Universität für Bodenkultur Wien

Provinzdeckende Habitatmodellierung als Entscheidungsgrundlage für das Auerhuhnmanagement (*Tetrao urogallus*) in Südtirol

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science
im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und Wildtiermanagement

Eingereicht von: Benjamin Kostner
Matrikelnummer: 01641018

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Erstbetreuerin: Assoc. Prof. Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Ursula Nopp-Mayr
Co-Betreuer: MSc., Florian Kunz

Wien, Mai 2021

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.

26.04.2021
Datum

_____
Unterschrift

Zusammenfassung

Die subalpine Höhenzone ist in Südtirol in erster Linie durch ausgedehnte Nadelwälder geprägt. Diese stellen einen der Biodiversität-Hotspots der Alpenregion dar. Das Auerhuhn ist hinsichtlich seiner kulturellen Verankerung in vielen Regionen ein prominenter Vertreter der alpinen Artengemeinschaft und gilt als Schirmart. Dies bedeutet, dass eine Förderung des Auerhuhn-Lebensraums eine Förderung der subalpinen Biodiversität mit sich bringen kann. Obwohl die globale Auerhuhnpopulation von der International Union for Conservation of Nature and Natural Resources IUCN als nicht gefährdet eingestuft wird, waren in den inselartigen Beständen Zentraleuropas in den letzten Jahrzehnten teilweise starke Populationsrückgänge zu verzeichnen. Auch in Südtirol wurde diese Tendenz beobachtet. Durch die enge Bindung an Strukturen und Elemente seines Lebensraums reagiert das Auerhuhn sehr empfindlich auf Veränderungen und Störungen dieses Habitats. Ungeeignete Waldstruktur, intensiver Tourismus und weitere ökologische Wechselbeziehungen wurden in mehreren Regionen Zentraleuropas als negative Treiber erhoben und scheinen auch in Südtirol eine Rolle zu spielen. Zur Förderung des Auerhuhns werden bereits seit einigen Jahren in Südtirol Habitatverbesserungsmaßnahmen mit positiven Resultaten durchgeführt. Ziel der vorliegenden Arbeit war die Modellierung des Habitatpotenzials für die gesamte Provinz Bozen - Südtirol. Dadurch soll eine Entscheidungsgrundlage für ein koordiniertes Habitatmanagement auf Provinzebene geschaffen werden, welche auf der Individuierung prioritärer Gebiete beruht.

Im Zuge der Modellierung wurden Vorkommensdaten von 2010 - 2018 mit Umweltparametern und anthropogenen Störfaktoren in Relation gesetzt. Bei der dafür benutzten Software handelte es sich um MaxEnt, das sich dem Konzept der maximalen Entropie bedient und auf maschinellem Lernen basiert. Eine Reihe von Modellen wurde mit quantitativen und qualitativen Evaluierungsmethoden auf ihre Repräsentanz geprüft. Das finale MaxEnt-Modell hebt vor allem subalpine Fichtenwälder und Lärchenwälder in Höhenlagen zwischen 1.500 und 2.000m ü.N.N. und 0 - 25° Neigung hervor, in denen sich auch eine ausgeprägte Heidelbeerdecke (25 - 50%) entwickeln kann. Der Einfluss von Straßen wurde bis zu einer Distanz < 300m als negativ bewertet.

Für eine mittelfristige Gültigkeit des Modells wurde auf hochvariable Parameter wie z.B. den Kronenschluss verzichtet. Das vorliegende Modell gibt somit das Habitatpotenzial und keine relative Habitateignung wieder. Habitateignung kann in prioritären Flächen vor allem durch auerhuhnfreundlichen Waldbau und gezielte Besucherlenkung gefördert werden.

Der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol kommt durch ihre zentrale Lage eine wichtige Rolle im Schutz und Förderung der alpinen Auerhuhn-Metapopulation zu.

Abstract

The capercaillie (*Tetrao urogallus*) is a prominent representative of the alpine biocenosis and classified as an umbrella species. Protection and improvement of its structure-rich habitat can therefore result in a broader positive effect for the subalpine biodiversity. In the last decades, negative population trends have been studied in various European regions where habitat loss and fragmentation were found to be amongst the main drivers. Negative population trends have also been observed in our study area of South Tyrol. Habitat fragmentation and loss due to unsuitable forest structure, increasing infrastructure and outdoor activities are likely to be drivers also in this region. In the last two decades habitat improvement has been one of the main tools for capercaillie conservation in South Tyrol. To provide a versatile tool for a province-wide capercaillie management the goal of this study was the elaboration of a species distribution model. MaxEnt has been chosen as modeling software. It´s based on presence-only data and uses the concepts of maximum entropy and machine learning for creating a model that relates presence data, environmental variables and anthropogenic factors. The final model shows a preference for sub-alpine spruce forests (Vaccinio-Piceetea) and larch forests (*Larix decidua*) between 1500 and 2000m a.s.l. with a bilberry cover (*Vaccinium myrtillus*) of 25 - 50% and slopes between 0° and 20°. A distance to nearby roads of <300m has a slight negative effect. To guarantee for a medium-term applicability, highly variable parameters like canopy cover have been excluded a priori. The model therefore projects habitat potential and not relative habitat suitability and is suggested as a tool for identifying priority areas in a province-wide habitat management. Due to its central location, the Province of South Tyrol plays an important role in the conservation of the alpine capercaillie metapopulation.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

1.1 Das Habitat des Auerhuhns – Lebensraumspezialist und Schirmart 2

1.2 Kenntnisse zur Auerhuhnpopulation in Südtirol 4

1.3 Projekthintergrund: Entwicklungsplan Auerhuhn – Haselhuhn Naturpark Trudner Horn 2020-2030 4

1.4 Lebensraum-Potenzialmodellierung 7

2 Material und Methoden 10

2.1 Das Untersuchungsgebiet 10

2.2 Datengrundlage 13

2.2.1 Abhängige Variablen 13

2.2.2 Unabhängige Variablen 14

2.3 Konfiguration von MaxEnt für den Modellierungsprozess 18

2.4 Modellevaluierung 19

2.4.1 Quantitative Evaluierungsmethoden 19

2.4.2 Qualitative Evaluierungsmethoden 21

3 Ergebnisse 22

3.1 Quantitative Evaluierung 24

3.2 Evaluierung anhand der Verbreitungskarte des Auerhuhns im Naturpark Trudner Horn 26

3.3 Vergleich mit Habitatmodell der Domänenwälder Südtirols 27

3.4 Abgleich mit Karten über das Provinzgebiet und Expert:innengespräche 33

4 Diskussion 36

4.1 Modellierung und Evaluierung 36

4.2 Ökologische Interpretation des MaxEnt-Modells 39

5 Aussichten 43

6 Conclusio 46

7 Literatur 47

1 Einleitung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus,* Linnaeus 1758*)* gehört zur Familie der Raufußhühner (Tetraonidae). Die globale Population des Auerhuhns wurde 2012 auf 3 - 5,5 Mio. adulte Individuen angesetzt und wird in der Liste Gefährdeter Arten der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) als „*least concern*" (nicht gefährdet) eingestuft (BirdLife International, 2016). Die großen Auerhuhnpopulationen in den zusammenhängenden Waldgebieten des borealen Nadelwaldgürtels Eurasiens stehen jedoch in starkem Kontrast zu den vergleichsmäßig kleinen und isolierten Auerhuhnpopulationen Zentraleuropas (Abb. 1; Coppes et al. 2015). Hier sind die Bestandstrends seit mehreren Jahrzehnten in vielen Regionen rückläufig. (Segelbacher et al. 2002; Jahren et al. 2016). Neben den naturhistorischen Gründen für die inselartigen Vorkommen des Auerhuhns als Eiszeitrelikt in Europa (Bajc et al., 2011; Klinga et al. 2015) spielen anthropogene Faktoren eine wesentliche Rolle. Fragmentierung der Landschaft durch Zersiedelung und Landwirtschaft (Segelbacher et al. 2002), intensive Bewirtschaftung der Wälder (Mikoláš et al. 2017) sowie Störungen durch Sport und Tourismus (Thiel et al. 2011; Coppes et al. 2017) wurden diesbezüglich als weit verbreitete negative Faktoren identifiziert. Aus EU-rechtlicher Sicht ist das Auerhuhn in den Anhängen I und II der Europäischen Vogelrichtlinie 2009/147/EG zu finden. EU-Mitgliedstaaten, in denen das Auerhuhn nur im Anhang I angeführt wird, verpflichten sich nach Artikel 5 zu einer ganzjährigen Schonung. Nach Artikel 4 verpflichten sie sich weiters dazu, „Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Lebensräume anzuwenden, um ihr Überleben und ihre Vermehrung in ihrem Verbreitungsgebiet sicherzustellen". Für das Auerhuhn hat dieser Ansatz ein besonderes Gewicht, da es aufgrund seiner engen Bindung an ein spezifisches Habitat zu den Lebensraumspezialisten gezählt werden kann. In den EU-Mitgliedstaaten, in denen das Auerhuhn auch im Anhang II angeführt ist, kann es nach Artikel 7 auch bejagt werden (Bsp. Österreich). In Südtirol wird das Auerhuhn seit 1994 in der roten Liste der gefährdeten Tierarten Südtirols als stark gefährdet eingestuft (Abt. für Landschaft- und Naturschutz Südtirol, 1994). Zur rechtlichen Verpflichtung nach geltendem EU-Recht fügt sich in Südtirol durch seine kulturhistorische Verankerung auch eine soziokulturelle Argumentationsebene hinsichtlich Schutz und Förderung des Auerhuhns und seines speziellen Lebensraums hinzu.

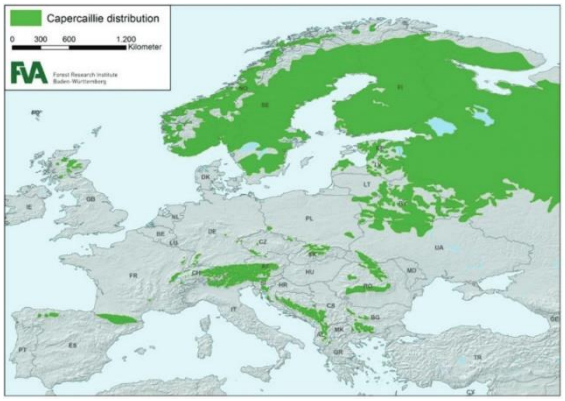


Abb.1: Aktuelle Verbreitung des Auerhuhns in Europa (Coppes et al. 2015)

1.1 Das Habitat des Auerhuhns – Lebensraumspezialist und Schirmart

Als Lebensraumspezialisten werden Arten bezeichnet, deren Verbreitung an die Präsenz bestimmter ökologischer Faktoren bzw. spezifische Elemente und Strukturen eines Ökosystems gebunden ist (Pandit et al. 2009). In seiner Life-History ist das Auerhuhn auf ein breites Spektrum an Lebensraumstrukturen und spezifischer Elemente in seinem Ökosystem angewiesen und stark an diese gebunden. Das Habitat des Auerhuhns wird in Zentraleuropa von den Nadelwäldern der hochmontanen bis subalpinen Stufe geprägt. Diese sind insbesondere in deren Klimaxstadien mit lichten, lückigen Altbeständen und einem Kronenschluss von 50 - 70% geeignet (Eiberle 1976; Gjerde 1991; Picozzi et al. 1992, Storch 1993a, 1993b; Bollmann et al. 2005; Zohmann et al. 2014). Verjüngungsinseln sowie eine ausgeprägte Bodenvegetation und vaccinienreiche Krautschicht (v.a. Heidelbeere, *Vaccinium myrtillus* und Preiselbeere, *Vaccinium vitis-idaea*; Broome et al. 2014) fungieren ebenfalls als Schlüsselfaktoren. Größere Stangenholzbestände und Dickungen werden hingegen hauptsächlich aus Gründen der Unwegsamkeit und fehlender Bodenvegetation gemieden (Graf et al. 2007; Broome et al. 2014). Abb. 2 stellt nach Scherzinger (1976) einige der typischen Elemente eines Auerhuhnhabitats dar.

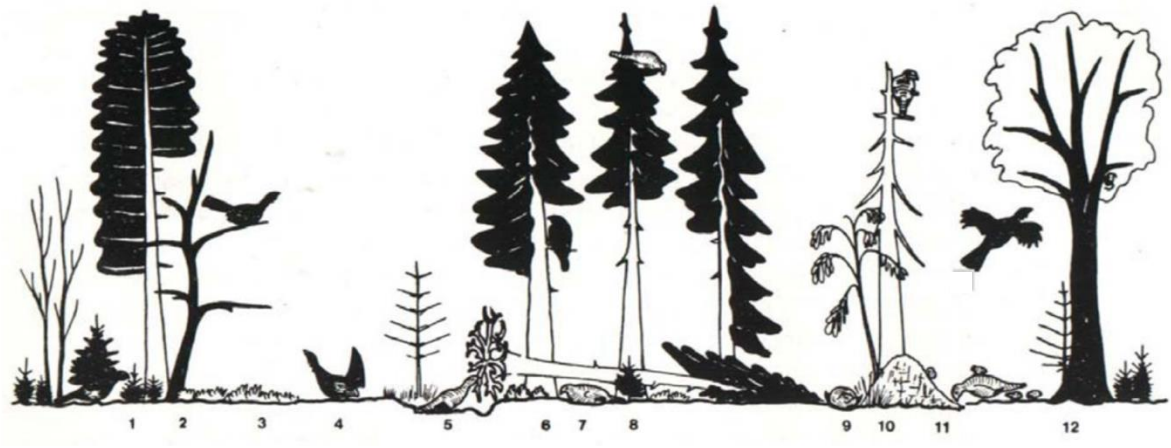


Abb. 2: Habitatelemente eines typischen Auerhuhnhabitats 1 = Jungfichte, Winternahrung des Hahnes; 2 = Balzbaum; 3 = Heidelbeeren als Nahrungsgrundlage und Deckung; 4 = Bodenbalzplatz; 5 = Wurzelteller als Huderpfanne und zur Aufnahme von Magensteinchen; 6 = gedeckter Schlafplatz unter Baumkrone; 7 = Brutplatz, geschützt durch Lagerholz; 8 = Fichtenwipfel, Winternahrung der Henne; 9 = Huderpfanne in feiner Streu; 10 = ungedeckter Schlafplatz auf Dürrling; 11 = Waldameisen-Kolonie als Beispiel einer Proteinquelle (Scherzinger 1976)

Der Auerhuhnlebensraum ist durch seine Vielfalt an, sich mosaikartig auf kleineren Räumen wiederholenden, Strukturen und Randzonen bzw. Ökotone für ein breites Spektrum an Pflanzen- sowie Tierarten attraktiv und fördernd (Suter et al. 2002; Pakkala et al. 2003; Mikoláš et al. 2015). So sind z.B. die vom Auerhuhn bevorzugten lichten, subalpinen Fichtenwälder im Klimaxstadium an vielen Standorten mit einem Aufkommen nährstoffreicher Heidelbeerdecken (Broome et al. 2014; Eldegard et al. 2018) verbunden. Diese stellen wiederum eine Nahrungsbasis für viele herbivore und frugivore Wirbeltiere und Wirbellose dar (Lõhmus et al. 2017) und sind daher folglich auch für deren Prädatoren attraktiv. Nach Simberloff (1998) beziehen die Anforderungen einer Schirmart an ihr Habitat die Anforderungen anderer Arten an deren Lebensraum mit ein, mit dem Unterschied, dass letztere weniger Raum beanspruchen. Das Jahresstreifgebiet adulter Auerhühner liegt je nach Geschlecht und Jahreszeit in qualitativ guten Lebensräumen zwischen 10 und 170ha (Gjerde et al. 1984; Wegge 1984; Larsen & Wegge 1984; Rolstad et al. 1988). Das Auerhuhn wird daher oft als Schirmart bezeichnet (Suter 2002; Pakkala et al. 2003; Kark, 2013). Suter (2002) testete das Schirmart-Konzept für das Auerhuhn in Bezug auf die subalpine Avifauna in den Schweizer Alpen (Kanton Schwyz). Qualitativer Auerhuhn-Lebensraum wurde von subalpinen und alpinen Vogelarten vermehrt aufgesucht und stellte generell eine höhere Individuenzahl zu den Vergleichsflächen (Abb. 3). In diesem Zusammenhang können unter anderem der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*), die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), der Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) sowie das Hasel- (*Bonasa bonasia*) und das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) genannt werden. Die Förderung des Auerhuhn-Lebensraums bedeutet somit eine Förderung der subalpinen Biodiversität.

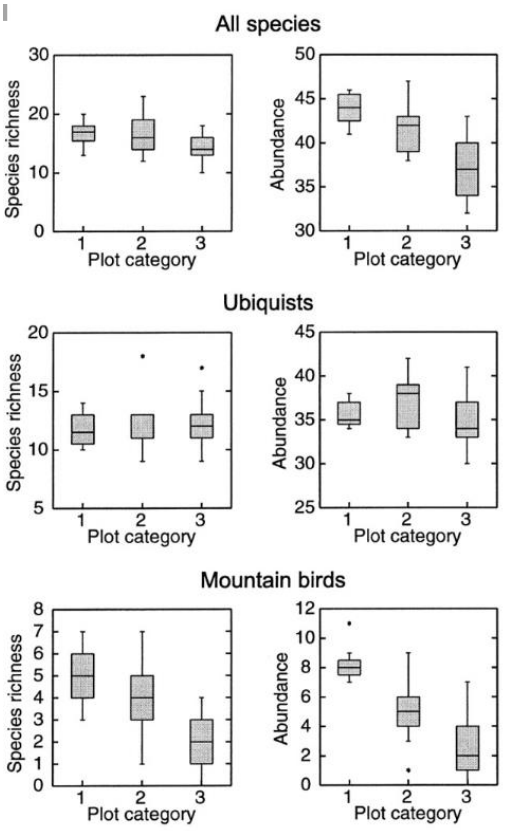


Abb. 3: In diesen Abbildungen aus Suter et al. (2002) werden Artenvielfalt („Species richness“) und Zahl an erhobenen Individuen („Abundance“) in Relation zu drei Kategorien gesetzt. Die Plot Kategorien 1,2 und 3 stehen in dieser Reihenfolge für „Auerhuhn-Kernhabitat“, „Auerhuhn-Vorkommen außerhalb Kernhabitat“ und „Auerhuhn-Absenz“. Es wurde zwischen mountain birds (Vögeln mit Beschränkung auf subalpine und alpine Habitate) und ubiquists (Habitat-Generalisten) unterschieden.

Ein Blick auf die angeführten Arten legt nahe, dass dies insbesondere auf Habitatspezialisten zutrifft, deren Lebensraum oft durch anthropogene Faktoren negativ beeinflusst oder beschränkt wird.

1.2 Kenntnisse zur Auerhuhnpopulation in Südtirol

Die Datenlage zum aktuellen Auerhuhn-Bestand in Südtirol ist heterogen und Vorkommens- bzw. Bestandsdaten sind nicht flächendeckend verfügbar. So bestehen unter anderem Kenntnislücken im Bezirk Meran sowie dem Vinschgau. Die internen Daten der Beobachtungsdatenbank des Naturkundemuseums Südtirol, sowie der interne Bericht des Amtes für Jagd und Fischerei der Provinz Bozen aus dem Jahr 2014 belegen einen allgemeinen Rückgang der Auerhuhnpopulation seit den 1970er Jahren. Im internen Bericht des Amtes für Jagd und Fischerei wird die geschätzte Frühlingspopulation auf ca. 1.000 – 1.200 Individuen angesetzt (Balzplatzzählungen). Das Verbreitungsgebiet wird auf 14.000 - 20.000 ha geschätzt. Aufgrund der Erhebungsmethodik könnten diese Daten jedoch relativ balzlastig sein. Eine Unterschätzung könnte sowohl hinsichtlich des Verbreitungsgebiets sowie der Frühlingspopulation gegeben sein. Dies wird auch im internen Bericht von 2014 unterstrichen. Eine aktuellere Erhebung des Amtes für Jagd und Fischerei aus dem Jahr 2019 setzt das Verbreitungsgebiet auf > 17.000 ha an. Über die Gründe des starken Rückgangs kann bisher meist nur spekuliert werden, da diesbezüglich keine systematisch erhobenen Daten bzw. Studien vorhanden sind. Es liegt jedoch nahe, dass die Gründe für den Rückgang in Südtirol denen anderer mitteleuropäischer Gebiete ähnlich sein könnten. Ungeeignete/r Waldstruktur/Waldbau (Picozzi et al. 1992; Finne et al. 2000; Bollmann et al. 2005), intensiver Tourismus (Thiel et al. 2011; Coppes et al. 2017) und weitere ökologische Wechselbeziehungen, wie z.B. Beutegreiferdruck oder Nahrungskonkurrenz durch hohe Rotwilddichten (Finne et al. 2000; Kämmerle et al. 2017) können sich langfristig negativ auf Auerhuhnpopulationen auswirken. Ein allgemeiner Rückgang des Auerhuhn-Lebensraums auf Provinzebene gilt als wahrscheinlich, war jedoch bisher noch nicht Gegenstand systematischer Studien.
Aufgrund der Sensibilität der Daten wird in der vorliegenden Arbeit auf Verbreitungskarten des Auerhuhns in Südtirol verzichtet.

1.3 Projekthintergrund: Entwicklungsplan Auerhuhn – Haselhuhn Naturpark Trudner Horn 2020-2030

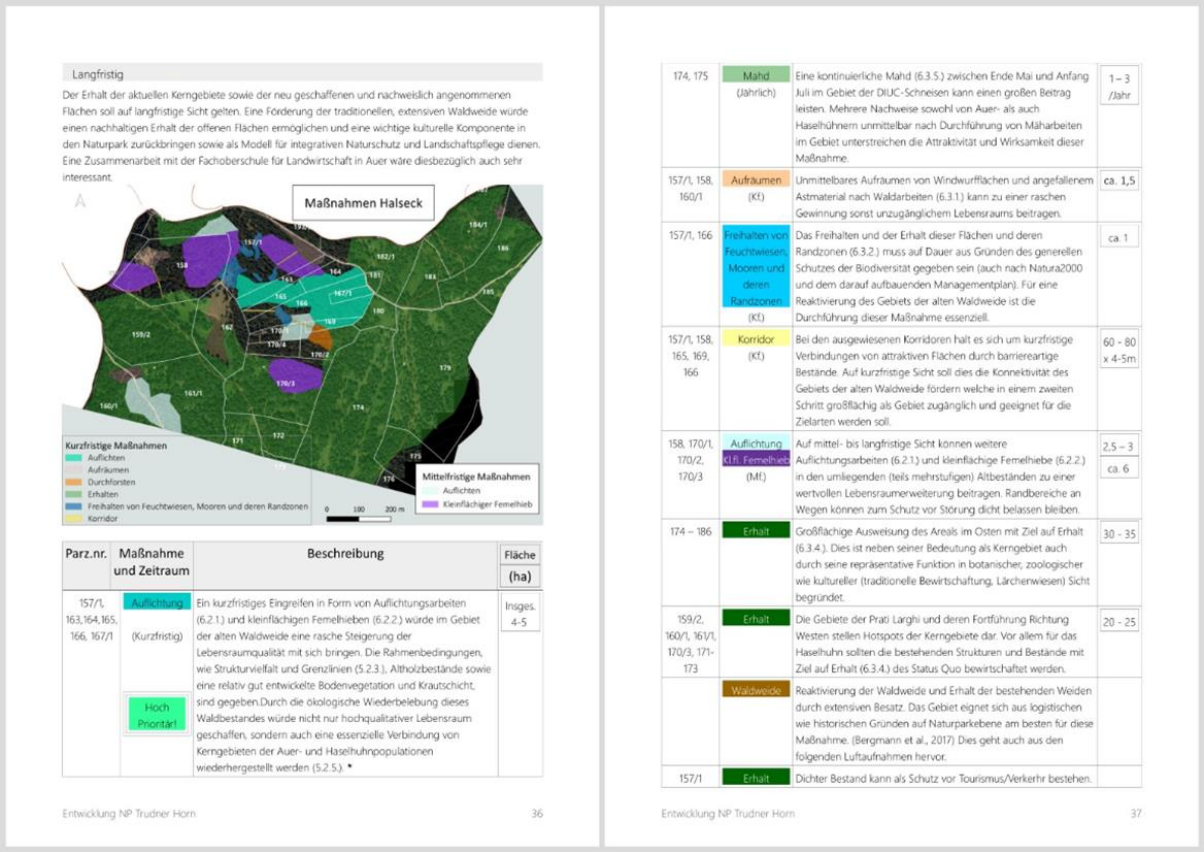
Um einem weiteren Populationsrückgang entgegenzuwirken, wird im Naturpark Trudner Horn seit ca. 15 Jahren mit Hilfe von Habitatverbesserungsmaßnahmen versucht, eine Förderung des Auerhuhn- und Haselhuhnbestands zu bewirken.
Für eine koordinierte Planung und Umsetzung von Habitatverbesserungsmaßnahmen wurde

2019 in Zusammenarbeit mit dem Forstinspektorat Bozen I und dem Amt für Natur ein Entwicklungsplan für die oben genannten Zielarten im Naturpark Trudner Horn erarbeitet. In erster Linie ging es darum, das Verbreitungsgebiet des Auerhuhns im Naturpark zu definieren und mögliche Habitatverbesserungsmaßnahmen für den Zeitraum 2020 - 2030 zu evaluieren und zu kartieren (Abb. 4). Häufig festgelegte Maßnahmen stellen unter anderem Arbeiten zur Auflichtung des Kronenschlusses auf einen maximalen Deckungsgrad von ca. 70% dar (Suchant 2002). In den Fokus genommen wurden beispielsweise alte Waldweiden, die zwischen den 1950er und 1980er-Jahren aufgelassen wurden und infolgedessen heute mit dichtem Stangenholz bestockt sind. Durch die Präsenz von lose verstreuten Altbaumbeständen bieten diese Flächen im Zuge von Auflichtungsarbeiten oder kleinflächigen Femelhieben gute Voraussetzungen zur Schaffung interessanter und auch kurzfristig verfügbarer Lebensraumstrukturen für das Auerhuhn (Bollmann et al. 2005 Graf et al. 2007; Broome et al. 2014; Zohmann et al. 2014; Zerbe et al. 2019).

