden Variablen für die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns. Der *Anteil an Latschen, Grünerlen, der Almtyp „ständig beweidet“* und der *Anteil an natürlichem Grasland* hatten ebenfalls einen positiven Effekt auf die Habitateignung. Daneben wurden verschiedene MaxEnt-Modellierungen für das Birkhuhn durchgeführt. Zum einen wurde ein Ganzjahresmodell errechnet und zum anderen wurden separat zusätzliche Modelle für drei saisonale Zeiträume erstellt: Balzzeit (Januar-April, *Einfinden am Balzplatz*), Sommerzeit (Mai- August, *Reproduktionszeit*), Winterzeit (September-Dezember, *Auflösung Gesperre*, LfU 2020)).

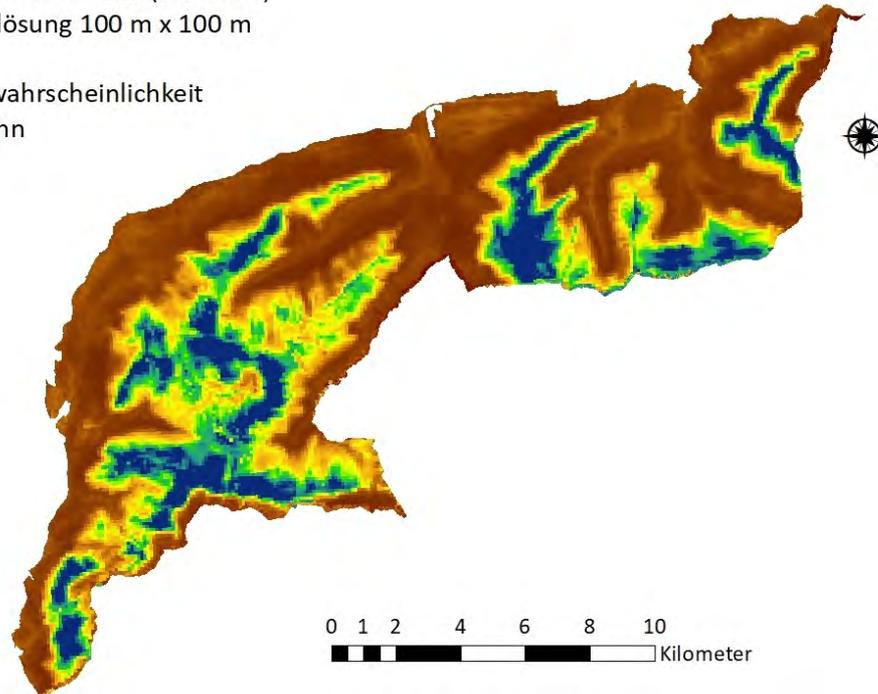
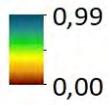
Für eine bessere Vergleichbarkeit mit dem in dieser Arbeit erstellten Modell wurde das Ganzjahresmodell vom LfU herangezogen (LfU 2020), im Weiteren als „Bayerisches Modell“ genannt. Beide Modelle wurden in einer unterschiedlichen räumlichen Auflösung erstellt, weswegen ein Vergleich im Detail, wie z. B. bezüglich der Modelleinstellungen, nicht sinnvoll ist. Beim optischen Vergleich (Abb. 19) zeigten sie allerdings tendenziell ähnliche Bereiche an, wobei das Modell der vorliegenden Arbeit lokal räumlich genauer die Habitategnung voraussagt. Hinsichtlich der Unterschiede entlang der Grenze zwischen Bayern und Tirol wurde vom Modell der vorliegenden Arbeit, vor allem im Süden entlang der Grenze eine höhere Habitategnung vorhergesagt als im Bayerischen Modell. Der Nachteil von Modellen, welche auf unvollständigen Daten entlang der Landesgrenze basieren und als Konsequenz die Habitategnung an der Grenze unterschätzen, konnte somit teilweise bestätigt werden. Zudem wurde vom Bayerischen Modell ein geringerer Anteil an Flächen im bayerischen Karwendelgebiet als sehr gut geeignet eingeschätzt.

Gemeinsam haben beide Modelle, dass die Habitategnung für das Birkhuhn vor allem von der *Geländehöhe* beeinflusst wurde. Ebenfalls von hoher Bedeutung im Bayerischen Modell sind die *Anteile natürlichen Graslands* und die des *Almtyps „ständig beweidet“* (benutzte Landnutzungsklassen stammen aus der CORINE Landcover – Kartierung (European Environment Agency 2016)). In Anbetracht des saisonalen Sommermodells vom LfU zeigte sich eine geringere Bedeutung *des natürlichen Graslands*. Dagegen hatte der *Almtyp „ständig beweidet“* im Winter und Sommer eine höhere Wichtigkeit im Modell (LfU 2020).

Im Bayerischen Modell flossen insgesamt 20 Inputvariablen ein, also weit mehr als im grenzüberschreitenden Modell. Variablen, die im Bayerischen Modell eine hohe Wichtigkeit aufzeigten, waren außerdem z. B. die *euklidischen Distanzen zu Wanderwegen und Skigebieten*, welche am meisten Bedeutung im Sommer und Herbst (aber geringer im Winter) hatten oder der *Anteil an Grünerlen* mit dem höchsten Einfluss im Winter und Herbst.

Bayerisches Habitatmodell (LfU 2020)
räumliche Auflösung 100 m x 100 m

Vorkommenswahrscheinlichkeit
für das Birkhuhn



Grenzüberschreitendes Habitatmodell
der vorliegenden Masterarbeit
(für den bayerischen Teil des Karwendelgebiets)
räumliche Auflösung 10 m x 10 m

