

Modellierung der Habitatansprüche des Bergpiepers (*Anthus spinoletta spinoletta*) im Nationalpark Gesäuse mit Mitteln der Fernerkundung und GIS

Diplomarbeit

Diplomstudium Landschaftsplanung und Landschaftspflege (H920) an der Universität für Bodenkultur Wien

Jakob Pöhacker

Betreuung:

Fuchs Helmut, Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. (IVFL BOKU)

Suppan Franz, Mag. (IVFL BOKU)

Schulze H. Christian, Dr. (Universität Wien)

Wien, Februar 2011



Danksagung

Zu allererst möchte ich mich bei meinen Eltern Mag^a. Gabriele Pöhacker und Mag. Johannes Pöhacker bedanken, die mir meine Ausbildung ermöglichten und mich immer in allen Belangen unterstützt haben.

Dem Nationalpark Gesäuse danke ich für die Übernahme der entstandenen Spesen, die Bereitstellung einer Unterkunft im Untersuchungsgebiet und die Überlassung der Datengrundlagen. Insbesondere den NationalparkmitarbeiterInnen Mag. Dr. Lisbeth Zechner und Mag. Daniel Kreiner danke ich für die große Unterstützung bei Planung und Durchführung der Kartierungen. Ohne ihr Engagement und ihre Gebietskenntnisse wären die Erhebungen nicht in dieser Form möglich gewesen.

Dank gilt auch meinen Betreuern Dr. Christian H. Schulze für die statistische Hilfestellung, Mag. Franz Suppan und Univ.Ass. Mag. Dr. Thomas Bauer für die Ermöglichung der Arbeit am IVFL und die Tipps im Bereich GIS und Fernerkundung.

Ao.Univ.Prof. DI. Dr. Helmut Fuchs danke ich für die Annahme des Diplomarbeitsthemas.

Stellvertretend für alle FreundInnen, die meine Studienzeit zu einem sehr schönen Lebensabschnitt machten will ich meine MitbewohnerInnen und FrisbeefreundInnen erwähnen, auch wenn sie nicht immer für konzentriertes Studieren förderlich waren.

Weiterer Dank gebührt Johannes Frühauf für die Organisation und Aufbereitung der INVEKOS- Daten, sowie Mag. Matthias Schmidt für die sehr hilfreichen fachlichen Diskussionen und Dr. med. Julia Katzenbeisser für ihre Unterstützung während des gesamten Zeitraumes der Arbeit.

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	5
1.1 Fragestellungen	5
2. DER NATIONALPARK GESÄUSE	6
2.1 Lage, Größe, Charakteristik	6
2.2 Klima und Wetter im Nationalpark	7
3. DER BERGPIEPER (<i>ANTHUS SPINOLETTA SPINOLETTA</i>)	9
3.1 Systematik	9
3.2 Verbreitung und Bestand	10
3.3 Brutbiologie und Nahrung	12
3.4 Habitatwahl	14
4. MODELLIERUNG	16
4.1 Modellierung allgemein	16
4.2 Wissensbasierte Habitatmodelle	17
4.3 Statistische Habitatmodelle	17
4.3.1 Modellierung mit Präsenzdaten: ENFA und MAXENT	18
4.3.2 Modellierung mit Präsenz-Absenz-Daten: Logistische Regression	19
4.3.2.1 Variablenselektion	19
4.3.2.2 Modellbildungsprozess	20
4.3.2.3 Das Ergebnis der Modellierung	20
4.3.2.4 Beurteilung der Modellgüte	21
5. MATERIAL UND METHODE	24
5.1 Untersuchungsgebiet der Studie	24
5.2 Freilanderhebungen	27
5.3 Datenlage	28
5.4 Variablenberechnung	29
5.4.1 Habitatparameterberechnung aus dem Geländemodell	29
5.4.2 Habitatparameterberechnung aus den Satellitendaten	30
5.4.3 Habitatparameterberechnung aus der Biotoptypenkartierung und der Freilanderhebung	31
5.5 Getrennte Modelle für Almen und Alpine Matten	33
5.6 Reduktion der Rasterfelder	34
5.7 Variablenselektion	35

5.8 Modellbildung	35
6. ERGEBNISSE	36
6.1 Ergebnisse der Freilandhebungen	36
6.2 Ergebnisse der Modellierung	38
6.2.1 Alm	38
6.2.2 Alpine Matte	40
6.3 Gütebeurteilung der Modelle	42
6.3.1 Alm	42
6.3.2 Alpine Matte	42
7. DISKUSSION	45
7.1 Bedeutung der verschiedenen Habitatparameter für den Bergpieper	45
7.1.1 Alm	45
7.1.2 Alpine Matte	46
7.2 Unterschiede zwischen Almen und Alpinen Matten	47
7.3 Methodenkritik	49
7.3.1 Lokalisation der Nachweise	49
7.3.2 Kartierungszeitpunkt	49
7.3.3 Modellbildung	50
7.4 Wie praktikabel ist der Modellansatz für die Planungspraxis?	50
7.4.1. Schwächen des Modellansatzes	50
7.4.2. Potentielle Einsatzmöglichkeiten	51
7.5 Welchen Beitrag können Fernerkundungsdaten zur Beurteilung der Habitatqualitäten leisten?	53
7.5.1 Modellerstellung mittels NDVI und Parametern aus dem Geländemodell	53
7.5.1.1 Alm	54
7.5.1.2 Alpine Matte	55
8. ZUSAMMENFASSUNG	57
9. LITERATURVERZEICHNIS	58
10. ABBILDUNGSVERZEICHNIS	63
11. TABELLENVERZEICHNIS	64
12. ANHANG	65

1. Einleitung

Der Bergpieper (*Anthus spinoletta spinoletta*) nutzt alpine Matten oberhalb der natürlichen Waldgrenze und durch menschliche Nutzung waldfrei gewordene Flächen darunter. Er ist der Charaktervogel dieser Landschaftsbereiche (Lentner 2001) und einer der wenigen Indikatorvogelarten in der alpinen Kulturlandschaft. Österreich ist aufgrund der relativ zum weltweiten Gesamtbestand bedeutenden Vorkommen „stark verantwortlich“ für die Erhaltung der Bergpieperbestände (Frühauf 2005). Dennoch ist nur wenig über die Habitatansprüche dieses Vogels bekannt. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den derzeitigen Kenntnisstand zusammenzutragen und neue Informationen zur Art-Habitatbeziehung des Bergpiepers darzustellen und somit eine ergänzende Grundlage für zukünftige naturschutzfachliche Managemententscheidungen im alpinen Raum zu schaffen.

1.1 Fragestellungen

- Wo kommt der Bergpieper im Nationalpark Gesäuse vor?
- Gibt es Unterschiede zwischen den Bereichen der alpinen Matten und den anthropogen entstandenen Almflächen? Welche Bedeutung hat die Almbewirtschaftung für die Bergpieperbestände?
- Welche Habitatparameter bestimmen das Vorkommen und die Verteilung des Bergpiepers im Gebiet?
- Wie praktikabel ist der Modellansatz zur Bewertung der Habitatqualität für die Planungspraxis?
- Welchen Beitrag können Fernerkundungsdaten zur Beurteilung der Habitatqualität leisten?

2. Der Nationalpark Gesäuse

2.1 Lage, Größe, Charakteristik

Der Nationalpark Gesäuse befindet sich im nördlichen Teil der Ennstaler Alpen, im Bezirk Liezen in der Steiermark - Österreich (Abb.1). Die Ennstaler Alpen sind aus geologischer Sicht zu den Nördlichen Kalkalpen zu zählen. Sie sind zu einem großen Teil aus Kalk- und Dolomitgesteinen aufgebaut.

Der Nationalpark hat eine Gesamtgröße von gut 110 km² und erstreckt sich auf Seehöhen zwischen 490 und 2370 Metern. In etwa die Hälfte des Naturraumes ist von Wald in unterschiedlichen Ausprägungen bedeckt. Schroffe, felsige Gipfelbereiche, alpine Matten und Almflächen sowie Gewässer komplettieren das Erscheinungsbild dieser vielseitigen Naturlandschaft.

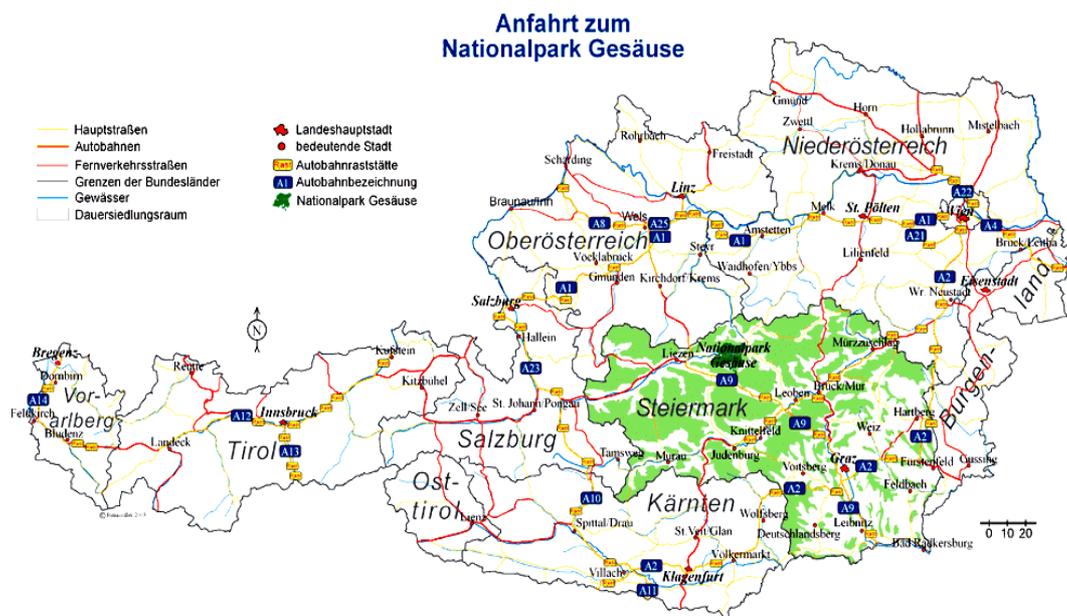


ABB.1: LAGE DES NATIONALPARKS GESÄUSE, QUELLE: WWW.NATIONALPARK.CO.AT

Das in West-Ost-Richtung verlaufende Ennstal gliedert den Nationalpark grob in zwei Gebirgsstöcke: Buchsteingruppe und Tamischbachturm im Norden sowie Hochtorggruppe und Reichenstein südlich der Enns.

86% der Nationalparkfläche sind als Naturzone und 14% als Bewahrungszone ausgewiesen (Abb.2).

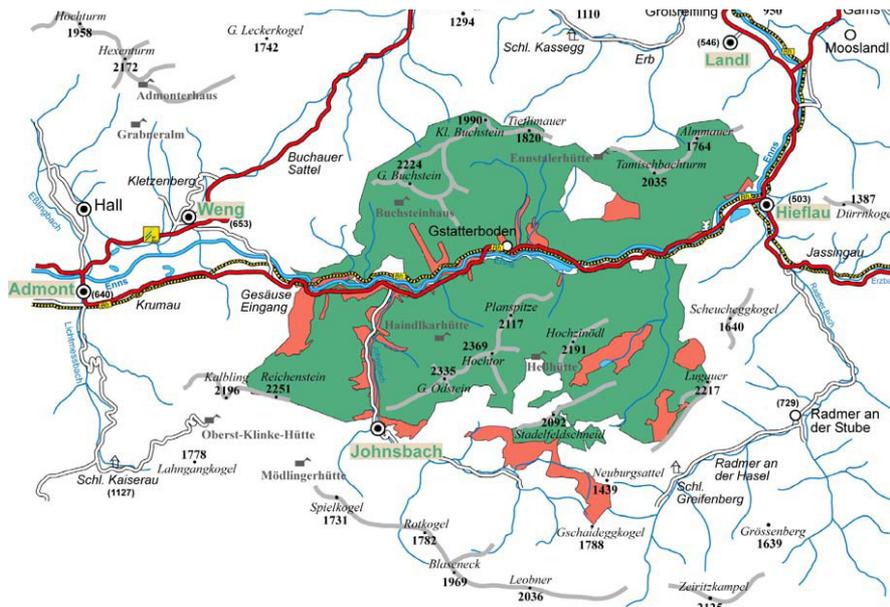


ABB.2: NATUR- UND BEWAHRUNGSZONEN IM NATIONALPARK GESÄUSE (GRÜN: NATURZONE; ROT: BEWAHRUNGSZONE), QUELLE: WWW.NATIONALPARK.CO.AT

2.2 Klima und Wetter im Nationalpark

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist durch Nordstaulage und damit verbunden überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen im Sommer charakterisiert (Abb.3).

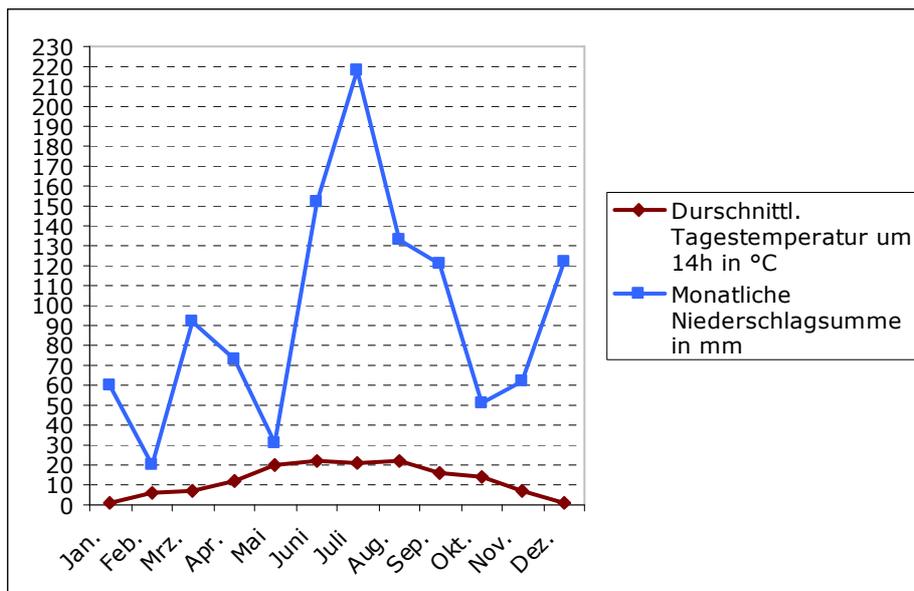


ABB.3: DURCHSCHNITTICHE TAGESTEMPERATUREN UM 14 UHR IN °C UND MONATLICHE NIEDERSCHLAGSUMME IN MM, GEMESSEN AN DER WETTERSTATION HALL/ADMONT IM JAHR 2008, QUELLE ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (ZAMG)

Die Jahresmitteltemperatur in Admont betrug im Jahr 2008 8,0 °C. Das absolute Temperaturmaximum lag bei 32,9 °C am 25. Juni, das absolute Minimum bei -14,8 °C am 3. Jänner. An 132 Tagen wurde Frost registriert. Die Monate Mai bis August waren gänzlich frostfrei.

Die Jahresniederschlagssumme betrug im Jahr 2008 1135mm mit einem maximalen Tagesniederschlag von 76mm am 15. August. An 192 Tagen fiel mehr als 0,1mm Niederschlag. Die Wetterdaten stammen aus dem Jahrbuch 2008 der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) von der Wetterstation Hall/Admont in 641 m Seehöhe.

Eine genaue Beschreibung des Klimas der Gesäuseberge findet sich unter Anderem bei Wakonigg (1978).

Weitere Daten zur Witterung in den Gesäusebergen liegen von der Wetterstation am Gscheidegg (1689 m Seehöhe) vor. Diese Wetterstation wird vom Nationalpark Gesäuse betrieben, die Daten können auf www.nationalpark.co.at abgerufen werden.

Die wichtigsten Parameter (minimale, maximale und mittlere Temperatur) können aus Abb.4 entnommen werden. Die mittlere Jahrestemperatur lag im Jahr 2009 am Gscheidegg bei 3,35°C.

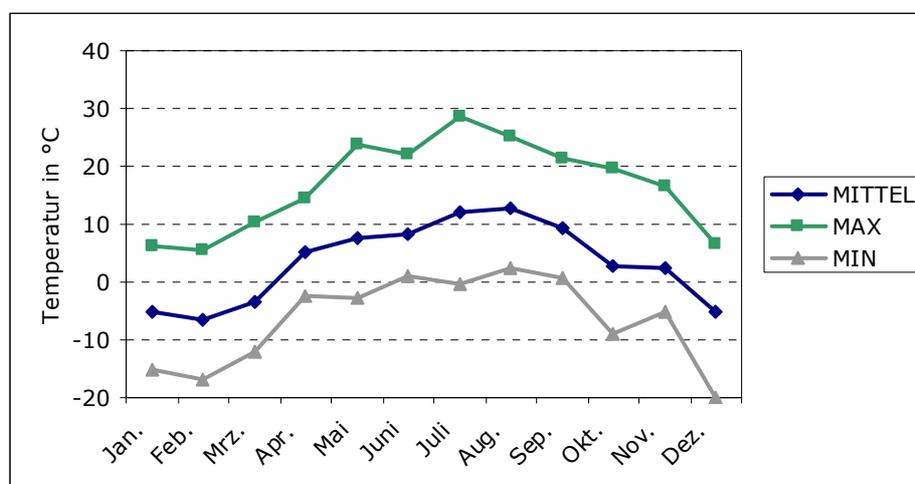


ABB.4: MAXIMALE (GRÜN), MITTLERE (BLAU) UND MINIMALE (GRAU) MONATSTEMPERATUR IN °C, GEMESSEN AN DER WETTERSTATION GSCHIEDEGG IN 1689 M SEEHÖHE IM JAHR 2009

Das Jahr 2009 war durch große Schneemengen, vor allem im Spätwinter geprägt. So lagen zum letzten Aufnahmezeitpunkt der Schneemenge am 31.März 2009 noch 199 cm Schnee am Gscheidegg. Vergleicht man die Schneedaten von 2009 und 2010 so fällt auf, dass im gesamten Jahr 2010 nie über 200 cm Schnee am Gscheidegg lagen, während das Maximum im Jahr 2009 am 18.03. mit 265 cm erreicht wurde.

Weiterführende Informationen zu Lage, Klima, Geologie, Geomorphologie und Vegetation des Nationalparks Gesäuse können in zahlreichen publizierten Arbeiten (z.B.: Werschönig 2008; Miller-Aichholz 2007; Gubert 2006), sowie auf der Homepage www.nationalpark.co.at nachgelesen werden.

3. Der Bergpieper (*Anthus spinoletta spinoletta*)

Der Bergpieper ist von der Gestalt her ein unscheinbarer Vogel. Charakteristisch sind die weißen Schwanzaußenkanten, der helle Überaugenstreif und die zart rosarote Brustfärbung bei Männchen im Prachtkleid (Abb.5). Die Weibchen zeigen kein Prachtkleid und sind ganzjährig bräunlichgrau gefärbt.



ABB.5: BERGPIEPERMÄNNCHEN IM PRACHTKLEID © B. JOHANSSON

3.1 Systematik

Tab.1 zeigt die systematische Stellung des Bergpiepers in der Klasse der Vögel (*Aves*).

Ordnung	Familie	Gattung	Art	Unterart
Passeriformes	Motacillidae	<i>Anthus</i>	<i>spinoletta</i>	<i>spinoletta</i>

TAB.1: SYSTEMATISCHE STELLUNG DES BERGPIEPERS

Zur Familie der Motacillidae gehören die Gattungen *Dendronanthus* (1 Art), *Motacilla* (28 Arten), *Tmetothylacus* (1 Art), *Macronyx* (8 Arten) und *Anthus* (40 Arten) (BirdLife International, 2008). Bis in die 80er Jahre wurden der Pazifikpieper (*Anthus rubescens*), der Bergpieper (*Anthus spinoletta*) und der Strandpieper (*Anthus petrosus*) als eine Art (Wasserpieper) zusammengefasst. Aber schon damals nannte man 12 verschiedene Unterarten in drei Artengruppen (Böhm 2000). Mittlerweile ist der „Wasserpieper“ aufgrund neuester genetischer Untersuchungen und taxonomischer Überlegungen in drei eigenständige Arten mit 10 Unterarten aufgetrennt. In Tab.2 sind die Verbreitungsgebiete der drei eng verwandten Arten mit ihren Unterarten angeführt.

Art	Unterart	Verbreitungsgebiet
<i>Anthus rubescens</i>	<i>japonicus</i>	Asien
	<i>rubescens</i>	nördliches Nordamerika
	<i>pacificus</i>	südliches Nordamerika
<i>Anthus spinoletta</i>	<i>spinoletta</i>	Europa
	<i>coutelli</i>	Kleinasien bis Nordiran
	<i>blakistoni</i>	Afghanistan bis Zentral-China
<i>Anthus petrosus</i>	<i>meinertzhageni</i>	Äußere Hebriden
	<i>kleinschmidti</i>	Shetland, Färöer
	<i>petrosus</i>	Britisch Islands
	<i>littoralis</i>	Fennoskandien, Dänemark bis nordwest Russland

TAB.2: DER WASSERPIEPERKOMPLEX (BÖHM 2000)

3.2 Verbreitung und Bestand

Die in dieser Arbeit untersuchte Nominatform kommt in den meisten Gebirgszügen Europas vor. Das Verbreitungsgebiet reicht von den Hochlagen Spaniens über die Pyrenäen, den Apennin und den Alpenbogen sowie den Balkan bis ins Baikargebiet, wo sich die Vorkommen des Bergpiepers und des Strandpiepers (*Anthus petrosus*) überlappen und eine Superspecies bilden (Bauer et al. 2005) (Abb.6).

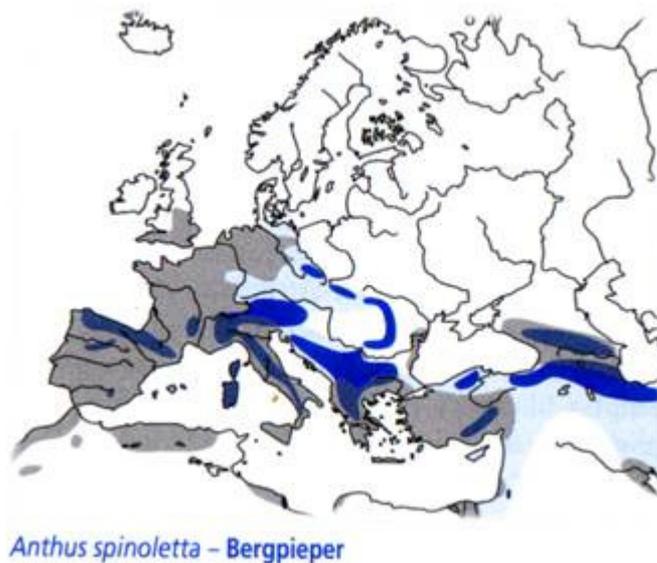


ABB.6: VERBREITUNG DES BERGPIEPERS (AUS BAUER ET AL. 2005)

Der Bergpieper ist ein Kurzstreckenzieher beziehungsweise ein Strichvogel. Er verlässt im Winter die schneebedeckten Hochlagen und sucht günstigere Bereiche, beispielsweise entlang von großen Flüssen, als Überwinterungsgebiete auf. In diesem Sinne entspricht das Verhalten weniger einem echten Zugverhalten als einem Verstreichen der Vögel aus ungünstigen Lagen. Die Zugrichtung spielt dabei eine untergeordnete Rolle. Es wurden Zugrichtungen nach Südosten, nach Südwesten und nach Norden beobachtet (Glutz v. Blotzheim 1985 et al., Böhm 2000; Pätzold 1984) So überwintern Vögel der mitteleuropäischen Populationen nicht selten nördlich ihrer Brutgebiete. Die südlichsten Überwinterungsgebiete liegen an der Küste Nordwestafrikas.