Da ein großer Teil der Maßnahmen in wirtschaftlich genutzten Privatwäldern geplant sind, ist ihre Auslegung an waldbaulich gängige Praktiken angelehnt. Die einzelnen Maßnahmen sind in waldbauliche Routineeingriffe mit unmittelbarer Aussicht auf Profit und Eingriffe zum Zweck der Lebensraumgestaltung außerhalb standardisierter Eingriffe kategorisiert. Somit sollten zur Verhinderung von Interessenskonflikten die Spesen bei Routineeingriffen auch weitgehend vom Grundeigentümer getragen, während Eingriffe außerhalb waldbaulicher Praktiken von öffentlicher Hand unterstützt oder finanziert werden. Die Grundbesitzer:innen können hierbei fallweise auf Fördergelder des Umwelt- und Landschaftsschutzes sowohl auf Landes- sowie EU-Ebene zugreifen (Bsp. „Investitionen zur Stärkung der Widerstandsfähigkeit und des ökologischen Werts der Waldökosysteme“ – Untermaßnahme 8.5 Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum der Provinz Bozen CCI: 2014IT06RDRP002).

Der Entwicklungsplan Auerhuhn – Haselhuhn Naturpark Trudner Horn 2020-2030 liegt im Forstinspektorat Bozen 1, dem Amt für Natur, sowie den zuständigen Forststationen Neumarkt und Kaltenbrunn auf. Die detaillierte Ausführung, das Auszeigen der zu entnehmenden Bäume sowie Zeitmanagement und Koordinierung der im Entwicklungsplan erarbeiteten Maßnahmen unterliegen dem Forstinspektorat Bozen I bzw. den einzelnen Forststationen sowie dem Amt für Natur der Provinz Bozen.

Die Arbeit am Entwicklungsplan im Naturpark Trudner Horn gab den Anstoß für eine Vertiefung der Auerwildthematik auf Provinzebene. Die Grundlage eines nachhaltigen Managements beruht auf einer großflächigen Vernetzung kleinerer Teilpopulationen und deren Lebensräumen (Segelbacher et al. 2002). Vor allem in Bezug auf die inselartige Verteilung der alpinen Metapopulation (Segelbacher et al. 2002) kommt Südtirol durch seine zentrale Lage eine tragende Rolle zu.



Langfristig

Der Erhalt der aktuellen Kerngebiete sowie der neu geschafferen und nachweislich angenommenen Flächen soll auf langfristige Sicht gelten. Eine Förderung der traditionellen, extensiven Waldweide würde einen nachhaltigen Erhalt der offenen Flächen ermöglichen und eine wichtige kulturelle Komponente in den Naturpark zurückbringen sowie als Modell für integrativen Naturschutz und Landschaftspflege dienen. Eine Zusammenarbeit mit der Fachoberschule für Landwirtschaft in Auer wäre diesbezüglich auch sehr interessant.

Maßnahmen Halseck

Kurzfristige Maßnahmen
Auflichten
Aufräumen
Durchforsten
Erhalten
Freihalten von Feuchtwiesen, Mooren und deren Randzonen
Korridor

Mittelfristige Maßnahmen
Auflichten
Kleinflächiger Femelhieb

Parz.nr.	Maßnahme und Zeitraum	Beschreibung	Fläche (ha)
157/1, 163,164,165, 166, 167/1	Auflichtung (Kurzfristig) Hoch Priorität	Ein kurzfristiges Eingreifen in Form von Auflichtungsarbeiten (6.2.1.) und kleinflächigen Femelhieben (6.2.2.) würde im Gebiet der alten Waldweide eine rasche Steigerung der Lebensraumqualität mit sich bringen. Die Rahmenbedingungen, wie Strukturvielfalt und Grenzlinien (5.2.3.), Altholzbestände sowie eine relativ gut entwickelte Bodenvegetation und Krautschicht, sind gegeben.Durch die ökologische Wiederbelebung dieses Waldbestandes würde nicht nur hochqualitativer Lebensraum geschaffen, sondern auch eine essenzielle Verbindung von Kerngebieten der Auer- und Haselhuhnpopulationen wiederhergestellt werden (5.2.5.). *	Insges. 4-5

Entwicklung NP Trudner Horn 36

174, 175	Mahd (Jährlich)	Eine kontinuierliche Mahd (6.3.5.) zwischen Ende Mai und Anfang Juli im Gebiet der DIUC-Schneisen kann einen großen Beitrag leisten. Mehrere Nachweise sowohl von Auer- als auch Haselhühnern unmittelbar nach Durchführung von Mäharbeiten im Gebiet unterstreichen die Attraktivität und Wirksamkeit dieser Maßnahme.	1 – 3 /Jahr
157/1, 158, 160/1	Aufräumen (Kf.)	Unmittelbares Aufräumen von Windwurfflächen und angefallenem Astmaterial nach Waldarbeiten (6.3.1.) kann zu einer raschen Gewinnung sonst unzugänglichem Lebensraums beitragen.	ca. 1,5
157/1, 166	Freihalten von Feuchtwiesen, Mooren und deren Randzonen (Kf.)	Das Freihalten und der Erhalt dieser Flächen und deren Randzonen (6.3.2.) muss auf Dauer aus Gründen des generellen Schutzes der Biodiversität gegeben sein (auch nach Natura2000 und dem darauf aufbauenden Managementplan). Für eine Reaktivierung des Gebiets der alten Waldweide ist die Durchführung dieser Maßnahme essenziell.	ca. 1
157/1, 158, 165, 169, 166	Korridor (Kf.)	Bei den ausgewiesenen Korridoren halt es sich um kurzfristige Verbindungen von attraktiven Flächen durch barriereartige Bestände. Auf kurzfristige Sicht soll dies die Konnektivität des Gebiets der alten Waldweide fördern welche in einem zweiten Schritt großflächig als Gebiet zugänglich und geeignet für die Zielarten werden soll.	60 - 80 x 4-5m
158, 170/1, 170/2, 170/3	Auflichtung Kl.fl. Femelhiebe (Mf.)	Auf mittel- bis langfristige Sicht können weitere Auflichtungsarbeiten (6.2.1.) und kleinflächige Femelhiebe (6.2.2.) in den umliegenden (teils mehrstufigen) Altbeständen zu einer wertvollen Lebensraumerweiterung beitragen. Randbereiche an Wegen können zum Schutz vor Störung dicht belassen bleiben.	2,5 – 3 ca. 6
174 – 186	Erhalt	Großflächige Ausweisung des Areals im Osten mit Ziel auf Erhalt (6.3.4.). Dies ist neben seiner Bedeutung als Kerngebiet auch durch seine repräsentative Funktion in botanischer, zoologischer wie kultureller (traditionelle Bewirtschaftung, Lärchenwiesen) Sicht begründet.	30 - 35
159/2, 160/1, 161/1, 170/3, 171-173	Erhalt	Die Gebiete der Prati Larghi und deren Fortführung Richtung Westen stellen Hotspots der Kerngebiete dar. Vor allem für das Haselhuhn sollten die bestehenden Strukturen und Bestände mit Ziel auf Erhalt (6.3.4.) des Status Quo bewirtschaftet werden.	20 - 25
	Waldweide	Reaktivierung der Waldweide und Erhalt der bestehenden Weiden durch extensiven Besatz. Das Gebiet eignet sich aus logistischen wie historischen Gründen auf Naturparkebene am besten für diese Maßnahme. (Bergmann et al., 2017) Dies geht auch aus den folgenden Luftaufnahmen hervor.	
157/1	Erhalt	Dichter Bestand kann als Schutz vor Tourismus/Verkehr bestehen.	

Entwicklung NP Trudner Horn 37

Abb. 4: Auszug aus dem Entwicklungsplan Auerhuhn-Haselhuhn für den Naturpark Trudner Horn 2020-2030. Dargestellt ist eines von insgesamt 11 Teilgebieten des Naturparks und die darin evaluierten und nach Priorität geordneten Habitatverbesserungsmaßnahmen.

Der Erhalt von aktuell vom Auerhuhn genutztem Lebensraum, sowie die Förderung und Einbindung von Flächen mit Lebensraumpotenzial sollte somit auch auf Provinzebene innerhalb eines integralen und interdisziplinären Auerhuhnmanagements koordiniert durchgeführt werden. Da das Habitatpotenzial für das Auerhuhn in Südtirol in dieser Form bisher noch nicht erhoben wurde, bot es sich als aufschlussreicher Schritt für ein provinzweites Management an.

Ziel der vorliegenden Masterarbeit ist somit die Erstellung eines provinzweiten Lebensraum-Potenzialmodells für das Auerhuhn.

1.4 Lebensraum-Potenzialmodellierung

Grundprinzipen

Die Kenntnis der räumlichen Verteilung von Tier- und Pflanzenarten und deren Lebensräumen stellt einen fundamentalen Faktor im Wildtiermanagement und Naturschutz dar. Modelle zu Verbreitung von Arten (SDM – **s**pecies **d**istribution **m**odeling) haben sich diesbezüglich vor allem seit der Digitalisierung großer Datensätze vermehrt als konstruktive Hilfsmittel erwiesen (Bsp.: Franklin, 2009; Thorn et al. 2009; Bargain et al. 2017; Garrote et al. 2018; Ferigotti et al. 2019). Aufgrund dieser Daten und Erkenntnisse können prioritäre Gebiete identifiziert und entsprechende Maßnahmen durchgeführt werden.

SDMs beziehen sich auf die Identifikation der Nische einer Art. Als Nische wird dabei nach Hutchinson (1957) das System an Umweltparametern angesprochen, welche die Grundlage für ein positives Populationswachstum der Zielart stellt. Somit ist das Ziel eines SDMs, dokumentierte Vorkommen bzw. Abwesenheiten der Zielart mit einem möglichst repräsentativen Spektrum an artrelevanten Umweltparametern in Relation zu setzen und diese über das gesamte Untersuchungsgebiet zu projizieren. Besonders bei heimlich lebenden Arten wie dem Auerhuhn können hierbei jedoch Schwierigkeiten auftreten. Fehlerhafte Absenzen können bei Erhebungen schwer nachweisbarer Arten auftreten und den Modellierungsprozess verfälschen.

MaxEnt

In der vorliegenden Arbeit wurde der Modellierungsansatz der maximalen Entropie mit der Software MaxEnt (Version 3.4.1. Philipps et al. 2006) gewählt. Diese hat sich in der ökologischen Modellierung von Artenverteilungen sowie im Vergleich zu anderen Modellierungsansätzen als nützliches Werkzeug erwiesen (Hernandez et al. 2006). So wurde diese Modellierungsmethode seit 2010 vermehrt auch in Studien zum Auerhuhn in Europa angewandt (Braunisch et al. 2011; Moreno et al. 2011; Mikoláš et al. 2017).

Wie bei anderen SDM wird dabei die Beziehung zwischen dokumentierten Vorkommen der Zielart und umweltbezogenen (z.B. Waldtyp, Seehöhe) bzw. anthropogenen Faktoren (z.B. Straßen, Skigebiete) abgeschätzt (Franklin, 2009). Die projizierte Vorkommenswahrscheinlichkeit wird als Funktion der Relation der eingespeisten Vorkommenspunkte zu den einzelnen unabhängigen Variablen berechnet. Im Gegensatz zu anderen SDMs basiert MaxEnt hier auf dem Prinzip des maschinellen Lernens. Der dabei verwendete Algorithmus wird dahingehend so lange wiederholt, bis der maximale Informationsgehalt aus den eingespeisten Präsenz-Punkten „erlernt“ wurde (Phillips and Dudík, 2008). Die finale Funktion ist somit jene, welche am nächsten an der

Wahrscheinlichkeitsdichte der unabhängigen Variablen über das gesamte Untersuchungsgebiet, beschränkt durch die Durchschnittswerte der unabhängigen Variablen an den eingespeisten Präsenzpunkten, liegt (Elith et al. 2011). Das Prinzip der maximalen Entropie stellt gleichzeitig eine möglichst freie und ungeordnete Wahrscheinlichkeitsfunktion (WDF) dar, welche nur durch gewisse Parameter in bestimmten Wertebereichen beschränkt wird.

In Bezug auf heimlich lebende Arten wie dem Auerhuhn eignet sich MaxEnt besonders gut, da es mit „presence-only" - Daten arbeitet. Die Inklusion von Absenzen in Gebieten mit Vorkommen in Folge einer fehleranfälligen bzw. ungenauen Erhebungsmethode im Feld wird dadurch vermieden (Jiménez-Valverde, 2008). MaxEnt kann als Präsenz-Background-Methode bezeichnet werden (Guillera-Arroita et al. 2014). „Background"-Daten werden durch sogenannte „background points" gestellt. Diese werden am Anfang des Modellierungsprozesses zufällig über das Untersuchungsgebiet gestreut (Phillips et al. 2009). Aufgrund der Verteilung dieser Punkte wird eine WDF der unabhängigen Variablen im gesamten Untersuchungsgebiet gebildet. Diese wird mit einer zweiten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Präsenzpunkte abgeglichen (Elith et al. 2011). Die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion gibt dabei eine approximative Darstellung der Umweltparameter bzw. unabhängigen Variablen über das Untersuchungsgebiet wieder (Phillips et al. 2009). Über iteratives Einbinden von Beschränkungen, die auf den Werten der unabhängigen Variablen an den Präsenzpunkten basieren, wird die auf background-Punkten errechnete WDF des Untersuchungsgebietes, an jene der realen Daten angepasst. Somit wird eine Annäherung an die zielartbezogenen Umweltparameter geschaffen und projiziert.

Ein weiterer Vorteil der MaxEnt-Prozedur ist die Eigenschaft, auch mit kleinen, nicht systematisch erhobenen Stichproben arbeiten zu können (Liu et al. 2005; Jiménez-Valverde et al. 2007; Bean et al. 2012), was wiederum Studien heimlich lebender Arten zugutekommt.

Die Gewichtung der einzelnen Variablen bzw. deren relative Beiträge zum Modell werden im Laufe des maschinellen Lernprozesses von MaxEnt autonom definiert. Dadurch fällt auch ein entsprechender eventueller Bias durch die Modellierenden aus.

Am Ende des Modellierungsprozesses wird ein Output im ASCII-Format erstellt. Dieser teilt jeder Rasterzelle einen (cloglog*[1]) Wert zwischen 0 und 1 zu und zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit in sensu lato an. Diese steigt mit dem cloglog-Wert gegen 1.

Bei dem MaxEnt-Output handelt es sich weniger um eine Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit, sondern eher um eine Darstellung der relativen Lebensraumeignung. Die effektive Besetzung eines Lebensraums hängt von weiteren Faktoren ab, welche ökologische, räumliche oder zeitliche Beschränkungen hinzufügen können (Jiménez-Valverde, 2008).

Aufgrund eines Anspruchs auf mittelfristige Planbarkeit und Gültigkeit wurde auf die Einspeisung hochvariabler Umweltparameter wie z.B. Kronenschluss, Präsenz von Wurzeltellern, Astwerk, usw. (Reimoser et al. 2003) verzichtet.

Dahingehend projiziert das finale Modell Habitatpotenzial und keine relative Habitateignung. Während das Habitatpotenzial die theoretischen Grundvoraussetzungen für die Strukturen und Elemente eines Auerhuhnhabitats anzeigt, bezieht sich die Habitateignung auf das unmittelbare Vorhandensein dieser Strukturen und Elemente des Auerhuhnhabitats. Ausgehend vom Habitatpotenzial wirken sich zusätzliche Parameter positiv bzw. negativ auf eine effektive Habitateignung aus. Diese beziehen sich in Bezug auf das Auerhuhn vor allem auf die Waldstruktur (Graf et al. 2007; Broome et al. 2014; etc.), anthropogene Störfaktoren (Thiel et al. 2011; Coppes et al. 2017) und andere ökologische Wechselbeziehungen des (sub-)alpinen Ökosystems (Bsp. Beutegreifer – Finne et al. 2000; Kämmerle et al. 2017).

Mit dem bekannten Habitatpotenzial als Ausgangslage können gezielt Flächen auf diese weiteren Parameter geprüft und deren aktuelle Habitateignung evaluiert werden. Dabei kann ein gezieltes Habitat-Management einen signifikanten Teil dieser Parameter nachhaltig in Richtung effektiver Habitateignung steuern (z.B. Aktionsplan Auerhuhn – Schwarzwald nach Suchant R. und Braunisch V., 2008).

Vor allem aus praktischen Gründen des Habitatmanagements war es somit wichtig, eine grundlegende Kenntnis über das Habitatpotenzial des Auerhuhns in Südtirol zu modellieren.

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Geprägt von den Gebirgszügen der Zentralalpen bieten sich in Südtirol sehr gute Bedingungen für ausgedehnte Nadelwälder verschiedener Gesellschaften (Abb. 5). Die großflächige Deckung der für das Auerhuhn relevanten Wuchs- und Höhenzonen stellt in Kombination mit den eiszeitlich geformten Hochplateaus und sanften Kuppen gute Grundvoraussetzungen für ein ausgedehntes Vorkommen des Auerhuhns in Südtirol dar (Storch, 1993, Reimoser et al. 2003).

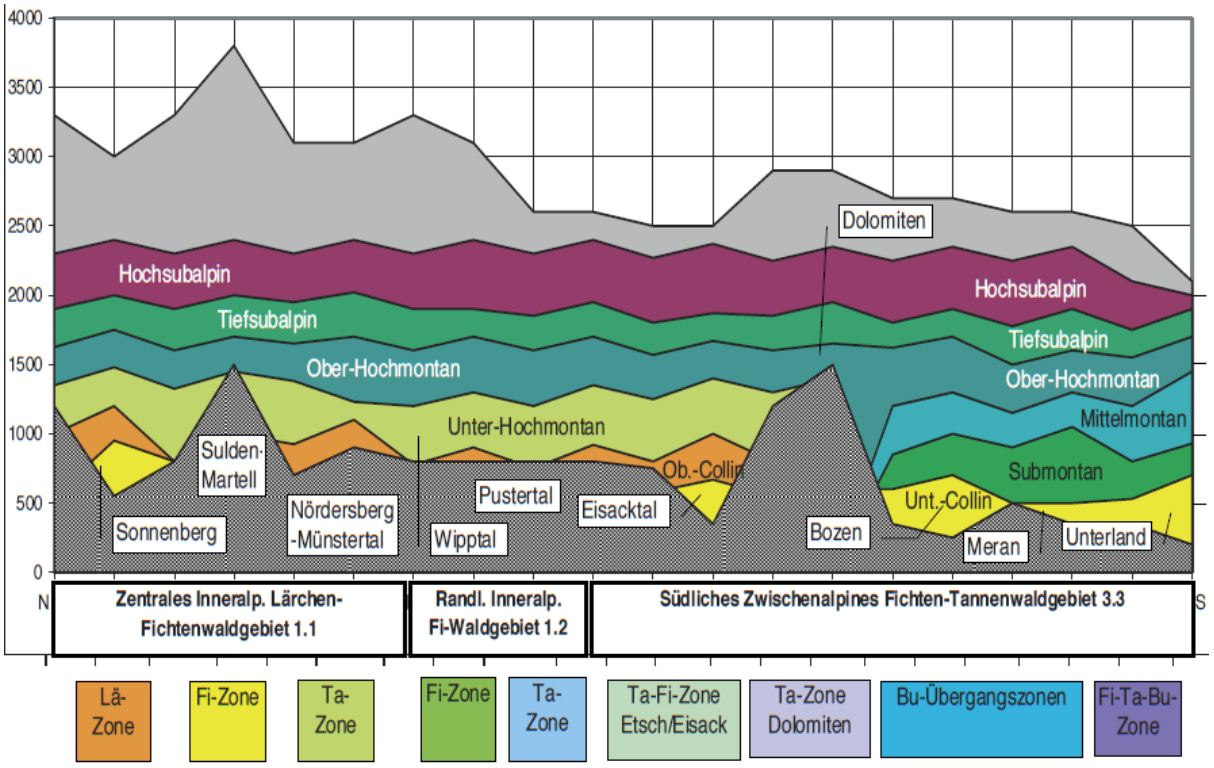


Abb. 5: Höhenstufenabfolge in den Wuchsgebieten und Wuchszonen Südtirols (Provinz Bozen - Südtirol, 2011c). Zu erkennen ist die dominante Rolle der Nadelhölzer und der auerhuhnrelevanten, subalpinen Höhenzone, welche sich fast flächendeckend über die gesamte Provinz verteilen.

Über 60% des Waldes in Südtirol sind im Privatbesitz, 40% der Waldparzellen sind kleiner als 2,5 ha (Abteilung Forstwirtschaft 32 – Provinz Bozen, 2020) (Abb. 6). Obwohl es sich (meistens) um unsichtbare Linien handelt, wirkt sich die unterschiedliche Bewirtschaftung

dieser Waldflächen auf die strukturelle Zusammensetzung des Südtiroler Waldes aus. Vor allem in den meist höher gelegenen und schwerer zugänglichen Grenzertragsflächen wurden traditionelle Bewirtschaftungsformen wie z.B. die Waldweide ab Mitte des 20. Jahrhunderts oftmals aufgegeben. Auch die Nutzung des Waldes als Holzlieferant ging mit dem Auflassen vieler Höfe verloren (Zerbe et al. 2019). Die Folge war vielerorts das Entstehen dichter Stangenholzbestände, daraus resultierender Verlust der Bodenvegetation (Lõhmus et al. 2017; Eckerter et al. 2019), sowie reduzierte Manövrierbarkeit für das Auerhuhn (Finne et al. 2000). Ein Vergleich zu den „Neuen Waldbesitzern" nach Hogl (2005) wirkt interessant und wäre auch in Südtirol aufschlussreich. Der Vergleich von Satellitenbildern aus den 50er, 60er und 80er Jahren des italienischen Militärs im Gebiet des Naturparks Trudner Horn mit modernen Orthofotos (siehe Anhang: Entwicklungsplan Naturpark Trudner Horn, Kap.3) sowie Gespräche mit Experten aus dem Forstsektor Südtirols und Ortskundigen geben diese Tendenz vielerorts wieder.