Vorkommenswahrscheinlichkeit
für das Birkhuhn

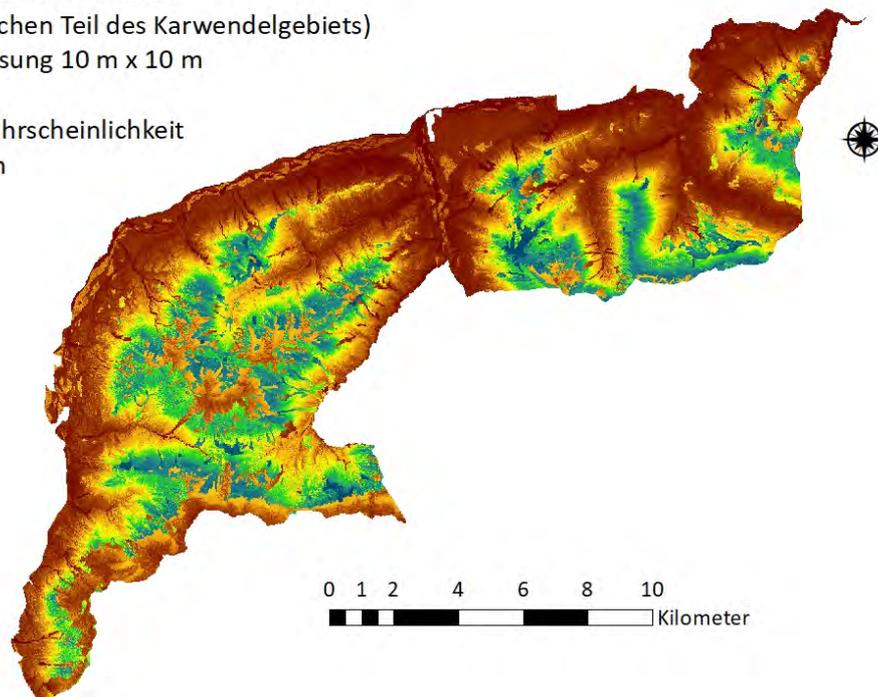
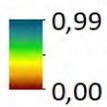


Abb. 17: Das Habitatmodell der Studie zum "Status der Raufußhühner in den Bayerischen Alpen" (räumliche Auflösung: 100 m x 100 m, oben; LfU 2020) wurde mit dem grenzüberschreitenden Habitateignungsmodell der vorliegenden Arbeit (räumliche Auflösung: 10 m x 10 m, unten) verglichen. Die Eignungswerte reichen dabei von 0,00 (= keine Eignung) bis 0,99 (sehr gute Eignung). Gut geeignete Gebiete für das Birkhuhn wurden hier in dunkelgrün (Wert 0,99) und schlecht geeignete Gebiete in rot (Wert 0,00) visualisiert.

3.4.2 Vergleich mit der Habitatmodellierung von Tirol (Österreich)

Im Zeitraum von 2010 bis 2012 wurden im Rahmen der „Ornithologischen Grundlagenerhebung im Natura 2000- und Vogelschutzgebiet Karwendel“ im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung (Abteilung Umweltschutz) Habitatmodellierungen mit MaxEnt basierend auf Rasterkartierungen in Referenzflächen für verschiedene Vogelarten erstellt, unter anderem für das Birkhuhn (Oberwalder et al. 2014). Die Präsenzdaten, die in dieser Erhebung für das Birkhuhn aufgenommen wurden, waren ebenfalls Bestandteil des Ausgangsdatensatz der Präsenzdaten für die Habitatmodellierung der vorliegenden Arbeit.

Das Modell von Oberwalder et al., hier im Weiteren „Tiroler Modell“ genannt, unterscheidet sich vom grenzüberschreitenden Modell der vorliegenden Arbeit unter anderem darin, dass es mit einer größeren räumlichen Auflösung von 50 m x 50 m erstellt wurde. Im Vergleich zum grenzüberschreitenden Modell wurde hier kein flächendeckender Höhendatensatz verwendet. Die für das Tiroler Modell benutzten Datensätze umfassten zum Teil nahrungsökologische Komponenten des Birkhuhn- Lebensraums. Ein inkludierter Datensatz zur Vegetation war etwa das *Eberesch*-Vorkommen in (halb)offenen Lagen über 1.400 m ü. M, welcher einen positiven Einfluss auf die Habitateignung für das Birkhuhn im Tiroler Modell aufzeigte.

Im Tiroler Modell wurde dem nordöstlichen Karwendelgebiet eine größere Bedeutung für den Lebensraum des Birkhuhns beigemessen. Zudem zeigte sich eine positive Auswirkung auf die Habitateignung in Bereichen, wo die *Überschirmung* unter 30 % bleibt und der *Anteil an Lärchen* mindestens 10 % beträgt. Von Oberwalder et al. wurde vermutet, dass diese aufgelockerten Waldbereiche von Birkhühnern vor allem im Winter genutzt, wo Lärchennadeln als Nahrung aufgenommen werden (Oberwalder et al. 2014). Weiters war im Tiroler Modell ein positiver Einfluss von *beweideten oder bereits aufgelassenen Waldweiden* und der *Häufigkeit von starkem Totholz (Durchmesser > 20 m)* auf die Habitateignung für das Birkhuhn bemerkbar. Wichtig auch für die Habitateignung im Tiroler Modell waren dagegen *Flächen oberhalb von 1.400 m mit einem Anteil von 30 % an Latschenbäumen*. Dabei waren eine enge Verzahnung von Rasenflächen und mosaikartige Latschenkomplexe für das Birkhuhn am vorteilhaftesten. Außerdem von Vorteil für die Habitateignung war ein *Flächenanteil von 10 - 40 % an extensiven Grünland* (aktuell genutzte und ehemalige Almflächen), wobei Almflächen von mittlerer Produktivität für die Habitateignung bevorzugt werden. Zudem beeinflusste im Tiroler Modell die *Anwesenheit von Kuppen*, welche als Balzplätze genutzt werden können, die Habitateignung positiv. Genauso bevorzugt wurden Flächen mit einer *Neigung* von 10-30° (Oberwalder et al. 2014).

Negative Einflüsse hatten dagegen *felsige Landschaften innerhalb einem räumlichen Radius von 250 m* und potenzielle Störungsquellen ausgehend von *Skigebieten*. Die Habitateignung nahm mit dem Anstieg an *Stangenhölzern im Umkreis von 250 m* ab. Nach Oberwalder et al. ist dies mit einer Beeinträchtigung der Häufigkeit an Stangenhölzer auf die fliegende Fortbewegung zu begründen (Oberwalder et al. 2014).