Der Zeitpunkt des Abzuges aus den Brutgebieten ist bei Kurzstreckenziehern weniger genetisch bedingt durch die verkürzte Tageslänge ausgelöst, als vielmehr von den Umweltbedingungen abhängig. Die Entscheidung ob abgeflogen wird oder nicht ist relativ flexibel (Berthold 2000). Beim Bergpieper dürfte dabei vor allem die Schneelage eine wichtige Rolle spielen (Böhm 2000).

Der Bergpieper ist in den geeigneten Lebensräumen ein durchaus häufiger Brutvogel, wobei schwankende Populationsgrößen bei Piepern die Regel sind (Glutz v. Blotzheim et al. 1985). In Wetter bedingt ungünstigen Jahren kann eine Bergpieperpopulation erheblich abnehmen, was in günstigen Jahren durch den dann großen Bruterfolg wieder ausgeglichen wird. Über die letzten Jahrzehnte betrachtet zeigte die Art stabile Bestände (Bauer et al, 2005). Aufgrund seiner auf Gebirgszüge beschränkten Verbreitung verfügt der Bergpieper allerdings über stark eingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeiten. Daher haben die wenigen geeigneten Flächen eine sehr große Bedeutung zur Erhaltung der Art.

Österreich beherbergt aufgrund seiner gebirgigen Topographie einen erheblichen Anteil des europäischen (und damit weltweiten) Gesamtbestandes des Bergpiepers (Tab.3). Dementsprechend wird in der Roten Liste der Brutvögel Österreichs (Frühauf 2005) erwähnt, dass Österreich eine starke Verantwortung für den Erhalt der europäischen Bestände trägt.

Land	Brutbestand (min - max)
Schweiz	150.000 - 200.000
Rumänien	160.000 - 190.000
Österreich	60.000 - 120.000
Deutschland	2.100 - 6.100
Mitteleuropa	215.000 - 330.000
Europa	0,64 - 2 Millionen

TAB.3: BRUTBESTAND DES BERGPIEPERS (BAUER ET AL. 2005)

3.3 Brutbiologie und Nahrung

Der Ankunftszeitpunkt im Brutgebiet hängt sehr stark von der Höhenlage des Brutgebietes und von den Witterungsverhältnissen ab, im Speziellen vom Verlauf der Schneeschmelze (Verbeek 1970, Bollmann et al. 1997, Böhm 2000, Pätzold 1984, Kocian 1982). Die ersten Männchen erkunden bereits bei nahezu durchgehender Schneebedeckung die Brutgebiete. Dabei kann es vorkommen, dass die Vögel die Nacht in tieferen Lagen verbringen und tagsüber zu den potentiellen Brutplätzen fliegen.

Dort können sie mit ihren charakteristischen Singflügen beginnen lange bevor die Brutplätze günstige Bedingungen bieten (Böhm 2000). Die Vögel treffen zumeist ab Ende März im Gebiet ein, es kann dann teilweise noch Wochen dauern bis sie durchgehend im Brutgebiet verweilen. Dann bilden sich recht starre Revierabgrenzungen, die von den territorialen Vögeln auch verteidigt werden. Die Weibchen kommen erst später im Jahr ins Brutgebiet und verpaaren sich mit je einem Männchen, wobei auch Polygamie nicht selten zu sein scheint.

Der Legebeginn bei mitteleuropäischen Bergpiepern wird zwischen Mitte Mai und Anfang Juni angegeben (Böhm 2000). Das Bergpieperweibchen legt drei bis sechs (meistens vier bis fünf) Eier (Bauer et al. 2005, Bollmann & Reyer 2001). Die Zeitspanne zwischen dem Legen der Eier und dem Schlupf der Jungen beträgt um die 14 Tage (Bollmann 1996, Böhm et al. 1988). Es wurden verschiedene Nesttypen beobachtet, wobei eine Art Muldennest am häufigsten anzutreffen ist (Abb.7). Diese Nestform zeichnet sich durch gute Tarnung und einen gewissen Schutz vor Witterungseinflüssen, wie Starkregen oder Schmelzwasserabfluss, aus (Böhm & Landmann 1995, Böhm 2000).



ABB.7 TYPISCHES MULDENNEST DES BERGPIEPERS, EIGENE AUFNAHME VOM 05.06.2009, OBERE SULZKARALM

Nach dem Schlupf der Jungen kümmert sich das Elternpaar noch ca. 14 Tage intensiv um den Nachwuchs, bevor dieser flügge wird (Bollmann, 1996, Böhm, 2000).

Als Nahrung dienen Insekten und deren Larven sowie Spinnentiere verschiedenster Arten und Größen, die von den Bergpiepern am Boden laufend erbeutet werden. Genaue Untersuchungen zum Nahrungsspektrum finden sich beispielsweise bei Glutz v. Blotzheim et al. (1985), Wartmann (1990), Bures (1993), und zusammenfassend bei Böhm (2000). In der „snowfield hypothesis“ von Verbeek (1970) werden Schneefelder als besonders ertragreiche Nahrungsgründe beschrieben. Sie zeichnen sich durch angewehrte Insekten aus, die sich leicht erbeuten lassen.

Schneefälle und starke Niederschläge während der Brutzeit führen zu geringen Reproduktionsraten (Rauter et al. 2002, Böhm 2000, Bollmann & Reyer 2001). Der Bruterfolg scheint zu einem großen Teil von der Nestprädation durch Kreuzotter (*Vipera berus*), Krähenvögel wie Kolkrabe (*Corvus corax*), Rabenkrähe (*Corvus corone*), Alpendohle (*Pyrrhocorax graculus*) sowie Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*) und Kleinsäuger wie Igel (*Erinaceus europaeus*), Hermelin (*Mustela erminea*) und Fuchs (*Vulpes vulpes*) abhängig zu sein (Bollmann 1996, Bollmann & Reyer 2001, Pätzold 1984). Bei intensiver Beweidung dürfte auch der Vertritt der Nester bedeutend sein, wie es Pavel (2004) sehr anschaulich in einem Feldversuch zeigte.

Der auffällige Singflug, wie ihn der Bergpieper zeigt, ist eine bei Offenlandvögeln häufige Entwicklung. Er dient den an sich unauffälligen, kleinen Vögeln dazu im wenig strukturierten Gelände in Erscheinung zu treten und auf diese Weise eine Fortpflanzungspartnerin zu gewinnen. Die Beobachtung dieser Singflüge ist die beste Möglichkeit die Vögel zu entdecken und Erhebungen durchzuführen. Die Gesangsaktivität hängt allerdings sehr stark vom Brutstatus ab. Bergpiepermännchen singen ab der Besetzung der Reviere häufig bis zur Verpaarung mit den Weibchen und dann noch während des Bebrütens der Eier durch die Weibchen. Sobald allerdings die Jungvögel geschlüpft sind nimmt die Gesangsaktivität rapide ab und es besteht nahezu keine Möglichkeit mehr die Vögel systematisch einwandfrei zu erfassen. Im Tagesverlauf bestehen, verglichen mit anderen Arten, lediglich geringe Aktivitätsunterschiede mit Maxima am frühen Morgen und am Abend. Die Bergpiepermännchen tragen den ganzen Tag über Singflüge vor (Südbeck et al. 2005).

3.4 Habitatwahl

Der Lebensraum des Bergpiepers ist durch offene, kurzrasige Flächen der alpinen aber auch subalpinen und der oberen montanen Zone charakterisiert. Die Fläche potentiell verfügbarer Babitare wurde durch das Herabsetzen der aktuellen Waldgrenze durch menschliche Eingriffe vergrößert. Auch Almflächen oder Skipisten, die Offenlandcharakter zeigen und unterhalb der potentiellen Waldgrenze liegen, werden besiedelt. Die Höhenverbreitung liegt bei einer Seehöhe von ca. 1000 bis 3000 Metern, wobei ein Verbreitungsmaximum zwischen 1600 und 2000 Metern beschrieben wird (Böhm 2000, Dvorak et al. 1993).

Die Siedlungsdichten schwanken je nach Habitatausstattung deutlich. Pätzold (1984) fand im Riesengebirge lediglich 0,2 – 0,4 Brutpaare/10 ha, während Winding et al. (1993) im Gasteinertal 14,2 bis 18,1 Brutpaare auf der gleichen Flächengröße feststellten. Kocian et al. (1983) beschreiben eine Abhängigkeit der Siedlungsdichte vom Vegetationstyp, mit einer maximalen Dichte von 1,2 Paaren/ha im Umfeld von latschendominierten Vegetationstypen (*Pinion mughi*). Zu den Reviergrößen gibt es nur spärliche Angaben in der Literatur. Böhm (1986, 2000) fand in Obergurgel im Ötztal Reviergrößen zwischen 1 ha und 2,2 ha (durchschnittlich 1,5 ha). Glutz von Blotzheim et al. (1985) beschreiben ähnliche Reviergrößen von 0,7 ha bis 2,2 ha im Schweizer Wallis.

Böhm (1986) beschreibt das optimale Bergpieperrevier als ein Mosaik aus kurzrasigen Flächen mit hohem Wartenangebot und Feuchtstellen bzw. Schneefeldrändern. Warten werden als Abflug- und Landeplatz bei den Singflügen der Männchen verwendet beziehungsweise von beiden Geschlechtern beim Anflug zum Nest genutzt. Sie sind auch wichtige Punkte um das gesamte Revier zu überblicken und es gegenüber Feinden zu verteidigen.

Zu hohe Wartendichte verringert allerdings die Übersichtlichkeit und führt zum Verlust des Offenlandcharakters, was diese Flächen als Bergpieperrevier unbrauchbar macht.

Winding (1990) untersuchte die Habitatansprüche des Bergpiepers vergleichend mit anderen alpinen Vogelarten wie Alpenbraunelle – (*Prunella collaris*), Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochrurus*), Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) und Schneefink (*Montifringilla nivalis*). Dabei zeigte sich im Vergleich zu den genannten Arten eine Präferenz des Bergpiepers für mäßig steile bis flache Bereiche mit geringerem Schuttflächenanteil und höherer Vegetationsdichte sowie ein vermehrtes Auftreten an Feuchtstellen und in mittleren bis tieferen Lagen. Allerdings wurden diese Untersuchungen in den Hohen Tauern auf 2300 bis 2700 m Höhe durchgeführt, was die Bezeichnung tiefere Lagen relativiert.

Nach Norden bis Westen geneigte Hänge scheinen günstigere Bedingungen zu bieten als Südhänge, die im Laufe der Brutsaison ein ungünstiges Mikroklima und schlechte Nahrungsverfügbarkeit aufweisen. Sehr spät ausapernde Mulden werden ebenfalls als Bruthabitat gemieden. Diese Flächen dienen allerdings als Nahrungsgründe (Glutz v. Blotzheim et al. 1985). Abb.8 zeigt einen typischen Bergpieperlebensraum am Riffel im Gesäuse.



ABB.8: BERGPIEPERHABITAT AM RIFFEL/ GESÄUSE, EIGENE AUFNAHME VOM 21.05.2009

4. Modellierung

4.1 Modellierung allgemein

Nachdem in Nordamerika bereits in den 1970er Jahren Habitatmodelle erarbeitet wurden, dauerte es bis in die späten 1980er Jahre bis dieser Trend auch in Europa Fuß fasste. So erschienen in den folgenden Jahren mehrere Habitatmodelle die sich mit einzelnen Vogelarten beschäftigen (zB: Parr & Watson 1988, Genard & Lescourret 1992, Kangas et al. 1994). Durch die Verfügbarkeit von Geoinformationssystemen und leistungsfähigen PCs erlebte die Habitatmodellierung in der Folge einen großen Aufschwung und gewann auch in den Planungsdisziplinen an Bedeutung (Kleyer et al. 1999/2000). Habitatmodelle sind mittlerweile ein wichtiges Instrument in der Landschafts- und Naturschutzplanung (Schröder & Reineking 2004a).

Nach Schröder (2000) ist ein wichtiges Ziel der Habitatmodellierung, die Beziehung zwischen Umweltbedingungen und Habitatsprüchen von Arten zu formalisieren. Habitatmodelle beschreiben den funktionalen Zusammenhang zwischen Organismen und ihrem Lebensraum und quantifizieren die Wirkung von Umweltparametern hinsichtlich Vorkommen beziehungsweise Nichtvorkommen einer Zielart. Dadurch eignen sich Habitatmodelle sehr gut zur Gewinnung neuer Erkenntnisse bezüglich Art-Habitat-Beziehungen. Diese Erkenntnisse können wichtige Planungsgrundlagen für zukünftige Entscheidungen bieten.

Zu berücksichtigen ist aber, dass eine Modellierung immer nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit wiedergeben kann und niemals das gesamte in der Natur bestehende System vollständig beschreibt (Schröder 2000).

Prinzipiell werden zwei verschiedene Typen von Habitatmodellen unterschieden deren Auswahl von den zur Verfügung stehenden Ausgangsdaten, den Fragestellungen und den gewünschten Aussagen abhängen:

- Wissensbasierte Habitatmodelle (Expertensysteme)
- Statistische Habitatmodelle

4.2 Wissensbasierte Habitatmodelle

Bei den wissensbasierten Modellansätzen wird Expertenwissen formalisiert und so ein Modell erstellt. Dabei können unterschiedliche Techniken wie Fuzzy-Logik oder neuronale Netzwerke zum Einsatz kommen. Wie der Name sagt ist für derartige Modelle ein ausgeprägtes Wissen zu Ökologie und Habitatansprüchen der Zielart erforderlich. Eine der ersten Anwendungen war das Habitateignungsmodell (HSI Habitat Suitability Index- Models) vom U.S. Fish & Wildlife Service (1981). Dabei wurden Habitatvariablen von Experten bezüglich ihrer Bedeutung für die bearbeitete Art auf einer Skala zwischen 0 und 1 geschätzt. Die Habitateignungsindizes wurden dann als geometrisches Mittel dieser Prädiktorvariablen berechnet.

4.3 Statistische Habitatmodelle

Im Rahmen der statistischen Habitatmodellierung werden zwei unterschiedliche Ziele verfolgt. Einerseits gibt es Vorhersagemodelle, die auf Grundlage eines Habitatmodells Vorhersagen über das Vorkommen beziehungsweise das Nichtvorkommen einer Art in einem Gebiet zulassen. Dabei wird mit Hilfe statistischer Methoden ein Modell aufgrund vorhandener Daten erstellt und dieses danach unter Überprüfung der räumlichen Übertragbarkeit auf einen anderen Landschaftsbereich übersetzt. Es werden Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von den gegebenen Habitatvariablen berechnet. Übersteigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit einen zuvor festgelegten Schwellenwert wird das Vorkommen einer Art prognostiziert, übersteigt die Wahrscheinlichkeit den Schwellenwert nicht folglich das Nichtvorkommen. Diese Art der Modellierung kann nicht nur räumliche Vorhersagen generieren sondern auch zeitliche Entwicklungstendenzen unter der Annahme von Klimaszenarien erarbeiten. Diese Methodik ist sehr gut geeignet um die potentielle Verbreitung von unzureichend erhobenen Arten zu beschreiben beziehungsweise zukünftige Verbreitungsgebiete von Arten unter der Annahme verschiedener Entwicklungsszenarien zu erstellen. Beispiele für derartige Modelle liefern unter Anderem Von dem Bussche et al. (2008) und Just (2005).

Das tatsächliche Vorkommen hängt allerdings von einer Reihe an Faktoren wie z.B. den populationsökologischen Faktoren ab, die oft sehr schwer zu modellieren sind. Dies entspricht dem Konzept der realisierten im Gegensatz zur potentiellen Nische, wie sie von Hutchinson (1957) beschrieben wurde.

Der zweite Typ der statistischen Habitatmodelle ist das erklärende Habitatmodell. Das Ziel ist, herauszufinden welche Habitatparameter in welcher Form für das Vorkommen beziehungsweise Nichtvorkommen einer Art verantwortlich sind.

Mit diesen Modellen können sehr gut neue Erkenntnisse zur Art-Habitat-Beziehung gefunden werden. Es steht eine Vielzahl an statistischen Verfahren zur Verfügung, die wiederum abhängig von der Datengrundlage und den gewünschten Aussagen gewählt werden können. Viele Methoden arbeiten mit Präsenz-Absenz-Daten als abhängige Variable, also mit einem binären Ausgangsdatensatz der aus 0 (für das Nichtvorkommen) und 1 (für das Vorkommen) besteht. Als Prädiktoren (erklärende Variablen) können je nach Verfahren unterschiedlich strukturierte Eingangsdaten wie zum Beispiel kategoriale oder stetige Variablen dienen. Die verschiedenen Modellansätze sind unterschiedlich robust bezüglich der Struktur der Prädiktorvariablen.

4.3.1 Modellierung mit Präsenzdaten: ENFA und MAXENT

Die Erhebung von Absenzdaten ist aufwändig und oft mit Fehlern behaftet. Denn die Nichtanwesenheit eines Individuums zu einem bestimmten Erhebungszeitpunkt muss nicht zwangsläufig bedeuten, dass dieser Landschaftsausschnitt nicht genutzt wird beziehungsweise über eine ungünstige Habitatausstattung verfügt. Mehrmalige Erhebungen werden nötig und verringern lediglich die Größe des Fehlers. Diese Tatsache macht die Nutzung von Modellansätzen die mit Präsenzdaten auskommen besonders attraktiv. Wenn allerdings Absenzdaten vorliegen, kann die Berücksichtigung dieses zusätzlichen Wissens als wertvolle Mehrinformationen zur Art-Habitat-Beziehung genutzt werden. Die Erhebung von Absenzdaten ist daher wünschenswert.

Als einer der wenigen Ansätze die nur mit Präsenzdaten auskommen soll ENFA (Ecological-Niche Factor Analysis) von Hirzel (2001) (Hirzel et al. 2002) erwähnt werden.

Die Open-Source Software „Biomapper“ zur Durchführung von Modellierungen mit ENFA und zahlreiche Informationen zu dieser Modellierungsmethode können von der Homepage <http://www.unil.ch/biomapper> bezogen werden. ENFA kann keine kausalen Zusammenhänge darstellen, sondern lediglich beschreibend agieren. Weiters ist das System nur bei linearen Zusammenhängen der Daten anwendbar, was das Einsatzgebiet dieser Methode zusätzlich einschränkt.

MAXENT (MAXimum ENTropy software for species habitat modeling) kommt ebenfalls mit Präsenzdaten aus und steht als Open-Source Software zur Verfügung. Den Entwicklern ist es gelungen eine relativ einfach zu bedienende Oberfläche zu schaffen. Als Eingangsdaten können Präsenzpunkte mit ihren Koordinatenangaben als csv-Datei (Comma Separated Values) verwendet werden. Für die Habitatparameter wird das ESRI-Rasterformat ASC verwendet. Voraussetzung ist die Georeferenzierung dieser Datensätze. Die Ausgabe der Ergebnisse erfolgt als html-Datei.

Die Ausgabedatei beinhaltet unter anderem eine Abschätzung der Bedeutung einzelner Variablen, die mittels Jackknife berechnet wird, und den AUC-Wert (Area Under Curve) zur Beurteilung der Modellgüte. Die Software, ein Tutorial und zwei beschreibende Publikationen stehen auf <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent> zur Verfügung.

4.3.2 Modellierung mit Präsenz-Absenz-Daten: Logistische Regression

Die logistische Regression ist der am häufigsten verwendete statistische Modellierungsansatz und kann als „state of the art“ in der Habitatmodellierung bezeichnet werden (Schröder & Reineking 2004a). Nach Hosmer & Lemeshow (2000) schätzt die logistische Regression die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Auftretens von Variablen in Abhängigkeit von der Ausprägung unabhängiger Variablen.

4.3.2.1 Variablenselektion

Vor der eigentlichen Modellberechnung wird eine Variablenselektion durchgeführt. Dafür gibt es unterschiedliche Herangehensweisen. Meistens erfolgt eine hypothesengesteuerte Vorauswahl.

Es werden also aufgrund des Vorwissens oder aus Literaturdaten Hypothesen zur Art-Habitat-Beziehung erstellt und die vorhandenen Variablen auf ihren ökologischen Erklärungsgehalt bezüglich der Verbreitung der Zielart gefiltert. Dabei spielt nicht nur der mögliche Erklärungsgehalt eine Rolle sondern auch der Erhebungsaufwand, der zur Erlangung der Informationen über das gesamte Untersuchungsgebiet nötig ist. In dieser Hinsicht sind Variablen, die mittels Geoinformationssystemen oder aus Fernerkundungsdaten abgeleitet werden können besonders interessant.

In einem weiteren Schritt der Variablenselektion werden univariate Modelle mit den in Frage kommenden Prädiktoren gerechnet und auf ihre Signifikanz getestet.

Multikollinearität, also die Abhängigkeiten einzelner Prädiktorvariablen untereinander, führt zu Problemen bei der Modellbildung und wird daher überprüft (Hosmer & Lemeshow 2000, Menard 2002). In den meisten Fällen geschieht dies durch eine zweiseitige Spearman-Rang-Korrelation. Sind zwei oder mehrere Variablen stark miteinander korreliert wird in der Regel nur die Variable mit dem besseren Erklärungsgehalt im univariaten Modell für die Bildung des multivariaten Modells weiter verwendet. Der Ausschluss einer oder mehrerer voneinander abhängiger Variablen erfolgt häufig ab einem Rangkoeffizienten nach Spearman (R_s) $>0,7$ (Fielding & Haworth 1995, Von dem Bussche 2008) oder noch strenger ab einem $R_s >0,5$ (Graf et al. 2005, Just 2005).

4.3.2.2 Modellbildungsprozess

Im eigentlichen Modellierungsprozess werden dann die verbleibenden Variablen entweder vorwärts in das Modell aufgenommen (Schrittweise-Vorwärts-Verfahren) oder rückwärts aus dem Modell ausgeschlossen (Schrittweise-Rückwärts-Verfahren).

Beim Schrittweise-Vorwärts-Verfahren werden, ausgehend von einem leeren Modell, solange Variablen aufgenommen wie sich die Modellqualität durch die Aufnahme signifikant verbessert. Die Modellverbesserung wird dabei durch die Likelihood-Ratio Teststatistik gemessen (Hosmer & Lemeshow 2000). Sobald durch die Aufnahme weiterer Variablen keine signifikante Modellverbesserung erreicht wird, stoppt der Modellierungsprozess.

Das Schrittweise-Rückwärts-Verfahren funktioniert in umgekehrter Richtung. Alle Variablen werden im Ausgangsmodell berücksichtigt und danach schrittweise entfernt. Sobald sich das Modell (also der Wert der Likelihood-Ratio-Teststatistik) durch die Herausnahme einer Variablen signifikant verschlechtert wird der Modellierungsprozess angehalten. Der Likelihood-Ratio-Wert (LR-Wert) basiert auf einem Vergleich des Nullmodells (Zufallsmodell) mit dem aktuell gerechneten Modell (Schröder & Reineking 2004a).

4.3.2.3 Das Ergebnis der Modellierung

Ausgegeben werden Werte der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Zielart. Diese Wahrscheinlichkeit liegt zwischen null und eins. In den meisten Fällen wird eine Vorkommenswahrscheinlichkeit $<0,5$ als Abwesenheitsprognose und alle Werte darüber als Vorkommensprognose gewertet. Der Schwellenwert (P_{krit}) liegt dann bei 0,5 (Schröder 2000).

Das Ergebnismodell wird auf Plausibilität und mit statistischen Methoden auf seinen Erklärungsgehalt getestet. Sofern es sich um ein Prognosemodell handelt muss auch die räumliche Übertragbarkeit geprüft werden (Schröder & Reineking 2004 a & b, Schröder & Richter 1999/2000, Just 2005). Abb.9 zeigt einen Überblick über das Verfahren der statistischen Habitatmodellierung.