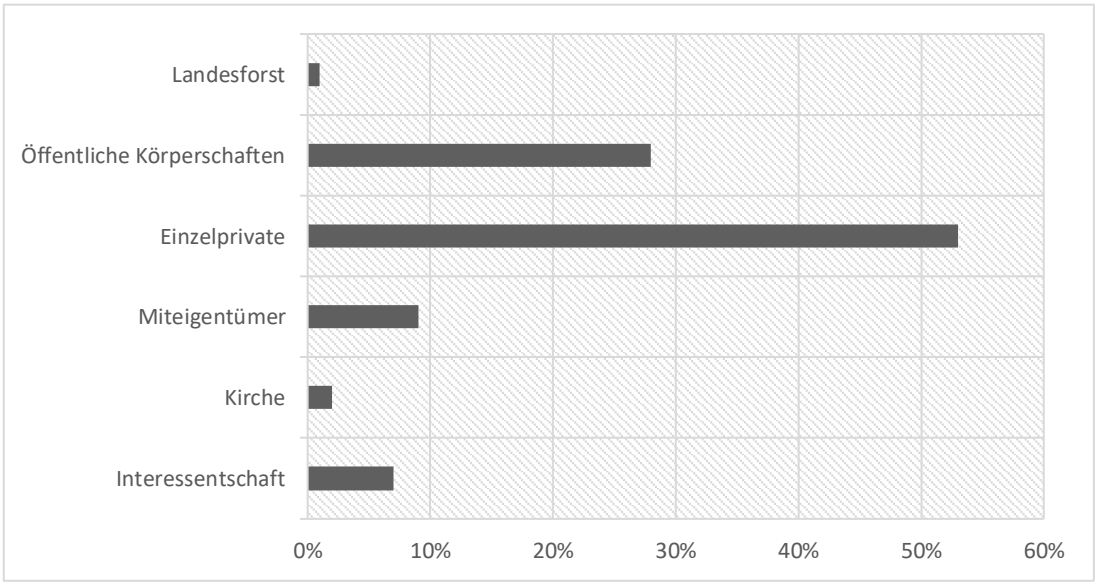


Abb. 6: Eigentumsverhältnisse des Waldes in Südtirol. Einzelprivate besitzen mit 53% gut die Hälfte des südtiroler Waldes Ein Großteil des Privatbesitzes kommt aus Besitzverhältnissen von weniger als 2.5ha. Öffentliche Körperschaften besitzen mit 28% gut ein Viertel. Die restlichen knapp 20% teilen sich Miteigentümer (9%), Interessentschaften (7%), Kirche (2%) und Landesforst (1%) (Autonome Provinz Bozen-Südtirol - Abteilung Forstwirtschaft, 2021).

Einen weiteren landschaftsprägenden Faktor stellt der Tourismus dar. Im Jahr 2019 verzeichnete Südtirol ca. 7 Mio. Nächtigungen (Landesinstitut für Statistik - Provinz Bozen-Südtirol, 2020). Wandertourismus in den warmen Monaten Mai bis September wechselt sich

mit Skitourismus im Winter ab, wodurch die subalpinen und alpinen Gebiete so gut wie ganzjährig diesem anthropogenen Störfaktor ausgesetzt sind. Eine graphische Veranschaulichung dieser Bewegungsströme kann mit Hilfe sogenannter Heatmaps erfolgen. Abb. 7 projiziert die Strava-Heatmap (Strava, 2021) über Südtirol und stellt die Bewegungsströme von (größtenteils) Sporttreibenden (Wanderer:innen, Läufer:innen, Rad- und Skifahrer:innen) dar (Paragleiter:innen fehlen). Diese Bewegungsströme werden mit Hilfe der hochgeladenen Tracks von Strava-Nutzer:innen erstellt und mittlerweile u.a. von Verkehrsplaner:innen verwendet (Ferster, 2021). Klar zu erkennen sind vor allem Skigebiete sowie die Infrastrukturen (Bsp. Abb. 7 - Rechtecke a) entlang der Haupttäler. Die hellblauen Linien, welche eine geringere, aber trotzdem konstante Frequentierung darstellen, ziehen sich wie Kapillare (oft repräsentiert durch Skitourengeher) so gut wie über das gesamte Provinzgebiet. Neben hochalpinen Zonen sind ein paar isolierte Seitentäler und Bergkämme sowie das zentral gelegene Sarntal (Abb. 7 - Rechteck b) touristisch, im Vergleich, noch relativ wenig erschlossen. Die Haupttäler Südtirols und Seitentäler sind, vor allem im östlichen Teil des Landes, touristisch stark erschlossen und intensiv besucht.

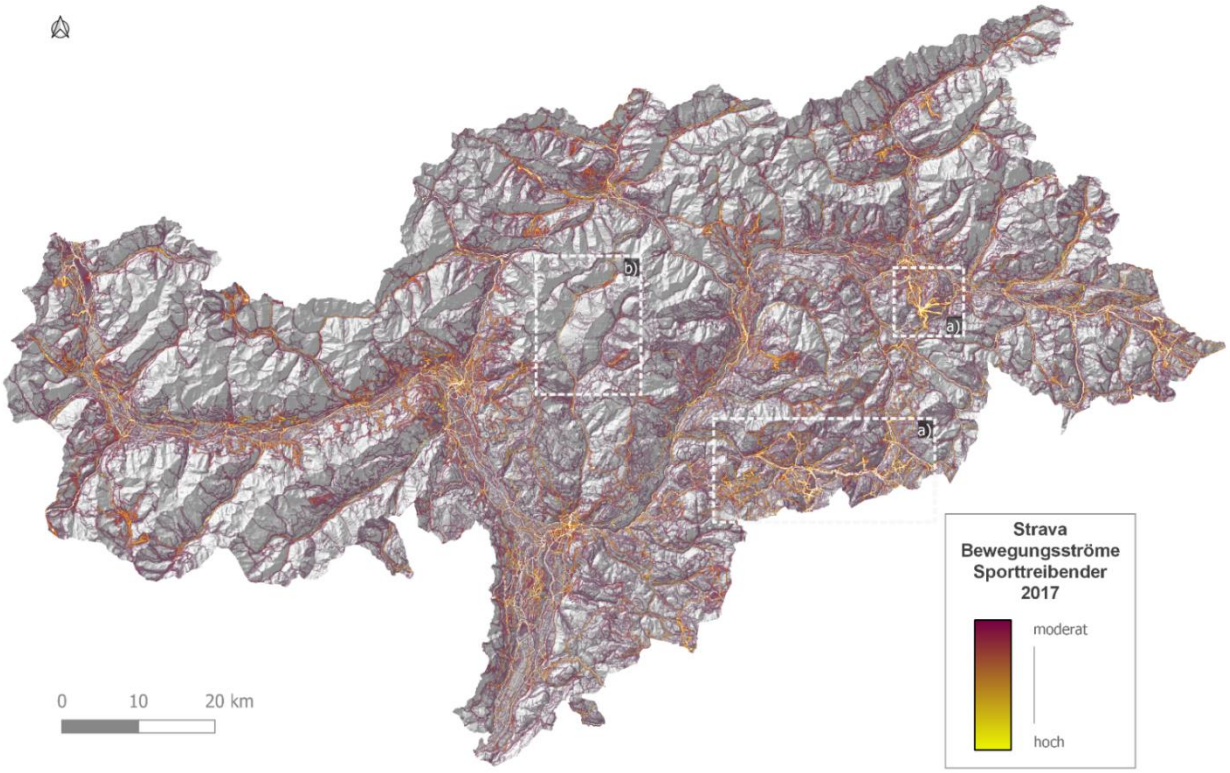


Abb. 7: Darstellung der Bewegungsströme Sporttreibender über das gesamte Jahr 2017 (Strava, 2021). Die Rechtecke a) geben die hohen Bewegungsströme in den am Kronplatz und im Seiser-Alm – Gröden – Gadertal wieder. b) zeigt ein relativ großflächiges, von hohen Bewegungsströmen beruhigtes, Gebiet im Sarntal wieder.

2.2 Datengrundlage

Die verwendete Datengrundlage zur Erstellung des MaxEnt-Habitatmodells kann in abhängige und unabhängige Variablen kategorisiert werden. Die abhängige Variable wird von den Präsenzpunkten des Auerhuhns in Südtirol gestellt. Die unabhängigen Variablen beschreiben den Lebensraum des Auerhuhns sowie darin auftretende anthropogene Störfaktoren.

2.2.1 Abhängige Variablen

Die Präsenzdaten stammen aus der Beleg- und Beobachtungsdatenbank (BDB) des Naturmuseums Südtirol. Hierbei handelt es sich um Zufallssichtungen von Jägern, Forstbeamten und Experten (vorwiegend aus der Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde Südtirol), welche vom Naturkundemuseum Bozen systematisch gepflegt und ggf. ergänzt wurden. Die Zeitspanne der Daten läuft von 1970 bis 2018 und beinhaltete ursprünglich 952 individuelle Nachweise, welche in die Kategorien „False“ (grobe Referenzpunkte), „True“ (punktgenau +/- 5m) und „True Delta“ (können um mehrere hundert Meter abweichen) aufgeteilt sind. Von diesen drei Kategorien wurden nur Punkte aus der Kategorie „True“ (+/- 5m) verwendet, um mit möglichst genauen sowie aktuellen Koordinaten arbeiten zu können. Die Anzahl der Vorkommenspunkte wurde dadurch auf 445 reduziert.
Damit das Modell die aktuelle Verbreitung des Auerhuhns in Südtirol widerspiegelt, wurden alle Präsenzdaten vor 2010 aus dem Datensatz exkludiert, was zu einer weiteren Reduktion der Präsenzpunkte 359 führte.
Da es sich bei den Präsenzdaten um Zufallsfunde handelt, ist ein Beobachter-Bias nicht auszuschließen. So könnten z.B. Personen mit fundierteren Kenntnissen zur Art sowie der Bereitschaft Sichtungen zu melden, manche Gebiete stärker besuchen als andere, oder schwerer zugängliche Gebiete aus logistischen Gründen unterrepräsentiert sein. Dadurch können im selben Untersuchungsgebiet eine Autokorrelation und Akkumulierung von Präsenzdaten sowie großflächig unterrepräsentierte Flächen auftreten (Kramer-Schadt et al. 2013).
Um diesem Effekt entgegenzuwirken und somit Überbewertung von lokalen Umweltparametern im Modellierungsprozess zu verhindern, wurden die Vorkommensdaten in zwei Schritten bearbeitet:

Reduktion der räumlichen Autokorrelation
Um eine Überbewertung einzelner Lebensräume durch Beobachterbias wie z.B. Mehrfachsichtungen auf engem Raum entgegenzuwirken, wurden Vorkommenspunkte

innerhalb eines Radius von 500m mit Hilfe des Tools „Spatially Rarefy Occurrence Data for SDMs (reduce spatial autocorrelation)“ der SDMtoolbox v.2.4 in ArcGIS v10.7.1 zufällig auf einen Punkt reduziert. Dies führte zu einer Reduktion der Vorkommenspunkte von 359 auf 39.

Kerndichteschätzung

Mit Hilfe des Tools „Gaussian Kernel Density of Sampling Localities“ der SDMtoolbox v.2.4 wurde ein Bias-Rasterlayer erzeugt. Präsenzdaten aus dem gesamten Gebiet werden hierbei abgeglichen und Präsenzpunkten mit mehr Nachbarpunkten ein höherer Wert zugeordnet als Punkten mit weniger Nachbarn. Je höher der Output-Wert desto höher der Sampling-Bias, wobei ein Output-Wert von 1 für eine Situation ohne Sampling-Bias steht. Am Ende wird ein Kerndichteschätzer (Gaussian Kernel Density) im Rasterformat erstellt, welcher die Untersuchungsintensität (in unserem Fall mit Radius 1.500m) widerspiegelt.

2.2.2 Unabhängige Variablen

Die Lebensraumeigenschaften und klimatischen Verhältnisse, auf die das Auerhuhn anspricht, sind gut bekannt (Eiberle 1976; Gjerde 1991; Picozzi et al. 1992, Storch 1993a, 1993b; Bollmann et al. 2005; Zohmann et al. 2014). Habitatmodelle für das Auerhuhn bestehen sowohl auf internationaler Ebene als auch für die Domänenwälder Südtirols (Reimoser et al. 2003; Braunisch et al. 2011, Moreno et al. 2011, Zohmann et al. 2014, Mikoláš et al. 2017). Um die Lebensraumansprüche des Auerhuhns im Sinne eines Lebensraumpotenzials abzubilden, wurden topographische und klimatische Variablen sowie Variablen der Landbedeckung verwendet (Tab.2).

Die Daten zu Waldtyp, Deckungsgrad der Heidelbeere, Verkehrsnetz und Skigebieten wurden vom Geokatalog der Provinz Bozen bezogen. Hierbei handelt es sich um ein öffentlich zugängiges Portal des Landes Südtirol, aus dem alle Daten ohne Beschränkungen heruntergeladen werden können (Autonome Provinz Bozen Südtirol, 2011). Das flächendeckende Geländemodell wurde auf Anfrage vom Ressort für Raumentwicklung, Landschaft und Denkmalpflege bereitgestellt. Klimadaten wurden vom Worldclim-Portal in einer Auflösung von ca. 1km² bezogen (Fick et al. 2017). Die Daten zu Landnutzung (CORINE) wurden vom Copernicus-Portal der EU bezogen (European Environment Agency, 2018). Die für den Modellierungsprozess gewählten Datensätze und Parameter mussten für MaxEnt in ein einheitliches Rasterformat übertragen bzw. umgewandelt werden, sowie in Ausdehnung und Orientierung der Rasterzellen deckungsgleich sein. Für die Größe der Rasterzellen wurden die für Rasterkartierungen zum Auerhuhn oft verwendeten 20x20m (Reimoser et al. 2003; Bollmann et al. 2005; Zohmann et al. 2014) festgelegt. Diese Auflösung stellt eine gute

Balance zwischen Inklusion der Lebensraumcharakteristika und -elemente des Auerhuhnhabitats und der heterogenen Strukturierung in Bezug auf das wesentlich ausgedehntere Jahreshabitat (Storch, 1997; Bollmann et al. 2011) dar. Zuletzt mussten die Rasterdaten für MaxEnt noch im ASCII-Format exportiert werden. Die Aufarbeitung und Vorbereitung dieser Daten für den Modellierungsprozess in MaxEnt wurde mit ArcGIS 10.7.1 im Koordinatensystem ETRS 1989 UTM Zone 32N durchgeführt.

Überprüfung der unabhängigen Variablen auf Kollinearität

Wenn miteinander korrelierende Variablen in ein Modell einbezogen werden, kann dieses dadurch verzerrt werden und deutlich an Repräsentativität einbüßen (Dormann et al. 2012). Um dem entgegenzuwirken, wurde mit Hilfe des ArcGIS Tools „Band Collection Statistics“ eine Korrelationsmatrix erstellt (Tab. 1). Hierbei wird jeweils das Verhältnis der Kovarianz zwischen zwei Layern durch das Produkt ihrer Standardabweichungen geteilt.

Ein Korrelationskoeffizient von |0.7| wurde als Schwellenwert für einen Ausschluss aus dem Modellierungsprozess gewählt. Ein Beispiel hierfür wären Klimavariablen, welche aufgrund des atmosphärischen Temperaturgradienten stark mit der Seehöhe korrelieren können (Lecours et al. 2016) und auch hier in Folge der Kollinearitätsanalyse aus dem Modell ausgeschlossen wurden. Das Höhenmodell wurde in diesem Modellierungsprozess als Superfaktor angesehen, der einen großen Informationsgehalt darstellt. Somit wurde bei eventuellen Korrelationen das Höhenmodell beibehalten, während die korrelierende Variable ausgeschlossen wurde.

Nach der Prüfung auf Kollinearität (Tab. 1) sowie der prozentuellen Beiträge im Zuge der einzelnen Modellierungen, in denen unabhängige Variablen mit einem Beitrag <2,5% ausgeschlossen wurden, blieben fünf Variablen im finalen Modell. Hierbei handelt es sich um den Waldtyp, die Hangneigung, den Deckungsgrad bzw. die Artmächtigkeit der Heidelbeere, die Seehöhe sowie die Distanz zu Straßen (Tab. 2).

Tab. 1: Kollinearitätsanalyse der unabhängigen Variablen. In Orange wird Kollinearität > |0.7| hervorgehoben.

	CORINE	HA	V.m.	V.v.	Bio16	Bio7	DGM	MjS	R	D.Ski	D.Str.	HN	WT
CORINE	1	-0.03	0.09	0.07	0.42	-0.44	0.59	-0.19	0.02	0.12	-0.07	0.04	0.13
Hangausrichtung (HA)		1	-0.02	-0.08	-0.1	0.04	-0.02	0.21	0.01	0.03	0.01	-0.02	-0.01
Heidelbeere (V.m.)			1	0.23	-0.07	0.2	-0.19	-0.07	0.03	-0.01	-0.05	0.06	0.61
Preiselbeere (V.v.)				1	-0.04	0.03	-0.06	-0.16	0.03	0.12	-0.06	0.06	0.3
Niederschlag nassestes Monat (BIO16)					1	-0.2	0.62	-0.16	0.03	0.21	-0.15	0.19	-0.1
Jährliches Temperaturregime (BIO7)						1	-0.78	0.03	-0.01	0.2	0.11	-0.22	0.23
Höhenmodell (DGM)							1	-0.06	0.03	-0.34	-0.17	0.3	-0.21
Mittlere jährl. Sonneneinstrahlung Wh/m² (MjS)								1	0.05	0.09	0.02	-0.37	-0.11
Rauigkeit ®									1	0.23	-0.01	0.02	0.02
Distanz Skianlagen (D.Ski)										1	0.32	-0.38	-0.33
Distanz Straßen (D.Str.)											1	0.01	-0.13
Hangneigung (HN)												1	0.15
Waldtyp (WT)													1

Tab. 2: Auflistung aller unabhängigen Variablen. Die im finalen Modell inkludierten Variablen sind grün hervorgehoben.

Variablen	Art	Datentyp	Quelle
Seehöhe (Digitales Geländemodell - DGM)	metrisch	Raster	Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Amt für Natur, Landschaft und Raumentwicklung, 2011a
Mittlere jährliche Sonneneinstrahlung Wh/m²	metrisch	Raster	EURAC, 2015
Exposition	kategorisch	Raster	Abgeleitet von DGM
Rauigkeit	metrisch	Raster	Abgeleitet von DGM
Hangneigung	metrisch	Raster	Abgeleitet von DGM
Waldtyp	kategorisch	Vektor	Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Amt für Forstplanung, 2011b
Artmächtigkeit: Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*)	kategorisch	Vektor	Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Amt für Viehzucht, 2010
Artmächtigkeit: Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*)	kategorisch	Vektor	
Distanz zu Skianlagen	metrisch	Raster	Abgeleitet von Infrastruktur-Layern Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Amt für Natur, Landschaft u. Raumentwicklung, 2015
Distanz zu Straßen	metrisch	Raster	Abgeleitet von Infrastruktur-Layern Autonome Provinz Bozen-Südtirol Amt für Natur, Landschaft u. Raumentwicklung, 2010
Corine-Landnutzungsdaten	kategorisch	Vektor	European Environment Agency, 2018
Niederschlag nassestes Monat	metrisch	Raster	Fick et al. 2017
Temperaturregime	metrisch	Raster	Fick et al. 2017

Im Folgenden wird auf die finalen Parameter, deren Erhebung und Ausarbeitung eingegangen:

Waldtypisierung

Die Waldtypisierung beschreibt die potenzielle Verbreitung der Waldtypen Südtirols. Hierfür wurde 2008 ein geökologisches Stratifizierungsmodell erstellt welches u.a Informationen zur Seehöhe, Geologie, Vegetation und Hemerobie einschließt (Autonome Provinz Bozen, 2010).

Mit der Waldtypisierung liegt ein Datensatz vor, welcher eine standörtliche und waldbauliche Charakterisierung der Waldtypen auf allen Hauptwaldstandorten ermöglicht.
Die Waldtypisierung stellt eine feste Entscheidungsgrundlage in der waldbaulichen Planung Südtirols dar. Für das Habitatmodell wurden die 14 in Südtirol vorkommenden Hauptwaldtypen herangezogen und mit Blick auf eventuelle Interpretationsmöglichkeiten anhand der Waldtypisierung Südtirols auch unverändert als solche in den Modellierungsprozess übernommen.

Verkehrsnetz

Das hier berücksichtigte Verkehrsnetz beinhaltet alle Staats-, Landes- und Gemeindestraßen sowie Eisen-, Seil- und Autobahnen. Forststraßen wurden bewusst aus diesem Layer entfernt, da eine Korrelation mit den Präsenzdaten aufgrund der höheren Beobachtungswahrscheinlichkeit nicht auszuschließen war. Die Nutzungsintensität unterschiedlicher Forststraßen ist ebenfalls sehr variabel und in dieser Form nicht repräsentativ.
Um den Einfluss der inkludierten Infrastrukturen darzustellen, wurde die Euklidische Distanz (*Spatial Analyst Tools* > *Distance* > *Euclidean Distance*) zu den Elementen berechnet und als Variable für die Habitatmodellierung verwendet.

Artmächtigkeit der Heidelbeere

Die Variable Artmächtigkeit der Heidelbeere bezieht sich auf das potenzielle Verbreitungsgebiet sowie den potenziellen Deckungsgrad der Heidelbeere. Die Daten für dieses Modell wurden vom Amt für Viehhaltung sowohl auf Grundlage der Waldinventur, der Waldtypisierung als auch mit Hilfe spezifischer Begehungen erhoben (Provinz Bozen-Südtirol, 2010). Die Artmächtigkeit wurde hierbei in vier Kategorien auf Provinzebene determiniert und beschreibt prozentuell die flächenmäßige Bodendeckung des Gebiets:

- **Zone 0** - Absenz Heidelbeere
- **Zone I** - Artmächtigkeit > 50%,
- **Zone II** - Artmächtigkeit 25-50%
- **Zone III** - Artmächtigkeit < 25%

Seehöhe, Hangausrichtung, Hangneigung, Rauigkeit

Das Geländemodell (ursprüngliche Auflösung Rasterzelle = 2,5m x 2,5m) stellt die Variable der Seehöhe im Modellierungsprozess (Provinz Bozen-Südtirol, 2011b). Dieses wurde vom Amt für Natur, Landschaft und Raumentwicklung zur Verfügung gestellt. Aus dem Geländemodell wurden weiters die Hangausrichtung, Hangneigung und Rauigkeit berechnet.

Von diesen verblieb nach verschiedenen statistischen Ausschlussverfahren nur die Variable Hangneigung im Modell. Für die Berechnung der Hangneigung wurde das „Surface Tool“ „Slope“ in ArcGIS 10.7.1 verwendet.

2.3 Konfiguration von MaxEnt für den Modellierungsprozess

Pro Modellierungsprozess wurden zehn Durchläufe erstellt. Diese wurden im Anschluss autonom von MaxEnt gemittelt, wodurch ein Durchschnittsmodell erzeugt wurde. Das Durchschnittsmodell wird in der vorliegenden Arbeit stets als Standard-Output angesehen und verwendet. Die maximal erlaubten Wiederholungen (Iterationen) des Algorithmus wurden von 500 auf 5.000 erhöht, um dem Prozess des maschinellen Lernens genügend Raum zu geben. Für den Modellierungsprozess wurden die ursprünglichen 10.000 Hintergrundpunkte („background points“) übernommen. Auf eine personalisierte Verteilung der Hintergrundpunkte wurde hinsichtlich der provinzweiten Verteilung der Präsenzpunkte verzichtet (Phillips and Dudík, 2008). Aufgrund der relativ niedrigen Stichprobe (n=39) an Präsenzpunkten wurde für den „replication run type“ „cross-validation“ gewählt. Cross-validation hat im Gegenteil zur „subsample“-Methode den Vorteil, alle Präsenzdaten im Modellierungsprozess als Trainingspunkte verwenden zu können. Hierbei werden die Präsenzpunkte in gleich große Gruppen (sog. „folds“) aufgeteilt. Pro Durchlauf wird anschließend je ein „fold“ ausgeschlossen und im Anschluss zur Evaluierung des jeweiligen Durchlaufs herangezogen. In Anlehnung an die Arbeitsschritte zur Verminderung der Überbewertung spezifischer Lebensräume wurde einer Überanpassung des Modells aufgrund zu starker Fokussierung auf die Präsenzpunkte durch die Erhöhung des „regularization multipliers“ von 1 auf 3 entgegengewirkt (Radosavljevic et al. 2014). Der “regularization multiplier” beeinflusst hierbei, wie angepasst bzw. präzise der Modell-Output ist. Ein Wert < 1 würde sich im Modellierungsprozess auf Kosten eines großflächig generalisierten Outputs zu stark auf die Parameter der eingespeisten Präsenzpunkte konzentrieren. Weiters wurde die Erstellung von Reaktionskurven der unabhängigen Variablen zum Modellierungsprozess („create response curves“) sowie die Jacknife-Evaluierung („Do Jacknife to measure variable importance“) aktiviert. Die Reaktionskurven der unabhängigen Variablen geben dabei Einsicht in die Beziehungen bzw. die relativen Beiträge der Variablen im Modellierungsprozess. Die Jacknife-Analyse wird folgend noch genauer erläutert. Für alle weiteren Einstellungen wurden die Grundeinstellungen von MaxEnt übernommen.