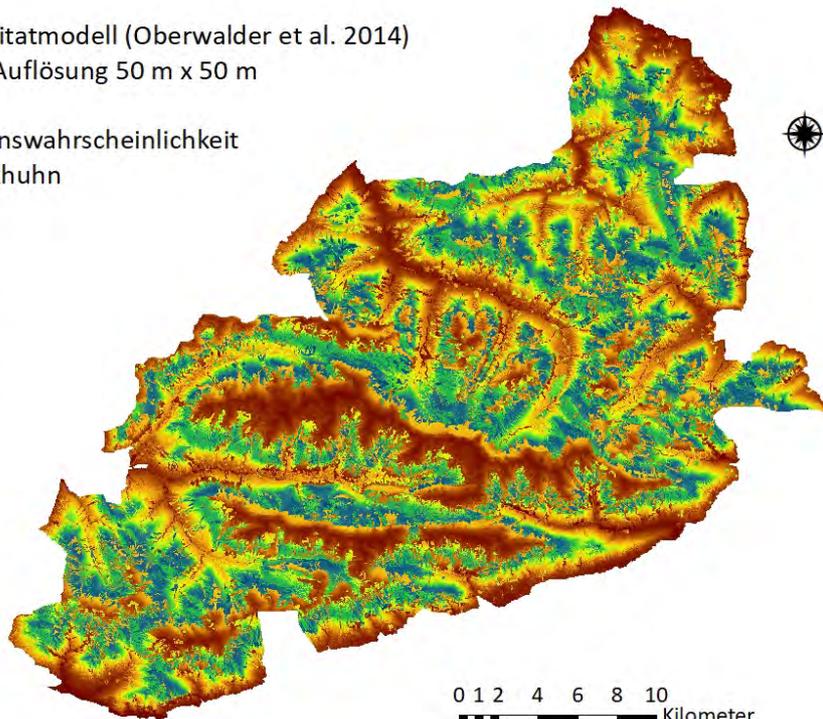
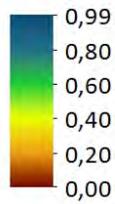
Zum optischen Vergleich wurde das Tiroler Modell dem grenzüberschreitende Modell der vorliegenden Arbeit in Abb. 20 gegenübergestellt. Generell konzentrieren sich die prognostizierten Eignungswerte beider Modelle um die gleichen Flächen im österreichischen Teil des Karwendels, mit wenigen lokalen Unterschieden. Beim Vergleich lässt sich eine höhere Genauigkeit der prognostizierten, geeigneten Flächen in dem erstellten Modell der vorliegenden Arbeit feststellen, was wiederum der höheren räumlichen Auflösung von 10 m x 10 m geschuldet ist. Eine große Abweichung in der Vorhersage der Habitateignung entlang der Landesgrenze konnte hier nicht bestätigt werden.

Obwohl sich beide Modelle aufgrund der uneinheitlichen räumlichen Auflösung und den verschiedenen einfließenden Inputvariablen im Modell nicht im Detail vergleichen lassen, wurden dennoch Gemeinsamkeiten festgestellt. So beeinflusste die Landnutzungskategorie *Extensiv genutztes Grünland* oberhalb von 1.400 m ü. M., worunter Almflächen fallen, in beiden Modellen die Habitateignung für das Birkhuhn positiv. Auch spielte die *Neigung*, sowohl im Tiroler Modell als auch im grenzüberschreitenden Modell, eine ähnliche Rolle für die Habitateignung.

Als negativ eingestuft wurden in beiden Modellen *felsige und vegetationslose Landschaften*. Nahrungsökologische und Wald-bezogene Komponenten sind im Tiroler Modell detaillierter abgedeckt. Bei der Prüfung auf Vorhersagbarkeit des Modells in Bezug auf Birkhuhn-Hennen schnitt das grenzüberschreitende Modell besser ab als das Tiroler Modell (mündliche Aussage des Tiroler Modellerstellers Johannes Frühauf).

Tiroler Habitatmodell (Oberwalder et al. 2014)
räumliche Auflösung 50 m x 50 m

Vorkommenswahrscheinlichkeit
für das Birkhuhn



Grenzüberschreitendes Habitatmodell
der vorliegenden Masterarbeit
(für den tiroler Teil des Karwendelgebiets)
räumliche Auflösung 10 m x 10 m

Vorkommenswahrscheinlichkeit
für das Birkhuhn

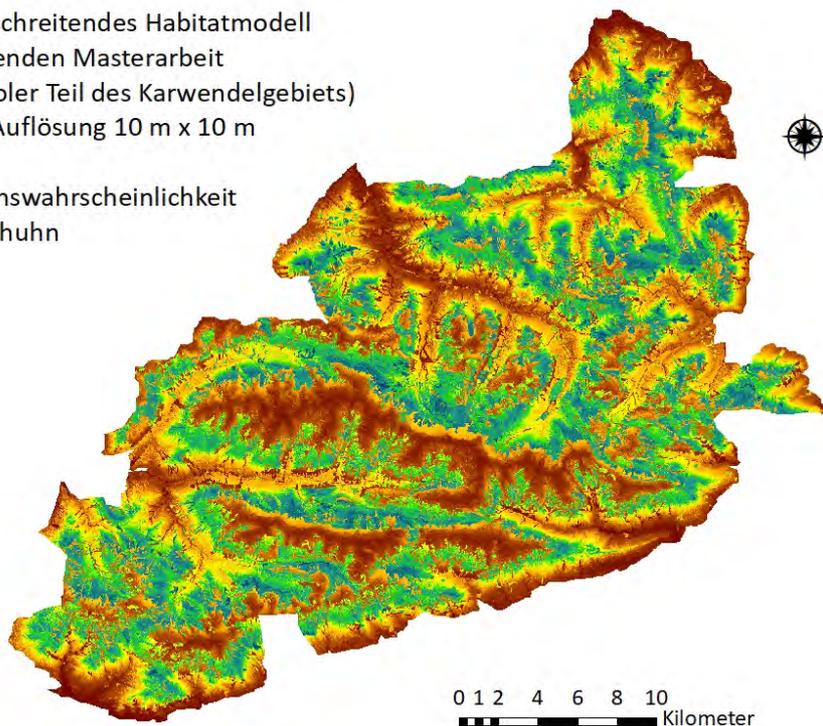
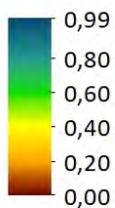


Abb. 18: Ein optischer Vergleich des Habitatmodells aus der „Ornithologischen Grundlagenerhebung im Naturpark Karwendel“ (oben; Oberwalder et al. 2014) mit dem tiroler Teil des grenzüberschreitenden Habitateignungsmodells der vorliegenden Arbeit (unten). Die Eignungswerte reichen dabei von 0,00 (=keine Eignung) bis 0,99 (sehr gute Eignung). Gut geeignete Gebiete für das Birkhuhn wurden hier in dunkelgrün (Wert 0,99) und schlecht geeignete Gebiete in rot (Wert 0,00) dargestellt.