Hypothesen hinsichtlich der Beziehung zwischen Art & Habitat

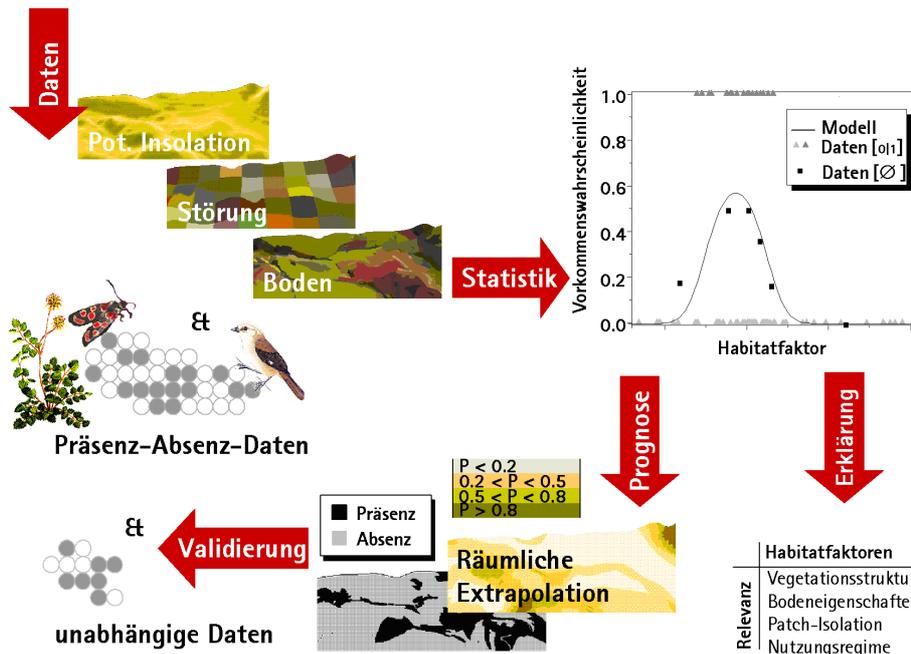


ABB.9: ÜBERBLICK ÜBER DAS STATISTISCHE MODELLIERUNGSVERFAHREN (AUS SCHRÖDER & REINEKING 2004A)

4.3.2.4 Beurteilung der Modellgüte

Die Validierung eines erstellten Modells ist ein wichtiger Bestandteil der Habitatmodellierung und es gibt eine Vielzahl an Kennwerten zur Beurteilung der Modellgüte. Im Folgenden sollen die wichtigsten und in dieser Arbeit verwendeten Gütemaße vorgestellt werden.

-2 Log Likelihood (-2LL):

Dieses allgemeine Gütekriterium entsteht durch Beurteilung der Devianz des Nullmodells vom aktuell erstellten Modell. Die Devianz wird dabei durch die Multiplikation des Log-Likelihood- Wertes mit -2 errechnet. Je kleiner der -2 Log Likelihood- Wert ist, desto besser ist das Modell zu bewerten und desto näher liegt der Wert bei seinem Maximum 0 (Backhaus et al. 2000).

Nagelkerkes R^2 (R^2_N):

Das Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke (1991) ist eines der von Schröder & Reineking (2004b) vorgeschlagenen Gütemaße, das bei jeder statistischen Habitatmodellierung berechnet werden sollte. R^2_N wird basierend auf dem Log-Likelihood-Wert berechnet und nimmt Werte zwischen 0 und 1 an. Je höher der Wert, desto größer ist der Erklärungsgehalt des Modells beziehungsweise desto besser trennt das Modell zwischen Vorkommens- und Nichtvorkommensprognosen (Backhaus et al. 2000).

Anteil korrekter Klassifikationen, Sensitivität, Spezifität:

Der Prozentsatz korrekter Prognosen des Modells im Vergleich zu den tatsächlichen Vorkommensdaten ist das am häufigsten verwendete Gütemaß in der statistischen Habitatmodellierung (Schröder & Reineking 2004b). Je höher der Prozentsatz, desto besser vermag das Modell die tatsächliche Situation zu beschreiben. Allerdings sollte dieser Prozentsatz immer gemeinsam mit der Sensitivität (Anteil korrekter Vorkommensprognosen) und der Spezifität (Anteil korrekter Nichtvorkommensprognosen) betrachtet werden, denn der Gesamtprozentsatz korrekter Prognosen hängt sehr stark von der Prävalenz ab (Schröder & Reineking 2004b). Die Prävalenz beschreibt die Ausgewogenheit der beiden Klassen (0 und 1). Ist beispielsweise eine Klasse vergleichsweise sehr häufig vertreten, wird das Modell sehr stark an diesen Daten angepasst erstellt. Diese Klasse wird dann, wenig verwunderlich, häufig vorhergesagt und der Gesamtprozentsatz korrekter Prognosen ist sehr hoch obwohl die unterrepräsentierte Klasse eventuell sehr schlecht vorhergesagt wird (vgl. Schröder & Reineking 2004b).

Cohen´s Kappa:

Cohen´s Kappa stellt ein „zufallsnormiertes Maß“ für den Anteil korrekter Vorhersagen dar (Cohens 1960 zit. in Schröder & Reineking 2004b). Dabei wird der erwartete Anteil korrekter Vorhersagen vom tatsächlich beobachteten Anteil korrekter Vorhersagen subtrahiert und so normiert, dass das Maximum 1 ist. Der Kappa-Index wird von Monserud und Leemans (1992) wie folgt interpretiert:

< 0,05	No
0,05 - 0,20	Very poor
0,20 - 0,40	Poor
0,40 - 0,55	Fair
0,55 - 0,70	Good
0,70 - 0,85	Very good
0,85 - 0,99	Excellent
0,99 - 1,00	Perfect

ROC (Receiver-Operator-Characteristics) und AUC (Area Under Curve):

AUC berechnet die Fläche unter der ROC-Kurve und beschreibt „die Wahrscheinlichkeit, dass bei einem zufällig gezogenen Paar von Beobachtungen, von denen eine ein Vorkommen und die andere ein Nichtvorkommen ist, das Modell eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für das tatsächliche Vorkommen vorhersagt“ (Fielding & Bell 1997 zit. in Schröder & Reineking 2004b). AUC nimmt Werte zwischen 0 und 1 an, wobei 1 einer perfekten Trennung von Vorkommen und Nichtvorkommen entspricht und 0,5 ein Zufallsmodell darstellt (Abb.10)

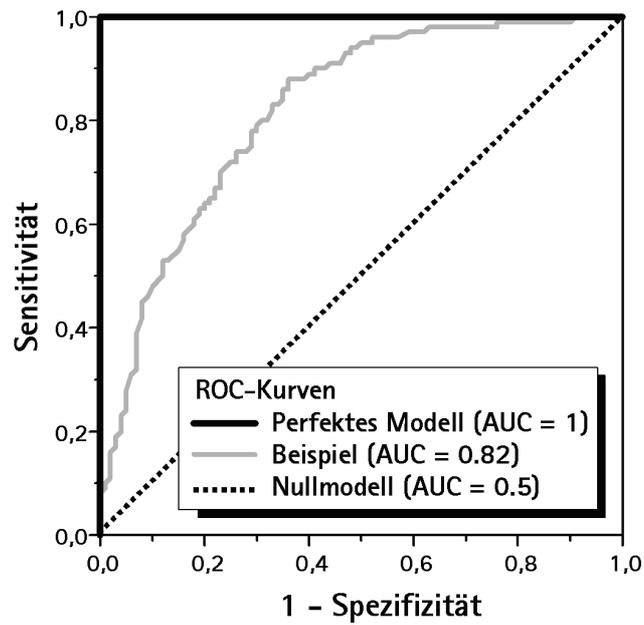


ABB.10: ROC-KURVEN UND AUC-WERTE (AUS SCHRÖDER & REINEKING 2004B)

Hosmer & Lemeshow (2000) schlagen nachstehende Beurteilung der Modellgüte nach dem AUC-Wert vor:

$0,7 \geq AUC < 0,8$	acceptable
$0,8 \geq AUC < 0,9$	excellent
$0,9 \geq AUC$	outstanding

5. Material und Methode

5.1 Untersuchungsgebiet der Studie

Das Untersuchungsgebiet ist inselartig im gesamten Nationalpark verteilt und hat insgesamt eine flächige Ausdehnung von 804 ha, die sich entsprechend auf jeweils 1 ha große Rasterquadrate aufteilt. Die untersuchten Rasterfelder liegen zwischen ca. 850 bis 2250 m Seehöhe (Tab.10, Seite 51) und beinhalten den Großteil des potentiellen Bergpieperhabitats im Nationalpark.

Für die Auswahl der Untersuchungsflächen wurden die digitalisierten Offenlandlebensraumtypen, also Polygone aus den Hauptgruppen 4000 (Landwirtschaft) und 5000 (Rohbodenstandorte, Zwergstrauchheiden, Extremstandorte) aus der Biotopkartierung des Nationalparks (REVITAL-ecoconsult 2006) über das Orthofoto gelegt und alle potentiellen Flächen über 850 Meter Seehöhe ausgewählt. Dabei schließen die Rasterfelder nicht nur diese beiden Haupttypen ein, sondern streifen meist randlich auch andere Habitattypen. Insgesamt sind 47 verschiedene Habitattypen aus 6 Hauptgruppen im Untersuchungsgebiet vertreten. Abb.11 zeigt die Flächenanteile der einzelnen Hauptgruppen in Prozent des Gesamtuntersuchungsgebietes.

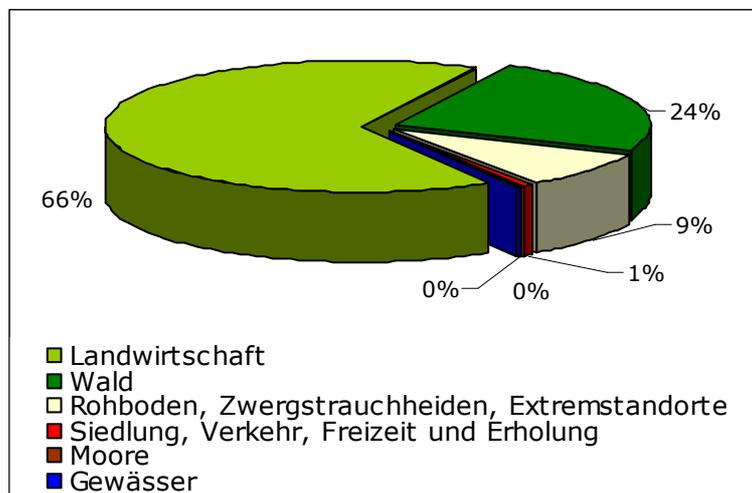


ABB.11: PROZENTUALER FLÄCHENANTEIL DER EINZELNEN HABITATGRUPPEN IM GESAMTEN UNTERSUCHUNGSGEBIET

Jedes Rasterfeld wurde entweder zur Kategorie „Alm“ oder zur Kategorie „Alpine Matte“ zugeordnet. Die Aufteilung der Fläche auf die beiden Kategorien ist in Tab.4 dargestellt.

Nicht berücksichtigt wurden sehr kleine Flächen mit langen Zustiegen, da hier der Kartierungsaufwand nicht im Verhältnis zum erwarteten Wissensgewinn stand.

	Anzahl Rasterfelder	Fläche km²
Alm	516	5.16
Alpine Matte	288	2.88
Summe	804	8.04

TAB.4:AUFTEILUNG DER RASTERFELDER AUF DIE BEIDEN KATEGORIEN „ALM“ UND „ALPINE MATTE“

Alle größeren Weideflächen und einige kleinere Bereiche wurden in der Kategorie „Alm“ zusammengefasst. Sulzkaralm, Haselkaralm, Neuburgalm mit Hüpflingerhals, Hüpflingeralm, Niederscheibenalm und Hochscheibenalm, Brunnstubm, Koderböden, Scheiblegger Hochalm, Schröckalm und Hochpolster machen den Großteil der Almflächen aus.

In den Typ „Alpine Matten“ fallen teilweise sehr steile Flächen mit vergleichsweise großem Felsanteil in den Gipfelregionen der Hochtorggruppe (Planspitze, Lugauer, Gsuechmauer, Glaneggturn, Admonter Reichenstein) und am Tamischbachturm, sowie sanftere und grasige Plateauflächen wie das Hochzinödl-Plateau oder die Flächen am Sparafeld, Riffel und Kälbling. Auch ehemals bewirtschaftete Flächen wie die Stadtfeldschneid oder das Glanegg fallen in diese Kategorie.

Die im gesamten Untersuchungsgebiet kartierten Bereiche der beiden Kategorien „Alm“ und „Alpine Matte“ sind in Abb.12 markiert.

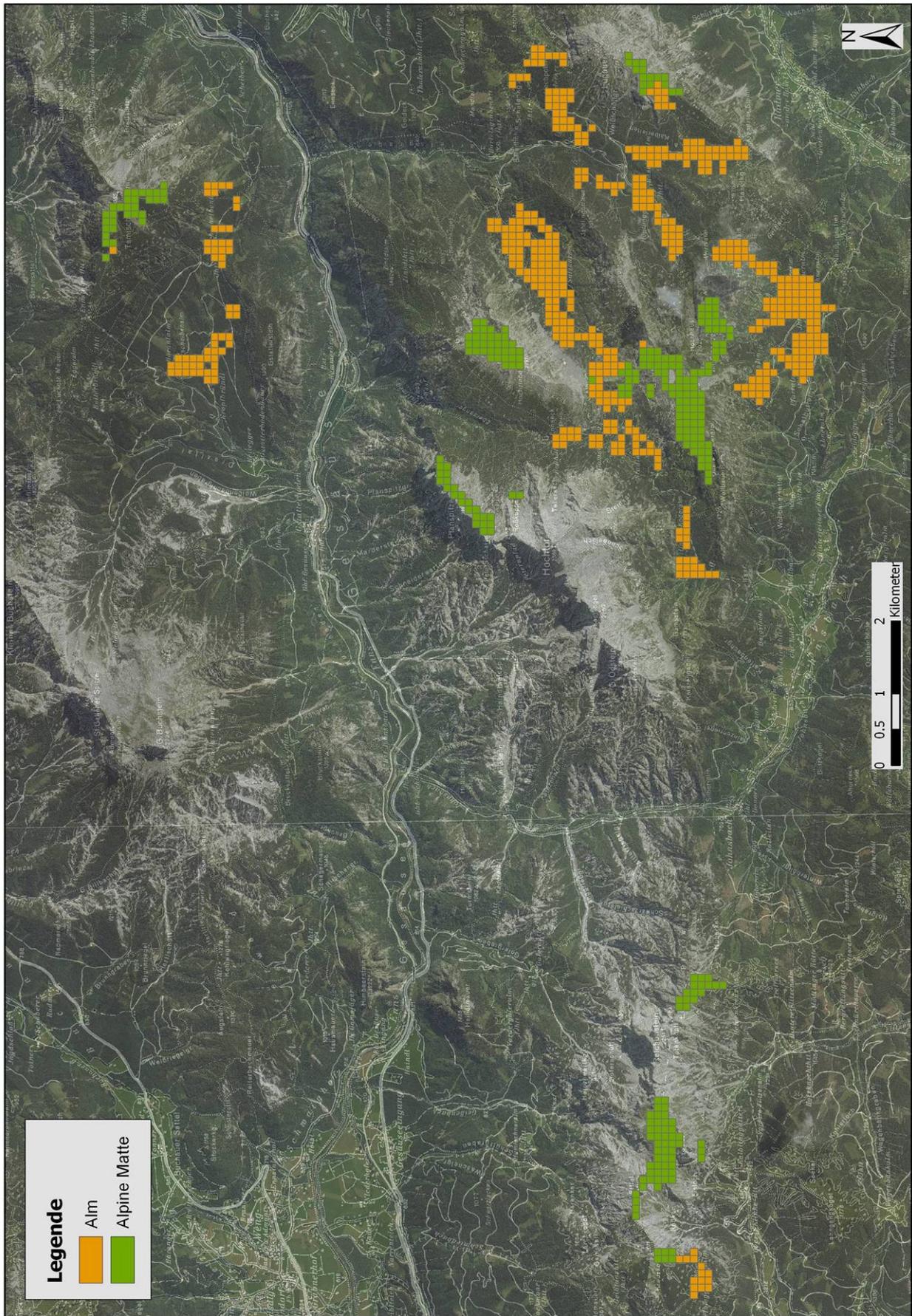


ABB. 12: UNTERSUCHUNGSGEBIET MIT UNTERTEILUNG IN ALMFLÄCHEN (BRAUN) UND ALPINE MATTEN (GRÜN)

5.2 Freilanderhebungen

Alle 804 Rasterfelder wurden an 26 Kartierungstagen zwischen 05. Mai 2009 und 01. Juli 2009 je zwei Mal kontrolliert. Dieser Zeitraum wurde aufgrund der guten Erfassbarkeit der Vögel während der Phase in der sie aktive Singflüge vortragen gewählt (siehe Kapitel 3.3, Seite 14).

Die Erhebungen wurden ganztägig und nur bei gutem Wetter durchgeführt. Zwischen den beiden Begehungen wurde ein zeitlicher Abstand von mindestens 14 Tagen eingehalten. Die Kartierungen erfolgten je nach Übersichtlichkeit des Geländes durch Begehen günstiger Routen, die die Kontrolle der umliegenden Rasterquadrate ermöglichten. Jede Sichtung von Bergpiepern wurde auf einem mitgeführten Orthofoto punktgenau eingetragen und der Status des jeweiligen Vogels notiert. Auch alle anderen beobachteten Vogelarten wurden am Orthofoto verzeichnet und wenn möglich wurden auch die GPS-Koordinaten des Aufenthaltsortes genommen.

Folgende Beobachtungen führten zur Präsenzeinstufung eines Rasterfeldes:

- mindestens einmalige Anwesenheit eines singenden Männchens
- mindestens einmaliges brutverdächtiges Verhalten, wie beispielsweise heimliches Verhalten oder Warnverhalten
- Nestfund

Keine Präsenzeinstufung hatten überfliegende, rufende oder lediglich an einem Durchgang beobachtete, Nahrung suchende Individuen zur Folge.

Neben den Vogeldaten wurde an beiden Terminen die Ausdehnung der Schneefelder am Orthofoto eingetragen. Die Geländeform wurde für jedes Rasterquadrat anhand der in Tab.5 dargestellten Klassifikation geschätzt.

Geländeform	Kategorie
Ebene	1
Unterhang	2
Mittelhang	3
Oberhang	4
Kamm	5
Rücken	6
Mulde	7
Tal	8

TAB.5: KLASSIFIKATION DER GELÄNDEFORM

5.3 Datenlage

Durch die Lage des Untersuchungsgebietes im Nationalpark Gesäuse stand eine Vielzahl möglicher Datengrundlagen zur Verfügung. Vor allem die CIR-Luftbildauswertung (Habitatkartierung) lieferte sehr genaue Daten mit unterschiedlichsten Auswertungsmöglichkeiten (Revital-ecoconsult 2006). Diese Luftbildauswertung wurde im gesamten Alpenraum standardisiert nach dem Habitatp-Interpretation-Key durchgeführt. Ein weiterer, sehr wichtiger Datensatz ist das vom Nationalpark zur Verfügung gestellte Geländemodell mit einer Bodenauflösung von 20x20 Metern und das Orthofoto zur Orientierung im Gebiet. Über Glovis (Global Visualization Viewer, <http://glovis.usgs.gov/>) wurden kostenlose Landsat 5 TM-Daten von mehreren relevanten Aufnahmezeitpunkten bezogen. Landsat 5 TM (Thematic Mapper) verfügt über einen Rotationsscanner, der multispektrale (7 Bänder) Aufnahmen der Erdoberfläche aus ca. 705 Kilometern Höhe aufnimmt. Die Bänder liegen in einem Spektralbereich von 0,42 bis 2,35 Mikrometern und decken somit den gesamten für Menschen sichtbaren Wellenlängenbereich (Band 1 bis 3) und darüber hinaus die Wellenlängenbereiche des Nahen bis Mittleren Infrarots (Band 4 bis 7) ab. Die räumliche Auflösung liegt, ausgenommen Band 6 (Thermalkanal, räumliche Auflösung ca. 120x120 Meter), bei 30x30 Metern. Alle 16 Tage wird vom Landsat-Satelliten die gesamte Erdoberfläche erfasst.

Ornithologische Erhebungsdaten und Geländedaten sowie die Ausdehnung der Schneefelder wurden eigenhändig kartiert und standen nach Digitalisierung als Vektordatensätze für die Analysen zur Verfügung.

Weiters stellte das Lebensministerium die DKM (Digitale Katastral-Mappe) und InVeKoS-Daten (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) zur aktuellen Nutzung des Gebietes als aufbereiteten Vektordatensatz zur Verfügung. Im InVeKoS-Gis sind die Hofkarten der landwirtschaftlichen Betriebe und ihre Flächen mit Flächennutzung festgehalten.

Alle verwendeten Ausgangsdaten sind in Tab.6 zusammengefasst.

Bezeichnung	Quelle	Eigenschaften
Orthofoto	Nationalpark Gesäuse	Rasterdatensatz (1x1m)
Geländemodell	Nationalpark Gesäuse	Rasterdatensatz (20x20m)
Landsat 5 TM -Szenen	NASA http://glovis.usgs.gov	Rasterdatensatz (30x30m)
Habitattypenkartierung	Nationalpark Gesäuse	Vektordatensatz
Ornithologische Daten	Kartierung	Vektordatensatz
Schneefelder und Geländeform	Kartierung	Vektordatensatz
INVEKOS-Daten	Lebensministerium	Aufbereiteter Vektordatensatz
DKM	Lebensministerium	Aufbereiteter Vektordatensatz

TAB.6 VERWENDETE AUSGANGSDATEN

5.4 Variablenberechnung

Die Berechnung der verschiedenen Eingangsvariablen erfolgte in ArcGis 9.2 und Erdas Imagine 9.3 sowie Microsoft Excel XP Professional.

Aus den Ausgangsdaten wurden insgesamt 68 Variablen berechnet, die in Tab.14 im Anhang angeführt und erläutert sind. Die Variablenselektion beziehungsweise Variablenreduktion ist im Kapitel 7.7 auf Seite 43 beschrieben. Im Folgenden soll die Berechnung der einzelnen Parameter dargestellt werden.

5.4.1 Habitatparameterberechnung aus dem Geländemodell

Ausgangsdaten für die Berechnung von Hangneigung (Slope), Exposition (Aspect), Höhe (Height) und Sonnenscheinintensität (Area Solar Radiation) sind ein digitales Geländemodell mit 20x20 Metern räumlicher Auflösung und die Rasterfelder des Untersuchungsgebietes als Vektordatensatz.

Zur Berechnung von Hangneigung und Exposition wurden die 3D-Analyst-Tools, Menüpunkt „Raster Surface“ verwendet. Die Hangneigung wurde in Grad gemessen, ebenso die Exposition nach Himmelsrichtung in Grad zwischen 0° und 360°, wobei 0° einen Nordhang, 90° einen Osthang, 180° einen Südhang und 270° einen Westhang beschreibt. Die verschiedenen Hangexpositionen wurden zudem in einer achtstelligen kategorialen Variable zusammengefasst (Abb. 13).

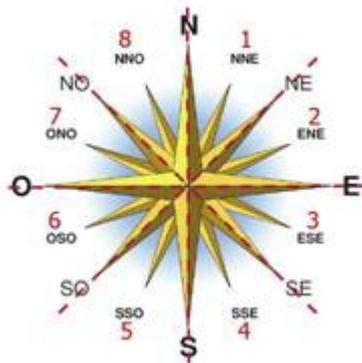


ABB. 13: ACHTSTELLIGE SKALA DER EXPOSITION

Die Berechnung der Sonnenscheinintensität erfolgte mittels Spatial-Analyst-Tools, Menüpunkt „Solar Radiation“ beziehungsweise „Area Solar Radiation“. Die Sonnenscheinintensität wurde unter Annahme eines durchschnittlichen Bewölkungsgrades im Zeitraum zwischen 1. März und 15. November 2009 in 7-Tagesintervallen jede halbe Stunde berechnet und in Wattstunden pro Quadratmeter (Wh/m²) ausgegeben (Abb.14). Dieser Wert beinhaltet sowohl die direkte als auch die diffuse Sonneneinstrahlung.

Der Wert für die Seehöhe jedes einzelnen Pixels entspricht dem „Value“-Wert im Geländemodell und musste daher nicht gesondert berechnet werden.