2.4 Modellevaluierung

Die Evaluierung der präliminären Modellierungen bis hin zum finalen Modell wurde sowohl mit quantitativen als auch qualitativen Methoden durchgeführt. Qualitative Gebietskenntnisse können bei der Evaluierung und Interpretation quantitativer SDMs oft einen wertvollen Beitrag leisten. Die statistischen Analysen wurden autonom von MaxEnt im Zuge des jeweiligen Modellierungsprozesses errechnet. Die qualitative Evaluierung wurden mit Hilfe von Abgleichen bestehender Karten und Modelle aber auch mittels Expert:innengesprächen durchgeführt.

2.4.1 Quantitative Evaluierungsmethoden

AUC-Wert

Der AUC-Wert (**A**rea **U**nder the receiver operating characteristic (ROC) **C**urve - Wert) stellt ein Maß für die diskriminatorische Kraft des Modells dar. Grundsätzlich beschreibt die ROC – Kurve die Relation zwischen der Proportion richtig vorhergesagter Präsenzpunkte und der Proportion falsch vorhergesagter Präsenzpunkte. Der AUC – Wert bezieht sich auf die Fläche unter dieser Kurve und liegt zwischen 0,5 (Zufallsverteilung) und 1 (Perfekte Vorhersage des Modells). Dahingehend kann der AUC – Wert als Indikator für die Wahrscheinlichkeit, dass ein Modell zwischen zufällig gewählten Präsenz- bzw. background-Punkten unterscheiden kann, gesehen werden. Ab einem Wert von 0,7 können Modelle als akzeptabel eingestuft werden, bei Werten von 0,9 kann von optimalen Modellen gesprochen werden (Peterson et al. 2011). Die einzelnen Modelle wurden anhand ihrer AUC-Werte verglichen.
Modelle mit Werten unter 0,8 wurden vom weiteren Evaluierungsprozess ausgeschlossen.

Analyse des relativen Beitrags der einzelnen Variablen

Ein interessanter und entscheidender Faktor in SDMs ist die Gewichtung der einzelnen Variablen im Modellierungsprozess. Für jede unabhängige Variable gibt MaxEnt deren relativen prozentuellen Beitrag zur Erstellung des Modelles aus. Dafür wird in jeder der max. 5.000 Iterationen des Trainingsalgorithmus eine Zu- oder Abnahme des “regularized gain” geprüft und zum Modellierungsbeitrag der Variable entweder addiert oder subtrahiert. Der „regularized gain“ ist eng mit der Devianz verwandt und ein Indikator dafür, wie eng das Modell um Präsenzpunkte konzentriert ist. Je höher der „gain“, desto höher ist die vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit im Vergleich zu zufälligen „background“ Pixeln (Philipps, 2010). Bei einem Beitrag von <2,5 % wurden Prädiktorvariablen aus dem weiteren Modellierungslauf ausgeschlossen.

Jacknife-Methode

Um eine weitere Einsicht in die relativen Beiträge der unabhängigen Variablen im Modellierungsprozesses zu bekommen, wurde die Jacknife-Methode angewandt.

Mehrere zusätzliche Modellierungsdurchläufe werden hierfür durchgeführt. Pro Durchlauf wird je eine unabhängige Variable aus dem Modell genommen, und ein Modell mit den verbliebenen unabhängigen Variablen erstellt. Weiters finden Durchläufe statt, in denen die unabhängigen Variablen jeweils isoliert eingespeist werden. Ein letzter Durchlauf beinhaltet noch einmal alle unabhängigen Variablen wie im standardisierten Modellierungsprozess. Am Ende dieses Prozesses werden drei Plots erstellt. Dabei wird die Jacknife-Methode jeweils auf die Werte des „regularized training gain" (arbeitet mit Trainingsdaten) des „test gain" (arbeitet mit Testdaten) und den AUC – Wert angewandt. Die einzelnen Plots sowie deren Vergleich geben Einsicht in den erklärenden Charakter der einzelnen Variablen zum Modelloutput und in welcher Relation sie zu den anderen Variablen im Modellierungsprozess stehen bzw. wie viel erklärenden Charakter sie im Modell einnehmen, der durch die anderen unabhängigen Variablen nicht gegeben ist (Philipps, 2010).

Unabhängige Variablen, deren Ausschluss im Jacknife-Verfahren einen höheren AUC – Wert des Modells mit sich brachte, wurden ausgeschlossen.

Graphische Darstellung des Modells

Um einen Schwellenwert zu erheben, ab dem ein signifikantes Habitatpotenzial gegeben ist, stellt MaxEnt mehrere Schwellenwerte in der Zusammenfassung eines jeden Modelldurchlaufs zur Verfügung. Für das vorliegende Modell wurde der Schwellenwert des Parameters „*maximum training sensitivity plus specificity*" gewählt. Dieser Schwellenwert korrigiert durch Abwägung von Sensitivität und Spezifität auf eventuelle fehlerhafte Präsenz- (sensitivity) oder Absenz-Vorhersagen (specificity). Für die Interpretation dieses Schwellenwerts gilt ein ähnlicher Diskurs wie bei der Interpretation der ROC-Kurve. Durch das Fehlen von Absenz-Daten ist die Interpretation der Sensitivität und Spezifität in Bezug auf das Verhältnis höher gewerteter zufälliger Präsenzpunkte im Vergleich zu zufällig gewählten „background points" zu sehen. Auch in anderen MaxEnt-Modellierungen zeigte sich der Schwellenwert der „*maximum training sensitivity plus specificity*" als aussagekräftig, insbesondere auch bei kleinen Stichprobenumfängen (Liu et al. 2005; Jiménez-Valverde et al. 2007; Bean et al. 2012). Bei einem finalen Modell-Output, der auf einem Durchschnittswert mehrerer Durchläufe basiert, muss auch der gewählte Schwellenwert als Durchschnittswert der einzelnen Durchläufe errechnet werden.

2.4.2 Qualitative Evaluierungsmethoden

Vergleich mit den Karten aus dem Naturpark Trudner Horn

Nach Einsicht der statistischen Selbstevaluierung wurden die Modelle stets einer ersten visuellen Analyse anhand der Karten zur Verbreitung des Auerhuhns und seines potenziellen Lebensraums im Gebiet unterzogen. Infolge der Kartierungen zur Erstellung des Entwicklungsplans Auerhuhn-Haselhuhn 2020-2030 konnte auf eine detaillierte Kenntnis des Gebiets zurückgegriffen werden. Der Naturpark Trudner Horn eignete sich somit als geeignetes Gebiet für eine erste visuelle Plausibilitätsprüfung der Modelloutputs.

Abgleich mit HSI-Modell der Domänenwälder Südtirols nach Reimoser et al. (2003)

Reimoser et al. (2003) erstellten in Zusammenarbeit mit dem Amt für Forstplanung unter anderem mit Hilfe der Waldbehandlungspläne (WBP) für die Domänenwälder Südtirols ein Habitatmodell nach dem HSI-Prinzip (habitat suitability index). Die HSI-Bewertungen der fünf Untersuchungsgebiete dieser Studie (Villnöss, Klausen, Latemar, Freienfeld und Passeier) wurden mit verschiedenen MaxEnt-Outputs verglichen. Dies half als Orientierung während des Modellierungsprozesses und ermöglichte wichtige Treiber und Interpretationsmöglichkeiten bzw. Schwierigkeiten des MaxEnt-Ansatzes in dieser Arbeit zu identifizieren.

Im Ergebnis-Teil werden die einzelnen Teilgebiete mit dem finalen MaxEnt-Modell verglichen und kurz analysiert.

Abgleich mit Verbreitungskarten für die gesamte Provinz aus 2014 und 2019

Die internen Dokumente zum Auerhuhnvorkommen des Amtes für Jagd und Fischerei der Provinz Bozen-Südtirol (2014, 2019) wurden als Referenz zur aktuellen Ausbreitung des Auerhuhns bei der visuellen Überprüfung der statistisch signifikanten Modelle (AUC > 0,8; Peterson et al. 2011) verwendet. Die optische Analyse wurde in drei Kategorien durchgeführt:

- Gebiet mit Habitatpotenzial mit aktuellem Auerhuhnvorkommen
- Gebiet mit Habitatpotenzial ohne aktuelle Auerhuhnvorkommen
- Gebiet mit Auerhuhnvorkommen ohne Habitatpotenzial nach MaxEnt-Modell

Im Ergebnis-Teil wird eine Karte zur Provinz Südtirol abgebildet und darin die eben beschriebene Analyse zum finalen MaxEnt-Modell graphisch vorgelegt und diskutiert.

Einen weiteren wichtigen Beitrag bei der Evaluierung des Modells auf provinzebene stellten 15 Expert:innengespräche mit lokalen Auerhuhnexpert:innen, Wildökolog:innen, Jagdaufseher und Jägern zusammen, welche die Situation ihrer lokalen Populationen oft seit

Jahrzehnten verfolgen. Gegenstand der Gespräche waren aktuelle Auerhuhnvorkommen in den jeweiligen Gebieten sowie aktuelle und historische Habitateignung. Auch die möglichen Treiber für eventuelle Populationsfluktuationen wurden im Laufe der Gespräche vielfach diskutiert.

3 Ergebnisse

Abb. 8 gibt den rohen Output des finalen MaxEnt-Modells wieder. In dieser Karte wird die gesamte cloglog-Skala (0 bis 1) über Südtirol projiziert.

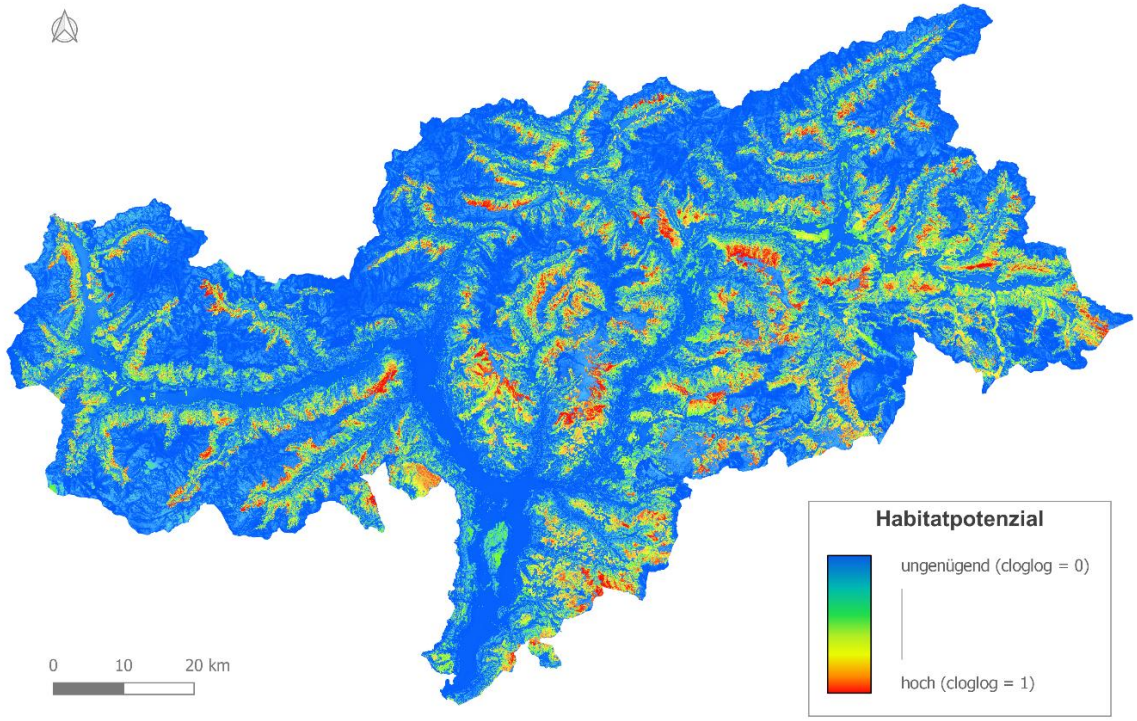


Abb.8: Roher Output des finalen Modells mit kompletter cloglog-Skala von 0 bis 1.

Abb. 9 hingegen projiziert eine abgeleitete bzw. interpretierte Version des Modell-Outputs, bei welcher die Farbskala erst ab einem cloglog-Wert von 0,6 greift und sich einem cloglog-Wert von 1 nähert. Nur Gebiete ab einem moderaten Eignungsgrad werden in dieser Karte dargestellt. Der Schwellenwert cloglog = 0,6 ergab sich aus dem Durchschnittswert der zehn Durchläufe für den Parameter „*maximum training sensitivity plus specificity*“ (durchschn. cloglog = 0,63; one-sided p-value = 0,047) und wurde für eine großzügigere Interpretation auf einen Wert von 0,6 abgerundet.

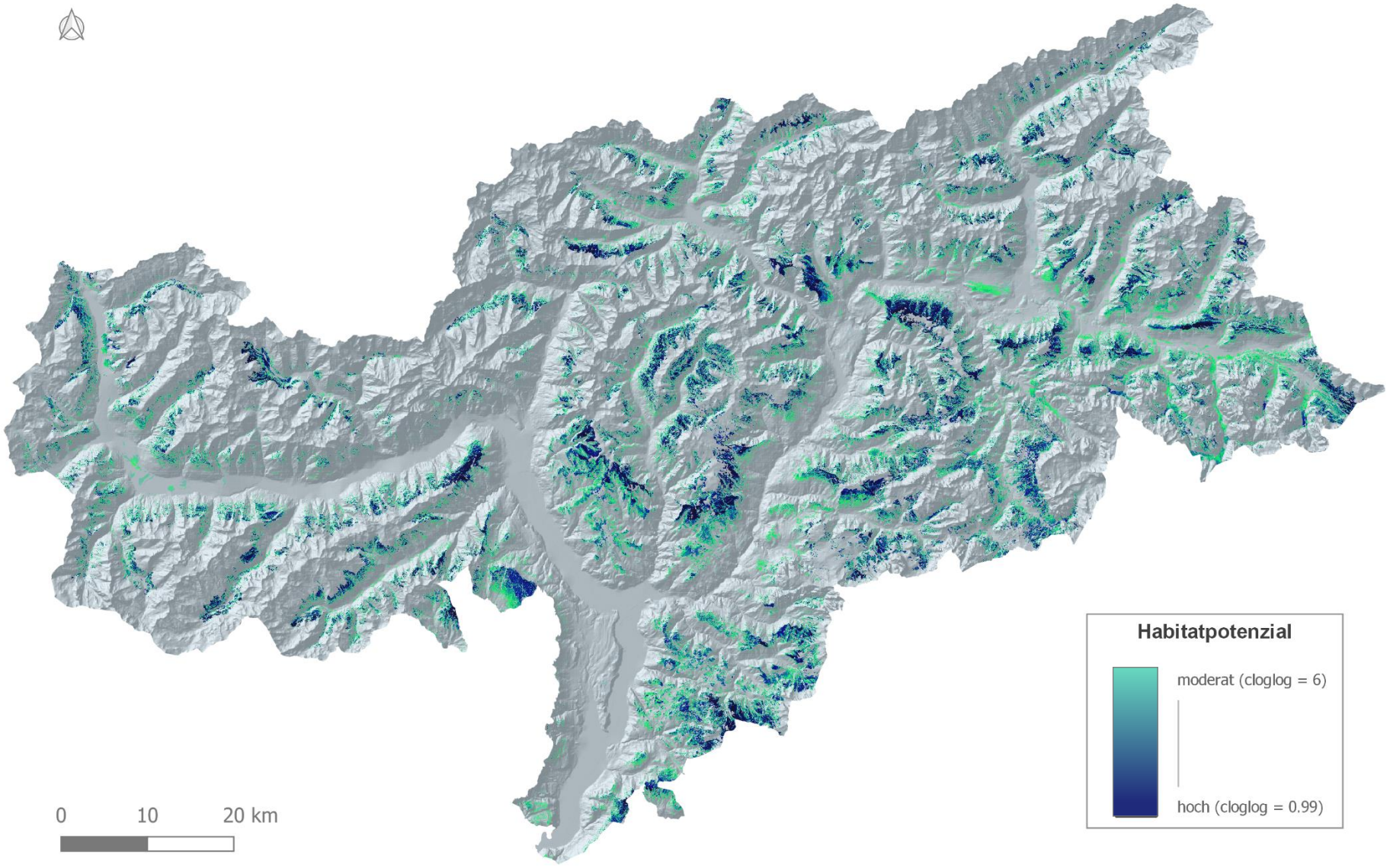


Abb.9: Interpretation des Modells mit Gebieten welche ausschließlich moderates (hellgrüne Farbtöne) – bis sehr gutes (dunkelblaue Farbtöne) Habitatpotenzial aufweisen. Die Farbskala greift ab einem cloglog-Wert von 0,6 und nähert sich cloglog = 1.

3.1 Quantitative Evaluierung

Der AUC-Wert zur statistischen Selbstevaluierung des Modells liegt mit 0,89 im sehr guten Bereich. Geordnet nach prozentuellem Beitrag im Modellierungsprozess beinhaltet das Modell die Variablen *Waldtyp* (45,8%), *Hangneigung* (24,3%), *Heidelbeerdeckung* (22,3%), *Seehöhe* (5,1%) und *Distanz zu Straßen* (2,5%). Nach der Jacknife-Analyse (Abb. 10) macht die unabhängige Variable *Seehöhe* isoliert den größten erklärenden Faktor aus (AUC ~ 0,84), wenn die Vorhersagewahrscheinlichkeit mittels AUC–Wert evaluiert wird. Mit einem AUC–Wert von 0,8 waren auch die Variablen *Waldtyp* (AUC ~ 0,80) und *Heidelbeere* isoliert in der Lage, einen signifikanten erklärenden Beitrag (AUC ~ 0,80) zu leisten. Diese beiden Variablen weisen in Bezug auf deren Beitrag zum „regularized training gain" in Isolation die höchsten Werte auf und beinhalten somit die meisten Modellrelevanten Informationen. Die unabhängige Variable *Hangneigung* weist isoliert keinen erklärenden Charakter auf. Bei Ausschluss dieser Variable würde der AUC – Wert des Modells jedoch von 0,89 auf 0,83 fallen. Die unabhängige Variable *Hangneigung* beinhaltet im Vergleich zu den anderen unabhängigen Variablen die meisten Informationen, welche im Falle eines Ausschlusses aus dem Modell verloren gehen würden (Philipps, 2011).

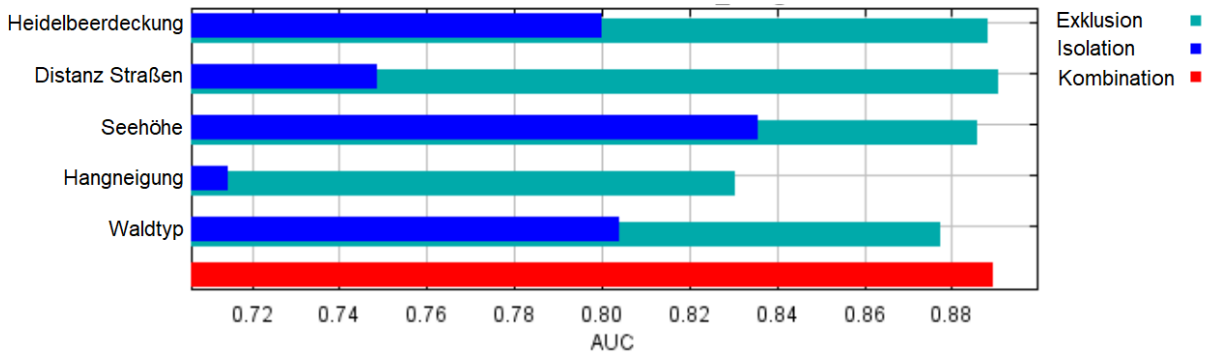


Abb. 10: Jacknife-Output mit AUC-basierter Analyse. Einfluss der finalen unabhängigen Variablen auf den AUC des Testmodells im Exklusions- (türkis), Isolations- (blau) und Kombinationsverfahren (rot). „Seehöhe" im Isolationsverfahren höchster Wert, „Hangneigung" großer Informationsverlust bei Exklusionsverfahren.

Eine Inspektion der Reaktionskurven gibt Einsicht in die Art und Weise der relativen Beiträge dieser Variablen (Abb. 11). Bei der Variable *Waldtyp* (Abb. 11a) wirkt sich vor allem der Waldtyp *„Subalpiner Fichtenwald"* (Nr. 14) aber auch der Waldtyp *„Lärchenwald"* (Nr. 10) positiv auf das Habitatpotenzial aus. Die anderen Waldtypen wirken sich weder positiv noch negativ aus. Die Klasse *„unbewaldet"* (Nr. 0) wirkt sich negativ aus. Die *Hangneigung* befindet sich zwischen 0° und 20° im optimalen Bereich und wirkt sich im Modell ab einer Neigung von

ca. 30° negativ auf das Habitatpotenzial aus (Abb. 11b). Eine *Heidelbeerdeckung* (Abb. 11c) zwischen 25 und 50% trägt stark positiv zum Potenzial bei, eine Heidelbeerdeckung von >50% nur leicht positiv. Eine Absenz der Heidelbeere hingegen wird vom Modell negativ bewertet. Nach Auswertung des Beitrags der Variable *Seehöhe* (Abb. 11d) liegt das größte Potenzial für das Auerhuhn bei einer Seehöhe zwischen ca. 1.500 und 2.000m während mit steigender Distanz zu Straßen (Abb. 11e) auch das Habitatpotenzial steigt. Eine Distanz zu Straßen unter 200m wirkt sich negativ auf das Modell aus. Der relative Beitrag der Variable *Distanz zu Straßen* liegt mit 2,5% im Grenzbereich.