4 Diskussion

Mit dem Ziel, das Lebensraumpotenzial für das Birkhuhn im Karwendelgebiet abzuschätzen, wurde in einem grenzüberschreitenden Ansatz mit der Software MaxEnt ein Habitateignungsmodell erstellt. Im Zuge der Modellierung hat sich das Modell mit den fünf Inputvariablen *Geländehöhe*, *Landnutzung*, *Distanz zur Landnutzungskategorie Sub-/Alpine Gras- und Heidelandschaft*, *Exposition* und *Hangneigung* mit einem AUC-Wert von 0,81 am aussagekräftigsten erwiesen. Davon abhängig, wie eng die ökologische Nische der Zielart ist, kann der AUC allerdings auch fehlerhaft sein und ist als alleiniges Maß für die Modellgüte unzureichend (Warren und Seifert 2011; Merow et al. 2013). Als zusätzliche Modellvalidierung war daher der Vergleich mit bereits erstellten Modellen und eine Überprüfung des Modells mit lokalen Experten notwendig.

Für die Modellierung der vorliegenden Arbeit wurden Inputvariablen für das gesamte bayerisch-tiroler Grenzgebiet benötigt, welche bezüglich der ausgewiesenen Klassen und der räumlichen Auflösung vereinheitlicht wurden. Detaillierte Landbedeckungsdaten für das jeweilige Land lagen zwar vor, eine Zusammenführung der unterschiedlichen Datensätze, welche nach einem anderen Maßstab klassifiziert wurden, war allerdings nicht zielführend. Im Vergleich zu den bereits erstellten Habitateignungsmodellen von Bayern und Tirol wurde das in dieser Arbeit entwickelte grenzüberschreitende Modell mit weniger Inputvariablen erstellt. Das Tiroler Modell inkludierte z. B. thematisch sehr genaue Geodaten zur Überschirmung, Vegetationshöhe, Waldausstattung und zum Waldtyp. Dagegen war die einzige in das vorliegende Habitatmodell eingeflossene Variable, welche die Landbedeckung bzw. die Landnutzung im gesamten Karwendelgebiet beschreibt, der frei zugängliche Natura 2000-Datensatz der EEA (Buck und Büscher 2018). Zu komplexe Modelle mit einer hohen Anzahl an Inputvariablen können aber auch zu einer Überanpassung des Modells führen (Baldwin 2009; Warren und Seifert 2011). Durch die Inkludierung der erklärenden Variable *Geländehöhe* in Kombination mit anderen Geländeausformungen wie der *Hangneigung* und der *Exposition*, werden zusätzlich wesentliche, indirekte Informationen zur Vegetation oder zu klimatischen Verhältnissen entlang des Höhengradienten abgedeckt (Lecours et al. 2016). Trotz weniger Inputvariablen hat sich das Modell der vorliegenden Arbeit im Vergleich mit den Modellen von Tirol und Bayern als sehr genau in der räumlichen Prognose der Habitateignung im Karwendelgebiet erwiesen. Um eine Überanpassung zu vermeiden, sollten aber die vom Modell als sehr gut eingestuft Gebiete, am Beispiel des Gebietes um den Lerchkogel (Abb. 14) im Vorkarwendel, noch etwas ausgedehnter betrachtet werden.

Alle drei Modelle prognostizierten eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns abhängig von der Höhe und dem Vorhandensein von extensiv genutzten subalpinen und alpinen Grünland, welche durch z. B. Almtätigkeiten gefördert werden. Hinsichtlich der Modellevaluierung konnte zudem eine große Übereinstimmung der prognostizierten geeigneten Flächen des vorliegenden Modells mit der Einschätzung der lokalen ExpertInnen festgestellt werden.

Bezüglich der Ausgangsdatenlage für die vorliegende Modellierung ist ein Balzplatz-Bias des Modells anzunehmen, da mehr Präsenzdaten in den Frühlings- und Sommermonaten aufgenommen wurden als im Winter. Um diesem Balzplatz-Bias entgegenzuwirken, wurden geklumpfte Präsenzdaten an Balzplätzen gefiltert und reduziert auf nur einen Präsenzpunkt innerhalb von einem Kilometer. Aufgrund der großen Menge von insgesamt 797 Präsenzdaten der Ausgangsdatenlage von unterschiedlichen Erhebungen blieben für eine systematische Stichprobe immer noch ausreichend Präsenzdaten (127) übrig, die sich gleichmäßig über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilen. Eine zusätzliche Option, um dem Balzplatz-Bias in der Modellierung entgegenzuwirken, war die Einspeisung des Bias-Files in Form eines Rasterdatensatzes in die Software MaxEnt. Die Hintergrunddaten, welche von MaxEnt für die Modellierung benutzt werden, wurden somit je nach Untersuchungsintensität gewichtet und bei der Berechnung berücksichtigt.

Die vom Modell prognostizierte erhöhte Vorkommenswahrscheinlichkeit an nördlich, nordöstlich und östlich exponierten Lagen kann unterschiedliche Gründe haben. Die Tendenz zeigt sich vor allem im tiroler Teil des Karwendelgebirges, wo die südlich exponierten Lagen aufgrund der Gebirgszüge dominieren. Im Modell vom LfU, welches für den bayerischen Alpenraum erstellt wurde, haben dagegen östlich exponierte Hänge einen positiven Einfluss auf die Habitateignung (LfU 2020). Aus biologischer Sicht spielt vermutlich die Exposition vorwiegend im Herbst und im Frühling eine Rolle. An nordexponierten Lagen bleibt der Schnee länger pulvrig und eignet sich für Birkhühner besser um Schneehöhlen im Winter zum Schutz vor thermischen Verlusten und zur Begrenzung des Energiebedarfs anzulegen (Meile 1982; Zeitler 2006). Die steilere Hanglage an nordexponierten Flächen erleichtert zudem eine schnellere Flucht- und Versteckmöglichkeit hangabwärts, wodurch die Verfolgung von flugunfähigen Prädatoren erschwert wird (mündliche Aussage von Jörg Oberwalder, Mitarbeiter im Projekt Oberwalder et al. 2014). Andererseits sind im Frühling Südhänge früher aper und somit früher potenzielle Balzplätze oder als Nahrungspflanzen verfügbar. Ebenso können im Hochgebirge zum Balzen aber auch Schneeflächen bevorzugt werden (Ruge und Glänzer 1980).