Um die Werte für jede einzelne 1 ha große Untersuchungseinheit zu generieren wurde der Vektordatensatz der Rasterfelder in eine Rasterdatei umgewandelt („convert to raster“). Damit konnten unter „Zonal“ (Zonal statistics as table) die eben generierten Rasterfelder als Bezugsgröße verwendet werden.

Für jede der 804 Untersuchungseinheiten wurden Hangneigung, Exposition, Höhe und Sonnenscheinintensität berechnet, wobei jeweils vier verschiedene Werte (Minimum, Maximum, Range, Mittelwert) festgehalten wurden.

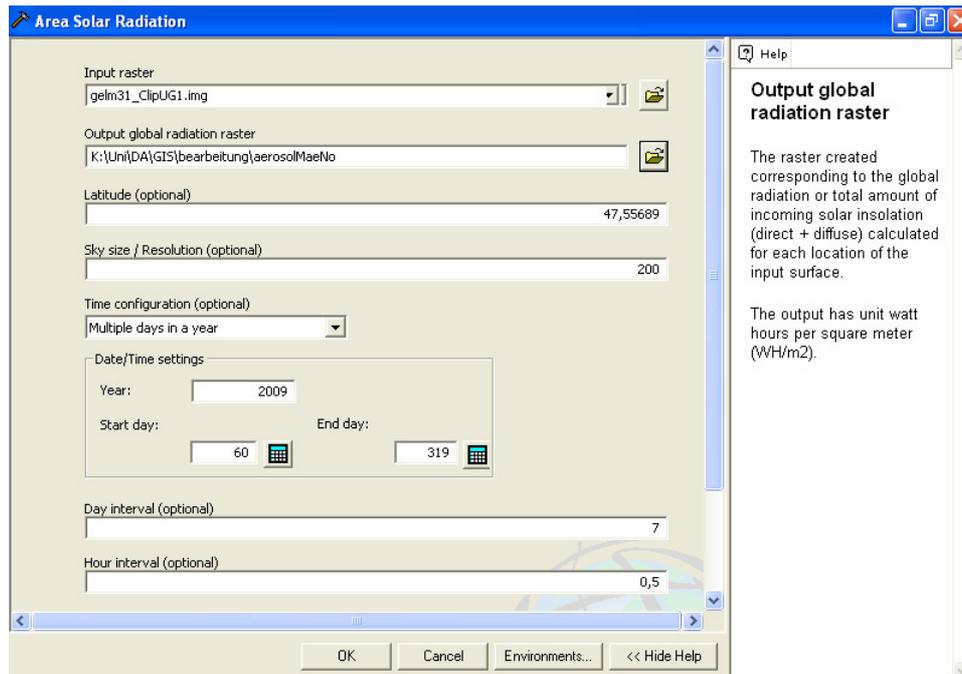


ABB.14: BERECHNUNG DER SONNENSCHNEININTENSITÄT

5.4.2 Habitatparameterberechnung aus den Satellitendaten

Ausgangsdatensatz zur Berechnung des NDVI (Normalized Differential Vegetation Index) sind die LANDSAT 5TM-Szene mit 30x30 m räumlicher Auflösung und Rasterfelder des Untersuchungsgebietes als Vektordatensatz.

Der NDVI lässt Aussagen über den Anteil an Chlorophyll beziehungsweise Biomasse auf der Erdoberfläche zu. Er wird durch die Verhältnissbildung der Wellenlängenbereiche des sichtbaren Rots (R_{ROT} =Kanal 3) und des nahen Infrarots (R_{NIR} =Kanal 4) berechnet. Die Formel lautet:

$$NDVI = (R_{NIR} - R_{ROT}) / (R_{NIR} + R_{ROT})$$

Zuerst wurde die Landsatdatei in ArcGis 9.2 georeferenziert und danach in Erdas Imagine 9.3 „Modeller“ der NDVI berechnet. Im „Modeller“ steht ein vorgefertigtes Modell zur Berechnung des NDVI zur Verfügung. Im Modell müssen lediglich die richtigen Datensätze zugewiesen werden. Die Rasterdatei mit den NDVI- Werten wurde wie bei der Berechnung der Parameter aus dem Geländemodell weiterverwendet.

5.4.3 Habitatparameterberechnung aus der Biotoptypenkartierung und der Freilandhebung

Eine Vielzahl an erklärenden Variablen wurde aus der Biotoptypenkartierung abgeleitet. Die Berechnung der einzelnen Habitatparameter wird im Folgenden am Beispiel des Waldes erläutert. Bei den restlichen Parametern wurde auf sehr ähnliche Art und Weise vorgegangen.

Ausgangsdatensätze sind die Habitattypenkartierung CIR-Luftbilddauswertung (Revital – ecoconsult 2006) und die Rasterfelder des Untersuchungsgebietes als Vektordatensatz

Distanz zu Wald:

Zuerst wurden alle als Wald ausgewiesenen Polygone (Hauptgruppe 7000 in der Habitatkartierung) markiert, die Auswahl umgekehrt und alle Polygone, die nicht Wald entsprachen, gelöscht. Danach wurden alle Flächen gesucht, deren Latschenanteil unter 50% betrug.

Dazu wurden im „Attribute Table“ unter „Select by attribute“ die Polygone ausgewählt wo „C_350<5“ zutraf. C_350 ist der Artcode für Latsche (*Pinus montana*) mit einer Prozentangabe von 0 (0%) bis 10 (100%). Danach wurden alle Waldpolygone, deren Latschenanteil unter 50% lag, zusammengefasst („Editor“, „merge“).

Aus den Polygonen der Rasterfelder (Untersuchungseinheiten) wurde ein Punktfeld, welches je einen Punkt in der Mitte jedes Rasterfeldes beinhaltet, erstellt. Eine Extention namens „minimum distance between 2 layers“ ermöglichte die Abstandsberechnung zwischen Punkten und Polygonen. Die Extention ist unter <http://arcsripts.esri.com/details.asp?dbid=12829> zu finden. Dabei wird an den „Attribute table“ des Punktfeldes eine Spalte „mindist“ angehängt und die Distanz zur nächsten Waldfläche eingetragen.

Fläche des Waldes:

Mittels „Analysis tools“, „overlay“, „Intersect“ wurde das Waldpolygon in die Größe der jeweiligen Rasterfelder gestückelt und im „ArcCatalog“ eine neue Spalte erstellt. Durch „Calculate Geometry“, „Area“ wurde schließlich die flächige Ausdehnung des Waldpolygons in Quadratmetern je Rasterfeld berechnet.

Grenzlänge des Waldes:

Zur Berechnung der Grenzlänge wurden die Waldpolygone mittels „Data Management Tools“, „Polygon To Line“ in Linienfiles umgewandelt und dann wie bei der Flächenberechnung vorgegangen (Abb.15).

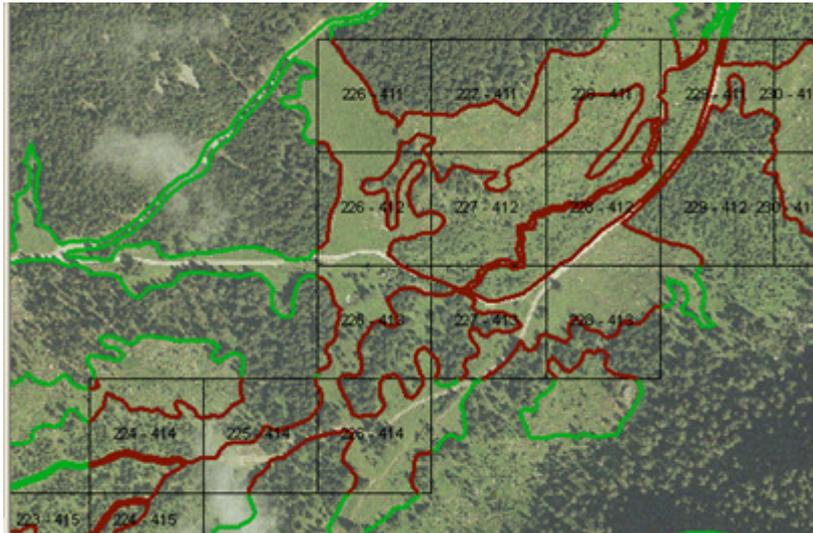


Abb.15: BERECHNUNG DER GRENZLÄNGE DES WALDES

Weitere Habitatparameter:

Auch bei den Habitatrequisiten „Latschenfelder“, „Geröll“ und „Schneefelder“ wurden Distanz, Fläche und Grenzlänge zu den Rastermittelpunkten berechnet.

Als „Latsche“ wurden alle Polygone bezeichnet die in der Spalte Deckungsgrad Latsche (C_350) einen Wert ≥ 5 aufwiesen, sprich deren Latschenanteil bei 50% und darüber lag. Als „Geröll“ wurden alle Polygone bezeichnet, die in der Spalte „DC_Scree“ (Deckungsgrad Geröll) 50 Prozent oder mehr erreichten. Bei den Schneefeldern, die während der Kartierungen erhoben wurden und durch Digitalisierung als Vektordatensatz vorlagen, wurde weiters zwischen erstem und zweitem Durchgang unterschieden. Alle anderen Berechnungen wurden identisch zum Wald durchgeführt.

Bei den Habitattypen (abgekürzt HT) „Verkehr“ (HT 9200), „Hochstauden“ (HT 4700), „Feuchtgrünland“ (HT 4230) und „Gewässer“ (HT 2000) wurden nur die Distanzen der Rasterfeldmittelpunkte zum nächstgelegenen Polygon mit dem jeweiligen HT-Code berechnet.

Weiters wurde die Anzahl verschiedener Habitattypen pro Rasterfeld berechnet.

5.5 Getrennte Modelle für Almen und Alpine Matten

Aufgrund ökologisch unterschiedlicher Gegebenheiten wurden zwei voneinander getrennte Modelle gerechnet. Ein Modell beschreibt die Verhältnisse auf den Almflächen, das andere Modell die Zusammenhänge auf den Alpenen Matten. Methodisch erfolgte die Modellerstellung und Modellprüfung sehr ähnlich (Kap.7.6, 7.7, 7.8; Seite 42f.) Die durchgeführte Hauptkomponentenanalyse legt die separate Berechnung der beiden Modelle nahe. Fasst man die wichtigsten Habitatparameter zu zwei Hauptkomponenten (PC) zusammen und markiert Almflächen beziehungsweise Flächen der Alpenen Matten zeigen sich zwei deutliche Cluster (Abb.16).

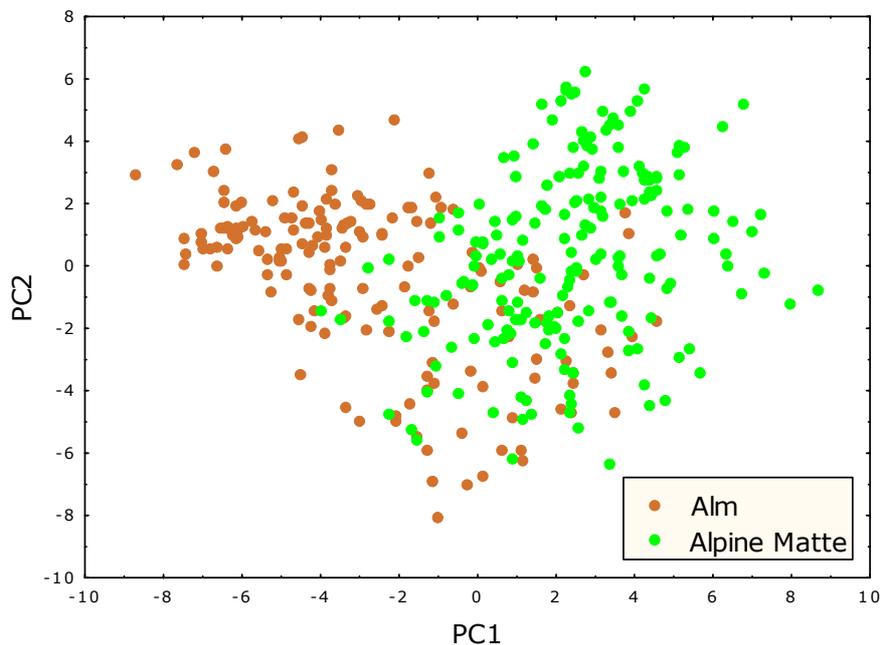


ABB.16: ORDINATION DER RASTER DER BEIDEN LEBENSRAUMTYPEN ALM UND ALPINE MATTEN BASIEREND AUF DEN WERTEN DER ERSTEN BEIDEN FAKTOREN (PC1 UND PC2) EINER HAUPTKOMponentENANALYSE

5.6 Reduktion der Rasterfelder

Falsche Nichtvorkommensannahmen sind eine häufige Fehlerquelle bei der statistischen Habitatmodellierung mit Präsenz-Absenz-Daten. Daher wurde in dieser Arbeit versucht die Wahrscheinlichkeit einer falschen Nichtvorkommensannahme durch Ausschluss von Absenzzasterfeldern, die nahe einem Präsenzrasterfeld liegen, zu verringern (vgl. Graf et al. 2005). Ein Bergpieperrevier umfasst bei einer Rasterfeldgröße von einem Hektar in den allermeisten Fällen nicht nur ein Rasterfeld sondern auch Teile der benachbarten Rasterfelder.

Aufgrund der Datenlage wurde für die Almbereiche ein anderes Ausschlussverfahren gewählt wie für die Bereiche der Alpinen Matten.

Alm:

Der Ausgangsdatensatz weist einen Überhang von Absenzdatensätzen im Vergleich zu Präsenzdatensätzen auf. Daher wurde für die weitere Modellierung eine Zufallsauswahl von Absenzdatensätzen verwendet, die einen Mindestabstand von 500 Metern zum nächstgelegenen Vorkommensnachweis besitzen. Übrig blieben je 85 Rasterfelder pro Kategorie („Vorkommen“ und „Nichtvorkommen“), was für eine Modellierung mit bis zu acht Variablen ausreichend ist.

Steyerberg et al. nennen in Schröder & Reineking (2004a) eine Anzahl von 10 Präsenzen pro Prädiktorvariable als Grenzwert.

Alpine Matte:

Bei der Auswahl der verwendeten Rasterfelder musste etwas anders vorgegangen werden als bei den Almflächen. Es bestehen keine so großen Distanzen zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen. Es wurden nur direkt an eine Präsenz angrenzende Absenzzasterfelder ausgeschlossen um falsche Nichtvorkommenseinschätzungen zu minimieren. Damit die Stichprobe nicht zu klein gerät wurden alle restlichen Absenzen und alle Präsenzen in den weiteren Modellierungsprozess miteinbezogen. Es standen 150 Präsenzdatensätze und 47 Absenzdatensätze zur Verfügung, was zu einer Verzerrung in Richtung Präsenz führt und bei der Interpretation berücksichtigt werden muss.

5.7 Variablenselektion

Als erster Schritt wurden univariate logistische Regressionsmodelle für jede Prädiktorvariable erstellt und das Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke (R^2_N) berechnet.

Danach wurden alle Variablen mittels bivariater Spearman-Rang-Korrelation auf Multikollinearität getestet. Um die große Anzahl möglicher Variablen effektiv zu reduzieren erfolgte der Ausschluss einer korrelierenden Variable bereits ab einem Rangkoeffizienten nach Spearman (R_s) $>0,5$ (Graf et al. 2005, Just 2005). Wenn der R_s den Wert 0,5 überschritt wurde nur die Variable mit dem größeren Wert des R^2_N für die weitere Modellierung verwendet.

Variablen mit schwachem Erklärungsgehalt in den univariaten logistischen Regressionsmodellen wurden nicht berücksichtigt.

Auf den Almflächen wurden Variablen bereits ab einem $R^2_N <0,2$ ausgeschlossen, auf den Alpinen Matten aufgrund der allgemein schwächeren univariaten Modelle erst ab einem $R^2_N <0,1$ (vgl. Graf et al. 2005).

5.8 Modellbildung

Die Modellbildung erfolgte mittels binärer logistischer Regression mit logit-Linkfunktion (Hosmer & Lemeshow 2000). Es wurden für die Almen und auch für die Alpinen Matten sowohl die Schrittweise-Vorwärts-Modellbildung als auch die Schrittweise-Rückwärts-Modellbildung durchgeführt und das Modell mit dem höchsten Erklärungsgehalt und der geringsten Modellkomplexität ausgewählt (Menard 2002, Schröder & Reineking 2004b). Für die Aufnahme beziehungsweise den Ausschluss einer Variablen wurde, wie bei den meisten Autoren (zum Beispiel Graf et al. 2005), ein Schwellenwert von 0,05 gewählt.

6. Ergebnisse

6.1 Ergebnisse der Freilandhebungen

Insgesamt 235 der 804 kartierten Rasterfelder wurden als positiv bezüglich eines Brutvorkommens des Bergpiepers eingestuft. Das entspricht einem Besetzungsgrad von gut 29% aller Rasterfelder. Die Almflächen zeigten einen Besetzungsgrad von lediglich 16%, die Alpinen Matten waren mit 52% wesentlich dichter besiedelt (Abb.17 und 18).

Im ersten Kartierungsdurchgang wurden 169 und im zweiten Kartierungsdurchgang 161 Nachweise erbracht. 95 Rasterfelder waren an beiden Begehungsterminen vom Bergpieper besetzt.

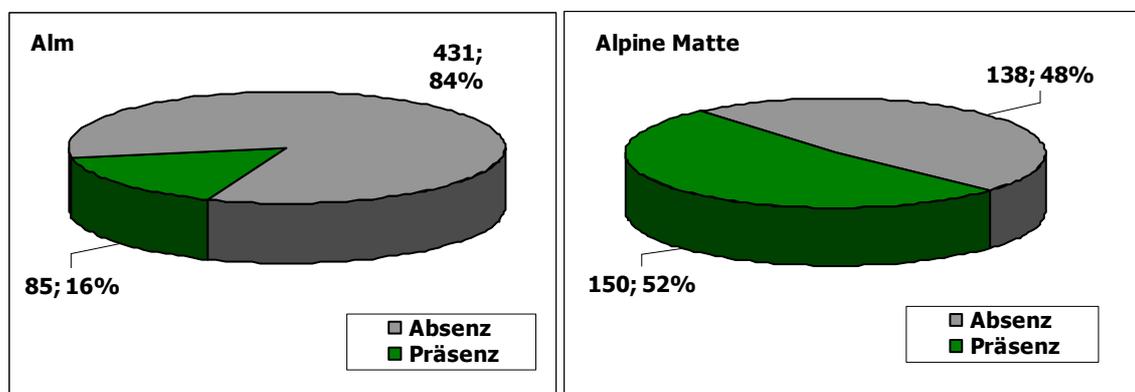


ABB.17: BESETZUNGSGRAD ALM, ANZAHL UND PROZENTSATZ DER RASTERFELDER

ABB.18: BESETZUNGSGRAD ALPINE MATTE, ANZAHL UND PROZENTSATZ DER RASTERFELDER

Abb. 19 zeigt den Status des Bergpiepers im gesamten Untersuchungsgebiet.

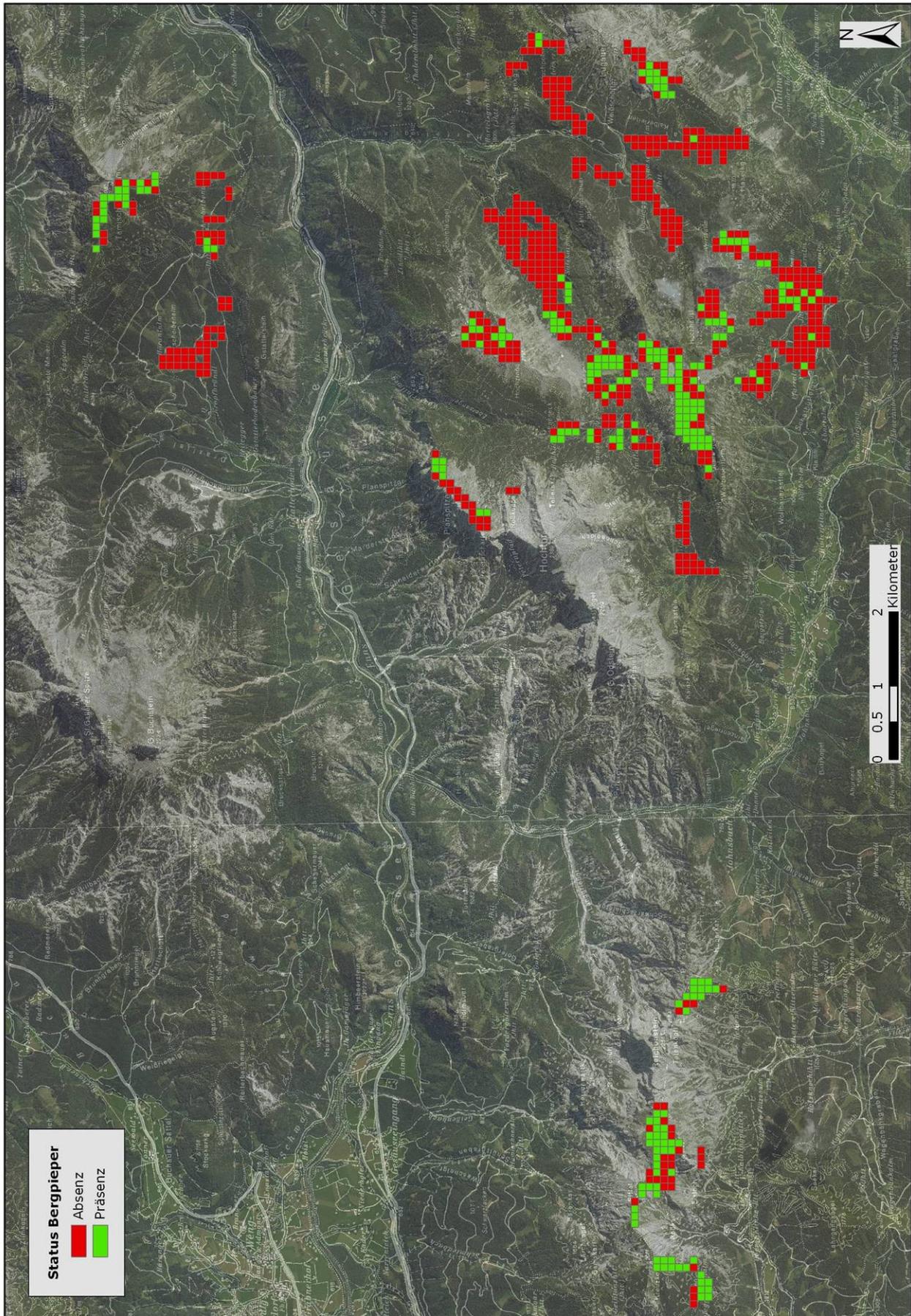


ABB.19: VORKOMMEN (GRÜN) UND NICHTVORKOMMEN (ROT) DES BERGPIEPERS IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

6.2 Ergebnisse der Modellierung

6.2.1 Alm

Nach Ausschluss von stark untereinander korrelierten Variablen ($R_s > 0,5$) und Variablen mit geringem Erklärungsgehalt im univariaten logistischen Regressionsmodell ($R^2_N < 0,2$) blieben nachstehende fünf Variablen für den Modellbildungsprozess über:

- Distanz des Waldes exklusive Latsche (Dist_Wald_ohne_Latsche)
- Distanz zum nächsten Schneefeld beim zweiten Kartierungsdurchgang (DistSchnDG2)
- Fläche (m²) Latschengebüsch (Latsche_Flaeche)
- Klassifikation der Geländeform in den 8 Kategorien (Gelaendeform)
- Minimale Biomasse auf der Fläche, gemessen als Normalized Differential Vegetation Index (NDVI) aus einem Landsat 5 TM Datensatz der am 6.7.2009 aufgenommen wurde (NDVI_20090706_MIN)

Das beste Modell wurde durch Schrittweise-Vorwärts-Modellbildung erreicht. Tab.7 zeigt den Modellbildungsprozess und unter Schritt 3 das Ergebnismodell.