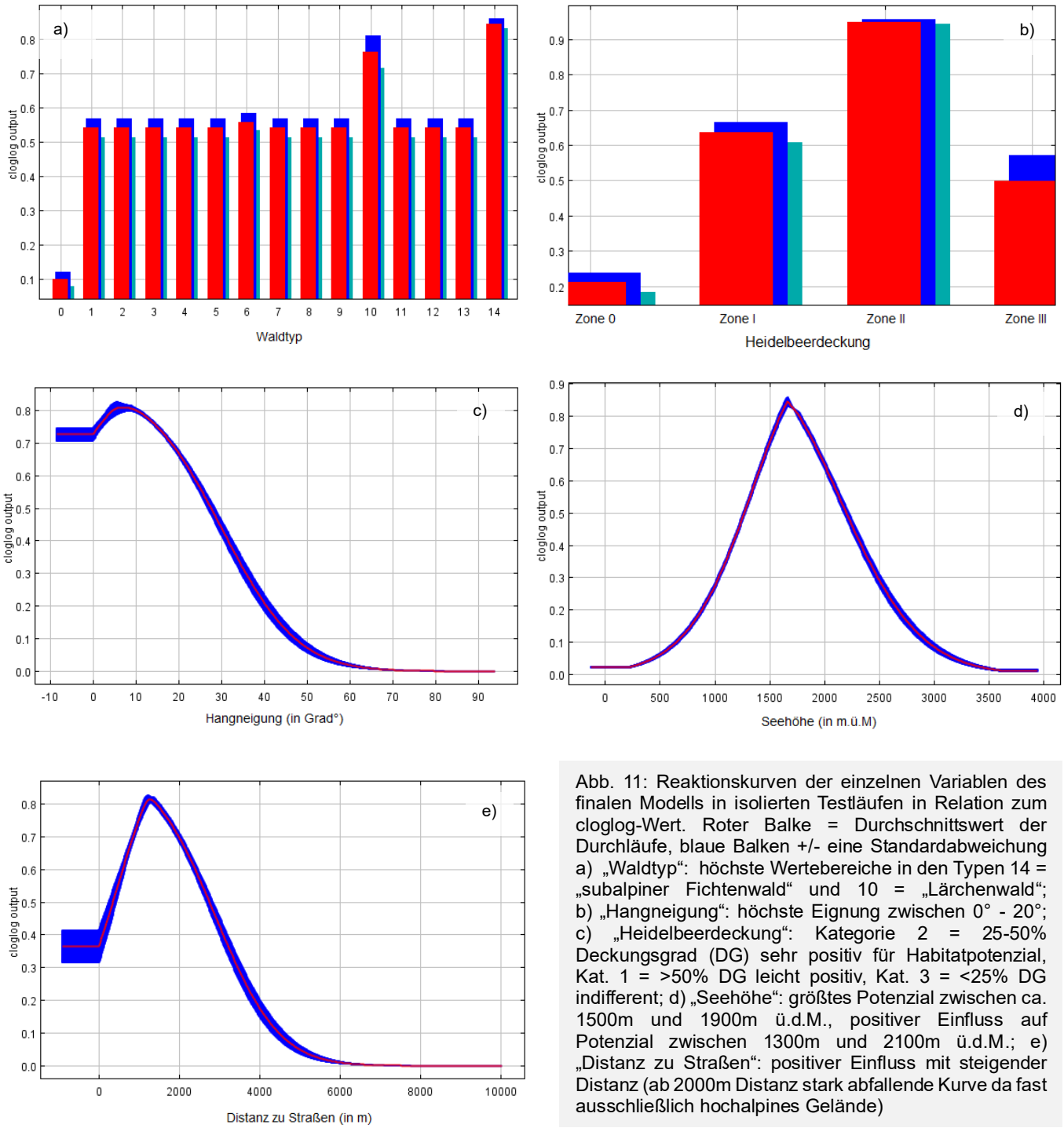


Abb. 11: Reaktionskurven der einzelnen Variablen des finalen Modells in isolierten Testläufen in Relation zum cloglog-Wert. Roter Balke = Durchschnittswert der Durchläufe, blaue Balken +/- eine Standardabweichung a) „Waldtyp“: höchste Wertebereiche in den Typen 14 = „subalpiner Fichtenwald“ und 10 = „Lärchenwald“; b) „Hangneigung“: höchste Eignung zwischen 0° - 20°; c) „Heidelbeerdeckung“: Kategorie 2 = 25-50% Deckungsgrad (DG) sehr positiv für Habitatpotenzial, Kat. 1 = >50% DG leicht positiv, Kat. 3 = <25% DG indifferent; d) „Seehöhe“: größtes Potenzial zwischen ca. 1500m und 1900m ü.d.M., positiver Einfluss auf Potenzial zwischen 1300m und 2100m ü.d.M.; e) „Distanz zu Straßen“: positiver Einfluss mit steigender Distanz (ab 2000m Distanz stark abfallende Kurve da fast ausschließlich hochalpines Gelände)

3.2 Evaluierung anhand der Verbreitungskarte des Auerhuhns im Naturpark Trudner Horn

Das finale Modell ist mit dem Kerngebiet der Auerhuhn-Verbreitungskarte aus dem Entwicklungsplan über weite Strecken und vor allem in den zentralen Bereichen fast deckungsgleich. Die im Entwicklungsplan erfassten Gebiete zur potenziellen Erweiterung der Kernzonen werden vom vorliegenden Modell ebenfalls als Gebiete mit gutem Potenzial ausgewiesen, wobei letzteres, flächenbezogen, etwas großzügiger ist. Die übrigen Flächen im Naturpark werden sowohl von der Expertenkarte des Entwicklungsplans als auch vom MaxEnt-Modell als nicht interessant bzw. ungeeignet eingestuft. Stark divergierende Bereiche in Bezug auf Vorkommen und Potenzial an den Grenzzonen sind auf das Fehlen von Daten zu Waldtyp und Heidelbeere in diesen Bereichen zurückzuführen (Abb. 12 Rechteck a und b). Die Verbreitungskarte aus dem Entwicklungsplan lässt sich mit der Karte zum Potenzial aus der vorliegenden Arbeit nun auch dahingehend interpretieren, als dass das Kerngebiet der Auerhuhnpopulation auf Flächen mit ausschließlich hohem Potenzial konzentriert ist. Das angestrebte Verbreitungsgebiet aus dem Entwicklungsplan deckt nach dem MaxEnt-Modell den größten Teil an potenziellem Habitat für das Auerhuhn im Naturpark Trudner Horn ab. Das Habitatpotenzial ist in diesen Bereichen jedoch weitgehend geringer als in den aktuellen bestehenden Kerngebieten.

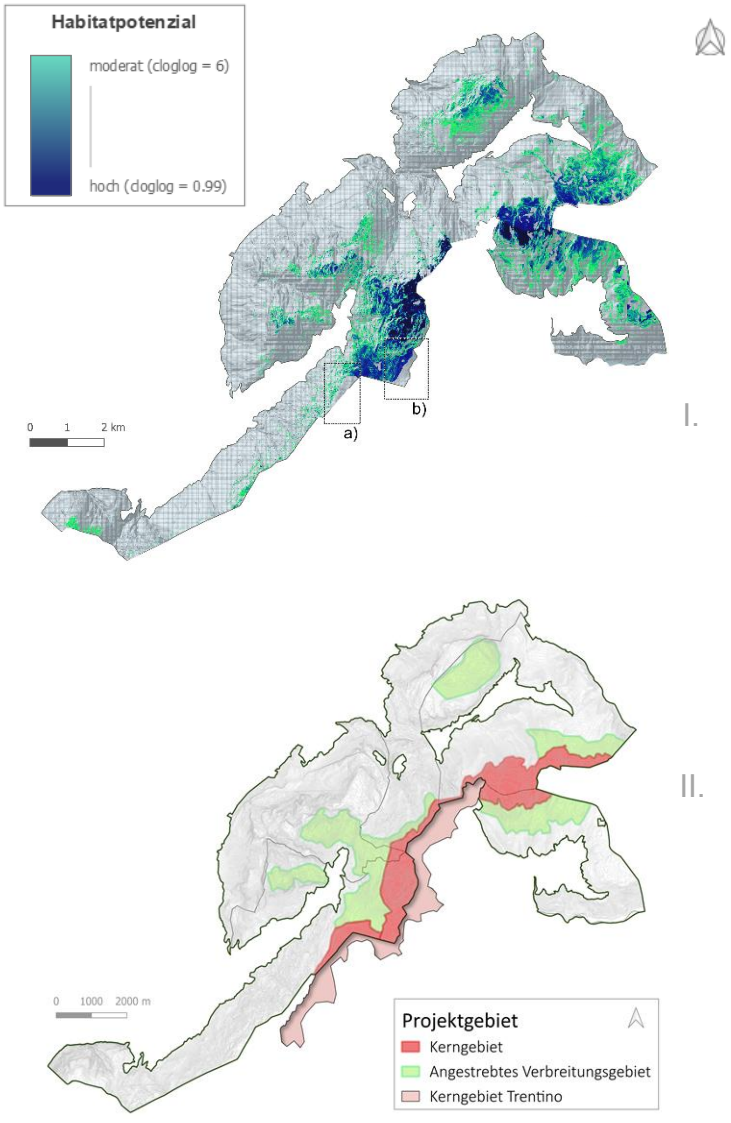


Abb. 12: Gegenüberstellung I) MaxEnt-Modell (cloglog-Wertebereich greift ab cloglog=0.6 und nähert sich 1) zu II) Expertenkarte Entwicklungsplan Auerhuhn-Haselhuhn Naturpark Trudner Horn. Rechtecke a) und b) zeigen Flächen auf, in denen aufgrund mangelhafter Daten im Grenzgebiet zum Trentino eine fehlerhafte Bewertung im MaxEnt-Prozess errechnet wurde.

3.3 Vergleich mit Habitatmodell der Domänenwälder Südtirols

Aus Gründen der Überschaubarkeit hinsichtlich der qualitativen Analyse wird in diesem Abschnitt bereits ein gewisser Teil der Diskussion vorweggenommen.
Die Vergleiche mit den Teilgebieten aus Reimoser et al. (2003) zeigen große Übereinstimmung. In beiden Modellen wurde mit 20x20m Rasterzellen gerechnet.
Große Übereinstimmungen sind auch in den Wertebereichen und Beiträgen der einzelnen Variablen zu finden. In allen Vergleichsgebieten liegen die ungeeigneten Flächen hauptsächlich in unproduktiven, felsigen Bereichen über 2.000m Seehöhe. Nach Reimoser konzentrieren sich die Nachweise in den Untersuchungsgebieten „auf konvexe, nicht allzu steile Geländeformen“. Dies deckt sich mit den Resultaten aus dem MaxEnt-Modell, welches das höchste Potenzial zwischen 5° und 20° einordnet. Der Hauptunterschied zwischen den zwei Modellen liegt weniger im visuellen Output als bei der Selektion der unabhängigen Variablen. Im HSI-Modell finden sich Daten zu Bestandesalter und -strukturen, Holzvorrat, Überschirmungsgrad, Baumartenanteil, Kronenlänge, Totholz, Höhe und Deckungsgrad der verschiedenen Vegetationsschichten, Ameisenhaufen etc. Reimoser et al. (2003) kommen zum Schluss, dass „Bestandestyp und Überschirmungsgrad einen großen Einfluss auf das Auerwildvorkommen aus [-üben]: locker überschirmte, großflächige Althölzer bilden die Kernzonen der Auerwildgebiete“. Im MaxEnt-Modell wurden diese Parameter aus zwei Gründen nicht einkalkuliert: Einerseits waren viele der Daten nicht provinzdeckend verfügbar, andererseits wurde teilweise bewusst auf derartige hochvariable Parameter verzichtet um einem mittel- bis langfristigen Anspruch bzw. Planbarkeit nachzukommen. Der Fokus beim vorliegenden MaxEnt-Modell lag auf der Erfassung des mittelfristig bestehenden Habitatpotenzials, während das HSI-Modell sich auf die im Jahr 2003 bestehende Habitateignung bezog. Um ein Beispiel für einen praktischen Vorteil einer solchen mittelfristigen Darstellung des Habitatpotenzials im Vergleich zur „Momentaufnahme“ der Habitateignung zu zeigen, wurden in einigen betroffenen Teilgebieten die Windwurfflächen in Folge des Sturmtiefs Vaia von 2018 (Vaglio Laurin et al. 2020), als Zusatzinformation angeführt. Die dargestellten Windwurfflächen beziehen sich auf die geräumten Flächen, Stand 31.09.2019, und sind interne Daten des Amtes für Forstplanung, welche auf Anfrage zur Verfügung gestellt wurden.
Da eine effektive Habitateignung im Vergleich zum Habitatpotenzial nach Erfüllung zusätzlicher Parameter verlangt, war eine Tendenz hinsichtlich höherer Modellierungswerte beim MaxEnt-Modell zu erwarten.

Im Folgenden wird auf die Vergleiche der einzelnen Teilgebiete des HSI-Modells genauer eingegangen.

Villnöss (Abb. 13)

Im Gebiet der Domänenwälder in Villnöss konnte eine hohe Übereinstimmung der beiden Modelle festgestellt werden. Die Faktoren Geländeform und Bestandestyp erklären im HSI-Modell den größten Teil des Vorkommens. Auch im MaxEnt-Modell erreichen diese beiden Variablen einen kombinierten Modellierungsbeitrag von ca. 70%. Die hohe Übereinstimmung kann wohl auf diesen Umstand zurückgeführt werden. Der Vergleich der beiden Modelle lässt auf eine Realisierung des bestehenden Habitatpotenzials, zumindest im Jahr 2003, schließen. Diskrepanzen könnten auf eine ungeeignete Waldstruktur zurückzuführen sein. Die großflächig ungeeigneten Gebiete beider Modelle liegen im unproduktiven Bereich oberhalb der Waldgrenze.

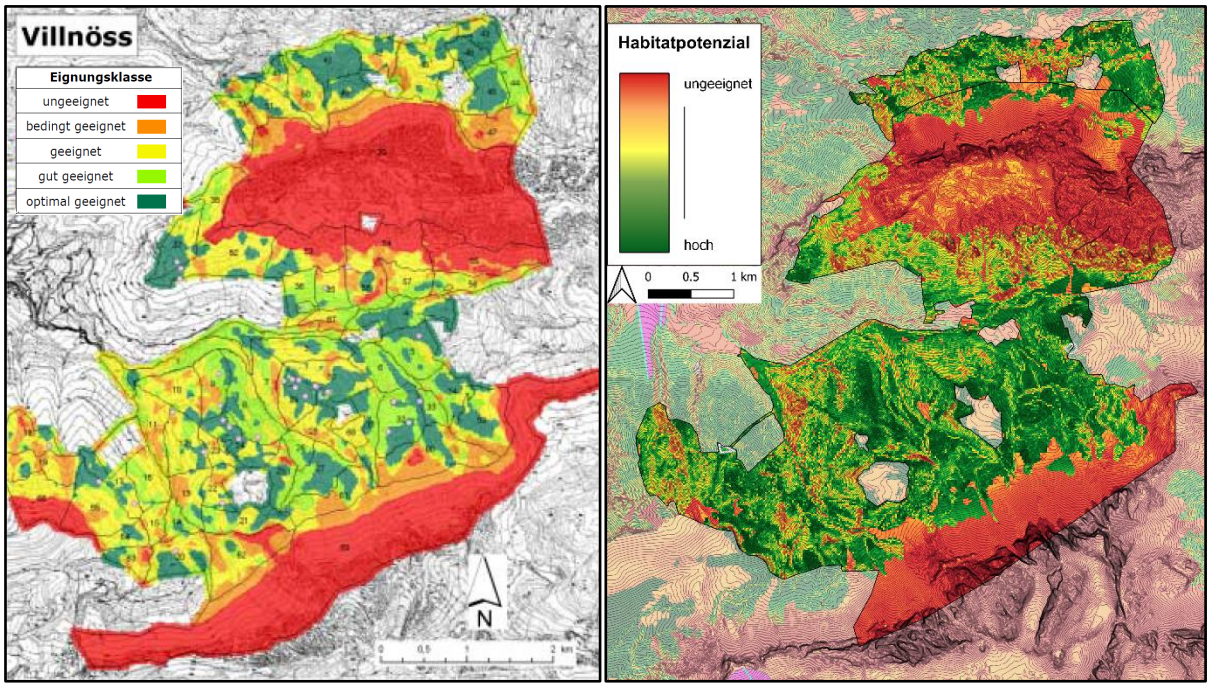


Abb. 13: Gegenüberstellung Teilgebiet Villnöss I) HSI-Reimoser et al. (2003), II) MaxEnt-Modell (dargestellter cloglog-Bereich = 0 bis 1)

Latemar (Abb. 14)

Die ausgedehnten Domänenwälder im Gebiet Latemar werden von beiden Modellen als weitgehend geeignet eingestuft. Im Vergleich ergibt sich allgemein ein sehr ähnliches Bild. Die Flächen mit optimaler Habitateignung liegen in Flächen mit sehr hohem Habitatpotenzial. Ungeeignete Gebiete liegen vor allem in den unproduktiven Gebieten über 2.000m und in den schmalen, steilen Hängen der Kuppen, welche sich linienförmig durch das Gebiet ziehen. Das MaxEnt-Modell ist in der Bewertung dieser Gebiete etwas strenger, während Reimoser et al. (2003) sie zum Teil als geeignete Gebiete einschlossen. Die Gründe, die Reimoser et al. (2003)

für eine unerwartet geringe Dichte an Auerhuhnnachweisen während der Erhebungsphase 2003 anführen, könnten auch Diskrepanzen zum MaxEnt-Modell auf gewissen Flächen erklären. So besteht einerseits ein dichtes Netz an vielbefahrenen Forststraßen, andererseits wird in verschiedenen Bereichen intensive Beweidung (Fläche *a*) praktiziert, welche unter anderem dem Aufkommen einer ausgedehnten und gut entwickelten Krautschicht entgegenstehen kann (Hegland et al. 2005; Bunzel-Drüke et al. 2008). Beide Parameter fließen im MaxEnt-Modell nicht ein, was eine Überbewertung der betroffenen Flächen zur Folge haben könnte. Dies stellt ein gutes Beispiel für den unterschiedlichen Ansatz der beiden Modelle. Das MaxEnt-Modell bezieht sich mehr auf den Standort und dessen potenzielle vegetationsökologische Einheiten und ist somit geeigneter waldbauliche Maßnahmen zu planen, das HSI-Modell nimmt auch Übergangsbereiche zwischen geeigneten Gebieten teilweise mit in die Eignung.

Das gesamte Gebiet wurde 2018 vom Sturmtief Vaia erfasst (weiß umrundete, strichlierte Flächen, Abb. 14), wodurch großflächig geeigneter Lebensraum verloren ging. Durch den Ausschluss des Kronenschlusses erfasst das MaxEnt-Modell trotzdem noch das bestehende Potenzial. Es kann somit Auskunft über prioritäre Zonen z.B. hinsichtlich eventueller Förderung reich strukturierter Bestände und Prozessschutz mit Blick auf eine Entwicklung auerhuhnrelevanter Strukturen und Elemente.

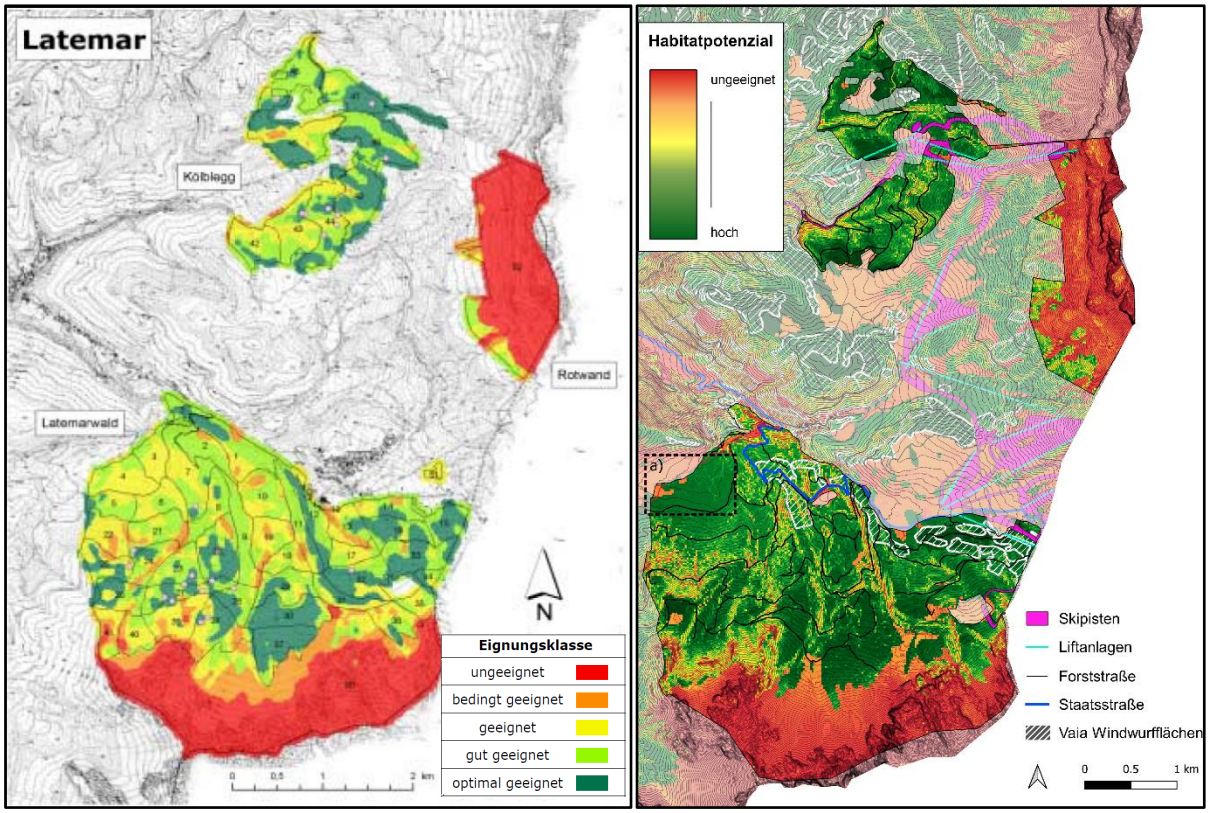


Abb. 14: Gegenüberstellung Teilgebiet Latemar I) HSI-Reimoser et al. (2003), II) MaxEnt-Modell (dargestellter cloglog-Bereich = 0 bis 1). Rechteck a) in Bild II zeigt beweidete Flächen auf. Im MaxEnt Modell werden zur Veranschaulichung weiterer potenziell einflussreicher Parameter zusätzlich Infrastrukturen sowie Windwurfflächen des Sturmtiefs Vaia 2018 angeführt.

Passeier (Abb. 15)

Durch die Präsenz mehrerer geeigneter Kuppen spielt die Geländeform im Gebiet Passeier eine bedeutende Rolle im HSI-Modell. Generell wird vom HSI-Modell eine gute Habitateignung vorausgesagt. In dem Gebiet waren Auerhuhnnachweise nach Reimoser et al. (2003) schon immer rar. Auch zum Zeitpunkt der Erstellung des HSI-Modells (2003) gab es nur vereinzelte Nachweise. Eindeutige Gründe sind anscheinend nicht bekannt. In den umliegenden Gebieten gäbe es konstante Sichtungen und Nachweise. Das MaxEnt-Modell erfasst die geeigneten Flächen des HSI-Modells und gibt zusätzliche Flächen mit Potenzial an. Auch die genannten umliegenden Gebiete sind im MaxEnt-Modell zuerkennen (Rechtecke a und b). Höhere Bewertungen seitens des MaxEnt-Modells könnten unter anderem auf ungeeignete Waldstrukturen zu Zeiten der Erstellung des HSI-Modells zurückzuführen sein.

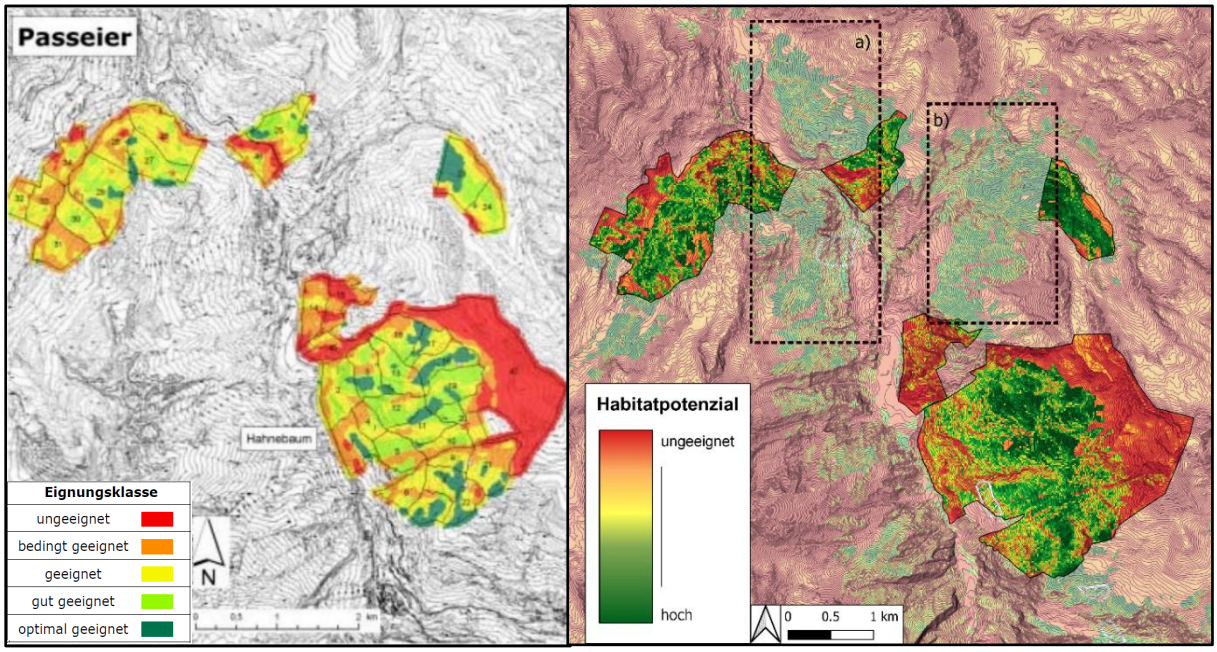


Abb. 15: Gegenüberstellung Teilgebiet Passeier I) HSI-Reimoser et al. (2003), II) MaxEnt-Modell (dargestellter cloglog-Bereich = 0 bis 1). a) und b) zeigen die von Reimoser erwähnten angrenzenden Gebiete mit

Freienfeld (Abb. 16)

Die großflächig steile und raue Geomorphologie des Geländes wird in beiden Modellen negativ bewertet, während konvexe Strukturen sich jeweils positiv auswirken. Der geomorphologische Faktor ist hier tonangebend. Auerhuhnvorkommen in den Gebietsgrenzen des HSI-Modells sind nach Reimoser et al. (2003) auf gute Lebensraumbedingungen in angrenzenden Flächen zurückzuführen. Diese angrenzenden Gebiete werden im MaxEnt-Modell hervorgehoben (a, b und c). Aktuelle Habitateignung in diesen Gebieten konnte auch bei persönlichen Begehungen festgestellt werden.