Mit dem in dieser Arbeit entwickelten Modell konnte das ökologische Lebensraumpotenzial im Karwendelgebiet aufgezeigt werden. Andere Faktoren, wie z. B. anthropogene Störungsquellen durch Ski- oder Wandertourismus, können aber auch die Habitateignung für das Birkhuhn beeinflussen (Meile 1982; Immitzer et al. 2014; Nopp-Mayr et al. 2016; LfU 2020). Besonders in geeigneten Gebieten für das Birkhuhn wurde bereits eine Überschneidung mit günstigen Bedingungen für SkifahrerInnen festgestellt (LfU 2020). Bereits im Jahr 2002 wurde eine umfassende Analyse zur Freizeit- und Erholung im Karwendelgebiet durchgeführt, um unter anderem eine Lenkung der BesucherInnen im Karwendelgebiet zu etablieren (Georgii und Elmauer 2002). Hier wurde festgestellt, dass Störungen an Balzplätzen, durch das Verlassen von Wegen oder dem Skitourismus, eine Auflösung der räumlich stabilen und individuenreichen Balzarenen von 10 bis 30 Hähnen mit rangabhängigen Zentren zur Folge hat. Daher muss bei der anschließenden geplanten Flächendifferenzierung und -priorisierung ein negativer Einfluss der Distanz zu lokalen Skigebieten bzw. Wegen berücksichtigt werden.

5 Ausblick

Das Birkhuhn ist ein Indikator für natürliche bis naturnahe Standorte entlang der Baumgrenze. Die Förderung und der Erhalt des Lebensraums bezieht sich also nicht nur auf das Birkhuhn, sondern auch auf andere wichtige Tierarten, die ebenfalls das Ökoton entlang der Baumgrenze nutzen und somit unter dem sogenannten Schirm des Birkhuhns stehen (Gossow 1988; Wöss et al. 2015). Das Ziel der vorliegenden grenzüberschreitenden Habitatmodellierung bestand darin, ergänzend zu bereits bestehenden Modellierungen das Lebensraumpotenzial für das Birkhuhn im gesamten Karwendelgebirge neu einzuschätzen und geeignete Flächen aufzuzeigen. So können im Anschluss geeignete Flächen hinsichtlich der geplanten Flächendifferenzierung und Flächenpriorisierung von BASCH näher betrachtet werden. Das finale Habitateignungsmodell soll dabei als Entscheidungshilfe dienen, lokale Schutzmaßnahmen für wichtige Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial für das Birkhuhn zu definieren, unter Berücksichtigung der Notwendigkeit für forstliche Eingriffe, wie z. B. Schutzwaldsanierungen. Unter Einbeziehung aller Stakeholder im Bereich der Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz können somit entsprechende Managementmaßnahmen, auch grenzüberschreitend, erarbeitet werden und eine Konfliktlösung gefördert werden.

Die Erarbeitung von Kenntnissen über die Habitatnutzung, Verbreitung und den Populationstrend erfordert eine Datenlage von Präsenzdaten, woraus eine realistische Einschätzung von Bestand und Trend abzuleiten ist. Doch die Erfassung des Birkhuhn-Vorkommens basiert bisher noch vorwiegend auf Zählungen während der Balzzeit, womit mit derselben und jährlich wiederholenden Methode Bestandesentwicklungen von Birkhühnern erfasst werden können (Lentner et al. 2018). Bei balzlastigen Präsenzdaten ist allerdings eine Unterschätzung des Bestandes möglich, da die Bestandesdichte des Birkhuhns im Frühling am niedrigsten ist (LfU 2020). Weiters kann die störungsempfindliche Reaktion von Birkhühnern durch den Menschen eine adäquate Erfassung des Bestandes im Untersuchungsgebiet erschweren. Aufgrund der Tatsache, dass synchrone Balzplatzzählungen unter witterungsabhängigen, zeitlichen und personellen Druck stehen, ist außerdem zu beachten, dass sich die Erfassung des Bestandes nur auf Teilpopulationen beschränkt (Lentner et al. 2018; LfU 2020). Daher sollten zusätzliche regelmäßige Erfassungen außerhalb der Balzzeit, unter Hinzunahme von indirekten Methoden (z. B. das Sammeln und die genetische Analyse von Losungsfunden) erfolgen. Dies würde über die Nutzung in offenen Waldstrukturen in Zeiten der Jungenaufzucht oder der Nahrungssuche im Winter mehr Aufschluss geben, da außerhalb von der Balzzeit genutzte Lebensräume erfasst werden.

Aufzunehmende Parameter sollten auch die Distanz zu Skigebieten beinhalten. Außerdem sollte der Aspekt der Präferenz von nördlich bis östlich exponierten Lagen im künftigen Monitoring und Management näher betrachtet werden. Um den Einfluss von Skigebieten im Karwendelgebiet auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Birkhuhns genauer zu eruieren, könnten in einem grenzüberschreitenden Monitoring Präsenz und Absenzdaten von Birkhühnern in stark frequentierten Gebieten aufgenommen werden. Bei einer systematischen Kartierung kann für eine anschließende Habitateignungsanalyse auch eine andere Methode, wie z. B. ein Verallgemeinertes Lineares Modell, (unter Verwendung von Präsenz- und Absenzdaten) zum Einsatz kommen. Dies würde eine genaue lokale Einschätzung des Einflusses der Freizeitnutzung (z. B. Ski- und Wandertourismus) auf die Habitateignung für das Birkhuhn ermöglichen.

Einerseits wird der Lebensraum des Birkhuhns durch den Einfluss des Menschen negativ beeinträchtigt, wie durch z.B. Skitourismus, Flurbereinigung, Moorentwässerung oder intensive Landschafterschließung. Andererseits können geeignete Lebensräume und Vegetationsstrukturen für das Birkhuhn gerade bedingt durch forstliche und almwirtschaftliche Gestaltung der Landschaft entstehen (Ruge und Glänzer 1980; Zeiler 2006). Es hat sich auch in der grenzüberschreitenden Habitatmodellierung gezeigt, dass besonders die Flächen, welche extensiv vom Menschen genutzt und gefördert werden, geeignet für das Birkhuhn waren. Dazu gehörten extensiv genutzte Grünlandflächen, aber auch Flächen, auf denen durch Kahlschläge geeignete lichte Bereiche für das Birkhuhn (zumindest zeitweise) entstehen können. Im Vergleich zu natürlichen Gras- und Heidelandschaften hatten diese Flächen mit extensiver Nutzung einen etwas größeren Einfluss auf die Habitateignung für das Birkhuhn im Karwendelgebirge. Auch im bayerischen Habitatmodell (LfU 2020) beeinflusst der *Almtyp „ständig beweidet“* und der *Anteil an Grasland* die Habitateignung positiv. Der bereits aus früheren Studien (LfU 2020; Oberwalder et al. 2014) bekannte positive Einfluss der naturverträglichen Almbewirtschaftung für die Habitateignung des Birkhuhns konnte somit bestätigt werden. Im tiroler Teil des Karwendelgebiets gibt es 101 Almen, welche angesichts der Raumverteilung die hohe prognostizierte Habitateignung im nordöstlichen Karwendel unterstreichen (Abb. 21). In Partnerschaft mit den Almen wurden bereits mit der Naturparkleitung Maßnahmen erarbeitet, die das vielfältige Mosaik an Lebensräumen und Standorten und somit auch die Arten- und Strukturvielfalt fördern sollen (Naturpark Karwendel 2020). Darunter fallen auch vom grenzüberschreitenden Modell als sehr gut bewertete Gebiete, wie z. B. die Lalidersalm, Hochalm oder Thaurer Alm.