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 1	DistSchnDG2	-0.01	0.01	48.62	1	0.000	0.996
	Constant	2.57	0.40	40.34	1	0.000	13.033
Schritt 2	Dist_Wald_ohne_Latsche	0.03	0.01	10.21	1	0.001	1.0254
	DistSchnDG2	-0.01	0.01	34.20	1	0.000	0.9966
	Constant	1.34	0.46	8.40	1	0.004	3.8359
Schritt 3	NDVI_20090706_MIN	-0.04	0.02	7.61	1	0.006	0.9565
	Dist_Wald_ohne_Latsche	0.03	0.01	9.80	1	0.002	1.0256
	DistSchnDG2	-0.01	0.01	26.94	1	0.000	0.9971
	Constant	9.31	2.10	9.64	1	0.002	10993.92

TAB.7: MODELLBILDUNGSPROZESS ALMEN

Die Tabelle zeigt wie sich das Modell von Schritt zu Schritt, durch Aufnahme je einer neuen Variablen entwickelt. Die Konstante (Constant) beschreibt das Gesamtmodell nach dem jeweiligen Schritt. Der Regressionskoeffizient (B) zeigt die Wirkungsrichtung der Variablen. Über den Wald Test können die einzelnen Variablen miteinander verglichen werden. Je höher der Wert ist, desto größer ist der Einfluss einer Variablen. Der Standard Error (S.E.) gibt den Standardfehler wieder. Die Signifikanz beschreibt, wie sich das Ergebnis im Vergleich zum Zufall verhält. Wenn der Wert 0,05 übersteigt muss von Zufall gesprochen werden. Exp(B) dient ebenfalls der Interpretation der Bedeutung einzelner Prädiktoren.

Je größer der Wert ist, desto bedeutsamer ist die Änderung des Wertes dieser Variable für das Vorkommen beziehungsweise das Nichtvorkommen der Zielart.

In Abb.20 bis 22 sind die Zusammenhänge der ausschlaggebenden Habitatfaktoren im Almbereich mit der modellierten Vorkommenswahrscheinlichkeit dargestellt.

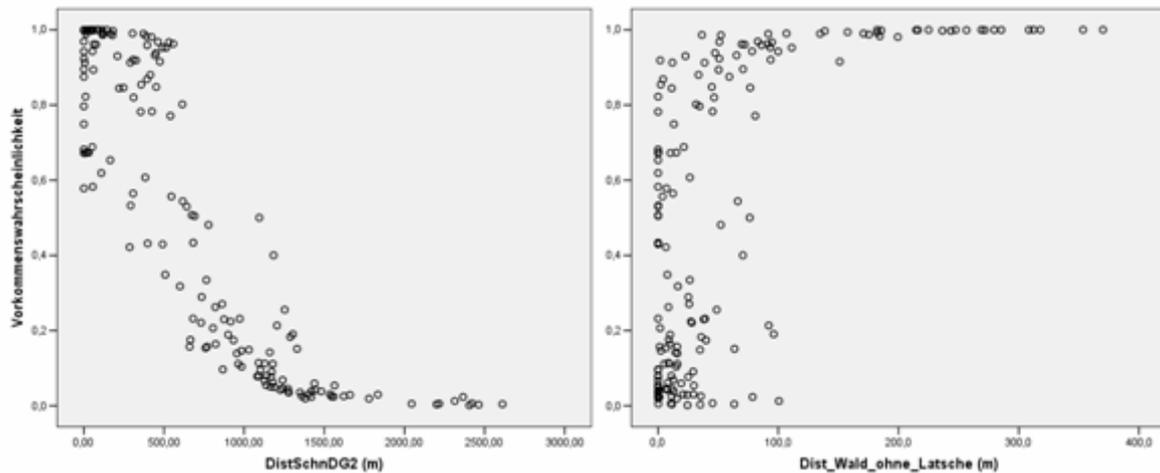


ABB.20: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DISTANZ (M) ZUM NÄCHSTEN SCHNEEFELD AM ZWEITEN KARTIERUNGSDURCHGANG

ABB.21: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DISTANZ (M) ZUM NÄCHSTEN WALD (EXKLUSIVE LATSCHEN)

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit sinkt mit größerer Distanz zum nächsten Schneefeld (Abb.20) und steigt mit der Entfernung zum nächsten Wald (Abb.21).

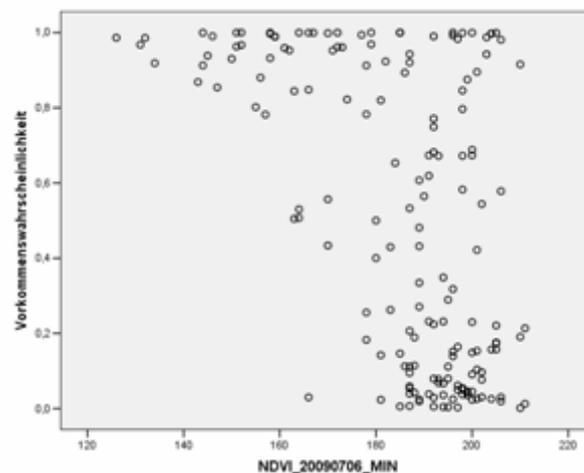


ABB.22: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER MINIMALEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090706_MIN)

Abb.22 zeigt, dass mit sinkender Biomasse auf der Fläche auch die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Bergpiepers abnimmt.

6.2.2 Alpine Matte

Im Bereich der Alpenen Matten blieben nach der Variablenselektion vier Habitatfaktoren zur Modellbildung. Die Variablenselektion erfolgte sehr ähnlich wie bei den Almflächen.

- Grenzlänge (m) der Schneefelder aus erstem und zweitem Durchgang addiert (GrenzlaeSchn12).
- Durchschnittliche Biomasse auf der Fläche gemessen als Normalized Differential Vegetation Index (NDVI) aus einem Landsat 5 TM- Datensatz der am 1.8.2009 aufgenommen wurde (NDVI_20090801_MEAN)
- Deckungsgrad von Gehölzen multipliziert mit der Fläche des jeweiligen Polygons (DCGH_Flaeche)
- Klassifikation der Geländeform in den 8 Kategorien (Gelaendeform)

Auch bei den Alpenen Matten wurde durch Schrittweise-Vorwärts-Modellbildung das beste Ergebnis erreicht. Tab.8 zeigt den Modellbildungsprozess und unter Schritt 3 das Ergebnismodell.

	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 1 @20090801_MEAN	0.0507	0.0108	22.20	1	0.0000	1.052
Constant	-8.085	1.9297	17.56	1	0.0000	0.0003
Schritt 2 @20090801_MEAN	0.0434	0.0118	13.47	1	0.0002	1.0443
GrenzlaeSchn12	0.0146	0.0039	14.22	1	0.0002	1.0147
Constant	-7.4531	2.1219	12.34	1	0.0004	0.0006
Schritt 3 @20090801_MEAN	0.036	0.0125	8.30	1	0.004	1.0366
DCGH_Flaeche	0.6234	0.2869	4.72	1	0.0298	1.8652
GrenzlaeSchn12	0.0141	0.004	12.74	1	0.0004	1.0142
Constant	-7.988	2.2138	13.02	1	0.0003	0.0003

TAB. 8: MODELLBILDUNGSPROZESS ALPINE MATTEN

Für Erklärungen zur Tabelle siehe Seite 38f.

Die Zusammenhänge der ausschlaggebenden Habitatfaktoren im Bereich der Alpenen Matten mit der modellierten Vorkommenswahrscheinlichkeit sind in Abb.23 bis 25 dargestellt.

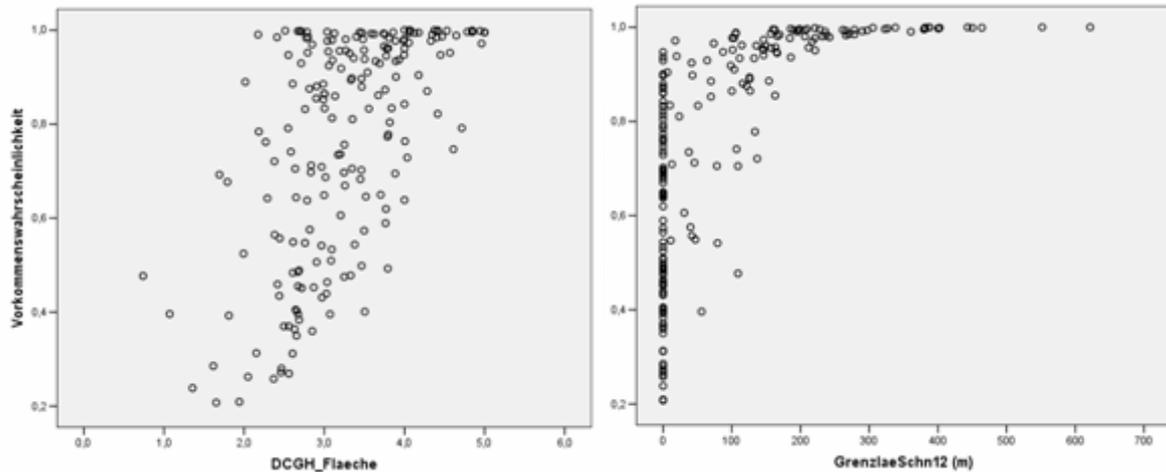


ABB.23: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VOM DECKUNGSGRAD AN GEHÖLZEN
ABB.24: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER GRENZLÄNGE (M) DER SCHNEEFELDER IM ERSTEN UND ZWEITEN DURCHGANG

Je mehr Gehölze auf der Alpenen Matte vorhanden sind (Abb.23) und je größer die Grenzlänge der Schneefelder ist (Abb.24), desto günstiger wird der Lebensraum für Bergpieper.

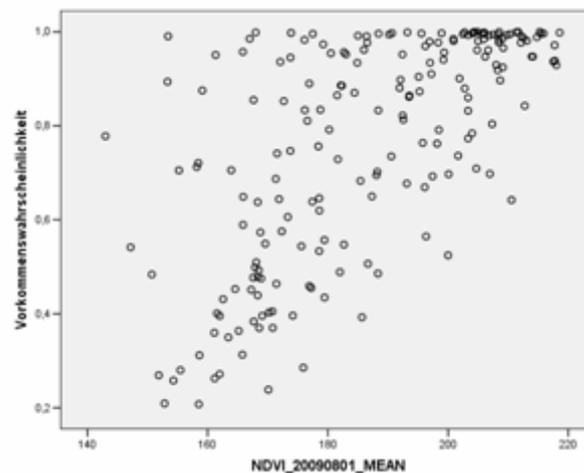


ABB.25: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DURCHSCHNITTLICHEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE

Höhere Werte der durchschnittlichen Biomasse wirken sich positiv auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit aus (Abb.25).

6.3 Gütebeurteilung der Modelle

Beide Modelle wurden den gängigen Verfahren zur Beurteilung der Modellgüte unterzogen (Schröder & Reineking 2004b). Die Ergebnisse sind in Tab.9 wiederum für Almen und Alpine Matten getrennt dargestellt. Die Berechnung erfolgte mit dem Programm „ROC Plotting and AUC Calculation Transferability Test“, welches 2004 von Boris Schröder und dem Institut für Geoökologie der Universität Potsdam herausgegeben wurde. Das Programm steht zur freien Verwendung auf der Homepage des Institutes (<http://brandenburg.geoecology.unipotsdam.de/users/schroeder/download.html>) zum Download.

	Alm	Alpine Matte
R ² Nagelkerke	0,71	0,42
AUC	0,96	0,86
kappa	0,85	0,54
sensitivity	0,92	0,92
specificity	0,93	0,60
% correct	92	84

TAB. 9: GÜTEMAßE DER MODELLE BEI P=0,5 UND 95% KONFIDENZINTERVALL, AUCKRIT VON 0,7 WURDE VON BEIDEN MODELLEN MIT P<0,0001 SIGNIFIKANT ÜBERSCHRITTEN

Der Kritische AUC-Wert, der die Sinnhaftigkeit der Modelle definiert wurde von beiden Modellen hochsignifikant überschritten ($p < 0,0001$).

6.3.1 Alm

Das Modell im Almbereich weist durchgehend sehr gute Beurteilungen auf. Der AUC-Wert kann nach Hosmer & Lemeshow (2000) als „outstanding“ beurteilt werden und der Kappa- Index von 0,85 entspricht einem „sehr guten“ bis „exzellenten“ Modell (Monserud und Leemans 1992). Sensitivität (Prozentsatz korrekter Vorkommensprognosen) und Spezifität (Prozentsatz korrekter Nichtvorkommensprognosen) sowie der Gesamtprozentsatz korrekter Prognosen (% correct) erreichen ähnliche Werte auf sehr hohem Niveau.

6.3.2 Alpine Matte

Im Bereich der Alpinen Matten werden zwar schwächere, aber dennoch recht brauchbare Ergebnisse erzielt. Der AUC- Wert liegt mit 0,86 immer noch in jenem Bereich, der mit „very good“ zu beurteilen ist (Hosmer & Lemeshow 2000). Der Kappa- Index erreicht hingegen lediglich die Bewertung „fair“ (Monserud und Leemans 1992).

Die Gesamtprozentzahl korrekter Vorhersagen von 84% täuscht etwas, wenn man sich Sensitivität und Spezifität ansieht. Die Sensitivität (korrekte Vorkommensprognosen) ist mit 92% ausgezeichnet, wohingegen die Spezifität (korrekte Nichtvorkommensprognose) mit 60% fast einem Zufallsmodell entspricht.

Insgesamt ergibt sich ein etwas zu optimistisches Modell, wenn man die vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit (Abb.26, Seite 44) mit den im Freiland erhobenen Vorkommensdaten (Abb.19) vergleicht.

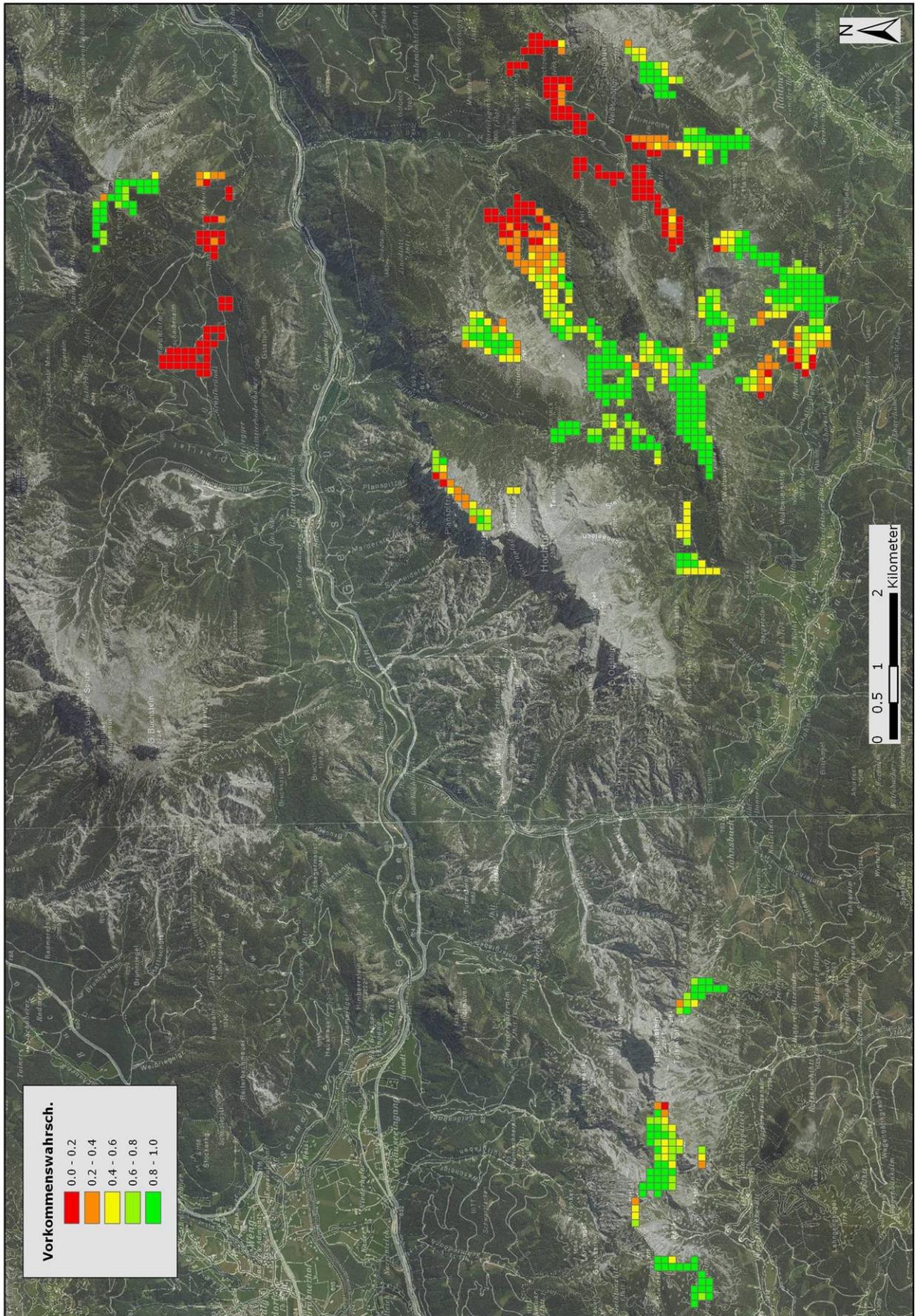


Abb.26: VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT ANHAND DER MODELLE GETRENNT GESCHÄTZT FÜR ALMEN UND ALPINE MATTEN

7. Diskussion

7.1 Bedeutung der verschiedenen Habitatparameter für den Bergpieper

7.1.1 Alm

Biomasse (NDVI_20090706_min):

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit auf den Almen steigt mit geringeren Werten der minimalen Biomasse auf der Fläche (Abb.22, Seite 39). Es ist also wichtig, dass es in einem Rasterfeld bewuchsarme, kahle Flächen gibt. Diese Bereiche dürften sich hauptsächlich durch ihren hohen Felsanteil auszeichnen. Diese Tatsache wird auch durch den signifikant negativen Zusammenhang der minimalen Biomasse (NDVI_20090706_min) mit dem Deckungsgrad an Felsen (DCRock_Fläche) bestätigt ($R_s = -0,19$). Felsbrocken sind wichtige Strukturen im Habitat des Bergpiepers von denen aus die Singflüge gestartet werden und das Revier überblickt werden kann (Kap.3.4, Seite 14f.).

Bewaldung (Dist_Wald_ohne_Latsche):

Je größer die Distanz zum Wald ist, desto günstiger sind die Verhältnisse für den Bergpieper (Abb.21, Seite 39). Die Almflächen müssen also eine gewisse Größe aufweisen um den für den Bergpieper essentiellen Offenlandcharakter zu zeigen. Das heißt auch, dass auf einer großen Alm eher Flächen angenommen werden, die in der Mitte der Alm beziehungsweise nicht am Waldrand liegen. Durch die Aufgabe der Bewirtschaftung einer Alm kann der Abstand zum nächsten Wald so verringert werden, dass diese Flächen ihre Attraktivität für Bergpieper zur Gänze verlieren.

Schneefelder (DistSchnDG2):

Schneefelder stellen wichtige Habitatelemente vor allem als Nahrungsfläche innerhalb eines Bergpieperreviers dar. Dieses Phänomen wird schon in der „snowfield“-Hypothese von Verbeek (1970) beschrieben. Allerdings wurde diese Theorie vor allem aufgrund der geringen Größe der möglichen Beutetiere auf den Schneefeldern unter anderem von Hendricks (1987 zit. in Böhm 2000) kritisiert. In der vorliegenden Arbeit zeigt sich, dass mit sinkender Distanz zum nächsten Schneefeld die Habitatqualität steigt (Abb.20, Seite 39). Ihre große Bedeutung als Nahrungsfläche ist durch mehrere Umstände zu erklären.

Einerseits sind Insekten auf dem weißen Untergrund sehr gut auszumachen und andererseits kann sich der Bergpieper auf den Schneefeldern ungehindert fortbewegen, was den Jagderfolg zusätzlich steigern dürfte. In dichter Vegetation könnte der Bergpieper möglicherweise deutlich weniger Jagderfolg haben.

Die Schneefelder sind vor allem im Juni während der späten Brutzeit bzw. während der Jungenaufzucht als Nahrungshabitat wichtig. Daher zeigen die Schneefelder im ersten Durchgang, wo sie noch häufiger sind, weniger Einfluss als im zweiten Durchgang, wo sie zur Mangelware werden. Die Distanz zum nächsten Schneefeld spielt im Almbereich verglichen mit der Fläche und der Grenzlänge der Schneefelder die größte Rolle. Eine großflächige Schneebedeckung im Revier dürfte sich eher negativ auswirken, während das Vorhandensein eines Schneefeldes als Nahrungshabitat in nicht allzu großer Entfernung essentiell zu sein scheint.

7.1.2 Alpine Matte

Mittlere Biomasse (NDVI_20090801_Mean):

Je höher der Mittelwert der Biomasse auf der Fläche ist, desto günstiger werden die Lebensräume für den Bergpieper (Abb.25, Seite 41). Die Alpinen Matten sind durch die Bodenbeschaffenheit und die klimatischen Verhältnisse von Natur aus baumfrei. Sehr große Werte der mittleren Biomasse haben daher keine negativen Auswirkungen auf die Habitatqualität. Vielmehr scheinen Bereiche, welche keine Vegetationsbedeckung aufweisen, wie Geröllfelder oder Felsbereiche, problematisch zu sein, sofern sie in großflächiger Ausdehnung auftreten. Dieser Umstand wird auch durch den negativen Zusammenhang ($R_s = -0,65$) des Deckungsgrades an Felsen auf der Fläche (DCRock_Fläche) mit der mittleren Biomasse (NDVI_20090801_Mean) bestätigt.

Deckungsgrad an Gehölzen (DCGH_Fläche):

Der flächige Anteil an Gehölzen, der auf den Alpinen Matten zu einem Großteil durch Latschengebüsche bedingt ist, stellt ein wichtiges Element im Lebensraum des Bergpiepers dar (Abb.23, Seite 41). In der sonst eher einförmigen Landschaft oberhalb der Waldgrenze spielen Strukturen, die als Warten genutzt werden können, eine wichtige Rolle. Durch eine zu große Dichte an Latschen wäre ein negativer Aspekt durch den Verlust des Offenlandcharakters zu erwarten. Allerdings sind die Latschenfelder im Untersuchungsgebiet nur inselartig ausgeprägt, sodass die vorhandenen Latschengebüsche einen positiven Zusammenhang mit der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Bergpiepers zeigen.

Schneefelder (GraenzLaeSchn12):

Wie auf den Almen wirken sich auch auf den Alpinen Matten Schneefelder positiv auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Bergpiepers aus (Abb.24, Seite 41). Interessant ist, dass es hier die addierte Grenzlänge der Schneefelder aus erstem und zweitem Durchgang ist, die den größten Einfluss hat. Schneefelder scheinen auf den Alpinen Matten also sowohl zu Beginn als auch gegen Ende der Brutzeit eine wichtige Rolle zu spielen. Spannend ist auch, dass die Grenzlänge wichtiger ist als die Fläche der Schneefelder oder die Distanz zum nächsten Schneefeld.

Möglicherweise sind hier die Bedingungen überall so ähnlich, dass der Bergpieper seine Brutreviere hauptsächlich nach den Schneefeldern aussucht. Auf den Almen scheint vor allem der Offenlandcharakter der limitierende Faktor zu sein, so dass Schneefelder zwar eine bedeutende Habitatkomponente darstellen, von den Vögeln aber auch etwas weitere Distanzen in Kauf genommen werden.