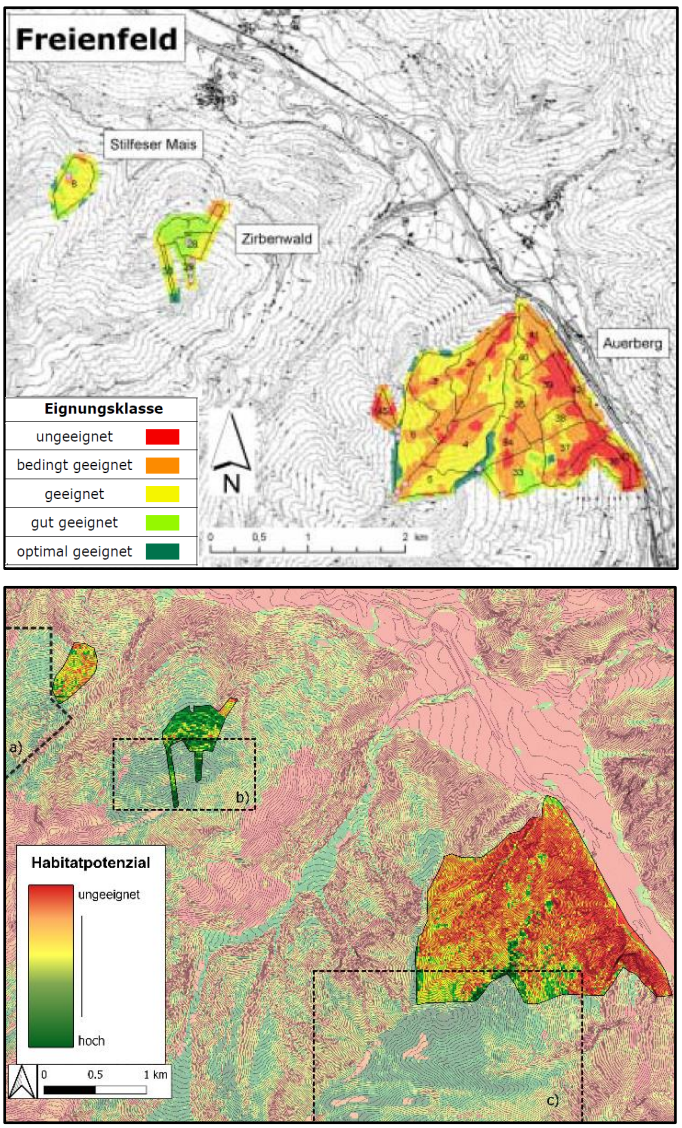


Abb. 16: Gegenüberstellung Teilgebiet Freienfeld I) HSI-Reimoser et al. (2003), II) MaxEnt-Modell (dargestellter cloglog-Bereich = 0 bis 1). a), b) und c) zeigen die von Reimoser erwähnten angrenzenden Gebiete an, welche zu Auerhuhn-Vorkommen in den kartierten Domänenwäldern führen könnten.

Klausen (Abb. 17)

Für die Flächen am Pfunderer Berg (I.) im Gemeindegebiet Klausen gilt ein ähnlicher Diskurs wie für das Gebiet Freienfeld. Felsiges, schroffes Gelände erklärt die negative Bewertung seitens beider Modelle. Nach Reimoser et al. (2003) sind Vorkommen im Gebiet auch hier durch Vorkommen in angrenzenden Gebieten zu erklären (Flächen a). Diese angrenzenden Gebiete werden vom MaxEnt-Modell großflächig erfasst.

In den Flitz Forsten (II.) ist die gute Wertung beider Modelle durch die stark konvexe Geländeform geprägt. Auch in diesem Gebiet sind gute Vorkommen nach Reimoser et al. (2003) vor allem durch umliegende großflächige Habitate bedingt. Unerwartet war, dass während der Erhebungen von Reimoser et al. (2003) mehr Auerhuhn-Nachweise in bedingt geeigneten und gut geeigneten als in den optimal geeigneten Gebieten gemacht wurden. Diese bedingt geeigneten Flächen werden vom MaxEnt-Modell hier höher bewertet.

Angrenzend an die Flitz Forste ist, wie im Teilgebiet Latemar, ein Gebiet mit gutem Potenzial zu erkennen, welches vom Sturmtief Vaia 2018 großflächig erfasst wurde.

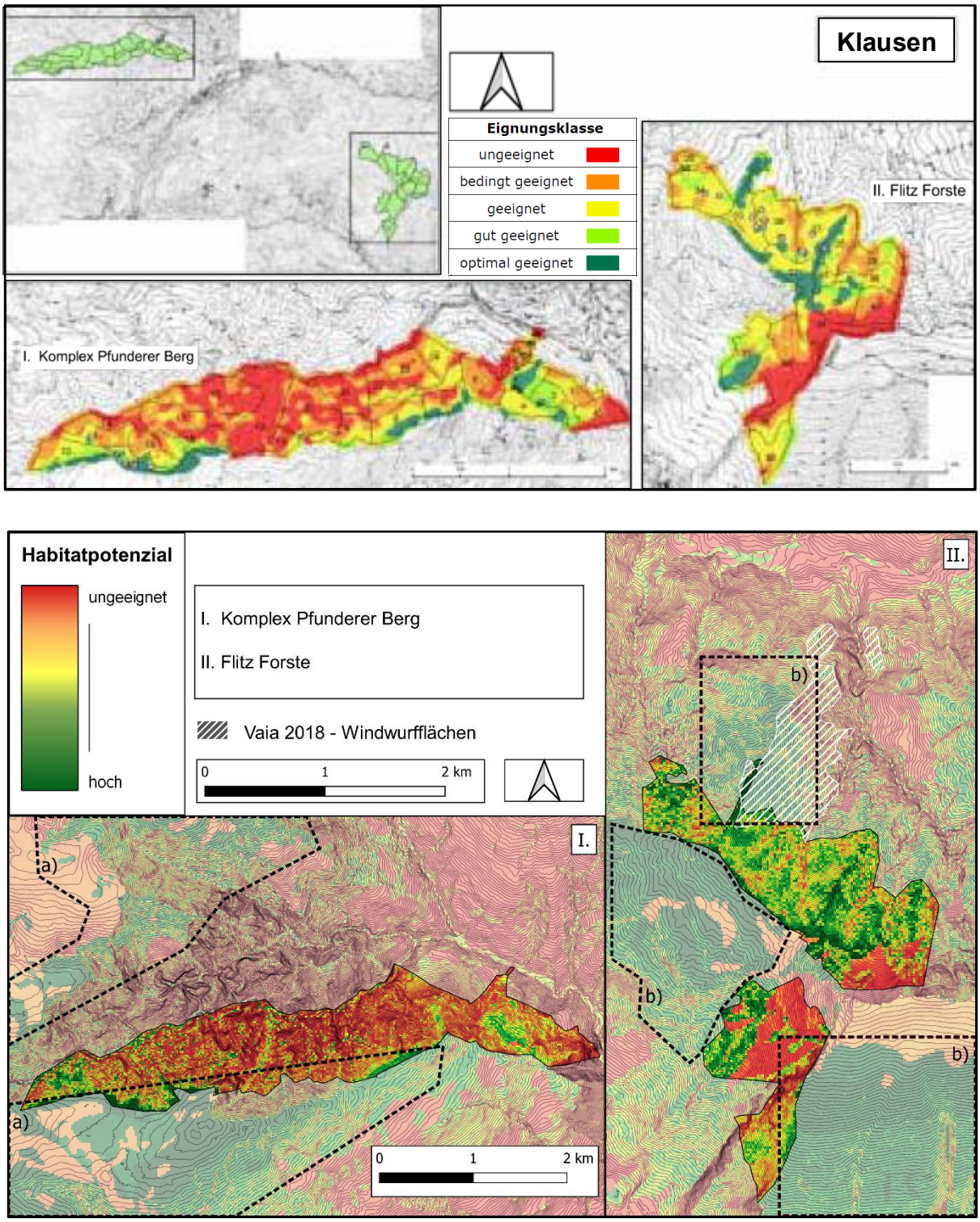


Abb. 17: Gegenüberstellung Teilgebiet Klausen oben) HSI-Reimoser et al. (2003), unten) MaxEnt-Modell (dargestellter cloglog-Bereich = 0 bis 1). a) und b) zeigen jeweils von Reimoser erwähnte Grenzgebiete mit guter Habitateignung und Auerhuhnvorkommen an. Weiters wurde zur Veranschaulichung ein großflächiger Windwurf (Vaia 2018) über das MaxEnt-Modell gelegt.

3.4 Abgleich mit Karten über das Provinzgebiet und Expert:innengespräche

Abb. 18 stellt eine Evaluierung des Modells für die Provinz Südtirol anhand der internen Karten des Amtes für Jagd und Fischerei von 2014 und 2019 dar. Über weite Strecken finden sich auch hier Übereinstimmungen mit der aktuellen Verbreitung der Südtiroler Auerhuhnpopulation (grün hervorgehoben). Die roten Flächen in der Karte stellen potenziellen Lebensraum dar, welcher aktuell vom Auerhuhn nicht genutzt wird. Gelbe Flächen stellen den seltenen Fall dar, in dem Flächen mit aktuellem Auerhuhnvorkommen vom MaxEnt-Modell mit geringem Habitatpotenzial versehen wurden. Großflächige Gebiete mit sehr hohem Habitatpotenzial (cloglog > 0,8) sind auch aktuell vom Auerhuhn besiedelt. Ausnahmen treten im Vinschgau (Abb. 16 Fläche a – z.B. Martelltal, Schöneben, Langtaufers, hinteres Schnalstal) auf. Auerhuhnvorkommen bzw. -nachweise waren im Vinschgau auch Mitte des 20. Jahrhunderts im Vergleich zu anderen Regionen Südtirols seltener und haben in den letzten 50 Jahren weiter abgenommen (Amt für Jagd und Fischerei, 2014; Expertenmeinungen). Die Gründe für diesen Rückgang sind weitgehend unbekannt und waren noch nicht Gegenstand systematischer Studien. Zudem sind im hinteren Ultental, am Brennerpass und in den Dolomiten vereinzelte Gebiete mit sehr hohem Habitatpotenzial aktuell vom Auerhuhn nicht besiedelt. Zumindest in den Dolomiten, wo sich einige der größten Skigebiete Europas befinden, könnte dieser Umstand zu einem gewissen Teil auf den hohen (Winter-)Tourismus zurückzuführen sein (Thiel et al. 2011, Coppes et al. 2017). Manche Skilifte und Pisten führen hier mitten durch potenzielles Auerhuhnhabitat. In Gebieten mit vorwiegend suboptimalem Habitatpotenzial ist bereits eine vermehrte Absenz von Auerhuhnvorkommen festzustellen. In der Dolomitenregion (z.B. Abb. 18 – Fläche b) trifft dieser Fall im Vergleich am öftesten zu. Auch in diesen Flächen scheinen anthropogene Faktoren ausschlaggebend sein. Die übrigen roten Zonen befinden sich vermehrt in Gebieten mit Habitatpotenzial im Grenzwertbereich (cloglog = 0,6 - 0,7). Diese Gebiete liegen vor allem in tieferen Lagen, welche in den letzten Jahrzehnten vor allem durch Veränderungen in der Waldstruktur an Habitateignung verloren haben (Bürgi, 1997; Brassel & Brändli, 1999; Bollmann et al. 2005; Zohmann et al. 2014; etc.) und stärker anthropogenen Störungen ausgesetzt sind (Bsp. Flächen c). Inspektionen des Status Quo der Habitateignung (z.B. Kriterien nach Suchant und Braunisch, 2008) nicht besiedelter bzw. verlassener Flächen mit hohem Lebensraumpotenzial könnten interessante Flächen hinsichtlich Habitatverbesserungsmaßnahmen identifizieren (z.B. Abb. 18 Flächen d). Dadurch könnte gebietsweise zum Beispiel Gewinnung zusätzlichen Lebensraums sowie Vernetzung isolierter Teilpopulation durch Schaffung eventueller Trittsteinflächen erzielt werden (Segelbacher et al. 2002; Bollmann et al. 2011).

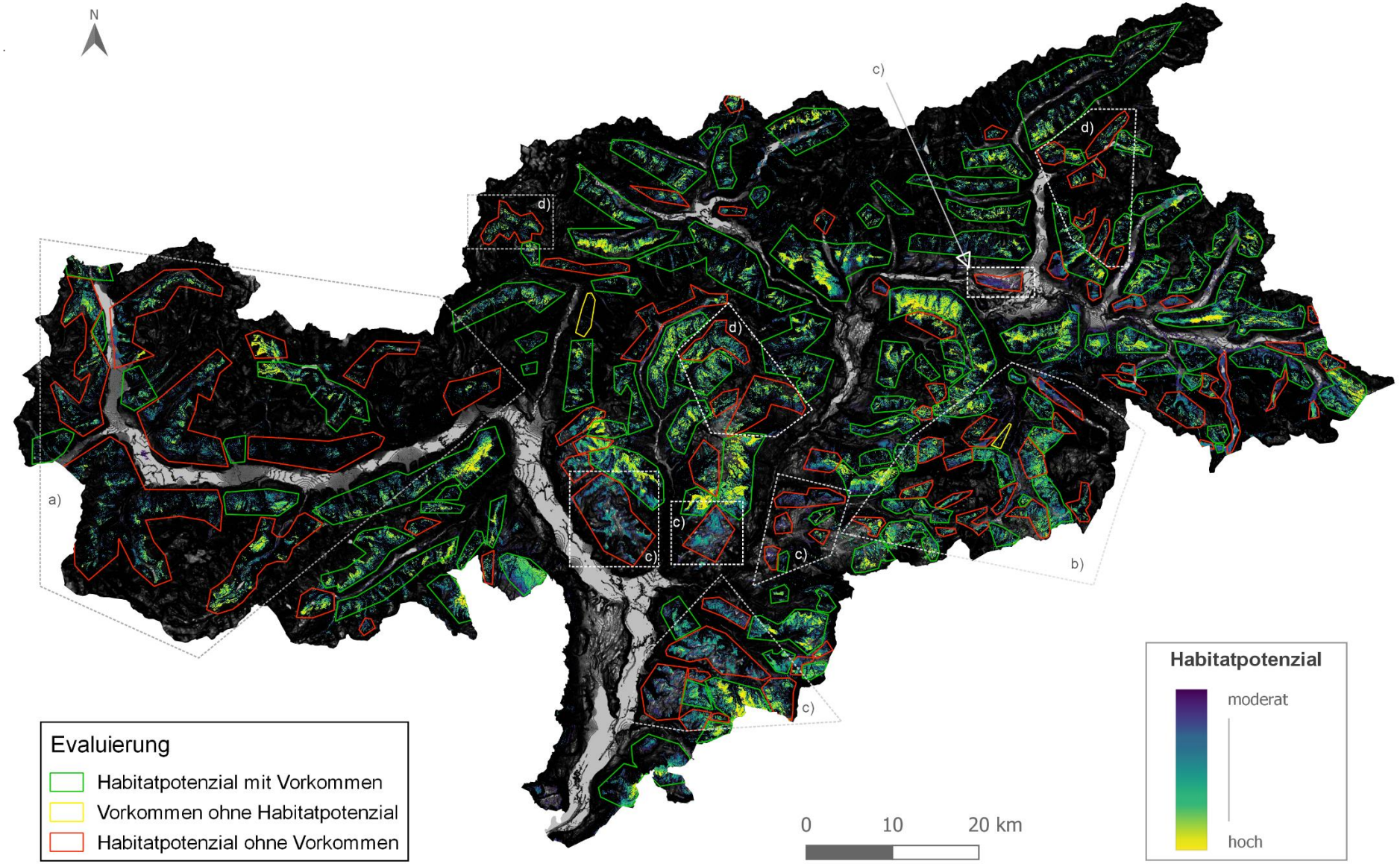


Abb. 18: Interpretation des Modells mit Gebieten welche ausschließlich moderates (dunkelblaue Farbtöne) – bis sehr gutes (dunkelgrüne Farbtöne) Potenzial aufweisen. Die Farbskala greift ab einem cloglog-Wert von 0,6 und nähert sich cloglog = 1. Farbige Polygone geben Übereinstimmungen bzw. Diskrepanzen nach optischer Evaluierung wieder. Grün = Vorkommen in Gebieten mit Habitatpotenzial nach MaxEnt-Modell, Gelb = Vorkommen in Gebieten welche vom MaxEnt nicht mit Habitatpotenzial klassifiziert wurden, Rot = Kein dokumentiertes Auerhuhnvorkommen in Gebieten mit Habitatpotenzial nach MaxEnt. a) Vinschgau, b) Dolomitenregion c) Bsp. Für Gebiete mit moderatem Habitatpotenzial und keinen dokumentierten Vorkommen – hier gab es teilweise starke Rückgänge des Lebensraums in den letzten Jahrzehnten d) Beispiel für Gebiete mit hohem Potenzial ohne aktuellen dokumentierten Vorkommen.

Neben den Vergleichen zu bestehenden Karten und Modellen wurde die Expertise 15 lokaler Expert:innen eingeholt. Die Einschätzungen der Expert:innen bestätigten das Modell über weite Strecken. Allgemein wurde ein großflächigeres Verbreitungsgebiet als in den internen Berichten des Amtes für Jagd und Fischerei wiedergegeben. So wurden in diesen Gesprächen unter anderem manche „rote" – Gebiete als aktuell vom Auerhuhn genutzte Gebiete eingestuft. Diskrepanzen zum MaxEnt-Modell traten vor allem hinsichtlich eventueller Überbewertungen auf. Auf die Frage nach dem Haupttreiber für den Rückgang der Teilpopulationen ihrer jeweiligen Gebiete, schätzten 13 der 15 Expert:innen de facto den Verlust von Lebensraum durch das Zuwachsen der Waldflächen seit den 1970er/1980er Jahren als primären Faktor. Dieser Faktor wird auch im *Grouse: Status survey and conservation action plan 2006-2010* (Storch 2007) zum Auerhuhn angeführt. Eine ähnliche Entwicklung wurde von Bürgi (1997) und Brassel & Brändli (1999) in der Schweiz erhoben und wäre auch für Südtirol genauer zu untersuchen. Als weitere Faktoren wurden die Zunahme anthropogener Störungen sowie, vereinzelt, die Zunahme von Mesoprädatoren genannt. In Anlehnung an die vorhin angesprochenen tiefergelegenen Gebiete mit Habitatpotenzial ohne Auerhuhnvorkommen, haben einige Expert:innen das starke Zuwachsen der Waldbestände in diesen Lagen, den Anstieg anthropogener Nutzung durch neue Siedlungsgebiete und Tourismus aber auch klimatische Veränderungen wurden diesbezüglich als Hauptgründe genannt.

4 Diskussion

In Folge der quantitativen und qualitativen Evaluierungen ist davon auszugehen, dass das vorliegende Modell ein plausibles und detailliertes Bild des Habitatpotenzials des Auerhuhns flächendeckend für die gesamte Provinz Bozen - Südtirol wiedergibt.
Der Unterschied zu einem Habitateignungs-Modell bzw. einer Kartierung aktuell geeigneter oder gar genutzter Flächen ist hierbei hervorzuheben. In dem vorliegenden Modell zum Lebensraumpotenzial liegt der Fokus auf der Erfassung von Gebieten, in denen ein gerichtetes Habitatmanagement auf mittel- bis langfristige Sicht Lebensräume gestalten bzw. erhalten kann. Aus diesem Grund wurden hochvariable Parameter wie der Kronenschluss und Randzonen/Ökotone von Anfang an nicht in den Modellierungsprozess miteingebunden. Durch Kalamitäten wie beispielsweise großflächige Windwürfe (Bsp. Vaia 2018 - Vaglio Laurin et al. 2020) kann sich die Habitateignung eines Gebiets innerhalb kürzester Zeit von „*sehr gut*“ auf „*ungeeignet*“ ändern. Auch Gebiete mit aktuell ungenügender Habitateignung können dennoch als Gebiete mit sehr gutem Habitatpotenzial gewertet werden.
Um eine gute Habitateignung erreichen zu können, müssen zusätzliche Faktoren gegeben sein. Diese werden im weiteren Verlauf der Diskussion angesprochen werden und sollten in einem breiten Habitatmanagement berücksichtigt werden.

4.1 Modellierung und Evaluierung

Im finalen Modell blieben, geordnet nach prozentuellem Beitrag, fünf unabhängige Variablen: *Waldtyp* (48.8%), *Artmächtigkeit Heidelbeere* (22.3%), *Hangneigung* (24.3%), *Seehöhe* (5.1%) und *Distanz zu Straßen* (2.5%). Hochvariable Parameter ausgeschlossen, beziehen diese unabhängigen Variablen einen großen Teil der bekannten Habitatanforderungen des Auerhuhns mit ein (Reimoser et al. 2003; Braunisch et al. 2011, Moreno et al. 2011; Zohmann et al. 2014.; Mikoláš et al. 2017). MaxEnt determiniert die Gewichtung der Variablen dabei autonom, wodurch die Einflussnahme durch den Modellierer im Modellierungsprozess reduziert wird. Eine geringe Anzahl an unabhängigen Variablen kann ihrerseits der Überanpassung eines komplexeren Modells entgegenstehen (Baldwin 2009; Warren und Seifert 2011). Derselbe Diskurs gilt auch hinsichtlich der relativ geringen Anzahl an eingespeisten Vorkommenspunkten (n=39). Ein Vorteil des Konzepts der maximalen Entropie ist die Eigenschaft, mit kleinen Datensätzen abhängiger Variablen gut arbeiten zu können (Philipps et al. 2004; Hernandez et al. 2006). In den finalen unabhängigen Variablen sind zudem sowohl einzeln als auch in Kombination weitere Informationen zu Klima und Vegetation enthalten. Durch die hohe Kollinearität der ursprünglich ausgewählten Klimavariablen zum Höhenmodell (DGM) schieden diese schon anfangs aus dem Modellierungsprozess aus.

Höhenbezogene klimatische Verhältnisse werden jedoch aufgrund dieser Kollinearität durch das DGM im Modell indirekt berücksichtigt (Lecours et al. 2016). Vegetationsökologisch relevante Faktoren, die nicht direkt im Modell inbegriffen sind, finden ihrerseits teilweise über die Daten aus der Waldtypisierung und Heidelbeerdeckung Einzug. Diesbezüglich besitzen die Variablen *Seehöhe*, *Waldtyp* und *Heidelbeere* auch nach Jacknife-Analyse isoliert betrachtet hohen Informationsgehalt.
Durch die ausschließliche Verwendung von gemeldeten Zufallssichtungen kann eine Verzerrung auf balzbezogene Habitatstrukturen und -elemente des Modells als unwahrscheinlich angesehen werden. Braunisch et al. (2010) kamen diesbezüglich zum Schluss, dass ungenauere und nicht systematisch erhobene Daten auf großer und repräsentativer Fläche präzisen und systematisch aber kleinflächig erhobenen Daten, zumindest in Bezug auf Habitatmodellierungen, vorzuziehen sind. Der Ausschluss von Vorkommensdaten von vor 2010 trägt zur Aktualität des Modells bei. Ehemalige Verbreitungsgebiete könnten aufgrund externer Faktoren wie Klimawandel (Verlagerung der Balzplätze um durchschn. 100m nach oben; Amt für Jagd und Fischerei, 2014), touristischer Erschließung und Infrastrukturen irreversibel verloren gegangen sein und deren Einschluss ins Modellierungsverfahren somit zu einer Überbewertung führen.