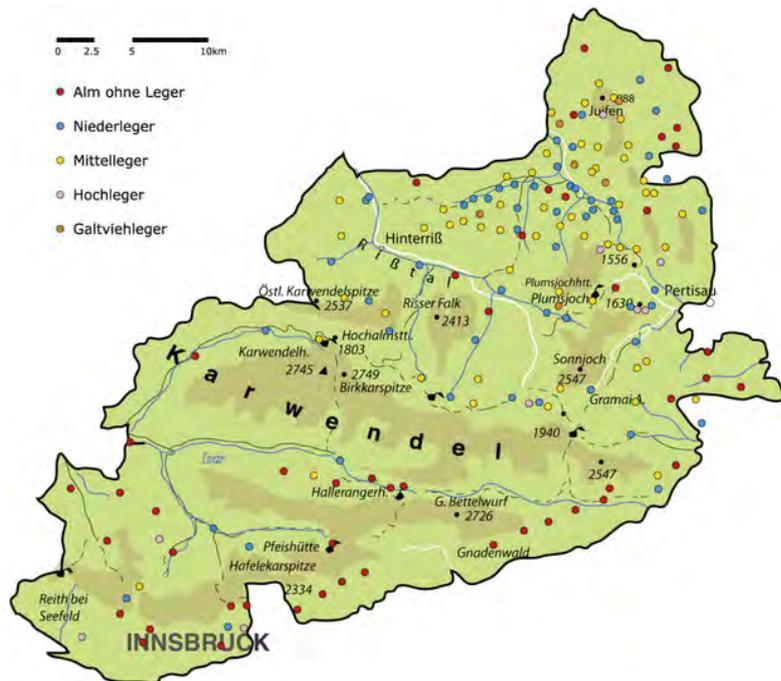


Abb. 19: Übersicht der 101 Almen im tiroler Karwendelgebiet (Kartenquelle: Naturpark Karwendel 2020). Die Almdichte ist im Nordosten am höchsten. Im Zuge der Modellierung konnte ein positiver Zusammenhang der Almdichte und der Habitataignung für das Birkhuhn festgestellt werden.

In Abstimmung mit dem wirtschaftlichen Gefüge der Alm werden Maßnahmen, wie etwa das Entsteinen oder Schwenden von Weideflächen, aber auch die Renaturierung und den Nutzungsverzicht von sensiblen Standorten, durchgesetzt (s. Abb. 22).

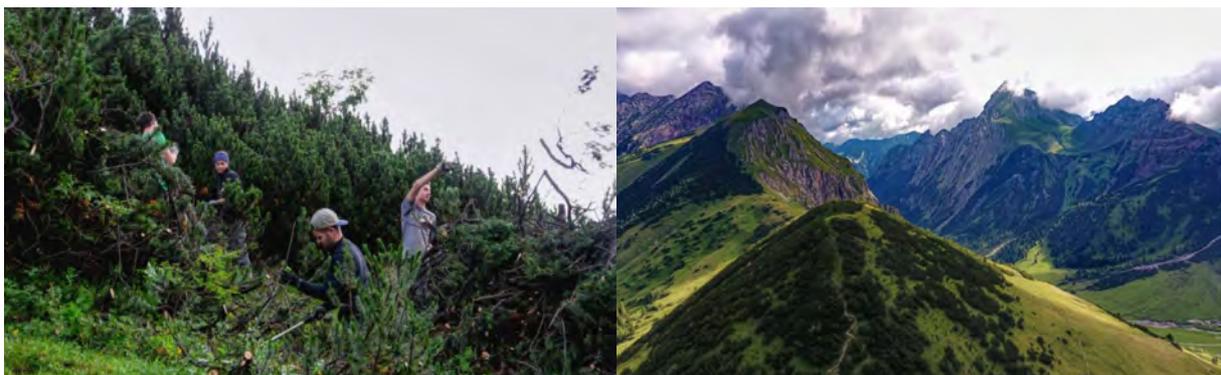


Abb. 20: Almpflege im Bereich der Lalidersalm (rechts) umfasste u. a. Maßnahmen wie die Entbuschung, -steinung oder das Schwenden von Heidelandschaften (links). So können Offenland geprägte Landschaften und ein Mosaik aus unterschiedlichen Lebensräumen gefördert werden (Fotos: Hermann Sonntag, Naturpark Karwendel 2020).

Widersprechende Schutzmaßnahmen angrenzender Länder können jedoch auch das eigentliche Ziel im Naturschutz behindern. So wird auf tiroler Seite das Birkhuhn immer noch bejagt, was vor allem anhand der hohen Anzahl an Individuen im Vergleich zu angrenzenden Ländern begründet wird. Nach Beobachtungsdaten von Zeiler (2008) konnte festgestellt werden, dass die Toleranz unbejagter Birkhühner gegenüber Menschen ganzjährig deutlich höher ist als bei bejagten Beständen. Der stabile Status des Birkhuhns in Tirol ist nicht nur wichtig bezüglich einer Quellpopulation für umliegende Subpopulationen, sondern auch eine Besonderheit für die BesucherInnen im Karwendelgebiet. So könnte das Birkhuhn, mit Hilfe der Lenkung von BesucherInnen und geführten Touren entlang von Wegen, als eine Attraktion im Karwendelgebiet auch eine Einnahmequelle darstellen. Die Einnahmen könnten dann wiederum von der Naturparkleitung verwendet werden, um Lebensraumverbesserungen durchzuführen.