7.2 Unterschiede zwischen Almen und Alpinen Matten

Betrachtet man die beiden unterschiedlichen Landschaftstypen zeigt sich die große Bedeutung des Primärlebensraumes Alpine Matten für den Bergpieper im Nationalpark Gesäuse. Über die Hälfte aller erhobenen Rasterfelder der Alpinen Matten zeigten Brutvorkommen, während auf den Almflächen lediglich ein Besetzungsgrad von 16% beobachtet wurde (Abb.17 und 18, Seite 36). Almflächen wurden nur dann besiedelt, wenn sie einen ausgeprägten Offenlandcharakter aufwiesen. Entscheidend ist scheint dabei die Größe der Almen zu sein, denn größere Almen bieten günstigere Bedingungen, da der Anteil an verfügbaren Flächen in größeren Distanzen zu angrenzend Waldflächen steigt. Im Nationalpark Gesäuse existieren nur sehr wenige hoch gelegene Almflächen, wie beispielsweise die untere Lugauerplan. Viele ehemalige Almflächen oberhalb der Waldgrenze, wie das Stadlfeld und die Kölblplan, werden nicht mehr bewirtschaftet und fallen somit in die Kategorie Alpine Matten. Es ist abzuwarten, wie sich diese Flächen in den nächsten Jahrzehnten entwickeln werden. Durch ein flächiges Aufkommen von Gehölzen (vor allem Latschen) oder die Entwicklung dichter und hochwüchsiger Grasbestände könnten sich hier die Bedingungen ändern.

Wären diese Flächen noch bewirtschaftet, würden die Almbereiche bezüglich des Besiedlungsgrades möglicherweise deutlich besser abschneiden, als sie es in der vorliegenden Arbeit tun.

Zudem sind die Gesäuseberge aufgrund ihrer relativ geringen Höhe oft bis in die Gipfelbereiche vegetationsbedeckt und zeigen somit bis zu den höchsten Stellen brauchbare Lebensräume für Bergpieper. In den schroffen und vegetationslosen Gipfelbereichen der Hohen Tauern beispielsweise findet man kaum noch Bergpieper (Winding 1990). Die ausgedehnten Rasenflächen darunter werden aber oft landwirtschaftlich genutzt und sind dicht mit Bergpiepern besetzt (eigene Beobachtungen des Autors). Der geringe Besetzungsgrad der Almflächen sollte daher unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten in den Gesäusebergen betrachtet werden und ist keinesfalls als generelles Meidungsverhalten der Bergpieper bezüglich bewirtschafteter Flächen zu interpretieren.

Am 5.5.2009 konnte ein nahrungssuchender Trupp von 8 Bergpiepern auf der Niederscheibenalm beobachtet werden. Zu diesem Zeitpunkt waren die nahegelegenen und später gut besetzten Flächen am Tamischbachturm noch zur Gänze mit Schnee bedeckt. Nachdem bei den weiteren Kontrollen auf diesen Flächen keine Bergpieper mehr nachgewiesen werden konnten ist anzunehmen, dass diese Vögel auf bessere Bedingungen im nahe gelegenen Brutgebiet warteten, bevor sie dieses anfliegen. Eine ähnliche Beobachtung gelang am 15.5.2009 im Bereich der Sulzkaralm. Auch hier war ein Trupp von 8 Bergpiepern anwesend die kein brutverdächtiges Verhalten zeigten und später im Jahr die nahegelegenen Hochflächen als Bruthabitat gewählt haben dürften. Ähnliche Verhaltensweisen schildert auch Böhm (2000) aus den Ötztaler Alpen.

Zur Auswirkung der Bewirtschaftung kann im Rahmen dieser Arbeit leider keine genaue Aussage getroffen werden. Die Daten zur Beweidungsintensität waren räumlich zu grob aufgelöst. So ist im InVekos-Datensatz die gesamte Weidefläche als ein einheitliches großes Polygon ohne eine genauere Unterteilung ausgewiesen.

Die Beweidung ist vor allem als Maßnahme zur Offenhaltung der Landschaft von großer Bedeutung. Lokale Überbeweidung spielt zwar aus botanischer und entomologischer Sicht an einigen Stellen eine negative Rolle, dürfte sich auf die Bergpieperbestände jedoch nicht maßgeblich auswirken. Die Aufgabe der Bewirtschaftung hingegen führt zu Arealverlusten für die Zielart. Ein weiterer positiver Aspekt der Beweidung könnte sein, dass an den Dunghaufen der Kühe größere Arthropodendichten auftreten, die dann als Nahrungsquelle für den Bergpieper dienen könnten.

Führt nun die Klimaänderung, wie derzeit oft skizziert wird, zu einem Ansteigen der Waldgrenze aufgrund günstigerer Witterung im Gebirge (z.B. Walther 2003) und wird gleichzeitig die Almbewirtschaftung in höheren Lagen aufgegeben weil sie sich zu arbeitsintensiv ist, könnte auch eine derzeit noch häufige Art wie der Bergpieper bald stark gefährdet sein. Denn nach oben hin sind die Ausbreitungsmöglichkeiten durch die Berggipfel begrenzt und je höher der Wald steigt, desto weniger Areal steht alpinen Offenlandarten zur Verfügung. In diesem Szenario zeigt sich die Bedeutung der Almbewirtschaftung für alpine Offenlandlebensformen und somit die Notwendigkeit der Förderung dieser Art der Landnutzung, um sie auch gegen ökonomische Zwänge erhalten zu können.

7.3 Methodenkritik

7.3.1 Lokalisation der Nachweise

Die punktgenaue Lokalisation singender Bergpiepermännchen ist in der strukturarmen alpinen Landschaft nicht immer einwandfrei durchzuführen. Durch die Aufnahme mittels GPS-Gerät wurde versucht, dieses Problem in den Griff zu bekommen. Allerdings ist es nicht immer möglich oder sinnvoll den Punkt der Sichtung zu begehen. Dies trifft besonders für sehr steile Berghänge zu, in denen eine Kartierung neben dem hohen zeitlichen Aufwand auch mit einem hohen Risiko für den Beobachter verbunden wäre. In einigen Fällen sind solche steilen Bereiche allerdings gut einsehbar, wodurch Vögel zwar visuell und akustisch relativ gut nachweisbar sind, die Verortung des Nachweises auf einer Karte aber häufig immer noch mit gewissen Fehlern behaftet ist. Um die dadurch entstehende Ungenauigkeit, die in ähnlicher Form allen ornithologischen Freilanddaten anhaftet, zu minimieren wurde ein Puffer zwischen jeden Vorkommensnachweis und den nächsten Nichtvorkommensnachweis gelegt (Kap.5.6, Seite 34). Diese Vorgehensweise ist auch sinnvoll, weil die Reviergrößen des Bergpiepers nicht genau bekannt sind. Es ist jedenfalls anzunehmen, dass sich ein Revier über mehrere Rasterfelder (von jeweils einem Hektar Größe) erstrecken kann.

7.3.2 Kartierungszeitpunkt

Der richtige Kartierungszeitpunkt während der Hauptaktivitätsperiode ist ein wichtiges Kriterium, um die Bestände einer Vogelart richtig einschätzen zu können (Kap.5.3, Seite 15ff.). Bei einer alpinen Vogelart können Probleme entstehen, da das Untersuchungsgebiet im Frühjahr nicht oder nur unter sehr erschwerten Bedingungen zu erreichen ist.

Im schneereichen Untersuchungsjahr 2009 (Kap.2.2, Seite 7f.) war dieser Umstand verschärft gegeben. Durch einen möglichst frühzeitigen Zustieg in die Brutgebiete mit Schneeschuhen konnte dieser Fehler allerdings gering gehalten werden. Das bestätigen die hohe Anzahl der Nachweise und die relativ konstante Nachweiszahl bei der ersten verglichen mit der zweiten Begehung (169 bzw. 161 Nachweise). Wäre die Anzahl der Nachweise im zweiten Durchgang markant gesunken, könnten Schlüsse auf das Nachlassen der Aktivität mit dem Beginn des Schlupfes der Jungvögel gezogen werden. Weiters konnten bis zum Ende der Kartierungsarbeiten keine Jungvögel gesichtet oder gehört werden. Der Kartierungszeitpunkt scheint also gut getroffen worden zu sein, auch wenn einige frühe Sänger wahrscheinlich nicht erfasst werden konnten.

7.3.3 Modellbildung

Durch die Methodik der Variablenselektion werden manche Parameter, die einen Erklärungsgehalt für die Verbreitung der Zielart hätten, nicht berücksichtigt wenn sie mit einer anderen Variablen korrelieren. Auf den Almflächen ist dies besonders bei den Variablen „DistSchnDG2“ und der Höhenlage (Max) der Fall. Die beiden Variablen weisen beide einen sehr großen Erklärungsgehalt im univariaten Modell auf ($R^2_N > 0,6$) und korrelieren untereinander mit einem R_s von 0,6. In diesem Fall wurde nur die Variable mit dem größeren R^2_N - Wert (DistSchneeDG2) für die weitere Analyse verwendet. Multikollinearität verfälscht ein Modell und die Interpretation der kausalen Zusammenhänge wird schwieriger. Außerdem ist bei einer derart großen Anzahl von Variablen, wie sie in dieser Arbeit vorlagen, eine effektive Variablenreduktion unvermeidlich.

7.4 Wie praktikabel ist der Modellansatz für die Planungspraxis?

7.4.1. Schwächen des Modellansatzes

Die strukturelle Ausstattung eines Landschaftsausschnittes ist nicht alleine verantwortlich für das Vorkommen einer Art. Habitatmodelle betrachten allerdings in den meisten Fällen nur Habitatvariablen, was eine große Schwäche derartiger Modelle ist. Hier liegt auch die Begründung für die zu optimistischen Prognosen des vorliegenden Ergebnismodells im Vergleich zu den erhobenen Daten.

Der Besetzungsgrad hängt beispielsweise auch von der Populationsgröße ab. So kann ein Bereich strukturell sehr gute Lebensraumbedingungen aufweisen und trotzdem unbesiedelt bleiben, wenn nicht genügend Individuen in der Population vorhanden sind um alle guten Lebensräume in Anspruch zu nehmen.

Das vorliegende Modell besitzt zudem keine Aussagekraft bezüglich der Populationsentwicklung der Art. Dies betrifft vor allem Aussagen über den Bruterfolg, der in einem erheblichen Maße von der Anwesenheit von Nestprädatoren wie der Kreuzotter (*Vipera berus*) oder verschiedener Krähenvögel (*Corvidae*) abhängen dürfte (Bollmann 1996, Bollmann & Reyer 2001). Prädation ist allerdings nicht beziehungsweise nur sehr aufwändig zu erheben und in ein Modell einzubringen.

Ein weiterer nicht berücksichtigter Faktor, der Einfluss auf die Besetzung eines Landschaftsausschnittes hat, ist die Konkurrenz.

Die Anwesenheit konkurrierender Vogelarten dürfte sich vor allem auf die Nahrungsverfügbarkeit negativ auswirken.

Die Nischentrennung zum nahe verwandten und ähnliche Ressourcen nutzenden Baumpieper (*Anthus trivialis*) erfolgt durch die Höhenverbreitung. Auch wenn beide Arten direkt nebeneinander beobachtet werden können, liegt das Hauptvorkommen des Bergpiepers meist in größerer Höhe als das des Baumpiepers. Im Nationalpark Gesäuse konnte lediglich auf der oberen Neuburgalm ein sympatrisches Vorkommen der beiden Arten nachgewiesen werden. Während auf den höher gelegenen Flächen des Untersuchungsgebietes nur der Bergpieper beobachtet wurde, sang der Baumpieper in den tieferen (<1700 m Seehöhe) und dichter mit Gehölzen bestandenen Bereichen des Untersuchungsgebietes (Tab.10). Es gelangen insgesamt nur 12 Nachweise des Baumpiepers, auf der Niederscheibenalm, der Hochscheibenalm, der Schröckalm und der Neuburgalm.

Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Kartierung auf die Erfassung des Bergpiepers ausgelegt wurde und potentielle Baumpieper-Habitate sicherlich nur sehr unzureichend kontrolliert wurden.

Höhenstufe (m)	Bergpieper	Baumpieper	Fläche UG (ha)
850 bis 1100	0	8	31
1100 bis 1300	3	1	36
1300 bis 1500	16	2	239
1500 bis 1700	46	1	174
1700 bis 1900	70	0	130
1900 bis 2100	89	0	169
2100 bis 2250	11	0	25
Summe	235	12	804

TAB.10: HÖHENVERBREITUNG DES BERGPIEPERS UND DES BAUMPIEPERS IM GESÄUSE UND DIE FLÄCHE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES (UG) JE HÖHENSTUFE IN HEKTAR.

Die Höhenverbreitung aller während den Kartierungsarbeiten häufiger im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Vogelarten ist in Tab.16 Im Anhang zu finden.

7.4.2. Potentielle Einsatzmöglichkeiten

Aufgrund der genannten Schwächen können Habitatmodelle keine Kartierungstätigkeiten ersetzen sondern lediglich ergänzen.

Im Falle größerer Eingriffe in den Naturraum, zum Beispiel durch bauliche Maßnahmen, sind flächige Kartierungen gefährdeter Arten essentiell, denn die Gefahr einer Fehleinschätzung durch ein Modell, welches wie oben beschrieben nie alle Parameter berücksichtigen kann, ist zu groß.

Habitatmodelle sind eine sehr gute Grundlage für Kartierungsprojekte, denn durch eine vorgeschobene Modellierung können die potenziellen Habitate der Zielart effektiv eingegrenzt werden. Dadurch kann das Untersuchungsgebiet verkleinert und der Aufwand erheblich verringert werden. Es bietet sich an, Flächen welche mit gutem Lebensraumpotenzial ausgewiesen sind intensiv zu kontrollieren und Bereiche mit ungünstigerer Prognose lediglich stichprobenartig zu bearbeiten, was zu besseren Ergebnissen bei geringerem Aufwand führen sollte. Voraussetzung dafür ist ein Modell, welches mit Daten auskommt die mit wenig Aufwand und ohne Freilandhebungen bezogen werden können. In Punkt 7.5.1. wird ein derartiger Modellansatz gezeigt.

In sehr großen Projektgebieten kann es auch sinnvoll sein, nur repräsentative Flächen zu begehen und dann mittels Modellierung auf das gesamte Projektgebiet hochzurechnen.

Die Gewinnung neuer Erkenntnisse über die Lebensraumansprüche von Arten wird in den nächsten Jahren ein wichtiges Einsatzgebiet von Habitatmodellen sein. Die Möglichkeit der multivariaten Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Lebensraumausstattung und Vorkommensdaten einer Art liefern wichtige Grundlagen zum Verständnis der Ökologie und den Habitatansprüchen dieser Arten. Nur mit ausgeprägtem Wissen über diese Ansprüche lassen sich effektive Konzepte zur Durchführung von Artenschutzprojekten erstellen.

7.5 Welchen Beitrag können Fernerkundungsdaten zur Beurteilung der Habitatqualitäten leisten?

In beiden Modellen fand eine Variable, die aus den LANDSAT 5 TM-Datensätzen berechnet wurde Eingang. Die Nutzung derartiger Datensätze ist ein großer Gewinn in der Bearbeitung ökologischer Fragestellungen. Nachteilig wirkt sich jedoch vor allem bei großen Maßstäben die räumliche Auflösung der Daten aus. Sie ist der Hauptgrund für die eingeschränkte Einsatzmöglichkeit von Fernerkundungsdaten dieses Typs.

Die große spektrale Bandbreite der LANDSAT-Daten eröffnet hingegen viele Möglichkeiten. So wurde in der vorliegenden Arbeit der Wellenlängenbereich des nahen Infrarots zur Berechnung der Biomasse auf der Fläche verwendet, was zu interessanten Erkenntnissen führte. Außerdem liegen LANDSAT-Daten flächendeckend über die gesamte Erdoberfläche vor und die potentielle zeitliche Auflösung von 16 Tagen eröffnet ebenfalls eine Vielzahl an Auswertungsmöglichkeiten. Die verfügbare zeitliche Auflösung hängt allerdings stark von den Wetterverhältnissen und insbesondere dem Bewölkungsgrad ab, was in der Praxis zu deutlich weniger brauchbaren Aufnahmen führt. Ein großer Vorteil ist jedenfalls, dass LANDSAT 5 TM- Daten kostenlos und sehr unkompliziert bezogen werden können.

Gute Auswertungsmöglichkeiten bieten auch ASTER-Datensätze, die bei ähnlicher spektraler Auflösung mit 15 Metern sogar eine bessere räumliche Auflösung als die LANDSAT- Daten aufweisen. Für zukünftige Fragestellungen werden der derzeitigen Entwicklung folgend immer bessere Datensätze zur Verfügung stehen und auch hoch auflösende Daten erschwinglich werden.

7.5.1 Modellerstellung mittels NDVI und Parametern aus dem Geländemodell

Die Berechnung von Modellen, die lediglich die LANDSAT 5 TM-Daten und aus dem Geländemodell abgeleitete Parameter beinhalten führte im Vergleich zu den Gesamtmodellen zu schwächeren Ergebnissen. Dennoch zeigten sie überraschend gute Modellqualitäten (Tab.11). Die Modellbildungsprozesse sind im Anhang (Tab.12 und 13, Seite 73) angeführt. Der große Reiz dieser Modellansätze liegt im freien Zugang zu den benötigten Geländedaten und dem Vorhandensein der Datengrundlage für große Teile Europas.

	Alm	Alpine Matte
R ² Nagelkerke	0,67	0,41
AUC	0,93	0,85
kappa	0,74	0,54
sensitivity	0,85	0,93
specificity	0,89	0,47
% correct	87	82

TAB. 11: GÜTEMAßE DER MODELLE DIE NUR DATEN AUS DEM GELÄNDEMOMELL UND DEN SATELLITENDATEN BEINHALTEN

7.5.1.1 Alm

Die entscheidenden Parameter sind dann auf der Alm die maximale Höhe der Rasterfelder (Höhe_MAX) und die minimale Biomasse auf der Fläche (NDVI_20090706_MIN), wobei die Vorkommenswahrscheinlichkeit mit der Höhe und mit größeren Werten der minimalen Biomasse zunimmt (Abb.27 und 28). Die maximale Höhe hängt eng mit der Distanz zum nächsten Schneefeld (DistSchnDG2) zusammen ($R_s = -0,60$), weshalb sie im Modell unter Berücksichtigung aller Parameter ausgeschlossen wurde obwohl ein starker Zusammenhang zwischen der Höhe und den ornithologischen Daten bestand.

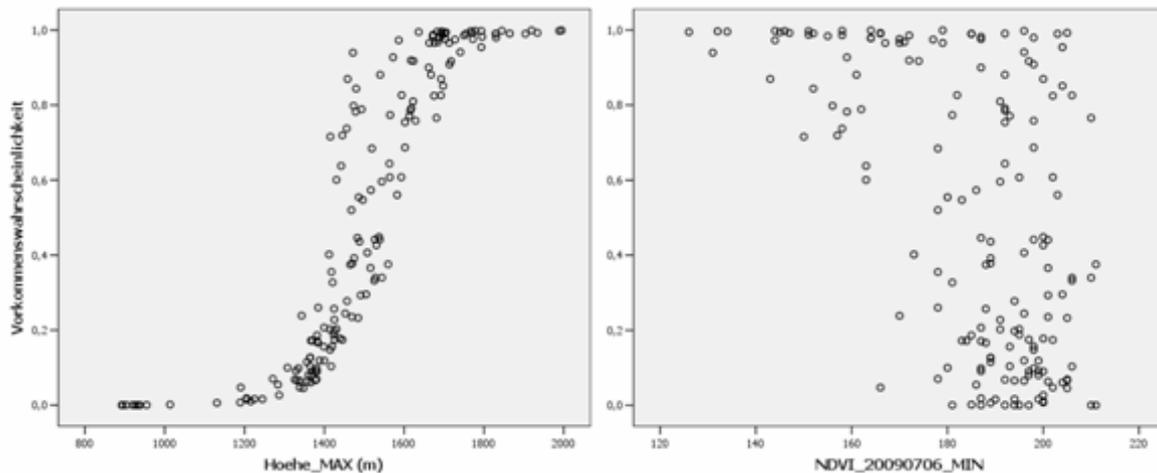


ABB. 27: VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VON DER MAXIMALEN HÖHE DES RASTERFELDES IN METERN (HÖHE_MAX)

ABB. 28: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER MINIMALEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090706_MIN)

Im Nationalpark Gesäuse sind beinahe ausschließlich die Almen von Bergpiepern besiedelt, die auf größerer Seehöhe liegen (Abb.27). Tiefer gelegene Bereiche werden kaum angenommen. Geringere Werte der minimalen Biomasse sind ebenfalls positiv zu beurteilen (Abb.28) und können als Präferenz für Almflächen mit kahlen Stellen gewertet werden (siehe auch Kap. 7.1.1, Seite 45).

7.5.1.2 Alpine Matte

Auf den Alpenen Matten setzt sich das Ergebnismodell aus der mittleren Biomasse (NDVI_20090801_MEAN), der Hangexposition in der achteiligen Skala (Aspect_8) und der Spannweite der Höhe (Hoehe_RANGE) zusammen. Die Mittlere Biomasse zeigt einen annähernd linear positiven Zusammenhang mit der Vorkommenswahrscheinlichkeit (Abb.29), die Spannweite der Höhe wirkt sich hingegen negativ aus (Abb.31). Hangausrichtungen nach Osten scheinen eher ungünstig zu sein (Abb.30).

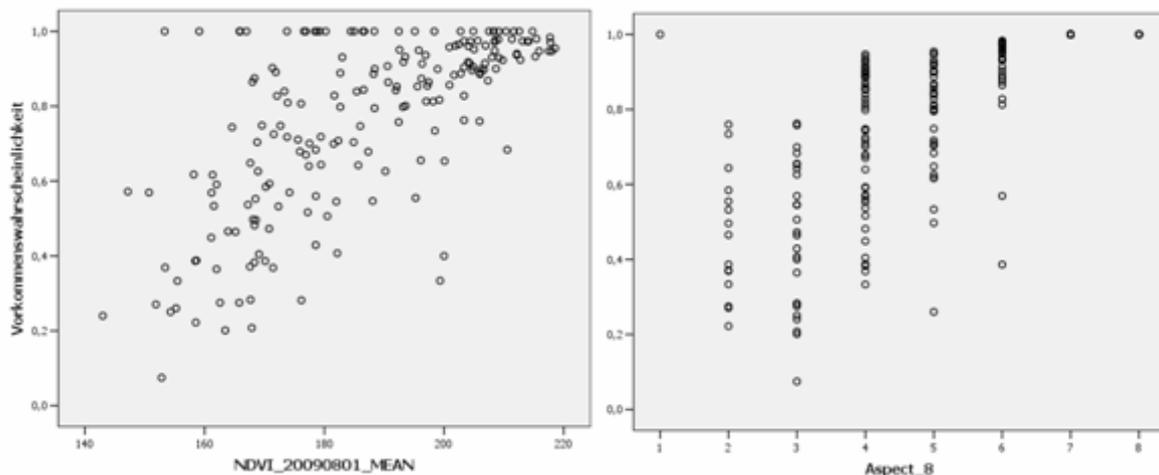


Abb. 29: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DURCHSCHNITTLICHEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090801_MEAN)

Abb. 30: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER HANGRICHTUNG (ASPECT_8) GEMESSEN AUF EINER ACHTEILIGEN SKALA. 1 BESCHREIBT EINEN NNO-HANG, 8 BESCHREIBT EINEN NNW-HANG. Abb. 14 ZEIGT DIE SKALENEINTEILUNG

Der Anstieg der mittleren Biomasse auf den Flächen bedeutet im Bereich der Alpenen Matten eine Verbesserung der Habitatqualität (Abb.29) für den Bergpieper (siehe Kap. 7.1.2, Seite 45). Die Hangrichtungsklassen 4, 5, 6, 7 und 8 werden gegenüber den Klassen 2 und 3 (Nordost bis Südost) bevorzugt (Abb.30).