Die Evaluierung fand sowohl in quantitativer als auch qualitativer Form statt. Einen wichtigen quantitativen Anhaltspunkt stellte der AUC-Wert (Philipps et al. 2008; Elith et al. 2011). Dieser lag mit 0,89 im optimalen Bereich (Peterson et al. 2011). Um einer Überbewertung des AUC-Wertes (Lobo et al. 2008; Warren and Seifert 2011; Merow et al. 2013) entgegenzuwirken, wurde das Modell in ausgewählten Gebieten mit dem von Reimoser et al. (2003) erstellten Habitatmodell für die Domänenwälder Südtirols, der Verbreitungskarte aus dem Naturpark Trudner Horn sowie den Verbreitungskarten des Amtes für Jagd und Fischerei aus den Jahren 2014 und 2019 abgeglichen. Für den visuellen Vergleich wurde die graphische Darstellung auf einen cloglog-Mindestwert von 0.6 festgelegt. Eine Abrundung des anfänglichen Schwellenwerts von cloglog = 0.63 auf einen cloglog = 0.6 schien, hinsichtlich einer großzügigeren binomialen Interpretation des Modells, im Kontext einer großflächigen Erfassung des Habitatpotenzials aus naturschutztechnischen Gründen, naheliegend. Auch nach diesen qualitativen Vergleichen konnte eine großflächige Repräsentanz des Modells bestätigt werden.
So lagen die Kernzonen des Naturparks Trudner Horn ausschließlich in Zonen mit relativ hohem Potenzial nach MaxEnt-Modell. Die mit Blick auf eine Ausweitung des Verbreitungsgebiets definierten Gebiete im Entwicklungsplan liegen im Vergleich einheitlich in Flächen mit Habitatpotenzial. Die Übereinstimmung der beiden Ansätze bestätigt eine individuelle Repräsentanz für das Gebiet des Naturparks Trudner Horn. Das angestrebte

potenzielle Verbreitungsgebiet des Entwicklungsplans für das Auerhuhn-Haselhuhn im Naturpark Trudner Horn ist in dieser Hinsicht auch nach dem vorliegenden Modell zum Habitatpotenzial schlüssig.

Einzeln betrachtet zeigte der visuelle Vergleich mit dem HSI-Modell von Reimoser et al. (2003) eine gute Übereinstimmung beider Modellierungsansätze. Interessant war hier unter anderem der Vergleich zwischen den zwei Herangehensweisen an den Modellierungsprozess. Während bei dem HSI-Modell die vorhandene Habitateignung für die Teilgebiete erhoben wurde, beschreibt das MaxEnt-Modell der vorliegenden Arbeit das grundlegende Habitatpotenzial für das Auerhuhn aufgrund standörtlicher Faktoren. Die großflächige Übereinstimmung der Modelle könnte ein Indiz dafür sein, dass die Domänenwälder Südtirols, zumindest auf den Vergleichsflächen, das Habitatpotenzial weitgehend ausschöpfen. Ein Vorzug des MaxEnt-Modells im Vergleich zum HSI-Modell aus 2003 liegt darin, dass es provinzdeckend ist und somit auch das Habitatpotenzial der Umgebung der Domänenwälder anzeigt und diese somit auch von einem Vernetzungsstandpunkt aus betrachtet werden können. Ein weiterer Vorteil liegt darin, aufgrund der Auswahl wenig variabler Parameter von spontanen Kalamitäten unabhängig zu sein. Diese beiden Faktoren können für eine mittel- bis langfristige, großflächige Planung von Vorteil sein, vor allem, wenn eines der Ziele des Managementkonzepts Interkonnektivität zwischen isolierten Teilpopulationen sein soll (Segelbacher et al. 2002).

Im Vergleich mit den amtsinternen Daten des Amtes für Jagd und Fischerei (2014, 2019) über die gesamte Provinz Bozen treten aktuelle Vorkommen fast ausschließlich in Gebieten mit gutem bis sehr gutem Potenzial auf. Großflächig ungenutzte Gebiete mit hohem Habitatpotenzial finden sich vor allem im Vinschgau. Nach Expertenmeinungen war dieses vom Auerhuhn immer relativ dünn besiedelt. Heute sind dort nur noch kleine isolierte Teilpopulationen dokumentiert. Die Gründe für den Populationsrückgang im Vinschgau werden kontrovers diskutiert und würden eine wichtige Basis für weitere Studien stellen. Erhebungen bzw. Studien in Flächen mit ungenutztem Potenzial könnten hier interessante Einblicke liefern. Es gibt keine aktuell dokumentierten Vorkommen in Flächen mit ohne Habitatpotenzial. Fälle, in denen das Auerhuhn in Südtirol Gebiete mit geringerem Habitatpotenzial nahegelegenen Flächen mit höherem Potenzial vorzieht, könnten auf eine geringe Habitateignung letzterer aufgrund ungeeigneter Waldstruktur, anthropogener oder anderer Störfaktoren zurückgeführt werden. Die rot ausgewiesenen Flächen könnten interessante Bereiche für eine potenzielle Habitaterweiterung oder Trittsteinflächen u.a aufzeigen. Besonders geeignet wären hierbei Gebiete, in denen die Habitateignung lediglich aufgrund ungeeigneter Waldstruktur beeinträchtigt ist und durch gezielten Waldbau verbessert werden könnte.

4.2 Ökologische Interpretation des MaxEnt-Modells

Die finalen unabhängigen Variablen und deren relative Beiträge zum Modell heben vor allem subalpine Fichtenwälder und Lärchenwälder in Höhenlagen zwischen 1.500 und 2.000m und einer Neigung zwischen 0 und 25° Neigung hervor, in denen sich auch eine ausgeprägte Heidelbeerdecke (25-50%) entwickeln kann. Ein Abstand von größeren Infrastrukturen <300m wirkt sich negativ auf das Habitatpotenzial aus. Diese Werte stimmen mit den allgemein bekannten Habitatanforderungen des Auerhuhns in Mitteleuropa ein (Bsp. Eiberle 1976; Gjerde 1991; Picozzi et al. 1992, Storch 1993a, 1993b; Suchant et al. 2003; Bollmann et al. 2005; Zohmann et al. 2014; Coppes et al. 2017). Die bewusste Selektion relativ stabiler unabhängiger Variablen wie z.B. der Seehöhe und des natürlichen Waldtyps, mit gleichzeitigem Ausschluss hochvariabler Faktoren wie dem Kronenschluss, garantiert eine zumindest mittelfristige Repräsentativität des Modells. Wichtig ist hierbei anzumerken, dass das Habitatmodell die aktuelle Situation des Auerhuhns in Südtirol weder in Bezug auf dessen effektive Verbreitung noch auf die Qualität vorhandener Lebensräume widerspiegelt. Vielmehr handelt es sich um eine mittelfristige Darstellung der Flächen, auf denen, nach Berücksichtigung der Ansprüche des Auerhuhns an dessen Habitat, geeigneter Lebensraum bestehen kann (Bsp.: Reimoser et al. 2003; Suchant & Braunisch 2008; Zohmann et al. 2014). Habitateignung und Auerhuhnvorkommen hängen neben einem lichten Kronenschluss noch von weiteren, teilweise schwer erfass- bzw. quantifizierbaren Faktoren ab. Storch (1999) bemerkt diesbezüglich, dass ein Habitatmodell den Lebensraum nur zu einem Teil erheben kann und Variablen wie Beutegreifer, Einfluss anderer Wildarten, Beunruhigungen durch den Menschen, Klimaextreme, usw. sich entscheidend auswirken können.

Einige der genannten Variablen können jedoch im Zuge eines koordinierten Managements berücksichtigt und gesteuert werden. In erster Linie sollte die Waldstruktur den Ansprüchen des Auerhuhns gerecht werden. Der Deckungsgrad sollte idealerweise zwischen 50 und 70% liegen (Graf et al. 2007; Broome et al. 2014). Neben einer besseren Manövrierbarkeit für das Auerhuhn kann durch den höheren Lichteinfall vor allem ein Aufkommen der Bodenvegetation, insbesondere der Heidelbeere, gefördert werden (Baines et al. 2004; Eckerter et al. 2019). Waldbaulich sollte in diesen Beständen ein mehrstufiger und strukturreicher Aufbau gefördert werden, um ein Mosaik aus verschiedenen Lebensraumelementen für das Auerhuhn zu schaffen (Graf et al. 2007; Suchant & Braunisch 2008; Mikoláš et al. 2015). Die als Nebeneffekt entstehenden Randzonen können dabei als weiterer Faktor zur Förderung der Biodiversität in diesen Flächen wirken (Kark 2013). In den subalpinen Fichtenwäldern Südtirols, welche auf Kuppen und Rücken liegen, sollten diese Faktoren laut vorliegendem MaxEnt-Modell vermehrt verfolgt werden.

Diese Schlussfolgerung deckt sich auch mit den Ergebnissen von Reimoser et al. (2003). Neben ihrer Attraktivität als Lebensraum könnten diese Kuppen und Rücken eine wichtige Rolle als Trittsteinflächen und somit als Verbindung zu anderen Teilpopulationen fungieren (Bollmann et al. 2011). Mehrere Expert:innen beriefen sich auf kontinuierliche Beobachtungen von Talwechseln entlang Südtirols Tälern. Eine flächendeckende Planung mit Berücksichtigung eventueller Trittsteinflächen und Migrationsrouten könnte langfristige Wirksamkeit erzielen.

Eine zusätzliche, gebietsbezogene Evaluation hinsichtlich anthropogener Störungen ist fundamental. Diese sollte sich sowohl auf intensiv genutzte Forststraßen und Wanderwege als auch auf die Planung von Skipisten, neuer Wege, Steige und (Forst-)Straßen beziehen. Zu Skigebieten wurde von Coppes et al. (2017) im Großareal des Schwarzwaldes eine generelle Meidung durch das Auerhuhn in Entfernungen bis zu 320 m festgestellt. Ein Schutz des Auerhuhns durch vermehrte Förderung des Unterholzes entlang der Randzonen von Skipisten als Sichtschutz wurde in diesem Zusammenhang vorgeschlagen. Einsichten in die Bewegungsströme Sporttreibender können verschiedene Datenquellen wie z.B. die Strava-Heatmap liefern (Strava, 2021). Darin werden Daten von (größtenteils) Sporttreibenden (Wanderer:innen, Läufer:innen, Rad- und Skifahrer:innen) verarbeitet und deren Bewegungsströme wiedergegeben. In Abb. 19 wurde die Strava-Heatmap über die Karte zum Habitatmodell (cloglog > 0.6) gelegt, um dieses mit dem Grad anthropogener Störungen durch Freizeitaktivitäten in Relation zu setzen. Klar zu erkennen ist die Fragmentierung einzelner großflächiger Gebiete z.B. durch ausgedehnte Skigebiete wie in Abb. 19a (Skigebiete Seiser-Alm und Gröden), 19b (Skigebiet Gitschberg-Jochtal) und 19e (Skigebiet Kronplatz). An alle genannten Gebiete grenzen beruhigte Flächen an. Eine weitere Ausbreitung anthropogener Störfaktoren sollte in solchen Fällen, z.B. durch gezielte Besucherlenkung, bestmöglich verhindert werden. Das beruhigte Gebiet der Abb. 19b stellt nach Expertenmeinungen neben aktuell großflächig vorhandenen Lebensräumen auch eine wichtige Trittsteinfläche dar. Talwechsel werden hier demnach kontinuierlich beobachtet. Ähnliches gilt nach Expertenmeinungen für das beruhigte Gebiet in Abb. 19a. Andere großflächige Gebiete wie in Abb. 19c sind hingegen im Vergleich großflächig relativ beruhigt. Diesen Zustand gilt es auch auf mittelfristige Sicht zu erhalten. In einem provinzweiten Management könnten solche Gebiete weiter evaluiert und als prioritär eingestuft werden. In Abb. 19d ist ein Gebiet mit hohem Habitatpotenzial hervorgehoben (Vigiljoch). Dieses weist eine Kombination beider Realitäten vor. Eine weitere Fragmentierung der mosaikartig verteilten beruhigten Gebiete mit hohem Habitatpotenzial durch hohe anthropogene Bewegungsströme ist zu verhindern. Eine gezielte Besucherlenkung könnte auch in diesem Beispiel positive Effekte erbringen bzw. einem Verlust bestehender Lebensräume entgegenwirken.

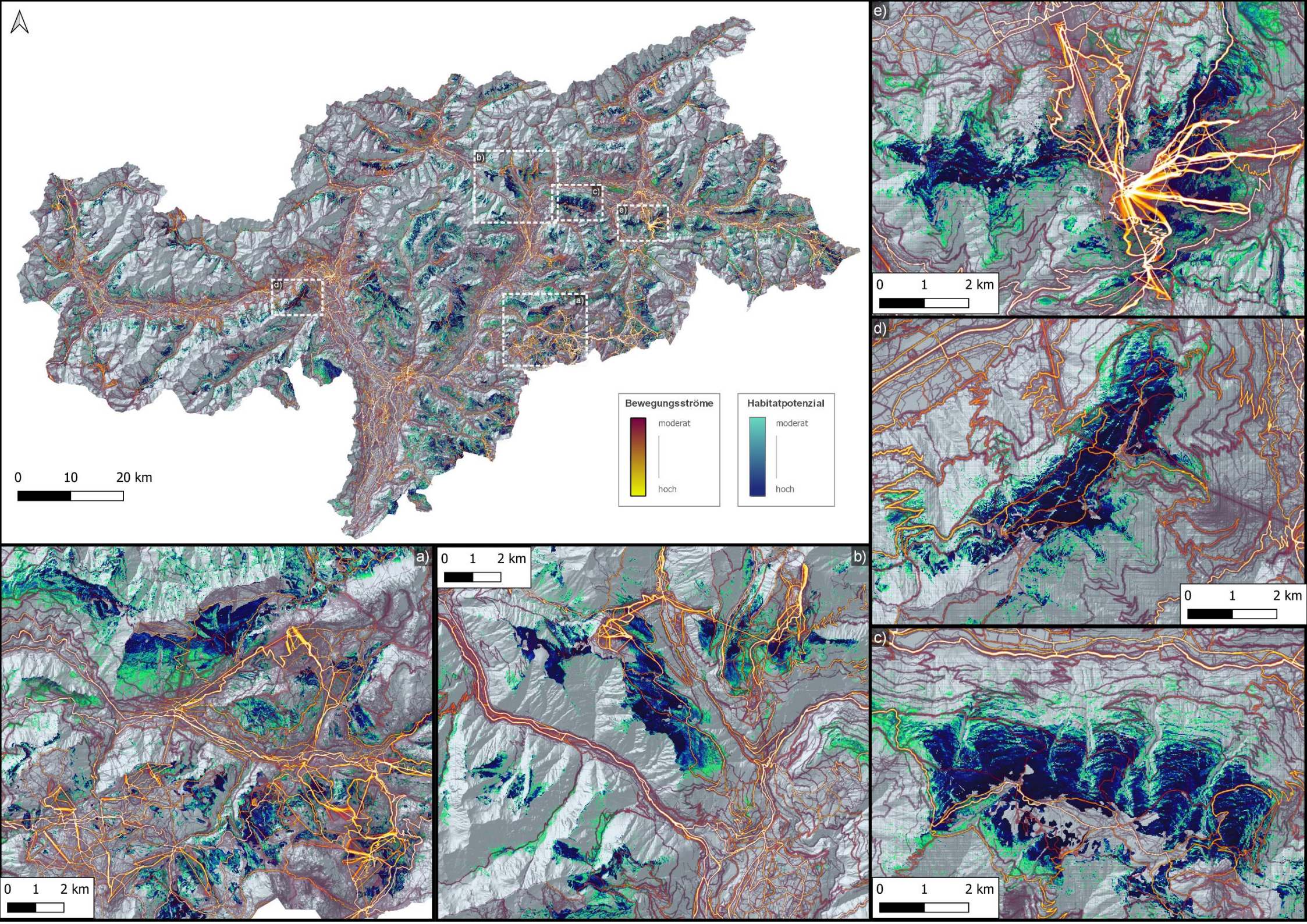

a)
b)
c)
d)
e)
0 10 20 km
Bewegungsströme
moderat
hoch
Habitatpotenzial
moderat
hoch
0 1 2 km

Abb. 19: Interpretation des Habitat-Modells (cloglog >0.6) mit Strava-Layer zu Bewegungsströmen von Sportler:innen im Outdoorbereich des Jahres 2017. Die Intensität der Ströme wird durch rote (= stark) bis hellblaue (= mäßig) Linien dargestellt (Strava, 2021). Bei stärkerer Vergrößerung steigt auch die Farbintensität der dargestellten Bewegungsströme. a) Skigebiete Seiser-Alm und Gröden, oben links=beruhigte Gebiete Lajen-Raschötz; b) Skigebiet Gitschberg-Jochtal mit angrenzenden großflächig beruhigten Gebieten und möglichen Talwechseln; c) Großflächig beruhigte Wälder bei der Rodenecker Alm; d) Vigiljoch mit Mosaik beruhigter Flächen in relativ dichtem und besuchtem Netz aus Wanderwegen und Forststraßen; e) Skigebiet Kronplatz mit fragmentierten Gebieten mit hohem Habitatpotenzial und großflächigem beruhigtem Gebiet mit hohem Habitatpotenzial.

In Kombination mit Daten zu Bewegungsströmen ermöglicht das Lebensraumpotenzial-Modell interessante Einsichten hinsichtlich Identifizierung prioritärer Gebiete und wildökologischer Raumplanungsmöglichkeiten.

Falls vorhanden, können Daten zu Beutegreifern aber auch anderer eventueller interspezifischer Wechselbeziehungen (inkl. Intensität eventueller Beweidung) gebietsweise in Evaluierungen miteinbezogen werden. Im Gebiet des Naturparks Trudner Horn wurde 2020 eine dreijährige Studie gestartet um den Druck durch Beutegreifer (v.a. Fuchs, *Vulpes vulpes,* Baummarder, *Martes martes*, sowie Steinmarder, *Martes foina*) auf die dortigen Raufußhuhnpopulationen (Auerhuhn und Haselwild, *Tetrastes bonasia*) zu untersuchen. Kämmerle et al. (2017) zeigten den negativen Einfluss, den Mesoprädatoren auf fragmentierte Teilpopulationen in Gebieten mit wenig qualitativem Lebensraum haben können. Großflächig verfügbarer Lebensraum hoher Qualität vermag den negativen Einfluss durch Mesoprädatoren abzufangen (Kämmerle et al. 2017) – ein weiterer Grund beim Auerhuhnmanagement am Erhalt und Förderung des Lebensraums anzusetzen.

Die Konnektivität der durch Landnutzung und Tourismus von zunehmender Isolation betroffenen Teilpopulationen ist für das System der alpinen Auerhuhn-Metapopulation, z.B. durch die Förderung eines intakten und konstanten Genflusses, von zentraler Bedeutung (Grimm & Storch, 2000; Segelbacher et al. 2002; Kunz et al. 2021). Der flächenbezogene Anspruch an den Lebensraum hängt von dessen Qualität und Grad an Fragmentierung ab. Mit zunehmender Fragmentierung steigt auch das genutzte Areal (Bollmann et al. 2011). Dagegen resultiert qualitativ hochwertiger Lebensraum in kleinerem Aktionsraum. So konnte z.B. bei höherer Proportion an Altholz ein geringerer Aktionsraum im Winter (Storch, 1993b) und bei höherem Heidelbeeraufkommen ein geringerer Aktionsraum im Sommer festgestellt werden (Storch 1993a, Storch 1997). Nach Bollmann et al. (2011) hängt die Wahrscheinlichkeit der Besetzung eines Gebiets mit Habitateignung positiv mit dessen Größe und negativ mit Entfernung zu den nächsten besetzten Gebieten zusammen.
Die Erstellung eines großflächigen Managementkonzepts sollte demnach seinen Fokus auf Erhalt und Förderung eines Netzwerks großflächig geeigneter Gebiete und Trittsteinflächen legen.

Das vorliegende MaxEnt-Modell kann durch das Anzeigen Habitatpotenzials für die Provinz Bozen-Südtirol einen aufschlussreichen Beitrag zur Identifizierung prioritärer Gebiete für ein provinzweites Auerhuhnmanagement leisten.

5 Aussichten

Das Modell als Werkzeug im Habitatmanagement

Durch den leicht interpretierbaren Output der Rohdatei bietet sich das Modell für pragmatische Anwendungsbereiche im Habitatmanagement an.
In Geoinformationssystemen kann es mit anderen Datensätzen wie z.B. Heatmaps (Bsp.: Abb. 19) oder LiDAR kombiniert werden und eine übersichtliche Informationsbasis für eine großflächige Habitat-Analyse zum Auerhuhn in der Provinz Bozen-Südtirol darstellen. Waldbehandlungspläne und wildökologische Raumplanung sind dabei nur zwei Bereiche, in denen das vorliegende Modell einen signifikanten Beitrag leisten könnte. Mit einigen Ämtern der Provinz Bozen-Südtirol (z.B. Amt für Forstplanung, Amt für Natur) besteht diesbezüglich bereits Kontakt und Austausch.
In einem zweiten Schritt können auch Grundeigentümer:innen, Jagdreviere oder Gemeinden konkret über auerhuhnbezogenes Habitatpotenzial direkt oder auf Nachfrage informiert werden. Dadurch kann ein wichtiger Diskurs gestartet werden, der den Schutz und die Förderung des Auerhuhns und dessen Habitats wieder vermehrt auf die lokale Ebene bringt. Als Beispiel gilt die Gemeinde Lajen, wo nach dem vorliegenden Habitatmodell großflächiges Habitatpotenzial erhoben und auf dessen Basis im April 2021 ein lokaler Diskurs angeregt wurde. Im Zuge dessen fanden Mitte Mai 2021 Gebietsbegehungen mit Jägern und Jagdaufsehern in Flächen mit hohem Habitatpotenzial (Abb. 19a, links oben) statt. Dabei wurde festgestellt, dass großflächig vorhandenes Habitatpotenzial auf vielen Flächen vorwiegend aufgrund zu dichter Waldbestände nicht erfüllt wird. In Flächen mit aktueller Habitateignung wurden mehrere Auerhuhnnachweise dokumentiert. Den zuständigen Behörden (u.a. Forststation Klausen, Forstinspektorat Brixen, Gemeinde Lajen) kommt hiernach ein Kurzbericht zu. Dieser kann einen Anstoß zur lokalen Förderung des Auerhuhns darstellen. Eine Erweiterung des verfügbaren Lebensraums durch gezielte waldbauliche Praktiken (Auflichtungen bzw. kleinflächige Femelhiebe und Räumungen von Schneebruch) und Besucherlenkung kann in diesem Gebiet (auch aufgrund der niedrigen Standortproduktivität) eine langfristige Förderung des Auerhuhns bewirken.
Eine entsprechende Praxis wie am Beispiel der Gem. Lajen könnte auch in anderen Gebieten Südtirols durch Information und Einbindung der unterschiedlichen Stakeholder stattfinden.

Im Folgenden wird auf einige weitere angedachte Anwendungspraktiken des Modells eingegangen.

Referenz bei der Erstellung der Waldbehandlungspläne

Im Zuge der Erstellung der Waldbehandlungspläne durch das Amt für Forstplanung kann das Modell genutzt werden, um Gebiete mit auerhuhnrelevantem Habitatpotenzial hervorzuheben und diese in den Plänen zu berücksichtigen. Techniker:innen können Flächen mit Habitatpotenzial, mit den dem Amt verfügbaren Daten, auf deren Status Quo inspizieren und eventuell Maßnahmen im Sinne des Auerhuhns setzen. Dabei sollten insbesondere drei Themenbereiche (soweit möglich) in Hinblick auf die Ökologie des Auerhuhns geprüft werden:

- **Status Quo der Waldstruktur prüfen**
  Deckungsgrad, Mehrstufigkeit, Barrieren in Form großflächiger Dickungen, mosaikartige Verteilung kleiner Lichtungen und Schneisen, Ökotone, etc. (Mollet & Marti, 2001; Reimoser 2003; Suchant & Braunisch, 2008).

- **Anthropogene Störung evaluieren**
  Stark genutzte Wanderwege, (Forst-)Straßen und Almhütten identifizieren (Bsp. Strava-Heatmap), Effekte von Skipisten berücksichtigen und eventuell puffern (Coppes et al. 2017), etc.

- **Einfluss anderer Wildtierarten (falls möglich) und landwirtschaftlicher Praktiken miteinbeziehen**
  Falls vorhanden und zugänglich, Daten miteinbeziehen, welche Einsicht in relevante interspezifische Dynamiken (u.a. Beutegreiferdruck) geben (Bsp. Kämmerle et al. 2017); auch intensiv beweidete Flächen können hier z.B. durch Verminderung der Heidelbeerdecke eine Rolle spielen (Hegland et al. 2005; Bunzel-Drüke et al. 2008)

Großflächig qualitativer Lebensraum kann gegenüber anthropogenen Störungen als auch einem eventuellen Druck durch Beutegreifer als Puffer wirken (Coppes et al. 2017, Kämmerle et al. 2017) und stellt damit einen fundamentalen Faktor für eine nachhaltige Förderung des Auerhuhns dar. Dabei sollte diese Förderung sowohl auf kleinflächiger, lokaler und somit individuenbezogener Ebene als auch auf großflächiger (sub-)populationsbezogener Ebene stattfinden (Storch, 1997). Der Fokus sollte auf Erhalt, Ausweitung und Schaffung qualitativ hochwertiger Lebensräume und deren Einbettung in einem provinzweiten Mosaik bzw. Netzwerk liegen (Mollet & Marti, 2001; Segelbacher et al. 2002).