Für die nachhaltige Entwicklung und Persistenz von Birkhuhnpopulationen im europäischen Raum ist der genetische Austausch und die Vernetzung von Lebensräumen überlebensnotwendig (Sittenthaler et al. 2018). Dabei kann die Verbreitung von Birkhühnern in den Bayerischen Alpen im Zusammenhang mit den angrenzenden österreichischen Gebieten als eine Metapopulation, also eine zusammenhängende Gruppe von Subpopulationen mit einem eingeschränkten Genaustausch, betrachtet werden (Zeiler 2008). Die Notwendigkeit besteht daher grenzüberschreitend zusammenzuarbeiten und sich besser auszutauschen, auch hinsichtlich hoch aufgelösten Geodaten wie etwa zum Waldtyp oder Zwergstrauchbedeckung. Entgegen der etablierten Aversion gegen eine Einmischung oder eine befürchtete Maßregelung von unterschiedlichen Parteien, soll darunter vor allem der längerfristige Wissensaustausch über den Birkhuhnbestand und dessen Lebensraum verstanden werden. Nur so können Populationsschwankungen, Lebensraumveränderungen oder Reaktionen auf Managementmaßnahmen in einem größeren Kontext und in einem längeren Zeitraum umfassend beleuchtet und aufgezeichnet werden.

6 Literatur

- Baldwin RA (2009) Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy* 11:854–866. doi: 10.3390/e11040854
- BirdLife International (2016) *Lyrurus tetrrix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679480A85944601. <http://www.iucnredlist.org/details/22679480/0>
Aufgerufen am 16.11.2020
- Boria RA, Olson LE, Goodman SM, Anderson RP (2014) Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecol Model* 275:73–77. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012
- Braunisch V, Patthey P, Arlettaz R (2011) Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecol Appl* 21:955–967. doi: 10.1890/09-2167.1
- Brotons L, Thuiller W, Araújo MB, Hirzel AH (2004) Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27:437–448. doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x
- Brown JL (2014) SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods Ecol Evol* 5:694–700. doi: 10.1111/2041-210X.12200
- Buck O, Büscher O (2018) Nomenclature and Mapping guideline. Production of Very High Resolution Land cover/Land use datasets: Natura 2000 Lot 3. EFTA GmbH. European Environment Agency (EEA). Copernicus Local Land Monitoring Service
- Decout S, Signer J (2010) Habitat distribution and connectivity for the black grouse (*Tetrao tetrrix*) in the alps. Workpackage 5: Corridors and Barriers. Econnect. Wien
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, et al (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x
- Duscher T, Nopp-Mayr U (2017) Species distribution modeling for the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Austria and first range predictions for alpine environments. *Arch Biol Sci* 69:637–647. doi: 10.2298/ABS161124009D
- Elith J, Graham CH (2009) Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32:66–77. doi: 10.1111/j.1600-0587.2008.05505.x
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, et al (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists: Statistical explanation of MaxEnt. *Divers Distrib* 17:43–57. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- European Environment Agency (2016) Corine Land Cover 2012. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/external/corine-land-cover-2012>. Aufgerufen am 24.11.2020
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 37:4302–4315. doi: 10.1002/joc.5086
- Fourcade Y, Engler JO, Rödder D, Secondi J (2014) Mapping Species Distributions with MaxEnt Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE* 9:e97122. doi: 10.1371/journal.pone.0097122

- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2010) Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge
- Geary M, Fielding AH, Marsden SJ (2013) Designing mosaic landscapes for Black Grouse *Tetrao tetrix* using multi-scaled models. *Ibis* 155:792–803. doi: 10.1111/ibi.12090
- Georgii B, Elmayer K (2002) Freizeit und Erholung im Karwendel - naturverträglich. Ein EU-Interreg II Projekt. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, München/Innsbruck
- Görlich D (2008) Habitatmodellierung europäischer Waldgesellschaften mittels Maximum-Entropie-Methode und Genetischem Programmieren. Diplomarbeit, Friedrich-Schiller Universität Jena
- Gossow H (1988) Auer- und Birkhuhn als "strategische Schlüsselarten" für einen Artenschutz via Biotopmanagement: Anmerkungen zu einem Forschungsprogramm. *Vogelschutz in Österreich. Mitteilungen von Birdlife Österreich*. 2: 57 - 62
- Grünschnachner-Berger V, Kunz F, Klinga P, Nopp-Mayr U (2018) Modellierung von Korridoren und Trittsteinen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix L.*) für die Steiermark. Endbericht für die Abt.13 (Umwelt und Raumordnung) des Amtes der steiermärkischen Landesregierung. Universität für Bodenkultur Wien
- Gu W, Swihart RK (2004) Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biol. Conserv.* 116: 195–203
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Halvorsen R (2013) A strict maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. *Sommerfeltia* 36:1–132. doi: 10.2478/v10208-011-0016-2
- Harris I, Jones PD, Osborn TJ, Lister DH (2014) Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *Int J Climatol* 34: 623-642. doi: 10.1002/joc.3711
- Heitz R, Binder F (2019) Alpenbock und Dreibeinbock. Naturnaher Schutzwald und Naturschutz - in den Alpen ein Widerspruch? *LWF Aktuell* 120: 28–31
- Höglund J, Larsson JK, Jansman HAH, Segelbacher G (2007) Genetic variability in European black grouse (*Tetrao tetrix*). *Conserv Genet* 8:239–243. doi: 10.1007/s10592-006-9158-1
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-457
- Immitzer M, Nopp-Mayr U, Zohmann M (2014) Effects of habitat quality and hiking trails on the occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix L.*) at the northern fringe of alpine distribution in Austria. *J Ornithol* 155:173–181. doi: 10.1007/s10336-013-0999-3
- Kramer-Schadt S, Niedballa J, Pilgrim JD, et al (2013) The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers Distrib* 19:1366–1379. doi: 10.1111/ddi.12096
- Landmann A (2013) Wildnisareal Tiroler Karwendelgebirge. Naturräumliche und naturkundliche Bedeutung und Besonderheiten. WWF Österreich
- Lecours V, Brown CJ, Devillers R, et al (2016) Comparing Selections of Environmental Variables for Ecological Studies: A Focus on Terrain Attributes. *PLoS ONE* 11(12): e0167128. doi: 10.1371/journal.pone.0167128