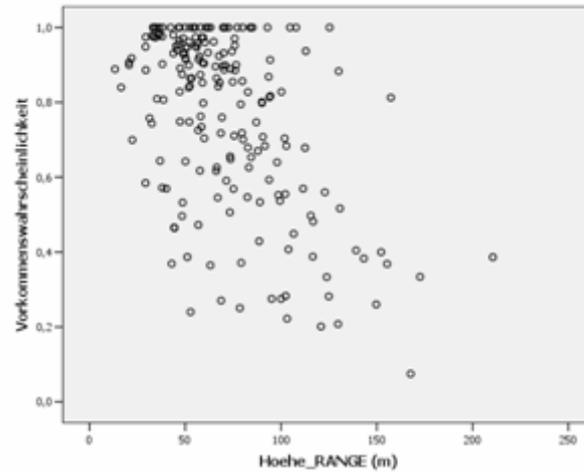


ABB. 31: ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER SPANNWEITE DER HÖHENLAGE DES RASTERFELDES IN METERN (HOEHE_RANGE)

Größere Höhenunterschiede innerhalb eines Rasterfeldes bewirken tendenziell ungünstigere Habitate (Abb.31).

8. Zusammenfassung

Im Frühjahr 2009 wurde im Nationalpark Gesäuse eine Rasterkartierung (100x100m) mit dem Ziel der Erhebung von Absenz-Präsenz-Daten zum Bergpieper durchgeführt. Anhand dieser Daten erfolgte eine Habitatmodellierung mittels bivariater logistischer Regression. Eine Hauptkomponentenanalyse zeigte die Notwendigkeit der getrennten Betrachtung der beiden ökologischen Einheiten Alm und Alpine Matte.

Insgesamt konnten 235 der 804 untersuchten Rasterfelder als positiv bezüglich des Brutvorkommens des Bergpiepers ausgewiesen werden. Der Besetzungsgrad auf den Almflächen war mit 16% viel geringer als auf den Alpenen Matten, wo über die Hälfte der Flächen besiedelt waren. Dieser Umstand ist zu einem großen Teil durch die lokalen Gegebenheiten im Nationalpark Gesäuse zu erklären.

Sowohl auf den Almen als auch auf den Alpenen Matten erwiesen sich Schneefelder als äußerst wichtige Habitatrequisiten.

Auf den Alpenen Matten wirkten sich zudem das Vorhandensein von Gehölzstrukturen und steigende Werte der durchschnittlichen Biomasse auf der Fläche positiv aus. Überwiegend kahle, felsige Flächen wurden im Bereich der Alpenen Matten gemieden.

Die Almflächen hingegen sind umso attraktiver, je größer die offene Fläche und je weiter die Entfernung zur nächsten Waldfläche ist. Zudem konnte ein negativer Einfluss der minimalen Biomasse auf das Vorkommen des Bergpiepers nachgewiesen werden, was darauf schließen lässt, dass die Art im Almbereich vegetationsarme, schütter bewachsene Flächen benötigt.

Die Verwendung von Satellitendaten des Typs LANDSAT 5 TM erwies sich als sehr hilfreich zur Charakterisierung der Habitatansprüche des Bergpiepers.

Verschiedene Modellierungsansätze werden vorgestellt und die Stärken beziehungsweise Schwächen sowie potentielle Einsatzgebiete der Modellierung mittels logistischer Regression diskutiert.

9. Literaturverzeichnis

BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2000): Multivariate Analysemethoden, Springer, Berlin.

BAUER, H. G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. - Passeriformes - Sperlingsvögel. 2. Überarbeitete Auflage, Aula- Verlag, Wiebelsheim.

BERTHOLD, P. (2000): Vogelzug – eine aktuelle Gesamtübersicht, 4. Auflage, Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt: 280 S.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2008): The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 1. http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_1; letzter Zugriff 20.02.2011

BOLLMANN, K. (1996): The mating system of the alpine Water Pipit in a variable environment: ecological, demographic and fitness aspects. PhD thesis, University of Zürich.

BOLLMANN, K. H.-U. REYER & P.A. BRODMANN (1997): Territory quality and reproductive success: can water pipits *Anthus spinoletta* assess the relationship reliably? Ardea 85: 83-95.

BOLLMANN, K. & H.-U. REYER (2001): Reproductive success of water pipits in an alpine environment. The Condor 103: 510-520.

BÖHM, C. (1986): Revierverhalten und Revierkriterien beim Wasserpieper. Ökologie der Vögel 8: 145 -156.

BÖHM, C., E. Thaler & A. Zegg (1988): Wasserpieper (*Anthus sp. spinoletta*) und Baumpieper (*Anthus trivialis*) brüten im Alpenzoo. Gefiederte Welt 112: 63-66.

BÖHM, C. & A. LANDMANN (1995): Nistplatzwahl, Neststandort und Nestbau beim Wasserpieper (*Anthus spinoletta*). Journal für Ornithologie 136: 1-16.

BÖHM, C. (2000): Die Wasserpieper – vom Meerstrand zum Gletscherrand. 1. Auflage. Aula-Verlag Wiebelsheim: 144 S.

BURES, S. (1993): Food of water pipit nestlings, *Anthus spinoletta spinoletta*, in changing environment. Folia Zoologica 42(3): 213-219.

DVORAK, M., A. RANNER & H.-M. BERG (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde, Wien: 522 S.

FIELDING, A.H. & P.F. HAWORTH (1995): Testing the generality of bird-habitat-models. *Conservation Biology* 9: 1466-1481

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs (Teil 1). Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1. Böhlau Verlag, Wien: 63-165

GENARD, M. & F. LESCOURRET (1992): Modelling wetland habitats for species management: the case of teal (*Anas crecca crecca*) in the Basin d'Arcachon (French Atlantic Coast). *Journal of Environmental Management* 34: 179-195

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 10/II Passeriformes (1. Teil). Aula Verlag Wiesbaden: 516-741

GRAF, R.F., K. BOLLMANN, W. SUTER & H. BUGMANN (2005): The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology* 20: 703 – 717.

GUBERT, F. (2006): Einflussfaktoren auf die floristische Diversität im Almbereich. Laureatsarbeit an der freien Universität Bozen: 99 s.

HIRZEL, A., J. HAUSER & N. PERRIN (2001): Biomapper. <http://www.unil.ch/biomapper>. Letzter Zugriff: 20.02.2011.

HIRZEL, A., J. HAUSER, D. CHESSEL & N. PERRIN (2002): Ecological-Niche Factor Analysis. How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027–2036.

HOSMER, D.W. & S. LEMESHOW (2000): Applied logistic regression. Wiley, New York.

HUTCHINSON, G.E. (1957): Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22: 415–427

JUST, P. (2005): Entwicklung eines statistischen Habitateignungsmodells zur räumlichen Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs (*Crex crex L.*) im Nationalpark Unteres Odertal, Dissertation an der Georg-August-Universität zu Göttingen: 195 S.

KANGAS, J., J. KARSIKKO, L. LAASONEN & T. PUKKALA (1994): A method for estimating the suitability function of wildlife habitat for forest planning on the basis of expertise. *Sylva Svecanica* 27(4): 259–268.

KLEYER, M., R. KRATZ, G. LUTZE & B. SCHRÖDER (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten - Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8(4): 177-194.

KOCIAN, L. A., A. KOCIAN & O. HAVRANEK (1982): Über die Brutbiologie des Wasserpiepers, *Anthus spinoletta* (L, 1758), in der Slowakei. *Biologia Bratislava* 37(6): 633-642.

LENTNER, R. (2001): Brutvögel ausgewählter subalpiner und alpiner Almflächen und Graslandgebiete Westösterreichs. Unveröffentlichter Bericht an das BM für Bildung, Wissenschaft und Kultur, 65 S. + Anhang.

MENARD, S. (2002): Applied logistic regression analysis. Sage Publications, London.

MILLER-AICHHOLZ, F. (2007): Vegetationsökologische Analysen unterschiedlich intensiv bewirtschafteter Almen im Nationalpark Gesäuse. Diplomarbeit an der Universität Wien, 115 S.

MONSERUD, R. A. & R. LEEMANS (1992): Comparing global vegetation maps with Kappa statistic. *Ecological Modelling* 62: 275–293.

NAGELKERKE, N.J.D. (1991): A note on general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691–692.

PARR, R. & A. WATSON (1988): Habitat preferences of grouse on moorland - dominated ground in north - east Scotland (UK). *Ardea* 76(2): 175-180.

PÄTZOLD, R. (1984): Der Wasserpieper. A. Ziemsen Verlag, Lutherstadt Wittenberg, S. 108.

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

RAUTER, C.M., H.-U. REYER & K. BOLLMANN (2002): Selection through predation, snowfall and microclimate on nest-site preferences in the Water Pipit *Anthus spinoletta*. *Ibis* 144: 433-444.

REVITAL-ecoconsult (2006): Digitale CIR-Luftbildkartierung im Nationalpark Gesäuse - Gem. Habitalp Interpretation Key II. Endbericht an den Nationalpark Gesäuse, 69 S.

SCHRÖDER, B. & O. RICHTER (1999/2000): Are habitat models transferable in space and time? Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 195–205.

SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. - Landschaftsökologie und Umweltforschung 35. - PhD thesis, Institute of Geography & Geocology, Technical University of Braunschweig: 228 S.

SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004a): Modellierung der Art- Habitat- Beziehung - ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. UFZ-Bericht 9/2004: 5–26.

SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004b): Validierung von Habitatmodellen. UFZ-Bericht 9/2004: 47–55.

SCHWAB, M., F. BERGLER & G. EGGER (2003): Almbewirtschaftungsplan Sulzkaralm. Unveröff.

SÜDBECK, B. H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: 792 S.

U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE (1981): Standards for the development of Habitat Suitability Index Models. 103 ESM, USDI Fish and Wildlife Services, Division of Ecological Services, Washington DC, 54 S.

VERBEEK, N.A.M. (1970): Breeding ecology of the water pipit. Auk 87: 425-451.

VON DEM BUSSCHE, J., R. SPAAR, H. SCHMID & B. SCHRÖDER (2008): Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) and Blackbird (*T. merula*) in Switzerland. Journal of Ornithology 149: 529–544.

WAKONIGG, H. (1978): Witterung und Klima in der Steiermark. Arbeiten aus dem Institut für Geographie der Universität Graz, H. 23, 473 S.

WALTHER, G.R. (2003): Plants in a warmer world. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 6(3): 169-185.

WARTMANN, B. (1990): Vergleichende Untersuchungen zur Öko-Ethologie von Wasserpieper und Steinschmätzer in den Schweizer Alpen. Current Topics in Avian Biology – Proceedings of the International Centennial Meeting of the Deutsche Ornithologische Gesellschaft. Verlag der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft, Stuttgart, S. 383-389.

WERSCHONIG, E. (2008): Vegetationskundliche Untersuchung dreier aufgelassener Almen im Nationalpark Gesäuse. Diplomarbeit an der Universität Wien: 110 S.

WINDING, N. (1990): Habitatnutzung alpiner Kleinvögel im. Spätsommer/Herbst (Hohe Tauern, Österreichische Zentralalpen): Autökologie und Gemeinschaftsmuster. Ökologie der Vögel 12: 13-37.

WINDING, N., S. WERNER, S. STADLER & L. SLOTTA BACHMAYR (1993): Die Struktur von Vogelmenschen am alpinen Höhengradienten - Quantitative Brutvogelbestandsaufnahme in den Hohen Tauern (Österreichische Zentralalpen). Wissenschaftliche Mitteilungen Nationalpark Hohe Tauern 1: 106-124.

Internetquellen

HIRZEL, A., HAUSER, J. und PERRIN, N. (2001): Biomapper, <http://www.unil.ch/biomapper>, letzter Zugriff: 01.02.2011

Nationalpark Gesäuse: www.nationalpark.co.at, letzter Zugriff: 01.02.2011

Princeton University: MAXENT, <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>, letzter Zugriff: 01.02.2011

10. Abbildungsverzeichnis

ABB.1:	LAGE DES NATIONALPARKS GESÄUSE	6
ABB.2:	NATUR- UND BEWAHRUNGSZONEN IM NATIONALPARK GESÄUSE	7
ABB.3:	WETTERDATEN DER STATION HALL/ADMONDY IM JAHR 2008	7
ABB.4:	WETTERDATEN DER STATION GSCHNEIDEGG IM JAHR 2009	8
ABB.5:	BERGPIEPERMÄNNCHEN IM PRACHTKLEID	9
ABB.6:	VERBREITUNG DES BERGPIEPERS	11
ABB.7:	TYPISCHES MULDENNEST DES BERGPIEPERS	13
ABB.8:	BERGPIEPERHABITAT AM RIFFL/ GESÄUSE	15
ABB.9:	ÜBERBLICK ÜBER DAS STATISTISCHE MODELLIERUNGSVERFAHREN	21
ABB.10:	ROC-KURVEN UND AUC-WERTE	23
ABB.11:	FLÄCHENANTEIL DER HABITATGRUPPEN IM GESAMTEN UNTERSUCHUNGSGEBIET	24
ABB.12:	UNTERSUCHUNGSGEBIET MIT UNTERTEILUNG IN DIE BEIDEN LEBENSÄUME	26
ABB.13:	ACHTSTELLIGE SKALA DER EXPOSITION	29
ABB.14:	BERECHNUNG DER SONNENSCHENINTENSITÄT	30
ABB.15:	BERECHNUNG DER GRENZLÄNGE DES WALDES	32
ABB.16:	HAUPTKOMPONENTENANALYSE	33
ABB.17:	BESETZUNGSGRAD ALM	36
ABB.18:	BESETZUNGSGRAD ALPINE MATTE	36
ABB.19:	STATUS DES BERGPIEPERS IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	37
ABB.20:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DISTANZ (M) ZUM NÄCHSTEN SCHNEEFELD AM ZWEITEN KARTIERUNGSDURCHGANG	39
ABB.21:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DISTANZ (M) ZUM NÄCHSTEN WALD (EXKLUSIVE LATSCHEN)	39
ABB.22:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER MINIMALEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090706_MIN)	39
ABB.23:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VOM DECKUNGSGRAD AN GEHÖLZEN	41
ABB.24:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER GRENZLÄNGE DER SCHNEEFELDER IM ERSTEN UND ZWEITEN DURCHGANG	41
ABB.25:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DURCHSCHNITTLICHEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE	41
ABB.26:	GESCHÄTZTE VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT ANHAND DER MODELLE	44
ABB.27:	VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VON DER MAXIMALEN HÖHE DES RASTERFELDES IN METERN (HÖHE_MAX)	54
ABB. 28:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER MINIMALEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090706_MIN)	54
ABB.29:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON DER DURCHSCHNITTLICHEN BIOMASSE AUF DER FLÄCHE (NDVI_20090801_MEAN)	55
ABB.30:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCH. VON DER HANGRICHTUNG	55
ABB.31:	ABHÄNGIGKEIT DER VORKOMMENSWAHRSCH. VON DER SPANNWEITE DER HÖHENLAGE DES RASTERFELDES IN METERN (HÖHE_RANGE)	56
ABB.32:	GÜTEMÄÙE DES GESAMTMODELLS AUF DEN ALMFLÄCHEN	71
ABB.33:	GÜTEMÄÙE DES GESAMTMODELLS AUF DER ALPINEN MATTE	72
ABB.34:	GÜTEMÄÙE DES MODELLS AUF DEN ALMFLÄCHEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES NDVI UND DATEN AUS DEM GELÄNDEMÖDELL	73
ABB.35:	GÜTEMÄÙE DES MODELLS AUF DEN ALMFLÄCHEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES NDVI UND DATEN AUS DEM GELÄNDEMÖDELL	74

11. Tabellenverzeichnis

TAB.1: SYSTEMATISCHE STELLUNG DES BERGPIEPERS	9
TAB.2: DER WASSERPIEPERKOMPLEX	10
TAB.3: BRUTBESTAND DES BERGPIEPERS	12
TAB.4: AUFTEILUNG DER RASTERFELDER AUF DIE BEIDEN KATEGORIEN	25
TAB.5: KLASSIFIKATION DER GELÄNDEFORM	27
TAB.6: VERWENDETE AUSGANGSDATEN	28
TAB.7: MODELLBILDUNGSPROZESS ALMEN	38
TAB.8: MODELLBILDUNGSPROZESS ALPINE MATTEN	40
TAB.9: GÜTEMAßE DER MODELLE	42
TAB.10: HÖHENVERBREITUNG DES BERGPIEPERS UND DES BAUMPIEPERS IM GESÄUSE	51
TAB.11: GÜTEMAßE DER MODELLE DIE NUR DATEN AUS DEM GELÄNDEMDELL UND DEN SATELLITENDATEN BEINHALTEN	54
TAB.12: MODELLBILDUNGSPROZESS MIT DATEN AUS DEM GELÄNDEMDELL UND SATELLITENDATEN AUF DER ALPINEN MATTE	65
TAB.13: MODELLBILDUNGSPROZESS MIT DATEN AUS DEM GELÄNDEMDELL UND SATELLITENDATEN AUF DER ALM	65
TAB.14: VARIABLENABKÜRZUNGEN UND VARIABLENBESCHREIBUNGEN	68
TAB.15: ERGEBNISSE DER UNIVARIATEN LOGISTISCHEN REGRESSIONSMODELLE	70
TAB.16: HÖHENVERBREITUNG DER WICHTIGSTEN ERHOBENEN VOGELARTEN	70

12. Anhang

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 1	@20090801_MEAN	0.05	0.01	22.20	1	0.0000	1.05
	Constant	-8.08	1.93	17.55	1	0.0000	0.00
Schritt 2	@20090801_MEAN	0.04	0.01	13.85	1	0.0002	1.05
	Aspect_8			9.26	7	0.2347	
	Aspect_8(1)	0.37	42877.58	0.00	1	1.0000	1.44
	Aspect_8(2)	-21.27	14933.58	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(3)	-21.51	14933.58	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(4)	-20.49	14933.58	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(5)	-20.31	14933.58	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(6)	-19.56	14933.58	0.00	1	0.9990	0.00
	Aspect_8(7)	-0.52	16957.78	0.00	1	1.0000	0.60
Constant	13.46	14933.58	0.00	1	0.9993	698463.39	
Schritt 3	@20090801_MEAN	0.04	0.01	10.65	1	0.0011	1.04
	Hoehe_RANGE	-0.02	0.01	6.88	1	0.0087	0.98
	Aspect_8			9.51	7	0.2182	
	Aspect_8(1)	0.41	42881.02	0.00	1	1.0000	1.50
	Aspect_8(2)	-21.25	14943.46	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(3)	-21.30	14943.46	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(4)	-20.25	14943.46	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(5)	-20.19	14943.46	0.00	1	0.9989	0.00
	Aspect_8(6)	-19.27	14943.46	0.00	1	0.9990	0.00
Aspect_8(7)	-0.38	16891.51	0.00	1	1.0000	0.68	
Constant	15.26	14943.46	0.00	1	0.9992	4260542.49	

TAB.12: MODELLBILDUNGSPROZESS MIT DATEN AUS DEM GELÄNDEMOMELL UND SATELLITENDATEN AUF DER ALPINEN MATTE

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 1	Hoehe_MAX	0.01	0.00	41.84	1	0.0000	1.01
	Constant	-20.10	3.10	42.13	1	0.0000	0.00
Schritt 2	@20090706_MIN	-0.06	0.02	12.50	1	0.0004	0.95
	Hoehe_MAX	0.01	0.00	35.37	1	0.0000	1.01
	Constant	-9.88	4.08	5.88	1	0.0154	0.00

TAB.13: MODELLBILDUNGSPROZESS MIT DATEN AUS DEM GELÄNDEMOMELL UND SATELLITENDATEN AUF DER ALM

Variablenname kurz	Variablenname lang	Ausgangsdaten	Typ
Anzahl_Habitattypen	Anzahl Polygone mit verschiedener Habitattypenzuordnung	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
AreaSol_MAX	Maximale Sonneneinstrahlungsintensität	Geländemodell	stetig
AreaSol_MEAN	Mittlere Sonneneinstrahlungsintensität	Geländemodell	stetig
AreaSol_MIN	Minimale Sonneneinstrahlungsintensität	Geländemodell	stetig
AreaSol_RANGE	Spannweite der Sonneneinstrahlungsintensität	Geländemodell	stetig
Aspect_MAX	Maximalwert der Hangrichtung in Grad	Geländemodell	stetig
Aspect_MEAN	Mittelwert der Hangrichtung in Grad	Geländemodell	stetig
Aspect_MIN	Minimalwert der Hangrichtung in Grad	Geländemodell	stetig
Aspect_RANGE	Spannweite der Hangrichtung in Grad	Geländemodell	stetig
Aspect8	Hangrichtung in den 8 Kategorien (Abb.13)	Geländemodell	kategorial
DCDS_Flaeche	Deckungsgrad Gebüsche pro Fläche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DCGH_Flaeche	Deckungsgrad gehölze pro Fläche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DCRock_Flaeche	Deckungsgrad Fels pro Fläche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DCSree_Flaeche	Deckungsgrad Geröll pro Fläche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DCTrees_Flaeche	Deckungsgrad Bäume pro Fläche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Dist_Wald+Latsche	Distanz zu Wald inklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Dist_Schn_DG1	Distanz zu nächstem Schneefeldern im 1. Durchgang	eigene Kartierung	stetig
Dist_Wald_ohne_Latsche	Distanz zu Wald exklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistFeuchtgruenland	Distanz zum Habitattyp Feuchtgrünland	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistGeroell	Distanz zu nächstem Geröll	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistGewaesser	Distanz zu nächstem Gewässer	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistHochstauden	Distanz zu den nächsten Hochstauden	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
distLatsche	Distanz zu nächstem Latschengebüsch	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistQuellen	Distanz zu nächster Quelle	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
DistSchn12	kürzeste Distanz zu nächstem Schneefeld in Durchg. 1od. 2	eigene Kartierung	stetig
DistSchnDG2	kürzeste Distanz zu nächstem Schneefeld im 2. Durchg.	eigene Kartierung	stetig
DistVerkehr	kürzeste Distanz zu nächster Verkehrseinrichtung	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Flaeche_Wald_ohne_Latsche	Fläche des Waldes exklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
FlaecheLatsche	Fläche Latschengebüsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
FlaecheWald+Latsche	Fläche des Waldes inklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
FIGeroell	Fläche Geröll	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
FISchn12	Addierte Fläche der Schneefelder im 1. und 2. Durchgang	eigene Kartierung	stetig

FISchnDG1	Fläche der Schneefelder im 1. Durchgang	eigene Kartierung	stetig
FISchnDG2	Fläche der Schneefelder im 2. Durchgang	eigene Kartierung	stetig
Gehölz vorh. exkl. Latsche	Gehölz vorhanden exklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	kategorial
Gehölze vorh. inkl. Latsche	Gehölze vorhanden inklusive Latsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	kategorial
Gelaendeform	8 Kategorien (Tab.5)	eigene Kartierung	kategorial
GrenlaeSchnDG1	Grenzlänge der Schneefelder im 1. Durchgang	eigene Kartierung	stetig
GrenzaeSchnDG2	Grenzlänge der Schneefelder im 2. Durchgang	eigene Kartierung	stetig
Grenzlae_Latsche	Grenzlänge der Latschengebüsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Grenzlae_Wald+Latsche	Grenzlänge des Waldes inklusive Latschengebüsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
GrenzLaeGeroell	Grenzlänge des Gerölls	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
GrenzLaenge Wald_ohne_Latsche	Grenzlänge des Waldes exklusive Latschengebüsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
GrenzlaeSchn12	Addierte Grenzlänge der Schneefelder im 1. und 2. Durchg.	eigene Kartierung	stetig
Hoehe_MAX	Maximale Höhe	Geländemodell	stetig
Hoehe_MEAN	Durchschnittliche Höhe	Geländemodell	stetig
Hoehe_MIN	Minimale Höhe	Geländemodell	stetig
Hoehe_RANGE	Spannweite der Höhe	Geländemodell	stetig
Latsche vorhanden	Anwesenheit von Latschengebüschen	eigene Kartierung	kategorial
Latsche_Flaeche	Fläche der Latschengebüsche	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Laubholz_Flaeche	Fläche der Laubgehölze	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
Nadelholz_Flaeche	Fläche der Nadelgehölze	Habitatkartierung (CIR-Luftbildinterpretation)	stetig
NDVI_20090706_MAX	Normalized Differential Vegetation Index am 06.07.2009	Landsat 5TM Szene vom 06.07.2009	stetig
NDVI_20090706_MEAN	Normalized Differential Vegetation Index am 06.07.2009	Landsat 5TM Szene vom 06.07.2009	stetig
NDVI_20090706_MIN	Normalized Differential Vegetation Index am 06.07.2009	Landsat 5TM Szene vom 06.07.2009	stetig
NDVI_20090801_MAX	Normalized Differential Vegetation Index am 01.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 01.08.2009	stetig
NDVI_20090801_MEAN	Normalized Differential Vegetation Index am 01.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 01.08.2009	stetig
NDVI_20090801_MIN	Normalized Differential Vegetation Index am 01.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 01.08.2009	stetig
NDVI_20090817_MAX	Normalized Differential Vegetation Index am 17.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 17.08.2009	stetig
NDVI_20090817_MEAN	Normalized Differential Vegetation Index am 17.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 17.08.2009	stetig
NDVI_20090817_MIN	Normalized Differential Vegetation Index am 17.08.2009	Landsat 5TM Szene vom 17.08.2009	stetig
Schneefeld vorhanden 12	Anwesenheit von Schneefeldern im 1. oder im 2. Durchg.	eigene Kartierung	kategorial
Schneefeld vorhanden DG1	Anwesenheit von Schneefeldern im ersten Durchgang	eigene Kartierung	kategorial
Schneefeld vorhanden DG2	Anwesenheit von Schneefeldern im zweiten Durchgang	eigene Kartierung	kategorial
SlopeDegree_MAX	Maximale Hangneigung in Grad	Geländemodell	stetig