Schnelle Einsicht nach Kalamitäten

Mit Hilfe des Modells kann geprüft werden, in welchem Ausmaß Flächen mit hohem Habitatpotenzial für das Auerhuhn von einschneidenden Kalamitäten wie z.B. großflächigen Windwürfen (Bsp. Sturmtief Vaia 2018; Vaglio Laurin et al. 2020) betroffen sind (Bsp. Abb. 20). Diese Flächen können in weiterer Folge differenziert begleitet werden, indem zum Beispiel natürliche Sukzession und Prozessschutz, besonders gefördert bzw. begleitet und präventiv Flächen waldbaulich in deren frühen Entwicklungsstadien vorbereitet werden. In den verschiedenen Phasen der ökologischen Sukzessionsstadien können verschiedene Raufußhühner geeignete Lebensräume finden (Kortmann et al. 2018).

Für das Auerhuhn kann eine nachhaltige Begleitung dieser Bestände durch Gewährleistung einer natürlichen, lückigen Naturverjüngung mit ihren Sukzessionsstadien und horstweisen Baumgruppen auch in einem zweiten Moment langfristige interessante und strukturreiche Lebensräume bieten.

Die Überlagerung dieser Layer zur visuellen Analyse wurde ursprünglich auf Anfrage des Direktors des Forstinspektorats Bozen I, Dr. Rainer Ploner, durchgeführt.

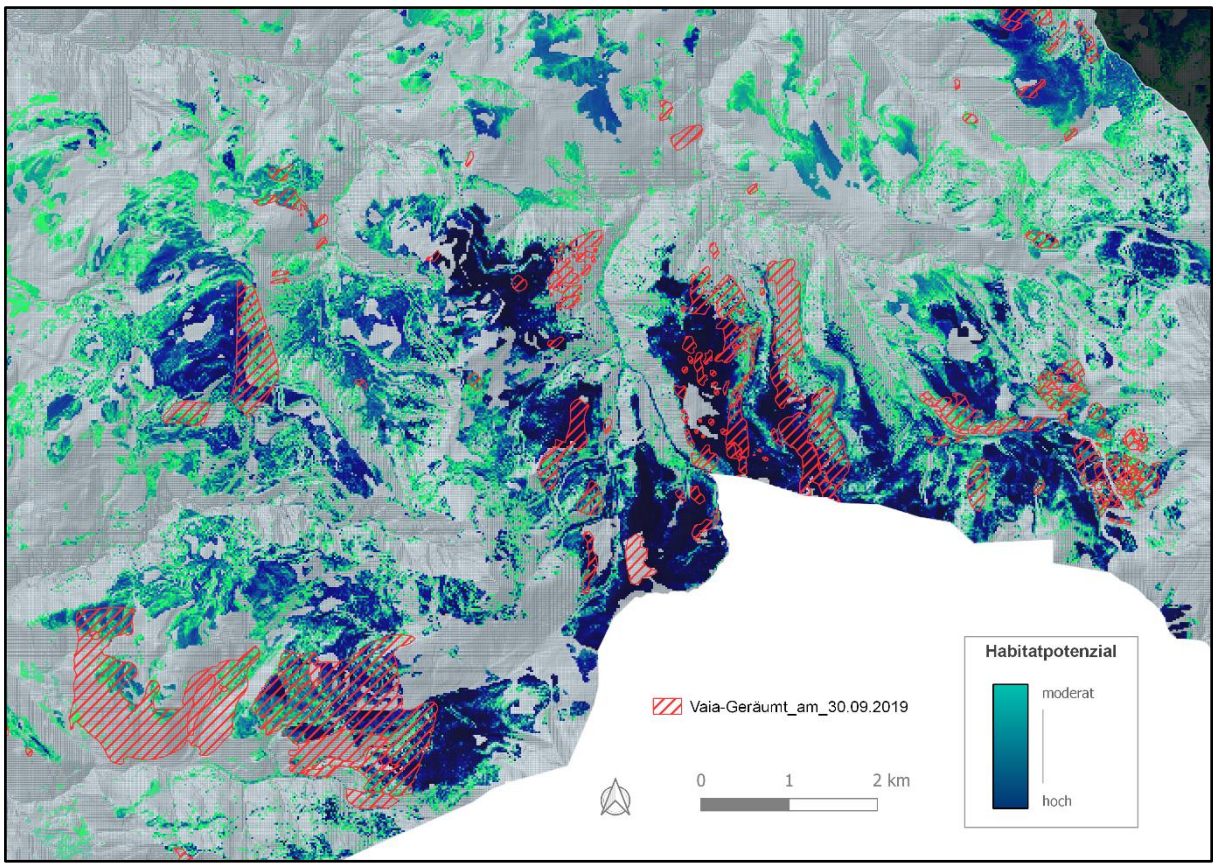


Abb. 20: Beispiel für Anwendung des Modells nach Kalamitäten in Bezug auf betroffene Gebiete mit Habitatpotenzial für das Auerhuhn. In diesem Fall wurden die von den südtiroler Forstbehörden kartierten Windwurfflächen des Sturmtiefs Vaia von 2018 über das MaxEnt-Modell projiziert.

Auerhuhnmanagement in den Naturparks

Das MaxEnt-Modell kann in den jeweiligen Naturparken in Kombination mit Daten zur aktuellen Verbreitung in den Parken und angrenzenden Gebieten, sowie Daten zu Besucherströmen, Waldstruktur u.Ä. als weitere Entscheidungsgrundlage für das Auerhuhnmanagement dienen. Die Naturparke können in Zusammenarbeit mit den zuständigen Forstbehörden und gezielter Öffentlichkeitsarbeit eine Schlüsselrolle spielen. Die Besitzverhältnisse des Waldes sind auch in den Naturparken im kleinflächigen Privatbesitz fundiert. In den Gebieten der Naturparke könnte ein koordiniertes Eingreifen bzw. Erhalten spezifischer Zonen den Grundstein für ein ausgedehntes Management auf Provinzebene legen.

6 Conclusio

Das Auerhuhn reagiert stark auf Veränderungen seines Lebensraums. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts waren in Südtirol teilweise starke Populationsrückgänge zu verzeichnen, welche gebietsweise in isolierten Teilpopulationen resultierten. In Folge flächenmäßiger Zunahme qualitativen Lebensraums besteht die Möglichkeit, dass auch kleine und isolierte Auerhuhnbestände sich rapide erholen (Klaus, 1994). Die Förderung und Erschließung des Habitatpotenzials durch Erhalt von bestehendem Lebensraum, sowie auerhuhngerechtem Waldbau zur Schaffung zusätzlichen Lebensraums, spielen somit eine entscheidende Rolle im Schutz des Auerhuhns in Südtirol. Aufgrund der Stellung des Auerhuhns als Schirmart würde dies auch einer Förderung der subalpinen Biodiversität im Allgemeinen nachkommen.
Das Modell der vorliegenden Arbeit kann einen Beitrag leisten, indem es das Habitatpotenzial flächendeckend für die Autonome Provinz Bozen - Südtirol wiedergibt und prioritäre Flächen hervorhebt.
Der Autonomen Provinz Bozen - Südtirol kommt durch ihre zentrale Lage eine tragende Rolle im Zuge des Erhalts und der Förderung einer gesunden und vernetzten Auerhuhn-Metapopulation im Alpenraum zu.

7 Literatur

Autonome Provinz Bozen - Südtirol – Amt für Viehzucht (2010a). Aree nettarifere dell'Alto Adige. Dataset Identifier: p_bz:e6916334-08e9-462d-b4a0-34f9f354c015
Abgerufen am 15.04.2020

Autonome Provinz Bozen-Südtirol Amt für Natur, Landschaft u. Raumentwicklung (2010b). Elemente des Straßennetzes. Dataset Identifier: p_bz:TransportNetwork:RoadNetwork-LinkSequences
Abgerufen am 13.04.2020

Autonome Provinz Bozen – Südtirol - Amt für Landesplanung und Kartografie (2011a). Modello digitale del terreno DTM (2,5 x 2,5m). Dataset Identifier: p_bz:c9128787-1dda-448a-8db5-969b9333eb13
Abgerufen am 18.04.2020

Autonome Provinz Bozen – Südtirol – Amt für Forstplanung (2011b). Waldtypisierung Südtirol. Dataset Identifier: p_bz:95e68a7f-8f1a-471c-a465-6016c034ebec
Abgerufen am 14.04.2020

Autonome Provinz Bozen – Südtirol – Amt für Forstplanung (2011c). Waldtypisierung Südtirol – Band 1. Lanarepro, Lana, Italien.

Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Amt für Natur, Landschaft u. Raumentwicklung, (2015). Landesregister der Skipisten. Dataset Identifier: p_bz:ca9738bc-5913-454b-bf3a-97197e577fd8
Abgerufen am 14.04.2020

Autonome Provinz Bozen – Südtirol Amt für Forstwirtschaft, (2021). Eigentumsverhältnisse – Wem gehört der Wald in Südtirol?. http://www.provinz.bz.it/land-forstwirtschaft/wald-holz-almen/wald-in-suedtirol/eigentumsverhaeltnisse.asp
Abgerufen am 14.01.2021

Bajc M, Čas M, Ballian D, Kunovac S, Zubić G, Grubešić M (2011). Genetic Differentiation of the Western Capercaillie Highlights the Importance of South-Eastern Europe for Understanding the Species Phylogeography. PLoS ONE 6(8): e23602;
https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023602

Bargain A., Marchese F., Savini A., Taviani M., Fabri M.C. (2017). Santa Maria di Leuca Province (Mediterranean Sea): Identification of Suitable Mounds for Cold-Water Coral Settlement Using Geomorphometric Proxies and Maxent Methods. Frontiers in Marine Science, 4: 338;
https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00338

Bean, W.T., Stafford, R. and Brashares, J.S. (2012), The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. Ecography, 35: 250-258
https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06545.x

BirdLife International. (2016). Tetrao urogallus. The IUCN Red List of Threatened Species https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679487A85942729.en.
Abgerufen am 21.04.2021

Bollmann K., Patrick Weibel, Roland F. Graf (2005). An analysis of central Alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. Forest Ecology and Management, 215(1-3): 307-318;
https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.019.

Bollmann, K., Graf, R.F., Suter, W. (2011). Quantitative predictions for patch occupancy of capercaillie in fragmented habitats. Ecography, 34: 276-286; https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06314.x

Brassel, P.; Bändli, U.-B. (1999): Schweizerisches Landesforstinven-tar: Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), Birmens-dorf, Bern, 442.

Braunisch, V. and Suchant, R. (2010). Predicting species distributions based on incomplete survey data: the trade-off between precision and scale. Ecography, 33: 826-840; https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05891.x

Braunisch V., Patrick Patthey, Raphaël Arlettaz (2011). Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. Ecological Applications, 21: 955-967

Broome A., Thomas C., Quine C. (2014). An evaluation of thinning to improve habitat for capercaillie (Tetrao urogallus). Forest Ecology and Management, 314: 94-103; https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.038.

Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, P. Finck, G. Kämmer, R. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf & O. Zimball (2008). Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - „Wilde Weiden“. - Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne. 215.

Bürgi M. (1997) Waldentwicklung im 19. und 20. Jahrhundert. Veränderungen in der Nutzung und Bewirtschaftung des Waldes und seiner Eigenschaften als Habitat am Beispiel der öffentlichen Waldungen im Zürcher Unter- und Weinland. Dissertation, ETH Zürich, Zürich, 234.

Coppes J., Kochs M., Ehrlacher J., Thiel D., Suchant R., Braunisch V. (2015). The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. Newsletter of the Grouse Group, 50: 21-23

Coppes J., Ehrlacher J., Thiel D., Suchant R., Braunisch V. (2017). Outdoor recreation causes effecttive habitat reduction in capercaillie Tetrao urogallus: a major threat for geographically restricted populations. J Avian Biol, 48: 1583-1594; https://doi.org/10.1111/jav.01239

Dormann CF, Elith J, Bacher S, (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography, 36: 27–46; https://10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x

Eckerter T., Buse J., Förschler M., Pufal G. (2019). Additive positive effects of canopy openness on European bilberry (Vaccinium myrtillus) fruit quantity and quality. Forest Ecology and Management, 433: 122-130;
https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.059.

Elith J, Phillips SJ, Hastie T (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists: Statistical explanation of MaxEnt. Divers Distrib, 17: 43–57; https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

EURAC, (2015). Mittlere jährliche Sonneneinstrahlung in Südtirol, in Wh/m² (Projekt Solar Tirol). Dataset identifier: p_bz:76db0dcb-ef59-4379-8f62-79b12aad5190. Abgerufen am 10.04.2021

European Environment Agency (2018). Corine Land Cover (CLC) 2018, Version 2020_20u1. https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018. Dataset identifier: copernicus_v_3035_100_m_clc-2018_p_2017- 2018_v20_r01 Abgerufen am 16.04.2020

Fedrigotti C., Brambilla M., Pedrini P. (2019). La trasformazione del paesaggio nelle Prealpi Centro-orientali: analisi del pattern spaziale e aspetti di conservazione. Studi Trentini di Scienze Naturali, 98: 105-123

Ferster C., Nelson T., Laberee K., Winters M. (2021). Mapping bicycling exposure and safety risk using Strava Metro. Applied Geography, 127: 102388; https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102388.

Fick, S.E. and R.J. Hijmans, (2017). Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37: 4302-4315; https://doi.org/10.1002/joc.5086

Finne M., Wegge P., Eliassen S., Odden M. (2000). Daytime roosting and habitat preference of capercaillie Tetrao urogallus males in spring - the importance of forest structure in relation to anti-predator behaviour. Wildlife Biology, 6(4): 241-249; https://doi.org/10.2981/wlb.2000.022

Franklin J. (2009). Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Garrote G., Fernández–López J., López G., Ruiz G., Simón M. A. (2018). Prediction of Iberian lynx road–mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm. Animal Biodiversity and Conservation, 41(2): 217-25; https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0217

Graf R.F., Bollmann K., Bugmann, H. and Suter, W. (2007), Forest and Landscape Structure as Predictors of Capercaillie Occurrence. The Journal of Wildlife Management, 71: 356-365; https://doi.org/10.2193/2005-629

Graf R., Lukas Mathys, Kurt Bollmann (2009). Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. Forest Ecology and Management, 257(1): 160-167; https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.021.

Grimm, V. and Storch, I. (2000): Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. Wildlife Biology, 6 (4): 219-225; https://doi.org/10.2981/wlb.2000.019

Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J.J. and Elith, J. (2014). Maxent is not a presence – absence method: a comment on *Thibaud et al.* Methods Ecol Evol, 5: 1192-1197;

https://doi.org/10.1111/2041-210X.12252

Hegland S.J., Rydgren K. and Seldal T. (2005). The response of Vaccinium myrtillus to variations in grazing intensity in a Scandinavian pine forest on the island of Svanøy. Canadian Journal of Botany, 83(12): 1638-1644; https://doi.org/10.1139/b05-132

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. and Albert, D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography, 29: 773-785; https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x

Hogl, K., Pregernig, M. & Weiss, G. (2005). What is new about new forest owners? A typology of private forest ownership in Austria. Small-scale Forestry, 4: 325–342; https://doi.org/10.1007/s11842-005-0020-y

Jahren T., Storaas T., Willebrand T., Fossland Moa P. & Hagen B. (2016). Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. Animal Biology, 66(3-4): 363-400; https://doi.org/10.1163/15707563-00002514

Jiménez-Valverde Alberto, Lobo Jorge M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. Acta Oecologica, 31(3): 361-369; https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.02.001.

Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M. and Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. Diversity and Distributions, 14: 885-890; https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x

Kämmerle, J. ‐ L., Coppes, J., Ciuti, S., Suchant, R., and Storch, I. (2017). Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. Ecosphere, 8(9): e01934; https://doi.org/10.1002/ecs2.1934

Kark S. (2013). Effects of Ecotones on Biodiversity. Hrsg.: Simon A Levin, Encyclopedia of Biodiversity, Academic Press, New Jersey, USA, 142-148; https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00234-3.

Klaus S. (1994) To Survive or To Become Extinct: Small Populations of Tetraonids in Central Europe. Ecological Studies, 106: 137-152; https://doi.org/10.1007/978-3-642-78214-5_10

Klinga P., Mikoláš M., Zhelev P., Höglund J., Paule L. (2015). Genetic differentiation of western capercaillie in the Carpathian Mountains: the importance of post glacial expansions and habitat connectivity. Biological Journal of the Linnean Society, 116(4): 873–889; https://doi.org/10.1111/bij.12643

Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A.K., Augeri, D.M., Cheyne, S.M., Hearn, A.J., Ross, J., Macdonald, D.W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A.J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., Alfred, R., Samejima, H., Duckworth, J.W., Breitenmoser ‐ Wuersten,

C., Belant, J.L., Hofer, H. and Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. Diversity Distrib., 19: 1366-1379; https://doi.org/10.1111/ddi.12096

Kortmann M., Heurich M., Latifi H., Rösner S., Seidl R., Müller J., Thorn S. (2018). Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (Tetrao urogallus) and hazel grouse (Tetrastes bonasia). Biological Conservation, 226: 81-91; https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.014.

Kunz, F., Kohnen, A., Nopp-Mayr, U. et al. (2021). Past, present, future: tracking and simulating genetic differentiation over time in a closed metapopulation system. Conserv Genetics 2021: 1-14; https://doi.org/10.1007/s10592-021-01342-5

Landesinstitut für Statistik – Provinz Bozen (2020). Tourismus in einigen Alpenregionen ASTAT - Info 50/2020. https://astat.provinz.bz.it/de/aktuelles-publikationen-info.asp?news_action=4&news_article_id=642354 . Abgerufen am 02.02.2021

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; https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167128

Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. and Pearson, R.G. (2005), Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. Ecography, 28: 385-393; https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x

Lobo J. M. et al. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. Global Ecol. Biogeogr., 17: 145-151; https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x

Lõhmus A., L. Remm (2017). Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: Bilberry (Vaccinium myrtillus) in Estonia, Forest Ecology and Management, 404: 75-83; https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.035.

Mikoláš M., Svitok M., Tejkal M., Leitão P., Morrissey R., Svoboda M., Seedre M., Fontaine J. (2015). Evaluating forest management intensity on an umbrella species: Capercaillie persistence in central Europe. Forest Ecology and Management, 354: 26-34; https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.001.

Mikoláš, M., Tejkal, M., Kuemmerle, T. (2017). Forest management impacts on capercaillie (Tetrao urogallus) habitat distribution and connectivity in the Carpathians. Landscape Ecol 32: 163-179; https://doi.org/10.1007/s10980-016-0433-3

Mollet P., Marti, C. (2001). Auerhuhn und Waldbewirtschaftung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Schweiz.

Moreno R., Ricardo Zamora, Juan Ramón Molina, Angélica Vasquez, Miguel Ángel Herrera (2011). Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). Ecological Informatics,

6(6): 364-370;
https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.003.

Pakkala T., Pellikka J., Lindén H. (2003). Capercaillie Tetrao urogallus - a good candidate for an umbrella species in taiga forests. Wildlife Biology, 9(4): 309-316;
https://doi.org/10.2981/wlb.2003.019

Pandit, S.N., Kolasa, J., Cottenie, K. (2009). Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. Ecology, 90: 2253-2262;
https://doi.org/10.1890/08-0851.1

Peterson A, Soberón J, Pearson R, Anderson R, Martinéz-Meyer E, Nakamura N, Araújo M (2011). Ecological Niches and Geographic Distributions. Monographs in Population Biology 49. Princeton University Press, New Jersey, USA;
https://doi.org/10.1515/9781400840670

Phillips S., Dudík M., Schapire R. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. In Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning (ICML '04). Association for Computing Machinery, New York, USA;
https://doi.org/10.1145/1015330.1015412

Phillips S., Anderson R., Schapire R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, 190(3-4): 231-259;
https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Phillips S.J. and Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography, 31: 161-175;
https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x

Phillips S.J., Dudìk, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. and Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence‐only distribution models: implications for background and pseudo‐absence data. Ecological Applications, 19: 181-197;
https://doi.org/10.1890/07-2153.1

Phillips S.J. (2010). A Brief Tutorial on MaxEnt. Lessons in Conservation. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
Abgerufen am 14.04.2020

Philipps S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E. and Blair, M.E. (2017). Opening the black box: an open‐source release of Maxent. Ecography, 40: 887-893;
https://doi.org/10.1111/ecog.03049

Picozzi N., Catt, D., & Moss, R. (1992). Evaluation of Capercaillie Habitat. Journal of Applied Ecology, 29(3): 751-762;
https://doi.org/10.2307/2404485

Radosavljevic A. and Anderson, R.P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. J. Biogeogr., 41: 629-643;
https://doi.org/10.1111/jbi.12227

Reimoser F., Duscher A., Sternbach E., Erber J. (2003). Digitale Ausscheidung potenzieller Auerhuhngebiete in den Forst- und Domänenwäldern Südtirols. http://www.provincia.bz.it/land-forstwirtschaft/fauna-jagd-fischerei/publikationen.asp .

Abgerufen am 15.09.2020

Scherzinger W. (1976). Rauhfuß-Hühner. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Nationalpark Bayer Wald, 2: 6-71

Segelbacher G., Höglund J., Storch I. (2003). From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. Molecular Ecology, 12(7): 1773-1780; https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2003.01873.x

Simberloff D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation, 83(3): 247-257; https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5.

Storch I. (1993a). Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? Oecologia, 95: 257–265; https://doi.org/10.1007/BF00323498

Storch I. (1993b). Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie. Ecography, 16: 351-359; https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00224.x

Storch I. (1994). Habitat and survival of capercaillie Tetrao urogallus nests and broods in the Bavarian alps, Biological Conservation, 70(3): 237-243; https://doi.org/10.1016/0006- 3207(94)90168-6.

Storch I. (1997). The Importance of Scale in Habitat Conservation for an Endangered Species: The Capercaillie in Central Europe. In: Bissonette J.A. (eds) Wildlife and Landscape Ecology. Springer, New York, 310-330; https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1918-7_12

Storch I. (1999). Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden und Konzepte. Wildbiologische Gesellschaft München e. V.: 247.

Storch I. (2007). Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. IUCN Library System, https://portals.iucn.org/library/node/9145 Abgerufen am 13.05.2021

Strava, (2021). Strava Global Heatmap. Strava, https://strava.com/heatmap Abgerufen am 02.02.2021

Suchant R. (2002). Die Entwicklung eines mehrdimensionalen Habitatmodells für Auerhuhnareale (Tetrao urogallus L.) als Grundlage für die Integration von Diversität in die Waldbaupraxis. Dissertation, Universität Freiburg, Deutschland.

Suchant R., Baritz R., Braunisch V. (2003) Wildlife habitat analysis – a multidimensional habitat management model. Journal for Nature Conservation, 10(4): 253-268; https://doi.org/10.1078/1617-1381-00026.

Suchant R., Braunisch V. (2008). Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn – Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald. Hrsg. FVA Freiburg, ARG Baden-Württemberg, Deutschland.

Suter W. (2002). Capercaillie (Tetrao urogallus) and Avian Biodiversity: Testing the Umbrella - Species Concept. Conservation Biology, 16(3): 778-788; https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01129.x

Vidar Selås. (2001). Autumn population size of capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to bilberry *Vaccinium myrtillus* production and weather: an analysis of Norwegian game reports. Wildlife Biology, 7(3):17-25; https://doi.org/10.2981/wlb.2001.005

Thiel D., Jenni-Eiermann S., Palme R., Jenni L. (2011). Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie Tetrao urogallus. Ibis, 153(1): 122-133; https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01083.x

Thorn, J.S., Nijman, V., Smith, D. and Nekaris, K.A.I. (2009). Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). Diversity and Distributions, 15: 289-298; https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00535.x

Vaglio Laurin G., Francini S., Luti T., Chirici G., Pirotti F., Papale D. (2020). Satellite open data to monitor forest damage caused by extreme climate-induced events: a case study of the Vaia storm in Northern Italy. Forestry: An International Journal of Forest Research, 90:407-416; https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa043

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; https://doi.org/10.1890/10-1171.1

Zohmann M., Markus Immitzer, Mark Wöss, Hartmut Gossow, Ursula Nopp-Mayr (2014). Modelling habitat use of Tetrao urogallus L. in Austria for conservation issues. Journal for Nature Conservation, 22(3): 223-234; https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.002.