- Lencer (2016): Übersichtskarte des Karwendels. Hauptkarte: Pechristener Austria location map svg: NordNordWest, CC BY-SA 2.0.
https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Karwendel_map.png, Aufgerufen am 10.12.2020
- Lentner R (2012) Raufußhuhn-Monitoring in Tirol Referenzgebiet 1 - nördliche Kalkalpen (Brandenberg und Achenal -west). Abschlussbericht Monitoring 2011. Land Tirol, Abteilung Umweltschutz
- Lentner R, Lehne F (2015) Tiroler Brutvogelatlas Brutperiode 2014: Pilotphase -Bezirk Reutte und Teile der Bezirke Landeck, Imst, Innsbruck-Land und Lienz. Land Tirol, Abteilung Umweltschutz
- Lentner R, Lehne F (2016) Avifaunistische Grundlagenkartierung der Bezirke Imst, Landeck, Innsbruck-Stadt und Teilen von Innsbruck Land. Land Tirol, Abteilung Umweltschutz
- Lentner R, Lehne F (2017) Avifaunistische Grundlagenkartierung 2016: Bezirke Schwaz, Kufstein und Teilen von Innsbruck Land. Land Tirol, Abteilung Umweltschutz
- Lentner R, Masoner A, Lehne F (2018) Sind Zählungen an Balzplätzen von Auer- und Birkhühnern noch zeitgemäß? Ergebnisse aus dem Raufußhühner-Monitoring Tirol. *Ornithol Beob* 115:215–238
- LfU (2020) Status der Raufußhühner in den Bayerischen Alpen. Verbreitung, Arealveränderungen und Lebensraum sowie Vorschläge für das Monitoring. Unveröffentlichter Bericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).
- MacKenzie DK, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255
- Meile P (1982) Wintersportanlagen in alpinen Lebensräumen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). Innsbruck Österr. Komm.-Buchh.
- Merow C, Smith MJ, Silander JA (2013) A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36:1058–1069. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x
- Naturpark Karwendel (2020) Allgemeine Informationen zum NP Karwendel.
<https://www.karwendel.org>, Aufgerufen am 10.12.2020
- Nopp-Mayr U, Zohmann M, Kranabittl T, Grünsachner-Berger V (2016): Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 21. Universität für Bodenkultur Wien
- Oberwalder J, Pollheimer J, Strudl A, Ragger C (2014) Ornithologische Grundlagenerhebung im Natura 2000 und Vogelschutzgebiet Karwendel. CoopNatura, Revital, Österreichische Bundesforste AG
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Townsend Peterson A (2006) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J Biogeogr* 34:102–117. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x
- Peterson A, Soberón J, Pearson R, Anderson R, Martínéz-Meyer E, Nakamura N, Araújo M (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Monographs in Population Biology 49. Princeton University Press. doi: 10.1515/9781400840670
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Modell* 190:231–259. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

- Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, et al (2017) Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* 40:887–893. doi: 10.1111/ecog.03049
- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, et al (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol Appl* 19:181–197. doi: 10.1890/07-2153.1
- Phillips SJ, Dudík M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175
- Reichhart S, Adelman W (2020) Zwischen Licht und Schatten: Naturschutz versus Naturgefahrenabwehr am Beispiel des Karbonat-Trockenkiefernwaldes. *ANLiegen Natur* 42 (2)
- Reimann S, Kluth S, Lauterbach M (2019) Raufußhühner Begreifen, Bestimmen, Bewahren. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
- Ruge K, Glänzer U (1980) Das Schuhplattlerhuhn. Zur Biologie des Birkhuhns und seine Gefährdung. Kornwestheim. DBV-Verlag. Deutscher Bund für Vogelschutz
- Sachser F, Nopp-Mayr U, Zohmann M, et al (2017) Searching the right tie - Expert-based vs. statistical niche modeling for habitat management at the alpine treeline ecotone. *Ecol Eng* 100:107-119. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.12.009
- Schaumberger J, Schardt M, Guggenberger T, Gallaun H, Schaumberger A, Deutz A, Gressmann G, Gasteiner J (2006) GIS-gestützte Ermittlung der Veränderung des Lebensraumes alpiner Wildtierarten bei Anstieg der Waldgrenze aufgrund Klimaveränderung. Endbericht StartClim 2005. Universität für Bodenkultur Wien
- Scherzinger W (2015) Biotopsicherung für das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Bayerisch - Tschechischen Grenzraum (Schwerpunkt „Schnellenzipf“). Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern. Bayerischer Jagdverband e. V. 22:23-30
- Schweiger A-K, Nopp-Mayr U, Zohmann M (2012) Small-scale habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix* L.) and rock ptarmigan (*Lagopus muta helvetica Thienemann*) in the Austrian Alps. *Eur J Wildl Res* 58:35–45. doi: 10.1007/s10344-011-0537-7
- Segelbacher G, Storch I, Tomiuk J (2003) Genetic evidence of capercaillie *Tetrao urogallus* dispersal sources and sinks in the Alps. *Wildl Biol* 9:267–273. doi: 10.2981/wlb.2003.014
- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379–423, 623–656
- Sittenthaler M, Kunz F, Szymusik A, et al (2018) Fine-scale genetic structure in an eastern Alpine black grouse *Tetrao tetrix* metapopulation. *J Avian Biol* 49:jav-01681. doi: 10.1111/jav.01681
- Storch I (2007) Grouse: Status survey and conservation action plan 2006-2010. IUCN, Gland and World Pheasant Association. Fordingbridge
- Swets JA (1988) Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Sci New Ser* 240:1285–1293
- Tiroler Jägerverband (2020) Jagdzeiten in Tirol. <https://www.tjv.at/service/jagdzeiten>, Aufgerufen am 10.12.2020

- Unterberger S (2009) Strategien für eine nachhaltige Tourismusentwicklung im Alpenraum. Das Beispiel des grenzüberschreitenden Schutzgebietes Karwendel – eine Potentialanalyse. Diplomarbeit, Institut für Geographie der Universität Innsbruck
- Veloz SD (2009) Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *J Biogeogr* 36:2290–2299.
doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02174.x
- Viterbi R, Imperio S, Alpe D, et al (2015) Climatic control and population dynamics of black grouse (*Tetrao tetrix*) in the Western Italian Alps. *J Wildl Manag* 79:156–166.
doi: 10.1002/jwmg.810
- Warren DL, Seifert SN (2011) Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol Appl* 21:335–342.
doi: 10.1890/10-1171.1
- Watson A, Moss R (2010) Grouse. HarperCollins Publishers, London
- Wöss M, Nopp-Mayr U, Grünschnacker-berger V, Zeiler H (2008) Bauvorhaben in alpinen Birkhuhnlebensräumen - Leitlinie für Fachgutachten. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 16. Universität für Bodenkultur Wien
- Zeitler A (2006) Birkwild und Wintertourismus. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt München* 71: 125-136