SlopeDegree_MEAN	Mittlere Hangneigung in Grad	Geländemodell	stetig
SlopeDegree_MIN	Minimale Hangneigung in Grad	Geländemodell	stetig
SlopeDegree_RANGE	Spannweite Hangneigung in Grad	Geländemodell	stetig

TAB.14: VARIABLENABKÜRZUNGEN UND VARIABLENBESCHREIBUNGEN

Variablenname	Alm		Alpine Matte	
	R ² N	Ausschlusskriterium	R ² N	Ausschlusskriterium
Anzahl_Habitattypen	0.1779	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0171	R ² Nagelkerke < 0,1
AreaSol_MAX	0.1188	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0347	R ² Nagelkerke < 0,1
AreaSol_MEAN	0.0786	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0009	R ² Nagelkerke < 0,1
AreaSol_MIN	0.0059	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0038	R ² Nagelkerke < 0,1
AreaSol_RANGE	0.0231	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0204	R ² Nagelkerke < 0,1
Aspect_MAX	0.0132	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0594	R ² Nagelkerke < 0,1
Aspect_MEAN	0.0235	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0937	R ² Nagelkerke < 0,1
Aspect_MIN	0.0153	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0033	R ² Nagelkerke < 0,1
Aspect_RANGE	0.0001	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0322	R ² Nagelkerke < 0,1
Aspect8	0.0785	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0953	R ² Nagelkerke < 0,1
DCDS_Flaeche	0.2793	korreliert mit Latsche_Flaeche	0.0477	R ² Nagelkerke < 0,1
DCGH_Flaeche	0.2714	korreliert mit Dist_Wald_ohne_Latsche	0.1698	keines
DCRock_Flaeche	0.1078	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1509	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
DCScree_Flaeche	0.0943	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0218	R ² Nagelkerke < 0,1
DCTrees_Flaeche	0.1300	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0006	R ² Nagelkerke < 0,1
Dist_Wald+Latsche	0.0607	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1605	korreliert mit DCGH_Flaeche
Dist_Schn_DG1	0.4595	korreliert mit DistSchnDG2	0.0009	R ² Nagelkerke < 0,1
Dist_Wald_ohne_Latsche	0.3778	keines	0.0560	R ² Nagelkerke < 0,1
DistFeuchtgruenland	0.0776	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0687	R ² Nagelkerke < 0,1
DistGeroell	0.0952	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0667	R ² Nagelkerke < 0,1
DistGewaesser	0.4275	korreliert mit DistSchnDG2	0.0366	R ² Nagelkerke < 0,1
DistHochstauden	0.4472	korreliert mit DistSchnDG2	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1

distLatsche	0.2807	korreliert mit Latsche_Flaeche	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
DistQuellen	0.0909	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0840	R ² Nagelkerke < 0,1
DistSchn12	0.5881	korreliert mit DistSchnDG2	0.1913	korreliert mit GrenzlaeSchn12
DistSchnDG2	0.6026	keines	0.0325	R ² Nagelkerke < 0,1
DistVerkehr	0.3407	korreliert mit DistSchnDG2	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
Flaeche_Wald_ohne_Latsche	0.3055	korreliert mit Dist_Wald_ohne_Latsche	0.0177	R ² Nagelkerke < 0,1
FlaecheLatsche	0.2136	korreliert mit Latsche_Flaeche	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
FlaecheWald+Latsche	0.1029	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0003	R ² Nagelkerke < 0,1
FIGeroell	0.0615	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0006	R ² Nagelkerke < 0,1
FlSchn12	0.2038	korreliert mit DistSchnDG2	0.2060	korreliert mit GrenzlaeSchn12
FISchnDG1	0.1828	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1989	korreliert mit GrenzlaeSchn12
FISchnDG2	0.1694	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1354	korreliert mit GrenzlaeSchn12
Gehölz vorh. exkl. Latsche	0.3122	korreliert mit Dist_Wald_ohne_Latsche	0.0014	R ² Nagelkerke < 0,1
Gehölze vorh. inkl. Latsche	0.0558	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0011	R ² Nagelkerke < 0,1
Gelaendeform	0.2905	keines	0.1517	keines
GrenzlaeSchnDG1	0.2903	korreliert mit DistSchnDG2	0.2557	korreliert mit GrenzlaeSchn12
GrenzlaeSchnDG2	0.1734	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1354	korreliert mit GrenzlaeSchn12
Grenzlae_Latsche	0.2534	korreliert mit Latsche_Flaeche	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
Grenzlae_Wald+Latsche	0.0668	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0003	R ² Nagelkerke < 0,1
GrenzLaeGeroell	0.0769	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0027	R ² Nagelkerke < 0,1
GrenzLaenge Wald_ohne_Latsche	0.3157	korreliert mit Dist_Wald_ohne_Latsche	0.0112	R ² Nagelkerke < 0,1
GrenzlaeSchn12	0.3521	korreliert mit DistSchnDG2	0.2771	keines
Hoehe_MAX	0.6014	korreliert mit DistSchnDG2	0.0896	R ² Nagelkerke < 0,1
Hoehe_MEAN	0.6017	korreliert mit DistSchnDG2	0.0934	R ² Nagelkerke < 0,1
Hoehe_MIN	0.5835	korreliert mit DistSchnDG2	0.0979	R ² Nagelkerke < 0,1
Hoehe_RANGE	0.0082	korreliert mit DistSchnDG2	0.0003	R ² Nagelkerke < 0,1
Latsche vorhanden	0.2743	korreliert mit Latsche_Flaeche	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
Latsche_Flaeche	0.2912	keines	0.0022	R ² Nagelkerke < 0,1
Laubholz_Flaeche	0.0233	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0015	R ² Nagelkerke < 0,1
Nadelholz_Flaeche	0.0939	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0004	R ² Nagelkerke < 0,1
NDVI_20090706_MAX	0.1114	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0590	R ² Nagelkerke < 0,1
NDVI_20090706_MEAN	0.1697	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0631	R ² Nagelkerke < 0,1
NDVI_20090706_MIN	0.2272	keines	0.0628	R ² Nagelkerke < 0,1

NDVI_20090801_MAX	0.0004	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1860	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
NDVI_20090801_MEAN	0.0161	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1909	keines
NDVI_20090801_MIN	0.0476	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1440	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
NDVI_20090817_MAX	0.0670	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1020	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
NDVI_20090817_MEAN	0.0779	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1200	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
NDVI_20090817_MIN	0.0894	R ² Nagelkerke < 0,2	0.1252	korreliert mit NDVI_20090801_MEAN
Schneefeld vorhanden 12	0.4131	korreliert mit DistSchnDG2	0.2316	korreliert mit GrenzlaeSchn12
Schneefeld vorhanden DG1	0.3305	korreliert mit DistSchnDG2	0.2316	korreliert mit GrenzlaeSchn12
Schneefeld vorhanden DG2	0.2271	korreliert mit DistSchnDG2	0.1354	korreliert mit GrenzlaeSchn12
SlopeDegree_MAX	0.0110	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0079	R ² Nagelkerke < 0,1
SlopeDegree_MEAN	0.0097	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0000	R ² Nagelkerke < 0,1
SlopeDegree_MIN	0.0050	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0089	R ² Nagelkerke < 0,1
SlopeDegree_RANGE	0.0030	R ² Nagelkerke < 0,2	0.0221	R ² Nagelkerke < 0,1

Tab.15: ERGEBNISSE DER UNIVARIATEN LOGISTISCHEN REGRESSIONSMODELLE

ANTSPI	PRUMOD	TURTOR	PHOOCH	TURCOL	ANTTRI	TURPHI	LAGMUT	MONNIV	OENOEN	Höhenstufe Meter
0	2	1	1	0	8	3	0	0	0	889 bis 1100
3	3	3	1	0	1	0	0	0	0	1100 bis 1300
16	28	17	5	0	2	6	0	0	0	1300 bis 1500
46	30	12	5	0	1	1	0	0	0	1500 bis 1700
70	29	11	9	4	0	0	2	0	2	1700 bis 1900
89	12	3	5	13	0	0	8	3	1	1900 bis 2100
11	0	0	1	4	0	0	0	2	0	2100 bis 2210
235	104	47	27	21	12	10	10	5	3	Summe Nachweise

Tab.16: HÖHENVERBREITUNG DER WICHTIGSTEN ERHOBENEN VOGELARTEN SORTIERT NACH DER HÄUFIGKEIT DER NACHWEISE

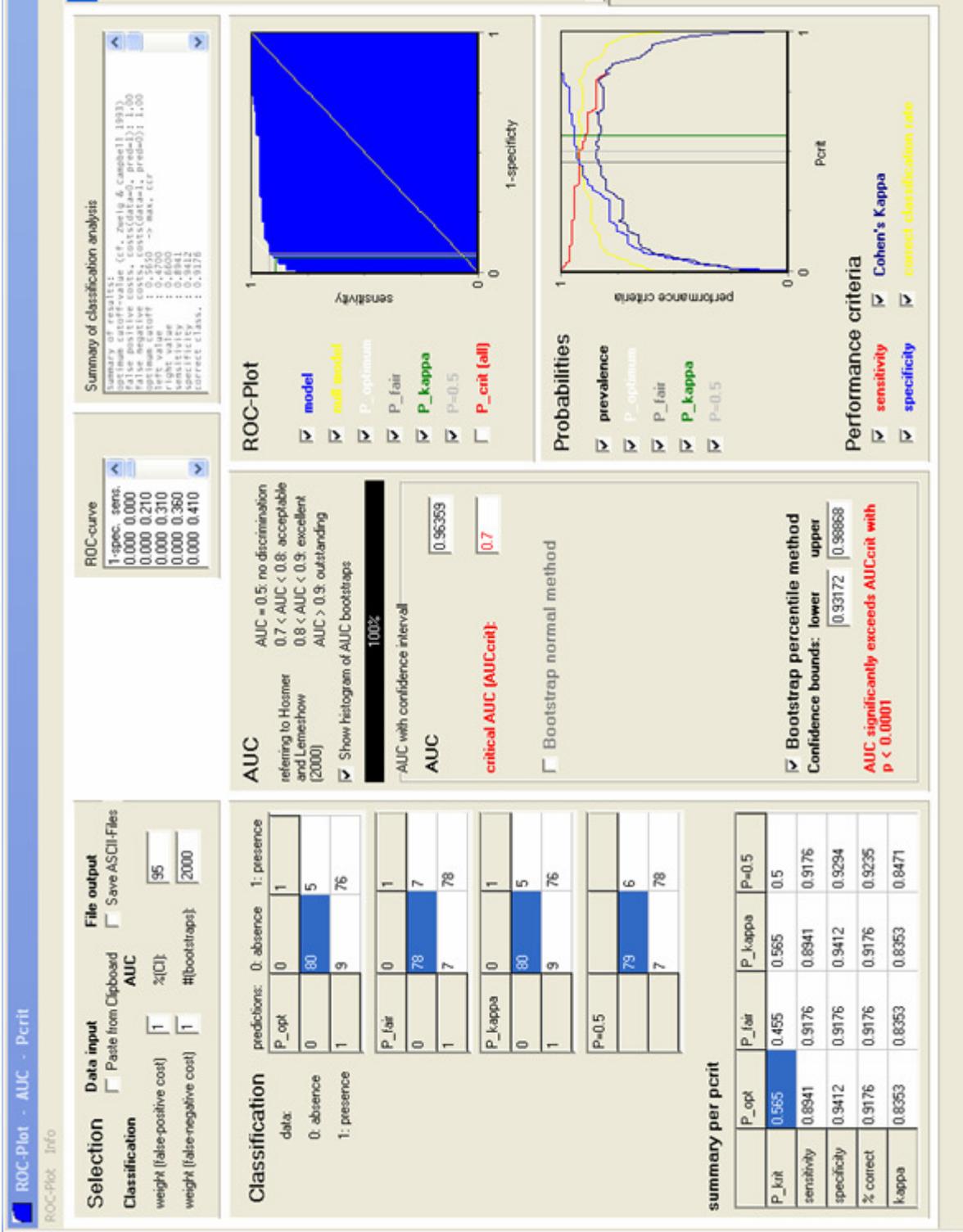


ABB. 32: GÜTEMAßE DES GESAMTMODELLS AUF DEN ALMFLÄCHEN

Selection

Data input
 Paste from Clipboard
 Save ASCII-Files

Classification
 weight (false-positive cost) % (C):
 weight (false-negative cost) # (bootstraps):

ROC-curve

1-spec. sens.
 0.000 0.000
 0.000 0.150
 0.000 0.230
 0.000 0.260
 0.000 0.310

Summary of classification analysis

```

Summary of results:
optimum cutoff-value (cf., Zweig & Campbell 1993): 0.4800
false positive costs, costs(false), prod(f): 1.00
false negative costs, costs(true), prod(t): 1.00
optimum cutoff: 0.4800 -> max. ccr
left value : 0.4800
right value : 0.4800
sensitivity : 0.9400
specificity : 0.5532
correct class. : 0.8477
    
```

Classification

predictions: 0: absence 1: presence

data:	P_opt	P_fair	P_kappa	P=0.5
0: absence	0	0	0	0
1: presence	26	36	28	28
	9	35	12	12
	141	115	138	138

summary per pcrit

	P_opt	P_fair	P_kappa	P=0.5
P_crit	0.48	0.705	0.5025	0.5
sensitivity	0.94	0.7667	0.92	0.92
specificity	0.5532	0.766	0.5957	0.5957
% correct	0.8477	0.7665	0.8426	0.8426
kappa	0.5406	0.4532	0.5435	0.5435

AUC

AUC = 0.5: no discrimination
 0.7 < AUC < 0.8: acceptable
 0.8 < AUC < 0.9: excellent
 AUC > 0.9: outstanding

Show histogram of AUC bootstraps

AUC with confidence interval
 AUC

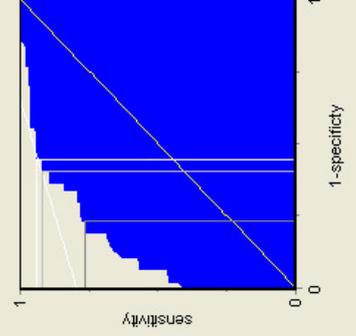
critical AUC (AUCcrit):

Bootstrap normal method

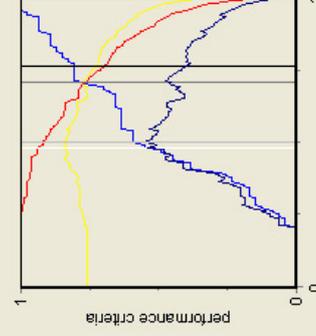
Bootstrap percentile method
 Confidence bounds: lower upper

AUC significantly exceeds AUCcrit with p < 0.0001

ROC-Plot



Probabilities



Performance criteria

sensitivity
 specificity
 Cohen's Kappa
 correct classification rate

ABB. 33: GÜTEMAßE DES GESAMTMODELLS AUF DEN ALPINEN MATTEN

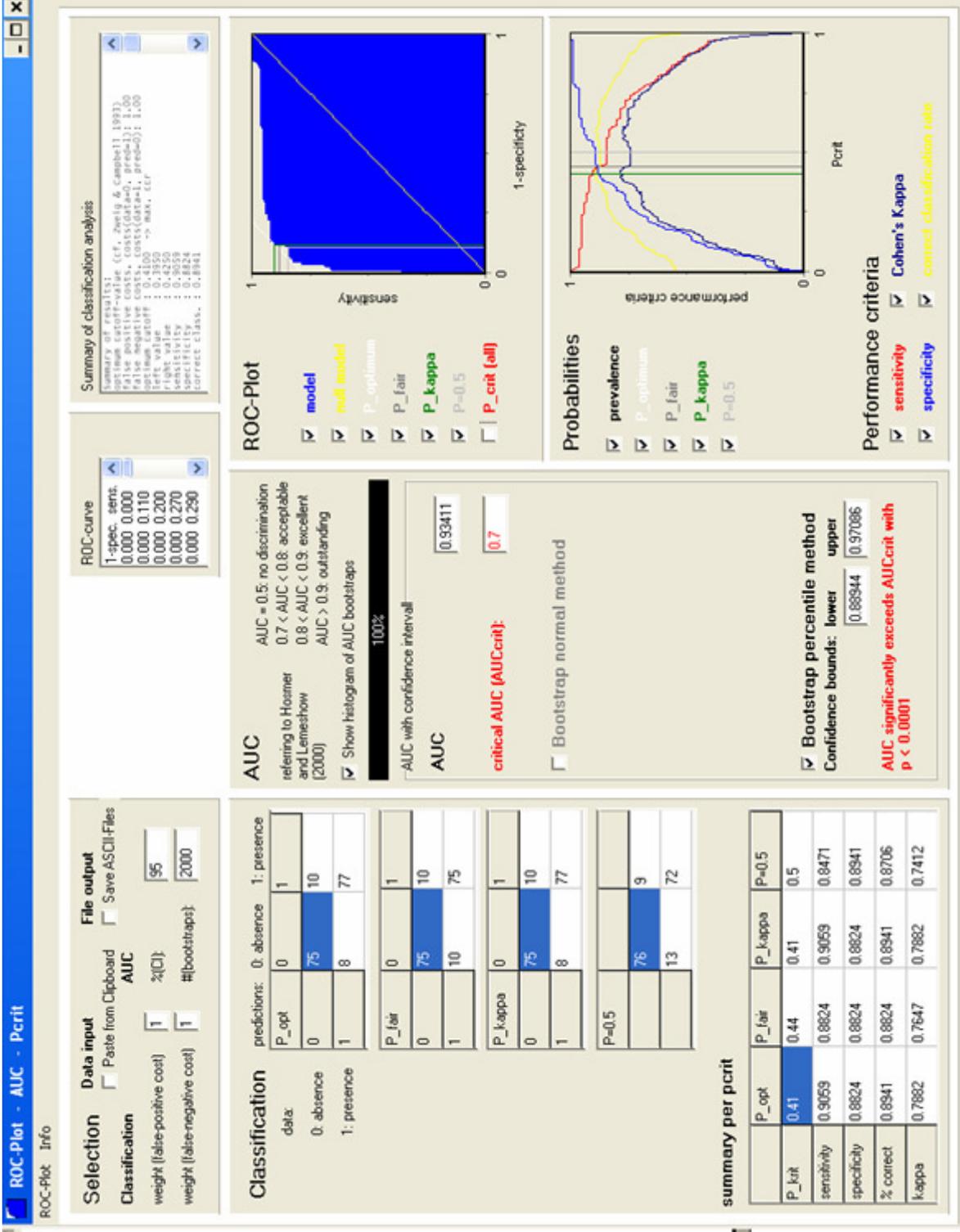


Abb. 34: GÜTEMAßE DES MODELLS AUF DEN ALMFLÄCHEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES NDVI UND DATEN AUS DEM GELÄNDEMÖDELL

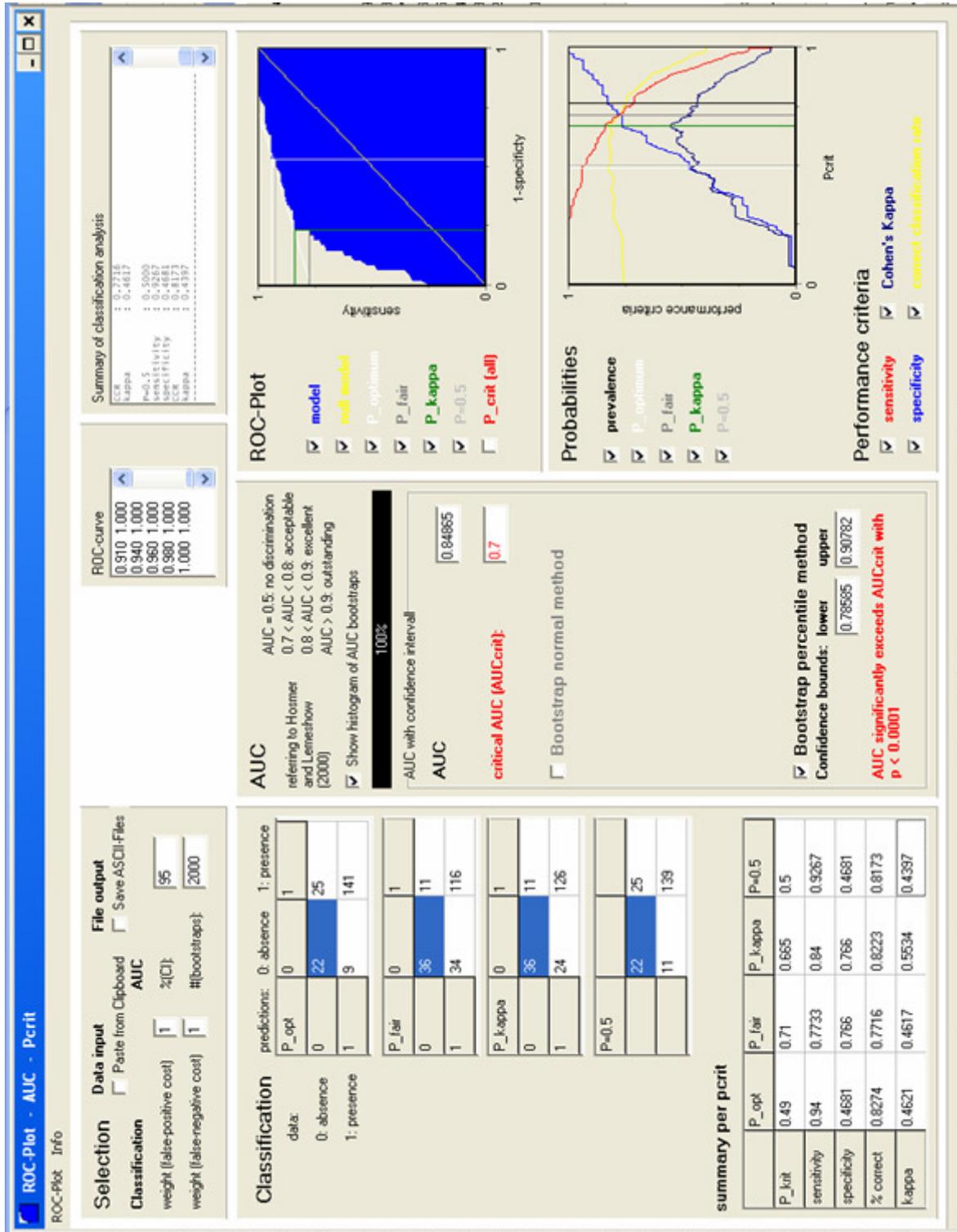


ABB. 35: GÜTEMASSE DES MODELLS AUF DEN ALPINEN MATTEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES NDVI UND DATEN AUS DEM GELÄNDEMOMENT